

Erhebung der Fischzönose im Innstauration KW Ering-Frauenstein

Fischökologische Situation vor
Maßnahmenumsetzung



Erhebung der Fischzönose im Innstauration KW Ering-Frauenstein

Fischökologische Situation vor Maßnahmenumsetzung

Juli 2021

Im Auftrag der
Innwerk AG

Bearbeitung:
Mag. Michael Jung
Mag. Clemens Ratschan

Projektleitung:
DI Dr. Gerald Zauner



ezb – TB Zauner GmbH
Marktstr. 35, 4090 Engelhartzell

Inhalt

1	Zusammenfassung.....	7
2	Einleitung	8
3	Methodik.....	8
3.1	Freilanderhebungen.....	8
3.1.1	Befischungstermine und Probestellen	8
3.1.2	Elektrobefischung mittels Anodenrechen	10
3.1.3	Elektrobefischung mittels Polstange.....	11
3.1.4	Elektrisches Bodenschleppnetz.....	11
3.1.5	Multimaschennetz.....	12
3.1.6	Langleine	12
3.2	Gefährdungskategorien laut Roter Liste	15
3.3	Bewertung des Erhaltungsgrads der FFH-Fischarten.....	15
3.3.1	Österreichisches Bewertungssystem.....	16
3.3.2	Deutsches Bewertungssystem	17
3.4	Fischökologischer Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie.....	17
3.4.1	Österreichische Methodik – Fisch Index Austria (FIA).....	17
3.4.2	Deutsche Methodik – Fisch Basiertes Bewertungssystem (FiBS).....	19
4	Ergebnisse und Diskussion.....	22
4.1	Arteninventar.....	22
4.2	Fischbesiedelung der ufernahen Bereiche - Elektrobefischung.....	27
4.3	Fischbesiedelung der Flusssohle – elektrisches Bodenschleppnetz und Langleine.....	29
4.4	Bestand ausgewählter Arten.....	32
4.4.1	Laube.....	32
4.4.2	Barbe	33
4.4.3	Nase	34
4.4.4	Aitel.....	35
4.4.5	Äsche.....	36
4.5	Bestand und Bewertung der FFH-Anhang II-Arten	37
4.5.1	Ukrainisches Bachneunauge, Donau-Bachneunauge	37
4.5.2	Schied.....	41
4.5.3	Koppe	45
4.5.4	Bitterling.....	47
4.5.5	Donau-Weißflossengründling, Donau-Stromgründling	47
4.5.6	Steingreßling.....	50
4.5.7	Huchen	52

4.5.8	Strömer	53
4.5.9	Frauennerfling.....	55
4.5.10	Schlammpeitzger	56
4.6	Fischökologischer Zustand nach WRRL.....	57
4.6.1	Österreichische Methodik – Fisch Index Austria (FIA).....	57
4.6.2	Deutsche Methodik – Fisch Basiertes Bewertungssystem (FiBS).....	59
4.7	Wirkung bisher umgesetzter Strukturierungsmaßnahmen.....	62
5	Literatur.....	65
6	Anhang.....	69
6.1	Bewertungsergebnisse FIA.....	69
6.2	Bewertungsergebnisse FiBS.....	72
6.3	Bestandswerte Elektrobefischungen Tag	77

1 Zusammenfassung

Im Rahmen von jeweils zwei Befischungskampagnen (Sommer, Herbst) in der Stauwurzel und im zentralen Stau des Innkraftwerks Ering-Frauenstein wurde die aktuelle Fischbesiedelung in diesem Innabschnitt erhoben. Anhand der Befischungsergebnisse wurde der fischökologische Zustand mittels österreichischer und deutscher Methodik berechnet sowie der Erhaltungsgrad der FFH-Schutzgüter für das österreichische und das deutsche Natura2000-Gebiet bewertet.

Insgesamt wurden 5371 Individuen aus 37 verschiedenen Arten nachgewiesen. An FFH-Anhang II-Arten konnten Ukrainisches Bachneunauge, Bitterling, Donau-Weißflossengründling, Schied und Koppe festgestellt werden. Der 2018 im Stauraum KW Eggfing-Obernberg erstmals für den Inn belegte Steingreßling konnte aktuell nicht nachgewiesen werden.

Die Biomasse lag zwischen 13,5 kg/ha und 20,2 kg/ha und somit deutlich unter dem Grenzwert für den unbefriedigenden Zustand von 25 kg/ha bzw. sehr deutlich unter jenem für den guten Zustand (50 kg/ha).

Gemäß österreichischer WRRL-Bewertungsmethode (FIA) ist daher für alle vier Befischungen (Stauwurzel/Stau, Sommer/Herbst) ein schlechter fischökologischer Zustand zu bewerten. Weitere wesentliche Defizite in Hinblick auf den fischökologischen Zustand betreffen das Fehlen von Huchen, Strömer und Wels (nur Stauwurzel) und der ungünstige Populationsaufbau von Nerfling, Hasel und Barbe. Der Bestand der Nase war zwar ebenfalls eher gering, es gelangen aber Nachweise aller Altersstadien und die Bestandsdichte war deutlich höher als 2018 im stromab anschließenden Stau Eggfing. Dies dürfte vor allem auf die Mattig zurückzuführen sein, die ein wichtiges Laichgewässer für rheopare Fischarten darstellt. Auch die FIA-Ergebnisse excl. Biomasse-K.O. waren durchwegs besser als 2018 im Stau Eggfing. Das Ergebnis der Zielverfehlung ist aus Sicht der Autoren in Hinblick auf die fischökologischen Hauptdefizite des Unteren Inn – quantitativ geringer Fischbestand, Ausfall besonders anspruchsvoller rheophiler Arten, ungünstige Populationsstruktur mancher Leitarten – als plausibel zu sehen.

Mittels deutscher Bewertungsmethode (FiBS) ergab sich durchwegs ein guter fischökologischer Zustand, wobei einzelne Metrics der Bewertungsmethode (Artenabundanz und Gildenverteilung, Leitartenindex, Community Dominance Index) durchaus deutlich ungünstige Ergebnisse liefern. Die Diskrepanz zwischen FIA und FiBS ergibt sich vor allem daraus, dass quantitative Aspekte beim FiBS kaum berücksichtigt werden.

Der Erhaltungsgrad der Schutzgüter ergab durchwegs idente Bewertungen wie im Standarddatenbogen für das jeweilige FFH-Gebiet. Eine Ausnahme stellt nur das Ukrainische Bachneunauge dar, welches im deutschen FFH-Gebiet mit B (günstiger Erhaltungsgrad), aktuell aber mit C (ungünstig) bewertet wurde. Diesbezüglich muss aber angemerkt werden, dass das Hauptverbreitungsgebiet innerhalb des FFH-Gebiets „Salzach und Unterer Inn“ nicht im gegenständlichen Untersuchungsgebiet liegt. Mit Ausnahme des Schieds, der mit B bewertet wurde, und des Strömers, der aktuell im Gebiet nicht vorkommt, waren alle Schutzgüter mit C zu bewerten. Die hydromorphologischen Defizite dieses Innstauraums spiegeln sich demnach auch in den Bewertungen der FFH-Schutzgüter wider.

Im Rahmen des LIFE Natur-Projekts „LIFE Riverscape Lower Inn“ werden in den nächsten Jahren u. a. im Stau Ering gewässerökologische Maßnahmen umgesetzt. Wie die ersten Ergebnisse aus der Stauwurzel Eggfing zeigen, lassen die aktuell festgestellten

fischökologischen Defizite durch entsprechende Maßnahmen zielgerichtet sanieren, weshalb durch dieses Projekt eine deutliche Verbesserung der aktuellen Situation zu erwarten ist.

2 Einleitung

Die Firma ezb – TB Zauner GmbH wurde von der Innwerk AG mit fischökologischen Erhebungen im Innstauraum Kraftwerk Ering-Frauenstein beauftragt. Die Ergebnisse stellen die Grundlage für eine aktuelle Bewertung nach Wasserrahmen- und Fauna-Flora-Habitatrichtlinie für Behördenverfahren dar. Die Erhebungen können darüber hinaus als Prämonitoring vor Umsetzung großräumiger Renaturierungsmaßnahmen in der Stauwurzel im Rahmen des LIFE Natur-Projekts „LIFE Riverscape Lower Inn“ dienen und sollen die Fischbesiedelung im Hauptfluss umfassend dokumentieren.

3 Methodik

3.1 Freilandenerhebungen

3.1.1 Befischungstermine und Probestellen

Im Rahmen der aktuellen Erhebungen wurden vier Befischungskampagnen im Stauraum Kraftwerk Ering-Frauenstein durchgeführt, und zwar jeweils eine Sommer- und eine Herbstbefischung in der Stauwurzel und im zentralen Stau. Zur Stauwurzel wurde der Abschnitt zwischen der Staumauer KW Braunau-Simbach (Fluss-km 61,1) bis zum Bereich der Mattigmündung (Fluss-km 56) gerechnet. Im Zuge der Staubefischung wurde der Abschnitt von der Mattigmündung bis etwas stromab des Ausstiegs des Umgebungsgewässers Ering befischt.

Diese Abschnittsbildung wurde aus mehreren Gründen gewählt. Einerseits kann somit der Unterschied der Fischbesiedelung zwischen Stauwurzel und zentralem Stau herausgearbeitet werden. Nach österreichischer Methodik zur Bewertung des fischökologischen Zustands (bzw. Potentials) von Stauen gemäß WRRL ist die Stauwurzel zu bewerten, sodass diese alleine deshalb umfassend befischt werden musste. In Bayern liegen WRRL-Messstellen in Stauketten großer Flüsse meist im Übergangsbereich zwischen Stauwurzel und zentralem Stau. Im Gegensatz zur Erhebung im Stauraum KW Eggfling-Obernberg im Jahr 2018 (ZAUNER ET AL., 2019a) wurde aktuell keine Befischung dieses Bereichs mittels „FIBS-Methodik“ (Befischung mittels zwei Polstangen) durchgeführt, da im gegenständlichen Stau eine bayerische WRRL-Messstelle liegt und auf diese Daten zurückgegriffen werden konnte.

Die aktuelle Untersuchung konzentrierte sich sehr stark auf den Hauptfluss, Verhandlungsbereiche im zentralen Stau mit Altarmcharakter wurden nur in geringem Ausmaß beprobt. Befischt wurde allerdings die Hagenauer Bucht sowie der linksufrige Nebenarm im zentralen Stau, der sich auf Höhe des Umgebungsgewässers befindet.

Wie bereits erwähnt wurden zwei Erhebungsserien durchgeführt, und zwar eine Sommerbefischung Ende Juli und eine Herbstbefischung Mitte September (die genau genommen eine Woche vor Herbstbeginn durchgeführt wurde). Dies betrifft allerdings nur die Elektrobefischungen. Die ergänzenden Methoden (Langleinen, Kiemennetze, elektrisches Bodenschleppnetz) wurde zu einem Befischungstermin jeweils in Stauwurzel und Stau durchgeführt. Abfluss und Temperatur des Inns zu den einzelnen Terminen finden sich in Tabelle 1, der Jahresverlauf der beiden abiotischen Parameter ist in Abbildung 1 dargestellt. Es handelte sich um ein Jahr mit sehr hohen Abflüssen, weshalb auch im Sommer und Herbst

zumeist Situationen über Mittelwasser vorherrschten. Anfang August trat eine kurze Hochwasserspitze auf, die an ihrem Maximum ein HQ₅, welches bei 3700 m³/s liegt, erreichte (in Abbildung 1 nicht erkennbar, da Tagesmittelwerte).

Tabelle 1: Übersicht über die angewandten Methoden, Erhebungsdatum, Abfluss, Wassertemperatur, Anzahl der befischten Strecken sowie befischte Gesamtlänge mit der jeweiligen Methode bzw. am jeweiligen Termin.

Datum	Abfluss [m ³ /s]	T [°C]	Befischungsmethode(n)	Strecken	befischte Länge
29/30.7.	800	17,6	Elektrobefischung Polstange	22	3462 m
			Elektrobefischung Anodenrechen	44	10065 m
			Elektrobefischung Nacht	14	2890 m
20/21.8.	779	16,9	Langleinen	20 LL	-
10.9.	842	14,1	Kiemennetze	5 Netze	-
14/15.9.	687	9,4	Elektrobefischung Polstange	18	2767 m
			Elektrobefischung Anodenrechen	50	10646 m
			Elektrobefischung Nacht	14	3240 m
30.9.	885	12,0	Kiemennetze	5 Netze	-
28.10.	872	9,4	Elektrisches Bodenschleppnetz	16	3214 m
gesamt	-	-	Elektrobefischung Polstange	40	6229 m
	-	-	Anodenrechen Tag/Nacht	122	26841 m
	-	-	Elektrisches Bodenschleppnetz	16	3214 m
	-	-	Kiemennetz	10 Netze	-
	-	-	Langleinen	20 LL	-

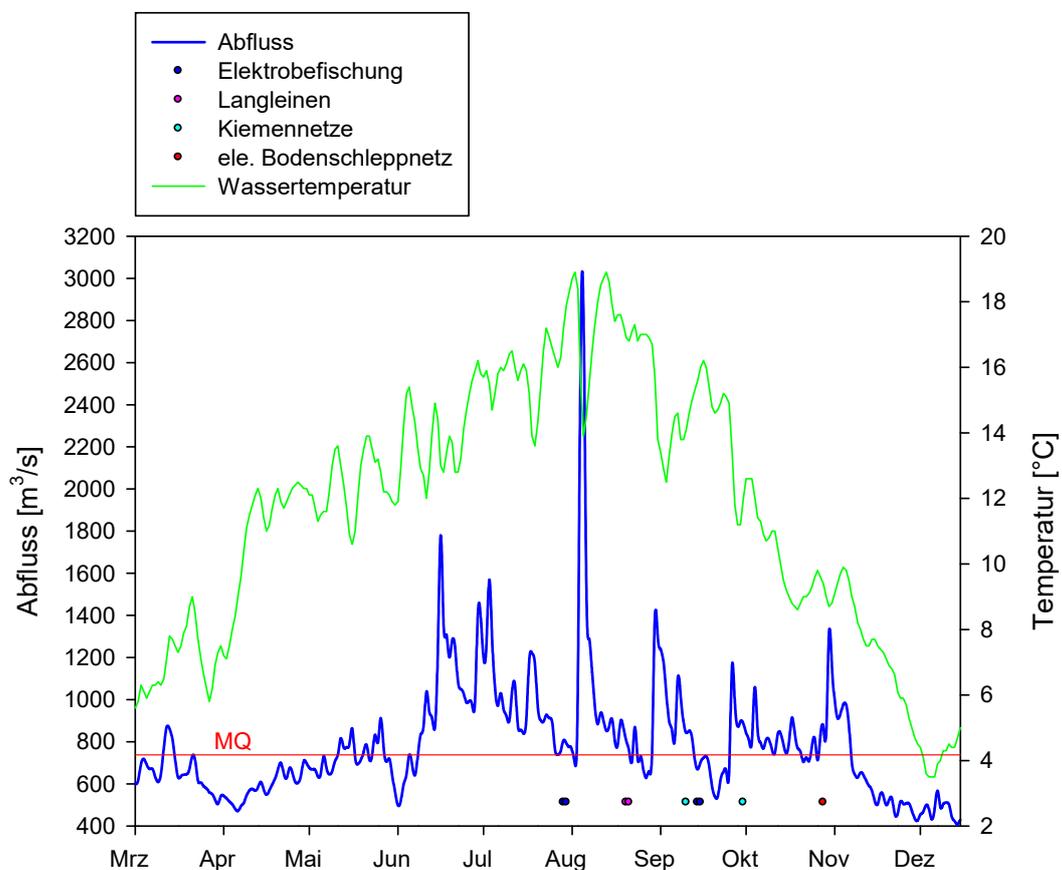


Abbildung 1: Verlauf von Abfluss und Wassertemperatur (Tagesmittelwerte) des Inns zwischen März und Dezember 2020 sowie die einzelnen Befischungstermine. Datenquelle: www.gkd.bayern.de, Pegel Passau-Ingling.

3.1.2 Elektrofischung mittels Anodenrechen

Für die Elektrofischung mittels Anodenrechen wird ein Aluboot mit einem Aggregat von 13 kW Leistung verwendet. Vor dem Bug des Bootes erzeugt ein Anodenrechen mit zehn Elektroden ein elektrisches Feld mit einer Wirkbreite von ca. 6 m in welchem die Fische gekeschert werden können (siehe Abbildung 2). Die Befischungsmannschaft besteht aus einem Bootsführer, zwei Kescherträgern sowie einer Hilfskraft zum Entleeren der Kescher. Die Befischungsstellen werden stromabwärts in einem je nach Uferneigung geeigneten Abstand streifenweise befischt, wobei die Streckenlänge in der Regel ca. 200 bis 500 m beträgt (vergl. SCHMUTZ ET AL., 2001). Gefangene und gekescherte Individuen werden bestimmt, vermessen und wieder zurückgesetzt. Gesehene aber nicht gekescherte Fische werden durch Schätzung des so genannten Fangerfolges (Anteil der gekescherten an der Zahl insgesamt im elektrischen Feld gesehener Individuen) berücksichtigt.

Wie alle anderen in großen Flüssen zur Verfügung stehenden Methoden ist die Elektrofischung mittels Anodenrechen in einem gewissen Ausmaß art- und grössenselektiv. So sind insbesondere größere, sich ufernahe aufhaltende Individuen (z. B.: großwüchsige Cypriniden) bzw. sich im Freiwasser bewegende Arten (Laube) quantitativ erfassbar, während bodenorientierte bzw. sich uferferne aufhaltende Fischarten meist unterrepräsentiert sind.



Abbildung 2: Elektrofischung mit dem großen Aluboot und Anodenrechen.

Die Länge und Position der einzelnen Strecken werden mittels GPS-Verortung aufgenommen. Die Gewichte der individuellen Fische werden mittels Regressions-Gleichungen, welche für alle Arten und Entwicklungsstadien zur Verfügung stehen, aus der Totallänge (TL) rückberechnet, weil ein Wiegen im Gelände in der Regel nicht möglich oder sinnvoll ist (Wind, Wellenschlag).

Aus den gewonnenen Daten werden Fischdichten als Catch Per Unit Effort (CPUE) in Individuen pro 100 m bzw. Fischbiomassen in kg pro 100 m befischter Uferlinie berechnet. Die Berechnung von flächenbezogenen Bestandswerten (Abundanz; Ind. bzw. kg pro ha) ist unter der Annahme einer Wirkbreite des elektrischen Feldes von 6 m möglich. Grundsätzlich werden von den Autoren für große Flüsse wie Inn und Donau Abundanzwerte als eingeschränkt sinnvoll erachtet, weil sie vortäuschen, Fischbestände in großen Wasserkörpern wie dem Hauptstrom und tiefgründigen Nebengewässern quantitativ und auf Flächen hochrechenbar erfassen zu können. Dabei ist auch zu bedenken, dass die erhobenen Bestandswerte von Umweltfaktoren wie Wasserstand, Trübe, Jahres- und Tageszeit etc. abhängen, welche die Habitatwahl von Flussfischen (tief oder seicht bzw. uferfern oder

ufernah) beeinflussen können. Im gegenständlichen Bericht werden trotzdem flächenbezogen Bestandswerte berechnet, da dies für eine Bewertung mittels Fisch Index Austria notwendig ist. Hierfür sind die Ergebnisse der Polstangen- sowie der Rechenbefischung – in Anlehnung an die Streifenbefischung nach SCHMUTZ ET AL., 2001 – nach Habitaten gewichtet zu kombinieren.

3.1.3 Elektrobefischung mittels Polstange

Zur Erhebung der Fischbesiedelung der Uferzonen werden Befischungen mittels Polstange durchgeführt. Im Rahmen der gegenständlichen Untersuchung erfolgten diese vom großen Boot aus, wobei wie bei der Rechenbefischung ein Aggregat mit 13 kW Leistung (EFKO FEG 13000) zur Anwendung kam. Durch Werfen der Polstange können auch flüchtige Fische, wie juvenile Nasen auf Flachuferbereichen, gut gefangen werden. Entsprechend der österreichischen WRRL-Methodik wurde mit einer Polstange gefischt. Die Wirkbreite wurde im Zuge der Befischung mit 2 m eingeschätzt, dieser Wert wurde der Abundanz (Ind./ha) bzw. Biomasseberechnung (kg/ha) zugrunde gelegt.

Mittels Polstange werden insbesondere Jung- und Kleinfische die sich unmittelbar am Ufer aufhalten, inklusive stark strukturgebundener (Aitel, Koppe, Aalrutte) und im Sediment lebender Arten (Neunaugen, Steinbeißer) erfasst.

3.1.4 Elektrisches Bodenschleppnetz

Beim elektrischen Bodenschleppnetz handelt es sich um ein relativ neu entwickeltes Gerät zur Erfassung von sohlorientierten Fischen in großen Tiefen. Es handelt sich dabei um einen Stahlrahmen (2 mal 1 m Kantenlänge) auf Rollen mit einem 10 m langen Netzsack, der hinter dem Boot nachgezogen wird. Vor dem Rahmen ist eine kreisförmige Anode (Stahlseil) angebracht, die Kathode befindet sich hinter dem Rahmen. Fische werden von der Anode angezogen und betäubt, anschließend gelangen sie in den Netzsack. Eine ausreichende Länge des Netzsackes garantiert, dass sich gefangene Fische außerhalb des elektrischen Feldes befinden. Die Maschenweite des verwendeten Netzes beträgt 10 mm (lichte Weite ca. 7 mm). Wie sich gezeigt hat ist diese Maschenweite aufgrund der Verformung des Netzes durchaus ausreichend, um auch sehr kleine Fische (z. B. Grundeln von nur 2 cm Länge oder 0+ Streber) effektiv zu fangen.



Abbildung 3: Elektrisches Bodenschleppnetz.

Das elektrische Bodenschleppnetz kann nur bei relativ homogenem, kiesigem Untergrund eingesetzt werden. Sehr wahrscheinlich werden größere Fische wie adulte Nasen und Barben durch diese Methode stark gescheucht und daher nur selten gefangen. Mit Hilfe des elektrischen Bodenschleppnetzes konnten allerdings bereits Juvenilstadien typischer sohlorientierter Fischarten wie Weißflossengründling, Streber, Zingel, Koppe und Grundeln in uferfernen Habitaten mit großer Wassertiefe nachgewiesen werden, was bisher mit keiner Methode möglich war. Die Methode ist als qualitative Methode zur Erfassung der oben genannten Arten zu sehen, quantitative Aussagen sind aufgrund der derzeit nicht näher quantifizierten Wirkbreite und Scheuchwirkung auf stark flüchtige Arten nicht möglich.

3.1.5 Multimaschennetz

Kiemennetze sind ein wichtiges Instrument zur Beprobung von stehenden bzw. sehr langsam fließenden Gewässerbereichen. Wie auch die anderen – bereits vorgestellten – Befischungsmethoden sind Kiemennetze art- bzw. größenselektiv. So erweisen sich vor allem Perciden aufgrund von Lebensweise und Körperbau (Hartstrahlen und Kiemendorn) als sehr gut fangbar, diese sind daher in der Regel in Netzfängen überrepräsentiert. Aufgrund der besonders starken Größenselektivität von Einfachmaschen-Kiemennetzen kommen für Bestandserhebungen vorzugsweise Multimaschen-Kiemennetze zur Anwendung (ŠMEJKAL ET AL., 2015). Bei Multimaschen-Kiemennetzen sind mehrere einmaschige Netze mit unterschiedlichen Maschenweiten in Serie angeordnet, weshalb es möglich ist unterschiedlichste Größenklassen zu fangen. Für die gegenständlichen Kiemennetzerhebungen wurden benthische Multimaschennetze vom Typ „Nordic“ gemäß EN 14757 verwendet. Diese werden mit Gewichten und Bojen in stagnierenden bzw. gering strömenden Bereichen exponiert. Um eine Fangdauer von ca. 12 Stunden einhalten zu können (CEN, 2005), werden die Netze über Nacht gesetzt und am Morgen wieder geborgen. Die verwendeten Netze sind 30 m lang, 1,5 m breit und haben Maschenweiten (12 x 2,50 m) von 45-18-6,5-10-55-8-12-25-15-6-35-30 mm („Typ Nordic“). Eine Bleileine mit 32 g/m dient als Gewicht, um den unteren Netzrand an der Gewässersohle zu halten.

Der Einsatz von Multimaschen-Kiemennetzen ist eine wichtige ergänzende Befischungsmethode in tiefen Gewässern, die mittels Elektrofischerei nicht vollständig erfasst werden können. In Stillgewässern (Altarme, Seen) können unterschiedliche Bereiche innerhalb der vertikalen Wassersäule beprobt werden, was bei vergleichbarem Aufwand mit keiner anderen Methode möglich wäre. Ein wesentlicher Nachteil ist allerdings, dass im Vergleich zu den anderen hier verwendeten Befischungsmethoden wesentlich höhere Mortalitätsraten auftreten. Durch Kiemennetze kann es einerseits zu einer Verwicklung der Kiemendeckel und dadurch bedingtem Ersticken bereits im Netz sowie Verletzungen und einhergehenden Verpilzungen nach dem Zurücksetzen kommen. Daher kommen Kiemennetze – wie auch im Rahmen dieser Studie – in Fließgewässern meist in geringem Umfang zum Einsatz.

3.1.6 Langleine

Als ergänzende Methode zur Dokumentation der Sohlbesiedlung in strömenden Abschnitten von großen Fließgewässern kommen Langleinen zum Einsatz, wobei diese im Gegensatz zum elektrischen Bodenschleppnetz auch in Bereichen mit sehr grober bzw. felsiger Sohle verwendet werden können.

Für die Erhebung relativer Bestandswerte ("catch per unit effort-Methode"), kommen „Einheitslangleinen“ zum Einsatz. Eine Langleine besteht aus einer 50 m langen Hauptschnur (Nylon 4 mm), an welcher in Meterabständen Seitenvorfächer (0,50 mm) befestigt sind. An

diesen Seitenschnüren sind Einhängewirbel befestigt um ein Ver- bzw. Abdrehen der Vorfächer zu verhindern und ein schnelles Anbringen der vorher beköderten Hakenvorfächer zu gewährleisten. Die Hakenvorfächer (multifile Angelschnur 0,15 mm, Tragkraft ca. 7,5 kg) werden mit Angelhaken der Größe 6 bis 10 bestückt, wobei aktuell primär kleine Haken zum Einsatz kamen, um gezielt Steingreßlinge nachweisen zu können.

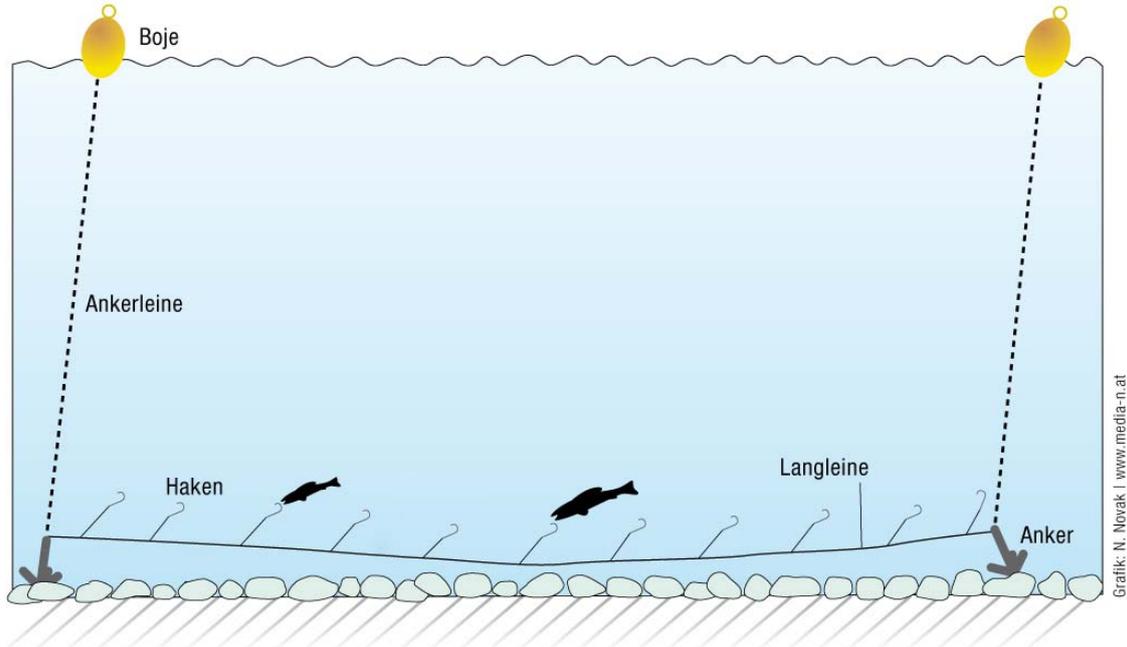


Abbildung 4: Schema einer Langleine.

Die Langleine wird am Flussgrund exponiert, wobei mit Hilfe von Ankern ein Abdriften der Leine verhindert wird. Bojen, welche über eine Bojenschnur mit dem Anker verbunden sind, ermöglichen ein Auffinden der Langleinen. Nach ca. 12-stündiger Expositionsdauer über Nacht wird die Langleine geborgen. Da die verwendeten Köder vom Fisch aktiv gefressen werden, ist auch diese Fangmethode artselektiv. Trotz der damit gefangenen, vergleichsweise geringen Individuenzahl scheint der Aufwand gerechtfertigt, da Bereiche beprobbar sind und Arten gefangen werden können, welche in großen Flüssen kaum mit einer anderen Methode zu erreichen sind. Dies betrifft insbesondere auch FFH-Arten wie Streber, Zingel, die Gründlingsarten und die Barbe.

Als Köder werden meist durchwegs Maden eingesetzt. Seit einigen Jahren ziehen es die Autoren allerdings vor, die Haken abwechselnd mit Maden und kleinen Regenwürmern zu beködern. Es hatte sich nämlich gezeigt, dass die Köder in hohem Maße artselektiv sind (Abbildung 6). So werden die Cyprinidenarten Barbe und Weißflossengründling meist auf Made und Perciden weitaus häufiger auf Wurm gefangen.

Die Position der gesetzten Langleinen kann Abbildung 5 entnommen werden. Langleinen kamen ausschließlich auf österreichischem Hoheitsgebiet zum Einsatz.



Abbildung 5: Lage der gesetzten Langleinen. Bildquelle: google earth.

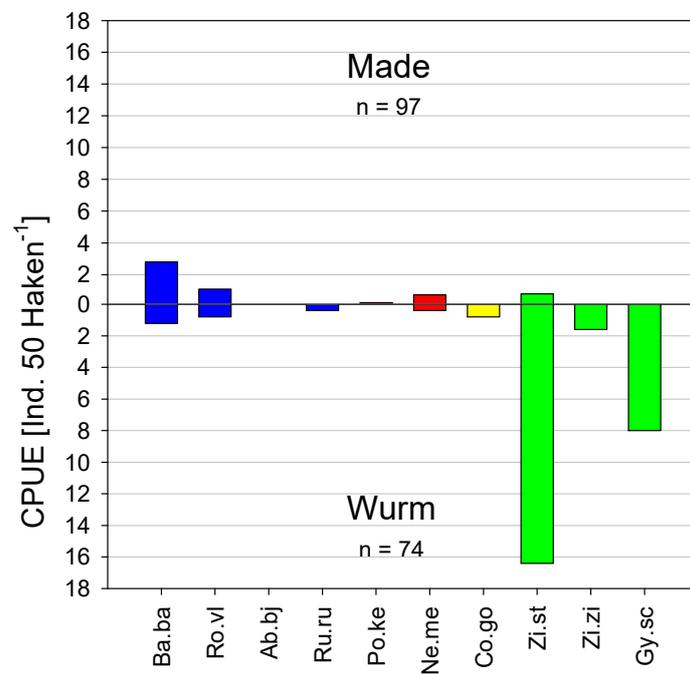


Abbildung 6: Catch per unit effort (CPUE) der einzelnen Fischarten bei Langleinenerhebungen in der Wachau 2013 bei Verwendung unterschiedlicher Köder. Es wurden 20 Langleinen mit jeweils 50 Haken verwendet. Aus: ZAUNER ET AL., 2014.

3.2 Gefährdungskategorien laut Roter Liste

Im Text wird auf die Gefährdungskategorien laut Roter Listen für Bayern nach BOHL, KLEISINGER, & LEUNER (2003) und Österreich nach WOLFRAM & MIKSCHI (2007) verwiesen. Die dort verwendeten Gefährdungskategorien sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Gefährdungskategorien laut aktueller Roter Listen für Österreich WOLFRAM & MIKSCHI, 2007 und Bayern BOHL ET AL., 2003.

RL Bayern	RL Ö	verbal	IUCN
	EX	weltweit ausgestorben	Extinct
	EW	in der Natur ausgestorben	Extinct in the Wild
0	RE	regional ausgestorben	Regionally Extinct
1	CR	vom Aussterben bedroht	Critically Endangered
2	EN	stark gefährdet	Endangered
3	VU	gefährdet	Vulnerable
V	NT	Vorwarnliste/potenziell gefährdet	Near Threatened
*	LC	nicht gefährdet	Least Concern
D	DD	Daten defizitär	Data Deficient
	NA	nicht anwendbar	Not Aplicable
	NE	nicht beurteilt	Not Evaluated
R		natürlicherweise extrem selten, Bestand stabil	
G		Gefährdung unbekanntes Ausmaßes	

3.3 Bewertung des Erhaltungsgrads der FFH-Fischarten

In Österreich wird inzwischen (meist) zwischen den Begriffen „Erhaltungsgrad“ (degree of conservation), der den Zustand innerhalb eines Gebietes beschreibt, und „Erhaltungszustand“ (conservation status) unterschieden, der sich auf die größere räumliche Einheit von Mitgliedsstaaten bzw. biogeografischen Regionen innerhalb der Mitgliedsstaaten bezieht. In Deutschland ist diese Unterscheidung nicht üblich, sondern es wird der Begriff Erhaltungszustand sowohl auf Gebiets- als auch auf Ebene der biogeografischen Regionen verwendet bzw. auf Gebietsebene von „lokalem Erhaltungszustand“ gesprochen. Im gegenständlichen Bericht wird die österreichische Terminologie angewandt, weil sie präziser erscheint und sich am englischen Original der FFH-Richtlinie orientiert.

Der jeweilige Erhaltungsgrad der einzelnen FFH-Fischarten wird anhand der Aspekte Population, Habitat und Beeinträchtigungen in einem dreistufigen System gegliedert (siehe Tabelle 3).

Tabelle 3: Kategorien zur Bewertung des Erhaltungsgrads von Schutzgütern.

Erhaltungsgrad		Ausprägung
Günstig	A	Hervorragend
	B	Gut
Ungünstig	C	Mittel bis schlecht

Diese Skala ist nicht mit dem Ampelsystem zu verwechseln, das im Rahmen der Berichte der Mitgliedsstaaten gem. Artikel 17 / FFH-Richtlinie verwendet wird. Dabei entspricht nur die

beste Kategorie (FV, favourable) einem günstigen Erhaltungszustand, während die Kategorien U1 (unfavourable-inadequate) und U2 (unfavourable-bad) beide für einen ungünstigen Erhaltungszustand stehen.

Bezüglich der Bewertungen muss berücksichtigt werden, dass der hier untersuchte Stauraum KW Ering-Frauenstein nur einen Teil der jeweiligen FFH-Gebiete umfasst. So erstreckt sich das deutsche FFH-Gebiet „Salzach und Unterer Inn“ über die Stauräume KW Schärding-Neuhaus, Eggfing-Obernberg, Ering-Frauenstein und Braunau-Simbach sowie entlang der Salzach bis Freilassing. Das österreichische Gebiet „Unterer Inn“ umfasst immerhin die untersten drei der oben genannten Inn-Stauräume. Die gegenständlichen FFH-Bewertungen sind daher nur als orientierende Einstufungen anhand aktueller Daten aus einem Teilgebiet zu betrachten.

3.3.1 Österreichisches Bewertungssystem

Für Österreich ist die zu verwendende Bewertungsmethodik einschließlich der Bewertungsschemata in ELLMAUER (2005) festgelegt. Dort sind allerdings nicht für alle Arten Populations-, Habitat- und Beeinträchtigungsindikatoren definiert, in einigen Fällen fehlen Beeinträchtigungsindikatoren. Die Verknüpfung der einzelnen Kriterien ist in Abbildung 7 dargestellt. Im Gegensatz zur deutschen Methodik geht das Populationskriterium als „knock out“-Kriterium in die Gesamtbewertung ein.



Gewässereignung

		Habitatindikator		
		A	B	C
Beeinträchtigungsindikator	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	C	C	C

Erhaltungszustand

		Populationsindikator		
		A	B	C
Gewässereignung	A	A	B	C
	B	B	B	C
	C	B	C	C

Abbildung 7: Verknüpfung der einzelnen Indikatoren.

Ein weiterer Unterschied zur deutschen Methodik ist, dass für die einzelnen Arten und Altersstadien unterschiedliche Befischungsmethoden anzuwenden sind, z. B. Langleinen für adulte Streber und Steingreßlinge, Polstangenbefischungen für Neunaugen, Uferzugnetzbefischungen für juvenile Schräzler oder Rechenbefischungen für adulte Schiede und Frauennerflinge.

Mittels dieser Methoden sind die einzelnen Populationen innerhalb des jeweiligen FFH-Gebiets zu bewerten. Die Gesamtbewertung ergibt sich dann aus den Teilbewertungen der Populationen. Das heißt im gegenständlichen Fall, dass für eine umfassende Bewertung des gesamten FFH-Gebiets die Stauräume KW Ering-Frauenstein, Eggfing-Obernberg und Schärding-Neuhaus zu bearbeiten gewesen wären. Die gegenständliche Untersuchung und Bewertungen beschränkte sich allerdings auf den Stauraum KW Ering-Frauenstein.

Für die aktuellen Bewertungen wurden primär die Populationsindikatoren betrachtet, da bezüglich der Gewässereignung keine Änderungen um eine Zustandsklasse in den letzten Jahren zu erwarten ist. Nur wenn der Populationsindikator eine Abweichung zum Erhaltungsgrad laut Standarddatenbogen zeigte, wurde eine vollständige Bewertung durchgeführt.

3.3.2 Deutsches Bewertungssystem

Für Deutschland bzw. Bayern existieren mehrere Varianten bzw. überarbeitete Versionen von Bewertungsschemata für die FFH-Fischarten. Hier wurden - um eine Vergleichbarkeit mit älteren Einstufungen zu gewährleisten - jene Bewertungsschemata verwendet, die auch im Managementplan für das gegenständliche deutsche FFH-Gebiet „Unterer Inn und Salzach“ enthalten sind. Diese wurden von SACHTELEBEN ET AL., (2010) veröffentlicht.

Die Verknüpfung der drei bewerteten Kriterien (Population, Habitat und Beeinträchtigungen) erfolgt nach Tabelle 4 so, dass die Gesamtbewertung jener Note entspricht, die mindestens 2-mal vergeben wurde. Mit der Ausnahme, dass gesamt kein A vergeben werden kann, wenn ein Parameter bei C liegt. Die Vergabe von A, B und C ergibt insgesamt B.

Innerhalb eines Kriteriums sind die verschiedenen Indikatoren (z.B.: Abundanz, Populationsstruktur, Stetigkeit beim Kriterium Population) nach dem worst-case-System zu verknüpfen, d.h. es gilt die schlechteste Bewertung für das Gesamtkriterium.

Tabelle 4: Verknüpfungsmatrix für die einzelnen Kriterien.

1. Kriterium	A	A	A	A	B	B	B	C	C	C
2. Kriterium	A	A	A	B	B	B	B	C	C	C
3. Kriterium	A	B	C	C	A	B	C	A	B	C
Gesamtwert	A	A	B	B	B	B	B	C	C	C

Ein wichtiger Einflussfaktor auf das Bewertungsergebnis ist der Beprobungsaufwand. In den aktuellen Veröffentlichungen von Bewertungsschematas wird deshalb gefordert, den Beprobungsaufwand am Handbuch zu FIBS (Fischbasiertes Bewertungssystem für Fließgewässer, DUßLING 2009) also dem WRRL-Monitoring zu orientieren.

Da bezüglich Habitat und Beeinträchtigung seit Erstellung des Managementplans keine Veränderung um eine Zustandsklasse zu erwarten sind, wurde meist nur das Kriterium Population anhand der aktuellen Befischungsergebnisse bewertet.

3.4 Fischökologischer Zustand nach Wasserrahmenrichtlinie

3.4.1 Österreichische Methodik – Fisch Index Austria (FIA)

Für die Berechnung des fischökologischen Zustandes (FÖZ) von Fließgewässern gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie HAUNTSCHMID ET AL., 2006 wären grundsätzlich quantitative Befischungsdaten, die mittels Wat- oder Streifenbefischungsmethode erhoben wurden, notwendig. Nur an großen Flüssen wie Inn, Enns oder Donau, die nicht quantitativ erfassbar sind, werden semiquantitative Daten (catch per unit effort, CPUE) verwendet. Hier sind

zusätzlich zu Elektrobefischungsdaten mittels Polstange und Anodenrechen auch ergänzende Methoden (Multimaschen-Kiemennetze, Langleinen, elektrisches Bodenschleppnetz) anzuwenden, um einen großen Teil des gesamten Artenspektrums abzubilden.

Der Fisch Index Austria (FIA) stellt ein Maß der Abweichung der aktuellen Fischartengemeinschaft von einer definierten Referenzzönose dar, die den ursprünglichen, anthropogen unbeeinflussten Bedingungen im Gewässer entspricht. Dazu wurden für die einzelnen österreichischen Bioregionen (geologische Großräume bzw. Flusseinzugsgebiete) und Fischregionen (bezüglich Gefälle und Wasserführung ähnliche Fließgewässerabschnitte) fischökologische Leitbilder definiert. Insgesamt ist Österreich von den „Vergletscherten Zentralalpen“ bis zu den „Östlichen Flach- und Hügelländer und Grazer Feld“ in neun Bioregionen unterteilt. Bezüglich der Fischregionen (biozönotischen Region) werden zehn unterschiedliche Typen vom Epirhithral (Obere Forellenregion) bis zum Metapotamal (Brachsenregion) unterschieden, wobei die Regionen Hyporhithral (Äschenregion) und Epipotamal (Barbenregion) nach der Gewässergröße in weitere Unterregionen unterteilt werden und mit Schmerlen- bzw. Gründlingsbach zusätzlich zwei Sondertypen definiert sind. Besonders für die größeren Gewässer (u.a. Inn) wurden außerdem adaptierte Leitbilder festgelegt. Die Entwicklung der Leitbilder erfolgte einerseits aus historischen Fischfangdaten, anhand aktueller Befischungsergebnisse von anthropogen kaum beeinflussten Referenzstrecken und anhand von Experteneinschätzungen. Ein fischökologisches Leitbild listet die potentiell vorkommenden Arten auf, wobei diese nach ihrer Häufig- und Stetigkeit (unter natürlichen Bedingungen) in Leit- sowie typische und seltene Begleitarten eingestuft sind. Bei den Leitarten handelt es sich um „Fischarten, die auf jeden Fall in der betrachteten Bioregion und biozönotischen Region und meist mit hoher relativer Häufigkeit vorkommen müssen.“ Typische Begleitarten sind „Fischarten, die in der betrachteten Bioregion und biozönotischen Region und meist mit mittlerer relativer Häufigkeit vorkommen müssten.“ Seltene Begleitarten sind Arten, „die in der betrachteten Bioregion und biozönotischen Region und meist mit geringer relativer Häufigkeit vorkommen könnten.“ HAUNSCHMID ET AL., 2006.

Die Bewertung des fischökologischen Zustandes erfolgt anhand von fünf unterschiedlich gewichteten Teilparametern. Bewertet wird das Artenspektrum, die Präsenz der vorhandenen ökologischen Gilden (Strömung und Reproduktion), der Fischregionsindex, die Populationsstruktur (Altersaufbau) der Leit- und typischen Begleitarten sowie als k.o.-Kriterium die Gesamtbiomasse und wiederum der Fischregionsindex. Die Beurteilung erfolgt nach dem Schulnotensystem (Tabelle 5), als Zielzustand nach EU-WRRL gilt mindestens der gute Zustand (FIA <2,50).

Tabelle 5: Grenzen der fischökologischen Zustände HAUNSCHMID ET AL., 2006.

Klasse	Klassengrenze	Fischökologischer Zustand
1	1,00 >1,50	Sehr gut
2	1,50 >2,50	Gut
3	2,50 >3,50	Mäßig
4	3,50 >4,50	Unbefriedigend
5	4,50 -5,00	Schlecht

Im Gegensatz zur deutschen Methodik wird für erheblich veränderte Wasserkörper (HMWB) kein verändertes Leitbild erstellt, sondern die Bewertung erfolgt gleich wie jene von natürlichen Wasserkörpern. Allerdings sind die abgemilderten Qualitätsziele dahingehend berücksichtigt,

dass z. B. in schwallgeschädigten Strecken ein geringerer FIA-Wert als Mindest-Zielzustand gilt (3,0 anstatt 2,5). In Stauketten großer Fließgewässer gilt ein guter Zustand als Zielwert, dieser muss aber nur in der Stauwurzel erreicht werden.

Das derzeit gültige Leitbild des Unteren Inn von der Salzachmündung bis zur Mündung in die Donau ist in Tabelle 6 dargestellt. Es umfasst sechs Leitarten, 15 typische und 25 seltene Begleitarten. Als Leitarten wurden Nase, Barbe, Aitel, Hasel, Nerfling und Huchen eingestuft, als typische Begleitarten gelten Brachse, Laube, Schneider, Strömer, Rotaugen, Gründling, Donau-Weißflossengründling, Aalrutte, Hecht, Wels, Schied, Bachforelle, Schmerle, Koppe und Flussbarsch. Das Leitbild ähnelt somit jenem der Donau stromab der Innmündung, wobei allerdings einige Arten fehlen (Zope, Glattdick, Kesslergründling, Moderlieschen, Perlfisch, Seelaube, Semling, Sichling) und einige „rithralere“ Fischarten (Bachforelle, Schmerle, Gründling, Strömer, Schneider, Aitel, Koppe) als häufiger sowie einige „potamalere“ Arten (Güster, Brachse, Rußnase, Zobel, Zander, Streber, Zingel) als seltener eingestuft wurden.

Tabelle 6: Fischökologisches Leitbild 114 - Unterer Inn, Salzachmündung bis Donau.

Fischart	LB	Fischart	LB
Aitel	l	Karausche	s
Nase	l	Rußnase	s
Barbe	l	Zobel	s
Hasel	l	Ukr. Bachneunauge	s
Nerfling	l	Hausen	s
Huchen	l	Sterlet	s
Hecht	b	Waxdick	s
Aalrutte	b	Äsche	s
Bachforelle	b	Bitterling	s
Wels	b	Güster	s
Brachse	b	Karpfen	s
Donau-Weißflossengründling	b	Rotfeder	s
Gründling	b	Schleie	s
Laube	b	Steingreßling	s
Rotaugen	b	Elritze	s
Schied	b	Frauennerfling	s
Schneider	b	Giebel	s
Strömer	b	Schlammpeitzger	s
Schmerle	b	Donau-Steinbeißer	s
Koppe	b	Kaulbarsch	s
Flussbarsch	b	Zander	s
Zingel	s	Schrätzer	s
Donaukaulbarsch	s	Streber	s
Streber	s	gesamt	46

3.4.2 Deutsche Methodik – Fisch Basiertes Bewertungssystem (FiBS)

Die gültige Methode zur Bewertung des ökologischen Zustands anhand der Fische in Deutschland ist das sogenannte „fischbasiertes Bewertungssystem“ oder FiBS (DUBLING 2009). Die Bewertung der fischökologischen Zustandsklassen auf Basis des FiBS erfolgt gemäß

Tabelle 7. Zu berücksichtigen ist, dass ein hoher Wert des FiBS – entgegen dem Schulnotensystem - eine gute Bewertung bedeutet.

Das Bewertungsverfahren berücksichtigt sechs "Qualitätsmerkmale" der Fischfauna:

- Arten- und Gildeninventar
- Artenabundanz- und Gildenverteilung
- Altersstruktur
- Migration
- Fischregion
- Dominante Arten

Tabelle 7: Zustandsklassen und deren Grenzen in Hinblick auf den Index des fiBS.

Fischökologische Zustandsklasse	Note fiBS
Sehr gut	3,76 - 5,00
Gut	2,51 - 3,75
Mäßig	2,01 - 2,50
Unbefriedigend	1,51 - 2,00
Schlecht	1,00 - 1,50

Diese Aspekte werden mit einer „Referenzzönose“ verglichen, bei der die relativen Anteile der ehemals vorkommenden Arten eingeschätzt wurden (Abbildung 8). Diese Arten sind zu unterteilen in:

- Typspezifische Arten (Anteil $\geq 1\%$)
- davon maximal 10 Leitarten mit $\geq 5\%$
- Begleitarten (Anteil $< 1\%$)

Für die einzelnen Aspekte werden geringe Abweichungen mit der vollen Punktezahl (5) bewertet (repräsentiert einen sehr guten Zustand), mittlere Abweichungen mit 3 (repräsentiert einen guten Zustand), und starke Abweichungen mit nur einem Punkt (repräsentiert mäßigen oder schlechteren Zustand). Die Gesamtbewertung ergibt sich durch eine gewichtete Mittelwertbildung aus allen metrics.

Ein wichtiger Bewertungsansatz ist auch die Einschätzung der Altersstruktur der Leitarten auf Basis des Anteils von Jungfischen des jeweiligen Jahres (0+). Dazu wird neben der Anzahl der Individuen pro Art auch die Zahl jener Fische in das Bewertungssheet eingegeben, die auf Basis der Größenverteilung dem Jahrgang 0+ zuzuordnen sind. Ein zu geringer oder zu hoher Anteil von 0+ wird als gestörter Altersaufbau gewertet.

- 5 Punkte: Anteil 0+ von 30 bis 70% des Gesamtfangs der Leitarten
- 3 Punkte: Anteil 0+ von 10 bis <30 oder >70 bis 90% des Gesamtfangs der Leitarten
- 1 Punkt: Anteil <10 oder >90% des Gesamtfangs der Leitarten

Es wird vorgegeben, dass die Gesamtzahl gefangener Individuen (Termine aufsummiert) das 30-fache der Artenzahl der Referenz-Fischzönose überschreiten soll. Dies heißt im

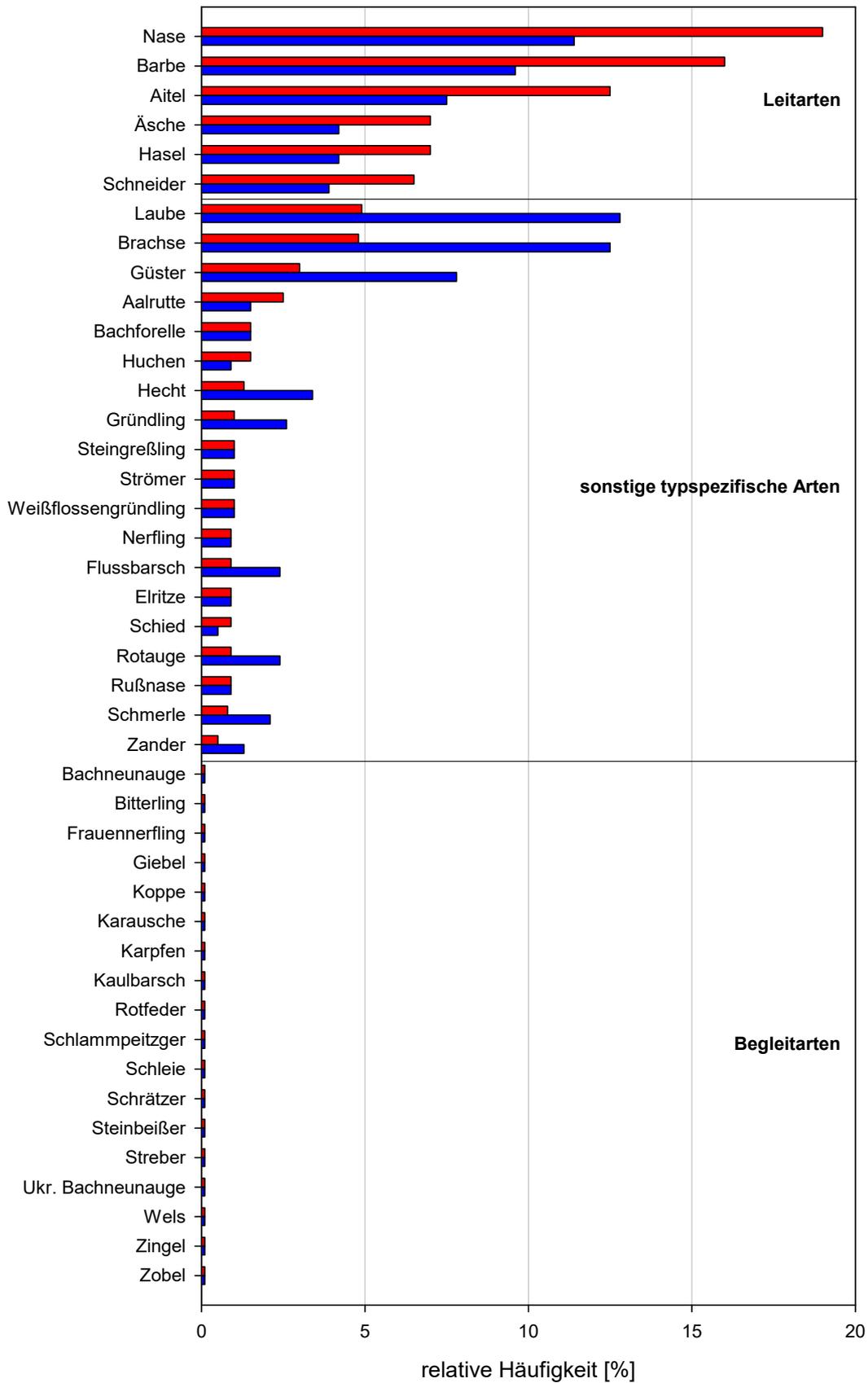


Abbildung 8: Referenzzönose (113, rot) und Potentialzönose (113e, blau) des Unteren Inns.

gegenständlichen Fall mindestens $43 * 30 = 1290$ Individuen. Bei einer geringeren Fangzahl wird eine erhöhte Wahrscheinlichkeit von Fehlbewertungen angegeben. Eine weitere Präzisierung des Erhebungsaufwandes ergibt sich durch die Angabe einer minimal zu befischenden Streckenlänge. Die kumulierte befischte Streckenlänge in Gewässern, die mittels Boot befischt werden, soll grundsätzlich das 100-fache der Gewässerbreite (Termine aufsummiert) vorsehen, wobei in großen Flüssen der Erhebungsaufwand auf 10 km begrenzt werden kann.

Im Rahmen des offiziellen Monitorings sind drei Termine in unterschiedlichen Jahren vorgesehen, woraus sich knapp 10 km Gesamtstrecke ergeben.

Die grundlegende Basis für die Bewertung des fischökologischen Zustands mittels FiBS ist die Wahl des fischökologischen Leitbildes (Referenz- bzw. Potentialzönose). Für den erheblich veränderten **Flusswasserkörper 1_F654** des Inns von der Salzach-Mündung bis unterhalb des Kraftwerks Schärding-Neuhaus gilt die Potentialzönose 113e (Abbildung 8). Sie umfasst insgesamt 43 Arten, die sich aus 20 typspezifischen Arten, davon sechs Leitarten (Nase, Barbe, Aitel, Laube, Brachse und Güster) sowie 23 Begleitarten zusammensetzen.

Etwas überraschend ist die Einstufung der Brachse und vor allem der Güster, deren Verbreitungsschwerpunkt klar im Metapotamal liegt, als häufige Arten des als Epipotamal mit deutlich rhithralen Komponenten geltenden Unteren Inns. Möglicherweise geht diese Einstufung auf Angaben von REICHENBACH-KLINKE (1968) zurück, der in den 1960er Jahren für den Salzach-Unterlauf flussab Tittmoning "erhebliche Mengen Barben, Blikken (=Güster), Brachsen und Aitel" angibt. Zu diesem Zeitpunkt war der Inn bereits in eine Staukette umgewandelt und stautypische Arten wie Brachse und Güster dürften so große Bestände aufgebaut haben, dass sie bis in die Untere Salzach ausstrahlten, ganz besonders in den rückgestauten Abschnitt der Salzach bei Burghausen. Diese These wird von BRUSCHEK (1953) bestätigt. Dieser Autor nannte die Güster als auch vor Errichtung der Kraftwerke am Unteren Inn vorkommende Art, aufgrund des sehr potamalen Verbreitungsschwerpunktes habe diese aber möglicherweise von der Umwandlung in eine Staukette profitiert und kam ursprünglich seltener vor als im Ist-Zustand. VON DEM BORNE (1881) nennt für den Unteren Inn Barbe, Nase, Aitel, Hecht, Huchen, Strömer, Schied, Zingel, Karausche, Karpfen, Schleie, Wels (primär in Altwässern) und Zander (mündungsnah), nicht jedoch Güster und Brachse, was darauf hindeutet, dass diese Arten vor Aufstau eher selten vorgekommen sind. Aus Sicht der Autoren sollte der Referenzanteil von Brachse und Güster deutlich reduziert werden, um die historische Fischzönose treffend abzubilden.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Arteninventar

Im Rahmen der aktuellen Erhebungen konnten insgesamt 5371 Individuen aus 37 Arten – davon 31 heimische – nachgewiesen werden (Tabelle 8). Von den 46 im österreichischen Leitbild für den Unteren Inn gelisteten Arten fehlten insgesamt 16 Arten. Von den 43 Arten des FiBS-Leitbildes fehlten 13 Arten.

Von den nachgewiesenen Arten sind insgesamt fünf, nämlich Ukrainisches Bachneunauge, Bitterling, Donau-Weißflossengründling, Schied und Koppe in Anhang II der FFH-Richtlinie gelistet, nur in Anhang V sind die drei Arten Barbe, Äsche und Renke angeführt. In der Roten Liste für Bayern ist eine Art, das Ukr. Bachneunauge, als vom Aussterben bedroht eingestuft,

Tabelle 8: Übersicht über die nachgewiesenen sowie in den fischökologischen Leitbildern gelisteten Fischarten mit taxonomischer Stellung, in den Abbildungen verwendeten Abkürzungen, Strömungsgilde nach ZAUNER & EBERSTALLER (2000), Anhang der FFH-Richtlinie, Rote Liste-Status Bayern (BOHL ET AL., 2003) und Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007), Status laut fischökologischem Leitbild für den Unteren Inn (Deutschland u. Österreich) sowie Realfang (n) im Rahmen der gegenständlichen Befischungen.

Familie	Dt. Name	Wiss. Name	Abk.	Strömung	FFH	RL Bayern	RL Ö	LB D	LB Ö	n
Petromyzontidae	Ukrainisches Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	Eu.ma	rheophil	II	1	VU	0,1	s	173
	Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i>	La.pl	rheophil	II	1	EN	0,1		-
Acipenseridae	Hausen	<i>Huso huso</i>	Hu.hs	rheophil	V		RE		s	-
	Sterlet	<i>Acipenser ruthenus</i>	Ac.ru	oligorheophil	V	1	CR		s	-
	Waxdick	<i>Acipenser güldenstädti</i>	Ac.gü	rheophil	V		RE		s	-
Anguillidae	Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	An.an	indifferent		(3)	RE			20
Gasterosteidae	Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Ga.ac	limnophil			NE			42
Esocidae	Hecht	<i>Esox lucius</i>	Es.lu	indifferent			NT	3,4	b	48
Gadidae	Aalrutte	<i>Lota lota</i>	Lo.lo	indifferent		2	VU	1,5	b	40
Siluridae	Wels	<i>Silurus glanis</i>	Si.gl	indifferent			VU	0,1	b	2
Salmonidae	Bachforelle	<i>Salmo trutta</i>	Sa.tr	rheophil			NT	1,5	b	24
	Bachsaibling	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Sa.fo	rheophil			NE			2
	Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	On.my	indifferent			NE			22
	Huchen	<i>Hucho hucho</i>	Hu.hu	rheophil	II,V	3	EN	0,9	I	-
Thymallinae	Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	Th.th	rheophil	V	2	VU	4,2	s	16
Coregonidae	Renke	<i>Coregonus sp.</i>	Co.sp	indifferent	V					1
Cyprinidae	Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	Sq.ce	indifferent			LC	7,5	I	322
	Barbe	<i>Barbus barbus</i>	Ba.ba	rheophil	V	3	NT	9,6	I	69
	Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	Rh.am	limnophil	II	2	VU	0,1	s	6
	Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	Ps.pa	indifferent			NE			13
	Brachse	<i>Abramis brama</i>	Ab.br	indifferent			LC	12,5	b	126
	Donau-Weißflossengründling	<i>Romanogobio vladykovi</i>	Ro.vl	rheophil	II	2	LC	1	b	42
	Gründling	<i>Gobio gobio</i>	Go.go	rheophil			LC	2,6	b	7
	Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>	Bl.bj	indifferent			LC	7,8	s	7
	Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Le.le	indifferent			NT	4,2	I	48
	Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	Cy.ca	indifferent		(3)	EN	0,1	s	6
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	Al.al	indifferent			LC	12,8	b	3168	

Familie	Dt. Name	Wiss. Name	Abk.	Strömung	FFH	RL Bayern	RL Ö	LB D	LB Ö	n
Cyprinidae	Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	Ch.na	rheophil		2	NT	11,4	I	467
	Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	Le.id	indifferent		3	EN	0,9	I	16
	Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>	Ru.ru	indifferent			LC	2,4	b	168
	Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Sc.er	limnophil			LC	0,1	s	12
	Schied	<i>Aspius aspius</i>	As.as	indifferent	II,V	3	EN	0,5	b	70
	Schleie	<i>Tinca tinca</i>	Ti.ti	limnophil			VU	0,1	s	7
	Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Al.bi	rheophil		2	LC	3,9	b	114
	Steingreßling	<i>Romanogobio uranoscopus</i>	Ro.ur	rheophil	II	1	CR	1	s	-
	Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Ph.ph	indifferent		3	NT	0,9	s	1
	Frauennerfling	<i>Rutilus virgo</i>	Ru.vi	rheophil	II,V	3	EN	0,1	s	-
	Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	Ca.gi	indifferent			LC	0,1	s	8
	Karausche	<i>Carassius carassius</i>	Ca.ca	limnophil		x		0,1	s	-
	Strömer	<i>Telestes souffia</i>	Te.so	rheophil	II	1	EN	1	b	-
	Rußnase	<i>Vimba vimba</i>	Vi.vi	oligorheophil			VU	0,9	s	-
	Zobel	<i>Ballerus sapa</i>	Ba.sa	oligorheophil		3	EN	0,1	s	-
Balitoridae	Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	Ba.br	rheophil			LC	2,1	b	18
Cobitidae	Nordchin. Schlammpeitzger	<i>Misgurnus bipartitus</i>	Mi.an	-						-
	Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	Mi.fo	limnophil	II	2	CR	0,1	s	-
	Donau-Steinbeißer	<i>Cobitis elongatoides</i>	Co.el	oligorheophil	II	1	VU	0,1	s	-
Cottidae	Koppe	<i>Cottus gobio</i>	Co.go	rheophil	II		NT	0,1	b	49
Centrarchidae	Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	Le.gi	limnophil			NE			1
Percidae	Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	Pe.fl	indifferent			LC	2,4	b	131
	Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Gy.ce	indifferent			LC	0,1	s	91
	Zander	<i>Sander lucioperca</i>	Sa.lu	indifferent			NT	1,3	s	14
	Schrätzer	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	Gy.sc	oligorheophil		2	VU	0,1	s	-
	Streber	<i>Zingel streber</i>	Zi.st	rheophil	II	2	EN	0,1	s	-
	Zingel	<i>Zingel zingel</i>	Zi.zi	oligorheophil	II,V	2	VU	0,1	s	-
	Donaukaulbarsch	<i>Gymnocephalus baloni</i>	Gy.ba	oligorheophil	II,IV		VU		s	-
gesamt (einheimische)					55 (48)	21		43	46	5371 – 37 (31)

sechs weitere Arten (Aalrutte, Äsche, Bitterling, Donau-Weißflossengründling, Nase und Schneider) sind stark gefährdet. In der österreichischen Roten Liste werden Nerfling und Schied als stark gefährdet geführt. Dies trifft auch auf den Wildkarpfen zu, die aktuell nachgewiesenen Karpfen dürften allerdings aus Besatzmaßnahmen stammen, zumal nur adulte Individuen gefangen wurden.

Von den Arten des österreichischen Leitbilds wurden die drei in historischer Zeit belegten Acipenseriden Hausen, Waxdick und Sterlet, einige typischen Arten von Augewässern (Schlammpeitzger, Karausche), der aktuell nur in sehr geringer Zahl vorkommende Großraubfisch Huchen sowie zahlreiche typische Donauarten (Frauennerfling, Rußnase, Zobel, Streber, Schrätzer, Zingel, Donaukaulbarsch) nicht nachgewiesen. Weiters gelang auch kein Nachweis des Streingreßlings, welcher 2018 im Stauraum KW Eggfing-Obernberg (nachfolgend als Stau Eggfing bezeichnet) erstmals seit ca. 150 Jahren für das gesamte Inn-Salzach-System belegt wurde (JUNG ET AL., 2019). Darüber hinaus fehlten der Strömer, der im Tiroler Inn und im Bereich Rosenheim aktuell noch selten vorkommt, und die primär Zubringer bewohnende Art Donau-Steinbeißer.

Von den bei vorangegangenen Erhebungen im Stauraum KW Ering-Frauenstein nachgewiesenen Arten fehlten aktuell nur Frauennerfling und Huchen (Tabelle 9). Weiters konnte die Rußnase nicht nachgewiesen werden, welche in weiter stromauf gelegenen Abschnitten des Inn vorkommt, weshalb grundsätzlich auch ein Vorkommen auch im gegenständlichen Untersuchungsgebiet anzunehmen ist.

Ebenfalls nicht nachgewiesen wurde der Nordchinesische Schlammpeitzger (*Misgurnus bipartitus*), von dem entlang des rein bayerischen Inns zahlreiche Nachweise vorliegen und der 2018 im Stau Eggfing erstmals für Österreich belegt wurde (ZANGL ET AL., 2020).

In Abbildung 9 ist die Art-Rangkurve des Gesamtfanges der aktuellen Erhebungen dargestellt. Die Laube war mit 3168 Individuen die mit Abstand am häufigsten nachgewiesene Art, gefolgt von der Nase mit 467 und dem Aitel mit 322 Individuen. Überraschend ist, dass das Ukrainische Bachneunauge mit 173 Individuen bereits die vierthäufigste Art darstellte, gefolgt von den typischen Stau-Arten Rotauge, Flussbarsch und Brachse. Ebenfalls mit mittleren Häufigkeiten wurden Schneider, Kaulbarsch, Schied, Barbe, Koppe, Hecht, Hasel, Dreistachliger Stichling, Donau-Weißflossengründling und Aalrutte gefangen. Die Arten Bachforelle, Regenbogenforelle, Bachsaibling und Aal stammen primär bzw. ausschließlich aus fischereilichen Besatzmaßnahmen.

Die typischen Arten der Augewässer Rotfeder, Giebel, Güster, Schleie, Bitterling, Blaubandbärbling und Sonnenbarsch wurden mit wenigen oder nur einzelnen Fängen nachgewiesen. Wie auch bereits bei den Erhebungen im Stau KW Eggfing-Obernberg im Jahr 2018 (ZAUNER ET AL., 2019b) lag der Fokus primär auf dem Hauptstrom, wohingegen die Nebengewässer nur in geringem Umfang beprobt wurden. Bemerkenswert, da sehr selten, ist der Einzelnachweis der typischen Seenart Renke bzw. Maräne, wobei dieser entweder mit Abdrift aus einem Voralpensee (z.B. Waginger See), oder mit Besatz zu erklären ist. Im Gegensatz zu den oben erwähnten Befischungen im Stau Eggfing, bei dem ein sehr ähnliches Erhebungsprogramm zur Anwendung kam, wurden aktuell auch zwei Welse nachgewiesen, wobei der größere mit 1330 mm Totallänge mittels elektrischem Bodenschleppnetz gefangen wurde. Dabei handelte es sich um den größten bei den aktuellen Erhebungen gefangenen Fisch.

Tabelle 9: Überblick über die in den Stauräumen bzw. im Kraftwerks-Unterwasser (UW) des Unteren Inn nachgewiesenen Fischarten. ✓ ... sicher nachgewiesen, ✓ ... im Rahmen der gegenständlichen Erhebungen nachgewiesen, x ... Vorkommen wahrscheinlich, „Donau“ ... Nachweise existieren aus dem Donaustauraum Jochenstein. Grau ... allochthone Art, **fett** ... FFH-Art. Datenquellen: österreichisches & deutsches WRRRL-Monitoring, BOKU Wien, ezb – TB Zauner, insgesamt 28 Befischungstermine.

Fischart	Ering-Frauenstein	Eggfing-Obernberg	Schärding-Neuhaus	Passau-Ingling	UW Passau-Ingling
Karpfen	✓	✓	✓	✓	✓
Regenbogenforelle	✓	✓	✓	✓	✓
Schied	✓	✓	✓	✓	✓
Nerfling	✓	✓	✓	✓	✓
Güster	✓	✓	✓	✓	✓
Gründling	✓	✓	✓	✓	✓
Schmerle	✓	✓	✓	✓	✓
Brachse	✓	✓	✓	✓	✓
Koppe	✓	✓	✓	✓	✓
Ukr. Bachneunauge	✓	✓	✓	✓	✓
Bachforelle	✓	✓	✓	✓	✓
Aal	✓	✓	✓	✓	✓
Zander	✓	✓	✓	✓	✓
Schneider	✓	✓	✓	✓	✓
Aalrutte	✓	✓	✓	✓	✓
Donau-Weißflossengründling	✓	✓	✓	✓	✓
Hecht	✓	✓	✓	✓	✓
Stichling	✓	✓	✓	✓	✓
Barbe	✓	✓	✓	✓	✓
Rotauge	✓	✓	✓	✓	✓
Kaulbarsch	✓	✓	✓	✓	✓
Hasel	✓	✓	✓	✓	✓
Flussbarsch	✓	✓	✓	✓	✓
Nase	✓	✓	✓	✓	✓
Aitel	✓	✓	✓	✓	✓
Laube	✓	✓	✓	✓	✓
Giebel	✓	✓	x	✓	✓
Schleie	✓	✓	✓	x	✓
Rotfeder	✓	✓	✓	✓	x
Bachsaibling	✓	✓	✓	x	✓
Äsche	✓	✓	✓	x	✓
Blaubandbärbling	✓	✓	✓	x	✓
Bitterling	✓	✓	✓	x	x
Elritze	✓	x	✓	x	✓
Wels	✓	x	x	✓	✓
Huchen	✓	x	✓	x	x
Rußnase	x	x	✓	✓	x
Zope				✓	✓
Schrätzer				✓	✓
Zobel				✓	✓
Kesslergrundel				✓	x
Donaukaulbarsch				✓	x
Zingel					✓
Schwarzgrundel					✓
Frauennerfling	✓				Donau
Nordchin. Schlammpeitzger		✓			
Steingreßling		✓			
Renke	✓				
Sonnenbarsch	✓	✓			
Streber					Donau
Sichling					Donau
Sterlet					Donau

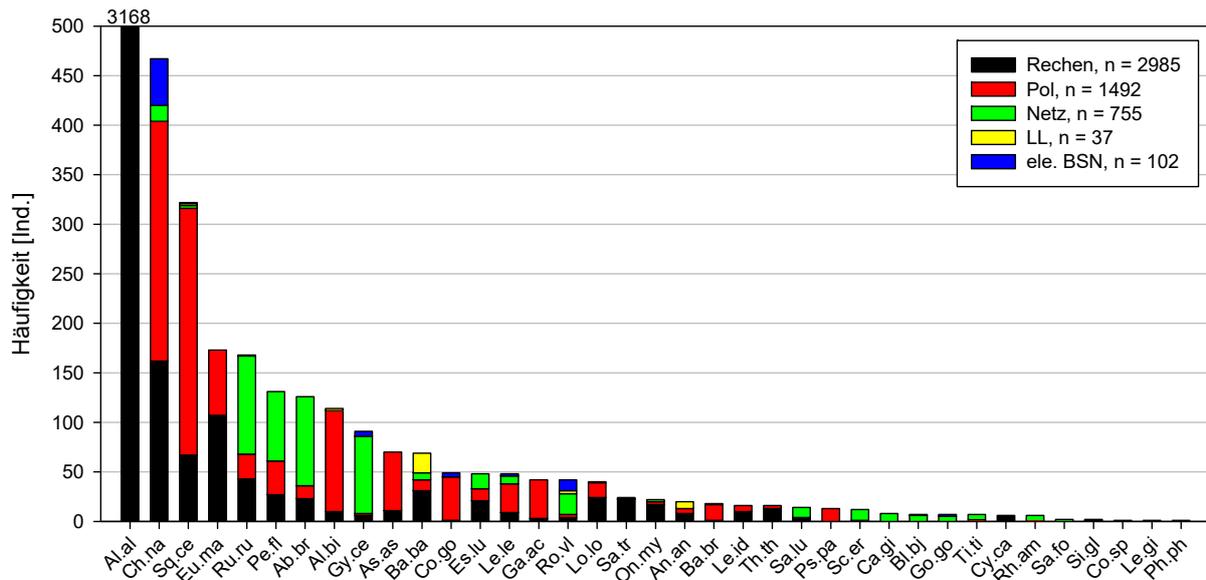


Abbildung 9: Art-Rangkurve des Gesamtfanges im Inn. Farben geben die Befischungsmethodik wieder.

In Tabelle 9 ist ein Überblick über die in der Grenzstrecke des Unteren Inn nachgewiesenen Fischarten pro Stauraum dargestellt. Für eine ausführlichere Diskussion der Verbreitung der einzelnen Arten siehe ZAUNER ET AL., 2019b. Hier sei nur darauf hingewiesen, dass fast alle aus dem Stauraum KW Ering-Frauenstein (Stau Ering) bekannten Arten auch aktuelle nachgewiesen wurden (rot). Wie bereits oben erwähnt, trifft dies nur auf Huchen und Frauenerfling sowie die wahrscheinlich vorkommende, bisher aber nie nachgewiesene Rußnase nicht zu. Andererseits wurden im Rahmen der aktuellen, sehr umfangreichen Befischungen keine für den Stau Ering neuen Arten nachgewiesen.

4.2 Fischbesiedelung der ufernahen Bereiche - Elektrofischung

In Abbildung 10 sind die Ergebnisse der semiquantitativen Elektrofischungen dargestellt. Im Zuge der Polstangenbefischungen wurden recht ähnliche Abundanzen und Biomassewerte in der Stauwurzel und im Stau festgestellt. Auch die Unterschiede zwischen Juli- und Septembertermin waren recht gering. Die Abundanz betrug zwischen 1781 Ind./ha im Stau im Juli und 2441 Ind./ha in der Stauwurzel ebenfalls im Juli. Die Biomasse lag zwischen 28,1 kg/ha in der Stauwurzel im September und 16,6 kg/ha im Stau im Juli.

Die Ergebnisse der Rechenbefischungen schwankten im Vergleich dazu wesentlich stärker. Die Abundanz betrug zwischen 118 Ind./ha in der Stauwurzel in der Nacht im Juli und 2105 Ind./ha ebenfalls im Rahmen einer Nachtbefischung in der Stauwurzel, und zwar im September. Der hohe Wert beruhte allerdings fast ausschließlich auf Massenfängen von Lauben. Die Biomasse betrug zwischen 10,6 kg/ha im Stau bei Nacht im September und 37,6 kg/ha in der Stauwurzel ebenfalls bei Nacht im September. Mit Ausnahme eines Ausreißers waren die Biomassewerte in der Nacht deutlich höher als am Tag, was den Erfahrungen aus zahlreichen Erhebungen an Donau und Inn entspricht. Wie auch bei den Befischungen im Stau Egglfing zeigte sich kein deutlicher Unterschied zwischen Stauwurzel und Stau, was an der Donau hingegen in der Regel deutlich der Fall ist (ZAUNER ET AL., 2015). Insgesamt sind sämtliche Bestandswerte als ausgesprochen niedrig zu bezeichnen.

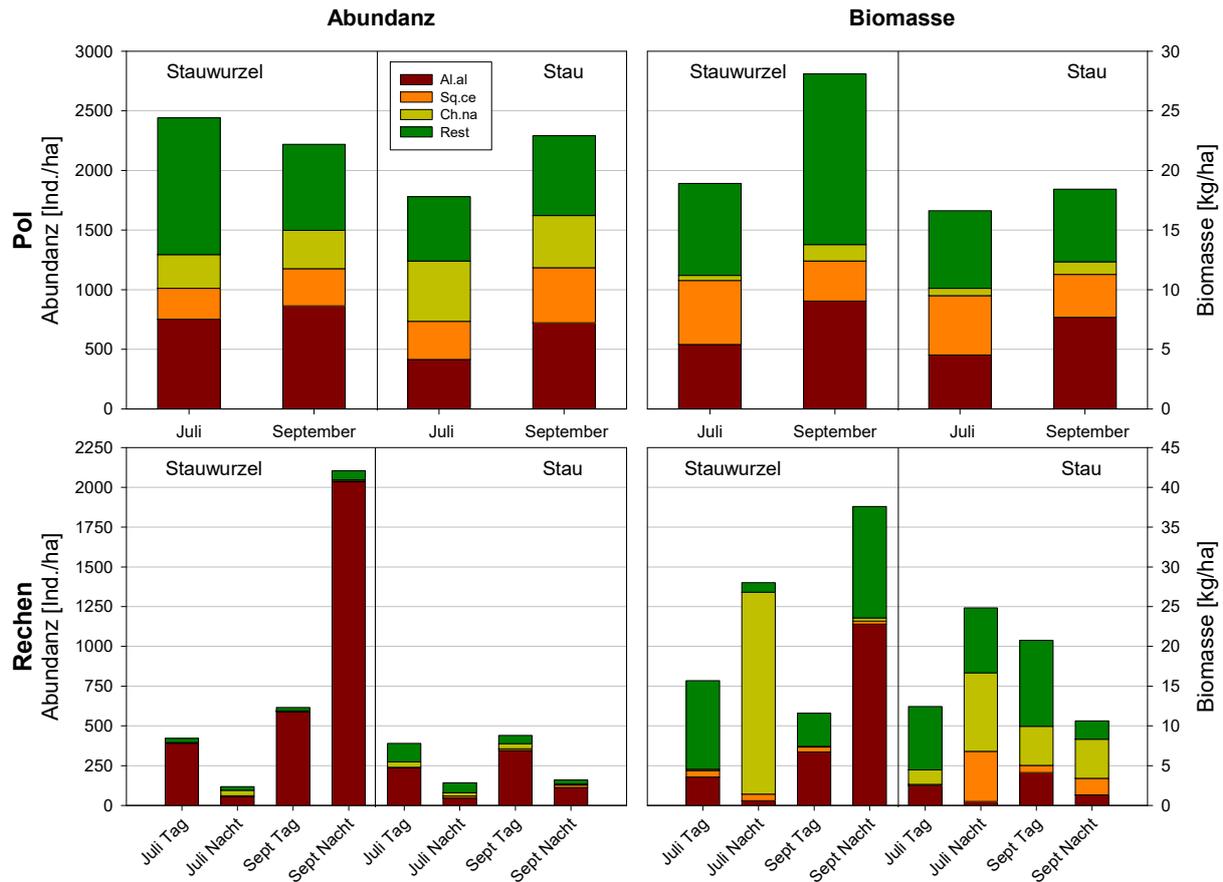


Abbildung 10: Abundanz- und Biomassewerte getrennt nach Befischungsmethode, Gewässerabschnitt und Termin bzw. Tageszeit. Laube, Aitel, Nase und restliche Fischarten differenziert.

Für die Bewertung mittels FIA relevant sind die Biomassewerte am Tag, wobei Rechen- und Polstangenbefischungen in Anlehnung an die Streifenbefischungsmethode nach SCHMUTZ ET AL. (2001) kombiniert werden (Ergebnistabellen im Anhang). Diese Werte lagen zwischen 13,5 kg/ha im Stau im Juli und 20,2 kg/ha im Stau im September und somit deutlich unter dem Grenzwert für den unbefriedigenden Zustand von 25 kg/ha bzw. sehr deutlich unter jenem für den guten Zustand (50 kg/ha). Die Ergebnisse lagen auf einem sehr ähnlichen Niveau wie bei anderen Befischungen des Unteren Inns bzw. aus dem Stau Ering (Abbildung 11). Allerdings waren die Abundanzwerte deutlich höher als bei den vorangegangenen Befischungen. Da die Abundanz primär von der Jungfischdichte bestimmt wird, könnte dies auf einen günstigen Jungfischjahrgang 2020 zurückzuführen sein. Andererseits könnte auch methodische Ursachen dafür verantwortlich sein.

Die Ergebnisse zeigen, dass eines der Hauptdefizite aus fischökologischer Sicht – ähnlich wie in der Staukette der österreichischen Donau – der insgesamt sehr geringe Fischbestand, der sich in geringen Biomassewerten niederschlägt, darstellt. Im Gegensatz zur Donau liegen allerdings aus dem Inn keine bis in die 1980er-Jahre zurückliegenden Zeitreihen vor, so dass die Entwicklung in den letzten Jahrzehnten nicht anhand von Elektrofischereidaten analysiert werden kann.

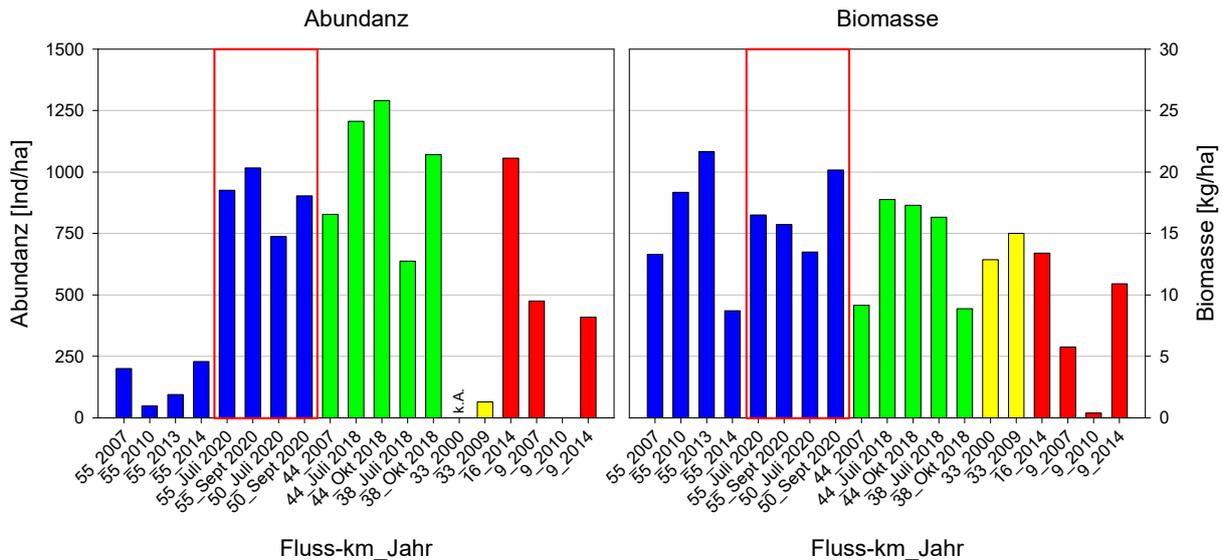


Abbildung 11: Vergleich von Abundanz und Biomasse bei unterschiedlichen Befischungen im Unteren Inn (Kombination aus Polstangen- und Rechenbefischungen am Tag). Reihung nach Fluss-km und Erhebungsjahr. Blau ... Stauraum Ering-Frauenstein, grün ... Stauraum Egglfing-Obernberg, gelb ... Stauraum Schärding-Neuhaus, rot ... Stauraum Passau-Ingling. Rot umrahmt ... aktuelle Erhebungen. Datenquellen: TB Zauner, österreichisches GZÜV-Monitoring & BOKU Wien.

4.3 Fischbesiedelung der Flusssohle – elektrisches Bodenschleppnetz und Langleine

Einen Überblick über den Fang mittels elektrischem Bodenschleppnetz gibt Tabelle 10. Insgesamt wurden 102 Individuen aus zehn verschiedenen Arten gefangen. Nase, Laube und Weißflossengründling dominierten den Fang. Das größte gefangene Individuum war der oben erwähnte Wels mit 1330 mm Totallänge (Abbildung 14), das kleinste Individuum eine Koppe mit 55 mm. Der CPUE aller Arten lag im Juli bei 2,38 Ind./100m und im September bei 4,22 Ind./100m.

Tabelle 10: Übersicht über den Gesamtfang mittels elektrischem Bodenschleppnetz mit Fangzahl (n), catch per unit effort (CPUE) und Spannweite der Totallänge (TL).

Familie	Art	Stauwurzel		Stau		gesamt	
		n	CPUE [Ind/100m]	n	CPUE [Ind/100m]	n	TL Min.
Cottidae	Koppe	2	0,11	2	0,15	4	55-70
Cyprinidae	Laube	14	0,78	14	1,01	28	105-160
	Nase	16	0,89	31	2,21	47	70-195
	Gründling	2	0,11	-	-	2	100-125
	Hasel	1	0,06	1	0,07	2	85-110
	Weißflossengründling	6	0,33	5	0,35	11	65-115
	Rotaugen	-	-	1	0,07	1	170
	Aitel	-	-	1	0,07	1	395
Percidae	Kaulbarsch	2	0,11	3	0,21	5	75-85
Siluridae	Wels	-	-	1	0,07	1	1330
	Total	43	2,38	59	4,22	102	55-1330

Im Vergleich zu verschiedenen Erhebungen in der österreichischen Donau sind diese Werte grundsätzlich als niedrig anzusehen, wenngleich auch dort einzelne „Ausreißer“ mit sehr niedrigem CPUE auftreten (Abbildung 12). Bei einem Vergleich zwischen Inn und Donau muss

bedacht werden, dass bei den meisten Erhebungen in der Donau Gobiiden und Donauperciden einen sehr wesentlichen Anteil des Gesamtfanges ausmachen. Diese eher schwimmschwachen Arten dürften mit der Methode wesentlich besser zu fangen sein als beispielsweise größere Cypriniden, welche kaum erfasst werden. Im Stau Ering kommen diese beiden Gruppen aktuell nicht vor, so dass sich der Fang in quantitativer Hinsicht primär aus Cypriniden, Kaulbarschen und Koppen zusammensetzt. Betrachtet man nur den CPUE der Cypriniden, liegt dieser zumindest beim zweiten Termin sogar über jenem aller Erhebungen aus der Donau. Auch die anderen Ergebnisse aus dem Inn zeigen bezüglich der Cypriniden durchaus mit der Donau vergleichbare CPUEs. Die Bestandsdichte der Cypriniden an der Sohle dürfte somit auf einem ähnlichen Niveau liegen wie in Staubereichen der österreichischen Donau.

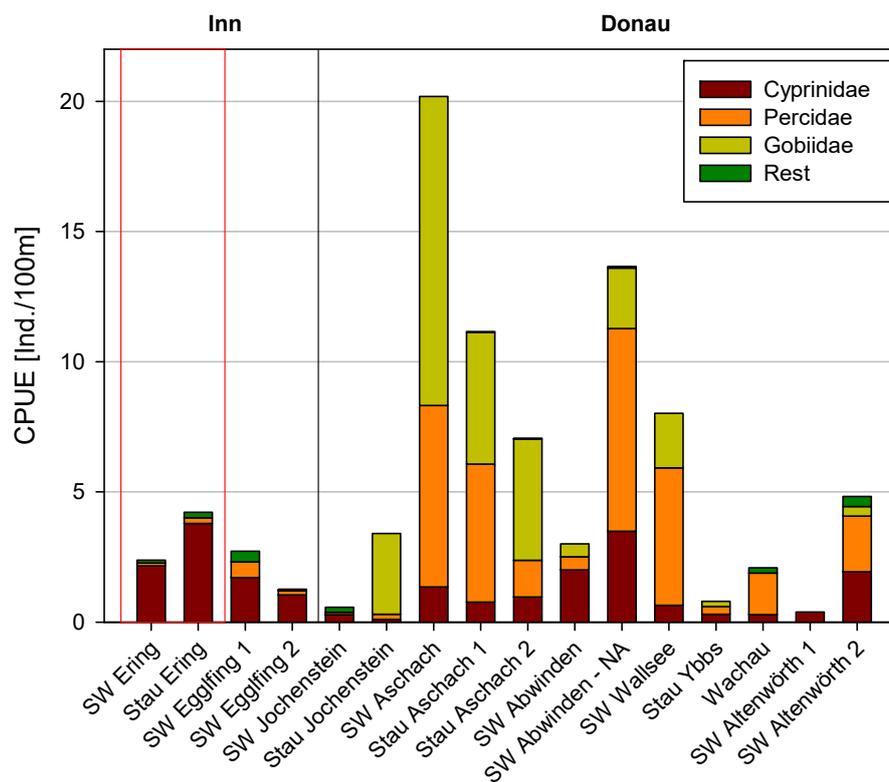


Abbildung 12: CPUE bei Erhebungen mittels elektrischem Bodenschleppnetz in Donau und Inn einschließlich der aktuellen Erhebungen im Stauraum KW Ering-Frauenstein (rot umrahmt).

Mittels Langleinen konnten 37 Individuen aus acht verschiedenen Arten gefangen werden. Wie auch 2018 im Stau Egglfing war die Barbe mit 54 % des Gesamtfanges die dominierende Art, gefolgt von Aal und Weißflossengründling. Der CPUE lag mit 1,85 Ind./LL deutlich unter dem 2018 im Stau Egglfing festgestellten Wert von 2,88 Ind./LL. Beide Werte sind deutlich geringer als die üblicherweise in der Donau festgestellten CPUEs, wobei dies – wie beim elektrischen Bodenschleppnetz - zum Großteil auf das Fehlen von Donauperciden und insbesondere von Gobiiden (in der Grafik mit allochthon gekennzeichnet) zurückzuführen ist.

Wie auch 2018 im Stau Egglfing zeigt sich, dass die beiden Methoden zur Erhebung der Fischbesiedelung der Sohle wesentliche zusätzliche Ergebnisse zur standardmäßigen Elektrofischerei erbrachten, wenngleich im Gegensatz zu 2018 keine neuen Arten nachgewiesen werden konnten. Insbesondere Weißflossengründlinge, aber auch subadulte Barben wurden primär mittels Bodenschleppnetz bzw. Langleine gefangen. Auch die Tatsache, dass sowohl die Donauperciden Streber, Zingel, Schrätzer und Donaukaulbarsch

als auch Gobiiden aktuell im Stau Ering nicht vorkommen, erscheint aufgrund der doch recht umfangreichen Erhebungen an der Stromsohle somit als gut abgesichert. Wären nur die Uferbereiche befischt worden, wäre diese Aussage mit wesentlich größeren Unsicherheiten behaftet.

Tabelle 11: Fangzahl, CPUE (catch per unit effort) und Spannweite der Totallänge (TL) aller per Langleine gefangenen Fische.

Familie	Art	n [Ind.]	CPUE [Ind./LL/12h]	Rel. Anteil [%]	TL [mm]
Anguillidae	Aal	7	0,35	18,9	320-650
Gadidae	Aalrutte	1	0,05	2,7	330-330
Cyprinidae	Laube	1	0,05	2,7	140-140
	Schneider	2	0,10	5,4	100-110
	Barbe	20	1,00	54,1	185-460
	Güster	1	0,05	2,7	160-160
	Weißflossengründling	3	0,15	8,1	100-145
	Aitel	2	0,10	5,4	190-240
	Total	37	1,85	100	100-650

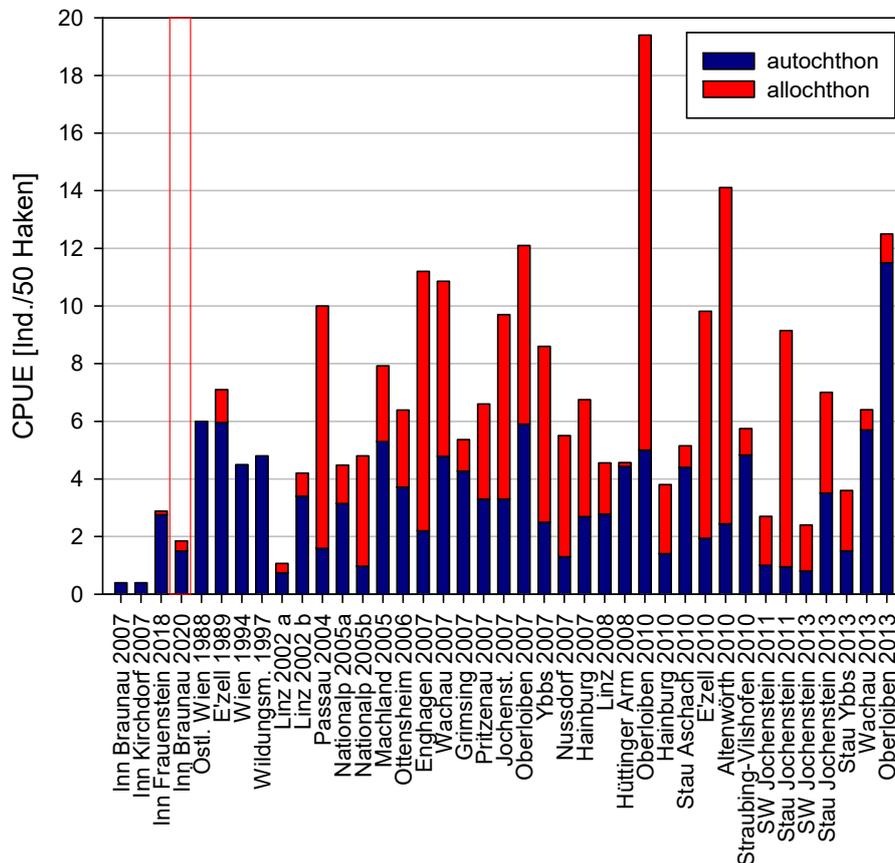


Abbildung 13: Vergleich des CPUEs bei unterschiedlichen Erhebungen mittels Langleinen in Inn (ersten vier Datensätze, aktuelle Erhebung rot umrahmt) und Donau, gereiht nach Fluss und Jahr der Erhebung.



Abbildung 14: Am 28.10.2020 im Stau Ering mittels elektrischem Bodenschleppnetz gefangener Wels.

4.4 Bestand ausgewählter Arten

4.4.1 Laube

Die Laube ist am Unteren Inn – im Gegensatz zur Donau - nur als typische Begleitart eingestuft. Nichtsdestotrotz stellte sie mit insgesamt 3168 Individuen die mit Abstand am häufigsten nachgewiesene Fischart dar und machte 59 % des Gesamtfanges aus. Rund 40 % der Lauben wurden im zentralen Stau und 60 % in der Stauwurzel gefangen. Beim Julitermin gelangen wesentlich höhere Fangzahlen als im September, darüber hinaus waren auch ausgeprägte Unterschiede zwischen Tag und Nacht feststellbar.

Das Größenspektrum reichte von 35 bis 185 mm. Auffällig war der sehr geringe Anteil an 0+ Individuen (< 80 mm Totallänge), was auch bei den Erhebungen 2018 im Stau Eggfing der Fall war. Da dieses Phänomen in zwei unterschiedlichen Jahren ohne Auffälligkeiten bezüglich der Hydrologie auftrat, ist anzunehmen, dass entweder die bevorzugten Juvenilhabitate der Laube im Inn nicht im Hauptstrom liegen, oder die 0+ Individuen aus methodischen Gründen stark unterrepräsentiert sind.

Grundsätzlich zeigt die Häufigkeit der Laube, dass diese indifferente Art eine große Toleranz gegenüber anthropogenen Veränderungen aufweist und daher auch in stark überprägten Flusssystemen wie Stauketten an Inn und Donau sehr große Bestände ausbilden kann.

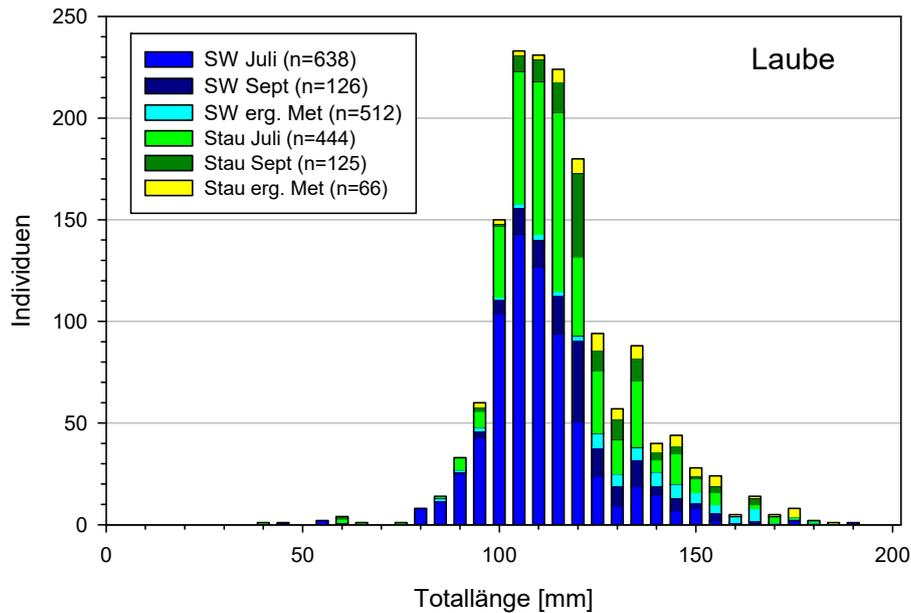


Abbildung 15: Längenfrequenzdiagramm der Laube (*Alburnus alburnus*).

4.4.2 Barbe

Die Barbe gilt als Mitteldistanzwanderer. Ihr aktuelles Verbreitungsgebiet ist vor allem am oberen Ende durch Wanderbarrieren und großflächig strukturell ungünstige Habitatverhältnisse deutlich zurückgegangen. So ist die Barbe mittlerweile aus dem Tiroler Inn und weiten ehemals besiedelten Abschnitten von Flüssen wie Salzach oder Drau – mit Ausnahme von in der Regel nicht nachhaltig wirksamen Besatzversuchen – weitestgehend verschwunden. Die Barbe ist am Unteren Inn als Leitart eingestuft. Nach der Errichtung der Kraftwerke wurde ein rascher Rückgang dokumentiert, der darauf hindeutet, dass ursprünglich ein starker Austausch bzw. ausgeprägte Wanderungen aus der Donau stattfanden.

Adulte Barben halten sich in den Innstauen vorzugsweise in den tieferen uferfernen Bereichen auf, welche mittels Rechenbefischung entlang steiler Ufer nur sehr eingeschränkt erfasst werden können. Bei Vorhandensein entsprechender Habitate (stark überströmte, kiesige Bereiche mit mittlerer Wassertiefe) sind Barben mittels Rechenbefischung hingegen durchaus gut fangbar.

Im Zuge der gegenständlichen Untersuchung konnten 69 Barben aller Altersklassen gefangen werden. Adulte und subadulte Barben wurden fast nur mittels Langleinen, Kiemennetz und nächtlicher Elektrofischerei gefangen, was unterstreicht, dass sie sich zumindest am Tag in größerer Tiefe aufhalten. In der Stauwurzel gelangen 74 % der Nachweise, im zentralen Stau 26 %, wobei es sich dort fast ausschließlich um juvenile Tiere handelte. Die gefangenen Barben wiesen Längen zwischen 30 und 550 mm auf. Zwar konnten alle Altersklassen und somit ein intakter Populationsaufbau nachgewiesen werden, dies darf aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass die Populationsdichte ausgesprochen gering ist und sich die intakte Altersstruktur vorwiegend durch den sehr hohen Fangaufwand erklärt.

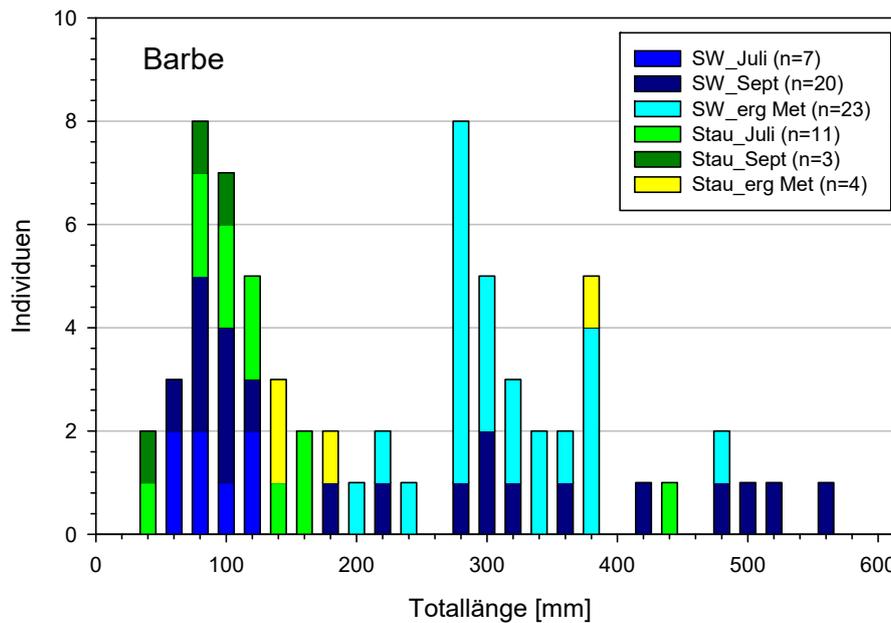


Abbildung 16: Längenfrequenzdiagramm der Barbe (*Barbus barbus*). erg Met .. ergänzende Methoden.

4.4.3 Nase

Die Nase ist als Leitart des Epipotamals wie Barbe und Aitel eine kennzeichnende Charakterart des Unteren Inn. Diese ehemals fischereiwirtschaftlich bedeutende Massenfischart reagiert sehr sensibel auf anthropogen bedingte Veränderungen im Gewässer wie Regulierung, Stauhaltung und Unterbrechung der Migrationsachse. Aufgrund ihrer hohen Sensibilität ist die Nase ein sehr guter Indikator für den Erfolg von Revitalisierungsmaßnahmen im Epipotamal.

Aktuell konnten immerhin 520 Nasen mit Längen zwischen 30 und 520 mm gefangen werden. Der Bestand war von 0+ und 1+ Individuen dominiert, im Gegensatz zu den Erhebungen im Stau Eggfing 2018 konnten aktuell aber auch adulte Nasen in größerer Zahl (knapp 50 Individuen) gefangen werden, und zwar sowohl in der Stauwurzel als auch im Stau. Auch die juvenilen und subadulten Nasen wurden sowohl in der Stauwurzel als auch im Stau nachgewiesen, wobei nennenswerte Fänge auch in der Hagenauer Bucht, einem rechtsufrig gelegenen, durchströmten Nebengewässer, gelangen. Die Nase dürfte demnach eine etwas höhere Bestandsdichte aufweisen als die Barbe, wobei hierfür die Mattig, die ein wichtiges Laichgewässer darstellt, eine wesentliche Rolle zukommen dürfte.

Im Zuge einer Migrationsuntersuchung mittels Dynamischen Fischwehrs im Jahr 2013 konnten insgesamt 3200 laichreife Nasen erfasst werden, die im Frühjahr aus dem Inn in die Mattig aufstiegen. Alleine diese adulten Tiere würden aufgerechnet auf die Fläche des Stauraums Ering eine Biomasse von 6,4 kg/ha ergeben (ZAUNER ET AL., 2013). Die aktuell erhobenen Bestandswerte schwanken zwischen 0,2 kg/ha in der Stauwurzel im Juli und 4,0 kg/ha im Stau im September (Mittelwert: 1,5 kg/ha), was zeigt, dass der tatsächliche Bestand – vorausgesetzt die Zahl der in die Mattig aufsteigenden Laichtiere ist seit 2013 nicht deutlich zurückgegangen – im Rahmen von Elektrofischungen in monotonen, tiefen Stauräumen durchaus unterschätzt wird. Nichtsdestotrotz lässt sich auch in Anbetracht der durchaus größeren Menge an Laichtieren in der Mattig – des einzigen relevanten Zubringers des gesamten Stauraums – sagen, dass der Nasenbestand derzeit auf einem recht geringen Niveau liegt.

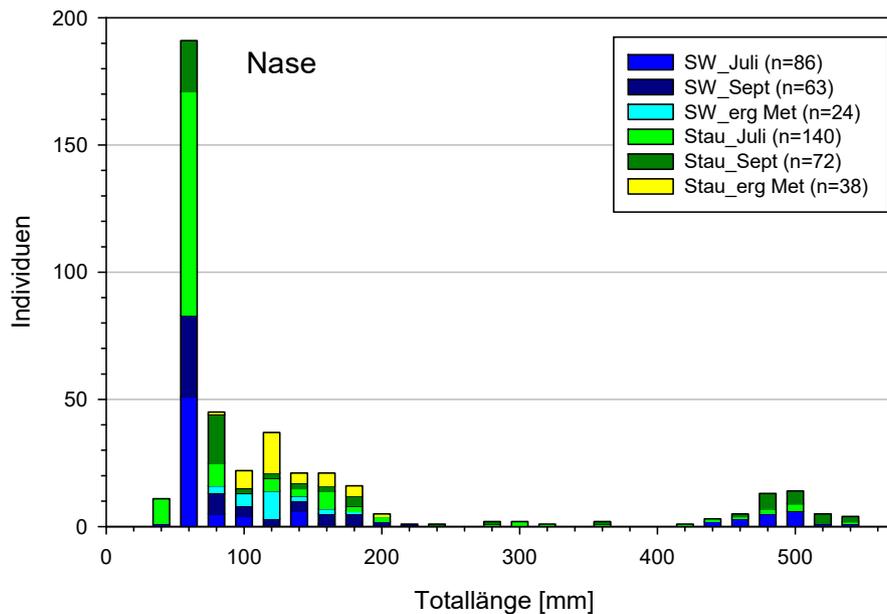


Abbildung 17: Längenfrequenzdiagramm der Nase (*Chondrostoma nasus*). erg Met .. ergänzende Methoden.

4.4.4 Aitel

Der ausgesprochen euryöke Aitel, der bevorzugt in fließenden Gewässern der Äschen- und Barbenregion vorkommt, ist am Unteren Inn als Leitart eingestuft. Der Aitel weist grundsätzlich einen hohen Strukturbezug auf, kann aber aufgrund seiner Anpassungsfähigkeit auch in stärker anthropogen beeinflussten Gewässern, in welchen sensiblere Arten (z.B.: Äsche, Nase) nur mehr selten vorkommen, noch größere Bestände ausbilden.

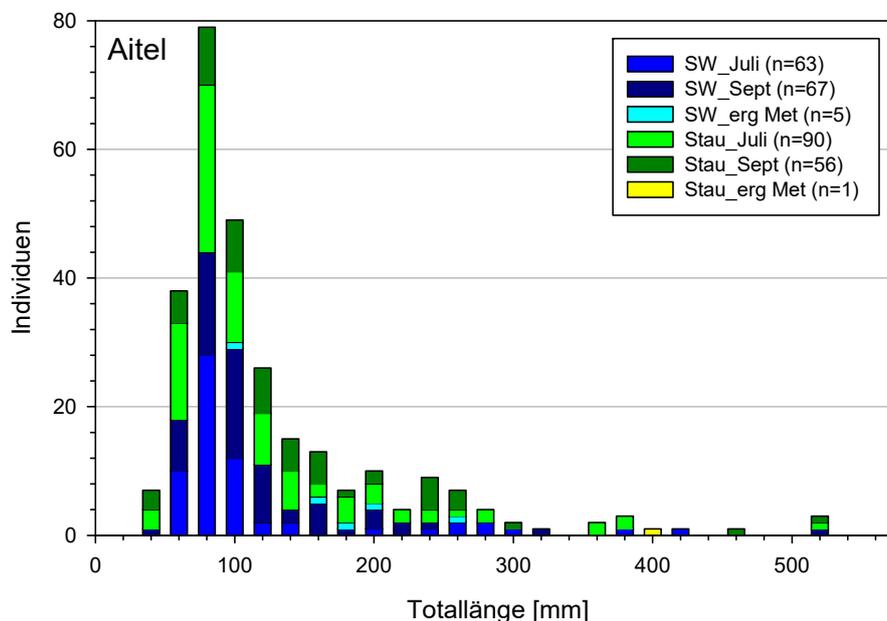


Abbildung 18: Längenfrequenzdiagramm des Aitels (*Squalius cephalus*).

Im Zuge der gegenständlichen Erhebung konnten 320 Aitel mit Größen zwischen 20 und 510 mm Totallänge nachgewiesen werden. Ähnlich wie bei den Erhebungen 2018 im Stau Eggfing wurden nur sehr geringe Zahlen adulter Aitel nachgewiesen. Möglicherweise halten sich diese primär in Nebengewässern (Mattig, schwach durchströmte Nebenarme im Verlandungsbereich) auf. Auch die Zahl der juvenilen Tiere war aktuell deutlich geringer als

bei oben genannter Befischung, bei der insgesamt 1032 Individuen und somit knapp die dreifache Menge an Aiteln gefangen wurde. Aktuell wurden 46 % der Aitel in der Stauwurzel und 54 % im Stau gefangen.

4.4.5 Äsche

Die Äsche stellt die namensgebende Leitfischart des Hyporhithrals (Äschenregion) dar und wies historisch eine hohe fischereiwirtschaftliche Bedeutung auf. Der Bestand der Äsche ist in quantitativer Hinsicht in den letzten Jahrzehnten in Mitteleuropa so stark rückläufig wie bei kaum einer anderen Fischart. Neben Flussregulierung, Wasserkraftnutzung, stofflichen Einträgen aus der Landwirtschaft, Unterbrechung der longitudinalen Konnektivität und dem Klimawandel sind hierfür auch biotische Faktoren (v.a. Prädation durch Kormoran und Gänsesäger) mitverantwortlich.

Das Verbreitungsgebiet der Äsche nähert sich am epipotamalen Untere Inn stromab der Salzachmündung sicherlich ihrer unteren Grenze. Im österreichischen Leitbild ist sie daher nur als seltene Begleitart eingestuft. Zum historischen Äschenbestand in dieser Strecke existieren widersprüchliche Angaben, die in SCHMALL & RATSCHAN (2011) zusammenfassend dargestellt sind: „Im Unteren Inn war die wirtschaftliche Bedeutung der Äsche gering, dennoch zählte sie zu den ehemals häufigeren Fischarten des Hauptstromes (SCHNEEWEIS (1979), vgl. LAMPRECHT (1860)). Nach den Erhebungen des OBERÖSTERREICHISCHEN FISCHEREI-VEREINES (1884) kam die Äsche flussab Braunau nicht mehr vor, doch erwähnt BORNE (1882) zumindest ein vereinzelt Vorkommen bis zur Mündung in die Donau. BRUSCHEK (1953, 1954a, 1954b) zählt sie sogar zu den häufigeren Fischarten des Unteren Inn flussab Obernberg. Ein historisches Vorkommen in der Mündungstrecke ist als sehr wahrscheinlich einzustufen, da aktuell sogar noch in der Donau flussab der Innmündung (Stauwurzel KW Aschach) ein kleiner, aber reproduzierender Äschenbestand belegt ist (ZAUNER ET AL., 2001b).“

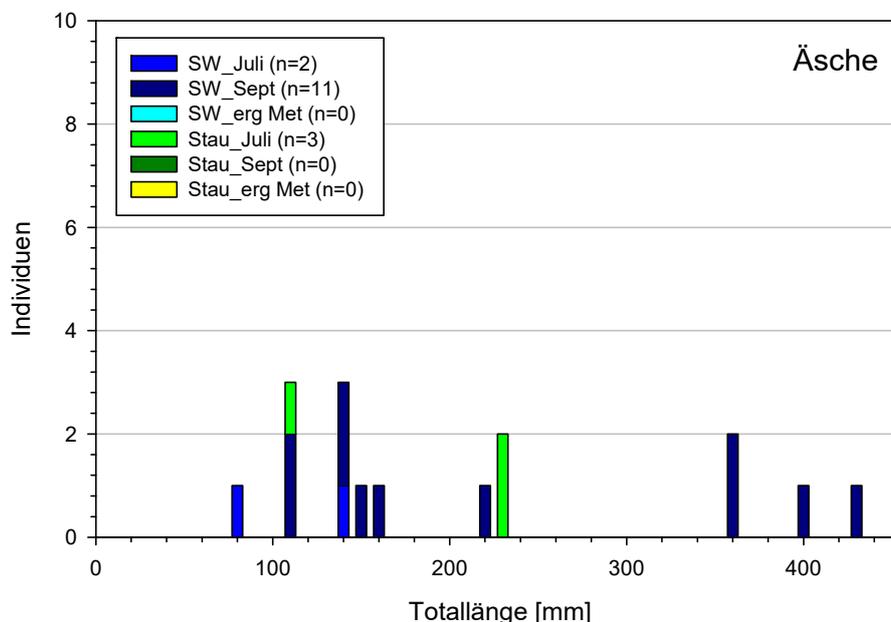


Abbildung 19: Längenfrequenzdiagramm der Äsche (*Thymallus thymallus*).

Trotz des völligen Fehlens typischer Äschenhabitats konnten im Rahmen der gegenständlichen Untersuchungen immerhin 16 Äschen mit Totallängen zwischen 75 und 420 mm Totallänge nachgewiesen werden. Sowohl Fangzahl als auch der Populationsaufbau sind sehr ähnlich wie bei den Erhebungen 2018 im Stau Eggfling und deuten auf einen

geringen, aber reproduktiven Bestand im Inn hin. Erwartungsgemäß wurden fast alle Individuen (81 %) in der Stauwurzel gefangen.

4.5 Bestand und Bewertung der FFH-Anhang II-Arten

Der österreichische Anteil des Untersuchungsgebiets ist Teil des FFH-Gebiets AT3105000 „Unterer Inn“ welches den zentralen Stau Ering-Frauenstein (stromab Braunau), den gesamten Stau Eggfing-Obernberg sowie den mittleren Teil des Staus Schärding-Neuhaus umfasst. Auf deutscher Seite befindet sich das FFH-Gebiet DE7744371 „Salzach und Unterer Inn“, welches neben dem Unterlauf der Salzach den Inn beginnend beim Kraftwerk Stammham bis zur Straßenbrücke bei Neuhaus durchgehend umfasst.

Die in den Standarddatenbögen genannten Fischarten sowie deren Erhaltungsgrad laut Standarddatenbogen sind in Tabelle 12 aufgelistet. Grundsätzlich stellen die in den Standarddatenbögen gelisteten Schutzgüter primäre Schutzziele der jeweiligen Gebiete dar. Diese unterscheiden sich zwischen österreichischem und deutschem Gebiet recht stark, weshalb nachfolgend keine Gliederung in Arten des Standarddatenbogens und sonstige nachgewiesene Anhang II-Arten gemacht wird. Welche Art für welches Gebiet gelistet ist, ist daher Tabelle 12 zu entnehmen. Außerdem wird im Text darauf eingegangen.

Tabelle 12: Einstufung des Erhaltungsgrads (Kriterium „conservation“) der Fische in den FFH-Gebieten „Unterer Inn“ (Ö) und „Salzach und Unterer Inn“ (DE) laut Standarddatenbogen (SDB, D: Stand September 2016, Ö: Stand November 2018), Managementplan (MMP) und anhand der aktuellen Befischungsergebnisse (aktuell); Nachweis ... die Art wurde 2020 im ggst. Untersuchungsgebiet gefangen.

Dt. Name	Wiss. Name	MMP	SDB		aktuell		
		DE	DE	Ö	Nachweis	DE	Ö
Ukrainisches Bachneunauge bzw. Donau-Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i> bzw. <i>vladykovi</i>	C	B	C	√	C	C
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	C	C	C	√	C	C
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	C	C	D		C	C
Schied	<i>Aspius aspius</i>	C	-	B	√	B	B
Donau-Weißflossengründling	<i>Romanogobio vladykovi</i>	C	-	C	√	C	C
Steingreßling	<i>Romanogobio uranoscopus</i>	-	-	C		C	C
Frauennerfling	<i>Rutilus virgo</i>	C	-	C		C	C
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	C	C	A	√	-	-
Strömer	<i>Telestes souffia</i>	C	C	-		D	D
Schlammpeitzger	<i>Misgurnus fossilis</i>	C	C	-		-	-

4.5.1 Ukrainisches Bachneunauge, Donau-Bachneunauge

4.5.1.1 Allgemeines

Aktuell ist unklar, ob die im oberen Donausystem vorkommenden Neunaugen der Gattung *Eudontomyzon* als *E. mariae* oder *E. vladykovi* zu bezeichnen sind, wobei in Österreich in der Regel ersterer und in Deutschland meist letzterer Name verwendet wird. Dies spiegelt sich auch in den unterschiedlichen deutschen Bezeichnungen Ukrainisches Bachneunauge bzw. Donau-Bachneunauge wider. Der ebenfalls manchmal verwendete deutsche Name Donauneunauge sollte jedenfalls vermieden werden, da dieser für das parasitische *Eudontomyzon danfordi*, das nur in Zubringern der Mittleren und Unteren Donau vorkommt, vorbehalten ist.

Eine umfangreiche Revision von Neunaugen des „*E. mariae* complex“ (vor allem aus der Mittleren und Unteren Donau) durch RENAUD (1982) ergab, dass verschiedene als Arten und Unterarten der Gattung *Eudontomyzon* beschriebene Taxa einer einzigen, variablen Art *E. mariae* zuzuordnen wären. Unter 17 anderen taxonomischen Einheiten wäre auch *E. vladykovi* als Synonym von *E. mariae* zu bezeichnen. Nach FRIEDL (1995) gehören alle in Kärnten untersuchten Neunaugen *E. mariae* an, gemäß KOTTELAT (1997) und KOTTELAT & FREYHOF (2007) kommt hingegen im Einzugsgebiet der Oberen Donau nur *Eudontomyzon vladykovi* vor. *E. mariae* wäre diesen Autoren zufolge im Donaueinzugsgebiet auf Zubringer unterhalb des Eisernen Tors beschränkt. Viele österreichische/bayerische Populationen, darunter jene am Unteren Inn, zeigen allerdings das nach KOTTELAT & FREYHOF (2007) für *E. mariae* typische Merkmal, dass große Querder eine marmorierte Färbung aufweisen. Bei anderen österreichischen *Eudontomyzon*-Populationen fehlt diese Marmorierung. Es verbleiben somit massive Unsicherheiten und Widersprüche, die dringend vertiefter taxonomischer und faunistischer Bearbeitungen bedürfen. Hier wird aufgrund des erwähnten Merkmals der Querder- Färbung der Name *Eudontomyzon mariae* verwendet.

Das Ukrainische Bachneunauge sens. lat. ist von Österreich/Bayern bis Westrussland (Einzugsgebiet der Wolga) zu finden. Weil die Unterscheidung von anderen Neunaugenarten schwierig ist, lässt sich das genaue Verbreitungsgebiet nur sehr schwer eingrenzen. Innerhalb Österreichs kommt *E. mariae* in allen Bundesländern außer Vorarlberg vor, wobei die am besten erhaltenen Bestände südlich der Alpen zu finden sind. Es stellt im Vergleich zum Bachneunauge, *Lampetra planeri*, die mit Abstand häufigere und weiter verbreitete Neunaugenart dar. Nach derzeitigem Kenntnisstand sind in Österreich alle Neunaugenvorkommen südlich der Donau *Eudontomyzon* zuzuordnen, während *Lampetra planeri* ausschließlich nördlich der Donau in der Böhmisches Masse vorkommt. In einigen Gewässersystemen nördlich der Donau (Kamp, Rodl, Naarn-Zubringer) kommt allerdings ebenfalls nur *Eudontomyzon* vor. In Niederbayern erreicht die Art ihr westlichstes Verbreitungsgebiet und kommt nur in wenigen Gewässersystemen vor. Bekannt ist die Art aus dem Inn, dem Einzugsgebiet der Ilz, der Großen Ohe zur Gaißa, der Naab und der Paar. Der Inn stellt innerhalb Deutschlands ein sehr bedeutendes Vorkommensgebiet dieser Art dar.

Das Ukrainische Bachneunauge kommt vom Metarhithral bis ins Epipotamal vor, wenn geeignete Sediment- und Strömungsbedingungen vorhanden sind. Der Verbreitungsschwerpunkt liegt klar in Rhithralgewässern, es existieren aber auch historische Beschreibungen von dichten Beständen beispielsweise in Nebenarmen der Donau bei Wien.

Da hinsichtlich der Biologie des Ukrainischen Bachneunauges und des Bachneunauges keine wesentlichen Unterschiede bekannt sind und wenig spezifisches Wissen über die Biologie des Ukrainischen Bachneunauges vorliegt, wird hier die Biologie des Bachneunauges wiedergegeben.

In der älteren Literatur finden sich oftmals Angaben, dass Bachneunaugen die Geschlechtsreife ab dem dritten Lebensjahr erreichen würden, während als maximales Alter ca. 8 – 10 Jahre angenommen wurden. Neuere Untersuchungen zeigen allerdings, dass norddeutsche Bachneunaugen durchschnittlich 14 – 18 Jahre alt werden (KRAPPE ET AL., 2012).

Bei der Umwandlung zum ausgewachsenen Tier im Spätsommer bis Herbst entwickeln sich Augen und die bezahnte Mundscheibe, der Verdauungstrakt wird völlig zurückgebildet. Erwachsene Tiere nehmen keine Nahrung mehr auf. Dies gilt sowohl für *L. planeri* als auch für *E. mariae*, wohingegen sich die jeweils nahe verwandten Taxa *L. fluviatilis* bzw. *E. danfordi*

parasitisch von Fischen ernähren. Zum Ausgleich der Abdrift der Larven und Aufsuchen geeigneter Laichplätze vollziehen die Bachneunaugen kurze, stromauf gerichtete Laichwanderungen. Das Abläichen erfolgt - abhängig von der Wassertemperatur - in der Regel zwischen April und Juni über kiesigem Sohlsubstrat. Beide Geschlechter heben durch Transport von Material, durch Ansaugen von Kiesel, eine Laichgrube mit etwa 15 bis 20 cm Durchmesser und 5 cm Tiefe aus. Der Laichvorgang erfolgt in Gruppen, wobei das Weibchen vom Männchen umschlungen wird und die Geschlechtsprodukte portionsweise abgegeben werden. Während des Laichvorgangs zeigen Neunaugen keinen Fluchreflex und sind dadurch besonders durch Raubfische gefährdet. Die Elterntiere sterben wenige Tage nach dem Abläichen. Die Larven schlüpfen nach wenigen Wochen bei einer Länge von knapp über 3 mm und wechseln vom kiesigen Laichsubstrat in sandige Bereiche, wo sie bis zum Erreichen der Geschlechtsreife im Sand eingegraben leben. Sie ernähren sich indem sie Algen, Einzeller und pflanzliche Partikel (Detritus) aus dem Wasser filtrieren.

Diese Angaben beziehen sich primär auf Neunaugenvorkommen in kleineren Gewässern der Forellen- und Äschenregion. Über die Biologie von Neunaugenbeständen in Staubereichen großer Flüsse ist ausgesprochen wenig bekannt. Unklar ist beispielsweise, welche Bereiche hier als Laichhabitate dienen.

4.5.1.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

Während das Ukrainische Bachneunauge im Salzachsystem ausgestorben ist bzw. dort aktuell ein Wiederansiedelungsprojekt läuft (JUNG ET AL., 2020, RATSCHAN ET AL. in prep.), beherbergt der Untere Inn einen durchaus nennenswerten Bestand. Im Managementplan für das deutsche FFH-Gebiet sind die Fangzahlen bei zahlreichen Erhebungen zwischen 1999 und 2013 dargestellt, wobei diese bei 0 bis 11 Individuen pro Befischung lagen. Bei aktuellen WRRL-Erhebungen im Stauraum KW Stammham konnten jeweils mehrere hundert Neunaugen nachgewiesen werden, wobei unklar ist ob dies auf eine Bestandszunahme zurückzuführen ist oder auch methodische Ursachen (Wahl der Probestellen, Details der Beprobungen) hat. So hohe Dichten waren hier in mehreren Jahren nachweisbar, eine einzelne Befischung im Spätherbst bei schon stark gesunkener Wassertemperatur in den selben Probestrecken brachte hingegen nur einen Einzelnachweis. Im darauffolgenden Sommer waren wieder sehr hohe Dichten nachweisbar. Dies deutet darauf hin, dass der Zeitpunkt der Befischung eine sehr wesentliche Rolle für die Nachweisbarkeit spielt. Aufbauend auf diesen Erkenntnissen der hohen Bestandsdichten im Innstauraum Stammham wurde 2020 das oben erwähnte Wiederansiedelungsprojekt im Rahmen des Projekts LIFE Salzachauen begonnen. Hierfür wurden im Rahmen gezielter Neunaugenbefischungen Tiere aus dem Inn entnommen und im Reitbach einem Zubringer/Nebenarm der Salzach besetzt. Insgesamt wurden aus dem Innstau KW Stammham 4279 und aus dem Stau Braunau-Simbach 429 Individuen entnommen, die an drei Befischungstagen gefangen wurden (Abbildung 20). Diese Ergebnisse belegen eine enorm hohe Neunaugendichte insbesondere im Stau Stammham.



Abbildung 20: Im September 2020 in den Innstauen KW Stammham und KW Braunau-Simbach gefangene Neunaugen.

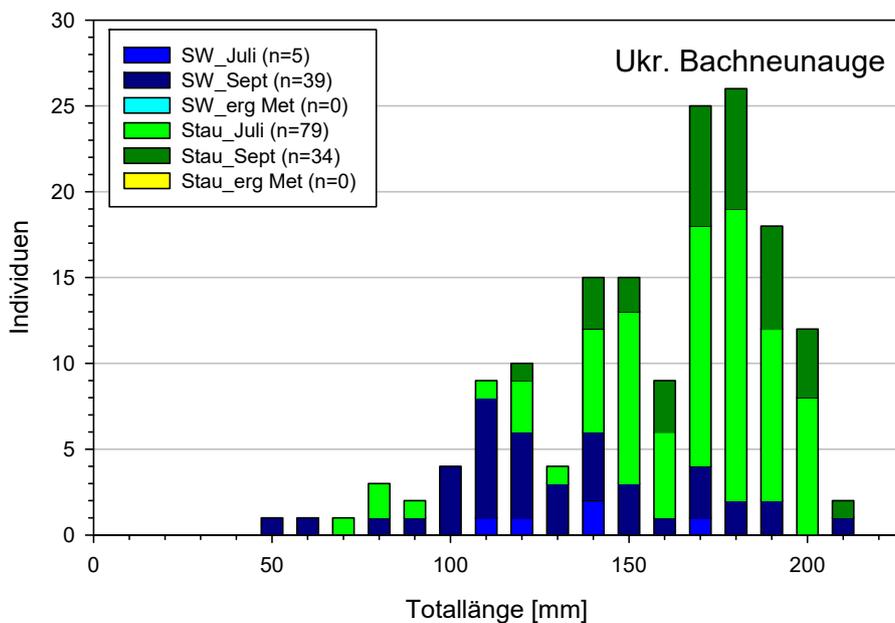


Abbildung 21: Längenfrequenzdiagramm des Ukrainischen Bachneunauges (*Eudontomyzon mariae*).

Aktuell wurden 173 Neunaugen gefangen, wobei 25 % der Nachweise in der Stauwurzel und 75 % im Stau gelangen. Diese Zahl ist um ein Vielfaches höher als im Stau Eggfing 2018, wo in Summe nur 29 Tiere nachgewiesen wurden. Insgesamt deutet die Verteilung der Neunaugenfänge im Unteren Inn darauf hin, dass im Stau Stammham und hier insbesondere im Bereich der Alzmündung die höchsten Dichten zu finden sind und diese im Längsverlauf bis zur Mündung in die Donau kontinuierlich abnehmen. In dieses Bild passen auch die im Vergleich zum Stau Eggfing höheren Bestandsdichten im Stau Ering.

Die gefangenen Neunaugen wiesen Längen zwischen 40 und 200 mm auf. Wie in RATSCHAN ET AL. (in prep.) beschrieben handelt es sich im Inn um eine eher kleinwüchsige Population von *Eudontomyzon*, wohingegen in anderen österreichischen und bayerischen Gewässern auch Neunaugenquerder mit über 200 mm Totallänge zu finden sind.

Der Erhaltungsgrad des Ukrainischen Bachneunauges laut SDB ist im österreichischen FFH-Gebiet mit C und im deutschen mit B eingestuft. Im deutschen Managementplan wird der Erhaltungsgrad allerdings mit C bewertet.

Laut österreichischer Methodik ist für eine Einstufung mit B der Nachweis von mehr als zwei Neunaugen in zumindest 50 % der befischten Strecken notwendig. Betrachtet man nur die befischten Strecken im Stau (nur dort sind großflächige Feinsedimentanlandungen als optimale Querderhabitate zu finden) sowie nur die mittels Polstange befischten Strecken (für die Art adäquate Befischungsmethode) so umfasst das insgesamt 20 Befischungsstrecken. Nur in vier davon wurden mehr als zwei Neunaugen nachgewiesen, was mit der geringen Struktur- und Sedimentvielfalt der Ufer in Zusammenhang zu bringen ist. Die Einstufung laut SDB mit **C (mittel bis schlecht)** erscheint daher auch unter Betrachtung der aktuellen Daten als plausibel. Auch anhand der Daten aus dem Stau Eggfing 2018 erfolgte eine Bewertung mit C.

Tabelle 13: Populationsindikatoren zur Bewertung des Erhaltungsgrads des Ukrainischen Bachneunauges gemäß österreichischer Methodik (aus ELLMAUER, 2005).

Populationsindikatoren	A	B	C
Populationsdichte	Der Nachweis von mehreren (> 2) Querndern <i>und</i> adulten Neunaugen gelingt bei einmaliger Elektrobefischung in zumindest 50 % von 4 oder mehr Strecken, die geeignete Neunaugenhabitate beinhalten.	Der Nachweis von mehreren (> 2) Querndern <i>oder</i> adulten Neunaugen gelingt bei einmaliger Elektrobefischung in zumindest 50 % von 4 oder mehr Strecken, die geeignete Neunaugenhabitate beinhalten.	Der Nachweis von mehreren (> 2) Querndern <i>oder</i> adulten Neunaugen gelingt nicht bei einmaliger Elektrobefischung in zumindest 50 % von 4 oder mehr Strecken, die geeignete Neunaugenhabitate beinhalten.

Laut deutscher Bewertungsmethodik gibt es nur für die Indikatoren Habitatqualität und Beeinträchtigungen Vorgaben, nicht jedoch für die Population. Aufgrund der aktuellen Befischungen erscheint eher die Einstufung laut Managementplan (C) und nicht jene des SDB (B) plausibel, allerdings umfasst der befischte Stauraum nur einen sehr kleinen Abschnitt des Gesamtgebiets und der Schwerpunkt des Vorkommens liegt innerhalb des Gebiets weiter stromauf. Anhand der aktuellen Daten wird der Erhaltungsgrad im gegenständlichen Stauraum mit **C (mittel bis schlecht)** bewertet.

Tabelle 14: Populationsindikatoren zur Bewertung des Erhaltungsgrads des Ukrainischen Bachneunauges gemäß deutscher Methodik (aus SACHTELEBEN et al. 2010).

Zustand der Population	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Bestandsgröße/ Abundanz:	Der momentane Kenntnisstand läßt eine nachvollziehbare Bewertung z. Zt. nicht zu		

4.5.2 Schied

4.5.2.1 Allgemeines

Der Schied war ursprünglich vom Einzugsgebiet des Rheins und der Donau ostwärts bis zum Ural und Aralsee sowie in Südsandinavien verbreitet. In Österreich fehlt er in den westlichsten Bundesländern. Er besiedelt die größeren Flüsse Donau, Inn, Mur, Drau, March, Thaya sowie einige kleinere Fließgewässer und kommt auch im Neusiedler See vor. In Bayern ist er weit

verbreitet und kommt in den meisten größeren Fließgewässern aller Flusseinzugsgebiete vor. Ob er im Rheineinzugsgebiet als autochthon zu bezeichnen ist, wurde von manchen Autoren angezweifelt, es existieren aber mehrere historische Berichte über ein Vorkommen, so dass dieses heute als gesichert gelten kann (DUBLING et al. 2018).

Der Schied kommt in Flüssen des Epi- und Metapotamals und seltener auch in Seen vor. Generell bevorzugt er große Gewässer, Vorkommen in kleinen Flüssen wie der Aschach in Oberösterreich stellen eher eine Ausnahme dar.

Dem Schied dienen sowohl der Hauptstrom (v. a. Bereiche mit differenzierten Strömungs- und Tiefenverhältnissen, wie Kehrströmungen, Strömungskanten) als auch angebundene Altarme als Lebensraum. Auch Jungtiere treten sowohl in lotischen als auch lenitischen Habitaten auf. Hohe Dichten werden z. B. auf Kiesbänken, im Bereich von Buchten oder in makrophytenreichen bzw. durch Totholz strukturierten Uferzonen von Altarmen angetroffen.

Der Schied ist der einzige als Adulttier rein piscivore Vertreter der Familie Cyprinidae. Ab einer Größe von 20 bis 30 cm wird die Ernährung auf Kleinfische umgestellt. Der Schied raubt häufig oberflächennahe im Freiwasser, dementsprechend sind z.B. Lauben eine wichtige Beutefischart. Er erreicht mit einem Alter von 4 bis 5 Jahren die Geschlechtsreife und laicht im April bis Mai in fließendem Wasser über kiesigem Grund ab. Wahrscheinlich nutzt er aber auch andere Laichhabitats, diesbezüglich bestehen noch Wissensdefizite. Die Jungtiere gelten als Schwarmfische, gehen später jedoch zu einer eher einzelgängerischen Lebensweise über. *Aspius* ist eine schnellwüchsige Art, die im ersten Jahr 10 bis 20 cm und im dritten Jahr bereits 30 bis 47 cm erreicht.

4.5.2.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

Im Inn ist die Bestandsdichte des Schieds im Vergleich zur Donau (stromauf und stromab der Innmündung) sehr gering. Etwas höhere Dichten konnten in den Nebengewässern der Reichersberger Au (Stauraum KW Schärding-Neuhaus) festgestellt werden (ZAUNER ET AL., 2001a).

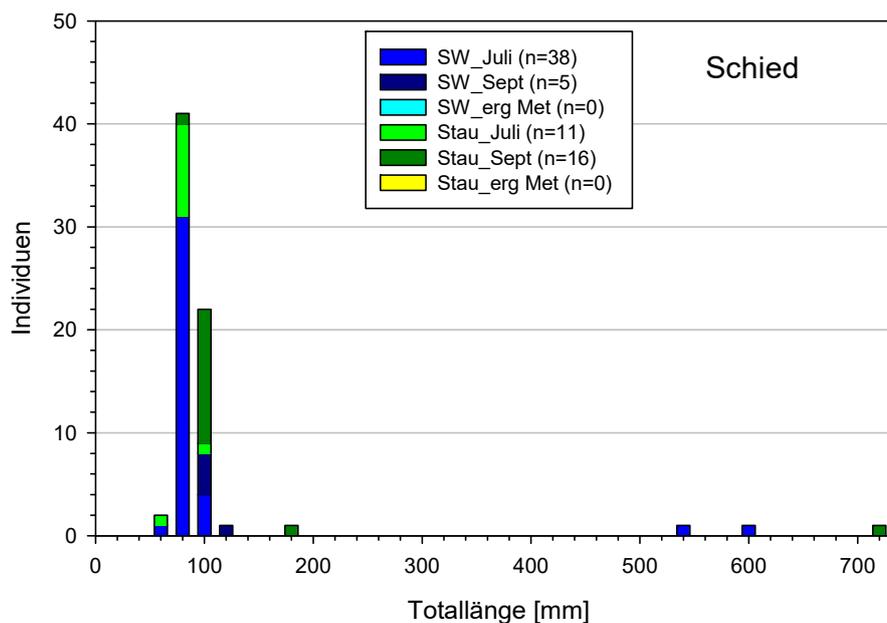


Abbildung 22: Längenfrequenzdiagramm des Schieds (*Aspius aspius*).

Aktuell wurden 70 Schiede mit Längen zwischen 50 und 700 mm gefangen, davon 61 % in der Stauwurzel und 39 % im zentralen Stau. Mit Ausnahme eines 1+ Individuums und dreier adulter Tiere handelte es sich dabei um Schiede des 0+ Jahrganges. Dies belegt zumindest eine recht erfolgreiche Reproduktion und könnte darauf hindeuten, dass der Schied im Stau Ering häufiger vorkommt als im Stau Eggfing, wo 2018 nur vier Individuen gefangen wurden. Das Ergebnis könnte aber auch durch ungünstige Reproduktionsbedingungen im Jahr 2018 bedingt sein, da die aktuell höheren Fangzahlen fast ausschließlich auf 0+ Individuen zurückzuführen sind.

Tabelle 15: Schema zur Bewertung des Erhaltungsgrads des Schieds gemäß österreichischer Methodik (aus ELLMAUER, 2005).

Habitatindikatoren	A	B	C
Gewässerbeschaffenheit (Habitat-eignung für Jungfische)	Ufer mit gut strukturierten Bereichen, seichten Buchten und Totholz.	Ufer mit wenigen strukturierten Bereichen, seichten Buchten und Totholz.	Ufer ohne strukturierte Bereiche, seichte Buchten und Totholz.
Gewässerbeschaffenheit (Habitat-eignung für Adultfische)	Flussabschnitte mit vielen tiefgründigen Ruhigwasserzonen, Kehrströmungsarealen oder angebundenen Altarmen sowie gut strukturierten Uferbereichen.	Flussabschnitte mit wenigen, räumlich weit entfernten tiefgründige Ruhigwasserzonen, Kehrströmungsarealen oder angebundenen Altarmen.	Monotone Gewässerabschnitte ohne tiefgründige Ruhigwasserzonen, Kehrströmungsareale oder angebundene Altarme.
Kontinuumsverhältnisse	Keine Migrationshindernisse über weite Gewässerstrecken und Durchgängigkeit zumindest bis in die Unterläufe der Zubringergewässer.	Migrationshindernisse in großen Abständen oder fehlende Durchgängigkeit in die Zubringergewässer.	Lebensraum durch Migrationshindernisse in kleine Gewässerabschnitte fragmentiert.

Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte (Jungfische)	Methoden zur Erhebung der Jungfischfauna ergeben zumindest 1% Schied-Anteil. ODER: Nachweis von mehr als 5 Individuen bei 25 Uferzugnetzfangen bzw. maximal 1500 m ² Elektrobefischung in geeigneten Habitaten.	Methoden zur Erhebung der Jungfischfauna ergeben weniger als 1% Anteil des Schiedes, der Nachweis von 0+ oder 1+ Schieden gelingt jedoch mit maximal 25 Uferzugnetzfangen oder maximal 1500 m ² Elektrobefischung geeigneter Habitate.	Der Nachweis von 0+ oder 1+ Schieden gelingt nicht mit 25 Uferzugnetzfangen oder 1500 m ² Elektrobefischungen geeigneter Habitate.
Fischdichte (Adultfische)	Bei der Befischung von 10 km Uferlinie mittels Elektrofangboot gelingt der Nachweis von mehr als 10 adulten Schieden.	Bei der Befischung von 10 km Uferlinie mittels Elektrofangboot gelingt der Nachweis von 3 bis 10 adulten Schieden.	Zum Nachweis von 3 adulten Schieden ist die Befischung von mehr als 10 km Uferlinie mittels Elektrofangboot notwendig.

Der Erhaltungsgrad des Schieds ist im österreichischen FFH-Gebiet mit B eingestuft, im deutschen SDB scheint die Art nicht auf. Im deutschen Managementplan wird der Bestand mit C bewertet.

Nach österreichischer Bewertungsmethode existiert ein Populationsindikator für Jungfische und einer für Adultfische. Bezüglich Jungfische wurden mittels Polstange aktuell etwa 6,23 km befischt, bei einer angenommenen Wirkbreite von 2 m ergibt dies 12460 m², also fast das 10-fache des geforderten Erhebungsaufwands von 1500 m². Für eine Bewertung mit B wird der Nachweis mindestens eines 0+ oder 1+ Individuums gefordert, für eine Bewertung mit A mindestens fünf Individuen. Dies würde mindestens acht bzw. 41 Individuen bei den aktuellen Polstangenbefischungen entsprechen. Tatsächlich wurden 23 juvenile Schied gefangen. Der Schied machte 3,8 % des Gesamtfanges mittels Polstangen aus. Bei einem Anteil von mehr als 1 % bei Jungfischerhebungen ist der Populationsindikator bezüglich der Jungfische mit A zu bewerten, obwohl er anhand der Fangzahlen B ergeben würde.

Bezüglich der Adultfische ist für eine Bewertung mit B der Fang von mindestens drei Schieden pro 10 km und für eine Bewertung mit A von mehr als zehn Schieden pro 10 km gefordert. Aktuell wurden mittels Rechen 26,8 km befischt. Dabei wurden drei adulte Schiede nachgewiesen, was eindeutig eine Bewertung mit C ergibt. Entsprechend der Verknüpfungsmatrix in ELLMAUER (2005) ergibt sich aus den Bewertungen des Jung- und Adultfischbestands eine Gesamtbewertung des Populationsindikators und somit mit **B (gut)**. Dies entspricht auch dem Erhaltungsgrad im Standarddatenbogen, wohingegen der Erhaltungsgrad anhand der Daten aus dem Stau Eggfing 2018 mit C zu bewerten war.

Nach deutscher Methodik ist die Zahl der nachgewiesenen Altersklassen relevant. Aktuell konnten zwar drei Altersklassen (mit Ausnahme des 0+ Jahrganges mit Einzeltieren) nachgewiesen werden, der Erhebungsaufwand ist allerdings um ein Vielfaches höher als im Rahmen einer standardmäßigen WRRL-Befischung, an der sich auch eine Untersuchung zum Erhaltungsgrad zu orientieren hat. Im Rahmen des bayerischen WRRL-Monitorings wurden zwei Schiede nachgewiesen, und zwar ein 1+ und ein adultes Individuum. Die Zahl der Nachweise ist zwar im Vergleich zu Gewässern mit gutem Schiedbestand (z. B.: Donau-Fließstrecke zwischen Straubing und Vilshofen (SEIFERT ET AL., 2012), Donau Machland (ZAUNER ET AL., 2007)) recht gering, angesichts des guten Jungfischaufkommens erscheint allerdings eine Bewertung des Populationskriteriums mit B gerechtfertigt. Im Managementplan wird das Habitatkriterium für den Inn mit B (Salzach C) und das Beeinträchtigungskriterium aufgrund der fehlenden Durchgängigkeit aus der Donau mit C bewertet. Diese Einstufungen werden hier übernommen, woraus sich für den Stau Ering eine Bewertung des Erhaltungsgrads mit **B (gut)** ergibt. Diese Bewertung weicht von jener im Managementplan ab, wo die Art mit C bewertet wurde. Der Stau Ering dürfte allerdings innerhalb des Gebiets eine überdurchschnittlich gute Schied-Population beherbergen. Im Stau Eggfing wurde der Erhaltungsgrad mit C bewertet.

Tabelle 16: Populationsindikatoren zur Bewertung des Erhaltungsgrads des Schieds gemäß deutscher Methodik (aus SACHTELEBEN ET AL., 2010).

Zustand der Population	hervorragend	gut	mittel bis schlecht
Art vorhanden
Altersgruppe(n) (AG)	Nachweis von > 3 AG	Nachweis von 2-3 AG	Nachweis einer AG

4.5.3 Koppe

4.5.3.1 Allgemeines

Die Gattung *Cottus* ist über ganz Europa verbreitet, wobei nach derzeitigem Kenntnisstand 15 Arten unterschieden werden, von denen fast alle früher als eine Art betrachtet wurden. Innerhalb Österreichs und im bayerischen Donaeinzugsgebiet ist wahrscheinlich nur *Cottus gobio* zu finden. Neben dem typischen Lebensraum – Fließgewässern der Forellen- und Äschenregion – gibt es auch Vorkommen in Seen sowie in großen Flüssen wie Inn und Donau. Die Bestandsdichten in der Donau sind derzeit sehr gering, was sehr wahrscheinlich durch Konkurrenzphänomene mit den neu eingewanderten Grundelarten zu erklären ist. Koppen fehlen oft in Wildbächen, kleinen durch Gletscherabfluss geprägten Gewässern und in warmen Tieflandbächen. Die Koppe stellt sowohl in Bayern als auch in Österreich die häufigste FFH-Anhang II-Fischart dar und findet sich in den meisten für die Art geeigneten Gewässern in guten Beständen.

Die Koppe führt eine nachtaktive Lebensweise und hält sich nach Möglichkeit tagsüber unter Steinen und anderen Unterständen verborgen. Aufgrund der bodengebundenen Lebensweise ist die Schwimmblase reduziert. *Cottus* bewegt sich typisch ruckartig am Gewässergrund „hüpfend“ fort. Koppen verteidigen Territorien durch Verhaltensweisen wie Abspreizen von Flossen und Kiemendeckeln sowie Lautproduktion. Die Männchen werden im Gegensatz zu den meisten anderen Fischarten deutlich größer als die Weibchen. Die Geschlechtsreife wird in den meisten Gewässern mit zwei bis drei Jahren erreicht, das Maximalalter wird in der Literatur mit vier bis sechs, in Extremfällen bis zu zehn Jahren angegeben. Zur Laichzeit, die je nach Höhenlage in die Zeit von März bis Mai fällt, klebt das Weibchen die Eier an die Oberseite von Höhlen. Die Gelege werden bis zum Schlupf der Brut nach etwa drei bis vier Wochen vom Männchen bewacht. Die Nahrung kleiner Koppen besteht vorwiegend aus Zuckmückenlarven und Eintagsfliegenlarven, größere Individuen fressen zusätzlich Köcherfliegenlarven, Steinfliegenlarven, Bachflohkrebse sowie fallweise auch Fische und Fischeier.

4.5.3.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

Für die rhithrale Koppe liegt der epipotamale Untere Inn bereits eher am unteren Ende ihrer Verbreitungsgrenze, allerdings kam die Art vor wenigen Jahrzehnten auch in der Donau bestandsbildend vor. Seit Einwanderung der unterschiedlichen Grundelarten aus dem Schwarzmeergebiet ist der Bestand dort allerdings stark zurückgegangen. Im Bayerischen Inn und in der Salzach zählt die Koppe zu den häufigen Fischarten, in der Grenzstrecke des Inns tritt sie hingegen etwas in den Hintergrund.

Aktuell konnten 49 Koppen mit Totallängen zwischen 20 und 100 mm gefangen werden, wobei 53 % der Fänge in der Stauwurzel und 47 % im Stau gelangen. Das Längenfrequenzdiagramm zeigt einen intakten Altersaufbau, wobei 0+ Individuen etwas unterrepräsentiert sind, was sehr wahrscheinlich methodisch bedingt sein dürfte. Die Fangzahlen sind etwas höher als 2018 im Stau Eggfling (31 Koppen). Auch dort verteilten sich die Fänge recht gleichmäßig auf Stauwurzel und Stau.

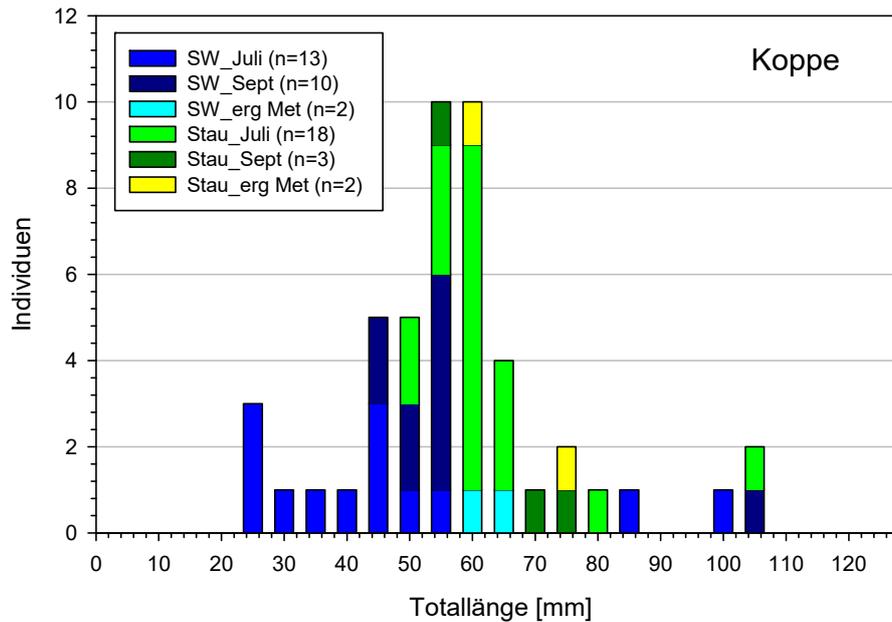


Abbildung 23: Längenfrequenzdiagramm der Koppe (*Cottus gobio*).

Der Erhaltungsgrad der Koppe ist sowohl im österreichischen als auch im deutschen FFH-Gebiet mit C eingestuft. Im Managementplan für das deutsche FFH-Gebiet wird die Art ebenfalls mit C bewertet.

Tabelle 17: Schema zur Bewertung des Erhaltungsgrads der Koppe gemäß österreichischer Methodik (aus ELLMAUER, 2005).

Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte	Der Nachweis von mehr als 25 Koppen pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrofischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	Der Nachweis von 5 bis 25 Koppen pro Strecke gelingt bei einmaliger Elektrofischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind.	Der Nachweis von 5 Koppen pro Strecke gelingt nicht bei einmaliger Elektrofischung geeigneter Habitate in zumindest 75 % von 4 oder mehr Strecken, die höchstens 50 m lang sind:

Laut österreichischer Methodik ist für eine Bewertung mit B der Nachweis von mindestens fünf Koppen pro 50 m Strecke in 75 % der befisheten Strecken in geeigneten Habitaten erforderlich. Aktuell wurden 40 Strecken mittels Polstange befishet, wobei die Strecken zwischen 147 und 204 m lang waren. Nur in einer einzigen Strecke wurden mehr als fünf Koppen (18 Individuen) gefangen. Der Populationsindikator ist daher klar mit **C (mittel bis schlecht)** zu bewerten, was auch der Gesamtbewertung des Erhaltungsgrads laut SDB entspricht.

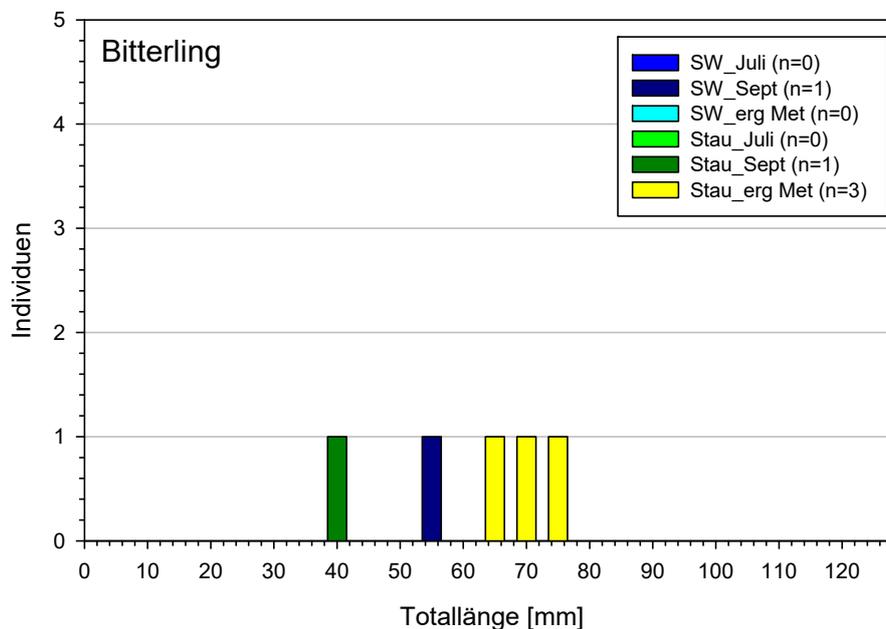
Laut deutscher Methodik sind für die Koppe Individuendichten pro m² zu errechnen. Aktuell wurden mittels Polstange Abundanzen zwischen 11 Ind./ha im Stau im September und 74 Ind./ha im Stau im Juli festgestellt. Dies entspricht 0,001 Ind./m² bzw. 0,007 Ind./m². Eine Einstufung mit **C (mittel bis schlecht)** wie im Standarddatenbogen erscheint daher auch anhand der aktuellen Daten plausibel, wobei allerdings angemerkt werden muss, dass die Schwerpunkte des Koppenvorkommens innerhalb des FFH-Gebiets in der Salzach und in stromauf gelegenen Inn-Abschnitten liegen.

Tabelle 18: Populationsindikatoren zur Bewertung des Erhaltungsgrads der Koppe gemäß deutscher Methodik (aus SACHTELEBEN et al., 2010).

Zustand der Population	hervorragend	gut	mittel bis schlecht
Bestandsgröße/ Abundanz: Abundanz (Ind. älter 0+)	> 0,3 Ind./m ²	0,1-0,3 Ind./m ²	<0,1 Ind./m ²

4.5.4 Bitterling

Der Bitterling als wärmeliebende Art besiedelt am Inn primär die Hinterlandgewässer und wurde dementsprechend aktuell nur mit fünf Individuen nachgewiesen. Typische Bitterlingshabitate wurden im Rahmen der gegenständlichen Untersuchung nicht befischt. Die linksufrigen Augewässer des Staus Ering wurden im Zuge der Planung der Fischaufstiegshilfe 2015/16 sehr detailliert untersucht. Insgesamt wurde der Bitterling in drei der 16 befischten Gewässer mit insgesamt 25 Individuen nachgewiesen. Im Rahmen des Postmonitorings 2019 wurde die Art mit 36 Individuen gefangen, wobei allerdings nur fünf der 2015/16 befischten Gewässer beprobt wurden.

Abbildung 24: Längenfrequenzdiagramm des Bitterlings (*Rhodeus amarus*).

Der Erhaltungsgrad des Bitterlings ist im deutschen FFH-Gebiet mit C (SDB und Managementplan) und im österreichischen mit A eingestuft. Da aktuell keine typischen Habitate der Art untersucht wurden, wird hier von einer Bewertung anhand der aktuellen Daten abgesehen.

4.5.5 Donau-Weißflossengründling, Donau-Stromgründling

4.5.5.1 Allgemeines

Die Art *Romanogobio vladkovy* ist auf das Donau-Einzugsgebiet beschränkt. „Weißflossengründlinge“ bzw. „Stromgründlinge“ aus anderen Einzugsgebieten (Elbe, Rhein bzw. Wolga, Ural) werden heute anderen Arten zugerechnet. Früher ging man davon aus, dass die Art nur im Donau-Hauptfluss und einigen großen Zuflüssen vorkommt, wo sie die häufigste Gründlingsart darstellt. Tatsächlich findet man die Art aber auch in den Unterläufen zahlreicher Zubringer. Offensichtlich wurden bzw. werden Weißflossengründlinge häufig übersehen, weil sie mit dem gewöhnlichen Gründling (*Gobio gobio*) verwechselt werden. Dies zeigt sich auch

in der Kontroverse, ob die Weißflossengründling-Art *R. belingi* zur autochthonen Fauna des Rheins zählt, die darauf zurückzuführen ist, dass es keine Angaben in der älteren Literatur gibt. Innerhalb Deutschlands kommt *R. vladykovi* ausschließlich in Bayern vor, in Österreich in allen Bundesländern außer Vorarlberg und Tirol.

Über die Biologie des Weißflossengründlings ist vergleichsweise wenig bekannt. Die Laichzeit liegt im Mai und Juni bei einer Temperatur von etwa 16°C, als Laichsubstrat wird wahrscheinlich Sand bevorzugt. Die Geschlechtsreife soll mit zwei Jahren erreicht werden und das Höchstalter bei etwa sechs Jahren liegen. Wie bereits erwähnt liegt der Verbreitungsschwerpunkt in großen Flüssen des Epi- und Metapotamals, es werden teils aber auch kleinere Fließgewässer bis ins Hyporhithral besiedelt. Als rheophile Art bewohnt der Weißflossengründling in Donau und Inn hauptsächlich strukturreiche Habitate von Fließstrecken und Stauwurzeln, er tritt aber in der Regel auch im zentralen Stau in Erscheinung. Im Vergleich zur Situation vor zwei bis drei Jahrzehnten sind die Bestände in der österreichischen Donau zurückgegangen. Diesbezüglich ist ein Zusammenhang mit der Invasion durch verschiedene, ursprünglich nicht heimische Grundelarten anzunehmen (z.B. Schwarzmaulgrundel).

4.5.5.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

Im Inn kommt die Art wahrscheinlich bis zum Kraftwerk Perach vor, wobei die Nachweisdichten sehr gering sind. Erst ab dem Stauraum KW Passau-Ingling und in der angrenzenden Donaustrecke tritt er häufiger in Erscheinung. Die gegenwärtige Fangzahl von 42 Individuen ist für den Inn als recht hoch zu bezeichnen, allerdings dürfte dies primär am hohen Befischungsaufwand und an den eingesetzten Methoden liegen. Bei den „standardmäßigen“ Elektrofischungen am Tag konnten nur sechs Weißflossengründlinge gefangen werden. Etwa 55 % der Individuen wurden in der Stauwurzel und 45 % im Stau gefangen. Die meisten Nachweise gelangen mittels Multimaschen-Netzen gefolgt vom elektrischen Bodenschleppnetz.

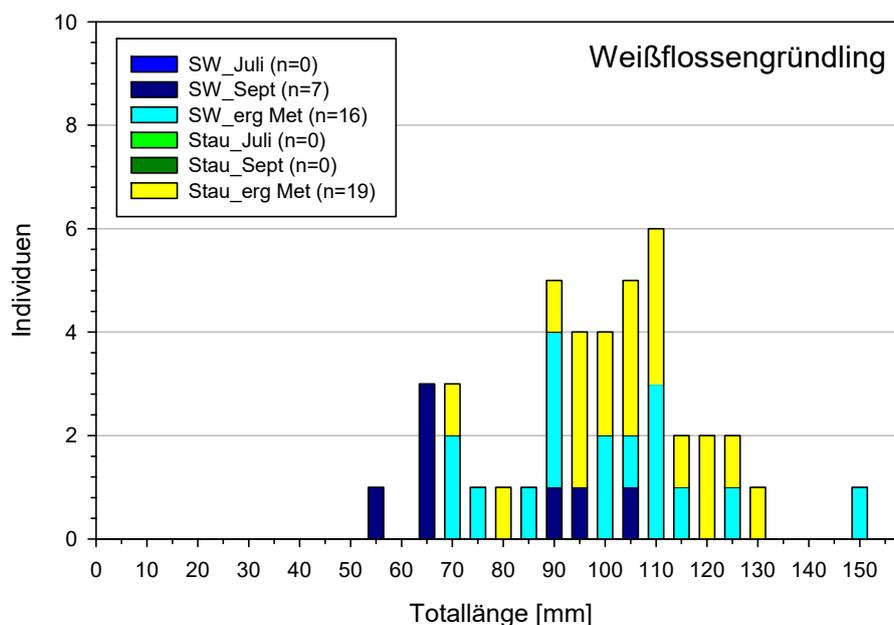


Abbildung 25: Längenfrequenzdiagramm des Donau-Weißflossengründlings (*Romanogobio vladykovi*).

Der Erhaltungsgrad des Weißflossengründlings ist im österreichischen SDB mit C eingestuft, im deutschen SDB fehlt die Art. Im Managementplan für das deutsche Gebiet wird die Art mit C bewertet.

Für den Weißflossengründling sind laut österreichischer Bewertungsmethode Langleinen- und Uferzugnetzbefischungen durchzuführen. Aktuell kam erstere Methode zum Einsatz. Uferzugnetzbefischungen sind im Inn zumindest in der Stauwurzel aufgrund der Ufermorphologie nicht anwendbar. Im Zuge der Untersuchungen konnten mit insgesamt 20 gelegten Langleinen nur drei Weißflossengründlinge dokumentiert werden. Dies entspricht einem CPUE von 1,5 Individuen pro 10 Langleinen, was einer Bewertung mit **C (mittel bis schlecht)** entspricht. Im SDB ist die Art ebenfalls mit C bewertet.

Tabelle 19: Schema zur Bewertung des Erhaltungsgrads des Donau-Weißflossengründlings gemäß österreichischer Methodik (aus ELLMAUER, 2005).

Habitatindikatoren	A	B	C
Gewässermorphologie	Überwiegender Teil der Gewässerstrecke (> 50%) mit leitbildkonformer morphologischer Ausstattung (Laufform, Gefälle, Uferstruktur, Sohlsubstrat).	Gewässer zumindest streckenweise (=30%) mit heterogener morphologischer Ausstattung (Laufform, Gefälle, Uferstruktur, Sohlsubstrat).	Gewässer weitgehend mit monotoner Morphologie (Laufform, Gefälle, Uferstruktur, Sohlsubstrat).
Populationsindikatoren	A	B	C
Fischdichte (Große Gewässer wie die Donau): Langleinen- und Uferzugnetzbefischungen	Der Fang von mehr als 15 adulten Weißflossengründlingen pro Strecke gelingt mit einmaliger Exposition von 10 Langleinen mit 50 Haken in geeigneten Habitaten im Sommer. UND: Bei 25 Uferzugnetzfängen in geeigneten Habitaten werden mehr als 50 juvenile Weißflossengründlinge nachgewiesen.	Der Fang von 3-15 adulten Weißflossengründlingen pro Strecke gelingt mit einmaliger Exposition von 10 Langleinen in geeigneten Habitaten mit 50 Haken im Sommer. UND: Bei 25 Uferzugnetzfängen in geeigneten Habitaten werden 10 - 50 juvenile Weißflossengründlinge nachgewiesen.	Der Fang von 3 adulten Weißflossengründlingen pro Strecke gelingt nicht mit einmaliger Exposition von 10 Langleinen in geeigneten Habitaten mit 50 Haken im Sommer. ODER: Bei 25 Uferzugnetzfängen in geeigneten Habitaten werden weniger als 10 juvenile Weißflossengründlinge nachgewiesen.

Nach deutscher Bewertungsmethodik sind die Individuendichte sowie die Zahl der nachgewiesenen Altersklassen relevant. Aktuell wurden alle Altersklassen einschließlich eines 0+ Individuums nachgewiesen. Die Ergebnisse mittels quantitativer Erhebungen liegen aber mit 0 bis 14 Ind./ha (0,001 Ind./m²) deutlich unter dem Grenzwert für eine Bewertung mit B. Nach deutscher Bewertungsmethode ist daher das Populationskriterium mit **C (mittel bis schlecht)** zu bewerten. Dies entspricht auch der Gesamtbewertung des Erhaltungsgrads laut Managementplan.

Tabelle 20: Populationsindikatoren zur Bewertung des Erhaltungsgrads des Donau-Weißflossengründlings gemäß deutscher Methodik (aus SACHTELEBEN et al., 2010).

Zustand der Population	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Bestandsgröße/ Abundanz: Juvenile (0+ Ind.) (in geeigneten Habitaten)	> 0,05 Ind./m ²	0,01–0,05 Ind./m ²	< 0,01 Ind./m ²
Altersgruppe(n) (AG)	Nachweis von mehreren AG (inkl. 0+ Ind.)	Nachweis von mehreren AG (inkl. 0+ Ind.)	Nachweis einer AG

4.5.6 Steingreßling

4.5.6.1 Allgemeines

Der Steingreßling kommt ausschließlich im Einzugsgebiet der Donau vor. In Mitteleuropa war die Art historisch aus Lech, Isar, Salzach und Donau bekannt ((BORNE, 1882, WANZENBÖCK, KOVACEK, & HERZIG-STRASCHIL, 1989). In Deutschland galt die Art als ausgestorben (PETERSEN ET AL., 2004), wurde aber 2009 im Lech wiederentdeckt (KAPA, 2010). Die Art kommt dort in einem einige Kilometer langen Abschnitt einer Restwasserstrecke im Unterlauf vor.

Aus Österreich liegen ebenfalls nur sehr wenige Nachweise vor. Südlich der Alpen wurden in der Steiermark erst sehr spät Steingreßlinge in der Grenzmuir entdeckt (WIESNER & PINTER, 2009). In Kärnten kommen sie sehr kleinräumig in den Unterläufen der Lavant und der Gurk vor (HONSIG-ERLENBURG, 2011), wobei die Art bei aktuellen Befischungen in der Lavant nicht mehr nachgewiesen werden konnte (HONSIG-ERLENBURG ET AL., 2016).

Nördlich der Alpen sind – zumindest rezent - noch weniger Vorkommen bekannt. In den 1980er Jahren waren bei Gründlingsfängen in der niederösterreichischen Donau noch regelmäßig in geringen Stückzahlen Steingreßlinge vertreten (WANZENBÖCK, KOVACEK, & HERZIG-STRASCHIL, 1989). Noch in den 1990er Jahren wurde er aus der Fließstrecke östlich von Wien sowie der Stauwurzel des Kraftwerks Freudenu, sowie im Marchfeldkanal und im Gießgang Greifenstein belegt (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007). Hinweise auf Vorkommen in der Thaya sowie in einigen niederösterreichischen Donauzubringern (Pielach, Traisen, Kamp oder Tulln) durch Fischer sind sehr wahrscheinlich auf Fehlbestimmungen zurück zu führen (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007). In der niederösterreichischen Donau gelang der letzte Nachweis vor mittlerweile 24 Jahren (ZAUNER, 1997). In Oberösterreich wurde die Art erstmals im Jahr 2014 entdeckt, und zwar anhand eines Einzelexemplars in der Donau bei Wilhering (RATSCHAN & ANDERT, 2014). Historisch ist die Art bis in Zubringer der Donau wie die Salzach hinauf vorgekommen, mangels rezenter Nachweise war aber bisher davon auszugehen, dass die Art aus all diesen Gewässern verschwunden ist.

Über die Biologie des Steingreßlings ist vergleichsweise wenig bekannt. Er dürfte vorwiegend im Mai und Juni in mehreren Schüben auf kiesigem Untergrund ablaichen. Das Höchstalter wird mit sechs Jahren angegeben. Im Vergleich zum Weißflossengründling bevorzugt der Steingreßling höhere Strömungsgeschwindigkeiten, er gehört gemeinsam mit dem Streber zu den strömungsliebendsten Arten der heimischen Fischfauna. Sein Verbreitungsschwerpunkt liegt in der Barbenregion, er kann jedoch bis in die Äschenregion vordringen. Laut Angabe verschiedener Autoren besiedelt die Art in der Donau uferferne, schnell strömende Bereiche.

4.5.6.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

Bezüglich des Steingreßlings wird immer wieder angegeben, dass er zur historisch belegten Fischfauna des Inn zähle, da er von HECKEL (1854) bzw. HECKEL & KNER (1858) erwähnt wird. Allerdings beziehen sich die Autoren auf die Angabe bei AGASSIZ (1828), wo tatsächlich aber über ein Vorkommen im Inn nichts erwähnt wird, sondern nur in der Isar. Laut SCHMALL & RATSCHAN (2011) existieren keine gesicherten historischen Belege aus dem Inn, wohl aber aus der Salzach. Nichtsdestotrotz gehen diese sowie zahlreiche weitere Autoren aufgrund der historischen Verbreitung in der Salzach und der Donau plausibler Weise davon aus, dass der Steingreßling zur ursprünglichen Fauna des Inns gehörte bzw. gehört.

Im Rahmen der 2018 durchgeführten Erhebungen im Stau Eggfing gelangen die ersten gesicherten Nachweise aus dem Inn, wobei insgesamt sechs Individuen gefangen wurden. Diese stellen gleichzeitig die ersten Nachweise seit mindestens 100 Jahren aus dem Salzach-Innsystem dar. Innerhalb der Bundesrepublik Deutschland sowie Oberösterreich handelt es sich jeweils um eines von nur zwei bekannten rezenten Vorkommen. Die Art wurde daraufhin neu in den SDB für das österreichische FFH-Gebiet aufgenommen (Erhaltungsgrad C). Im deutschen SDB fehlt die Art.

Im Rahmen der gegenständlichen Erhebungen gelang kein Nachweis eines Steingreßlings. Der derzeitige Kenntnisstand deutet darauf hin, dass die Art nur im Stau Eggfing vorkommt, wobei ein Vorkommen im Stau Ering aufgrund der Seltenheit und schwierigen Nachweisbarkeit der Art nicht ausgeschlossen werden kann. Jedenfalls gelang 2020 im Rahmen einer Elektrofischung im Umgehungsgewässer KW Ering der Nachweis eines adulten Individuums mit 106 mm Totallänge. Falls der Stau Ering aktuell tatsächlich nicht besiedelt sein sollte, so ist seit Errichtung des Umgehungsgewässers zumindest eine Ausbreitung aus dem Stau Eggfing in Richtung stromauf möglich. Außerdem ist davon auszugehen, dass im Umgehungsgewässer großflächig günstige Habitate für die stark rheophile Art geschaffen wurden. Ob dieses in höherer Dichte besiedelt wird und auch Reproduktion stattfindet, werden zukünftige Erhebungen zeigen.

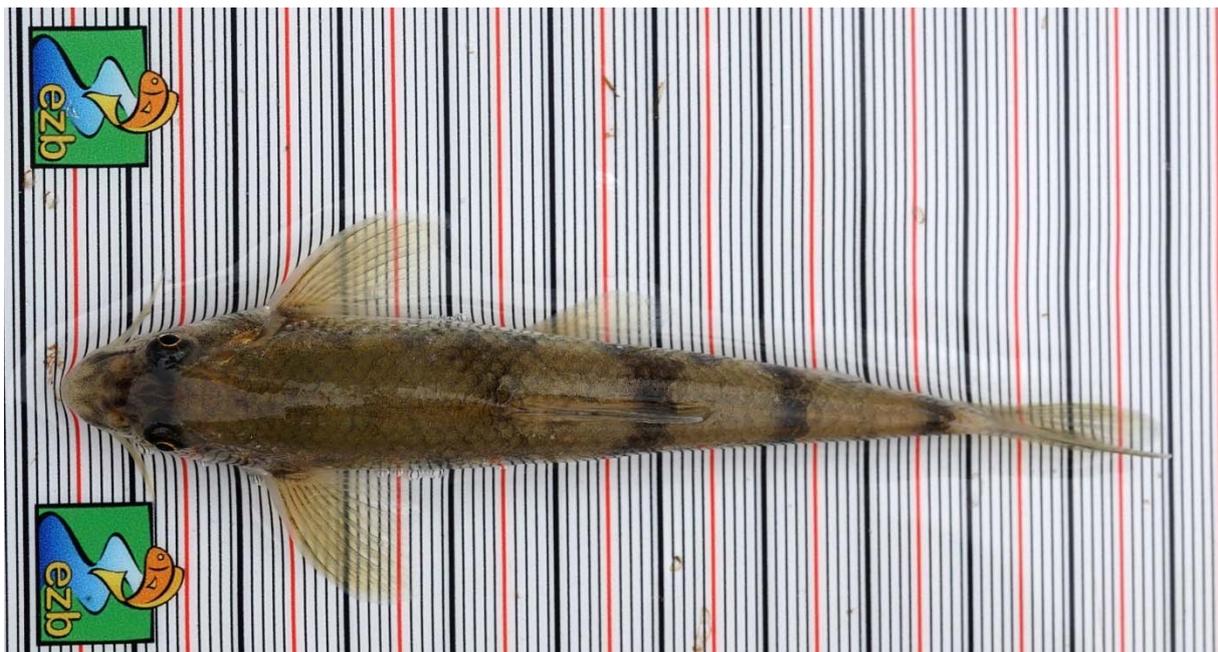


Abbildung 26: Der am 17.9.2020 im Rahmen einer Elektrofischung im Umgehungsgewässer KW Ering gefangene Steingreßling.

Anhand der aktuellen Daten aus dem Stau Ering ist das Schutzgut Steingreßling aufgrund fehlender Nachweise jedenfalls mit **C (mittel bis schlecht)** zu bewerten.

4.5.7 Huchen

4.5.7.1 Allgemeines

Das natürliche Verbreitungsgebiet des Huchens beschränkt sich auf das Einzugsgebiet der Donau. Innerhalb Deutschlands existieren sich selbst erhaltende Bestände ausschließlich in Bayern, während die wenigen Vorkommen in Baden-Württemberg nur noch mittels Besatz aufrechterhalten werden (DUßLING ET AL., 2018). Die Art hat durch Gefährdungsfaktoren wie Gewässerregulierung, Aufstau, Wanderhindernisse, Güteprobleme der Vergangenheit etc. den Großteil seines einstigen Verbreitungsgebiets in Bayern und Österreich eingebüßt. Dies trifft im Wesentlichen – in Bezug auf sich selbst erhaltende Bestände – auch auf die einst bedeutendsten Huchenflüsse wie Donau, Inn, Enns und Drau zu. Sich selbst erhaltende Bestände existieren heute in Bayern noch in der Mitternacher Ohe, dem Schwarzer Regen, der Iller, der Wertach, der Loisach sowie im Lech und in der Isar. In Österreich beschränken sich intakte Populationen im Wesentlichen auf die Mur, die Gail, die Pielach und die Melk.

Beim Huchen erreichen Männchen mit vier bis fünf Jahren und Weibchen mit vier bis sechs Jahren bei einer Länge von 60 - 75 cm die Geschlechtsreife. Große Huchen werden bis etwa 15 Jahre, in seltenen Fällen auch bis etwa 20 Jahre alt.

Hucho hucho gilt als typischer Bewohner des Übergangsbereiches Äschen-Barbenregion. Er führte ursprünglich zur Laichzeit im Frühjahr (Ende März bis Anfang Mai) teils weite Laichwanderungen durch. Diese führten bei großen Flüssen wie der Donau häufig in die Zubringer. Heute werden derartige Wandermöglichkeiten in der Regel durch Querbauwerke eingeschränkt, sodass Bestände nur mehr dort erhalten sind, wo Lebensräume für alle Altersstadien lokal in ausreichender Qualität bestehen. Bevorzugte Laichplätze sind überströmte, etwa 0,5 m tiefe Schotterbänke mit grobkörnigem Substrat. Das Weibchen schlägt dort eine Laichgrube, in die rund 1000 bis 1800 Eier je kg Körpergewicht abgelegt und anschließend wieder mit Kies bedeckt werden. Die Brütlinge erscheinen mit dem Beginn der Nahrungsaufnahme 10 – 14 Tage nach dem Schlupf an der Oberfläche. Die Jungfische ernähren sich zu Beginn auch von Wirbellosen, beginnen aber rasch mit der piscivoren Ernährung. Die wichtigsten Futterfischarten sind Nasen, Barben, Aitel, Forellen, Äschen oder Koppen, dies richtet sich primär nach dem vorhandenen Angebot. Die bevorzugte Größe der Beutefische liegt bei etwa 15-30 % der Körperlänge, in seltenen Fällen bis zu 50 %.

Die Brut bevorzugt ufernahe Bereiche mit geringen bis mäßigen Fließgeschwindigkeiten (RATSCHAN ET AL., 2021, in prep.). Mit zunehmender Länge besetzen die Jungfische immer tiefere Standorte. Ausgewachsene Huchen bevorzugen tiefe Kolke als Estand.

4.5.7.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

Sporadische Nachweise des Huchens im Inn existieren vom Tiroler Inn bis zur Mündung in die Donau sowie aus der Salzach. Der Schwerpunkt des derzeitigen Huchenvorkommens liegt zwischen Rosenheim und Mühldorf, wo durch intensive Besatzmaßnahmen fischereilich nutzbare Huchenbestände gepflegt werden. Reproduktionsnachweise liegen primär aus den Ausleitungsstrecken bei Wasserburg und Jettenbach vor (HANFLAND ET AL., 2015).

Der Huchen konnte im Gebiet aktuell nicht nachgewiesen werden. Nachweise aus dem Stau Ering existieren im Rahmen des bayerischen WRRL-Monitorings, im Zuge dessen im Oktober 2017 bei Simbach ein 0+ Huchen mit 130 mm Totallänge gefangen wurde, was auf natürliche

Reproduktion hindeutet. Auch bei älteren bayerischen WRRL-Erhebungen gelangen einzelne Nachweise. Weiters wurden 2013 im Mattig-Unterlauf adulte und subadulte Huchen nachgewiesen sowie ein subadultes Individuum im Inn (ZAUNER ET AL. 2013).

Auch im Stau Eggfing gelangen 2018 keine Nachweise. Im Rahmen des Postmonitorings der dort umgesetzten Renaturierungsmaßnahmen gelangen allerdings mehrere Fänge und zwar von jeweils einem 0+ Individuum im Umgebungsgewässer und im Nebenarm sowie eines adulten Tieres im Bereich des Inselkopfes (ZAUNER ET AL., in prep.). Im Frühjahr 2020 wurden weiters zwei laichbereite Huchen im Umgebungsgewässer gefilmt (ZAUNER ET AL., 2020).

Für das deutsche FFH-Gebiet relevant sind weiters Nachweise aus dem Stau Stammham. – Im Spätsommer 2020 gelang dort den Autoren der Fang von acht 0+ Huchen. Es ist davon auszugehen, dass es sich um Naturaufkommen handelt, das möglicherweise auf Laichaktivitäten im Bereich der Alzmündung zurückzuführen ist

Der Erhaltungsgrad des Huchens ist im deutschen SDB und im deutschen Managementplan mit C eingestuft, in Österreich ist die Art derzeit mit D (keine signifikante Population) bewertet.

Aufgrund der oben erwähnten Reproduktionsnachweise wäre aus fachlicher Sicht die österreichische Einstufung an die deutsche anzulehnen (Erhaltungsgrad **C – mittel bis schlecht**).



Abbildung 27: Am 17.9.2020 im Umgebungsgewässer Ering gefangener Junghuchen.

4.5.8 Strömer

4.5.8.1 Allgemeines

Telestes souffia kommt von Südfrankreich über Süddeutschland, Österreich, die Schweiz, Slowenien, Kroatien bis Bosnien-Herzegowina und Montenegro vor. Außerdem existiert ein isoliertes Vorkommen im Theiß-System. Strömer aus anderen europäischen Regionen werden

heute anderen Arten zugeordnet. Innerhalb Deutschlands kommt die Art in Bayern und Baden-Württemberg vor, wobei sie sowohl im Einzugsgebiet der Donau als auch des Rheins zu finden ist. In Österreich kam sie früher in allen Bundesländern außer dem Burgenland vor, gilt allerdings in Salzburg als ausgestorben. Die Art dürfte früher weit verbreitet und häufig gewesen sein, ist aber heute aus zahlreichen Gewässersystemen vollständig verschwunden. Dies trifft insbesondere auf das Donaueinzugsgebiet nördlich der Alpen zu.

Strömer werden in ihrem zweiten Lebensjahr bei einer Länge von etwa 11 bis 12 cm geschlechtsreif. Sie laichen in Schwärmen in der Zeit von Ende März bis Anfang Mai bei einer Wassertemperatur von 10 bis 12 °C. Dem Laichgeschehen können kurze, stromauf gerichtete Laichwanderungen vorausgehen, um geeignete Laichhabitate aufzusuchen. Nach etwa zwei Wochen schlüpfen die Larven und dringen zuerst noch tiefer in den Schotterkörper ein, um ihn erst nach zwei bis drei Wochen wieder zu verlassen. Die erwachsenen Tiere fressen hauptsächlich bodenlebende Wirbellose, als Höchstalter werden 13 Jahre angegeben.

Der Strömer besiedelt Mittelläufe (Hyporhithral und Übergang zum Epipotamal) von Fließgewässern. Unter den heimischen Cypriniden stellt er neben der Elritze die kälteliebendste Art dar. Frühe Entwicklungsstadien benötigen einen tiefgründigen, gut durchströmten Schotterkörper, der ihnen Schutz gegen Räuber und Verdriftung bietet. Wichtig für erwachsene Strömer sind Deckungs- und Versteckmöglichkeiten im Uferbereich, Buchten, Totholz etc., sprich strukturreiche, naturnahe Gewässer. Im Winter werden tiefe, gut strukturierte Kolke bevorzugt, während im Sommer auch schneller fließende, mitteltiefe Bereiche aufgesucht werden. Auch in Restwasserstrecken und Mühlbächen mit geringer Tiefe, wo die Strömer vor Fressfeinden relativ sicher sind, werden sie teilweise in hohen Dichten gefunden. Diese Gewässer ähneln Nebenarmen verzweigter Fließgewässer, in denen ursprünglich dichte Bestände vorgekommen sind.

4.5.8.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

Der Strömer gilt in der Grenzstrecke des Unteren Inns wie auch im gesamten Salzachsystem als ausgestorben (RATSCHAN, JUNG & ZAUNER, 2014, SCHMALL & RATSCHAN, 2011). Die nächsten Vorkommen stromauf des gegenständlichen Untersuchungsgebiets liegen im Inn-Zubringer Mangfall und im Tiroler Inn. Stromab ist erst deutlich weiter östlich in der Enns ein recht guter Bestand erhalten.

Im Gebiet konnte die Art jedenfalls nicht nachgewiesen werden. Aufgrund des kühlen Temperaturregimes des Inns ist allerdings - nach einer entsprechenden strukturellen Aufwertung – die Wiederetablierung eines Strömerbestandes prinzipiell durchaus möglich, was in noch stärkerem Ausmaß auf die Salzach zutrifft. Da es von aktueller Relevanz ist sei hier eine kurze Passage aus dem Managementplan zitiert: „*Am Unteren Inn können in Umgehungsarmen bei entsprechender Ausgestaltung (Strukturreichtum, Abfluss- und morphologische Dynamik) hochwertige Strömerbestände wiederhergestellt werden. Wie Ergebnisse aus anderen Gewässern zeigen (Mur, Drau), können in Umgehungsgerinnen oder Umgehungsarmen dichte Strömerbestände auftreten.*“ Hier bleibt abzuwarten wie sich der kürzlich fertiggestellte Umgehungsarm am Kraftwerk Ering in Bezug auf Lebensräume für Arten wie den Strömer entwickeln wird. Grundsätzlich würde bezüglich der längszönotischen Einnischung der Art der Inn-Abschnitt von der Grenze zu Tirol bis in den Bereich Rosenheim-Wasserburg den Ansprüchen der Art wesentlich eher entgegen kommen, als der bereits deutlich stärker durch eine typisch epipotamale Fauna geprägte Untere Inn.

Der Erhaltungsgrad wurde im deutschen FFH-Gebiet (SDB und Managementplan) mit C eingestuft, im SDB des österreichischen Gebiets ist die Art nicht angeführt.

Da eine Wiederherstellung eines Strömerbestands innerhalb des deutschen Gebiets, dass auch die Salzach umfasst, realistisch ist, ist die Listung der Art im Standarddatenbogen nachvollziehbar. Sollte sich ein Bestand im Inn etablieren, kann die Art auch in den österreichischen Standarddatenbogen aufgenommen werden. Derzeit wäre die Art für beide Gebiete mit **D (kein signifikantes Vorkommen)** zu bewerten.

4.5.9 Frauennerfling

4.5.9.1 Allgemeines

Der Frauennerfling kommt ausschließlich im Einzugsgebiet der Oberen und Mittleren Donau vor. Er lebt in der gesamten österreichischen Donau samt Zubringern im mündungsnahen Bereich (z.B. Aschach, Innbach, Schwechat). Auch in der Unteren Drau und in der Lavant, im Mur-Unterlauf einschließlich Sulm und Laßnitz sowie in der Leitha sind Bestände erhalten. Innerhalb Deutschlands kommt er ausschließlich in Bayern vor, in Baden-Württemberg gilt er als ausgestorben. Die wichtigsten Vorkommen liegen in Bayern in Donau, Isar und Amper, daneben ist er nur aus den Unterläufen einiger Donauzubringer (Vils, Regen) und aus dem Inn bekannt.

Der Frauennerfling laicht im Frühjahr von März bis Mai bei Wassertemperaturen von 10 bis 14°C. Er nutzt ähnliche Laichplätze wie andere strömungsliebende Kieslaicher – und zwar rasch überströmte Schotterbänke bzw. Furten. Es handelt sich um eine stark strömungsliebende Flussfischart, die fast nur im Epipotamal auftritt. Ausgewachsene Frauennerflinge werden über weite Teile des Jahres überwiegend in tiefen, stark strömenden Bereichen angetroffen. Jungfische bevorzugen rasch überströmte Uferzonen. Dementsprechend bieten die zentralen Staubereiche von Kraftwerken kaum einen geeigneten Lebensraum für die Art, sie ist primär auf Fließstrecken und Stauwurzelbereiche angewiesen. Als Höchstalter des Frauennerflings werden 15 bis 20 Jahre angegeben. Seine Nahrung dürfte vor allem aus Wirbellosen bestehen.

4.5.9.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

Für den Frauennerfling sind aus dem Inn in jüngerer Zeit ausschließlich aus dem Stau Ering Funde bekannt. So wurden im Rahmen des bayerischen WRRM-Monitorings 2012 drei Individuen nachgewiesen. Darüber hinaus existieren auch ältere Nachweise aus anderen Stauräumen: Laut SCHMALL & RATSCHAN (2011) wurde der Frauennerfling „*bei älteren Untersuchungen im mündungsnahen Bereich der Rott nachgewiesen*“, was sich auf die 1990er Jahre beziehen dürfte, womit auch ältere Belege aus dem Stauraum Passau-Ingling existieren. Außerdem soll er 1999 im Stauraum Eggfling-Obernberg in größerer Anzahl belegt worden sein (KAINZ & GOLLMANN 2000), wobei genauere Angaben dazu fehlen. Historisch wird der Frauennerfling von mehreren Autoren für den Unteren Inn genannt, wobei die Verbreitungsgrenze laut SCHMALL & RATSCHAN (2011) im Bereich des bayerischen Inn-Abschnitts anzusetzen ist.

Bei den aktuellen Erhebungen wurde der Frauennerfling – wie auch bei fast allen übrigen Befischungen im Stau Ering - nicht nachgewiesen. Dies deutet darauf hin, dass der Bestand derzeit so gering ist, dass nur in seltenen Ausnahmefällen Nachweise gelingen. Da die Art im Rahmen von Elektrobefischungen in der Regel recht gut nachweisbar ist, könnten die fehlenden Nachweise seit 2012 auch dahingehend interpretiert werden, dass die Art im Stau Ering inzwischen erloschen ist.

Der Frauennerfling fehlt im deutschen SDB, während in Österreich der Erhaltungsgrad mit C bewertet ist. Im deutschen Managementplan wurde der Erhaltungsgrad mit C beurteilt.

Aufgrund der aktuell fehlenden Nachweise erscheint eine Einstufung mit **C (mittel bis schlecht)** sowohl für das österreichische als auch das deutsche Gebiet plausibel. Auch wenn seit fast zehn Jahren keine Nachweise mehr vorliegen, sollte die Art nicht aus dem Standarddatenbogen gestrichen werden. Auch wenn die Art derzeit tatsächlich erloschen sein sollte, ist nach Herstellung der Durchgängigkeit am Unteren Inn und Aufwertung der Habitatqualität in Stauwurzeln und Umgebungsgewässern eine selbsttätige Wiederbesiedelung aus der Donau zu erwarten.

4.5.10 Schlammpeitzger

4.5.10.1 Allgemeines

Der Schlammpeitzger ist von Nordfrankreich bis in den Ural verbreitet, fehlt allerdings im Mittelmeerraum und in Skandinavien. In Deutschland liegt der Schwerpunkt der Verbreitung im Norden und Osten (PETERSEN ET AL., 2004), er kommt aber auch in Bayern im Einzugsgebiet von Donau, Main und Elbe vor (LEUNER ET AL., 2000). In Österreich kam er ursprünglich in allen Bundesländern mit Ausnahme von Vorarlberg, Tirol und Kärnten vor. In Salzburg ist er heute ausgestorben, in Oberösterreich kommen nur noch isolierte Restbestände vor. Ein starker Schwerpunkt der Vorkommen liegt in Ostösterreich.

Der Schlammpeitzger gilt als langlebiger Fisch, dem eine Lebensdauer bis über 20 Jahre nachgesagt wird. Die Geschlechtsreife erreicht er mit zwei bis drei Jahren. In der Zeit von April bis Juli legt das Weibchen klebrige, 1,3 bis 1,5 mm große Eier über Wasserpflanzen ab. Die Larven verfügen über eine morphologische Besonderheit, sie bilden äußere Kiemen in Form von Kiemenfäden, die während der Metamorphose vom Kiemendeckel überdeckt werden. Diese Bildung wird als eine Anpassung an geringen Sauerstoffgehalt gedeutet. Außerdem können die erwachsenen Tiere atmosphärischen Sauerstoff nutzen, indem sie Luft schlucken, die den Darm passiert und durch den Anus wieder ausgeschieden wird. Im Schlamm vergraben können sie dadurch sogar eine kurzzeitige Austrocknung des Gewässers überdauern. Dem Schlammpeitzger wird zugeschrieben, dass er Schwankungen des Luftdrucks wahrnehmen kann und vor Gewittern im Aquarium unruhig wird („Wetterfisch“).

Die ursprünglichen Lebensräume des Schlammpeitzgers werden als stehende bis langsam fließende Gewässer mit Schlammgrund beschrieben. Dieser Gewässertyp ist häufig in verlandenden Altwässern realisiert. Bereiche mit dichter Vegetation werden deutlich bevorzugt, was als Verhaltensweise gedeutet wird, die Schutz vor Räubern bietet. Gegen sommerliche Sauerstoffarmut und Austrocknung ist *Misgurnus* aufgrund seiner morphologischen Besonderheiten gut gewappnet, sodass er speziell stark verlandete Gewässern mit geringem Konkurrenzdruck durch andere Fischarten besiedeln kann.

4.5.10.2 Bestand im Untersuchungsgebiet

Entlang von Salzach und Inn sind den Autoren nur zwei rezente Fundorte bekannt. So konnte BOHL (1993) in Nebengewässern der Salzach im Tittmoninger Becken Schlammpeitzger belegen. Ob die Art dort noch vorkommt ist den Autoren nicht bekannt. Ein weiteres, sehr kleinräumiges Vorkommen existiert bei Mühlheim am Inn im österreichischen FFH-Gebiet „Auwälder am Unterer Inn“. Eine gezielte Suche erbrachte hier 2018 allerdings keinen Nachweis mehr.

Darüber hinaus wurde im Rahmen des Projekts „Gefährdete Kleinfische in Oberösterreich“ in den Salzachauen auf österreichischer Seite ein Wiederansiedelungsversuch durchgeführt (außerhalb der hier behandelten FFH-Gebiete).

Der Erhaltungsgrad des Schlammpeitzgers ist im deutschen FFH-Gebiet (Managementplan und SDB) mit C eingestuft. Im österreichischen SDB fehlt die Art, da das oben beschriebene Vorkommen im angrenzenden FFH-Gebiet „Auwälder des Unteren Inn“ liegt. Von einer Bewertung anhand der aktuellen Befischungsdaten wird abgesehen, da keine potentiellen Schlammpeitzgerhabitate befischt wurden.

4.6 Fischökologischer Zustand nach WRRL

4.6.1 Österreichische Methodik – Fisch Index Austria (FIA)

Die Bewertung des fischökologischen Zustands mittels FIA wurde für insgesamt vier Kampagnen durchgeführt, und zwar wurden Stauwurzel und Stau sowie die Juli- und Septembertermine entsprechend der methodischen Vorgaben getrennt bewertet. Alle Bewertungen ergaben einen schlechten fischökologischen Zustand (5), da zu allen Terminen und in allen Abschnitten das Biomasse-k.o.-Kriterium schlagend wurde. Die Biomassewerte lagen mit 13,5 kg/ha bis 20,2 kg/ha deutlich unter dem Grenzwert für den unbefriedigenden Zustand (25 kg/ha) bzw. sehr deutlich unter jenem für den guten Zustand (50 kg/ha).

Ohne Biomasse-k.o. errechneten sich FIA-Werte zwischen 2,38 und 2,49, was einem guten Zustand entsprechen würde. Die Bewertungen ohne Biomasse-k.o. fielen somit durchwegs günstiger aus als 2018 im Stau Eggfing, bzw. bei fast allen bisherigen Befischungen im Unteren Inn (Tabelle 22). Betrachtet man die Ergebnisse inkl. k.o.-Kriterium, so liegt - mit Ausnahme von zwei älteren Aufnahmen aus dem Stau Ering mit einem unbefriedigenden Zustand – durchwegs ein schlechter fischökologischer Zustand vor.

Tabelle 21: Fischökologischer Zustand in Stauwurzel und Stau Ering-Frauenstein. „Gültige“ Ergebnisse fett. Werte in Klammer ... FIA exkl. Biomasse-k.o.

Abschnitt	Juli	September
Stauwurzel	5 (2,41)	5 (2,48)
Stau	5 (2,38)	5 (2,49)

Tabelle 22: Übersicht über die Ergebnisse der offiziellen GZÜV-Erhebungen im Unteren Inn, der aktuellen Befischungen sowie der Ergebnisse von ZAUNER ET AL., 2019a.

Stauraum	Messstelle/Erhebung	Jahr	FIA inkl. KO	FIA exkl. KO	
Ering-Frauenstein	Braunau	2007	4	2,48	
		2010	4	2,66	
		2014	5	2,75	
	SW Juli	2020		5	2,41
			SW September	5	2,48
			Stau Juli	5	2,38
			Stau September	5	2,49
Eggfing-Obernberg	SW Juli	2018	5	2,56	
	SW Oktober		5	2,74	
	SW Juli		5	2,85	
	SW Oktober		5	3,04	
Passau-Ingling	Schärding	2014	5	2,71	
	Ingling	2007	5	2,89	
		2010	5	3,41	
		2014	5	2,86	

Analysiert man die aktuellen Bewertungen im Detail, so zeigen sich folgende Defizite: Abgesehen von der geringen Biomasse, bedingt insbesondere durch den sehr geringen Bestand der großwüchsigeren, rheophilen Cypriniden Nase und Barbe, floss vor allem das Fehlen der Leitfischart Huchen negativ in die Bewertung ein. Ein weiteres Defizit stellten die fehlenden Nachweise der beiden typischen Begleitarten Strömer und Wels (nur in der Stauwurzel) dar. Wesentlich höher ist der Artenfehlbetrag bei den seltenen Begleitarten (16 bis 18 Arten fehlen), allerdings werden diese für die Bewertung nur sehr gering gewichtet.

Bezüglich des Fischregionsindexes (Werte zwischen 6,0 und 6,2) ergeben sich kaum Abweichungen zur Referenzsituation (6,0), dieser Teilparameter wurde jedes Mal mit 1 bewertet. Die Artenzusammensetzung in Hinblick auf ihren längszönotischen Verbreitungsschwerpunkt hat sich gegenüber der Referenzsituation demnach kaum verschoben. Es dominieren nach wie vor Leitarten des Epipotamals wie Aitel, Barbe und Nase neben der typischen Begleitart Laube den Bestand. Allerdings muss diesbezüglich berücksichtigt werden, dass aktuell Nebengewässer im Verlandungsbereich des Staus kaum befischt wurden. Wären diese mitberücksichtigt worden, so würde sich sicher eine stärkere Abweichung des Fischregionsindexes ergeben. Diesbezüglich sei auf die Ergebnisse der Befischungen in der Reichersberger Au verwiesen (ZAUNER ET AL., 2001a).

Bezüglich des Populationsaufbaus waren sowohl bei den Leitarten als auch bei den typischen Begleitarten Defizite erkennbar. Bezüglich der (nachgewiesenen) Leitarten betrifft dies insbesondere den Nerfling, der mit einer Ausnahme mit der Note vier bewertet wurde sowie im Stau auch Hasel und Barbe. Aitel und Nase waren hingegen bei den meisten Erhebungen mit der Note zwei zu bewerten.

Die im Vergleich zum Stau Eggfling 2018 durchwegs besseren FIA-Werte waren vor allem auf die günstigeren Altersstrukturbewertungen der Leitarten sowie auf die höhere Stetigkeit der Nachweise der typischen Begleitarten mit Ausnahme des ausgestorbenen Strömers zurückzuführen. Dies darf aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass der Stau Ering massive fischökologische Defizite aufweist, die insbesondere den sehr geringen Gesamtfischbestand als auch das Fehlen bzw. die Seltenheit der rheophilen Leit- und typischen Begleitarten Huchen und Strömer betrifft. Die Ergebnisse des FIA spiegeln die zentralen fischökologischen Defizite des Gebiets, nämlich das Fehlen entsprechender Habitats rheophiler bzw. rheoparer Flussfischarten, treffend wider. Die tendenziell etwas besseren Werte im Vergleich zum Stau Eggfling dürften sehr wahrscheinlich auf die in den Stau Ering einmündende Mattig zurückzuführen sein, die insbesondere als Laichhabitat für rheopare Arten eine wichtige Rolle spielt.

Im Gegensatz zum Stau Eggfling und insbesondere zu Erhebungen in Stauräumen der Donau sind die Ergebnisse im zentralen Stau nicht deutlich ungünstiger als in der Stauwurzel. Auch bezüglich der einzelnen Arten ist mit Ausnahme einiger stark rheophiler Vertreter (Bach- u. Regenbogenforelle, Äsche, Barbe, Schneider) keine Präferenz für die Stauwurzel erkennbar. Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, dass es sich im gegenständlichen Fall um eine ausgesprochen monotone Stauwurzel und einen vergleichsweise heterogenen Stau mit großflächigen Verlandungsbereichen handelt. In der Stauwurzel sind angeströmte Flachuferbereiche mit Ausnahme eines kurzen Uferückbaus praktisch nicht vorhanden. Wie die aktuellen Erhebungen im Bereich des neu errichteten Insel-Nebenarms im Stau Eggfling zeigen (ZAUNER ET AL. in prep), weisen die Stauwurzeln des Unteren Inns aber durchaus ein hohes Renaturierungspotential auf, und entsprechende Strukturen werden von den rheophilen Leitfischarten sehr intensiv für die Reproduktion bzw. als Juvenilhabitat genutzt.

4.6.2 Deutsche Methodik – Fisch Basiertes Bewertungssystem (FiBS)

Mittels FiBS wurden ebenfalls vier Bewertungen durchgeführt. Zum einen wurden die Befischungsergebnisse des bayerischen WRRL-Monitorings verwendet (Tabelle 24, Befischung 2017: ezb i. A. LfU, 2018: LfU). Es liegen Befischungen aus dem Jahr 2017 und 2018 vor, für das behördliche WRRL-Monitoring sind an großen Flüssen allerdings drei getrennte Termine für eine Bewertung vorgesehen (die dritte Befischung für den aktuellen Monitoringzeitraum soll 2021 durchgeführt werden). Auch die insgesamt befischte Streckenlänge ist somit um ein Drittel zu kurz, wohingegen die Mindestzahl von 1290 Individuen mit 2277 gefangenen Fischen bereits deutlich überschritten wurde. Aufgrund eines fehlenden Termins ist das Bewertungsergebnis als orientierende FiBS-Bewertung zu sehen.

Neben der Bewertung mittels der „offiziellen“ WRRL-Daten erfolgte diese auch anhand aller im Rahmen des gegenständlichen Projekts durch die Autoren erhobenen Fischdaten (alle Abschnitte, Termine und Methoden gepoolt). Es sind daher auch die Ergebnisse der Netz-, Langleinen- und Bodenschleppnetzbefischung inkludiert. Diese Methoden kommen im Rahmen des deutschen WRRL-Monitorings nicht zum Einsatz. Mittels Anodenrechen wird an manchen offiziellen WRRL-Probestellen in geringem Umfang gefischt. Insgesamt war der Erhebungsaufwand für diesen Datensatz mit über 36 km wesentlich höher als für eine standardmäßige WRRL-Erhebung (Vorgabe: 10 km). Die Individuenzahl lag hier bei 5350, wobei die nicht bewertungsrelevanten Neozoen nicht inkludiert sind (daher der Unterschied zu Abbildung 28). Die Bewertungen erfolgten jeweils anhand der Potentialzönose (für HMWB heranzuziehen) und zum Vergleich auch mittels Referenzzönose.

Tabelle 23: Fischökologischer Zustand gemäß FiBS im Stauraum Ering-Frauenstein. Berechnung anhand der Daten des „offiziellen“ WRRL-Monitorings (2014-2018) und anhand des aktuell erhobenen Datensatzes (2020). „Gültiges“ Ergebnis fett.

Erhebung	Potentialzönose enger Stau (113e)	Referenzzönose 113
2014-2018	3,30	2,92
2020	3,02	2,88

Alle Bewertungen mittels FiBS ergaben ein gutes fischökologisches Potential bzw. einen guten Zustand. Zieht man die im Rahmen des behördlichen WRRL-Monitorings gewonnenen Daten für die Bewertung heran und bewertet man anhand der Potentialzönose (für HMWB), errechnet sich ein Wert von 3,30, was deutlich über dem Grenzwert für das gute Potential von 2,50 liegt. Dieser Ansatz entspricht weitgehend dem offiziellen WRRL-Monitoring. Verwendet man sämtliche Fangdaten aus dem Jahr 2020, ist das Ergebnis etwas ungünstiger und liegt bei 3,02. Bewertungen auf Basis der Referenzzönose würden ebenfalls einen guten Zustand ergeben, nämlich 2,92 anhand des „offiziellen“ Datensatzes und 2,88 auf Basis des 2020 erhobenen Datensatzes. Ähnlich wie im Fall der FIA-Bewertungen (excl. k.o.-Kriterium) sind die Ergebnisse geringfügig besser als 2018 im Stau Eggfing, wobei auch dort durchwegs ein guter Zustand bzw. ein gutes Potential bewertet wurde.

Betrachtet man das Bewertungsergebnis (WRRL-Datensatz, Potentialzönose) im Detail, so sind insbesondere folgende Defizite erkennbar: Bezüglich des Arten- und Gildeninventars floss insbesondere das Fehlen der drei typspezifischen Arten Strömer, Steingreßling und Äsche (letztere 2020 nachgewiesen) negativ in das Ergebnis ein. Weiters fehlten 15 Begleitarten. Habitat-, Reproduktions- und Trophiegilden waren hingegen alle nachweisbar. Von den drei anadromen und potamodromen Arten des Leitbildes Huchen, Aalrutte und Nase konnten

ebenfalls alle nachgewiesen werden. Allerdings fehlen die ursprünglich im Inn beheimateten Wanderfischarten Hausen, Waxdick und Sterlet im deutschen Leitbild und sind daher in der Bewertung nicht berücksichtigt.

Starke Abweichungen zur Referenzsituation betrafen die relativen Abundanzen der Leitarten, die mit Ausnahme der Laube durchwegs mit nur einem Punkt bewertet wurden. Der Anteil von Barbe, Brachse und Güster war zu gering, während der Anteil von Nase und Aitel zu hoch war. Allerdings sei erneut angemerkt, dass die Einstufung von Brachse und Güster als Leitarten stark zu hinterfragen ist (siehe Kapitel 3.4.2). Diese Abweichungen in den relativen Häufigkeiten vom Leitbild bewirkten auch die durchwegs ungünstigen Bewertungen bezüglich der Gildenverteilung.

Bezüglich der Altersstrukturbewertung der Leitarten ergaben die geringen 0+ Anteile bei Brachse, Güster und Laube ungünstige Bewertungen. Bei diesen Arten dürften die Juvenilhabitate primär in den Altwässern liegen, weshalb sie im Rahmen der Befischungen im Hauptfluss nicht erfasst wurden.

Tabelle 24: Fangergebnis im Rahmen des deutschen Wasserrahmenrichtlinien-Monitorings an der Messstelle Simbach.

Dt Name	2017	2018	gesamt
Aal		4	4
Aalrutte	1	3	4
Aitel	45	293	338
Bachforelle		8	8
Barbe	3	74	77
Bitterling		5	5
Blaubandbärbling	1	7	8
Brachse		50	50
Donau-Weißflossengründling	1	3	4
Elritze			0
Flussbarsch	5	138	143
Gründling		1	1
Güster		8	8
Hasel	12	43	55
Hecht	10	8	18
Huchen	1		1
Kaulbarsch		43	43
Koppe	1	11	12
Laube	175	79	254
Nase	228	586	814
Nerfling		5	5
Regenbogenforelle	1		1
Rotaugen	1	23	24
Rotfeder	1		1
Schied	2		2
Schleie			0
Schmerle	1	38	39
Schneider		42	42
Sonnenbarsch		2	2
Stichling	4	78	82
Ukrainisches Bachneunaugen	2	206	208
Wels			0
Zander	6	21	27
gesamt	501	1779	2280

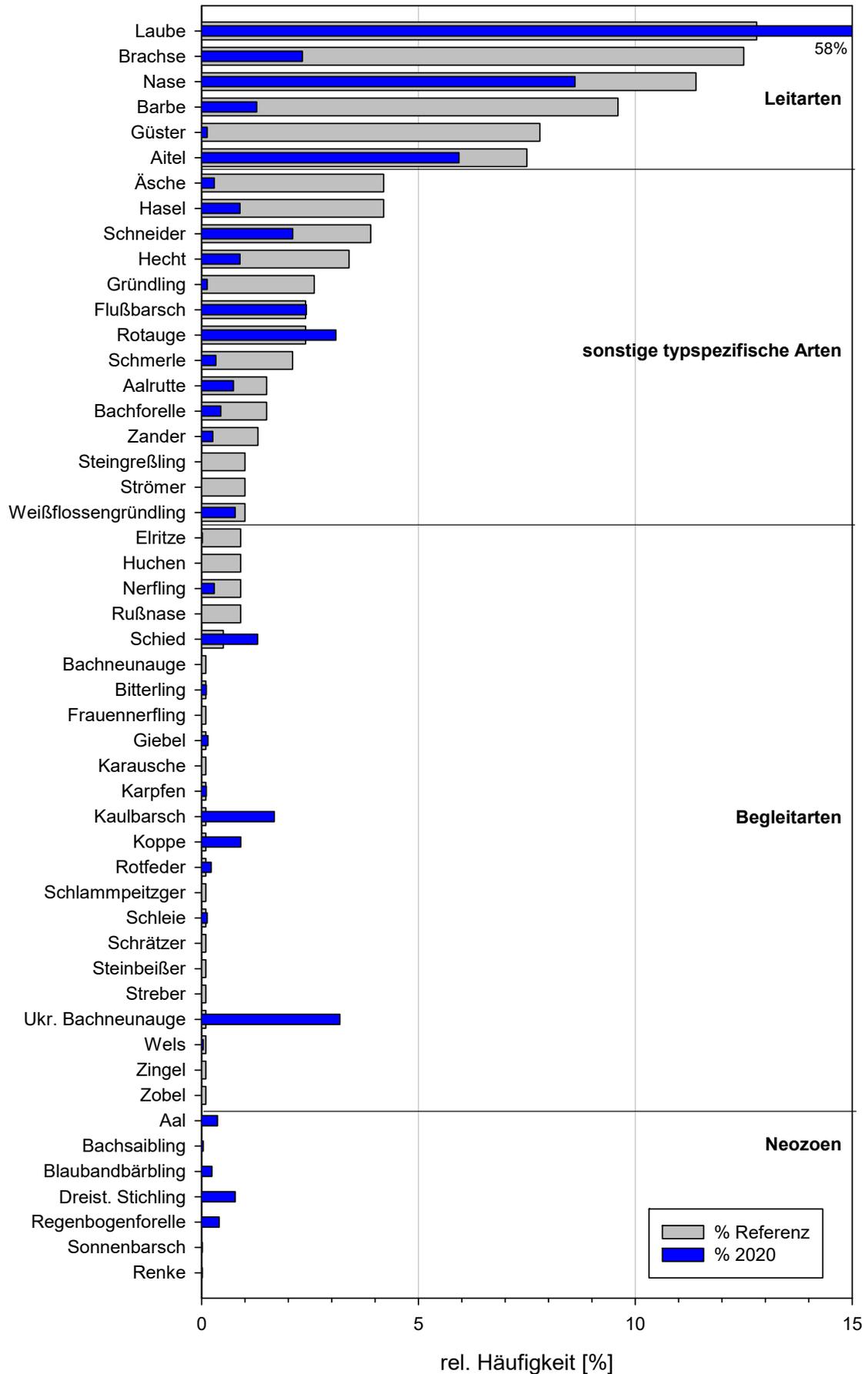


Abbildung 28: Vergleich zwischen Potentialzönose (grau) und aktuellem Befischungsergebnis (blau, Gesamtfang alle Methoden, n = 5371).

Günstig wurde der Migrationsindex bewertet, wobei wie bereits erwähnt die beiden anadromen Acipenseriden Hausen und Waxdick sowie der potamodrome Sterlet im Leitbild nicht berücksichtigt sind.

Wie bereits beim FIA diskutiert ergab sich auch bezüglich des Fischregionsindexes kaum eine Abweichung zur Referenzsituation, weshalb die volle Punktzahl erreicht wurde.

Ein ungünstiges Ergebnis lieferten hingegen der Leitartenindex und der Community Dominance Index (CDI). Ersterer vergleicht die Zahl der Leitarten mit einer tatsächlichen relativen Häufigkeit von mehr als 5 % mit der Referenzsituation. Aktuell erreichen drei von sechs Leitarten (Barbe, Brachse, Güster) diese Häufigkeit nicht, weshalb die niedrigste Punktezahle vergeben wurde. Der CDI basiert auf der relativen Abundanz der beiden häufigsten Arten. Da Laube und Nase zusammen mehr als 50 % des Fischbestandes ausmachten, wurde die niedrigste Punktezahle vergeben.

Insgesamt errechnete sich auf Basis der Fischdaten ein gutes Potential bzw. ein guter Zustand. Im bayerischen Gewässerbewirtschaftungsplan für die Phase 2016-2021 wurde das ökologische Potential als mäßig eingestuft, wobei die Fischfauna das ausschlaggebende Qualitätselement darstellte. Diese Bewertung wurde nach bilateraler Interkalibrierung mit den österreichischen Ergebnissen vergeben. Die Einstufung des Flusswasserkörpers zwischen Salzachmündung und Schärding im aktuellen Entwurf (Bewirtschaftungszeitraum 2022-2027) des bayerischen Gewässerbewirtschaftungsplans wird als gut eingestuft, wobei unklar ist, wie diesbezüglich mit der Interkalibrierung umgegangen wird.

Aktuell ist das günstige Ergebnis des FiBS primär auf die Teilbewertungen des Arten- und Gildeninventars, Migrationsindex und Fischregionsindex zurückzuführen. Diese Teilparameter reagieren an großen, epipotamalen Flüssen teils nicht in dem Ausmaß auf hydromorphologische Belastungen und Kontinuumsunterbrechungen wie in anderen Gewässertypen.

Als fischökologische Hauptdefizite des Unteren Inns sind der insgesamt sehr niedrige Fischbestand, der Ausfall seltener Arten und die ungünstige Altersstruktur einiger flusstypischer Arten anzusprechen. Hydromorphologische Defizite führen in der Regel an großen Flüssen nicht zu einem Ausfall ganzer Gilden (z.B.: Reproduktion, Trophie) oder zu starken Änderungen des Fischregionsindex. Potamodrome Arten wie die Nase gehen zwar stark zurück, da dieser Rückgang aber auch Kurzstreckenwanderer betrifft, treten keine deutlichen Verschiebungen bezüglich der relativen Häufigkeiten auf. Weil der FiBS derartige quantitative Aspekte nur wenig berücksichtigt, ergibt sich der überraschend günstige Gesamtindex.

Im Rahmen des LIFE Natur-Projekts „LIFE Riverscape Lower Inn“ werden in den nächsten Jahren u. a. im Stau Ering gewässerökologische Maßnahmen umgesetzt. Wie die ersten Ergebnisse aus der Stauwurzel Eggfling (ZAUNER ET AL. in prep.) sowie aus dem Bereich des Uferrückbaus (Kapitel 4.7) zeigen, lassen sich die oben beschriebenen fischökologischen Defizite durch am flussmorphologischen Leitbild orientierte Maßnahmen zielgerichtet sanieren. Es ist daher zu erwarten, dass diese Maßnahmen einen wesentlichen Beitrag zur Verbesserung der fischökologischen Verhältnisse liefern werden.

4.7 Wirkung bisher umgesetzter Strukturierungsmaßnahmen

Im Herbst 2016 wurde im unteren Teil der Stauwurzel ein kurzer Uferrückbau umgesetzt (Abbildung 30, Abbildung 31). Dieser befindet sich linksufrig stromab der B12-Brücke (Fluss-

km 60,48 – 60,10) und weist eine Länge von ca. 400 m auf. Die bestehende Ufersicherung wurde bis rd. 2,5 m unter dem Inn-Wasserspiegel bei MQ abgetragen und die Wasserbausteine in Form zweier lokaler Störelemente (Inseln) in Nähe des Ufers eingebaut. Durch die Störelemente erhöht sich lokal die Strömungsvariabilität und sie bewirken, dass das hergestellte Kiesufer im Bereich dieser Störelemente frei von Feinsedimentablagerungen bleibt. Auf den übrigen Bereichen der hergestellten Flachufer ist es mittlerweile zu starken Feinsedimentanlandungen gekommen, mit der Folge, dass sich das Ufer versteilt hat.

Aktuell wurde der Uferrückbau nur in geringem Umfang befischt, da die unterschiedlichen Mesohabitate entsprechend der relativen Verteilung in der gesamten Stauwurzel bearbeitet wurden und derartige Flachuferbereiche nur einen geringen Prozentsatz der Uferlänge ausmachen. Insgesamt wurden zwei Polstangen- und drei Rechenstreifen (zwei Tag, einer Nacht) entlang des Uferrückbaus gefischt, wobei 241 Individuen aus 16 Arten gefangen wurden. In Abbildung 29 ist die Artverteilung entlang des Uferrückbaus jener aus der gesamten Stauwurzel (nur Befischungen mittels Rechen und Pol) gegenübergestellt, wobei die massenhaft auftretende Laube nicht berücksichtigt wurde. Es zeigt sich, dass entlang des Uferrückbaus der Anteil der beiden rheophilen Arten Nase und Schneider deutlich höher war, während speleophile bzw. stark strukturgebundene Arten wie Aalrutte, Aal, Aitel und Flussbarsch einen geringeren Anteil ausmachten. Auffällig ist auch die Präferenz der FFH-Art Schied für diesen Bereich. Weil es sich um eine kleinräumige Maßnahme handelt, das Ufer recht steil ist, und in einem bereits deutlich staubeeinflussten Bereich der ohnehin sehr gefällearmen Stauwurzel liegt, ist diese Maßnahme in ihrer Qualität und Beständigkeit nicht mit jenen in der Stauwurzel Egglfing vergleichbar. Trotzdem zeigt sich auch hier, dass sie von den rheophilen und anspruchsvolleren indifferenten Zielarten gut angenommen wird.

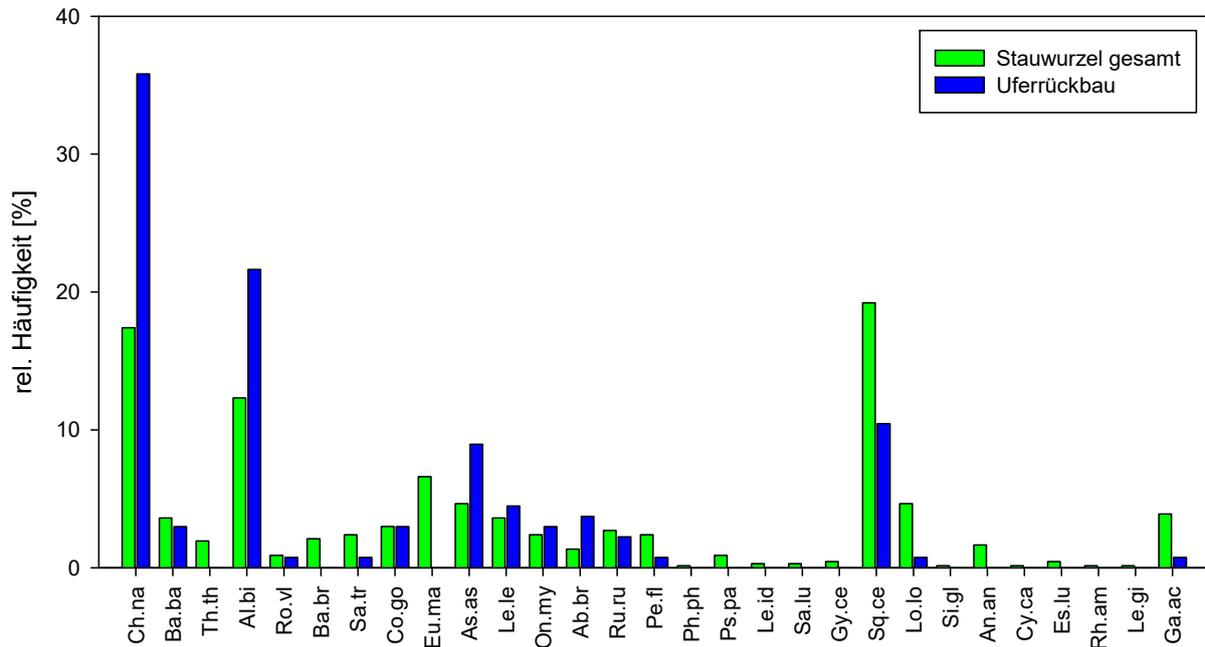


Abbildung 29: Artverteilung in der gesamten Stauwurzel (nur Rechen- und Polstangenbefischungen) und im Bereich des Uferrückbaus. Laube nicht berücksichtigt. Arten nach Strömungsgilden geordnet.



Abbildung 30: Herstellung des Uferrückbaus in der Stauwurzel Ering im Herbst 2016.



Abbildung 31: Uferrückbau im Juli 2020.

5 Literatur

- AGASSIZ, L., (1828): Beschreibung einer neuen Species aus dem Genus Cyprinus Linn. Isis 21: 1046–1050.
- BOHL, E., (1993): Wasserwirtschaftliche Rahmenuntersuchung Salzach. Teilprojekt Ökomorphologie und Fischfauna. .
- BOHL, E., H. KLEISINGER, & E. LEUNER, (2003): Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) und Rundmäuler (Cyclostomata) Bayerns. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- BORNE, M. VAN DEM, (1882): Die Fischereiverhältnisse des Deutschen Reiches, Oesterreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs. W. Moeser, Berlin.
- BRUSCHEK, E., (1953): Funktionsüberprüfungen an den Fischpässen der Kraftwerke Obernberg und Ering. Österreichs Fischerei 6: 129–136.
- BRUSCHEK, E., (1954a): Hemmung der Fischwanderung durch Staubecken. Österreichs Fischerei 7: 33–35.
- BRUSCHEK, E., (1954b): Die Fischwanderung im unverbauten Unterlauf des Inn. Österreichs Fischerei 7: 116–119.
- CEN, (2005): Water quality—Sampling of fish with multi-mesh gillnets. Brussels.
- DUßLING, U., (2009): Handbuch zu fiBS. Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V.
- DUßLING, U., J. BAER, J. GAYE-SIESSEGGGER, M. SCHUMANN, S. BLANK, & A. BRINKER, (2018): Das große Buch der Fische Baden-Württembergs. Ministerium für Ländlichen Raum und Verbraucherschutz Baden-Württemberg, Stuttgart.
- ELLMAUER, T., (2005): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 2: Arten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. .
- HANFLAND, S., M. IVANC, C. RATSCHAN, J. SCHNELL, M. SCHUBERT, & M. SIEMENS, (2015): Der Huchen – Fisch des Jahres 2015. Ökologie, aktuelle Situation, Gefährdung. Landesfischereiverband Bayern.
- HAUNSCHMID, R., G. WOLFRAM, T. SPINDLER, W. HONSIG-ERLENBURG, R. WIMMER, A. JAGSCH, E. KAINZ, K. HEHENWARTER, B. WAGNER, R. KONECNY, R. RIEDMÜLLER, G. IBEL, B. SASANO, & N. SCHOTZKO, (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft; 23. Bundesamt für Wasserwirtschaft, Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, <http://permalink.obvsg.at/bok/AC05725696>.
- HECKEL, J., (1854): Die Fische der Salzach. Verh. zool.-bot. Ver. Wien 4: 189–196.
- HECKEL, J., & R. KNER, (1858): Die Süßwasserfische der österreichischen Monarchie mit Rücksicht auf die angrenzenden Länder. W. Engelmann, Leipzig.
- HONSIG-ERLENBURG, W., (2011): Zum Vorkommen des Steingresslings (*Romanogobio uranoscopus*). Österreichs Fischerei 64: 291–291.
- HONSIG-ERLENBURG, W., M. REICHMANN, H. KAUFMANN, & N. SEREINIG, (2016): Fischökologische Verbesserung der Unteren Lavant (Kärnten) im Rahmen eines Life-Projektes. Österreichs Fischerei 69: 171–178.
- JUNG, M., C. RATSCHAN, & G. ZAUNER, (2019): Erstnachweis des Steingresslings (*Romanogobio uranoscopus* Agassiz, 1828) im Inn und Verbreitung im deutschsprachigen Raum. Österreichs

Fischerei .

JUNG, M., C. RATSCHAN, G. ZAUNER, & B. RIEHL, (2020): Die Rückkehr der Neunaugen in die Salzach. Neunaugen - echte Urviecher. Salzburger Fischerei 51: 35–37.

KAPA, R., (2010): Wiederfund des Steingresslings (*Romanogobio uranoscopus* , Agassiz , 1828) in Bayern – Totgeglaubte leben länger. Anliegen Natur 34: 51–54.

KOTTELAT, M., (1997): European freshwater fishes. An heuristic checklist of the freshwater fishes of Europe (exclusive of former USSR), with an introduction for non-systematists and comments on nomenclature and conservation. Biologica 52: 1–271.

KOTTELAT, M., & J. FREYHOF, (2007): Handbook of European Freshwater Fishes. Kottelat, Cornol and Freyhof, Berlin.

KRAPPE, M., R. LEMCKE, L. MEYER, & M. SCHUBERT, (2012): Fisch des Jahres 2012 Die Neunaugen. Verband Deutscher Sportfischer e.V. .

LAMPRECHT, J., (1860): Beschreibung der k.k. oberösterreichischen Gränzstadt Schärding am Inn und ihrer Umgebungen. Typ. J. Haas.

LEUNER, E., M. KLEIN, E. BOHL, J. JUNGBLUTH, J. GERBER, & K. GROH, (2000): Ergebnisse der Artenkartierungen in den Fließgewässern Bayerns. Fische, Krebse, Muscheln. Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten.

PETERSEN, B., G. ELLWANGER, R. BLESS, P. BOYE, E. SCHRÖDER, & A. SSYMANK, (2004): Das europäische Schutzgebietssystem Natura 2000. Ökologie und Verbreitung von Arten der FFH-Richtlinie in Deutschland. Band 2: Wirbeltiere. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. Heft 69/Band 2. Bundesamt für Naturschutz, Bonn, Bad Godesberg.

RATSCHAN, C., & M. ANDERT, (2014): Nachweis des in Oberösterreich mehr als ein Jahrhundert lang verschollenen Steingresslings. Österreichs Fischerei 67: 290–292.

RATSCHAN, C., M. JUNG, & G. ZAUNER, (2014): Fischereifachlicher Beitrag zum Managementplan für das FFH-Gebiet „Salzach und Unterer Inn“ (7744-371). .

RATSCHAN, C., M. SCHÖFBENKER, M. JUNG, & G. ZAUNER, (2021): Charakterisierung von Habitaten juveniler Huchen und Begleitarten in Gewässern mit silikatischem Einzugsgebiet (Ilz, Mitternacher/Gr. Ohe, Schwarzer Regen). I. A. Bayerischer Landesfischereiverband. .

REICHENBACH-KLINKE, H., (1968): Die Fischfauna des unteren Inns und ihre Beeinflussung durch Stauwehre. Zeitschrift für Wasser- und Abwasser-Forschung 96–98.

RENAUD, C., (1982): Revision of the lampreys genus *Eudontomyzon* Regan, 1911. University of Ottawa.

SACHTELEBEN, J., T. FARTMANN, K. WEDDELING, M. NEUKIRCHEN, & M. ZIMMERMANN, (2010): Bewertung des Erhaltungszustandes der Arten nach Anhang II und IV der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Deutschland. Überarbeitete Bewertungsbögen der Bund-Länder-Arbeitskreise als Grundlage für ein bundesweites FFH-Monitoring. Bundesamt für Naturschutz, http://www.bfn.de/fileadmin/MDB/documents/themen/monitoring/Bewertungsschemata_LRT_Sept_2010.pdf.

SCHMALL, B., & C. RATSCHAN, (2011): Die historische und aktuelle Fischfauna der Salzach - ein Vergleich mit dem Inn. Beiträge zur Naturkunde Oberösterreichs 21: 55–191.

SCHMUTZ, S., G. ZAUNER, J. EBERSTALLER, & M. JUNGWIRTH, (2001): Die „Streifenbefischungsmethode“: Eine Methode zur Quantifizierung von Fischbeständen mittelgroßer Fließgewässer. Österreichische Fischerei-Zeitung 54: 14–27, http://www.zobodat.at/pdf/Oesterreichs-Fischerei_54_0014-0027.pdf.

SCHNEEWEIS, F., (1979): Innfischerei. Die traditionelle Fischerei im Oberösterreichisch-

Bayerischen Inngbiet und ihre Wandlungen vom Ende des neunzehnten Jahrhunderts bis zur Gegenwart in volkskundlicher Sicht. Universität Wien.

SEIFERT, K., M. EFFENBERGER, E. GRAF, M. SIEMENS V., A. SCHERZ, M. ABELE, & J. BRUGGER, (2012): Ökologische Datengrundlagen: Fischfauna und Wanderverhalten, Donauausbau Straubing-Vilshofen – EU-Studie, Bericht i. A. der Rhein-Main-Donau AG und RMD Wasserstraßen GmbH. Pähl.

ŠMEJKAL, M., D. RICARD, M. PRCHALOVÁ, M. ŘÍHA, M. MUŠKA, P. BLABOLIL, M. ČECH, M. VAŠEK, T. JUŽA, A. M. HERRERAS, L. ENCINA, J. PETERKA, & J. KUBEČKA, (2015): Biomass and abundance biases in European standard gillnet sampling. PLoS ONE 10: 1–15.

WANZENBÖCK, J., H. KOVACEK, & B. HERZIG-STRASCHIL, (1989): Zum Vorkommen der Gründlinge (Gattung: Gobio; Cyprinidae) im österreichischen Donauraum. Österreichs Fischerei 42: 118–128.

WIESNER, C., & K. PINTER, (2009): Fischökologisches Monitoring der Maßnahmen im Unteren Murtal (Interreg). .

WOLFRAM, G., & E. MIKSCHI, (2007): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs In Zulka, K. P. (ed), Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs: Checklisten, Gefährdungsanalysen, Handlungsbedarf. Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft 14. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, Köln, Weimar: 61–198.

ZANGL, L., M. JUNG, W. GESSL, S. KOBLMÜLLER, & C. RATSCHAN, (2020): Oriental or not: First record of an Alien Weatherfish (*Misgurnus*) species in Austria verified by molecular data. *BiolInvasions Records* 9: 375–383.

ZAUNER, G., (1997): Fischökologische Beweissicherung der Sohlstabilisierung mittels Grobkornzugabe im Bereich Wildungsmauer. .

ZAUNER, G., & J. EBERSTALLER, (2000): Classification scheme of the Austrian fish fauna based on habitat requirements. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 2101–2106.

ZAUNER, G., J. GLATZEL, & P. PINKA, (2001a): Natur-Projekt "Unterer Inn mit Auen". Fischbiologische Untersuchung Reichersberger Au & Fischereiliches Bewirtschaftungskonzept. .

ZAUNER, G., M. JUNG, M. MÜHLBAUER, & C. RATSCHAN, (2014): LIFE+ Natur Projekt Mostviertel-Wachau. Endbericht Fischökologie Wachau. .

ZAUNER, G., M. JUNG, M. MÜHLBAUER, & C. RATSCHAN, (2015): Fischökologische Sanierung von Fließstrecken und Stauhaltungen der österreichischen Donau gem. WRRL: Immer der Nase (*Chondrostoma nasus*) nach. *Österreichs Fischerei* 68: 177–196.

ZAUNER, G., M. JUNG, C. RATSCHAN, & W. LAUBER, (2013): Fischökologische Evaluierung der Durchgängigkeit von Rampenbauwerken am ehemaligen Höfterwehr sowie der renaturierten Mündungstrecke der Mattig. .

ZAUNER, G., M. JUNG, C. RATSCHAN, & M. SCHÖFBENKER, (2019a): Erhebung der Fischzönose im Innstauraum KW Eggfing-Obernberg. Fischökologische Situation vor Maßnahmenumsetzung. I. A. Innwerk AG. .

ZAUNER, G., M. JUNG, C. RATSCHAN, & M. SCHÖFBENKER, (2019b): Erhebung der Fischzönose im Innstauraum KW Eggfing-Obernberg. Fischökologische Situation vor Maßnahmenumsetzung. I. A. Innwerke AG. .

ZAUNER, G., W. LAUBER, M. JUNG, C. RATSCHAN, M. SCHÖFBENKER, & R. SCHMALFUß, (2020): Wie erreicht man das „Gute ökologische Potential“? - Fallbeispiel Innstauraum Eggfing-

Obernberg. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft 74:.

ZAUNER, G., P. PINKA, & O. MOOG, (2001b): Pilotstudie Oberes Donautal. Gewässerökologische Evaluierung neugeschaffener Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Kraftwerks Aschach. Wasserstraßendirektion, Wien.

ZAUNER, G., C. RATSCHAN, & M. MÜHLBAUER, (2007): Fischfauna der Donau im östlichen Machland unter besonderer Berücksichtigung der FFH-Schutzgüter und ihres Erhaltungszustands. Maßnahmen und Potential für Revitalisierungen. Österreichische Fischerei 60 (8/9): 194–206.

6 Anhang

6.1 Bewertungsergebnisse FIA

Fluss:	Inn	Datum:	01.07.2020		
Standort:	Stauwurzel Ering				
adaptiertes Leitbild:	Inn (Salzach-Donau) ID: 219				
Fischregionsindex:	6				
Zustandsbewertung					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha			
	854,0	14,799			5
1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,0
Leitarten	6	5	83	3	
Typische Begleitarten	15	13	87	1	
Seltene Begleitarten	25	8	32	2	
Ökologische Gilden					2,5
Strömung	6	4	2	3	
Reproduktion	7	6	1	2	
Artenzusammensetzung & Gilden					2,3
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	6	6,2	0,20	1	1,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	6	5	83	3,0	
Typische Begleitarten	15	13	87	2,8	
Altersaufbau					2,9
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,41

Fluss:	Inn	Datum:	01.07.2020		
Standort:	Stau Ering				
adaptiertes Leitbild:	Inn (Salzach-Donau) ID: 219				
Fischregionsindex:	6				
Zustandsbewertung					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha			
	684,3	13,442			5
1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,0
Leitarten	6	5	83	3	
Typische Begleitarten	15	13	87	1	
Seltene Begleitarten	25	9	36	2	
Ökologische Gilden					1,5
Strömung	6	5	1	2	
Reproduktion	7	7	0	1	
Artenzusammensetzung & Gilden					2,1
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	6	6	0,00	1	1,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	6	5	83	3,3	
Typische Begleitarten	15	13	87	3,0	
Altersaufbau					3,2
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,48

Fluss:	Inn	Datum:	01.09.2020		
Standort:	Stauwurzel Ering				
adaptiertes Leitbild:	Inn (Salzach-Donau) ID: 219				
Fischregionsindex:	6				
Zustandsbewertung					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha			
	1005,8	15,238			5
1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,0
Leitarten	6	5	83	3	
Typische Begleitarten	15	14	93	1	
Seltene Begleitarten	25	7	28	2	
Ökologische Gilden					1,5
Strömung	6	5	1	2	
Reproduktion	7	7	0	1	
Artenzusammensetzung & Gilden					2,1
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	6	6,1	0,10	1	1,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	6	5	83	3,0	
Typische Begleitarten	15	14	93	3,1	
Altersaufbau					3,0
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,38

Fluss:	Inn	Datum:	01.09.2020		
Standort:	Stau Ering				
adaptiertes Leitbild:	Inn (Salzach-Donau) ID: 219				
Fischregionsindex:	6				
Zustandsbewertung					
Bestandsdaten:	Abundanz Ind/ha	Biomasse kg/ha			
	871,7	19,967			5
1. Artenzusammensetzung & Gilden	Leitbild	Aktuell	Anteil/Differenz	Teilbewertung	Gesamt
Arten					2,0
Leitarten	6	5	83	3	
Typische Begleitarten	15	14	93	1	
Seltene Begleitarten	25	9	36	2	
Ökologische Gilden					1,5
Strömung	6	5	1	2	
Reproduktion	7	7	0	1	
Artenzusammensetzung & Gilden					2,1
2. Dominanz	Leitbild	Aktuell	Differenz	Bewertung	Gesamt
Fischregionsindex	6	6,2	0,20	1	1,0
3. Altersaufbau	Leitbild	Aktuell	Anteil	Teilbewertung	Gesamt
Leitarten	6	5	83	3,3	
Typische Begleitarten	15	14	93	3,1	
Altersaufbau					3,2
Fischindex Austria ohne aktive ko Kriterien					2,49

6.2 Bewertungsergebnisse FiBS

(nächste Seite)

Fischbasierte Bewertung(Fließgewässer mit ≥ 10 Referenz-Arten)Gewässer: **Inn**Probestelle: **Simbach**

Referenz (Bezeichnung): 113e

Gepoolte Probenahmen (Nr.): 1; 2

Gesamt-Individuenzahl: 2277

Gesamt-Individuendichte: 1272 Ind./ha

Beprobungszeitraum: 4.10.2017 – 8.8.2018

Über die gesamte Breite beprobte Strecken: 0 m

Entlang der Ufer beprobte Strecken: 5969 m

Qualitätsmerkmale und Parameter	Referenz z	nachge- wiesen	Kriterien für			Bewertungs- grundlage	Score
			5	3	1		
(1) Arten- und Gildeninventar:							4,00
a) Typspezifische Arten (Referenz-Anteil $\geq 1\%$)							
Anzahl	20	17	100 %	< 100 %	< 100 %	85,0 %	1
Höchster Referenz-Anteil aller nicht nachgew. Typspez. Arten	entfällt	0,042	entfällt	und $\leq 0,02$	und $> 0,02$	0,042	1
b) Anzahl Begleitarten (Referenz-Anteil < 1 %)	23	8	> 50 %	10 – 50 %	< 10 %	34,8 %	3
c) Anzahl anadromer und potamodromer Arten	3	3	100 %	50 – 99,9 %	< 50 %	100,0 %	5
d) Anzahl Habitatgilden $\geq 1\%$	2	2	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
e) Anzahl Reproduktionsgilden $\geq 1\%$	5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
f) Anzahl Trophiegilden $\geq 1\%$	5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
(2) Artenabundanz und Gildenverteilung:							1,67
a) Abundanz der Leitarten ($\geq 5\%$ Referenz-Anteil)			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
1. Barbe	0,096	0,034	↑	↑	↑	64,3 %	1
2. Brachse, Blei	0,125	0,022	↑	↑	↑	82,4 %	1
3. Döbel, Aitel	0,075	0,148	↑	↑	↑	97,9 %	1
4. Güster	0,078	0,004	↑	↑	↑	95,5 %	1
5. Nase	0,114	0,357	↑	↑	↑	213,6 %	1
6. Ukelei, Laube	0,128	0,112	↓	↓	↓	12,9 %	5
2,00	2,00						
2,00	2,00						
2,00	2,00						
b) Barsch/Rotaugen-Abundanz	0,048	0,073	< 0,096	0,096 – 0,144	> 0,144	0,073	5
c) Gildenverteilung			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
I) Habitatgilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %		
<i>Rheophile</i>	0,565	0,708	↑	↑	↑	25,3 %	1
<i>Stagnophile</i>	0,004	0,000	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	89,0 %	1
II) Reproduktionsgilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %		
<i>Lithophile</i>	0,482	0,679	↑	↑	↑	41,0 %	1
<i>Psammophile</i>	0,057	0,019	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	66,1 %	3
<i>Phytophile</i>	0,119	0,048	< 15 %	15 – 45 %	> 45 %	59,8 %	1
III) Trophiegilden:			< 15 %	15 – 45 %	> 45 %		
<i>Invertivore</i>	0,281	0,097	↑	↑	↑	65,5 %	1
<i>Omnivore</i>	0,487	0,365	-6 – +3 %	> -6 – -18 %	> -18 %	-25,2 %	1
<i>Piscivore</i>	0,062	0,021	< 20 %	20 – 40 %	> 40 %	66,0 %	1
(3) Altersstruktur (Reproduktion):							2,33
0+ Anteile der Leitarten ($\geq 5\%$ Referenz-Anteil)			Anteil:	Anteil:	Anteil:	Anteil:	
1. Barbe (Gesamtfang: 78 Ind.)	> 0,300	0,346	↑	↑	↑	34,6 %	5
2. Brachse, Blei (Gesamtfang: 50 Ind.)	> 0,300	0,020	↑	↑	↑	2,0 %	1
3. Döbel, Aitel (Gesamtfang: 338 Ind.)	> 0,300	0,231	↑	↑	↑	23,1 %	3
4. Güster (Gesamtfang: 8 Ind.)	> 0,300	0,250	↑	↑	↑	< 10 Ind.	1
5. Nase (Gesamtfang: 814 Ind.)	> 0,300	0,853	↑	↑	↑	85,3 %	3
6. Ukelei, Laube (Gesamtfang: 254 Ind.)	> 0,300	0,059	↑	↑	↑	5,9 %	1
30 – 70 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang			↓	↓	↓		
10 – < 30 % oder > 70 – 90 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang			↓	↓	↓		
< 10 % oder > 90 % oder < 10 Ind. Gesamtfang			↓	↓	↓		
(4) Migration:							5,00
Migrationsindex, MI (ohne Aal)	1,489	1,881	> 1,367	1,245 – 1,367	< 1,245	1,881	5
(5) Fischregion:							5,00
Fischregions-Gesamtindex, FRI _{ges}	6,16	5,97	Abweichung: < 0,20	Abweichung: 0,2 – 0,41	Abweichung: > 0,41	Abweichung: 0,19	5
(6) Dominante Arten:							1,00
a) Leitartenindex, LAI	1	0,500	1	$\geq 0,7$	< 0,7	0,500	1
b) Community Dominance Index, CDI	entfällt	0,506	< 0,4	0,4 – 0,5	> 0,5	0,506	1
Gesamtbewertung						2,92	
Ökologischer Zustand						Gut	
Ecological Quality Ratio (EQR)						0,48	

Fischbasierte Bewertung Gewässer: **Inn**
 (Fließgewässer mit ≥ 10 Referenz-Arten) Probestelle: **Simbach**

Referenz (Bezeichnung): 113
 Gepoolte Probenahmen (Nr.): 1; 2
 Gesamt-Individuenzahl: 2277
 Gesamt-Individuendichte: 1272 Ind./ha
 Beprobungszeitraum: 4.10.2017 – 8.8.2018
 Über die gesamte Breite beprobte Strecken: 0 m
 Entlang der Ufer beprobte Strecken: 5969 m

Qualitätsmerkmale und Parameter	Referenz z	nachge- wiesen	Kriterien für			Bewertungs- grundlage	Score
			5	3	1		
(1) Arten- und Gildeninventar:							4,00
a) Typspezifische Arten (Referenz-Anteil ≥ 1 %)							
Anzahl	17	14	100 %	< 100 %	< 100 %	82,4 %	
Höchster Referenz-Anteil aller nicht nachgew. I ypspezit. Arten	entfällt	0,070	entfällt	und ≤ 0,02	und > 0,02	0,070	1
b) Anzahl Begleitarten (Referenz-Anteil < 1 %)	26	11	> 50 %	10 – 50 %	< 10 %	42,3 %	3
c) Anzahl anadromer und potamodromer Arten	3	3	100 %	50 – 99,9 %	< 50 %	100,0 %	5
d) Anzahl Habitatgilden ≥ 1 %	2	2	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
e) Anzahl Reproduktionsgilden ≥ 1 %	5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
f) Anzahl Trophiegilden ≥ 1 %	5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
(2) Artenabundanz und Gildenverteilung:							2,20
a) Abundanz der Leitarten (≥ 5 % Referenz-Anteil)			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
1. Äsche	0,070	0,000	↑	↑	↑	100,0 %	1
2. Barbe	0,160	0,034	↑	↑	↑	78,6 %	1
3. Döbel, Aitel	0,125	0,148	↓	↓	↓	18,8 %	5
4. Hasel	0,070	0,024	↑	↑	↑	65,5 %	1
5. Nase	0,190	0,357	↓	↓	↓	88,2 %	1
6. Schneider	0,065	0,018	↑	↑	↑	71,6 %	1
	2,00						
	2,00						
	2,00						
	2,00						
b) Barsch/Rotaugen-Abundanz	0,018	0,073	< 0,036	0,036 – 0,054	> 0,054	0,073	1
c) Gildenverteilung			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
I) Habitatgilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %		
Rheophile	0,828	0,708	↑	↑	↑	14,5 %	3
Stagnophile	0,004	0,000	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	89,0 %	1
II) Reproduktionsgilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %		
Lithophile	0,764	0,679	↑	↑	↑	11,1 %	3
Psammophile	0,028	0,019	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	31,0 %	3
Phytophile	0,050	0,048	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	4,3 %	5
III) Trophiegilden:			< 15 %	15 – 45 %	> 45 %		
Invertivore	0,370	0,097	↑	↑	↑	73,8 %	1
Omnivore	0,346	0,365	-15 – +6 %	> -15 – -45 %	> -45 %	+5,4 %	5
Piscivore:	0,043	0,021	< 20 %	20 – 40 %	> 40 %	51,0 %	1
(3) Altersstruktur (Reproduktion):							3,33
0+ Anteile der Leitarten (≥ 5% Referenz-Anteil)			Anteil:	Anteil:	Anteil:	Anteil:	
1. Äsche (Gesamtfang: 0 Ind.)	> 0,300	0,000	↑	↑	↑	k. N.	1
2. Barbe (Gesamtfang: 78 Ind.)	> 0,300	0,346	↑	↑	↑	34,6 %	5
3. Döbel, Aitel (Gesamtfang: 338 Ind.)	> 0,300	0,231	↑	↑	↑	23,1 %	3
4. Hasel (Gesamtfang: 55 Ind.)	> 0,300	0,800	↓	↓	↓	80,0 %	3
5. Nase (Gesamtfang: 814 Ind.)	> 0,300	0,853	↓	↓	↓	85,3 %	3
6. Schneider (Gesamtfang: 42 Ind.)	> 0,300	0,357	↓	↓	↓	35,7 %	5
			30 – 70 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang	10 – < 30 % oder > 70 – 90 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang	< 10 % oder > 90 % oder < 10 Ind. Gesamtfang		
(4) Migration:							5,00
Migrationsindex, MI (ohne Aal)	1,815	1,881	> 1,611	1,408 – 1,611	< 1,408	1,881	5
(5) Fischregion:							5,00
Fischregions-Gesamtindex, FRI _{ges}	5,91	5,97	< 0,23	0,23 – 0,46	> 0,46	0,06	5
(6) Dominante Arten:							1,00
a) Leitartenindex, LAI	1	0,333	1	≥ 0,7	< 0,7	0,333	1
b) Community Dominance Index, CDI	entfällt	0,506	< 0,4	0,4 – 0,5	> 0,5	0,506	1
Gesamtbewertung							3,30
Ökologischer Zustand							Gut
Ecological Quality Ratio (EQR)							0,58

Fischbasierte Bewertung(Fließgewässer mit ≥ 10 Referenz-Arten)Gewässer: **Inn**Probestelle: **Inn Stau Ering**

Referenz (Bezeichnung): 113e

Gepoolte Probenahmen (Nr.): 1

Gesamt-Individuenzahl: 5350

Gesamt-Individuendichte: 491 Ind./ha

Beprobungszeitraum:

1.7.2020

Über die gesamte Breite beprobte Strecken:

0 m

Entlang der Ufer beprobte Strecken:

36284 m

Qualitätsmerkmale und Parameter	Referenz z	nachge- wiesen	Kriterien für			Bewertungs- grundlage	Score
			5	3	1		
(1) Arten- und Gildeninventar:							4,33
a) Typspezifische Arten (Referenz-Anteil $\geq 1\%$)							
Anzahl	20	18	100 %	< 100 %	< 100 %	90,0 %	
Höchster Referenz-Anteil aller nicht nachgew. Typspez. Arten	entfällt	0,010	entfällt	und $\leq 0,02$	und $> 0,02$	0,010	3
b) Anzahl Begleitarten (Referenz-Anteil < 1 %)	23	12	> 50 %	10 – 50 %	< 10 %	52,2 %	5
c) Anzahl anadromer und potamodromer Arten	3	2	100 %	50 – 99,9 %	< 50 %	66,7 %	3
d) Anzahl Habitatgilden $\geq 1\%$	2	2	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
e) Anzahl Reproduktionsgilden $\geq 1\%$	5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
f) Anzahl Trophiegilden $\geq 1\%$	5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
(2) Artenabundanz und Gildenverteilung:							2,07
a) Abundanz der Leitarten ($\geq 5\%$ Referenz-Anteil)			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
1. Barbe	0,096	0,013	↑	↑	↑	86,6 %	1
2. Brachse, Blei	0,125	0,024	↑	↑	↑	81,2 %	1
3. Döbel, Aitel	0,075	0,060	↑	↑	↑	19,8 %	5
4. Güster	0,078	0,001	↑	↑	↑	98,3 %	1
5. Nase	0,114	0,087	↑	↑	↑	23,4 %	5
6. Ukelei, Laube	0,128	0,592	↓	↓	↓	362,6 %	1
	2,00						
	2,00						
	2,00						
	2,00						
b) Barsch/Rotaugen-Abundanz	0,048	0,056	< 0,096	0,096 – 0,144	> 0,144	0,056	5
c) Gildenverteilung			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
I) Habitatgilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %		
<i>Rheophile</i>	0,565	0,280	↑	↑	↑	50,4 %	1
<i>Stagnophile</i>	0,004	0,004	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	11,2 %	5
II) Reproduktionsgilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %		
<i>Lithophile</i>	0,482	0,248	↑	↑	↑	48,5 %	1
<i>Psammophile</i>	0,057	0,013	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	78,0 %	1
<i>Phytophile</i>	0,119	0,023	< 15 %	15 – 45 %	> 45 %	80,5 %	1
III) Trophiegilden:			< 15 %	15 – 45 %	> 45 %		
<i>Invertivore</i>	0,281	0,076	↑	↑	↑	72,9 %	1
<i>Omnivore</i>	0,487	0,738	-6 – +3 %	> -6 – -18 %	> -18 %	+51,6 %	1
<i>Piscivore</i> :	0,062	0,025	< 20 %	20 – 40 %	> 40 %	59,6 %	1
(3) Altersstruktur (Reproduktion):							2,67
0+ Anteile der Leitarten ($\geq 5\%$ Referenz-Anteil)			Anteil:	Anteil:	Anteil:	Anteil:	
1. Barbe (Gesamtfang: 69 Ind.)	> 0,300	0,130	↑	↑	↑	13,0 %	3
2. Brachse, Blei (Gesamtfang: 126 Ind.)	> 0,300	0,222	↑	↑	↑	22,2 %	3
3. Döbel, Aitel (Gesamtfang: 322 Ind.)	> 0,300	0,295	↑	↑	↑	29,5 %	3
4. Güster (Gesamtfang: 7 Ind.)	> 0,300	0,000	↓	↓	↓	< 10 Ind.	1
5. Nase (Gesamtfang: 467 Ind.)	> 0,300	0,625	↑	↑	↑	62,5 %	5
6. Ukelei, Laube (Gesamtfang: 3168 Ind.)	> 0,300	0,004	↓	↓	↓	0,4 %	1
			30 – 70 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang	10 – < 30 % oder > 70 – 90 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang	< 10 % oder > 90 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang		
(4) Migration:							3,00
Migrationsindex, MI (ohne Aal)	1,489	1,274	> 1,367	1,245 – 1,367	< 1,245	1,274	3
(5) Fischregion:							5,00
Fischregions-Gesamtindex, FRI _{ges}	6,16	6,34	Abweichung: < 0,20	Abweichung: 0,2 – 0,41	Abweichung: > 0,41	Abweichung: 0,18	5
(6) Dominante Arten:							1,00
a) Leitartenindex, LAI	1	0,500	1	$\geq 0,7$	< 0,7	0,500	1
b) Community Dominance Index, CDI	entfällt	0,679	< 0,4	0,4 – 0,5	> 0,5	0,679	1
Gesamtbewertung							3,02
Ökologischer Zustand							Gut
Ecological Quality Ratio (EQR)							0,50

Fischbasierte Bewertung Gewässer: **Inn**
 (Fließgewässer mit ≥ 10 Referenz-Arten) Probestelle: **Inn Stau Ering**

Referenz (Bezeichnung): 113
 Gepoolte Probenahmen (Nr.): 1
 Gesamt-Individuenzahl: 5350
 Gesamt-Individuendichte: 491 Ind./ha
 Beprobungszeitraum: 1.7.2020
 Über die gesamte Breite beprobte Strecken: 0 m
 Entlang der Ufer beprobte Strecken: 36284 m

Qualitätsmerkmale und Parameter	Referenz z	nachge- wiesen	Kriterien für			Bewertungs- grundlage	Score
			5	3	1		
(1) Arten- und Gildeninventar:							4,33
a) Typspezifische Arten (Referenz-Anteil ≥ 1 %)							
Anzahl	17	14	100 %	< 100 %	< 100 %	82,4 %	
Höchster Referenz-Anteil aller nicht nachgew. Typspez. Arten	entfällt	0,015	entfällt	und ≤ 0,02	und > 0,02	0,015	3
b) Anzahl Begleitarten (Referenz-Anteil < 1 %)	26	16	> 50 %	10 – 50 %	< 10 %	61,5 %	5
c) Anzahl anadromer und potamodromer Arten	3	2	100 %	50 – 99,9 %	< 50 %	66,7 %	3
d) Anzahl Habitatgilden ≥ 1 %	2	2	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
e) Anzahl Reproduktionsgilden ≥ 1 %	5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
f) Anzahl Trophiegilden ≥ 1 %	5	5	100 %	entfällt	< 100 %	100,0 %	5
(2) Artenabundanz und Gildenverteilung:							1,53
a) Abundanz der Leitarten (≥ 5 % Referenz-Anteil)			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
1. Äsche	0,070	0,003	↑	↑	↑	95,7 %	1
2. Barbe	0,160	0,013	↑	↑	↑	91,9 %	1
3. Döbel, Aitel	0,125	0,060	↑	↑	↑	51,9 %	1
4. Hasel	0,070	0,009	↑	↑	↑	87,2 %	1
5. Nase	0,190	0,087	↑	↑	↑	54,1 %	1
6. Schneider	0,065	0,021	↓	↓	↓	67,2 %	1
	2,00						
	2,00						
	2,00						
	2,00						
b) Barsch/Rotaugen-Abundanz	0,018	0,056	< 0,036	0,036 – 0,054	> 0,054	0,056	1
c) Gildenverteilung			Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	Abweichung:	
I) Habitatgilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %		
<i>Rheophile</i>	0,828	0,280				66,1 %	1
<i>Stagnophile</i>	0,004	0,004	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	11,2 %	5
II) Reproduktionsgilden:			< 6 %	6 – 18 %	> 18 %		
<i>Lithophile</i>	0,764	0,248				67,5 %	1
<i>Psammophile</i>	0,028	0,013	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	55,3 %	3
<i>Phytophile</i>	0,050	0,023	< 25 %	25 – 75 %	> 75 %	53,6 %	3
III) Trophiegilden:			< 15 %	15 – 45 %	> 45 %		
<i>Invertivore</i>	0,370	0,076				79,4 %	1
<i>Omnivore</i>	0,346	0,738	-15 – +6 %	> -15 – -45 %	> -45 %	+113,3 %	1
<i>Piscivore:</i>	0,043	0,025	< 20 %	20 – 40 %	> 40 %	41,8 %	1
(3) Altersstruktur (Reproduktion):							4,00
0+ Anteile der Leitarten (≥ 5% Referenz-Anteil)			Anteil:	Anteil:	Anteil:	Anteil:	
1. Äsche (Gesamtfang: 16 Ind.)	> 0,300	0,563	↑	↑	↑	56,3 %	5
2. Barbe (Gesamtfang: 69 Ind.)	> 0,300	0,130	↑	↑	↑	13,0 %	3
3. Döbel, Aitel (Gesamtfang: 322 Ind.)	> 0,300	0,295	↑	↑	↑	29,5 %	3
4. Hasel (Gesamtfang: 48 Ind.)	> 0,300	0,583	↑	↑	↑	58,3 %	5
5. Nase (Gesamtfang: 467 Ind.)	> 0,300	0,625	↑	↑	↑	62,5 %	5
6. Schneider (Gesamtfang: 114 Ind.)	> 0,300	0,114	↓	↓	↓	11,4 %	3
			30 – 70 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang	10 – < 30 % oder > 70 – 90 % bei ≥ 10 Ind. Gesamtfang	< 10 % oder > 90 % oder < 10 Ind. Gesamtfang		
(4) Migration:							1,00
Migrationsindex, MI (ohne Aal)	1,815	1,274	> 1,611	1,408 – 1,611	< 1,408	1,274	1
(5) Fischregion:							3,00
Fischregions-Gesamtindex, FRI _{ges}	5,91	6,34	< 0,23	0,23 – 0,46	> 0,46	0,43	3
(6) Dominante Arten:							1,00
a) Leitartenindex, LAI	1	0,333	1	≥ 0,7	< 0,7	0,333	1
b) Community Dominance Index, CDI	entfällt	0,679	< 0,4	0,4 – 0,5	> 0,5	0,679	1
Gesamtbewertung						2,88	
Ökologischer Zustand						Gut	
Ecological Quality Ratio (EQR)						0,47	

6.3 Bestandswerte Elektrofischungen Tag

(Realfang [n], Abundanz [Ind./ha], Biomasse [kg/ha], Populationsbewertung [Bewertung mit 5 – kein Nachweis in dieser Befischungskampagne, Bewertung mit 4 obwohl n=0 – Nachweis mittels ergänzender Methoden])

Stauwurzel Juli, Rechen & Pol kombiniert

Wiss. Name	Art	n	Ind./ha	kg/ha	Pop.
<i>Abramis brama</i>	Ab.br	8	9,1	0,8	1
<i>Alburnus alburnus</i>	Al.al	664	481,2	4,0	2
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Al.bi	73	87,2	0,1	2
<i>Anguilla anguilla</i>	An.an	8	4,5	1,7	4
<i>Aspius aspius</i>	As.as	38	44,5	0,9	3
<i>Barbus barbus</i>	Ba.ba	3	3,3	0,0	2
<i>Barbatula barbatula</i>	Ba.br	10	11,0	0,0	3
<i>Chondrostoma nasus</i>	Ch.na	63	71,5	0,2	3
<i>Cottus gobio</i>	Co.go	13	14,8	0,0	2
<i>Coregonus sp.</i>	Co.sp	0	0,0	0,0	5
<i>Cyprinus carpio</i>	Cy.ca	1	0,4	2,9	4
Cyprinidae	Cyprinidae	29	44,1	0,0	
<i>Esox lucius</i>	Es.lu	1	0,3	0,0	4
<i>Eudontomyzon mariae</i>	Eu.ma	5	3,9	0,0	4
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Ga.ac	21	23,2	0,0	1
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Gy.ce	0	0,0	0,0	1
<i>Lepomis gibbosus</i>	Le.gi	0	0,0	0,0	5
<i>Leuciscus idus</i>	Le.id	1	0,6	1,0	4
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Le.le	17	19,3	0,0	2
<i>Lota lota</i>	Lo.lo	7	4,5	0,7	3
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	On.my	12	3,8	1,0	3
<i>Perca fluviatilis</i>	Pe.fl	9	7,1	0,2	1
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Ph.ph	1	1,1	0,0	4
<i>Pseudorasbora parva</i>	Ps.pa	1	1,1	0,0	4
<i>Rhodeus amarus</i>	Rh.am	0	0,0	0,0	5
<i>Romanogobio vladykovi</i>	Ro.vl	0	0,0	0,0	2
<i>Rutilus rutilus</i>	Ru.ru	16	17,3	0,1	2
<i>Sander lucioperca</i>	Sa.lu	1	1,1	0,0	4
<i>Salmo trutta</i>	Sa.tr	8	3,4	0,8	3
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Sc.er	0	0,0	0,0	5
<i>Silurus glanis</i>	Si.gl	0	0,0	0,0	5
<i>Squalius cephalus</i>	Sq.ce	60	67,3	2,0	2
<i>Thymallus thymallus</i>	Th.th	1	0,5	0,0	4
<i>Tinca tinca</i>	Ti.ti	0	0,0	0,0	5
<i>Blicca bjoerkna</i>	Bl.bj	0	0,0	0,0	4
<i>Carassius gibelio</i>	Ca.gi	0	0,0	0,0	4
<i>Gobio gobio</i>	Go.go	0	0,0	0,0	4
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Sa.fo	0	0,0	0,0	4
	gesamt	1071	925,8	16,5	

Stau Juli, Rechen & Pol kombiniert

Wiss. Name	Art	n	Ind./ha	kg/ha	Pop.
<i>Abramis brama</i>	Ab.br	10	4,2	2,4	1
<i>Alburnus alburnus</i>	Al.al	423	280,5	3,0	2
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Al.bi	0	0,0	0,0	5
<i>Anguilla anguilla</i>	An.an	1	0,2	0,0	4
<i>Aspius aspius</i>	As.as	11	9,2	0,0	4
<i>Barbus barbus</i>	Ba.ba	2	0,9	0,0	3
<i>Barbatula barbatula</i>	Ba.br	1	0,7	0,0	4
<i>Chondrostoma nasus</i>	Ch.na	130	152,1	1,5	2
<i>Cottus gobio</i>	Co.go	18	18,4	0,1	2
<i>Coregonus sp.</i>	Co.sp	0	0,0	0,0	5
<i>Cyprinus carpio</i>	Cy.ca	0	0,0	0,0	5
Cyprinidae	Cyprinidae	24	45,3	0,0	
<i>Esox lucius</i>	Es.lu	11	6,3	3,1	1
<i>Eudontomyzon mariae</i>	Eu.ma	76	76,1	0,5	2
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Ga.ac	6	7,5	0,0	
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Gy.ce	0	0,0	0,0	1
<i>Lepomis gibbosus</i>	Le.gi	0	0,0	0,0	
<i>Leuciscus idus</i>	Le.id	0	0,0	0,0	4
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Le.le	2	1,3	0,0	4
<i>Lota lota</i>	Lo.lo	4	1,8	0,1	4
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	On.my	0	0,0	0,0	
<i>Perca fluviatilis</i>	Pe.fl	27	29,2	0,5	1
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Ph.ph	0	0,0	0,0	5
<i>Pseudorasbora parva</i>	Ps.pa	0	0,0	0,0	
<i>Rhodeus amarus</i>	Rh.am	0	0,0	0,0	4
<i>Romanogobio vladykovi</i>	Ro.vl	0	0,0	0,0	2
<i>Rutilus rutilus</i>	Ru.ru	31	17,7	0,5	2
<i>Sander lucioperca</i>	Sa.lu	0	0,0	0,0	4
<i>Salmo trutta</i>	Sa.tr	3	0,6	0,2	4
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Sc.er	1	1,0	0,0	3
<i>Silurus glanis</i>	Si.gl	0	0,0	0,0	4
<i>Squalius cephalus</i>	Sq.ce	83	82,7	1,4	2
<i>Thymallus thymallus</i>	Th.th	3	1,5	0,1	4
<i>Tinca tinca</i>	Ti.ti	0	0,0	0,0	4
<i>Blicca bjoerkna</i>	Bl.bj	0	0,0	0,0	4
<i>Carassius gibelio</i>	Ca.gi	0	0,0	0,0	4
<i>Gobio gobio</i>	Go.go	0	0,0	0,0	4
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Sa.fo	0	0,0	0,0	
	gesamt	867	737,4	13,5	

Stauwurzel September, Rechen & Pol kombiniert

Wiss. Name	Art	n	Ind./ha	kg/ha	Pop.
<i>Abramis brama</i>	Ab.br	6	5,0	0,9	1
<i>Alburnus alburnus</i>	Al.al	839	658,1	7,3	2
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Al.bi	34	38,3	0,1	2
<i>Anguilla anguilla</i>	An.an	3	2,0	0,5	4
<i>Aspius aspius</i>	As.as	5	4,9	0,0	4
<i>Barbus barbus</i>	Ba.ba	8	7,5	0,3	2
<i>Barbatula barbatula</i>	Ba.br	4	3,8	0,0	4
<i>Chondrostoma nasus</i>	Ch.na	72	82,1	0,4	3
<i>Cottus gobio</i>	Co.go	11	12,7	0,0	3
<i>Coregonus sp.</i>	Co.sp	0	0,0	0,0	5
<i>Cyprinus carpio</i>	Cy.ca	0	0,0	0,0	5
Cyprinidae	Cyprinidae	0	0,0	0,0	
<i>Esox lucius</i>	Es.lu	2	0,8	0,0	4
<i>Eudontomyzon mariae</i>	Eu.ma	39	61,1	0,2	2
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Ga.ac	6	6,7	0,0	4
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Gy.ce	1	1,1	0,0	1
<i>Lepomis gibbosus</i>	Le.gi	1	1,1	0,0	4
<i>Leuciscus idus</i>	Le.id	1	1,1	0,0	4
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Le.le	9	9,2	0,1	2
<i>Lota lota</i>	Lo.lo	18	18,5	2,2	3
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	On.my	6	4,7	1,1	4
<i>Perca fluviatilis</i>	Pe.fl	4	2,2	0,1	2
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Ph.ph	0	0,0	0,0	5
<i>Pseudorasbora parva</i>	Ps.pa	5	1,3	0,0	4
<i>Rhodeus amarus</i>	Rh.am	1	2,4	0,1	4
<i>Romanogobio vladykovi</i>	Ro.vl	6	4,6	0,0	1
<i>Rutilus rutilus</i>	Ru.ru	2	2,4	0,1	3
<i>Sander lucioperca</i>	Sa.lu	0	0,0	0,0	4
<i>Salmo trutta</i>	Sa.tr	4	1,1	0,4	4
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Sc.er	0	0,0	0,0	5
<i>Silurus glanis</i>	Si.gl	1	0,3	0,1	4
<i>Squalius cephalus</i>	Sq.ce	75	80,2	1,3	2
<i>Thymallus thymallus</i>	Th.th	6	4,0	0,5	3
<i>Tinca tinca</i>	Ti.ti	0	0,0	0,0	5
<i>Blicca bjoerkna</i>	Bl.bj	0	0,0	0,0	4
<i>Carassius gibelio</i>	Ca.gi	0	0,0	0,0	4
<i>Gobio gobio</i>	Go.go	0	0,0	0,0	4
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Sa.fo	0	0,0	0,0	4
	gesamt	1169	1016,7	15,7	

Stau September, Rechen & Pol kombiniert

Wiss. Name	Art	n	Ind./ha	kg/ha	Pop.
<i>Abramis brama</i>	Ab.br	11	4,0	2,1	1
<i>Alburnus alburnus</i>	Al.al	599	439,2	5,0	3
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Al.bi	1	1,1	0,0	4
<i>Anguilla anguilla</i>	An.an	1	0,2	0,1	4
<i>Aspius aspius</i>	As.as	16	20,6	0,7	3
<i>Barbus barbus</i>	Ba.ba	2	3,3	0,0	4
<i>Barbatula barbatula</i>	Ba.br	2	4,1	0,0	4
<i>Chondrostoma nasus</i>	Ch.na	96	133,6	4,0	2
<i>Cottus gobio</i>	Co.go	3	3,0	0,0	4
<i>Coregonus sp.</i>	Co.sp	1	0,2	0,1	4
<i>Cyprinus carpio</i>	Cy.ca	5	0,9	4,8	4
Cyprinidae	Cyprinidae	0	0,0	0,0	
<i>Esox lucius</i>	Es.lu	17	16,4	0,7	1
<i>Eudontomyzon mariae</i>	Eu.ma	49	69,6	0,5	2
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Ga.ac	9	16,1	0,0	8
<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Gy.ce	1	1,4	0,0	1
<i>Lepomis gibbosus</i>	Le.gi	0	0,0	0,0	
<i>Leuciscus idus</i>	Le.id	7	9,2	0,1	3
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Le.le	5	8,6	0,0	4
<i>Lota lota</i>	Lo.lo	3	0,6	0,0	4
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	On.my	0	0,0	0,0	5
<i>Perca fluviatilis</i>	Pe.fl	11	18,9	0,2	1
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Ph.ph	0	0,0	0,0	5
<i>Pseudorasbora parva</i>	Ps.pa	7	14,5	0,0	4
<i>Rhodeus amarus</i>	Rh.am	1	3,1	0,0	4
<i>Romanogobio vladykovi</i>	Ro.vl	0	0,0	0,0	2
<i>Rutilus rutilus</i>	Ru.ru	3	5,5	0,1	2
<i>Sander lucioperca</i>	Sa.lu	0	0,0	0,0	4
<i>Salmo trutta</i>	Sa.tr	1	0,2	0,1	4
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Sc.er	0	0,0	0,0	3
<i>Silurus glanis</i>	Si.gl	0	0,0	0,0	4
<i>Squalius cephalus</i>	Sq.ce	74	123,9	1,6	2
<i>Thymallus thymallus</i>	Th.th	0	0,0	0,0	5
<i>Tinca tinca</i>	Ti.ti	2	4,4	0,0	4
<i>Blicca bjoerkna</i>	Bl.bj	0	0,0	0,0	4
<i>Carassius gibelio</i>	Ca.gi	0	0,0	0,0	4
<i>Gobio gobio</i>	Go.go	0	0,0	0,0	4
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Sa.fo	0	0,0	0,0	5
	gesamt	927	902,8	20,2	