

Gewässerökologisches Monitoring von Habitatverbesserungsmaßnahmen im Unterlauf der Krems:

Evaluierung der Restrukturierungsmaßnahmen im Bereich Ritzlhof und Oberaudorf anhand der Fisch- und Makrozoobenthosgesellschaften

T. Friedrich, C. Scheder, U. Bart & C. Gumpinger

Wels, Juni 2013

www.blattfisch.at



**Gewässerökologisches Monitoring von
Habitatverbesserungsmaßnahmen im Unterlauf der Krems:
Evaluierung der Restrukturierungsmaßnahmen im Bereich
Ritzlhof und Oberaudorf anhand der Fisch- und
Makrozoobenthosgesellschaften**

**Thomas Friedrich, Christian Scheder,
Ulrike Bart & Clemens Gumpinger**

www.blattfisch.at

**technisches büro für gewässerökologie
di clemens gumpinger**

4600 wels | gabelsbergerstraße 7
tel. 07242/21 15 92 | office@blattfisch.at



**Im Auftrag des Amtes der Oberösterreichischen Landesregierung,
Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft,
Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft**

Wels, Juni 2013

INHALTSVERZEICHNIS

Projektteil Fische	1
1 EINLEITUNG	2
2 UNTERSUCHUNGSGEBIET	3
2.1 Probestelle 1.....	5
2.2 Probestelle 2.....	7
2.3 Probestelle 3.....	9
3 METHODIK	11
3.1 Probestellen und Probestrecken	11
3.2 Datenerhebung	13
3.3 Datenauswertung – Berechnung des ökologischen Zustandes anhand der Fischfauna	15
4 ERGEBNISSE DER BEFISCHUNGEN	20
4.1 Probestelle 1 – Restrukturierung Ritzlhof	21
4.1.1 Probestrecke 1a – quantitative Befischung	21
4.1.2 Probestrecke 1b – qualitative Befischung	22
4.1.3 Bewertung Probestelle 1.....	23
4.2 Probestelle 2 - regulierte Strecke Oberaudorf	24
4.3 Probestelle 3 – Restrukturierung Oberaudorf	25
4.3.1 Probestrecke 3a – quantitative Befischung im strukturierten Hauptarm	25
4.3.2 Probestrecke 3b – qualitative Befischung in den Nebenarmen und im Stau.....	26
4.3.3 Bewertung Probestrecke 3.....	28
5 VERGLEICH DER BEFISCHUNGSERGEBNISSE	30
5.1 Ökologischer Zustand.....	30
5.2 Vergleich der Populationsstrukturen innerhalb einer Spezies.....	33
5.2.1 Aitel	33
5.2.2 Barbe.....	33

5.2.3	Nase	33
5.2.4	Schneider	33
5.2.5	Bachforelle.....	34
5.2.6	Bachschmerle.....	34
5.2.7	Gründling.....	34
5.2.8	Hasel	34
5.2.9	Koppe.....	34
5.2.10	Laube	35
5.3	Vergleich der Populationsstrukturen aller erhobenen Spezies	35
5.4	Vergleich mit anderen Befischungen in der Krems.....	35
5.4.1	Ist- Bestandserhebung bei Nöstlbach im Jahr 2010	35
6	DISKUSSION.....	36
6.1	Problembereiche und mögliche Ursachen.....	36
6.2	Verbesserungsvorschläge	39
7	ZUSAMMENFASSUNG	40
	Projektteil Makrozoobenthos.....	42
8	PROJEKTGEBIET.....	43
8.1	Strecke 1 – Restrukturierungsabschnitt Ritzlhof.....	43
8.2	Strecke 2 – Regulierung	46
9	METHODIK	48
10	ERGEBNISSE.....	51
10.1	Artenlisten und Verteilungen.....	51
10.1.1	Strecke 1 – Restrukturierungsabschnitt	51
10.1.2	Strecke 2 – Regulierung	52
10.1.3	Faunistischer Vergleich der beiden Strecken	54

10.2	Ökologischer Zustand anhand der Wirbellosengesellschaften	55
10.2.1	Strecke 1 – Restrukturierungsabschnitt	55
10.2.2	Strecke 2 – Regulierungsabschnitt	56
10.3	Ökologische Indices.....	57
10.3.1	Verteilung der saprobiellen Valenzen und Saprobienindex	57
10.3.2	Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen	58
10.3.3	Zusammensetzung der Ernährungstypen	58
10.3.4	Auswertung der EPT-Taxa.....	59
11	DISKUSSION.....	60
	Zusammenschau beider Projektteile.....	62
12	ÖKOLOGISCHER GESAMTZUSTAND.....	63
13	FAZIT.....	63
14	LITERATUR.....	65

Projektteil Fische

1 EINLEITUNG

Wie zahlreiche andere Gewässer wurde auch die Krems Anfang des 20. Jahrhunderts aufgrund der zunehmenden Industrialisierung und des steigenden Besiedlungsdruckes massiv umgestaltet. Der Lauf der Krems ist heute beinahe durchgehend anthropogen überformt, und im Zuge der wasserbaulichen Regulierungsarbeiten ist mehr als die Hälfte des Gewässerlaufes in ein monotonen Regulierungsprofil verlegt worden (GUMPINGER & SILIGATO 2004, BART & GUMPINGER 2008).

Folge der massiven Regulierungen, die den erhofften „absoluten Hochwasserschutz“ natürlich nicht erbringen konnten, ist der Verlust der Möglichkeit der dynamischen Umgestaltung des Flussbettes und der Uferbereiche sowie der lateralen Vernetzung mit dem Umland. Viele spezialisierte Tier- und Pflanzenarten finden in den verbauten Gewässerabschnitten keinen Lebensraum mehr und werden stark zurückgedrängt oder sterben gänzlich aus. Gegenüber Umweltveränderungen unsensible Arten, sogenannte Ubiquisten, verbreiten und vermehren sich hingegen zusehends. Auch die Bestände verschiedener nicht heimischer Arten sind aufgrund ihres guten Anpassungsvermögens und ihrer raschen Reaktion auf Umweltveränderungen in Zunahme begriffen.

In den letzten Jahren wurden im Unterlauf der Krems mehrere Restrukturierungen und habitatverbessernde Maßnahmen vorgenommen. Ziel der vorliegenden Untersuchung ist die Dokumentation der Wirkung dieser Maßnahmen anhand der Ergebnisse der Analyse der Fisch- und Makrozoobenthosfauna.

2 UNTERSUCHUNGSGBIET

Die Krems ist ein Gewässer des nördlichen Alpenvorlandes, genauer der Traun-Enns-Platte, mit der Flussordnungszahl 5 (FINK et al. 2000). Ihr von Süden nach Nordosten verlaufendes Einzugsgebiet hat eine Gesamtgröße von etwa 378 km², und die Gesamtlänge der Krems beträgt 63,3 km (GUMPINGER & SILIGATO 2004).

Geologisch gesehen liegt der Krems-Ursprung im Hauptdolomit der nördlichen Kalkalpen. Bei Kirchdorf durchströmt die Krems ein kurzes Stück der Flyschzone, bevor sie dann in die Molassezone des Alpenvorlandes mit ihren Schlierablagerungen eintritt. Ab etwa der Höhe der Ortschaft Nettingsdorf bis zu ihrer Mündung in die Traun durchfließt sie schließlich das Alluvium von Traun und Donau (PAPLHAM et al. 1976). Das Projektgebiet liegt in der Molassezone des Alpenvorlandes.

Im Folgenden werden die Eckdaten aus dem Hydrographischen Jahrbuch von Österreich (HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO IM BMLFUW 2011) angeführt. Hierzu wird die direkt flussabwärts der Probestrecke 2 gelegene Pegelmessstelle Kremsdorf herangezogen.

Einzugsgebietsgröße:	365,3 km ²
Abflussregime:	winterpluviales Abflussregime
MQ (Jahresreihe 1966 – 2009)	6,01 m ³ /s
MJNQ _T (Jahresreihe 1966 – 2009)	1,98 m ³ /s
NQ (Jahresreihe 1966 – 2009)	0,45 m ³ /s
HQ (Jahresreihe 1966 – 2009)	274 m ³ /s

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der Stadtgemeinde Ansfelden (Abb. 1). Die Untersuchungsbereiche werden anschließend, von der obersten Probestelle flussabwärts, definiert.

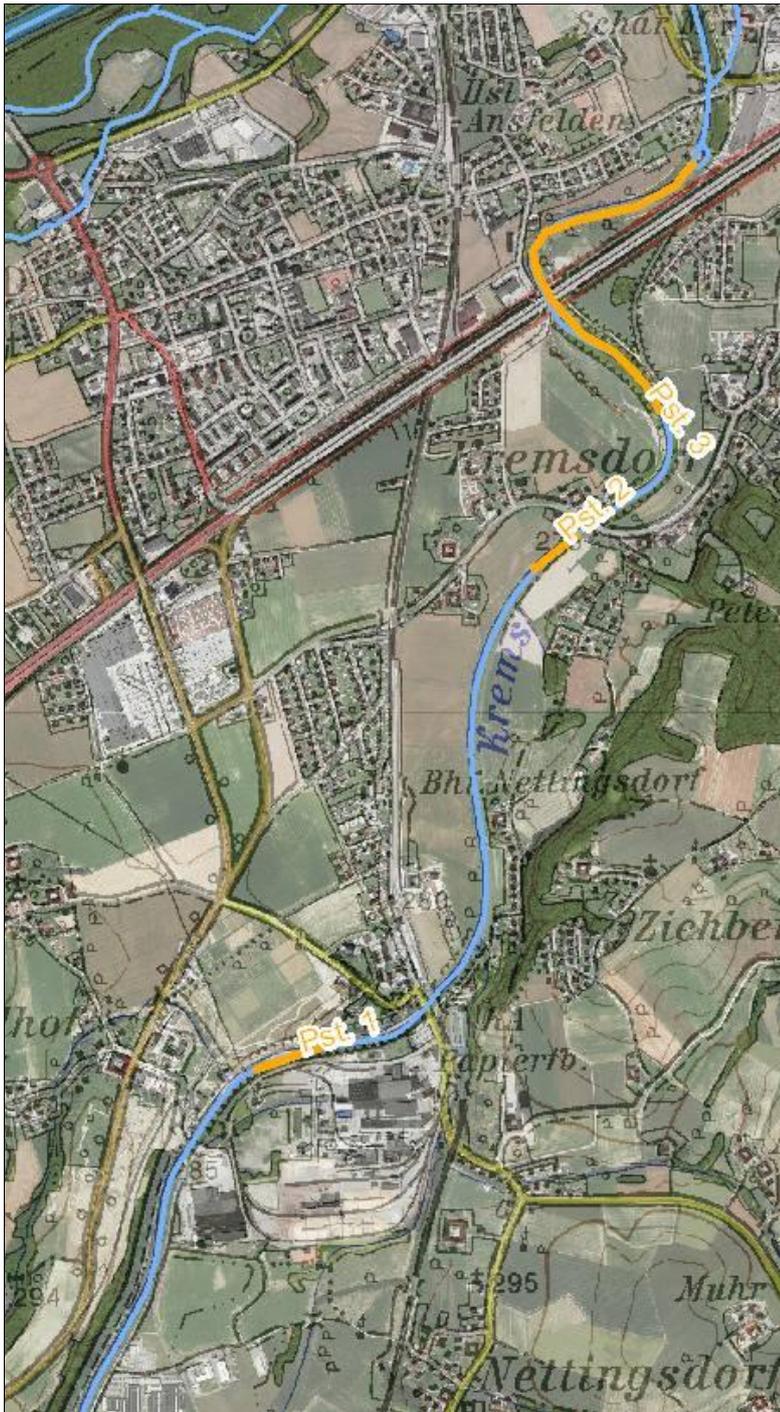


Abb. 1: Lage der untersuchten Gewässerabschnitte (Probestellen, Pst.) im Krems-Unterlauf.

2.1 Probestelle 1

Die Probestelle 1 umfasst den ökologisch aufgewerteten Bereich in der Krems bei Ritzlhof. Vor der Umgestaltung im Jahr 2009 floss die Krems in einem naturfernen, gleichförmigen Regulierungsprofil (Abb. 2). Über eine Laufstrecke von etwa 320 Metern wurde das orographisch linke Ufer aufgeweitet und im Gewässerbett durch die Anlage von Inseln und Holzbuhnen eine naturnähere Linienführung und Strukturausstattung hergestellt (Abb. 3). Die Schotterinseln wurden geschüttet und anschließend mittels Holzeinbauten am Inselkopf gesichert. Die Öffnung der Ufersicherung am linken Ufer führte zu einer Ausbildung eines Uferabbruchs, was in Verbindung mit dem Insel-Nebenarmsystem zumindest kleinräumig eine dynamische Entwicklung ermöglicht.



Abb. 2: Probestelle 1 vor Beginn der Bauarbeiten.

Seit der ökologischen Umgestaltung hat sich dieser Krems-Abschnitt sehr gut entwickelt. Der Hauptarm ist durch einen tieferen Rinner entlang des Prallhanges am orographisch linken Ufer geprägt. Die Abbruchwand am Prallhang hat sich seit der Umsetzung der Maßnahme sehr dynamisch entwickelt (Abb. 4). Die Sohle ist mobil und weist keine Kolmatierung auf (Abb. 5). Am rechten Ufer befindet sich eine flach auslaufende, von einem Nebenarm hinterspülte Schotterbank. Die Insel zwischen Haupt- und Nebenarm ist stellenweise dicht bewachsen.



Abb. 3: *Probestelle 1 nach erfolgter Restrukturierung.*



Abb. 4: *Die Probestelle 1 mit dem Nebenarm am linken und dem Uferanbruch am rechten Bildrand.*

Im Nebenarm herrschen auf Grund der geringen Dotierung sehr niedrige Fließgeschwindigkeiten vor. Dies begünstigt eine nahezu durchgehende Feinsedimentauflage auf der Sohle und ein vermehrtes Algenaufkommen (Abb. 6), was auf die hohe Nährstofffracht der Krems hinweist.



Abb. 5: *Sohlsubstrat im Hauptarm (Probestrecke 1a) der Aufweitung in Ritzlhof.*

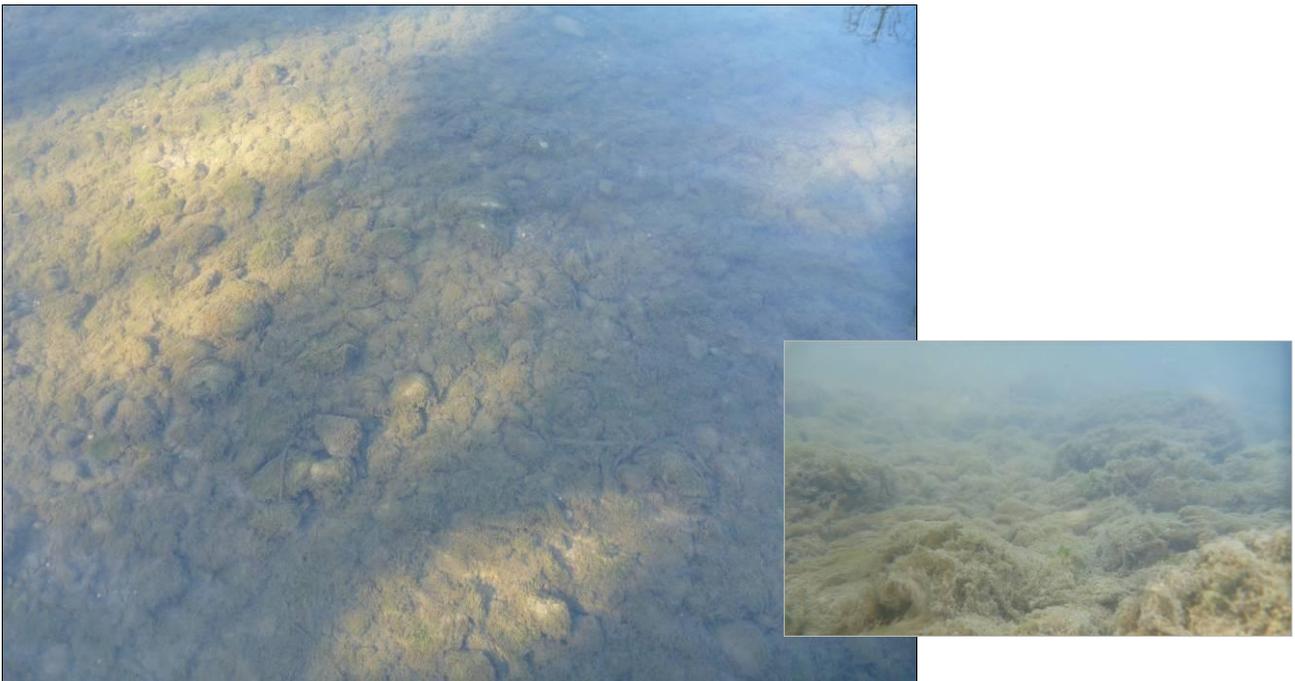


Abb. 6: *Sohlsubstrat mit deutlichem Algenaufwuchs im Nebenarm (Probestrecke 1b) der Aufweitung in Ritzlhof.*

2.2 Probestelle 2

Die Probestelle 2 liegt im hart regulierten Abschnitt der Krems zwischen Ritzlhof und Oberaudorf (Abb. 7). Die Krems wurde hier im Zuge der Regulierungsarbeiten in ein stark begradigtes Flussbett verlegt, dessen Ufer mit Blockwurf durchgehend verbaut sind. Stellenweise ist der

Blockwurf erodiert und verfügt über große Hohlräume, was die Habitatvielfalt in diesem sonst sehr monotonen Gerinne stark erhöht. Die Wassertiefe variiert kaum und liegt bei etwa 40 cm. Das Sohlsubstrat ist unkolmatiert, und stellenweise findet sich Algenbewuchs auf den Steinen (Abb. 8). Die Böschungen des Trapezprofils sind gehölzfrei, das Umland ist agrarisch geprägt.



Abb. 7: Die quantitativ befischte Probestrecke der Probestelle 2 in der Krems.



Abb. 8: Sohlsubstrat in der Probestrecke 2.

2.3 Probestelle 3

Die Probestelle 3 umfasst den im Rahmen eines Hochwasserschutzprojektes ökologisch aufgewerteten Bereich in Oberaudorf. Im Zuge der Umgestaltung wurden zwei unterstromig angebundene Nebenarme errichtet und der gesamte Bereich abgesenkt. Im Hauptgerinne wurde die linksufrige Ufersicherung entfernt (Abb. 9), und im gesamten Gerinne wurden Strukturelemente in Form von Stein- und Holzbuhnen, bestehend aus mehreren, bis zu sechs Meter langen Baumstämmen mit Wurzelstock, ins Gewässerbett eingebracht. Im Bereich dieser Strukturmaßnahmen findet eine dynamische Umgestaltung der Gewässersohle statt und durch die damit verbundenen Erosions- und Sedimentationsprozesse haben sich hier sehr unterschiedliche Tiefenverhältnisse entwickelt. Das Sohlsubstrat zeigt zwar eine geringe Feinsedimentüberdeckung, ist aber trotzdem mobil und nicht kolmatiert. Die Probestrecke wird beidseitig von ein- bis mehrreihigen Ufergehölzstreifen begleitet. Seit den Umbauarbeiten 2006/2007 hat sich der Kremsabschnitt dynamisch weiterentwickelt. Der linksufrige Nebenarm, der ursprünglich nur unterstromig angebunden war, hat nun auch eine oberstromige Anbindung (Abb. 10) und verfügt über einige Kiesbänke im flussaufwärtigen Teil, während die flussabwärtige Hälfte von feinen Sedimentfraktionen dominiert wird. Der rechtsufrige Nebenarm ist nur unterstromig angebunden und geprägt von dichten Makrophytenbeständen und einer hohen Feinsedimentauflage (Abb. 11). Der flussabwärts gelegene Staubereich wurde mit einigen Inseleinbauten strukturiert (Abb. 12). Das anschließende Steinwehr verfügt über keine Organismenwanderhilfe und ist für Fische nur bei sehr hohen Wasserständen passierbar.



Abb. 9: *Die quantitativ befischte Probestrecke 3a der Probestelle 3 in der Krems bei Oberaudorf.*



Abb. 10: *Der beidseitig angebundene, orographisch linke Seitenarm.*



Abb. 11: *Der nur einseitig angebundene Nebenarm am rechten Ufer ist von Makrophyten und Schlamm geprägt.*



Abb. 12: Der Staubereich wurde mit Inselstrukturen ökologisch aufgewertet.

3 **METHODIK**

3.1 **Probestellen und Probestrecken**

Im vorliegenden Monitoring wurden die drei oben beschriebenen Probestellen untersucht. Die erste Probestelle umfasst den Sanierungsbereich in Ritzlhof, wobei hier der Hauptarm quantitativ und der Nebenarm qualitativ beprobt wurde (Abb. 13). Bei der quantitativ untersuchten Probestelle 2 (Abb. 14) handelt es sich um eine Referenzstrecke in einem hart regulierten Abschnitt der Krems zwischen Ritzlhof und der Probestrecke 3 in Oberaudorf. Bei Probestelle 3 wurde der Hauptarm quantitativ untersucht, die beiden Nebenarme und der Rückstaubereich vor dem Wehr der Wasserkraftanlage Scharmühle wurden qualitativ befischt (Abb. 15).

Die Koordinaten der quantitativ befischten Probestrecken sind in Tab. 1 ersichtlich.

Tab. 1: Koordinaten (WGS 84) der Ober- und Untergrenzen der **quantitativ befischten Probestrecken** in der Krems.

Probestrecke	Koordinaten (oben)	Koordinaten (unten)	Länge	Breite
1	14,253322 / 48,185465	14,255118 / 48,185533	150 m	17 m
2	14,264052 / 48,198429	14,265602 / 48,199319	150 m	16 m
3	14,269106 / 48,202663	15,267983 / 48,203770	150 m	10 m



Abb. 13: Lage der Probestelle 1 mit zwei Probestrecken in der Krems bei Ritzlhof. Die orange Linie entspricht der quantitativen, die grüne Linie der qualitativen Probestrecke.



Abb. 14: Lage der Probestelle 2 mit einer quantitativen Probestrecke (orange Linie).



Abb. 15: Lage der Probestelle 3 mit einer quantitativen Probestrecke (orange Linie) und mehreren qualitativen Probestrecken (grüne Linien).

3.2 Datenerhebung

Die Befischung der **Probestellen 1 und 2** erfolgte am 8. Oktober 2012 mit Hilfe benzinbetriebener Gleichstromaggregate vom Typ ELT60II (1,3 kW Leistung) und ELT62II (2,2 kW Leistung) der Firma Grassl. Es wurde gegen die Strömungsrichtung watend gefischt. Der Strom wird über die Anode, die den Metallring des Keschers bildet, ins Wasser geleitet, die Kathode führt in Form einer Kupferlitze vom Fangaggregat ins Wasser, wodurch ein elektrisches Feld aufgebaut wird. Fische werden bei der Elektrofischung in einem Umkreis von etwa 3 m vom Fangpol angezogen, schwimmen auf diesen zu (Galvanotaxis) und werden in seiner unmittelbaren Nähe im Stromfeld narkotisiert (Galvanonarkose). Die betäubten Fische wurden unverzüglich aus dem Wasser gekeschert und in einer Wanne mit ausreichend Frischwasserversorgung bis zur Messung und Wägung zwischengehältet.

Die **Probestelle 3** in Oberaudorf (Kremsdorf) wurde am darauffolgenden Tag ebenfalls watend befischt (Abb. 16). Die qualitative Befischung des Staus und der Nebengewässer erfolgte mit Hilfe eines Bootes mit einem benzinbetriebenen Gleichstromstandaggregat (7,0 kW Leistung). Dazu wird ein speziell adaptiertes Fangboot verwendet, das mit einem Anodenrechen mit einem

Wirkungsbereich von etwa vier Metern Breite ausgestattet ist. Die Fische werden bei der Elektrofischung vom Anodenrechen angezogen und schwimmen auf diesen zu. In seiner unmittelbaren Nähe werden sie im Stromfeld narkotisiert. Die betäubten Fische werden mit Fangkeschern unverzüglich aus dem Wasser entnommen und in einer Wanne mit ausreichend Frischwasserversorgung bis zur Messung und Wägung zwischengehalten.

Alle gefangenen Fische wurden vermessen und ein repräsentativer Querschnitt gewogen, um neben dem Artenspektrum auch beschreibende Größen wie Populationsaufbau und Bestandsgewicht berechnen und analysieren zu können. Nach abgeschlossener Datenaufnahme wurden die Tiere in das Gewässer zurückgesetzt.



Abb. 16: *Watbefischung in der Krems in Oberaudorf.*

3.3 Datenauswertung – Berechnung des ökologischen Zustandes anhand der Fischfauna

Die Bewertung des ökologischen Zustandes eines Gewässers anhand der Fischfauna erfolgt durch den Vergleich der tatsächlich nachgewiesenen Fischartengemeinschaft mit dem historischen Leitbild. Laut dem Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (NGP, BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2010a) ist die Krems im Untersuchungsabschnitt der Fischregion „Epipotamal mittel“ zugeordnet und befindet sich in der Bioregion „Bayerisch-österreichisches Alpenvorland und Flysch“. Daher gilt das in Tab. 2 angeführte Fischartenleitbild (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2010b).

Entsprechend den Vorgaben des österreichischen Wasserrechtsgesetzes erfolgt die Bewertung des ökologischen Zustandes nach einem fünfstufigen Klassen-System. Die Bewertungsstufe 1 stellt dabei den „sehr guten Zustand“ dar, gemäß dem der fischökologische Status eines Gewässers unbeeinträchtigt oder nahezu unbeeinträchtigt ist, die Zusammensetzung und die Dominanzverhältnisse der Fischartengemeinschaft entsprechen weitgehend jenen des Naturzustandes. Die schlechteste Bewertung, Klasse 5, erhalten Gewässer, deren aktuelle Fischartenzusammensetzung gegenüber der potenziell natürlichen Fischfauna sehr stark verändert ist. Mit den dazwischenliegenden Klassen 2, 3 und 4 werden Zustände des guten bis unbefriedigenden Status charakterisiert.

Tab. 3 gibt die Beschreibung der ökologischen Zustandsklassen der Fischfauna wieder (BUNDESGESETZBLATT FÜR DIE REPUBLIK ÖSTERREICH 2003).

Tab. 2: Fischartenleitbild für das „Epipotamal mittel“ in der Bioregion „Bayerisch-oberösterreichisches Alpenvorland und Flysch“ (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2010b).

Fischart		Strömungsgilde	Laichgilde
Aalrutte (<i>Lota lota</i>)	b	rhithral	litho/pelagophil
Aitel (<i>Squalius cephalus</i>)	l	eurytop	lithophil
Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>)	b	rhithral	lithophil
Bachforelle (<i>Salmo trutta f. fario</i>)	b	rhithral	lithophil
Bachscherle (<i>Barbatula barbatula</i>)	b	rheophil A	psammophil
Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	l	rheophil A	lithophil
Bitterling (<i>Rhodeus amarus</i>)	s	stagnophil	ostacophil
Elritze (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	s	rhithral	lithophil
Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	b	eurytop	phyto/limnophil
Goldsteinbeißer (<i>Sabanejewia balcanica</i>)	s	rheophil A	phytophil
Gründling (<i>Gobio obtusirostris</i>)	b	rheophil A	psammophil
Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	b	eurytop	phyto/limnophil
Hecht (<i>Esox lucius</i>)	s	eurytop	phytophil
Huchen (<i>Hucho hucho</i>)	s	rhithral	lithophil
Koppe (<i>Cottus gobio</i>)	b	rhithral	speleophil
Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)	b	eurytop	phyto/limnophil
Moderlieschen (<i>Leucaspis delineatus</i>)	s	stagnophil	phytophil
Nase (<i>Chondrostoma nasus</i>)	l	rheophil A	lithophil
Neunauge (Petromyzontidae Gen. sp.)	s	rhithral	lithophil
Rotaug (<i>Rutilus rutilus</i>)	s	eurytop	phyto/limnophil
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	s	stagnophil	phytophil
Rußnase (<i>Vimba vimba</i>)	s	rheophil B	lithophil
Schied (<i>Aspius aspius</i>)	s	rheophil B	lithophil
Schneider (<i>Alburnoides bipunctatus</i>)	l	rheophil A	lithophil
Steinbeißer (<i>Cobitis elongatoides</i>)	s	rheophil A	phytophil
Strömer (<i>Telestes souffia</i>)	s	rhithral	litophil
Weißflossengründling (<i>Gobio alpinus</i>)	s	rheophil A	lithophil
Zingel (<i>Zingel zingel</i>)	s	rheophil B	lithophil

LEGENDE

- l Leitfischart
- b Begleitfischart
- s seltene Begleitfischart

Strömungsgilde

- eurytop ohne spezifische Ansprüche an den Lebensraum
- rheophil A während sämtlicher Entwicklungsstadien auf strömungsgeprägte Lebensräume angewiesen
- rheophil B während bestimmter Entwicklungsstadien auf strömungsgeprägte Lebensräume angewiesen
- stagnophil besiedelt ruhig strömende beziehungsweise stehende Gewässer

Laichgilde

- lithophil Geröll- und Kieslaicher
- phytophil obligatorische Krautlaicher
- phyto-/limnophil nicht obligatorische Krautlaicher
- pelagophil im freien Wasserkörper ablaichend
- psammophil Sandlaicher
- speleophil Höhlenlaicher
- ostracophil Reproduktion an Muscheln gebunden

Tab. 3: Definition der fünf ökologischen Zustandsklassen nach dem BUNDESGESETZBLATT FÜR DIE REPUBLIK ÖSTERREICH (2003) anhand der Fischfauna.

Bewertung des Status – Klasse	Zustand der Fischfauna
sehr gut - 1	Zusammensetzung und Abundanz der Arten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig dem unbeeinflussten Status. Alle typspezifischen, störungsempfindlichen Arten sind vorhanden. Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen kaum Anzeichen anthropogener Störungen und deuten nicht auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung irgendeiner besonderen Art hin.
gut - 2	Anthropogene Einflüsse auf die physikalisch-chemischen und hydro-morphologischen Qualitätskomponenten bedingen die geringfügige Abweichung der Artenzusammensetzung und Abundanz jener typspezifischer Gemeinschaften. Die Altersstruktur der Fischartengemeinschaften zeigt Anzeichen von Störungen, die auf anthropogene Einflüsse auf die physikalisch-chemischen und hydro-morphologischen Qualitätskomponenten zurückgeführt werden können und deuten in wenigen Fällen auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung einer bestimmten Art hin, sodass einige Altersstufen fehlen können.
mäßig - 3	Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten weichen die Zusammensetzung und Abundanz der Fischartengemeinschaft mäßig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Die Altersstruktur der Fischgemeinschaft zeigt größere Anzeichen anthropogener Störungen, sodass ein mäßiger Teil der typspezifischen Arten fehlt oder sehr selten ist.
unbefriedigend - 4	Gewässer werden als in unbefriedigendem Status bewertet, wenn die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps starken Veränderungen unterliegen und die Lebensgemeinschaft erheblich von jener abweicht, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergeht.
schlecht - 5	Gewässer werden als in schlechtem Status bewertet, wenn die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Oberflächengewässertyps erhebliche Veränderungen aufweisen und große Teile der Biozönose, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen, fehlen.

Als Maßstab für die Bewertung des aktuellen fischökologischen Zustandes wird bei der Methode nach HAUNSCHMID et al. (2006) der ursprüngliche, unbeeinflusste, gewässertypspezifische Zustand herangezogen (= „fischökologisches Leitbild“ beziehungsweise „potenziell natürliche Fischfauna“). Die eigentliche Bewertung erfolgt durch Zuordnung der Abweichung des aktuellen Zustandes von diesem potenziell natürlichen Referenzzustand zu jener der fünf Zustandsklassen, deren Definition die größte Übereinstimmung mit dem Untersuchungsergebnis liefert. Für die Bewertung nach HAUNSCHMID et al. (2006) werden fünf Teilparameter herangezogen, die in Tab. 4 im Überblick dargestellt sind.

Tab. 4: *Bewertungsparameter und -kriterien für die Bewertung des fischökologischen Zustandes nach HAUNSCHMID et al. (2006).*

Kriterium	Zustandsklassen				
	1	2	3	4	5
1) Artenspektrum					
Leitarten (kommen jedenfalls vor, dominieren Fischbestand)	100%	99% > 90%	90% > 70%	70% > 50%	< 50%
Typische Begleitarten (charakteristischer Weise mit Leitarten vergesellschaftet, mittlere relative Häufigkeit)	100% > 75%	75% > 50%	50% > 19%	19% > 0%	0%
seltene Begleitarten (natürlicherweise in geringen Dichten vorkommend)	100 > 49%	49% > 20%	20% > 10%	10% > 1%	0%
Zur Gesamtbewertung eines Gewässerabschnittes werden die Teilparameter aufgrund ihrer unterschiedlichen ökologischen Wertigkeit gewichtet:					
Artenspektrum = (4x Leitarten + 2x typische Begleitarten + seltene Begleitarten + Laichgilde + Strömungsgilde)					
9					
2) ökologische Gilden					
a) Laichgilde (Reproduktion)	alle vorhanden	eine fehlt	zwei fehlen	drei fehlen	alle fehlen
b) Strömungsgilde	alle vorhanden	eine fehlt	zwei fehlen	drei fehlen	> drei fehlen
Populationsstruktur = (2x reproduzierende Leitart + reproduzierende typspezifische Begleitart)					
3					
3) Fischregionsindex					
Abweichung vom Zielzustand (Leitbild)	0 - 0,30	0,31 - 0,60	0,61 - 0,90	0,91 - 1,20	> 1,20
„k.o.“-Kriterium: wenn die Bewertung dieses Parameters die Klasse 3, 4 oder 5 ergibt, ist die Gesamtbewertung des Gewässerabschnittes zumindest mit diesen Werten zu belegen.					
4) Populationsstruktur (nur Leit- und typische Begleitarten)					
	alle Altersklassen vorhanden, naturnaher Populationsaufbau, Jungfische dominant	alle Altersklassen vorhanden; Jungfische unterrepräsentiert oder Adulte überrepräsentiert	Ausfall einzelner Altersklassen / gestörte Verteilung (z.B. nur Jungfische oder nur Adulte; Subadulte fehlen)	stark gestörte Verteilung, meist sehr geringe Dichten, z. B. nur Einzelfische verschiedener Größen	keine Fische vorhanden
5) Biomasse (nur als „k.o.“-Kriterium berücksichtigt)					
				25 - 50 kg/ha	< 25 kg/ha
Fischökologische Zustandsklasse = (2x Artenzusammensetzung+FRI+3x Populationsstruktur)					
6					

Die Berechnung der Zustandsklasse wurde mit Hilfe der Auswertungssoftware „Fish Index Austria“ (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2010c) durchgeführt. Die Grenzen zwischen den Zustandsklassen sind in Tab. 5 dargestellt.

Tab. 5: Klassengrenzen der fünf ökologischen Zustandsklassen gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).

Bewertungsklasse	verbale Beschreibung des ökologischen Zustandes	Klassengrenzen
1	sehr gut	$1 < 1,5$
2	gut	$1,5 < 2,5$
3	mäßig	$2,5 < 3,5$
4	unbefriedigend	$3,5 < 4,5$
5	schlecht	$4,5 - 5$

4 ERGEBNISSE DER BEFISCHUNGEN

In den Unterkapiteln erfolgt für jede Probestrecke die Auflistung der nachgewiesenen Fischarten und der Anzahl gefangener Individuen pro Art, sowie die Angabe des prozentuellen Anteils der Art am Gesamtfang der jeweiligen Probestrecke. Zum Vergleich mit anderen Gewässern und als Grundlage für die Bewertung des ökologischen Zustandes auf Basis der Qualitätskomponente Fische werden der Bestand sowie das Bestandsgewicht pro Hektar Gewässerfläche angegeben.

Neben den Detailergebnissen der einzelnen Probestrecken erfolgen die Bewertung der Populationsstrukturen ausgewählter Arten und die Berechnung des ökologischen Zustandes auf Basis des Qualitätselementes Fische gemäß der nationalen Bewertungsmethode mittels „Fish Index Austria“ (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2010c).

Tab. 6 gibt einen Überblick über alle im Zuge der Untersuchungen erhobenen Fischarten und deren Einstufung nach der Roten Liste Österreich (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT, 2007).

Tab. 6: Auflistung der in den drei Probestellen erhobenen Fischarten.

Lateinischer Name	Deutscher Name	Rote Liste Österreich
<i>Alburnus alburnus</i>	Laube	nicht gefährdet
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Schneider	nicht gefährdet
<i>Barbatula barbatula</i>	Bachschmerle	nicht gefährdet
<i>Barbus barbus</i>	Barbe	nahezu gefährdet
<i>Carassius gibelio</i>	Gibel	nicht gefährdet
<i>Chondrostoma nasus</i>	Nase	nahezu gefährdet
<i>Cottus gobio</i>	Koppe	nahezu gefährdet
<i>Cyprinus carpio</i>	Wildkarpfen	stark gefährdet
<i>Esox lucius</i>	Hecht	nahezu gefährdet
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Dreistacheliger Stichling	allochthon
<i>Gobio obtusirostris</i>	Gründling	nicht gefährdet
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Hasel	nahezu gefährdet
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Regenbogenforelle	allochthon
<i>Perca fluviatilis</i>	Flussbarsch	nicht gefährdet
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Elritze	nahezu gefährdet
<i>Pseudorasbora parva</i>	Blaubandbärbling	allochthon
<i>Rhodeus amarus</i>	Bitterling	gefährdet
<i>Rutilus rutilus</i>	Rotauge	nicht gefährdet
<i>Salmo trutta</i> f. <i>fario</i>	Bachforelle	nahezu gefährdet
<i>Salmo trutta</i> f. <i>lacustris</i>	Seeforelle	nahezu gefährdet
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Bachsaibling	allochthon
<i>Squalius cephalus</i>	Aitel	nicht gefährdet
<i>Tinca tinca</i>	Schleie	gefährdet

Im Folgenden werden die drei Probestellen, deren Lage dem Übersichtsplan (Abb. 1) zu entnehmen ist, detailliert betrachtet.

4.1 Probestelle 1 – Restrukturierung Ritzlhof

4.1.1 Probestrecke 1a – quantitative Befischung

Im Zuge der Elektrobefischung wurden insgesamt 621 Individuen gefangen, die 13 Fischarten zuordenbar sind (Tab. 7). Die häufigste Art war das Aitel, gefolgt von Bachschmerle, Elritze und Gründling. Die Hochrechnung nach DE LURY (1947) ergibt für die Nase und die Barbe den höchsten Anteil der Biomasse pro Hektar.

Tab. 7: Fangergebnis der Befischung und Hochrechnung der Individuenzahlen und Biomassewerte auf Hektar in der Probestrecke 1a in der Krems bei Ritzlhof (N = Individuenzahl, B = Biomasse).

Fischart	Fangergebnis		Hochrechnung auf Hektar			
	N	% N	N	B (kg)	% N	% B
Aitel	135	21,74	900	23,85	20,36	4,49
Bachforelle	5	0,81	33	5,12	0,75	0,96
Bachschmerle	108	17,39	813	3,71	18,40	0,70
Barbe	52	8,37	360	214,01	8,14	40,33
Elritze	106	17,07	787	1,28	17,80	0,24
Gründling	100	16,10	693	5,89	15,69	1,11
Hasel	5	0,81	33	0,09	0,75	0,02
Koppe	13	2,09	153	0,63	3,47	0,12
Laube	1	0,16	7	0,07	0,15	0,01
Nase	67	10,79	447	252,12	10,11	47,52
Regenbogenforelle	6	0,97	40	16,53	0,90	3,12
Schneider	22	3,54	147	0,53	3,32	0,10
Seeforelle	1	0,16	7	6,78	0,15	1,28
Summe	621	100,00	4420	530,60	100,00	100,00

4.1.2 Probestrecke 1b – qualitative Befischung

Im Rahmen der qualitativen Befischung des Nebenarms wurden 349 Individuen aus sieben Fischarten gefangen. Es dominierten die juvenilen Tiere des Untersuchungsjahres (0+ Stadien) des Aitels sowie die Elritze (Tab. 8). Bei den gefangenen Barben, Nasen und Haseln handelte es sich ebenfalls durchwegs um 0+ Fische.

Tab. 8: Fangergebnis der Befischung in der Probestrecke 1b in der Krems bei Ritzlhof (N = Individuenzahl).

Fischart	Fangergebnis	
	N	% N
Aitel	134	38,40
Bachschmerle	12	3,44
Barbe	7	2,01
Elritze	113	32,38
Gründling	61	17,48
Hasel	6	1,72
Nase	16	4,58
Summe	349	100,00

4.1.3 Bewertung Probestelle 1

Die Biomasse ist mit 530,60 kg/ha als hoch einzustufen. Die Artenzusammensetzung wurde insgesamt mit 2 bewertet, es wurden zwar alle Leitarten und sechs von neun Begleitarten gefangen, jedoch nur eine von 15 seltenen Begleitarten. Der Fischregionsindex und somit die Dominanz der einzelnen Fischarten ist mit sehr gut beurteilt. Die Altersstruktur der Leitarten ist mit 2,8 beurteilt, was auf die fehlenden bzw. sehr schwachen 1+ und 2+ Jahrgänge der Leitarten Barbe, Nase und Aitel zurückzuführen ist. Zusammen mit der Bewertung der Begleitarten mit 3,7 ergibt sich in Summe eine Bewertung der Altersstrukturen mit 3,1. Daraus ergibt sich die Einstufung der Probestrecke 1 in den **guten fischökologischen Zustand (2,40)** (Tab. 9).

Tab. 9: Bewertung des fischökologischen Zustands der restrukturierten Probestrecke 1 in Ritzlhof nach HAUNSCHMID et al. (2006).

Fluss:	Krems	Datum:	08.10.2012
Standort:	Probestrecke 1		
Bioregion:	6		
Biozönotische Region:	Epipotamal mittel		
Fischregionsindex:	5,7		

Zustandsbewertung (Detailebene metrics)				
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha		ko-Kriterium Biomasse
	4413,3	523,8		ok

1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,3
Leitarten	4	4	100	1	
Typische Begleitarten	9	6	67	2	
Seltene Begleitarten	15	1	7	4	
Ökologische Gilden					3,5
Strömung	5	3	2	3	
Reproduktion	7	4	3	4	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					2,1

2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	5,7	5,6	0,10	1	1,0

3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	4	4	100	2,8	
Typische Begleitarten	9	6	67	3,7	
Altersaufbau					3,1

Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,40
--	--	--	--	--	-------------

4.2 Probestelle 2 - regulierte Strecke Oberaudorf

In dieser Strecke wurden insgesamt 2.502 Individuen gefangen, die 14 Arten zugeordnet werden können (Tab. 10), wobei die häufigste Art der Gründling war. Es folgten Aitel, Barbe und Bachschmerle. Die restlichen Arten hatten einen Anteil von unter 10% an der Gesamtzahl der gefangenen Individuen. Bei der Hochrechnung auf einen Hektar Wasserfläche (DE LURY 1947) zeigte die Barbe, gefolgt von der Nase und dem Aitel, die größten Anteile an der Biomasse.

Tab. 10: Fangergebnis der Befischung und Hochrechnung der Individuenzahlen und Biomassewerte auf Hektar in der Probestrecke 2 in der Krems (N = Individuenzahl, B = Biomasse, n. b. = nicht berechnet).

Fischart	Fangergebnis		Hochrechnung auf Hektar			
	N	% N	N	B (kg)	% N	% B
Aitel	430	17,19	1757	83,76	15,79	18,08
Bachforelle	6	0,24	31	12,46	0,28	2,69
Bachschmerle	266	10,63	1424	4,55	12,79	0,98
Barbe	336	13,43	1416	192,21	12,72	41,50
Blaubandbärbling	1	0,04	4	0,00	0,04	0,00
Dreist. Stichling	50	2,00	196	n.b.	1,76	n.b.
Elritze	147	5,88	663	0,82	5,95	0,18
Gründling	862	34,45	4043	17,98	36,33	3,88
Hasel	29	1,16	118	1,73	1,06	0,37
Koppe	10	0,40	39	0,30	0,35	0,07
Laube	15	0,60	59	0,59	0,53	0,13
Nase	158	6,31	627	143,13	5,64	30,90
Regenbogenforelle	1	0,04	4	1,29	0,04	0,28
Schneider	191	7,63	749	4,38	6,73	0,95
Summe	2502	100,00	11130	463,21	100,00	100,00

Die Biomasse ist mit 463,21 kg/ha etwas geringer als in Probestrecke 1, ist jedoch immer noch als hoch einzustufen. Hinsichtlich der Fischartenzusammensetzung und somit der Bewertung der Arten, Gilden und des Fischregionsindex gleicht der Abschnitt weitestgehend der Probestrecke 1. Auch die Bewertung der Altersstrukturen ist mit jener in Probestrecke 1 vergleichbar, das Aitel und die Hasel weisen jedoch eine etwas bessere Längenklassenverteilung auf, was zu einer Gesamtbewertung der Altersstrukturen von 2,8 führt. Der fischökologische Zustand ist somit ebenfalls **gut (2,28)** (Tab. 11).

Tab. 11: Bewertung des fischökologischen Zustands der regulierten Probestrecke 2 in Kremsdorf nach HAUNSCHMID et al. (2006).

Fluss:	Krems	Datum:	08.10.2012
Standort:	Probestrecke 2		
Bioregion:	6		
Biozönotische Region:	Epipotamal mittel		
Fischregionsindex:	5,7		

Zustandsbewertung (Detailebene metrics)					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha			ko-Kriterium Biomasse
	10929,4	463,2			ok

1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,3
Leitarten	4	4	100	1	
Typische Begleitarten	9	6	67	2	
Seltene Begleitarten	15	1	7	4	
Ökologische Gilden					3,5
Strömung	5	3	2	3	
Reproduktion	7	4	3	4	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					2,1

2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	5,7	5,9	0,20	1	1,0

3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	4	4	100	2,5	
Typische Begleitarten	9	6	67	3,4	
Altersaufbau					2,8

Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,28
--	--	--	--	--	-------------

4.3 Probestelle 3 – Restrukturierung Oberaudorf

4.3.1 Probestrecke 3a – quantitative Befischung im strukturierten Hauptarm

In der Probestrecke 3a konnten insgesamt 2.172 Individuen gefangen werden, die 13 Fischarten zuzuordnen sind (Tab. 12). Die häufigsten Arten waren hier Nase, Gründling, Aitel und Schneider. Die Barbe stellte mit einer Biomasse von etwas mehr als 86 Kilogramm pro Hektar den höchsten Anteil an der Biomasse, gefolgt von Nase und Aitel. Alle anderen Fischarten hatten jeweils einen Anteil von unter 10%.

Tab. 12: Fangergebnis der Befischung und Hochrechnung der Individuenzahlen und Biomassewerte auf Hektar in der Probestrecke 3a in der Krems (N = Individuenzahl, B = Biomasse).

Fischart	Fangergebnis		Hochrechnung auf Hektar			
	N	% N	N	B (kg)	% N	% B
Aitel	354	16,30	1637,50	58,04	14,72	23,19
Bachforelle	30	1,38	125,00	21,78	1,12	8,70
Bachschmerle	173	7,97	1020,83	4,56	9,18	1,82
Barbe	157	7,23	725,00	86,23	6,52	34,45
Elritze	230	10,59	1291,67	1,50	11,61	0,60
Gründling	394	18,14	2366,67	5,79	21,27	2,31
Hasel	18	0,83	75,00	0,91	0,67	0,36
Koppe	23	1,06	141,67	0,69	1,27	0,27
Laube	41	1,89	208,33	1,41	1,87	0,56
Nase	463	21,32	1950,00	59,83	17,53	23,90
Regenbogenforelle	1	0,05	4,17	1,43	0,04	0,57
Rotauge	22	1,01	100,00	2,83	0,90	1,13
Schneider	266	12,25	1479,17	5,29	13,30	2,11
Summe	2172	100,00	11125,00	250,28	100,00	100,00

4.3.2 Probestrecke 3b – qualitative Befischung in den Nebenarmen und im Stau

Zusätzlich zur quantitativ befischten Strecke 3a wurden vier Strecken qualitativ mit Boot und Anodenrechen beprobt. Es handelt sich dabei um ein Bühnenfeld direkt flussab der Strecke 3a, welches aufgrund hoher Wassertiefen nicht watend beprobt werden konnte, einen linksufrigen, beidseitig angebundenen und mit etwa 30 l/s durchströmten Nebenarm, einen rechtsufrigen nur unterseitig angebundenen Nebenarm, sowie den durch Inseln strukturierten Rückstaubereich des Kraftwerks Scharmühle.

Im Bühnenfeld dominierten adulte Barben und Nasen, auch juvenile Nasen konnten in hohen Dichten nachgewiesen werden (Tab. 13). Zudem wurden einige adulte Aitel gefangen. Sechs weitere Fischarten konnten nur in Einzelfängen belegt werden.

Der rechtsufrige Nebenarm ist nur unterstromig angebunden und geprägt von hohen Schlammauflagen und dichtem Makrophytenbewuchs. Entsprechend dieser Habitatausstattung wurde das Rotauge hier in sehr hohen Dichten nachgewiesen, auch juvenile Hechte waren in hohen Stückzahlen vertreten (Tab. 14). Die Nase beanspruchte einen mittelgroßen Anteil am Fangergebnis. Aitel, Bitterling, Flussbarsch und Karpfen wurden nur als Einzelindividuen bzw. in äußerst geringen Mengen gefangen.

Im beidseitig angebundenen, linksufrigen Nebenarm wurden sehr große Mengen von Nasen der Altersklassen 1+, 2+ und \geq 3+ gefangen (Tab. 15). Das Aitel und der Gründling kamen in mittleren Dichten vor und wurden vor allem im flussaufwärtigen Teil, der über eine gut

durchströmte Schottersohle verfügt, gefangen. Die anderen Arten wurden nur in sehr geringen Stückzahlen nachgewiesen.

Tab. 13: Häufigkeit der Fischarten im Bühnenfeld (1 = Einzelfang, 2 = mittlere Dichten, 3 = häufiges Auftreten).

Fischart	Häufigkeit
Aitel	2
Bachschmerle	1
Barbe	3
Laube	1
Gründling	1
Rotauge	1
Bachforelle	1
Regenbogenforelle	1
Nase	3

Tab. 14: Häufigkeit der Fischarten im rechten Nebenarm (1 = Einzelfang, 2 = mittlere Dichten, 3 = häufiges Auftreten).

Fischart	Häufigkeit
Aitel	1
Bitterling	1
Flussbarsch	1
Hecht	3
Karpfen	1
Nase	2
Rotauge	3

Tab. 15: Häufigkeit der Fischarten im linken Nebenarm (1 = Einzelfang, 2 = mittlere Dichten, 3 = häufiges Auftreten).

Fischart	Häufigkeit
Aitel	2
Flussbarsch	1
Giebel	1
Gründling	2
Hecht	1
Laube	1
Nase	3
Rotauge	1

Im Staubereich wurden 16 verschiedene Fischarten nachgewiesen, von denen jedoch nur Nase, Gründling und Aitel in hohen Stückzahlen gefangen wurden (Tab. 16). Erstaunlich für diesen Bereich geringer Strömung ist die hohe Anzahl von adulten und 0+ Nasen. Neben der Laube wurde auch der Karpfen in mittleren Dichten gefangen, man kann allerdings davon ausgehen, dass es sich um Besatzfische handelt und keine natürliche Reproduktion stattfindet. Elf weitere Arten wurden nur in geringer Zahl nachgewiesen, wobei es sich bei den Forellen und Saiblingen, erkennbar an den deformierten Flossen, eindeutig um Besatzfische handelte.

Tab. 16: Häufigkeit der Fischarten im Staubereich (1 = Einzelfang, 2 = mittlere Dichten, 3 = häufiges Auftreten).

Fischart	Häufigkeit
Aitel	3
Bachforelle	1
Bachsaibling	1
Bachschmerle	1
Barbe	1
Blaubandbärbling	1
Gründling	3
Hecht	1
Karpfen	2
Koppe	1
Laube	2
Nase	3
Regenbogenforelle	1
Rotauge	1
Schleie	1
Schneider	1

4.3.3 Bewertung Probestrecke 3

Die Biomasse in der Probestrecke 3 beträgt 250,3 kg/ha und liegt somit unter jener in den Strecken 1 und 2, ist aber immer noch vergleichsweise hoch. Die Fischartenzusammensetzung ist mit den anderen beiden Strecken zu vergleichen, jedoch kommen zusätzlich das Rotauge, der Bitterling und der Hecht, im Fischartenleitbild als seltene Begleitarten angegeben, sowie der Flussbarsch als Begleitart vor. Der Fischregionsindex wird mit 1,0 und die Artenzusammensetzung und Gilden mit 1,3 bewertet. Zu den natürlicherweise vorkommenden Arten wurden zudem der Karpfen und der Giebel als nicht eingestufte bzw. der Bachsaibling, die Regenbogenforelle und der Blaubandbärbling als allochthone Arten nachgewiesen. Die Bewertung der Altersstrukturen fällt mit

2,0 deutlich besser aus als in den beiden anderen Strecken. Die Leitfischarten Nase, Barbe, Schneider und Aitel sind um je eine Klasse besser bewertet als in den anderen Abschnitten, und auch bei den Begleitarten ist eine Verbesserung zu sehen. In Summe befindet sich Probestrecke 3 im **guten fischökologischen Zustand (1,63)** und liegt nur knapp oberhalb der Grenze zum sehr guten Zustand (Tab. 17).

Tab. 17: Bewertung des fischökologischen Zustands der renaturierten Probestrecke 3 in Oberaudorf nach HAUNSCHMID et al. (2006).

Fluss:	Krems	Datum:	09.10.2012
Standort:	Probestrecke 3		
Bioregion:	6		
Biozönotische Region:	Epiptamal mittel		
Fischregionsindex:	5,7		

Zustandsbewertung (Detailebene metrics)				
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha		ko-Kriterium Biomasse
	11125,0	250,3		ok

1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					1,3
Leitarten	4	4	100	1	
Typische Begleitarten	9	7	78	1	
Seltene Begleitarten	15	4	27	2	
Ökologische Gilden					2,0
Strömung	5	4	1	2	
Reproduktion	7	6	1	2	
Artenzusammensetzung & Gilden gesamt					1,3

2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	5,7	5,7	0,00	1	1,0

3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	4	4	100	1,5	
Typische Begleitarten	9	7	78	3,1	
Altersaufbau					2,0

Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien				1,63
--	--	--	--	-------------

5 VERGLEICH DER BEFISCHUNGSERGEBNISSE

Nachfolgend werden der fischökologische Zustand (FIA) der drei Stellen sowie die Biomasse (kg/ha), die Individuenzahl (Ind./ha), die Bewertung der Artenanzahl, des Fischregionsindex (FRI) und des Altersaufbaus miteinander verglichen.

5.1 Ökologischer Zustand

Alle drei Strecken befinden sich im guten fischökologischen Zustand, wobei die neue Restrukturierung bei Ritzlhof am schlechtesten, die ältere Restrukturierung bei Oberaudorf am besten abschneidet (Tab. 18). Die Biomassen sind mit Werten zwischen 250 und 525 kg/ha in allen Strecken durchwegs hoch. Die niedrigere Biomasse in Probestrecke 3 zeigt, verbunden mit der sehr hohen Individuendichte, ein erhöhtes Aufkommen an Jung- und Kleinfischen verglichen mit den anderen beiden Situationen.

Tab. 18: Vergleich der FIA Metrics zwischen den Befischungsstrecken.

Strecke	FIA	kg/ha	Ind./ha	Arten	FRI	Altersaufbau
Probestrecke 1	2,4	523,8	4.413	2,1	1,0	3,1
Probestrecke 2	2,28	463,2	10.929	2,1	1,0	2,8
Probestrecke 3	1,63	250,3	11.125	1,3	1,0	2,0

Die Artenzahl ist in den Probestrecken 1 und 2 gleich hoch, in Probestrecke 3 konnten aufgrund der vielfältigeren Habitatausstattung mehr Arten nachgewiesen werden. Es handelt sich bei den hier zusätzlich nachgewiesenen Arten durchwegs um für Nebengewässer typische Arten bzw. Ubiquisten. Der Fischregionsindex ist in allen drei Strecken mit „sehr gut“ beurteilt, die Altersstruktur in Strecke 1 und 2 mit „befriedigend“, in Strecke 3 mit „gut“.

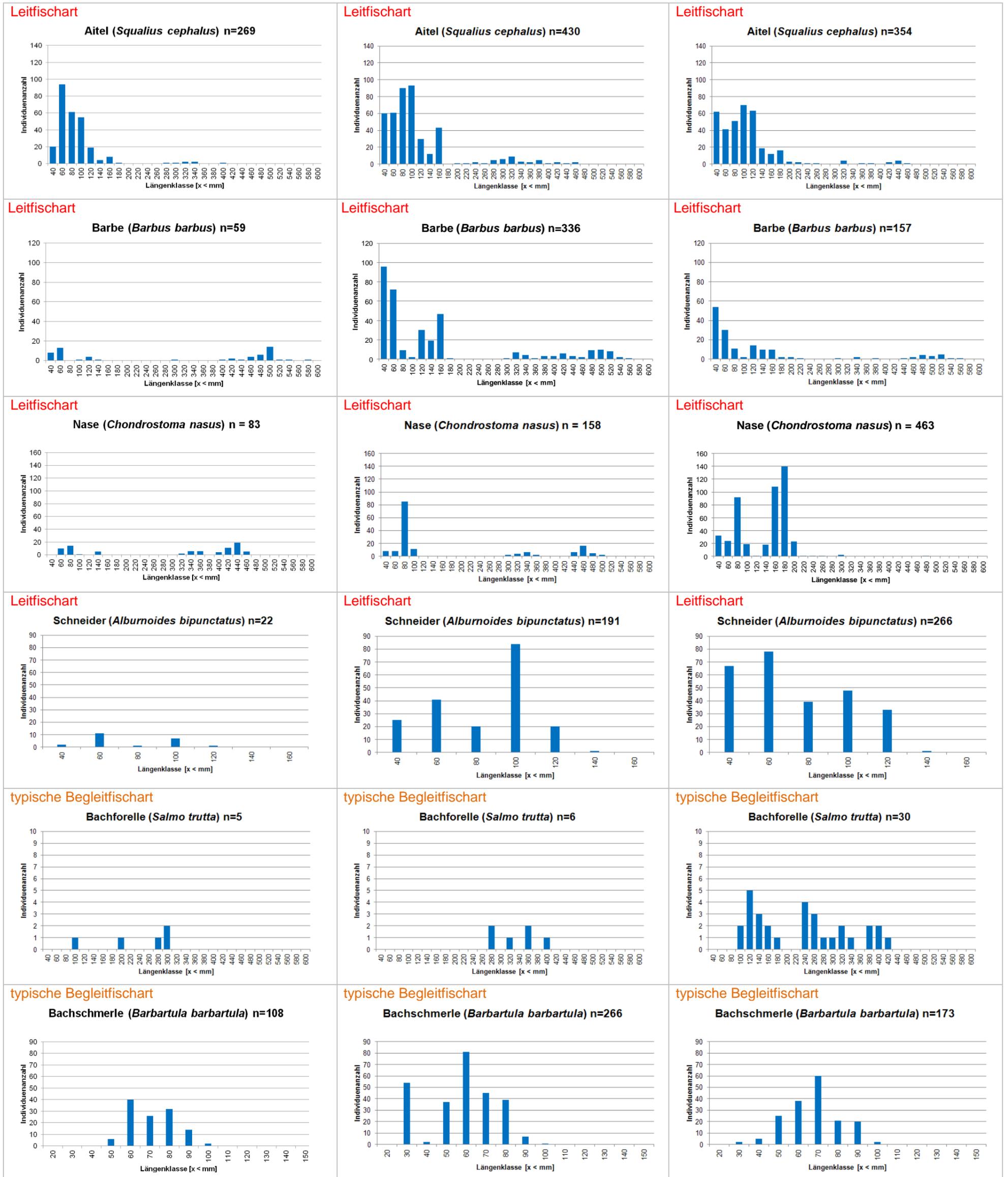
In Abb. 17 sind die Populationsstrukturen aller erhobenen Fischarten in allen drei Probestellen einander gegenübergestellt. Die qualitativen Befischungen in der Probestrecke 3 konnten in der Erstellung der Populationsdiagramme nicht berücksichtigt werden, werden aber in die Bewertung der Altersstrukturen für den FIA mit einbezogen.

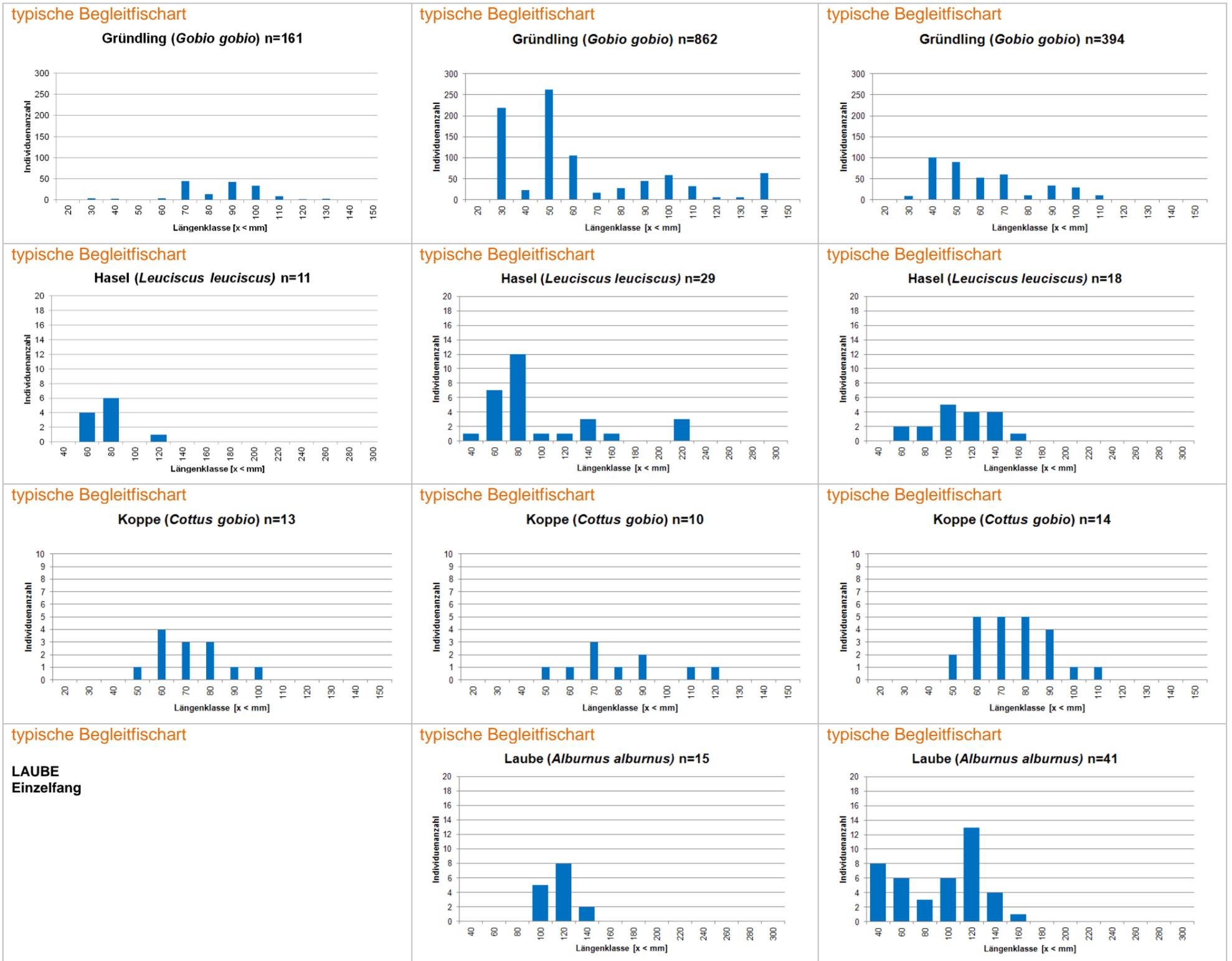
Abb. 17: Vergleich der Altersstrukturen verschiedener Fischarten in den drei Befischungsstellen.

Probestrecke 1 (Renaturierung Ritzlhof)

Probestrecke 2 (Regulierung)

Probestrecke 3 (Renaturierung Oberaudorf)





5.2 Vergleich der Populationsstrukturen innerhalb einer Spezies

5.2.1 Aitel

Das Aitel weist in allen drei Befischungstrecken hohe Jungfischdichten auf. Auffällig sind die geringe Dichte an Adultfischen und die schlechte Ausprägung und das Fehlen des 1+ bzw. 2+ Jahrgangs. (In Probestrecke 3 wurden zusätzlich Adulte sowie geringe Mengen 2+ und 1+ Aitel in den Nebenarmen bzw. im Staubereich gefangen und sind deshalb im Diagramm nicht abgebildet. Dieses Vorkommen führt zur besseren Bewertung der dritten Strecke.)

5.2.2 Barbe

Adulte Barben sind in Probestrecke 1 deutlich überrepräsentiert und in Probestrecke 3 vorhanden, aufgrund des Fanges in den qualitativ beprobten Strecken jedoch nicht im Diagramm erfasst. In den Probestrecken 2 und 3 finden sich hohe Zahlen an 0+ Fischen. Auffällig sind die schwach ausgeprägten 1+ Jahrgänge sowie die fehlenden 2+ Jahrgänge.

5.2.3 Nase

Die Nase zeigt in Probestrecke 1 mittlere Dichten an 0+ und adulten Fischen. Der jüngste Jahrgang ist im Vergleich zu den adulten Tieren unterrepräsentiert. 1+ Individuen konnten nur sehr vereinzelt nachgewiesen werden, der 2+ Jahrgang fehlt völlig. Durch die im Diagramm nicht erfassten Strukturbefischungen sind in der Darstellung der Probestrecke 3 fast alle Altersklassen in hohen Dichten präsent, der 2+ Jahrgang jedoch nur vereinzelt. In der regulierten Referenzstrecke finden sich überraschenderweise große Mengen 0+ Fische, Individuen der 1+ und 2+ Kohorte fehlen allerdings auch hier.

5.2.4 Schneider

Der Schneider ist in der Probestrecke 1 nur in sehr geringen Dichten nachgewiesen worden. In Probestrecke 3 findet sich ein ausgewogener Populationsaufbau, in Probestrecke 2 sind die adulten Fische dominant.

5.2.5 Bachforelle

Die Bachforelle ist in den Probestrecken 1 und 2 nur sehr vereinzelt gefangen worden, wobei jedoch bei Strecke 1 zumindest ein Jungfisch erfasst wurde. In Strecke 3 findet sich ein annähernd ausgewogener Populationsaufbau, jedoch in Summe ebenfalls nur in geringen Dichten. Ein großer Teil der gefangenen Individuen war, wie umfangreiche Flossen- und Kiemendeckeldefekte belegten, eindeutig auf Besatz zurückzuführen.

5.2.6 Bachschmerle

Die Bachschmerle wurde in allen Befischungsstrecken in hoher Zahl gefangen, nur in Strecke 3 dominierten die größeren Tiere. Da diese Kleinfischart methodisch kaum quantitativ zu erfassen ist, ist diese Verteilung nicht besonders aussagekräftig. Das Vorhandensein einer Population bestätigt aber auch gleichzeitig die erfolgreiche Reproduktion, weil Schmerlenbestände in aller Regel nicht durch Besatz gestützt werden.

5.2.7 Gründling

Ebenso wie die Bachschmerle kommt auch der Gründling in allen Befischungsstrecken in hohen Dichten vor, die quantitative Erhebung aller Altersstadien ist aber aufgrund der benthischen Lebensweise deutlich erschwert. Trotz der abgebildeten leichten Verschiebungen der Populationsstrukturen lässt sich aufgrund der hohen Dichten und des Vorhandenseins von Jungfischen auf eine gesunde Population schließen. Auffällig sind vor allem die extrem hohen Individuenzahlen von rund 850 Fischen in Strecke 2.

5.2.8 Hasel

Die Hasel wurde in allen drei Abschnitten nur in geringen Dichten gefangen, die beste Populationsstruktur liegt jedoch in Strecke 2 vor.

5.2.9 Koppe

Die Koppe kommt in allen Probestrecken in ähnlich geringen Dichten vor.

5.2.10 Laube

Die Laube wurde in Probestrecke 3 in höheren Dichten gefangen, in Strecke 2 und 1 nur in geringer Anzahl bzw. als Einzelfang.

5.3 Vergleich der Populationsstrukturen aller erhobenen Spezies

Der Großteil der im Fischartenleitbild angeführten Fischarten zählt zu den lithophilen und psammophilen Fischarten. Sie sind also bei ihrer Eiablage auf kiesige bis sandige Substrate an der Gewässersohle angewiesen. Auffällig sind einerseits der im Vergleich zu Strecke 2 und 3 schlechtere Altersaufbau in der restrukturierten Strecke bei Ritzlhof und andererseits die geringen Dichten an 1+ und 2+ Stadien der Leitarten in den meisten Strecken. Besonders hervorzuheben ist der durch hohe Fangzahlen charakterisierte, durchströmte Nebenarm in Probestelle 3, da dieser ein sehr gutes Juvenilhabitat für Nasen und andere Fischarten darstellt.

5.4 Vergleich mit anderen Befischungen in der Krems

5.4.1 Ist- Bestandserhebung bei Nöstlbach im Jahr 2010

Im Herbst des Jahres 2010 wurden vom TB blattfisch im Rahmen eines Hochwasserschutzprojektes Bestandserhebungen in vier Probestrecken bei Nöstlbach durchgeführt (BART & GUMPINGER 2011). Aufgrund schlechter Vergleichbarkeit der vorliegenden Studie drei der Befischungsstrecken aus dem Jahr 2010 (aufgrund von dort vorliegendem Stau oder Restwassersituationen) kommt nur ein Abschnitt für einen Vergleich mit den aktuellen Ergebnissen in Frage. Diese Befischungsstrecke befindet sich etwa 1,5 km flussauf der Strecke 1 und ist von dieser durch ein unpassierbares Querbauwerk getrennt. Der Abschnitt ist reguliert, besitzt aber Strukturelemente in Form von Steinbuhnen. Die Biomasse lag zum Untersuchungszeitpunkt bei rund 210 kg/ha, die Individuendichte bei rund 3.500 Ind./ha. Die Fischartenzusammensetzung ist mit Probestrecke 1 und 2 vergleichbar, der Fischregionsindex weicht allerdings etwas vom Leitbild ab und wurde nur mit „gut“ bewertet. Aitel, Schneider, Koppe, Gründling und Elritze stellten zusammen rund 90% der Individuen, die Leitarten Barbe und Nase waren deutlich unterrepräsentiert. Die Biomasse wurde mit 63% vom Aitel dominiert, gefolgt von der Barbe mit 22%. Der Populationsaufbau war bei den meisten Arten geringfügig schlechter als in den 2012 befischten Strecken, wodurch sich in Summe der mäßige fischökologische Zustand ergab (2,5). Auffällig war der extrem geringe Bestand der Leitfischart Nase, welcher zum Teil sicherlich auf das Migrationshindernis, das eine Aufwärtswanderung von Individuen aller

Altersklassen verhindert, zurückzuführen ist. Ähnlich wie 2012 sind in der Populationsstruktur der Barbe die 1+ und 2+ Klassen unterrepräsentiert.

6 DISKUSSION

Die Ergebnisse zeigen ein sehr differenziertes Bild. Die 2006/07 restrukturierte Strecke in Oberaudorf ist durch eine heterogene Habitatausstattung charakterisiert. Die Fischfauna ist durch hohe Biomassen und Abundanzen sowie eine höhere Artenvielfalt geprägt, wodurch die bessere Bewertung im Vergleich zu den Probestrecken 1 und 2 zu erklären ist.

Auffällig ist die bessere Bewertung der regulierten Probestrecke 2 im Vergleich zur 2009 restrukturierten Strecke 1. Unter den gegebenen Umständen erscheint es plausibel, dass sich die Fischfauna in Strecke 1 seit den Bauarbeiten 2009 noch nicht in einem Maße entwickeln konnte, das eine bessere Bewertung als in Strecke 2 hervorbringen würde. Zwischen Strecke 1 und 2 befinden sich zwei Sohlrampen, welche flussab problemlos und flussauf nur bedingt, jedoch zumindest für große Fische bei erhöhten Abflüssen, passierbar sind (GUMPINGER & SILIGATO 2004). Dadurch wird die Migration laichwilliger Adultfische in die Probestrecke 1 erschwert. Zudem macht ein weiteres Querbauwerk flussauf der Strecke, das Ausleitungswehr der Papierfabrik Nettingsdorf eine Besiedelung auch aus dieser Richtung schwierig, da vorhandene Fischaufstiegsanlagen kaum von abwärtswanderenden Individuen angenommen werden (zum Beispiel LUCAS et al. 2001, EBEL 2013) und eine Passage meist nur durch die Turbinen oder bei Überwasser über die Wehrfelder möglich ist, wobei oftmals eine Schädigung der Tiere eintritt (zum Beispiel EBEL 2013). Durch die erhöhte Verfügbarkeit von Laich- und Jungfischhabitaten in naturnahen Gewässerabschnitten und die damit verbundenen höheren Reproduktions- und Rekrutierungsraten tritt im Regelfall ein Streuungseffekt ein, wovon auch regulierte Abschnitte profitieren. Setzt man dies in Kontext mit der räumlichen Nähe und dem Wanderverhalten der Leitfischarten ist es sehr wahrscheinlich, dass Strecke 2 von den beiden flussauf- und flussabwärts gelegenen restrukturierten Gewässerstrecken profitiert.

6.1 Problembereiche und mögliche Ursachen

Es stellt sich die Frage, warum in den beprobten Strecken nur geringe Dichten von 1+ und 2+ Stadien der Leitfischarten Barbe und Nase nachgewiesen werden konnten. Die möglichen Ursachen sind vielfältig und werden neben anderen Problemen nachstehend diskutiert.

✘ Schlechte Reproduktionsjahrgänge 2010 und 2011 durch erhöhte Abflüsse

Eine Recherche im Hydrographischen Jahrbuch 2010 ergab zwischen Mai und Juli erhöhte Abflüsse, welche deutlich über dem MQ für diese Monate lagen (HYDROGRAPHISCHES ZENTRALBÜRO IM BMLFUW 2012). Aufgrund der Tatsache, dass ein ähnliches Phänomen auch in anderen Jahren (BART & GUMPINGER 2011), bzw. an anderen Flüssen (BART & GUMPINGER 2010) beobachtet wurde, ist es aber unwahrscheinlich, dass der Abfluss zur Gänze für das Fehlen der 1+ und 2+ Stadien verantwortlich gemacht werden kann.

✘ Erhöhter Fraßdruck durch Prädatoren

Auch der Einfluss verschiedener Prädatoren kann sehr größenspezifisch negative Auswirkungen auf Fischbestände haben. Der Kormoran (*Phalacrocorax carbo*) findet sich zumindest während der Wintermonate in den nahegelegenen Traun-Donau-Auen ein, wobei teilweise Dichten von 200–350 Tieren beobachtet werden konnten (PARZ-GOLLNER & BRADER 2002, 2004). Da die fehlende 1+ Klasse noch nicht dem klassischen Beutespektrum des Kormorans entspricht (PRIBITZER 2009) und hohe Dichten adulter Fische vorgefunden wurden, ist der Kormoran als Ursache auszuschließen. Terrestrische Fischfresser wie der Fischotter (*Lutra lutra*) haben einerseits durch die Entfernung der Probestrecken zueinander und andererseits durch die Siedlungsnähe und die fehlenden Versteckmöglichkeiten nur geringe Einflussmöglichkeiten bzw. müssten in sehr hohen Dichten auftreten, um einen derart negativen Einfluss zu haben. Der Gänsesäger (*Mergus merganser*) wird in einer Verordnung der OÖ Landesregierung nur für das Gebiet der Traun-Donau-Auen mit 2 – 4 Brutpaaren und rund 5 – 20 Gastvögeln angeführt (OÖ LANDESREGIERUNG, 2011). Es kann zwar inzwischen von höheren Beständen ausgegangen werden, eine völlige Ausrottung der 1+ und 2+ Stadien durch den Gänsesäger ist aber äußerst unwahrscheinlich. Das Vorkommen von Raubfischen bzw. der Besatz mit fangfähigen Forellen mag gewisse Auswirkungen auf die Jungfischbestände haben, es konnten jedoch nur in einem Seitenarm der Probestrecke 3 erhöhte Raubfischdichten, bei gleichzeitig erhöhtem Vorkommen junger Nasen, festgestellt werden. Besatzfische wurden in Summe nur in geringem Maße gefangen. Somit erscheint ein übermäßiger Räuberdruck als unwahrscheinlich.

✘ Erhebungsmethodik & Schwarmverhalten

In der Probestrecke 3 zeigen die Befischungsergebnisse, dass bei erhöhter Habitatdiversität unterschiedliche Altersstadien auf engerem Raum zu finden sind als dies in den weniger heterogen ausgestatteten Bereichen der Fall ist. Auch in der Literatur wird auf eine positive Korrelation zwischen Habitatvielfalt und Anzahl der Spezies/Altersklassen hingewiesen (z.B. SCHLOSSER

1982, MOERKE & LAMBERTI 2003). Ein- und zweijährige Äschen konzentrieren sich meist in Schwärmen in definierten Bereichen im Fluss (UNFER et al. 2011). Da das Schwarmverhalten der Barbe und der Nase mit jenem der Äsche in großen Teilen vergleichbar ist und diese Fischarten ihre Habitate wenn möglich sehr großräumig im Fluss verteilt wählen, lassen sich ähnliche Mechanismen vermuten. Je nach Befischungsmethodik kann es vorkommen, dass diese Konzentrationen außerhalb der zu befischenden Strecke liegen und diese Altersstadien unterrepräsentiert sind.

- × Abwanderung aufgrund von fehlenden Habitaten

Eine Abwanderung des größten Teils der 1+ und 2+ Fische aus dem gesamten Untersuchungsgebiet aufgrund ungeeigneter Habitate erscheint aus mehreren Gründen unwahrscheinlich. Zum einen wurden die Altersklassen in verschiedenen hohen Dichten in den einzelnen Strecken nachgewiesen, zum anderen wurden vor allem in der sehr heterogen strukturierten Probestrecke 3 große Zahlen an 3+ und älteren Individuen gefangen.

- × Migrationsbarrieren

Querbauwerke haben die Fragmentierung des Lebensraumes von Wanderfischen und damit verbunden die Unerreichbarkeit geeigneter Laichplätze zur Folge. Die Nase und die Barbe vollziehen als Mittelstreckenwanderer ausgeprägte Laichwanderungen von bis zu 300 Kilometern Länge (STEINMANN et al. 1937, JUNGWIRTH et al. 2003) und sind somit von Kontinuumsunterbrechungen und hinsichtlich der Durchwanderbarkeit ebenfalls problematischen Rückstausituationen besonders betroffen. Auch passierbare Querbauwerke verzögern zumindest die Wanderbewegungen der beiden Arten, sie erreichen damit geeignete Laichhabitate unter Umständen deutlich verspätet oder gar nicht (LUCAS et al. 2001). Auch ein ontogenetisch bedingter Habitatwechsel jüngerer Stadien ist nur begrenzt möglich. Aktuell befinden sich flussauf und flussab des Untersuchungsgebietes unpassierbare Querbauwerke, im Untersuchungsgebiet befinden sich zwischen Strecke 1 und 2 zwei nur bedingt passierbare Sohlrampen. Somit wird in der momentanen Situation eine Migration aufwärtswandernder, laichwilliger Adulttiere größtenteils unterbunden, auch driftende Jungtiere werden in ihrer flussabwärts gerichteten Wanderung von den Stauräumen behindert.

× Stoffliche Belastungen

Aufgrund von neuen Erkenntnissen (NAHOLD et al. 2013) kann auch eine stoffliche Belastung durch eine schadhafte Abwasserleitung im Untersuchungsgebiet nicht ausgeschlossen werden. Es handelt sich dabei jedoch um keinen permanenten Schadstoffeintritt, sondern nur um den zeitweisen Eintrag von Schadstoffen durch eine temporär undichte Abwasserleitung. Ob eine Beeinflussung des aktuellen ökologischen Zustands der Krems vorliegt ist schwer einzuschätzen, jedoch unwahrscheinlich (NAHOLD et al. 2013). Für Restpopulationen mit sehr geringen Individuendichten kann allerdings auch ein sehr geringer oder zeitlich sehr begrenzter negativer Einfluss dazu führen, dass eine Art in einem Gebiet verschwindet oder eine Erholung in einen günstigeren Erhaltungszustand stark erschwert wird.

Betrachtet man die oben diskutierten Ursachen für das Fehlen der 1+ und 2+ Stadien bei den Erhebungen, so ist dies wahrscheinlich auf einen Wirkungskomplex zurückzuführen. Das Migrationsverhalten der vorkommenden Fischarten einerseits, andererseits Migrationshindernisse bzw. großflächig gesehen ein Mangel an geeigneten Habitaten, dürften die wahrscheinlichsten Gründe für die atypische Ausprägung der Altersstrukturen sein. Durch die Migration innerhalb eines Gewässersystems kann es auch zu methodischen Problemen hinsichtlich der Erfassung aller Altersklassen kommen.

6.2 Verbesserungsvorschläge

Unter den aktuellen Gesichtspunkten ist eine weitere Verbesserung des fischökologischen Zustands über eine Erhöhung der Artenanzahl entsprechend dem Leitbild und die Verbesserung der Altersstrukturen möglich. Aufgrund der hohen Nährstofffracht ist die Krems als hochproduktives Gewässer mit natürlich hohen Fischbeständen einzustufen, in dem die Nahrungsverfügbarkeit keinesfalls der limitierende Faktor ist. Vielmehr ist die Verfügbarkeit von Lebensraum und geeigneten Habitaten für alle Altersklassen und Arten ausschlaggebend für den aktuellen Zustand. Dementsprechend sollen nachfolgend weitere Verbesserungen des Lebensraumes aufgezählt und entsprechend ihrer Wirksamkeit diskutiert und bewertet werden.

Die Wiederherstellung der Längsdurchgängigkeit ist als prioritär einzustufen. Dies gilt sowohl für Querbauwerke innerhalb des Kremssystems als auch besonders für das Längskontinuum zur Traun als Hauptfluss. Von der dann wiederhergestellten großräumigen Habitatvernetzung würden vorhandene Fischarten und vor allem Mittelstreckenwanderer profitieren. Durch die Nähe des Untersuchungsgebietes zur Mündung in die Traun ist relativ schnell mit positiven Effekten zu

rechnen. Zudem ergibt sich die Möglichkeit einer Wiederbesiedelung durch Fischarten aus dem Traun-Donau-System, die aktuell im untersuchten Kremsabschnitt zurückgedrängt oder ausgestorben sind. Dies betrifft die Arten Aalrutte, Äsche, Schied, Weißflossengründling, Ukrainisches Bachneunauge oder Rußnase. Es muss jedoch auch auf die möglichen negativen Auswirkungen durch einwandernde Neobiota wie die verschiedenen, sich aktuell in der Donau massiv ausbreitenden Grundelarten (*Neogobius* sp.) hingewiesen werden. Verglichen mit den positiven Auswirkungen von Kontinuumsöffnungen sind diese im vorliegenden Fall jedoch sicherlich das kleinere Übel.

Weitere Aufweitungsmaßnahmen und Dynamisierungen sind in jedem Fall als positiv zu werten und führen durch die erhöhte Habitatdiversität zur Lebensraumaufwertung für alle Stadien und Arten.

Wie auch die vorliegende Untersuchung gezeigt hat, eröffnet die Wiederherstellung bzw. die Entwicklungsmöglichkeit von typischen Neben- und Augewässern für stagnophilere bzw. indifferente, au-typische Fischarten wie den Hecht, das Rotauge, die Rotfeder oder den Bitterling die Möglichkeit, stabile Bestände auszubilden. Im Bereich der Wambachmündung wenige Kilometer flussabwärts konnten beispielsweise bei einer Erhebung im Rahmen des Kleinfischprojektes im Herbst 2012 enorme Dichten an Bitterlingen festgestellt werden (GUMPINGER et al., in prep.).

Aufgrund ihrer Seltenheit im Donau-Traun-Krems-System sind Bestände weiterer Fischarten, die im Leitbild genannt sind und daher ursprünglich hier verbreitet waren, etwa Huchen, Strömer oder Steinbeißer, selbst bei offenem Kontinuum mittelfristig nur über Initialbesatz wiederherzustellen.

Bei den übrigen im Leitbild angegebenen Fischarten, etwa Goldsteinbeißer, Moderlieschen oder Zingel, ist aus fachlicher Sicht nicht eindeutig klar, inwieweit sie im natürlichen Zustand im System vorgekommen sind.

7 ZUSAMMENFASSUNG

Die vorliegende Arbeit beschäftigt sich mit dem ökologischen Zustand von drei Abschnitten der Krems zwischen Ritzlhof und Oberaudorf. Dabei wurden zwei in den Jahren 2006/07 und 2009 restrukturierte Gewässerstrecken mit einem regulierten Abschnitt verglichen. Die drei Probestrecken wurden watend sowie ergänzend mit dem Boot mit Hilfe von Elektroaggregaten befischt. Der jeweilige ökologische Zustand der Probestrecke wurde mit der Methode nach HAUNSCHMID et al. (2006) ermittelt.

Die Befischungsauswertungen zeigen unterschiedliche Ergebnisse. Alle drei Probestrecken befinden sich im guten ökologischen Zustand, wobei die älteste Restrukturierung (Strecke 3) aufgrund der vielfältigen Habitatausstattung den besten Zustand aufweist. Die 2009 fertiggestellte restrukturierte Strecke 1 befindet sich in einem etwas schlechteren Zustand als der regulierte Abschnitt, Strecke 2. Dies ist sicherlich auch mit der kurzen Zeitspanne von 3 Jahren zwischen Bautätigkeit und Befischung erklärbar. Es kann davon ausgegangen werden, dass sich der Zustand der Strecke 1 mit zunehmender Dauer bzw. mit besserer Passierbarkeit der beiden flussabwärts gelegenen Rampen weiter verbessern wird. Die regulierte Strecke profitiert mit hoher Wahrscheinlichkeit sehr stark von den beiden flussauf und flussab gelegenen Restrukturierungsmaßnahmen. Erfreulich ist die gute Reproduktion der Leitfischarten im System, wobei die Frage nach dem Verbleib der 1+ und 2+ Stadien genauer geklärt werden sollte. Eine weitere Erhöhung der Habitatvielfalt sowie die Öffnung des Längskontinuums würden weitere positive Impulse für die Artenzusammensetzung und die Populationsstrukturen der einzelnen Fischarten setzen.

Projektteil Makrozoobenthos

8 PROJEKTGEBIET

Das Projektgebiet deckt sich mit jenem des Projektteils „Fische“, umfasst aber nur die beiden flussaufwärts gelegenen Probestrecken 1 und 2. Ziel der Makrozoobenthos-Studie war es, einen allfälligen Unterschied zwischen einem regulierten, strukturarmen Abschnitt und einer homogenen Regulierungsstrecke herauszuarbeiten, weshalb auf die Untersuchung einer zweiten, zusätzlichen Restrukturierungsstrecke verzichtet wurde. Im Folgenden werden die beiden Probestrecken detailliert beschrieben.

8.1 Strecke 1 – Restrukturierungsabschnitt Ritzlhof

Auf Höhe der Landwirtschaftlichen Berufs- und Fachschule Ritzlhof wurden die Krems und der Unterlauf des Gamsbaches im Zuge der Vorbereitungsarbeiten für die Landesgartenschau 2011 umfassend restrukturiert (Abb. 18; Details: 18a – 18d). Durch die Aufweitung, die Schüttung von Schotterinseln und die Anlage unterschiedlich durchflossener Nebenarme konnten sich sehr heterogene Strömungsmuster ausbilden. Die Sohle wird hier von feinem Schotter und Grobkies dominiert (Tab. 19); die abiotische Charakterisierung der Strecke ist Tab. 20 zu entnehmen.

Tab. 19 *Habitat-Flächenanteile und Anzahl der Einzelproben (EP) in Probestrecke 1 (reguliert).*

		MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%)																						
		Hygropetrische Stellen		Megalithal > 40 cm		Makrolithal > 20-40 cm		Mesolithal > 6-20 cm		Mikrolithal > 2-6 cm		Akal > 0,2-2 cm		Psammal > 6 µm-2 mm		Psammopelal		Pelal < 6 µm		Argillal < 6 mm		nicht zuordenbar		
		□		x		□		□		□		□		□		□		□		□		□		
		%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	
	rein mineralogenes Substrat	□												5	1									
ORGANISCHE HABITATE % Deckung Summe anteilig	Mikro-Algen	□																						
	Makro-Algen	□					75	15	20	4														
	Submerse Makrophyten	□																						
	Emerse Makrophyten	□																						
	Lebende Pflanzenteile	□																						
	Xylal	□																						
	CPOM	□																						
	FPOM	□																						
	Genist (Debris)	□																						
	Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel	□																						



Abb. 18 Untersuchungabschnitt der Krems im Bereich der Restrukturierungen in Ritzlhof. Links oben im Bild ist die Mündung des ebenfalls restrukturierten Gamsbaches zu erkennen. Quelle: doris.ooe.gv.at. Gelbe Rahmen: Details in untenstehenden Abbildungen.



Tab. 20 Probenahmeprotokoll für Probestrecke 1 im restrukturierten Abschnitt der Krems.

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Krems	Gemeinde	Anselden
Untersuchungsstelle	Restrukturierungsabschnitt	Koordinaten: Länge	14.25244 Ost
Datum	10. 07. 2012	Koordinaten: Breite	48,18511 Nord
Entnahmezeit	11:30	Flusskilometer [km]	10,3
Auftraggeber	Amt der OÖ LR	Seehöhe [m]	277
Auftragnehmer	TBG	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Scheder	Flussordnungszahl	5
		Einzugsgebietsgröße [km ²]	354
MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Bayerisch-österreichisches Alpenvorland (11)	Saprobieller Grundzustand	1,75
MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,5	Maximale Gewässertiefe [m]	1,1
Gewässerbreite [m]	8		
Uferaufbau linkes Ufer	natürlich	Uferaufbau rechtes Ufer	natürlich
Uferneigung linkes Ufer	steil	Uferneigung rechtes Ufer	flach
Uferbewuchs linkes Ufer	Bäume/Sträucher, ruderal	Uferbewuchs rechtes Ufer	Bäume/Sträucher, ruderal
Umland	Grünland, bebaute Fläche	Schutzwasserbauiche Maßnahmen	nein
Einleitungen oberhalb	industriell	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein
HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,8	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	1,5
Strömungsbild	heterogen		
PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	21,6	pH-Wert	8,71
O ₂ -Sättigung [%]	108,2	Leitfähigkeit	587
O ₂ -Gehalt [mg/l]	7,85		
WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	25	Lichtverhältnisse bei Probenahme	sonnig
Windverhältnisse bei Probenahme	windstill	Bewölkung [%] bei Probenahme	10
HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	NQ - MQ	Bezugspegel	Kremsdorf
Tendenz der Wasserführung (längerfristig)	gleichbleibend		
ORGANOLEPTISCHER BEFUND			
nicht mineralische Trübe	ja	Schwimm- und Schwebstoffe	nein
Verfärbung	nein	Geruch (Wasser)	ja
Schaumbildung	ja	erkennbare Grobverunreinigung	nein
REDUZIERTER BED. LENITISCH (< 0,25 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 25%
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 50%
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LENITISCH > 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 25%	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	nein	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	nein
Schwefelbakterien frei sichtbar	nein		

8.2 Strecke 2 – Regulierung

Die regulierte Strecke flussauf der Straßenbrücke in Kremsdorf zeichnet sich durch eine praktisch fehlende Breiten-Tiefen-Varianz aus (Abb. 19). Die Ufer verlaufen schnurgerade und parallel, sind mit Blockwurf gesichert und weisen als einzig nennenswerte Struktur für aquatische Wirbellose einen schmalen Streifen überhängender krautiger Ufervegetation auf. Schattenspendende uferbegleitende Vegetation fehlt zur Gänze. Die Wassertiefe ist über den gesamten Bachquerschnitt mehr oder weniger gleich gering, nur am orographisch linken Ufer liegt aufgrund der angedeuteten Prallhangsituation eine – allerdings nur sehr geringe – Eintiefungstendenz vor. Die wesentlichen abiotischen Parameter der Untersuchungsstrecke sind im Probenahmeprotokoll in Tab. 21 zusammengefasst.

Das Bachbett wird praktisch ausschließlich von Kiesen unterschiedlicher Korngröße gebildet, im unmittelbaren Uferbereich finden sich auch vereinzelt Sandansammlungen (Tab. 22). Ökologisch wertvolle Strukturen wie Wasserpflanzen, Totholz, größere Steine oder ausgespülte Wurzeln fehlen hier vollkommen.



Abb. 19 *Probestrecke 2 – regulierter Abschnitt der Krems flussauf der Straßenbrücke in Kremsdorf.*

Tab. 21 Probenahmeprotokoll für Probestrecke 2 im regulierten Abschnitt der Krems.

ALLGEMEINE ANGABEN			
Gewässername	Krems	Gemeinde	Ansfelden
Untersuchungsstelle	Regulierung	Koordinaten: Länge	14.26548 Ost
Datum	10. 07. 2012	Koordinaten: Breite	48,19932 Nord
Entnahmezeit	13:15	Flusskilometer [km]	8,2
Auftraggeber	Amt der OÖ LR	Seehöhe [m]	273
Auftragnehmer	TBG	Flussgebietseinheit	Donau
Probenehmer	Scheder	Flussordnungszahl	5
		Einzugsgebietsgröße [km²]	363,5
MAKROZOOBENTHOS			
Bioregion	Bayerisch-österreichisches Alpenvorland (11)	Saprobieller Grundzustand	1,75
MORPHOLOGISCHE DATEN			
Mittlere Gewässertiefe [m]	0,3	Maximale Gewässertiefe [m]	0,5
Gewässerbreite [m]	17		
Uferaufbau linkes Ufer	hart verbaut	Uferaufbau rechtes Ufer	hart verbaut
Uferneigung linkes Ufer	mäßig steil	Uferneigung rechtes Ufer	mäßig steil
Uferbewuchs linkes Ufer	ruderal/Gras	Uferbewuchs rechtes Ufer	ruderal/Gras
Umland	Grünland, Verkehr	Schutzwasserbauliche Maßnahmen	ja
Einleitungen oberhalb	landwirtschaftl./industriell	See im Flusskontinuum oberhalb der Untersuchungsstelle	nein
HYDRAULISCHE BEDINGUNGEN			
Mittlere Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,4	Maximale Strömungsgeschwindigkeit [m/s]	0,6
Strömungsbild	laminar		
PHYSIKALISCH-CHEMISCHER BEFUND			
Wassertemperatur [°C]	24,7	pH-Wert	8,78
O ₂ -Sättigung [%]	149,4	Leitfähigkeit	584
O ₂ -Gehalt [mg/l]	10,17		
WETTER			
Wetterlage vor Probenahme	wechselhaft	Niederschlag bei Probenahme	trocken
Lufttemperatur bei Probenahme [°C]	25	Lichtverhältnisse bei Probenahme	sonnig
Windverhältnisse bei Probenahme	windstill	Bewölkung [%] bei Probenahme	10
HYDROGRAPHIE AKTUELL			
Beschreibung der Abflusssituation	NQ - MQ	Bezugspegel	Kremsdorf
Tendenz der Wasserführung (längerfristig)	gleichbleibend		
ORGANOLEPTISCHER BEFUND			
nicht mineralische Trübe	ja	Schwimm- und Schwebstoffe	nein
Verfärbung	nein	Geruch (Wasser)	ja
Schaumbildung	nein	erkennbare Grobverunreinigung	nein
REDUZIERTER BED. LENITISCH (< 0,25 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 25%
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LOTISCH (0,25 – 0,75 m/s)			
Faulschlamm mit aerober Oberschicht	nein	Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	< 50%
Faulschlamm ohne aerobe Oberschicht	nein	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	nein
REDUZIERTER BED. LENITISCH > 0,75 m/s)			
Lithal Unterseite (% Schwarzfärbung)	-	Lithal Unter- und Oberseite Schwarzfärbung	-
AUFWUCHSBEFUND			
Abwasserbakterien, -pilze frei sichtbar	nein	Wimperntier-Kolonien frei sichtbar	nein
Schwefelbakterien frei sichtbar	nein		

Tab. 22 Habitat-Flächenanteile und Anzahl der Einzelproben (EP) in Probestrecke 2 (reguliert).

		MINEROGENE HABITATE – Prozent Deckung (Summe = 100%)																						
		Hygropetrische Stellen		Megalithal > 40 cm		Makrolithal > 20-40 cm		Mesolithal > 6-20 cm		Mikrolithal > 2-6 cm		Akal > 0,2-2 cm		Psammal > 6 µm-2 mm		Psammopelal		Pelal < 6 µm		Argillal < 6 mm		nicht zuordenbar		
		□		x		□		□		□		□		□		□		□		□		□		
		%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	%	EP	
	rein minerogenes Substrat	□												10	2									
ORGANISCHE HABITATE % Deckung Summe anteilig	Mikro-Algen	□																						
	Makro-Algen	□					30	6	30	6	30	6												
	Submerse Makrophyten	□																						
	Emerse Makrophyten	□																						
	Lebende Pflanzenteile	□																						
	Xylal	□																						
	CPOM	□																						
	F POM	□																						
	Genist (Debris)	□																						
	Abwasserbakt. & -pilze, Sapropel	□																						

9 METHODIK

Für die Untersuchung der Makrozoobenthosgemeinschaften wurde entsprechend den Vorgaben des „Leitfadens zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente – Teil A2 Makrozoobenthos“ (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2010d) die Methode des Multi-Habitat-Samplings (kurz MHS; nach MOOG 2004) angewendet.

Hierzu wurde in beiden Untersuchungsabschnitten jeweils eine repräsentative, 100 m lange Untersuchungsstrecke ausgewählt, die hinsichtlich ihrer Habitatausstattung kartiert wurde. Aufgenommen wurden all jene Habitattypen, deren Flächenanteile in der Untersuchungsstrecke insgesamt mehr als 5% ausmachten. In einem Formblatt wurden die jeweiligen geschätzten Flächenanteile vermerkt. Je 5% Anteil an der gesamten Gewässerbetfläche wurde jedem Habitattyp eine Teilprobe zugewiesen (Tab. 19, Tab. 22). Die Beprobung der einzelnen Teilprobenareale erfolgte mittels eines standardisierten Handnetzes mit einer Kantenlänge von 25 cm, die Maschenweite des 1,2 m langen Netzsackes betrug 500 µm.

Entsprechend der im Vorfeld ermittelten Anzahl an Teilproben je Habitat wurde an insgesamt 20 Probepunkten pro Untersuchungsstrecke das Sediment flussauf des Sammelnetzes auf einer Fläche von 25 x 25 cm durch Umwühlen beziehungsweise Abschaben gestört.

Von großen, nicht bewegbaren Blöcken wurden die Organismen (gegebenenfalls mitsamt aufwachsenden fädigen Algen oder Moosen) durch Abschaben der Oberfläche aufgesammelt. Große, bewegliche Steine wurden aus dem Bachbett entnommen und im Handnetz in der Strömung intensiv abgerieben, um auch festsitzende oder –klebende Organismen in das Netz zu

spülen. Kleinere Sedimentfraktionen wurden durch intensive Störung der flussauf des Netzes gelegenen Probefläche bis in etwa 20 cm Tiefe besammelt. Grobpartikuläres organisches Material sowie eintauchende terrestrische Pflanzenteile wurden separat kartiert und beprobt.

Die 20 Teilproben jeder Probestrecke wurden in einem großen Glasgefäß zu einer Mischprobe vereinigt und auf große, geschützte Organismen (wie etwa Krebse, Libellen- oder Steinfliegenlarven) hin untersucht, die gegebenenfalls vor der Fixierung des Probenmaterials zu entnehmen und in das Gewässer zurückzusetzen waren. Die verbleibenden Organismen wurden mitsamt dem angefallenen Substrat mit 70%igem Ethanol fixiert, ins Labor transportiert und dort nochmals nachfixiert.

Die Probenaufarbeitung im Labor erfolgte unter Zuhilfenahme eines LEICA-Binokulars (S8APO) und eines ESCHENBACH-Mikroskops. Sämtliche Organismen wurden großgruppenweise voraussortiert und schließlich auf möglichst genaues taxonomisches Niveau hin determiniert. Die in Tab. 23 aufgelistete Bestimmungsliteratur fand hierfür Anwendung.

Tab. 23 Bestimmungsliteratur für die Determination der Makrozoobenthos-Organismen.

AMANN, E., C. M. BRANDSTETTER & A. KAPP (1994): Käfer am Wasser.

BAUERNFEIND, E. & U. H. HUMPESCH (2001): Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie.

FRANK, C. (1995): Bestimmungsanleitung für heimische Süßwassermollusken.

FREUDE, H., K. W. HARDE & G. A. LOHSE (1971): Die Käfer Mitteleuropas – Band 3: Adephaga 2, Palpicornia, Histeroidea, Staphyloidea 1.

FREUDE, H., K. W. HARDE & G. A. LOHSE (1979): Die Käfer Mitteleuropas – Band 6: Diversicornia.

GAVIRIA, E. (1997): Süßwasser-Oligochaeten.

GRAF, W. & A. SCHMIDT-KLOIBER (2003): Plecoptera – Steinfliegen.

JANECEK, B. (1999): Fauna Aquatica Austriaca – Taxonomie und Ökologie aquatischer wirbelloser Organismen – Teil V – Chironomidae (Zuckmücken) – Larven.

LECHTHALER, W. & M. CAR (2004): Simuliidae – Key to Larvae and Pupae from Central and Western Europe.

LOHSE, G. A. & W. H. LUCHT (1992): Die Käfer Mitteleuropas, Band 13 (2. Supplementband).

LUBINI, V., S. KNISPEL & G. VINCON (2000): Plecoptera – Bestimmungsschlüssel Schweiz.

NILSSON, A. (1996): Aquatic Insects of North Europe – Volume 1 – Ephemeroptera, Plecoptera, Heteroptera, Neuroptera, Megaloptera, Coleoptera, Trichoptera, Lepidoptera.

NILSSON, A. (1996): Aquatic Insects of North Europe – Volume 2 – Odonata, Diptera.

PÖCKL, M. (1988): Bestimmungsschlüssel für Peracarida der österreichischen Donau.

REUSCH, H. (1999): Larvenschlüssel der österreichischen Limoniidae und Pediciidae.

SCHEDER, C. (2003): Die Simuliidenfauna Österreichs: Bestimmungsschlüssel für letzte Larvenstadien.

SCHEDER, C. (2003): Die Simuliidenfauna Österreichs: Bestimmungsschlüssel für Puppen.

SEITZ, G. (1998): Bestimmungsschlüssel für die Präimaginalstadien der Kriebelmücken Deutschlands.

WARINGER, J. & W. GRAF (1997): Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven.

Prinzipiell wurden sämtliche Taxa nach Vorgabe des Leitfadens (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2010d) auf möglichst hohes taxonomisches Niveau hin determiniert.

Individuen, die aufgrund ihres noch zu frühen Stadiums nicht näher als bis auf Gattungsniveau bestimmt werden konnten, wurden als „*Genus* sp. juv.“ verzeichnet.

Für manche Makrozoobenthosgruppen gibt es bis dato für das österreichische Verbreitungsgebiet noch keine verlässliche Bestimmungsliteratur bis auf Speziesniveau. Dazu zählen etwa die Larvenstadien der Dipterenfamilien Limoniidae, Pediciidae, Dixidae, Psychodidae, Muscidae, Stratiomyiidae, Ceratopogonidae und Empididae, die aktuell nur durch den zusätzlichen Fang von Imagines auf Artniveau bestimmt werden könnten und folglich in der Liste lediglich als „*Genus* sp.“ aufscheinen.

Für die korrekte Berechnung der diversen Indices und des ökologischen Zustandes müssen in einem ersten Schritt die Untersuchungsstrecken der entsprechenden Bioregion beziehungsweise biozönotischen Region zugeordnet sowie der saprobielle Grundzustand ermittelt werden. Alle hierfür benötigten Daten wurden dem Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan (kurz: NGP; BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2010a) entnommen.

Die Datenauswertung erfolgte mittels der Auswertungssoftware „Ecoprof“, Version 3.3.0 (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2012). Anhand multimetrischer Indices wurde auf Basis der Makrozoobenthosgemeinschaften der ökologische Zustand der untersuchten Strecken errechnet.

Zusätzlich wurden die folgenden Parameter näher analysiert, um ein umfassendes Bild der ökologischen Situation zu erhalten:

- Zusammensetzung der Artengemeinschaften beziehungsweise Großgruppen
- Analyse der EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)
- Saprobienindex und Verteilung der saprobiellen Valenzen
- Längenzonale Einstufung nach biozönotischen Regionen und Vergleich der Regionsindices (LZI)
- Verteilung der Ernährungstypen
- Verhältniszahlen zwischen EPT-Taxa und Dipteren / Chironomiden

Alle hier angeführten Parameter und Indices wurden mit Hilfe der Auswertungssoftware „Ecoprof“ automatisch errechnet.

10 ERGEBNISSE

10.1 Artenlisten und Verteilungen

10.1.1 Strecke 1 – Restrukturierungsabschnitt

In der Renaturierungsstrecke in Ritzlhof wurden insgesamt 70 aquatische Taxa – und damit um 13 Taxa oder 22% mehr als in der regulierten Strecke – festgestellt. Die Individuendichte lag bei 2.717 Wirbellosen pro m² und somit um 80% höher als im regulierten Abschnitt bei Kremsdorf.

Die individuenreichsten auf Art bestimmbaren Taxa waren die beiden Zuckmückenspezies *Orthocladius cf. rubicundus* mit 332 Larven pro m² und *Polypedilum cultellatum* mit 258 Tieren pro m². Das bei weitem häufigste Taxon stellten mit 920 Individuen pro m² nicht näher bestimmbare Jugendstadien der Eintagsfliegengattung *Baetis* dar.

Die folgenden faunistischen Besonderheiten wurden in der renaturierten Strecke bei Ritzlhof festgestellt: Es fand sich eine große Anzahl von Schnecken in der Probe, wobei beide nachgewiesenen Arten Neozoen darstellen. Die linksgewundene Blasenschnecke *Physella acuta* (die ausschließlich in der renaturierten Strecke gefunden wurde) stammt ursprünglich aus dem mediterranen Raum, die Zwergdeckelschnecke *Potamopyrgus antipodarum* aus Neuseeland. *Leuctra geniculata*, eine in Österreich seltene Steinfliegenart, die bislang nur in ober- und niederösterreichischen Donauzuflüssen gefunden wurde, war Teil des Arteninventars der Renaturierungsstrecke. Weiters wurden sechs Köcherfliegenarten nachgewiesen, die auf der Roten Liste der Köcherfliegen Österreichs (MALICKY 2009) geführt werden:

- *Cheumatopsyche lepida* wird als Potamalart mit Präferenz sommerwarmer Flüsse beschrieben (FISCHER et al. 1992, SCHULTE & WEINZIERL 1990), wobei bevorzugt schnellfließende Abschnitte mit stärkerer Turbulenz und gröberem Sediment besiedelt werden. Sie gilt in Österreich als gefährdet (vulnerable).
- *Hydropsyche incognita* ist ebenfalls ein typischer Bewohner großer Flüsse im Donaueinzugsgebiet (MALICKY 1999, 2009), wobei vor allem die Unterläufe besiedelt werden (BÁLINT & UJVÁROSI 2009). Auch diese Art wird in der Roten Liste als gefährdet (vulnerable) geführt.
- *Tinodes unicolor* ist ein überraschendes Faunenelement in diesem Abschnitt der Krems, wird er doch allgemein als Quell- und Rhithralbewohner klassifiziert (GRAF et al. 1995). In der Roten Liste wird er in der Kategorie „gefährdet“ (vulnerable) geführt.
- *Oligopteryx maculatum* ist eine rheophile Art, die im Rhithral und Potamal der Ebene auftritt und sich im Gewässerquerschnitt bevorzugt in der relativ stärksten Strömung aufhält

(BURMEISTER & REISS 1983, MALICKY 1973). Diese Art stellt mit dem Status „stark gefährdet“ (endangered) laut Roter Liste die am stärksten bedrohte Köcherfliegenart in der Untersuchungsstrecke dar.

- *Psychomyia pusilla* wird als charakteristisch für große Flüsse beschrieben, wobei sie gelegentlich auch in kleinere Flüsse ausstrahlt (MALICKY 1981). Der Verbreitungsschwerpunkt liegt im mäßig durchströmten Bereich an Stellen mit festem Grund (TOBIAS & TOBIAS 1981). Die Art wird als gefährdet (vulnerable) betrachtet.
- *Athripsodes albifrons* findet sich vor allem in strömungsberuhigten Zonen von Flüssen oder in generell langsam fließenden Gewässern (SEITZ & WEINZIERL 1991). Auch diese Rote-Liste-Art gilt österreichweit als gefährdet (vulnerable).

Die Vielfalt der Habitatpräferenzen, die für die gefährdeten Köcherfliegenarten beschrieben wurde, spiegelt die Vielfalt an Lebensräumen wider, die in der restrukturierten Strecke geschaffen wurde. In diesem strukturreichen Abschnitt finden sich Arten, die bevorzugt grobes Substrat besiedeln, neben Arten, die strömungsberuhigte Stillwasserabschnitte bewohnen, Potamal- neben Rhithral-Arten, rheophile neben stagnophilen Arten.

10.1.2 Strecke 2 – Regulierung

In der regulierten Strecke bei Kremsdorf wurden 57 Wirbelosentaxa nachgewiesen, wobei die Individuendichte bei 1.509 Tieren pro m² lag. Sowohl Biodiversität als auch Organismenzahlen kamen fielen somit deutlich geringer aus als in der restrukturierten Strecke bei Ritzlhof.

Die individuenreichsten Taxa waren die Neuseeländische Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*) mit 294 Individuen pro m², der Flohkrebs *Gammarus roeselii* mit 175 Tieren pro m² und nicht näher bestimmbare Juvenilstadien von Tubificiden mit 114 Individuen pro m².

Besonders erwähnenswert sind die Nachweise der folgenden Tierarten: Der Kiemenwurm *Branchiura sowerbyi* (Abb. 20) stammt ursprünglich aus Südostasien und trat in Europa erstmals in Warmwasserbecken in botanischen Gärten in Erscheinung – seine Erstbeschreibung erfolgte beispielsweise anhand von Exemplaren, die mit tropischen Wasserpflanzen in den Royal Botanical Society's Garden in London eingeschleppt worden waren (BEDDARD 1892). Als ausgesprochen wärmeliebende Art wurde er in Österreich lange Zeit nur in Thermalbächen nachgewiesen (HÖRNER et al. 1995). Nun dürfte er im Begriff sein, auch sommerwarme Flussunterläufe zu besiedeln. Im Unterlauf der Krems wurden fünf Individuen pro m² nachgewiesen.

Eine österreichweit nur recht selten auftretende Eintagsfliegenart ist die Rheinmücke (*Oligoneuriella rhenana*). Die Art besiedelt bevorzugt rasch fließende Gewässerabschnitte mit

steinigem Substrat (BAUERNFEIND 1990), wobei sie sich mit Hilfe eines aus der Unterlippe gebildeten Saugnapfes unter losem Steinmaterial festhält (REISINGER 2003). Die Krems ist eines der wenigen Gewässer, in der sie noch in größerer Zahl zu finden ist; Nachweise finden sich von Kremsmünster bis zur Mündung der Krems in die Traun – wohingegen die Rheinmücke in der Traun selbst ausschließlich im Bereich der Kremsmündung auftritt (REISINGER 2003). Im Zuge der vorliegenden Untersuchung konnte sie im regulierten Abschnitt der Krems bei Kremsdorf nachgewiesen werden.



Abb. 20 Fragment eines Exemplars von *Branchiura sowerbyi* aus dem Krems-Unterlauf – charakteristisch sind die nach hinten hin stetig länger werdenden Kiemenfäden auf der Bauch- und Rückenseite.

Drei Köcherfliegenarten, die in der Roten Liste der Trichopteren Österreichs geführt werden, wurden in der regulierten Strecke nachgewiesen:

- *Cyrnus trimaculatus*: Diese als gefährdet (vulnerable) eingestufte Art wird als psammophil betrachtet (HESS 1993) und findet sich bevorzugt in Stillgewässern, in langsam fließenden Flüssen des Tieflandes (SAUER 1988) und leicht getrübbten, verschmutzten Bächen (TOBIAS & TOBIAS 1981).
- *Psychomyia pusilla* und *Athripsodes albifrons* wurden bereits bei Probestrecke 1 beschrieben.

Im Gegensatz zur restrukturierten Strecke ähneln sich diese Arten in ihren Lebensraumsprüchen weitestgehend, was die homogene, strukturarme Habitatausstattung dieses Abschnitts widerspiegelt.

10.1.3 Faunistischer Vergleich der beiden Strecken

Stellt man die in den beiden Strecken gefundenen Organismen einander gegenüber, fällt zuerst klar auf, dass die Individuendichten in der renaturierten Strecke wesentlich höher waren als in der regulierten – die Differenz belief sich auf rund 80%.

Auch hinsichtlich der Verteilung auf Großgruppen lagen maßgebliche Unterschiede vor, und zwar sowohl was absolute Zahlen als auch relative Anteile betrifft (Abb. 21, Abb. 22). So fanden sich etliche Großgruppen in der restrukturierten Strecke in weitaus höheren Individuendichten als im monotonen, strukturarmen Regulierungsabschnitt. Die Dichten der Dipteren beliefen sich in der restrukturierten Strecke im Vergleich zur regulierten knapp auf das 2,5fache, bei den Trichopteren war die Individuendichte im restrukturierten Abschnitt dreimal so hoch wie im regulierten, bei den Plecopteren betrug sie in der Restrukturierungsstrecke das 4,5fache, und bei den Ephemeropteren gar beinahe das Achtfache im Vergleich zur regulierten Strecke.

Genau umgekehrte Verhältnisse lagen bei den Gastropoden vor, die in der regulierten Strecke in fast 3,5mal höheren Dichten auftraten als im Restrukturierungsabschnitt, bei den Bivalven, bei denen das Verhältnis etwa bei 2,5 lag, und ganz massiv bei den Oligochaeten, die in der regulierten Strecke in 65mal höheren Dichten auftraten als in der restrukturierten.

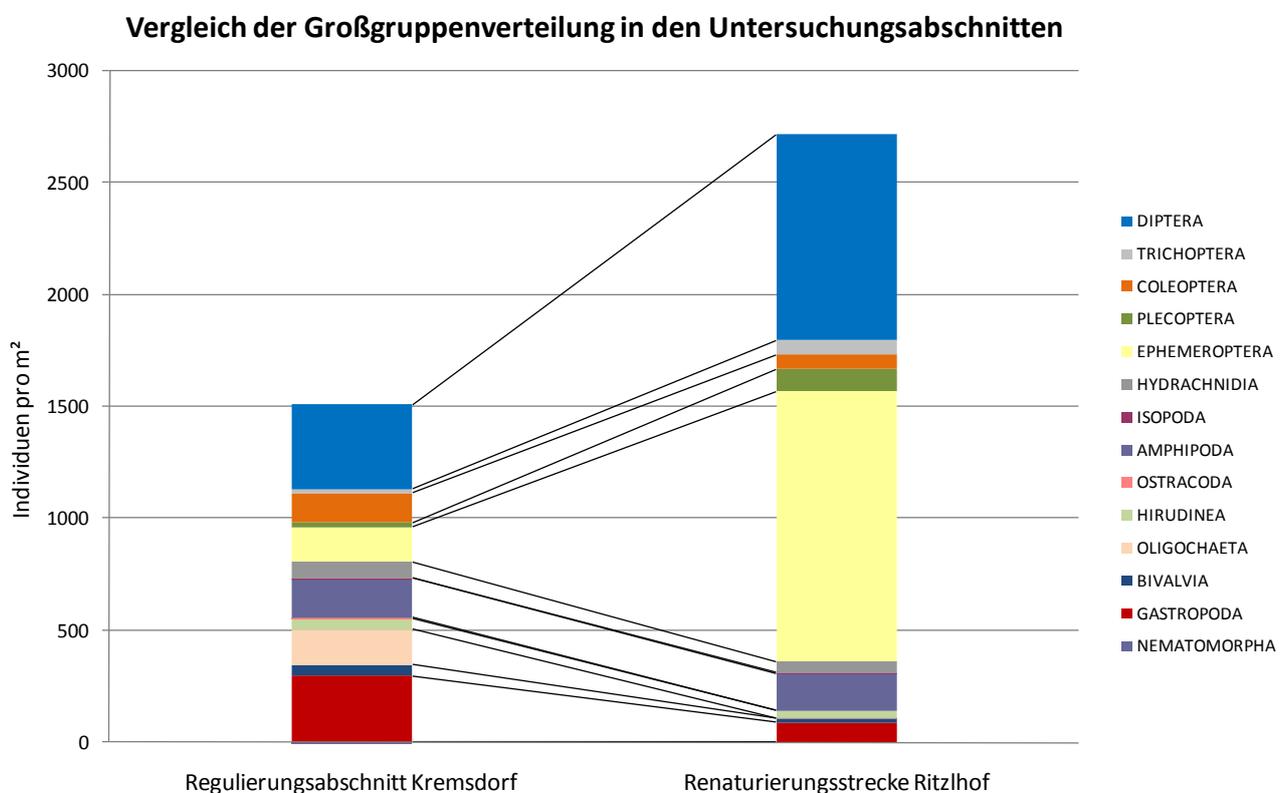


Abb. 21 Vergleich der Großgruppenverteilung in den beiden Untersuchungsabschnitten auf Basis der absoluten Individuenzahlen.

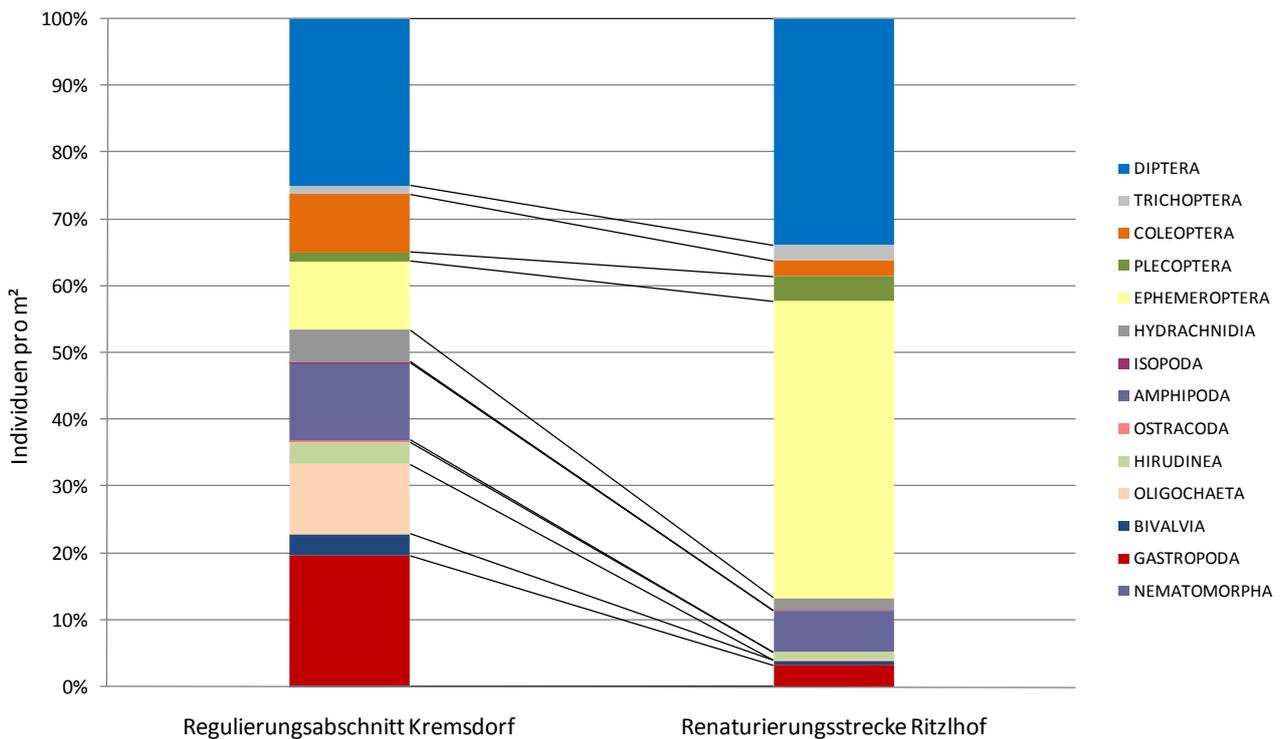


Abb. 22 Vergleich der Großgruppenverteilung in den beiden Untersuchungsabschnitten auf Basis der relativen Anteile.

10.2 Ökologischer Zustand anhand der Wirbellosengesellschaften

10.2.1 Strecke 1 – Restrukturierungsabschnitt

In der restrukturierten Fließstrecke der Krems wurde sowohl hinsichtlich des Saprobienindex als auch hinsichtlich beider Multimetrischer Indices jeweils die Einstufung „gut“ erreicht, weshalb sich auch insgesamt der **gute ökologische Zustand** auf Basis der Makrozoobenthosgemeinschaften ergibt (Tab. 24). In Hinblick auf dieses Qualitätselement wurde also der **Zielzustand** im Sinne der EU-Wasserrahmenlinie **erreicht**. Die Vermutung liegt nahe, dass die Restrukturierungsmaßnahmen dafür ausschlaggebend sind – vor allem, wenn man die Ergebnisse des noch regulierten Abschnitts in Kremsdorf zum Vergleich heranzieht.

Tab. 24 Ökologischer Zustand anhand der Makrozoobenthosgemeinschaften

Krems Unterlauf – Strecke 2 – restrukturierter Abschnitt		
Bioregion	AV – Bayerisch-österreichisches Alpenvorland (11)	
Grundzustand	1,75	
Bezugsbasis	guter Zustand	
Innere Differenzierung	EZ-KI 2	
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	
SI (Zelinka & Marvan)	2,12	gut (good)
Multimetrischer Index 1	0,71	gut (good)
Multimetrischer Index 2	0,63	gut (good)
Versauerungsindex	-	
Ökologische Zustandsklasse	gut (good)	

10.2.2 Strecke 2 – Regulierungsabschnitt

In der regulierten Strecke bei Kremsdorf ergaben die Makrozoobenthosgemeinschaften einen **mäßigen ökologischen Zustand** (Tab. 25), somit herrscht in diesem Abschnitt **Handlungsbedarf im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie**. Diese Beurteilung basiert zum einen auf der vergleichsweise schlechten Einstufung des Saprobienindex, der mit einem errechneten Wert von 2,37 um den Betrag 0,62 vom Grundzustand 1,75 abweicht. Zum anderen erreicht der Multimetrische Index 2 nur den Wert 0,55. Dieser Index integriert die Metrics „Degradation“, „Anteil EPT-Taxa“, „Litoralanteile“ und „Regionsindex“. Bei diesen Parametern (beziehungsweise ihrer Kombination) liegen also ausreichend große Defizite vor, dass Handlungsbedarf im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie gegeben ist. Auch der Multimetrische Index 1 liegt mit dem Wert 0,61 nur sehr knapp über 0,6 – dem Grenzwert zwischen „gut“ und „mäßig“. Die Beurteilung des Abschnitts mit der mäßigen ökologischen Zustandsklasse beziehungsweise der Nachweis des Handlungsbedarfs kann somit insgesamt als solide angesehen werden.

Tab. 25 Ökologischer Zustand anhand der Makrozoobenthosgemeinschaften

Krems Unterlauf – Strecke 1 – regulierter Abschnitt		
Bioregion	AV – Bayerisch-österreichisches Alpenvorland (11)	
Grundzustand	1,75	
Bezugsbasis	guter Zustand	
Innere Differenzierung	EZ-KI 2	
Spez. Gewässertyp/Typausprägung	-	
SI (Zelinka & Marvan)	2,37	mäßig (moderate)
Multimetrischer Index 1	0,61	gut (good)
Multimetrischer Index 2	0,55	mäßig (moderate)
Versauerungsindex	-	
Ökologische Zustandsklasse	mäßig (moderate)	

10.3 Ökologische Indices

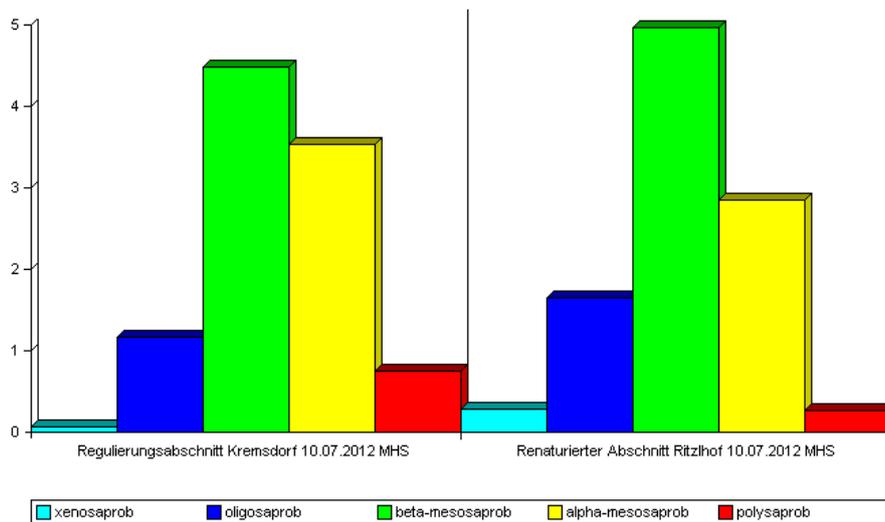
10.3.1 Verteilung der saprobiellen Valenzen und Saprobienindex

In der regulierten Strecke in Kremsdorf lag der Schwerpunkt der saprobiellen Valenzen auf den β -mesosaprobe Elementen, wobei der α -mesosaprobe Anteil nur wenig geringer ausfiel. Oligosaprobe Elemente traten in beinahe gleichem Ausmaß in Erscheinung wie polysaprobe, xenosaprobe fanden sich praktisch nicht (Abb. 23 links). Aus der Verteilung der Valenzen errechnet sich der Saprobienindex in der Regulierungsstrecke auf den Wert 2,37 ($\pm 0,055$). Er liegt also um 35,4% über dem Grundzustand von 1,75 und indiziert damit eine merkliche Beeinträchtigung.

In der restrukturierten Strecke dominierten ebenfalls die β -mesosaprobe Elemente, ihr Verhältnis zu den α -mesosaprobe war im Gegensatz zur Regulierungsstrecke aber deutlich günstiger. Auch das Verhältnis zwischen oligo- und polysaprobe Elementen lag im restrukturierten Abschnitt klar auf Seiten der oligosaprobe Anteile (Abb. 23 rechts). Dadurch errechnet sich der Saprobienindex mit $2,12 \pm 0,052$ auf einen im Vergleich zur regulierten Strecke merklich günstigeren Wert, der nur wenig über dem Grundzustand von 1,75 liegt; die Differenz zum Grundzustand beträgt hier nur 21,1%.

Makrozoobenthos - Verteilung der saprobiellen Valenzen

Projekt: Krems Unterlauf



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2007 - Version 3.0

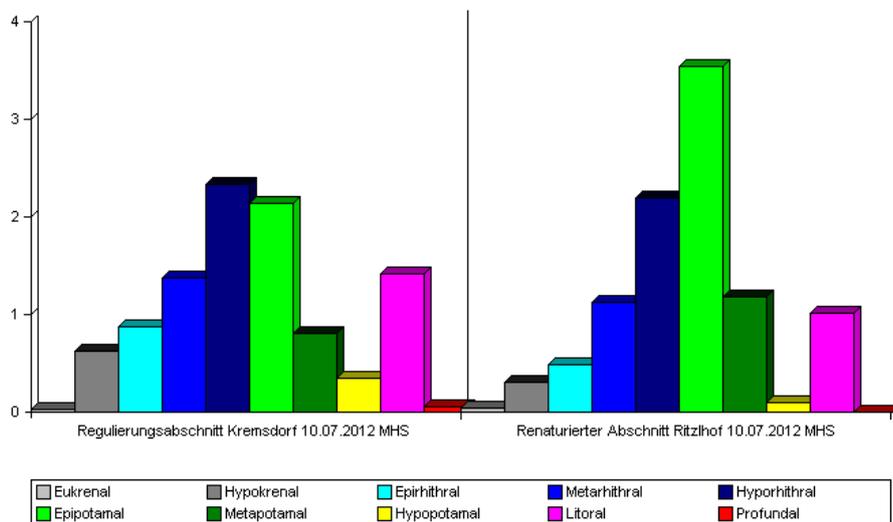
Abb. 23 Verteilung der saprobiellen Valenzen in der regulierten Probestrecke (links) und in der restrukturierten Probestrecke (rechts).

10.3.2 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen

Die Krems ist in ihrem Unterlauf in die Fischregion „Epipotamal mittel“ einzustufen (BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT 2010a). Die längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen zeigt in der regulierten Probestrecke im Vergleich dazu einen klaren Rhithralisierungseffekt (Abb. 24 links). Der Schwerpunkt der Verteilung liegt bei den hyporhithralen Elementen; insgesamt sind die rhithralen Elemente stärker vertreten als die potamalen. In der restrukturierten Strecke hingegen liegt der Verteilungsschwerpunkt klar auf den epipotamalen Elementen, wie auch insgesamt die potamalen Anteile stärker vertreten sind als die rhithralen (Abb. 24 rechts). Die Verteilung entspricht hier also deutlich eher den natürlichen Gegebenheiten.

Makrozoobenthos - Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen

Projekt: Krems Unterlauf



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2007 - Version 3.0

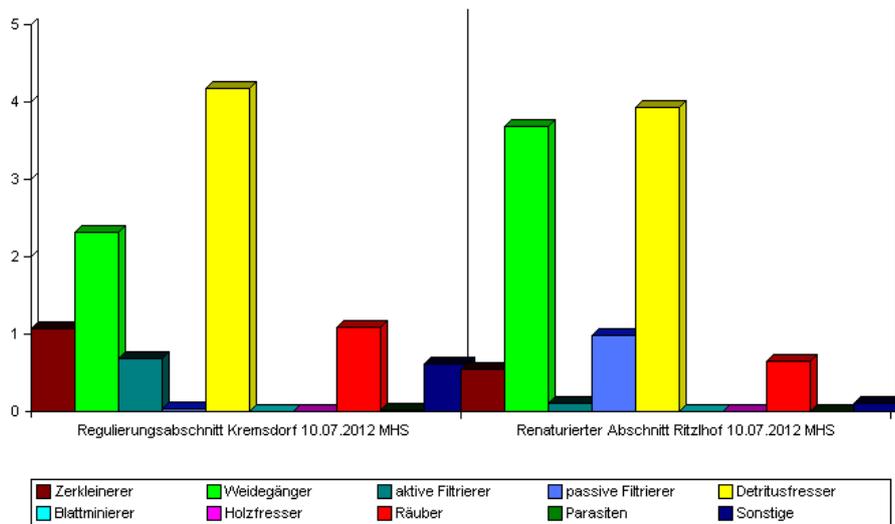
Abb. 24 Längenzonale Verteilung nach biozönotischen Regionen in der regulierten Probestrecke (links) und in der restrukturierten Probestrecke (rechts).

10.3.3 Zusammensetzung der Ernährungstypen

In beiden Untersuchungsstrecken stellten die Detritusfresser die am stärksten vertretene Ernährungsgilde dar. Während aber in der restrukturierten Strecke die Weidegänger einen beinahe gleich hohen Anteil ausmachten, lag dieser im regulierten Abschnitt wesentlich niedriger (Abb. 25).

Makrozoobenthos - Zusammensetzung der Ernährungstypen

Projekt: Krems Unterlauf



Auswertung quantitativ, standard

© ECOPROF 1995-2007 - Version 3.0

Abb. 25 Zusammensetzung der Ernährungstypen in der regulierten Probestrecke (links) und in der restrukturierten Probestrecke (rechts).

10.3.4 Auswertung der EPT-Taxa

Das Verhältnis der Arten- und Individuenzahlen von den Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (kurz: EPT-Taxa) zu den Diptera im Allgemeinen und zu den Chironomiden im Speziellen erlaubt Aussagen über die Belastung und die Strukturgüte eines Gewässerabschnitts. Die EPT-Taxa reagieren sehr sensitiv auf Veränderungen der Wasserqualität, insbesondere auch auf toxische Einflüsse. Weiters umfassen die drei Ordnungen Arten mit hohen Habitatansprüchen, und zwar im aquatischen wie im terrestrischen Bereich. Hohe Verhältniswerte zwischen EPT- und Dipterentaxa stehen daher für ungestörte, strukturreiche Gewässerabschnitte. Aus Tab. 26 ist klar ersichtlich, dass die Regulierungsstrecke in Kremsdorf auch hinsichtlich dieses Parameters deutlich schlechter abschneidet als die Renaturierungsstrecke in Ritzlhof.

Tab. 26 EPT-Kennzahlen in den beiden Untersuchungsstrecken. Rot: ungünstige Verhältniswerte.

Probestrecke		EPT-Taxa	Diptera	Chironomidae	EPT/Diptera	EPT/Chironomidae
Restrukturierung Ritzlhof	Arten	20	29	20	0,69	1,00
	Individuen/m ²	1.370	920	667	1,49	2,05
Regulierung Kremsdorf	Arten	16	20	12	0,80	1,33
	Individuen/m ²	195	376	360	0,52	0,54

In der Restrukturierungsstrecke überwiegen die EPT-Taxa hinsichtlich der Individuenzahlen deutlich gegenüber den Dipteren im Allgemeinen und den Chironomiden im Speziellen, während in der Regulierungsstrecke das Verhältnis klar auf Seiten der Dipteren zu liegen kommt.

11 DISKUSSION

Der Vergleich der beiden Untersuchungsstrecken zeigt hinsichtlich aller untersuchten Parameter eine deutlich günstigere Situation in der restrukturierten Strecke in Ritzlhof.

So liegt der Saprobienindex im restrukturierten Abschnitt bei 2,12, im regulierten bei 2,37 – was unter anderem zu einer schlechteren Bewertung des ökologischen Zustandes in der Regulierungsstrecke führt. Eine mögliche Interpretation ist in der deutlich heterogeneren Substratzusammensetzung im renaturierten Abschnitt zu suchen, die in einer stärkeren Durchmischung und Belüftung resultiert und dadurch wohl stärker zu einem Abbau organischer Substanzen beiträgt als in der homogen ausgestatteten Regulierungsstrecke, in der ein praktisch laminarer Abfluss vorliegt.

Der markante Unterschied in der längenzonalen Verteilung nach biozönotischen Regionen ist klar auf die Renaturierung zurückzuführen. Während in der Regulierungsstrecke durch die Verkürzung der Lauflänge und die daraus resultierende Erhöhung des mittleren Gefälles die rhithralen Faunenelemente überwiegen und so ein klar erkennbarer Rhithralisierungseffekt in der ursprünglich potamalen Krems zu diagnostizieren ist, konnte dieser Effekt durch die Aufweitung des Gewässerbetts, die Anlage strömungsberuhigter Seitenarme und die Entfernung der Uferverbauung deutlich reduziert werden.

Die natürlichere Habitatausstattung hat schließlich auch einen nachweislichen Effekt auf die Biodiversität und die Individuendichten: Beide fallen in der restrukturierten Strecke deutlich besser aus als in der regulierten. Die Verhältniszahlen zwischen den strukturgebundenen EPT-Taxa und den Dipteren zeigen klar, dass dieser Unterschied nicht nur quantitativer, sondern auch qualitativer Natur ist: In der renaturierten Strecke bei Ritzlhof liegen nicht nur wesentlich höhere Taxa- und Individuenzahlen vor, sondern der Schwerpunkt der Makrozoobenthosgemeinschaften liegt zudem auf Arten und Gattungen, die einen hohen Strukturanspruch haben. Diese Tatsache wird auch dadurch unterstrichen, dass in diesem Bereich während der Probenahme eine nennenswerte Anzahl an Libellen, vor allem beide heimischen Prachtlibellenarten *Calopteryx splendens* und *Calopteryx virgo* (Abb. 26), aber auch etliche andere Arten, beobachtet werden konnte. Die adulten Tiere nutzten die reichlichen Vertikalstrukturen entlang der Ufer als Sitzwarten. Libellen zählen wie die EPT-Taxa zu jenen Insektengruppen, die relativ hohe Habitatansprüche stellen, zu Wasser und – im Falle der Libellen besonders – an Land.



Abb. 26 In den Uferstrukturen der Renaturierungsstrecke in Ritzlhof beobachtete Prachtlibellen – *Calopteryx splendens* (links) und *Calopteryx virgo* (rechts).

Im Gegensatz dazu sind die Artengemeinschaften in der Regulierungsstrecke nicht nur arten- und individuenärmer, sondern setzen sich zudem überwiegend aus strukturindifferenten Taxa zusammen. Libellensichtungen konnten in diesem Bereich während der Probenahme keine gemacht werden.

Insgesamt unterstreichen diese Unterschiede nicht nur die nachweisbaren Verbesserungen, die mit der strukturellen Aufwertung der Krems bei Ritzlhof einhergegangen sind; vielmehr führen sie sogar zu unterschiedlichen ökologischen Zuständen, wobei in der regulierten Strecke aktuell eine Zielverfehlung und damit Handlungsbedarf im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie vorliegt, in der restrukturierten hingegen mit dem guten ökologischen Zustand die Zielerreichung diagnostiziert werden kann. Die Renaturierungsstrecke in Ritzlhof ist somit ein plakatives Beispiel dafür, wie eine fachlich fundierte Strukturaufwertung nicht nur neue, hochwertige Lebensräume in einem sonst degradierten Flusschlauch schaffen kann, sondern zudem die Zielerreichung im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie zu ermöglichen vermag.

Zusammenschau beider Projektteile

12 ÖKOLOGISCHER GESAMTZUSTAND

Werden in einer Untersuchung mehrere Qualitätselemente behandelt, ist eine Verschneidung der Ergebnisse nach dem „Worst-Case“-Prinzip durchzuführen, sprich, das jeweils schlechteste Ergebnis ist für die Gesamtbewertung der jeweiligen Strecke heranzuziehen. In Tab. 27 ist diese Verschneidung dargestellt. Es zeigt sich, dass in den beiden strukturell aufgeweiteten Strecken in Ritzlhof und Oberaudorf jeweils der gute ökologische Zustand erreicht wird (in Ritzlhof ist dies durch beide Qualitätselemente abgesichert, in Oberaudorf basiert diese Einstufung nur auf der Fischfauna), in der regulierten Strecke in Kremsdorf liegt aufgrund der Ergebnisse der Makrozoobenthosgemeinschaften lediglich der mäßige Zustand vor.

Tab. 27 Ökologischer Zustand anhand beider Qualitätselemente.

Qualitätselement	Ökologische Zustandsklasse		
	Probestrecke 1 (Restrukturierung Ritzlhof)	Probestrecke 2 (Regulierung Kremsdorf)	Probestrecke 3 (Restrukturierung Oberaudorf)
Fische	gut (good)	gut (good)	gut (good)
Makrozoobenthos	gut (good)	mäßig (moderate)	-
Ökologische Zustandsklasse gesamt	gut (good)	mäßig (moderate)	gut (good)

13 FAZIT

Die vorliegende Studie belegt am Beispiel der anthropogen extrem überformten Krems klar, dass strukturelle Verbesserungsmaßnahmen in sonst homogenen, degradierten und strukturarmen Gewässern deutlich positive ökologische Effekte nach sich ziehen können. In der Krems wurden zwei (im Vergleich zu der äußerst langen naturfremden und strukturarmen Regulierungsstrecke, die sich im Wesentlichen von Achleiten bis nach Ansfelden erstreckt und somit praktisch den gesamten Mittel- und Unterlauf der Krems umfasst) relativ kleinräumige Restrukturierungsstrecken mit einer „typischen“ Regulierungsstrecke verglichen. Der Vergleich hat ergeben, dass selbst solch vergleichsweise kleinräumige Maßnahmen vor Ort einen merklichen ökologischen Effekt zu zeigen imstande sind. Was die Fischfauna betrifft, strahlt dieser positive Effekt sogar in die dazwischenliegende Regulierungsstrecke aus: Von den in Ritzlhof und Oberaudorf gesetzten Verbesserungsmaßnahmen profitiert aufgrund von Ausstrahleffekten auch die morphologisch degradierte Kanalstrecke in Kremsdorf (die Fischfauna ist als das am wenigsten ortsgebundene Qualitätselement vergleichsweise mobil und integriert daher über einen weiteren Bereich als die

übrigen Qualitätselemente). Daher wäre hinsichtlich der Fischfauna der gesamte untersuchte Unterlauf der Krems mit dem guten ökologischen Zustand zu bewerten. Es sei an dieser Stelle erwähnt, dass die Krems sich durch eine äußerst hohe Nährstofffracht auszeichnet, und daher eine entsprechend hohe Fischbiomasse vorliegt. Diese hohe Biomasse lässt auch in strukturell degradierten Abschnitten den Anschein eines günstigen Zustandes aufkommen. Es ist hierbei zu berücksichtigen, dass die Bestände sehr stark von der Verfügbarkeit geeigneter Laichhabitats abhängen (wie sie etwa in den Restrukturierungsstrecken geschaffen wurden) – sobald eine erfolgreiche Reproduktion im System möglich ist und das Längskontinuum nicht durch unüberwindbare Hindernisse unterbrochen ist, können sich also in derart nährstoffreichen Gewässern entsprechend große Fischbestände ausbilden. Der Eindruck, den die Fischartengemeinschaften in solchen Gewässern vermitteln, ist demnach in der Regel ein zu positiver.

Die wesentlich weniger mobilen Wirbellosengemeinschaften helfen dabei, das Bild zu schärfen, indem sie für eine kleinräumigere Beurteilung der Situation herangezogen werden können: Dieses Qualitätselement zeigt klar, dass für ortsgebundene Organismen die Bedingungen in der naturfernen Regulierungsstrecke in Kremsdorf deutlich schlechter sind als in der strukturell aufgewerteten Strecke in Ritzlhof. Dies führt in letzter Konsequenz sogar dazu, dass in Bereichen mit strukturellen Verbesserungsmaßnahmen die Zielerreichung im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie attestiert werden kann, während in regulierten Abschnitten ohne Strukturaufwertung nach wie vor Handlungsbedarf besteht.

In der Krems wurden im Laufe der vergangenen Jahre an mehreren Stellen Verbesserungsmaßnahmen umgesetzt, die in einer Erhöhung der Habitatvielfalt resultierten; zu nennen sind hier neben den beiden in der vorliegenden Studie behandelten Abschnitten in Oberaudorf und Ritzlhof etwa das Hochwasserschutzprojekt in Nöstlbach, wo neben einer nennenswerten Aufweitung des Bachbettes auch eine heterogene Strukturierung der Sohle verwirklicht wurde, oder die Strukturierung mit Inseln und die Aufzweigung der Krems in mehrere Arme im Bereich der Ortschaft Neuhofen. In Verbindung mit den wenigen natürlich erhaltenen Fließabschnitten (etwa zwischen Kremsmünster und Achleiten) entsteht so in der massiv naturentfremdeten Krems sukzessive ein Netz von kleinräumigen, ökologisch aufgewerteten Abschnitten, die für sich gesehen lokal von der deutlichen Erhöhung der Habitatvielfalt profitieren, und für das Gesamtsystem zusätzlich wertvolle Trittsteinbiotope darstellen, die zumindest für die wanderfähige Fischfauna eine Überbrückung langer naturfremder Kanalstrecken ermöglichen und so auf lange Sicht zu einer Verbesserung des Gesamtsystems beitragen können. Je enger dieses Netz an Trittsteinbiotopen wird, umso positiver können sich auch kleinräumige Strukturverbesserungen auf das System auswirken. Die derzeit noch geringe Dichte solcher Maßnahmen reicht aber – gerade in Anbetracht der großen Streckenlänge, die durch die harte

Regulierung massiv überformt worden ist – sicherlich nicht für die ökologische Funktionsfähigkeit des Krems-Systems oder gar für eine flächendeckende Zielerreichung im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie aus.

14 LITERATUR

BÁLINT, M. & L. UJVÁROSI (2009): Distribution patterns of *Hydropsyche incognita* (Pitsch, 1993) and *H. pellucidula* (Curtis, 1834) in Transylvania (Romania), with special reference to their ecological requirements (Trichoptera: Hydropsychidae). Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois 110, 167 – 172.

BART, U. & C. GUMPINGER (2008): Morphologischer Vergleich natürlicher und anthropogen veränderter Gewässerabschnitte im Krems-System. – Amt der Oö. Landesregierung, Direktion Umwelt und Wasserwirtschaft, Oberflächengewässerswirtschaft – Gewässerschutz Bericht Nr. 38, 112 S.

BART, U & C. GUMPINGER (2010): Sanierung des Innbaches - Evaluierung. Begleitende Untersuchung zur Veränderung des ökologischen Zustandes infolge der Umsetzung eines Sanierungsplanes. Teil 1: Ist – Zustandserhebung Frühjahr – und Herbstaspekt 2009. 149 S.

BART, U & C. GUMPINGER (2011): Hochwasserschutz Krems Nöstlbach und Weißenberg. Modul A: Begleitende Untersuchung zur Veränderung des ökologischen Zustandes infolge der Umsetzung des Hochwasserschutzprojektes - Teil 1A: Ist- Zustandserhebung 2010 in der Krems. Im Auftrag des Wasserverbandes Unteres Kremstal, 52 S.

BAUERNFEIND, E. (1990): Der derzeitige Stand der Eintagsfliegen-Faunistik in Österreich (Insecta: Ephemeroptera). – Verh. Zool. Botan. Ges. Österreich 127, 61 – 82.

BEDDARD, F. E. (1892): A new branchiate Oligochaet (*Branchiura sowerbyi*). – Quaterly Journal of Microscopical Science 33, 325 – 341.

BUNDESGESETZBLATT FÜR DIE REPUBLIK ÖSTERREICH (2003): Änderung des Wasserrechtsgesetzes 1959 und des Wasserbautenförderungsgesetzes 1985 sowie Aufhebung des Hydrografiegesetzes. – GZ02 Z034232 M, Wien, 47 S.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2007): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs – Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere – Grüne Reihe Band 14/2. – Wien, Seiten 61 - 199.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2010a): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan - NGP 2009. - BMLFUW-UW.4.1.2/0011-I/4/2010, Wien, 225 S.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2010b): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A1 – Fische. – Wien, 70 S.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2010c): Fish Index Austria. - <http://wasser.lebensministerium.at/article/archive/5659>

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2010d): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente. Teil A2 – Makrozoobenthos. – Wien, 215 S.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2011): Hydrographisches Jahrbuch von Österreich 2009. - 117. Band, Wien.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2012): Hydrographisches Jahrbuch von Österreich 2010. - 118. Band, Wien.

BUNDESMINISTERIUM FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (2012): Ecoprof 3.3.0. – © 1995 – 2012 Softwarehaus Graf & Partner und BOKU Wien.

BURMEISTER, E.-G. & F. REISS (1983): Die faunistische Erfassung ausgewählter Wasserinsektengruppen in Bayern (Eintagsfliegen, Libellen, Steinfliegen, Köcherfliegen, Zuckmücken). – Informationsbericht d. Bayer. Landesamts f. Wasserwirtschaft 7, 1 – 194.

DE LURY, D. B. (1947): On the estimation of biological populations. - Biometrics 3, 145 - 167.

EBEL, G. (2013): Fischschutz und Fischabstieg – Handbuch Rechen- und Bypasssysteme. Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel, Band 4, 483 S.

FINK, M. H., O. MOOG & R. WIMMER (2000): Fließgewässer-Naturräume Österreichs. - Umweltbundesamt Wien, Monographien Bd. 128, 100 S. + Anhang.

FISCHER, J., D. HERING, A. HOFFMANN, T. WIDDIG & H.-W. BOHLE (1992): Beitrag zur Kenntnis der Wasserinsektenfauna Nordwest-Hessens. Teil 1: Köcherfliegen (Trichoptera). – Lauterbornia 12, 21 – 55.

GRAF, W., U. GRASSER & J. WARINGER (1995): Trichoptera (Köcherfliegen). – In: Moog (Hrsg.): Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 41 S.

GUMPINGER, C. & S. SILIGATO (2004): Wehrkataster der Krems und ihrer Zuflüsse. – Amt der OÖ. Landesregierung, Abt. Wasserwirtschaft / Gewässerschutz (Hrsg.): Gewässerschutzbericht 32/2004, 142 S.

GUMPINGER, C., RATSCHAN, C., SCHAUER, M., WANZENBÖCK, J. & G. ZAUNER (in prep.): Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich – Bericht über das Projektjahr 2013.

HAUNSCHMID R., WOLFRAM G., SPINDLER T., HONSIG-ERLENBURG W., WIMMER R., JAGSCH A., KAINZ E., HEHENWARTER K., WAGNER B., KONECNY R., RIEDMÜLLER R., IBEL G., SASANO B. & N. SCHOTZKO (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie Österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schriftenreihe des BAW 23, Wien; 104 S.

HESS, M. (1993): Benthische und epiphytische Makroinvertebraten-Gemeinschaften. – In: FITTKAU, E.J., M. COLLING, M. HESS, G. HOFMANN, C. ORENDT, N. REIFF & H. W. RISS: Biologische Trophieindikation im Litoral von Seen. Materialien Bayer. Landesamt f. Wasserwirtschaft 31, 113 – 139.

HÖRNER, K., O. MOOG & F. SPORKA (1995): Oligochaeta (Wenigborstige Würmer) inkl. Aelosomatidae. – In: Moog (Hrsg.): Fauna Aquatica Austriaca. Katalog zur autökologischen Einstufung aquatischer Organismen Österreichs, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 17 S.

- JUNGWIRTH, M., HAIDVOGL, G., MOOG, O., MUHAR, S. & S. SCHMUTZ (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Facultas Universitätsverlag, Wien.
- LUCAS, M. C., BARAS, E. & M. LUCAS (2001): Migration of freshwater fishes. 440 S.
- MALICKY, H. (1973): Trichoptera (Köcherfliegen). – Handbuch der Zoologie IV/2, 1 – 114.
- MALICKY, H. (1981): Der Indikatorwert von Köcherfliegen (Trichoptera) in großen Flüssen. – Mitt. dtsh. Ges. allg. angew. Ent. 3, 135 – 137.
- MALICKY, H. (1999): Bemerkungen über die Verwandtschaft von *Hydropsyche pellucidula* CURTIS (Trichoptera, Hydropsychidae). – Linzer biol. Beitr. 31/2, 803 – 821.
- MALICKY, H. (2009): Rote Liste der Köcherfliegen Österreichs (Insecta, Trichoptera). – In: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 3: Flusskrebse, Köcherfliegen, Skorpione, Weberknechte, Zikaden. Grüne Reihe des Lebensministeriums, Band 14/3, 319 – 358.
- MOERKE, A. H. & G. A. LAMBERTI (2003): Responses in Fish Community Structure to Restoration of Two Indiana Streams. North American Journal of Fisheries Management Volume 23, Issue 3, 2003.
- MOOG, O. (2004): Standardisierung der habitatanteilig gewichteten Makrozoobenthos-Aufsammlung in Fließgewässern (Multi-Habitat-Sampling; MHS). - Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, 20 S.
- NAHOLD, M., LERCHEGGER, B., UNTERBRUNNER, R. & C. GUMPINGER (2013): Abschätzung der Gefährdung des Kremsflusses und dessen Grundwasserbegleitstromes für den Leckagefall der Abwasserdruckleitung der Nettingsdorfer Papierfabrik zwischen der Nettingsdorfer Einleitstelle und Autobahnbrücke A1/Hornbach. Im Auftrag der Linz AG Abwasser, 84 S.
- OBERÖSTERREICHISCHE LANDESREGIERUNG (2011): Verordnung der Oö. Landesregierung, mit der das Gebiet "Traun-Donau-Auen" im Gemeindegebiet der Stadt Linz als Europaschutzgebiet bezeichnet wird. 45 S.
- PAPLHAM, H., B. ATZWANGER, H. BLASCHKE, K. HOLTER, W. KLEIBEL, D. KOMPOSCH, W. MARKOVEC, U. MODELHART, R. WEINBAUER, F. DERNDORFER, R. RENDL, J. MÜHLBÖCK & F. NEUMEYER (1976): Wasserbau im Kremstal. – Amt der öö. Landesregierung, Landesbaudirektion, Schriftenreihe 1976, 85 S.
- PARZ – GOLLNER, R. & M. BRADER (2002): Durchzug und Verbreitung des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in Oberösterreich in den Wintersaisons 1999/2000 und 2000/2001. Vogelkundl. Nachr. OÖ. Naturschutz aktuell 2002, 10/1, 18 S.
- PARZ – GOLLNER, R. & M. BRADER (2004): Der Kormoranbestand (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in Oberösterreich – Schlafplatzzählungen in den Wintersaisons 2001/2002 und 2002/2003. Vogelkundl. Nachr. OÖ. Naturschutz aktuell 2003, 12/1, 19 S.
- PRIBITZER K. (2009): Der Einfluss des Kormorans (*Phalacrocorax carbo sinensis*) auf die heimische Fischfauna in der Steiermark. Karl–Franzens–Universität Graz.
- REISINGER, W. (2003): Die Rheinmücke in der Krems. – Distel 123, 2 – 3.
- SAUER, F. (1988): Wasserinsekten. – Fauna Verlag, Karlsfeld, 161 S.

SCHLOSSER, I. J. (1982): Fish Community Structure and Function along Two Habitat Gradients in a Headwater Stream. *Ecological Monographs* 52: 395–414.

SCHULTE, H. & A. WEINZIERL (1990): Beiträge zur Faunistik einiger Wasserinsektenordnungen (Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera, Trichoptera) in Niederbayern. – *Lauterbornia* 6, 1 – 83.

SEITZ, G. & A. WEINZIERL (1991): Köcherfliegen. – In: PFADENHAUER, J.: Ökologische Zustandserfassung und Beweissicherung Untere Isar zwischen Ettling und Isarmündung. Lehrgeb. Geobotanik, TU München, Freising, Weihenstephan.

STEINMANN, P. (1937): Die Wanderungen unserer Süßwasserfische. *Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften* 35, 98 S.

TOBIAS, W. & D. TOBIAS (1981) : Trichoptera Germanica. Bestimmungstabellen für die deutschen Köcherfliegen. Teil I: Imagines. – *Cour. Forsch.-Inst. Senckenberg Frankfurt a. M.* 49, 1 – 672.

UNFER, G., LEITNER, P., GRAF, W. & S. AUER (2011): Der Einfluss von Schwallbetrieb auf den Fischbestand der oberen Drau. *Schriftenreihe des BMLFUW*, 255 S.

A N H A N G

Taxalisten Makrozoobenthos

Untersuchungsstelle:		Regulierungsabschnitt Kremsdorf		Renaturierter Abschnitt Ritzlhof	
Datum/Zeit:		10.07.2012		10.07.2012	
Gattung	Art	mittlere Individuen- dichte [Ind/m ²]	mittlere Individuen- dominanz [%]	mittlere Individuen- dichte [Ind/m ²]	mittlere Individuen- dominanz [%]
NEMATOMORPHA					
GORDIIDAE					
<i>Gordius</i>	<i>aquaticus</i>	2,4	0,16		
GASTROPODA					
HYDROBIIDAE					
<i>Potamopyrgus</i>	<i>antipodarum</i>	294,4	19,50	84	3,09
PHYSIDAE					
<i>Physella</i>	<i>acuta</i>			4,8	0,18
BIVALVIA					
PISIDIIDAE					
<i>Pisidium</i>	sp. juv.	46,4	3,07	13,6	0,50
<i>Pisidium (Euglesa)</i>	<i>casertanum casertanum</i>	3,2	0,21	6,4	0,24
OLIGOCHAETA					
TUBIFICIDAE					
<i>Branchiura</i>	<i>sowerbyi</i>	4,8	0,32		
Tubificidae	Gen. sp. juv.	114,4	7,58	2,4	0,09
LUMBRICULIDAE					
<i>Stylodrilus</i>	<i>heringianus</i>	38,4	2,54		
HIRUDINEA					
GLOSSIPHONIIDAE					
<i>Glossiphonia</i>	<i>complanata</i>	0,8	0,05		
<i>Helobdella</i>	<i>stagnalis</i>	40,8	2,70		
ERPOBDELLIDAE					
<i>Erpobdella</i>	<i>octocolata</i>	8	0,53		
Erpobdellidae	Gen. sp. juv.			32	1,18
OSTRACODA					
CYPRIDIDAE					
Cyprididae	Gen. sp.	4	0,26		
AMPHIPODA					
GAMMARIDAE					
<i>Gammarus</i>	<i>fossarum</i>			0,8	0,03
<i>Gammarus</i>	<i>roeselii</i>	175,2	11,61	166,4	6,12
ISOPODA					
ASELLIDAE					
<i>Asellus</i>	<i>aquaticus</i>	1,6	0,11	1,6	0,06
HYDRACHNIDIA					
Hydrachnidia	Gen. sp.	72,8	4,82	51,2	1,88

Untersuchungsstelle:		Regulierungsabschnitt		Renaturierter Abschnitt	
Datum/Zeit:		Kremsdorf		Ritzlhof	
		10.07.2012		10.07.2012	
Gattung	Art	mittlere Individuendichte [Ind/m ²]	mittlere Individuendominanz [%]	mittlere Individuendichte [Ind/m ²]	mittlere Individuendominanz [%]
EPHEMEROPTERA					
BAETIDAE					
<i>Baetis</i>	<i>bucерatus</i>	13,6	0,90	190,4	7,01
<i>Baetis</i>	sp. juv.	108	7,15	920,8	33,88
<i>Baetis</i>	<i>vardarensis</i>			55,2	2,03
OLIGONEURIIDAE					
<i>Oligoneuriella</i>	<i>rhenana</i>	0,8	0,05		
HEPTAGENIIDAE					
<i>Ecdyonurus</i>	sp. juv.			2,4	0,09
<i>Ecdyonurus</i>	<i>starmachi</i>			3,2	0,12
EPHEMERIDAE					
<i>Ephemera</i>	<i>danica</i>	0,8	0,05		
EPHEMERELLIDAE					
<i>Ephemerella</i>	<i>ignita</i>	9,6	0,64	31,2	1,15
<i>Ephemerella</i>	<i>major</i>	1,6	0,11		
CAENIDAE					
<i>Caenis</i>	<i>luctuosa</i>	20	1,32	2,4	0,09
PLECOPTERA					
LEUCTRIDAE					
<i>Leuctra</i>	<i>geniculata</i>	7,2	0,48	3,2	0,12
<i>Leuctra</i>	sp.	14,4	0,95	97,6	3,59
COLEOPTERA					
DYTISCIDAE					
Hydroporinae	Gen. sp. juv.	0,8	0,05		
<i>Platambus</i>	<i>maculatus</i> Ad. C			0,8	0,03
ELMIDAE					
<i>Elmis</i>	<i>mauetii</i>	2,4	0,16		
<i>Elmis</i>	<i>rietscheli</i>			1,6	0,06
<i>Elmis</i>	<i>rietscheli</i> Ad. C			1,6	0,06
<i>Elmis</i>	sp. juv.			1,6	0,06
<i>Esolus</i>	<i>parallelepipedus</i>	39,2	2,60	32	1,18
<i>Esolus</i>	<i>parallelepipedus</i> Ad. C	0,8	0,05	5,6	0,21
<i>Limnius</i>	<i>volckmari</i>	4	0,26	1,6	0,06
<i>Oulimnius</i>	<i>tuberculatus</i>	20,8	1,38		
<i>Oulimnius</i>	<i>tuberculatus</i> Ad. C	4	0,26	3,2	0,12
<i>Riolus</i>	<i>cupreus</i>	48	3,18	4	0,15
<i>Riolus</i>	<i>cupreus</i> Ad. C			2,4	0,09
<i>Riolus</i>	sp. juv.	11,2	0,74		
<i>Riolus</i>	<i>subviolaceus</i>			8	0,29
HALIPLIDAE					
<i>Haliphus</i>	<i>flavicollis</i> Ad. C			0,8	0,03
HYDROPHILIDAE					
<i>Laccobius</i>	sp. Ad. Ad. C			0,8	0,03

Untersuchungsstelle:		Regulierungsabschnitt		Renaturierter Abschnitt	
Datum/Zeit:		Kremsdorf		Ritzlhof	
		10.07.2012		10.07.2012	
Gattung	Art	mittlere Individuendichte [Ind/m ²]	mittlere Individuendominanz [%]	mittlere Individuendichte [Ind/m ²]	mittlere Individuendominanz [%]
TRICHOPTERA					
RHYACOPHILIDAE					
<i>Rhyacophila</i>	s. str. sp.			4	0,15
<i>Rhyacophila</i>	sp. juv.			1,6	0,06
HYDROPTILIDAE					
<i>Hydroptila</i>	sp.	4	0,26	0,8	0,03
HYDROPSYCHIDAE					
<i>Cheumatopsyche</i>	<i>lepida</i>			8	0,29
<i>Hydropsyche</i>	<i>incognita</i>	0,8	0,05	7,2	0,26
<i>Hydropsyche</i>	sp. juv.	3,2	0,21	32,8	1,21
POLYCENTROPODIDAE					
<i>Cyrnus</i>	<i>trimaculatus</i>	0,8	0,05		
PSYCHOMYIIDAE					
<i>Psychomyia</i>	<i>pusilla</i>	8,8	0,58	4	0,15
<i>Tinodes</i>	<i>unicolor</i>			2,4	0,09
BRACHYCENTRIDAE					
<i>Oligoneurina</i>	<i>maculatum</i>			0,8	0,03
LEPTOCERIDAE					
<i>Athripsodes</i>	<i>albifrons</i>	0,8	0,05	0,8	0,03
<i>Mystacides</i>	<i>azurea</i>	0,8	0,05	1,6	0,06
DIPTERA					
PEDICIIDAE					
<i>Dicranota</i>	sp.	0,8	0,05	32	1,18
CHIRONOMIDAE					
<i>Ablabesmyia</i> (<i>Ablabesmyia</i>)	<i>longistyla</i>	4,8	0,32	1,6	0,06
<i>Apsectrotanytus</i>	<i>trifascipennis</i>	1,6	0,11		
<i>Brillia</i>	<i>bifida</i>			0,8	0,03
<i>Brillia</i>	<i>flavifrons</i>			0,8	0,03
<i>Cryptochironomus</i>	sp.	27,2	1,80	3,2	0,12
<i>Demicryptochironomus</i>	sp.	0,8	0,05	3,2	0,12
<i>Diamesa</i>	<i>insignipes</i>			0,8	0,03
<i>Eukiefferiella</i>	<i>claripennis</i>			0,8	0,03
<i>Eukiefferiella</i>	<i>coerulescens</i>	6,4	0,42		
<i>Eukiefferiella</i>	<i>fittkau/minor</i>			6,4	0,24
<i>Eukiefferiella</i>	<i>similis</i>			8,8	0,32
<i>Macropelopia</i>	<i>nebulosa</i>	2,4	0,16		
<i>Micropsectra</i>	<i>atrofasciata</i> -Agg.	81,6	5,41	1,6	0,06
<i>Microtendipes</i>	<i>britteni</i>	54,4	3,60	2,4	0,09
<i>Orthocladius</i>	sp.			0,8	0,03
<i>Orthocladius</i> (<i>Euorthocladius</i>)	<i>rivicola</i>			2,4	0,09
<i>Orthocladius</i> (<i>Orthocladius</i>)	<i>rubicundus</i>	51,2	3,39	332,8	12,25
<i>Paratendipes</i>	<i>albimanus</i>			4	0,15
<i>Polypedilum</i> (<i>Polypedilum</i>)	<i>pedestre</i>			4	0,15
<i>Polypedilum</i> (<i>Uresipedilum</i>)	<i>cultellatum</i>			258,4	9,51
<i>Prodiamesa</i>	<i>olivacea</i>	96,8	6,41	12,8	0,47
<i>Rheotanytarsus</i>	sp.			1,6	0,06
<i>Stictochironomus</i>	sp.	10,4	0,69		
<i>Thienemannimyia</i>	Gr., Gen. indet.	23,2	1,54	20	0,74

Untersuchungsstelle:		Regulierungsabschnitt		Renaturierter Abschnitt	
Datum/Zeit:		Kremsdorf		Ritzlhof	
		10.07.2012		10.07.2012	
Gattung	Art	mittlere Individuendichte [Ind/m ²]	mittlere Individuendominanz [%]	mittlere Individuendichte [Ind/m ²]	mittlere Individuendominanz [%]
SIMULIIDAE					
<i>Simulium</i>	sp. juv.	0,8	0,05	102,4	3,77
<i>Simulium (Nevermannia)</i>	<i>vernum</i>			1,6	0,06
<i>Simulium (Simulium)</i>	<i>reptans</i>			5,6	0,21
<i>Simulium (Wilhelmia)</i>	<i>balcanicum</i> Pu.			0,8	0,03
<i>Simulium (Wilhelmia)</i>	<i>equinum</i>			63,2	2,33
<i>Simulium (Wilhelmia)</i>	<i>equinum</i> Pu.			34,4	1,27
<i>Simulium (Wilhelmia)</i>	sp. juv.			4	0,15
ATHERICIDAE					
<i>Atherix</i>	<i>ibis</i>	0,8	0,05		
CERATOPOGONIDAE					
<i>Bezzia</i>	sp.	2,4	0,16	3,2	0,12
Dasyheleinae	Gen. sp.	0,8	0,05		
EMPIDIDAE					
<i>Wiedemannia</i>	sp.	2,4	0,16		
LIMONIIDAE					
<i>Antocha</i>	sp.	6,4	0,42	4	0,15
PSYCHODIDAE					
<i>Pericoma</i>	sp.	0,8	0,05	1,6	0,06