



Europas Naturerbe sichern Bayerns Heimat bewahren



Fachgrundlagen zum **MANAGEMENTPLAN** für das FFH-Gebiet 7447-371



„Donau von Kachlet bis Jochenstein mit Inn- und Ilzmündung“





Managementplan für das FFH-Gebiet 7447-371 "Donau von Kachlet bis Jochenstein mit Inn- und Ilzmündung"

Fachgrundlagen

Auftraggeber:	Regierung von Niederbayern Sachgebiet 51 Regierungsplatz 540 84028 Landshut Tel.: 0871/808-1839 Fax: 0871/808-1898 poststelle@reg-nb.bayern.de www.regierung.niederbayern.bayern.de
Projektkoordination und fachliche Betreuung:	Wolfgang Lorenz, André Schwab Regierung von Niederbayern, Sachgebiet 51, Naturschutz
Auftragnehmer:	TB Zauner GmbH Marktstrasse 35 A - 4090 Engelhartzell Tel.: +43 7717/7176 Fax: +43 7717/7176-44 ezell@ezb-fluss.at www.ezb-fluss.at
Bearbeitung:	Kathrin Mitmasser Martin Mühlbauer Clemens Ratschan Michael Jung Gerald Zauner
Fachbeitrag Wald:	Amt für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Landau NATURA 2000 – Regionales Kartierteam Anton-Kreiner-Str.1 94405 Landau a.d.Isar Tel.: 09951/693-0 Fax: 09951/693-444 poststelle@aelf-ln.bayern.de www.aelf-ln.bayern.de
Bearbeitung:	Ernst Lohberger
Bildnachweis:	<i>Sofern nicht anders angegeben, stammen alle Fotos von den o.g. Autoren</i>
Stand:	Juni, 2016



Gefördert durch die EU mit Mitteln des Europäischen Landwirtschaftsfonds für die
Entwicklung des ländlichen Raums (ELER)

Inhaltsverzeichnis

1	Gebietsbeschreibung	14
1.1	Kurzbeschreibung und naturräumliche Grundlagen	14
1.2	Flussmorphologisches Leitbild	14
1.2.1	Flussmorphologische Übersicht der Donau	16
1.2.2	Flussmorphologische Übersicht des Unteren Inns	20
1.2.3	Flussmorphologische Übersicht der Ilz	22
1.3	Ausgewählte biotische Indikatoren für leitbildorientierte Lebensraumverhältnisse	23
1.3.1	Vogelfauna	24
1.3.2	Wassergebundene Säugetiere	24
1.3.3	Pioniervegetation, Weichholzaue	25
1.3.4	Fischfauna	25
1.4	Synergien und Konflikte Wasserrahmenrichtlinie – FFH-Richtlinie	26
2	Vorhandene Datengrundlagen, Erhebungsprogramm und -methoden	28
2.1	Unterlagen zum FFH-Gebiet	28
2.2	Naturschutzfachliche Planungen und Dokumentationen	28
2.3	Funddaten zu Fischen und Neunaugen im Gebiet und angrenzenden Bereichen	28
2.4	Digitale Kartengrundlagen	29
2.5	Kartier- und Bewertungsanleitungen zu LRT und Arten	29
2.6	Gebietsspezifische Literatur	30
2.7	Persönliche Auskünfte	31
3	Untersuchungsmethodik	32
3.1	Bewertungsgrundsätze Lebensraumtypen (LRT)	32
3.2	Methoden der fischökologischen Freilandhebung	32
3.2.1	Elektrobefischung Anodenrechen	33
3.2.2	Elektrobefischungen Polstange	34
3.2.3	Multimaschennetze	34
3.2.4	Langleinen	35
3.2.5	Uferzugnetz	36
3.3	Methodik zur Bewertung des Erhaltungszustands der Schutzgüter im FFH-Gebiet	37
3.4	Rote Liste	39
4	Lebensraumtypen und Arten	40
4.1	Lebensraumtypen des Anhanges I der FFH-Richtlinie die im SDB aufgeführt sind	40

4.1.1	LRT 91E0* Erlen- und Eschenwälder und Weichholzaunenwälder an Fließgewässern (<i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>).....	40
4.1.2	Leitarten der Waldlebensraumtypen	47
4.1.3	LRT 6430 Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe.....	48
4.2	Lebensraumtypen, die nicht im Standarddatenbogen aufgeführt sind	49
	LRT 91F0 Hartholz-Auenwälder mit <i>Quercus robur</i> , <i>Ulmus laevis</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus excelsior</i> oder <i>Fraxinus angustifolia</i> (Ulmenion minoris)	49
4.3	Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie, die im SDB aufgeführt sind	51
4.3.1	Biber, <i>Castor fiber</i> (EU Code Nr. 1337)	52
4.3.2	Schied, <i>Aspius aspius</i> (EU Code Nr. 1130)	53
4.3.3	Zingel, <i>Zingel zingel</i> (EU Code Nr. 1159)	58
4.3.4	Streber, <i>Zingel streber</i> (EU Code Nr. 1160)	63
4.3.5	Frauennerfling, <i>Rutilus pigus virgo</i> (Eu Code Nr. 1114)	69
4.3.6	Bitterling, <i>Rhodeus sericeus</i> (EU Code Nr. 1134)	74
4.3.7	Schlammpeitzger, <i>Misgurnus fossilis</i> (EU Code Nr. 1145)	77
4.3.8	Strömer, <i>Leuciscus souffia agassizi</i> (EU Code Nr. 1131)	79
4.3.9	Schrätzer, <i>Gymnocephalus schraetser</i> (EU Code Nr. 1157)	81
4.3.10	Donau-Bachneunauge, <i>Eudontomyzon vladykovi</i> (EU Code Nr. 1098).....	86
4.3.11	Huchen, <i>Hucho hucho</i> (EU Code Nr. 1105).....	89
4.4	Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie, die nicht im SDB aufgeführt sind	92
4.4.1	Fischotter, <i>Lutra lutra</i> (EU Code Nr. 1355)	93
4.4.2	Weißflossengründling, <i>Gobio albipinnatus</i> (EU Code Nr. 1124)	94
4.4.3	Donau-Kaulbarsch, <i>Gymnocephalus baloni</i> (EU Code Nr. 2555)	98
4.4.4	Sichling, Ziege, <i>Pelecus cultratus</i> (EU Code Nr. 2522)	101
4.4.5	Perlfisch, <i>Rutilus frisii meidingeri</i> (EU Code Nr. 1139)	103
4.4.6	Spanische Flagge, <i>Euplagia quadripunctaria</i> (EU Code Nr. 1078)	104
4.4.7	Semling, <i>Barbus meridionalis</i> , (EU Code Nr. 1138).....	105
4.4.8	Koppe, Groppe, <i>Cottus gobio</i> (EU Code Nr. 1163).....	107
4.4.9	Kesslergründling, <i>Gobio kessleri</i> (EU Code Nr. 2511).....	108
5	Sonstige naturschutzfachlich bedeutsame Biotope und Arten	110
6	Gebietsbezogene Zusammenfassung	120
6.1	Gebietsbezogene Beeinträchtigungen und Gefährdungen	121
6.2	Zielkonflikte und Prioritätensetzung	121
7	Allgemeine Hinweise zur Umsetzung von Maßnahmen im FFH-Gebiet ...	123
7.1	Planungsgrundsätze	123

7.1.1	Bereiche mit hohem Potential für leitbildorientierte Restrukturierungen im FFH-Gebiet.....	123
7.1.2	Grundsätzlich mögliche Bauweisen von Restrukturierungsmaßnahmen	124
7.1.3	Erhaltung und Wiederherstellung der biologischen Durchgängigkeit.....	127
7.1.4	Kompensation der Eintiefung von Donau, Inn- und Ilzmündung und Geschiebemanagement.....	129
7.1.5	Schaffung von flachen Ufergradienten und Totholzstrukturen – fischökologische Anforderungen an die Uferstruktur	134
7.1.6	Schutz vor schifffahrtsbedingtem Wellenschlag	138
7.1.7	Grundsätzliches zum Flächenbedarf	140
7.1.8	Minimierung des Erhaltungsaufwands von Restrukturierungsmaßnahmen	141
7.1.9	Nutzungen bzw. Rahmenbedingungen für die Entwicklung von Restrukturierungsmaßnahmen	142
7.2	Zielarten von Revitalisierungsmaßnahmen	145
7.3	Übersicht über die unterschiedlichen Maßnahmentypen	147
7.3.1	Zubringer – Strukturierung von Inn und Ilz.....	148
7.3.2	Uferstrukturierung – Schotterbank.....	148
7.3.3	Uferstrukturierung – Insel-Nebenarm-System	149
7.3.4	Großer durchströmter Nebenarm	150
7.3.5	Kleiner durchströmter Nebenarm.....	152
7.3.6	Einseitig angebundener Altarm.....	153
7.3.7	Isolierte Kleingewässer.....	155
7.3.8	Organismenwanderhilfe.....	157
7.3.9	Uferstrukturierung im zentralen Stau	159
7.3.10	Feinsedimentstrukturen	159
7.3.11	Überdecken von Feinsedimentstrukturen mit Kies	161
7.3.12	Überkieste Verlandungsbuhnen	162
7.3.13	Weitere Möglichkeiten zur Uferstrukturierung im zentralen Stau ..	162
7.3.14	Besatz und Wiederansiedlungsmaßnahmen	162
8	Vorschlag für die Anpassung der Gebietsgrenzen und des SDB.....	164
9	Literatur	168
10	Abkürzungsverzeichnis.....	177
11	Glossar.....	178
12	Anlagen.....	180
12.1	Bewertung der Flora in Waldlebensraumtypen	180
12.1.1	LRT 91E0 (Salicetum albae).....	180
12.1.2	LRT 91E0 (Stellario-Alnetum glutinosae)	181
12.2	Laufkäferfauna im Stadtgebiet Passau (1989).....	182

12.3	Schutzgutbewertungen der Anhang II-Fischarten in den Teilgebieten.....	183
12.4	Karten zum Managementplan – Fachgrundlagen	186

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Das gegenständliche FFH-Gebiet:	15
Abbildung 2: Vergleich Donauabschnitt Passau – Pyrawang, oben Ausschnitt aus der Passetikarte (1817-1841), unten morphologischer Ist-Zustand (Man beachte das Fehlen hinterströmter Inseln, Schotterbänke, etc.).	20
Abbildung 3: Abflussregime der Ilz, Pegel Kalteneck. Quelle: http://www.hnd.bayern.de , Zeitreihe 1921-2006.	23
Abbildung 4: Ökologischer Zustand/Potential der Wasserkörper im Gebiet. Grün: gut/sehr gut, gelb: mäßig, orange: unbefriedigend, grau umrahmt: erheblich veränderte Gewässer. Quelle: LFU, Stand 2009.....	27
Abbildung 5: Schema einer am Stromgrund ausgelegten Langleine	35
Abbildung 6: Uferzugnetzbefischung im Bereich der Lüftenegger Inseln	36
Abbildung 7: Verteilung der Wasserflächen im FFH-Gebiet „Donau von Kachlet bis Jochenstein“.	38
Abbildung 8. Ansprechend ausgeprägte Silberweiden- Weichholzaue am Kräutlsteinfels bei Haibach.....	40
Abbildung 9: Feuchte Hochstaudenfluren mit Blutweiderich und Mädesüß (Quelle Regierung von Niederbayern)	48
Abbildung 10: Hartholzauenstreifen an der Donau	49
Abbildung 11: Biber (<i>Castor fiber</i>), Quelle: Regierung von Niederbayern	52
Abbildung 12: Adulter Schied (<i>Aspius aspius</i>) aus der Donau bei Passau.....	53
Abbildung 13: 0+ Schiede (<i>Aspius aspius</i>) unterschiedlicher Größe; Kiesstruktur Schildorf, Sept. 2011.	53
Abbildung 14: Populationsaufbau des Schieds in den beiden Stauräumen 2010/2011 (alle Methoden).	54
Abbildung 15: CPUE des Schieds bei Elektrobefischungen mit dem Anodenrechen im Oberen Donautal; SW .. Stauwurzel.....	55
Abbildung 16: Zingel (<i>Zingel zingel</i>)	58
Abbildung 17: Mittels Langleine in der Stauwurzel KW Jochenstein gefangener Zingel.....	59
Abbildung 18: CPUE des Zingels bei Elektrobefischungen mit dem Anodenrechen im Oberen Donautal; SW .. Stauwurzel.....	60

Abbildung 19: CPUE des Zingels bei Langleinenerhebungen im Oberen Donautal; SW .. Stauwurzel.....	60
Abbildung 20: Populationsaufbau des Zingels in den beiden Stauräumen 2010/2011 (alle Methoden).	61
Abbildung 21: Längen von Zingeln bei Fängen im Jahr 2008/09 und 2010 in der Stauwurzel.	61
Abbildung 22: Zeitliche Entwicklung des CPUE des Zingels bei Langleinenerhebungen an der österreichischen Donau.	62
Abbildung 23: Streber (<i>Zingel streber</i>).	63
Abbildung 24: Zeitliche Entwicklung des CPUE des Strebers bei Langleinenerhebungen an der österreichischen Donau.	65
Abbildung 25: Per Langleine in der Stauwurzel KW Jochenstein gefangene Streber.....	66
Abbildung 26: CPUE des Strebers bei Langleinenerhebungen im Oberen Donautal; SW: Stauwurzel.....	66
Abbildung 27: Adulter Frauennerfling aus der Donaustrecke bei Passau.....	69
Abbildung 28: In der Ilz-Mündungsstrecke Ende Oktober gefangener 0+ Frauennerfling (70 mm TL).....	69
Abbildung 29: Populationsaufbau des Frauennerflings in der Donaustrecke KW Kachlet bis Innmündung sowie Stauwurzel Jochenstein im Jahr 2011 (alle Methoden).	71
Abbildung 30: CPUE des Frauennerflings bei Elektrobefischungen mit dem Anodenrechen im Oberen Donautal (SW .. Stauwurzel; S.E. .. standard error).	71
Abbildung 31: Bitterling, <i>Rhodeus sericeus</i>	74
Abbildung 32: Größenaufbau der gemessenen Bitterlinge in den Altarmen der Schildorfer Au (österreichische Seite).	75
Abbildung 33: Schlammpeitzger (<i>Misgurnus fossilis</i>).	77
Abbildung 34: Strömer (<i>Leuciscus souffia</i>).....	79
Abbildung 35: Schrätzer auf einer Kiesstruktur in der Stauwurzel KW Aschach.....	81
Abbildung 36: CPUE des Schrätzers bei Elektrobefischungen mit dem Anodenrechen im Oberen Donautal; SW .. Stauwurzel.....	82
Abbildung 37: Populationsaufbau des Schrätzers bei den Erhebungen 2010 und 2011 (alle Methoden).	83
Abbildung 38: Populationsaufbau des Schrätzers bei Fängen im Jahr 2008/09 und 2010 in der Stauwurzel Aschach.	83
Abbildung 39: Links: Adultes Donau-Bachneunauge aus dem Inn. Rechts: Saugscheibe desselben Individuums.	86

Abbildung 40: Paar laichender Huchen.....	89
Abbildung 41: Fischotter (<i>Lutra lutra</i>); Quelle Regierung von Niederbayern.....	93
Abbildung 42: Verbreitung des Fischotters in Bayern seit 1980 (Quelle: BAYLFU, Internet-Portal, Stand: 2015).....	93
Abbildung 43: Donau-Stromgründling (<i>Romanogobio vladykovi</i>).....	94
Abbildung 44: Populationsaufbau des Weißflossengründlings in den beiden Stauräumen 2010/2011 (alle Methoden).....	95
Abbildung 45: CPUE des Donau-Stromgründlings bei Elektrobefischungen mit dem Anodenrechen im Oberen Donautal; SW .. Stauwurzel.....	96
Abbildung 46: Zeitliche Entwicklung des CPUE des Donau- Stromgründlings bei Langleinenerhebungen an der österreichischen Donau.....	96
Abbildung 47: 0+ Weißflossengründling (Ende Oktober) aus der Ilz-Mündungsstrecke	97
Abbildung 48: CPUE des Donau-Stromgründlings bei Langleinenerhebungen im Oberen Donautal; SW .. Stauwurzel.....	97
Abbildung 49: Adulter Donaukaulbarsch aus der Donau bei Engelhartszell.....	98
Abbildung 50: Zeitliche Entwicklung des CPUE des Donaukaulbarsches bei Langleinenerhebungen an der österreichischen Donau.....	99
Abbildung 51: Sichling aus der Donau bei Jochenstein (Hintergrund: Engelhartszell).....	101
Abbildung 52: Bei Engelhartszell gefangener Perlfisch (ZAUNER & RATSCHAN, 2005a).	103
Abbildung 53: Spanische Flagge an Wasserdost, Foto: F. Exenschläger.....	104
Abbildung 54: Der bei Engelhartszell gefangene Semling.	105
Abbildung 55: Koppe, <i>Cottus gobio</i>	107
Abbildung 56: Gründling mit „ <i>R. kesslerii</i> “-Habitus.....	108
Abbildung 57: Im Unterwasser KW Jochenstein 2009 gefangener Sterlet (4.8.2008; Totallänge 505 mm).	110
Abbildung 58: Unterseite eines besetzten Sterlets mit Farbmarkierung (siehe Pfeil); Totallänge 415 mm; gefangen im Unterwasser KW Jochenstein im Herbst 2011.	112
Abbildung 59: Große, adulte Barbe, gefangen mit einer Langleine in der Stauwurzel Jochenstein.....	113

Abbildung 60: CPUE der Barbe bei Elektrobefischungen mit dem Anodenrechen im Oberen Donautal; SW .. Stauwurzel.	114
Abbildung 61: Populationsaufbau der Barbe in den beiden Stauräumen 2010/2011 (alle Methoden).	116
Abbildung 62: Populationsaufbau der Barbe in der Stauwurzel Aschach in den Jahren 2008/09 (alle Methoden).	116
Abbildung 63: CPUE der Barbe bei Langleinenerhebungen im Oberen Donautal; SW .. Stauwurzel.	117
Abbildung 64: Zeitliche Entwicklung des CPUE der Barbe bei Langleinenerhebungen an der österreichischen Donau.	117
Abbildung 65: Juvenile Äsche (105 mm im September), die auf der Kiesstruktur Schildorf in der Stauwurzel Jochenstein gefangen wurde.	118
Abbildung 66: Populationsaufbau der Äsche in den beiden Stauräumen 2010/2011 (alle Methoden).	119
Abbildung 67: Schematische Darstellung verschiedener Bauweisen von Strukturierungsmaßnahmen (flaches Kiesufer, Insel, Nebenarm) im Profil.	125
Abbildung 68: Sohleintiefung und Verlandung der Uferzonen im Stadtgebiet von Passau im Zeitraum 1964 (grüne Profillinie) bis 2005 (schwarze Profillinie) am Beispiel des Profils bei Inn-km 2,6.	130
Abbildung 69: Überlagerung des Uferbereichs am rechten Ufer des Inns im Unterwasser des KW Passau-Ingling durch Feinsedimente	131
Abbildung 70: Verschlechterung des Ufergradienten im Unterwasser des KWs Passau-Ingling (Aufnahme bei NW)	132
Abbildung 71: Rührsdorfer Nebenarme – Beispiel für Geschieberekrutierung aus dem Umland durchneutrale Profilumlagerung.	133
Abbildung 72: Fraßspuren adulter (links) und juveniler Nasen (rechts) weisen auf deren Anwesenheit in den ufernahen Flachwasserzonen hin.	134
Abbildung 73: Fischdichten (exkl. nicht heimischer Grundelarten.) auf unterschiedlich steilen Uferstrukturen im Nebenarm Pritzenau/Wachau (links) und in der Donau (rechts), E-Befischung mit Polstange (ZAUNER ET AL., 2008).	135
Abbildung 74: Dichte von Fischlarven und Juvenilen bis 30 mm Totallänge auf Stellen unterschiedlicher Uferneigung und unterschiedlichem Schutz vor Wellenschlag. E-Befischung mittels point abundance-Methode. Ziffern unter den Säulen: Zahl der Befischungspunkte (aus: ZAUNER ET AL, 2008b).	136

Abbildung 75: Bedeutung der Uferstruktur bzw. des Ufergradienten für die Interaktion zwischen Raub- und Beutefischen.....	137
Abbildung 76: Linkes Bild: Sunkwirkung eines vorbeifahrenden Ausflugschiffes, Kiesbank bei Schildorf, Stauwurzel Jochenstein rechtes Bild: Anschließende Schwallwirkung, aufgenommen am 15.09.2011 um 13:51:18 (links) und 13:51:26 (rechts).	138
Abbildung 77: Dichte von Fischlarven und Juvenilen bis 30 mm Totallänge auf Mikrohabitaten mit unterschiedlichem Schutz vor Wellenschlag. Point-Abundance-Elektrobefischungen. Ziffern unter den Säulen: Zahl der Befischungspunkte (aus: ZAUNER ET AL., 2008).	140
Abbildung 78: Gewässervernetzungsprojekt Rossatz-Rührsdorf; Links: Kleiner Nebenarm bei Rührsdorf; im Hintergrund befindet sich rechts ein Gemeindebrunnen, ca. 30 m vom Nebenarm entfernt (Dieser Bereich war vor der Gewässervernetzung nur bei Hochwasser durchströmt). Rechts: Mündung der Pritzenau mit Gemeindebrunnen zwischen der Mündung des Nebenarms und der sogenannten Anzuglacke, einem einseitig angebundenen Altarm.	144
Abbildung 79: Geschüttete Kiesinseln bei Bacharnsdorf in der Wachau, Foto: H. Seehofer	150
Abbildung 80: Links: Einströmöffnung Gewässervernetzung Grimsing. Rechts: Gewässervernetzung Rossatz-Rührsdorf (Wasserstand: RNW)	152
Abbildung 81: Beispiele für einen einseitig angebundenen Nebenarm mit standorttypischer Morphologie; Machland, flussauf Ende des Hüttinger Arms bei Strom-km 2093 L bei erhöhtem Mittelwasser.....	154
Abbildung 82: Schematische Darstellung des Maßnahmentyps einseitig angebundener Altarm.	155
Abbildung 83: Beispiel für isoliertes Kleingewässer; hier im Nahbereich der Donau im zentralen Stauraum Aschach. Foto: Exenschläger.....	156
Abbildung 84: Entscheidungsschema für die Wahl des Bautypen der Organismenwander-hilfe gemäß Kontinuums-Leitfaden des MIRR-Projektes (ZITEK ET AL. 2007). P = Platzverfügbarkeit.	158
Abbildung 85: Beispiel für einen naturnahen Querschnitt eines Umgehungsgerinnes.	158
Abbildung 86: Links: Leitbild für dynamischen Umgehungsarm; rechts: Vertical Slot (Schlitzpass).	159

Abbildung 87: Feinsedimentstruktur "Windstoß" Stauraum Aschach.....	160
Abbildung 88: Links: Struktur "Langer Haufen" im Stauraum Ottensheim-Wilhering; Rechts: Uferzone der Struktur "Raiger Haufen" im Stauraum Abwinden-Asten.....	161
Abbildung 89: Vorgeschlagene Flächen für eine Gebietserweiterung. Nummerierung siehe Tabelle 47.....	167

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Aufteilung der Wasserflächen des FFH-Gebietes, Längenangaben auf Basis von Strom-Kilometern.	14
Tabelle 2: Quantifizierung der Schotterbänke um 1850 nach HOHENSINNER, 1995.	17
Tabelle 3: Quantifizierung der Schotterbänke um 1994 nach HOHENSINNER, 1995.	18
Tabelle 4: Quantifizierung der Ruhigwasserbereiche um 1930 nach HOHENSINNER, 1995.	18
Tabelle 5: Quantifizierung der Ruhigwasserbereiche um 1994 nach HOHENSINNER, 1995	19
Tabelle 6: Bilanzierung der Altarme um 1850 nach HOHENSINNER, 1995.	19
Tabelle 7: Bilanzierung der Altarme um 1930 nach HOHENSINNER, 1995	19
Tabelle 8: Allgemeines Bewertungsschema zum Erhaltungszustand der LRT in Deutschland (Beschluss der LANA auf ihrer 81. Sitzung im Sept. 2001 in Pinneberg)	32
Tabelle 9: Kategorien zur Bewertung des Erhaltungszustands von Schutzgütern. Verändert nach ELLMAUER ET AL. (2005).	37
Tabelle 10: Verknüpfungsmatrix für die einzelnen Kriterien.	39
Tabelle 11: Gefährdungskategorien gemäß Roter Listen.....	39
Tabelle 12: Natürliche Baumarten für Silberweiden-Weichholzaue und –gebüsche *) zusätzliche Nebenbaumarten im Schwarzerlen-Eschen-Sumpfwald	41
Tabelle 13: Bewertung des Erhaltungszustandes der Weichholzaue anhand ihrer Laufkäferfauna (nach MÜLLER-KROEHLING ET AL. 2003, verändert).	47
Tabelle 14: Die im SDB enthaltenen Arten. * ...Stand August 2015	51
Tabelle 15: Anzahl im Rahmen verschiedener Erhebungen gefangener Schiede.	55
Tabelle 16: Bewertungsmethode für den Schied nach LWF & LFU 2008.	56
Tabelle 17: Zusammenfassung des Erhaltungszustandes des Schutzgutes Schied gemäß aktueller Erhebungen.	57
Tabelle 18: Anzahl im Rahmen verschiedener Erhebungen gefangener Zingel.....	58
Tabelle 19: Bewertungsmethode für den Zingel (KAPA 2011).	62

Tabelle 20: Zusammenfassung des Erhaltungszustandes des Schutzgutes Zingel gemäß aktueller Erhebungen.	63
Tabelle 21: Anzahl im Rahmen verschiedener Langleinen- Erhebungen im Gebiet gefangener Streber. LL ... Langleinen	65
Tabelle 22: Bewertungsmethode für den Streber nach LWF & LFU 2008.	67
Tabelle 23: Zusammenfassung des Erhaltungszustandes des Schutzgutes Streber gemäß aktueller Erhebungen.	68
Tabelle 24: Anzahl im Rahmen verschiedener Erhebungen gefangener Frauennerflinge.	70
Tabelle 25: Aktuelle Frauennerfling-Nachweise im Stauraum Aschach.....	71
Tabelle 26: Bewertungsmethode für den Frauennerfling (KAPA 2011).	72
Tabelle 27: Zusammenfassung des Erhaltungszustandes des Schutzgutes Frauennerfling gemäß aktueller Erhebungen.	73
Tabelle 28: Bewertungsmethode für den Bitterling nach LWF & LFU 2008.	76
Tabelle 29: Zusammenfassung des Erhaltungszustandes des Schutzgutes Bitterling gemäß aktueller Erhebungen.....	77
Tabelle 30: Anzahl im Rahmen verschiedener Erhebungen gefangener Schrätzer.	82
Tabelle 31: Bewertungsmethode für den Schrätzer (KAPA 2011).	84
Tabelle 32: Zusammenfassung des Erhaltungszustandes des Schutzgutes Schrätzer gemäß aktueller Erhebungen.	85
Tabelle 33: Bewertungsschema für das Donau-Bachneunauge nach KAPA 2011.....	88
Tabelle 34: Zusammenfassung des Erhaltungszustandes des Schutzgutes Donau-Bachneunauge gemäß aktueller Erhebungen.	88
Tabelle 35: Bewertungsmethode für den Huchen nach LWF & LFU (2009).	90
Tabelle 36: Zusammenfassung des Erhaltungszustandes des Schutzgutes Huchen gemäß aktueller Erhebungen.	91
Tabelle 37: Arten des Anhangs II, die nicht im SDB aufgeführt sind.....	92
Tabelle 38: Anzahl im Rahmen verschiedener Erhebungen gefangener Donau-Stromgründlinge.	94

Tabelle 39: Nachweise von Donaukaulbarschen mit Langleinen in Zuge verschiedener Erhebungen (eigene Daten aus der österreichischen Donau; berücksichtigt ab 1994).....	100
Tabelle 40: Anzahl im Rahmen verschiedener Erhebungen im Gebiet gefangener Donaukaulbarsche.	100
Tabelle 41: Nachweise von Sichlingen im Oberen Donautal.....	102
Tabelle 42: Weitere naturschutzfachlich relevante Arten im Gebiet.	110
Tabelle 43: Anzahl im Rahmen verschiedener Erhebungen gefangener Barben.	114
Tabelle 44: Überblick der Anhang II-Arten im Gebiet; EZ ... Erhaltungszustand.	120
Tabelle 45: Strömungs- und Laichplatzgilden nach ZAUNER & EBERSTALLER (2000).	146
Tabelle 46: Einstufung der im ggst. Managementplan behandelten Fischarten in Strömungsgilden bzw. nach Strömungspräferenz am Laichplatz gem. ZAUNER & EBERSTALLER (2000).	147
Tabelle 47: Vorgeschlagene Bereiche für die Anpassung der Gebietsgrenzen des FFH-Gebietes.	166

1 Gebietsbeschreibung

1.1 Kurzbeschreibung und naturräumliche Grundlagen

Das FFH-Gebiet "Donau von Kachlet bis Jochenstein mit Inn- und Ilzmündung" reicht vom Unterwasser des Donaukraftwerks Kachlet (Strom-km 2230,3) bis ins Unterwasser des Donaukraftwerks Jochenstein (Staatsgrenze zu Österreich, Strom-km 2201,77). Die Mündungsbereiche der Donauzubringer Inn (bis Fluss-km 4,2) und Ilz (bis Fluss-km 2,4) zählen ebenfalls zum gegenständlichen FFH-Gebiet. Flussab Strom-km 2223,2 umfasst das FFH-Gebiet nur mehr die linke Donauseite (Staatsgrenze ist etwa die Flussmitte).

Auf der rechten Donauseite schließt das österreichische FFH-Gebiet „Oberes Donau- und Aschachtal“ an, wodurch sich Überschneidungen hinsichtlich der ausgewiesenen Schutzgüter und Erhaltungsziele ergeben.

Das FFH-Gebiet „Donauleiten von Passau bis Jochenstein“ grenzt im terrestrischen Bereich an.

Tabelle 1: Aufteilung der Wasserflächen des FFH-Gebietes, Längenangaben auf Basis von Strom-Kilometern.

Gebiet	Donau von Kachlet bis Jochenstein	
	Fläche [ha]	Uferlinie [km]
Donau vor Inn	72,60	10,0
Inn	55,01	6,8
Ilz	9,82	5,0
Stauraum Jochenstein	349,60	22,1
Stauraum Aschach	20,98	1,6
gesamt	508	45,5

1.2 Flussmorphologisches Leitbild

Zur Erfassung des Maßnahmenpotentials ist ein erster wichtiger Schritt die Beschreibung des flussmorphologischen Leitbilds. Es stellt eine anhand von abiotischen und biotischen Charakteristika definierte Zielvorstellung dar und bildet somit die Grundlage für die Entwicklung von allgemeinen Maßnahmentypen und für den konkreten Entwurf von an die lokalen Rahmenbedingungen angepassten Einzelmaßnahmen. Zudem ermöglicht es die Abweichung des betrachteten Fließgewässersystems gegenüber der Zielvorstellung festzustellen und zu beurteilen.

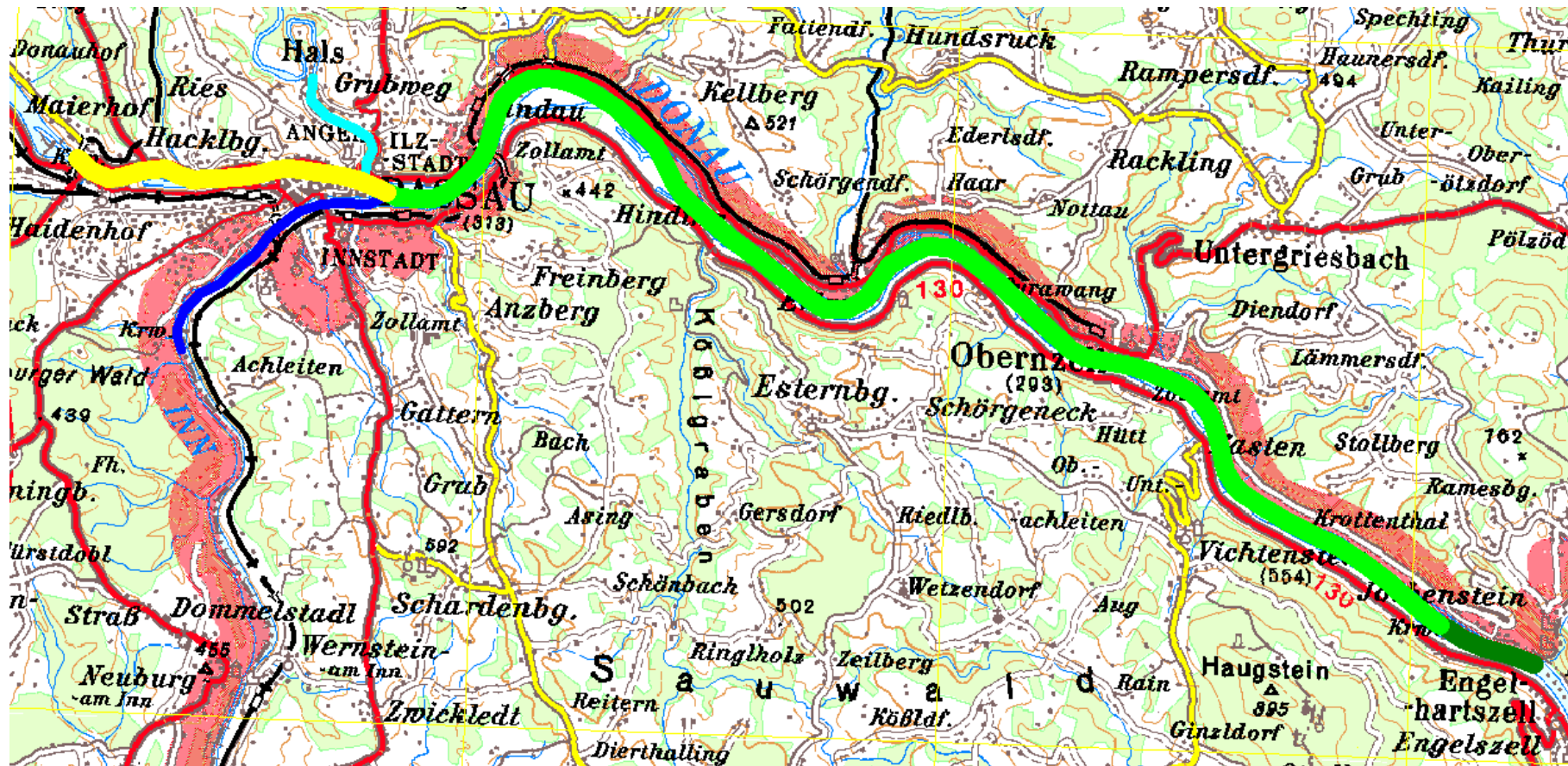


Abbildung 1: Das gegenständliche FFH-Gebiet:

gliedert sich in die Donau zwischen dem KW Kachlet und der Innmündung (gelb), den Stauraum Jochenstein (hellgrün), einen kleinen Teil der Stauwurzel Aschach (dunkelgrün), und die Mündungsstrecken von Inn (blau) und Ilz (türkis). Der Übergang zwischen SW und Stau Jochenstein liegt in etwa auf Höhe der Mündung des Großen Kößlbaches („Köblgraben“) (Geobasisdaten: © Bay. Vermessungsverwaltung).

1.2.1 Flussmorphologische Übersicht der Donau

Die Donau-Strecke von Kachlet bis Jochenstein lässt sich in ihrer Gestalt vor den Veränderungen durch anthropogene Eingriffe im Wesentlichen als Durchbruchsstrecke klassifizieren, welche aufgrund ihres starken Gefälles einen alpinen Charakter aufwies.

Die Gerinnelage ist in Durchbruchsstrecken hauptsächlich durch den Erosionskeil im Grundgebirge festgelegt. Größere Lageveränderungen finden daher nur in geologischen Zeitdimensionen statt.

Typische flussmorphologische Strukturen bestehen aus ausgedehnten Kiesbänken und als „Haufen“ bezeichnete Inseln. Diese verändern ihre Lage teilweise sehr stark und bilden daher entsprechend dynamische Strukturen. In lokalen Aufweitungen der Engtäler bilden sich aufgrund der dort verfügbaren Fläche, kleinere Furkationsabschnitte, welche auch stark bewachsene Inseln aufweisen.

Durch sogenannte Kachlets entstehen lokale Gefällesprünge. In den Durchbruchsstrecken sind diese Erosionsbasen in Form von anstehenden Fels bzw. grobblockigem Material häufig und führen zu gefällereichen Abschnitten.

In den Engtälern kommt es vor allem bei Hochwasserereignissen zu relativ hohen Schwankungen der Wasserspiegellagen. Die Veränderungen der benetzten Gewässerbreite sind im Vergleich zu denen der Beckenlagen hingegen geringer.

Die Donau weist in Passau vor der Einmündung des Inns ein Einzugsgebiet von 49.716 km² auf. Der mittlere Abfluss beträgt hier 690 m³ s⁻¹ und ist somit etwas geringer als jener des Inns mit 739 m³ s⁻¹, wobei die Donau in den Monaten Oktober bis April mehr Wasser führt. Das Abflussregime ist hier noch stark pluvial, mit einem Maximum im März/April, geprägt, die alpinen, nival geprägten Zuflüsse (v.a. Isar) bedingen ein sekundäres Maximum im Juni. Die mittlere Wassertemperatur der Donau vor der Einmündung des Inns (Pegel Vilshofen) beträgt 12,3°C, der höchste gemessene Wert 28,1°C.

Der Pegel Achleiten gibt die Abflussverhältnisse der Donau kurz nach der Einmündung des Inns wieder. Das Einzugsgebiet weist hier eine Größe von 76.660 km² auf, der mittlere Abfluss (MQ) beträgt 1.420 m³ s⁻¹, das MNQ 620 m³ s⁻¹ und das HQ₁ 3.750 m³ s⁻¹. Durch den Einfluss des abflussstarken Inns weist die Donau hier ein winternivales Abflussregime auf, das durch ein Abflussmaximum im Juni, welches durch die Schneeschmelze in den Alpen bedingt ist, gekennzeichnet ist. Ein sekundäres, gering ausgeprägtes Maximum ist durch Niederschläge und Tauperioden im Winter bedingt (MADER ET AL. 1996). Nach vollständiger Durchmischung von Inn und Donau (uh KW

Jochenstein, Pegel Dandlbach) beträgt die mittlere Wassertemperatur 10,3°C, der höchste je gemessene Wert 23,5°C.

Vergleich der ursprünglichen flussmorphologischen Strukturtypen der Donau im FFH-Gebiet mit der aktuellen Situation

Eine Bilanzierung der unterschiedlichen flussmorphologischen Strukturtypen des Oberen Donautals (Donau von Passau bis Aschach) in historischer Zeit und aktuell liegt von HOHENSINNER (1995) vor. Innerhalb des FFH-Gebietes umfasst diese Arbeit den Abschnitt zwischen Jochenstein und der Soldatenau (Fluss-km 2222). Die in den nachfolgenden Tabellen dargestellten Werte beziehen sich daher nicht auf das gesamte Gebiet, können jedoch stellvertretend für den gesamten Abschnitt herangezogen werden.

Tabelle 2: Quantifizierung der Schotterbänke um 1850 nach HOHENSINNER, 1995.

Aufnahme 1850	Werte bezogen auf extremes Niederwasser				
Schotterbänke	Strom-km	Fläche (ha)	Länge (m)	max. Breite (m)	Uferanschlagslinie(m)
Soldatenau	re 2222,500-2219,800	11,4	2.160	90	3.000
Schildorf (Insel)	m 2219,500-2229,000	6,2	580	90	1.200
Schildorf (Insel)	re 2219,000-2218,000	13,64	800	150	2.000
Schildorf (Insel)	li bei 2219,700	0,62	120	30	300
Kößelbachmündung	re 2218,000-2217,700	0,52	300	30	350
Kößelbach Insel	re 2217,800-2217,500	1,34	300	30	680
Erlau	li 2217,600-2214,750	11,02	2.700	70	2.930
Kirchenbach	re 2217,100-2216,750	0,66	350	40	470
Kirchenbach	re 2216,700-2216,050	4,76	650	70	830
Wörth	re 2214,600-2212,900	12,2	1.450	150	1.870
Pyrawang	li 2212,600-2210,900	10,44	1.900	100	1.960
Ledererbauerbach	re 2211,150-2210,900	0,44	250	20	280
Obernezell	li 2209,800-2209,400	1,24	400	40	450
Kasten	re 2209,950-2208,000	13,89	1.850	150	2.000
Kasten	re 2207,900-2207,200	1,82	750	30	770
Grünau	li 2207,700-2204,950	8	2.650	40	2.750
Raning	re 2205,700-2203,750	20,14	1.900	160	2.770
Jochenstein / Regul.	li 2204,000-2203,200	6,37	750	100	700
Jochenstein / Regul.	li 2203,200-2202,800	1,85	370	90	600
Schotterbänke gesamt		126,55	20.230		25.910

Wie in Tabelle 2 ersichtlich, war die Donau vor Einstau und Regulierung reich an weitläufigen Kiesstrukturen. Zwischen der Soldatenau und Jochenstein befanden sich großflächige Kiesbänke, die insgesamt eine Fläche von etwa 126 ha aufwiesen und über eine Uferanschlagslinie von knapp 26 km verfügten. Durch erste Regulierungsbauwerke und durch Maßnahmen zur Verbesserung der Schifffahrtsbedingungen kam es in den Jahrzehnten nach 1850 zu den ersten massiven Eingriffen in diesem Abschnitt der Donau. Durch den Bau des Kraftwerks Jochenstein und der Inbetriebnahme des Kraftwerks 1956 wurden beinahe sämtliche Kiesstrukturen überstaut und es fand eine drastische Reduktion (siehe Tabelle 3) dieser naturschutzfachlich wertvollen Lebensräume statt.

Tabelle 3: Quantifizierung der Schotterbänke um 1994 nach HOHENSINNER, 1995.

Aufnahme 1994	Werte bezogen auf extremes Niederwasser				
Schotterbänke	Strom-km	Fläche (ha)	Länge (m)	max. Breite (m)	Uferanschlagslinie
Soldatenau	re 2221,800-2221,600	0,2	200	15	220
Schildorf (Insel)	m 2219,500-2229,000	-	-	-	-
Schildorf (Insel)	re 2219,000-2218,000	-	-	-	-
Schildorf (Insel)	li bei 2219,700	-	-	-	-
Kößelbachmündung	re 2218,000-2217,700	-	-	-	-
Kößelbach Insel	re 2217,800-2217,500	-	-	-	-
Erlau	li 2217,600-2214,750	-	-	-	-
Kirchenbach	re 2217,100-2216,750	-	-	-	-
Kirchenbach	re 2216,700-2216,050	-	-	-	-
Wörth	re 2214,600-2212,900	-	-	-	-
Pyrawang	li 2212,600-2210,900	-	-	-	-
Ledererbauerbach	re 2211,150-2210,900	-	-	-	-
Obernzell	li 2209,800-2209,400	-	-	-	-
Kasten	re 2209,950-2208,000	-	-	-	-
Kasten	re 2207,900-2207,200	-	-	-	-
Grünau	li 2207,700-2204,950	-	-	-	-
Raning	re 2205,700-2203,750	-	-	-	-
Jochenstein / Regul.	li 2204,000-2203,200	-	-	-	-
Jochenstein / Regul.	li 2203,200-2202,800	-	-	-	-
Schotterbänke gesamt		0,2	200		220

Für die Donau zwischen Kachlet und Jochenstein sind beginnend bei der Soldatenau in der nachfolgenden Tabelle 4 alle Ruhigwasserbereiche und deren zugehörige Strukturen angeführt. In Bezug auf Fläche und Ausmaß besonders attraktiv gestalteten sich die Ruhigwasserbereiche bei Raning. Durch die Inbetriebnahme des KWs Jochenstein gingen in diesem Donauabschnitt ein Großteil der Ruhigwasserbereiche und mit ihnen auch Strukturen wie z.B. Schotterbuchten verloren (Tabelle 5).

Tabelle 4: Quantifizierung der Ruhigwasserbereiche um 1930 nach HOHENSINNER, 1995.

Aufnahme 1994	Werte bezogen auf extremes Niederwasser				
Ruhigwasserbereiche	Struktur	Strom-km	Fläche (ha)	Länge (m)	max. Breite (m)
Soldatenau	Leitw. +Schotterbucht	re bei 2222,700	-	-	-
Kirchenbach	Schotterbucht	re bei 2216,900	-	-	-
Kirchenbach	Schotterbucht	re bei 2216,100	-	-	-
Erlau	Schotterbucht	li bei 2214,700	-	-	-
Wörth	Schotterbucht	re bei 2213,700	-	-	-
Pyrawang	Schotterbucht	re bei 2212,600	-	-	-
Pyrawang	Schotterbucht	li bei 2212,600	-	-	-
Obernzell	Buhne	li bei 2211,350	0,09	70	20
Obernzell	Schotterbucht	li bei 2209,400	-	-	-
Kasten	Leitw. +Schotterbucht	re bei 2207,200	-	-	-
Raning	Schotterbucht	re 2205,700 - 2205,350	-	-	-
Grünau	Buhne	li bei 2205,500	0,14	80	30
Raning	Uferbef+Schotterbucht	re 2204,00 - 2203,700	-	-	-
Jochenstein/Regul	Buhne+Schotterbucht	li bei 2203,700	-	-	-
Jochenstein/Regul	Buhne	li bei 2203,300	-	-	-
Jochenstein	Schotterbucht	li bei 2201,900	-	-	-
Ruhigwasserbereiche gesamt			0,23	150	50

Tabelle 5: Quantifizierung der Ruhigwasserbereiche um 1994 nach HOHENSINNER, 1995

Aufnahme 1930	Werte bezogen auf extremes Niederwasser				
Ruhigwasserbereiche	Struktur	Strom-km	Fläche (ha)	Länge (m)	max. Breite (m)
Soldatenau	Leitw. +Schotterbucht	re bei 2222,700	0,23	100	20
Kirchenbach	Schotterbucht	re bei 2216,900	0,20	100	15
Kirchenbach	Schotterbucht	re bei 2216,100	0,21	100	25
Erlau	Schotterbucht	li bei 2214, 700	0,12	70	10
Wörth	Schotterbucht	re bei 2213,700	0,21	80	3
Pyrawang	Schotterbucht	re bei 2212,600	0,08	60	15
Pyrawang	Schotterbucht	li bei 2212,600	0,03	30	20
Obernzell	Buhne	li bei 2211,350	-	-	-
Obernzell	Schotterbucht	li bei 2209,400	0,07	50	15
Kasten	Leitw. +Schotterbucht	re bei 2207,200	0,14	60	30
Raning	Schotterbucht	re 2205,700 - 2205,350	1,02	380	30
Grünau	Buhne	li bei 2205,500	-	-	-
Raning	Uferbef+Schotterbucht	re 2204,00 - 2203,700	1,09	300	40
Jochenstein/Regul	Buhne+Schotterbucht	li bei 2203,700	0,19	80	25
Jochenstein/Regul	Buhne	li bei 2203,300	0,49	100	50
Jochenstein	Schotterbucht	li bei 2201,900	0,09	40	20
Ruhigwasserbereiche gesamt			4,17	1550	318

Im Vergleich zu Schotterbänken und Schotterbuchten waren Altarmstrukturen im Oberen Donautal aufgrund der Enge des Tales früher selten. Durch das Einbringen von Regulierungs- und Querbauwerken im 19. und 20. Jahrhundert (Kammerlgraben, Schildorfer Au) wurden durchströmte Nebenarmen und Inseln durch stetige Verlandung zu einseitig angebunden Altarmen oder verlandeten vollständig. So entstanden im Laufe der Zeit große künstliche Nebengewässer.

Tabelle 6: Bilanzierung der Altarme um 1850 nach HOHENSINNER, 1995.

Aufnahme 1850	Werte bezogen auf Mittelwasser				
Altarme	Verbindung zum Strom	Strom-km	Fläche (ha)	Länge (m)	max. Breite (m)
Kammerlgraben	beidseitig bei MW	re 2222,000-2222,000	11,83	2.000	90
Löwenmühle	beidseitig bei MW	li bei 2222,000	2,32	650	70
Schildorf	OW unterbr./UW bei NW	re 2219,300-2218,600	-	-	-
Schildorf	OW unterbr./UW bei NW	re 2220,400-2219,650	-	-	-
Kirchenbach	OW unterbr./UW bei NW	re 2216,450-2216,200	-	-	-
Altarme gesamt			14,15	2.650	

Tabelle 6 zeigt, dass zwischen Soldatenau und Jochenstein 1850 nur zwei Altarme existierten. Zu diesem Zeitpunkt handelte es sich bei der Donau noch um ein sehr dynamisches System, dass ständigen Prozessen der Veränderung unterlag.

Tabelle 7: Bilanzierung der Altarme um 1930 nach HOHENSINNER, 1995

Aufnahme 1959	Werte bezogen auf Mittelwasser				
Altarme	Verbindung zum Strom Ober-/Unterwasser	Strom-km	Fläche (ha)	Länge (m)	max. Breite (m)
Kammerlgraben	OW unterbr./UW bei NW	re 2222,700-2222,800	6,48	1.250	65
Löwenmühle	beidseitig bei MW	li bei 2222,000	-	-	-
Schildorf	OW unterbr./UW bei NW	re 2219,300-2218,600	3,72	660	65
Schildorf	OW unterbr./UW bei NW	re 2220,400-2219,650	2,73	770	50
Kirchenbach	OW unterbr./UW bei NW	re 2216,450-2216,200	0,52	250	25
Altarme gesamt			13,45	2.930	

Durch anthropogene Eingriffe wurde die Morphologie in den nachfolgenden Jahrzehnten immer stärker verändert. Nebenarme wie die Löwenmühle verschwanden, der Nebenarm bei Schildorf entwickelte sich infolge von Regulierungen im Laufe der Zeit zu einem einseitig angebundenen Altarm und auch

der Kammerlgraben wurde durch den Bau eines Querbauwerkes nicht mehr durchströmt. Somit kam es zur Ausbildung neuer, künstlich geschaffener Stillwasserbereiche.

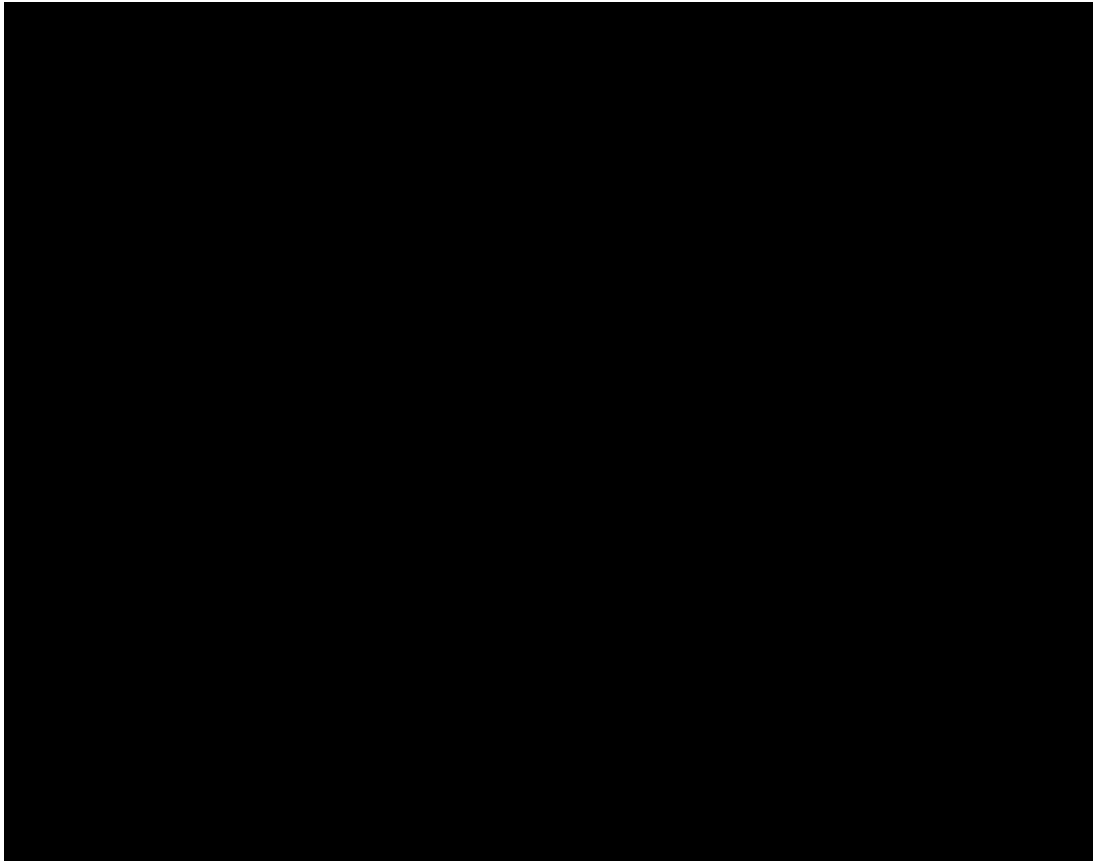


Abbildung 2: Vergleich Donauabschnitt Passau – Pyrawang, oben Ausschnitt aus der Passetikarte (1817-1841), unten morphologischer Ist-Zustand (Man beachte das Fehlen hinterströmter Inseln, Schotterbänke, etc.).

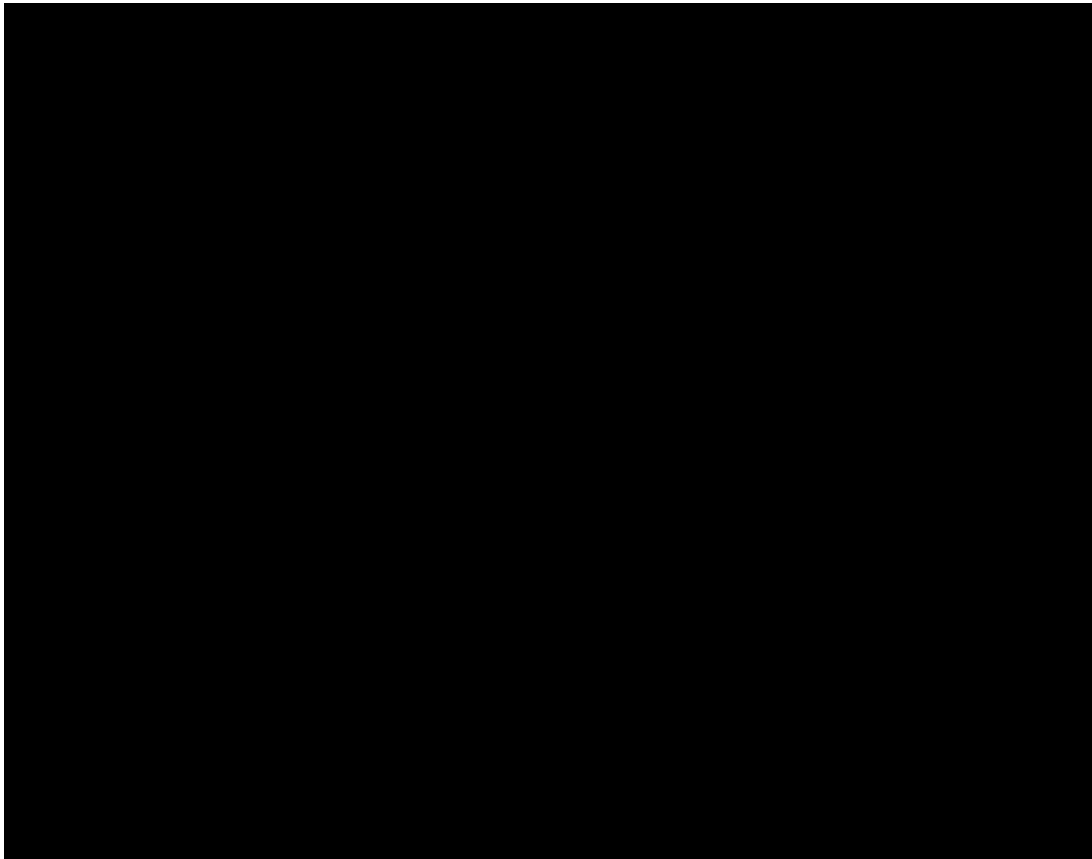


Abbildung 2 zeigt den Vergleich des Donauabschnitts zwischen Passau (Ortsspitze) und Pyrawang in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts und aktuell. Die Abbildung spiegelt die Werte der Tabellen wieder, die zeigen, dass einerseits große Flächen typischer Kiesbänke und Inseln verloren gingen, während andererseits neue künstliche Nebengewässer entstanden.

1.2.2 Flussmorphologische Übersicht des Unteren Inns

Der betrachtete Bereich des Inns reicht von der Mündung in die Donau bis zum KW Passau-Ingling. Der Inn kann als großer, geschiebereicher Fluss des Alpenvorlandes charakterisiert werden. Wie bei der Donau können im Wesentlichen zwei morphologische Typen unterschieden werden. Dies sind einerseits die Durchbruchstrecken der Engtäler, andererseits die Furkationsstrecken der Beckenlagen. Der betrachtete Abschnitt im FFH-Gebiet stellt eine Durchbruchsstrecke dar. Aufgrund der beengten Platzverhältnisse kam es hier nicht zu einer Ausbildung von Nebenarmen oder Verzweigungen des Flusslaufs, jedoch prägten ausgedehnte Kiesbänke das Bild der Mündungsstrecke.

Das durchschnittliche Gefälle des unteren Inns beträgt zwischen Stammham und Passau 0,77 Promille, in Innsbruck noch 1,6 Promille und bei Wasserburg 0,82 Promille (MANGELSDORF & SCHEURMANN, 1980). Die Durchbruchsstrecke zwischen Vornbach und Passau weist, entgegen den sonst üblichen Verhältnissen an alpin geprägten Flüssen, unterdurchschnittliches Gefälle

auf (nur 0,25 Promille), während in der Beckenlage zwischen Stammham und Schärding das Gefälle mit 0,8 Promille wesentlich höher ist. Dies begründet sich dadurch, dass der Inn in einem weitgehenden Geschiebegleichgewicht stand. Damit in beiden morphologischen Abschnitten gleichviel Geschiebe transportiert werden kann, stellte sich aufgrund des geringeren Geschiebetransportvermögens in den breiten, furkierenden Abschnitten grundsätzlich ein höheres und in Durchbruchsstrecken ein geringeres Gefälle ein (ZARN, 1997).

Auch das Ausmaß der Wasserspiegelschwankungen war zwischen diesen Typen sehr unterschiedlich. Im Engtal der Vornbacher Enge kam es bei Hochwasser zu hohen Schwankungen. Nach VOLLRATH (1976) haben die Wasserspiegelschwankungen hier über 14 m betragen. In den Beckenlagen mit ihrer größeren Gerinnebreite und den vielen Armen mit flachen Ufern reagierte der Wasserstand deutlich schwächer auf Abflussschwankungen, wenngleich im Bereich Schärding / Neuhaus der erhebliche Rückstau effekt der Vornbacher Enge beachtet werden muss. Umgekehrt verhält es sich bei der benetzten Gewässerbreite. Abflussschwankungen führen hierbei in Beckenlagen zu massiven Veränderungen.

Die Gerinnelage ist in der Durchbruchstrecke hauptsächlich durch den Erosionskeil im Grundgebirge festgelegt. Größere Lageveränderungen finden daher nur in geologischen Zeitdimensionen statt. Die Verhältnisse der Vornbacher Enge und des weiteren Engtals bis Passau vor Einstau (1965) wurden durch VOLLRATH (1963, 1976) dokumentiert. Die engste Stelle weist hier bei Niedrigwasser nur eine Breite von 71 m auf, die starke Strömung sowie die große Tiefe erlauben keine Geröllablagerungen, Sohle und Ufer sind ausschließlich im anstehenden Fels ausgebildet.

Der Inn weist vor der Einmündung in die Donau ein Einzugsgebiet von 26.063 km² auf. Der mittlere Abfluss (MQ) beträgt 739 m³ s⁻¹ und ist somit etwas höher als jener der Donau bei Passau. Das MNQ beträgt 286 m³ s⁻¹. Der Inn weist ein nivales Abflussregime mit einem deutlichen Abflussmaximum zur Schneeschmelze im Juni auf. Die mittlere Wassertemperatur beträgt 9,4°C, die höchste Temperatur seit Beginn der Messungen 19,6°C.

1.2.3 Flussmorphologische Übersicht der Ilz

Der Ilz-Unterlauf liegt durchgehend als recht enges Kerbtal vor und verfügt nur im Bereich von Innenbögen über ein breiter ausgeprägtes Vorland. In der Halser Ilzschleife durchbricht der Fluss im „Aicha-Halser Nebenpfahl“ in weichen Schieferschichten die vorliegenden, harten Gneis-Ausläufer. Im Anschluss daran wird in einem geschwungenen Verlauf die Donau erreicht.

Charakteristisch für den ursprünglichen Zustand der Ilz waren – wie für viele Gewässer im Granit- und Gneisgebiet – große, im Gewässerbett verstreute, abgerundete Blöcke und ein steinigtes Gewässerbett. Durch Abrieb, Erosion

und Sedimentation von sandigen Fraktionen bildeten sich an Innenbögen und anderen strömungsgeschützten Bereichen ausgeprägte Sand-Linsen aus. Im Bereich von Bachmündungen oder breiter Furten lagerten sich aber durchaus auch kiesige Fraktionen ab. Durch das enge Kerbtal und das anstehende Grundgestein waren dynamische Umlagerungen bzw. eine ausgeprägte Laufentwicklung nur in einem beschränkten Ausmaß möglich.

In der Regel lag ein gestreckter oder pendelnder Lauf vor. Allerdings belegen Bifurkationen, die im Ist-Zustand im Bereich stromab KW Hals und im Bereich der Kirche erhalten sind, dass im ursprünglichen Zustand durchaus strukturell deutlich vielfältigere Verhältnisse geherrscht haben als im Ist-Zustand. Durch starke Eisstöße und Hochwässer wurden Uferzonen angerissen und Laufverlagerungen initiiert. Heute ist der Lauf durch historische Umbaumaßnahmen zur Verbesserungen für die Holztrift, Ufersicherungen und Stauhaltungen über weite Strecken vollständig befestigt.

Die Gefälleverhältnisse (ca. 3 Promille) weisen den Unterlauf der Ilz als Hyporhithral (Äschenregion) aus.

Der Pegel Kalteneck gibt die Abflussverhältnisse am Unterlauf wider. An hydrologischen Kennwerten liegen dort ein mittlerer Abfluss von $16 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, ein MNQ von $4,66 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ und ein HQ_1 von $144 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ vor. Das Abflussmaximum wird im April erreicht (einfaches, pluviales Abflussregime).

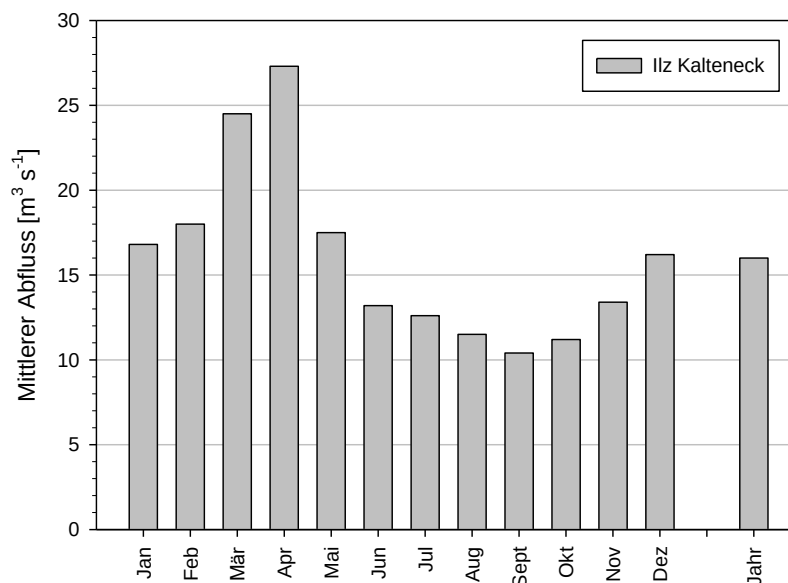


Abbildung 3: Abflussregime der Ilz, Pegel Kalteneck. Quelle: <http://www.hnd.bayern.de>, Zeitreihe 1921-2006.

Die Wassertemperatur in der Ilz zeichnet sich – wie für Gewässer im Granit- und Gneisgebiet typisch – durch starke jahreszeitliche Schwankungen aus. Während im Winter über weite Zeiträume Temperaturen knapp über 0°C auftreten, werden im Sommer in der Regel Temperaturen über 20°C , in heißen Jahren bis 25°C erreicht. Im Unterlauf ist der Temperaturgang stark durch

den Einfluss der Talsperre Oberilzmühle überprägt. In Abhängigkeit vom Schwellbetrieb, dem Einfluss des kühlen Tiefenwassers aus der Talsperre und dem warmen Wasser aus dem Stau KW Hals ergeben sich hier unnatürlich starke und rasche Änderungen.

1.3 Ausgewählte biotische Indikatoren für leitbildorientierte Lebensraumverhältnisse

In über weite Strecken stark anthropogen überformten Lebensräumen wie im gegenständlichen FFH-Gebiet ist das Wiederherstellen von leitbildkonformen Strukturen nur eingeschränkt möglich. Müssen Abstriche vom Leitbild gemacht werden, besteht die Gefahr, dass durch die Maßnahme nur für einen Teil der standorttypischen Tier- und Pflanzengesellschaften entsprechende Habitate zur Verfügung gestellt werden. Für die Entwicklung von Restrukturierungsmaßnahmen ist es daher vielfach hilfreich, sich standorttypische Arten mit bekannten Lebensraumansprüchen und hohem Indikatorwert vor Augen zu halten und die Maßnahmen, entsprechend der Gegebenheiten, dahingehend zu entwerfen.

Dabei darf jedoch nicht der Fehler begangen werden, sektoral einseitige ökologische Ziele zu formulieren, welche einem flussmorphologischen bzw. ökologischen Leitbild zuwider stehen. Im ungünstigen Fall können dadurch Maßnahmen entstehen, welche quasi als "sozialer Wohnbau" für einzelne Arten oder Artgilden wirken. Andererseits ist in diesem Zusammenhang auch eine generelle Zielvorstellung der Entwicklung einer möglichst großen Biodiversität problematisch. Unter dieser Präambel können Ersatzlebensräume entstehen, welche zwar eine hohe Artenanzahl aufweisen, den standorttypischen bzw. spezialisierten Arten jedoch kaum oder gar keine Habitate bieten.

Im Folgenden werden einige Organismengruppen angeführt, welche einen hohen Indikatorwert für leitbildorientierte Lebensraumverhältnisse aufweisen. Bei den Habitaten dieser Arten handelt es sich um Strukturen, die in der ursprünglichen Flusslandschaft der Donau dominierend vorhanden waren, heute jedoch absolute Mangelhabitate darstellen.

Bei Restrukturierungsmaßnahmen, welche für folgende Organismengruppen merkbare Lebensraumverbesserungen bieten, ist davon auszugehen, dass sie auch für einen Großteil der vielen anderen standorttypischen Arten günstig wirken. Diese Indikatorarten eignen sich daher auch besonders für das Monitoring von Restrukturierungsmaßnahmen.

1.3.1 Vogelfauna

Schotterbrüter benötigen für ihr Brutgeschäft hoch liegende Rohböden (Schotterflächen). Voraussetzung für das Entstehen dieser Habitate sind Wasserspiegelschwankungen und eine gewisse Dynamik auf Kiesflächen, welche diese relativ hoch gelegenen Flächen von dauerhafter Vegetation frei

hält bzw. frischen Kies aufschüttet. Darüber hinaus sind beispielsweise schotterbrütende Limikolen zur Brutzeit gegenüber Störungen sehr empfindlich. Sie sind daher auch Indikatoren für Weitläufigkeit und Abgeschiedenheit von Strukturen.

Höhlenbrüter wie Eisvogel oder Uferschwalbe sind durch das Nutzen von frischen Abbrüchen Indikatoren für Laufverlagerungen von Flussarmen und Ufererosion.

1.3.2 Wassergebundene Säugetiere

Unter den wassergebundenen Säugetieren finden sich FFH-Arten, die aufgrund ihrer Ernährungsweise als Indikatoren für intakte Gewässer fungieren.

Der Biber (*Castor fiber*) nutzt im Idealfall Gehölze der Weichholzaue für seine Ernährung. Wenn diese schwach entwickelt ist, greift er verstärkt auf andere Pflanzen zurück und führt dadurch zu Schäden an wertvollen land- und forstwirtschaftlichen Nutzpflanzen. Eine hohe Dichte des Bibers bei geringen wirtschaftlichen Schäden tritt dann auf, wenn die Weichholzaue naturnahe entwickelt ist.

Der Fischotter (*Lutra lutra*) nutzt bevorzugt strukturreiche Uferzonen fischreicher Gewässer. Eine hohe Störungsintensität oder intensiv befahrene Straßen im gewässernahen Bereich führen zur Meidung bzw. zu erhöhter Mortalität.

1.3.3 Pioniervegetation, Weichholzaue

Die Auen entlang der befestigten Ufer der überwiegenden Zahl von Gewässern sind vom ständigen Aufhöhen durch Feinsedimente geprägt. Es findet daher eine Sukzession Richtung Hartholzaue statt, ohne dass neue Standorte für Pioniergewächse und die Weichholzaue entstehen. Bereiche mit natürlicher Weichholzaue aber auch größere Flächen mit standorttypischen Pionierfluren werden daher immer seltener. Entsprechende Indikatorgesellschaften sind u. a. (HERRMANN, 2002):

- **Weiden-Tamarisken-Gesellschaft:** Standorte mit schlickhaltigem Feinsand und dauernd hohem Grundwasserstand oder periodischer Überschwemmung. An der Donau früher häufig, heute ausgestorben.
- **Sanddorn- und Lavendelweiden-Gebüsche:** Kies- und Grobsandaufschüttungen über dem Niveau der Weiden Tamarisken-Gesellschaft.
- **Purpurweidengebüsch:** kiesigere Aufschüttungen, Folgegesellschaft des Sanddorn- / Lavendelweidengebüsches.

- **Silberweiden-Weichholzaue** und schließlich **Grauerlen-Weichholzaue** auf zunehmend höheren und feinsedimentreichen Aufschüttungen.

Diese Gesellschaften benötigen morphologisch dynamische Flächen mit niedrigem Flurabstand. Eine laterale Abfolge von typischen Sukzessionsstadien indiziert einen kontinuierlichen, flachen Wasser-Land-Übergang über Mittelwasser.

1.3.4 Fischfauna

Fische sind das maßgebliche biologische Qualitätselement zur Indikation des hydromorphologischen Zustands von Fließgewässern. Als vagile und zum Teil in vielerlei Hinsicht sehr anspruchsvolle Organismen sind viele Fischarten gute Indikatoren für eine Reihe von ökomorphologischen Funktionen (SCHMUTZ ET AL. 2000).

Durch die verschiedenen Wanderbewegungen einzelner Arten und Stadien sind sie ein guter Zeiger für die Konnektivität von verschiedenen Gewässerteilen sowohl longitudinal wie auch lateral, sowie für den unmittelbaren Verbund von Habitaten. Auch der Anbindungsgrad von Nebengewässern lässt sich anhand der Artenzusammensetzung gut ablesen.

Die Habitatansprüche der Arten sind sehr unterschiedlich und bei gewissen Arten und Lebensstadien auf bestimmte Gewässerteile festgelegt. So werden Strömungs- und Substratverhältnisse, aber auch strukturelle Elemente (Totholz, angeströmte Flachwasserzonen, Makrophytenbestände etc.) bzw. generell die Gewässerstruktur von einzelnen Arten gut angezeigt.

Da vor allem die schwach schwimmenden Larven der Fische sehr sensibel für anthropogene Eingriffe wie schifffahrtsbedingten Wellenschlag oder Schwellbetrieb sind, indizieren sie anthropogene Belastungen in der Hydraulik bzw. Hydrologie des Fließgewässers.

1.4 Synergien und Konflikte Wasserrahmenrichtlinie – FFH-Richtlinie

Mit der Wasserrahmenrichtlinie wurde eine Vorgabe geschaffen, welche u. a. auf den Erhalt und die Verbesserung des ökologischen Zustandes der Gewässer abzielt. In dieser Richtlinie ist auch die Forderung beinhaltet, die ökologischen Verhältnisse in stark anthropogen überformten Flusslandschaften zu verbessern. Mit dem Inkrafttreten der EU-Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000 wurde den Mitgliedstaaten der konkrete Auftrag erteilt, *„...alle künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper (z.B. Donau im vorliegenden FFH-Gebiet) bis spätestens 15 Jahre nach Inkrafttreten dieser Richtlinie zu verbessern und das gute ökologische Potential zu erreichen.“* Der Zielerreichungshorizont kann bis 2021 bzw. 2027 erweitert werden. Mit dem Ilz-Unterlauf bzw. der Inn-Mündungsstrecke befinden sich auch Abschnitte „natürlicher Wasserkörper“ im Gebiet, für die ein „guter ökologischer Zustand“

als Ziel definiert ist. Dieser Verbesserungsauftrag ist auch aus der FFH-Richtlinie ableitbar, wonach der „günstige Erhaltungszustand“ der FFH-Schutzgüter mittels geeigneter Maßnahmen anzustreben ist.

Derzeit befinden sich diese Gewässer gemäß Bewirtschaftungsplan im „mäßigen Zustand“ bzw. im „mäßigen Potential“. Lediglich die Ilz-Mündung befindet sich formal im „guten Zustand“, weil die Bewertung vom Abschnitt stromauf der Oberilzmühle übernommen wurde. Fachlich ist allerdings auch in diesem Abschnitt im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie Handlungsbedarf gegeben – vor allem im Hinblick auf die Bedeutung für die angrenzenden Gewässerabschnitte.

Das FFH-Gebiet ist als „wasserabhängiges Natura 2000 Gebiet“ auch gem. Art. 6 der Wasserrahmenrichtlinie als Schutzgebiet definiert. Zielsetzungen des FFH-Gebietes sind daher auch bei wasserrechtlichen Belangen direkt von Relevanz.

Die im Sinne der Erreichung der Ziele der EU-WRRL beschriebenen Maßnahmen weisen vielfach Synergien mit den Zielen des Naturschutzes bzw. der FFH-RL auf. Viele FFH-Arten und FFH-Lebensraumtypen werden durch die Maßnahmen gefördert bzw. sind Maßnahmen zur Verbesserung und Absicherung des Erhaltungszustands von Schutzgütern geeignet.

Dabei kommen Maßnahmen, welche unmittelbar im Donauwasserkörper umgesetzt werden, einer Vielzahl von Schutzgütern, insbesondere der rheophilen Flussfischfauna, zu Gute. So können beispielsweise mit der Schaffung kiesiger Strukturen nicht nur wertvolle Laichhabitats von Schutzgütern, sondern auch Lebensraumtypen der Weichholzaue geschaffen werden. Im Zuge der Umsetzung derartiger Projekte überwiegen in der Regel Synergien gegenüber naturschutzfachlichen Zielkonflikten.

Bei der Umwandlung von Lebensräumen (meist Umwandlung terrestrischer und semiaquatischer Lebensräume in aquatische bzw. semiaquatische) können aber auch Konflikte entstehen. Es kann zu einer quantitativen Reduktion eines Lebensraumtyps zu Gunsten eines anderen kommen. In solchen Fällen ist ein Abwägen der Schutzgutinteressen erforderlich. Gleiches gilt auch bei der Umwandlung von einseitig angebundenen Altarmen in durchströmte Nebenarme. Die veränderten abiotischen Rahmenbedingungen bedingen oftmals einen Wechsel der Artenassoziationen.

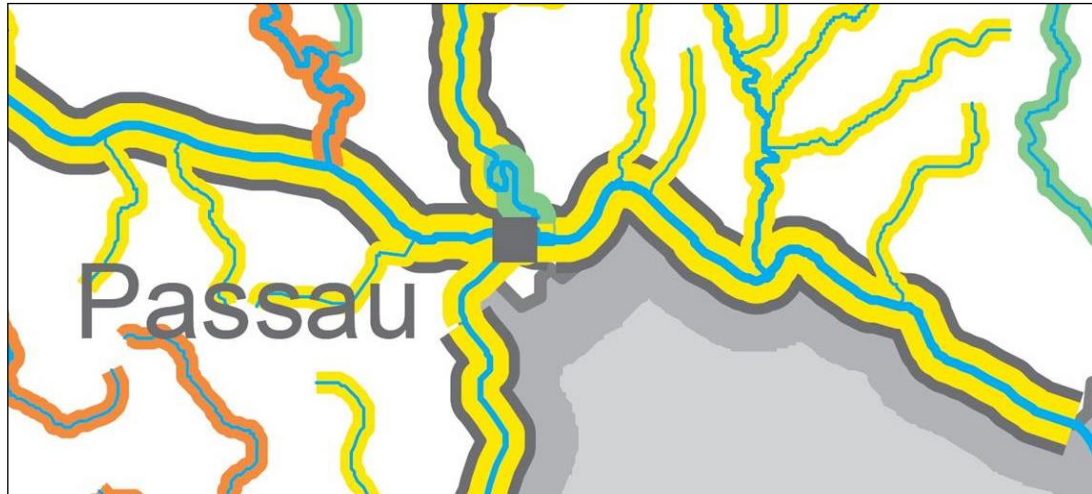


Abbildung 4: Ökologischer Zustand/Potential der Wasserkörper im Gebiet. Grün: gut/sehr gut, gelb: mäßig, orange: unbefriedigend, grau umrahmt: erheblich veränderte Gewässer. Quelle: LFU, Stand 2009.

Jedoch besteht in den meisten Fällen die Möglichkeit des Ersatzes veränderter Standorte, da aufgrund der naturräumlichen Gegebenheiten oftmals im Nahbereich alternative Habitate entwickelt werden können. So ist im Zuge der Umwandlung eines Altarmes in einen durchflossenen Nebenarm meist die Möglichkeit gegeben, seitlich einen einseitig angebundenen Altarm zu entwickeln. Ähnliches gilt auch für die Umwandlung terrestrischer Standorte. Der Zugewinn an aquatischen Flächen zu Ungunsten terrestrischer kann durch Bestandesumwandlungen ausgeglichen werden, was auch aus forstrechtlicher Sicht meist erforderlich ist.

Ohne an dieser Stelle auf allfällige synergetische bzw. konfliktäre Effekte der einzelnen Maßnahmen näher einzugehen, ist auf einer groben konzeptionellen Ebene generell für die Abschnitte der Donau des Oberen Donautals sowie für die Zubringer im Stauraum Jochenstein ein grundsätzlicher Gleichklang in den Zielen der WRRL und FFH-RL gegeben.

2 Vorhandene Datengrundlagen, Erhebungsprogramm und -methoden

Für die Erstellung des Managementplanes wurden folgende Unterlagen verwendet:

2.1 Unterlagen zum FFH-Gebiet

- Standard-Datenbogen (SDB) der EU zum FFH-Gebiet 7447-371 „Donau von Kachlet bis Jochenstein mit Inn- und Ilzmündung“
- Gebietsbezogene Konkretisierung der Erhaltungsziele (Regierung von Niederbayern & LfU, NATURA 2000 Verordnung)
- Digitale Abgrenzung des FFH-Gebietes

2.2 Naturschutzfachliche Planungen und Dokumentationen

- Büro Landschaft + Plan Passau: Umweltverträglichkeitsstudie im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens zum Energiespeicher Riedl: „Ökosysteme, Biotope, Tiere und Pflanzen – Erhebungen in den Stauräumen Jochenstein und Aschach“. Stand: 15.11.2011
- ZAUNER, G. & RATSCHAN, C. (2012): FFH -Verträglichkeitsuntersuchung im Rahmen des Planfeststellungsverfahrens zum Energiespeicher Riedl für das FFH-Gebiet 7447-371 „Donau von Kachlet bis Jochenstein mit Inn- und Ilzmündung“. Fische. Stand: 20.05.2012

2.3 Funddaten zu Fischen und Neunaugen im Gebiet und angrenzenden Bereichen

- Aktuelle Fischdaten aus der Donautrecke bei Passau:
 - PAINTNER, S. (schriftl. Mittlg. 2010): Fischdaten aus der Donau bei Passau, erhoben im Zuge eines Projektes zum Vorkommen von Neozoen in Niederbayern. I. A. LfU, Inst. f. Fischerei.
- Aktuelle Fischdaten aus dem bayerischen WRRL-Monitoring:
 - Messstellen Inn/Passau; Donau/Obernzell; Ilz/Triftsperre/Holzsteg; Quelle: LfL, Institut für Fischerei (2010)
- Aktuelle Fischdaten aus dem österreichischen WRRL-Monitoring:
 - ZAUNER, G. & RATSCHAN, C. (2008): Gewässerzustandserhebung in Österreich, Fachbereich Fische, Bundesmessstellen. Messstellen Jochenstein, Enghagen, Ybbs & Oberloiben. I. A. BMLFUW, Wien.
- Aktuelle Fischdaten aus dem Stauraum Jochenstein:
 - SEIFERT, K. (2004): Gutachten Schiffsanlegestelle Passau-Lindau. Fischbiologische Untersuchungen. Untersuchungen zur FFH-

Verträglichkeit des Vorhabens. Vorschlag von ökologischen Ausgleichsmaßnahmen. I. A. Stadtwerke Passau. 41 S.

- Aktuelle Fischdaten aus Nebengewässern des Stauraumes Jochenstein:
 - ZAUNER, G., RATSCHAN, C. & MÜHLBAUER, M. (2008): Vorstudie Revitalisierung Schildorfer Au. I. A. Via Donau. 68 S.
- Ältere Fischdaten aus dem Stauraum Aschach:
 - WAIDBACHER, H., ZAUNER, G., KOVACEK, H. & MOOG, O. (1991): Fischökologische Studie Oberes Donautal im Hinblick auf Strukturierungsmaßnahmen im Stauraum Aschach (Oberösterreich). Im Auftrag der Wasserstraßendirektion.
 - ZAUNER, G., PINKA, P. & MOOG, O. (2001): Pilotstudie Oberes Donautal - Gewässerökologische Evaluierung neugeschaffener Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Kraftwerks Aschach. Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion. 132 pp.
- Aktuelle Fischdaten aus dem Stauraum Aschach:
 - ZAUNER, G. & RATSCHAN, C. (2009): Fischbestandserhebungen in der Donau bei Engelhartzell. I. A. Zoologische Staatssammlung München.
 - ZAUNER, G., RATSCHAN, C. & MÜHLBAUER, M. (2012): Befischungsergebnisse im Rahmen der UVE bzw. FFH-VUs Energiespeicher Riedl. Unveröff. Daten.
- Eine Reihe älterer und aktueller Fischdaten aus anderen Donauabschnitten zu Vergleichszwecken: Büro ezb-TB Zauner GmbH, eigene Daten

2.4 Digitale Kartengrundlagen

- Karten des Landesamtes für Umwelt (LfU)
- Vermessungsprofile der Donau in den Stauräumen Jochenstein und Aschach der Verbund Hydro Power AG, Stand 2010
- Digitale Lagepläne (Luftbildauswertung, Geländehöhen, Kataster) der beiden STR Jochenstein und Aschach

2.5 Kartier- und Bewertungsanleitungen zu LRT und Arten

- KAPA, R. (2011): Bewertungsschemata für FFH-Arten (Donauendemiten, die innerhalb Deutschlands nur in Bayern vorkommen).
- LfU & LWF (2007): Handbuch der Lebensraumtypen nach Anhang I der FFH-Richtlinie in Bayern (Stand 3/07). – Augsburg, 214 S.
- LfU (2007): Vorgaben zur Bewertung der Offenland-Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (LRTen 1340 bis

8340) in Bayern (Stand 3/07). – Augsburg, 118 S.

- LWF (2004): Arbeitsanweisung zur Fertigung von Managementplänen für Waldflächen in NATURA 2000-Gebieten. – Freising, 58 S. + Anl.
- LWF (2006): Artenhandbuch der für den Wald relevanten Tier- und Pflanzenarten des Anhangs II der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie und des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie (4. aktualisierte Fassung, Juni 2006). – Freising, 187 S. + Anl.
- LWF & LFU (2008): Erfassung und Bewertung von Arten der FFH-RL in Bayern, Stand: Januar 2008.
- ELLMAUER, T. (Hrsg.) (2005): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, 616 pp.

2.6 Gebietsspezifische Literatur

- Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1999, Hrsg.): Waldfunktionsplan für den Regierungsbezirk Niederbayern, Teilabschnitt Donau-Wald. Regensburg
- Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (1999, Hrsg.): Arten- und Biotopschutzprogramm Landkreis Passau.
- HERRMANN, T. et al. (2002): Naturerlebnis Donautal. Ein Führer zu Natur, Kultur und Geschichte entlang der Donau von Hofkirchen bis zur Schlägener Schlinge. Hrsg. Lkr. Passau. Morsak Verlag, Grafenau. 304 S.
- LFU (2001, Hrsg.): Biotopkartierung aus dem bayerischen Fachinformationssystem Naturschutz (FIS-Natur): Biotopkartierung Bayern: Flachland, LKR Passau. – Augsburg, o. Pag.
- LFU (2003, Hrsg.): Artenschutz- und Biotopkartierung Bayern (ASK). – Augsburg, o. Pag.
- LWF (2002): Natürliche Baumartenzusammensetzung Bayerns nach Wuchsbezirken und Höhenstufen. Anlage zur Arbeitsanweisung zur Fertigung von Managementplänen für FFH-Gebiete. Freising, 211 S.
- WALENTOWSKI, H. et al. (1990): Vorläufige Rote Liste der in Bayern nachgewiesenen oder zu erwartenden Pflanzengesellschaften.- Hilpoltstein
- WALENTOWSKI, H., GULDER, H-J., KÖLLING, C., EWALD, J., TÜRK, W. (2001): Die Regionale natürliche Waldzusammensetzung Bayerns. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft, Nummer 32. 99S.

- ZECHMANN, A. (1995): Kräutlstein und Apfelkoch – Restposten (prae)alpider Flora in Passau. Der Bayerische Wald 9/1 NF. S 25-26. Passau

2.7 Persönliche Auskünfte

- ASSMANN, O. (2011): Hinweise zur Flora und Fauna entlang der Donau von Passau bis Jochenstein
- HERMANN, T. (2011): Mündliche Auskünfte Lebensraumtypen und Pflanzenarten im FFH-Gebiet
- KOTZ, C. (2010): Auskünfte zu Schutzgütern und bedeutsamen Artvorkommen
- ZAHLHEIMER, I. (2011): Auskünfte zu Schutzgütern und bedeutsamen Artvorkommen

3 Untersuchungsmethodik

3.1 Bewertungsgrundsätze Lebensraumtypen (LRT)

Für die Dokumentation des Erhaltungszustandes und spätere Vergleiche im Rahmen der regelmäßigen Berichtspflicht gem. Art 17 FFH-RL ist neben der Abgrenzung der jeweiligen Lebensraumtypen eine Bewertung des Erhaltungszustandes erforderlich. Der ermittelte Erhaltungszustand (Gesamtbewertung) stellt sich in den Wertstufen A = hervorragend, B = gut und C = mäßig bis schlecht.

Die Ermittlung der Gesamtbewertung erfolgt im Sinne des dreiteiligen Grundschemas der Arbeitsgemeinschaft "Naturschutz" der Landes-Umweltministerien (LANA, siehe Tabelle 8).

Tabelle 8: Allgemeines Bewertungsschema zum Erhaltungszustand der LRT in Deutschland (Beschluss der LANA auf ihrer 81. Sitzung im Sept. 2001 in Pinneberg)

Vollständigkeit der lebensraumtypischen Habitatstrukturen	A hervorragende Ausprägung	B gute Ausprägung	C mäßige bis durchschnittl. Ausprägung	D nicht signifikant
Vollständigkeit des lebensraumtypischen Arteninventars	A lebensraumtypisches Arteninventar vorhanden	B lebensraumtypisches Arteninventar weitgehend vorhanden	C lebensraumtypisches Arteninventar nur in Teilen vorhanden	
Beeinträchtigung	A keine/gering	B mittel	C stark	

Die Einzelbewertungen werden dann nach einem von der LANA festgelegten Verrechnungsmodus zum Erhaltungszustand (Gesamtbewertung) summiert: Die Vergabe von 1x A, 1x B und 1x C ergibt B; im Übrigen entscheidet Doppelnennung über die Bewertung des Erhaltungszustandes der Erfassungseinheit (z.B. 2x A und 1x B ergibt die Gesamtbewertung A). Ausnahme: Bei Kombinationen von 2x A und 1x C bzw. 1x A und 2x C ergibt sich als Gesamtbewertung B. Bei Vorhandensein einer C-Einstufung ist somit keine Gesamtbewertung mit A mehr möglich.

Die speziellen Bewertungsschemata für Wald-Lebensraumtypen sind dem Anhang zu entnehmen.

3.2 Methoden der fischökologischen Freilandrerhebung

Im Zuge vorangegangener Projekte und Bestandserhebungen werden im ggst. Bericht die Daten der Thematik entsprechend aufbereitet und bewertet.

Um Fischbiozönosen größerer Fließgewässer wie die Strecken von Donau und Inn im FFH-Gebiet hinsichtlich Arten, Dichte und Populationsstruktur zu erfassen, sind verschiedene Befischungsmethoden anzuwenden. Im Zuge

umfassender fischökologischer Erhebungen kommen somit unterschiedlichste Methoden zur Anwendung, um die charakteristische Besiedlungsstruktur unterschiedlicher Habitate dokumentieren zu können.

Diese unterschiedlichen Methoden der fischökologischen Freilanderhebung werden nachfolgend erläutert.

3.2.1 Elektrofischung Anodenrechen

Bei dieser Art der Befischung wird ein Aluboot mit einem Aggregat von 13 kW Leistung und 10 Elektroden auf einem Fangrechen mit 3,20 m Breite verwendet. Durch ein Impulsgerät wird aus dem Gleichstrom ein Impulsstrom von 100 Hertz erzeugt. Damit kann gegenüber Gleichstrom eine deutlich verbesserte Tiefen- und Breitenwirkung und Galvanonarkose erreicht werden. Dies ist in tiefen, trüben Gewässern wie Donau und Inn von Vorteil und führt zu einem deutlich erhöhten Anteil gekescherter Fische.

Die Befischungsmannschaft besteht aus einem Bootsführer, zwei Kescherträgern sowie einer Hilfskraft zum Entleeren der Kescher. Gefangene und gekescherte Fische werden bestimmt, vermessen und wieder entlassen. Gesehene aber nicht gekescherte Fische werden mittels Schätzung des sog. Fangerfolges berücksichtigt

Die streifenweise Befischung des Hauptstroms liefert hohe Zahlen nachweisbarer Arten und die wichtigsten Informationen in Bezug auf Altersstruktur und Biomasse. Länge und Position der einzelnen Streifen werden mittels GPS-Verortung aufgenommen. Die gewählte Streckenlänge beträgt meist ca. 400 m. Diese Streckenlänge hat sich bewährt und wird im Sinne der Vergleichbarkeit beibehalten.

Die Gewichte der individuellen Fische werden mittels Regressionsgleichungen, welche für alle Arten und Entwicklungsstadien zur Verfügung stehen, aus der Totallänge rückberechnet, sofern kein Wiegen im Gelände möglich ist (Wind, Wellenschlag).

Die Bestanderhebungen werden unter Tags als auch nachts durchgeführt. Nächtliche Elektrofischungen haben sich hierbei als effiziente Methode erwiesen, da sie bei gleicher betrachteter Probenzahl höhere Artenzahlen als Tagbefischungen liefern. Teils können nachts auch deutlich höhere Dichten und Biomassen sowie gewisse Arten häufiger nachgewiesen werden (z.B. Zobel, Zingel, Schrätzer, juvenile Barben). Dies dürfte insbesondere bei sommerlichen Niedrigwasserführungen und auf Flachuferbreichen zutreffen. Eine Verstärkung dieser Tag-Nacht shifts ergibt sich mit hoher Wahrscheinlichkeit durch die nächtlich weitaus geringere Störungsfrequenz und -intensität aufgrund fehlender Sportboote sowie reduzierter Kabinenschiffahrt.

Aus den gewonnenen Daten werden Fischdichten als Catch Per Unit Effort (CPUE) in Individuen pro 100 m bzw. Fischbiomassen in kg pro 100 m Uferlinie berechnet. Die Berechnung von flächenbezogenen Bestandswerten (Abundanzen; Ind. bzw. kg pro ha) ist unter der Annahme einer Wirkbreite des elektrischen Feldes von 8 m durch Multiplikation der Streckenwerte mit dem Faktor 12,5 möglich. Grundsätzlich werden Abundanzwerte im Fall der Donau von den Autoren für die Donau als eingeschränkt sinnvoll erachtet, weil sie vortäuschen, Fischbestände in großen Fließgewässern wie der Donau und tiefgründigen Nebengewässern quantitativ und auf Flächen hochrechenbar erfassen zu können. Dabei ist auch zu bedenken, dass die erhobenen Bestandswerte von vielen Umweltfaktoren wie Wasserstand, Trübe, Jahres- und Tageszeit etc. abhängen, welche die Habitatwahl von Flussfischen (tief oder seicht bzw. uferfern oder ufernah) beeinflussen können.

3.2.2 Elektrofischungen Polstange

Zur Erhebung der Fischbesiedelung der unmittelbaren Uferzonen werden Strukturfischungen der unmittelbaren Uferbereiche stromauf fahrend durchgeführt, wobei eine Streckenlänge von 200 m gewählt wird. Der Rechen des Elektrofangbootes wird dazu vom Aggregat getrennt und eine Polstange angeschlossen. Die Wirkbreite wird mit 2 m eingeschätzt.

Auch die Nebengewässer werden mit Aluboot und vorwiegend Polstange bearbeitet.

Ein wichtiger Aspekt der Elektrofischung ist, dass die beiden Methoden Polstange und Rechen in allen auftretenden Habitattypen erfolgreich angewendet werden können, allerdings teils sehr unterschiedliche Ergebnisse liefern.

3.2.3 Multimaschennetze

Die Kiemennetze kommen in ufernahen und uferfernen Freiwasserzonen zum Einsatz. Die Fangergebnisse dieser Methode liefern somit Rückschlüsse auf Artenspektren und Dichten im Freiwasserkörper.

Für die Kiemennetzerhebungen im Strom werden Multimaschennetze vom Typ „Nordic“ gem. CEN angewendet. Die Dimensionen der Netze sind wie folgt:

- Länge: 30 m
- Höhe: 1,50 m
- Maschenweiten (12 x 2,50 m): 45-18-6,5-10-55-8-12-25-15-6-35-30 mm
- Korkleine, Bleileine 32 g/m

3.2.4 Langleinen

Als ergänzende Methode zur Dokumentation der Sohlbesiedlung in strömenden Abschnitten von großen Fließgewässern bietet sich der Einsatz von Langleinen an. Sohlbeprobungen mit Hilfe von Reusen oder Driftnetzen sind aufgrund der Strömungsgeschwindigkeit bzw. Hindernisse am Grund weniger zweckmäßig. Bei den Langleinen handelt es sich um eine Methode, mit der fressende Fische an beliebigen Stellen an der Sohle großer Flüsse nachgewiesen werden können. In Stauwurzeln und Stauen der Donau nach der Inn-Mündung hat sich gezeigt, dass einige benthische Arten fast nur mit Langleinen nachgewiesen werden, beispielsweise der Streber (*Zingel streber*).

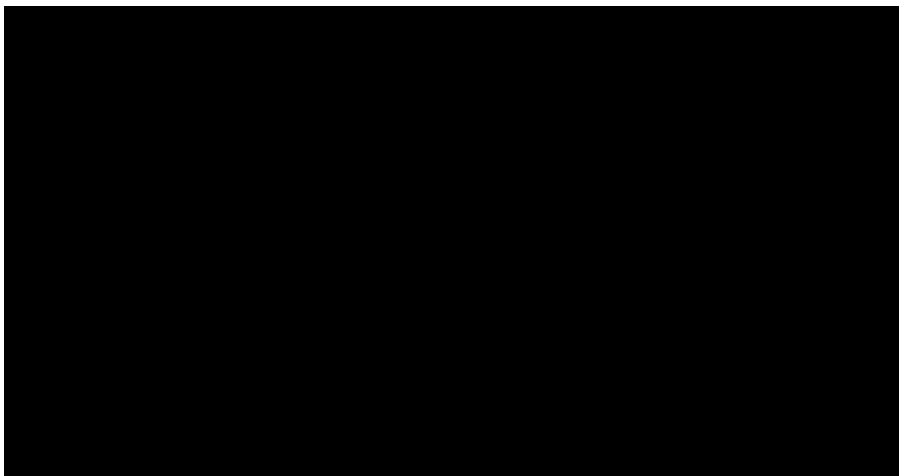


Abbildung 5: Schema einer am Stromgrund ausgelegten Langleine

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 (0,5 mm) befestigt sind. An diesen Seitenschnüren sind Einhängwirbel befestigt, um ein Ver- bzw. Abdrehen der Vorfächer zu verhindern und ein schnelles Anbringen der vorher beköderten Hakenvorfächer zu gewährleisten. Die Hakenvorfächer (multifile Angelschnur der Stärke 0,17 mm) werden mit Angelhaken der Größe 6 bestückt. Als Köder dienen Maden. Durch die Verwendung einer reißfesten multifilen Schnur kann das Abreißen der Vorfächer durch große Fische, v. a. Barben, gegenüber den früher üblichen monofilen Vorfächern deutlich reduziert werden.

Die gleiche Länge der Leine, die idente Hakenanzahl und -größe, sowie die gleichbleibende Beköderung und Expositionsdauer gewährleisten die Vergleichbarkeit des Datenmaterials. Die Langleine wird am Flussgrund quer zur Strömung exponiert, wobei mithilfe von Ankern ein Abdriften der Leine verhindert wird. Bojen, welche über eine Bojenschnur mit dem Anker verbunden sind, ermöglichen ein Auffinden der Langleinen. Kommt eine Langleine im Bereich der Schifffahrtsrinne zu liegen, wird nur das dem Ufer zugewandte Ende der Leine mit Bojen bestückt. Nach ca. 12-stündiger Expositionsdauer

(über Nacht) wird die Langleine geborgen. Da die verwendeten Köder vom Fisch aktiv aufgenommen werden, ist auch diese Fangmethode artenselektiv. Trotz der damit gefangenen, vergleichsweise geringen Individuenzahl scheint der Aufwand gerechtfertigt, da Bereiche beprobbar sind, welche kaum mit einer anderen Methode befischt werden können. Folglich erweist sich die Langleinenfischerei als am besten geeignete Methode, sohlbewohnende Fische - besonders in großen Tiefen - in ihren Lebensräumen nachzuweisen.

3.2.5 Uferzugnetz

Uferzugnetzbefischungen sind eine geeignete Methode zur Erhebung der Jungfischfauna in Uferbereichen größerer Fließgewässer. Dafür wird ein 11 m breites Zugnetz mit einer Maschenweite von 2 mm verwendet, welches von 2 Personen auf einer Länge ca. 15 bis 20 m stromab gezogen und dann gestrandet wird (siehe Abbildung 6). Der Fang sammelt sich in einem Netzsack in der Mitte und wird in einen Kübel überführt. Die Bestimmung und Vermessung erfolgt bei größeren Individuen wenn möglich im Freiland. Daher handelt es sich um eine besonders effektive und trotzdem schonende Methode, die allerdings nur in geeigneten Mesohabitaten (Flachufer ohne Hindernisse, Möglichkeit das Netz zu stranden) eingesetzt werden kann. Die erhobenen Daten werden primär hinsichtlich der Artzusammensetzung (% der Individuen) interpretiert. Uferzugnetze werden vorwiegend zur Befischung von Kiesstrukturen in der Stauwurzel und im Stau Jochenstein, teils auch auf natürlichen Sedimentbänken (z.B. Bereich Lüftenegger Insel, siehe Abbildung 6) eingesetzt.



Abbildung 6: Uferzugnetzbefischung im Bereich der Lüftenegger Inseln

3.3 Methodik zur Bewertung des Erhaltungszustands der Schutzgüter im FFH-Gebiet

Die Erhaltungszustände der einzelnen FFH-Arten werden anhand der Aspekte Population, Habitat und Beeinträchtigungen in einem dreistufigen System eingestuft (siehe Tabelle 9), wobei die Kategorien A und B einem günstigen und die Kategorie C einem ungünstigen Erhaltungszustand entsprechen. Diese Skala ist nicht mit dem Ampelsystem zu verwechseln, dass 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.

Tabelle 9: Kategorien zur Bewertung des Erhaltungszustands von Schutzgütern.
Verändert nach ELLMAUER ET AL. (2005).

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

Wie bereits in Kapitel 1 beschrieben umfasst das gegenständliche FFH-Gebiet Abschnitte der beiden Stauräume Jochenstein und Aschach sowie die Mündungsbereiche der Zubringer Inn und Ilz. Die jeweiligen Flächenanteile am FFH – Gebiet, sowie die Uferlängen sind Tabelle 1 bzw. Abbildung 7 zu entnehmen. Da es sich beim Großteil des Gewässernetzes um Grenzgewässer zwischen Deutschland und Österreich handelt werden auch Daten, die auf österreichischer Seite erhoben wurden, verwendet.

In Bezug auf die Fischpopulationen gliedert sich das FFH-Gebiet in zwei Kompartimente. Zum einen umfasst es die Donau vom Kraftwerk Jochenstein bis zum KW Kachlet, den Inn vom KW Passau-Ingling bis zur Mündung in die Donau sowie den Ilz-Unterlauf. Jene Fische, die diese Gewässer besiedeln, können als intensiv kommunizierender Fischbestand betrachtet werden.

Andererseits reicht das Gebiet im Unterwasser des KWs Jochenstein ca. 1,6 km bis zur Staatsgrenze (bei Strom-km 2201,77). Ein ca. 21 ha (4,1 %) kleiner Teil des Gebietes liegt damit in der Stauwurzel des KWs Aschach. Die Fischpopulationen des Stauraumes Aschach sind derzeit in Richtung stromauf vollständig isoliert. (Die einzige Ausnahme stellen zufallsbedingte Wanderungen über die Schleusen dar.) Stromab beschränken sich Austauschprozesse auf Abdrift oder Abwanderung über die Turbinen, Wehrfelder oder Schleusen. Auch nach Errichtung einer Fischwanderhilfe wird die Kommunikation der Teilpopulationen nur teilweise stattfinden. Dies trifft in besonderem Maß für ausgeprägt rheophile Arten zu (z.B. Streber), für die nicht nur Querbauwerke, sondern auch Stauräume eine Barrierewirkung besitzen. Da-

her kann der hier im Weiteren gewählte Ansatz der getrennten Betrachtung dieser beiden Abschnitte auch zukünftig nach Herstellung der stromauf gerichteten Durchgängigkeit (Fischaufstiegshilfe) durchaus beibehalten werden.

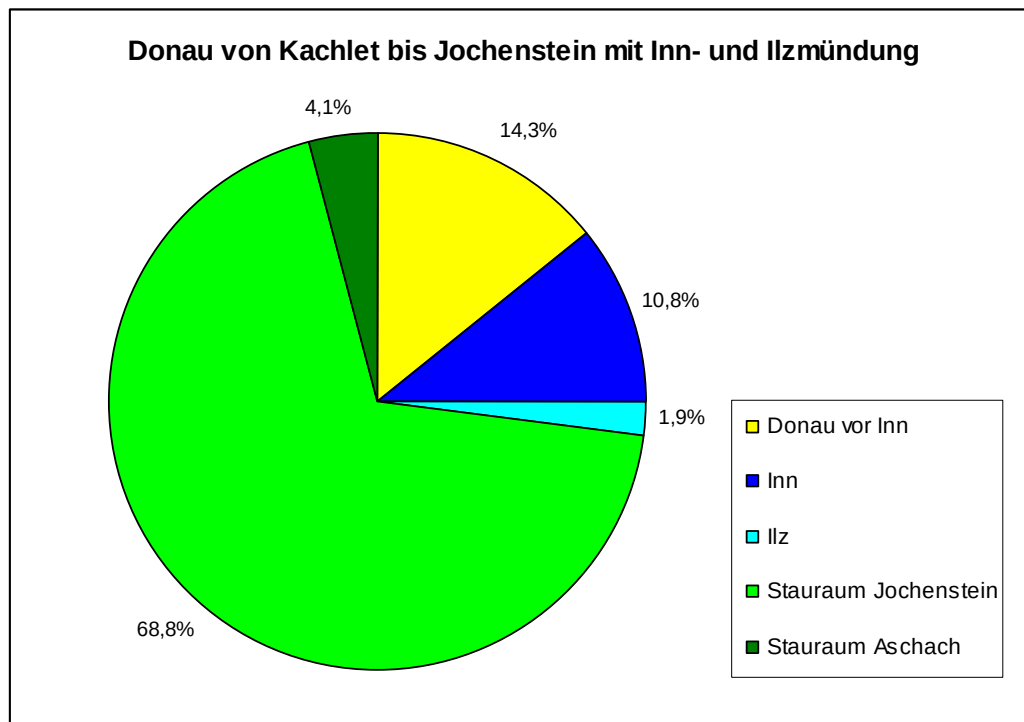


Abbildung 7: Verteilung der Wasserflächen im FFH-Gebiet „Donau von Kachlet bis Jochenstein“.

Bei der Bewertung des Erhaltungszustands der einzelnen Arten werden die Abschnitte „Inn“, „Ilz“, „Donau vor Inn“, „Stauwurzel Jochenstein“ (20,6% Flächenanteil, in Abbildung 7 nicht getrennt dargestellt), „Stau Jochenstein“ (48,2% Flächenanteil, nicht getrennt dargestellt) und „Stauwurzel Aschach“ getrennt bewertet und aus den Einzelbewertungen ein flächengewichteter Mittelwert berechnet. Dies soll anhand folgenden Beispiels verdeutlicht werden:

Beispiel: Die Altersstruktur des Zingels ist in Inn, Ilz und Donau vor Inn mit C (3), in Stauwurzel und Stau Jochenstein mit B (2) und in der Stauwurzel Aschach mit A (1) zu bewerten. Der flächengewichtete Mittelwert für den Populationsindikator „Altersstruktur“ errechnet sich demnach wie folgt:

$$\text{Altersstruktur}_{\text{ges. Gebiet}} = \frac{10,8 * 3 + 1,9 * 3 + 14,3 * 3 + 20,6 * 2 + 48,2 * 2 + 4,1 * 1}{100} = 2,2 = B$$

Mit dieser Methode werden jeweils die einzelnen Indikatoren für die Kriterien „Population“, „Habitat“ und „Beeinträchtigung“ berechnet. Die Verknüpfung innerhalb der einzelnen Kriterien hat nach SCHNITTER & SCHÜTZ (2006) nach dem worst case-System zu erfolgen, d.h. es gilt die schlechteste Bewertung für das Gesamtkriterium.

Die Verknüpfung der drei bewerteten Kriterien hat anschließend so zu erfolgen, dass die Gesamtbewertung jener Note entspricht, die mindestens 2-mal vergeben wurde (Tabelle 10 **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). 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.

Tabelle 10: 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

Für die Bewertung wurden grundsätzlich die Bewertungsschemata von LWF & LFU (2008) herangezogen. Für einige Arten, die innerhalb Deutschlands ausschließlich in Bayern vorkommen („Bayernendemiten“) existieren darüber hinaus neuere Bewertungsschemata von KAPA (2011), die – wenn vorhanden – verwendet wurden.

3.4 Rote Liste

Zur Charakterisierung der Gefährdungssituation der einzelnen werden die Einstufungen gemäß Roter Listen angegeben, und zwar für Deutschland nach FREYHOF (2009), für Bayern nach BOHL ET AL. (2003) und für Österreich nach WOLFRAM & MIKSCHI (2007). Die jeweils verwendeten Gefährdungskategorien sind in Tabelle 11 dargestellt.

Tabelle 11: Gefährdungskategorien gemäß Roter Listen.

Gefährdungskategorie	Rote Liste Deutschland und Bayern	Rote Liste Österreich
0	Ausgestorben oder verschollen	Extinct
1	Vom Aussterben bedroht	Critically endangered
2	Stark gefährdet	Endangered
3	Gefährdet	Vulnerable
R	Extrem seltene Arten und Arten mit geografischen Restriktionen	-
V	Arten der Vorwarnliste	Near threatened
D	Daten defizitär	Data deficient
*	Ungefährdet	Least concern

4 Lebensraumtypen und Arten

4.1 Lebensraumtypen des Anhanges I der FFH-Richtlinie die im SDB aufgeführt sind

4.1.1 LRT 91E0* Erlen- und Eschenwälder und Weichholzaunenwälder an Fließgewässern (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)



Abbildung 8. Ansprechend ausgeprägte Silberweiden-Weichholzaue am Kräutlsteinfels bei Haibach

Kurzcharakterisierung

Der prioritäre Lebensraumtyp „Auenwälder mit Erle und Esche“ i. S. d. FFH-Richtlinie umfasst in Abhängigkeit vom Standort mehrere, teils sehr verschiedenartige Waldgesellschaften. An Donau und Inn handelt es sich um die Silberweiden-Weichholzaue (*Salicetum albae*) einschließlich verschiedener Weidenbüsch-Gesellschaften. An der Ilz kommt der Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald (*Stellario nemori-Alnetum glutinosae*) mit Elementen des Schwarzerlen-Eschen-Sumpfwaldes (*Pruno padis-Fraxinetum*) an sumpfigen Hangfußstandorten vor.

Silberweiden-Weichholzaunen besiedeln entlang größerer Flüsse periodisch und langanhaltend überflutete Schlick-, Sand-, Kies- und Schotterbänke mit frischer Sedimentation, also wenig entwickelte Rohböden mit sehr guter Basen- und Nährstoffversorgung (meist Auengleye). Zur charakteristischen Artenverbindung dieser in immerwährender Dynamik befindlichen Pionierwaldgesellschaften gehören neben den prägenden schmalblättrigen Weiden und

einigen Pappelarten viele Offenlandarten mit unterschiedlichem soziologischen Schwerpunkt: Arten der Röhrichte und Großseggenriede, Arten kurzlebiger Pioniervegetation junger Schlickbänke und Arten der zwei- bis mehrjährigen Uferstaudenfluren.

Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwälder sind meist als schmaler Saum entlang von schnellfließenden Bächen zu finden. Diese kennzeichnen feuchte- und nährstoffbedürftige, austrocknungsempfindliche sowie nährstoffzeigende Arten der Ufersäume, Auwiesen und Waldverlichtungen. Gewöhnlich dominiert die Schwarzerle, unter Beteiligung v.a. der Esche und der Bruchweide.

Schwarzerlen-Eschen-Sumpfwälder findet man auf Standorten mit ganzjährig hoch anstehendem Grundwasser, etwa in wasserzügigen Mulden, quelligen Unterhängen und Hangfüßen. Zu den oben genannten Baumarten tritt v.a. in der Strauch- und zweiten Baumschicht die Gemeine Traubenkirsche verstärkt auf.

Folgende Baumarten werden für die Silberweiden-Weichholzaue und -gebüsche im Wuchsbezirk Ostbayerische Donauniederung bzw. für die Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwälder im Wuchsbezirk Östlicher Vorderer Bayerischer Wald als natürlich angesehen (LWF, 2002):

Tabelle 12: Natürliche Baumarten für Silberweiden-Weichholzaue und -gebüsche
) = zusätzliche Nebenbaumarten im Schwarzerlen-Eschen-Sumpfwald

	Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald	Silberweiden-Weichholzaue
Hauptbaumarten:	Schwarzerle	Baum- und Strauchweiden
Nebenbaumarten:	Bergahorn, Bruchweide, Bergulme, Esche (Traubenkirsche, Stieleiche, Hainbuche)*	Esche, Schwarzpappel, Gemeine Traubenkirsche, Weißerle
Pionierbaumarten:	-	-

Vorkommen und Flächenumfang

Insgesamt 27 Einzelflächen nehmen zusammen 16,78 ha ein.

Knapp 0,8 ha umfasst der einzige den Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwäldern zugeordnete Bestand. Er säumt das Westufer der Ilz etwas nördlich des so genannten Bschütt-Geländes bis Hals.

Charakteristische Arten sind hier z.B. Wald-Sternmiere (*Stellaria nemorum*), Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Mädesüß (*Filipendula ulmaria*), Banater Segge (*Carex buekii*), Rote Pestwurz (*Petasites hybridus*) oder der Straußenfarn (*Matteuccia struthiopteris*). Am Hangfuß gesellen sich bereits erste Schluchtwaldarten wie das Silberblatt (*Lunaria rediviva*) dazu.

Reste von Weichholzaunenwäldern mit Weiden und seltener Pappeln stocken an den Ufern von Donau und Inn. Trotz einer Flusslänge von fast 33 km von Kachlet bzw. Passau-Ingling bis Jochenstein sind nur noch wenige Abschnit-

te mit zusammen etwa 16 ha Fläche als Weichholzaunenwald erfasst worden. Ganz überwiegend liegen sie im Stadtgebiet Passau. Einzige Ausnahme ist der so genannte Erlauer Sporn.

Die große Mehrzahl der flussbegleitenden Ufergehölze entspricht hingegen nicht den erforderlichen Kriterien zur Erfassung als Lebensraumtyp (fehlende Naturnähe der Bestände, fehlende Überflutungsdynamik, Zusammensetzung der Baumarten- und Bodenvegetation, künstliche Uferstrukturen etc.).

An einigen Stellen war nach erfolgten Nutzungsänderungen die LRT-Eigenschaft im Rahmen der Managementplanung nicht mehr rekonstruierbar (Donaulände).

Die als Lebensraumtypen ausgewiesenen Bereiche unterliegen der natürlichen Flussdynamik mit wiederkehrenden Überschwemmungen oder zumindest einer entsprechenden Grundwasserdynamik. Bestände an befestigten Ufern oder an Ufern mit Blockwurf wurden nur dann miterfasst, wenn entsprechende Rohbodenstrukturen mit Schlickauflagen oder Aufsandungen erkennbar waren, die lokal bis zu 1 m mächtig sein können.

An den oft steil ansteigenden Flussböschungen werden die Silberweiden-Weichholzaunen rasch von Landwald abgelöst, der - abhängig von Standort und Relief - Schluchtwäldern, Eichen-Hainbuchenwäldern oder Hartholzauwäldern zuzuordnen ist. In Verzahnungsbereichen mit kleinflächigen Ausformungen können diese Waldgesellschaften aufgrund der geringen Fläche nicht als eigenständiger Lebensraumtyp erfasst werden, sondern wurden bei den Weichholzaunen miterfasst. Beispiele sind der Erlauer Sporn oder der Bereich am Klärwerk bei Haibach bis zur österreichischen Grenze.

Besonders erwähnenswert sind die ökologisch hochwertigen Weichholzaunen in der Voglau unmittelbar an der Landesgrenze und am Uni-Sportgelände (Inn), die Lüftenegger Inseln sowie die Flächen am Kräutlsteinfelsen zwischen Klärwerk und dem Grenzübergang Achleiten (Donau).

Die Uferstreifen im Bereich der Staustufe Passau-Ingling werden aus betrieblichen Gründen vom Wasser- und Schifffahrtsamt Passau regelmäßig auf den Stock gesetzt, so dass hier Weiden- und Erlenbüsche dominieren.

In kartierten Abschnitten im Stadtgebiet wechseln Gebüsche mit Altholzresten.

Neben der Silberweide kommen weitere Weidenarten wie die Bruchweide, Purpur- und Korbweide (Stadtbiotopkartierung, 1990/2010), gelegentlich auch Silber- und Schwarzpappel vor. Besonders in Übergangsbereichen zur Hartholzauwe findet man auch die Grauerle, Edellaubbaumarten wie Esche, Winterlinde, Bergahorn oder Feldulme und an höhergelegenen Uferkanten oft die Schwarzerle.

Wiederholte Auflandungen nach Hochwasserereignissen können örtlich eine langfristige Entwicklung hin zu den Hartholzauen mit sich bringen.

Die pflanzensoziologische Eigenständigkeit der Weichholzaunen wird daraus ersichtlich, dass in der Bodenvegetation nur vereinzelte Waldarten der Klasse Querc-Fagetea vorkommen, z.B. Großes Springkraut (*Impatiens noli-tangere*) oder Scharbockskraut (*Ficaria verna*). Es überwiegen „Offenland-Arten“, so v.a. Arten der nitrophytischen Uferstaudenfluren, Waldrand- und Ruderalgesellschaften, z.B. Brennnessel (*Urtica dioica*), Gundermann (*Glechoma hederacea*), Kratzbeere (*Rubus caesius*), Klettenlabkraut (*Galium aparine*), Arzneibeinwell (*Symphytum officinale*), Gefleckte Taubnessel (*Lamium maculatum*), Giersch (*Aegopodium podagraria*), Nelkenwurz (*Geum urbanum*), Mädesüß (*Filipendula ulmaria*) und Arten der Röhrichte und Groß-Seggenrieder wie Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Schilf (*Phragmites australis*) und Sumpfsegge (*Carex acutiformis*). Schmale Ausprägungen der Ufergehölze sind dagegen oft sehr artenarm oder stark von Neophyten wie Staudenknöterich (*Reynoutria sachalinense/japonica*), Kanadischer Goldrute (*Solidago canadensis*), an der Ilz auch Indisches Springkraut (*Impatiens glandulifera*) unterwandert.

Bewertung des Erhaltungszustandes

Im LRT *91E0 fanden qualifizierte Begänge auf allen Teilflächen statt.

I. Lebensraumtypische Strukturen

Silberweidenuwald				Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald		
Struktur	Ausprägung	Wertstufe	Begründung	Ausprägung	Wertstufe	Begründung
Baumarten	Silberweide 64 % Gemeine Traubenkirsche 9 % Bergahorn 8 % Bruchweide 6 % Weide, Sonstige (Purpurweide u. a.) 5 % Esche 2 % Korbweide 2 % Spitzahorn 2 % Grauerle < 1 % Schwarzerle < 1 % mehrere Feldahorn, Eschenblättriger Ahorn, Robinie, Fichte, Sandbirke, Salweide, Hybrid-Pappel einz. Aspe, Bergulme, Feldulme, Flatterulme, Rotbuche, Silberpappel, Schwarzpappel, Stieleiche, Vogelkirsche, Winterlinde, Rosskastanie, Walnuss	A⁻	- weitgehend dem LRT entsprechende Baumarten - Hauptbaumart Weiden > 50 % - Haupt- + Nebenba. > 70 % - Haupt-+Neben-+ Pionierba. 89 %, aber < 90 % plausibel wegen Hartholzauenanteilen - heimische Gastbaumarten (v.a. Bergahorn, Spitzahorn und Schwarzerle) 11 %, aber > 10 % plausibel wegen Hartholzauenanteilen - nicht heimische Gastbaumarten deutlich < 1 %	Schwarzerle 66 % Bruchweide 15 % Gemeine Traubenkirsche 10 % Bergahorn 3 % Esche 2 % Grauerle 1 % Stieleiche 1 % Hainbuche 1 % Rotbuche 1 % mehr. Vogelkirsche, Spitzahorn, Sommerlinde	A	- weitestgehend dem LRT entsprechende Baumarten - Hauptbaumarten > 50 % - Haupt- + Nebenba. > 70 % - Haupt+Neben+Pionierba. >90 % - Rotbuche als heimische Gastbaumart < 10 %
Entwicklungsstadien	Jugendstadium 9 % Wachstumsstadium 9 % Reifungsstadium 38 % Verjüngungsstadium 37 % Altersstadium 7 % Grenzstadium < 1 %	A	- 7 Stadien, davon 5 Stadien ≥ 5 % - hoher Anteil des strukturreichen Verjüngungsstadiums - Altersstadium in Teilen der Lüftenegger Inseln und am Kräutsteinfelsen	Reifungsstadium 70 % Verjüngungsstadium 20 % Altersstadium 10 %	-	Keine Bewertung wegen geringer Gesamtfläche
Schichtigkeit	einschichtig 9 % mehrschichtig 91 %	A⁺	> 50 % mehrschichtig	einschichtig 20 % mehrschichtig 80 %	-	Keine Bewertung wegen geringer Gesamtfläche
Totholz	8,8 fm / ha	B⁺	- Referenzwert für „B“: 4-9 fm / ha	11 fm / ha	A	- Referenzwert für „B“: 4-9 fm / ha
Biotopbäume	6,6 St. / ha	A⁻	- Referenzwert für „B“: 3-6 St. / ha	32 St. / ha	A⁺	- Referenzwert für „B“: 3-6 St. / ha
Bewertung der Strukturen = A ⁻				Bewertung der Strukturen = A ⁻		

II. Charakteristische Arten

Silberweidenauwald				Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald		
Merkmal	Ausprägung	Wertstufe	Begründung	Ausprägung	Wertstufe	Begründung
Vollständigkeit der Baumarten	s. o.	B	- Grauerle knapp < 1 % - Schwarzpappel fehlt	s. o.	A	- praktisch alle Baumarten > 1 % vorhanden - nur Bergulme natürlicherweise < 1 %
Baumarten-zusammensetzung der Verjüngung	Gemeine Traubenkirsche 46 % Bergahorn 17 % Silberweide 15 % Grauerle 6 % Weide, sonstige 5 % Spitzahorn 4 % Winterlinde 3 % Bergulme 1 % Feldahorn < 1 % Bruchweide < 1 % Esche < 1 % mehr. Feldulme, Robinie, Salweide, Sandbirke, Schwarzerle, Hainbuche einz. Aspe, Eschenblättriger Ahorn, Fichte, Flatterulme, Hybridpappel, Rotbuche, Silberpappel, Stieleiche, Vogelkirsche, Rosskastanie	B⁻	- Esche < 3 % - Schwarzpappel fehlt - nicht heimische Fremdbaumarten < 1 % - heimische Gastbaumarten 25 %, aber > 20 % plausibel wegen Hart-holzauenanteilen [Verjüngung auf ca. 26 % der LRT-Fläche]	Gemeine Traubenkirsche 90 % Bergahorn 10 % Esche 3 % mehr. Stieleiche, Bruchweide, Spitzahorn	C⁺	- Schwarzerle, Bruchweide und Bergulme fehlen (Schwarzerle angesichts der Verjüngungsstrategie der Lichtbaumart (Bodenverwundung) relativiert - geringe Gesamtfläche des LRT relativiert die Aussagekraft des Merkmals erheblich! [Verjüngung auf ca. 30 % der LRT-Fläche]
Flora	Referenzliste LWF (2006): 31 Arten, davon 1 Art der Wertestufe 1, 5 Arten der Wertestufe 2, 16 Arten der Wertestufe 3 und 9 Arten der Wertestufe 4	Ø B⁺	- insg. hervorragende Artenzahl - Artenzusammensetzung in den verschiedenen Teilflächen sehr unterschiedlich - lokal hohe Anteile von Neophyten	Referenzliste LWF (2006): 20 Arten, davon 1 Art der Wertestufe 1, 4 Arten der Wertestufe 2, 9 Arten der Wertestufe 3, 6 Arten der Wertestufe 4	B⁻	- noch charakteristische Artenausstattung
Fauna	-	Ø A⁺	Auf nennenswerten Flächenanteilen artenreiche Laufkäferfauna intakter Weichholzaunen mit einigen hochspezialisierten Spezies (s. Kap. 5.2 Leitarten der Wald-LRTen)	-	-	Faunistische Daten über charakteristische Arten wurden nicht erhoben
Bewertung der Arten = B⁺				Bewertung der Arten = B		

III. Beeinträchtigungen

Silberweidenauwald	Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald
- An vielen Stellen verdrängen Neophyten die heimische Flora. Es handelt sich um Indisches Springkraut, Staudenknöterich und Kanadische Goldrute. Besonders markant ist die Situation in der Weichholzaue am Uni-Sportgelände. - Lokal schränken Uferverbauungen (z.B. Block) in den kartierten Abschnitten die natürliche Flusssdynamik ein - An mehreren Stellen wurden Gartenabfälle im Uferbereich entsorgt (Stadtteil Rosenau gegenüber den Lüftenegger Inseln, im Bereich der Innstadt/Voglaue am Südufer des Inn) - Neben Ablagerungen unterschiedlichster Art sind im Bereich des Uni-Sportgeländes starke Trittschäden zu beobachten. Der in den Inn hineinragende Auwaldstreifen wird stark frequentiert, teilweise wird hier gegrillt und gezeltet. - Angeschwemmten Unrat findet man darüber hinaus in allen Teilen der Flussufer (nicht beeinflussbar). - Der LRT ist tlw. nur fragmentarisch ausgebildet.	- Örtliche leichter bis mäßiger Neophytenwuchs (Staudenknöterich, Indisches Springkraut)
Bewertung der Beeinträchtigungen = 15 % C 85 % A/B (Ø B ⁻)	Bewertung der Beeinträchtigungen = B

IV. Erhaltungszustand

Silberweidenauwald	Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald
Die gleichrangige Bewertung der Kriterien ergibt einen Gesamtwert von B ⁺ und somit einen guten Erhaltungszustand mit Tendenz zu sehr gut.	Die gleichrangige Bewertung der Kriterien ergibt einen Gesamtwert von B ⁺ und somit noch einen guten Erhaltungszustand mit Tendenz zu sehr gut.
Strukturen A⁻ Arten B⁺ Gefährdungen B⁻ Gesamtwert Silberweidenauwald: = B	Strukturen A⁺ Arten B Gefährdungen B Gesamtwert Waldsternmieren-Schwarzerlen-Bachauenwald: = B

4.1.2 Leitarten der Waldlebensraumtypen

Leit-, Charakter- oder Indikatorarten sind Arten, die in einem oder wenigen Lebensräumen signifikant höhere Stetigkeiten und oft auch höhere Abundanzen als in allen anderen Lebensräumen erreichen (FLADE 1994). Sie weisen somit einen eindeutigen Vorkommensschwerpunkt bzw. eine klare Präferenz für bestimmte Lebensräume auf (BERNOTAT ET AL. 2002). Leitarten geben Auskunft über das Vorhandensein und die Qualität von Habitats-elementen, über ausreichende Habitatgrößen, Biotoptradition usw.

Aus der Artenschutzkartierung (ASK) und der Stadtbiotopkartierung liegen Daten u.a. zu Laufkäfern vor, die als hochgradig geeignete Indikatoren für die Dynamik und Naturnähe von Wildflussauen und Auwäldern gelten können (PLACHTER 1986a, 1986b, SIEPE 1989, 1996, SPANG 1999).

Die Artenfunde (siehe Anhang 12.1) stammen insbesondere aus den Auwaldresten am Inn und von den Lüftenegger Inseln bis zum Grenzübergang Achleiten (Donau). Sie wurden von MÜLLER-KROEHLING ET AL. (2003) interpretiert und hinsichtlich ihrer Leitartenfunktion bewertet:

Tabelle 13: Bewertung des Erhaltungszustandes der Weichholzaue anhand ihrer Laufkäferfauna (nach MÜLLER-KROEHLING ET AL. 2003, verändert).

	Vollständigkeit Arten	Dominanz der habitattypischen Arten	Auftreten von Störungszeigern
Grenz- übergang Achleiten	Weitgehend vollständig, sehr artenreich; hochspezialisierte Arten kommen vor; A-	LRT-typische Arten machen deutlich > 90 der Individuen aus, LRT-fremde Arten fehlen völlig; A+	Keine; A+
Lüfteneg- ger Inseln	Weitestgehend vollständig, sehr artenreich, extrem hochspezialisierte Arten kommen vor; verschiedene Rohbodenbesiedler; A+	LRT-typische Arten machen deutlich > 90 der Individuen aus, LRT-fremde Arten fehlen völlig; A+	Keine; A+
*91E0 ges.	Fehlen u.a. recht weit verbreitete Auwald-Arten wie <i>Agonum fuliginosum</i> , <i>Badister sodalis</i> , <i>Trechus secalis</i> , was aber mglw. der Aufnahmemethode (Handaufsammlungen geschuldet ist); A	Weitgehend; A+	Keine; A+

Zum Aufnahmezeitpunkt handelt es sich um die artenreiche Laufkäferfauna intakter Weichholzaunen, mit intaktem Überflutungsregime und der regelmäßigen Entstehung von Rohboden verschiedener Körnung.

4.1.3 LRT 6430 Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe



Abbildung 9: Feuchte Hochstaudenfluren mit Blutweiderich und Mädesüß

Kurzcharakterisierung

Hochstaudenfluren sind typisch für nährstoffreiche Standorte entlang der Gewässerufer. Als kennzeichnende Pflanzenarten können z.B. Mädesüß (*Filipendula ulmaria*), Gundermann (*Glechoma hederacea*), Wald-Engelwurz (*Angelica sylvestris*) oder Gilbweiderich (*Lysimachia vulgaris*) genannt werden. Oft werden die Bestände jedoch dominiert von Brennnessel (*Urtica dioica*), Giersch (*Aegopodium podagraria*) oder Drüsigem Springkraut (*Impatiens glandulifera*), welche nicht zu diesem Lebensraumtyp gezählt werden.

Vorkommen und Flächenumfang

Hochstaudenfluren gemäß Anhang I der FFH-Richtlinie kommen im Gebiet zwar stetig jedoch nur auf kleinen Flächen in linearen Strukturen vor. Eine detaillierte Erfassung und Bewertung des Erhaltungszustands der einzelnen Bestände wurde deshalb nicht durchgeführt.

Gezielte Maßnahmen für den LRT 6430 sind derzeit nicht vorgesehen. Bei Eingriffen ist jedoch darauf zu achten, ob sich seltene Arten, wie z.B. Flussgreiskraut (*Senecio sarracenicus*) oder Gelbe Wiesenraute (*Thalictrum flavum*) im Bestand befinden. Diese sind zu schonen und entsprechende Maßnahmen zum Erhalt durchzuführen.

4.2 Lebensraumtypen, die nicht im Standarddatenbogen aufgeführt sind

LRT 91F0 Hartholz-Auenwälder mit *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* oder *Fraxinus angustifolia* (Ulmenion minoris)



Abbildung 10: Hartholzauenstreifen an der Donau

Kurzcharakterisierung

Die Hartholzaue stellt natürlicherweise den flächenmäßig größten Anteil an den Wäldern entlang großer Flüsse und besiedelt die etwas flussferneren, höher gelegenen Uferterrassen, die nur mehr gelegentlich überschwemmt werden und sich durch einen stark schwankenden Grundwasserspiegel auszeichnen. An regulierten Flüssen wird das Fehlen von Überschwemmungen häufig bis zu einem gewissen Grad durch an die Oberfläche gelangendes Druckwasser ersetzt. Bei weiter nachlassendem Einfluss des Grundwassereinflusses setzt eine Entwicklungen hin zum Landwald ein.

Hartholzauenwälder stocken auf nährstoffreichen Standorten, entstanden aus Flusssedimenten unterschiedlicher Substrate wie Kiese, Sande, Lehme oder Feinlehme.

Hauptbaumarten sind in Abhängigkeit vom Wasserregime Esche, Stieleiche, Feldahorn, Feld- und Flatterulme. Die beiden Ulmenarten sind heute durch Pilzbefall (Ulmensterben) in ihrer Konkurrenzkraft geschwächt und bereits vielerorts verschwunden. Vielfach findet man eine geradezu subtropisch an-

mutende Gehölzvielfalt (Pfaffenhütchen, Liguster, Kreuzdorn, Wildobst, Holunder, Wolliger Schneeball). Charakteristisch ist Lianenbewuchs mit Waldrebe und Hopfen.

Die üppige Bodenvegetation ist ein artenreiches Gemisch aus nährstoffbedürftigen Frühjahrsgeophyten wie Blaustern (*Scilla bifolia*), Gelbem Windröschen (*Anemone ranunculoides*) oder Aronstab (*Arum maculatum*), mit Frische- bis Mäßigfeuchtezeigern der Goldnessel-, Günsel- und Scharbockskraut-Gruppe, z.B. Große Schlüsselblume (*Primula elatior*), Lungenkraut (*Pulmonaria obscura*), Haselwurz (*Asarum europaeum*) und Waldziest (*Stachys sylvatica*). Bezeichnend ist außerdem das Nebeneinander von Austrocknungszeigern wie Bingelkraut (*Mercurialis perennis*) oder Nickendem Perlgras (*Melica nutans*) und Arten, die phasenweise Vernässung anzeigen, z.B. Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), Sumpfschilf (*Carex acutiformis*) oder Sumpfdistel (*Cirsium palustre*).

Hartholz-Auenwälder kommen in Bayern vor allem an den Mittel- und Unterläufen der großen Alpenvorlandsflüsse (v.a. Donau, Isar, Salzach, Inn) vor.

Vorkommen und Flächenumfang

Als eigenständiger Hartholzauwald wurden im Gebiet zwei Teilflächen erfasst. Neben dem Zentrum der östlichen Lüftenegger Inseln befindet sich am gegenüberliegenden Donauufer im Anschluss an den schmalen Ufersaum der Weichholzaue ein bereits einige Meter höher gelegener, nur 10 – 30 m breiter Bestand.

Die gesamte Flächenausdehnung des LRT beträgt 2,42 ha. Die Teile sind ausgesprochen strukturreich, mit hohen Totholz- und Biotopbaumanteilen.

Daneben kommen einige weitere kleinflächige Hartholzauenwälder vor. Sie erreichen allerdings nirgends die für eine Erfassung als LRT 91F0 erforderliche Mindestflächen (z.B. Donau zwischen Obernzell und Jochenstein, lokal am südlichen Innufer). Wo sie in geringen Anteilen innerhalb der Silberweiden-Weichholzaue vorkommen, wurden sie unter dem entsprechenden LRT *91E0 miterfasst (Erlauer Sporn; zwischen Klärwerk und Grenzübergang Achleiten).

Der Lebensraumtyp 91F0 ist bisher nicht im Standard-Datenbogen aufgeführt. Daher wird auf eine detaillierte Herleitung des Erhaltungszustandes verzichtet.

4.3 Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie, die im SDB aufgeführt sind

Zur Zeit der Bearbeitung waren im Standarddatenbogen für das vorliegende Gebiet neun Arten des Anhangs II gelistet. Im Rahmen der Überarbeitung der Standarddatenbögen 2015/2016 wurden zwei Arten aufgrund fehlender Vorkommen gestrichen und zwei neue Arten aufgenommen.

Tabelle 14: Die im SDB enthaltenen Arten.

EU-Code:	Wissenschaftlicher Name:	Deutscher Name:	Änderungen 2015/2016
1337	<i>Castor fiber</i>	Biber	
1130	<i>Aspius aspius</i>	Rapfen, Schied	
1159	<i>Zingel zingel</i>	Zingel	
1160	<i>Zingel streber</i>	Streber	
1114	<i>Rutilus pigus virgo</i>	Frauennerfling	
1134	<i>Rhodeus sericeus amarus</i>	Bitterling	
1145	<i>Misgurnus fossilis</i>	Schlammpeitzger	Streichung
1131	<i>Leuciscus souffia agassizi</i>	Strömer	Streichung
1157	<i>Gymnocephalus schraetzer</i>	Schrätzer	
1098	<i>Eudontomyzon vladykovi</i>	Donau-Bachneunauge	Neu
1105	<i>Hucho hucho</i>	Huchen	Neu

4.3.1 Biber, *Castor fiber* (EU Code Nr. 1337)

Schutzstatus EU: Anhang II,IV FFH-Richtlinie



Abbildung 11: Biber (*Castor fiber*)

Der Biber konnte sich seit der Wiederansiedlung in Bayern zwischen 1967 und 1982 stark ausbreiten. Mittlerweile besiedelt die sehr anpassungsfähige Art nahezu alle Flusssysteme in Bayern.

Als Lebensraum dienen Gewässer, die eine Mindesttiefe von ca. 50 cm aufweisen. Bei ungünstigen Verhältnissen, wie zu niedriger oder stark schwankender Wasserstand, regelt der Biber diese durch den Bau von Dämmen selbst. Seine Revierlänge beträgt 100 – 3000 m. Als Nahrung dienen ihm krautige Pflanzen einschließlich Kulturpflanzen wie insbesondere der Mais, im Winter Rindenmaterial von Weiden und Pappeln.

Der Biber ist durchgängig im FFH-Gebiet vertreten, zudem können ständig neue Biber zuwandern. Somit ist von einer dauerhaften Besiedlung auszugehen und sein Erhaltungszustand nach derzeitiger Einschätzung mit günstig (B) zu bewerten. Spezielle Erhaltungsmaßnahmen werden, deshalb nicht für erforderlich gehalten.

4.3.2 Schied, *Aspius aspius* (EU Code Nr. 1130)

Schutzstatus EU: Anhang II FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Ungefährdet

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Gefährdet

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Endangered



Abbildung 12: Adulter Schied (*Aspius aspius*) aus der Donau bei Passau.



Abbildung 13: 0+ Schiede (*Aspius aspius*) unterschiedlicher Größe; Kiesstruktur
Schildorf, Sept. 2011.

Die Erhebungen im Stauraum Aschach 2010 brachten eine vergleichsweise hohe Dichte an juvenilen Schieden. Adulte Tiere wurden nur in der Stauwurzel nachgewiesen (Abbildung 14).

Die hohen Nachweiszahlen im Stauraum Aschach gehen primär auf die intensiven Jungfischerhebungen zurück. In der Stauwurzel wurden diese Stadien fast ausnahmslos auf den Kiesstrukturen nachgewiesen, während die durch Blockwurf gesicherten Ufer kaum besiedelt wurden.

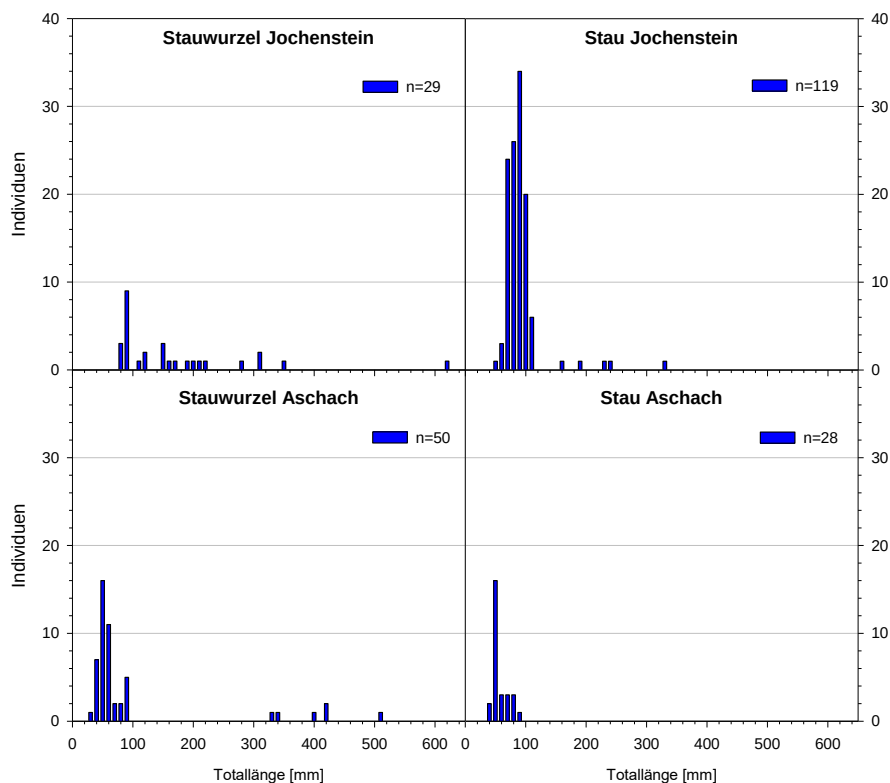


Abbildung 14: Populationsaufbau des Schieds in den beiden Stauräumen 2010/2011 (alle Methoden).

Bei den älteren Erhebungen aus der Stauwurzel bzw. dem Stauraum Jochenstein lagen von beiden Ufern entsprechend der weniger dichten Erhebungen geringere Nachweiszahlen vor, wobei ebenfalls Juvenile und Adulte dokumentiert wurden. Die Befischungen 2011 brachten hingegen die höchsten Dichten an Schieden im gesamten Untersuchungsgebiet (siehe Abbildung 15). Dabei sind nicht so deutliche Unterschiede zwischen Tag und Nacht erkennbar wie bei anderen FFH-Arten (z.B. Schrätzer). Tendenziell wurden unter Tags höhere Dichten an Schieden vorgefunden.

Am dichtesten besiedelt waren Kiesstrukturen im zentralen Stau Jochenstein. Die im Hafen Kasten geschüttete Kiesbank war besonders intensiv von juvenilen Schieden besiedelt. Dort konnten mit 3 Uferzugnetzfangen 65 0+

Schiede gefangen werden. Dies zeigt eine große Bedeutung von Flachuferstrukturen in stagnierenden Nebengewässern für diese FFH Art auf.

In der Donau-Strecke vom KW Kachlet bis zur Innmündung wurden 2011 11 Schiede gefangen, wobei es sich sowohl um einzelne 0+ (80-105 mm), Subadulte, als auch 4 Adulte (505 – 550 mm) handelte. Einzelnachweise im FFH-Gebiet gelangen zudem im Inn und im Ilz-Unterlauf.

Tabelle 15: Anzahl im Rahmen verschiedener Erhebungen gefangener Schiede.

Abschnitt	Jahr	Ind.	davon 0+	TL [mm]	Projekt
Donau KW Kachlet bis Inn	2010	4	4	75-100	Neozoen
Donau KW Kachlet bis Inn	2011	17	11	80-550	ES Riedl
Inn Unterlauf	2008	1	0	430	WRRL Bayern
Ilz Unterlauf	2011	1	1	85	ES Riedl
Ilz Unterlauf	2007/08	3	3	≤ 100	WRRL Bayern
Stauwurzel KW Jochenstein	2004	5	0	135-465	Lände Lindau
Stauwurzel KW Jochenstein	2011	29	15	75-620	ES Riedl
Stau KW Jochenstein	2007	7	5	60-365	WRRL Österreich
Stau KW Jochenstein	2007/08	22	17	40-430	WRRL Bayern
Stau KW Jochenstein	2008	0	0	-	Museum München
Stau KW Jochenstein	2011	119	114	45-330	ES Riedl
Stauwurzel KW Aschach	2010	50	44	30-510	ES Riedl
Stauwurzel KW Aschach	2008/09	12	1	70-700	Museum München
Stau KW Aschach	2010	28	28	40-75	ES Riedl

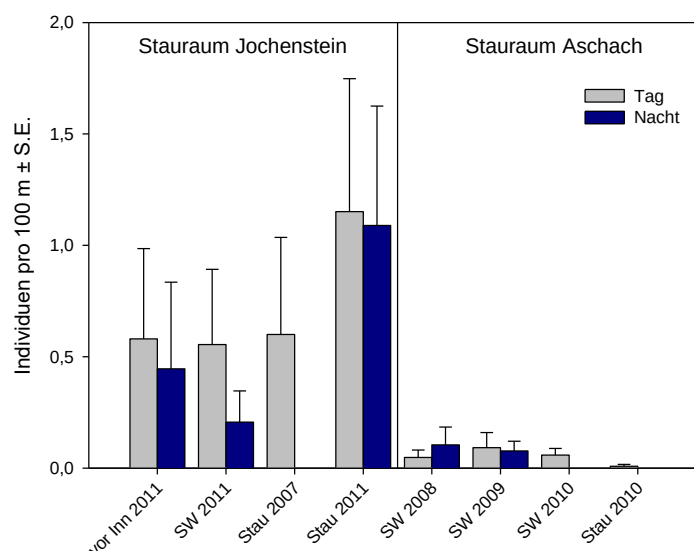


Abbildung 15: CPUE des Schieds bei Elektrofischungen mit dem Anodenrechen im Oberen Donautal; SW .. Stauwurzel.

Tabelle 16: Bewertungsmethode für den Schied nach LWF & LFU 2008.

Zustand der Population	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Bestandsdichte, Abundanz	Bestand über längere Strecken geschlossen und dicht	Bestand streckenweise mäßig dicht	nur sporadische Besiedlung weniger Standorte
Alterstruktur (Alterstruktur, Vitalität und Fertilität der Population)	Altersaufbau natürlich, 3 und mehr Längenklassen in den typischen Habitaten	Altersaufbau in summa natürlich, mindestens 2 Längenklassen	Altersaufbau deutlich verschoben, höchstens eine Längenkasse
Populationsverbund	durchgehende Besiedlung der Untersuchungsstrecke	trotz struktureller Eignung und Zugänglichkeit stellenweise keine Nachweise.	überwiegender Teil der Strecke ohne Nachweis
Habitatqualität	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Laichhabitat	schnell fließende Abschnitte mit kiesigen Abschnitten durchgehend vorhanden, keine Kolmation	zumindest abschnittsweise ausgedehnte schnell fließende Abschnitte vorhanden oder teilweise kolmatiert	wenige bis keine schnell fließenden Abschnitte, Sohlsubstrat verlegt
Dynamik	natürlich, Strömungsdiversität und Abflusscharakteristik lassen Geschiebeumlagerungen zu.	natürlich, Abfluss geregelt, Umlagerungsstrecken jedoch noch in weiten Teilen funktionsfähig	stark eingeschränkt, Geschiebeumlagerungen sind nicht mehr oder nur sehr eingeschränkt möglich.
Beeinträchtigungen	A (keine bis gering)	B (mittel)	C (stark)
Strukturdegradation	natürliche Vielfalt, Verteilung und Dynamik der Strukturen	Strukturvielfalt mäßig eingeschränkt, noch ohne deutliche Auswirkungen	strukturelle Verödung und Monotonisierung mit deutlichen Auswirkungen auf die Zönose. Künstliche Strukturelemente dominierend
Substratverschlechterung	natürliche Vielfalt, Beschaffenheit, Verteilung und Dynamik der Substrate	Substratvielfalt mäßig eingeschränkt, verminderte Dynamik	einförmige Substratsituation ohne Dynamik. Kolmation, Verschlammung und Verödung
Gestörte Durchgängigkeit	Migration zwischen Teilhabitaten uneingeschränkt möglich	Durchgängigkeit nur zeitweise oder geringfügig behindert	Austausch mit anderen Teilhabitaten weitgehend und meist unterbunden
Hydraulische Beeinträchtigungen	keine Beeinträchtigung durch Veränderung Abfluss und Strömung	Veränderung von Abfluss und Strömung ohne erkennbare Beeinträchtigung	deutliche Beeinträchtigung durch Veränderung Abfluss und Strömung
Belastete Wasserqualität	keine bis geringe Beeinträchtigung, keine Anzeichen für Überdüngung, stoffliche Belastung, Versauerung	Beeinträchtigungen durch Wasserqualität unwesentlich, Veralgung bestenfalls mäßig	starke Beeinträchtigung durch Eutrophierung, Versauerung, stoffliche Belastung, Versauerung
Verschlechterung der Zönose	Artenspektrum, Abundanzen, Altersaufbau natürlich	Artenspektrum weitgehend natürlich, Verschiebungen in Abundanzen und Alterstruktur	Artendefizite, einseitige Massenentwicklungen, deutliche Defizite in der Altersstruktur, häufig gewässerfremde oder längszonal untypische Arten
Sonstige Beeinträchtigungen: Schifffahrtsbedingter Wellenschlag	Keine Beeinträchtigung	Geringe Beeinträchtigung	Starke Beeinträchtigung

Für die Bewertung gemäß LWF & LFU (2008) ist u.a. die Nachweisbarkeit von Altersstadien entscheidend. In den beiden Stauwurzeln sowie in der Donaustrecke bis zur Innmündung wurden drei Altersgruppen nachgewiesen (A), nur in Inn und Ilz ist die Altersstruktur mit C zu bewerten. Abundanz und Populationsverbund sind in den unterschiedlichen Abschnitten der Donau jeweils mit B zu bewerten.

Da im Stauraum Jochenstein keine geeigneten Laichhabitats vorliegen muss dieser Indikator mit C beurteilt werden. Aufgrund der flächenmäßigen Dominanz des Stauraums Jochenstein ergäbe dies nach der in Kapitel 3.3 beschriebenen Berechnungsmethode (gewichtetes Mittel) insgesamt eine Beurteilung des Laichhabitats mit C. In Kombination mit dem mit C zu beurteilenden Beeinträchtigungsindikatoren (Substrat, Durchgängigkeit, Wellenschlag) ergäbe sich daraus eine Gesamtbeurteilung mit C. Dies erscheint allerdings aufgrund der Bestandssituation nicht plausibel. Für eine hoch mobile Art wie den Schied ist das Vorhandensein geeigneter Laichplätze in allen Teilabschnitten außerdem kaum relevant, weshalb hier von der strikten Anwendung der Berechnung eines gewichteten Mittelwerts abgewichen wird und das Laichhabitat insgesamt mit B beurteilt wird, woraus sich eine Gesamtbeurteilung des Schieds mit B ergibt.

Tabelle 17: Zusammenfassung des Erhaltungszustandes des Schutzgutes Schied gemäß aktueller Erhebungen.

Population	Abundanz	B	B
	Altersstruktur	A	
	Stetigkeit	B	
Habitat	Laichhabitat	(C) B	B
	Dynamik	B	
Beeinträchtigungen	Strukturdegradation	B	C
	Substratverschlechterung	C	
	Durchgängigkeit	C	
	Hydraulik	C	
	Wasserqualität	B	
	Zönose	B	
	Sonstiges: Wellenschlag	C	
Gesamtbewertung			B

4.3.3 Zingel, *Zingel zingel* (EU Code Nr. 1159)

Schutzstatus EU: Anhänge II,V FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Stark gefährdet

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Stark gefährdet

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Vulnerable



Abbildung 16: Zingel (*Zingel zingel*)

Im Stauraum Jochenstein fielen bei allen Erhebungen der vergangenen Jahre recht geringe Zahlen von gefangenen Zingeln auf (siehe Tabelle 18). Dies wird vor allem im Vergleich mit dem Stauraum Aschach deutlich. Die Dichten im Jochensteiner Stauraum waren so gering, dass Nachweise unter Tags fast gar nicht gelangen. Zingel sind im ufernahen Bereich in der Nacht deutlich häufiger nachweisbar, aber auch nächtliche Elektrofischungen erbrachten hier nur vereinzelte Fänge. Bemerkenswert ist der Nachweis je eines einzelnen 0+ Zingels in der Stauwurzel und im Stau (110-125 mm im Sept/Okt.). Dieses Stadium ist in der Donau generell nur selten bzw. schwierig nachweisbar.

Tabelle 18: Anzahl im Rahmen verschiedener Erhebungen gefangener Zingel.

Abschnitt	Jahr	Ind.	davon 0+	TL [mm]	Projekt
Donau KW Kachlet bis Inn	2010	3	0	160-240	Neozoen
Donau KW Kachlet bis Inn	2011	4	0	250-275	ES Riedl
Inn Unterlauf	2008	0	0	-	WRRL Bayern
Ilz Unterlauf	2011	0	0	-	ES Riedl
Stauwurzel KW Jochenstein	2004	6	0	130-335	Lände Lindau
Stauwurzel KW Jochenstein	2011	7	1	110-380	ES Riedl

Fortsetzung von Tabelle 18.

Stau KW Jochenstein	2007	2	0	175-280	WRRL Österreich
Stau KW Jochenstein	2007/08	0	0	-	WRRL Bayern
Stau KW Jochenstein	2008	6	0	230-310	Museum München
Stau KW Jochenstein	2011	5	1	125-320	ES Riedl
Stauwurzel KW Aschach	2010	35	0	130-320	ES Riedl
Stauwurzel KW Aschach	2008/09	212	1	45-330	Museum München
Stau KW Aschach	2010	8	1	75-310	ES Riedl

Weder in der Ilz noch in der Inn-Mündungsstrecke konnten Zingel nachgewiesen werden. Dies widerspricht Angaben der Angelfischerei, gemäß derer beim nächtlichen Aalfischen im Inn durchaus häufig Zingel gefangen wurden. Offensichtlich ist eine uferferne, tiefe Habitatwahl oder die geringe Verfügbarkeit von Flachwasserbereichen der Grund für das Fehlen bei Elektrobefischungen. In der Donau-Strecke zwischen KW Kachlet und Inn-Mündung konnten einzelne adulte Zingel gefangen werden.

In der Stauwurzel Aschach konnten in der Nacht, vor allem bei den sommerlichen Erhebungen 2008 und 2009, überaus dichte Zingelbestände dokumentiert werden (siehe auch Abbildung 18). Die starken Adultfischbestände belegen eine erfolgreiche Reproduktion trotz der geringen Nachweisfrequenz von 0+ Zingeln.

Die höheren CPUEs bei Langleinenerhebungen in der Aschacher im Vergleich mit der Jochensteiner Stauwurzel zeichnen ein recht ähnliches Bild wie die Elektrobefischungen (siehe Abbildung 19).



Abbildung 17: Mittels Langleine in der Stauwurzel KW Jochenstein gefangener Zingel.

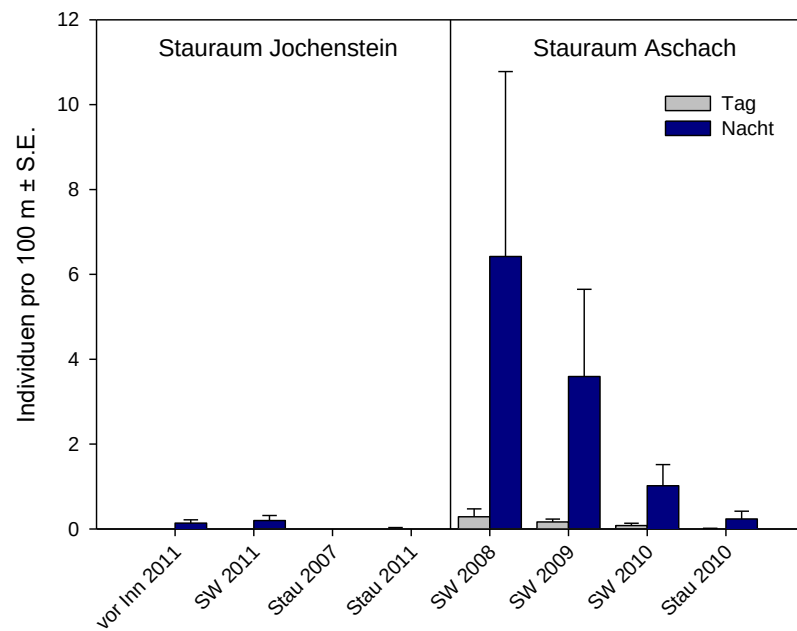


Abbildung 18: CPUE des Zingels bei Elektrofischungen mit dem Anodenrechen im Oberen Donautal; SW .. Stauwurzel.

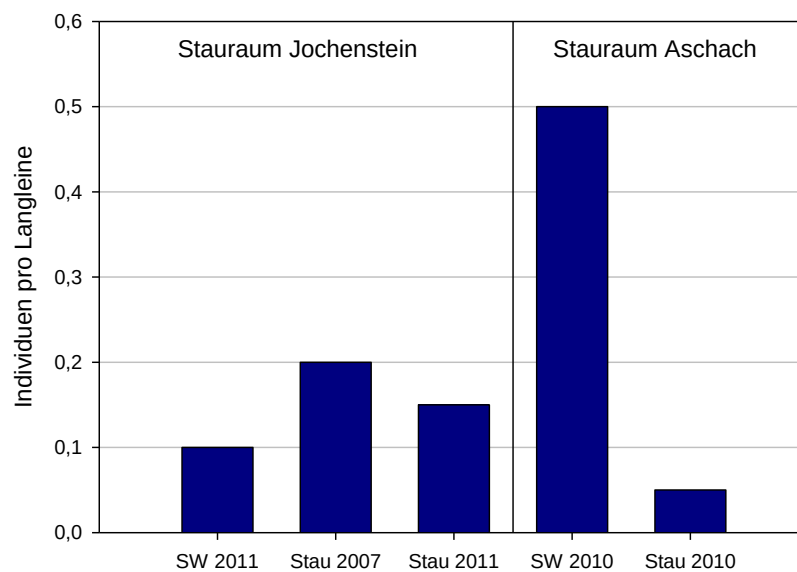


Abbildung 19: CPUE des Zingels bei Langleinenerhebungen im Oberen Donautal; SW .. Stauwurzel.

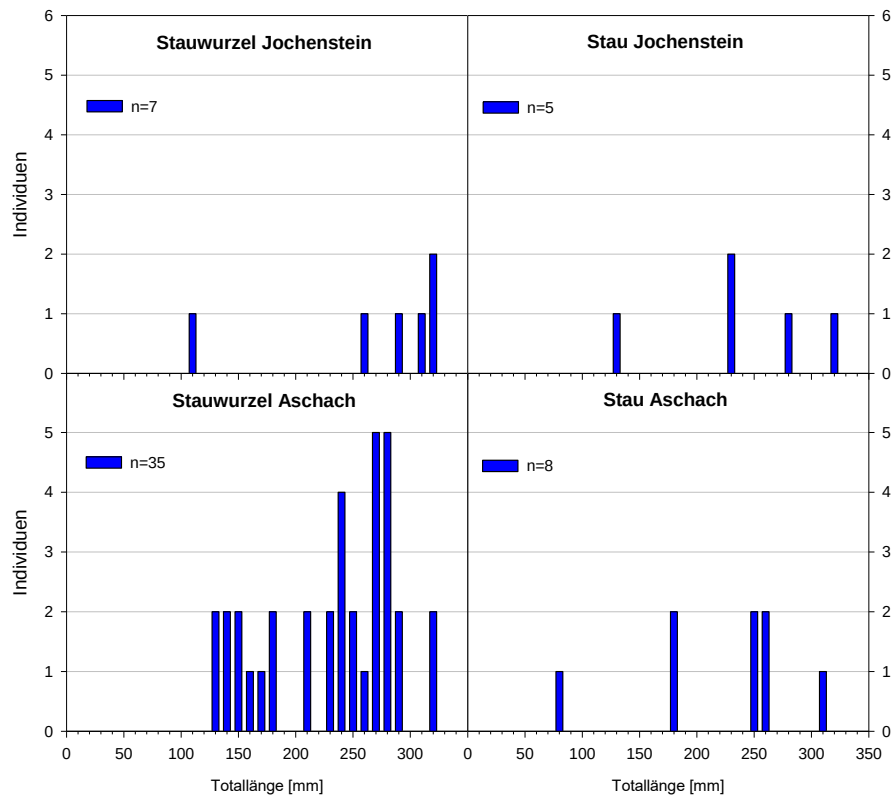


Abbildung 20: Populationsaufbau des Zingels in den beiden Stauräumen 2010/2011 (alle Methoden).

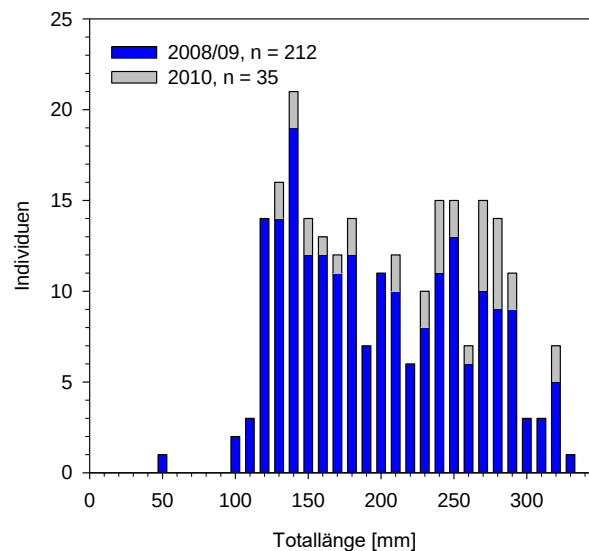


Abbildung 21: Längen von Zingeln bei Fängen im Jahr 2008/09 und 2010 in der Stauwurzel.

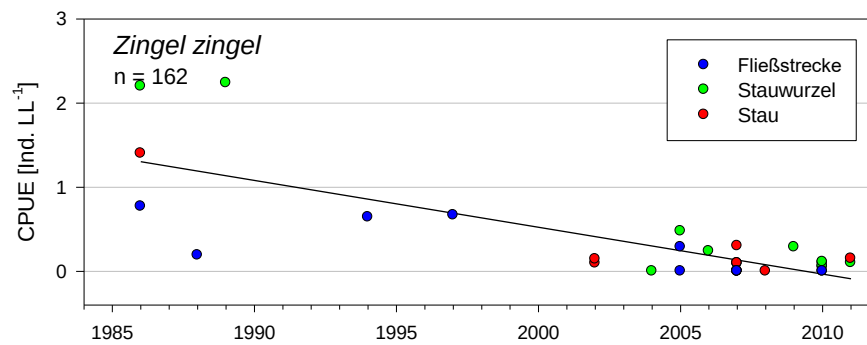


Abbildung 22: Zeitliche Entwicklung des CPUE des Zingels bei Langleinenerhebungen an der österreichischen Donau.

Tabelle 19: Bewertungsmethode für den Zingel (KAPA 2011).

Zingel – Zingel zingel - Bewertungsschema -			
Zustand der Population	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Bestandsgröße, Abundanz	Bestandsgröße gleich oder größer als Bezugswert	Bestandsgröße gegenüber Bezugswert um bis zu 50% kleiner	Kein Nachweis oder Bestandsgröße gegenüber Bezugswert um mehr als 50% kleiner
Altersstruktur, Reproduktion	Nachweis von mehr als zwei Längenklassen	Nachweis von zwei Längenklassen	Nachweis einer Längenklasse oder kein Nachweis
Stetigkeit: Nachweis der Art in den geeigneten Probestrecken	regelmäßig mit mehreren Exemplaren	unregelmäßig mit mehreren oder regelmäßig mit einzelnen Exemplaren	sehr vereinzelt und nur einzelne Exemplare vorhanden oder kein Nachweis
Habitatqualität (Bezogen auf betrachteten Abschnitt)	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Strukturverhältnisse: Reich an mäßig strömenden, tiefen Gewässerabschnitten mit hartgründigem, kiesigem oder sandigem Grund mit angrenzenden überströmten Kiesbänken (Laichhabitate)	Über weite Strecken mosaikartig verteilt	nur in Teilabschnitten vorhanden	Über weite Strecken nicht/nur sehr kleinräumig vorhanden oder nur isoliert voneinander vorhanden
Gewässer durchgängig mit Vernetzung der Teilhabitate für eine uneingeschränkte Migration	über weite Strecken vorhanden (längszonal > 100 km)	nur in Teilabschnitten vorhanden (längszonal mind. 20-100 km)	über weite Strecken nicht vorhanden (längszonal < 20 km)
Ökologische Zustandsbewertung gemäß FIBS-Gesamtbewertung	> 2,75 („Gut - Sehr Gut“)	2,51–2,75 („Gut“) oder gutes bis sehr gutes ökologisches Potenzial	< 2,51 („Mäßig - Schlecht“) oder Verfehlung des guten ökologischen Potenzials
Beeinträchtigungen	A (keine bis gering)	B (mittel)	C (stark)
Eingriffe im Gewässer	Keine Eingriffe oder Eingriffe ohne Auswirkungen	Moderate Eingriffe mit geringen Auswirkungen	Intensive Eingriffe mit schwerwiegenden Auswirkungen
Nährstoff-, Schadstoff- oder Sedimenteinträge, Wärmebelastung	Ohne erkennbare Auswirkungen	Auswirkungen geringfügig	Auswirkungen gravierend
Hydraulische Beeinträchtigungen	Keine Beeinträchtigung durch anthropogene Veränderung von Abfluss und Strömung	Anthropogene Veränderung von Abfluss und Strömung mit geringfügig erkennbaren Beeinträchtigungen	Deutliche Beeinträchtigungen durch anthropogene Veränderung von Abfluss und Strömung

Der Populationsindikator „Abundanz“ kann nicht beurteilt werden, da keine vergleichbaren Befischungsdaten aus vergangenen Jahren vorliegen. Die Altersstruktur ist in der Stauwurzel und im Stauraum Jochenstein mit B, in Inn, Ilz und der Donau bis zur Innmündung mit C und in der Stauwurzel Aschach mit A zu beurteilen, woraus sich insgesamt eine Beurteilung mit B errechnet. Ähnlich verhält es sich mit der Stetigkeit, die insgesamt ebenfalls mit B bewertet wird. Mit C wird lediglich die Beeinträchtigung durch schiffahrtsbedingten Wellenschlag bewertet, insgesamt ergibt sich eine Bewertung des Schutzgutes Zingel mit B.

Tabelle 20: Zusammenfassung des Erhaltungszustandes des Schutzgutes Zingel gemäß aktueller Erhebungen.

Population	Abundanz	n.b.	B
	Altersstruktur	B	
	Stetigkeit	B	
Habitat	Strukturverhältnisse	B	B
	Durchgängigkeit	B	
	fiBS	B	
Beeinträchtigungen	Eingriffe	A	C
	Einträge	B	
	Hydraulik	C	
Gesamtbewertung			B

4.3.4 Streber, *Zingel streber* (EU Code Nr. 1160)

Schutzstatus EU: Anhang II FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Stark gefährdet

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Stark gefährdet

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Endangered



Abbildung 23: Streber (*Zingel streber*).

Der Streber als strikt bodenlebende Art ist in großen Fließgewässern wie der Donau primär mit Langleinen nachweisbar, dementsprechend sind Langleinen auch die anzuwendende Methode zur Ermittlung des Erhaltungszustandes in großen Flüssen gem. österreichischer Vorgaben (ELLMAUER ET AL. 2005).

In Donau-Fließstrecken mit großflächigen, gut überströmten Kiesbänken (wie beispielsweise der Fließstrecke Straubing-Vilshofen) gelingen Nachweise regelmäßig auch in den Uferzonen mittels Elektrofischerei. Dies vor allem nachts, wenn Streber sich im Flachwasser aufhalten. Unter allen den Autoren bekannten Erhebungen aus Stauwurzeln und Stauräumen der österreichischen Donau wurden mit Ausnahme eines einzelnen Nachweises in der morphologisch sehr hochwertigen und einer Fließstrecke ähnlichen Stauwurzel KW Ybbs-Persenbeug (Machland; ZAUNER ET AL. 2007) elektrofischerei-lich keine Streber nachgewiesen. In Stauwurzeln wie jener des KWs Jochenstein und des KWs Aschach sind derartige Nachweise mit Elektrobefischungen sehr unwahrscheinlich bzw. wurden tatsächlich auch noch nie erbracht.

Nachweise mit Langleinen gelangen aber wohl in der Stauwurzel KW Aschach in den 1980er und 1990er Jahren wie auch im Rahmen von Erhebungen im Zuge des Projektes ES Riedl. In der Stauwurzel Aschach wurden auf einer von 20 in der Stauwurzel exponierten Langleinen 4 Stück (Totallängen 115 bis 165 mm) gefangen, und zwar auf einer Stelle mit vergleichsweise hoch liegender, gut überströmter Sohle bei Strom-km 2198,9. Ein derartiges stark geklumpstes Auftreten ist durchaus typisch und konnte auch bei Langleinen-Erhebungen in Fließstrecken etwa in der Wachau oder östlich von Wien beobachtet werden. Es ist davon auszugehen, dass in der Stauwurzel KW Aschach ein Streberbestand lebt, der stark auf die wenigen für die Art attraktiven Bereiche konzentriert ist.

Bei den Erhebungen in der Stauwurzel Jochenstein 2011 wurden auf 2 von insgesamt 20 exponierten Langleinen 3 Streber gefangen (Totallängen 145 bis 225 mm; siehe Abbildung 25). Die Nachweise auf Höhe der „Soldatenau“, auf österreichischem Hoheitsgebiet, gelangen bei Strom-km 2221,2 bis 2221,6. Bemerkenswert dabei ist, dass auf 2 von 3 Leinen, die sehr uferfern (am rechtsufrigen Rand der Schifffahrtsrinne) gelegt wurden, tatsächlich Streber gefangen werden konnten. Bei den restlichen 17, näher am Ufer exponierten Leinen, gelang hingegen kein Nachweis. Dies bestätigt die sehr rheophile Habitatpräferenz der Art (vgl. ZAUNER, 1996).

Tabelle 21: Anzahl im Rahmen verschiedener Langleinen-Erhebungen im Gebiet gefangener Streber. LL ... Langleinen

Abschnitt	Datum	LL	n	TL [mm]	Projekt
Stauwurzel KW Jochenstein	18.-20.8.2004	17	0	-	Lände Lindau
Stauwurzel KW Jochenstein	1.-6.11.2011	20	3	145-225	ES Riedl
Stau KW Jochenstein	5./6.8.2007	10	0	-	WRRL Österreich
Stau KW Jochenstein	2.-24.8.2011	20	0	-	ES Riedl
Stauwurzel KW Aschach	19.-23.9.2010	16	4	115-165	ES Riedl
Stauwurzel KW Aschach	25./26.8.2008	6	0	-	Museum München
Stau KW Aschach	7.-10.9.2010	20	0	-	ES Riedl

Grundsätzlich sind die Lebensraumbedingungen in der Stauwurzel Jochenstein aufgrund der gefällereichen, längeren Stauwurzel, der attraktiveren Hydromorphologie und der Vernetzung mit der anschließenden Donaustrecke günstiger einzuschätzen als in der Stauwurzel Aschach. Darüber hinaus kommt auch stromauf des KWs Kachlet in der Fließstrecke Straubing-Vilshofen ein nennenswerter Streberbestand vor (TB Zauner, unveröff. Daten), der mit hoher Wahrscheinlichkeit stromab ausstrahlt.

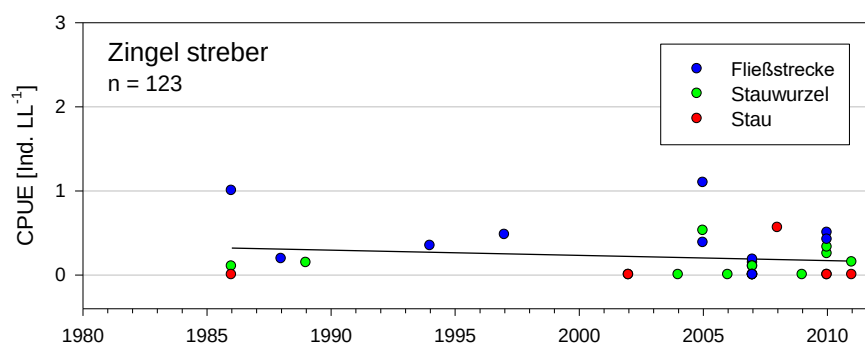


Abbildung 24: Zeitliche Entwicklung des CPUE des Strebers bei Langleinenerhebungen an der österreichischen Donau.

Im Fall des zentralen Stauriums Jochenstein ist nicht davon auszugehen, dass dieser von dieser stark rheophilen Art besiedelt wird. Weder bei den gegenständlichen Erhebungen, noch bei allen anderen Langleinenerhebungen in zentralen Donau-Stauräumen, mit Ausnahme einer Langleinen-Serie nahe der Stauwurzel im Stau Asten, konnten bisher Streber nachgewiesen werden (siehe Abbildung 24; vgl. ZAUNER, 1996).



Abbildung 25: Per Langleine in der Stauwurzel KW Jochenstein gefangene Streber.

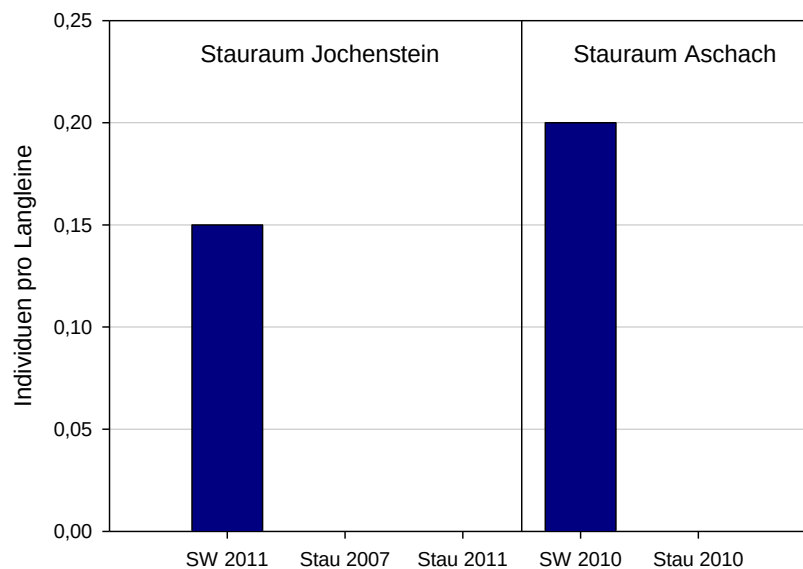


Abbildung 26: CPUE des Strebers bei Langleinenerhebungen im Oberen Donautal;
SW: Stauwurzel.

Im Gegensatz zu Schrätzer und Zingel ist im Fall des Strebers im langjährigen zeitlichen Verlauf auf Basis von Langleinenfängen an der österreichischen Donau zumindest kein ausgeprägter Rückgang erkennbar (siehe Abbildung 24).

Für die Beurteilung des Strebers ist wie für die restlichen Arten die Altersstruktur zu bewerten. Dazu ist allerdings zu bemerken, dass 0+ Streber mit Langleinen kaum fangbar sind bzw. generell in Stauwurzeln de facto mit keiner Standardmethode nachweisbar sind. Eine Ausnahme stellt das sogenannte elektrische Bodenschleppnetz dar, wobei es sich um eine neu entwickelte Methode handelt, die zum Zeitpunkt der Erhebungen noch nicht zur Verfügung stand. Angesichts der Spannweite der Größen von im Gebiet ge-

Tabelle 22: Bewertungsmethode für den Streber nach LWF & LfU 2008.

Zustand der Population	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Bestandsdichte, A-bundanz	Bestand über längere Strecken durch regelmäßige Fänge nachweisbar	Bestand nur streckenweise oder regelmäßige Einzelfänge nachweisbar	allenfalls sporadische Besiedlung weniger Standorte, nur seltene Einzelfunde
Alterstruktur (Alterstruktur, Vitalität und Fertilität der Population)	Altersaufbau natürlich, 3 und mehr Längenklassen in den typischen Habitaten	Altersaufbau in summa natürlich, mindestens 2 Längenklassen	Altersaufbau deutlich verschoben, höchstens eine Längenklasse
Populationsverbund	durchgehende Besiedlung der Untersuchungsstrecke	trotz struktureller Eignung und Zugänglichkeit stellenweise keine Nachweise	überwiegender Teil der geeigneten Strecken ohne Nachweis
Habitatqualität	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Sohlsubstrat	hartgründig, grober bis feiner Kies, kein Schlamm	überwiegend hartgründig, grober Kies bis feiner Kies, vereinzelt Kolmation und Verschlammung	weitgehende Kolmation und Verschlammung
Strukturelle Ausstattung	natürliche Vielfalt, Verteilung und Dynamik der Strukturen	Strukturvielfalt gegeben, jedoch auch wenig strukturierte Bereiche	geringe Strukturvielfalt, künstliche Rithalisierung oder gestaute Verhältnisse mit Strukturverödung
Dynamik	natürlich, Strömungsdiversität und Abflusscharakteristik, Geschiebeumlagerung.	natürlich, Abfluss geregelt, Umlagerungsstrecken jedoch noch in weiten Teilen funktionsfähig	stark eingeschränkt, Geschiebeumlagerungen sind nicht mehr oder nur sehr eingeschränkt möglich.
Gewässergüte (Saprobienindex)	I-II	II-III	schlechter als III
Beeinträchtigungen	A (keine bis gering)	B (mittel)	C (stark)
Strukturdegradation	natürliche Vielfalt, Verteilung und Dynamik der Strukturen	Strukturvielfalt mäßig eingeschränkt, noch ohne deutliche Auswirkungen	strukturelle Verödung und Monotonisierung mit deutlichen Auswirkungen auf die Zönose. Künstliche Strukturelemente dominierend
Substratverschlechterung	Natürliche Vielfalt, Beschaffenheit, Verteilung und Dynamik der Substrate	Substratvielfalt mäßig eingeschränkt, verminderte Dynamik	einförmige Substratsituation ohne Dynamik. Kolmation, Verschlammung und Verödung
Gestörte Durchgängigkeit	Migration zwischen Teilhabitaten uneingeschränkt möglich	Durchgängigkeit nur zeitweise oder geringfügig behindert	Austausch mit anderen Teilhabitaten weitgehend und meist unterbunden
Hydraulische Beeinträchtigungen	keine Beeinträchtigung durch Veränderung Abfluss und Strömung	Veränderung von Abfluss und Strömung ohne erkennbare Beeinträchtigung	deutliche Beeinträchtigung durch Veränderung Abfluss und Strömung
Belastete Wasserqualität	keine bis geringe Beeinträchtigung, keine Anzeichen für Überdüngung, stoffliche Belastung, Versauerung	Beeinträchtigungen durch Wasserqualität unwesentlich, Veralgung bestenfalls mäßig	starke Beeinträchtigung durch Eutrophierung, Versauerung, stoffliche Belastung, Versauerung
Verschlechterung der Zönose	Artenspektrum, Abundanz, Altersaufbau natürlich	Artenspektrum weitgehend natürlich, Verschiebungen in Abundanz und Alterstruktur	Artendefizite, einseitige Massenerkntwicklungen, deutliche Defizite in der Altersstruktur, häufig gewässerfremde oder längszonal untypische Arten
Sonstige Beeinträchtigungen			

fangenen Streber waren nur in der Stauwurzel Jochenstein mehrere Altersklassen nachweisbar (Bewertung: B, Rest: C). Dies gilt in gleicher Weise für die Abundanz. Der Indikator „Populationsverbund“ muss in allen Teilstrecken mit C beurteilt werden. In Kombination mit dem Habitatindikatoren „Durchgängigkeit“, der aufgrund der starken Fragmentierung der Population, die auf die beiden Stauwurzeln Jochenstein und Aschach beschränkt ist, ebenfalls mit C zu bewerten ist, und den Indikatoren „Substratverschlechterung“ bzw. „Hydraulik“ ergibt sich eine Gesamtbewertung des Schutzgutes Streber mit C.

Tabelle 23: Zusammenfassung des Erhaltungszustandes des Schutzgutes Streber gemäß aktueller Erhebungen.

Population	Abundanz	C	C
	Altersstruktur	C	
	Populationsverbund	C	
Habitat	Sohlsubstrat	B	B
	Struktur	B	
	Dynamik	B	
	Gewässergüte	B	
Beeinträchtigungen	Strukturdegradation	B	C
	Substratverschlechterung	C	
	Durchgängigkeit	C	
	Hydraulik	C	
	Wasserqualität	B	
	Zönose	B	
	Sonstiges: Wellenschlag	B	
Gesamtbewertung			C

4.3.5 Frauennerfing, *Rutilus pigus virgo* (Eu Code Nr. 1114)

Gültiges Taxon: *Rutilus virgo*

Schutzstatus EU: Anhänge II,V FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Gefährdet

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Gefährdet

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Endangered



Abbildung 27: Adulter Frauennerfing aus der Donaustrecke bei Passau.



Abbildung 28: In der Ilz-Mündungstrecke Ende Oktober gefangener 0+ Frauennerfing (70 mm TL).

Beim Frauennerfing dürfte es sich auch natürlicherweise um eine eher seltene, stark spezialisierte Fischart handeln. Dies belegen ein historischer Hinweis bei LORI (1871) („im Passauer Gebiet selten“) sowie Erhebungen in naturnahen Abschnitten der österreichischen Donau bis zurück in die 1980er Jahre. Das Fehlen von Nachweisen ist (auch bei umfangreichen Erhebun-

gen) nicht zwangsläufig mit dem tatsächlichen Fehlen eines Bestands zu verwechseln, insbesondere in Gewässerabschnitten mit generell niedrigen Fischdichten (vgl. ZAUNER ET AL. 2007).

Tabelle 24: Anzahl im Rahmen verschiedener Erhebungen gefangener Frauennerflinge.

Abschnitt	Jahr	Ind.	davon 0+	TL [mm]	Projekt
Donau KW Kachlet bis Inn	2010	0	0	-	Neozoen
Donau KW Kachlet bis Inn	2011	31	4	80-460	ES Riedl
Inn Unterlauf	2008	0	0	-	WRRL Bayern
Ilz Unterlauf	2011	1	1	70	ES Riedl
Stauwurzel KW Jochenstein	2004	0	0	-	Lände Lindau
Stauwurzel KW Jochenstein	2011	13	2	60-280	ES Riedl
Stau KW Jochenstein	2007	0	0	-	WRRL Österreich
Stau KW Jochenstein	2007/08	0	0	-	WRRL Bayern
Stau KW Jochenstein	2008	0	0	-	Museum München
Stau KW Jochenstein	2011	1	1	65	ES Riedl
Stauwurzel KW Aschach	2010	1	0	120	ES Riedl
Stauwurzel KW Aschach	2008/09	2	0	100-175	Museum München
Stau KW Aschach	2010	0	0	-	ES Riedl

In der Donaustrecke vom KW Kachlet bis zur Innmündung wurde ein für diese Art ungewöhnlich hoher Bestand dokumentiert. Die 31 gefangenen Individuen sind den Altersklassen 0+, 1+ sowie adulten Tieren zuzuordnen. Bei nächtlichen Elektrofischungen gelangen besonders dichte Nachweise.

Auch in der Stauwurzel Jochenstein wurden mehrere Nachweise unterschiedlicher Altersklassen erbracht, die Dichte ist jedoch bereits deutlich geringer als in der Donaustrecke stromauf der Innmündung. Wie auch der gute Bestand in der stromauf anschließenden Donaustrecke Straubing-Vilshofen nahe liegt (TB Zauner, unveröff. Daten), dürften die Rahmenbedingungen vor der Innmündung („potamaler Charakter“, sommerwarmes Temperaturregime etc.) dieser weiter stromab außerordentlich seltenen FFH-Art besonders zuzusagen.

Auch im Stau Jochenstein gelang ein Einzelnachweis, und zwar mittels Uferzugnetz auf der Kiesstruktur Pyrawang, im vergleichsweise gut angeströmten vorderen Teil. Nachweise von Frauennerflingen in Staubereichen der Donau sind ansonsten eher untypisch bzw. gelingen nur extrem selten.

Tabelle 25: Aktuelle Frauennerfling-Nachweise im Stauraum Aschach.

Datum	Ort	Totallänge
05.08.2010, Elektrofischung Tag	Kiesstruktur Kramesau, km 2199,8	120 mm
15.05.2009, Elektrofischung Nacht	Blockwurf Jochenstein- Dandlbach	100 mm
25.08.2008, Elektrofischung Tag	Kiesbank Freibad Engelhartzell	175 mm

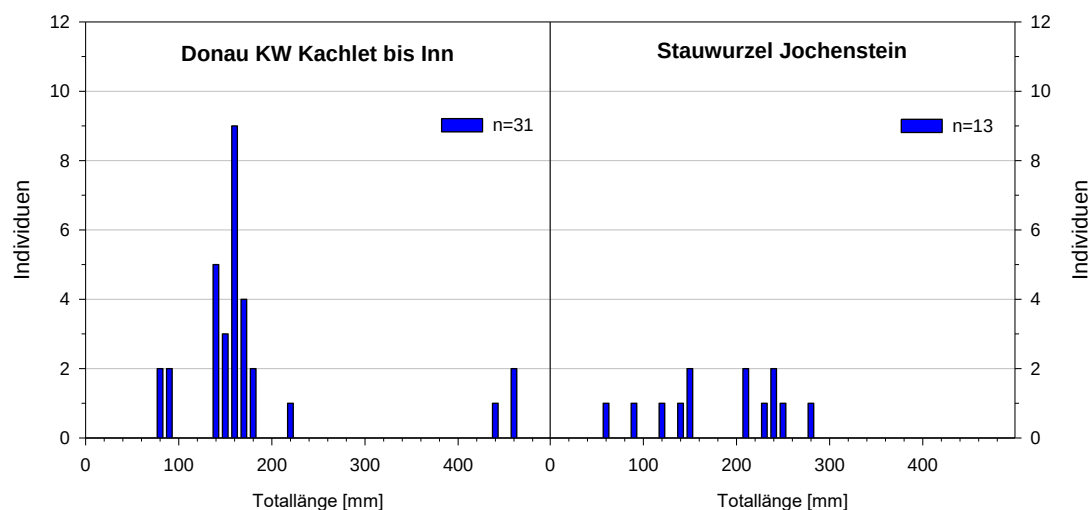


Abbildung 29: Populationsaufbau des Frauennerflings in der Donaustrecke KW Kachlet bis Innmündung sowie Stauwurzel Jochenstein im Jahr 2011 (alle Methoden).

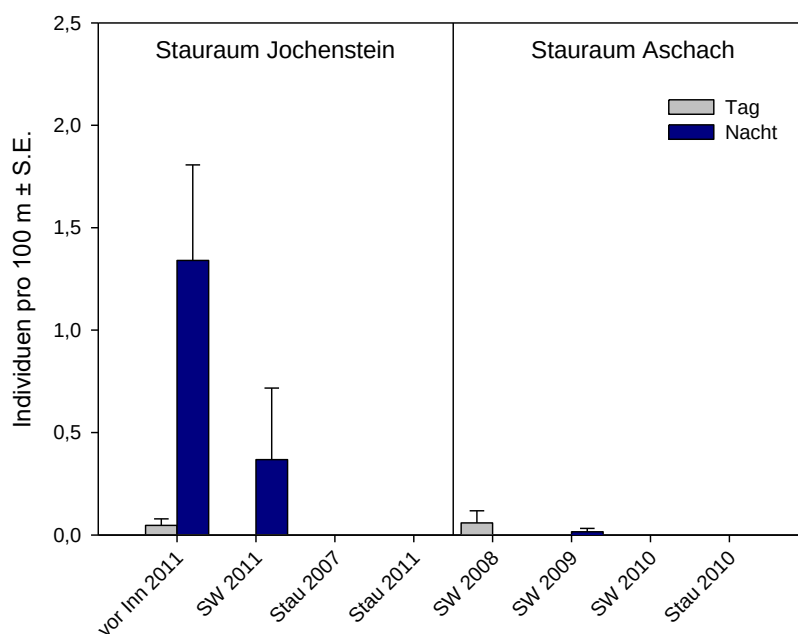


Abbildung 30: CPUE des Frauennerflings bei Elektrofischungen mit dem Anodenrechen im Oberen Donautal (SW .. Stauwurzel; S.E. .. standard error).

Tabelle 26: Bewertungsmethode für den Frauennerfling (KAPA 2011).

Frauennerfling – <i>Rutilus pigus</i> - Bewertungsschema -			
Zustand der Population	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Bestandsgröße, Abundanz	Bestandsgröße gleich oder größer als Bezugswert	Bestandsgröße gegenüber Bezugswert um bis zu 50% kleiner	Kein Nachweise oder Bestandsgröße gegenüber Bezugswert um mehr als 50% kleiner
Bestandsgröße, Abundanz	> 10 Ind. / 1000 m Befischungsstrecke	2-10 Ind. / 1000 m Befischungsstrecke	< 2 Ind. / 1000 m Befischungsstrecke
Altersstruktur, Reproduktion	Natürlicher Altersaufbau mit mehreren Längsklassen	Altersaufbau gestört, wenigstens 2 Längsklassen	Altersaufbau deutlich gestört, nur 1 Längsklasse
Stetigkeit: Nachweis der Art in den geeigneten Probestrecken	regelmäßig mit mehreren Exemplaren	unregelmäßig mit mehreren oder regelmäßig mit einzelnen Exemplaren	sehr vereinzelt und nur einzelne Exemplare vorhanden oder kein Nachweis
Habitatqualität (Bezogen auf betrachteten Abschnitt)	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Sohlsubstrat: funktionsfähige Kiesbänke, gut mit sauerstoffreichem Wasser durchströmt und weitgehend algen- und feinsedimentfrei	über weite Strecken vorhanden	nur in Teilabschnitten vorhanden	über weite Strecken nicht oder nur vereinzelt vorhanden
Strukturverhältnisse: buchtenreiche, strömungsberuhigte Flachzonen (Jungfischhabitate) und mittelstark strömende Tiefwasserbereiche	Über weite Strecken nebeneinander vorhanden	nur in Teilabschnitten vorhanden, jedoch noch gut miteinander vernetzt	über weite Strecken nicht vorhanden oder nur vereinzelt und schlecht miteinander vernetzt vorhanden
Ökologische Zustandsbewertung gemäß fiBS-Gesamtbewertung ⁰²⁾	> 2,75 („Gut - Sehr Gut“)	2,51–2,75 („Gut“) oder gutes bis sehr gutes ökologisches Potenzial	< 2,51 („Mäßig - Schlecht“) oder Verfehlung des guten ökologischen Potenzials
Beeinträchtigungen	A (keine bis gering)	B (mittel)	C (stark)
Eingriffe im Gewässer ⁰³⁾	Keine Eingriffe oder Eingriffe ohne Auswirkungen	Moderate Eingriffe mit geringen Auswirkungen	Intensive Eingriffe mit schwerwiegenden Auswirkungen
Nährstoff-, Schadstoff- oder Sedi- menteinträge, Wärmebelastung	Ohne erkennbare Auswirkungen	Auswirkungen geringfügig	Auswirkungen gravierend
Querverbaue und Durchlässe	Durchgängigkeit über weite Strecken vorhanden (> 50 km), Migration zwischen Teilhabitaten uneingeschränkt möglich	Durchgängigkeit zwar beeinträchtigt (10-50 km), aber zwischen Teilhabitaten nur zeitweise oder geringfügig behindert	Durchgängigkeit stark beeinträchtigt (<10 km)
Hydraulische Beeinträchtigungen	Keine Beeinträchtigung durch anthropogene Veränderung von Abfluss und Strömung	Anthropogene Veränderung von Abfluss und Strömung mit geringfügig erkennbaren Beeinträchtigungen	Deutliche Beeinträchtigungen durch anthropogene Veränderung von Abfluss und Strömung

Auf Basis dieser Faktenlage sind im Hinblick auf das seltene Vorkommen von Frauennerflingen in der Stauwurzel KW Aschach 2 Hypothesen zu diskutieren:

- Hier lebt ein kleiner, reproduktiver Bestand dieser stark rheophilen Art.
- Die Nachweise in der Stauwurzel KW Aschach gehen überwiegend auf Abdrift von Jungfischen aus der Fließstrecke Straubing-Vilshofen bzw. der Donaustrecke im Passauer Bereich zurück.

Die Abundanz ist in der Donau vor der Innmündung mit B, in allen anderen Teilabschnitten mit C zu beurteilen, wobei anzumerken ist, dass der Nachweis von mindestens 2 Individuen pro km befischter Strecke als sehr streng und nur in wenigen Fällen bzw. in kleineren, vollständig mittels Elektrofischerei erfassbaren Gewässern erreichbar angesehen werden muss. Die Altersstruktur sowie die Stetigkeit werden in der Donau vor dem Inn mit A, in der Stauwurzel Jochenstein mit B und in den restlichen Strecken mit C beurteilt. Insgesamt ergibt sich für alle drei Populationsindikatoren C, der erste Populationsindikator (Abundanz) kann aufgrund fehlender Bezugsdaten nicht beurteilt werden. Die Habitatindikatoren „Sohlsubstrat“ und „Strukturverhältnisse“ ergeben ebenfalls C, außerdem ist der Beeinträchtigungsindikator „Hydraulische Belastungen“ aufgrund des schifffahrtsbedingten Wellenschlags mit C zu beurteilen. Insgesamt ergibt sich somit eine Beurteilung des Schutzgutes Frauennerfling mit C.

Tabelle 27: Zusammenfassung des Erhaltungszustandes des Schutzgutes Frauennerfling gemäß aktueller Erhebungen.

Population	Abundanz	n.b.	C
	Abundanz	C	
	Altersstruktur	C	
	Stetigkeit	C	
Habitat	Sohlsubstrat	C	C
	Strukturverhältnisse	C	
	fiBS	B	
Beeinträchtigungen	Eingriffe	A	C
	Einträge	B	
	Durchgängigkeit	B	
	Hydraulik	C	
Gesamtbewertung			C

4.3.6 Bitterling, *Rhodeus sericeus* (EU Code Nr. 1134)

Aktuell gültiger Name: *Rhodeus amarus*

Schutzstatus EU: Anhang II FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Ungefährdet

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Stark Gefährdet

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Vulnerable



Abbildung 31: Bitterling, *Rhodeus sericeus*.

In den letzten Jahren mehren sich Hinweise, dass der Bitterling historisch nur in Osteuropa heimisch gewesen wäre. Er könnte erst durch die Karpenteichwirtschaft im Mittelalter nach Mitteleuropa vorgedrungen und daher als Archäozoon zu bezeichnen sein (VAN DAMME ET AL. 2007). Diese Hypothese wird neben historischen Analysen auch durch das Fehlen von wirkungsvollen Abwehrstrategien europäischer Muscheln gestützt, um der Eiablage von Bitterlingen zu entgehen (keine langfristig entwickelte Wirt-Parasit-Beziehung; MILLS & REYNOLDS, 2003; REICHARD ET AL. 2007). Das ursprüngliche Verbreitungsgebiet des Bitterlings im Donaeinzugsgebiet hätte sich nach VAN DAMME ET AL. (2007) auf die Mittlere und Untere Donau beschränkt und würde in etwa mit dem des Wildkarpfens übereinstimmen.

Folgt man VAN DAMME ET AL. (2007), so wäre der Bitterling in Bayern und im Westen Österreichs als eingebürgert zu betrachten bzw. am Rande seines natürlichen Verbreitungsgebietes, wobei einzuschränken ist, dass Verbreitungsgrenzen von Organismen auch natürlicherweise stark schwanken können.

Der Bitterling dürfte schon im 19. Jahrhundert in Österreich häufig vorgekommen sein, bereits FITZINGER (1832) beschreibt ihn „in flachliegenden Gegenden; in Flüssen und Bächen. In der Donau u. s. w. ziemlich häufig“. Für Oberösterreich wird der Bitterling bei KUKULA (1874) als „in allen fließenden und stehenden Gewässern“ vorkommend beschrieben. SCHRANK (1798) führt ihn für Bayern „in Bächen“ an, während LORI (1871) aus der Passauer Gegend dieser Fisch nur aus Aquarien bekannt war, nicht dass er auch „im Freien vorkomme“. Unabhängig von der Frage, ob die Art ursprünglich heimisch war, ist die Art im Standarddatenbogen gelistet.

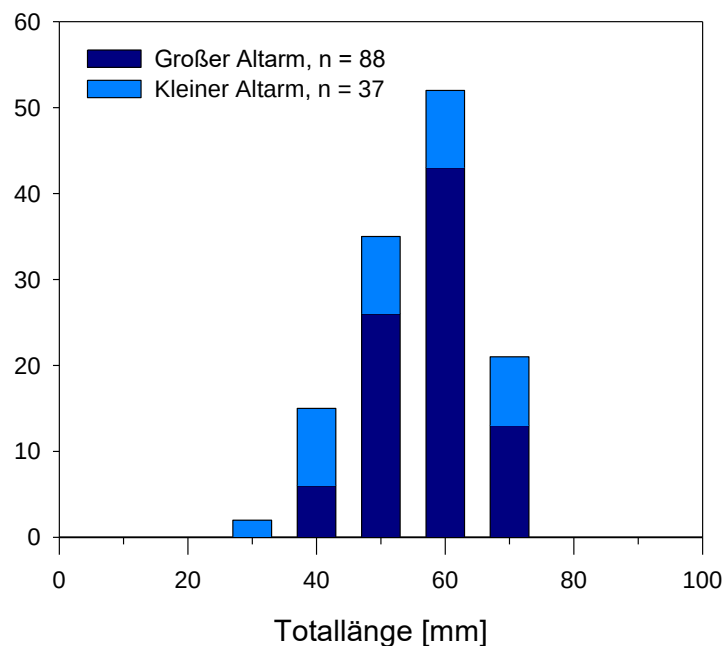


Abbildung 32: Größenaufbau der gemessenen Bitterlinge in den Altarmen der Schildorfer Au (österreichische Seite).

Nachweise von Bitterlingen – einer stagnierende Gewässer bevorzugenden Art – beschränken sich im Gebiet auf zwei Individuen, die im Altarm „Mannheimer Sporn“ (linksufrig in der Stauwurzel KW Jochenstein) gefangen wurden. Sowie dichte Bestände in den beiden Altarmen der „Schildorfer Au“ (ZAUNER ET AL. 2008a). Hier wurde im größeren Arm eine Dichte von ca. 0,04 Ind. m⁻², im kleineren Arm eine Dichte von 0,01 Ind. m⁻² dokumentiert, wobei es sich um mehrere Altersklassen handelt. Aus dem eigentlichen Staauraum Jochenstein sind keine Nachweise bekannt.

Tabelle 28: Bewertungsmethode für den Bitterling nach LWF & LFU 2008.

Zustand der Population	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Bestandsdichte, Abundanz	Bestand im gesamten Gewässer, an den typischen Standorten > 5 Tiere/m ²	Bestand nur stellenweise, an besiedelten Stellen 1 - 5 Tieren/m ²	nur sporadisch Besiedlung < 1 Tiere/ m ²
Alterstruktur	Altersaufbau natürlich, 3 und mehr Längenklassen in den typischen Habitaten	Altersaufbau in summa natürlich, mindestens 2 Längenklassen	Altersaufbau deutlich verschoben, höchstens eine Längenkasse
Populationsverbund	durchgehende Besiedlung der Untersuchungsstrecke	trotz struktureller Eignung und Zugänglichkeit stellenweise keine Nachweise.	hoher Prozentsatz der typischen Streckenabschnitte ohne Nachweis
Habitatqualität	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Vorkommen von Großmuscheln (Najaden)	flächendeckend bzw. große, geschlossene Population	mäßige Dichte und Verbreitung	nur stellenweise, in geringer Zahl, auf weiten Strecken fehlend
in Fliegewässern: Stillwasserbereiche mit Ausnahme künstlicher Staubereiche	häufig vorhanden	nennenswert vorhanden	nur in Teilabschnitten
Durchgängigkeit, Anbindung	alle Teilhabitate ungehindert erreichbar	teilweise oder zeitweise unterbrochener Verbindung	wesentliche Habitate kleinräumig ausgebildet und dauerhaft isoliert
Beeinträchtigungen	A (keine bis gering)	B (mittel)	C (stark)
Strukturdegradation	natürliche Vielfalt, Verteilung und Dynamik der Strukturen	Strukturvielfalt mäßig eingeschränkt, noch ohne deutliche Auswirkungen	strukturelle Verödung und Monotonisierung mit deutlichen Auswirkungen auf die Zönose. Künstliche Strukturelemente dominierend
Substratverschlechterung	natürliche Dynamik, Vielfalt, Beschaffenheit und Verteilung der Substrate	Substratvielfalt mäßig eingeschränkt, verminderte Dynamik	einförmige Substratsituation ohne Dynamik. Kolmatierung, Verschammung und Verödung weit über das natürliche Maß, evtl. erhebliche Alterung von Altarmen etc.
Gestörte Durchgängigkeit	Migration zwischen Teilhabitaten uneingeschränkt möglich	Durchgängigkeit nur zeitweise oder geringfügig behindert	Austausch mit anderen Teilhabitaten weitgehend und meist unterbunden
Hydraulische Beeinträchtigungen	keine Beeinträchtigung durch Veränderung Abfluss und Strömung	Veränderung von Abfluss und Strömung ohne erkennbare Beeinträchtigung	deutliche Beeinträchtigung durch Veränderung Abfluss und Strömung
Belastete Wasserqualität	keine bis geringe Beeinträchtigung, keine Anzeichen für Überdüngung, stoffliche Belastung, Versauerung	Beeinträchtigungen durch Wasserqualität unwesentlich, Veralgung bestenfalls mäßig	starke Beeinträchtigung durch Eutrophierung, Versauerung, stoffliche Belastung, Versauerung
Verschlechterung der Zönose	Artenspektrum, Abundanz, Altersaufbau natürlich	Artenspektrum weitgehend natürlich, Verschiebungen in Abundanz und Alterstruktur	Artendefizite, einseitige Massenentwicklungen, deutliche Defizite in der Altersstruktur, häufig gewässerfremde oder längszonal untypische Arten
Sonstige Beeinträchtigungen			

Bis auf zwei Einzelnachweise gelangen auf deutscher Seite keine Fänge von Bitterlingen und es sind derzeit auch kaum geeignete Habitate vorhanden. Daraus ergibt sich eine Bewertung des Erhaltungszustandes mit C.

Tabelle 29: Zusammenfassung des Erhaltungszustandes des Schutzgutes Bitterling gemäß aktueller Erhebungen.

Population	Abundanz	C	C
	Altersstruktur	C	
	Populationsverbund	C	
Habitat	Muschelvorkommen	C	C
	Altwässer	C	
	Anbindung	C	
Beeinträchtigungen	Strukturdegradation	C	C
	Substratverschlechterung	C	
	Durchgängigkeit	B	
	Hydraulik	C	
	Wasserqualität	B	
	Zönose	B	
	Sonstiges: nichts bekannt		
Gesamtbewertung			C

4.3.7 Schlammpeitzger, *Misgurnus fossilis* (EU Code Nr. 1145)

Schutzstatus EU: Anhang II FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Stark gefährdet

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Stark gefährdet

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Critically endangered



Abbildung 33: Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*).

LORI (1871) gab Vorkommen des Schlammpeitzgers im Passauer Bereich „hin und wieder in schlammigen Wassergräben“ an. Abgesehen davon bestehen nur allgemeine Hinweise auf Vorkommen im Inn und in der Donau, beispielsweise bei SCHRANK (1798), SIEBOLD (1863) oder JÄCKEL (1864). Etwas konkreter beschreibt KUKULA (1874) Vorkommen in „der Donau und sumpfigen Ausbreitungen“. Auf Basis von flussmorphologischen Überlegungen waren Vorkommen primär in den Beckenlagen der Donau zu erwarten, wo in den Randbereichen der Furkationszonen entsprechende häufig Grabensysteme und isolierte Altarme aufgetreten sind. In Durchbruchsstrecken wie dem Oberen Donautal waren derartige Lebensräume sicher im ursprünglichen Zustand selten (HOHENSINNER, 1995), wenn auch immer wieder vorhanden.

Derzeit sind im FFH-Gebiet kaum Nebengewässer vorhanden, die für den Schlammpeitzger eine geeignete Habitatqualität aufweisen bzw. geeigneten Gewässertypen zuzuweisen sind. Dementsprechend wurden auch keine Vorkommen der Art nachgewiesen. Ein Einzelnachweis, der im Stauraumbiotop „Windstoss“ (zentraler Stau Aschach, außerhalb des gegenständlichen FFH-Gebietes) im Jahr 1989 (WAIDBACHER ET AL. 1991) gelang, ist höchstwahrscheinlich auf Einschleppung im Rahmen der Ansiedelung von Wasserpflanzen zurückzuführen.

Zur Etablierung einer Population wären die Schaffung geeigneter, von der Donau isolierter Kleingewässer sowie eine initiale Besatzmaßnahme notwendig. Derartige Maßnahmen werden derzeit im Rahmen des „Artenschutzprojektes Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich“ umgesetzt. Die am nächsten gelegene bekannte Spenderpopulation befindet sich im Eferdinger Becken (siehe GUMPINGER ET AL. 2011).

Da grundsätzlich recht günstige Möglichkeiten für eine Wiederansiedelung im Gebiet bestehen bzw. eine solche auf österreichischer Seite im Bereich der Schildorfer Au für die nächsten Jahre geplant ist, sollte die Streichung des Schlammpeitzgers – trotz aktuell fehlender Vorkommen – nochmals hinterfragt werden.

4.3.8 Strömer, *Leuciscus souffia agassizi* (EU Code Nr. 1131)

Synonym bzw. gültiger Name (KOTTELAT & FREYHOF, 2007): *Telestes souffia*

Schutzstatus EU: Anhang II FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Gefährdet

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Vom Aussterben bedroht

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Endangered



Abbildung 34: Strömer (*Leuciscus souffia*).

Der Strömer wurde von KUKULA (1874) für den Unteren Inn in Oberösterreich beschrieben. Heute liegt der Untere Inn mit Ausnahme des Unterwassers KW Passau-Ingling als Staukette vor; der Strömer ist nicht mehr nachgewiesen (SCHMALL & RATSCHAN, 2011). Aktuell kommt die Art im Inn-Einzugsgebiet erst wieder deutlich weiter stromauf vor, nämlich im Zubringer Mangfall sowie in geringen Dichten im Tiroler Inn. Es ist anzunehmen, dass historisch durch Ausstrahlung aus dem Unteren Inn auch im Oberen Donautal vereinzelt Strömer vorgekommen sind. Dies könnte auch der Grund für folgende Angabe über das Vorkommen des Strömers in Bayern sein: „In unseren Tagen wurde er bis jetzt nur bei Passau („sehr selten“) und im Inn bei Rosenheim (1951) noch festgestellt“ (TEROFAL, 1977).

In historischer Zeit gab LORI (1871), der auch für eine Reihe von anderen seltenen Kleinfischarten konkrete und glaubwürdige Angaben liefert, für den Bereich Passau allerdings an, dass über ein Vorkommen von Strömern „keine bestimmte Angabe“ gemacht werden kann. Generell erwähnten SIEBOLD (1863) und JÄCKEL (1864) Vorkommen noch aus einer Reihe bayerischer Donauzubringer, nicht jedoch aus der Donau selbst. In Bayern ist der Strömer aktuell vom Aussterben bedroht, das einzige Vorkommen im bayeri-

schen Donauraum ist nur mehr in der Mangfall erhalten (NEUMANN, Mittlg. 2010).

Aus der österreichischen Donau gibt es aktuell nur Einzelnachweise von Strömern, die durch Abdrift aus der Enns oder der Ybbs zu erklären sind – den beiden direkten österreichischen Donauzubringern, wo noch intakte Bestände vorkommen (RATSCHAN & ZAUNER, 2012). Aus Zubringern der Donau in Oberösterreich sind stromauf der Enns aktuell keine Bestände mehr vorhanden, dementsprechend sind hier auch keine Funde von Strömern in der Donau selbst bekannt (ZAUNER & RATSCHAN, 2005b).

Auch aus der Ilz bzw. anderen linksseitigen Zubringern der Donau sind keine historischen oder aktuellen Nachweise von Strömern bekannt (WANZENBÖCK ET AL. 2011; LEUNER & KLEIN, 2000; SCHLIEWEN & NEUMANN, 2009).

Generell kommen Strömerbestände vorwiegend in der Äschenregion (Hyporhithral), stromab bis in den Übergangsbereich zur Barbenregion (Epipotamal) vor, kaum jedoch in (sommerwarmen) Gewässern mit ausgeprägt epipotamaler Charakteristik (WANZENBÖCK ET AL. 2011). Die Donau im Projektgebiet ist jedenfalls nicht als typisches Strömerngewässer mit abiotischen Rahmenbedingungen (v. a. Wassertemperatur und Gefälle) einzuschätzen, die noch in einem günstigen Bereich für die Art liegen.

Vor diesem Hintergrund ist die Nennung des Strömerns im Standarddatenbogen für das bayerische FFH-Gebiet, die wahrscheinlich auf Basis des Hinweises bei TEROFAL (1977) durchgeführt wurde, nur insofern nachvollziehbar, als damit auch die Mündungsstrecke des Inn (historisches bzw. potentiell Strömerngewässer) abgedeckt ist. Die Erreichung eines „günstigen Erhaltungszustand“ ist aus Sicht der Autoren auch nach Umsetzung sehr umfangreicher Maßnahmen extrem unwahrscheinlich, weil auch im anthropogen unbeeinflussten Zustand wahrscheinlich nicht von einer signifikanten Population der Art auszugehen war.

Deshalb wird empfohlen die Art aus dem SDB zu streichen.

4.3.9 Schrätzer, *Gymnocephalus schraetser* (EU Code Nr. 1157)

Schutzstatus EU: Anhänge II, V FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Stark gefährdet

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Stark Gefährdet

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Vulnerable



Abbildung 35: Schrätzer auf einer Kiesstruktur in der Stauwurzel KW Aschach

Im Stauraum Jochenstein erbrachten alle Erhebungen vor 2011 nur einzelne Nachweise von Schrätzern (siehe Tabelle 30). Dies dürfte auch auf methodische Ursachen zurückzuführen sein, weil damals wenig nächtliche Befischungen auf Feinsedimentbänken im Stau bzw. in Flachwasserbereichen in der Stauwurzel durchgeführt wurden.

Tatsächlich wurden bei den entsprechend gewichteten Erhebungen 2011 deutlich mehr Schrätzer nachgewiesen. Die Abundanz im Stau war in der Nacht mit fast 6 Individuen pro 100 m ähnlich hoch wie bei nächtlichen Erhebungen im Stauraum Aschach 2010 (siehe Abbildung 36). In der Stauwurzel gelangen die meisten Fänge bei Kiemennetzbefischungen im mündungsnahen Bereich der Altarme Kammerlgraben und Schildorf. Dies entspricht den oligorheophile Strömungspräferenzen dieser Art (ZAUNER, 1996).

Im zentralen Stau Jochenstein wurde die Art vor allem im Bereich der Kiesstrukturen (Kasten, Pyrawang) sowie in besonders hoher Zahl (alleine 43 0+ Schrätzer von 60 bis 85 mm Totallänge) auf der Sedimentbank stromab Obernzell nachgewiesen. Der Bestand adulter Schrätzer stellt sich allerdings durchwegs geringer dar als im Stauraum Aschach (siehe Abbildung 36).

In der Donau vor der Innmündung wurden nur einzelne adulte Schrätzer nachgewiesen. Wahrscheinlich ist die geringe Verfügbarkeit von Flachwasserzonen dort für einen geringen Bestand oder eine geringe Nachweisbarkeit

verantwortlich. In den mündungsnahen Abschnitten von Inn und Ilz gelangen keine Nachweise.

Tabelle 30: Anzahl im Rahmen verschiedener Erhebungen gefangener Schrätzer.

Abschnitt	Jahr	Ind.	davon 0+	TL [mm]	Projekt
Donau KW Kachlet bis Inn	2010	1	1	80	Neozoen
Donau KW Kachlet bis Inn	2011	3	0	115-190	ES Riedl
Inn Unterlauf	2008	0	0	-	WRRL Bayern
Ilz Unterlauf	2008 / 2011	0	0	-	WRRL Bayern, ES Riedl
Stauwurzel KW Jochenstein	2004	5	0	130-235	Lände Lindau
Stauwurzel KW Jochenstein	2011	22	2	90-210	ES Riedl
Stau KW Jochenstein	2007	6	6	60-75	WRRL Österreich
Stau KW Jochenstein	2007/08	3	3	64-73	WRRL Bayern
Stau KW Jochenstein	2008	2	0	120-190	Museum München
Stau KW Jochenstein	2011	77	68	50-220	ES Riedl
Stauwurzel KW Aschach	2010	32	1	35-210	ES Riedl
Stauwurzel KW Aschach	2008/09	235	1	65-235	Museum München
Stau KW Aschach	2010	84	3	55-260	ES Riedl

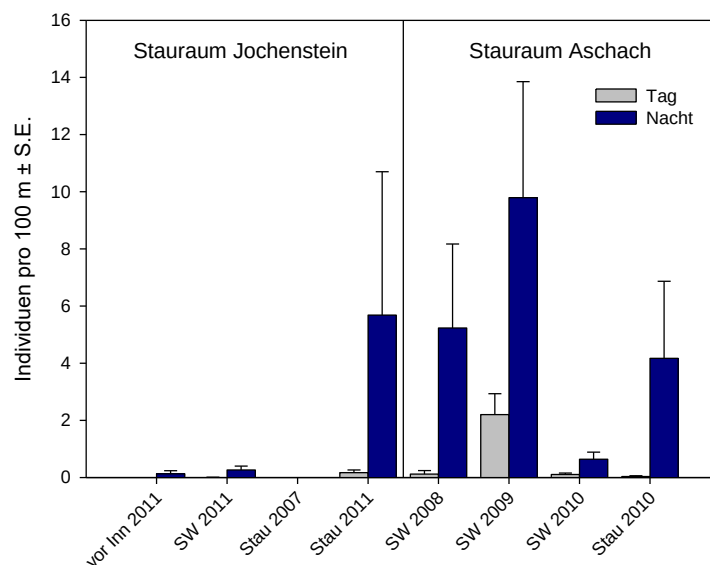


Abbildung 36: CPUE des Schrätzers bei Elektrofischungen mit dem Anodenrechen im Oberen Donautal; SW .. Stauwurzel.

Im Stauroaum Aschach wurden bei nächtlichen Elektrofischungen mit hoher Stetigkeit dichte Schrätzerbestände dokumentiert. Im Rahmen der Erhebungen im Jahr 2010 wurden in der Stauwurzel Juvenile in geringer Zahl und Adulte in hoher Zahl nachgewiesen (Abbildung 37). Es ist daher von einem reproduktiven Bestand auszugehen. Frühere Erhebungen in den Jahren 2008 / 2009 erbrachten bei umfangreichen nächtlichen Elektrofischungen noch deutlich höhere Dichten (siehe Abbildung 38).

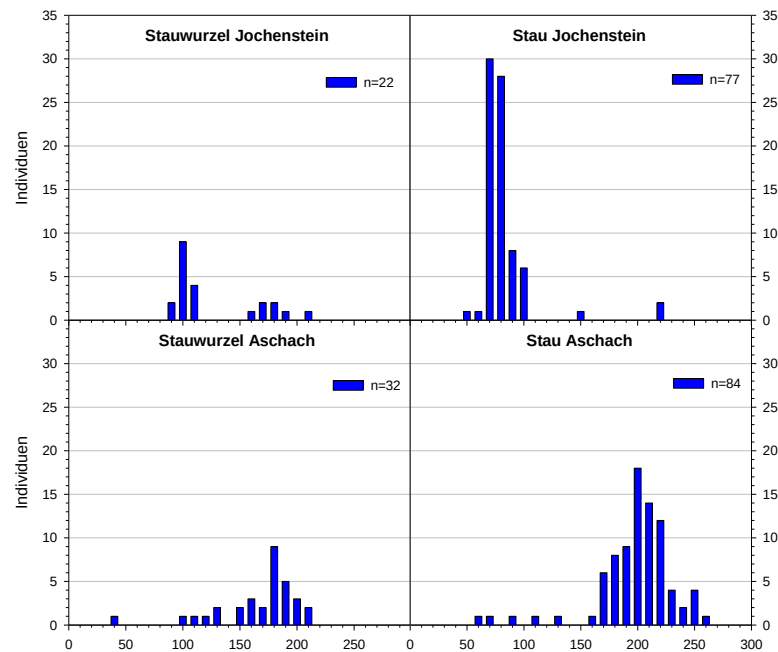


Abbildung 37: Populationsaufbau des Schrätzers bei den Erhebungen 2010 und 2011 (alle Methoden).

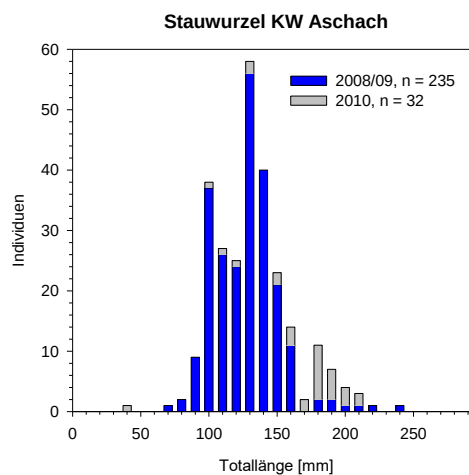


Abbildung 38: Populationsaufbau des Schrätzers bei Fängen im Jahr 2008/09 und 2010 in der Stauwurzel Aschach.

Tabelle 31: Bewertungsmethode für den Schrätzer (KAPA 2011).

Schrätzer – <i>Gymnocephalus schraetser</i> - Bewertungsschema -			
Zustand der Population	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Bestandsgröße, Abundanz	Bestandsgröße gleich oder größer als Bezugswert	Bestandsgröße gegenüber Bezugswert um bis zu 50% kleiner	Kein Nachweis oder Bestandsgröße gegenüber Bezugswert um mehr als 50% kleiner
Bestandsgröße, Abundanz (erster Vorschlag)	> 10 Ind./1000 m	2-10 Ind./1000 m	< 2 Ind./1000 m
Altersstruktur, Reproduktion	Nachweis von mehr als zwei Längenklassen	Nachweis von zwei Längenklassen	Nachweis einer Längenkategorie oder kein Nachweis
Stetigkeit: Nachweis der Art in den geeigneten Probestrecken	regelmäßig mit mehreren Exemplaren	unregelmäßig mit mehreren oder regelmäßig mit einzelnen Exemplaren	sehr vereinzelt und nur einzelne Exemplare vorhanden oder kein Nachweis
Habitatqualität (Bezogen auf betrachteten Abschnitt)	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Strukturverhältnisse: Heterogene Tiefenverhältnisse mit kiesigem bis sandigem Grund. Nebeneinander tiefer, mäßig strömender Flussbereiche und flacher, schwach durchflossener Nebenarme	Über weite Strecken mosaikartig verteilt	nur in Teilabschnitten vorhanden	Über weite Strecken nicht/nur sehr kleinräumig vorhanden oder nur isoliert voneinander vorhanden
Gewässer durchgängig mit Vernetzung der Teilhabitate für eine uneingeschränkte Migration	über weite Strecken vorhanden (längszonal > 100 km)	nur in Teilabschnitten vorhanden (längszonal mind. 20-100 km)	über weite Strecken nicht vorhanden (längszonal < 20 km)
Ökologische Zustandsbewertung gemäß fiBS-Gesamtbewertung	> 2,75 („Gut - Sehr Gut“)	2,51–2,75 („Gut“) oder gutes bis sehr gutes ökologisches Potenzial	< 2,51 („Mäßig - Schlecht“) oder Verfehlung des guten ökologischen Potenzials
Beeinträchtigungen	A (keine bis gering)	B (mittel)	C (stark)
Eingriffe im Gewässer	Keine Eingriffe oder Eingriffe ohne Auswirkungen	Moderate Eingriffe mit geringen Auswirkungen	Intensive Eingriffe mit schwerwiegenden Auswirkungen
Nährstoff-, Schadstoff- oder Sedimenteinträge, Wärmebelastung	Ohne erkennbare Auswirkungen	Auswirkungen geringfügig	Auswirkungen gravierend
Hydraulische Beeinträchtigungen	Keine Beeinträchtigung durch anthropogene Veränderung von Abfluss und Strömung	Anthropogene Veränderung von Abfluss und Strömung mit geringfügig erkennbaren Beeinträchtigungen	Deutliche Beeinträchtigungen durch anthropogene Veränderung von Abfluss und Strömung

Da die im aktuellen Bewertungsschema nach KAPA (2011) geforderte Abundanz von 2 Individuen pro km nur in der Stauwurzel Aschach erreicht wird, muss das Populationskriterium mit C beurteilt werden. In Kombination mit dem aufgrund des massiven schiffahrtsbedingten Wellenschlags (Indikator Hydraulik) ebenfalls mit C zu beurteilenden Eingriffskriteriums ergibt sich somit ein ungünstiger Erhaltungszustand des Schrätzers, obwohl die Populationsindikatoren „Altersstruktur“ und „Stetigkeit“ sowie alle Habitatindikatoren mit B zu bewerten sind. Nach Einschätzung der Autoren ist der Mindestnachweis von 2 Individuen pro km befischter Länge für die Art als zu streng anzusehen und kann nur unter sehr günstigen Bedingungen bzw. in

optimalen Habitaten (z. B.: Nachtbefischungen auf mäßig angeströmten Kiesbänken) erbracht werden. Nach Einschätzung der Autoren wäre der Erhaltungszustand des Schrätzers aufgrund der guten Vorkommen in den Teilabschnitten Stauwurzel Aschach sowie Stauwurzel und Stau Jochenstein, die insgesamt einen Großteil der Gesamtfläche des FFH-Gebietes ausmachen, mit B zu beurteilen.

Tabelle 32: Zusammenfassung des Erhaltungszustandes des Schutzgutes Schrätzer gemäß aktueller Erhebungen.

Population	Abundanz	n.b.	B ⁻
	Abundanz	B ⁻	
	Altersstruktur	B	
	Stetigkeit	B	
Habitat	Strukturverhältnisse	B	B
	Durchgängigkeit	B	
	FIBS	B	
Beeinträchtigungen	Eingriffe	A	C
	Einträge	A	
	Hydraulik	C	
Gesamtbewertung			B ⁻

4.3.10 Donau-Bachneunauge, *Eudontomyzon vladykovi* (EU Code Nr. 1098)

Mögliches Synonym: *Eudontomyzon mariae* (Ukrainisches Bachneunauge)

Schutzstatus EU: Anhang II FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Vom Aussterben bedroht

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Vom Aussterben bedroht

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Vulnerable



Abbildung 39: Links: Adultes Donau-Bachneunauge aus dem Inn. Rechts: Saugscheibe des selben Individuums.

Die Faunistik der heimischen Neunaugen ist derzeit Gegenstand von Forschungsarbeiten. Bisher war davon ausgegangen worden, dass das Bachneunauge (*Lampetra planeri*) weit verbreitet ist und beispielsweise auch im Inn vorkommt.

Neueren Erkenntnissen zufolge ist im Inn bisher ausschließlich eine Art der Gattung *Eudontomyzon* nachgewiesen worden, wobei es sich nach KOTTELAT & FREYHOF (2007) um *E. vladykovi* handeln müsste. Museumsbelege dokumentieren auch aus der Donau im Bereich Wien zahlreiche Vorkommen von *Eudontomyzon* (siehe RATSCHAN ET AL. 2011).

Auch im Ilz-Zubringer Mitternacher Ohe kommt *Eudontomyzon* vor (SCHLIEWEN & NEUMANN, 2009), und nicht *Lampetra planeri* wie in der nahe gelegenen Kalten Moldau (Elbe-Einzugsgebiet) oder auch in der Großen Mühl (Donau-Einzugsgebiet).

In Bayern dürften Neunaugen der Gattung *Eudontomyzon* aktuell nur ein kleines Verbreitungsgebiet besiedeln, nach SCHLIEWEN & NEUMANN (2009) sind neben jenen in Inn und Mitternacher Ohe keine weiteren Funde bekannt.

Im Gebiet wurden Neunaugen erstmals in neuerer Zeit 2008 nachgewiesen, und zwar im Rahmen des WRRL-Monitorings, bei der Messstelle Inn/Passau linksufrig im Unterwasser KW Passau-Ingling (OTT, mündl. Mittlg.). Es gelang dort bei einem Termin der Fang von 2 kleinen Querdern (50-60 mm Länge). Eine gezielte Nachsuche auf dieser Feinsedimentbank im Rahmen des Projektes „Erfassung der bayerischen Fischartenvielfalt“ (SCHLIEWEN & NEUMANN, 2009) erbrachte keine Bestätigung eines Vorkommens.

Der bisher einzige den Autoren bekannte Neunaugennachweis im Oberen Donautal in der Donau selbst wurde ebenfalls im Rahmen des bayerischen WRRL-Monitorings 2008 erbracht, und zwar auf der Feinsedimentbank bei Obernzell im Stau Jochenstein. Es handelte sich dabei um einen Querder von ca. 100 mm Totallänge. In der anschließenden österreichischen Donau-Strecke sind Neunaugenfunde sehr selten, sie gelangen beispielsweise im Linzer Raum und in der Wachau und wurden als wahrscheinlich aus Zubringern abgedriftete Exemplare interpretiert (ZAUNER ET AL. 2007).

Aufgrund dieser geringen Nachweisfrequenz wird im Inn von einem kleinen Bestand ausgegangen, der möglicherweise von Abdrift aus weiter stromauf gelegenen Inn-Stauräumen lebt. Dort wurden wiederholt Funde von *Eudontomyzon* bekannt. Der Fund bei Obernzell ist am wahrscheinlichsten durch Abdrift aus der Ilz oder Erlau zu erklären. Von einem Bestand in der Donau selbst ist eher nicht auszugehen, aufgrund der schwierigen Nachweisbarkeit von Querdern in größerer Wassertiefe ist dies aber auch nicht ganz auszuschließen. Jedenfalls ist ein ungünstiger Erhaltungszustand sowohl im Inn, als auch im Ilz-Mündungsbereich und jedenfalls in der Donau zu bewerten.

Das gegenständliche Gebiet umfasst einen signifikanten Teil des bekannten Verbreitungsgebiets von *Eudontomyzon* in Bayern. Auch aufgrund der in Bezug auf die Vernetzung wichtigen Lage im Bereich der Mündungen der Neunaugen-Gewässer Inn und Ilz ist der Nachtrag des Schutzgutes in den SDB des gegenständlichen Gebiets zu befürworten.

Tabelle 33: Bewertungsschema für das Donau-Bachneunauge nach KAPA 2011.

Donau-Bachneunauge – <i>Eudontomyzon vladykovi</i> - Bewertungsschema -			
Zustand der Population	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Bestandsgröße/ Abundanz	Bestandsgröße gleich oder größer als Bezugswert	Bestandsgröße gegenüber Bezugswert um bis zu 50% kleiner	Kein Nachweise oder Bestandsgröße gegenüber Bezugswert um mehr als 50% kleiner
Bestandsgröße/ Abundanz: Querder in geeigneten Habitaten (erster Vorschlag)	> 2 Ind./m ² (AG > 0+ Ind.)	0,2-2 Ind./m ² (AG > 0+ Ind.)	<0,2 Ind./m ² (AG > 0+ Ind.)
Altersgruppen (Querder, 3 Längengruppen: jung: < 60 mm, mittel: 60 - < 100 mm, alt: > 100 mm)	3 Längengruppen	2 Längengruppen	1 Längengruppe
Habitatqualität (Bezogen auf betrachteten Abschnitt)	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
struktureiche kiesige, flache Abschnitte mit mittelstarker Strömung (Laichhabitate) sowie flache Abschnitte mit sandigem Substrat und mäßigem Detritusanteil (Aufwuchshabitate)	in enger Verzahnung flächendeckend vorhanden (> 90 % des untersuchten Fließgewässerabschnitts)	regelmäßig vorhanden, in Teilabschnitten fehlend (50 - 90% des untersuchten Fließgewässerabschnitts)	nur in Teilabschnitten vorhanden (< 50 % des untersuchten Fließgewässerabschnitts)
Ökologische Zustandsbewertung gemäß FIBS-Gesamtbewertung	> 2,75 („Gut - Sehr Gut“)	2,51–2,75 („Gut“) oder gutes bis sehr gutes ökologisches Potenzial	< 2,51 („Mäßig - Schlecht“) oder Verfehlung des guten ökologischen Potenzials
Beeinträchtigungen	A (keine bis gering)	B (mittel)	C (stark)
Gewässerausbau und Unterhaltungsmaßnahmen	keine oder für die Art positiv (Expertenvotum mit Begründung)	gering, ohne erkennbare Auswirkungen (Expertenvotum mit Begründung)	erheblich, mit erkennbaren Auswirkungen (Expertenvotum mit Begründung)
Querverbaue und Durchlässe	keine, Durchgängigkeit auf > 20 km nicht beeinträchtigt	Durchgängigkeit beeinträchtigt, ausreichend große Abschnitte (5 – 20 km) für Teilpopulationen vorhanden	Durchgängigkeit unterbrochen (Abschnitte < 5 km)
Hydraulische Beeinträchtigungen	Keine Beeinträchtigung durch anthropogene Veränderung von Abfluss und Strömung	Anthropogene Veränderung von Abfluss und Strömung mit geringfügig erkennbaren Beeinträchtigungen	Deutliche Beeinträchtigungen durch anthropogene Veränderung von Abfluss und Strömung

Tabelle 34: Zusammenfassung des Erhaltungszustandes des Schutzgutes Donau-Bachneunauge gemäß aktueller Erhebungen.

Population	Abundanz	n.b.	C
	Abundanz	C	
	Altersstruktur	C	
Habitat	Strukturverhältnisse	C	C
	FIBS	B	
Beeinträchtigungen	Eingriffe	A	C
	Durchgängigkeit	A	
	Hydraulik	C	
Gesamtbewertung			C

4.3.11 Huchen, *Hucho hucho* (EU Code Nr. 1105)

Schutzstatus EU: Anhänge II,V FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Stark gefährdet

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Gefährdet

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Endangered



Abbildung 40: Paar laichender Huchen

Historisch, aber auch noch in den Jahrzehnten vor Einstau, kam im Oberen Donautal ein guter Huchenbestand vor. Dementsprechend ist die Art in der österreichischen Donau gemäß Leitbild des Bundesamts für Wasserwirtschaft als Leitart definiert. Auch bei den Zubringern Ilz, Erlau und Große Mühl handelte es sich ehemals um bedeutende Huchenflüsse (LORI, 1871; HARSÁNYI, 1982; ANONYMUS, 1907).

Bei den Erhebungen 2011 im Stauraum Jochenstein konnten keine Huchennachweise erbracht werden. Ebenso wenig bei Erhebungen im Inn 2007/08. Der einzige elektrofischereiliche Nachweis im Bereich KW Kachlet bis KW Jochenstein gelang auf der Außenseite der Insel Soldatenau im Jahr 2004 (subadultes Exemplar). Nach Angaben der Fischerei wurde allerdings in der Inn-Strecke mittels Besatzmaßnahmen ein durchaus guter Huchenbestand etabliert. Dies wird durch alljährliche Ausfänge mehrere adulter bis kapitaler Exemplare bestätigt. Durch die Berufsfischerei werden auch in der Donau-Strecke zwischen KW Kachlet und Inn-Mündung regelmäßig Huchen gefangen.

Desweiteren wird von Laichaktivitäten im Ilz-Unterlauf berichtet. Nachweise von natürlich aufgekommenen Junghuchen fehlen aber bis dato. Im Mittel- und Oberlauf der Ilz sowie im Zubringer Mitternacher Ohe ist hingegen ein intakter, natürlich reproduzierender Huchenbestand erhalten. Bei entsprechender hydromorphologischer und hydrologischer Sanierung (Schwellbetrieb,

Tabelle 35: Bewertungsmethode für den Huchen nach LWF & LfU (2009).

Zustand der Population	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Bestandsdichte, Abundanz	Bestand über längere Strecken zumindest mäßig dicht	Bestand wenigstens streckenweise mäßig dicht	nur sporadische Besiedlung weniger Standorte
Alterstruktur	Altersaufbau natürlich, 3 und mehr Längenklassen in den typischen Habitaten	Altersaufbau in summa natürlich, mindestens 2 Längenklassen	Altersaufbau deutlich verschoben, nur eine Längenklasse
Populationsverbund	Weitgehend durchgehende Besiedlung geeigneter Standorte	trotz struktureller Eignung und Zugänglichkeit nur stellenweise Besiedlung	Überwiegender Teil der Standorte ohne Nachweis
Habitatqualität	A (hervorragend)	B (gut)	C (mittel bis schlecht)
Laichhabitat	Überströmte flache Kiesflächen ausreichend vorhanden, keine Kolmation	Nur geringe Verfügbarkeit überströmter flacher Kiesflächen oder Substrat teilweise kolmatiert	wenig bis keine überströmten flachen Kiesflächen Sohlsubstrat verlegt
Strukturelle Ausstattung	Hohe Vielfalt der Tiefen, Strukturen, Strömungen und Substrate. Ausreichend dimensionierte Standorte, Deckungen und Unterstände reichlich vorhanden. überwiegend kiesiges Substrat	Mäßige Vielfalt der Tiefen, Strukturen, Strömungen und Substrate. Mäßige Verfügbarkeit ausreichend dimensionierte Standorte, Deckungen und Unterstände. Nur stellenweise Verschlammung	strukturarm, geringe Tiefenvarianz, degradierte Substrate
Dynamik	Natürliche Abfluss- und Geschiebedynamik, Substratumlagerung	Abfluss geregelt, Geschiebedynamik und Substratumlagerung beeinträchtigt	Kaum natürliche oder naturwidrige Dynamik, Geschiebegleichgewicht wesentlich beeinträchtigt.
Gewässerstrukturgüteklassen	I, II	III, IV	V und schlechter
Gewässergüte (Saprobienindex)	I-II	I-II	schlechter als II
Beeinträchtigungen	A (keine bis gering)	B (mittel)	C (stark)
Strukturdegradation	Natürliche Dynamik, Vielfalt und Verteilung der Strukturen	Strukturvielfalt mäßig eingeschränkt, noch ohne deutliche Auswirkungen	Strukturelle Verödung und Monotonisierung mit deutlichen Auswirkungen auf die Zönose. Künstliche Strukturelemente dominierend
Substratverschlechterung	Natürliche Dynamik, Vielfalt, Beschaffenheit und Verteilung der Substrate	Substratvielfalt mäßig eingeschränkt, verminderte Dynamik	Einförmige Substratsituation ohne Dynamik. Kolmatierung, Verschlammung und Verödung
Gestörte Durchgängigkeit	Migration zwischen Teilhabitaten uneingeschränkt möglich	Durchgängigkeit zwischen Teilhabitaten nur zeitweise oder geringfügig behindert	Austausch mit anderen Teilhabitaten weitgehend und meist unterbunden
Hydraulische Beeinträchtigungen	Keine Beeinträchtigung durch Veränderung Abfluss und Strömung	Veränderung von Abfluss und Strömung ohne erkennbare Beeinträchtigung	Deutliche Beeinträchtigung durch Veränderung Abfluss und Strömung
Belastete Wasserqualität	Keine bis geringe Beeinträchtigung, keine Anzeichen für Überdüngung, stoffliche Belastung, Versauerung	Beeinträchtigungen durch Wasserqualität unwesentlich, Veralgung bestenfalls mäßig	starke Beeinträchtigung durch Eutrophierung, Versauerung, stoffliche Belastung, Versauerung
Verschlechterung der Zönose	Artenspektrum, Abundanzen, Altersaufbau natürlich	Artenspektrum weitgehend natürlich, Verschiebungen in Abundanzen und Alterstruktur	Artendefizite, einseitige Massenentwicklungen, deutliche Defizite in der Altersstruktur, häufig gewässerfremde oder längszonal untypische Arten

Restwasser, Geschiebedefizit etc.) des Unterlaufs könnte die Funktion der Ilz als Reproduktionsareal für Huchen wiederhergestellt und ein natürlich reproduzierender Bestand an Donauhuchen aufgebaut werden.

Im Stauraum Aschach kommt der Huchen heute nur mehr sporadisch vor. Vor allem in den 1990er Jahren wurden Besatzmaßnahmen getätigt, die gem. Aussagen der Berufsfischerei durchaus erfolgreich verlaufen sind, also zu steten, wenn auch seltenen Ausfängen adulter Huchen geführt haben. Auch bei den Erhebungen 1998 wurden 5 Huchen (385 bis 500 mm TL) gefangen, die durch diese Besatzmaßnahmen zu erklären sind.

Im Zuge einer Erhebung im August 2008 konnte ein 85 cm langes Exemplar im Bereich des Jochensteinfelsen dokumentiert werden. Mangels an geeigneten Laichhabitaten (gut überströmte Kiesbänke mit nicht kolmatiertem Interstitial) sind keine Nachweise einer natürlichen Reproduktion bekannt bzw. zu erwarten. Werden solche wiederhergestellt (z.B. in Form eines naturnahen Umgehungsgerinnes), so kann die Wiederherstellung eines reproduzierenden Bestandes durchaus möglich werden.

Aufgrund der praktisch fehlenden Nachweise mittels fischökologischen Standardmethoden und den fehlenden Reproduktionsnachweisen sind alle Populationsindikatoren mit C zu beurteilen. Selbiges gilt für den Habitatindikator „Laichhabitat“ und den Beeinträchtigungsindikator „Substrat“. Insgesamt ergibt sich daher eine Bewertung des Schutzgutes Huchen mit C.

Aufgrund des Potentials einer Wiederherstellung eines reproduzierenden Huchenbestandes im Gebiet und aufgrund der für die Vernetzung bestehenden Bestände äußerst wichtigen Lage an der Mündung von Inn und Ilz in die Donau ist der Nachtrag der Art in den Standarddatenbogen zu befürworten werden.

Tabelle 36: Zusammenfassung des Erhaltungszustandes des Schutzgutes Huchen gemäß aktueller Erhebungen.

Population	Abundanz	C	C
	Altersstruktur	C	
	Populationsverbund	C	
Habitat	Laichhabitat	C	C
	Struktur	B	
	Dynamik	B	
	Gewässerstrukturgüte	B	
	Gewässergüte	B	
Beeinträchtigungen	Strukturdegradation	B	C
	Substratverschlechterung	C	

Fortsetzung Tabelle 36.

	Durchgängigkeit	B	
	Hydraulik	B	
	Wasserqualität	B	
	Zönose	B	
	Sonstiges:		
Gesamtbewertung			C

4.4 Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie, die nicht im SDB aufgeführt sind

Neben den im SDB genannten Arten gibt es eine Reihe weiterer Anhang II-Arten, die im Gebiet nachgewiesen wurden. Darunter befinden sich einerseits Arten, die eine signifikante Population im Gebiet aufweisen und andererseits Arten, von denen nur Einzelnachweise vorliegen und über deren Bestandssituation sehr wenig bekannt ist. Über die Aufnahme in den SDB wird in den einzelnen Artkapiteln gesondert diskutiert.

Tabelle 37: Arten des Anhangs II, die nicht im SDB aufgeführt sind.

EU-Code:	Wissenschaftlicher Name:	Deutscher Name:
Arten, die in den Standarddatenbogen aufgenommen werden sollten		
1355	<i>Lutra lutra</i>	Fischotter
1124	<i>Gobio albipinnatus</i>	Weißflossengründling
2555	<i>Gymnocephalus baloni</i>	Donau-Kaulbarsch
2522	<i>Pelecus cultratus</i>	Sichling, Ziege
1139	<i>Rutilus frisii meidingeri</i>	Perlfisch
weitere nachgewiesene Arten		
1138	<i>Barbus c.f. balcanicus</i>	Semling
1163	<i>Cottus gobio</i>	Koppe, Groppe
1078	<i>Euplagia quadripunctaria</i>	Spanische Flagge

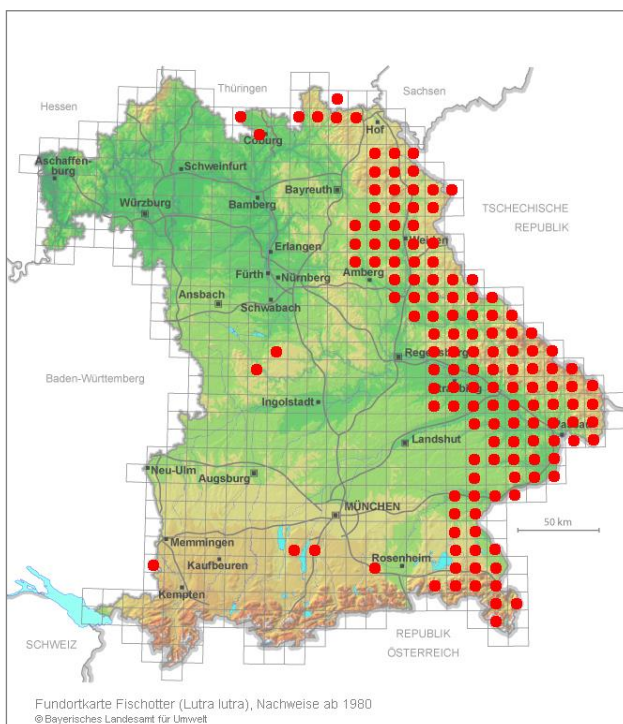
4.4.1 Fischotter, *Lutra lutra* (EU Code Nr. 1355)

Schutzstatus EU: Anhang II, IV FFH-Richtlinie



Abbildung 41: Fischotter (*Lutra lutra*);

Von ganz Europa über das kontinentale Asien bis nach Japan und den indischen Raum sowie von Nordafrika bis in nördliche Breiten vorkommend, hat der Fischotter eines der größten Verbreitungsgebiete unter den Säugetieren überhaupt.



Entlang der Donau kann von einem unsteten Vorkommen des Fischotters ausgegangen werden, auch wenn derzeit nur wenige konkrete Nachweise existieren. Aufgrund des sporadischen Auftretens war/ist eine differenzierte Bewertung bzw. eine Aufnahme in den SDB nicht sinnvoll.

Beeinträchtigungen entstehen für den Fischotter vor allem durch den Straßenverkehr, wo häufig Tiere zu Tode kommen. Hier sollten Brücken und Durchlässe auf die Passierbarkeit überprüft und entsprechend

ausgebaut werden.

Abbildung 42: Verbreitung des Fischotters in Bayern seit 1980 (Quelle: BAYLFU, Internet-Portal, Stand: 2015)

4.4.2 Weißflossengründling, *Gobio albipinnatus* (EU Code Nr. 1124)

Gültiges Taxon: *Romanogobio vladykovi*, Donau-Stromgründling

Schutzstatus EU: Anhang II FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Ungefährdet

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Stark Gefährdet

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Least concern



Abbildung 43: Donau-Stromgründling (*Romanogobio vladykovi*).

Die „schlanken“ heimischen Gründlingsarten wurden aus der Gattung *Gobio* in die Gattung *Romanogobio* gestellt. Das FFH-Schutzgut *albipinnatus* wurde in drei Arten aufgetrennt, von denen in der bayerischen/österreichischen Donau nur *Romanogobio vladykovi* vorkommt (KOTTELAT & FREYHOF, 2007). Bezüglich Unsicherheiten bei der Unterscheidung der *Romanogobio*-Arten siehe Kapitel 4.4.9. Zum derzeitigen Wissensstand werden alle Nachweise von Mitgliedern der „*albipinnatus*“-Gruppe hier dem Schutzgut *Gobio albipinnatus* im Sinne der FFH-Richtlinie zugeordnet.

Tabelle 38: Anzahl im Rahmen verschiedener Erhebungen gefangener Donau-Stromgründlinge.

Abschnitt	Jahr	Ind.	davon 0+	TL [mm]	Projekt
Donau KW Kachlet bis Inn	2010	0	0	-	Neozoen
Donau KW Kachlet bis Inn	2011	2	2	60	ES Riedl
Inn Unterlauf	2008	0	0	-	WRRL Bayern
Ilz Unterlauf	2011	5	5	55-65	ES Riedl
Stauwurzel KW Jochenstein	2004	4	0	80-145	Lände Lindau
Stauwurzel KW Jochenstein	2011	9	7	45-170	ES Riedl

Fortsetzung von Tabelle 38.

Stau KW Jochenstein	2007	0	0	-	WRRL Österreich
Stau KW Jochenstein	2007/08	0	0	-	WRRL Bayern
Stau KW Jochenstein	2008	0	0	-	Museum München
Stau KW Jochenstein	2011	1	1	60	ES Riedl
Stauwurzel KW Aschach	2010	18	2	30-140	ES Riedl
Stauwurzel KW Aschach	2008/09	23	0	60-115	Museum München
Stau KW Aschach	2010	4	4	25-60	ES Riedl

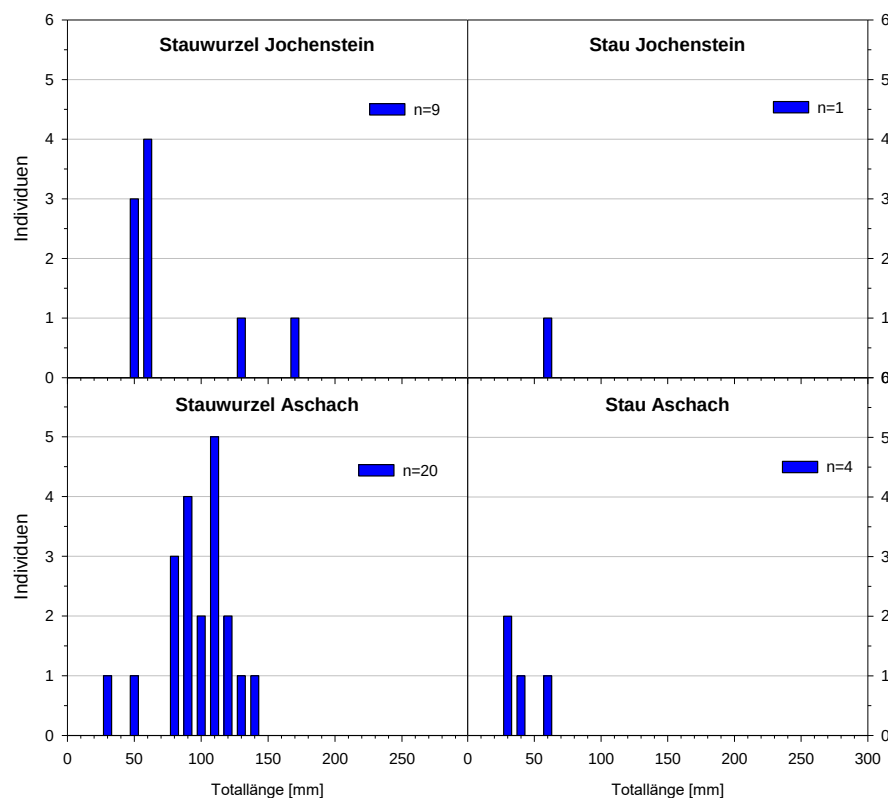


Abbildung 44: Populationsaufbau des Weißflossengründlings in den beiden Stauräumen 2010/2011 (alle Methoden).

In der Stauwurzel Aschach waren bei den Erhebungen 2010 20 Weißflossengründlinge unterschiedlicher Altersklassen (inkl. 0+) nachzuweisen, in den Jahren 2008/2009 23 Stück bei ähnlichem Populationsaufbau. 2009 konnten insbesondere in der Nacht in der Stauwurzel Aschach höhere Nachweiszahlen als in allen anderen Teilgebieten im Oberen Donautal erbracht werden (siehe Abbildung 45).

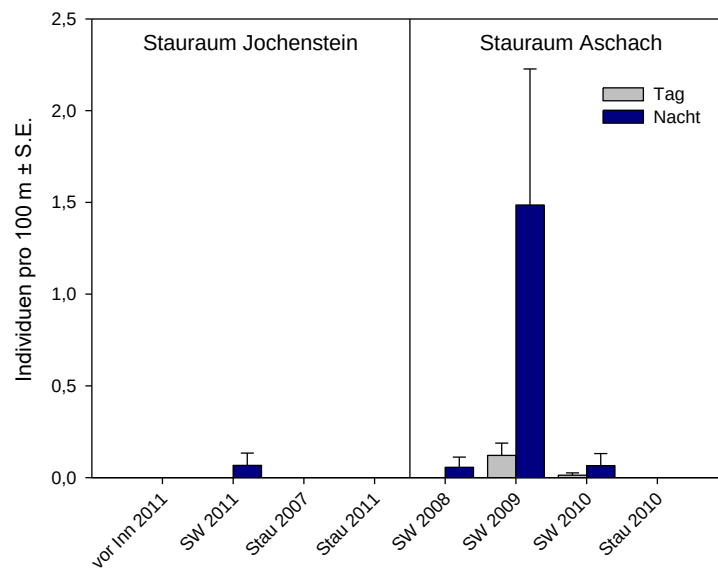


Abbildung 45: CPUE des Donau-Stromgründlings bei Elektrofischungen mit dem Anodenrechen im Oberen Donautal; SW .. Stauwurzel

In den 1980er/1990er Jahren waren die Dichten der Art noch deutlich höher (ZAUNER, PINKA & MOOG, 2001). Aufgrund einer ausgeprägten Nischenüberlappung mit den Grundeln der Gattung *Neogobius* können ähnlich wie im Fall der Koppe auch für diese FFH-Art Konkurrenz- bzw. Verdrängungsphänomene durch diese Neozoen angenommen werden. Dies wird anhand eines langjährig leicht negativen Trends bei Langleinenerhebungen (siehe Abbildung 46) weniger ausgeprägt angezeigt als auf Basis von Elektrofischungen.

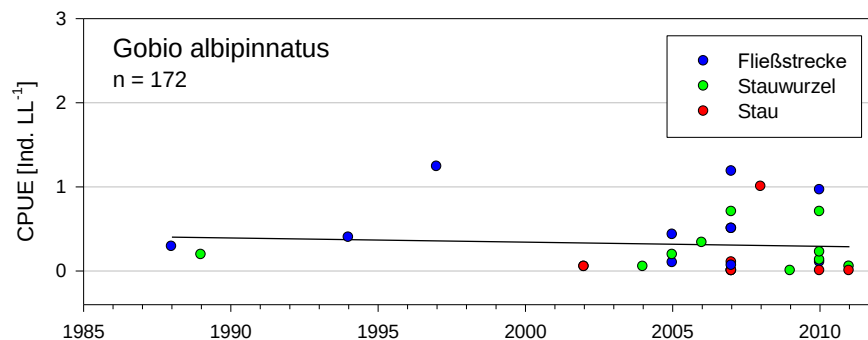


Abbildung 46: Zeitliche Entwicklung des CPUE des Donau-Stromgründlings bei Langleinenerhebungen an der österreichischen Donau.

In beiden Stauwurzeln wurden 2-3 Altersgruppen nachgewiesen, in den zentralen Stauen nur eine Altersgruppe. Die Abundanz von 0+ Individuen bei den Jungfischerhebungen kann unter der Annahme einer Wirkbreite eines Befischungspunktes (point abundance) von 0,4 m (ergibt eine befischte Fläche von 0,50 m²) abgeschätzt werden und würde damit in der Stauwurzel Aschach unter 0,01 Individuen pro m² liegen, im Stau Aschach knapp dar-

über. In der Stauwurzel Jochenstein wurden etwas höhere 0+ Dichten gefunden, im zentralen Stau Jochenstein gelang hingegen nur ein Einzelnachweis eines Weißflossengründlings.

Im Inn-Unterlauf wurden 2008 keine Weißflossengründlinge nachgewiesen. In der Donau stromauf der Inn-Mündung sowie im Ilz-Unterlauf gelang der Fang einiger juveniler Exemplare.



Abbildung 47: 0+ Weißflossengründling (Ende Oktober) aus der Ilz-Mündungsstrecke

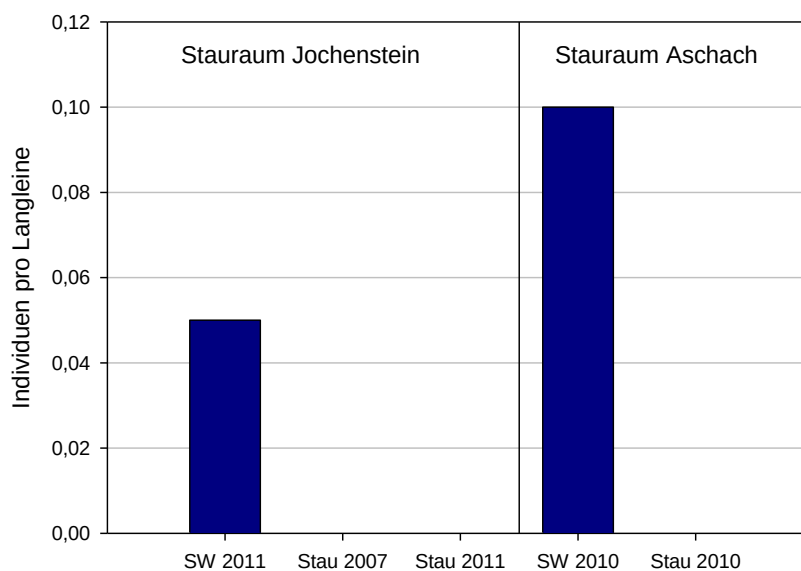


Abbildung 48: CPUE des Donau-Stromgründlings bei Langleinenerhebungen im Oberen Donautal; SW .. Stauwurzel.

Der Weißflossengründling ist eine typische Fischart des vorliegenden FFH-Gebietes, die hier eine signifikante Population ausbildet und alle Teilstrecken des Gebietes besiedelt. Deshalb sollte die Art in den Standarddatenbogen aufgenommen werden.

4.4.3 Donau-Kaulbarsch, *Gymnocephalus baloni* (EU Code Nr. 2555)

Schutzstatus EU: Anhänge II, IV FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Ungefährdet

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Daten defizitär

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Vulnerable



Abbildung 49: Adulter Donaukaulbarsch aus der Donau bei Engelhartzell.

Die Art wurde aufgrund der Ähnlichkeit zum gewöhnlichen Kaulbarsch, *Gymnocephalus cernuus*, erst im Jahr 1974 beschrieben (HOLČÍK & HENSEL, 1974) und in den darauf folgenden Jahrzehnten sukzessive in Donauabschnitten in Österreich und Bayern entdeckt.

Donaukaulbarsche werden bei Elektrofischungen in der Donau in der Regel nur äußerst selten gefangen (vgl. RATSCHAN & ZAUNER, 2012).

Das Verbreitungsgebiet reicht in der bayerischen Donau noch mehr als 250 Fluss-km stromauf der Grenze zu Österreich bis nach Oberbayern. Der am weitesten flussauf bekannte Nachweis liegt im Oberwasser der Staustufe Bittenbrunn bei Fluss-km 2486 (Mittlg. K. SEIFERT, 2012). Daneben sind aus einem kleinen Teil des Unteren Inns (bis KW Schärding-Neuhaus) inkl. Unterlauf der Rott Donaukaulbarsche dokumentiert.

Auch in Donauabschnitten, wo durch andere Methoden größere Populationen von Donaukaulbarschen belegt wurden (z. B. durch Reusen im Altarm Schönbühel, der an der österreichischen Fließstrecke Wachau liegt; ZAUNER & PINKA, 1998), gelangen bei Elektrofischungen im Hauptstrom nur sehr selten Nachweise. Diese geringe Nachweisfrequenz ist wahrscheinlich neben einer möglicherweise geringen Dichte auch mit einer einzelgängerischen, versteckten Lebensweise dieser Art zu erklären, wie sie von VIDA & SPECIÁR (1995) beschrieben wird.

Auch bei Langleinenerhebungen an der österreichischen Donau waren in der Regel nur sehr vereinzelt Donaukaulbarsche nachweisbar (siehe Tabelle 39, Abbildung 50). Dementsprechend liegt der CPUE in der Regel bei maximal 0,2 Ind. pro Langleine, meist aber bei Null. Ein langjähriger Trend ist auf Basis dieser Datenlage nicht aussagekräftig. Die Erhebung von CSAR & GUMPINGER (2009) im Hüttinger Altarm stellt sowohl im Hinblick auf das beprobte Habitat (Altarm anstelle des sonst beprobten Hauptstroms), den Termin (April, Mai) als auch den hohen CPUE von 2 Ind. pro Langleine (total 14 Individuen gefangen) ein Unikum dar. Offensichtlich wurden dabei in den Altarm im Rahmen einer Laichmigration einwandernde und daher konzentriert auftretende Donaukaulbarsche angetroffen (vgl. ZAUNER & PINKA, 1998; SILIGATO, 1999).

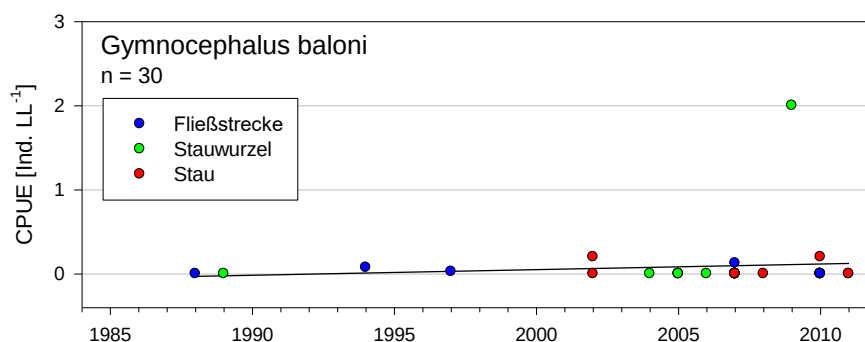


Abbildung 50: Zeitliche Entwicklung des CPUE des Donaukaulbarsches bei Langleinenerhebungen an der österreichischen Donau.

Im Gebiet wurde im Stau Jochenstein im Rahmen der GZÜV 2007 ein einzelner Donaukaulbarsch im Blockwurf bei Kasten nachgewiesen (ZAUNER & RATSCHAN, 2008). Bei den Erhebungen 2011 gelang der Nachweis von zwei 0+ Exemplaren bei Multimesh-Erhebungen im Mündungsbereich des Schilddorfer Altarms.

Im Aschacher Stauraum gelang der Erstnachweis bereits im Jahr 1998 (ZAUNER, PINKA & MOOG, 2001). Die Art wurde 2008 durch den Fund eines 0+ Individuums auf der Kiesbank Dandlbach bestätigt und damit wurde gleichzei-

tig ein Reproduktionsnachweis erbracht. Die Erhebungen 2010 ergaben in der Stauwurzel Aschach 3 Funde, die bei den elektrofischereilichen Jungfischerhebungen auf den künstlich geschaffenen Kiesbänken (75 und 90 mm Totallänge) sowie mit einem Kiemennetz im Wehrkolk KW Jochenstein (110 mm TL) erbracht wurden. Der Wehrkolk ist durch Felsstrukturen und zur Sohlsicherung eingebrachte Drahtkörbe struktureich ausgestaltet und bietet gute Versteckmöglichkeiten.

Tabelle 39: Nachweise von Donaukaulbarschen mit Langleinen in Zuge verschiedener Erhebungen (eigene Daten aus der österreichischen Donau; berücksichtigt ab 1994).

Donau-Abschnitt	Leinen	Nachweiszahl	CPUE [Ind. pro LL]
Fließstrecken	335	10	0,03
Stauwurzeln	105	14	0,13
Staubereiche	64	2	0,03
Stauwurzel KW Jochenstein	20	0	0,00
Stau KW Jochenstein	20	0	0,00
Stauwurzel KW Aschach	20	0	0,00
Stau KW Aschach	20	4	0,20

Tabelle 40: Anzahl im Rahmen verschiedener Erhebungen im Gebiet gefangener Donaukaulbarsche.

Abschnitt	Jahr	Ind.	davon 0+	TL [mm]	Projekt
Donau KW Kachlet bis Inn	2010	0	0	-	Neozoen
Donau KW Kachlet bis Inn	2011	0	0	-	ES Riedl
Inn Unterlauf	2008	0	0	-	WRRL Bayern
Ilz Unterlauf	2011	0	0	-	ES Riedl
Stauwurzel KW Jochenstein	2004	0	0	-	Lände Lindau
Stauwurzel KW Jochenstein	2011	2	2	60-70	ES Riedl
Stau KW Jochenstein	2007	1	1	75	WRRL Österreich
Stau KW Jochenstein	2007/08	0	0	-	WRRL Bayern
Stau KW Jochenstein	2008	0	0	-	Museum München
Stau KW Jochenstein	2011	0	0	-	ES Riedl
Stauwurzel KW Aschach	2010	3	0	75-110	ES Riedl
Stauwurzel KW Aschach	2008/09	1	1	55	Museum München
Stau KW Aschach	2010	4	0	135-155	ES Riedl

Im Vergleich mit sehr umfangreichen Referenzdaten kann sowohl der CPUE bei den Elektrofischungen in der Stauwurzel als auch der CPUE bei den Langleinenerhebungen im Stau Aschach als vergleichsweise hoch angesehen werden (siehe oben). Die Tatsache, dass zum Nachweis in der Stauwurzel die Elektrofischungen erfolgreich waren, nicht jedoch im Stau, kann plausibel mit den höheren Wassertiefen im ufernahen Bereich des Staues erklärt werden. Vor diesem Hintergrund ist im Projektgebiet von einem besseren Bestand dieser FFH-Art als in anderen Donauabschnitten auszugehen, wenngleich bei derart geringen Nachweiszahlen hohe statistische Unsicherheiten verbleiben. Für definitivere Angaben wären aufwändige Reusenerhebungen im Bereich von Altarmmündungen am ehesten Erfolg versprechend.

Der Donaukaulbarsch ist wie der Weißflossengründling eine typische Fischart des vorliegenden FFH-Gebietes, die hier eine signifikante Population ausbildet und sollte deshalb jedenfalls in den Standarddatenbogen aufgenommen werden. Das Gebiet umfasst einen wesentlichen Teil des Verbreitungsgebiets der Art in Deutschland und liegt in einem wichtigen Vernetzungspunkt der Teilbestände im Unteren Inn und der Donau.

4.4.4 Sichling, Ziege, *Pelecus cultratus* (EU Code Nr. 2522)

Schutzstatus EU: Anhänge II, V FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Vom Aussterben bedroht

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Vom Aussterben bedroht

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Near threatened



Abbildung 51: Sichling aus der Donau bei Jochenstein (Hintergrund: Engelhartzell).

Der Sichling wird bereits bei historischen Autoren für Bayern („*Donau, aber höchst selten*“; SCHRANK, 1798) bzw. für den Bereich Passau („*wird fast alljährlich in einzelnen Exemplaren dahier gefangen*“; LORI, 1871) genannt. Diese Autoren gingen davon aus, dass der Sichling saisonal aus der Mittleren / Unteren Donau eingewandert ist. Später schreibt LASSLEBEN (1970), dass er „nur eine Fangmeldung kenne“, und zwar vom Fischermeister Köck in Passau.

Auch in den letzten Jahrzehnten wurden im Oberen Donautal trotz umfangreicher Erhebungen nur sehr sporadisch Sichlinge nachgewiesen (siehe Tabelle 41). Aus dem Stau Jochenstein war bisher kein aktueller Nachweis bekannt. Der Fang eines Individuums 2011 mittels Multimesh-Netz im Betriebshafen Grünau (links Ufer, Strom-km 2205,7) stellt den Erstrnachweis in jüngerer Zeit dar.

Aber auch in anderen Donauabschnitten gelingen Fänge dieser das Freiwasser bewohnenden Art nur mit geringer Stetigkeit. Entweder die Art kommt nur in sehr geringen Dichten vor, oder es sind sowohl historisch als auch aktuell methodische Ursachen bzw. die Habitatwahl der Art im uferferneren Freiwasser der Grund, wieso der Sichling so selten nachgewiesen wird.

Tabelle 41: Nachweise von Sichlingen im Oberen Donautal.

Jahr	Anzahl	Totallängen	Methode(n)	Bereich
1998	0	-	-	-
1998	4	ca. 300	Elektrobefischung Anodenrechen	Stauwurzel Aschach
2008	1	410	Elektrobefischung Anodenrechen	Dandlbach Stauwurzel Aschach
2009	1	390	Elektrobefischung Anodenrechen	Jochenstein Stauwurzel Aschach
2010	1	320	Langleine	Stau Aschach Biotop Kaiser
2011	1	290	Multimesh Netz	Betriebshafen Grünau Stau Jochenstein

Nachweise von *Pelecus* mittels Langleinen – wie 2010 im Stau Aschach - sind mehrfach auch im Rahmen anderer Studien gelungen (z. B. ZAUNER ET AL. 2007). Dabei ist völlig unklar, ob die Tiere die an der Sohle ausgelegten Köder genommen haben oder während des Anköderns oder Einholen der Leine nahe der Oberfläche gebissen haben.

Im Zuge des Monitorings des Umgehungsgerinnes beim Donaukraftwerk Wien Freudenua konnte der Aufstieg von 288 Sichlingen dokumentiert werden, also eine überaus ausgeprägte Einwanderung (EBERSTALLER ET AL. 2001). In der Fließstrecke östlich von Wien gelingen hingegen nur vereinzelt Nachweise im Rahmen von Elektrobefischungen.

Innerhalb Deutschlands sind sporadische Sichlingvorkommen nur im vorliegenden FFH-Gebiet, einigen weiteren Donauabschnitten sowie an der Ostseeküste belegt (FREYHOF 2009). Das vorliegende FFH-Gebiet deckt somit einen großen Teil des bekannten Verbreitungsgebietes innerhalb Deutschlands ab, weshalb die Art in den SDB aufgenommen werden sollte.

4.4.5 Perlfisch, *Rutilus frisii meidingeri* (EU Code Nr. 1139)

Gültiges Taxon gem. KOTTELAT & FREYHOF (2007): *Rutilus meidingeri*

Schutzstatus EU: Anhänge II,V FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Vom Aussterben bedroht

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Vom Aussterben bedroht

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Endangered



Abbildung 52: Bei Engelhartzell gefangener Perlfisch (ZAUNER & RATSCHAN, 2005a).

In Deutschland ist das Vorkommen des Perlfischs ausschließlich aus dem Chiemsee bekannt. Aus Fließgewässern ist die Art lediglich durch einen Einzelnachweis aus der Alz (Ausrinn des Chiemsees) bekannt (SCHMALL & RATSCHAN, 2009).

Allerdings ist auf Basis mehrerer Anglerfänge im Jahr 2004 aus der Donau im Bereich von Engelhartzell eine Population an Perlfischnen belegt, die kaum durch Abdrift aus den Voralpenseen (österreichisches Traun-Einzugsgebiet) erklärt werden kann (ZAUNER & RATSCHAN, 2005a). Aufgrund der Lage in der Grenzstrecke sind diese Nachweise auch für das gegenständliche Gebiet relevant.

Genetische Analysen von Donau-Perlfischen bestätigen eine Differenzierung von den Seen-Beständen (SCHREMPF, 2006), sodass von einer eigenständigen Donaupopulation auszugehen ist. Eine aktuelle Zusammenfassung zum aktuellen Wissen über die Perlfisch-Populationen findet sich bei SCHMALL & RATSCHAN (2009).

Vereinzelte Nachweise von Perlfischen gelangen wiederkehrend auch weiter stromab in der Donau, wobei eine sehr geringe Fangwahrscheinlichkeit bei Elektrofischungen auffällt. Ähnlich wie beim Sichling ist nicht klar, ob eine geringe Dichte des Bestands oder die Habitatwahl der Art zu der geringen Nachweisbarkeit mit dieser Methode führt. Im Stauraum Aschach wurden den Autoren seit den Nachweisen 2004 keine Fänge mehr bekannt, ebenso wenig im Zuge der Erhebungen 2008 – 2011.

Aufgrund der Tatsache, dass es sich um den de facto einzigen bekannten Fließgewässer-Lebensraum der Art in Deutschland handelt, ist zu empfehlen, die Art in den Standarddatenbogen aufzunehmen.

4.4.6 Spanische Flagge, *Euplagia quadripunctaria* (EU Code Nr. 1078)



Abbildung 53: Spanische Flagge an Wasserdost

Die prioritäre FFH-Schmetterlingsart „Spanische Flagge“ gehört zu den Bärenspinnern und kommt von Spanien und Süd-England bis Russland und Vorderasien vor, in Deutschland vor allem in den wärmebegünstigten Weinbau-Regionen (Rheinland-Pfalz, Baden-Württemberg, Franken). Die Art be-

nötigt feucht-warme Gebiete, die aber im Sommer Bereiche mit schattenkühlem Milieu enthalten, meist gewährleistet durch Hohlwege, Tobel, Schluchten usw. („Hitzevlüchter“). In Bayern kann der tag- und nachtaktive Falter in feuchten Schlagfluren und entlang von hochstaudenreichen Waldwegen auf Blüten seiner Hauptnahrungspflanze, dem Wasserdost (*Eupatorium cannabinum*), beobachtet werden, mit dessen Blütezeit seine Flugzeit (Mitte Juli bis Ende August) zusammenfällt. Die Raupen leben in schattigen, feuchten, hochstaudenreichen Taleinschnitten. Sie sind recht polyphag z. B. an Taubnessel, Brennessel, Weidenröschen oder Hasel, fressen aber bevorzugt an Himbeere (*Rubus idaeus*) und Fuchs'schem Greiskraut (*Senecio fuchsii*).

Die Spanische Flagge kommt bis in den unmittelbaren Uferbereich der Donau zwischen Passau und Jochenstein in unterschiedlicher Häufigkeit vor. Sie nutzt hier offene Stellen mit Wasserdost zur Nahrungsaufnahme.

Die Art ist Standarddatenbogen nicht gemeldet. Daher wird auf eine detaillierte Herleitung des Erhaltungszustandes verzichtet. Ein Nachtrag im SDB für das Gebiet erscheint nicht sinnvoll, da sich die eigentlichen Habitate mit dem Hauptvorkommen im direkt angrenzend FFH-Gebiet „Donauleiten von Passau bis Jochenstein“ befinden.

4.4.7 Semling, *Barbus meridionalis*, (EU Code Nr. 1138)

Gültiges Taxon: *Barbus* c.f. *balcanicus*

Schutzstatus EU: Anhänge II, V FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Nicht eingestuft

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Nicht eingestuft

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Critically endangered



Abbildung 54: Der bei Engelhartzell gefangene Semling.

Die taxonomische Zuordnung der „kleinen Barbenarten“, die in Österreich vorkommen, ist derzeit noch nicht vollständig geklärt. Nach KOTLIK ET AL. (2002) handelt es sich bei den Semlingen in der Südsteiermark (Mur-Einzugsgebiet) wahrscheinlich um *Barbus balcanicus*. Der bei Engelhartzell nachgewiesene Semling ähnelt jenen in der Südsteiermark stark. Es könnte sich dabei nach KOTLIK ET AL. (2002) möglicherweise aber auch um *Barbus carpathicus* handeln. Aufgrund dieser taxonomischen Unsicherheiten wurde vorgeschlagen (ETC/BD, 2011), die österreichischen „Semlinge“ derzeit für die Berichtspflicht nach FFH-Richtlinie als Schutzgut *Barbus meridionalis* zu führen (bisher: *Barbus peloponnesius*).

Ursprünglich dürfte die Art in der österreichischen Donau nicht selten gewesen sein (WALLNER, 1953). Bisher wurde im Oberen Donautal nur ein Einzelnachweis des Semlings erbracht, und zwar im Jahr 1998 (ZAUNER, 1998; siehe Abbildung 54). Dieses Exemplar ist als Beleg im Biologiezentrum in Linz (Nr. 1998/181) konserviert. Der unmittelbare Fangort liegt zwar auf österreichischem Staatsgebiet, weil es sich dabei aber um eine Grenzstrecke mit Deutschland handelt ist er aber jedenfalls auch für das ggst. FFH-Gebiet relevant. Trotz recht umfangreicher Erhebungen seit dieser Zeit konnte der Nachweis allerdings nicht mehr wiederholt werden, auch nicht in anderen österreichischen Donauabschnitten.

Für den Einzelnachweis bei Engelhartzell wurden 2 plausible Hypothesen aufgestellt (RATSCHAN & ZAUNER, 2008):

- es handelte sich um ein reliktäres Exemplar eines ehemaligen Bestandes
- es handelt sich um ein Exemplar, das aus einem Bestand stromauf abgedriftet/abgewandert ist.

Angesichts der seit mittlerweile 13 Jahre fehlenden Bestätigung des Einzelnachweis trotz umfangreicher Erhebungen ist mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht (mehr) von einem Bestand bzw. von einer signifikanten Population auszugehen. Eine Wiederansiedelung ist aufgrund des geringen Wissenstands über die historische Verbreitung, die genaue Artzugehörigkeit und die autökologischen Ansprüche kaum sinnvoll. Eine Aufnahme in den SDB erscheint daher derzeit nicht gerechtfertigt.

4.4.8 Koppe, Groppe, *Cottus gobio* (EU Code Nr. 1163)

Schutzstatus EU: Anhang II FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Ungefährdet

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Vorwarnliste

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Near threatened



Abbildung 55: Koppe, *Cottus gobio*

Nachweise von Koppen in der Donau sind in den letzten Jahren eher selten. Vor Ankunft der Neozoen-Arten aus der Familie Gobiidae (seit 2002 massenhaft im Oberen Donautal) waren auch in der Donau Bestände von Koppen vorhanden. Im Oberen Donautal wurden aber auch im Zuge älterer Studien nur einzelne Koppen dokumentiert (z.B. 1 Stück 1989, WAIDBACHER ET AL. 1991). Der Verbreitungsschwerpunkt der Art liegt im Rhithral bzw. in kleineren Fließgewässern. Wahrscheinlich sind auch Konkurrenzphänomene bzw. eine Verdrängung durch die ähnlich eingemischten *Neogobius*-Arten mit dafür verantwortlich, dass die Koppe in der Donau aktuell nur noch so selten nachweisbar ist.

Im Zuge der Erhebungen 2011 wurden im Stauraum Aschach keine Koppen nachgewiesen, auch nicht im Zubringer Dandlbach/Aubach. Es gelang aber ein Einzelnachweis im Zuge einer wissenschaftlichen Untersuchung im Blockwurf gegenüber Engelhartzell (BRANDNER, pers. Mittl. 2010). Im Stauraum Jochenstein wurden mit Ausnahme eines Einzelfanges 2011 im Blockwurf des zentralen Staus bei Pyrawang keine Koppennachweise erbracht, ebenso wenig in der Donau vor der Inn-Mündung. Dies zeigt, dass die Art im Gebiet derzeit selten ist.

Im Unterlauf der Ilz kommt ein Koppenbestand vor. Aufgrund von Einflüssen wie dem Geschiebedefizit sowie der Fragmentierung des Lebensraums

durch die Stauung der Kraftwerke Hals und Oberilzmühle sind die Dichten aber deutlich geringer als stromauf dieser Bauwerke (unveröff. Daten ezb-TB Zauner).

Es ist nicht davon auszugehen, dass gemäß der gängigen Bewertungsmethoden durch Maßnahmen ein günstiger Erhaltungszustand des Schutzgutes Koppe in der Donau selbst zu erreichen ist. Verbesserungen sind aber im Unterlauf bzw. den Mündungsbereichen der Zubringer möglich.

Die Koppe ist im vorliegenden FFH-Gebiet wesentlich seltener als innerhalb ihres Verbreitungsschwerpunktes in rhithralen Gewässern, weshalb eine Aufnahme in den SDB nicht vorrangig notwendig erscheint.

4.4.9 Kesslergründling, *Gobio kessleri* (EU Code Nr. 2511)

Gültiges Taxon nach KOTTELAT & FREYHOF (2007): *Romanogobio kessleri*

Schutzstatus EU: Anhang II FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Nicht eingestuft

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Daten defizitär

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Endangered



Abbildung 56: Gründling mit „*R. kessleri*“-Habitus

Der Kesslergründling wurde im Zuge der EU-Osterweiterung neu in den Anhang II der FFH-Richtlinie aufgenommen. Die Art gehört zu den am schwierigsten zu bestimmenden Fischen der heimischen Fauna. Bisher wurden dazu morphometrische Merkmale verwendet, die den im Vergleich zu *Romanogobio vladkovi* schlankeren Körperbau von *kessleri* abbilden, sowie als zählbares Merkmal die Anzahl von Gabelstrahlen in der Dorsalis. Letzteres Merkmal ist aufgrund unterschiedlicher Zugänge verschiedener Bearbeiter darüber, wie auf einer gemeinsamen Pterygiophore basierende Gabelstrahlen zu zählen sind, ebenfalls problematisch.

Im Stauraum Aschach wurde anhand dieser Merkmale vereinzelt Kesslergründlinge bestimmt, und zwar 1998 (ZAUNER, PINKA & MOOG, 2001) und 2008 (SCHLIEWEN & NEUMANN, 2009); letztere sind in der Zoologischen Staatssammlung München konserviert (Beleg Nr. 38584; 38577).

Auf Basis von vorläufigen molekulargenetischen Ergebnissen unter Einbezug der o.g. Belege lassen sich Determinationen anhand der morphologischen Merkmale nicht bestätigen. Eine klare Auftrennung von *vladykovi*- und *kesslerii*- Linien war anhand von Sequenzen der mitochondrialen DNA nicht möglich (NEUMANN, schriftl. Mittlg. 2012). Zusätzlich finden sich Hinweise auf Hybridisierung zwischen verschiedenen Gründlingen.

Diese neuen Erkenntnisse lassen die bisherigen Nachweise dieser FFH-Art in einem unsicheren Licht erscheinen. Es muss daher offen bleiben, ob das Schutzgut *Gobio kessleri* im Sinne der FFH-Richtlinie im Gebiet überhaupt vorkommt bzw. vorgekommen ist. Auch Nachweise des Schutzgutes in anderen Gewässern sind zu hinterfragen bzw. können nicht mit ausreichender Sicherheit von anderen Gründlingsarten, vor allem *Romanogobio vladykovi*, unterschieden werden. Eine seriöse Beurteilung des Erhaltungszustandes dieses Schutzgutes ist aus Sicht der Autoren derzeit weder im Gebiet noch in der gesamten kontinentalen Bioregion möglich.

Eine Aufnahme in den SDB erscheint daher nicht empfehlenswert, zumindest bis die taxonomischen und biogeografischen Unsicherheiten geklärt sind.

5 Sonstige naturschutzfachlich bedeutsame Biotope und Arten

Arten des Anhangs V der FFH-Richtlinie

Neben den in Anhang II genannten Schutzgütern sind im Gebiet auch drei Anhang V-Arten nachgewiesen. Von diesen drei Arten ist das Vorkommen des Sterlets von besonderer naturschutzfachlicher Bedeutung, da es sich sehr wahrscheinlich um die letzte selbsterhaltende Population dieser Art in Mitteleuropa handelt.

Tabelle 42: Weitere naturschutzfachlich relevante Arten im Gebiet.

Wissenschaftlicher Name:	Deutscher Name:
<i>Acipenser ruthenus</i>	Sterlet
<i>Barbus barbus</i>	Barbe
<i>Thymallus thymallus</i>	Äsche

Sterlet, *Acipenser ruthenus*

Schutzstatus EU: Anhang V FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Vom Aussterben bedroht

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Vom Aussterben bedroht

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Critically endangered



Abbildung 57: Im Unterwasser KW Jochenstein 2009 gefangener Sterlet (4.8.2008; Totallänge 505 mm).

Beim Sterlet handelt es sich um eine Art, die nur im Anhang V der FFH-Richtlinie gelistet ist (wie alle anderen heimischen Acipenseridenarten, die

nicht ausdrücklich in anderen Anhängen geführt sind). Er ist in den nationalen Roten Listen durchwegs in der höchsten Gefährdungskategorie gelistet.

Im Unterwasser KW Jochenstein besteht eine Population des Sterlets, die seit Jahrzehnten bekannt ist (ANONYMUS, 1953; ZAUNER, 1997; REINARTZ, 2003). Es handelt sich dabei um den letzten sich selbst erhaltenden Bestand dieser nicht anadromen Störart in Mitteleuropa. Natürliche Reproduktion ist durch Fänge von kleineren Individuen belegt sowie durch die Tatsache, dass sich die Fänge durch die Netzfischerei seit Jahrzehnten auf einem – soweit dies auf Basis der Eindrücke der Fischer gesagt werden kann – stabilen Niveau bewegen.

Die natürliche Reproduktion dieser Sterletpopulation wurde auch indirekt durch die Hybridisierung mit dem Sibirischen Stör (*Acipenser baerii*) belegt. Diese ursprünglich nicht heimische Art ist aus nicht im Detail bekannten Quellen in die Donau gelangt und hat sich dort offensichtlich mit der Störpopulation vermischt. Es wurde bei einer Untersuchung im Jahr 2007 ein hoher Anteil an Hybriden zwischen *Acipenser ruthenus* und *Acipenser baerii* gefunden (LUDWIG ET AL. 2009). Diese Hybriden sind in der Aquakultur nicht üblich, sodass ihr Vorkommen eine Reproduktion in freier Wildbahn belegt. Von den 14 bei LUDWIG ET AL. mit morphologischen und molekulargenetischen Methoden untersuchten Individuen aus der Donau im Unterwasser KW Jochenstein waren 5-6 Exemplare als Hybride anzusprechen, ein Individuum als reinrassiger Sibirischer Stör, und 7 Stück als reinrassige Sterlets.

Von entsprechend erfahrenen Bearbeitern kann die Determination von reinrassigen Exemplaren und Hybriden aufgrund äußerlicher Merkmale erfolgen. Nach der Untersuchung von LUDWIG ET AL. wurden durch die Autoren im Gebiet viele weitere Acipenseriden nachgewiesen, bzw. wurden durch die Berufsfischerei gefangene und kurzzeitig gehaltene Tiere begutachtet. Diese Exemplare sind überwiegend als reinrassige Sterlets erkennbar (z.B. Abbildung 57). Es ist daher davon auszugehen bzw. zu hoffen, dass die Hybridisierungen eine kurzfristige Erscheinung waren, die vor allem in einem beschränkten Zeitraum vor der Probennahme der von LUDWIG ET AL. (2009) untersuchten Exemplare aufgetreten ist.

Allerdings ist zwischenzeitlich eine weitere Gefährdung des autochthonen Sterletstamms eingetreten. Im Rahmen eines groß angelegten Projektes wird derzeit versucht, den Sterlet in Bayern wieder anzusiedeln (RING, 2009). Dazu wurden in den letzten Jahren mehrere tausend juvenile Sterlets in der Oberpfalz im mündungsnahen Bereich von Regen, Naab und Schwarzer Laber besetzt. Dazu wurden donaustämmige Besatzfische in den Längen von ca. 22-25 cm verwendet.

Erstaunlicher Weise sind zwei dieser Besatztiere im Jahr 2011 im Unterwasser KW Jochenstein wieder gefangen worden. Anhand der Markierung am Bauch (siehe Abbildung 58) konnte der Besatzort Schwarze Laber (Mündung bei Donau-km 2388, also 185 km stromauf) rekonstruiert werden. Diese Nachweise zeigen, dass der Bereich im Unterwasser KW Jochenstein offensichtlich generell für Acipenseriden eine hohe Attraktivität aufweist, weil sogar großräumig abgewanderte Besatzfische sich hier einstellen.

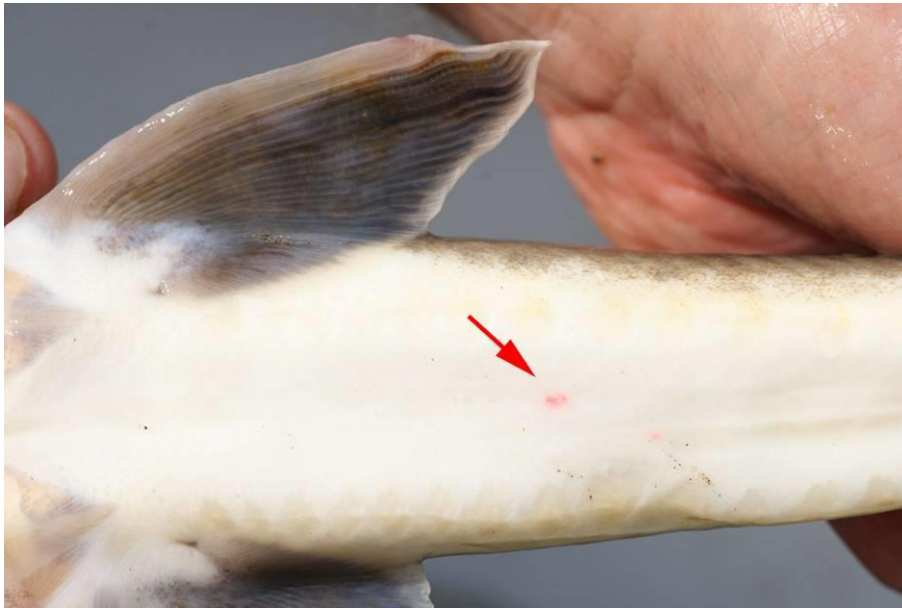


Abbildung 58: Unterseite eines besetzten Sterlets mit Farbmarkierung (siehe Pfeil); Totallänge 415 mm; gefangen im Unterwasser KW Jochenstein im Herbst 2011.

Gerade bei kleinen Populationen wie dem lokalen Sterletbestand besteht die Gefahr, dass durch massive Einmischung von standortfremden Exemplaren genetisch weniger gut angepasste Nachkommen entstehen als der langfristig angepasste Stamm hervorbringt („outbreeding depression“). Lokal adaptierte Gene oder Allelkombinationen können dadurch verloren gehen (LUDWIG ET AL. 2009). Derartige Probleme können auch dann nicht ausgeschlossen werden, wenn wie im gegenständlichen Fall donaustämmiges Besatzmaterial verwendet wird (die besetzten Tiere stammen aus einem Sterletstamm aus der Mittleren / Unteren Donau).

Nach Auskünften von Fischereiberechtigten wurden extrem selten Sterlets auch im Stauraum Jochenstein gefangen. Es könnte sich dabei prinzipiell entweder über die Schleusen aus der Stauwurzel Aschach aufgestiegenen Tiere, oder um weiter stromauf in den Einzugsgebieten der Donau bzw. des Inn besetzte Tiere unbekannter Herkunft (oder auch Störe unterschiedlicher Artzugehörigkeit) handeln. Historisch kam der Sterlet auch im Bereich Passau vor, beispielsweise berichtete SIEBOLD (1863), dass bei Passau „all-

jährlich drei bis vier Sterlete gefangen“ werden, und noch kurz vor Errichtung des KWs Jochenstein wurde ein Exemplar im Bereich der Kräutelssteinbrücke gefangen (ANONYMUS, 1953).

Über die Mikro- und Mesohabitatwahl des Sterlets im Gebiet ist nur sehr wenig bekannt. Aufgrund der Tatsache, dass bei Elektrofischungen in ufernahen Bereichen trotz eines seit Ende der 1980er Jahren insgesamt sehr hohen Erhebungsumfangs nie Sterlets gefangen wurden, ist mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit von einer uferfernen, tiefen Habitatwahl sowohl adulter als auch juveniler Altersstadien auszugehen. Darüber hinaus war eine Verortung von Laicharealen und Jungfischhabitaten bisher nicht möglich.

Seit dem Jahr 2013 läuft im Gebiet ein umfangreiches Projekt zur Erhebung von Grundlagen zum Erhalt des Sterlets im Oberen Donautal. Durch Methoden wie Fang-Wiederauffang, Individualmarkierung, Telemetrie etc. sind in den nächsten Jahren Ergebnisse zu wichtigen Fragen wie Habitatnutzung, Lage von Laichplätzen und Winterhabitaten etc. zu erwarten (RATSCHAN ET AL. 2014).

Barbe, *Barbus barbus*

Schutzstatus EU: Anhang V FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Nicht gefährdet

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Stark gefährdet

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Near threatened



Abbildung 59: Große, adulte Barbe, gefangen mit einer Langleine in der Stauwurzel Jochenstein.

Tabelle 43: Anzahl im Rahmen verschiedener Erhebungen gefangener Barben.

Abschnitt	Jahr	Ind.	davon 0+	TL [mm]	Projekt
Donau KW Kachlet bis Inn	2010	3	3	55-70	Neozoen
Donau KW Kachlet bis Inn	2011	7	0	475-590	ES Riedl
Inn Unterlauf	2008	11	0	400-600	WRRL Bayern
Ilz Unterlauf	2011	0	0	-	ES Riedl
Ilz Unterlauf	2007/08	4	2	≥60-≤400	WRRL Bayern
Stauwurzel KW Jochenstein	2004	21	2	85-665	Lände Lindau
Stauwurzel KW Jochenstein	2011	37	3	75-720	ES Riedl
Stau KW Jochenstein	2007	5	0	450-555	WRRL Österreich
Stau KW Jochenstein	2007/08	1	1	50	WRRL Bayern
Stau KW Jochenstein	2008	1	0	490	Museum München
Stau KW Jochenstein	2011	1	1	100	ES Riedl
Stauwurzel KW Aschach	2010	40	26	15-590	ES Riedl
Stauwurzel KW Aschach	2008/09	40	6	35-530	Museum München
Stau KW Aschach	2010	13	13	15-45	ES Riedl

Die Verteilung der Fänge bzw. der Altersstadien dieser rheophilen Art zeigt deutliche Unterschiede zwischen den beiden Stauwurzeln und Staubereichen.

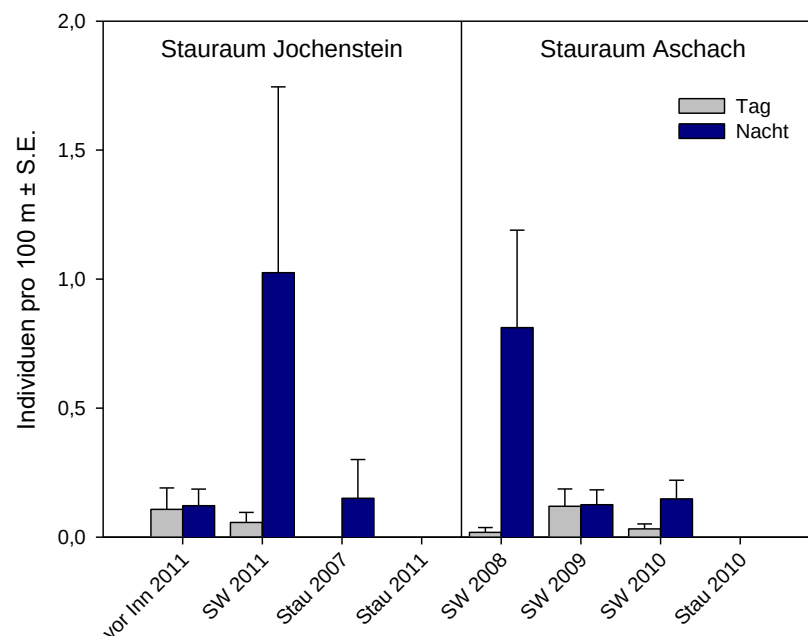


Abbildung 60: CPUE der Barbe bei Elektrofischungen mit dem Anodenrechen im Oberen Donautal; SW .. Stauwurzel.

In der Donaustrecke stromauf der Innmündung wurden 2011 ausschließlich adulte Barben gefangen. In der anschließenden Stauwurzel Jochenstein wurde eine mäßig gute Population adulter Barben, hingegen nur geringe Anteile von 0+ dokumentiert. Im zentralen Stau Jochenstein konnten mit Ausnahme eines Einzelnachweises keine Barben gefunden werden. Bei älteren Erhebungen war die Art im Stau Jochenstein ebenfalls sehr selten nachzuweisen.

In der Stauwurzel Aschach wurde ein geringer Bestand adulter Barben dokumentiert. Die intensiveren Jungfischerhebungen erbrachten allerdings eine deutlich höhere Zahl an 0+ Barben. In den Jahren 2008 und 2009 konnten bei Elektrobefischungen in der Stauwurzel – vor allem in der Nacht – dichtere Barbenbestände gefunden werden (Abbildung 61).

Im zentralen Stau Aschach konnten bei den Jungfischerhebungen einige 0+ Barben gefangen werden.

Die Langleinenfänge zeigen ein sehr ähnliches Bild über den Bestand adulter Barben im Gebiet (Abbildung 63). Während in der Jochensteiner Stauwurzel 12 Individuen pro 20 Leinen gefangen wurden, belief sich der Fang in der Aschacher Stauwurzel bei identischem Befischungsaufwand nur auf 3 Stück. In beiden Stauen konnten 2011 mit den Langleinen keine Barben nachgewiesen werden.

Trotz des Einsatzes von Kiemennetzen, Langleinen und nächtlichen Elektrobefischungen – grundsätzlich effektiver Methoden zum Nachweis von adulten Barben – wurden 2010/2011 weder im Jochensteiner noch im Aschacher Stau adulte Barben gefangen. Dies weist auf eine geringe Nutzung der zentralen Staubereiche – zumindest außerhalb des Winters – durch adulte Barben hin. Dies bestätigt sich anhand von langjährigen Zeitreihen, die bei generell negativem Trend in Staubereichen der Donau deutlich geringere CPUEs der Barbe in Staubereichen als in Stauwurzeln oder Fließstrecken widerspiegeln (vgl. Abbildung 64).

Dies steht im Widerspruch zu Ergebnissen bei UNFER, FRANGEZ & SCHMUTZ (2003), die mithilfe des Einsatzes von Telemetrie intensive Barbenwanderungen aus dem Stauraum Altenwörth in die stromauf anschließende Fließstrecke Wachau gefunden haben. Auf Basis der Ergebnisse der Elektro- und Langleinenfänge wäre jedenfalls anzunehmen, dass die Barbe eine deutliche Präferenz für Stauwurzel- und Fließstreckenbereiche aufweist.

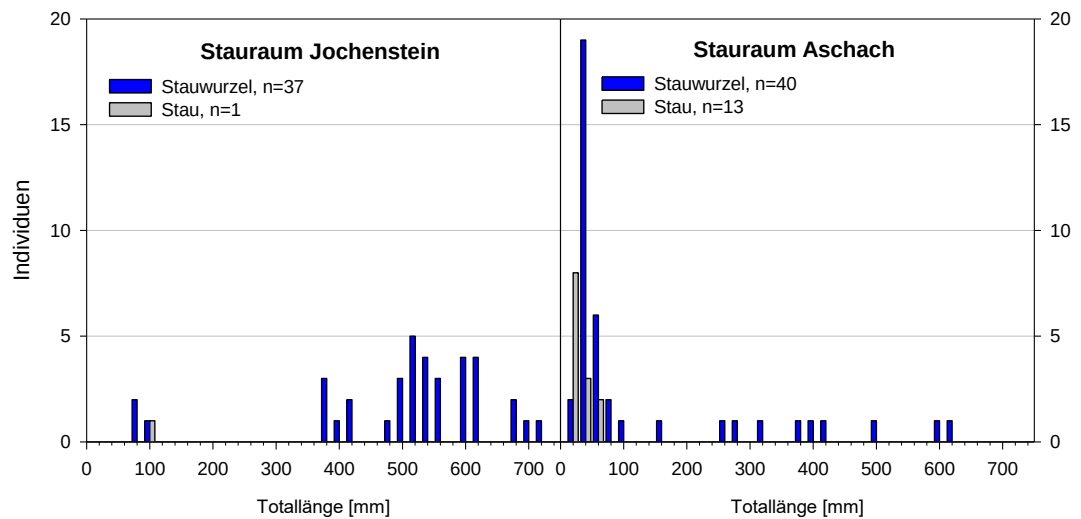


Abbildung 61: Populationsaufbau der Barbe in den beiden Stauräumen 2010/2011 (alle Methoden).

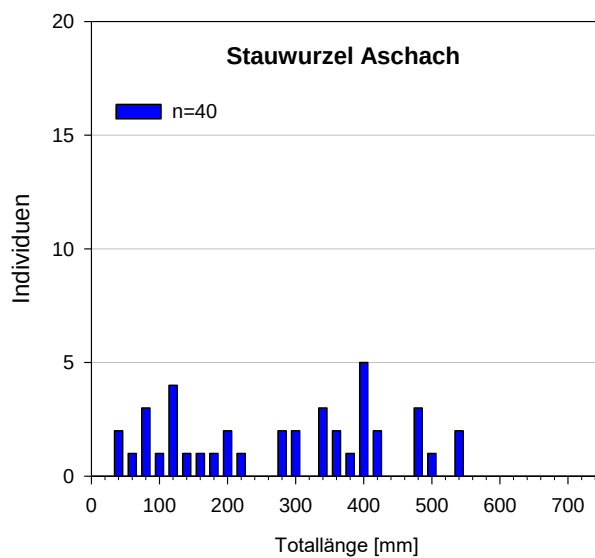


Abbildung 62: Populationsaufbau der Barbe in der Stauwurzel Aschach in den Jahren 2008/09 (alle Methoden).

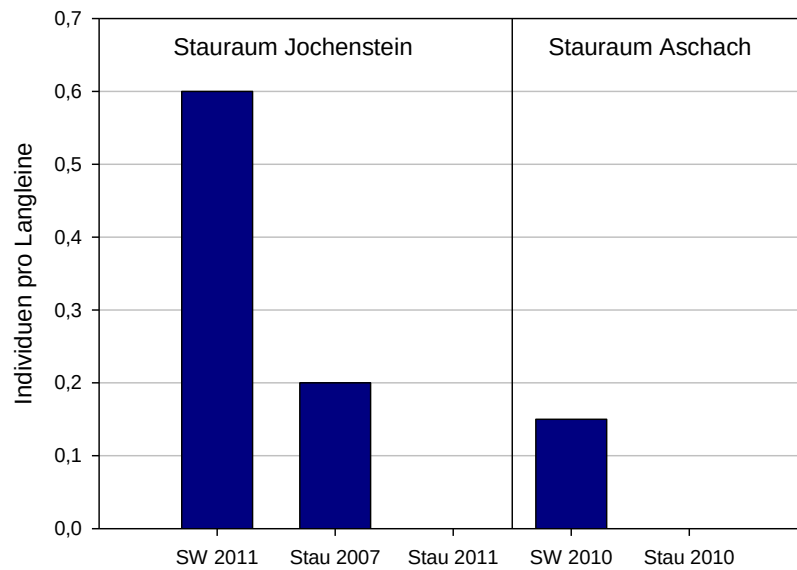


Abbildung 63: CPUE der Barbe bei Langleinenerhebungen im Oberen Donautal; SW .. Stauwurzel.

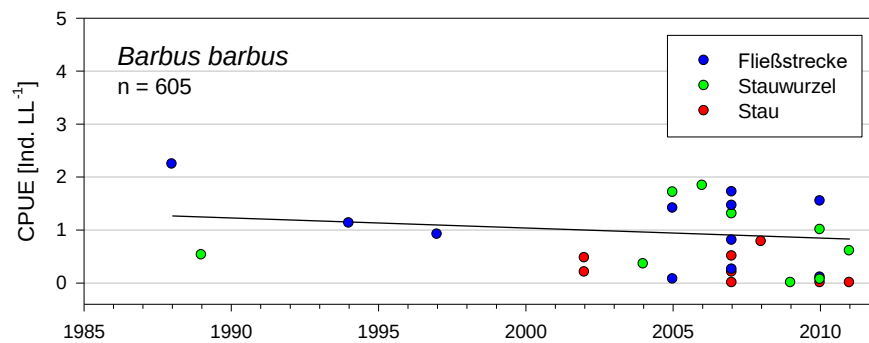


Abbildung 64: Zeitliche Entwicklung des CPUE der Barbe bei Langleinenerhebungen an der österreichischen Donau.

Äsche, *Thymallus thymallus*

Schutzstatus EU: Anhang V FFH-Richtlinie

Rote Liste Deutschland (FREYHOF, 2009): Stark gefährdet

Rote Liste Bayern (BOHL ET AL., 2003): Stark gefährdet

Rote Liste Österreich (WOLFRAM & MIKSCHI, 2007): Vulnerable



Abbildung 65: Juvenile Äsche (105 mm im September), die auf der Kiesstruktur Schildorf in der Stauwurzel Jochenstein gefangen wurde.

Die Äsche als Leitart der nach ihr benannten Äschenregion (Hyporhithral) tritt in der Regel in der Barbenregion (Epipotamal) nur eher selten auf. Nichtsdestotrotz zählte sie im Unteren Inn ursprünglich zu den häufigeren Arten des Hauptstromes und kam zumindest vereinzelt bis zur Donau vor (SCHNEEWEIS, 1979; BORNE, 1882). Derzeit ist die Äsche in der Mündungstrecke des Inn gemäß Angaben von Fischereiberechtigten selten. Besatzmaßnahmen wurden in den letzten Jahren nicht mehr durchgeführt.

Im Stauraum Jochenstein lieferten die aktuellen Erhebungen 2011 erstaunlich hohe Nachweiszahlen von 0+ Äschen (siehe Abbildung 66) vorwiegend in der Stauwurzel, aber auch im Mündungsbereich kleiner Zubringer im zentralen Stau. Mit Ausnahme eines 350 mm langen Exemplars handelte es sich durchwegs um 0+ Individuen, die bei Totallängen von 105 bis 140 mm im September wie für die Art typisch rasch abgewachsen sind. In der Donau stromauf der Inn-Mündung wurden 2011 keine Äschen nachgewiesen.

In den letzten Jahrzehnten gelangen im Stauraum Aschach zwar meist selten aber stetig bei allen Erhebungen Nachweise in der Stauwurzel. Dabei handelte es sich ebenfalls vor allem um 0+, seltener auch 1+ oder 2+ Fische, kaum hingegen um Adulte.

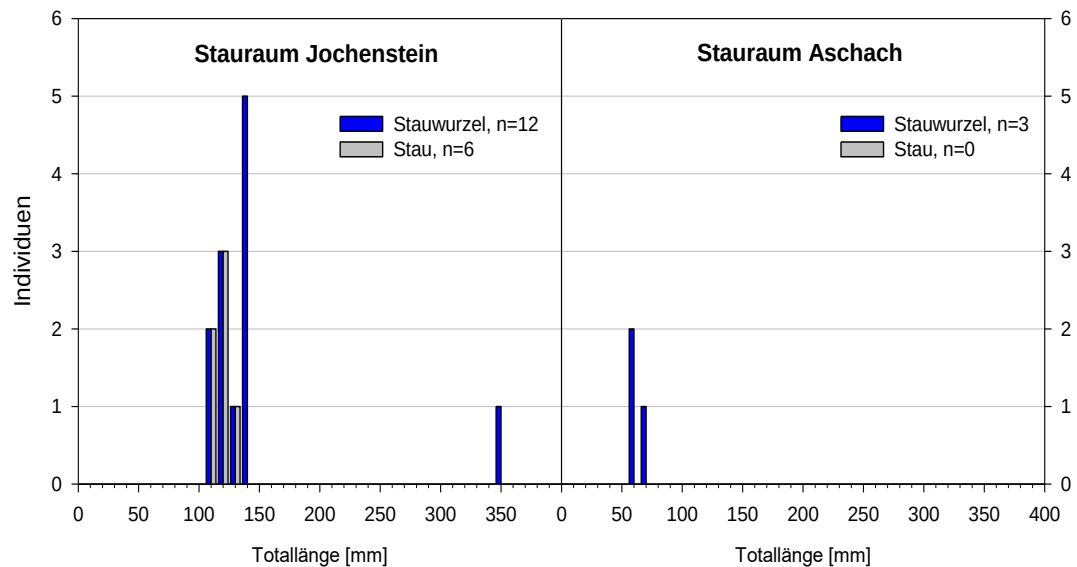


Abbildung 66: Populationsaufbau der Äsche in den beiden Stauräumen 2010/2011 (alle Methoden).

Der Stauraum Jochenstein weist eine deutlich bessere Vernetzung mit sommerkühlen bzw. hyporhithralen Zubringern auf (v.a. Ilz, Erlauf, Großer Kößlbach, aber auch Inn). Im Unterlauf des Großen Kößlbachs kam ein dichter Äschenbestand vor, der in den letzten Jahren quantitativ stark zurückgegangen ist (vgl. GUMPINGER ET AL. 2009). Dies wird vom Fischereiberechtigten mit dem Fraßdruck durch Fischotter und Kormoran erklärt.

Angesichts der Verteilung der Äschen im Gebiet ist davon auszugehen, dass die Nachweise im Donaustrom vor allem auf Abdrift aus den Zubringern zurückgehen. Das Fehlen von größeren Adultfischen legt nahe, dass es sich eher nicht um einen in der Donau lebenden, sich selbst erhaltenden Bestand handelt. Möglicherweise kommt aber in der Mündungstrecke des sommerkühlen Inns auch eine Adultfischpopulation vor. Im Ilz-Unterlauf wurde 2007/08 an der WRRL-Messstelle bei der Triftsperre ein durchaus nennenswerter Äschenbestand unterschiedlicher Altersstadien dokumentiert. Auch vom Bereich „Stromlänge“, also noch innerhalb des gegenständlichen FFH-Gebiets berichten Fischereiberechtigte von Äschenvorkommen.

6 Gebietsbezogene Zusammenfassung

Tabelle 44: Überblick der Lebensraumtypen nach Anhang I und der Arten nach Anhang II; EZ = Erhaltungszustand; Stand 2012.*

* Der Schlammpeitzger wurde 2016 aufgrund fehlender Nachweise aus dem SDB gestrichen. Nach Facheinschätzung der Autoren sollte sie wieder aufgenommen werden, da nach Maßnahmenumsetzung die Voraussetzungen für eine erfolgreiche Wiederansiedelung gegeben sind.

Schutzgut		Donau von Kachlet bis Jochenstein mit Inn- und Ilzmündung		
		Anh.	Nachw. aktuell	EZ
Lebensraumtypen des Standarddatenbogens				
91E0*	Erlen-Eschenwald & Weichholzaue	I	1	B
6430	Feuchte Hochstaudenfluren	I	1	-
Arten des Standarddatenbogens				
Biber	<i>Castor fiber</i>	II, IV	1	B
Schied	<i>Aspius aspius</i>	II, V	1	B
Zingel	<i>Zingel zingel</i>	II, V	1	B
Streber	<i>Zingel streber</i>	II	1	C
Frauennerfling	<i>Rutilus pigus virgo</i>	II, V	1	C
Bitterling	<i>Rhodeus sericeus</i>	II	1	C
Schlammpeitzger*	<i>Misgurnus fossilis</i>	II	0	-
Strömer	<i>Leuciscus souffia agassizi</i>	II	0	-
Schrätzer	<i>Gymnocephalus schraetser</i>	II, V	1	B
Donau-Bachneunauge	<i>Eudontomyzon vladykovi</i>	II	1	C
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	II, V	1	C
Arten, die aktuell nicht im SDB aufgeführt sind und nachgemeldet werden sollten				
Weißflossengründling	<i>Gobio albipinnatus</i>	II	1	-
Donau-Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus baloni</i>	II, IV	1	-
Sichling, Ziege	<i>Pelecus cultratus</i>	II, V	1	-
Perlfisch	<i>Rutilus frisii meidingeri</i>	II, V	1	-
Arten, die nur sporadisch vorkommen/keine repräsentative Population ausbilden				
Fischotter	<i>Lutra lutra</i>	II, IV	1	-
Koppe, Groppe	<i>Cottus gobio</i>	II	1	-
Spanische Flagge	<i>Euplagia quadripunctaria</i>	II	1	-

6.1 Gebietsbezogene Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Im FFH-Gebiet kommt es einerseits durch Eingriffe in die Morphologie und Hydrologie von Donau, Inn und Ilz sowie durch den hohen Nutzungsdruck auf die Gewässer und ihre Umlandflächen zu wesentlichen Beeinträchtigungen der dem FFH-Gebiet zugehörigen Lebensraumtypen und Arten. Für den aquatischen Bereich ergeben sich Beeinträchtigungen durch:

1. Regulierungen
2. hydrologische Veränderungen (Stau, Schwellbetrieb im EZG)
3. Beeinträchtigung des Geschiebehaushalts (Geschieberückhalt und Geschiebedefizit)
4. Selbsteintiefung der Stauwurzeln
5. Staunraumpülungen und Kolmation durch Feinsedimente
6. Schifffahrtsbedingten Wellenschlag
7. Vorkommen von Neozoen
8. Fischerei (z.b. Besatz mit Neozoen = Aal)

Jedoch sind nicht nur die Fließgewässer selbst einem hohen Nutzungsdruck ausgesetzt sondern auch die umgebenden Vorlandflächen. Durch intensive forst- und landwirtschaftliche Nutzungen, Herstellung von Infrastruktureinrichtungen und Bebauung sowie durch Ausbreitung von Neophyten werden die ursprünglichen fließgewässerbegleitenden Lebensraumtypen immer stärker zurückgedrängt. Aber auch die fehlende Dynamik der Gewässer und die Entkoppelung der Vorlandflächen wirkt sich negativ auf die Bestände der Weichholzauen aus und führt zu ausbleibender Verjüngung und relikitären Restbeständen.

6.2 Zielkonflikte und Prioritätensetzung

Generelle Konfliktsituationen ergeben sich in ggst. FFH-Gebiet zwischen den Standorten des LRT 91E0* Erlen- und Eschenwälder und Weichholzauenwälder an Fließgewässern und den potentiellen Flächen für die Umsetzung gewässerökologischer Maßnahmen. So verfügen attraktive Waldstandorte im Bereich der Lüftenegger Insel oder dem Kräutlsteiner Altwasser auch über besonders großes Maßnahmenpotential vor allem in Bezug auf die Förderung rheophiler Fischarten.

Die Herstellung gewässerökologischer Maßnahmen in diesen Bereichen kann bedingt zu einer Reduktion des LRT 91E0* führen, gleichzeitig kommt jedoch es durch die Schaffung durchströmter Nebengewässer und durch die

Anlage von flachen kiesigen Uferbereichen auch zu einer Förderung der vorhandenen Bestände bzw. entstehen durch die Maßnahmen auch neue attraktive Weichholzauenstandorte.

Ähnliche Konflikte können sich auch zwischen stagnophilen und rheophilen FFH-Fischarten ergeben. Durch die Herstellung eines durchströmten Nebenarmes anstelle eines einseitig angebundenen Altarmes z.B. im Bereich des Kräutelteiner Altwassers kommt es zu einer Veränderung der bislang vorherrschenden abiotischen Rahmenbedingungen, welche sich infolge auf die Artenzusammensetzung auswirken.

In diesen Fällen ist ein Abwägen der Schutzgutinteressen erforderlich bzw. gibt es die Möglichkeit zur Schaffung von Ausgleichsflächen oder Ersatzstandorten.

7 Allgemeine Hinweise zur Umsetzung von Maßnahmen im FFH-Gebiet

Die Hauptaufgabe des Managementplans ist es, die notwendigen Erhaltungs- und Wiederherstellungsmaßnahmen zu beschreiben, die für die Sicherung eines günstigen Erhaltungszustands der im Gebiet vorhandenen und für die Meldung als FFH-Gebiet ausschlaggebenden Arten und Lebensräume erforderlich sind. Gleichzeitig ist der Managementplan aber auch ein Instrument, um die berechtigten Interessen der Eigentümer und Bewirtschafter zu beschreiben und Möglichkeiten aufzuzeigen, wie die Maßnahmen im gegenseitigen Einverständnis und zum gegenseitigen Nutzen umgesetzt werden können.

7.1 Planungsgrundsätze

Die Entwicklung und der Entwurf von Revitalisierungsmaßnahmen stellt an Ökosystemen, wie der Donau, dem Inn und der Ilz, mit all ihren Nutzungen eine komplexe, interdisziplinäre Fragestellung dar. Um möglichst alle Einflussfaktoren zu berücksichtigen, ist daher eine systemische Betrachtungsweise von Nöten, die nicht nur ökologische sondern auch schutzwasserwirtschaftliche, schifffahrtstechnische und wirtschaftliche Aspekte einschließt. Entsprechend dieser Betrachtungsweise werden Planungsgrundsätze formuliert, welche sich aus den Erfahrungen mit bisherigen Strukturierungsmaßnahmen an der Donau und anderen Flüssen ableiten lassen.

7.1.1 Bereiche mit hohem Potential für leitbildorientierte Restrukturierungen im FFH-Gebiet

Für die Ausprägung einer leitbildkonformen Ökomorphologie sind an der Donau, wie auch an in den Zubringern Inn und Ilz im Wesentlichen zwei Aspekte maßgebend. Einerseits müssen das Gewässer und das Gelände in dynamischer Interaktion stehen können, andererseits muss sich die Energie des fließenden Wasser entsprechend den natürlichen Gefälleverhältnissen des Geländes abbauen können. Durch Regulierung, Abdämmung und Rückstau werden sowohl die Interaktion von Fluss und Aue, als auch das ursprüngliche Energiegefälle weitgehend beeinträchtigt. Die oben genannten Aspekte sind im betrachteten FFH-Gebiet nur mehr in Teilbereichen gegeben. Wo diese Bedingungen teilweise noch vorhanden bzw. wiederherstellbar sind, besteht großes Restrukturierungspotential.

Im Allgemeinen sind innerhalb des FFH-Gebietes „Donau von Kachlet bis Jochenstein mit Inn und Ilzmündung (7447-371)“ nur noch im Unterwasser der Kraftwerke Kachlet und Passau-Ingling und in den Stauwurzeln der

Kraftwerke Jochenstein und (in geringerem Ausmaß) Aschach derartige Rahmenbedingungen gegeben, welche eine flusstypische Umgestaltung erlauben.

Das Energiegefälle und die Wasserspiegelschwankungen in den Stauwurzeln entsprechen zwar nicht mehr ganz den natürlichen Verhältnissen, aber bei genügender Flächenverfügbarkeit lassen sich großflächige, leitbildorientierte Strukturen in Form von Schotterbänken, Uferstrukturierungen und durchflossenen Nebenarmen herstellen. Maßnahmen im Bereich der Stauwurzel erzielen vor allem für rheophile Arten positive Effekte.

Im zentralen Staubereich hingegen lassen sich kaum Maßnahmen für rheophile Fischarten definieren jedoch profitieren indifferente und stagnophile Arten von der Schaffung flacher Uferzonen und Ruhigwasserbereichen in Form von Nebengewässern. Vor allem für die Arten Schied, Bitterling und Schlammpeitzger ist die Umsetzung solcher Maßnahmen wirksam.

7.1.2 Grundsätzlich mögliche Bauweisen von Restrukturierungsmaßnahmen

Maßnahmen, für die große Kubaturbewegungen notwendig sind, wie Schotterbänke, Strominseln, große und kleine Nebenarme, können im Prinzip in drei technisch unterschiedlichen Bauarten realisiert werden (siehe Abbildung 67):

- Einbringen von Material aus anderen Bereichen (Schüttung): Wasserspiegellagen werden verändert.
- Umlagern aus nahe gelegenen Bereichen (weitgehend neutrale Profiumlagerung): Wasserspiegellagen werden unwesentlich verändert. Entnommenes Material kann für Strukturierungsmaßnahmen im Hauptstrom verwendet werden.
- Entnahme von Material (Querschnittsvergrößerung): Wasserspiegellagen werden verändert.

Je nach Rahmenbedingungen sind daher verschiedene Formen der Realisierung möglich. Folgende Aspekte beeinflussen diesbezüglich Art und Weise der Gestaltung von Maßnahmen:

- Ökologische Erfordernisse
- Platz- bzw. Flächenverfügbarkeit im Vorland bzw. Auenbereich
- Topographische Verhältnisse im Gerinne
- Materialverfügbarkeit, z. B. aus Erhaltungsbaggerungen (HW-Schutz, Schifffahrt)
- Materialverwertbarkeit, z. B. Schotter als Baustoff

- Spiegellagenbeeinflussung in Bezug auf Energienutzung: Rückstau bzw. Absenkung im Unterwasser von Kraftwerken
- Spiegellagenbeeinflussung in Bezug auf Hochwasserschutz: Änderung des Abflussquerschnitts, Änderung der mit Vegetation bestandenen Flächen bzw. Änderung der Rauigkeit.

Auf die Möglichkeiten der Umsetzung wird bei den konkreten Maßnahmen im Maßnahmenteil eingegangen.

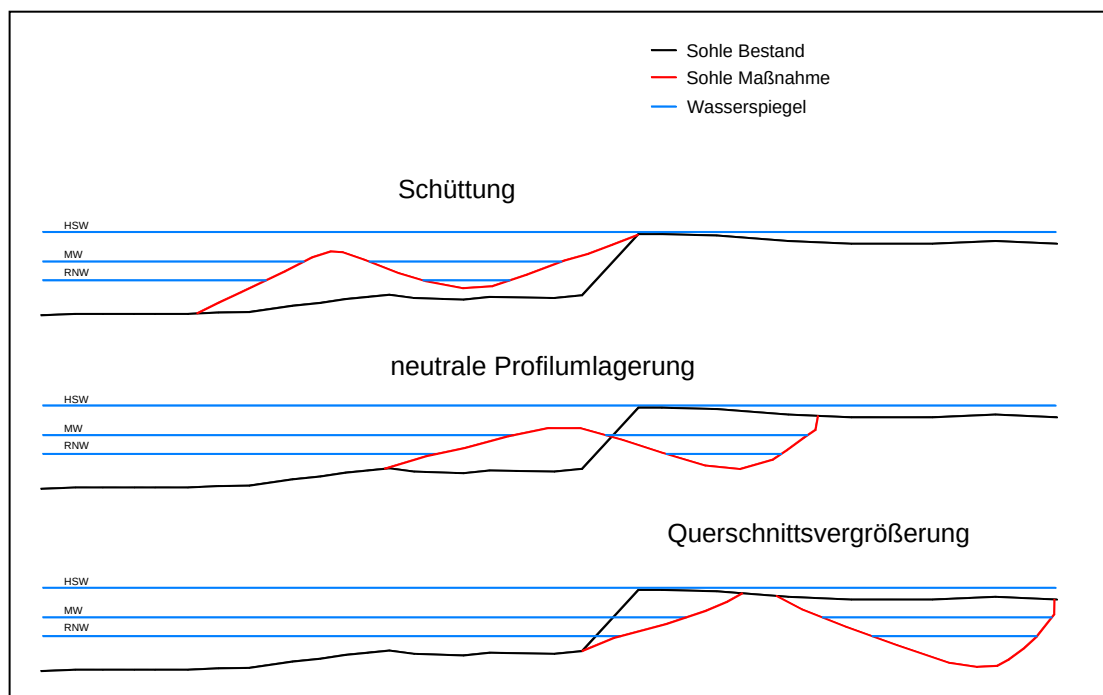


Abbildung 67: Schematische Darstellung verschiedener Bauweisen von Strukturierungsmaßnahmen (flaches Kiesufer, Insel, Nebenarm) im Profil.

Veränderung der Wasserspiegellagen durch Querschnittsveränderungen

Bei der Neuschaffung von Nebenarmen fallen große Materialmengen an. Die Realisierung kann daher, wie bereits oben beschrieben, auf zwei Arten erfolgen: Einerseits durch Materialentnahme, wodurch eine Querschnittsvergrößerung entsteht, und andererseits durch neutrale Profilumlagerung.

Bei der Materialentnahme werden sowohl die niederen bis mittleren als auch die Hochwasserspiegellagen abgesenkt. Bei der neutralen Profilumlagerung erfolgt eine Anhebung der niederen bis mittleren Wasserspiegellagen. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass eine Profileinengung im Haupt-

strom bei Nieder- und Mittelwasser hydraulisch deutlich wirksamer ist, als die Aufweitung durch den Nebenarm. Es ergibt sich daher eine Spiegelaufhöhung. Bei Hochwasser entsteht im Nebenarm eine hohe Abflusskapazität, welche vor allem durch die Verringerung der Rauigkeit (z. B. Entwaldung) und die Erosion von Feinsedimentauflagen zu einer wesentlichen Abflussentlastung für den Hauptstrom führt. Hydraulisch gesehen wird die Querschnittsverringerung im Hauptstrom durch den Nebenarm kompensiert bzw. führt diese in der Regel sogar zu einer Absenkung der Hochwasserspiegellagen.

Nicht zuletzt weil das umgelagerte Material für Strukturierungsmaßnahmen im Hauptstrom verwendet werden kann, ist aus ökologischer Sicht die neutrale Profilumlagerung gegenüber der Materialentnahme und damit Querschnittsvergrößerung zu favorisieren. Die Materialentnahme kann jedoch wegen energiewirtschaftlicher bzw. hochwassertechnischer Erfordernisse bzw. auch für die Finanzierbarkeit von Maßnahmen über die Verwertung des Kiesmaterials erforderlich sein. Entsprechend der Umsetzbarkeit und Finanzierung der Maßnahme ist daher im Einzelfall ein Konsens zu finden.

Nutzung von Feinsediment zur Uferstrukturierung

Bei der Strukturierung durch Vorschüttung bzw. neutrale Profilumlagerung kann durch das Management von Feinsedimenten bei der erforderlichen Kieskubatur erheblich eingespart werden. Dabei werden Feinsedimente als Unterbau von Kiesstrukturen verwendet und je nach Strömungsexposition mit einer mehr oder weniger starken Schicht aus Kies überdeckt. Grundsätzlich bestehen zwei Möglichkeiten der Realisierung, bei denen auch schon einige Erfahrungen vorliegen:

- Feinsedimente werden direkt als Unterbau von Kiesstrukturen eingebaut. Dabei sind längere Niedrigwasserphasen erforderlich, damit die Feinsedimente nicht vor der Überdeckung mit Kies wieder erodiert werden.
- Durch provisorische Leitwerke bzw. Bühnenbauwerke wird im zu strukturierenden Uferbereich die Verlandung mit Feinsedimenten initiiert. Nach einigen Hochwässern bzw. längerer, erhöhter Wasserführung lagern sich entsprechende Sedimentmengen im Strömungsschatten des Bauwerks ab. Bei ausreichender Anlandung kann das provisorische Regulierungsbauwerk rückgebaut und die Feinsedimentstruktur mit einer entsprechenden Kiesschicht überzogen werden. Ein großer Vorteil dieser Methode ist die massive Ersparnis bei der zu bewegenden Kubatur. Als Nachteil ist zu sehen, dass erst die Verlandung abgewartet werden muss und die Maßnahmen nicht in einem Zug errichtet werden können.

Das Überdecken von staubedingt entstandenen Feinsedimentanlandungen ist ein Maßnahmentyp, der im zentralen Stau zur Anwendung kommt (siehe Kapitel 7.3.11).

7.1.3 Erhaltung und Wiederherstellung der biologischen Durchgängigkeit

In anthropogen unbeeinflussten Fließgewässern sind die Ausbreitung und Migrationen von Organismen in der Regel lediglich durch die Grenzen des nutzbaren Lebensraums eingeschränkt. Dieser Lebensraum ist für jede Art durch verschiedene Parameter charakterisiert (z. B.: Temperatur, Substrat, Fließgeschwindigkeit, etc.).

Verbauungen und speziell Querbauwerke können die biologische Durchgängigkeit einschränken. Unnatürliche Diskontinuitäten in der Hydromorphologie des Fließgewässers entstehen etwa durch Sprünge im Sohl-, Spiegellagen- oder Energiegefälle, in der Substratzusammensetzung, der Uferstruktur oder den Temperatur- und Abflussverhältnissen. So kann die Durchwanderbarkeit für gewisse Arten, Stadien, Teilen von Population oder im Extremfall für einen Großteil der Gewässerzönose unterbunden sein. Eine uneingeschränkte biologische Durchgängigkeit ist daher nur gegeben, wenn derartige künstliche Diskontinuitäten unterbleiben.

An der Donau ist aus der Zeit vor der Errichtung der Kraftwerke bekannt, dass auch abseits der anadromen Wanderung von Störartigen quantitative Fischwanderungen (d.h. einen wesentlichen Teil der Population betreffend) von mehreren hundert Kilometern nicht die Ausnahme, sondern vielmehr die Regel darstellten (SCHEURING, 1949). Diese Wanderungen gewährleisteten, dass jede Art bzw. jedes Stadium uneingeschränkt das zur jeweiligen Jahreszeit für sie geeignete Habitat aufsuchen konnte. Dieses Faktum begründete unter anderem den historischen Fischreichtum der Donau.

Heute schon als historisch einzuschätzende Berichte zeigen, dass auch gering dotierte Fischaufstiegshilfen von beachtliche Zahlen von Mitteldistanzwanderern überwunden wurden [z.B. KW Kachlet an der Donau, SCHEURING (1949); Obernberg, Ering am Inn, BRUSCHEK (1953); Marburg an der Drau, KRAUSS (1928); Mühlrading an der Enns, GASCH (1950)]. Dabei handelte es sich um Anlagen mit sehr guten Fischbeständen im Unterwasser bzw. freiem Fließkontinuum über weite Strecken der heutigen Stauketten, sodass sich im Unterwasser saisonal enorme Fischmengen ansammelten. Bereits zu dieser frühen Zeit wurde eine zu geringe Lockströmung als wesentlichstes Defizit der Anlagen identifiziert. Die Zahl der aufsteigenden Individuen wurde in Relation mit der zu einem beliebigen Zeitraum einen Flussquerschnitt passierender Fischen als minimal eingeschätzt. Solche Anlagen erfüllen nicht die

heutigen Anforderungen bzw. werden aufgrund der inzwischen generell geringen Fischdichten nur von wenigen Individuen passiert und daher nicht als funktionsfähig angesehen.

Das historische Wissen über die ausgeprägte Vagilität aquatisch orientierter Organismen und Erfahrungen aus dem Monitoring von Fischaufstiegshilfen an potamalen Flüssen der letzten Jahre lassen folgende Schlüsse ableiten: Neben den mancherorts zu hohen hydraulischen Belastungen sind sehr oft schlechte Auffindbarkeit (geringe Lockströmung) und zu geringe Dimension der Wanderhilfe (psychologische Hürde für Groß- und Freiwasser bevorzugende Fische) verantwortlich für eine ungenügende Funktion.

Durch das Ermöglichen quantitativer Fischzüge in Richtung flussauf wird zukünftig auch das Thema des Fischabstiegs zusehends wichtiger werden. Entsprechend dem natürlichen Verhalten potamodromer Fischarten sind, neben der bereits jetzt stattfindenden Abwanderung, nach erfolgter Flussaufwanderung über Kraftwerke auch wieder verstärkt flussab gerichtete Rückwanderungen zu erwarten. Bei energiewirtschaftlicher Nutzung sind durch die Passage von Turbinen, aber auch bei Überfällen in Wehrfeldern, nennenswerte Verluste des migrierenden Fischbestands zu verzeichnen (DWA, 2005). Ein Vermeiden dieser Verluste ist bei Donaukraftwerken mit dem derzeitigen Stand der Technik allerdings schwer vorstellbar.

Allgemeine Anforderungen an die Durchgängigkeit von Organismenwanderhilfen (Flussaufwanderung)

Für die möglichst uneingeschränkte Passierbarkeit von Querbauwerken in Richtung flussauf für Fische (aller Arten und Altersstadien) und benthische Invertebraten sind im Fall einer artenreichen Zönose wie in der Donau vielfältige Ansprüche hinsichtlich der Durchgängigkeit zu berücksichtigen. Diese biotischen Ansprüche an OWH (Organismenwanderhilfen) lassen sich wie folgt zusammenfassen:

1. Auffindbarkeit und quantitative Einwanderung in die OWH:

Ein Großteil der wanderungswilligen Individuen findet die OWH und wandert in diese ein.

2. Durchgängigkeit für alle Arten und Altersstadien:

Die in die OWH einwandernden Individuen können diese ohne übergebührenden Substanzverlust durchwandern. Hinsichtlich des Entwurfs von OWH sind dabei vor allem folgende biotische Aspekte relevant:

- Große Fische
- Arten die räumlich beengte Verhältnisse scheuen (z. B. Nase)

- Schwachschwimmer
- bodengebundene bzw. bodenorientierte Arten

Bei Erfüllung dieser beiden biotischen Hauptaspekte kann von einer geringen Beeinträchtigung der Durchgängigkeit ausgegangen werden.

Fischwanderhilfe KW Kachlet

Beim KW Kachlet wurde bereits bei der Errichtung des Kraftwerks eine Fischaufstiegshilfe angedacht und an der rechten Seite der Wehranlage umgesetzt. Diese Anlage wurde nach ihrer Errichtung auch auf ihre Funktionsfähigkeit hin überprüft, jedoch zu einer Zeit, als das KW Kachlet (Errichtung 1922 - 1927) eines der ersten Querbauwerke im Donaulängsverlauf darstellte. Daher entstand im Unterwasser ein enormes Potential an aufstiegswilligen Fischen.

Unter dieser Voraussetzung ist der erfolgreiche Aufstieg einer sehr hohen Anzahl an Fischen verständlich. Aufzeichnungen zu Folge passierten nach ihrer Errichtung mehr als 36.262 Fische (Jahressumme) die Fischwanderhilfe, ohne Berücksichtigung jener Fische die eine Größe < 15 cm aufwiesen und durch die, aus technisch und fischereilichen Gründen, nicht so engmaschigen Reusen nicht erfasst werden konnten. (SCHEURING, 1949)

Unter heutigen Gesichtspunkten ist diese Anlage jedoch nicht mehr als funktionsfähig einzuschätzen.

7.1.4 Kompensation der Eintiefung von Donau, Inn- und Ilzmündung und Geschiebemanagement

Eintiefungsproblematik

Durch Flussregulierungen und vor allem die Errichtung der Kraftwerke Kachlet (Donau, Strom-km 2230,7), Passau-Ingling (Inn, Fluss-km 4,2) und Hals (ca. Fluss-km 4,5) wurde der Sedimenthaushalt im FFH-Gebiet stark beeinträchtigt. Unterhalb der Kraftwerke tritt verstärkte Tiefenerosion auf. Durch den Geschieberückhalt im Bereich der Kraftwerke bzw. Kraftwerksketten wurde der Transport beinahe vollständig unterbrochen.

Durch das Donaukraftwerk Kachlet und die Staukette am Unteren Inn kam die Geschiebezufuhr beinahe zum Erliegen. Der Schwebstofftransport ist dahingehend kaum betroffen. Dies führt zu Verlandungsprozessen im Staauraum und zur Überlagerung bestehender Uferzonen durch Feinsedimente.

Beim Inn handelt es sich um einen Fluss mit alpinem Charakter der im Vergleich zur Donau einen weitaus stärker ausgeprägten Feststofftransport aufweist. Dies bezieht sich mittlerweile jedoch lediglich auf den Transport von

Feinsediment, da der ehemals hohe Geschiebetransport am Inn durch Stauketten unterbrochen wurde.

Das bei Hochwässern nach wie vor hohe Transportvermögen führt nun dazu, dass Geschiebe aus dem Kraftwerksunterwasser Passau-Ingling erodiert wird und infolge des fehlenden Geschiebeinputs von oben sich die Sohle hier bis auf die Felsformationen eintieft.

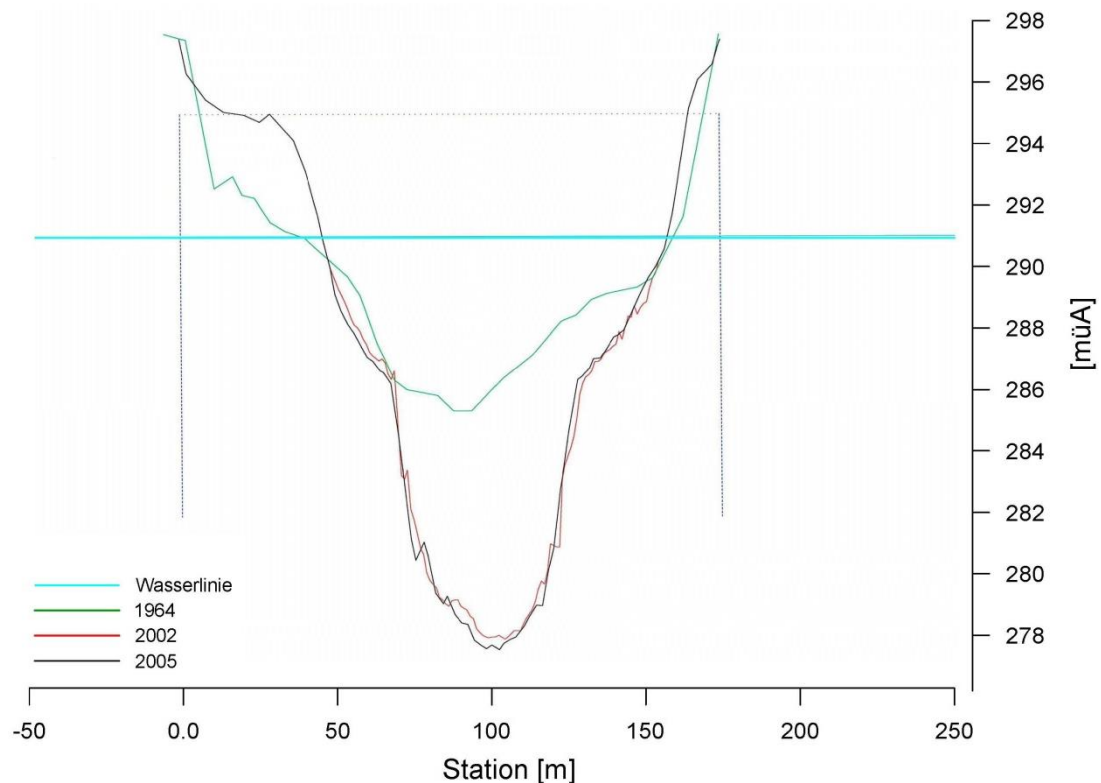


Abbildung 68: Sohleintiefung und Verlandung der Uferzonen im Stadtgebiet von Passau im Zeitraum 1964 (grüne Profillinie) bis 2005 (schwarze Profillinie) am Beispiel des Profils bei Inn-km 2,6.

Der Feststoffhaushalt der Ilz wird stark durch den Sedimentrückhalt in der Talsperre Oberilzmühle geprägt (vgl. STROBL & Z ZUNIC, 1997). Im Unterlauf kommt es dadurch zu einem Geschiebedefizit, starker Vergröberung des Sohlmaterials und zu verstärkter Kolmation der Sohle.

Als ökohydraulische Folgen der daraus resultierenden Eintiefungstendenz in den Stauwurzelbereichen sind vor allem zwei Aspekte zu nennen: Einerseits fördert die Eintiefung die Entkopplung von Fluss und Aue und führt zu einer ökologischen Verschlechterung der Auenflächen und Nebengewässer. Andererseits reduziert sich das Sohl- und damit auch das verbliebene Spiegellängengefälle im Hauptstrom und verschlechtert dadurch sukzessive den bereits beeinträchtigten Fließgewässerlebensraum. An Flüssen mit hohem Schweb-

stofftransport wie dem Inn bzw. der Donau nach der Innmündung entsteht aufgrund der Reduktion der Schleppspannungen dadurch zusätzlich noch die Problematik der Verlandung der Uferzonen mit Feinsedimenten (siehe Abbildung 69). Durch diese Entwicklung werden aber nicht nur die bestehenden Strukturen verschlechtert, sondern auch zukünftige. Das Restrukturierungspotential kann durch die laufende Sohleintiefung der Stauwurzel sogar wesentlich reduziert werden. Dies vor allem dann, wenn etwa die Schaffung (bzw. der Erhalt) von Nebenarmen in der Stauwurzel aufgrund verringerter Gefälleverhältnisse nur mehr geringe ökologische Wirkungen und hohe Instandhaltung aufgrund zu erwartender Verlandungen erwarten lässt.



Abbildung 69: Überlagerung des Uferbereichs am rechten Ufer des Inns im Unterwasser des KW Passau-Ingling durch Feinsedimente

In den Stauwurzeln des KWs Jochenstein lässt sich insbesondere im Unterwasser des KWs Passau-Ingling beobachten, dass die Uferzonen massiv durch die morphologischen Veränderungen beeinträchtigt werden. Die Entwicklung von einem breiten Flussbett mit flachen Ufern hin zu einem eingetieften, schmälern Bett mit steilen Ufern (vgl. Abbildung 68) führt einerseits zu einem Verlust an Wasserfläche und andererseits zu einer Verschlechterung des Ufergradienten. Damit verbunden ist auch die Veränderung der Substratverhältnisse. Einerseits wurden und werden feinere Kiesfraktionen ausgetragen, es verbleiben nur mehr die groben Fraktionen die nur mehr wenig umgelagert werden. Damit einher geht die innere Kolmation des Kieskörpers die zu reduzierter Nutzbarkeit des hyporheisches Interstitial für Gewässerlebewesen führt. Andererseits kann diese Entwicklung soweit führen,

dass Kiesfraktionen komplett verschwinden und flächig der darunter liegende Fels freigelegt wird. Gewässerorganismen die in und auf Kiessubstrat ihre Schlüsselhabitate vorfinden wird dadurch die Lebensgrundlage entzogen.



Abbildung 70: Verschlechterung des Ufergradienten im Unterwasser des KWs Passau-Ingling (Aufnahme bei NW)

Die negativen Auswirkungen des Geschiebedefizits können wie folgt zusammengefasst werden:

- Verlust des Fließgewässercharakters durch die Reduktion von Sohl- und Spiegellagengefälle.
- Entkopplung von Fluss und Aue, Verlust bzw. Verschlechterung des Zustands von Nebengewässern.
- Beeinträchtigung der Uferzonen (Flächenverlust, steilere Ufergradienten, Verlandung mit Feinsedimenten).
- Reduzierung des Restrukturierungspotentials.

Geschiebemanagement

Um diese Entwicklung zu stoppen und gleichzeitig die ökomorphologischen Rahmenbedingungen zu stabilisieren bzw. zu verbessern, ist ein weiteres Eintiefen der Sohle zu verhindern bzw. zu kompensieren. Dieses Ziel kann beispielsweise durch eine Geschieberückführung erreicht werden, wobei aus der Stauwurzel in den zentralen Stau ausgetragener Kies wieder in den Stauwurzelbereich zurück gebracht wird. Dort kann er einerseits in Form von Uferstrukturen (Schotterbänke – siehe Kapitel 7.3.2, Kiesinseln - siehe Kapi-

tel 7.3.3) oder durch flächiges Verklappen eingebaut werden. Derartige Geschiebezugaben erfolgen aktuell bereits in der Stauwurzel des KWs Aschach.

Um das Problem nicht von einem Wasserkörper in den nächsten zu verlagern, ist eine Rückführung des Geschiebes erforderlich.

Durch die Erosion der Strukturen bzw. der Sohle wird der Kies langfristig wieder in den zentralen Stau transportiert. Bei mehrfacher Rückführung ein und desselben Materials ist infolge des Abriebs mit einer Verringerung des Korndurchmessers zu rechnen, welche aber nur sehr langfristig zu einem nennenswerten Materialverlust führen wird.



Abbildung 71: Rührsdorfer Nebenarme – Beispiel für Geschieberekrutierung aus dem Umland durchneutrale Profilumlagerung.

Eine weitere Möglichkeit zur Wiederaufhöhung der Sohl- und Wasserspiegellagen in den Stauwurzeln ist die Rekrutierung von Geschiebe aus dem Umland. Bei der Schaffung von Nebenarmen und Restrukturierungen in Zubringern fallen zum Teil erhebliche Kiesmengen an. Um dieses Material für den Hauptstrom nutzbar zu machen, kann es ebenso wie aus dem Stau rückgeführtes Material gezielt eingebaut werden (siehe Abbildung 71). Dadurch entsteht eine Anhebung der niederen bis mittleren Wasserspiegellagen. Die Hochwasserspiegellagen werden aufgrund der verbesserten Abfuhrkapazität im Umland hingegen tendenziell abgesenkt (siehe oben).

Ohne eine aktive Geschiebebewirtschaftung und entsprechende Erhaltungsmaßnahmen wird sich der ökologische Zustand der Stauwurzeln als letzte Flussabschnitte der Staukette mit annähernd typischem Fließgewässercharakter sukzessive weiter verschlechtern, sodass es zum weiteren Verlust von seltenen Arten und der Reduktion standorttypischer Populationen kommt.

Um die Substratverhältnisse in Inn und Ilz wieder zu verbessern ist auch hier die Zugabe von Kies von großer Bedeutung. Aufgrund der eingeschränkten Möglichkeiten Material rückzuführen bzw. aus dem Umland zu rekrutieren, ist hier die Zufuhr des Materials erforderlich.

7.1.5 Schaffung von flachen Ufergradienten und Totholzstrukturen – fischökologische Anforderungen an die Uferstruktur

In großen Flüssen verringert sich die Fischdichte mit zunehmendem Abstand vom Ufer (ZAUNER, 1997). Uferzonen von Fließgewässern sind damit Brennpunkte in Bezug auf die Besiedelung von Fischen aller Altersstadien.



Abbildung 72: Fraßspuren adulter (links) und juveniler Nasen (rechts) weisen auf deren Anwesenheit in den ufernahen Flachwasserzonen hin.

Jungfische sind aufgrund ihrer geringen Körpergröße, geringen Schwimmleistung und des erhöhten Prädationsrisikos auf flache Uferzonen angewiesen. Hier treten entsprechend geringe Strömungsgeschwindigkeiten auf, die Dichte von Nahrungspartikeln ist höher und es bietet sich durch Wahl seichter Uferbereiche die Möglichkeit, räumlich dem Zusammentreffen mit größeren Raubfischen zu entgehen. Ausgewählte weitere positive Aspekte von Flachuferzonen sind die verstärkte Erwärmung der dünnen Wasserlamelle sowie eine starke Sonneneinstrahlung, die auch zu entsprechender Entwicklung von Aufwuchsalgen als Fischnahrung führt. Bei entsprechend struktu-

rierten Nebenarmen zeigt sich zudem die Bedeutung von Totholzstrukturen (siehe Abbildung 73).

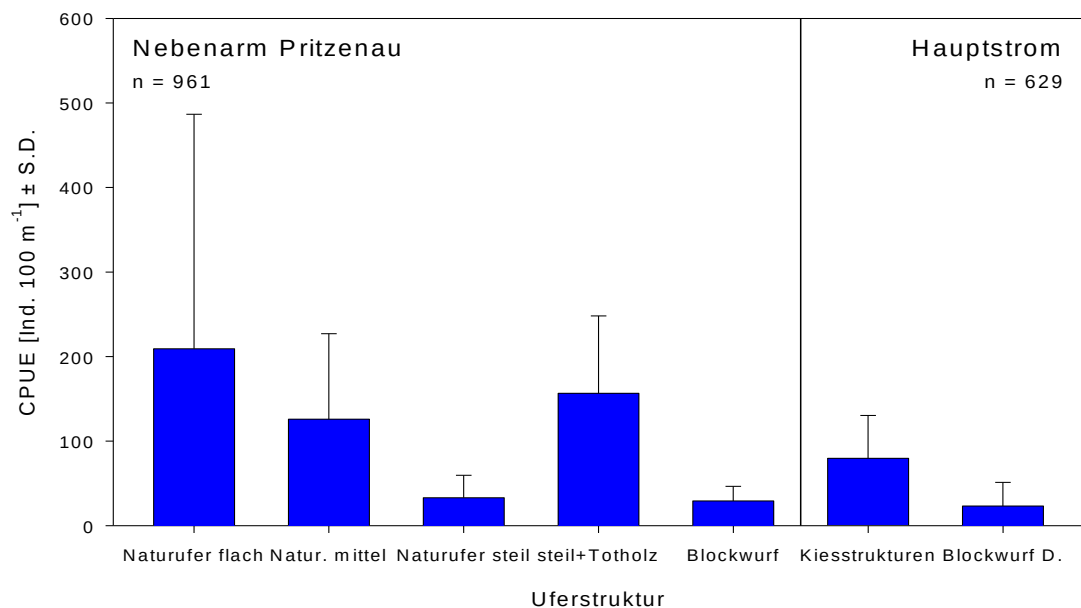


Abbildung 73: Fischdichten (exkl. nicht heimischer Grundelarten.) auf unterschiedlich steilen Uferstrukturen im Nebenarm Pritzenau/Wachau (links) und in der Donau (rechts), E-Befischung mit Polstange (ZAUNER ET AL., 2008).

Bei großen Fließgewässern wie der Donau finden abflussbedingt starke Wasserspiegelschwankungen statt. Damit unabhängig vom Wasserstand flache Uferzonen vorliegen können ist es notwendig, dass sich diese über eine große Vertikale erstrecken, die über mehrere Meter vom Nieder- bis zum Hochwasser reicht. Historisch waren Kiesflächen und anschließende Auenflächen mit geringem Flurabstand in entsprechender Flächigkeit vorhanden. Damit waren flache Ufergradienten in Bezug auf Wassertiefe und Strömungsgeschwindigkeit als optimale Mikrohabitate gewährleistet.

Bei verschiedenen Untersuchungen in der Donau konnte ein deutlich positiver Zusammenhang zwischen Jungfischdichte, Artenvielfalt und geringem Neigungswinkel von Uferzonen belegt werden (SCHIEMER ET AL. 1994; ZAUNER ET AL. 2008b, siehe Abbildung 74) Einen weiteren wesentlichen Faktor in diesem Zusammenhang stellt der schiffahrtsbedingte Wellenschlag dar, der in Kapitel 7.1.6 ausführlicher diskutiert wird.

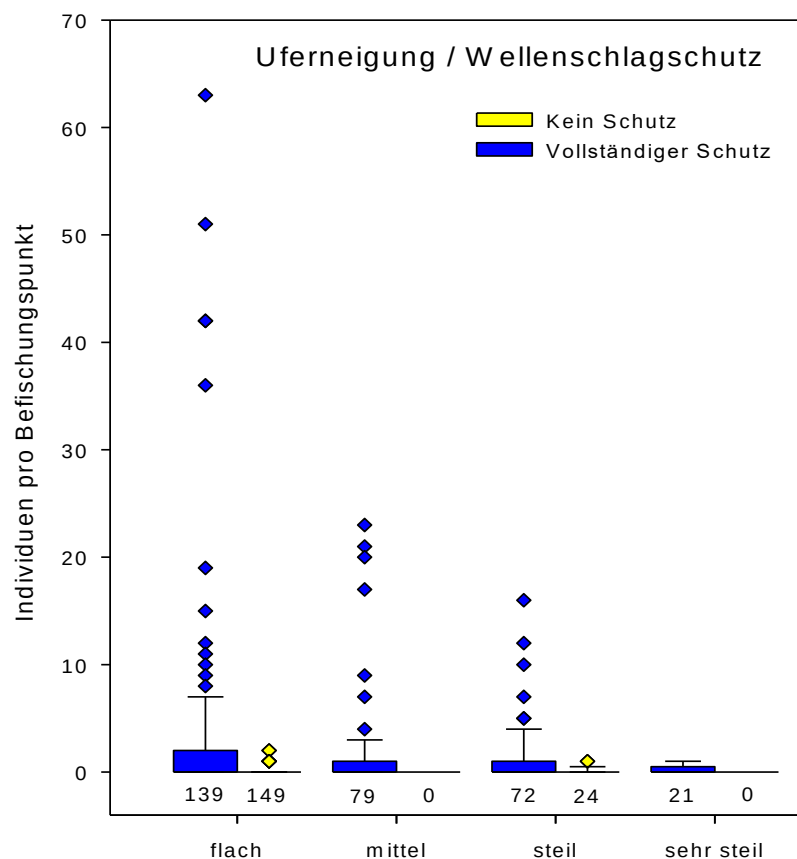


Abbildung 74: Dichte von Fischlarven und Juvenilen bis 30 mm Totallänge auf Stellen unterschiedlicher Uferneigung und unterschiedlichem Schutz vor Wellenschlag. E-Befischung mittels point abundance-Methode. Ziffern unter den Säulen: Zahl der Befischungspunkte (aus: ZAUNER ET AL, 2008b)

Die Bedeutung eines flachen Ufergradienten in Bezug auf Mikrohabitatbedingungen speziell von frühen Lebensstadien wurde bereits hinlänglich bearbeitet (SCHIEMER ET AL. 1994; 2001). Hier soll darüber hinaus auf die Bedeutung in Bezug auf Räuber-Beute Interaktionen hingewiesen werden. Wie bereits ausgeführt sind die Uferzonen von Fließgewässern am intensivsten durch Fische besiedelt. Im Folgenden werden die Räuber-Beute Interaktionen auf steilen Blockwurfufern mit denen auf flachen Naturufern verglichen.

Vor steilen Ufern treffen unterschiedlichste Größen von Raub- und Beutefischen unmittelbar aufeinander. Hier haben Futterfische keine Möglichkeit in Bereiche auszuweichen, in denen sie nicht von großen Räubern erreichbar sind. Die Wassertiefe stellt hier keine räumliche Barriere dar. Demnach haben große Raubfische die Möglichkeit, einen wesentlichen Teil der Uferzonen zu bejagen, wobei Beutefische unterschiedlichster Größen bzw. Altersstadien genutzt werden können. Für kleine Jungfische entsteht durch große Räuber mit hohem Futterbedarf ein besonders großer Räuberdruck. Zusätz-

lich verschärft sich die Intensität der Prädation, weil eine Reihe speleophiler (höhlenbewohnender) Raubfische (z. B. neozooe Grundelarten, *Neogobius* spp.; Aalrutte, *Lota*; Aal, *Anguilla*) im Blockwurf günstige Einstände vorfindet.

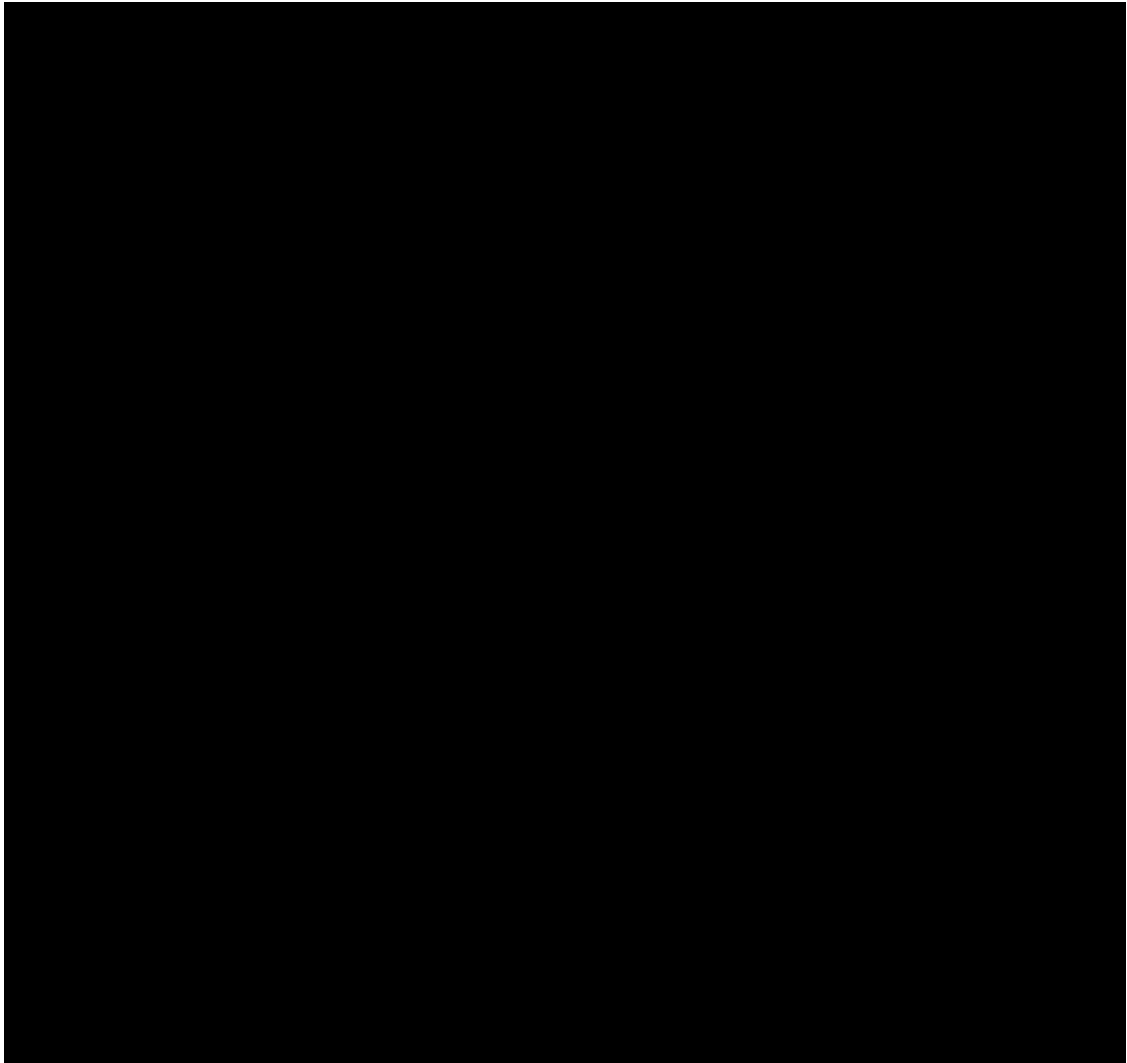


Abbildung 75: Bedeutung der Uferstruktur bzw. des Ufergradienten für die Interaktion zwischen Raub- und Beutefischen.

Anders stellt sich die Situation bei flach auslaufenden Uferzonen dar. Hier können juvenile Beutefische sich in Zonen aufhalten, in denen sie zwar nicht ohne Räuberdruck sind, aber nur von Räubern gejagt werden, die nicht sehr

viel größer sind als sie selbst (siehe

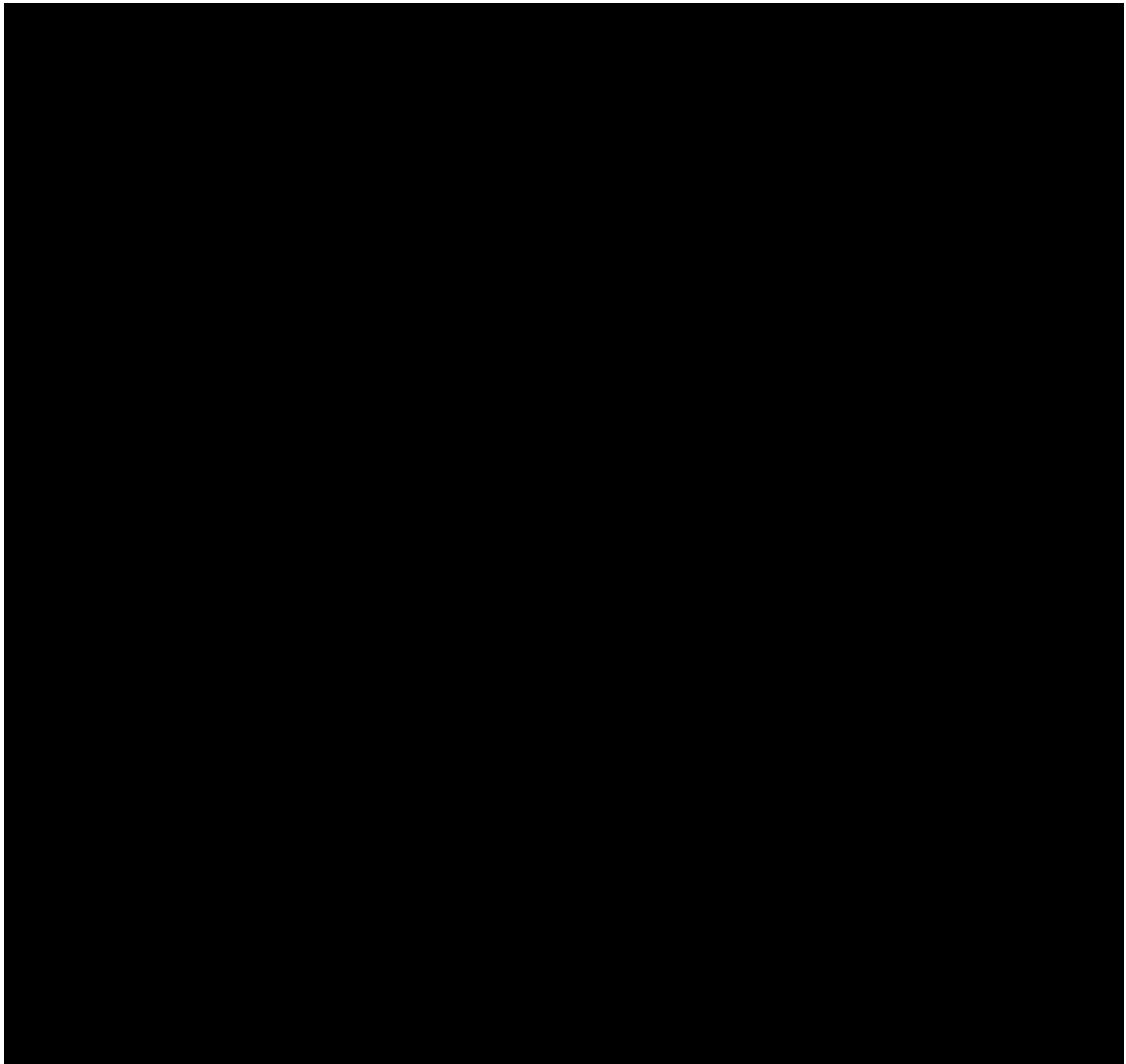


Abbildung 75, oben).

Auf flachen Ufern findet ein Raubfisch einer bestimmten Körpergröße in Abhängigkeit vom Uferabstand gute Jagdbedingungen (Futterfische geeigneter Größe und passende Wassertiefe) für eine Beute in optimaler Größe vor. Optimale Beutegröße bedeutet in diesem Zusammenhang, dass die Beute noch gut schluckbar ist, aber ein hohes Verhältnis Gewicht der Beute / Gewicht des Räubers aufweist. Ein Räuber benötigt daher in der Regel auf Flachufeln wesentlich weniger Beuteindividuen, was zu einer günstigen Energiebilanz des Räuberindividuums führt. Gleichzeitig ist die Mortalität junger Stadien der Beutefische durch Prädation deutlich geringer als auf steilen Ufern, wodurch sich eine deutlich höhere Zahl von subadulten und adulten Beutefischen rekrutieren kann. Diese größeren Individuen stehen wiederum den größeren Raubfischen als Nahrung zur Verfügung.

Zusammenfassend bedeutet dies, dass auf flachen Uferzonen wesentlich effizientere Interaktionen zwischen Räuber und Beute hinsichtlich der Gesamtfischbiomasse auftreten als auf steilen Uferzonen. Die Konsequenz daraus ist, dass Flachufer zur Entwicklung einer deutlich höheren Gesamtfischbiomasse (Beute- und Raubfische) beitragen.

Bei effizienten Maßnahmen zur Restaurierung von Donaufischbeständen kommt daher der Wiederherstellung von Uferzonen mit flachem Gradienten eine herausragende Bedeutung zu.

7.1.6 Schutz vor schiffverkehrsbedingtem Wellenschlag

Unter dem Begriff "schiffverkehrsbedingter Wellenschlag" werden alle Wirkungen durch die Schifffahrt auf die Uferzonen des Hauptstroms verstanden (Sog, Schwall, Veränderungen der Fließgeschwindigkeit, Wassertemperatur und Trübe, etc.). Beeinträchtigt werden epiphytische Algen, benthische Invertebraten (TITZLER & SCHLEUTER, 1989) und Larval- und Juvenilstadien von Fischen (HIRZINGER ET AL., 2002).



Abbildung 76: Linkes Bild: Sunkwirkung eines vorbeifahrenden Ausflugschiffes, Kiesbank bei Schildorf, Stauwurzel Jochenstein rechtes Bild: Anschließende Schwallwirkung, aufgenommen am 15.09.2011 um 13:51:18 (links) und 13:51:26 (rechts).

Die Lebensraumsprüche vor allem strömungsgebundener Donaufische werden durch den schiffverkehrsbedingten Wellenschlag erheblich beeinträchtigt. Die wichtigsten Aspekte der direkten und indirekten Beeinflussung von rheophilen Fischen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Larven werden durch den Sog aus dem für sie optimalen Habitat gezogen bzw. weichen infolge von Wellenschlag in suboptimale Bereiche aus (ZAUNER ET AL., 2006)
- Erhöhung der Drift von Larven und Jungfischen (HOLLAND, 1987, ZAUNER ET AL., 2006)
- Larven und Jungfische werden durch den Schwall ans Ufer geworfen

(ZAUNER ET AL., 2006)

- Um im geeigneten Habitat zu bleiben bedarf es eines erhöhten Energieaufwands
- Unfreiwillig abdriftende Larven müssen ein neues Habitat suchen. Durch den erhöhten Energieaufwand und vermehrte Prädation kann dies vor allem bei geringer Habitatverfügbarkeit zu hoher Mortalität der Jungfische führen
- Das erwärmte Wasser der Flachwasserbereiche wird mit dem kühleren Hauptwasserkörper vermischt; dadurch können sich negative Auswirkungen auf Wachstum und Überleben von Fischen ergeben
- Die erhöhte Trübe im den Uferbereichen verringert die reaktive Distanz bei der Aufnahme von Nahrungspartikeln (SIGLER ET AL, 1984, SEVIZI & MARTENS, 1991, BARRET ET AL., 1992, GREGORY & NORTHCOTE, 1993) und erhöht die Bakteriendichte (PETTIBONE ET AL. 1996).

Die erhöhte Mortalität in beeinträchtigten Uferzonen und das Ausweichen in geschützte Zonen (sofern vorhanden) führen dazu, dass die Besiedlungsdichte von Fischlarven auf vor Wellenschlag geschützten Uferzonen um ein Vielfaches höhere Werte aufweisen (siehe Abbildung 77).

Zur Kompensation möglichst aller schädlicher Wirkungen des schiffahrtsbedingten Wellenschlags ist die Schaffung von wellenschlaggeschützten Bereichen unerlässlich. Dabei sollen zumindest abschnittsweise flache, gut strukturierte Uferzonen gegeben sein, weil diese vor allem für die sensiblen Fischlarven von besonderer Bedeutung sind.

Wie bereits oben erwähnt, sind es vor allem rheophile Gesellschaften, welche unter dem Wellenschlag leiden. Als geschützte Bereiche sind daher primär durchströmte Nebenarme von besonderer Bedeutung. Voraussetzungen der Nutzbarkeit für rheophile Fische des Hauptstroms sind eine ganzjährige Durchströmung, freie Durchwanderbarkeit der Nebenarmsysteme und eine naturnahe Hydromorphologie. Für Larven rheophiler Fischarten stellen sich die wichtigsten abiotischen Lebensraumsprüche an ihr Habitat, die vor schiffahrtsbedingten Wellenschlag geschützte Uferzone im Nebenarm, wie folgt dar:

- Flacher Ufergradient bezüglich Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit bei allen Wasserständen
- Kontinuierlicher Übergang ins Hinterland ohne sprunghaften Anstieg der Uferneigung
- Verfügbarkeit von Laich-, Larval- und Juvenilhabitaten im engen räumlichen Konnex.

Bei effizienten Maßnahmen zur Restaurierung von Donaufischbeständen kommt daher der Schaffung von strukturierten Uferzonen mit Schutz vor schifffahrtsbedingtem Wellenschlag eine herausragende Bedeutung zu.

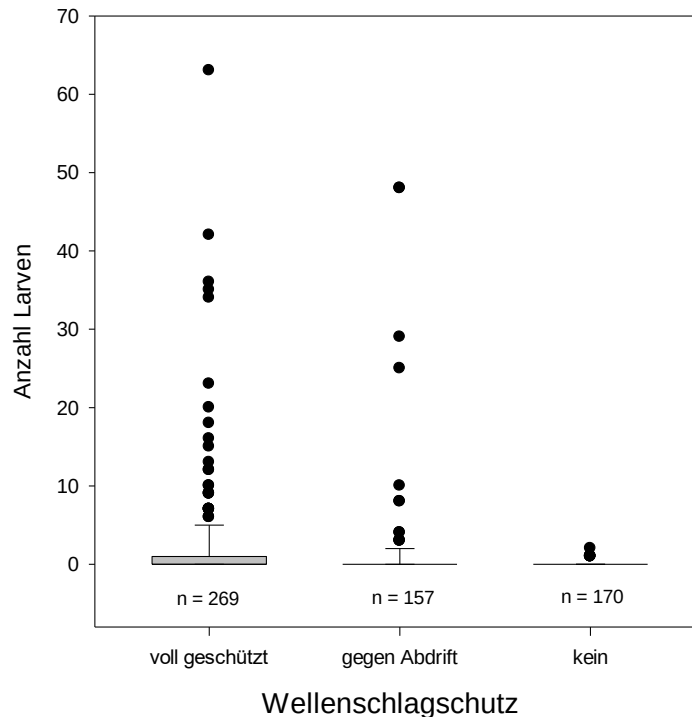


Abbildung 77: Dichte von Fischlarven und Juvenilen bis 30 mm Totallänge auf Mikrohabitaten mit unterschiedlichem Schutz vor Wellenschlag. Point-Abundance-Elektrobefischungen. Ziffern unter den Säulen: Zahl der Befischungspunkte (aus: ZAUNER ET AL., 2008).

7.1.7 Grundsätzliches zum Flächenbedarf

Bei der Umsetzung verschiedener Maßnahmentypen werden Flächen im Umland benötigt. Dabei kann es sich um naturnahe Auenwälder, intensiv forstlich oder landwirtschaftlich genutzte Flächen handeln. Verkehrs- und Siedlungsflächen scheiden bei der Verortung von Maßnahmen aufgrund der Kosten bzw. minimalen Umsetzbarkeit von vornherein aus. Ausnahme bilden untergeordnete Verkehrswege wie Treppel- und Radwege, deren Verlegung einen überschaubaren Aufwand darstellt.

Werden Waldflächen, die dem Waldgesetz unterliegen, in Wasserflächen umgewandelt, so können unter Umständen Ersatzaufforstungen gefordert werden. Damit entfällt der Vorteil der geringeren Kosten von Waldflächen, weil für den forstlichen Ausgleich in der Regel wertvollere landwirtschaftliche Flächen zu erwerben sind. Daher sind bei entsprechender Wahlmöglichkeit bereits landwirtschaftliche Flächen zu bevorzugen. Ein besonderer Mehrwert

ergibt sich durch die Herstellung eines longitudinalen Lebensraumverbunds im unmittelbaren Nahebereich von Gewässern bzw. der Vernetzung vorliegender Auenwaldrelikte.

7.1.8 Minimierung des Erhaltungsaufwands von Restrukturierungsmaßnahmen

In der Regel ist jede Maßnahme in ihrer Betriebsphase mit einem gewissen Erhaltungsaufwand verbunden. Dieser Aufwand ist jedoch auf das allernötigste zu minimieren bzw. überhaupt zu vermeiden. Bei der Entwicklung von Maßnahmen wurde daher besonders auf diesen Aspekt geachtet. Ein Grundsatz, der hier einfließt, ist, dass Strukturen geschaffen werden, welche sich entsprechend den hydromorphologischen Prozessen weitgehend selbst erhalten. Unter den gegebenen Rahmenbedingungen (z. B. gestörter Geschiebehaushalt) ist dies jedoch nur zum Teil möglich.

Folgende Beispiele sind für den Erhaltungsaufwand der Restrukturierungsmaßnahmen wesentlich:

- Ein Beispiel ist die Schaffung von Kiesstrukturen (Schotterbank, Kiesinsel) in der Stauwurzel. Hierbei steht die Forderung nach dynamischen, gut angeströmten Strukturen im direkten Gegensatz zur Minimierung des Erhaltungsaufwandes. Selbst bei flussmorphologisch günstiger Positionierung derartiger Maßnahmen ist infolge des fehlenden Geschiebeeintrags von flussauf mittel- bis langfristig mit einem zumindest teilweisen Abtrag der Struktur zu rechnen. Soll die Gestalt von Kiesstrukturen im Hauptstrom weitgehend erhalten bleiben, kann dadurch langfristig ein nennenswerter Erhaltungsaufwand entstehen. Verwiesen sei hier auch auf das Kapitel 7.1.4 welches das gestörte Geschiebekontinuum und die Bewältigung dieses Problems mittels Geschiebemanagement zum Thema hat.
- Bei stagnierenden Gewässern ist mittel- bis langfristig in jedem Fall mit einem nennenswerten Erhaltungsaufwand aufgrund von Verlandung zu rechnen. Bei Gewässervernetzung mit ungenügender Durchströmung kann durch die Verlandung mit Feinsedimenten ein beträchtlicher Erhaltungsaufwand entstehen. Grundsätzlich werden daher Maßnahmen, bei welchen größere Feinsedimentanlandungen zu erwarten sind, vermieden. Eine starke Verlandung mit Feinsedimenten ist zudem Indikator für eine schlechte ökologische Funktion.
- Erhaltung von Infrastrukturen wie Brücken, Sicherungen, etc.

7.1.9 Nutzungen bzw. Rahmenbedingungen für die Entwicklung von Restrukturierungsmaßnahmen

Im Folgenden werden die wesentlichsten Nutzungen im FFH-Gebiet und die dadurch entstehenden Rahmenbedingungen für das Restrukturierungspotential beschrieben.

Hochwasserschutz

Die möglichen Auswirkungen auf den Hochwasserschutz wurden bereits in Kapitel 7.1.2 erläutert.

Renaturierungsmaßnahmen sollten grundsätzlich abflussneutral sein, sollten lokale Aufspiegelungen erfolgen so sind Kompensationsmaßnahmen zu treffen. Diese können die Umsetzung von Renaturierungsmaßnahmen erschweren.

In vielen Fällen ergeben sich Synergien mit dem Hochwasserschutz. Bei nicht neutralen Profilumlagerungen ergeben sich jedoch zum Teil Divergenzen. Problematisch ist zum Teil, dass bei Bewilligung von Maßnahmen der jeweilige momentane Ist-Zustand als Referenz herangezogen wird. Maßnahmen, die geringe Aufspiegelungen (Verschlechterung) ergeben, können daher vielfach nicht umgesetzt werden, auch wenn z. B. die spiegelabsenkende Wirkung vorangegangener Eintiefungsprozesse (siehe Kapitel 7.1.4) die Auswirkung der Maßnahme bei weitem übertrifft. Diesbezüglich wäre eine Herangehensweise zu bevorzugen, welche die langjährige Entwicklung eines Abschnitts im Auge hat.

Energiewirtschaft

Durch Restrukturierungsmaßnahmen können Änderungen in der Energieerzeugung entstehen z. B. durch Ausleitungen (OWH, Umgehungsarm) oder Anhebung bzw. Absenkung des Unterwasserspiegels (Vorschüttung, Uferrückbau, etc.). Entsprechend negative Auswirkungen sind nicht a priori als wesentliche Beeinträchtigung der Nutzung zu sehen und daher auch kein genereller Hinderungsgrund für eine Maßnahme.

Stauzielabsenkungen, wie sie etwa für das Erreichen des guten ökologischen Zustands bzw. sehr guten ökologischen Potentials für den Donaustauraum Greifenstein formuliert wurden (JUNGWIRTH ET AL., 2005), werden hingegen als wesentliche Beeinträchtigung der Nutzung eingeschätzt und werden daher im Managementplan nicht weiter verfolgt und dargestellt.

Schifffahrt

Die Schifffahrt und die damit verbundene Schiffbarmachung der Donau ist eine wesentliche Ursache für die Regulierung der Donau. Durch die Erfordernisse für die Schifffahrt entstehen auch heute noch vielfach Eingriffe in die Gewässermorphologie.

Um die Schifffahrt durch Maßnahmen nicht wesentlich zu beeinträchtigen, sind folgende Aspekte zu berücksichtigen:

- Keine Reduzierung der Fahrwassertiefe in der Schifffahrtsrinne bei limitierenden Verhältnissen (Niedrigwasser)
- Keine wesentliche Verschlechterung der nautischen Verhältnisse (keine Hindernisse in der Schifffahrtsrinne)
- Keine großen Querströmungen in der Schifffahrtsrinne, welche die Navigation erschweren
- Kein starker Totholzeintrag
- Erhalt von wesentlichen Infrastrukturen (z.B. Länden) etc.
- In Einzelfällen ergeben sich auch Synergien mit den schifffahrtstechnischen Erfordernissen, z. B. bei der Entschärfung von räumlichen und/oder hydraulischen Engstellen durch Aufweitung.

Grundwassernutzung

Bereiche mit hohem Restrukturierungspotential weisen oftmals Grundwassernutzungen auf. Dies trifft im Stauraum Jochenstein beispielsweise auf den Bereich Soldatenau zu, in dem sich ein Wasserschutzgebiet befindet, dass die Trinkwasserversorgung der Stadt Passau gewährleistet.

Daraus ergibt sich ein gewisses Konfliktpotential. Wie das Gewässervernetzungsprojekt Rossatz-Rührsdorf jedoch zeigt, sind Restrukturierungsmaßnahmen und Grundwassernutzung durchaus in Einklang zu bringen (siehe Abbildung 78). Durch ein Monitoring werden eventuelle Beeinflussungen erfasst. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen können wesentliche Erkenntnisse für zukünftige Projekte im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Grundwassernutzung liefern.

Grundwasserschutzgebiete sind daher nicht a priori als Hinderungsgrund für eine Maßnahme zu sehen.



Abbildung 78: Gewässervernetzungsprojekt Rossatz-Rührsdorf; Links: Kleiner Nebenarm bei Rührsdorf; im Hintergrund befindet sich rechts ein Gemeindefrönnen, ca. 30 m vom Nebenarm entfernt (Dieser Bereich war vor der Gewässervernetzung nur bei Hochwasser durchströmt). Rechts: Mündung der Pritzenau mit Gemeindefrönnen zwischen der Mündung des Nebenarms und der sogenannten Anzuglacke, einem einseitig angebundenen Altarm.

Infrastrukturen

Maßnahmen, die höherwertige Infrastrukturen wie erhaltungswürdige Gebäude, Straßen, Leitungen etc. negativ beeinflussen werden im ggst. Managementplan nicht dargestellt.

Naturschutz

Maßnahmen, welche unmittelbar im Donauwasserkörper umgesetzt werden, kommen einer Vielzahl von Schutzgütern zu Gute. So können beispielsweise mit der Schaffung kiesiger Strukturen nicht nur wertvolle Laichhabitate von Schutzgütern, sondern auch Lebensraumtypen der Weichholzaue geschaffen werden. Im Zuge der Umsetzung derartiger Projekte sind kaum naturschutzfachliche Zielkonflikte erkennbar.

Bei der Umwandlung von Lebensräumen (meist Umwandlung terrestrischer und semiaquatischer Lebensräume in aquatische bzw. semiaquatische) können aber auch Konflikte entstehen. Es kann zu einer quantitativen Reduktion eines Lebensraumtyps zu Gunsten eines anderen kommen. In solchen Fällen ist ein Abwägen der Schutzgutinteressen erforderlich. Gleiches gilt auch bei der Umwandlung von einseitig angebundenen Altarmen in durchströmte Nebenarme. Die veränderten abiotischen Rahmenbedingungen bedingen oftmals einen Wechsel der Artenassoziationen.

Allerdings besteht in den meisten Fällen die Möglichkeit des Ersatzes veränderter Standorte, da aufgrund der naturräumlichen Gegebenheiten oftmals im Nahbereich alternative Habitate entwickelt werden können. So ist im Zuge der Umwandlung eines Altarmes in einen durchflossenen Nebenarm meist

die Möglichkeit gegeben, seitlich einen einseitig angebundenen Nebenarm zu entwickeln. Ähnliches gilt auch für die Umwandlung terrestrischer Standorte. Der Zugewinn an aquatischen Flächen zu Ungunsten terrestrischer kann durch Bestandsumwandlungen ausgeglichen werden, was auch aus forstrechtlicher Sicht meist erforderlich ist.

7.2 Zielarten von Revitalisierungsmaßnahmen

Durch am flussmorphologischen Leitbild orientierte Revitalisierungsmaßnahmen kann in den allermeisten Fällen ein Großteil der standorttypischen Arten gefördert werden. Je nach Maßnahmentyp profitieren allerdings einzelne ökologische Gilden besonders stark von der jeweiligen Maßnahme. Im Maßnahmenteil werden daher vorgeschlagene Maßnahmen nicht auf Ebene einzelner Schutzgüter, sondern auf Ebene von ökologischen Gilden diskutiert. Eine Einteilung der in Kapitel 4 behandelten FFH-Fischarten in Strömungsgilden bzw. nach Strömungspräferenzen am Laichplatz findet sich in

Tabelle 46, die Bedeutung der Fachausdrücke in Tabelle 45. Der Großteil der FFH-Arten ist der (oligo)rheophil-rheoparen Gilde zuzuordnen. Diese Arten leiden am meisten unter anthropogene Veränderungen der Fließgewässerökosysteme, was sich in hohen Gefährdungsgraden und Aufnahme in die FFH-Richtlinie widerspiegelt. Eine zweite Gruppe bilden die auf strukturreiche Auegewässer fortgeschrittener Sukzessionsstadien angewiesenen, limnophil-limnoparen Arten Schlammpeitzger und Bitterling. Als weitere Gruppe können die beiden Arten Donaukaulbarsch und Schied angesehen werden, die von einer starken Vernetzung zwischen Auegewässern und Hauptstrom profitieren bzw. obligat darauf angewiesen sind. Die autökologischen Ansprüche der Fließgewässerpopulationen von Perlfisch und Sichling sind hingegen derzeit noch weitgehend unbekannt, weshalb nur schwer eingeschätzt werden kann, welche Kompartimente des Fluss-Au-Systems für das Vorkommen dieser Arten essentiell sind.

Tabelle 45: Strömungs- und Laichplatzgilden nach ZAUNER & EBERSTALLER (2000).

Strömungsgilde	Bedeutung	Laichgilde	Bedeutung
rheophil	strömungsliebend	rheopar	fließwasserlaichend
oligorheophil	minder strömungsliebend	limnopar	stillwasserlaichend
indifferent	strömungsindifferent		
limnophil	stillwasserliebend		

Tabelle 46: Einstufung der im ggst. Managementplan behandelten Fischarten in Strömungsgilden bzw. nach Strömungspräferenz am Laichplatz gem. ZAUNER & EBERSTÄLER (2000).

Wiss. Name:	Deutscher Name:	Strömungsgilde	Laichgilde
<i>Zingel streber</i>	Streber	rheophil	rheopar
<i>Rutilus pigus virgo</i>	Frauennerfling	rheophil	rheopar
<i>Leuciscus souffia agassizi</i>	Strömer	rheophil	rheopar
<i>Eudontomyzon vladkovi</i>	Donau-Bachneunauge	rheophil	rheopar
<i>Hucho hucho</i>	Huchen	rheophil	rheopar
<i>Gobio albipinnatus</i>	Weißflossengründling	rheophil	rheopar
<i>Barbus meridionalis</i>	Semling	rheophil	rheopar
<i>Cottus gobio</i>	Koppe, Groppe	rheophil	rheopar
<i>Barbus barbus</i>	Barbe	rheophil	rheopar
<i>Thymallus thymallus</i>	Äsche	rheophil	rheopar
<i>Zingel zingel</i>	Zingel	oligorheophil	rheopar
<i>Gymnocephalus schraetzer</i>	Schrätzer	oligorheophil	rheopar
<i>Gymnocephalus baloni</i>	Donau-Kaulbarsch	oligorheophil	limnepar
<i>Acipenser ruthenus</i>	Sterlet	oligorheophil	rheopar
<i>Aspius aspius</i>	Schied, Rapfen	indifferent	rheopar
<i>Pelecus cultratus</i>	Sichling, Ziege	indifferent	limnepar
<i>Rhodeus sericeus amarus</i>	Bitterling	limnophil	limnepar
<i>Misgurnus fossilis</i>	Schlammpeitzger	limnophil	limnepar
<i>Rutilus frisii meidingeri</i>	Perlfisch	limnophil	rheopar

7.3 Übersicht über die unterschiedlichen Maßnahmentypen

Die Restrukturierungsmaßnahmen sollen generell möglichst stark am flussmorphologischen Leitbild orientiert sein. Dadurch ist gewährleistet, dass standorttypische Prozesse wieder stattfinden und möglichst alle Pflanzen- und Tiergesellschaften, welche evolutionär an diesen Lebensraum angepasst wurden, adäquate Habitate vorfinden.

Um die Wirksamkeit und Nachhaltigkeit von gesetzten Maßnahmen zu gewährleisten ist eine Reihe von essentiellen Planungsgrundsätzen zu beachten. Diese werden im Kapitel 7.1 beschrieben.

Im Folgenden werden die wichtigsten ökologischen Wirkungen der Maßnahmen zusammengefasst. Außerdem werden relevante Aspekte für den grundsätzlichen Maßnahmenentwurf angeführt (Anordnung von Strukturen in der

Staukette, Morphologie und morphologische Entwicklung der Strukturen, Erfahrungen mit ähnlichen Maßnahmen, etc.).

7.3.1 Zubringer – Strukturierung von Inn und Ilz

Zubringer können vor allem in Hinblick auf die fischökologischen Funktionen große Bedeutung für die Donau haben. Hervorzuheben ist dabei die Reproduktion von Rheophilen und lithophilen Indifferenten. Die entsprechende Bedeutung hängt dabei von der Größe des Zubringers bzw. der Verfügbarkeit an Schlüsselhabitaten (Laichplätze, Jungfischhabitate) ab. So ist eine gute Verfügbarkeit von Laichplätzen für Fische aus der Donau nur dann gegeben, wenn eine ungehinderte Hin- und Rückwanderung zum und vom Laichplatz möglich sind.

Grundsätzlich unterscheiden sich die Maßnahmen an den Zubringern zum Teil stark und reichen von punktuellen Maßnahmen zur Verbesserung des Kontinuums bis zur weit reichenden Restrukturierung ganzer Gewässerabschnitte. Grundbedingung für Maßnahmen in Zubringern ist, dass ein wesentlicher Nutzen für die Fischfauna der Donau zu erwarten ist. So können auch Maßnahmen, die weiter flussauf in die Zubringer reichen, von Bedeutung für die Donau sein.

Im ggst. Managementplan erfolgt eine Beschreibung des Maßnahmenpotentials nur innerhalb der Grenzen des FFH-Gebietes.

7.3.2 Uferstrukturierung – Schotterbank

Im Wesentlichen wird bei dieser Maßnahme ein steiles, in der Regel mit Blockwurf gesichertes Ufer durch Vorschüttung bzw. Uferrückbau in ein flaches Kiesufer mit natürlichem Wasser-Land-Übergang umgewandelt. Je nach Platzverfügbarkeit ist ein möglichst flacher Ufergradient herzustellen. Angeströmte Kiesbänke sind speziell in den Stauräumen im Vergleich zum Leitbild heute sehr selten und daher als ökologisch besonders wertvoll anzusehen (HOHENSINNER, 1995), was für deren Umsetzung eine hohe Priorität ergibt.

Organismengruppen, welche am stärksten von derartigen Strukturen profitieren, sind rheophile und indifferente Fischarten, Pionierfluren und bei entsprechender Abgelegenheit auch schotterbrütende Vogelarten. Aus fischökologischer Sicht ist zunächst die Funktion als Jungfischhabitat zu nennen. Der fehlende Schutz vor schiffahrtsbedingtem Wellenschlag führt jedoch zu verschlechterten Habitatbedingungen (siehe Kapitel 7.1.6). Als Nahrungshabitat

für Adultfische sind vor allem die großen, seicht überströmten Flächen mit hoher Primärproduktion wesentlich.

Die Verlandung mit Feinsedimenten ist bei dieser Maßnahme ein deutlich geringeres Problem als bei Gewässervernetzungen. Der sehr große hydraulische Radius führt dazu, dass die in den Uferbereichen wirkenden Scherkräfte (Schleppspannungen) auch bei geringem Gefälle noch vergleichsweise hoch sind und Feinsedimentanlandungen verhindern. Hinzu kommt, dass diese Bereiche dem schiffahrtsbedingten Wellenschlag ausgesetzt sind, welcher eventuell gebildete Anlandungen wieder wegspült.

Wesentlich ist jedoch, dass im Bereich von zu schaffenden Schotterbänken noch starke Wasserspiegelschwankungen stattfinden, da sonst der Übergangsbereich zwischen Wasser und Land sehr eng ist und ein Großteil der Kiesstruktur bewachsen wird bzw. permanent unter Wasser liegt. Die typische Abfolge der Habitatbedingungen im Ökoton Land-Wasser kann sich dabei nur ungenügend ausbilden.

Abschnitte im Bereich des Kipppegels bzw. flussab davon sind aufgrund ihrer geringen bzw. "verkehrten" Wasserspiegelschwankungen für derartige Strukturen wenig geeignet.

7.3.3 Uferstrukturierung – Insel-Nebenarm-System

Ebenso wie Schotterbänke können auch Insel-Nebenarm-Systeme auf verschiedene Weisen geschaffen werden.

Inseln, welche deutlich über den Mittelwasserspiegel hinausreichen, werden von dauerhafter Vegetation besiedelt. Liegen Inseln tiefer, so können sich nur in entsprechenden Niedrigwasserphasen Pioniergewächse vorübergehend ansiedeln.

Aufgrund des vielfach relevanten Hochwasserschutzes können im Falle von Aufweitungen bzw. neutralen Profilumlagerungen auch höhere Inseln mit potentiellen Sukzessionsstufen der Vegetation bis zur Weichholzaue zugelassen werden. Bei Inselvorschüttungen ist dies aufgrund der wesentlichen Profileinengung oft nicht möglich.

Durch die flachen Kiesufer entstehen ähnlich positive ökologische Effekte wie für den Maßnahmentyp Schotterbank (siehe Kapitel 7.3.2). Durch Inselbildung wird die Uferlinie in diesem Bereich verdreifacht. Hinzu kommt, dass je nach Höhe der Insel im Nebenarm Bereiche mit teilweisem bis vollständigem Schutz vor schiffahrtsbedingtem Wellenschlag entstehen. Für Schotterbrüter und andere Wasservögel bieten die weniger leicht zugänglichen Inselbereiche wichtige Reproduktionsareale bzw. Rückzugsgebiete.

Je weiter ein Insel-Nebenarm-System ins Hinterland eingebunden ist, umso mehr nähert es sich dem Maßnahmentyp großer bzw. kleiner durchströmter Nebenarm an. Die Übergänge sind dabei fließend.

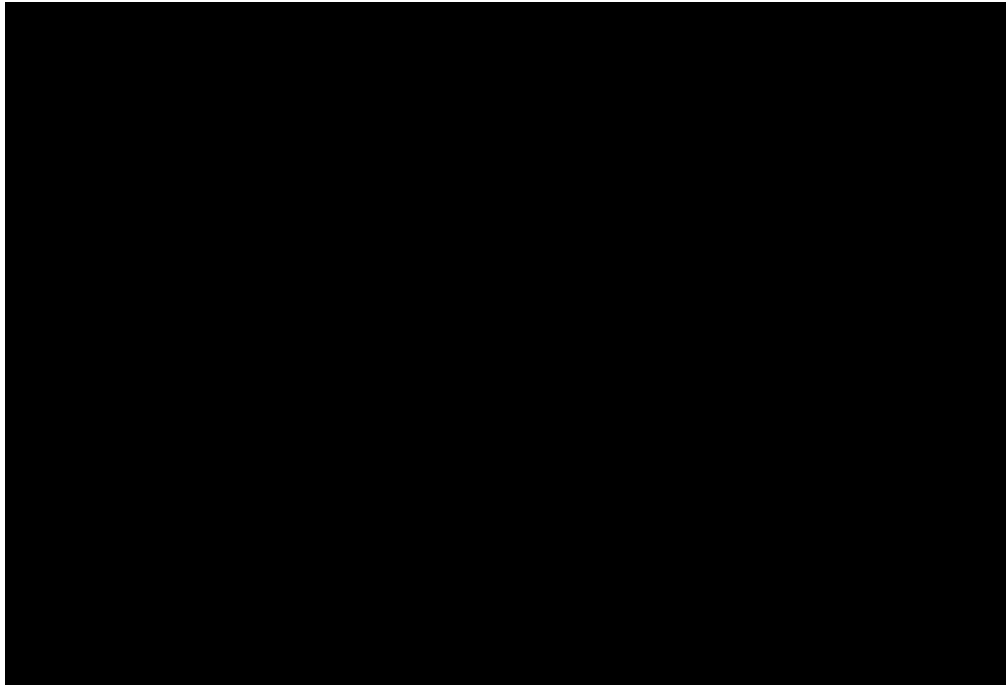


Abbildung 79: Geschüttete Kiesinseln bei Bacharnsdorf in der Wachau

7.3.4 Großer durchströmter Nebenarm

Die Bezeichnung groß bezieht sich in diesem Zusammenhang auf die Gewässerbreite und nicht auf die Länge.

Bei entsprechender Flächenverfügbarkeit im Umland der Donau können große durchströmte Nebenarme hergestellt werden. Ein großer Nebenarm der Donau wird derzeit im Bereich der Marktau in der Stauwurzel des KWs Abwinden-Asten realisiert.

Wesentlich, wie bei allen durchströmten Nebengewässern der Donau, ist, dass die Anbindung abflussstark und die Gefälleverhältnisse ausreichend sind, damit keine Verlandung mit Feinsedimenten erfolgt.

Um bei reduzierten Gefälleverhältnissen einen starken Fließgewässercharakter im Nebenarm zu schaffen, sind große Nebenarme besser geeignet als kleine Arme. Durch den größeren hydraulischen Radius entstehen höhere Fließgeschwindigkeit und eine stärkere morphologische Dynamik. Gleichzeitig ist auch die Platzverfügbarkeit für Uferzonen mit flachen Gradienten wesentlich besser als bei kleinen Nebenarmen. Bei der Neuschaffung von großen

Nebenarmen können daher eher großflächig typische Strukturen wie angeströmte Kiesbänke mit flachem Gradienten wiederhergestellt werden.

In den Stauwurzeln sind aufgrund der reduzierten Gefälleverhältnisse vielfach nur mehr große Nebenarme möglich, da kleine Nebenarme zu stark durch Verlandung der Uferzonen gefährdet wären.

Die Schaffung großer Nebenarme wirkt auf viele gewässer- und auenökologische Aspekte ein. Als ökologisch hoch attraktive Struktur kommt der Schaffung von großen durchströmten Nebenarmen in Stauwurzeln mit nutzbarem Umland eine hohe Priorität zu.

Für die Anbindung von großen Nebenarmen werden wesentliche Abflüsse aus dem Hauptstrom abgezweigt. In Fließstrecken können dadurch bei Niedrigwasser Probleme für das Gewährleisten von ausreichenden Fahrwassertiefen für die Schifffahrt entstehen, weshalb hier nicht zuletzt aufgrund der günstigeren Gefälleverhältnisse eher kleine Nebenarme zur Anwendung gelangen sollten. In den Stauwurzeln sind Fahrwassertiefen aufgrund der bereits deutlich größeren Wassertiefen durch den Rückstau in der Regel kein limitierender Faktor für die Schifffahrt. Ein weiterer Aspekt, durch den große Nebenarme die Schifffahrt beeinträchtigen können, sind starke Querströmungen bei der Ein- bzw. Ausströmöffnung. Diese führen unter Umständen zu Schwierigkeiten bei der Navigation. Um dieses Problem zu vermeiden, sind die Nebenarmöffnungen möglichst spitzwinkelig bzw. mit einem großen Trichter zu gestalten. Dadurch entstehen fast parallele Strömungen zum Hauptstrom bzw. werden die Querströmungen stark reduziert, weil sie sich auf einen breiten Trichter aufteilen. Werden mehrere Nebenarme hintereinander geschaffen, können die dazwischen liegenden Vernetzungsbereiche zum Hauptstrom so hergestellt werden, dass praktisch keine für die Schifffahrt relevanten Querströmungen entstehen, da die Abflussmengen des flussauf liegenden Nebenarms vom anschließenden Nebenarm weitgehend wieder aufgenommen werden.

7.3.5 Kleiner durchströmter Nebenarm

Entsprechend dem Leitbild sind kleinere Nebenarme feiner strukturiert, stärker gewunden und von geringeren Fließgeschwindigkeiten geprägt. Bei der Wiederherstellung derartiger Strukturen ist unter den veränderten Gefälleverhältnissen in den Stauwurzeln und dem grundsätzlich kleineren hydraulischen Radius kleiner Nebenarme die Verlandung mit Feinsedimenten ein virulentes Problem. Gewundene Laufformen kleiner Nebenarme sind daher in Stauwurzeln zu vermeiden und nur in Fließstrecken möglich. In ihrer Nachhaltigkeit positiver zu sehen sind eher gestreckte und nahe dem Hauptstrom gelegene Arme bzw. kleine Arme, die einen großen Nebenarm mit dem Hauptstrom verbinden. Aber auch hier bleibt die Bedingung einer tiefgründigen und abflussstarken Anbindung bestehen (siehe Abbildung 80).

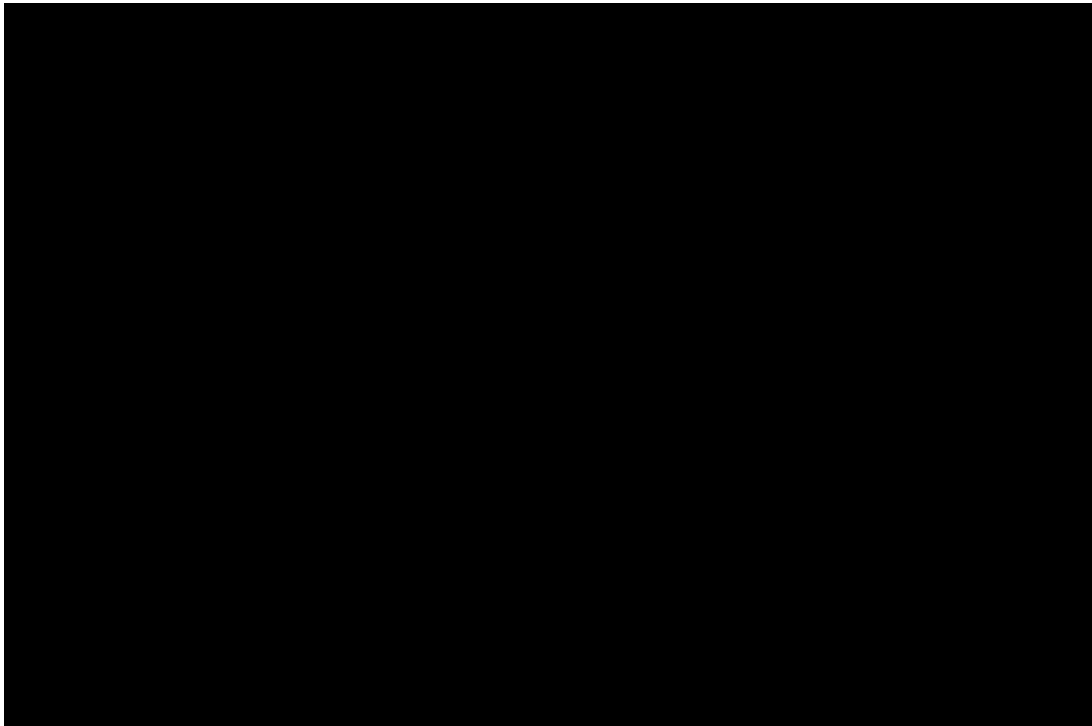


Abbildung 80: Links: Einströmöffnung Gewässervernetzung Grimsing. Rechts: Gewässervernetzung Rossatz-Rührsdorf (Wasserstand: RNW)

Hinsichtlich ihrer ökologischen Funktion gilt ähnliches wie für große Nebenarme. Aufgrund der geringeren Dynamik werden kleine Nebenarme jedoch stärker von der Ufervegetation geprägt. Die Habitatzusammensetzung ist insgesamt deutlich kleinräumiger, größere vegetationsfreie, flache Schotterufer sind selten.

7.3.6 Einseitig angebundener Altarm

Dieser Habitattyp ist primär für Fische, Mollusken und für die gewässergebundene Vegetation als wichtiger Lebensraum anzusehen. Für die Reproduktion von phytophilen Fischarten ist vor allem die überstaute Ufervegetation bei höheren Wasserständen von besonderer Bedeutung. Geeignete Bereiche für die Umsetzung befinden sich im Hauptstrom daher vom Kipppegel flussaufwärts. Je näher die Struktur beim Kipppegel liegt, umso geringer ist die zu erwartende Dynamik hinsichtlich der Wasserspiegelschwankungen. Trotzdem können für die oben erwähnten Organismengruppen wertvolle Habitate geschaffen werden.

Grundsätzlich ist bei einseitig angebundenen Flussarmen eine morphologische Dynamik stark eingeschränkt. Wenn die Arme bei Hochwasser stark durchströmt werden, können lokale Umlagerungen stattfinden. Oft sind einseitig angebunden Arme jedoch von einem stetigen Verlandungstrend geprägt.

Aufgrund der Problematik der Feinsedimentverlandung sind einseitig angebundene Altarme mit häufiger Durchströmung in Staubereichen zu vermeiden. Hier bieten sich daher Strukturen an, die seltener, erst bei flächiger Überstauung durchströmt werden. Der Altarm hat dabei eine vorflutende Wirkung und nimmt wesentliche Abflussmengen aus dem Umland auf. Durch das höhere Spiegellagengefälle bei Hochwasser entstehen relativ hohe Fließgeschwindigkeiten, die im Idealfall starke Verlandungen verhindern. Es sind Gewässerformen zu bevorzugen, welche sich längs dem Hauptstrom erstrecken und somit im Altarm bei Hochwasser ein Fließgefälle mit entsprechend hohen Fließgeschwindigkeiten erzeugen.

Durch den kontinuierlichen flachen Anstieg der Sohle entstehen für die Vegetation unterschiedlichste Zonen der Sukzession. Bei der Schaffung von derartigen Gewässern ist daher ebenfalls darauf zu achten, dass auf unterschiedlichsten Niveaus, von Niedrigwasser bis stark erhöhtem Mittelwasser, großflächig Flachwasserbereiche entstehen. Einseitig angebundene Nebenarme sind daher in Richtung flussauf mit flach auslaufendem Ende zu gestalten (siehe Abbildung 82). Die Uferzonen in Längsrichtung entwickeln sich in Folge der Durchströmung bei Hochwasser und der damit verbundenen Auflandung mit Feinsedimenten meist zu steilen Böschungen. Eine flache Ausgestaltung dieser Bereiche ist daher meist nicht sehr dauerhaft.

Der weitere Verlauf von einseitig angebundenen Armen in Richtung flussauf kann in Form einer Tümpelkette mit Auengewässern verschiedener Größe gestaltet werden. Ein morphologischer Vorteil dieser Gestaltungsform, für

welche es auch in der ursprünglichen Flusslandschaft natürliche Vorbilder gab, ist, dass diese Gewässerkette bei Hochwasser und flächiger Überflutung als Vorfluter für die umliegende Aue fungiert und so relativ hohe Fließgeschwindigkeiten entstehen, welche eine starke Verlandung oft lange Zeit verhindern können.



Abbildung 81: Beispiele für einen einseitig angebundenen Nebenarm mit standorttypischer Morphologie; Machland, flussauf Ende des Hüttinger Arms bei Strom-km 2093 L bei erhöhtem Mittelwasser.

Im Mündungsbereich des Nebenarms können durch Kehrströmungen große Mengen an Feinsedimenten in den Nebenarm eingetragen werden und zur Verlandung beitragen. Um diese sich in den Nebenarm fortsetzenden Kehrströmungen kurz zuschließen, kann eine lokale Verengung bei der Mündung gestaltet werden. Bei der Anbindung der Schopperstattlacke im GV-Projekt Rossatz-Rührsdorf konnten mit einer derartigen Maßnahme bereits gute Erfahrungen gemacht werden. Die Erhaltungsmaßnahmen können dadurch deutlich reduziert werden. Wichtig ist, dass die Einschnürung nicht zu hoch und steil aufragend ausgeführt wird, sodass bei Hochwasser hier kein rückstauendes Abflusshindernis entsteht.

Einseitig angebundene Stillgewässer können im zentralen Stau von Kraftwerken in Beckenlage auch durch die Rückverlegung des Rückstaudammes geschaffen werden. Die Kosteneffizienz ist dabei aber meist gering.

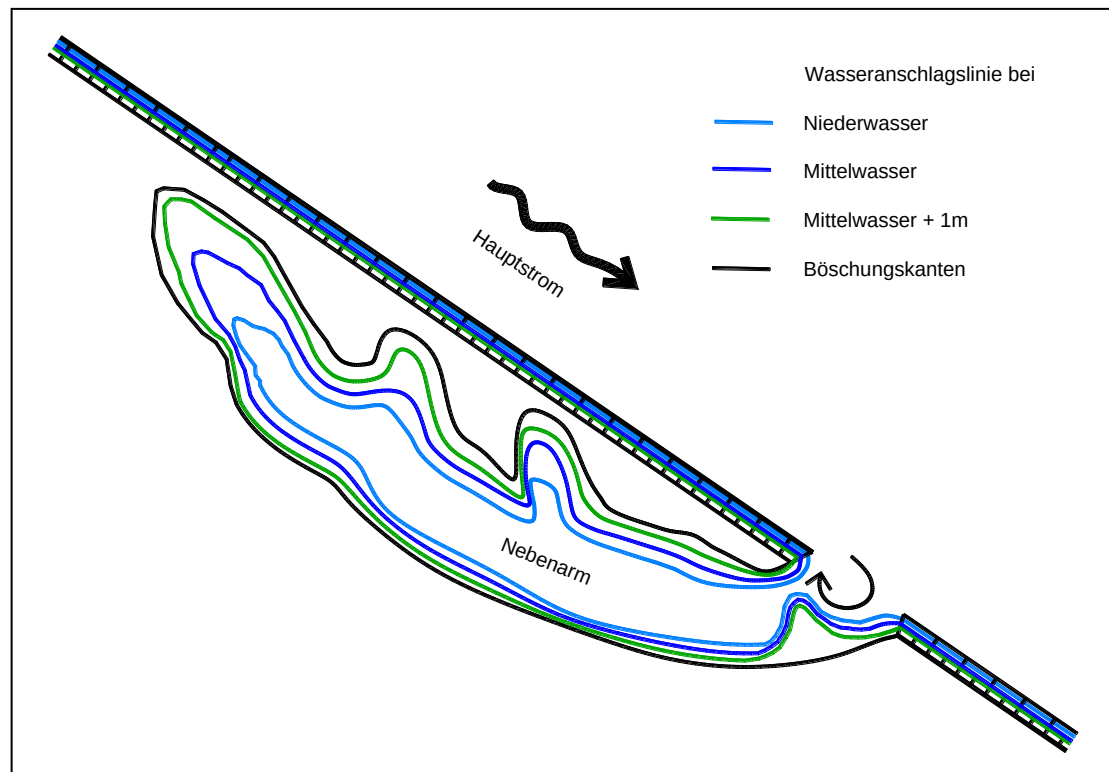


Abbildung 82: Schematische Darstellung des Maßnahmentyps einseitig angebundener Altarm.

7.3.7 Isolierte Kleingewässer

Durch das Fehlen von dynamischen Flusssystemen ist die Neuentstehung von Kleingewässern in flussbegleitenden Auensystemen heute kaum mehr möglich. In Verbindung mit der vielerorts stattfindenden Eintiefung des Hauptstroms und der zunehmenden Verlandung der Auenbereiche sind zudem bestehende Kleingewässer, unabhängig von direkten menschlichen Eingriffen wie Verfüllung oder Entwässerung, akut vom Verschwinden bedroht. Derartige Gewässer sind vor allem für die aquatische Vegetation, Amphibien und die ausgeprägt stagnophile Fischzönose (Schlammpeitzger, Bitterling) von großer Bedeutung.

Dieser Maßnahmentyp ist grundsätzlich von denselben Verlandungsprozessen geprägt wie jedes stehende Gewässer. Eine zu häufige Anbindung bzw. Durchströmung kann sich vor allem aus Sicht der Verlandung mit Feinsedimenten kontraproduktiv auswirken. Andererseits ist es für stagnophile Fischarten wesentlich, dass die Gewässer von Zeit zu Zeit an den Hauptstrom angebunden sind und ein Austausch mit anderen Populationen bzw. eine Ausbreitung in andere Gewässerteile erfolgen kann. Die Anbindung sollte daher im mehrjährigen Intervall erfolgen.

Um eine natürliche Besiedelung bzw. den Austausch zwischen isolierten Kleingewässern zu gewährleisten, sollten diese nicht allzu weit auseinander gelegen sein („Trittsteinbiotope“). Ökologisch erstrebenswert ist auch die Schaffung von lokalen Gruppen dieser Kleingewässer, wobei sich die einzelnen Gewässerteile auf unterschiedlichem Niveau und in unterschiedlichen Sukzessionsstadien befinden sollten. Durch Kombination mit einseitig angebundenen Nebenarmen entstehen auf relativ engem Raum Bereiche mit unterschiedlichem Vernetzungsgrad und verschiedenartigen Lebensgemeinschaften. Bestehende Kleingewässer sollten nach Möglichkeit nicht oder nur teilweise ausgebaggert werden, weil auch die fortgeschrittenen Sukzessionsstadien durch viele gefährdete Artassoziationen besiedelt werden. Stattdessen ist eine Neuschaffung in enger räumlicher Nähe zu bestehenden oder stark verlandeten Kleingewässern anzustreben.

Die Umsetzung dieses Maßnahmentyps ist theoretisch überall im Bereich der Donau möglich, eine konkrete Verortung erfolgt daher nicht.



Abbildung 83: Beispiel für isoliertes Kleingewässer; hier im Nahbereich der Donau im zentralen Stauraum Aschach. Foto: Exenschläger.

Ein Biotopverbund von Kleingewässern wurde beispielsweise an mehreren Stellen im Stauraum Aschach im angrenzenden, österreichischen FFH-Gebiet „Oberes Donautal“ geschaffen (siehe Abbildung 83). Wie die Erfahrungen zeigen, werden sie hervorragend als Laichgewässer von Amphibien

angenommen und führen innerhalb weniger Jahre zu deutlichen Vergrößerungen der Populationen (EXENSCHLÄGER, mündl. Mitteilung).

7.3.8 Organismenwanderhilfe

Durch die Kraftwerksketten an Donau und Inn ist das Längskontinuum für Organismen stark gestört. Organismenwanderhilfen bieten die Möglichkeit, diese Habitatfragmentierung zumindest teilweise wieder rückgängig zu machen. Grundsätzlich kann die Durchgängigkeit im FFH-Gebiet durch zwei Maßnahmentypen verbessert bzw. hergestellt werden:

1. Dynamischer Umgehungsarm
2. Umgehung auf kurzem Weg (Umgehungsgerinne, Tümpelpass, Vertical Slot, Fischlift).

Dieser Maßnahmentyp umfasst Maßnahmen im Bereich von Kraftwerksanlagen.

Die aktuellen Leitfäden zum Bau von Fischaufstiegshilfen [Deutschland: SEIFERT (2012), Österreich: BMLFUW (2011)] enthalten keine expliziten Empfehlungen bezüglich Auswahl bestimmter Bauwerkstypen. Gemäß Kontinuums-Leitfaden des MIRR (Model-based Instrument for River Restoration)–Projektes, der auf Basis zahlreicher Monitoringergebnisse erstellt wurde, wird die grundsätzliche Wahl des Bautyps für die Organismenwanderhilfe gemäß Abbildung 84 festgelegt. Im Falle einer Kraftwerksnutzung und ausreichender Platzverfügbarkeit wäre demnach ein Umgehungsgerinne der prinzipiell zu wählende Bautyp.

Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass Umgehungsgerinne aufgrund ihrer Naturnähe (moderateres Gefälle, naturnahe Verhältnisse hinsichtlich Gewässermorphologie und Substrat) für die meisten Arten besser durchwanderbar sind, während der Einstieg technischer Bautypen meist günstiger in der Nähe der nicht passierbaren Hauptströmung der Turbinen platziert werden kann und so die Voraussetzungen der Auffindbarkeit besser sind.

Die Herstellung eines dynamischen Umgehungsgerinnes bringt folgende positive Effekte mit sich:

- Wiederherstellung der biologischen Durchgängigkeit
- Durchwanderbarkeit mit der geringsten Einschränkung auch für schwachschwimmende Arten
- Schaffung standorttypischer Ersatzlebensräume (Laich- und Jungfischhabitate)

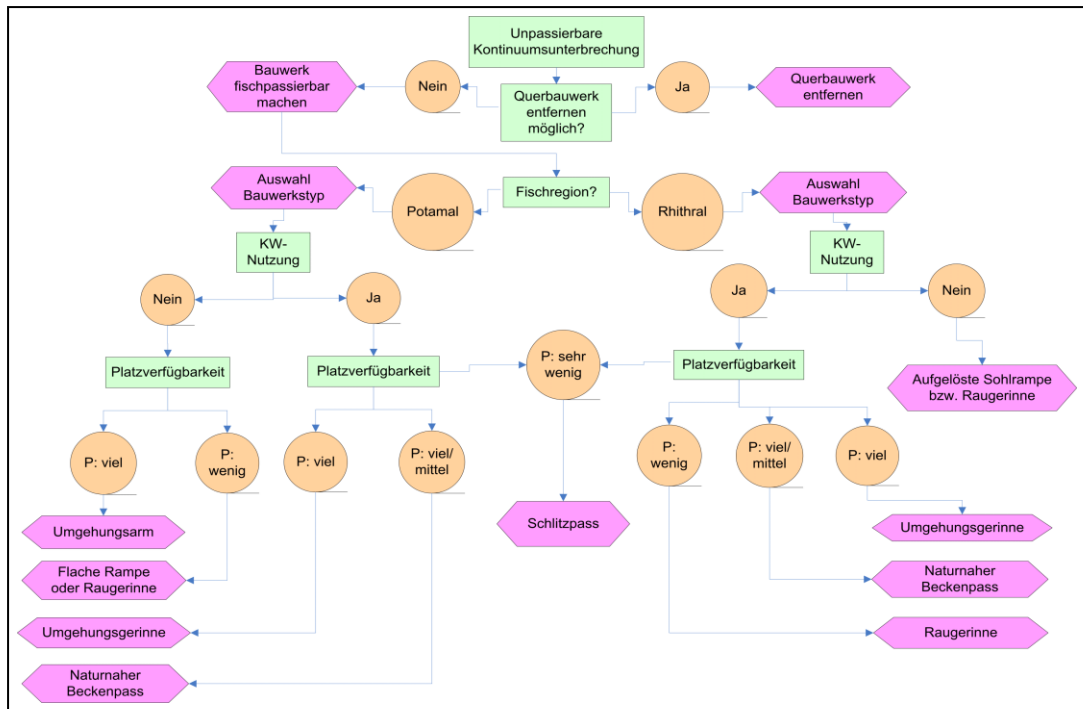


Abbildung 84: Entscheidungsschema für die Wahl des Bautypen der Organismenwanderhilfe gemäß Kontinuums-Leitfaden des MIRR-Projektes (ZITEK ET AL. 2007). P = Platzverfügbarkeit.

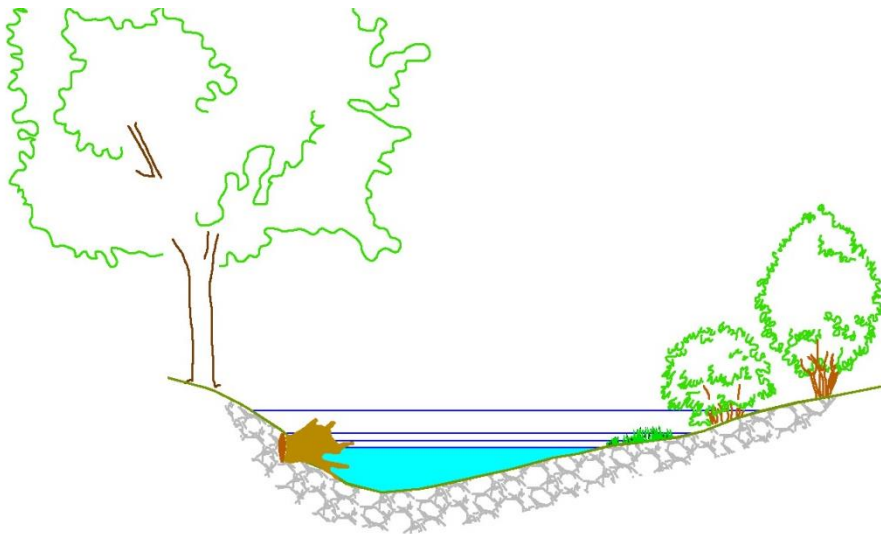


Abbildung 85: Beispiel für einen naturnahen Querschnitt eines Umgehungsgerinnes.



Abbildung 86: Links: Leitbild für dynamischen Umgehungsarm; rechts: Vertical Slot (Schlitzpass).

7.3.9 Uferstrukturierung im zentralen Stau

Im Folgenden werden verschiedene Möglichkeiten zur Uferstrukturierung im zentralen Stau beschrieben. Allen gemeinsam ist der geringere ökologische Nutzen. Der konstante Wasserspiegel lässt selbst bei flacher Uferneigung nur einen schmalen Wasser-Land-Übergang zu, der lediglich für einen Weidengehölzsaum Platz bietet. Aus fischökologischer Sicht ist der Nutzen meist nur für indifferente, anspruchslosere Arten gegeben. Für diese bieten die Flachuferzonen jedoch zum Teil wertvolle Habitate. Unter den FFH-Arten können damit – je nach Ausführung - primär Schied, Schrätzer, Zingel, Bitterling und Schlammpeitzger gefördert werden. Wie die unten beschriebenen, bereits realisierten Maßnahmen zeigen, profitiert auch der Biber sehr stark von Stauroaumstrukturierungen.

7.3.10 Feinsedimentstrukturen

Bereits Ende der 1970er Jahre wurde mit dem Bau von ufernahen Feinsedimentbiotopen im zentralen Staubereich des Kraftwerks Aschach (angrenzendes, österreichisches FFH-Gebiet „Oberes Donautal“) begonnen. Dabei wurden die bei Erhaltungsmaßnahmen im kraftwerksnahen Bereich anfallenden Sedimente verwendet. Im Laufe der Zeit entstanden dadurch großflächige, durch die Absenkungen im Zuge des großen Hochwassers 2002 allerdings stark in ihrer Flächenausdehnung reduzierte „Biotope“ (z.B.: Windstoß, Halbe Meile, Neuhaus und Schmiedelsau).

Im Vordergrund dieser Maßnahmen steht eine sinnvolle Verwertung von ansonsten nicht verwertbarem Material. Diese Maßnahmen aus rein gewässerökologischen Überlegungen zu fordern, wäre aufgrund des vergleichsweise geringen Benefits nicht gerechtfertigt. Darüber hinaus entstehen aber auch im terrestrischen Bereich wertvolle Habitate, z. B. für schilfbrütende Vögel.

Diese Bereiche können von vielen ubiquitären Arten zum Teil gut genutzt werden. Anspruchsvolle, standorttypische Arten finden jedoch nur in geringem Maße entsprechende Habitate vor. In Bereichen flussab des Kipppegels, wo nach Hochwasser zum Teil starke Wasserspiegelabsenkungen stattfinden, können für aquatische Organismen in Muldensituationen Falleneffekte entstehen (ZAUNER & RATSCHAN, 2004). Die Strukturen sind daher mit zum Ufer hin ansteigender Sohle herzustellen. Allerdings kann nicht vermieden werden, dass sich selbstständig Anlandungen am Außenrand der Strukturen bilden, die besagte Fallensituationen wieder erzeugen. Grundsätzlich muss jedoch festgehalten werden, dass eine Absenkung nur relativ selten bei mehrjährigen Hochwässern stattfindet und nur ein Teil der Organismen, welche diese Bereiche besiedeln, den Falleneffekten auch tatsächlich zum Opfer fallen.

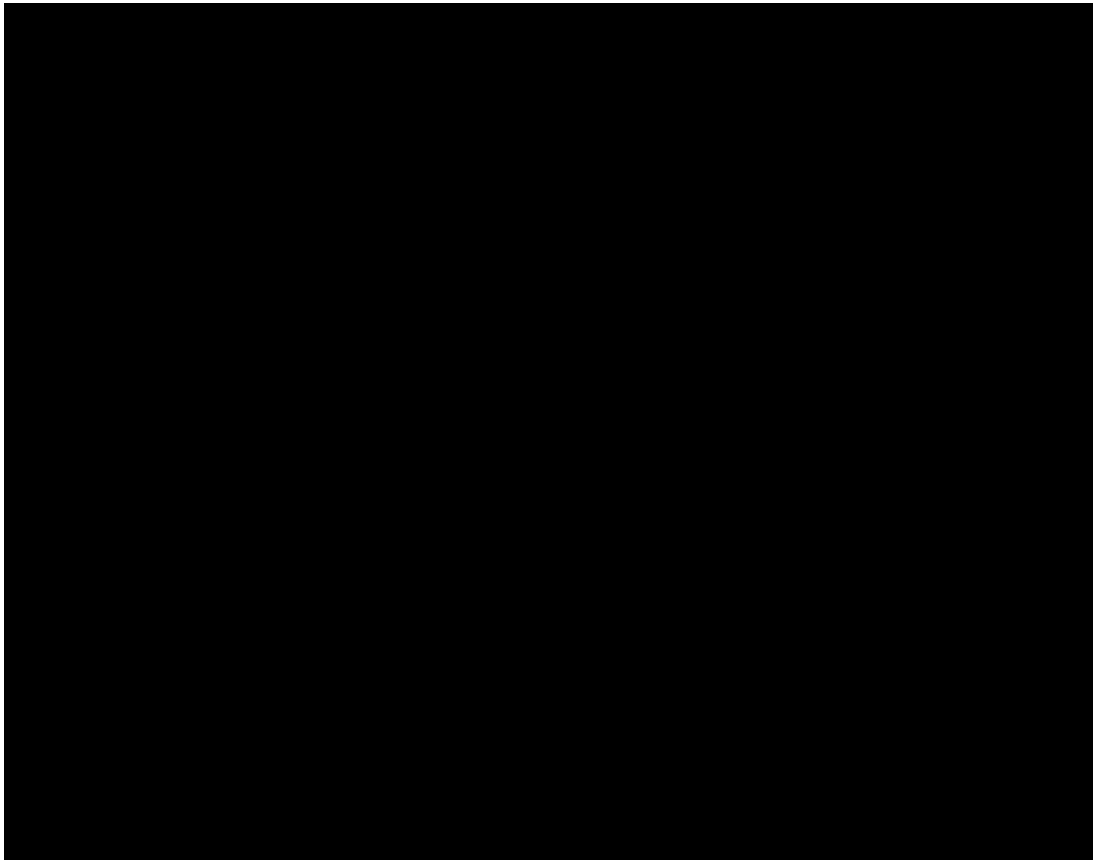


Abbildung 87: Feinsedimentstruktur "Windstoß" Stauraum Aschach

Die Dauerhaftigkeit von Feinsedimentstrukturen ist nur in Bereichen ohne starke Spiegelabsenkungen bei Hochwasser gegeben. Aus dem feinkörnigen Substrat der Strukturen kann bei sinkenden Wasserspiegeln das Wasser nur sehr langsam aussickern. Bei rascher Absenkung entstehen daher Porenwasserüberdrücke in der Struktur, welche zum hydraulischen Grundbruch führen können. Wie sich beim Hochwasser August 2002, z. B. an der Struktur Windstoß, deutlich gezeigt hat, führen rasche und starke Spiegelabsenkungen zum Abrutschen und zur Erosion von Feinsedimentstrukturen. Diese raschen Wasserspiegelabsenkungen sollen in Zukunft durch eine Änderung der Wehrbetriebsordnung vermieden werden (mündl. Mittl. SCHIMPF, AHP).

7.3.11 Überdecken von Feinsedimentstrukturen mit Kies

Durch die erosive Wirkung des schiffahrtsbedingten Wellenschlags werden Feinsedimentstrukturen oft auf einem Niveau ca. 0,5 m unter der Wasseroberfläche gehalten. Um Wasser-Land-Übergänge bzw. terrestrische Standorte zu schaffen, ist eine Überdeckung mit erosionsstabilerem Material erforderlich. Feinsedimentanlandungen bzw. geschaffene Strukturen aus Feinsediment im zentralen Stau können daher mit Kies überschüttet werden, um sie gegen Erosion durch den schiffahrtsbedingten Wellenschlag zu schützen.



Abbildung 88: Links: Struktur "Langer Haufen" im Stauraum Ottensheim-Wilhering; Rechts: Uferzone der Struktur "Raiger Haufen" im Stauraum Abwinden-Asten

Eine Überdeckung von Feinsedimenten mit Kiesmaterial im zentralen Stau wurde bereits bei der Struktur "Langer Haufen" (siehe Abbildung 88, linkes Bild) im Stauraum Ottensheim-Wilhering und bei der Struktur "Raiger Haufen" im Stauraum Abwinden-Asten (siehe Abbildung 88, rechtes Bild) umgesetzt. Die Strukturen besitzen nur einen schmalen Saum zwischen Wasseroberfläche und dauerhafter Vegetation, welcher für Pioniergewächse keinen Raum zur Verfügung stellt. Derartige Maßnahmen erhöhen die strukturelle

Ausstattung und Vielfalt. Meist werden sie jedoch nur von ubiquitären Arten genutzt. Die Strömungsgeschwindigkeiten sind auf sehr niedrigem Niveau und bieten strömungsliebenden Arten kaum günstige Habitatbedingungen. Für Wasservögel entstehen Flachwasserzonen und Rückzugsbereiche. Die höher gelegenen Flächen werden von dauerhafter Auenvegetation besiedelt.

Grundsätzlich muss festgehalten werden, dass die Verwendung von Kies für derartige Strukturen nur zum Zuge kommen sollte, wenn der Kies nicht für ökologisch wertvollere Strukturierungen in der Stauwurzel verwendet werden kann.

7.3.12 Überkieste Verlandungsbuhnen

Um die Bewegung großer Kubaturen möglichst gering zu halten, kann in geeigneten Bereichen durch ein Regulierungsbauwerk (Buhne) die Anlandung von Feinsedimenten provoziert werden. Die Anlandungen können dann mit Kies überdeckt werden und ein flacher Wasser-Land-Übergang geschaffen werden.

7.3.13 Weitere Möglichkeiten zur Uferstrukturierung im zentralen Stau

Gestaltungsmöglichkeiten im zentralen Stau in Form von Kurzbuhnen und kleinräumigen Totholzstrukturen, wie sie etwa von GODINA ET AL. (1989) und WAIDBACHER (1989) beschrieben werden, sind oft die einzige Möglichkeit sehr tiefgründige Uferbereiche zu heterogenisieren.

Bei Totholzstrukturen ist durchaus ein nennenswerter Nutzen für indifferente Fischarten gegeben, weshalb diese Maßnahme auch von Fischereivereinen zur Stützung der natürlichen Reproduktion bestimmter Arten (z. B. Zandernester) durchgeführt wird.

7.3.14 Besatz und Wiederansiedlungsmaßnahmen

Besatz vom Fischen ist grundsätzlich aus einer Reihe von Gründen problematisch und sollte restriktiv gehandelt werden. Dies betrifft insbesondere fischereiwirtschaftliche nicht genutzte Arten, weil bei diesen keine wirtschaftlichen Notwendigkeiten vorliegen. Die Manipulation von Fischbeständen durch Besatz birgt die Gefahr, bestehende Populationen genetisch negativ zu beeinflussen. Durch Vermischung der lokalen Population mit standortfremden Besatzfischen können genetisch weniger gut angepasste Nachkommen entstehen („outbreeding depression“), als solche, die der langfristig angepasste Stamm hervorbringt. Lokal adaptierte Gene oder Allelkombinationen können dadurch verloren gehen. Diese Gefahr besteht gerade bei kleinen Populationen, wie etwa dem lokalen Sterletbestand (Kapitel 5). Auch bei Verwendung von bestmöglich standortgerechtem Material können negative

Effekte dadurch entstehen, dass durch die in der Regel geringe Zahl an Mutterfische die genetische Variabilität verringert wird, keine natürliche Partnerwahl stattfindet und die Selektion der am besten angepassten Individuen durch eine hohe Mortalität früher Lebensstadien entfällt.

Im Rahmen des Artenschutzprojektes "Fische und Neunaugen in Oberösterreich" wurden Voraussetzungen definiert, unter denen naturschutzfachlichen motivierte, initiale Besatzmaßnahmen (Wiederansiedelungsprojekte) zweckmäßig sein können (GUMPINGER ET AL. 2011). An derartige Maßnahmen ist nur dann zu denken, wenn:

- Das historische Vorkommen der Art im Zielgewässer belegt oder sehr plausibel ist.
- Gründe für das Verschwinden vorhanden waren, die aktuell nicht mehr bestehen.
- Ein geeigneter Lebensraum vorhanden ist und die nachhaltige Etablierung eines Bestandes nach dem Initialbesatz prognostiziert werden kann.
- Eine geeignete Entnahmepopulation oder Tiere aus künstlicher Nachzucht vorhanden sind.
- Eine Erfolgskontrolle durchgeführt werden kann.

8 Vorschlag für die Anpassung der Gebietsgrenzen und des SDB

Die Anpassung und Erweiterung der Gebietsgrenzen um die in

Tabelle 47 aufgelisteten Bereiche wären fachlich gerechtfertigt. Die Feinabgrenzung des FFH-Gebietes befindet sich derzeit in Anhörung (Stand: Nov. 2015).

Hierbei handelt es sich vor allem um Stillgewässer- und Vorlandbereiche entlang des FFH-Gebietes. Tief liegende Vorlandbereiche mit Potential zur Anlage von Nebengewässern sind für die Erhaltungsziele des Gebietes von hoher Bedeutung. Beispielsweise können dort isolierte Gewässer angelegt werden, um geeignete Lebensräume für das derzeit nicht vorkommende, aber im Standarddatenbogen genannte Schutzgut Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) zu schaffen.

Es werden folgende Änderungen des Standard-Datenbogens (SDB Stand: 12/2004) vorgeschlagen, die sich aus den Kartierungsergebnissen ableiten lassen:

- Überprüfen bzw. eventuell Aufnahme des im Gebiet vorkommenden Lebensraumtyps „LRT 3260 - Fließgewässer der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des Ranunculion fluitantis und Callitricho-Batrachion“ im Bereich der Ilzmündung.
- Weglassen von Arten, die gemäß aktuellem Wissenstand weder aktuell eine signifikante Population aufweisen noch historisch nachgewiesen wurden:
 - *Leuciscus souffia* (Strömer)
- Abstimmung mit dem artenreicheren SDB des in Oberösterreich angrenzenden Gebietes bzw. Aufnahme von Arten in den Standarddatenbogen, die eine signifikante Population im FFH-Gebiet aufweisen. Dies sind gem. aktueller Ergebnisse vor allem:
 - *Gobio albipinnatus* (Weißflossengründling/Donau-Stromgründling)
 - *Gymnocephalus baloni* (Donaukaulbarsch)
 - *Pelecus cultratus* (Sichling, Ziege)
 - *Rutilus frisii meidingeri* (Perlfisch)

Tabelle 47: Vorgeschlagene Bereiche für die Anpassung der Gebietsgrenzen des FFH-Gebietes.

Nr.	Bereich	Lage Strom-km	Begründung
1	Betriebshafen Rackelau	2228,4	Stillgewässer innerhalb der Stauwurzel - Lebens- und Refugialraum; Nachweise des Schieds (<i>Aspius aspius</i>)
2	Hafen Lindau und Hinterland	2222,3 - 2221,9	Stillgewässer innerhalb der Stauwurzel - Lebens- und Refugialraum sowie Bereich im Hinterland mit Potential zur Anlage von Nebengewässern
3	Kernmühler Sporn	2220,0	Wertvoller Altwasserbereich - Lebens- und Refugialraum
4	Mannheimer Sporn	2218,8	Wertvoller Altwasserbereich - Lebens- und Refugialraum und einziger Nachweis der im SDB angeführten Art Bitterling (<i>Rhodeus sericeus</i>) im FFH-Gebiet
5	Vorlandbereich Edelhof	2218,0 - 2216,7	Hohes Potential zur Anlage von Nebengewässern
6	Vorland im Bereich der Erlaumündung	2215,7 - 2214,9	Hohes Potential zur Anlage von Nebengewässern und einer möglichen Adaptierung des Mündungsbereiches der Erlau
7	Vorland Erlau	2214,75 - 2214,4	Hohes Potential zur Anlage von Nebengewässern
8	Altwasser Obernzell	2211,7	Wertvoller Altwasserbereich - Lebens- und Refugialraum
9	Hafenanlagen Obernzell	2211,4 - 2211,5	Stillgewässer - Lebens- und Refugialraum
10	Vorlandbereich Grünau	2207,3 - 2206,9 u. 2206,8 - 2206,0	Hohes Potential zur Anlage von Nebengewässern
11	Hafenanlagen Grünau	2205,9 - 2205,55	Stillgewässer - Lebens- und Refugialraum Einziger Nachweis von <i>Pelecus cultratus</i> im Stauraum Jochenstein.
12	Bereich einer zukünftigen Organismenwanderhilfe des KWs Jochenstein	2203,6- 2201,75	Wichtiger Laichplatz und Lebensraum für rheophile FFH-Fischarten. Wichtiger Korridor, der die Gebietsteile im Ober- und Unterwasser KW Jochenstein verbindet

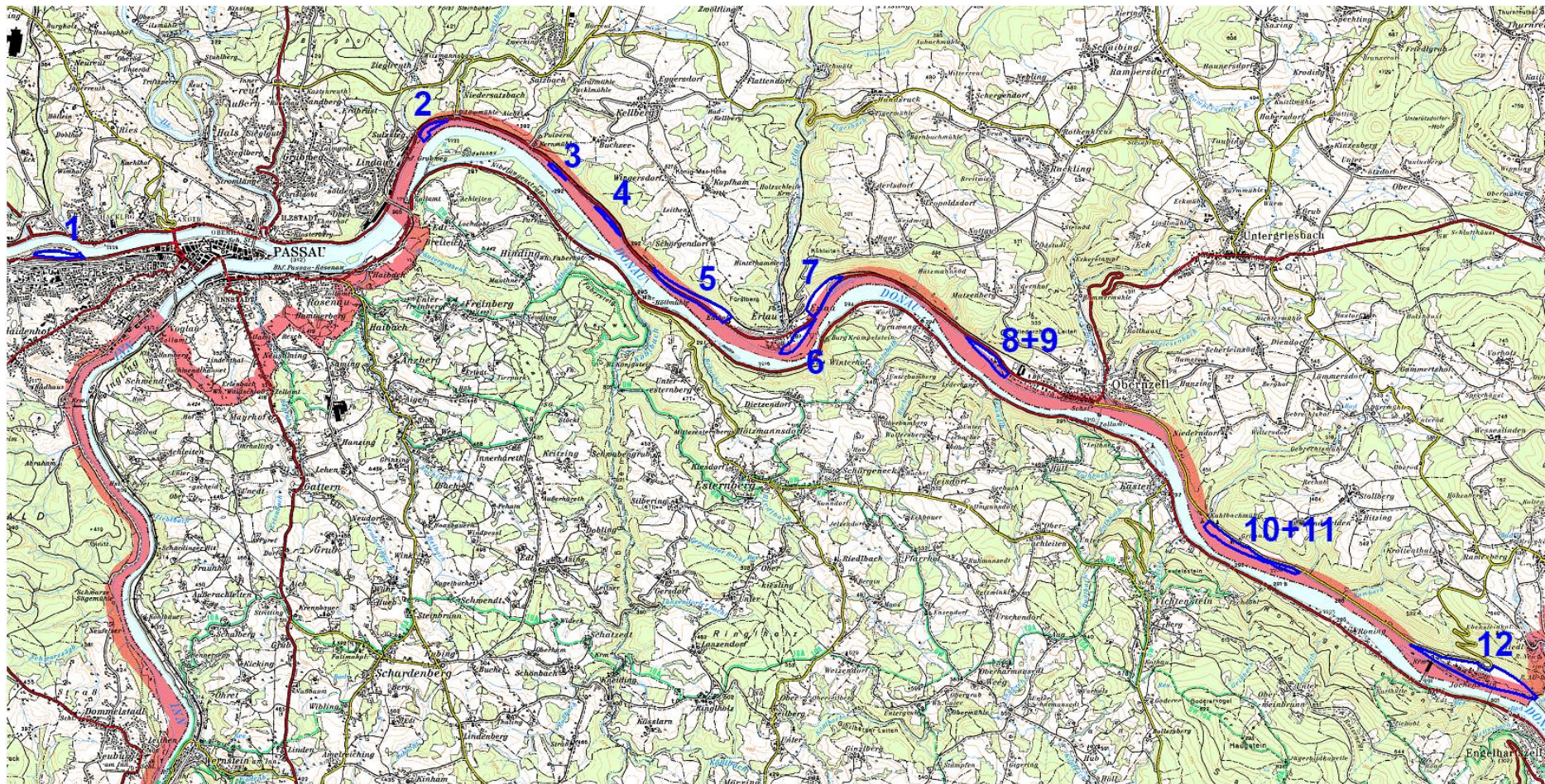


Abbildung 89: Vorgeschlagene Flächen für eine Gebietserweiterung. Nummerierung siehe

Tabelle 17

9 Literatur

- ANONYMUS (1907): Zum Artikel: „Über die geografische Verbreitung des Huchens“. Österr. Fischerei-Zeitung 13: 295.
- ANONYMUS (1953): Sterletfang! Allgem. Fischerei-Zeitung 68(78): 460.
- BAYER. LANDESAMT FÜR UMWELT & BAYER. LANDESANSTALT FÜR WALD UND FORSTWIRTSCHAFT (2007): Handbuch der Lebensraumtypen nach Anhang I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie in Bayern. – 162 S. + Anhang, Augsburg & Freising-Weihenstephan.
- BAYSTMLU (BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDESENTWICKLUNG UND UMWELTFRAGEN) (2000): Schutz des Europäischen Netzes „Natura 2000“. Gemeinsame Bekanntmachung der StMI, StMWVT, StMELF, StMAS und StMLU vom 4. August 2000.
- BARRETT, J., GROSSMAN, G.D. & ROSENFELD, J. (1992): Turbidity-induced changes in reactive distance of Rainbow Trout, Trans. Am. Fish. Soc. 121, 437-443.
- BERNOTAT, D., H. SCHLUMPRECHT ET ALIAS (2002): Standardisierungsentwürfe. S. 109-534. in: Plachter H. et alias (2002): Entwicklung und Festlegung von Methodenstandards im Naturschutz. Schr. R. f. Landschaftspflege und Naturschutz, Heft 70.
- BMLFUW (2012): Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 102 S.
- BOHL, E., KLEISINGER, H. & LEUNER, E. (2003): Rote Liste gefährdeter Fische (Pisces) und Rundmäuler (Cyclostomata) Bayerns. Bay. LfU/166/2003. 4 S.
- BOTTA, I.; KERESZTESSY, K. & PINTER, K. (1984): *Gymnocephalus baloni* HOLCIK & HENSEL, 1974 (Percidae) - a new member of Hungarian fish fauna. Aquacultura hungarica (Szarvas): 4: 39-42.
- BORNE, M. v. D. (1882): Die Fischereiverhältnisse des Deutschen Reiches, Oesterreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs. W. Moeser, Berlin: 1-304.
- BRUSCHEK, E. (1953): Funktionsüberprüfungen an den Fischpässen der Kraftwerke Obernberg und Ering. Österreichs Fischerei 6 (9/10): 129-136.
- CSAR, D. & GUMPINGER, C. (2009): Die Migration der Fischfauna aus der Donau in die Naarn. Studie i. A. Land OÖ., Abteilung Oberflächengewässerswirtschaft / Gewässerschutz. 76 S.

- DWA (2005): Fischschutz und Fischabstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle, DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Bonn, 256 S.
- EBERSTALLER J., PINKA, P. & HONSOWITZ, H. (2001): Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfe am Donaukraftwerk Freudenau, Schriftenreihe der Forschung im Verbund, Bd.68.
- ELLMAUER, T. (HRSG., 2005): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Umweltbundesamt im Auftrag der österreichischen Bundesländer und des Lebensministeriums (BMLFUW).
- ETC/BD (EUROPEAN TOPIC CENTRE ON BIOLOGICAL DIVERSITY, 2011): Summary of the comments of the Member States to the Article 17 checklist - issues related to the species taxonomy. März 2011. 21 S.
- FITZINGER, L. J. (1832): Ueber die Ausarbeitung einer Fauna des Erzherzogthumes Oesterreich, nebst einer systematischen Aufzählung der in diesem Lande vorkommenden Säugethiere, Reptilien und Fische, als Prodrom einer Fauna derselben. Beiträge zur Landeskunde Oesterreich's unter der Enns 1: 280-340.
- FREYHOF, J. (2009): Rote Liste der im Süßwasser reproduzierenden Neunaugen und Fische. 5. Fassung. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70(1): 291-316.
- GASCH, A. (1950): Probefänge am Fischpaß Mühlrading. Österreichs Fischerei 3: S. 8f.
- GODINA, R., NACHTNEBEL, H., HERZIG, A. & WAIDBACHER, H. (1989): Gestaltungsmöglichkeiten für den Stauraum, Österreichische Wasserwirtschaft 41, 7/8: 166-171.
- GREGORY, R.S. & NORTHCOTE, T.G. (1993): Surface, planktonic, and benthic foraging by juvenile Chinook Salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in turbid laboratory conditions, Can. J. Aquat. Sci. 50.
- GUMPINGER, C., RATSCHAN, C., SCHAUER, M., WANZENBÖCK, J. & ZAUNER, G. (2009): Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich. Bericht über das Projektjahr 2008. 117 S. + Anhänge.
- GUMPINGER, C., RATSCHAN, C., SCHAUER, M., WANZENBÖCK, J. & ZAUNER, G. (2011): Das Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen - ein wertvoller Beitrag zum Erhalt der Biodiversität in oberösterreichischen Gewässern. Teil 1: Aktuelles. Österreichs Fischerei 64 (5/6): 130-144.

- HARSÁNYI, A. (1982): Der Huchen. Verlag Paul Parey, Hamburg und Berlin, 175 pp.
- HIRZINGER, V., BARTL, E., WEISSENBACHER, A., ZORNIG, H. & F. SCHIEMER (2002): Habitatveränderungen durch den schiffahrtsbedingten Wellenschlag und deren potentielle Auswirkung auf die Jungfischfauna in der Donau. Österreichs Fischerei 55: 238–243.
- HOHENSINNER, S. (1995): Bilanzierung historischer Flussstrukturen im Oberen Donautal als Grundlage für die Revitalisierung des ehemaligen Altarmes bei Oberranna. Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur. Wien, Bodenkultur. 179 S.
- HOLČÍK, J. & HENSEL, K. (1974): A new species of *Gymnocephalus* (Pisces: Percidae) from the Danube, with Remarks on the Genus. Copeia 2: 471-486.
- HOLLAND, L. (1987): Effect of Brief Navigation-Related Dewaterings on Fish Eggs and Larvae, North American Journal of Fisheries Management 7: 145-147.
- JÄCKEL, A. J. (1864): Die Fische Bayerns, ein Beitrag zur Kenntniss der deutschen Süßwasserfische. — Abh. zool.-min. Verein Regensburg, Heft 9: 1-101.
- JUNGWIRTH, HAIDVOGL, G., HOHENSINNER, S., MUHAR, S., SCHMUTZ, S. & WAIDBACHER, H. (2005): Leitbild-specific measures for the rehabilitation of the heavily modified Austrian Danube River, Arch. Hydrobiol. Suppl. 155/1-4: 17-36.
- KAPA, R. (2011): Bewertungsschemata für FFH-Arten (Donauendemiten, die innerhalb Deutschlands nur in Bayern vorkommen).
- KOTLÍK, P. , TSIGENOPOULOS, C. S., RÁB, P. & BERREBI, P. (2002): Two new *Barbus* species from the Danube River basin, with redescription of *B. petenyi* (Teleostei: Cyprinidae). Folia Zoologica: international journal of vertebrate zoology 51 (3): 227-240.
- KOTTELAT M. & FREYHOF, J. (2007): Handbook of European freshwater fishes. — Kottelat, Cornol and Freyhof, Berlin: 1-646.
- KRAUSS, H. (1928): Der Groß-Fischweg am Drau-Stauwerk bei der Faal ober Marburg. Österreichs Fischerei-Zeitung 25: 114-116.
- KUKULA, W. (1874): Die Fischfauna Oberösterreichs. Jber. Ver. Naturk. Oesterr. ob der Enns 5: 17 - 25.
- LASSLEBEN (1970): Die Fischerei in der niederbayerischen Donau in der Gegenwart. Allgemeine Fischerei-Zeitung 95: 729-732.

- LEUNER E. & KLEIN, M. (2000): Ergebnisse der Artenkartierungen in den Fließgewässern Bayerns. Fische, Krebse, Muscheln. Bayerische Landesanstalt für Fischerei, Starnberg. 212 S.
- LORI, T. (1871): Die Fische in der Umgegend von Passau. 9. Jahresbericht des naturhistorischen Vereines in Passau: 99-104.
- LUDWIG A., LIPPOLD S., DEBUS L. & R. REINARTZ (2009): First evidence of hybridisation between endangered sterlets (*Acipenser ruthenus*) and exotic Siberian sturgeons (*Acipenser baerii*) in the Danube River. — Biol. Invasions 11: 753-760.
- LWF & LFU (2008): Erfassung und Bewertung von Arten der FFH-RL in Bayern, Stand: Januar 2008.
- MADER, H., STEIDL, T. & WIMMER, R. (1996): Abflussregime österreichischer Fließgewässer, Umweltbundesamt Monographien, Bd. 82, Wien, 192 S.
- MANGELSDORF, J. & SCHEURMANN, K. (1980): Flußmorphologie – Ein Leitfaden für Naturwissenschaftler und Ingenieure, R. Oldenbourg Verlag, München Wien, 262 S.
- MILLS, S. C. & REYNOLDS, J. D. (2003): The bitterling-mussel interaction as a test case for coevolution. Journal of Fish Biology 63: 84-104.
- MÜLLER-KROEHLING, S. (2003): Teilband 5: Laufkäfer, in MÜLLER, J. et al.: Waldökologischer Vergleich von Eichenmischwäldern und Mittelwäldern, Abschlußbericht Projekt V56 der Bayer. LWF, 37 S.
- PLACHTER, H. (1986a): Die Fauna der Kies- und Schotterbänke dealpiner Flüsse und Empfehlungen zu ihrem Schutz.- Ber. ANL 10: 119-147.
- PLACHTER, H. (1986b): Composition of the Carabid Beetle Fauna of Natural Riverbanks and of Man-made Secondary Habitats. – In: DenBoer, P.J., Luff, M.L., Mossakowski, D. & Weber, F. (Hrsg.): Carabid Beetles - Their Adaptions and Dynamics. - Stuttgart: 509-535.
- RATSCHAN, C. & ZAUNER, G. (2008): Aktuelle fischfaunistische Erkenntnisse aus der österreichischen Donau. Blitzlichter aus der angewandten Fischökologie. Hauptvortrag Gesellschaft für Ichthyologie, 13.3.08., ZSM München.
- RATSCHAN, C., GUMPINGER, C., SCHAUER, M., WANZENBÖCK, J. & ZAUNER, G. (2011): Artenschutzprojekt Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich. Ukrainisches Bachneunauge (*Eudontomyzon mariae*) und Bachneunauge (*Lampetra planeri*). Österreichs Fischerei 65.

- RATSCHAN, C. & ZAUNER, G. (2012): Basisdatenerhebung FFH-relevanter Fische in Niederösterreich. Studie i. A. NÖ. Landesregierung, Abteilung Naturschutz. 240 S. + 49 S. Anhänge.
- RATSCHAN, C., JUNG, M. & ZAUNER (2014): Grundlagen für den Erhalt des Sterlets. Interreg Projekt Bayern - Österreich (J00346). Bericht Projektphase 2014. I. A. Amt der OÖ. Landesregierung.
- REICHARD, M., PRZYBYLSKI, M., KANIEWSKA, P., LIU, H. & SMITH, C. (2007): A possible evolutionary lag in the relationship between freshwater mussels and European bitterling. *Journal of Fish Biology* 70: 709-725.
- REINARTZ, R. (2003): Der Sterlet in der bayerischen Donau. Biologie, Ökologie, aktuelle und historische Verbreitung. Vorschläge für ein Artenhilfsprogramm. Studie i. A. Landesfischereiverband Bayern. 70 S.
- RING, T. (2009): Projektkonzept AHP-Sterlet. Wiedereinbürgerung des Sterlets (*Acipenser ruthenus*) in der bayerischen Donau. Fachberatung für Fischerei in Zusammenarbeit mit Fischereiverband Oberpfalz. 8 S.
- SCHEURING, L., (1949): Fischpässe, ihre Leistung und ihre Zweckmäßigkeit, Österreichs Fischerei 2: 26-31.
- SCHIEMER, F., JUNGWIRTH, M. & IMHOF, G. (1994): Die Fische der Donau - Gefährdung und Schutz, Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Band 5, styria medienservice, Graz.
- SCHIEMER, F., KECKEIS, H., RECKENDORFER, W. & WINKLER, G. (2001): The „in-shore retention concept“ and its significance for large rivers, *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 135 (2-4): 509-516.
- SCHLIEWEN, U. & NEUMANN, D. (2009): Erfassung der bayerischen Fischartenvielfalt. Abschlussbericht. Zoologische Staatssammlung München i. A. Landesfischereiverband Bayern e.V.
- SCHMALL, B. & RATSCHAN, C. (2009): Artinformation Perlfisch *Rutilus meidingeri* (HECKEL 1851). Bearbeitungsstand: 11. Jänner 2010. In: BRUNKEN, H., BRUNSCHÖN, C., SPERLING, M. & WINKLER, M.: Digitaler Fischartenatlas von Deutschland und Österreich. Eine ichthyologische Informations- und Kommunikations-plattform. - Hrsg. Gesellschaft für Ichthyologie e.V.
- SCHMALL, B. & RATSCHAN, C. (2011): Die historische und aktuelle Fischfauna der Salzach - ein Vergleich mit dem Inn. *Beitr. Naturk. Oberösterreichs* 21: 55-191.

- SCHMUTZ, S., JUNGWIRTH, M., KAUFMANN, M. & VOGEL, B. (2000): Grundlagen zur Bewertung des Fischökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- SCHNEEWEIS, F. (1979): Innfischerei. Die traditionelle Fischerei im Oberösterreichisch-Bayerischen Inngebiet und ihre Wandlungen vom Ende des neunzehnten Jahrhunderts bis zur Gegenwart in volkswissenschaftlicher Sicht. Diss. Univ. Wien, Geisteswissenschaftl. Fakultät: 222 S.
- SCHRANK, F. v. P. (1798): Fauna Boica. Durchdachte Geschichte der in Baiern einheimischen und zahmen Thiere. Band 1.2.4. Fische. Stein'sche Buchhandlung, Nürnberg. 46 S.
- SCHREMPF, R. (2006): Genetische Untersuchungen der österreichischen Perlfisch-Populationen (*Rutilus frisii meidingeri*) mittels RFLP, Österreichs Fischerei 59: 201-207.
- SEIFERT, K. (2012): Praxishandbuch Fischaufstiegsanlagen in Bayern – Hinweise und Empfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb, i. A. des Bayerischen Landesamtes für Umwelt & des Landesfischereiver eins Bayern e.V., München, 149 S.
- SIEBOLD C. TH. E. V. (1863): Die Süßwasserfische von Mitteleuropa. — W. Engelmann, Leipzig: 1-430.
- SIEPE, A. (1989): Untersuchungen zur Besiedlung einer Auen-Catena am südlichen Oberrhein durch Laufkäfer unter besonderer Berücksichtigung der Einflüsse des Flutgeschehens. - Diss. Univ. Freiburg, 420 S + Anh.
- SIGLER, J.W., BJORN, T.C. & EVEREST, F. H. (1984): Effects of chronic turbidity on density and growth of Steelheads and Coho Salmon. - Trans. Am. Fish. Soc. 113: 142-150.
- SILIGATO, S. (1999): Spawning migration of Balon's ruffe into a Danubian side branch in Austria. Journal of Fish Biology 55: 376-381.
- SPANG, W.D. (1999): Laufkäfer als Indikatoren hydrologischer Rahmenbedingungen in der Oberrheinaue. – Angew. Carabidologie Suppl. I: 103-114.
- SSYMANK, A. (1998): Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. - Schriftenr. Landschaftspflege.
- STROBL, T. & ZUNIC, F. (1997): The sedimentation of the reservoir of the Oberilzmühle power plant. Question 74a Performance of reservoirs sed-

- imentation, Proc. of 19th Congress on Large Dams, Florence, Italy, 1997. ICOLD, Paris, France, pp. 207-218.
- TEROFAL F. (1977): Das Artenspektrum der Fische Bayerns in den letzten 50 Jahren. — Ber. ANL 1: 9-22.
- TITTIZER, T. & SCHLEUTER, A. (1989): Über die Auswirkungen wasserbaulicher Maßnahmen auf die biologischen Verhältnisse in den Bundeswasserstraßen, DGM 33, 3/4: 91-97.
- UNFER, G., FRANGEZ, C. & SCHMUTZ, S. (2003): Seasonal Migration Patterns of Nase and Barbel in the Danube and its Tributaries. Fifth Conference on Fish Telemetry held in Europe, Ustica, Italy.
- VAN DAMME, D., BOGUTSKAYA, N., HOFFMANN, R. C. & SMITH, C. (2007): The introduction of the European bitterling (*Rhodeus amarus*) to west and central Europe. Fish and Fisheries 8: 79-106.
- VIDA, A. & SPECIÁR, A. (1995): Comparative study of *Gymnocephalus cernuus* (Linnaeus, 1758) and *G. baloni* HOLCIK & HENSEL, 1974 (Pisces, Pervidae). Miscellanea Zoologica Hungarica 10, 103-116.
- VOLLRATH, H. (1963): Der Grundgebirgsabschnitt des Inn von Schärding bis Passau unter besonderer Berücksichtigung der Vornbacher Enge, Ber. Naturwiss. Ges. Bayreuth. 11: 359-392.
- VOLLRATH, H. (1976): Grundzüge einer Typisierung und Systematisierung der Flußauen nach Beispielen aus Bayern, Flußauen Bayerns 4: 273-299.
- WAIDBACHER, H. (1989): Zum Einfluss der Uferstruktur auf Fischbestände – Stauraumgestaltung Altenwörth, Österreichische Wasserwirtschaft 41 (7/8): 172-178.
- WAIDBACHER, H., ZAUNER, G., KOVACEK, H. & MOOG, O. (1991): Fischökologische Studie Oberes Donautal; im Auftrag der Wasserstraßendirektion.
- WAIDBACHER, H. & SPOLWIND, R. (2000): Beschreibung der räumlichen und zeitlichen Verteilung ausgewählter Zönosen im Einflussbereich des KW Freudenau. Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Universität für Bodenkultur.
- WALLNER, W. (1953): *Barbus petenyi* HECK, der Semling, in Niederösterreich. Allgemeine Fischereizeitung 78 (10): 221-235.
- WANZENBÖCK J., RATSCHAN C., SCHAUER M., GUMPINGER C. & G. ZAUNER (2011): Der Strömer (*Leuciscus souffia* RISSO, 1826) in Oberöster-

reich – historischer Rückgang, derzeitige Verbreitung und mögliche Trendwende. Österreichs Fischerei 64 (11/12): 294-306.

- WOLFRAM, G. & MIKSCHI, E. (2007): Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. p. 61-198. In: ZULKA, K. P. (Red.): Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 2: Kriechtiere, Lurche, Fische, Nachtfalter, Weichtiere. Grüne Reihe des Lebensministeriums Band 14/2. Böhlau-Verlag, Wien, Köln, Weimar.
- ZARN, B. (1997): Einfluß der der Flußbreite auf die Wechselwirkung zwischen Abfluß, Morphologie und Geschiebetransportkapazität. Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich, Mitteilungen, Band 159, Zürich.
- ZAUNER G. (1996): Ökologische Studien an Perciden der oberen Donau. — Biosystematics and Ecology Series No. 9. Österr. Akademie der Wissenschaften, Wien: 1-78.
- ZAUNER, G. (1997): Acipenseriden in Österreich. Österreichs Fischerei 50: 183-187.
- ZAUNER, G. (1998): Der Semling – eine verschollene Fischart wurde wieder entdeckt. — Österreichs Fischerei 51 (10): 218.
- ZAUNER, G. & PINKA, P. (1998): Fischökologische Beweissicherung der Altarmdotations "Schönbüheler Altarm" (Donau, Niederösterreich, Wachau). Stapfia 52, zugleich Kataloge des OÖ. Landesmuseums N. F. 126, 23-144.
- ZAUNER, G. & EBERSTALLER, J. (2000): Classification scheme of the Austrian fish fauna based on habitat requirements. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 2101-2106.
- ZAUNER G., PINKA P. & MOOG, O. (2001): Pilotstudie Oberes Donautal - Gewässerökologische Evaluierung neugeschaffener Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Kraftwerks Aschach. — Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion. 1-132.
- ZAUNER, G. & RATSCHAN, C. (2004): Maßnahmenkonzept Donau im Natura 2000 Gebiet „Oberes Donautal“ von Passau bis Aschach, Studie im Auftrag der Wasserstraßendirektion, 153 pp.
- ZAUNER, G. & RATSCHAN, C. (2005a): Erstnachweis von Perlfisken (*Rutilus meidingeri*) in der oberösterreichischen Donau - Bestätigung einer selbsterhaltenden Population. Österreichs Fischerei 58 (5/6): 126-129.
- ZAUNER, G. & RATSCHAN, C. (2005b): Fische und Neunaugen. In: ELLMAUER, T. (Hrsg.): 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. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, pp 28-129.

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

ZAUNER, G. & RATSCHAN, C. (2008): Gewässerzustandsüberwachung in Österreich gemäß GZÜV, BGBl. 479/2006 i.d.g.F; BMLFUW VII 1/Nationale Wasserwirtschaft. Fachbereich Fische, Bundesmessstellen Jochenstein, Enghagen, Ybbs & Oberloiben. I. A. BMLFUW, Wien.

ZAUNER, G., RATSCHAN, C. & MÜHLBAUER, M. (2008a): Vorstudie Revitalisierung Schildorfer Au. I. A. Via Donau.

ZAUNER, G., RATSCHAN, C. & MÜHLBAUER, M. (2008b): Life Natur Projekt Wachau. Endbericht Fischökologie. I. A. Arbeitskreis Wachau & Via Donau. 209 S.

ZITEK, A., HAIDVOGL, G., JUNGWIRTH, M., PAVLAS, P., SCHMUTZ, S. (2007): Ein ökologisch strategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich. AP5 des MIRR-Projektes, Endbericht. Studie im Auftrag von Lebensministerium und Land Niederösterreich. 138 S.

10 Abkürzungsverzeichnis

ABSP	=	Arten- und Biotopschutzprogramm Bayern	
ALF	=	Amt für Landwirtschaft und Forsten	
ASK	=	Artenschutzkartierung des Bayer. Landesamt für Umwelt	
BayNatSchG	=	Bayerisches Naturschutzgesetz	
BaySF	=	Bayerische Staatsforsten AöR	
FFH-RL	=	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie	
GemBek	=	Gemeinsame Bekanntmachung des Innen-, Wirtschafts-, Landwirtschafts-, Arbeits- und Umweltministeriums vom 4. August 2000 zum Schutz des Europäischen Netzes "NATURA 2000"	
MPI	=	Managementplan	
LRT	=	Lebensraumtyp nach Anhang I der FFH-Richtlinie	
RL BY	=	Rote Liste Bayern	0 = ausgestorben oder verschollen 1 = vom Aussterben bedroht 2 = stark gefährdet 3 = gefährdet 4 = potentiell gefährdet
SDB	=	Standard-Datenbogen	
WRRL	=	Wasserrahmenrichtlinie	
KW	=	Kraftwerk	
n	=	Anzahl	
Ind	=	Individuen	
CPUE	=	Catch per unit effort	
TL	=	Totallänge	

11 Glossar

0+	=	Jungfisch aus dem heurigen Jahrgang, Brütling
1+, 2+, ...	=	Einsömmriger, zweisömmriger, ... Fisch
abiotischer Faktor	=	(Chemischer, physikalischer) Lebensraumparameter der unbelebten Umwelt, z.B.: Wassertiefe, Sohlsubstrat, Strömung, Temperatur
adult	=	erwachsen
Ausbauwassermenge	=	maximale Wassermenge, die bei einem Kraftwerk über die Turbinen abgeführt werden kann
Altarm	=	nur im Hochwasserfall bzw. überhaupt nicht durchströmtes Nebengewässer; man unterscheidet einseitig angebundene Altarme (Parapotamon) und abgetrennte Altarme (Plesio- bzw. Paläopotamon)
benthisch	=	am Gewässergrund lebend
Biomasse	=	Hier: Gewicht der Fische pro Flächeneinheit oder Strecke
Biozönose	=	Lebensgemeinschaft, Gesamtheit der Arten in einem Lebensraum
Buhne	=	quer in den Flusslauf ragendes dammähnliches Regulierungsbauwerk (zumeist aus Bruchsteinen) mit der Funktion, das Niedrigwasserbett einzuengen und die Fließwassertiefen (bzw. Wasserstände) zur Verbesserung der Fahrwassertiefe für die Schifffahrt aufzuheben
CPUE	=	catch per unit effort, Fang pro Fangaufwand
Epipotamal	=	Barbenregion
Furkation	=	Flussgabelung, d.h. Aufspaltung des Gerinnes in zwei oder mehrere Teilgerinne mit dazwischen liegenden Inseln
Gilde	=	Gruppe von Arten, die auf ähnliche Weise vergleichbare Ressourcen nutzt
Habitat	=	Lebensraum einer Art oder ökologischer Gilde
Hinterrinner	=	hinterströmter Bereich einer Flussinsel, der im Gegensatz zu einem Nebenarm bei höheren Wasserständen Teil des Hauptstromes wird
Hyporhithral	=	Äschenregion
juvenil	=	jugendlich
Leitwerk	=	Dammartige, parallel bzw. unter spitzem Winkel zum Fluss verlaufende und gegen das Ufer hin durch Buhnen abgestützte Bauwerke (zumeist aus Bruchsteinen), die den Gerinnequerschnitt ähnlich wie Buhnen einengen und bei hohen Durchflüssen überströmt werden
limnepar	=	stillwasserlaichend
limnophil/ stagnophil	=	stillwasserliebend

Makro-zoobenthos, MZB	=	wirbellose Tiere des Gewässergrundes
Nebenarm	=	als Nebenarme werden im ggst. Managementplan auch bei Niedrigwasser durchströmte Nebengewässer bezeichnet; im Gegensatz zu einem Hinterrinner sind Nebenarme auch bei höheren Wasserständen durch eine hoch liegende Insel vom Hauptstrom getrennt
Neozoon	=	Tierart, die ursprünglich (vor 1492) nicht vorgekommen ist, nicht heimische Tierart
Oligorheophil	=	geringe Strömungsgeschwindigkeiten bevorzugend
Potamal	=	Unterlauf eines Fließgewässers, Gliederung in Epi-, Meta- und Hypopotamal
reaktive Distanz	=	Distanz, ab der ein Fisch ein Beuteobjekt erkennt und attackiert
rheopar	=	fließwasserlaichend
rheophil	=	strömungsliebend
Rhithral	=	Oberlauf eines Fließgewässers, Gliederung in Epi-, Meta- und Hyporhithral
Stauwurzel	=	Stelle, bis zu der die Stauerrichtung die Fließgeschwindigkeiten und Wasserstände merkbar beeinflusst, oberes Ende eines Stauraumes
(strömungs) indifferent	=	keine Präferenz bezüglich der Strömung aufweisend
subadult	=	Zwischen dem Juvenil- und Adultstadium
Totallänge, TL	=	Länge von der Schnauzen- bis zur Schwanzflossenspitze
Treppelweg	=	Weg unmittelbar entlang des Flussufers
ubiquitär	=	in unterschiedlichen Lebensräumen vorkommend, keine besonderen Ansprüche an den Lebensraum stellend
Vagilität	=	Fähigkeit eines Organismus, die Grenzen des Biotops zu überschreiten

12 Anlagen

12.1 Bewertung der Flora in Waldlebensraumtypen

12.1.1 LRT 91E0 (Salicetum albae)

Bewertungsrelevante Art	Wertestufe			
	WS 1	WS	WS 3	WS 4
<i>Matteuccia struthiopteris</i>	x			
<i>Equisetum hyemale</i>		x		
<i>Petasites hybridus</i>		x		
<i>Salix fragilis</i>		x		
<i>Salix purpurea</i>		x		
<i>Salix viminalis</i>		x		
<i>Agrostis stolonifera</i>			x	
<i>Angelica sylvestris</i>			x	
<i>Cardamine amara</i>			x	
<i>Carex acutiformis</i>			x	
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>			x	
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>			x	
<i>Festuca gigantea</i>			x	
<i>Filipendula ulmaria</i>			x	
<i>Impatiens noli-tangere</i>			x	
<i>Iris pseudachorus</i>			x	
<i>Lysimachia nummularia</i>			x	
<i>Phragmites australis</i>			x	
<i>Prunus padus</i>			x	
<i>Ranunculus ficaria</i>			x	
<i>Stachys sylvatica</i>			x	
<i>Stellaria nemorum</i>			x	
<i>Aegopodium podagraria</i>				x
<i>Anemone nemorosa</i>				x
<i>Calystegia sepium</i>				x
<i>Clematis vitalba</i>				x
<i>Deschampsia cespitosa</i>				x
<i>Humulus lupulus</i>				x

<i>Phalaris arundinacea</i>				x
<i>Plagiomnium undulatum</i>				x
<i>Rubus caesius</i>				x
Summe	1	5	16	9

12.1.2 LRT 91E0 (Stellario-Alnetum glutinosae)

Bewertungsrelevante Art	Wertestufe			
	WS 1	WS 2	WS 3	WS 4
<i>Matteuccia struthiopteris</i>	x			
<i>Petasites hybridus</i>		x		
<i>Ranunculus aconitifolius</i>		x		
<i>Salix fragilis</i>		x		
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>		x		
<i>Caltha palustris</i>			x	
<i>Cardamine amara</i>			x	
<i>Filipendula ulmaria</i>			x	
<i>Impatiens noli-tangere</i>			x	
<i>Iris pseudachorus</i>			x	
<i>Prunus padus</i>			x	
<i>Ranunculus ficaria</i>			x	
<i>Stachys sylvatica</i>			x	
<i>Stellaria nemorum</i>			x	
<i>Aegopodium podagraria</i>				x
<i>Anemone nemorosa</i>				x
<i>Deschampsia cespitosa</i>				x
<i>Phalaris arundinacea</i>				x
<i>Plagiomnium undulatum</i>				x
<i>Sambucus nigra</i>				x
Summe	1	4	9	6

12.2 Laufkäferfauna im Stadtgebiet Passau (1989)

	Grenzüber- gang Achleiten (ASK)	Lüftenegger Inseln (ASK)	Inn, ohne nähere Zu- ordnung (aus BK)

12.3 Schutzgutbewertungen der Anhang II-Fischarten in den Teilgebieten

Schied	Inn	Ilz	Donau v. Inn	SW Jochenstein	Stau Jochenstein	SW Aschach
Bestandsdichte, Abundanz	C	C	B	B	B	B
Alterstruktur	C	C	A	A	A	A
Populationsverbund	C	C	B	B	B	B
Laichhabitat	C	A	B	B	C	B
Dynamik	B	B	B	B	C	B
Strukturdegradation	B	B	B	B	B	B
Substratverschlechterung	C	B	B	B	C	B
Gestörte Durchgängigkeit	C	B	C	C	C	C
Hydraulische Beeinträchtigungen	B	C	B	B	C	B
Belastete Wasserqualität	A	B	B	B	B	B
Verschlechterung der Zönose	B	B	B	B	C	B
Sonstige Beeinträchtigungen: Wellenschlag	A	A	C	C	C	C

Zingel	Inn	Ilz	Donau v. Inn	SW Jochenstein	Stau Jochenstein	SW Aschach
Bestandsgröße, Abundanz	-	-	-	-	-	-
Altersstruktur, Reproduktion	C	C	C	B	B	A
Stetigkeit	C	C	B	B	B	A
Strukturverhältnisse	C	B	B	A	C	B
Durchgängigkeit	C	C	B	B	B	B
FIBS	A	C	B	B	C	C
Eingriffe	A	A	A	A	A	A
Belastungen	A	A	B	B	B	B
Hydraulik	B	C	C	C	C	C

Streber	Inn	Ilz	Donau v. Inn	SW Jochenstein	Stau Jochenstein	SW Aschach
Bestandsdichte, Abundanz	C	C	C	B	C	C
Alterstruktur	C	C	C	B	C	C
Populationsverbund	C	C	C	C	C	C
Sohlsubstrat	B	B	B	B	C	B
Strukturelle Ausstattung	B	B	B	B	C	B
Dynamik	B	B	B	B	C	B
Gewässergüte (Saprobienindex)	B	B	B	B	B	B

Streber	Inn	Ilz	Donau v. Inn	SW Jochen- stein	Stau Jo- chen-stein	SW Aschach
Strukturdegradation	B	B	B	B	C	B
Substratverschlechterung	C	B	B	B	C	B
Gestörte Durchgängigkeit	C	B	C	C	C	C
Hydraulische Beeinträchtigun- gen	B	C	B	B	C	B
Belastete Wasserqualität	A	B	B	B	B	B
Verschlechterung der Zönose	B	B	B	B	C	B
Sonstige Beeinträchtigungen: Wellenschlag	A	A	B	B	B	B

Frauennerfling	Inn	Ilz	Donau v. Inn	SW Jochen- stein	Stau Jo- chen-stein	SW Aschach
Bestandsgröße, Abundanz	-	-	-	-	-	-
Bestandsgröße, Abundanz	C	C	B	C	C	C
Altersstruktur, Reproduktion	C	C	A	B	C	C
Stetigkeit	C	C	A	B	C	C
Sohlsubstrat	C	C	C	B	C	B
Strukturverhältnisse	C	C	B	B	C	B
FIBS	A	C	B	B	C	C
Eingriffe	A	A	A	A	A	A
Belastungen	A	A	B	B	B	B
Durchgängigkeit	C	C	B	B	B	B
Hydraulik	B	C	C	C	C	C

Bitterling	Inn	Ilz	Donau v. Inn	SW Jochen- stein	Stau Jo- chen-stein	SW Aschach
Bestandsdichte, Abundanz	C	C	C	C	C	C
Alterstruktur	C	C	C	C	C	C
Populationsverbund	C	C	C	C	C	C
Muschelvorkommen	C	C	C	C	C	C
Altwässer	C	C	C	C	C	C
Anbindung	C	C	C	C	C	C
Strukturdegradation	C	C	C	C	C	C
Substratverschlechterung	C	C	C	C	C	C
Gestörte Durchgängigkeit	B	B	B	B	B	B
Hydraulische Beeinträchtigun- gen	B	C	B	B	C	B
Belastete Wasserqualität	B	B	B	B	B	B
Verschlechterung der Zönose	B	B	B	B	C	B
Sonstige Beeinträchtigungen	-	-	-	-	-	-

Schrätzer	Inn	Ilz	Donau v. Inn	SW Jochen- stein	Stau Jo- chen-stein	SW Aschach
Bestandsgröße, Abundanz						
Bestandsgröße, Abundanz	C	C	C	C	C	B
Altersstruktur, Reproduktion	C	C	C	B	A	A
Stetigkeit	C	C	C	B	B	A
Strukturverhältnisse	C	C	C	B	B	B
Durchgängigkeit	C	C	B	B	B	B
FIBS	A	C	B	B	C	C
Eingriffe	A	A	A	A	A	A
Belastungen	B	B	B	B	B	B
Hydraulik	B	C	C	C	C	C

Donau-Bachneunauge	Inn	Ilz	Donau v. Inn	SW Jochen- stein	Stau Jo- chen-stein	SW Aschach
Bestandsgröße, Abundanz						
Bestandsgröße, Abundanz	C	C	C	C	C	C
Altersgruppen	C	C	C	C	C	C
Strukturverhältnisse	C	C	C	C	C	C
FIBS	A	C	B	B	C	C
Eingriffe	A	A	A	A	A	A
Durchgängigkeit	C	C	A	A	A	A
Hydraulik	B	C	B	B	C	B

Huchen	Inn	Ilz	Donau v. Inn	SW Jochen- stein	Stau Jo- chen-stein	SW Aschach
Bestandsdichte, Abundanz	C	C	C	C	C	C
Alterstruktur	C	C	C	C	C	C
Populationsverbund	C	C	C	C	C	C
Laichhabitat	C	B	C	B	C	C
Struktur	B	B	B	B	C	B
Dynamik	C	B	B	C	B	B
Gewässerstrukturgüte	B	B	B	B	B	B
Gewässergüte	B	B	B	B	B	B
Strukturdegradation	B	B	B	B	C	B
Substratverschlechterung	C	B	B	B	C	C
Gestörte Durchgängigkeit	C	C	B	B	B	B
Hydraulische Beeinträchtigun- gen	B	C	B	B	C	B
Belastete Wasserqualität	B	B	B	B	B	B
Verschlechterung der Zönose	B	B	B	B	C	B
Sonstiges: Wellenschlag	A	A	B	B	B	B

12.4 Karten zum Managementplan – Fachgrundlagen

Karte 1 - 8 Übersichtskarten – Bestand und Strukturanalyse im FFH-Gebiet
(7447-371) „Donau von Kachlet bis Jochenstein mit Inn- und Ilzmündung“