

Innkraftwerk Egglfing-Obernberg Weiterbetrieb

Naturschutzfachliche Grundlagen zu den Antragsunterlagen

Anlage 23

Innkraftwerk Egglfing-Obernberg – Weiterbetrieb –
Naturschutzfachliche Fachgrundlagen für die Erstellung der Antragsunterlagen

Stand

27.11.2016

Erg. 20.09.2017

Verfasser

Landschaft+Plan Passau

Passauer Str. 21

D-94127 Neuburg a. Inn

Tel. 08507 / 922053

Bearbeitung

LA DI Thomas Herrmann

M.Sc. Alexander Rechl

Dipl.-Geogr. Ute Weismeier

mit Beiträgen von

DI Otto Aßmann

Karl Billinger

Florian Billinger

Dipl. Biol. Ralf Braun

Walter Sage

DI Dr. Gerald Zauner

Dipl. Biol. Sebastian Zoder

Berichtsart

Endbericht

Anmerkungen

-

1	Einleitung	11
1.1	Methodisches Vorgehen	11
1.2	Planungsgrundlagen	12
1.2.1	Bayern	12
1.2.2	Österreich	12
2	Beschreibung des Planungsgebiets	13
2.1	Abgrenzung	13
2.2	Schutzgebiete	13
2.2.1	Bayern	13
2.2.1.1	Überblick	13
2.2.1.2	Informationen zu den Schutzgebieten	13
2.2.2	Österreich	17
2.2.2.1	Überblick	17
2.2.2.2	Informationen zu den Schutzgebieten	17
2.2.3	Sonstige Schutzgebiete	18
2.3	Naturräumliche Situation	19
2.3.1	Landschaftsgliederung	19
2.3.2	Böden der bayerischen Auen	21
2.3.3	Klima	21
3	Bisherige Entwicklung des Stauraums: abiotische Faktoren	22
3.1	Eckdaten des Stauraums	22
3.2	Geschichtliche Entwicklung des unteren Inn	22
3.3	Hydrologie	29
3.3.1	Inn	29
3.3.2	Grundwasser	31
3.3.2.1	Rückblick	31
3.3.2.2	Aktuelle Situation	32
3.4	Flussmorphologie	35
3.4.1	Wildfluss	35
3.4.2	Korrigierter Inn	36
3.4.3	Stauraum	37
3.4.3.1	Fließgefälle, Strömungsgeschwindigkeit	37
3.4.3.2	Morphologische Entwicklung des Stauraums	41
3.4.3.3	Schwebstoffe	47
3.4.3.4	Wasserstände, Tiefenverhältnisse	48
3.4.4	Wassertemperatur	56
3.4.5	Sohlsubstrat	57
3.4.6	Nährstoffe	58
3.4.7	Gewässer der ausgedämmten Auen	60
3.4.7.1	Entwicklung der Auengewässer	60
3.4.7.2	Verockerung	61
4	Bisherige Entwicklung des Stauraums: Pflanzen und Tiere	62
4.1	Pflanzenwelt	62
4.1.1	Rückblick	62
4.1.1.1	Vegetation am Wildfluss	62
4.1.1.2	Vegetation am korrigierten Inn	69
4.1.1.3	Vegetationsentwicklung in den Stauräumen	70

4.1.2	Heutige Situation: Vegetation	71
4.1.2.1	Stauraum	71
4.1.2.2	Fossile Aue	74
4.1.2.3	Bewertung der vegetationskundlichen Verhältnisse	79
4.1.2.4	Überblick, Entwicklungstendenzen	80
4.1.3	Heutige Situation: Flora	82
4.1.3.1	Stauraum	82
4.1.3.2	Fossile Auen	83
4.1.3.3	Floristische Bedeutung im Überblick	85
4.1.3.4	Entwicklungstendenzen	86
4.2	Vögel	87
4.2.1	Datenquellen	87
4.2.2	Auswertungen der Mittmonatszählungen Wasservogelzählungen, Datenpool A	87
4.2.2.1	Gesamtüberblick	88
4.2.2.2	Monatsmittelwerte in den einzelnen Zählphasen	89
4.2.2.3	Die häufigsten Arten (Mittelwerte der Periodenzählsummen in den einzelnen Phasen)	89
4.2.2.4	Ökologische Gilden und ihre Bestandsentwicklung	90
4.2.3	Alle bis Juli 2015 im gesamten Stauraum Eggfing-Obernberg festgestellten Arten und deren Zählsummen	101
4.2.4	Die Anhang I – Arten (VS-RL)	108
4.2.5	Vogelarten nach Artikel 4(2) VS-RL	114
4.2.6	Dokumentierte außergewöhnliche Bruten oder Brutversuche seltener Arten im Stauraum seit der Jahrtausendwende	119
4.2.7	Ein Blick über den bearbeiteten Stauraum hinaus	120
4.2.7.1	Vogelbewegungen zwischen den Stauräumen flussaufwärts und flussabwärts	120
4.2.7.2	Die Bedeutung der früheren, abgedämmten Auen für die echten Auen innerhalb der Dämme	121
4.2.8	Ein mehrstufiger Blick zurück und nach vorne	122
4.2.9	Hinweise auf Konflikte	123
4.3	Fische	123
4.3.1	Allgemeines	124
4.3.2	Die historische Fischfauna des Inn	125
4.3.3	Fischökologisches Leitbild	126
4.3.4	Die fischökologische Bedeutung der unterschiedlichen Gewässertypen des ursprünglichen Unteren Inn im Untersuchungsgebiet	127
4.3.5	Die fischökologische Situation seit Stauerrichtung	131
4.3.5.1	Aktueller fischökologischer Wissensstand	131
4.3.5.2	Artenspektrum	131
4.3.5.3	Bestand der Fischarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie	133
4.3.5.4	Artenvergesellschaftung	134
4.4	Amphibien	141
4.4.1	Datengrundlagen und Vorgehensweisen	141
4.4.2	Die Bilanz von Reichholf (2002) und die Kartierungen von Aßmann & Sommer (2004)	141
4.4.2.1	Reichholf (2002)	141
4.4.2.2	Aßmann & Sommer (2004)	141
4.4.2.3	Vergleichende Betrachtung der Bilanz von Reichholf und der Zustandserfassung 2003/2004	146

4.4.3	Aktuelles und potenzielles Arteninventar, Schutzstatus und naturschutzfachliche Bewertung	148
4.4.4	Mögliche Wirkfaktoren beim Betrieb des KW Eggfing und deren mögliche Auswirkungen auf Amphibien	148
4.4.5	Einschätzungen zu den einzelnen Arten	149
4.4.6	Resümee	152
4.5	Reptilien	153
4.5.1	Datengrundlagen	153
4.5.2	Arteninventar, Schutzstatus und naturschutzfachliche Bewertung	153
4.5.3	Mögliche Wirkfaktoren beim Betrieb des KW Eggfing und deren mögliche Auswirkungen auf Reptilien	154
4.5.4	Einschätzungen zu den einzelnen Arten	154
4.5.5	Resümee	156
4.6	Schmetterlinge	156
4.6.1	Bereiche innerhalb der Dämme (Schilfgebiete und Weichholzaunen)	156
4.6.1.1	Schilfbestände	156
4.6.1.2	Weichholzaune	156
4.6.2	Damm	157
4.6.3	Bereich um den Malchinger Bach	158
4.6.4	Ausgedämmte Altauen: Auwald und „Brennenstandorte“	159
4.6.4.1	Auwald	159
4.6.4.2	Feuchtwiesen	160
4.6.4.3	Brennenstandorte	160
4.6.5	Offene Gewässer	160
4.6.6	„Flutwiese“ bei Bad Füssing	161
4.7	Libellen	161
4.7.1	Datengrundlagen	161
4.7.2	Abschätzung des Lebensraumangebots für Libellen	161
4.7.3	Bisherige Entwicklung der Libellenbestände	162
4.7.4	Aktueller Bestand relevanter Libellenarten	166
4.7.5	Naturschutzfachliche Bewertung	168
4.7.5.1	Vorkommen gefährdeter Arten	168
4.7.5.2	Libellenzönosen	169
4.7.5.3	Angaben zu naturschutzfachlich bedeutsamen Arten	172
4.7.6	Auswirkungen des Kraftwerkbetriebs	175
4.8	Wildbienen (Stechimmen)	177
4.8.1	Methodik, Datengrundlagen	177
4.8.2	Bestand	178
4.8.2.1	In Bayern stark gefährdete Arten	178
4.8.2.2	In Bayern gefährdete Arten	178
4.8.2.3	Arten der bayerischen Vorwarnliste	180
4.8.2.4	Arten mit spezialisierter Ernährung	182
4.8.3	Bewertung	182
4.9	Scharlachkäfer	183
4.9.1	Einführung	183
4.9.2	Bisherige Entwicklung	184
4.9.3	Aktueller Bestand	184
4.9.4	Naturschutzfachliche Bedeutung	184
4.9.5	Auswirkungen Weiterbetrieb	185

4.9.6	Exkurs: Eremit	185
4.10	Muscheln	185
4.10.1	Nahrungsökologische Aspekte	186
4.10.2	Dominanzverhältnisse im Wandel	186
4.10.3	Verlandung und Strukturvielfalt	187
4.10.4	Biodiversität	188
4.10.5	Periodisch trocken fallende Lagunen	189
4.10.6	Flachwasserzonen, Buchten und Seitenarme	196
4.10.7	Die Chinesische Teichmuschel (<i>Sinanodonta woodiana</i>) im Stauraum Eggfing- Oberberg	202
4.10.8	Fazit	205
5	Bestehende Prognosen zur weiteren Entwicklung des Stauraums (Literaturauswertung)	206
5.1	Weitere Verlandung des Stauraums	206
5.2	Entwicklung der Stauräume und Auen unter dem Einfluss anderer Faktoren	209
6	Null-Variante	209
7	Entwicklungsprognosen aus naturschutzfachlicher Sicht zur weiteren Entwicklung des Stauraums	211
7.1	Vegetation	211
7.2	Flora	212
7.3	Vögel	213
7.4	Fische	214
7.5	Amphibien	216
7.6	Reptilien	217
7.7	Schmetterlinge	217
7.8	Libellen	219
7.9	Wildbienen (Stechimmen)	219
7.10	Scharlachkäfer	219
7.11	Muscheln	220
8	Zusammenfassung	220
8.1	Entwicklung des Stauraums	220
8.2	Entwicklungstendenzen, Prognosen: Resümee	222
8.2.1	Vorüberlegungen	222
8.2.2	Stauraum	223
8.2.3	Dämme	225
8.2.4	Ausgedämmte Altauen	225
9	Literatur	227
10	Anhang	242

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Gebietsbezogene Konkretisierung der Erhaltungsziele des FFH-Gebiets Salzach und Unterer Inn	16
Tabelle 2: Gebietsbezogene Konkretisierungen der Erhaltungsziele SPA-Gebiet	17
Tabelle 3: Daten Stufe Eggfing-Obernberg	22
Tabelle 4: Hydrologische Werte Inn/Eggfing (Angaben LfU)	29
Tabelle 5: Flächige Entwicklung der sichtbaren Verlandung im Stauraum zwischen Inn-km 35,8 und 39,4	46
Tabelle 6: Veränderung der Wassertiefen im Stauraum Ering/Frauenstein (1942/1971/1989/2002/2014)	50
Tabelle 7: Monatsmittel der Wassertemperatur des Inn im Jahr 1983	57
Tabelle 8: FFH-Lebensraumtypen der Altaue am Stauraum Ering/Frauenstein (Kartierung 2008/09)	80
Tabelle 9: Bemerkenswerte Pflanzensippen des Stauraums	83
Tabelle 10: Bemerkenswerte Pflanzensippen der Altaue	84
Tabelle 11: Floristische Bedeutung verschiedener Teilbereiche des Stauraums und der Aue	85
Tabelle 12: Gesamtentwicklung der Wasservogelbestände	88
Tabelle 13: Überblick Zählphasen	88
Tabelle 14: Monatsmittelwerte in den einzelnen Zählphasen	89
Tabelle 15: Auswertung der Mittmonatszählungen aus dem Datenpool A	90
Tabelle 16: Durchschnitt der Periodenzählsummen aus acht Zählungen von Mitte September bis Mitte April (Tauchenten, Blässhuhn)	91
Tabelle 17: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat (Tauchenten, Blässhuhn)	91
Tabelle 18: Periodenzählsummen aus acht Zählungen von Mitte September bis Mitte April (Fischjäger)	92
Tabelle 19: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat (Fischjäger)	93
Tabelle 20: Periodenzählsummen aus 8 Zählungen von Mitte September bis Mitte April (Schwimmenten)	93
Tabelle 21: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat (Schwimmenten)	94
Tabelle 19: Periodenzählsummen aus acht Zählungen von Mitte September bis Mitte April (Graugans und Brandgans)	95
Tabelle 23: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat (Graugans)	95
Tabelle 19: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat (Brandgans)	95
Tabelle 25: Periodenzählsummen aus acht Zählungen von Mitte September bis Mitte April (Kiebitz, Brachvogel, Kampfläufer)	96
Tabelle 26: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat (Kiebitz, Brachvogel, Kampfläufer)	97
Tabelle 27: Periodenzählsummen aus acht Zählungen von Mitte September bis Mitte April (Lachmöwen, Großmöwen)	98
Tabelle 28: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat (Lachmöwe, Großmöwen)	98
Tabelle 29: Periodenzählsummen aus acht Zählungen von Mitte September bis Mitte April (Grau- und Silberreiher)	99
Tabelle 30: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat (Grau- und Silberreiher)	99
Tabelle 31: Zählsummen aller in der Datenbank ODBUI dokumentierten Beobachtungen der angeführten Arten im Untersuchungsgebiet	108
Tabelle 32: Auflistung aller im Gebiet zu erwartenden Anhang I-Arten (VS_RL)	109

Tabelle 33: Auflistung aller im Gebiet zu erwartenden Vogelarten nach Artikel 4(2) VS-RL in den beschriebenen Zählabschnitten	114
Tabelle 34: Fischarten des Inns sowie in der Literatur genannte Fischarten in einzelnen Abschnitten (aus HAIDVOGL & WAIDBACHER 1997)	126
Tabelle 35: Vorkommen von Fischarten in den Stauhaltungen am unteren Inn	132
Tabelle 36: Nachgewiesene Arten mit Gefährdungsgrad laut aktueller roter Listen. Farblich hinterlegte Namen geben die Strömungsgilde wieder: blau ... rheophil, grün ... indifferent, rot ... limnophil	139
Tabelle 37: Libellenarten mit rezenten Nachweisen im Wirkraum des Kraftwerks Eggfling-Obernberg (1995-2012); Herkunft der Daten: ¹ = LfU, ² = Zoder, ³ = Reichholf (2006)	166
Tabelle 38: Libellenarten mit rezenten Nachweisen im Wirkraum des Kraftwerks Eggfling-Obernberg (1995-2012)	166
Tabelle 39: Potenziell im Wirkraum des Kraftwerks Eggfling-Obernberg vorkommende Libellenarten	167
Tabelle 40: Anzahl der im Wirkraum nachgewiesenen Libellenarten mit Rote-Liste Status (Deutschland und Bayern)	168
Tabelle 41: Anzahl der im Wirkraum potenziell vorkommenden Libellenarten mit Rote-Liste Status (Deutschland und Bayern)	168
Tabelle 42: Artenspektrum und Dominanzverhältnisse in der Mühlheimer Lagune	191
Tabelle 43: Artenspektrum und Dominanzverhältnisse in der Lagune bei Aufhausen	193
Tabelle 44: Anteil von <i>S. woodiana</i> am Muschelbestand der Flachwasserzone bei Inn-km 40,9-41,4, rechtes Ufer	197
Tabelle 45: Artenverteilung in Flachwasserzone bei Irching (FKM 37,4 – 37,8)	200
Tabelle 46: Bestandsentwicklung der Großmuscheln in den Lagunen und Seitenbuchten der Stauseen am unteren Inn. Tabelle aus REICHHOLF (2002b) ergänzt.	205
Tabelle 47: Ergebnisse der Kartierung des Stauraums Eggfling-Obernberg. Dominanzverhältnisse in Prozent	206

Abbildungsverzeichnis:

Abbildung 1: Bodendenkmäler im Umfeld der bayerischen Auen (Quelle: Bayernatlas).....	19
Abbildung 2: Inn bei Aigen ca. 1720 (Quelle: s. Text).....	23
Abbildung 3: Inn bei Eggfling ca. 1720 (Quelle: s. Text).....	23
Abbildung 4: Innauen zwischen Kirchdorf und Eggfling im Jahr 1862.....	24
Abbildung 5: Innauen zwischen Aufhausen und Aigen a. Inn im Jahr 1862.....	24
Abbildung 6: Innauen bei Urfar im Jahr 1862.....	25
Abbildung 7: Innauen im Bereich Aigen – Eggfling vor Bau der Staustufe.....	26
Abbildung 8: Innauen zwischen Frauenstein und Aufhausen vor Bau der Staustufe.....	26
Abbildung 9: Querprofil ca. Inn-km 35,2; 1939.....	27
Abbildung 10: Innauen bei Urfar im Jahr 1862.....	27
Abbildung 11: Stausee Eggfling-Obernberg (Antragsunterlagen Innwerk AG 1956).....	28
Abbildung 12: Abflussganglinien für das Hochwasserereignis 2002 am Unteren Inn (aquasoli 2009).	29
Abbildung 13: Ganglinie Innabfluss KW Braunau-Simbach (Internetabfrage hnd.bayern.de).....	30
Abbildung 14: Höchste, mittlere und niedrigste Wasserstände von 1827 bis 1984 aus 14-tägiger Ablesung am Pegel Simbach I, Flusskilometer 56,28 (CONRAD-BRAUNER 1992, S. 25).....	30
Abbildung 15: Pegelwerte bei verschiedenen Wasserständen im Stauraum Eggfling-Oberndorf (TB ZAUNER & LANDSCHAFT+PLAN PASSAU 2011).....	38
Abbildung 16: Pegelwerte bei verschiedenen Hochwasserabflüssen (aquasoli).....	38
Abbildung 17: Fließgeschwindigkeiten [m/s] bei 350 m ³ /s.....	39

Abbildung 18: Fließgeschwindigkeiten [m/s] bei 700 m ³ /s (ca. MQ)	39
Abbildung 19: Fließgeschwindigkeiten [m/s] bei 2.500 m ³ /s (MHQ: 2.870 m ³ /s)	40
Abbildung 20: Fließgeschwindigkeiten [m/s] bei 4.200 m ³ /s (ca. HQ 10)	40
Abbildung 21: Fließgeschwindigkeiten [m/s] bei 5.100 m ³ /s (HQ 30)	40
Abbildung 22: Entwicklung der Verlandung im Stauraum Eggfing-Obernberg in der Flussrinne (Verlandungssummenlinie).....	42
Abbildung 23: Verlandungsprozess im Zeitraum 1950 bis 1977, dargestellt anhand der Peilsohlen (aus aquasoli 2009)	42
Abbildung 24: Inselbildung im Stauraum 1976 (Farblegende s. Text)	43
Abbildung 25: Inselbildung im Stauraum 1986 (Farblegende s. Text)	43
Abbildung 26: Inselbildung im Stauraum 2013 (Farblegende s. Text)	44
Abbildung 27: Luftbild vom 03.04.2000 (aus aquasoli 2009)	45
Abbildung 28: Inselbildung im Stauraum 2016 (Quelle: GoogleMaps)	45
Abbildung 29: Verlandung zwischen km 40,6 und km 44,2 1945	46
Abbildung 30: Verlandung zwischen km 40,6 und km 44,2 1976	47
Abbildung 31: Verlandung zwischen km 40,6 und km 44,2 2013	47
Abbildung 31: Zusammenhang Schwebstoffgehalt – Wasserführung Braunau (AQUASOLI 2008).....	48
Abbildung 33: Längsschnitt charakteristischer mittlerer Wasserspiegellagen (aquasoli 2009)	49
Abbildung 34: Vergleich der Wasservolumina in der Reichersberger Au nach dem Einstau und 2000 bei typischen Wasserständen (aus ZAUNER et al., 2001)	51
Abbildung 35: Fließtiefen bei 350 m ³ /s.....	52
Abbildung 36: Fließtiefen bei 700 m ³ /s.....	53
Abbildung 37: Fließtiefen bei 1.500 m ³ /s.....	53
Abbildung 38: Fließtiefen bei 2.500 m ³ /s.....	53
Abbildung 39: Fließtiefen bei 3.700 m ³ /s	54
Abbildung 40: Fließtiefen bei 6.900 m ³ /s.....	54
Abbildung 41: Fließtiefen bei 7.800 m ³ /s	54
Abbildung 42: Zeitliche Veränderungen in den mittleren Wasserspiegellagen UW Ering für drei charakteristische Abflüsse.....	56
Abbildung 43: Vergleich der Artenassoziation eines gestauten und ungestauten Donauabschnittes aus: WAIDBACHER, 1989	135
Abbildung 44: Artenverteilung im Stauwurzelbereich des KW Schärding-Neuhaus am Inn.....	136
Abbildung 45: Gesamtfischartenverteilung in der Reichersberger Au zu allen vier Terminen.....	137
Abbildung 46: Längenfrequenzdiagramme der wichtigsten Arten.....	140
Abbildung 47: Zeitliche Entwicklung der Bestände von Blässhuhn, Höckerschwan und Großmuscheln in der Hagenauer Bucht als Folge von Verlandung und Mangel an organischen Nährstoffen	186
Abbildung 48: Lagune in Mühlheim mit einer Wasserfläche von 9400 m ² (eingezeichnete Fläche) während der Kartierung. Sie erstreckt sich von Flusskilometer 43,4 bis 43,7. (Quelle: Google earth). 190	
Abbildung 49: Größenverteilung von <i>U. pictorum</i> in der Lagune Mühlheim	191
Abbildung 50: Gegenüberstellung der Populationsstrukturen von <i>A. anatina</i> und <i>A. cygnea</i> in der Lagune Mühlheim	192
Abbildung 51: Flächenverlust der Lagune bei Aufhausen in den letzten 15 Jahren. Die rote Linie markiert den Umriss der Lagune im Jahr 2015. Lagunenbildung, Verlandung und Hochwassereinfluss als Charakteristikum des Alpenstroms. (Quelle: Google earth)	193
Abbildung 52: Verteilung der Schalenlängen von <i>Anodonta</i> sp. in Aufhausen.....	194
Abbildung 53: Teichmuscheln (<i>Anodonta anatina</i>) ähnlicher Länge mit vergleichbaren Zuwachsringen aus der Lagune bei Aufhausen	195
Abbildung 54: Querprofil bei Flusskilometer 43,4. Deutlich erkennbar sind die Dämme und die beidseitig flussbegleitenden periodischen Lagunen (links Aufhausen, rechts Mühlheim).	195

Abbildung 55: Austrocknung einer besonders großen Lagune bei Hartkirchen im Stauraum Neuhaus-Schärding mit Verlusten in Fisch- und Muschelfauna	196
Abbildung 56: Populationsaufbau von <i>Anodonta sp.</i> bei FKM 40,2 – 40,6	197
Abbildung 57: Populationsaufbau von <i>Anodonta sp.</i> bei FKM 40,9 – 41,4	198
Abbildung 58: Populationsaufbau von <i>S. woodiana</i> bei FKM 40,2 – 40,6	198
Abbildung 59: Populationsaufbau von <i>S. woodiana</i> bei FKM 40,9 – 41,4	199
Abbildung 60: Populationsaufbau von <i>U. pictorum</i>	199
Abbildung 61: Seitenarm bei Irching mit einer Wasserfläche von 2500m ²	200
Abbildung 62: Populationsaufbau von <i>Anodonta sp.</i> in Irching	201
Abbildung 63: Populationsaufbau von <i>Unio pictorum</i> in Irching	201
Abbildung 64: Populationsaufbau von <i>S. woodiana</i> in Irching	202
Abbildung 65: Populationsaufbau von <i>Sinanodonta woodiana</i> im Stauraum	203
Abbildung 66: Entwicklung der Häufigkeitsverhältnisse in Abhängigkeit des Verlandungsstadiums. Fallbeispiel Hagenauer Bucht.	204
Abbildung 67: Vergleich der Wasservolumina nach dem Einstau und 2000 bei typischen Wasserständen (aus: Zauner et al., 2001)	215

1 Einleitung

Die Innwerk AG betreibt am unteren Inn u.a. das Kraftwerk Eggfing-Obernberg (Landkreis Passau). Die Betriebserlaubnis für das Kraftwerk läuft 2018 aus und muss neu beantragt werden. Für die Beantragung sind auch naturschutzfachliche Unterlagen vorzulegen, die die Auswirkungen des Weiterbetriebs auf Natur und Landschaft aufzeigen.

Vorliegender Bericht gibt zum einen eine Zusammenstellung vorhandener Daten zur Tier- und Pflanzenwelt des Stauraums und seiner Auen (insbesondere Vegetation und Flora, Vögel, Fische, Amphibien, Reptilien, Tagfalter, Libellen, Wildbienen, Muscheln). Zum anderen wird die bisherige Entwicklung des Stauraums und der genannten Artengruppen dargestellt sowie versucht Prognosen für die weitere Entwicklung bei Beibehaltung des gegenwärtigen Kraftwerkbetriebs zu geben. Eine "Null-Variante" wird ebenfalls angesprochen.

1.1 Methodisches Vorgehen

Aufgabe des vorliegenden Berichtes ist es, die Auswirkungen eines unveränderten Weiterbetriebs des Kraftwerks Eggfing-Obernberg auf Natur und Landschaft des gesamten Stauraums, der Dämme und reliktschen Auen in ihren Grundzügen aufzuzeigen. Damit werden Grundlagen bereitgestellt, die in ggf. nötigen, weiteren naturschutzfachlichen Antragsunterlagen verwendet werden können.

Da hierzu relativ langfristige Entwicklungstrends aufzuzeigen sind, die im Grunde seit Einstau wirken und bei Weiterbetrieb in die Zukunft extrapoliert werden können, ist an die Aktualität von Daten, anhand derer diese Trends aufgezeigt werden sollen, kein hoher Anspruch zu stellen.

Grundlage dafür können daher vorhandene, halbwegs zeitnah aktuelle Daten sein. Solche Daten liegen z.B. aus dem gerade in Erstellung begriffenen Managementplan für FFH- bzw. Vogelschutzgebiet vor, aus den regelmäßigen ornithologischen Erhebungen durch die Zoologische Gesellschaft Braunau und anderen Erhebungen durch lokale Experten und Behörden.

Es werden daher auf Grundlage vorhandener Daten Entwicklungsprognosen für die Lebensräume der Stauräume und der ausgedämmten Auen, jeweils für die wichtigsten Artengruppen (Vegetation und Flora, Vögel, Fische, Muscheln, Amphibien, Reptilien, Libellen, Tagfalter und Wildbienen) sowie ggf. für einzelne, besonders artenschutzrelevanten Arten erstellt.

Es wurde dazu die Zusammenarbeit mit bekannten Gebietsexperten gesucht, die über eigene, teilweise Jahrzehnte zurückreichende Datensammlungen verfügen. Aufbauend auf diesen Daten sowie vor dem Hintergrund der umfassenden Gebietskenntnis können für die wichtigsten Artengruppen fundierte Darstellungen der gegenwärtigen Bestandssituation, der bisherigen Bestandsentwicklung sowie der erwarteten weiteren Entwicklung gegeben werden. Daraus ergibt sich auch die Möglichkeit, auf ungünstige Entwicklungen hinzuweisen und ggf. Maßnahmen vorzuschlagen, die diesen Entwicklungen entgegenwirken.

Im Einzelnen fanden sich die folgenden Bearbeiter für folgende Artengruppen:

- Karl Billinger (Zoologische Gesellschaft Braunau): Vögel
- Otto Aßmann (Oberzell): Amphibien, Reptilien
- Dr. Gerald Zauner (TB Zauner, Engelhartzell): Fische
- Walter Sage (Simbach) Schmetterlinge
- Sebastian Zoder (Neukirchen a. Inn): Libellen, Scharlachkäfer
- Florian Billinger (Braunau) Großmuscheln
- Ralf Braun-Reichert (Passau) Hautflügler, insb. Wildbienen
- Thomas Herrmann (Landschaft+Plan Passau): Vegetation, Flora

Als Grundlage für die Beurteilungen durch die einzelnen Gebietsexperten wurde außerdem eine Literaturschau zur strukturellen, abiotischen Entwicklung der Stauräume durchgeführt. Ergänzend wurden weitere, nicht unmittelbar in die Bearbeitung des Gutachtens eingebundene Experten zu einem Workshop eingeladen (Fr. Bruckmeier, Prof. Dr. Reichholf, Dr. Reschenhofer, Hr. Scheiblhuber, Hr. Segieth).

Außerdem wurden verschiedenste Unterlagen ausgewertet, die der Kraftwerksbetreiber zur Verfügung stellte (Luftbilder verschiedener Jahre, Querpeilungen verschiedener Jahre, Ganglinien (Inn und Grundwasser) verschiedener Jahre, u.a.m.).

1.2 Planungsgrundlagen

1.2.1 Bayern

- Regionalplan Region Donau-Wald (12) (Stand 2009);
- Fachbeitrag zum Landschaftsrahmenplan der Region Donau-Wald (12)
- Wald funktionsplan Donau-Wald
- ABSP Lkrs. Passau (2004)
- Zustandserfassung für das geplante NSG „Auen am unteren Inn“ (2004/2009; zugleich Datengrundlage für aktuellen FFH-Managementplan; LANDSCHAFT+PLAN PASSAU 2004, 2009)
- Amtliche Biotopkartierung
- Standarddatenbogen FFH- und SPA-Gebiet (SPA modifiziert)
- Konkretisierte Erhaltungsziele (Regierung von Niederbayern/Oberbayern FFH-Gebiet „Salzach und Unterer Inn“ (Stand: 21.03.2011); SPA Gebiet Salzach und Inn (Stand 24.04.2008)
- Verordnung über das Naturschutzgebiet „Unterer Inn“ (Reg. v. Niedb. 1972, zuletzt geändert 1992)
- Studie „Ökologisches Restrukturierungspotential der Innstufen an der Grenzstrecke zwischen Österreich und Deutschland“ (ezb TB Zauner & Landschaft+Plan Passau, 2011)
- Gewässerentwicklungskonzept (WWA-Deggendorf / Passau)

1.2.2 Österreich

- Auswertung der aktuellen amtlichen Biotopkartierung
- Landschaftliches Leitbild Raumeinheit Inntal (Natur und Landschaft / Leitbilder für Oberösterreich Band 27)
- Abfragen Naturschutzdatenbank Genisys (06.03.14) zu Schutzgebieten
- Abfrage der zoologisch-botanischen Datenbank ZoBoDat (Oberösterreich)

2 Beschreibung des Planungsgebiets

2.1 Abgrenzung

Das Untersuchungsgebiet umfasst die Auen beidseits des Inns im ober- und Unterwasser des Kraftwerks Egglfing-Obernberg (ca. Fluss-km 35,3). Der untersuchte Abschnitt reicht etwa von Fluss-km 34,5 im Unterwasser (Querung der Autobrücke der St 2117 von Bad Füssing nach Obernberg am Inn) bis zur oberhalb liegenden Staustufe Ering-Frauenstein bei Fluss-km 48,0.

Die Auen am Oberwasser des Kraftwerks liegen auf bayerischer Seite praktisch vollständig hinter dem ca. 10 km langen Seitendamm. Von der Staustufe aufwärts bis ca. Fluss-km 40 befindet sich ein zusammenhängender Auwaldbereich (Aigener- / Irchinger- / Egglfinger-Au), ein zweiter, kleinerer Auenbereich (Aufhausener Au) folgt zwischen Fluss-km 42,5 und 44,5. Diese Auwälder sind noch etwa 300 – 500 breit und werden landseits meist durch m.o.w. deutliche Geländeanstiege begrenzt. Zwischen diesen Auegebieten reichen intensiv genutzte landwirtschaftliche Flächen bis an den Sickergraben; diese Bereiche werden in die Betrachtungen allenfalls randlich einbezogen. Bei Urfar läuft der Damm (bzw. Deich) an einer natürlichen Geländestufe aus, ab hier bis zum Kraftwerk Ering-Frauenstein bildet diese markante Terrassenkante auf bayerischer Seite den Auerrand und begrenzt die Auen im Unterwasser des Kraftwerks.

Auf österreichischer Seite finden sich zusammenhängende Auengebiete erst innaufwärts von Kirchdorf ab ca. Fluss-km 40,0. Bis zur Mündung der Mühlheimer Ache bei Fluss-km 44,5 verläuft ein Damm, der Auen in den Vorländern, teils auf Anlandungen, von den ausgedämmten Altauen trennt. Zwischen Mühlheimer Ache und Kraftwerk findet sich kein Damm mehr, so dass die hier gelegene Sunzinger Au, wie gegenüber die Auen auf bayerischer Seite bei Urfar, noch offen mit dem Fluss in Verbindung stehen. Weiter landseits begrenzt eine Terrassenkante die Auen.

2.2 Schutzgebiete

Sämtliche den Stauraum berührende Schutzgebiete auf bayerischer und österreichischer Seite wurden erhoben und kartografisch dargestellt (s. Karte im Anhang im M 1 : 25.000).

2.2.1 Bayern

2.2.1.1 Überblick

- FFH-Gebiet „Salzach und Unterer Inn“ DE 7744-371
- SPA-Gebiet „Salzach und Inn“ DE 7744-471
- NSG „Unterer Inn“ 00094.01

2.2.1.2 Informationen zu den Schutzgebieten

FFH-Gebiet „Salzach und Unterer Inn“

Das Gebiet umfasst den Inn sowie die zumeist außerhalb der Dämme liegenden reliktischen Auen sowie die Dämme selbst zwischen Deining (Grenze zu Oberbayern) und etwa Neuhaus a. Inn sowie die Salzach bis etwa Freilassing. Die Gesamtgröße des FFH-Gebiets beträgt 5.688 ha.

Die hier betrachtete Teilfläche des FFH-Gebiets liegt nahezu vollständig im Landkreis Passau, die Eggfinger-, Irchinger-, Aigener- sowie Teile der Aufhausener Au in der Gemeinde Bad Füssing, die westliche Aufhausener Au in der Gemeinde Malching. Nur der oberste Teil der Auen an der Stauwurzel (UW KW Ering-Frauenstein) liegt im Landkreis Rottal-Inn.

Aus naturschutzfachlicher Sicht beschreiben die Erhaltungsziele zum Gebiet die gewünschte Entwicklung:

Gebietsbezogene Konkretisierungen der Erhaltungsziele

Erhalt der Vielfalt an naturnahen, oft durch traditionelle Nutzungen geprägten großflächigen Fluss- und Auen-Lebensräume mit ihrem Reichtum an wertbestimmenden Pflanzen- und Tierarten von Inn und Salzach mit Böschungen der Talterrassen sowie Erhalt der sekundären spontanen Prozesse von Sedimentation, Erosion und Sukzession in den weitläufigen Stauräumen.

1. Erhalt der Salzach und des Unteren Inns als Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des *Ranunculion fluitantis* und des *Callitriche-Batrachion* sowie als Flüsse mit Schlammböden mit Vegetation des *Chenopodion rubri* p.p. und des *Bidention* p.p. durch Erhalt der guten Wasserqualität. Erhalt der unverbauten Flussabschnitte sowie ausreichend störungsfreier, unbefestigter Uferzonen. Erhalt der Durchgängigkeit und Anbindung der Seitengewässer. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Durchgängigkeit der Flüsse sowie einer naturnahen, durchgängigen Anbindung der Altgewässer und der einmündenden Bäche. Erhalt eines naturnahen, dynamischen Gewässerregimes mit regelmäßiger Überflutung bzw. Überstauung der Salzach und Zuflüsse. Erhalt der Dynamik des Inns im Bereich der Stauseen. Erhalt der Gewässervegetation und Verlandungszonen der Altgewässer sowie der Stauseen am Inn. Erhalt einer ausreichenden Ungestörtheit der Stillgewässer.
2. Erhalt der natürlichen eutrophen Seen mit einer Vegetation des *Magnopotamion* oder *Hydrocharition* in ihren individuellen physikalischen, chemischen und morphologischen Eigenschaften, besonders auch als Lebensräume unterschiedlicher makrophytischer Wasserpflanzenvegetation.
3. Erhalt ggf. Wiederherstellung unbelasteter Kalktuffquellen (*Cratoneurion*). Erhalt der ausreichenden Versorgung mit hartem Quellwasser und mit Licht sowie durch die Minimierung mechanischer Belastungen.
4. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Feuchten Hochstaudenfluren der planaren und montanen bis alpinen Stufe in nicht von Neophyten dominierter Ausprägung und in der regionstypischen Artenzusammensetzung.
5. Erhalt ggf. Wiederherstellung der naturnahen Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungsstadien (*Festuco-Brometalia*), insbesondere der Bestände mit bemerkenswerten Orchideen, und der Mageren Flachland-Mähwiesen (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*) auf Dämmen, Hochwasserdeichen und im Auwaldgürtel (Brennen!) in ihren nutzungsgeprägten Ausprägungsformen mit ihren charakteristischen Pflanzen- und Tierarten unter Berücksichtigung der ökologischen Ansprüche wertbestimmender Arten. Erhalt ihrer Standortvoraussetzungen.
6. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Hainsimsen-Buchenwälder (*Luzulo-Fagetum*), Waldmeister-Buchenwälder (*Asperulo-Fagetum*) und Mitteleuropäischen Orchideen-Kalk-Buchenwälder (*Cephalanthero-Fagion*) mit ihren Sonderstandorten und Randstrukturen (z. B. Waldmäntel und Säume, Waldwiesen, Blockhalden) sowie in ihrer naturnahen Ausprägung und Altersstruktur. Erhalt ggf. Wiederherstellung eines ausreichend hohen Anteils an Alt- und Totholz sowie an Höhlenbäumen, anbrüchigen Bäumen und natürlichen Spaltenquartieren (z.B. absterbende Rinde) zur Erfüllung der Habitatfunktion für daran gebundene Arten und Lebensgemeinschaften.
7. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Schlucht- und Hangmischwälder (*Tilio-Acerion*) mit ihren Sonderstandorten sowie in ihrer naturnahen Ausprägung und Altersstruktur.

-
- tur. Erhalt ggf. Wiederherstellung eines ausreichend hohen Anteils an Alt- und Totholz sowie an Höhlenbäumen, anbrüchigen Bäumen und natürlichen Spaltenquartieren (z. B. abstehende Rinde) zur Erfüllung der Habitatfunktion für daran gebundene Arten und Lebensgemeinschaften.
-
8. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Auenwälder mit *Alnus glutinosa* und *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) und der Hartholzaewälder mit *Quercus robur*, *Ulmus laevis* und *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* oder *Fraxinus angustifolia* (*Ulmion minoris*) mit ausreichendem Alt- und Totholzanteil und der natürlichen Dynamik auf extremen Standorten. Erhalt des Wasserhaushalts, des natürlichen Gewässerregimes, der naturnahen Struktur und Baumarten-Zusammensetzung. Erhalt von Sonderstandorten wie Flutrinnen, Altgewässer, Seigen und Verlichtungen. Erhalt der feuchten Staudensäume
-
9. Erhalt ggf. Entwicklung von Population des Huchens durch Erhalt ggf. Wiederherstellung der Qualität der Fließgewässer für alle Lebensphasen dieser Fischart sowie ausreichend große Laich- und Jungtierhabitate. Erhalt ggf. Wiederherstellung des naturgemäßen Fischartenspektrums und der Lebens- und Fortpflanzungsbedingungen für Beutefischarten.
-
10. Erhalt ggf. Entwicklung von Populationen von Groppe und Donau-Neunauge, durch Erhalt ggf. Wiederherstellung der Qualität der Fließgewässer als Lebensraum für alle Lebensphasen dieser Fischarten mit ausreichend großen Laich- und Jungtierhabitaten.
-
11. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Population des Bitterlings. Erhalt von Fließ- und Stillgewässern mit für Großmuscheln günstigen Lebensbedingungen. Erhalt der typischen Fischbiozönose mit geringen Dichten von Raubfischen. Erhalt von reproduzierenden Muschelbeständen.
-
12. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Population des Schlammpeitzgers durch ein ausreichendes Angebot an weichgründigen sommerwarmen Altgewässerbereichen und Verlandungsbuchten.
-
13. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Population des Bibers in den Flüssen Salzach und Inn mit ihren Auenbereichen, deren Nebenbächen mit ihren Auenbereichen, Altgewässern und in den natürlichen oder naturnahen Stillgewässern. Erhalt ggf. Wiederherstellung ausreichender Uferstreifen für die vom Biber ausgelösten dynamischen Prozesse.
-
14. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Population des Fischotters durch Erhalt ggf. Wiederherstellung der biologischen Durchgängigkeit der Fließgewässer und Auen, besonders durch die Erhalt von Wanderkorridoren entlang von Gewässern und unter Brücken. Erhalt ggf. Wiederherstellung ausreichend ungestörter, struktureicher Fließgewässer mit ausreichend extensiv genutzten un bebauten Überschwemmungsbereichen.
-
15. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Population des Kammmolchs. Erhalt ggf. Wiederherstellung von für die Fortpflanzung geeigneten Kleingewässern (fischfreie, vegetationsarme, besonnte Gewässer) sowie der Landhabitate einschließlich ihrer Vernetzung.
-
16. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Gelbbauchunken-Population. Erhalt ihres Lebensraums ohne Zerschneidungen, besonders durch Erhalt ggf. Wiederherstellung eines Systems für die Fortpflanzung geeigneter und vernetzter Klein- und Kleinstgewässer. Erhalt dynamischer Prozesse, die eine Neuentstehung solcher Laichgewässer ermöglichen.
-
17. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Population des Scharlachkäfers. Erhalt ggf. Wiederherstellung eines dauerhaften Angebots an Altbäumen, vor allem Pappeln und Weiden. Erhalt von Auenwäldern.
-
18. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Population des Dunklen Wiesenknopf-Ameisenbläulings. Erhalt der Lebensräume des Ameisenbläulings, insbesondere in ihren nutzungsgeprägten habitatsichernden Ausbildungen. Erhalt der Vernetzungsstrukturen.
-
19. Erhalt ggf. Wiederherstellung einer zukunftssträchtigen Population der Spanischen Flagge. Erhalt ihres Komplexlebensraums aus blütenreichen Offenlandstrukturen (besonders Waldblößen und mageren Säumen) und vielgestaltigen
-

	Waldstrukturen einschließlich Verjüngungsstadien mit Vorwaldgehölzen.
20.	Erhalt ggf. Entwicklung einer nachhaltig überlebensfähigen Frauenschuh-Population, insbesondere einer angemessenen Lichtversorgung auf trockenen, basischen Waldböden mit nur mäßiger Nährstoffversorgung.

Tabelle 1: Gebietsbezogene Konkretisierung der Erhaltungsziele des FFH-Gebiets Salzach und Unterer Inn

SPA-Gebiet „Salzach und Inn“

Das Vogelschutzgebiet „Salzach und Inn“ umfasst neben den reliktschen, ausgedämmten Auen auch die Stauräume mit ihren Verlandungszonen mit Röhrichten, Inseln und jungen Waldsukzessionsflächen. Das Gebiet ist 4.839 ha groß.

Aus naturschutzfachlicher Sicht beschreiben die Erhaltungsziele die gewünschte Entwicklung des Gebiets:

Gebietsbezogene Konkretisierungen der Erhaltungsziele

Erhalt ggf. Wiederherstellung der Vogellebensräume am Unteren Inn und an der Salzach, die zu den bedeutendsten Brut-, Rast-, Überwinterungs- und Mausergebieten im mitteleuropäischen Binnenland zählen. Erhalt ggf. Wiederherstellung ausreichend großer ungestörter Stillgewässerebene und Nahrungshabitate, insbesondere im RAMSAR-Gebiet „Unterer Inn“. Erhalt ggf. Wiederherstellung fließgewässerdynamischer Prozesse, insbesondere an der Salzach. Erhalt ggf. Wiederherstellung der atypischen Vielfalt an Lebensräumen und Kleinstrukturen mit Au- und Leitenwäldern, Kiesbänken, Altgewässern, Flutrinnen, Gräben, Röhrichtbeständen etc. sowie des funktionalen Zusammenhangs mit den angrenzenden Gebieten auf österreichischer Seite.

1. Erhalt ggf. Wiederherstellung ungestörter Gewässer- und Uferlebensräume als international bedeutsame Rast- und Überwinterungsgebiete für zahlreiche, vielfach gefährdete Vogelarten, darunter **Prachtaucher, Nachtreiher, Purpureiher, Seidenreiher, Silberreiher, Sing-schwan, Trauerseeschwalbe, Goldregenpfeifer, Kampfläufer, Tüpfelsumpfhuhn, Mittelmeermöwe, Graugans** sowie Zugvogelarten wie **Knäkente, Krickente, Löffelente, Kolbenente, Stockente, Schellente, Großem Brachvogel, Rotschenkel, Kiebitz und Zwergstrandläufer**, insbesondere an den Inn-Stauseen sowie im Mündungsgebiet der Salzach in den Inn.
2. Erhalt ggf. Wiederherstellung ungestörter Gewässer- und Uferlebensräume, großräumiger Laubwald-Offenland-Wasser-Komplexe und Auebereiche als Brut- und Nahrungshabitate von **Seeadler, Fischadler, Rotmilan, Schwarzmilan und Wespenbussard**. Erhalt ggf. Wiederherstellung störungsarmer Räume um die Brutplätze, insbesondere zur Brut- und Aufzuchtzeit (Radius i.d.R. 300 m für Seeadler und Fischadler; Radius i.d.R. 200 m für Rotmilan, Schwarzmilan und Wespenbussard) und Erhalt der Horstbäume.
3. Erhalt ggf. Wiederherstellung ungestörter Gewässer- und Uferlebensräume, großräumiger Laubwald-Offenland-Wasser-Komplexe und Auebereiche als Brut- und Nahrungshabitate des **Schwarzstorchs**. Erhalt ggf. Wiederherstellung störungsarmer Räume um den Brutplatz, insbesondere zur Brut- und Aufzuchtzeit (Radius i.d.R. 300 m) und Erhalt der Horstbäume.
4. Erhalt ggf. Wiederherstellung individuenreicher Wasservogelbestände als Nahrungsgrundlage für **Uhu** und **Wanderfalke**.
5. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Brutbestände des **Uhus** (vor allem an den Steilhängen) und seiner Lebensräume. Erhalt ggf. Wiederherstellung störungsarmer Räume um den Brutplatz, insbesondere zur Brut- und Aufzuchtzeit (Radius i.d.R. 300 m) und Erhalt der Horstbäume.
6. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Brutbestände von **Flusseeeschwalbe, Schwarzkopfmöwe, Schnatterente, Brandgans** und **Lachmöwe** sowie ihrer Lebensräume. Insbesondere Erhalt von offenen oder lückig bewachsenen Kies- und Sandbänken, Verlandungszonen, deckungsreichen Inseln und Uferzonen an nahrungsreichen Stillgewässern, besonders im Bereich der Inn-Stauseen und im Salzach-Mündungsgebiet. Dort auch Erhalt ggf. Wiederherstellung aus-

reichend störungsarmer Areale um die Brutplätze in der Mauser-, Vorbrut- und Brutzeit.
7. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Brutbestände der Röhricht- und Verlandungsbereiche (Rohrweihe , Zwergdommel und Blaukehlchen), insbesondere an den Inn-Stauseen und der Salzachmündung sowie in Altwässern. Erhalt ggf. Wiederherstellung ungestörter, reich gegliederter Altschilfbestände einschließlich angrenzender Schlammbänke, Gebüsche und Auwaldbereiche, auch für die Rohrdommel als Gastvögel.
8. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Brutbestände von Flusseeschwalbe , Flussuferläufer und anderen Fließgewässerarten sowie ihrer Lebensräume. Erhalt ggf. Wiederherstellung einer möglichst naturnahen Fließgewässerdynamik mit Umlagerungsprozessen, die zu Sand- und Kiesinseln unterschiedlicher Sukzessionsstadien als Bruthabitate führen. Erhalt ggf. Wiederherstellung störungsfreier Areale um die Brutplätze in der Vorbrut- und Brutzeit.
9. Erhalt ggf. Wiederherstellung der Brutvogelbestände der Laubwälder (Grauspecht , Schwarzspecht , Pirol) und ihrer Lebensräume. Insbesondere Erhalt der struktur- und artenreichen Auwälder sowie Hangleitenwälder an der Salzach und anderer großflächiger Wälder mit einem ausreichenden Angebot an Alt- und Totholz sowie mit lichten Strukturen als Ameisenlebensräume (Nahrungsgrundlage für die Spechte). Erhalt eines ausreichenden Angebots an Höhlenbäumen, auch für Folgenutzer wie die Schellente .
10. Erhalt ggf. Wiederherstellung des Brutbestands des Neuntötters und seiner Lebensräume, insbesondere strukturreiche Gehölz-Offenland-Komplexe mit Hecken und Einzelgebüsch. Erhalt ggf. Wiederherstellung der arten-, insbesondere insektenreichen offenen Bereiche, auch als Nahrungshabitate von Spechten und Greifvögeln.
11. Erhalt ggf. Wiederherstellung des Brutbestands des Eisvogels einschließlich seiner Lebensräume, insbesondere von Fließgewässerabschnitten mit natürlichen Abbruchkanten und Steilufeln sowie von umgestürzten Bäumen in oder an den Gewässern als Jagdansitze.

Tabelle 2: Gebietsbezogene Konkretisierungen der Erhaltungsziele SPA-Gebiet

Naturschutzgebiet Unterer Inn

Das Gebiet umfasst die Staubereiche des Inn jeweils oberhalb der Kraftwerke Ering-Frauenstein und Eggfing-Obernberg sowie Teile der angrenzenden Auwälder in der Stadt Simbach am Inn und in den Gemeinden Stubenberg und Ering (Lkrs. Rottal-Inn) sowie Malching und Bad Füssing (Lkrs. Passau). Das NSG hat eine Größe von 729,22 ha und wurde 1972 erlassen.

2.2.2 Österreich

2.2.2.1 Überblick

- Europaschutzgebiet Unterer Inn (Vogelschutzgebiet und FFH-Gebiet, AT3105000)
- FFH-Gebiet Auwälder am Unteren Inn (AT3119000)
- Naturschutzgebiet Unterer Inn (NSG 112)

2.2.2.2 Informationen zu den Schutzgebieten

Europaschutzgebiet Unterer Inn (Vogelschutzgebiet und FFH-Gebiet, AT3105000)

Im Stauraum von 3 Wasserkraftwerken entstanden in diesem Gebiet großflächige Silberweiden- und Grauerlenauen sowie großflächige Verlandungs- und Pioniergesellschaften. Der Inn ist nach dem Seewinkel das bedeutendste Brut-, Rast- und Überwinterungsgebiet für Wasservögel in der kontinentalen Region Österreichs. Große Verlandungszonen bieten gute Möglichkeiten für Brut und Nahrungssuche von zahlreichen Vogelarten. Das Gebiet erstreckt sich von Braunau bis Antiesenhofen und hat eine Größe von 870 ha.

FFH-Gebiet Auwälder am Unteren Inn (AT3119000)

Wie auch auf bayerischer Seite, umfasst das FFH-Gebiet einerseits die ausgedämmten Auen am Oberwasser der Staustufe (Mininger Au) sowie die Auen im Unterwasser. Das Gebiet umfasst ausgedehnte Grauerlen-, Silberweiden- und Eschenauen. Es erstreckt sich zwischen Braunau und Reichersberg bei einer Größe von 500,0 ha.

Naturschutzgebiet Unterer Inn (NSG 112)

Das Gebiet umfasst das Rückstaugebiet dreier Innkraftwerke mit zunehmender Verlandungstendenz sowie Auwaldgebiete. Es handelt sich um ein international bedeutendes Wasservogelgebiet mit einer Fläche von insgesamt 982,00 ha. Gemeinsam mit dem bayerischen NSG sind

2.2.3 Sonstige Schutzgebiete

Ramsar-Gebiet, Feuchtgebiet internationaler Bedeutung

1976 wurde das Gebiet „Unterer Inn, Haiming-Neuhaus“ in die Ramsar-Konvention der geschützten Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung aufgenommen. Es erfasst auf 55 Flusskilometer mit einem Umfang von 1.955 ha die gesamte Kette der vier Stauräume vom Innspitz (Salzachmündung) bis zur Mündung der Rott.

1982 wurde außerdem das oberösterreichische Ufer als Ramsargebiet „Stauseen am Unteren Inn“ ausgewiesen. Zusammen haben die beiden Ramsargebiete heute 2825 ha.

Eine Deklaration als Ramsar-Gebiet ist keine Schutzkategorie im eigentlichen Sinne, das heißt, sie stellt keine konkrete rechtliche Handhabe dar, sondern ist ein „Prädikat (Gütesiegel)“, der Schutz selbst ist auf freiwilliger Basis der Unterzeichnerstaaten.

1979 bekam die Region den Titel „Europareservat Unterer Inn“ verliehen. Es erstreckt sich grenzüberschreitend über eine Fläche von insgesamt 5.500 ha, ca. 3.500 ha auf deutscher und 2.000 ha auf österreichischer Seite (Quelle Wikipedia).

Europareservat ist ein Prädikat, das vom Internationalen Rat für Vogelschutz an Vogelschutzgebiete verliehen wird, die folgende Merkmale aufweisen:

- internationale Bedeutung
- Lebensraum einer beachtlichen Zahl an Wat- und Wasservögeln (Relevanz nach internationaler Ramsar-Konvention über die Feuchtgebiete)
- Anerkennung der Schutzwürdigkeit durch die Organisation BirdLife International (Important Bird Area)
- Bewachung und wissenschaftliche Betreuung
- Sicherung mindestens des Kernbereichs als nationales Naturschutzgebiet
- mindestens ein Teilverbot der Jagd für die zu schützenden Vögel im größten Teil des Reservats und der Ausschluss anderer Beunruhigungen

Bodendenkmäler

Die Abbildung 1 zeigt, dass Bodendenkmäler zumeist erst abseits der Auen auf höheren Terrassenniveaus liegen, aber vereinzelt auch unmittelbar an den Auen liegen können.

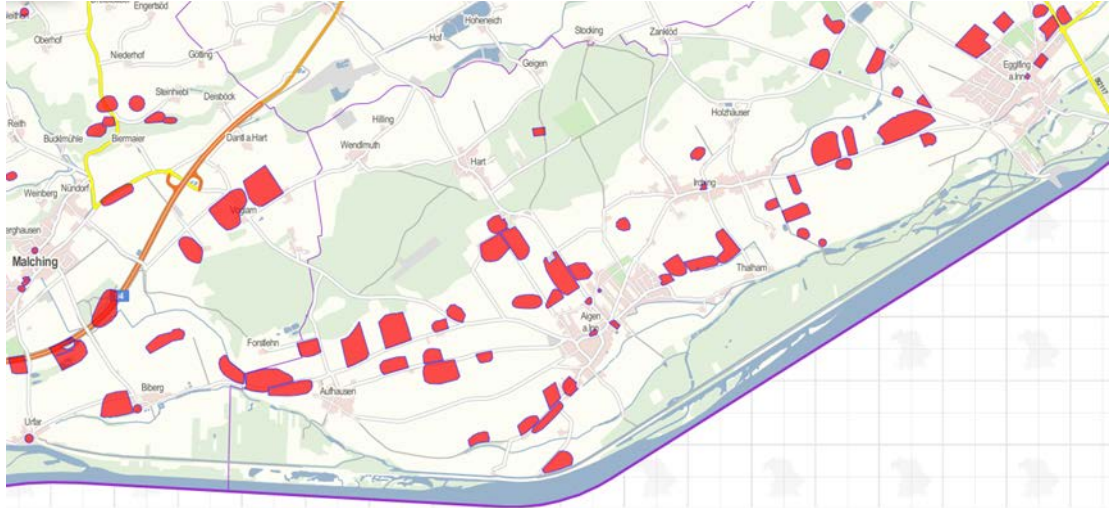


Abbildung 1: Bodendenkmäler im Umfeld der bayerischen Auen (Quelle: Bayernatlas)

2.3 **Naturräumliche Situation**

2.3.1 **Landschaftsgliederung**

Der Flusslauf ist von den Stauhaltungen (hier KW Ering-Frauenstein, Egglfing-Obernberg sowie Schärding-Neuhaus) geprägt, sowie von dem flussbegleitenden Auwaldgürtel v.a. an der orografisch linken Seite. Der Auwaldgürtel ist - aufgrund der flussbaulichen Maßnahmen sowie umfangreicher Rodungen in den sechziger und siebziger Jahren des letzten Jahrhunderts - nicht mehr durchgängig. Er zerfällt in unterschiedlich große Teilgebiete, die durchschnittlich eine Tiefe von etwa 500 m haben (200 - 800 m). Diese Auwaldgebiete sind unterschiedlich stark mit landwirtschaftlichen Flächen durchsetzt. Dazu gehören die zusammenhängenden Egglfinger-, Irchinger- und Aigener-Au sowie die kleinere Aufhausener Au auf bayerischer Seite sowie die Untersunzinger und Gaishofener Au auf österreichischer Seite, die aber schon stärker fragmentiert sind.

Naturräumlich gesehen befindet sich das Projektgebiet im Unteren Inntal, randlich im südlichen Teil des Isar-Inn-Hügellandes gelegen, südöstlich des Inntals schließt das Inn-Hausruckviertler Berg- und Hügelland an. Das Inntal ist auf beiden Seiten durch deutlich Talhänge („Leiten“) begrenzt, die meist mit noch naturnahen Laubwäldern bestanden sind.

Im Bereich von Egglfing zählt der Inn mit seinen engeren Auen zu den Obernberger Innauen, welche sich auf tiefstem Niveau unmittelbar entlang des Inns von Simbach flussabwärts bis hinter Egglfing erstrecken. Sie sind durch die Kette der Wasserkraftwerke und dem damit verbundenem Dammsystem entscheidend geprägt worden. Die anthropogene Überformung durch den Bau der Staustufen hat zu einem völligen Verlust der Auedynamik in den nun ausgedeichten Flächen geführt. Unterhalb der Kraftwerkstufen tritt eine Absenkung des Grundwasserspiegels ein, während vor den Kraftwerksstufen ein

Staubereich entsteht. Große Auwaldgebiete sind durch den Aufstau ständig unter Wasser gesetzt und verschwunden. Dies führte auch zu einer Verbreiterung des Inns (WEICHHART 1979).

Weiter landeinwärts schließt an die Auen auf bayerischer Seite die Pockinger Heide an. Es handelt sich um großflächige Schotterterrassen (Niederterrasse), die großenteils intensiv ackerbaulich oder für Siedlung und Gewerbe genutzt werden.

Das Pendant auf österreichischer Seite ist das Hartfeld, einer Niederterrassenfläche mit einer ihr innwärts vorgelagerten Treppe postglazialer Terrassenreste, die bei Obernberg aber ausklingt. Im Untergrund des Schotterkörpers bildet sich über dem wasserstauenden Braunauer Schlier des Tertiärsockels ein mächtiger Grundwasserkörper aus, der von den tiefergelegenen Vorterrassen angeschnitten wird. Am Hangfuß der Niederterrasse und an allen tieferen Terrassenunterkanten tritt das Grundwasser in ausgedehnten Quellhorizonten zutage (Fischteiche!).

Noch weiter südlich schließen Hochterrassen an (Bergfeld), die auf bayerischer Seite fehlen. Bei Obernberg treten die Hochterrassen unmittelbar an den Inn und bilden das markante Hochufer, auf dem Obernberg liegt.

Feingliederung

Auf der Grundlage der Kartierung der potenziellen natürlichen Vegetation von CONRAD-BRAUNER (SEIBERT & CONRAD-BRAUNER 1995) können für den bayerischen Teil (Eringer Au, Vorland bei Urfar) die oben angeführten naturräumlichen Einheiten weiter unterteilt werden.

Obernberger Innaue

Eine für die aktuelle ökologische Situation wesentliche, weitere Unterscheidung ist jene in die rezente Au (Stauräume, einbezogene Vorländer an den Stauwurzeln) sowie in die ausgedämmte Au (reliktische, fossile Au), die von jeglicher Auendynamik abgeschnitten ist und keinerlei hydrologische Verbindung zum Fluss mehr hat.

Innerhalb der reliktischen Au kann ein tiefer gelegener Bereich von einem höher gelegenen Bereich unterschieden werden. Die tieferen Lagen tragen auch aktuell meist noch Auwälder (Grauerlenau, Silberweidenwald) und sind von Altwässern durchzogen. Es war dies früher die engere, häufig überflutete Aue mit der größten Auendynamik. Im Falle der Eringer Au ist der bewaldete der als eigentliche Aue empfundene Bereich. Zwischen Aufhausener- und Aigener Au und auch westlich der Aufhausener Au sind Teile der tieferen Au allerdings auch landwirtschaftlich genutzt.

Landwärts schließt sich daran ein lückiger Gürtel höhergelegener, früherer Auenstandorte an, die potenziell Eschenwälder tragen würden. Aktuell sind dies meist Ackerflächen (höhere Lagen). Derartige höhere Lagen schließen teilweise an die Aufhausener- und Aigener Au an, außerdem an die Eggfingener Au. Der Übergang ist durch teilweise nur undeutliche Geländestufen geprägt. Ein relativ markanter, mehrere Meter hohe Geländeanstieg begrenzt allerdings die Irchinger Au, da hier unmittelbar Niederterrassenfelder anschließen.

Grundsätzlich ähnlich stellt sich die Situation auf österreichischer Seite dar, allerdings ist die Auenstufe hier nur schmal ausgebildet und klingt bei Obernberg ganz aus.. Die Unterscheidung einer tieferen und höheren Auestufe ist bei Mühlheim noch gut zu sehen; Mühlheim liegt auf dem höheren Niveau, während das abfallende Gelände zum Inn hin auf das niedrige Auenniveau führt. Niederterrassenschotter schließen weiter landeinwärts an, so liegt Kirchdorf an der Niederterrassenkante. Ab Obernberg tritt aber die Hochterrasse unmittelbar an den Inn (GEOLOGISCHE BUNDESANSTALT 2006). Die hohe Geländestufe (Terrassenkante) ist zumeist bewaldet und bildet oberhalb der Staustufe die Begrenzung des Untersuchungsraums.

2.3.2 Böden der bayerischen Auen

Die folgenden Angaben zur flächigen Verbreitung wurden der Konzeptbodenkarte M 1 : 25.000 (Bayerisches Bodeninformationssystem BIS, Geofachdatenatlas; www.bis.bayern.de) entnommen.

Das Planungsgebiet auf bayerischer Seite liegt vollständig in der Auenstufe. Vor allem in den tieferen Lagen findet sich die Einheit „vorherrschend Gley-Kalkpaternia, gering verbreitet kalkhaltiger Auengley“, in höheren Lagen findet sich die Einheit „fast ausschließlich Kalkpaternia aus Carbonatsandkies (Auensediment)“. Auf höherem Auenniveau schließen Gley-Braunerden an, auf den Niederterrassenschottern haben sich vorherrschend Braunerden entwickelt.

2.3.3 Klima

Sämtliche Angaben stammen aus BayFORKLIM 1996.

Lufttemperatur

- Durchschnittliche Jahrestemperatur: 8,0 °C
- Durchschnittstemperatur Januar (kältester Monat): -2,1 °C
- Durchschnittstemperatur Juli (wärmster Monat): 17,5 °C
- Durchschnittliche Dauer der Vegetationsperiode 220-230 Tage

Das Inttal ist gegenüber dem angrenzenden Hügelland zu allen Jahreszeiten thermisch deutlich begünstigt. Auffällig ist die längere durchschnittliche Dauer der frostfreien Zeit (190-200 Tage) der flussnahen Bereiche bereits gegenüber den Niederterrassenfeldern (nurmehr 180-190 Tage). Umgekehrt sind die Frosttage deutlich weniger.

Die durchschnittliche Anzahl der Sommertage ist mit 40-45 Tagen/Jahr deutlich höher als auf den Höhen des angrenzenden Hügellandes, wo teilweise nur mehr 25-30 Tage/Jahr erreicht werden.

Niederschlag

- Niederschlagsmaximum: Mai – August
- mittlerer jährlicher Gesamtniederschlag (Simbach): 944,2 mm
- durchschnittlicher Niederschlag Juni (niederschlagsreichster Monat): 123,6 mm
- durchschnittlicher Niederschlag Februar (niederschlagsärmster Monat): 57,2 mm

Die Niederschlagsverhältnisse sind im Untersuchungsgebiet relativ gleichmäßig, ändern sich erst zur Pockinger Heide und zwischen Markt und Mühldorf (geringere Niederschläge) bzw. zum angrenzenden Hügelland (höhere Niederschläge).

Nebel

Die Anzahl der Nebeltage ist mit durchschnittlich 60-80 Tagen/Jahr relativ hoch. Im angrenzenden Hügelland finden sich deutlich geringere Werte (40-50 Tage/Jahr).

3 Bisherige Entwicklung des Stauraums: abiotische Faktoren

3.1 Eckdaten des Stauraums

Mit der Errichtung des Kraftwerks Eggfing-Obernberg bei Fkm 35,3 mit Inbetriebnahme 1944 wurde die Untersuchungsstrecke eingestaut und das Auegebiet mit den verbliebenen Altarmen überflutet. Mit dem Bau des Kraftwerks wurde im Juli 1941 begonnen, mit dem Aufstau konnte im Juli 1944 begonnen werden. Die erste Maschine ging am 24.10.1944 in Betrieb. Erst ab 26. September 1950 waren alle 6 Maschinen in Betrieb. 1983 wurden alle sechs Turbinen ausgetauscht, um die Leistung zu erhöhen. Seit 1998 ist das Kraftwerk unbesetzt und von der Zentralware Simbach aus überwacht und ferngesteuert.

Daten Stufe Eggfing

Einzugsgebiet	23.740 km²
Ausbauzufluss	990 m ³ /s
Kraftwerksleistung	80,7 MW
Jahresarbeit	485 GWh
Staulänge	12,7 km
Staudämme	Ca. 18,48 km
Stauziel	325,90 müNN
Fallhöhe	10,5 m

Tabelle 3: Daten Stufe Eggfing-Obernberg

Für die Wasserhaltung im Gelände neben den Rückstaudämmen war die Errichtung einer Pumpanlage am rechten Ufer notwendig. Die überschüssigen Wassermengen am linken Ufer konnten über natürliche Gewässer direkt ins Unterwasser abgeleitet werden.

3.2 Geschichtliche Entwicklung des unteren Inn

Die Nutzung des Inn ist seit der Zeit der Römer dokumentiert. Bis in die Mitte des 19. Jh. brachten die verschiedenen Nutzungen allerdings keine wesentlichen Änderungen für den Fluss mit sich, so dass er den Charakter eines verzweigten Wildflusses erhalten konnte (s. Abb. 1 sowie Kap. 3.4). Der Inn nutzte zu dieser Zeit den Talboden in einer Breite von ein bis zwei Kilometer. Der Wildfluss Inn wurde von LOHER (1887) geschildert, der wahrscheinlich ein noch relativ urtümliches Bild vor sich hatte (s. Kap. 4.1.1.1). Folgende Abbildungen (Karten von Joseph Haas 1713-1722, aus LEIDEL & FRANZ 1998) zeigen den Inn vor der Korrektur.

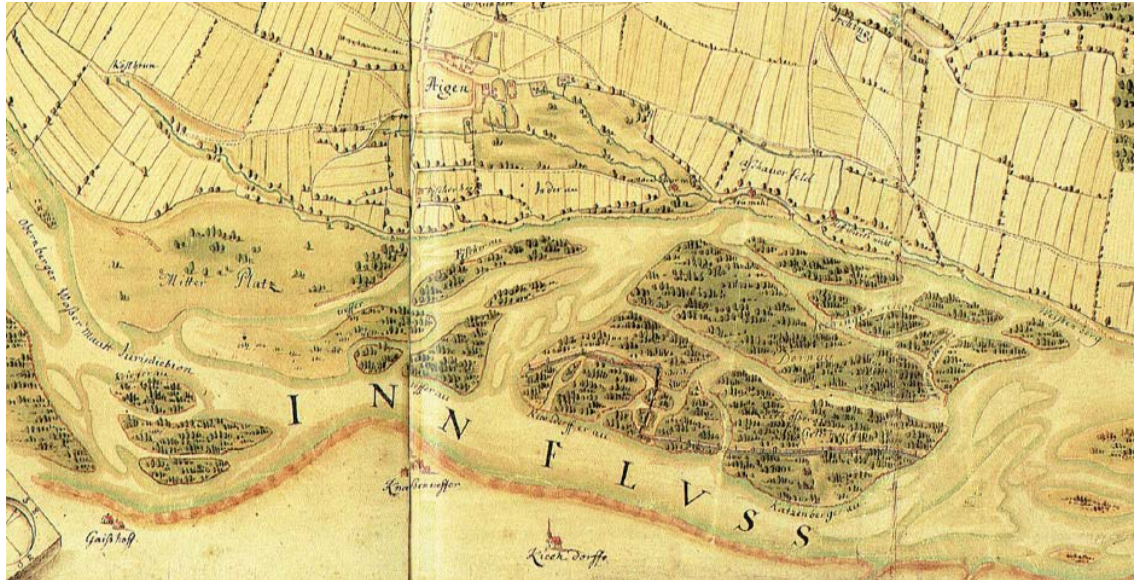


Abbildung 2: Inn bei Aigen ca. 1720 (Quelle: s. Text)

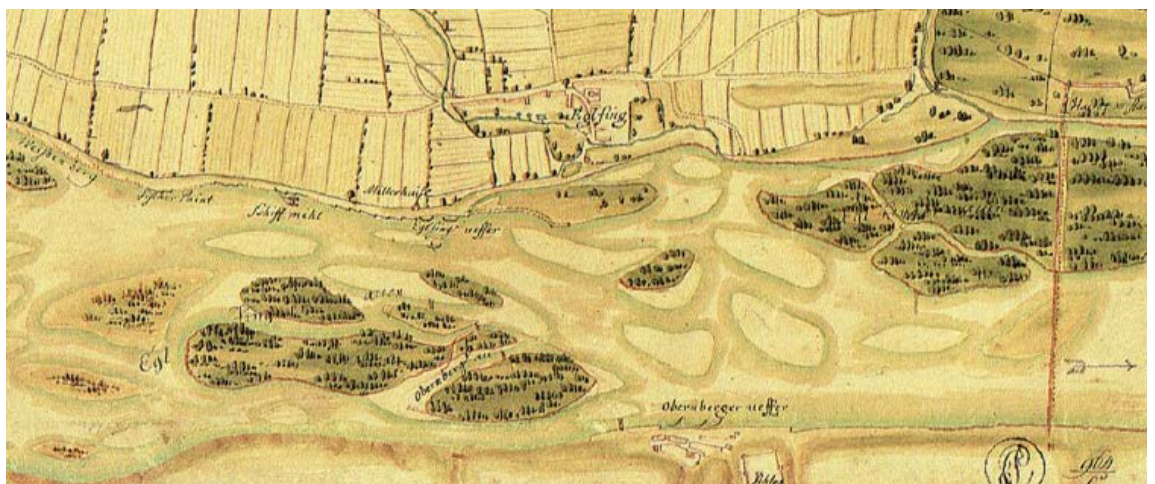


Abbildung 3: Inn bei Eggfling ca. 1720 (Quelle: s. Text)

Mitte des 19. Jh. wurde jedoch aus verschiedenen Gründen (u.a. Beilegung von Grenzstreitigkeiten) durch Vertrag eine gemeinsame, planmäßige Korrektion von der Salzachmündung bis Passau vereinbart (Vertrag vom 31.08.1858; s. CONRAD-BRAUNER 1994, S. 15f).

Die 1862 begonnenen Arbeiten erfolgten nicht sukzessive flussabwärts, sondern vielmehr durch vereinzelte, über mehrere Jahrzehnte andauernde und meist unzusammenhängende Maßnahmen, je nach den örtlichen Bedürfnissen und der jeweiligen Flusslage.

Folgende Geländeaufnahmen aus dem Jahr 1862 zeigen den damals geplanten Verlauf des korrigierten Inns in den noch weitgehend natürlichen Innauen, wenngleich örtliche Einbauten im Fluss erkennbar sind (Unterlagen VERBUND).

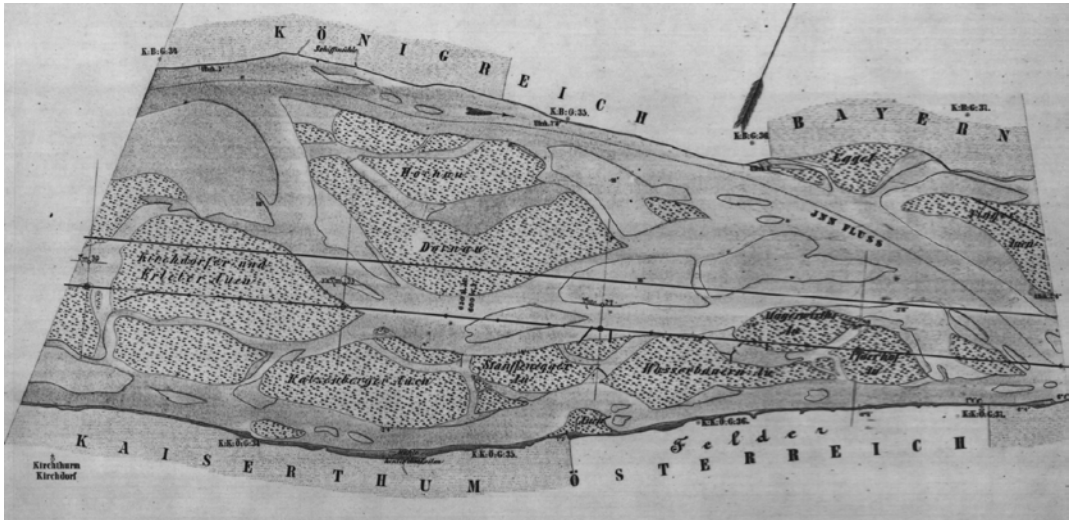


Abbildung 4: Innauen zwischen Kirchdorf und Eggling im Jahr 1862

Das heutige Kraftwerk liegt am rechten Rand des Kartenausschnitts in Abb. 4. Die Hauptrinne verlief offenbar am Rand der heutigen Auen, die zu den angrenzenden Äckern durch eine deutliche Terrassenkante abgesetzt sind.

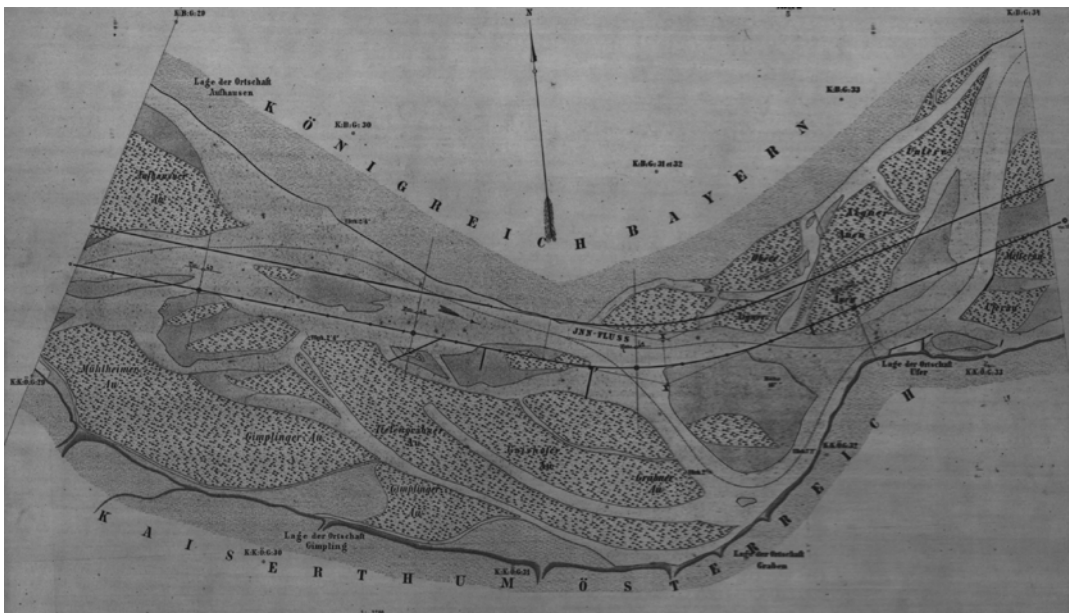


Abbildung 5: Innauen zwischen Aufhausen und Aigen a. Inn im Jahr 1862

Das große, von Nebenarmen durchzogene Auwaldgebiet unterhalb der geplanten Trasse ist die heutige Gaishofener Au zwischen Mühlheim und Kirchdorf.

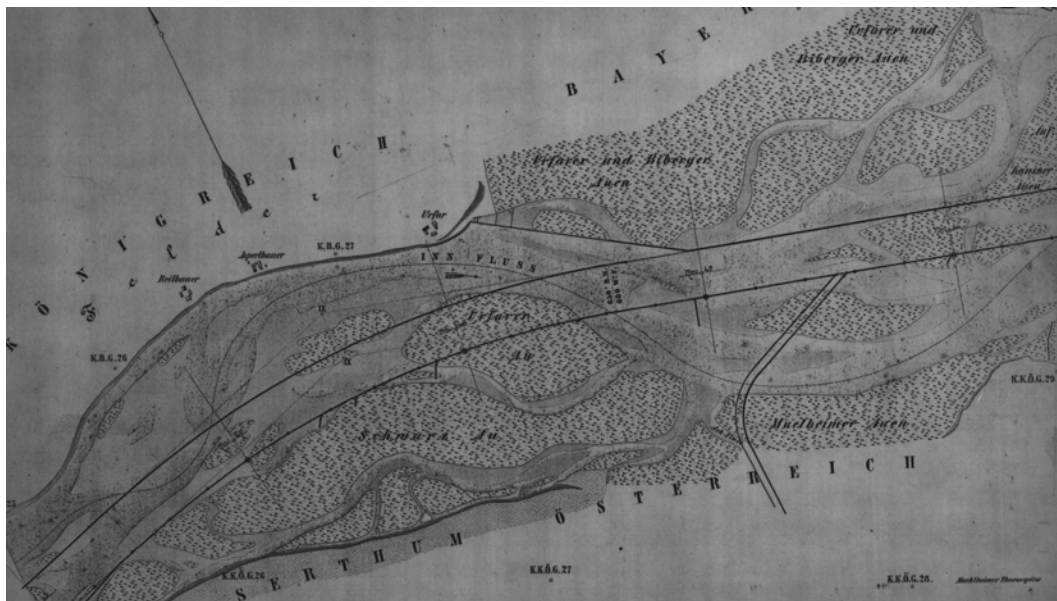


Abbildung 6: Innauen bei Urfar im Jahr 1862

Die Auen reichen noch bis an die Terrassenkante, auf der die Ortschaft Biberg steht (oberhalb der geplanten Trasse, rechte Kartenhälfte). Unterhalb der Trasse der Zulauf der Mühlheimer Ache, links davon liegt die heutige Sunzinger Au.

Im Jahre 1914 waren die Arbeiten im Abschnitt unterhalb der Salzachmündung im Wesentlichen abgeschlossen. Im Verlaufe der Korrektur von Mitte des vergangenen Jahrhunderts bis etwa 1935 wurden insgesamt 83,5 % der Strecke Kufstein - Passau begradigt. Dabei wurde der ehemals 225,8 km lange Flusslauf um rund 9 km verkürzt und zudem wesentlich verschmälert.

Die Flussstrecke zwischen Salzachmündung und Vornbach wurde von vormals 67,2 km Länge im Zuge der Begradigung um 2,6 km verkürzt und auf eine Normalbreite von 190 m verschmälert.

Bis 1930 war der Inn in ganz Bayern in geschlossenem Mittelwassergerinne festgelegt. Die Uferverbauung, die Errichtung von Leitwerken und Hochwasserdämmen erfolgten entsprechend der jeweiligen topografischen Verhältnisse in unterschiedlichem Ausmaß.

Die folgenden Abbildungen zeigen Kartendarstellungen des Inns (amtliche topografische Karte) zur Zeit der Planung der Staustufe. Staustufe und geplante Dämme sind auf den Karten, die aus den Antragsunterlagen zum Bau der Staustufe stammen, eingetragen.

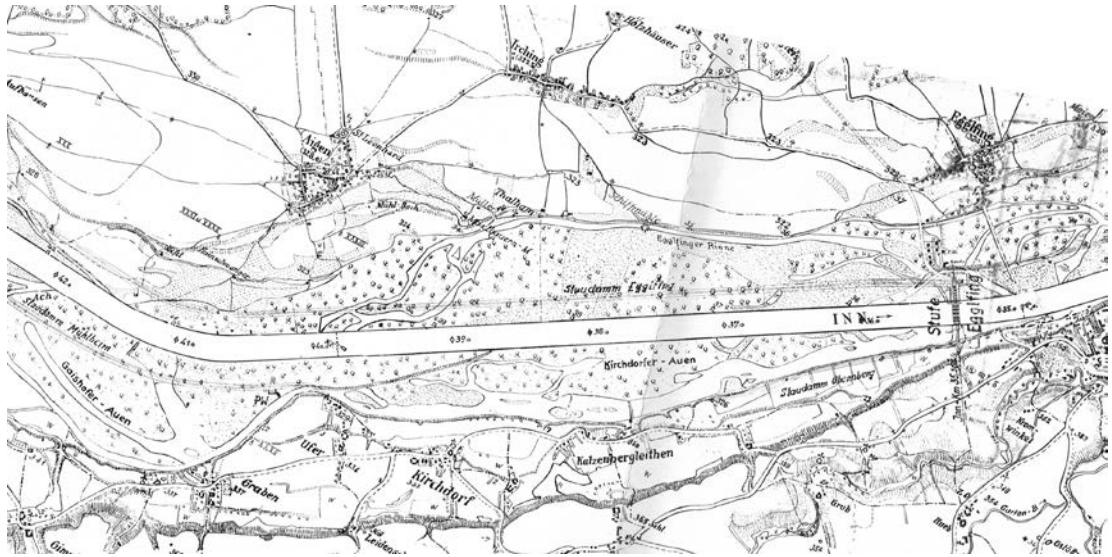


Abbildung 7: Innauen im Bereich Aigen – Egglfing vor Bau der Staustufe

Die Abbildung 7. zeigt auf bayerischer Seite Auen, die etwa dem bis heute erhaltenen Umfang entsprechen dürften. Es findet sich noch ein durchgehender Altwasserzug, die „Egglfing Rinne“, die an der Stelle des früheren Hauptarms verläuft. Immerhin findet sich nach wie vor eine Schiffsmühle verzeichnet, so dass wohl noch von Durchströmung auszugehen ist. Neben den mit der Wald-Signatur versehenen Flächen findet sich häufig eine Punktsignatur, die für trockengefallene Seitenarme und Kiesbänke steht, die mittlerweile mit Gebüsch, Röhricht, Seggenriedern und Hochstaudenfluren bewachsen gewesen sein dürften. Bis 1945 waren diese Bereiche allerdings schon lange bewaldet. Bei Hochwässern waren diese Bereiche aber wohl noch überströmt. Auf österreichischer Seite findet sich ein langgestreckter Altwasserzug zwischen Obernberg und Mühlheim ohne Querverbindungen zum Inn. Deutlich zu erkennen ist aber ein langes Leitwerk bei Kirchdorf.

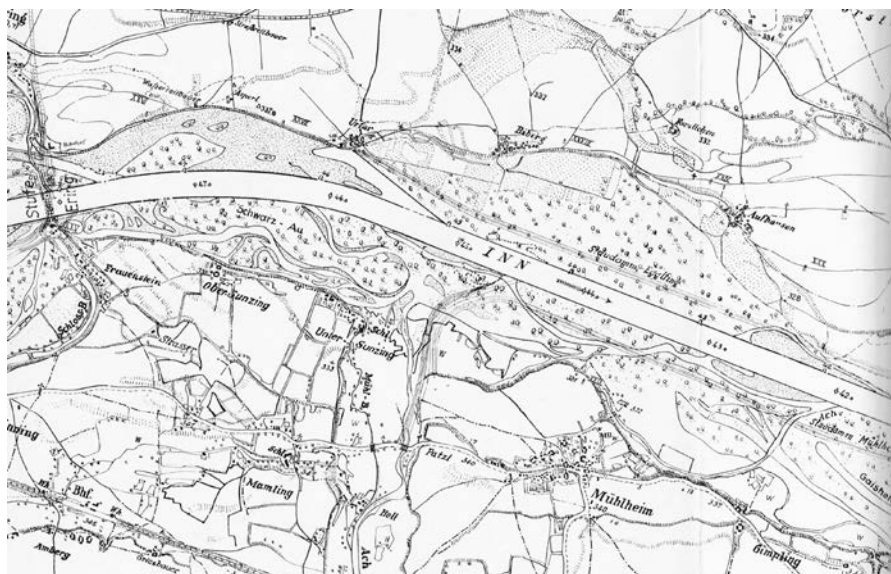


Abbildung 8: Innauen zwischen Frauenstein und Aufhausen vor Bau der Staustufe

Eine drastische Veränderung zeigt sich im Bereich Urfar in Folge der Inn-Korrektion: während früher der Hauptarm des Inns entlang der hohen Terrassenkante führte, auf der Urfar liegt und hierdurch auch die damals flächigen Auen entlang der dann zurückweichenden Terrassenkante von Biberg bis Aufhausen geprägt gewesen sein dürften, finden sich in Folge der Korrektion in diesem ganzen Bereich kaum noch Auengewässer. Der frühere Hauptarm ist trockengefallen, vom Inn reicht lediglich noch ein Altwasserstumpf bis Urfar, ähnlich der heutigen Situation. In der Aufhausener Au sind in den Topkarten keine Auengewässer mehr verzeichnet, die Ausdehnung der Auwälder ist bereits deutlich reduziert. Die detaillierten Antragsunterlagen zum Kraftwerksbau zeigen allerdings noch Altwasserreste in der Aufhausener Au, wie sie im Wesentlichen auch heute noch zu erkennen sind.

In den österreichischen Auen (heutige Sunzinger Au, Gaishofener Auen) findet sich noch ein verzweigtes Netz von Auengewässern, das vermutlich noch durchströmt war. Vor allem in der Mühlheimer Au, durch die vorher ein Hauptarm des Inns floss, brachte die Inn-Korrektion aber auch erhebliche Veränderungen mit sich.

Einen Detailblick auf die Situation des korrigierten Inns erlauben zwei Querprofile, die im Bereich des Standorts des Kraftwerks liegen (Antragsunterlagen zum Kraftwerksbau).

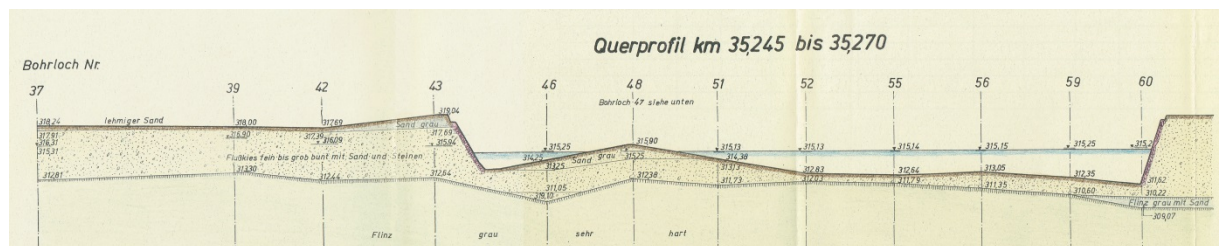


Abbildung 9: Querprofil ca. Inn-km 35,2; 1939

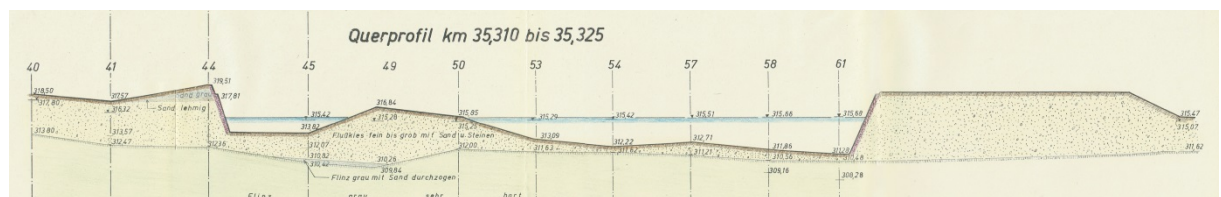


Abbildung 10: Querprofil ca. Inn-km 35,3; 1939

Die beiden Schnitte verdeutlichen, dass durch die beidseitige Uferversteinung keine Ufergradienten mehr möglich waren, vielmehr eine abrupte Trennung von Fluss und Aue die Folge war. Diese Situation findet sich unverändert noch heute in den Stauwurzeln der Stauräume.

Außerdem zeigen die Schnitte, dass zwischen mittlerem Wasserspiegel des Inns und dem Auenniveau zumeist 2,5 bis 3 m Höhendifferenz lagen, die Auenstandorte also kaum noch durch den tiefen Grundwasserstand beeinflusst waren. Dies war eine Folge der Eintiefung des Inns, die sich in Folge der Begradigung ergab. Die Kiesüberdeckung über dem tertiären Untergrund (Flinz) betrug teilweise nur noch weniger als einen Meter.

Die Schnitte zeigen auch die Ausbildung von Uferreihen von mehreren Dezimeter Höhe, was zusätzlich zu späterer Ausuferung führte, so dass selbst bei mittlerem Hochwasser (MHQ) die Ufer teilweise nicht überströmt wurden, Fluss und Aue also weitgehend entkoppelt waren.

Die Schnitte zeigen aber auch, dass es auch innerhalb des ausgebauten Flusses eine Restdynamik mit Kiesbänken gab.

Als das Kraftwerk Eggfing-Obernberg 1944 in Betrieb genommen wurde, war die Stufe Ering-Frauenstein oberhalb schon zwei Jahre in Betrieb. Der Geschiebetrieb im Inn war also bereits unterbrochen.

Mit dem Einstau entstanden an den Innkraftwerken zunächst riesige Wasserflächen mit seenähnlichem Charakter, wenngleich relativ starker Durchströmung.

Mit dem Bau der Seitendämme sollten möglichst große Auenbereiche vor Hochwässern geschützt werden. Deshalb wurden die Staudämme möglichst nah an den Fluss geschoben und im Wesentlichen parallel geführt (Erläuterungsbericht zu den Antragsunterlagen zum Kraftwerksbau, 1941). Zwischen den beiderseitigen Dammfüßen wurden etwa 500 m für den ungehinderten Hochwasserabfluss vorgesehen. Das Staubecken hatte bei MHW eine Oberfläche von rund 8,55 km². Die erwarteten raschen Schlickablagerungen sollten zu dem allmählichen Wiedergewinn überstauter Flächen außerhalb des eigentlichen zur Hochwasserabführung dienenden Flussschlauches führen. In der Stauwurzel (Km 45,2 – 48,0) wurde mit einer Sohleintiefung von ca. 1,0 m gerechnet. Folgende Abbildung zeigt den ursprünglichen Umfang des Stausees:



Abbildung 11: Stausee Eggfing-Obernberg (Antragsunterlagen Innwerk AG 1956)

Sichtbare Verlandung begann von der Stauwurzel her und führte zunehmend zur Ausbildung bewaldeter Vorländer. Inselbildung im Stauraum begann zwischen 1962 und 1976 und ist seitdem rasch vorangeschritten.

Die größte bauliche Veränderung in der Innstufe Eggfing war die Verlängerung des Leitdamms bei Kirchdorf. Das damals bestehende Leitwerk endete etwa bei km 40,4. Zwischen den Jahren 1982 und 1985 wurde dieses Leitwerk schrittweise bis km 39,0 verlängert. Die Verlängerung des Leitwerks sollte die Strömung vom rechten Ufer ablenken und drohende Uferanbrüche des rechten Steilufers verhindern. Mittlerweile haben sich am Ende des Leitdamms ausgedehnte Verlandungen gebildet.

3.3 Hydrologie

3.3.1 Inn

Folgende Tabelle gibt die kennzeichnenden Abflusswerte für den Stauraum Eggfing-Obernberg wieder (nach Angaben LfU 2014, z.T. aus aquasoli 2016):

Hydrologische Werte Inn/ Eggfing (Angaben LfU)

Hydrolog. Wert	NNQ	MQ	MHQ	HQ2	HQ10	HQ50	BHQ1	HQ1000
Abfluss [m ³ /s]	189	721	2.760	2.870	4.130	5.630	6.360	8.160

Tabelle 4: Hydrologische Werte Inn/Eggfing (Angaben LfU)

Bei dem Juni-Hochwasser 2013 betrug der Abfluss bei Simbach/Braunau ca. 5.900 m³/s. Während des Hochwassers 2002 betrug der maximale Abfluss am KW Eggfing 5.686 m³/s (aquasoli 2009). Folgende Abbildung zeigt den Ablauf des Hochwassers 2002:

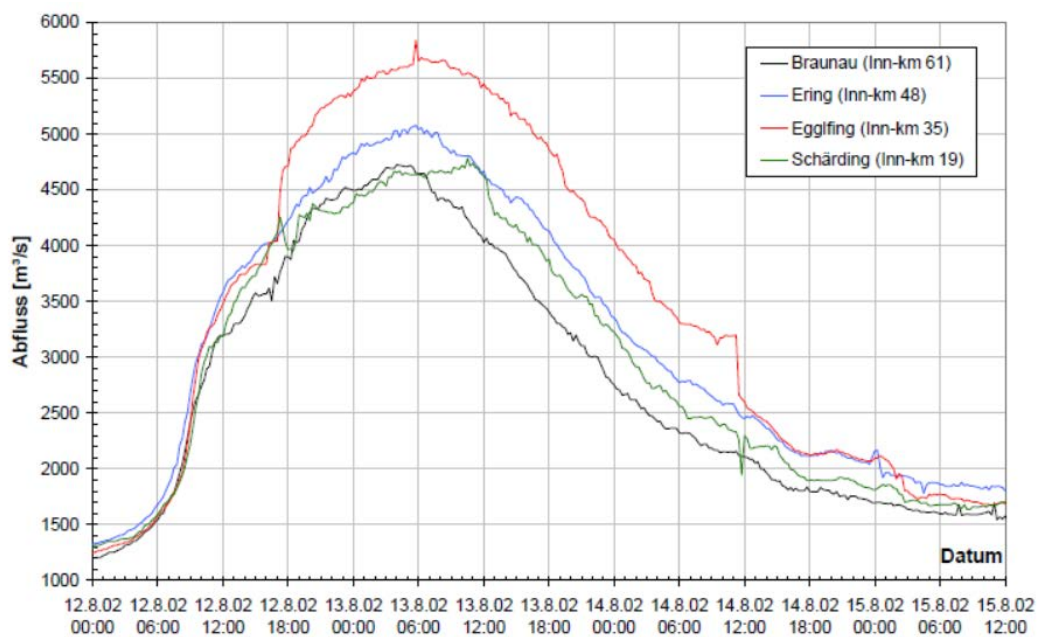


Abbildung 12: Abflussganglinien für das Hochwasserereignis 2002 am Unteren Inn (aquasoli 2009)

Wichtigstes Nebengewässer im Bereich des Stauraums Eggfing ist die Mühlheimer Ache, die bei km 44,5 am rechten Ufer in den Inn mündet. Die Ache führt dem Inn bei MHQ etwa 20 m³/s zu (LfU 2014).

Das Beispiel einer Abflussganglinie (Abb. 13, Feb. 2014 bis Jan. 2015) zeigt deutlich den nivalen Charakter des Flusses mit den höchsten Abflüssen im Frühsommer zur Zeit der Schneeschmelze in den Alpen.

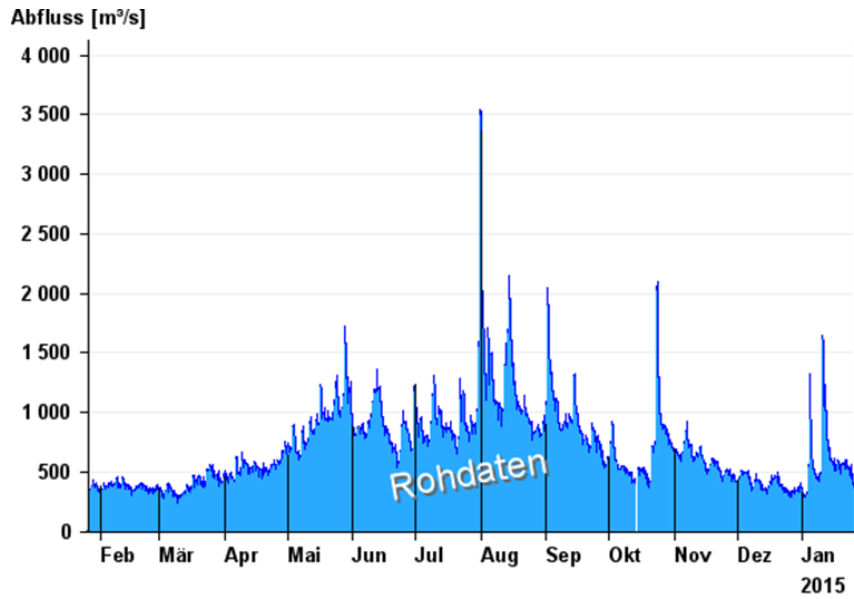


Abbildung 13: Ganglinie Innabfluss KW Braunau-Simbach (Internetabfrage hnd.bayern.de)

Folgende Grafik aus CONRAD-BRAUNER zeigt die Entwicklung der Inn-Wasserstände seit 1827:

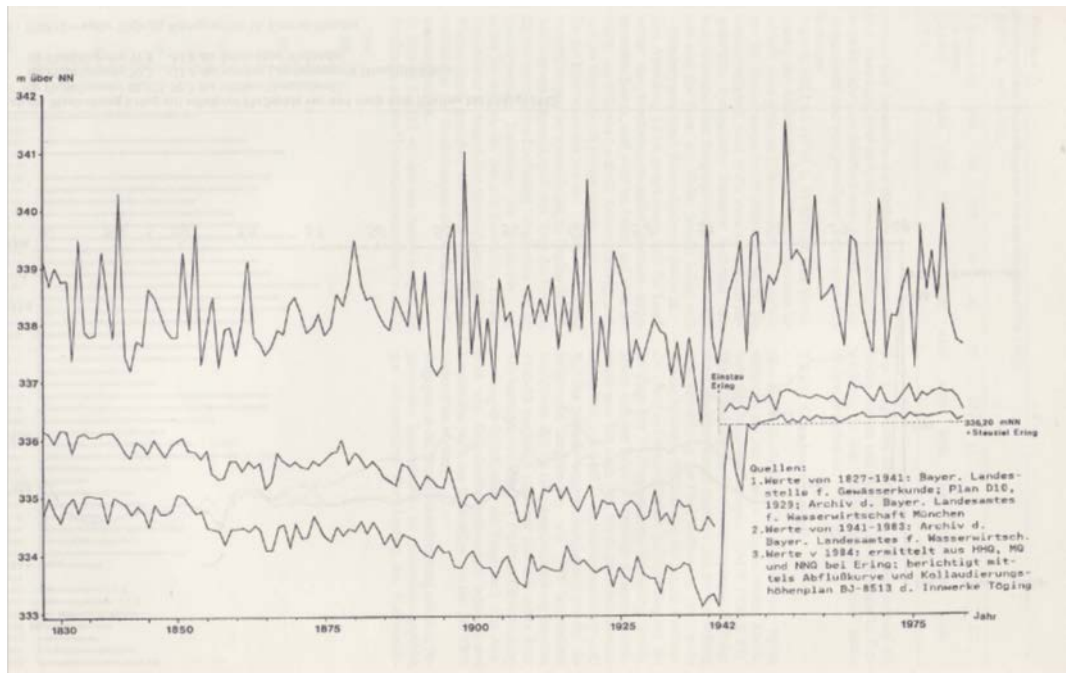


Abbildung 14: Höchste, mittlere und niedrigste Wasserstände von 1827 bis 1984 aus 14-tägiger Ablesung am Pegel Simbach I, Flusskilometer 56,28 (CONRAD-BRAUNER 1992, S. 25)

Das stetige Absinken der Wasserstände bis 1942 in Folge flussbaulicher Eingriffe ist gut zu erkennen.

Nach BMVBS (2012) wird im Einzugsgebiet der bayerischen Donau im Zuge des Klimawandels eine deutliche Abnahme der sommerlichen Abflüsse (ferne Zukunft bis 2100) stattfinden sowie eine Änderung des Abflussregimes hin zu einem mehr Regendominierten Regime mit einem früheren Auftreten des Sommermaximums. Die Ursachen hierfür sind die Änderungen in den Schneeprozessen aufgrund der projizierten höheren Temperaturen und der projizierten Änderung des Niederschlagsregimes (hohe Winterniederschläge) in der Zukunft. Für die ferne Zukunft (bis 2100) wird eine Abnahme des mittleren jährlichen Abflusses MQ zwischen 40 und 0 %. (Pegel Schärding ca. zwischen 4 % und 38 % Abnahme prognostiziert, in naher Zukunft Veränderungen zwischen +3% und -17 %). Nach BMLFUW (2011) wird für den unteren Inn bis Schärding bis 2050 eine Zunahme des Niedrigwasserabflusses prognostiziert.

3.3.2 Grundwasser

3.3.2.1 Rückblick

Die Grundwasserverhältnisse der Auen sind im Zuge der verschiedenen flussbaulichen Phasen am Inn (vgl. vorheriges Kapitel) ebenfalls erheblich beeinflusst worden.

Auch hierzu finden sich ausführliche Angaben bei CONRAD-BRAUNER (1992; 27f): „Die korrektionsbedingte Sohleintiefung führte vielerorts am Inn zu einer entsprechenden Absenkung des Grundwasserspiegels (s.a. HAUF 1952). Die Absenkung des Grundwasserspiegels betraf zunächst nicht nur die holozäne Flussaue. Da der Inn als Vorfluter der ober- und unterirdischen Zuflüsse fungiert, der im Zuge der Flussbegradigung tiefergelegt wurde, setzte sich der folglich verstärkte Grundwasserzustrom zum Inn noch weit bis in die Niederterrasse hinein fort. Die Grundwasserabsenkung war bis etwa 1945-55 besonders stark und verminderte sich später deutlich.

Der seitliche Zustrom von Nebengewässern wurde unterbunden und über Sammelgräben ins Unterwasser abgeleitet oder mittels Pumpwerken dem Inn zugeführt. Diese Art der Entwässerung der ausgedämmten Bereiche ist mit dem natürlichen ungehinderten Zufluss von Grund- und Oberflächenwasser nicht vergleichbar: Die natürlichen jahreszeitlichen Grundwasserschwankungen in der Altaue und auf der Niederterrasse sind durch die Sammelgräben als Ersatzvorfluter mit gleichmäßiger Entwässerung nivelliert, d.h. die natürliche winterliche Absenkung bleibt seit der Ausdämmung der Altaue aus. Aber auch der sommerliche Grundwasseranstieg in der Altaue wurde damit unterbunden (s. auch HAUF 1952, S. 116).

In Folge ergaben sich Grundwasserabsenkungen um bis zu 60 cm, durchschnittlich aber um 30 cm seit 1938. Eine Ausnahme bildet nur die Messstelle Aufhausen. Dort bleiben die Grundwasserstände nahezu unverändert. Für den Zeitraum 1942/45 waren besonders drastische Absenkungen um durchschnittlich rund 20 cm zu verzeichnen (Bau der Hochwasserschutzanlagen).“

Das System von Sickergräben und Pumpstationen (am Stauraum Eggfing-Obernberg nur das Pumpwerk Mühlheim) zur Entwässerung der Hinterländer (fossile Auen) führt zu untypisch gleichmäßigen Grundwasserständen (LINHARD & WENNINGER 1980), die im Gegensatz zu den früher starken Schwankungen entsprechend der Wasserführung des Inns stehen.

Alte Ganglinien (1940, Unterlagen der VERBUND AG) zeigen beispielsweise aus den österreichischen Innauen oberhalb Braunau eine enge Koppelung der Grundwasserstände in der Aue an den Gang der Innwasserstände. Der Inn am Pegel Simbach zeigte 1940 eine Schwankungsamplitude der Wasserstände von etwa 3,5 m (ohne größere Hochwasserspitzen, diese liegen bis zu 3 m höher). Die Auen-Grundwasserstände folgen dem mit einer deutlichen Dämpfung, die umso höher wird, je weiter der Pegel vom Fluss entfernt liegt (hier kommt dann oft noch die Wirkung von Quellaustritten an randlichen Terrassenkanten hinzu). Im Falle der Auen bei Simbach zeigte aber die Beobachtungsstelle S 313 (nah am Innufer) 1940 immer noch eine Amplitude von ca. 2,5 m, die mit zunehmender Entfernung vom Inn auf ca. 1,8 m abnimmt. Pegel auf bayerischer Seite in der Erlacher Au verhalten sich entsprechend. Pegel S 108, der schon einige hundert Meter vom Inn entfernt mitten in der Au liegt, zeigt 1940 eine Schwankungsamplitude von ca. 2,5 m, die zum Rand der Aue bis auf ca. 1,8 m abnimmt.

Aktuell beträgt die jährliche Grundwasserschwankungsamplitude beispielsweise in der Mininger Au (Stauraum Ering-Frauenstein; ohne Hochwasserspitzen) am Inn-nahen Pegel r208 nur noch etwa 0,15 bis 0,30 m. In der Eringer Au zeigt sich ein ähnliches Bild. Am Pegel r4 (zentraler Auenbereich) zeigt sich eine mittlere jährliche Schwankungsamplitude (ohne Hochwasserspitzen) von etwa 0,15 m. Anders als früher (vor Einstau) nehmen heute die Schwankungsamplituden mit zunehmender Entfernung vom Inn hier zu, da zunehmend andere Einflüsse wirksam werden.

3.3.2.2 Aktuelle Situation

Die aktuelle Situation der Grundwasserverhältnisse wird bei VHP (2016) beschrieben (aus BJÖRNSEN 2007, verifiziert und aktualisiert mit Datenkollektiv 2006-2015):

Aus den vorliegenden Grundwasserstandsmessungen und dem Vergleich mit den im Untersuchungsabschnitt maßgebenden Inn-Wasserständen lassen sich folgende Feststellungen zu den generellen grundwasserhydraulischen Verhältnissen treffen:

- Das mittlere Wasserstandsniveau des Inn in der Stauhaltung Eggfing (Fl.km 48.0 bis Fl.km 35.3) bewegt sich im Bereich von 326,5 mNN bis 325,9 mNN.
- Das mittlere Grundwasserstandsniveau im betrachteten Bereich liegt auf deutscher Seite und damit nördlich des Inn unmittelbar unterhalb des Kraftwerkes Ering – Frauenstein am Innniveau, weiter flussabwärts durchgehend tiefer als der Innwasserspiegel. Die Differenz nimmt in Fließrichtung des Inn von rd. 0 m bis auf über 8 m, auf Höhe der Ortschaft Eggfing, zu. Auf österreichischer Seite liegen die Grundwasserstände bis zur Mündung der Mühldorfer Ache (Fl.km 44.6) in Flussnähe etwa am Niveau des Inn, weiter landeinwärts höher als der Innwasserspiegel. Östlich der Mühldorfer Ache bis Kirchdorf a. Inn liegen die Grundwasserstände durchgehend tiefer als der Innwasserspiegel. Im Einzugsgebiet des Pumpwerkes Mühlheim sind Differenzen zwischen Innwasserspiegel und Grundwasserspiegel von rd. 1,5 m bis rd. 5,5 m festzustellen, zwischen Kirchdorf und der Staustufe Eggfing nehmen diese von ca. 0 m auf rd. 1,7 m zu.
- Die Grundwasserbereiche auf dem linken Ufer (Deutschland) und dem rechten Ufer (Österreich) sind hydraulisch als weitgehend voneinander unabhängig anzusehen.

- Die Wechselwirkung zwischen Grundwasserbereich und Oberflächengewässer wird maßgeblich durch das weit verzweigte natürliche Gewässersystem der Niederterrasse bzw. die binnenseitig hinter den Hochwasserschutzdämmen verlaufenden Sickergräben bestimmt. Die Sickergräben sind entweder an Pumpwerke oder an weiterführende Vorfluter angeschlossen, die in das Unterwasser der Staustufe Eggfing münden.

Das Untersuchungsgebiet lässt sich in verschiedene Teilbereiche mit ähnlichen Einflussgrößen und daher ähnlicher Charakteristik gliedern:

Teilbereich A: Staustufe Ering/Frauenstein bis Mündung Mülheimer Ache (Fl.km 48.0 bis 44.5; rechtes Ufer- Österreich):

Dieses Teilgebiet liegt westlich der Mülheimer Ache, die dort befindlichen Grabensysteme haben keine Verbindung zu denjenigen im Teilgebiet B, werden also nicht zum Pumpwerk Mühlheim entwässert. Die Grundwasserstände liegen im Mittel höher als der Innwasserspiegel, natürlicher Vorfluter ist somit der Inn. In diesem Teilgebiet existieren auf einer Achse senkrecht zum Inn 6 Grundwassermessstellen und ein Gewässerpegel am Sunzbach.

Die Schwankungsbreite an den inn-nahen Messstellen liegt bei 3,30 m bis 4,00 m und nimmt landseitig auf 1,10 m bis 1,40 m ab.

Teilgebiet B: Mündung Mülheimer Ache bis Pumpwerk Mühlheim bei Kirchdorf a. Inn (Fl.km 44.5 bis Fl.km 40.2; rechtes Ufer- Österreich):

Die Grundwasserstände in diesem Bereich werden durch das Wasserhaltungsniveau am Pumpwerk Mühlheim beeinflusst. Der landseitige Zustrom und das innseitige zufließende Sickerwasser werden vom dammparallel verlaufenden Sickergraben und dem in der Inn-niederung verlaufenden Grabensystem aufgenommen und dem Pumpwerk zugeführt.

Der landseitige Grundwasserstrom erfolgt aus südlicher Richtung. Im Bereich des sprunghaften Überganges von der Inn-niederung zum Hochgestade sind Grundwasser-austritte aus den Hangflanken in die Grabensysteme der Inn-niederung festzustellen.

Die Grundwasserstände liegen im betrachteten Bereich im Mittel um rd. 2 m bis 5,5 m tiefer als der Innwasserspiegel auf gleicher Höhe. Dies weist auf eine hohe Selbst-dichtung der Innsohle und der von Altarmen durchzogenen Vorländer hin. Die Inndämme sind aus Kies aufgebaut und besitzen wasserseitig eine Dichtung aus Böschungs-betonplatten. Diese wurden in Zusammenhang mit einer ab 2000 durchgeführten Dammerhöhung verlängert. Außerdem wurde auf Höhe des Pumpwerkes und oberstromig davon, bis ca. Fl.km 40.8, über rd. 900 m Länge zusätzlich eine Spundwand eingebracht.

Die mittlere Schwankungsbreite der Grundwasserstände nimmt im westlichen Bereich des Teilgebietes, von weniger als 1,0 m auf dem Hochgestade, auf 1,5 bis 3,0 m im Bereich der Grabensysteme in der Inn-niederung zu. Dies weist auf die Richtung Inn zunehmenden Auswirkungen, infolge der Überlagerung flussseitiger Zusickerungen und landseitiger Zuflüsse, hin.

Im östlichen Bereich des Teilgebietes sind an den Messstellen im Bereich der Grabensysteme in der Inniederung (Messstellen r160, sr161, r162) überwiegend nur geringe Grundwasserspiegelschwankungen von weniger als 0,6 m festzustellen. Dies weist auf den stabilisierenden Einfluss der dort - infolge des Pumpwerkbetriebes - nur gering schwankenden Grabenwasserstände auf die Grundwasserstände hin. Eine etwas größere Schwankungsbreite von rd. 1,0 m ist an der innseitigen Messstelle 3916 zu beobachten.

Teilgebiet C: Pumpwerk Mühlheim bei Kirchdorf a. Inn bis Staustufe Eggfing (Fl.km 40.2 bis Fl.km 35.0; rechtes Ufer- Österreich):

Das Teilgebiet ist durch schmale, maximal nur ca. 200m breite Geländestreifen in der Inniederung und den Übergang in das sich südlich anschließende, ca. 35 m höher liegende Hochgestade gekennzeichnet. Grundwassermessstellen befinden sich nur auf Höhe der Ortslage Kirchdorf a. Inn.

Die mittleren Grundwasserstände liegen auf dem Niveau des Innwasserspiegels bzw. darüber. Dem Inn kommt in diesem Bereich somit Vorflutfunktion zu. Die Schwankungsbreite der Grundwasserstände liegt überwiegend bei weniger als 1 m, lediglich an der Messstelle r203 wird eine Schwankungsbreite von rd. 3 m ermittelt. Zudem ist an der Messstelle r203 ein oszillierender Verlauf der Grundwasserstände zu verzeichnen, der nicht plausibel erscheint. Die Messstelle r203 wurde als nicht funktionsfähig eingestuft, dies wird durch den Verlauf der Grundwasserstände bestätigt.

Teilgebiet D: Staustufe Ering/Frauenstein bis Staustufe Eggfing (Fl.km 48.0 bis 35.0; linkes Ufer- Deutschland):

Das Teilgebiet umfasst den gesamten Abschnitt am linken Ufer, auf deutschem Gebiet. Die Grundwasserstände liegen dort durchgängig tiefer als der Innwasserspiegel. Die binnenseitige Entwässerung des von Norden zufließenden Grundwassers und der flussseitigen Zusickerungen erfolgt über ein verzweigtes Gewässersystem (Malchinger Bach, Mühlbach) in natürlichem Gefälle in das Unterwasser der Staustufe Eggfing. Die mittlere Schwankungsbreite der Grundwasserstände liegt überwiegend in einem Bereich von 0,85 m bis 1,3 m. Größere Schwankungsbreiten von über 1,3 m bis 2,5 m sind an den Messstellen bei Urfar, im Nahbereich des Mühlbaches und bei Eggfing festzustellen. Die Unterschiede in der Schwankungsbreite sind einerseits durch unterschiedliche Einflussgrößen und die räumliche Lage der Messstellen hierzu bedingt:

- Erhöhte seitliche Zuflüsse aus hangseitigen Einzugsgebieten bei Starkregenereignissen (Urfar)
- Erhöhte Zusickerungen aus den Grabensystemen in den Grundwasserbereich bei erhöhten Abflüssen oder infolge von Ausuferungen aus den Grabensystemen (Mühlbach)
- Rückstau aus dem Inn in die Grabensysteme bei ausgeprägten Hochwasserereignissen (Eggfing)

Die in der Aigener Au gelegenen Pegel R 23 und R 24 zeigen zwischen 2006 und 2016 jährliche Schwankungsamplituden von ca. 0,3 bis 0,5 m, wobei häufig längere Phasen mit geringen Schwankungen von nur 0,1 bis 0,3 m auftreten. Die jährliche Schwankungsbreite der Innabflüsse hat im gleichen Zeitraum zumindest 2m betragen. Ähnliche geringe Schwankungen zeigt der Pegel R 56 in der Aufhausener Au. Noch geringere Grundwasserschwankungen finden sich auf österreichischer Seite in den Gaishofener Auen im Einflussbereich des Pumpwerks Mühlheim.

Interessant ist der Vergleich mit dem Pegel R196b, der relativ innah im Vorland flussauf der Mündung der Mühlheimer Ache in der Sunzinger Au liegt. Hier beträgt die Schwankungsamplitude in manchen Jahren ca. 1 m, und auch ohne Berücksichtigung der Spitzen finden sich im Jahresverlauf wiederholte Schwankungen um bis zu ca. 0,4 m, Änderungen des Innabflusses wirken sich deutlich aus. Pegel R 200 auf der anderen Seite der Mühlheimer Ache im ausgedämmten Auwald zeigt dagegen den charakteristisch stark gedämpften Verlauf.

3.4 Flussmorphologie

3.4.1 Wildfluss

Vor der Korrektur nahm der Inn zwischen Ering und Eggfing mit seinen zahlreichen sich ständig verlagernden Seitenarmen noch ein breites Flussbett ein (vgl. Kap. 3.2).

Verschiedene Autoren beschreiben die Charakteristik eines Wildflusses. Da dieser Zustand in mancherlei Hinsicht den Referenzzustand und damit Leitbild für gewässerökologische und sonstige naturschutzfachliche Entwicklungsmaßnahmen abgibt (vgl. GEK Inn, WWA Deggendorf 2009/11), wird er mit einigen Zitaten weiter dargestellt:

MÜLLER (1995, 290): *„Die starke Hydrodynamik, verbunden mit der Morphodynamik, bewirkt, dass der Fluss immer wieder seinen Lauf verändert. Schotter- und Sandbänke früherer Hochwasserereignisse, die bereits von Pflanzen besiedelt wurden, können durch das Hochwasser wieder weggerissen und an anderer Stelle abgelagert werden. Bezeichnend ist darum im engeren Auenbereich ein hoher Anteil vegetationsfreier und nur schwach bewachsener Kiesbänke mit Pioniervegetation. Bedeutsam für die Pflanzen ist das sehr geringe Nitrat- und Phosphatangebot auf den Kiesbänken, da der Humusanteil verschwindend gering ist.“*

JERZ, SCHAUER und SCHEURMANN (1986): *„Ein alpiner Fluss zeichnet sich durch extreme Schwankungen der Wasserführung aus. Gegenüber Niedrigwasserzeiten führt der Fluss beim Hochwasser mehr als das Hundertfache an Wasser. Gleichzeitig werden dabei Tausende von Kubikmeter Sand, Kies und Gerölle, also Geschiebe transportiert. Weiße Flächen der Aue werden unter Wasser gesetzt, zum Teil mit Geschiebe überdeckt. Schotterbänke und Anlandungen früherer Hochwasserereignisse, auf denen sich zumindest teilweise Auwald entwickeln konnte, wird wieder weggerissen und an anderen Stellen abgelagert. Nach Abklingen des Hochwassers bleibt eine völlig veränderte Auen- und Gewässerlandschaft zurück. Viele Kiesbänke haben eine andere Form und Lage angenommen. Vielfach hat auch der Fluss seinen Lauf verlegt. Ein früheres Nebengerinne ist zum Hauptgerinne geworden, neue wasserführende Äste sind entstanden und alte Rinnen wurden zugeschüttet. Diese ständige Veränderung der Standortverhältnisse und die stete Schaffung einer neuen Ausgangssituation für die Vegetationsansiedlung und –*

entwicklung wird als Auendynamik bezeichnet. Sie ist ein Charakteristikum natürlicher alpin geprägter Fluss- und Auenlandschaften“.

TOCKNER et al. (2001; 29ff, am Beispiel des Tagliamento): „Geringe Wasserstandsschwankungen ändern zwar die Ausdehnung der Gewässer, nicht jedoch die Matrixstruktur der Aue. Erst wesentlich stärkere Hochwasser ("flood pulses") führen zu Sedimentumlagerung und Verschwenkung ganzer Gerinne. In dynamischen Auen bedeutet bereits ein geringer Anstieg des Wasserspiegels ("flow pulse") eine deutliche Ausdehnung des aquatischen Lebensraumes und es ändert sich somit der Grad der Vernetzung von aquatischen und terrestrischen Lebensräumen. Isolierte Gewässer werden wieder an das Hauptgerinne angebunden und stehende Gewässer wandeln sich zu fließenden Gerinnen. [...] „Ein herausragendes Merkmal des Tagliamento ist die große Anzahl an Schotterbänken und Inseln. Als Inseln können vereinfacht die gehölztragenden Landschaftselemente innerhalb des aktiven Flusskorridors bezeichnet werden. [...] Hinzu kommen sogenannte Pionierinseln (Phase 1 und Phase 2 Inseln). Phase-1 Inseln sind frische Totholzablagerungen, die den Nukleus für die eigentliche Inselentwicklung bilden. Phase-2 Inseln formen sich aus Phase-1 Inseln, weisen ein Alter von 2-5 Jahren auf und sind bereits von einer dichten und artenreichen Vegetation überwuchert. Phase-3 Inseln schließlich sind etablierte Inseln von bereits beträchtlicher Größe und sind von einem dichten Gehölzbestand bestockt. Eine besondere Rolle in der Inselndynamik spielt das Totholz. Große Mengen des Totholzes werden durch Pionierinseln zurückgehalten, was wiederum die Inselentwicklung fördert. Das Vorhandensein genügender Mengen an Totholz und das Zusammenspiel eines natürlichen Hochwasserregimes und einer natürlichen Geschiebedynamik sind Grundvoraussetzung für die Etablierung von Inseln. [...] „Ein Vergleich von Luftbildern zeigt, dass in drei Jahren die "turnover"-Rate von etablierten Inseln bei 15 % und jene von Pionierinseln sogar bei 80 % liegt. Das bedeutet, dass sich nur sehr wenige Pionierinseln zu etablierten Inseln entwickeln können, die meisten werden wieder durch Hochwasser zerstört. Im Hauptuntersuchungsgebiet unserer Arbeit erreichen die Inseln ein maximales Alter von 20 Jahren und somit nie das "reife" Stadium der uferbegleitenden Auenwälder.“

3.4.2 Korrigierter Inn

Bereits um 1860 begannen erste Korrektionsarbeiten, wobei zunächst die Lage des gewünschten Flusslaufs mit einer Normalbreite von 190 m bei MW festgelegt wurde.

Anschließend wurden durch die Uferdeckwerke die Innufer durchgehend befestigt und die Seitenarme abgeschnürt. Durch die verstärkte Sohlerosion sank der Fluss- und Grundwasserstand, wodurch weite Teile der ehemaligen Flussaue nun hochwasserfrei und damit land- und forstwirtschaftlich nutzbar wurden (CONRAD-BRAUNER 1992; s. auch Kap. 3.2).

HAUF (1952) beschreibt ebenfalls die Korrektionsphase des Inn, bereits mit Ausblicken auf die Anfangszeit der Stauhaltungen Ering-Frauenstein und Eggfling-Obernberg (S. 109): „Bei Simbach blieb die Flusssohle von 1826 bis 1880 unverändert, von da bis 1940 tiefte sie sich um 1 m ein. Im folgenden Jahrzehnt wurde diese Eintiefung durch eine Auflandung um 86 cm fast ausgeglichen, denn Simbach liegt noch im Staubereich der Stufe Ering. [...] Ebenfalls änderte der Fluss seine Sohle bis 1890 bei Obernberg nicht, dann landete er bis 1910 jedoch 50 cm auf, um sich anschließend bis 1940 um 1,50 m einzugraben. Da Obernberg unmittelbar unterhalb des Wehres der gleichnamigen Kraftstufe

liegt, verlief diese Eintiefung nach dem Einstau seit 1944 etwas stürmischer, bis 1950 waren es weitere 1,20 m. [...] Eine Steigerung der Geschwindigkeit durch die Korrektur ist zweifellos eingetreten. Ebenso sind die Hochwässer seit der Regelung höher, da der Inn und die meisten seiner Nebenflüsse kaum noch über die Ufer treten können. Zugleich verlaufen sie schneller (S 111).“

Einen Eindruck der Morphologie des korrigierten Inns mag heute noch die Restwasserstrecke am Kraftwerk Töging vermitteln (vgl. auch die Abbildungen in Kap. 3.2).

3.4.3 Stauraum

CONRAD-BRAUNER (1992) beschreibt anschaulich die Veränderung durch den Einstau (S 18): *„Größte Veränderungen im Landschaftsbild brachte der Einstau der Stufen bei Simbach-Braunau, Ering-Frauenstein, Eggfling-Obernberg mit sich. Diese stauten große Seen auf. Anstelle des vormals auf nur 190 m Breite eingefassten, begradigten und rasch strömenden Flusslaufs bestimmte nun bis zu 683 m Breite, langsam strömende Stauseen das Landschaftsbild. [...] Nur im jeweils obersten Abschnitt eines Stausees blieb der Inn in seiner korrigierten Form als schmaler Lauf mit seinen begleitenden Auenwäldern und mit ähnlichen Wasserständen erhalten. Der flussabwärts folgende Abschnitt bis zur Wehrstelle wurde dagegen in zunehmender Höhe unter Wasser gesetzt. [...] In den Jahren nach dem Einstau füllten sich die Stauräume rasch mit Feinsedimenten. Dabei entstanden zahlreiche Inseln und Halbinseln, die mittlerweile bis zu einem Drittel der Stauflächen einnehmen. Durch die rasche Verlandung der Stauseen waren die Ufer erosionsgefährdet, sodass nachträglich eine schmale, tiefe Hauptfließrinne in den Stauräumen ausgebaggert und durch Leitdämme befestigt wurde, ähnlich wie bei der Korrektur.“*

3.4.3.1 Fließgefälle, Strömungsgeschwindigkeit

CONRAD-BRAUNER (1992; 18ff): *„Völlig neue Verhältnisse entstanden mit der treppenartigen Untergliederung des Inn in eine Kette von Staustufen. Gegenüber dem korrigierten Zustand weisen die Stauhaltungen ein erheblich geringeres Fließgefälle auf. [...] Das geringe Gefälle in den Stauhaltungen begünstigt die Sedimentation auch kleiner Korngrößen einschließlich des organischen Detritus. Es beschleunigt somit die Auffüllung der Stauräume und beeinflusst die Ansiedlung und die Zusammensetzung der Auenvegetation.“*

- *Die Strömungsstärke nimmt auch bei Hochwasser mit zunehmender Breite des Stauraums in Richtung Wehr ab*
- *die größte Strömung herrscht in der Hauptfließrinne und größeren Seitenarme sowie deren Ufer, hier ist auch die Sedimentation am größten. Von den Uferstreifen der Hauptfließrinne landeinwärts nimmt die Sedimentmächtigkeit von über einem Meter bis auf wenige Zentimeter ab.“*

Die folgende Abbildung zeigt das Fließgefälle im Stauraum Ering / Frauenstein bei verschiedenen Innabflüssen. Es zeigt sich deutlich die Gefällsabnahme mit Eintritt des Inn in den Stausee etwa bei Inn-km 44. Das Restgefälle beträgt etwa bis Fluss-km 44,5 bei Mittelwasser noch ca. 0,15 Promille. In diesem Bereich sind flusstypische Lebensräume noch möglich.

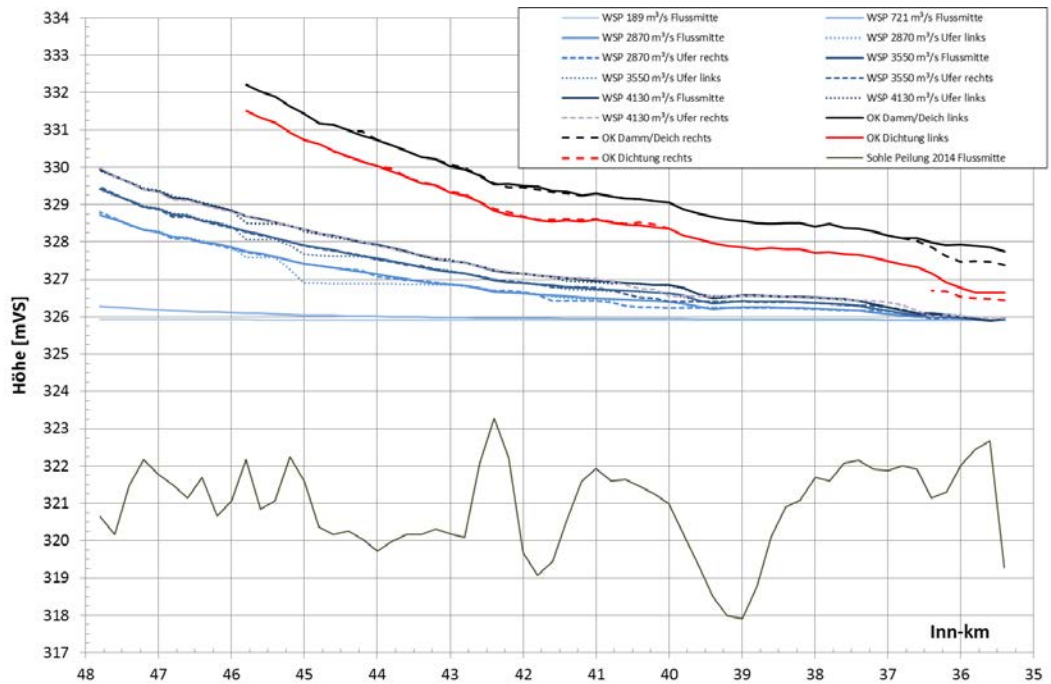


Abbildung 15: Pegelwerte bei verschiedenen Abflüssen (MNQ/MQ/HQ2/HQ5/HQ10) im Stauraum Eggfling-Oberndorf (Auswertung aquasoli)

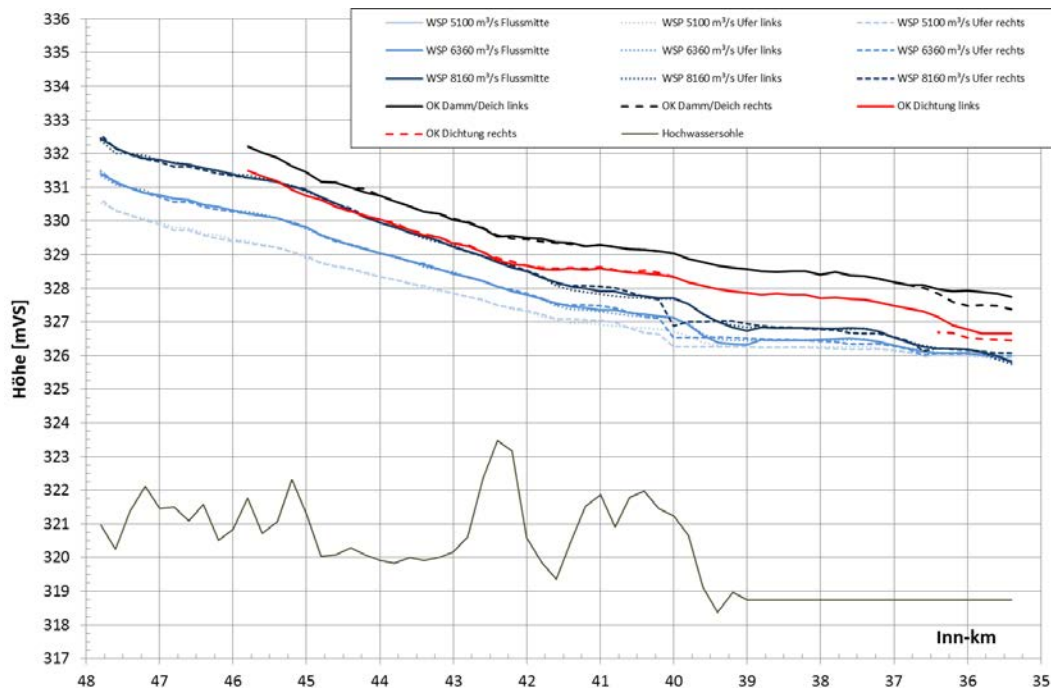


Abbildung 16: Pegelwerte bei verschiedenen Hochwasserabflüssen (aquasoli)

Bei dem dargestellten Abfluss von 5.100 m³/s zeigt sich ein deutlicher Gefälleknick etwa bei km 39,5, der dem Sprung in der Flusssohle folgt und sich aber bei weiter zunehmendem Abfluss innaufwärts verschiebt. Dieser Wechsel ist auch bei den anderen Abflüssen erkennbar.

Die Strömungsgeschwindigkeit in den Stauräumen am unteren Inn schwankt zwischen minimalen 0,2 m/s und mehr als 2 m/s und sie steigt in Hochwässern entsprechend noch viel höher an (REICHHOLF 2005). Bei Fließgeschwindigkeiten bis ca. 0,3 m/s kommt es im Stauraum zu „massiver Schlickablagerung“ (Feinsedimentation; REICHHOLF-RIEHM, 1995; 193).

Mit zunehmender Verlandung steigt in durchströmten Bereichen die Fließgeschwindigkeit, da – bei konstantem Stauziel – der nutzbare Querschnitt abnimmt (REICHHOLF-REICHHOLF-RIEHM 1982; 62). Dieser Umstand bedingt letztlich das Erreichen eines neuen Gleichgewichtszustandes.

Die folgenden Abbildungen zeigen die aktuellen Fließgeschwindigkeiten im Stauraum bei unterschiedlichen Abflüssen (aquasoli 2009):

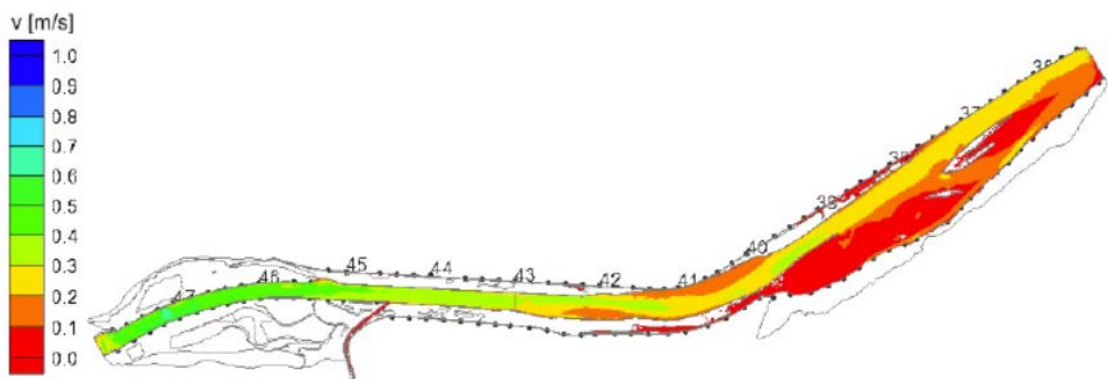


Abbildung 17: Fließgeschwindigkeiten [m/s] bei 350 m³/s

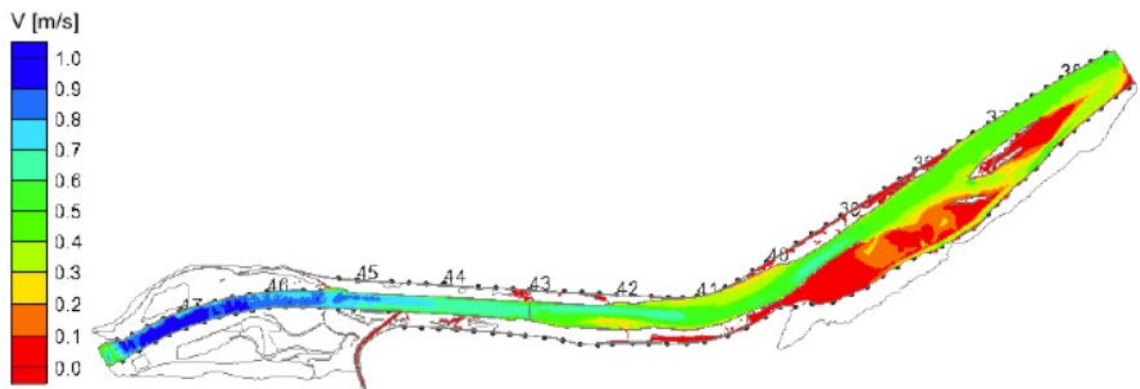


Abbildung 18: Fließgeschwindigkeiten [m/s] bei 700 m³/s (ca. MQ)

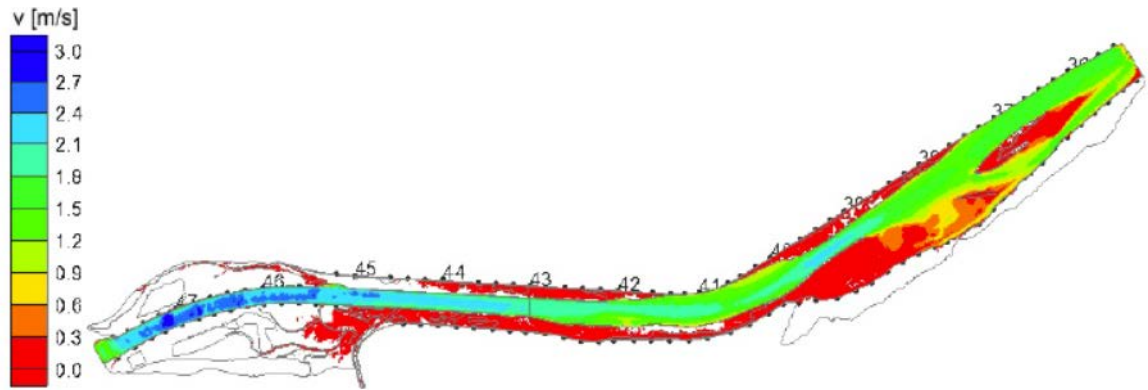


Abbildung 19: Fließgeschwindigkeiten [m/s] bei 2.500 m³/s (MHQ: 2.870 m³/s)

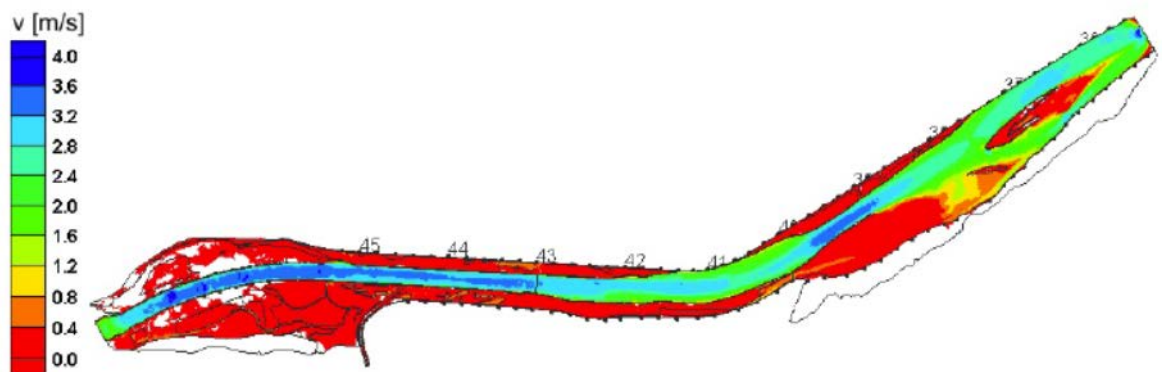


Abbildung 20: Fließgeschwindigkeiten [m/s] bei 4.200 m³/s (ca. HQ 10)

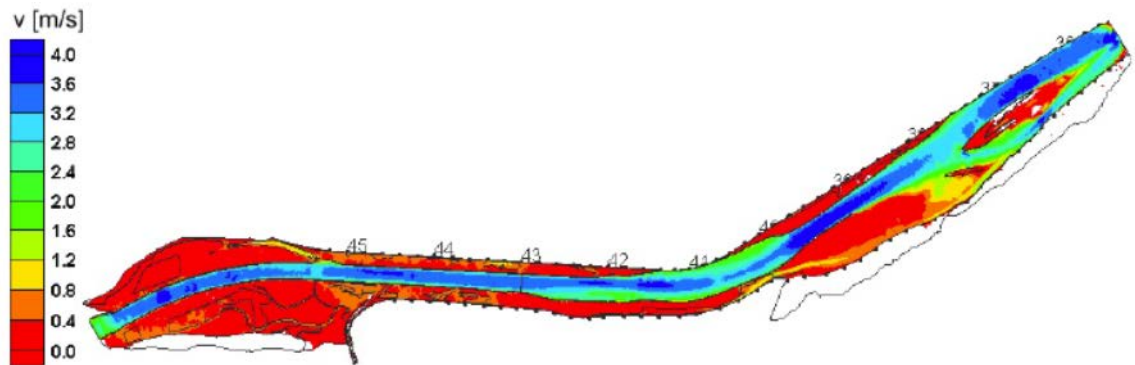


Abbildung 21: Fließgeschwindigkeiten [m/s] bei 5.100 m³/s (HQ 30)

Bei Vergleich der obigen Abbildungen ist zu beachten, dass die Legenden jeweils wechseln, gleiche Farben in den einzelnen Abbildungen also unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten bedeuten können.

Bei einem Abfluss von 350 m³/s herrschen im gesamten Staauraum nur niedrige Fließgeschwindigkeiten von höchstens 0,6 m/s (Stauwurzel). Abseits der Fließrinne beträgt die Fließgeschwindigkeit höchstens 0,2 m/s. In der Fließrinne treten etwa ab km 43 Fließge-

schwindigkeiten von weniger als 0,3 m/s auf (beginnende Sedimentation von Feinmaterial).

Bereits bei Abflüssen im Bereich des MQ treten im Bereich der Stauwurzel Fließgeschwindigkeiten bis zu 1 m/s auf (etwa bis km 45,5). Im Flussschlauch beträgt die Fließgeschwindigkeit bis ans Kraftwerk bis zu 0,5 m/s, die Insel im Bereich von km 37 wird mit einem geringer durchströmten Nebenarm umflossen. In den Verlandungsbereichen abseits der Fließrinne herrscht weitgehend Stagnation (bis 0,1 bis 0,2 m/s).

Bei MHQ beträgt die Fließgeschwindigkeit im Flussschlauch bis zu 3 m/s und durchgängig bis ans Kraftwerk mindestens 1 m/s. In den Verlandungsbereichen treten randlich etwas stärker durchströmte Bereiche auf (bis 0,9 m/s).

Mit weiter zunehmendem Abfluss steigt die Fließgeschwindigkeit in der gesamten Fließrinne weiter an (bis 4,0 m/s; bis zu 5 m/s bei HQ 100 und größeren Abflüssen). Die Situation in den Verlandungsbereichen ändert sich dagegen kaum. Da jedoch mit steigendem Abfluss auch zunehmend Vorländer überflutet werden, entstehen teils neue Strömungen, so entsteht in der Bucht bei Kirchdorf bei HQ 30 (beginnende bei HQ 10) ein mit bis zu 1,2 m/s durchströmter Bereich.

3.4.3.2 Morphologische Entwicklung des Stauraums

In ÖWAV (2000) wird beschrieben, dass seit Errichtung der Kraftwerkskette des Unteren Inn die Sedimentablagerungen zum überwiegenden Teil innerhalb von zehn Jahren abgeschlossen waren. Seit den 50er-Jahren befindet sich das Flussbett annähernd in einem Gleichgewichtszustand, die weitere Verlandung ist unbedeutend. Wie die Bemühungen um die im Stauraum des Innkraftwerkes Ering-Frauenstein gelegene Hagenauer Bucht oder auch die fortschreitende Verlandung der Kirchdorfer Bucht zeigen, trifft dies aber nur auf den eigentlichen Flussschlauch zu. Die Auegebiete am Unteren Inn unterliegen hingegen starken Sukzessionsprozessen (z.B. ZAUNER et al. 2001).

Da das Kraftwerk Eggfing-Obernberg erst nach dem oberliegenden Kraftwerk Ering-Frauenstein gebaut wurde, war der Geschiebetrieb zum Einstau bereits unterbrochen, so dass vorwiegend Feinsedimente zur Ablagerungen kamen. Veränderungen der Sedimentationsprozesse im Stauraum ergaben sich aus der Verlängerung des Leitdamms, der die Kirchdorfer Bucht abtrennt (1982/85).

Die Verlandungssummenlinie (Abb.22) für die Flussrinne zeigt das Erreichen eines Sättigungsplateaus etwa 1954, also wie oben erwähnt etwa 10 Jahre nach Einstau. Das Hochwasser 1954 führte zu Sedimentausträgen, das Sättigungsniveau, das sich neu einstellte, lag bis ca. 1981 auf einem etwas niedrigeren Niveau. Die Verlängerung des Leitdamms bei Kirchdorf führte zu Verlagerungen der Strömungslinien, was zunächst zu erheblichen Sedimentausträgen führte. Erst 2002 scheint ein neues, deutlich niedrigeres Sättigungsniveau erreicht zu sein, das den neuen Strömungsverhältnissen entspricht. Der Effekt des Hochwassers 2013 ist noch nicht abgebildet.

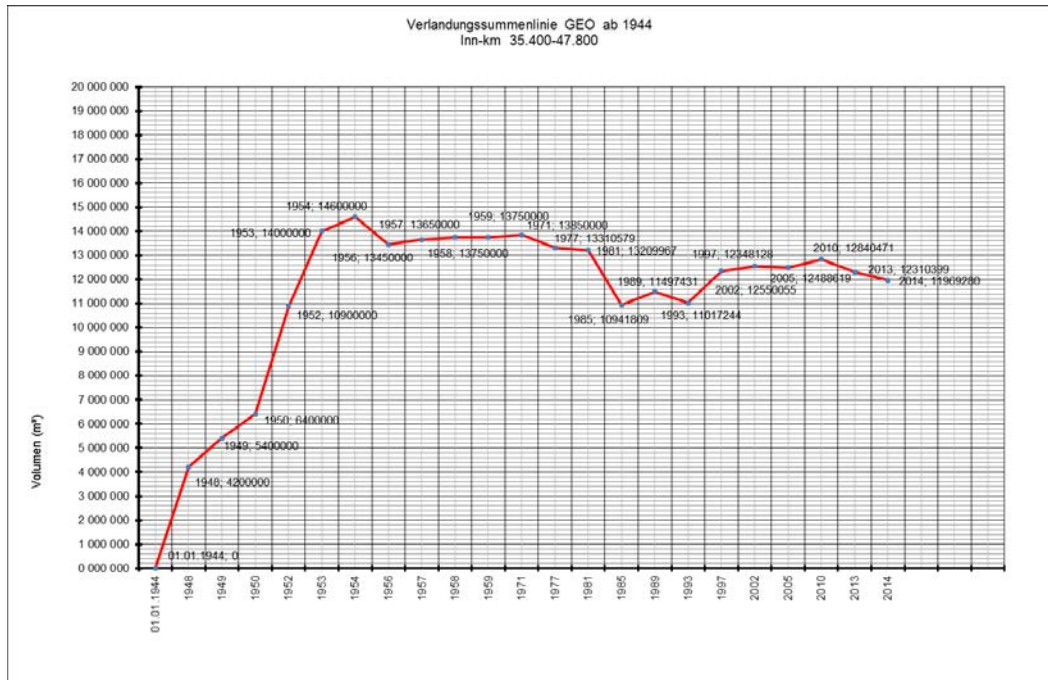


Abbildung 22: Entwicklung der Verlandung im Stauraum Eggfling-Oberberg in der Flusssrinne (Verlandungssummenlinie)

Abbildung 23 zeigt die anfängliche Entwicklung der Verlandung des Stauraums (1950 – 1977). Die Abbildung zeigt deutlich die Verlagerung der Tiefenrinne durch die mittige Auffüllung des Stauraums durch Sedimentation und folgende Inselbildung, die zur Aufteilung des Abflusses führt. Die oberstromige, linksufrige Verlandung drückt die Strömung an das rechte Ufer bei Katzenbergleithen, was zu starker Ufererosion geführt hat. Um dem zu begegnen, erfolgte die spätere Verlängerung des Leitdamms bei Kirchdorf.

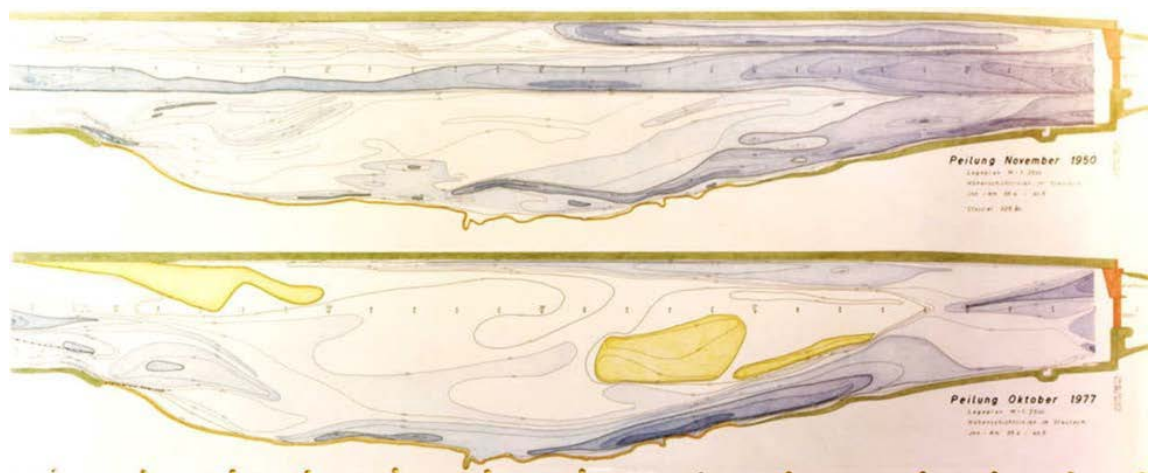


Abbildung 23: Verlandungsprozess im Zeitraum 1950 bis 1977, dargestellt anhand der Peilsohlen (aus aquasoli 2009)

Um die morphologische Entwicklung des Stauraums aufzuzeigen, wurden Luftbildauswertungen für die Jahre 1945, 1962, 1976, 1986 und 2013 (Befliegung 20.06.2013) durchgeführt. Es wurden jeweils unbewachsene Sedimentbänke (braunrot), Flächen mit

Röhrichten, Seggenrieden und Hochstaudenfluren (olivgrün) sowie gehölzbestandene Flächen (grün) unterschieden. Die folgende Reihe von Abbildungen zeigt die Entwicklung der sichtbaren Inselbildung im Staubecken. Inselbildung zeigt sich erstmals auf dem Luftbild 1976.

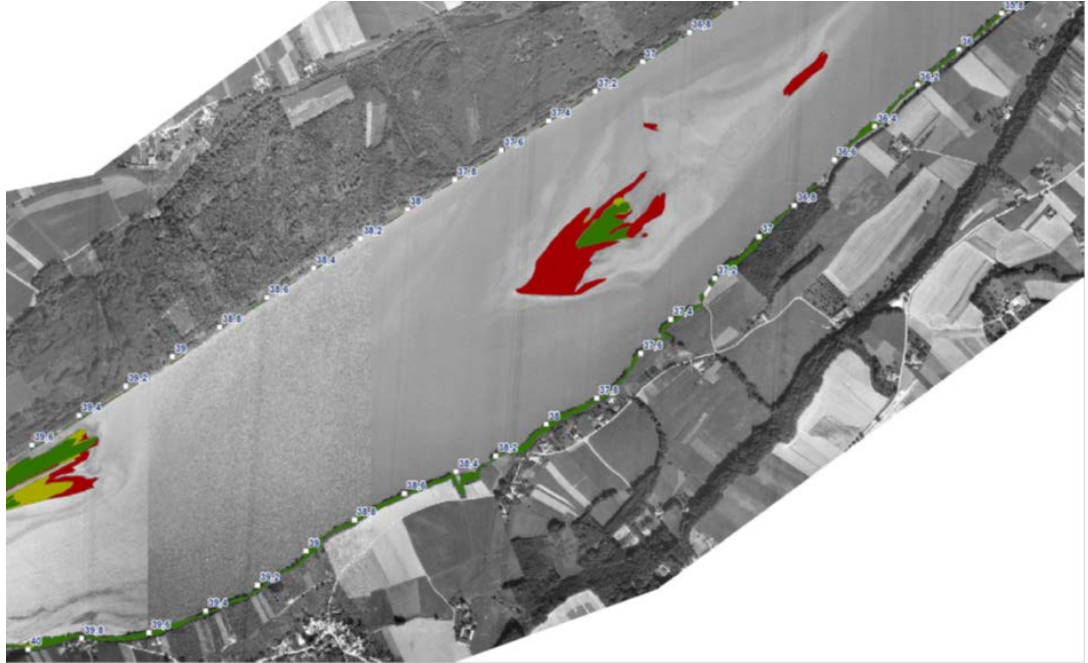


Abbildung 24: Inselbildung im Stauraum 1976 (Farblegende s. Text)

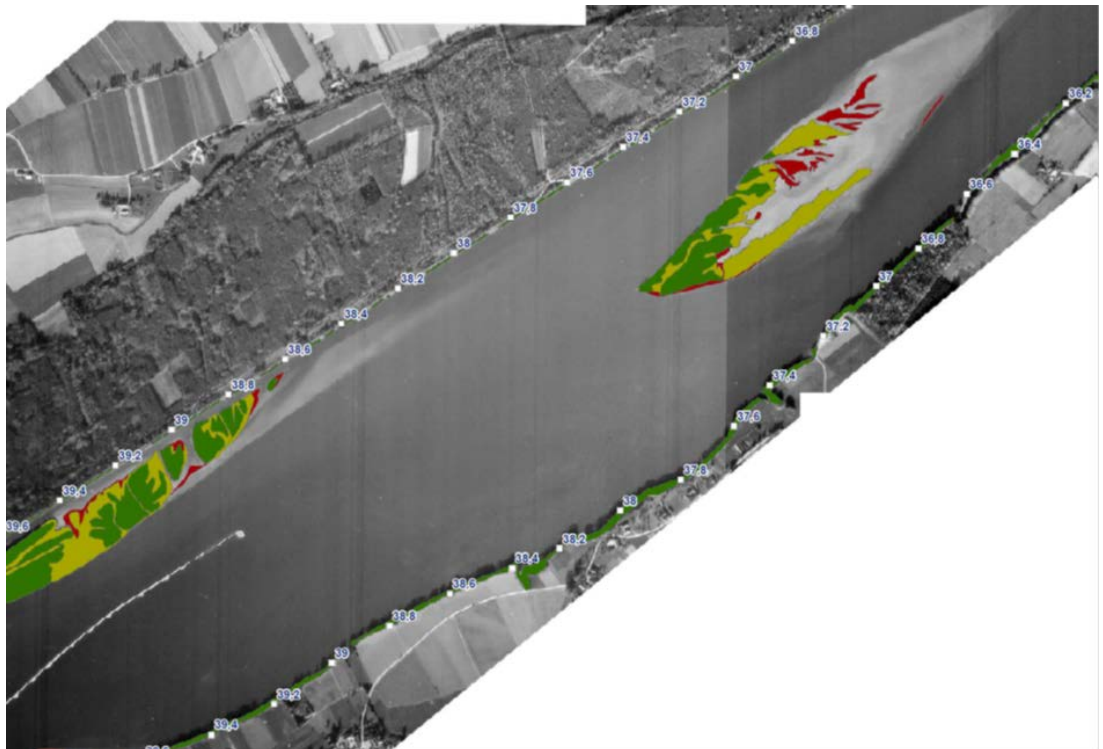


Abbildung 25: Inselbildung im Stauraum 1986 (Farblegende s. Text)

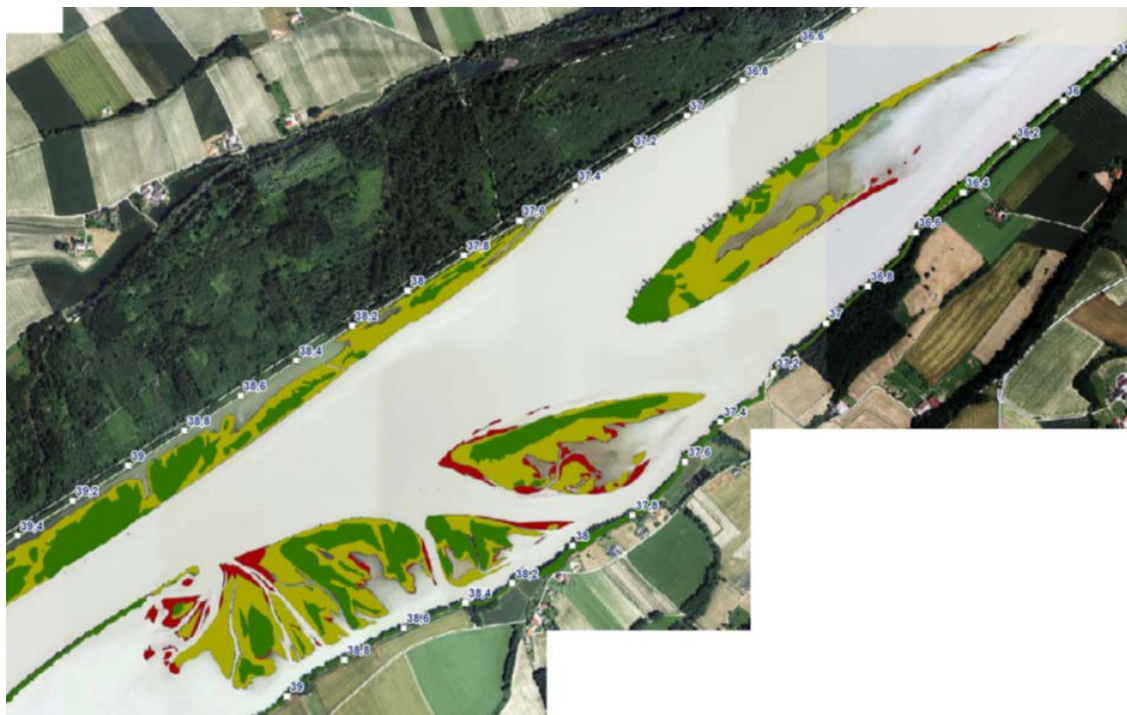


Abbildung 26: Inselbildung im Stauraum 2013 (Farblegende s. Text)

Auf dem Luftbild 1976 zeigt sich die beginnende Inselbildung zentral im Staubecken zwischen km 37,8 und 37,2. Die Sedimentbänke sind noch weitgehend unbewachsen. Am rechten Ufer reicht die Verlandung von flussauf bis km 39,4 und wächst, der Aufweitung des Stauraums folgend, zur Flussmitte hin.

Auf dem Bild 1986 ist bereits die Leitdammverlängerung bei Kirchdorf erfolgt. Die Tendenz der Verlandung am rechten Ufer zur Flussmitte hin zu wachsen, ist gestoppt, die sichtbare Verlandung reicht mittlerweile bis km 38,6. Die zentrale Insel ist infolge der Leitdammverlängerung an ihrer Spitze erodiert und beginnt jetzt erst bei km 37,6, reicht mittlerweile, soweit überwasser sichtbar, aber schon bis km 36,6. Die Insel zeigt bereits die typische „Hohlform“ mit einer flussab geöffneten zentralen Lagune.

Die Unterwasserverlandung ist mittlerweile offenbar weit vorangeschritten, so dass die Bildung sichtbarer Inseln bis 2013 gerdezu stürmisch verlaufen ist. Die Verlandung entlang des rechten Ufers reicht einen weiteren Kilometer flussab bis km 37,4. Die zentrale Insel hat ihre Spitze jetzt bei km 37,5, ist an ihrer Spitze also weiter erodiert (obwohl bereits mit Gehölzen bewachsen!) und reicht jetzt etwa bis km 35,8. Völlig neu sind aber die großflächigen Inseln, die sich am Ende des verlängerten Leitdamms zwischen Km 39,2 und 37,4 gebildet haben. Alle Inseln zeigen die charakteristische „Hohlform“ mit Lagunenbildung, was zur Bildung von sich rasch erwärmenden Flachgewässern führt. Die Inseln waren 2013 bereits zu großen Teilen mit Gehölzen bewachsen. Folgender Luftbildausschnitt von 2000 zeigt die noch unbewachsenen Sedimentbänke.



Abbildung 27: Luftbild vom 03.04.2000 (aus aquasoli 2009)

Ein aktuelles Luftbild (2016, Quelle: GoogleMaps) zeigt dagegen bereits gegenüber 2013 wieder deutlichen Entwicklungsfortschritt, vor allem was die Vegetationsentwicklung auf den Sedimentbänken der Inseln sowie entlang der Binnengewässer der Inseln anbelangt, aber auch bezüglich der Ausdehnung der Inseln.



Abbildung 28: Inselbildung im Stauraum 2016 (Quelle: GoogleMaps)

Folgende Tabelle zeigt die flächige Entwicklung der sichtbaren Verlandungen im Stauraum zwischen km 39,4 und km 35,8:

Flächige Entwicklung der sichtbaren Verlandung im Stauraum zwischen Inn-km 35,8 und 39,4

Vegetation	Fläche (ha) 1976	Fläche (ha) 1986	Fläche (ha) 2013
Unbewachsene Sedimentbänke	7,06	2,51	5,55
Röhrichte, Seggenriede, Staudenfluren	0,22	7,55	33,15
Gehölzbestände	2,31	9,07	23,06

Tabelle 5: Flächige Entwicklung der sichtbaren Verlandung im Stauraum zwischen Inn-km 35,8 und 39,4

Tab. 5 zeigt deutlich die stetige Zunahme der Gehölzbestände im Stauraum, ebenso der Röhrichte. Sedimentbänke nahmen 1986 nach Verlängerung des Leitdamms infolge der einsetzenden Erosion ab, hatten zwischenzeitlich (etwa 2000) aber sicherlich einen Entwicklungshöhepunkt, als die Verlandungen am Ende des neuen Leitdamms die Wasseroberfläche erreicht hatten (s. Abb. 27).

Folgende Abbildungen zeigen die Entwicklung der Verlandungen zwischen km 44,2 und 40,6:

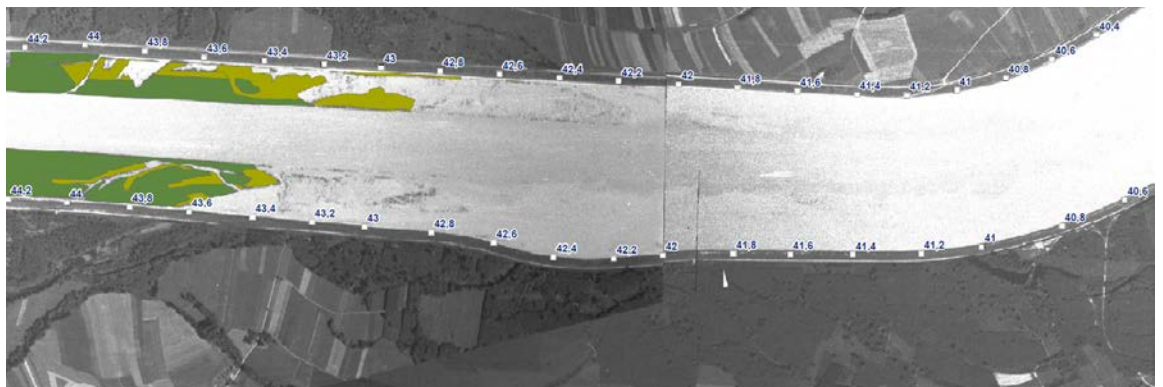


Abbildung 29: Verlandung zwischen km 40,6 und km 44,2 1945



Abbildung 30: Verlandung zwischen km 40,6 und km 44,2 1976



Abbildung 31: Verlandung zwischen km 40,6 und km 44,2 2013

Das Luftbild von 1945 zeigt die heute kaum noch vorstellbare offene Wasserfläche im Bereich der heutigen Wälder. Das Luftbild lässt die überstauten Auenbereiche teilweise noch erkennen. Die Abbildungen zeigen die am rechten Ufer im Schutz des Leitdammes flussab fortschreitende Verlandung, während am linken Ufer der flächige Umfang der Verlandungsbereiche im Vergleich zur Aufnahme 1976 nicht mehr zugenommen hat. Altwasserartige Restwasserflächen verlanden zusehends und sind zunächst mit Schilf bewachsen, später mit Auwald.

Die Bildreihen zeigen, dass weitere Verlandung auf die österreichische Innseite beschränkt sein wird, während sich auf bayerischer Seite im Wesentlichen der Fluss-schlauch befindet, dessen Sohle seit langem einen Gleichgewichtszustand erreicht hat. Sedimentationsbereiche auf bayerischer Seite sind bereits älter und werden sich unter den gegebenen Strömungsverhältnissen nicht weiter ausdehnen.

3.4.3.3 Schwebstoffe

Die jährlichen Schwebstofffrachten sind in allen Staustufen am Inn extrem hoch. Ihr langfristiger Mittelwert erreicht mit rund 2,6 Mio m³ bei Wasserburg und 4,9 Mio m³ bei Brau-nau-Simbach etwa das 20fache der jährlichen Geschiebefracht. Die Mobilisierung, der Transport und die Ablagerung der Schwebstoffe erfolgen überwiegend bei Hochwasserereignissen (CONRAD-BRAUNER 1992; 30).

Bei der abiotischen Entwicklung der Innstauseen spielt die hohe Schwebstofffracht die dominierende Rolle. Der Inn führt vor allem während der Sommermonate derart viel Schwebstoff, dass neu angelegte Staustufen vergleichsweise sehr rasch verlandeten.

Der Jahresgang gliedert sich deutlich in zwei Phasen: eine winterliche Klarwasser- und eine sommerliche Trübwasserphase (REICHHOLF 2005). Dieser charakteristische Jahresgang von Wasserführung und Schwebstofffracht wird nun über die deutliche Reduktion der Strömungsgeschwindigkeit in dem Stauraum verlandungsdynamisch wirksam (REICHHOLF-REICHHOLF-RIEHM 1982; 60).

Die Freiwasserzonen der Stauseen sind durch geringe Trübung während des Winterhalbjahres und starke während der sommerlichen Hochwasserphase gekennzeichnet. Die Folge davon ist, dass sich höhere Vegetation submers in den Stauräumen praktisch nicht entfalten kann, es sei denn eine Barriere in Form einer Inselkette oder eines Leitdammes hält das extrem schwebstoffhaltige Innwasser von den Seitenbuchten ab (REICHHOLF-REICHHOLF-RIEHM 1982; 67).

AQUASOLI (2008) zeigt in folgendem Diagramm den Zusammenhang zwischen Wasserführung und Schwebstoffgehalt.

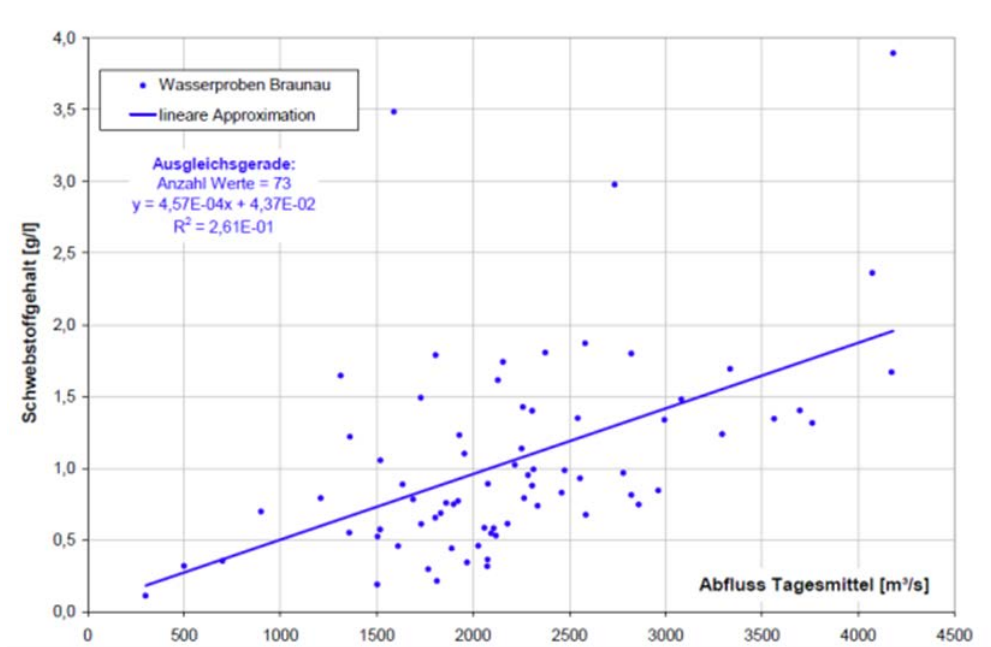


Abbildung 32: Zusammenhang Schwebstoffgehalt – Wasserführung Braunau (AQUASOLI 2008)

Bei einer Abflussfracht von durchschnittlich 11.118 hm³ pro Jahr bzw. einem mittleren Abfluss von 353 m³/s beträgt die jährliche Schwebstofffracht im Jahresmittel 2.853.000 t. Davon entfallen auf die Monate Mai 367.000 T, Juni 863.000 t, Juli 738.000 t, und August 537.000 t, während der Wert für den Dezember nur 6.150 t beträgt. Diese gewaltigen Mengen an Feinsediment werden nun in den stillen Buchten abgelagert (REICHHOLF 1966; 549).

3.4.3.4 Wasserstände, Tiefenverhältnisse

Mit dem Einstau hat sich die Schwankungshöhe zwischen Niedrig-, Mittel- und Hochwasserständen vermindert und ist vor den Kraftwerksstufen auf nahezu Null abgesunken. Nur im jeweils obersten Abschnitt der Stauräume (Stauwurzel) bleiben die ursprünglichen Wasserstandsschwankungen annähernd erhalten. Folgende Abbildung (aquasoli 2009)

zeigt im Längsschnitt durch den gesamten Stauraum mittlere Wasserspiegellagen für verschiedene Abflüsse. Die Abflüsse 700 m³/s und 2.500 m³/s liegen nahe an MQ (721 m³/s) bzw. MHQ (2.870 m³/s). NNQ liegt bei 189 m³/s, so dass noch tiefere Wasserspiegellagen auftreten können.

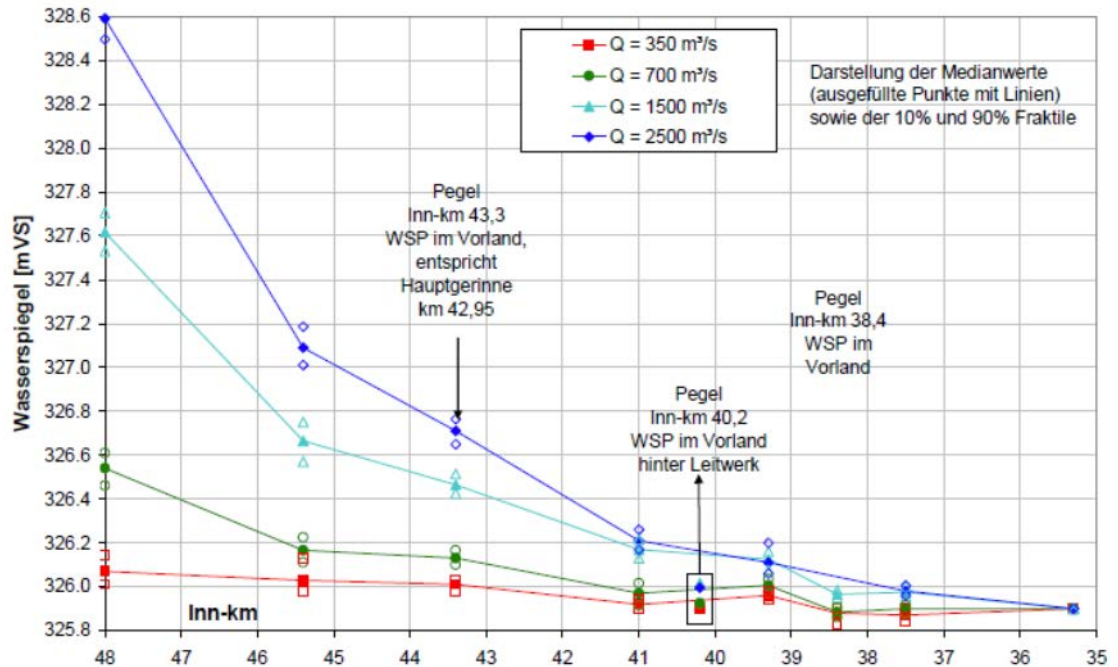


Abbildung 33: Längsschnitt charakteristischer mittlerer Wasserspiegellagen (aquasoli 2009)

Demnach besteht in der Stauwurzel noch eine Differenz von zumindest 0,5 m zwischen MQ und NQ (die durch Stauwirkung bereits reduziert ist), diese Differenz beträgt allerdings bei Inn-km 45,5 nur mehr ca. 0,15 m. Da zeitweise tiefe Wasserstände ein charakteristisches Merkmal naturnaher Auen sind, muss spätestens hier die Grenze der Stauwurzel gezogen werden. Auch die Überflutungshöhe bei Hochwasser beträgt bei km 45,5 nur mehr halb so viel (ca. 1 m Differenz zwischen MQ und MHQ) als direkt im Unterwasser des KW Ering-Frauenstein (ca. 2 m Differenz zwischen MQ und MHQ). Mit zunehmender Annäherung an das Kraftwerk verringern sich die Unterschiede der Wasserspiegellagen bei verschiedenen Abflüssen kontinuierlich, bis schließlich am Stauwehr kein Unterschied mehr auftritt.

Zur Erhöhung der winterlichen Niedrigwasserführung wird an den Speicherkraftwerken im Einzugsgebiet des alpinen Inns der Sommerabfluss teilweise auf den Winter verschoben (Niedrigwasseraufbesserung).

Folgende Tabelle zeigt die Entwicklung der Tiefenverhältnisse anhand von 6 Querprofilen mit Aufnahmen in den Jahren 1942 (vor Einstau), 1971, 1989, 2002 sowie 2014 (Peilungen VERBUND). In der Tabelle wird für jedes Jahr der jeweilige Anteil der Tiefenzonen >1m, 0-1 m sowie bereits über Wasserspiegel liegend in Prozenten der Länge des Querprofils angegeben. Die Querprofile umfassen jeweils einen vollständigen Querschnitt durch den Stauraum, also Flussschlauch mit Seitenbereichen.

Veränderung der Wassertiefen im Stauraum Ering / Frauenstein in ausgewählten Querprofilen in den Jahren 1942, 1971 und 2014 (2010)

Profil Fluss-km	Prozentualer Anteil von Gewässerbereichen mit Tiefen > 1 m					Prozentualer Anteil von Gewässerbereichen mit Tiefe 0 - 1 m					Prozentualer Anteil von über dem Stauziel liegenden Sedimentationsflächen				
	Jahr	1942	1971	1989	2002	2014	1942	1971	1989	2002	2014	1942	1971	1989	2002
37,0	100,0	-	59,8	62,1	67,4	0,0	-	19,6	19,3	15,6	0,0	-	20,6	18,6	16,9
38,0	100,0	51,5	86,6	60,8	51,2	0,0	48,5	13,4	31,6	42,0	0,0	0,0	0,0	7,6	6,8
38,6	100,0	96,8	75,1	44,9	44,9	0,0	3,2	24,9	37,8	27,0	0,0	0,0	0,0	17,3	28,2
39,6	97,1	63,8	66,7	67,6	70,8	1,3	26,9	15,1	14,1	14,7	1,6	9,3	18,3	18,3	14,4
43,0	100,0	38,2	38,6	37,5	37,5	0,0	26,6	22,8	8,9	8,9	0,0	35,1	38,6	53,7	53,7
44,0	50,6	38,6	39,4	39,8	39,8	33,2	34,4	29,0	33,6	33,6	16,2	27,0	31,5	26,6	26,6

Tabelle 6: Veränderung der Wassertiefen im Stauraum Ering/Frauenstein (1942/1971/1989/2002/2014)

Bei der Betrachtung von Sedimentation und daraus resultierender morphologischer Entwicklung des Stauraums und den sich ergebenden Tiefenverhältnissen muss zwischen Flussschlauch und den geringer durchströmten Seitenbereichen unterschieden werden. Wie in Kapitel 3.4.3.2 dargelegt wurde, befindet sich das Flussbett im Flussschlauch bereits seit den 50er-Jahren annähernd in einem Gleichgewichtszustand (s. auch Abb. 21), während die Seitenbereiche des Stauraums weiter verlanden. Im Folgenden ist daher ausschließlich von den Seitenbereichen die Rede.

Wie zu erwarten, herrschten im Stauraum kurz nach Einstau durchweg große Wassertiefen, lediglich im obersten Bereich des Stauraums (km 44,0) sind die Vorländer nur flach überstaut gewesen. Nachdem das Profil im rechten Vorland hier ein breiteres Altwasser erfasst, bleibt der Anteil an Flachwasserbereichen allerdings bisher relativ hoch.

Bis 1971 haben tiefere Gewässerbereiche zumeist bereits deutlich abgenommen, teilweise bis zu ca. 60 %. Stattdessen sind Flachwasserzonen bis zu 1 m Tiefe entstanden, teilweise aber auch bereits Inseln. Die Entwicklung zeigt sich dabei einerseits an den flussaufwärts liegenden Profilen bereits früh sehr deutlich (1971 sind im Profil km 43,0 bereits 35,1 % soweit verlandet, dass sich Inseln bzw. über dem Wasserspiegel liegende Vorländer gebildet haben), andererseits auch im zentralen Stauraum (km 38,0), in dem früh Sedimentation einsetzt. 1971 war im Profil km 38,0 bereits die Hälfte der Stauraumbreite Flachwasserbereich, was zur Aufteilung des Abflusses führte. Mit der Verlängerung des Leitdamms setzte hier aber wieder Erosion ein, so dass 1989 nur noch 13,4 % des Profils Flachwasserbereiche darstellen.

Dagegen hat nach Leitdammverlängerung die Sedimentation am neuen Ende des Leitdamms verstärkt eingesetzt, so dass bei km 38,6 1989 bereits annähernd 25 % des Querschnitts zu Flachwasserzonen geworden sind, 2002 bereits rund 38 %, außerdem haben 17,3 % der zunächst entstandenen Flachwasserzonen bereits zu Inseln entwickelt. Diese Entwicklung schreitet auch flussab voran, so dass auch bei km 38,0 der Anteil der Tiefwasserbereiche wieder den Umfang von 1971, vor Leitdammverlängerung, erreicht

hat, allerdings mit anderer räumlicher Lage im Profil (nicht mehr zentral, sondern rechts vom Stromstrich). Die Tendenz der zunehmenden Verlandung und des Aufwachsens von Inseln bzw. festen Vorländern ist in allen Profilen zu erkennen, allerdings ist der Prozess in den flussauf gelegenen Profilen, in denen die Verlandung sehr früh begann, offenbar schon weitgehend abgeschlossen, während im zentralen Stau die Verlandung fortschreitet.

ZAUNER et al (2001) haben die Tiefenverhältnisse der Reichersberger Au im Stauraum Neuhaus-Schärding untersucht. Ihre Ergebnisse sind grundsätzlich auch auf die Seitenbuchten im Stauraum Ering-Frauenstein anwendbar. Sie beschreiben sie als „äußerst seichtes Gewässersystem mit einigen Tiefstellen, jedoch ohne einer ausgewogenen Tiefenverteilung. Zwischen Mittelwasser und extremer Niederwassersituation fällt ein Drittel der gesamten Wasserfläche trocken. Die fortschreitende Verlandung der Augewässer läuft bisher abgesehen von einigen Schwemmkegeln und Gleithängen weitgehend unter der Wasseroberfläche ab, wird sich in Zukunft aber immer mehr auf die Wasserfläche auswirken.“

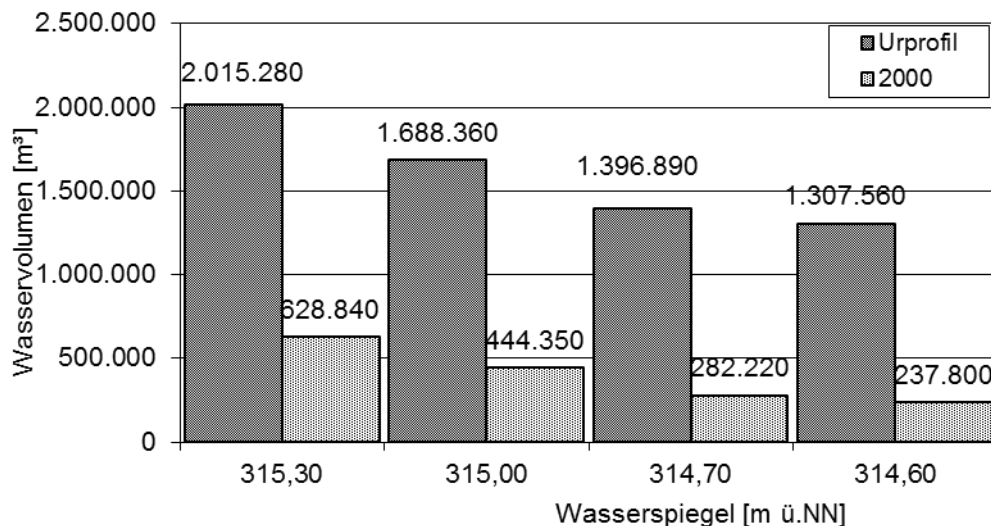


Abbildung 34: Vergleich der Wasservolumina in der Reichersberger Au nach dem Einstau und 2000 bei typischen Wasserständen (aus ZAUNER et al., 2001)

Die Entwicklung der Wasservolumina ist direkt an die Veränderungen von Morphologie und Massenhaushalt gekoppelt. Durch die Schwankungen des Wasserspiegels haben diese Veränderungen auf das Wasservolumen die weitaus gravierendsten Auswirkungen. Während 2000 die Wasserfläche zwischen den charakteristischen Wasserspiegeln im Bereich der Reichersberger Au in saisonalen Verlauf um rund ein Drittel schwankt, variiert das Wasservolumen im gleichen Rahmen um knapp zwei Drittel. Besonders dramatisch wirkt sich der Rückgang bei Niederwasser (314,60 m ü. NN) aus. Das verbleibende Volumen im Bereich der Reichersberger Au beträgt nur mehr 237.000 m³ (Abb. 33), das entspricht einer Abnahme um 81,8 % !

Nur in wenigen Teilbereichen genügt die Fließgeschwindigkeit um Feststofftransport zu ermöglichen, in den restlichen Bereichen wird das Abflussprofil auf eine schmale Rinne

reduziert. Daraus lässt sich ableiten, dass ohne anthropogene Eingriffe und unvorhersehbare Ereignisse langfristig die Verlandung der überbreiten Abflussprofile und die Reduktion auf ein dem Wassereintrag entsprechendes Gewässerbett eintreten wird. Die Entwicklung der großen Buchten des Stauraums Ering-Frauenstein nimmt einen ähnlichen Verlauf.

REICHHOLF & REICHHOLF-RIEHM (1982; 52) betonen die naturschutzfachliche Bedeutung der differenzierten Tiefenverhältnisse, die sich in Folge der Sedimentation ausgebildet haben: „Diese Profile der Tiefenverteilung deuten bereits eine starke Differenzierung in Flachwasserzonen und stärker durchströmte, tiefere Bereiche an. Sie bilden einen wesentlichen Beitrag zur Reichhaltigkeit des Wasservogel-Artenspektrums, weil dieses den verschiedenen Tiefenzonen in unterschiedlicher Weise angepasst ist. Es soll hier schon darauf hingewiesen werden, dass die Tiefenzonierung und die innere Strukturierung in verschiedene, örtlich und zeitlich variable Wassertiefen ein wesentliches Merkmal für die ökologische Regenerierung des Flusses in diesen Stauseen darstellt.“

Aquasoli (2009) hat die Fließtiefen im Stauraum Eggfing-Obernberg mittels 2D-Modell berechnet, folgende Abbildungen zeigen die Berechnungsergebnisse als Karten.

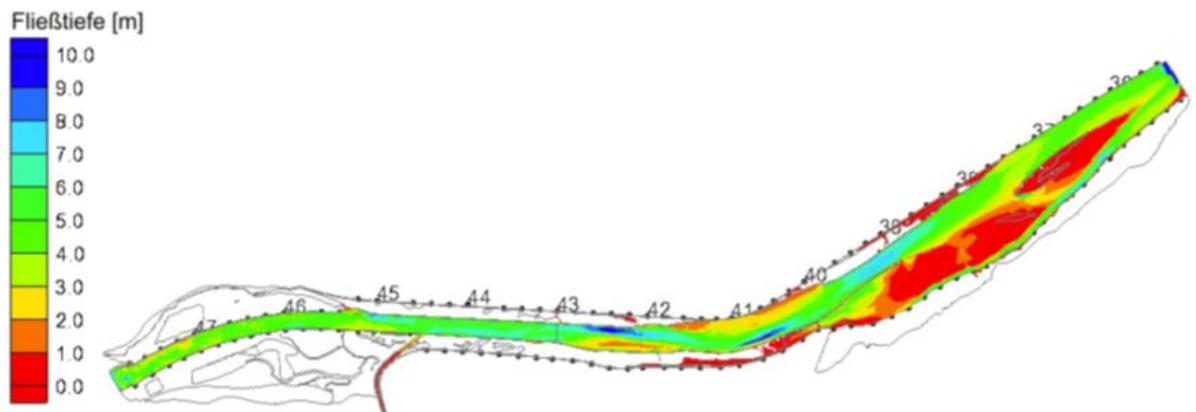


Abbildung 35: Fließtiefen bei 350 m³/s

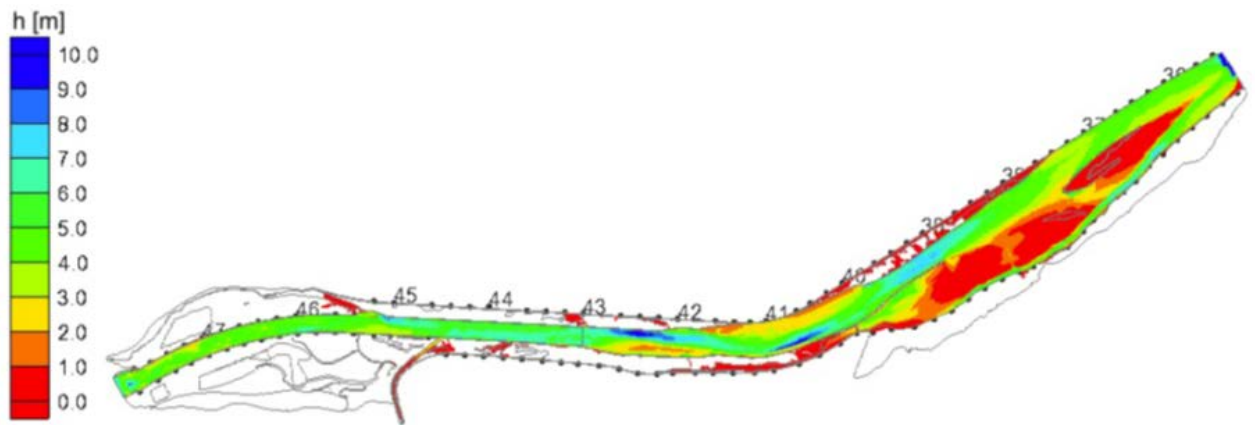


Abbildung 36: Fließtiefen bei 700 m³/s

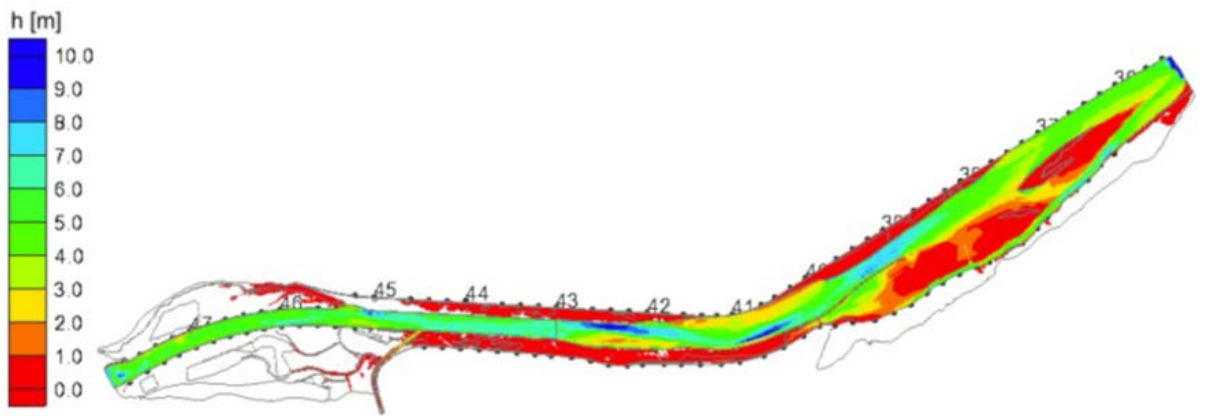


Abbildung 37: Fließtiefen bei 1.500 m³/s

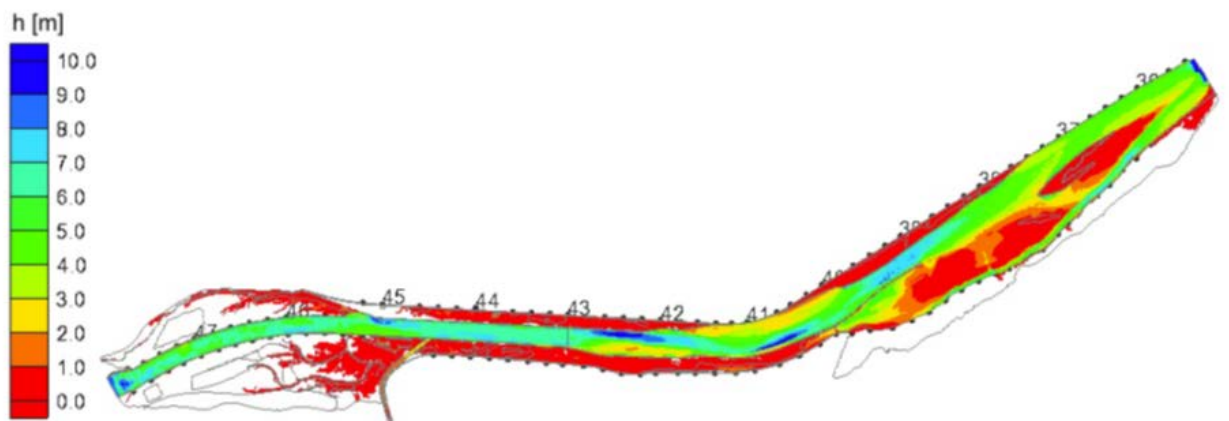


Abbildung 38: Fließtiefen bei 2.500 m³/s

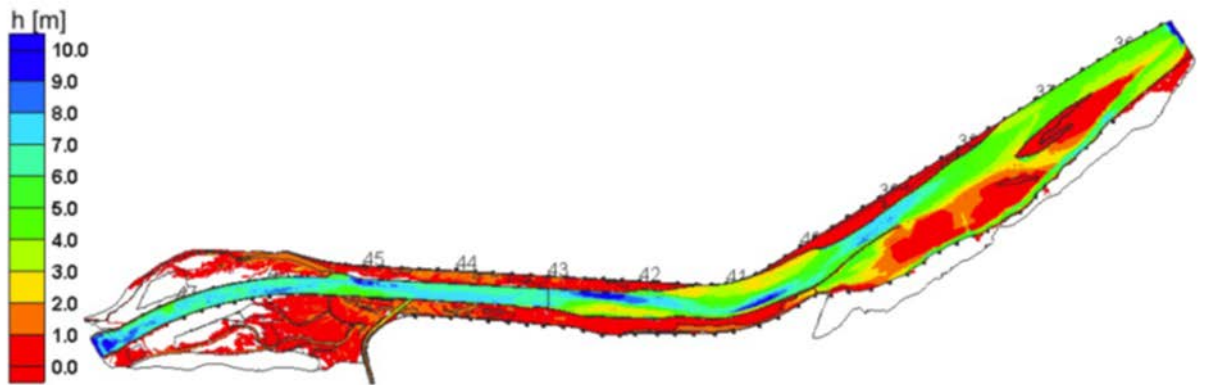


Abbildung 39: Fließtiefen bei 3.700 m³/s

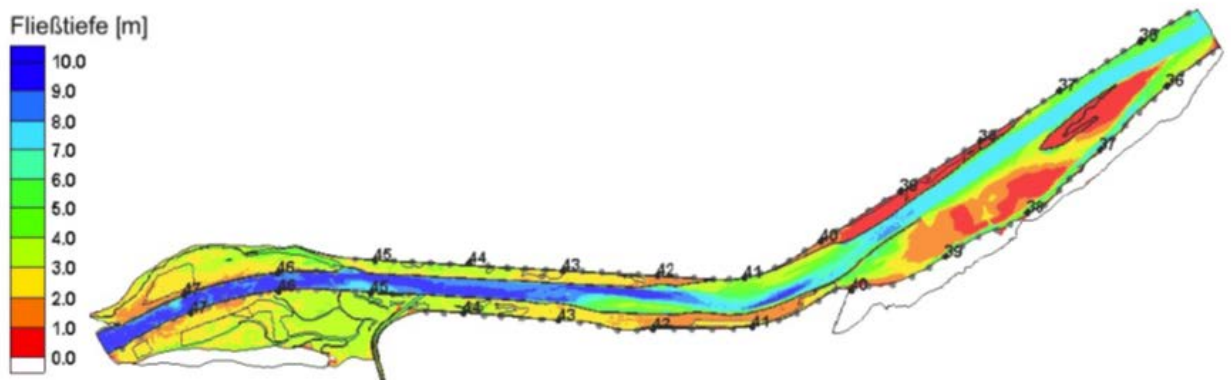


Abbildung 40: Fließtiefen bei 6.900 m³/s

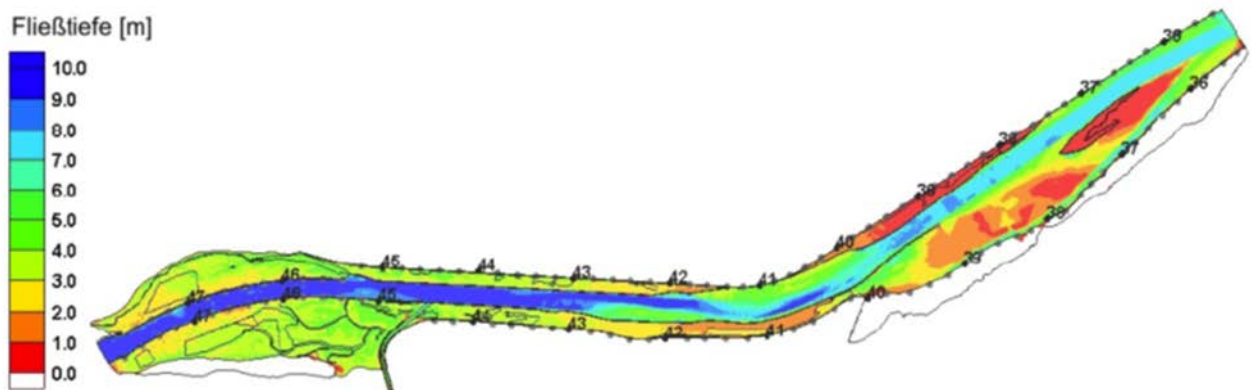


Abbildung 41: Fließtiefen bei 7.800 m³/s

- Bei niedrigen Abflüssen (Beispiel 350 m³/s) herrschen im Flussschlauch durchgängig vorwiegend Wassertiefen zwischen 4 und 8 Metern. An Engstellen in Folge einseitiger Verlandungen oder des Leitdamms (ca. Inn-km 39) sowie am Prallufer in der Kurve bei Inn-km 41,0 bilden sich auch Bereiche mit Fließtiefen bis zu 10 m aus. Fließtiefen von weniger als 4 m zeigen sich vor allem in Bereichen in denen der Flussschlauch breiter wird (km 43), am Gleitufer (km 41) sowie bei km 37,5, wo ein Teil des Abflusses durch den Kanal zwischen den Inseln abläuft. In den rechtsufrigen Verlandungsbereichen bei Kirchdorf und Katzenbergleithen finden sich noch ausge-

dehnte Flachwasserbereiche, die Inseln sind im Wesentlichen nicht mehr überströmt. Die Bucht hinter dem Leitdamm bei Kirchdorf ist nur noch über Flachwasserbereiche mit dem Inn verbunden. In der Bucht herrschen Wassertiefen von höchstens 4 m.

- Bei Mittelwasserabfluss (ca. 700 m³/s) ändert sich das Bild kaum, im Bereich des Flussschlauchs oberhalb von km 43 sind aber zusehends Altwasserrinnen in den Vorländern zumindest flach überstaut bzw. zusätzlich beaufschlagt.
- Bei Hochwässern bis 1.500 m³/s sind die Vorländer bis ca. Inn-km 44,8 überflutet, im Bereich der Stauwurzel steigen die Wasserstände in den Auengewässern, die bereits geringfügig ausufern. Im Flussschlauch zeigen sich etwa ab km 40 aufwärts tendenziell höhere Wasserstände, die Situation im zentralen Stausee ist annähernd unverändert.
- Bei Abflüssen im Bereich des mittleren Hochwassers (MHQ; Berechnung für 2.500 m³/s) sind weitere Vorlandbereiche überflutet. Im Flussschlauch aufwärts von km 39,0 überwiegen jetzt Fließtiefen von 5-8 m, die Verhältnisse im zentralen Stau sind weitgehend unverändert.
- Bei Abflüssen im Bereich des fünffährlichen Hochwassers (HQ5; Berechnung für 3.700m³/s) weiten sich die Überflutungen der Vorländer im Bereich der Stauwurzel entlang von Senken und Flutrinnen bis ins Unterwasser des Kraftwerks aus. Tiefgelegene Vorlandbereiche können bereits bis zu 2 m überstaut sein. Im Flussschlauch aufwärts ab etwa km 41,5 herrschen Fließtiefen von 6-8 m vor, während sich die Fließtiefen im zentralen Stau kaum verändern.
- Bei Abflüssen im Bereich des zehnjährliche Hochwassers (HQ10, ca. 4.200 m³/s) sind die Vorländer nahezu flächig überflutet, nur noch besonders hoch gelegene Bereiche bleiben unerreicht. Bereiche, in denen die Vorländer bis zu 2 m hoch überflutet sind, nehmen große Flächen ein. Im Flussschlauch herrschen etwa ab km 43 flussaufwärts Fließtiefen von 7-8 m vor, Bereiche mit Fließtiefen von 8-10 m (und mehr) nehmen vor allem im Bereich der Stauwurzel (oberhalb ca. km 45,5) große Bereiche ein. Im Bereich des zentralen Staus bleibt die Situation stabil, allerdings treten am rechten Ufer in den ausgedämmten Auen flache Überflutungen auf (was wohl durch Rückstau über den Malchinger Bach auch für die bayerischen Auen anzunehmen ist).
- Bei einem dreißigjährlichem Hochwasser (HQ30; 5.100 m³/s) sind die Vorländer vollflächig bei überwiegenden Wasserständen von 1 – 3 m überflutet. Etwa ab km 43 flussaufwärts herrschen Fließtiefen von 6-10 m (und mehr) wobei Tiefen von 8-10 m (und mehr) jetzt vorherrschen. Ab km 43 abwärts ist die Situation nahezu unverändert.
- Bei Extremabflüssen (gerechnet wurde für 6.900 m³/s, also über HQ100) steigen die Fließtiefen im gesamten Flussschlauch auf mehr als 7 m, oberhalb km 43 fast durchgängig auf 8-10 m (und mehr). In den Vorländern treten etwa oberhalb km 43,5 großflächig Wasserstände von 3-4 m auf. Die Inseln an der Kirchdorfer Bucht (etwa km 38/39) werden höher überflutet. Bei einem Abfluss von 7.800 m³/s steigen die Fließtiefen im gesamten Fluss und den Vorländern weiter.

Die Berechnungen zeigen eindrucksvoll einige grundsätzliche Charakteristika des Stauraums:

- Die Stauwurzel zeigt gegenüber dem Stausee im Oberwasser des Kraftwerks noch eine deutliche Dynamik der Wasserstände

- Dies gilt sowohl für den Fluss als auch für die Auen in den Vorländern im Bereich der Stauwurzel, während die Weidenwälder auf den Anlandungen im Oberwasser des Kraftwerks kaum einer Wasserstandsdynamik unterliegen
- Die flächige Überflutung der Auen in den Vorländern im Bereich der Stauwurzel beginnt erst relativ spät ab Wasserständen, die deutlich über MHQ liegen. Hier zeigt sich die zunehmende Entkoppelung von Aue und Fluss durch einerseits Eintiefung im Bereich der Stauwurzel und andererseits Aufhöhung der Auen durch starke Sedimentation nach Extremhochwässern.

Die Entwicklung der Unterwasserspiegel am Kraftwerk Ering (Stauwurzel Stauraum Egging-Obernberg) zeigt die folgende Darstellung (aquasoli 2009):

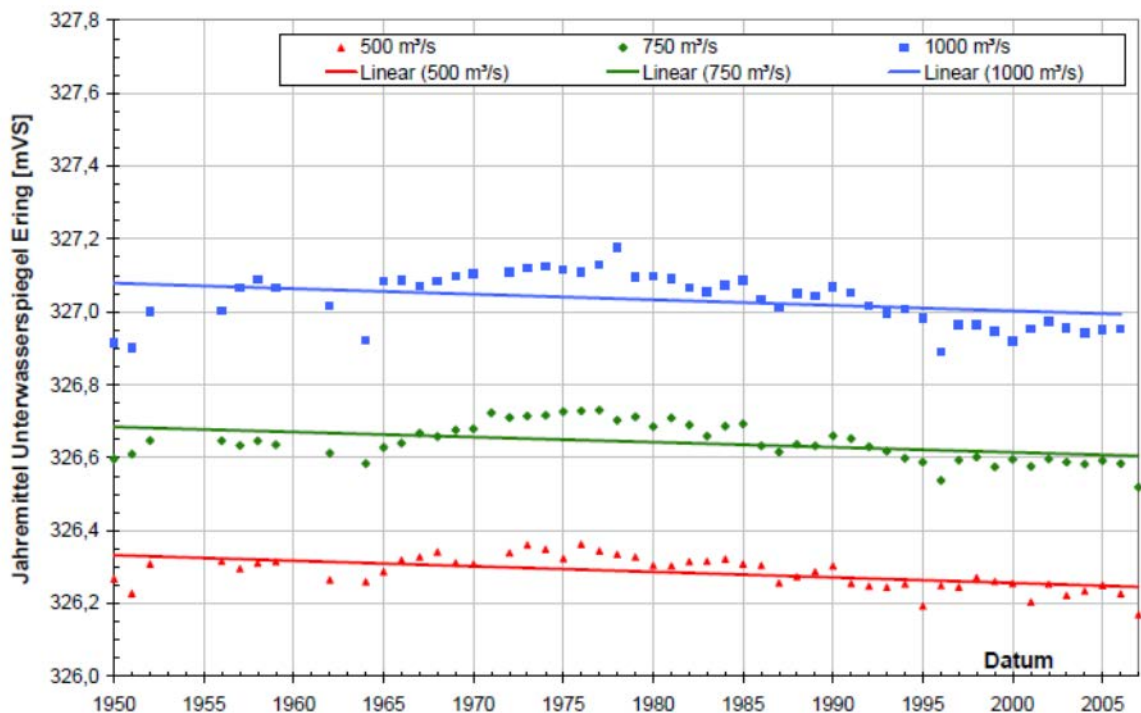


Abbildung 42: Zeitliche Veränderungen in den mittleren Wasserspiegellagen UW Ering für drei charakteristische Abflüsse

3.4.4 Wassertemperatur

Für aquatische Organismen bedingt die Wassertemperatur unterschiedlichste Voraussetzungen hinsichtlich wichtiger biologischer Vorgänge während eines Jahreszyklus. Das Vorkommen einzelner Arten, Reproduktion und Produktivität sowie zahlreiche weitere biologische Prozesse werden von ihr maßgeblich beeinflusst. Weiters steht die Sauerstoffkapazität des Wassers in direktem Zusammenhang mit der Temperatur (ZAUNER et al. 2002).

Der Inn ist ein typisch sommerkalter Alpenfluss, der in der Hauptströmung auch in warmen Sommern kaum mehr als 15°C Wassertemperatur erreicht (REICHHOLF 2005; 145). Nur ausnahmsweise, so im Hitzejuli 1983, werden auch 16 °C erreicht. Die Trennung der Auen vom Inn durch die Errichtung der Stauseen erzeugte "außen" normal temperierte (Klein-)Gewässer mit einer Wassertemperaturspanne, die von Null Grad bei der Eisschmelze im zeitigen Frühjahr bis über 20°C, in Kleingewässern auch 25°C an-

steigen kann und damit 5 bis 10 Grad höhere Werte als vom Innwasser durchströmte Bereiche erreicht (REICHHOLF 2002; 171).

Folgende Tabelle zeigt die Monatsmittel der Wassertemperatur des Inn (Hauptfluss) im Jahr 1983 im Stauraum Eggfing-Obernberg (REICHHOLF 2001a):

Monatsmittel der Wassertemperatur des Inn im Jahr 1983

1983	Jan	Feb	März	April	Mai	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Durch.	3,6	2,3	5,7	9,2	11,5	14,5	15,3	15,2	14,6	11,6	5,0	2,7

Tabelle 7: Monatsmittel der Wassertemperatur des Inn im Jahr 1983

In unmittelbar daran angrenzenden Verlandungsbereichen mit Lagunen (Kirchdorfer Bucht, Katzenbergleithen) erreichten Flachwasserzonen im Juli mehrfach Wassertemperaturen von mehr als 30 °C. Doch der absolute Höchstwert, der für den freien Inn gemessen wurde, erreichte nur 15,8 °C. Im August, mit dem Rückgang der Schmelzwasserführung, stieg der Höchstwert darüber hinaus an und der Inn erreichte mit 17°C am 21. August das Maximum (REICHHOLF 2001a; 2).

Durch die zunehmende Verlandung der Fließrinne ist der Inn (fließender Hauptfluss) schneller und damit kälter geworden. Genau das müssen aber die Regulierungsmaßnahmen im 19. und beginnenden 20 Jahrhundert bewirkt haben. Die Errichtung der Stausenkette im Bereich des außeralpinen Inn ab den 30er Jahren des 20 Jahrhunderts dürfte dieser Abkühlung wieder entgegengewirkt haben (REICHHOLF 2001 a, 12).

Nach BMLFUW (2011) hat die Wassertemperatur der österreichischen Flüsse in den letzten 30 Jahren ca. 1,5°C im Sommer bzw. 0,7°C im Winter (Mittelwert über alle Messstellen) zugenommen. Für die Zukunft wird eine generelle Zunahme der Wassertemperaturen erwartet. Bei einer Zunahme der Lufttemperatur um 1°C nimmt die Wassertemperatur im Mittel um ca. 0,8°C zu. Für den Zeithorizont 2021-2050 dürfte die Zunahme bei etwa 0,7 bis 1,1°C im Sommer und 0,4 bis 0,5°C im Winter liegen.

Für den unteren Inn besteht bei der Wassertemperatur rückblickend für die Periode 1986-2007 zunehmender Trend um bis zu 0,05 bis 0,1°C pro Jahr. Bis 2050 wird für den unteren Inn mit einem Anstieg der Wassertemperatur um 0,6 bis 0,8 °C gerechnet, wobei die Zunahme der mittleren Wassertemperatur im Sommer (+0,6 bis +0,8°C) stärker ist als im Winter (+0,4 bis +0,6 °C).

3.4.5

Sohlsubstrat

CONRAD-BRAUNER (1992; 30) beschreibt den Substratwechsel, den der Bau der Staufstufen einleitete: „Der Staustufenbau hatte ein verringertes Fließgefälle und den Rückhalt der Kiese vor den Wehren zur Folge. Während vorher durch die korrektionsbedingt erhöhte Fließgeschwindigkeit die Sedimente über weite Strecken transportiert wurden, verhinderte der geschlossene Ausbau mit Staustufen schließlich jeglichen Geschiebetransport. Die ursprünglichen, für den Wildfluss und korrigierten Inn charakteristischen Kies- und Sandbänke wurden allmählich von mächtigen schluffreichen Auelehmschichten mit wechselnden Sandanteilen überdeckt. [...] Freilich gab es auch im Wildflusszustand

schon feinkörnige Ablagerungen, die stellenweise mächtige Auflagen bildeten. Diese blieben jedoch auf kleinere strömungsgeschützte Bereiche im Lee größerer Inseln beschränkt. Zusammenfassend wurde die Auelehmsedimentation durch den Einstau des Inn verstärkt und ehemals flachgründige, wechselrockene Schotter- und Sandböden in tiefgründige, ständig feuchte Schluff-Sandböden umgewandelt.“

Angaben in alten Querpeilungen zum Sohlsubstrat erlauben es diesen Wandel genau nachzuvollziehen. Demnach war das Sohlsubstrat im Flussschlauch vor Einstau vorwiegend mittelgrober und grober Kies, teilweise hat der Inn in Tiefenrinnen auch den Flniz erreicht.

1948, vier Jahre nach Einstau, findet sich in der Stauwurzel bis Inn-km 45,0 nach wie vor durchgängig Kies auf der Flusssohle, wenngleich die grobe Fraktion jetzt fehlt. Bis Inn-km 43,4 findet sich zunehmend feiner Kies, gegenüber dem früher mittelgroben/groben Kies. Ab Inn-km 43,00 wird neben Kies regelmäßig Sand und/oder Schlick festgestellt, ab Inn-km 39,6 nur noch Schlick. Ab 1962 wird bereits ab Inn-km 43,6 neben Kies auch Schlick festgestellt, zu dieser Zeit reichen die Aufzeichnungen allerdings nicht mehr weiter flussauf.

3.4.6 Nährstoffe

Es liegen uns keine konkreten Messungen aus dem Gebiet vor. Es kann aber aufgrund der Beschreibung der Wildflusslandschaft bei LOHER (1887) geschlossen werden, dass der Inn zu dieser Zeit ebenfalls ein nährstoffarmes System war. Zu den Nährstoffverhältnissen in Wildflüssen schreibt MÜLLER (1995; 296): *„Auen werden generell als besonders produktive Ökosysteme angesehen, in denen Nährstoffe vor allem im amphibischen Bereich im Überschuss vorhanden sind. Untersuchungen in alpinen Auen belegen, dass dieser Nährstoffreichtum auf den starken menschlichen Einfluss in der Landschaft und auf die Veränderungen der Flusssdynamik zurückzuführen ist. In naturnahen alpinen Auen hingegen zählen in den meisten Habitaten Nährstoffe zu den Mangelfaktoren. Betrachtet man den lang anhaltenden Einfluss des Menschen auf die Tieflandauen, so ist davon auszugehen, dass diese ebenfalls ehemals nährstoffärmer waren.“*

Mit ihrem Einstau änderten sich die trophischen Verhältnisse zumindest in den Stauräumen grundlegend. Diese wurden eingehend von REICHHOLF analysiert. Für die Reichersberger Au schreibt er (2010; 102): *„Denn der Hauptteil der Nährstoffe, die in den ersten Jahren zu dem besonderen, geradezu überquellenden Wachstum der Bestände von Fischen, Wasservögeln und anderem Wassergetier geführt haben, stammte aus der überstauten, unter Wasser verrottenden Vegetation.“*

Die Bedeutung der durch Verlandung entstandenen Strukturen in den Stauräumen beschreibt REICHHOLF an anderer Stelle (1999; 8): *„Die Flussaue steht mit dem Fluss in vielfältiger Wechselbeziehung. Beide bilden ein gekoppeltes Ökosystem, worin die Auen den Teilbereich der Primärproduktion repräsentieren, von welchem der Fluss zehrt. auf diese Weise entwickeln sich die beiden Hauptnahrungsketten als Kanäle des biologischen Energieflusses. Die Uferzonen und die Aue bauen auf autotrophem Weg Biomasse auf, von der ein großer Teil als Detritus in den Fluss gelangt und die heterotrophe Nahrungskette speist. Dass diese Entwicklung komplexer, langer Nahrungsketten vorstättengehen kann, setzt voraus, dass die Verbindung mit der Flussaue vorhanden ist und im Fluss selbst die entsprechenden Biotopstrukturen ausgebildet sind. Es handelt*

sich dabei vor allem um Flachwasserzonen, Strömungswirbel, Kolke, Seitengerinnen und Buchten.“

Außerdem wird anthropogenen Nährstoffeinträgen große Bedeutung beigemessen (REICHHOLF 2005; 152ff): *„Die von den Wasserwirtschaftsämtern ausgewiesene Verbesserung der Wasserqualität gibt Aufschluss über den eigentlichen Grund der so massiven ökologischen Veränderungen: Der untere Inn erhält so gut wie keine organischen Abwässer mehr. Seine Wasserqualität hat seit mehr als einem Jahrzehnt die Güteklasse II erreicht. Der organische Detritus, früher die Grundlage für die ökologische Produktivität, ist auf nahezu unwirksame Mengen zurückgegangen und damit wurde den detritusabhängigen Nahrungsketten die Basis entzogen. Quantitativ betrachtet bedeutet dies, dass von den ursprünglichen Flussaue entlang des außeralpinen Inns weniger als 10 % erhalten geblieben sind und davon befindet sich mehr als die Hälfte außerhalb der Dämme. Der Eintrag an organischem Material aus dem Bestandsabfall der Auen in Form von Laub, Holz oder Humus, den die Hochwässer mit ausspülten, muss demzufolge in entsprechender Größenordnung um > 90 % zurückgegangen sein. Lediglich die weitflächigen, neuen Inselgebiete, in denen dazu durch die Fälltätigkeit von Bibern auch während der Vegetationsperiode Laubwerk und Holz ins Wasser gelangen, können hier Ausgleiche bieten.“*

Ersatz für den Verlust der natürlichen Einträge von organischem Detritus Einträge aus Siedlungsabwässern. REICHHOLF (z.B. 1993, 1994, 2005) weist wiederholt auf die Bedeutung der dadurch entstandenen hohen Produktivität (Schlamm Bodenfauna, Wasserpflanzen) und deren Bedeutung u.a. für die Wasservogelbestände hin.

Auch LOHMANN & VOGEL (1997) erwähnen die „erhebliche Abwasserbelastung des Inns“, die *„für eine kräftige aquatische Biomasseproduktion (z.B. 1-3 kg Frischgewicht pro Quadratmeter der im Bodenschlamm lebenden Kleintiere)“* die Grundlage bildet.

Der Rückgang der hohen Produktivität erfolgte einerseits Bau wirksamer Kläranlagen, andererseits auch durch Strukturänderung in den Stauräumen. Die zunehmende Verlandung bedingt durch damit verbundenen Rückgang strömungsarmer Seitengewässer auch den Rückgang produktiver Gewässerbereiche. Diesen Zusammenhang beschreibt REICHHOLF (1993; S. 85), demzufolge bei zunehmender Fließgeschwindigkeit (die sich aus reduzierten Fließquerschnitten durch fortschreitende Verlandung ergibt) weniger organisches Material (im Wasser transportierter Detritus) im Bodenschlamm des Gewässerabschnitts verbleibt.

Die voranschreitende Verlandung der Stauräume und die damit verbundene Entstehung von Auwäldern und Röhrichten führt mittlerweile wieder zu zunehmenden Einträgen von pflanzlichem Detritus.

Anthropogene Nährstoffeinträge betrafen bekanntermaßen die meisten Flüsse Mitteleuropas. Für die Donau beschreiben dies KONOLD & SCHÜTZ, für deren Oberlauf dann auch der von REICHHOLF bemerkte Belastungsrückgang konstatiert wird (1996; 33): *„Es steht außer Frage, dass die Belastung der Donau mit Nähr- und Schwebstoffen, Schwermetallen, Erdölprodukten und Pestiziden in den letzten 30-50 Jahren deutlich zugenommen hat. Längere, am Pegel Wien-Nussdorf erhobene Messreihen zeigen in den 1960er Jahren deutlich geringere Nährstoffwerte als heute. So haben sich die Nitratkon-*

zentrationen von ca. 1 mg NO₃-N/l seit 1970 verdoppelt bis verdreifacht. Bei den Phosphat-Werten ist ein starker Anstieg Anfang der 70er Jahre bis 0,4 mg/l Gesamt-P auffällig, der Ende der 80er Jahre jedoch wieder auf ca. 0,2 mg/l sank. ein ähnlicher Trend ist bei den Ammonium-werten zu beobachten, die bis 1970 unter 0,1 mg/l lagen und in den 80 er Jahren 0,2 bis 0,3 mg/l NH₄-N erreichten.

Aufgrund der zunehmenden Einträge aus landwirtschaftlichen Flächen und der Einleitung von Industrieabwässern ist auch die Chloridfracht im Mittel- und Unterlauf zu Beginn der 70er Jahre deutlich angestiegen.

Die Chlorid-Frachten waren 1990 im Unterlauf bis zu achtfach höher als noch im Jahr 1973. Um das Fünffache hat sich im gleichen Zeitraum die Fracht an organischen Substanzen erhöht.

Im Oberlauf haben eine wirksamere Abwasserreinigung und veränderte Verbrauchergewohnheiten zu einer Entlastung ehemals erheblich verschmutzter Teilstrecken geführt.“

3.4.7 Gewässer der ausgedämmten Auen

3.4.7.1 Entwicklung der Auengewässer

Vor der Begradigung gegen Anfang des 20 Jahrhunderts mäandrierte der Inn über eine Breite von etwa 3 km. In zahllose Arme aufgespalten und von einer Vielzahl von Inseln unterbrochen durchzog er das ganze Inntal. Durch die Begradigung Anfang dieses Jahrhunderts wurde die heutige Flussrinne definitiv festgelegt und befestigt. Aus den abgeschnittenen Armen und Mäandern bildeten sich langsam verlandende Altwässer in den ausgedehnten Weichholzauen. Der Bau der Stauseen schloss sie endgültig vom Fluss ab (REICHHOLF 1966; 554).

Mittlerweile lässt sich durch Vergleich mit alten Kartenwerken (1940/1950) auch klar konstatieren, dass Auengewässer insgesamt in Folge der durch den Staustufenbau verursachten landschaftlichen Veränderungen stark abgenommen haben (Änderung hydrologischer Parameter, autochthone Verlandung, aber auch durch anthropogene Nutzungseingriffe).

So existierte vor Bau des Kraftwerks in den Auen auf bayerischer Seite noch die durchgehende „Egglfinger Rinne“ (vgl. Abb. 7 in Kap. 3.2), ein teilweise verzweigter Altwasserzug, in dessen Bereich vor der Innkorrektur der Hauptarm des Inns anzunehmen ist (vgl. Abb.2 und 4 in Kap. 3.2). Dieses System muss zumindest bei höheren Abflüssen noch durchströmt worden sein. Durch die Errichtung des Staus wurde dieses System vom Inn getrennt und zerfiel in der Folge in eine Reihe voneinander getrennter Restgewässer mit starker Verlandungstendenz. Teile dieses früheren Altwassersystems sind mittlerweile bewaldet. Das ausgedehnte Altwassersystem am rechten Ufer zwischen Kirchdorf und Obernberg wurde überstaut.

Völlig verändert wurde das verzweigte Altwassersystem der Mühlheimer Auen, in das vor Stauerrichtung die Mühlheimer Ache mündete. Durch den Mühlheimer Staudamm wurde das System durchtrennt und in wesentlichen Teilen ausgedämmt. Die Mühlheimer Ache wurde an den Altwässern vorbei direkt dem Inn zugeführt. Die Entwässerung des ausge-

dämmten Altwassersystems geschieht nun über das Pumpwerk bei Ufer, der direkte Anschluss an den Inn geht somit verloren.

In der Aufhausener Au auf bayerischer Seite waren die wesentlichen Veränderungen des Gewässersystems offenbar schon durch die Korrektur eingeleitet worden.

3.4.7.2 Verockerung

In den Gewässern der ausgedämmten Auen trat mit zeitlicher Verzögerung nach Bau der Stauseen in erheblichem Umfang Verockerung ein (REICHHOLF-RIEHM 1995; 192 ff):

„Merkwürdigerweise bleiben aber ganz bestimmte Altwässer von der Verockerung verschont. Es handelt sich dabei um jene Altwässer, die ihre Wasserzufuhr aus Bächen des Vorlandes erhalten. Die verockernden hingegen sind vom Grundwasser gespeiste, mehr oder minder abgeschlossene Gewässer oder Gräben in der unmittelbaren Nähe der Dämme. Je abgeschlossener, um so schneller schritt die Verockerung voran. Bei Altwässern von Hektargröße dauerte es kaum mehr als drei Jahre, bis sie so gut wie vollständig verockert waren.“

Nach REICHHOLF-RIEHM ist der Austritt eisenhaltigen Grundwassers, das aus dem Tertiärhügelland dem Inn zufließt, ursächlich. Derartiger Grundwasseraustritt in den Fluss als tiefster Talstelle fand schon immer statt, vor der Einstauung konnte es aber nicht zur Verockerung kommen, weil die vergleichsweise riesige Wassermenge des Inns permanent für eine Verdünnung bzw. Auswaschung sorgte. An jenen wenigen Stellen, wo an den wasserarmen, nur schwach durchströmten Seitenarmen über einen längeren Zeitraum eine Ockerbildung möglich gewesen war, räumten dann spätestens die stärkeren Hochwässer den Ocker wieder aus. Eine Akkumulation ist unter den Bedingungen des frei strömenden Flusses nicht möglich. Diese Feststellung sollte grundsätzlich auch noch für den korrigierten Inn gelten, solange Hochwässer noch regelmäßig die Auen erreichten und Altwasserrinnen durchströmt wurden. Allerdings wurde mit der Schwächung der Auendynamik Akkumulation von Ockerschlamms bereits begünstigt.

Sicher ist aber, dass bei starker Verockerung eine Frischwasserzufuhr aus dem Inn in ausgedämmte Altwässer selbst dann nicht genügt, um einschneidende Verbesserungen zu erzielen, wenn diese mit mehreren m³/s in die Größenordnung von Bachzuflüssen gelangen, wie die nur teilweise erfolgte Sanierung des Baggersees am KW Neuhaus-Schärding oder die Überleitung in der Eringer Au zeigten. Zu einer wirklichen Reinigung bedarf es des Hochwassers.

Verockerung greift in zweifacher Hinsicht in den Naturhaushalt der Altwässer ein, nämlich durch starke Sauerstoffzehrung und durch Ablagerung des von Eisenbakterien durchsetzten Ockerschlamms. In stark verockerten Altwässern können keine submersen Wasserpflanzen mehr wachsen. Die Unterwasserflora stirbt vollständig ab.

In stark verockerten Altwässern wurden außerdem keine laichenden Amphibien und keine Kaulquappen gefunden. Aus den früheren Aufzeichnungen ist bekannt, dass die Altwässer sehr große Populationen verschiedener Arten beherbergten hatten.

In den Altwässern der Aigener-/Irchinger-/Eggfingener Au findet sich Verockerung allenfalls kleinflächig in Uferbereichen. Allerdings genügt offenbar bereits die Ablagerung von

Ockerschlämm im Bereich der Uferlinie eines Altwassers, um dessen Eignung als Laichgewässer für Amphibien deutlich zu schwächen (AßMANN mndl.).

4 Bisherige Entwicklung des Stauraums: Pflanzen und Tiere

4.1 Pflanzenwelt

4.1.1 Rückblick

4.1.1.1 Vegetation am Wildfluss

LOHER (1887, S.4) beschreibt den Wildfluss Inn, wie er ihn - wohl noch weitgehend unverändert - gesehen hat: „*Der Inn selbst hat um Simbach ein breites Bett und schliesst zahlreiche Inseln und Kiesbänke ein, die er im Laufe der Zeit mit dem Kiese, dem Sande und der Dammerde aufgebaut hat, die er bei hohem Wasser dem obern Innthal entführt. Diese Inseln sind meist mit der üppigsten Vegetation bedeckt, teilweise sind sie auch sumpfig oder bewaldet oder unter dichtem Gebüsch vergraben. Auf den jüngeren dieser Geröllinseln haben sich Weiden, Sanddorn und Tamarisken festgesetzt, die bei jedmaligem Hochwasser angeschwemmte Wurzelstöcke, Samen und Dammerde aufhalten und so wesentlich zur weiteren Bevölkung der Inselchen beitragen. Auf diesem Gebiete sowie in den angrenzenden Auen sind zahlreiche, in den Bergen heimische Pflanzen eingewandert, die der Flora ein subalpines Gepräge verleihen.*“

LOHER beschreibt auch die typische Pionierflora der häufig umgelagerten Kiesbänke: *Tunica (= Petrorhagia) saxifraga, Myricaria germanica, Hieracium piloselloides, Hieracium (Tolpis) staticifolium, Hippophae rhamnoides, Salix daphnoides*, außerdem *Typha minima* „im Sande der Innufer“ sowie *Calamagrostis littorea (=pseudophragmites)* für „Innufer und Auen“.

Interessant ist außerdem, dass er allgemein für die Auen typische lichtliebende Arten der Magerrasen nennt (*Trifolium montanum, Asperula cynanchica, Senecio erucifolius*, u.a.). Die Gehölzbestände der Auen dürften also zu dieser Zeit deutlich lückigere und lichtere Strukturen gezeigt haben, als wir dies heute gewohnt sind. Gründe sind einerseits die damalige Nutzung der Auen z.B. auch als Gemeinschaftsweide, aber auch der allgemein niedrigere Nährstoffpegel der damaligen Landschaft. Größere Hochwässer dürften aber auch immer wieder Gehölzstrukturen zerstört und offene Pionierstandorte geschaffen haben.

Die standörtlichen Verhältnisse eines Wildflusses sind bereits in Kap. 3.4.1 beschrieben. Die Bedeutung dieser extremen Standortverhältnisse mit ihrem unvorhersehbaren räumlichen und zeitlichen Wechsel für die Vegetation und Flora der Aue eines alpinen Wildflusses umreißen MÜLLER und BÜRGER (1990):

„*Bei alpinen Wildflusslandschaften handelt es sich um einen Lebensraum, in dem die Umweltbedingungen rasch wechseln können. Die Spitzenhochwässer im Frühsommer setzen große Teile der Aue vollständig unter Wasser und überdecken sie z.T. mit Geröllen. Schotterbänke früherer Hochwasserereignisse, die bereits von Pflanzen besiedelt wurden, werden wieder weggerissen und an anderer Stelle angelagert. Nach Abklingen des Hochwassers bleibt eine veränderte Landschaft zurück. Der Fluss hat sein Bett verlagert, viele Kiesbänke haben eine andere Form und Lage angenommen. Im Spätsommer*

mer und Winter, zur Zeit des Niederwasserstandes, wird das Wasser rasch zum Mangelfaktor.

Diese ständige Veränderung der Standortverhältnisse mit immer neuen Rohbodenstandorten ist charakteristisch für Lebensräume in Wildflusslandschaften.

Die Pflanzen, die auf solch extremen Standorten gedeihen sind Pionierarten, die angepasst sein müssen

- an zeitweilige Überflutung: zahlreiche Weidenarten und die Deutsche Tamariske sind durch ein ausgeprägtes Wurzelsystem fest im Boden verankert und bieten durch ihre biegsamen Zweige dem Hochwasser keinen Widerstand*
- an längere Trockenperioden: indem die Pflanzen mit ihren Wurzeln dem Grundwasser folgen (so z.B. Grauerle und Deutsche Tamariske) oder ihre Wasserabgabe einschränken. Letztere Fähigkeit besitzt vor allem eine Reihe von Arten aus der Felsvegetation. Damit ist es zu erklären, dass eine Reihe dieser Arten auf Schotterfeldern in Flussauen vorkommen.*
- an Übersättigung durch Gerölle: ein besonders hohes Regenerationsvermögen zeichnet die in Wildflusslandschaften auftretenden Weidenarten aus. Darüber hinaus treten krautartige Pflanzen mit hoher Samenproduktion auf. Häufig handelt es sich dabei um Vertreter aus den Schuttgesellschaften des Gebirges.*

Solange die Auendynamik besteht, wird die Sukzession der Pflanzengesellschaften in Teilbereichen immer wieder auf's neue unterbrochen und auf ein früheres Pionierstadium zurückversetzt. So entsteht innerhalb einer Wildflusslandschaft ein Mosaik aus zahlreichen Gesellschaften mit unterschiedlichen Entwicklungsstadien.“ Damit ist auch ein wesentlicher Unterschied zur gegenwärtigen Entwicklung der Vegetation in den Stauräumen beschrieben, die sich (bisher) ohne wesentliche Unterbrechung auf ein (wahrscheinlich) stabiles Dauerstadium hin entwickeln.

MÜLLER et al.(1992) geben eine Zusammenfassung der Pflanzengesellschaften, die sich in dieser Urlandschaft vor allem fanden:

„Innerhalb der rezenten Aue waren neben vegetationsfreien Schotterflächen verschiedene Pioniergesellschaften auf frisch vom Fluss abgelagerten Kies- und Sandbänken charakteristisch: Knorpelsalat- Uferreitgras, Zwergrohrkolben- und Gebirgsbinsengesellschaft, sowie Weiden-Tamarisken- und Weiden-Erlen-Gebüsche. Auf periodisch überschwemmten Standorten herrschten Grauerlenwälder vor.

Im Unterlauf, wo verstärkt feine Sedimente zur Ablagerung kamen, wurden periodisch und episodisch überflutete Flächen von Silberweiden- und Eschen-Ulmenwäldern eingenommen.

Alte Flussrinnen und Gräben, die unter Grundwasseranschluss standen, verlandeten mit verschiedenen Kalkflachmoorgesellschaften.“

Die Pioniervegetation der beschriebenen Rohbodenstandorte verdankt ihre Existenz der Abfluss- und Morphodynamik.

„Ein wesentlicher ökologischer Faktor dagegen für die Überflutungsvegetation sind periodische Überschwemmungen. Im Gegensatz zur Pioniervegetation findet keine Überschüttung der Standorte statt – allenfalls kommt es durch die Überschwemmung zur Ablagerung von Schwebstoffen.

Typische Gesellschaften der Überflutungsvegetation sind das Flussröhricht, die Rohrschwengel-, Barbarakraut- und Pestwurz-Gesellschaft sowie das Purpurweiden-Gebüsch. An den Alpenflüssen fanden diese für Tieflandauen typischen Pflanzengesellschaften vor dem stärkeren Einfluss des Menschen nur an den Unterläufen und hier außerhalb der eigentlichen Umlagerungsstrecken geeignete Lebensbedingungen. Durch das abnehmende Gefälle und die breit angelegten Talräume gab es im flussferneren Bereich im Kontakt zu den periodisch überschwemmten Auwäldern langsam durchflutete Rinnen und periodisch überschwemmte Alluvionen, die nicht mehr der Morphodynamik unterlagen und so die Voraussetzungen für die Überflutungsvegetation schufen.“

Eine Rekonstruktion der am unteren Inn damals wahrscheinlich anzutreffenden Pflanzengesellschaften gibt folgendes Bild (HERRMANN 2002):

Pioniergesellschaften der Schotterfluren:

Knorpelsalatflur (*Chondriletum chondrilloidis* Br.-Bl. in Volk 1939 em Moor 1958). Das *Chondriletum* ist die typische Pioniergesellschaft auf frischen grobsandig-kiesigen Ablagerungen, die sich gerade über den Mittelwasserstand erheben und darum mehrmals jährlich überflutet und überschüttet werden. Mit zunehmendem Anteil von Sand geht das *Chondriletum* in Initialphasen der Uferreitgras-Gesellschaft über (s. unten). Bei Niedrigwasser trocknen die Standort aufgrund des hohen Porenvolumens und der guten Durchlüftung rasch aus. Ein weiterer bestimmender ökologischer Faktor ist die Nährstoffarmut. Werden die Alluvionen auf Grund einer Flussbettverlagerung oder –eintiefung nicht mehr so häufig überschwemmt, so entsteht auf sandig-kiesigem Substrat das *Salicetum eleagni* bzw. das *Salici-Hippophaetum*. Da die bezeichnenden Arten der Knorpelsalatflur konkurrenzschwache Pionierarten und zum Teil auf ständigen Samennachschub angewiesen sind, reagiert diese Gesellschaft besonders rasch auf Veränderungen im Flußsystem wie z.B. Geröllrückhalt, Veränderungen im Wasserabfluß oder Eutrophierung (MÜLLER 1992, 1995).

Die Uferreitgrasflur (*Calamagrostietum pseudophragmitis* Kop. 1968): Auf feinsandigen und z.T. schlickigen Sedimenten entwickelte sich eine offene Pioniergesellschaft, die durch den hohen Deckungsanteil des Uferreitgrases (*Calamagrostis pseudophragmites*) gekennzeichnet ist. Durch seine Wurzeläusläufer ist das Uferreitgras fest im Boden verankert und kann sich nach Überschwemmungen wieder rasch ausbreiten. Gegenüber der Knorpelsalatflur hat die Uferreitgrasflur höhere Ansprüche an einen ausgeglichenen Wasserhaushalt. Darum tritt sie ausschließlich auf Standorten auf, die relativ nah dem Niedrigwasserspiegel stehen. Die Uferreitgrasgesellschaft besiedelte frisch abgelagerte Sandaufschüttungen sowie Schwemmrinnen, die jährlich mehrmals überflutet wurden oder zumindest gut durchfeuchtet waren. Beim Tieferlegen der Flusssohle wird sie von einem weidenreichen Stadium der Grauerlen-Gesellschaft abgelöst. Bei reduzierter Morphodynamik wird die Uferreitgras-Gesellschaft vom Flussröhricht verdrängt. Rohrglanzgrasreiche Bestände sind darum eine typische Erscheinung der durch Staustufenbau gestörten Flussabschnitte. Das *Calamagrostietum pseudophragmitis* kann sich in regulierten Flüssen oder Ausleitungsstrecken noch relativ lange am Rande von Kiesbänken hal-

ten (aktuell z.B. in der Restwasserstrecke bei Töging). Unter allen Gesellschaften der Rohbodenstandorte reagiert die Uferreitgrasgesellschaft am langsamsten auf Veränderungen der Abfluss- und Morphodynamik (MÜLLER et al. 1992, MÜLLER 1995). Die Gesellschaft war früher am gesamten unteren Inn verbreitet (LOHER 1887: Innufer und Auen, gemein; VOLLRATH 1964: von Neuhaus bis Passau durchgehend; MAYENBERG 1875: an Innufern, Donau bei Oberzell).

Die Weiden-Tamarisken-Gesellschaft (Salici-Myricarietum Moor 1958): Standorte mit schlickhaltigem Feinsand, dauernd hohem Grundwasserstand und periodischer Überschwemmung werden von der typischen Ausbildung der Weiden-Tamarisken-Gesellschaft besiedelt. Zu der in hohen Deckungsanteilen vorkommenden Deutschen Tamariske gesellen sich Lavendel- und Purpurweide. Sie verträgt gut Überschwemmungen und schützt den Boden vor der Erosion des Flusses. Die typische Ausbildung der Weiden-Tamarisken-Gesellschaft liegt immer im flussnahen Bereich und unterstützt die beginnende Bodenentwicklung, indem bei Überschwemmungen zwischen den Sträuchern Feinerdeanteile abgelagert werden. Die Deutsche Tamariske ist auf die Dauer nur lebensfähig, wenn sie direkten Anschluss zum Grund- oder Druckwasser hat.

Tieft sich der Fluss aufgrund mangelnden Geröllnachsches ein, so wird die Gesellschaft auf feineren Sedimenten vom *Alnetum incanae* abgelöst. Die Gesellschaft trat wohl ehemals vom Ober- bis zum Unterlauf an allen Nordalpenflüssen auf.

Bei LOHER wird *Myricaria germanica* für *Sandbänke und Weidengebüsche des Inns* angegeben. Es ist bekannt, dass die Tamariske im Weiteren an der Donau bis fast Schlögen auf Kiesbänken vorkam. KRISAI (2000) schreibt, dass sich die Tamariske vorübergehend auf Schotterbänken, die durch den Bau des Kraftwerks Simbach-Braunau entstanden sind, wieder eingestellt hat (1964/66; kurz darauf aber wieder erloschen).

Sanddorn-Gebüsche (Salici incanae-Hippophaetum rhamnoides Br.-Bl. 1928 ex Volk 1939, Berberitzen-Sanddorn-Gebüsch, Berberido-Hippophaetum fluviatilis Moor 1958): An den Alpenflüssen kommt der Sanddorn in zwei verschiedenen Gesellschaften vor. Eine davon wächst in der Weichholzaue auf regelmäßig überflutetem Boden und gehört zu den Weidengebüschen, die andere besiedelt sehr trockene Schotter- und Kiesböden außerhalb des Überschwemmungsbereiches und gehört zu den wärmeliebenden Berberitzen-Gebüsch (WEBER 1999). Beide Gesellschaften dürften am Inn vorgekommen sein (LOHER 1887 zu *Hippophae rhamnoides*: Innufer, Kiesbänke, häufig; MAYENBERG 1875: Donauauen unterhalb Passau häufig). Das Berberitzen-Sanddorn-Gebüsch besiedelt vom Fluss abgelagerte Grobschotterterrassen, die so hoch liegen, dass sie nicht mehr periodisch überschwemmt werden. Da auch bei Hochwasser das Grundwasser noch 1 bis 2 Meter unter Niveau liegt, sind die Standorte extrem trocken. Als wärmeliebende Art tritt der Sanddorn nur im Alpenvorland und im wärmegetönten oberen Inntal auf.

Nach einer Flusskorrektur und damit verbundenen Grundwasserabsenkung wird das Sanddorn-Gebüsch zeitweise gefördert, da trockengefallene Kiesflächen günstige Ansiedlungsflächen bieten. Im Zuge der ungestörten Auensukzession wird es jedoch abgebaut. Mit dem Verlust der Morphodynamik gehen seine Entstehungsvoraussetzungen wie die anderer Pioniergesellschaften verloren (MÜLLER et al. 1992, MÜLLER 1995).

Bis heute haben sich Fragmente der Berberitzen-Sanddornengesellschaften im Bereich der „Brennen“, also Trockenstandorten innerhalb der Aue auf mächtigen Kiesaufschüttungen, erhalten (s. auch GOETTLING 1968). Besonders reichlich finden sich Sanddorngebüsche im Umfeld früherer Kiesabbaustellen, die bis vor wenigen Jahrzehnten noch in Betrieb waren (v.a. Kirchdorfer Au bei Simbach). Mittlerweile schreitet aber die Entwicklung auch hier rasch voran, die meisten Sanddornbüsche sind vergreist.

Das Lavendelweiden-Gebüsch (*Salicetum eleagni* Hag. 1916 ex Jenik 1955): Wird der Boden der typischen Ausbildung der Weiden-Tamarisken-Gesellschaft mit Kies und Grobsand überschüttet, so entsteht das Lavendelweidengebüsch. Aufgrund der groben Kornfraktionen ist die Wasserversorgung gegenüber der Weiden-Tamarisken-Gesellschaft verschlechtert, so dass sich die trockenheitsresistenten Weiden (vornehmlich Lavendel- und Purpurweide) ausbreiten können. Das Lavendelweidengebüsch tritt in intakten Umlagerungsstrecken darüber hinaus auf frisch aufgeschotterten Kiesflächen in Form einer niederen Initialgesellschaft (bis 1 m Höhe) auf. Während des sommerlichen Niederwassers sind die Standorte über mehrere Monate oberflächlich trocken. Aber schon bei mäßigem Mittelwasser werden die Weidengebüsche überflutet und verharren so über Jahre ohne sich weiter zu entwickeln. Sie wächst auf den Kiesbänken, die etwas höher liegen als jene mit dem *Chondriletum*.

Generell ist die Lavendelweiden-Gesellschaft in Flussaunen mit intaktem Geröllhaushalt eine typische Dauergesellschaft innerhalb des dynamischen Gleichgewichts der Aue. Bei reduzierter Morphodynamik können die Weiden stärker in die oberirdische Biomasse investieren und 4-6 m hohe Gebüsche aufbauen. Dabei gesellt sich bei ausreichender Bodenfeuchte die Grauerle hinzu. Bei ungestörter Sukzession geht die Entwicklung zum Grauerlenwald weiter (MÜLLER et al. 1992; MÜLLER 1995).

LOHER (1887) gibt *Salix incana* (= *eleagnos*): für die Kiesbänke des Inns an. Heute findet sich die Lavendelweide in Form oft unerwartet mächtiger Bäume verstreut in den Grauerlenauen, meist im Umfeld der Brennenbereiche. Die Lavendelweide kann sich allerdings in diesem Umfeld nicht mehr verjüngen und droht nach Abschluss der bereits meist eingetretenen Alters-/Vergreisungsphase aus dem Waldbild zu verschwinden. Allerdings konnte sich die Lavendelweide erfolgreich auf sekundär entstandenen Kiesflächen ansiedeln und baut hier vorübergehend Gebüsche auf, die an ursprüngliche Bestände erinnern (Kieslager Gstetten). Das Potenzial zur Entwicklung junger Bestände ist also nach wie vor gegeben. Naturnahe Bestände finden sich auf Kiesbänken in der Restwasserstrecke Töging.

Pioniergesellschaften nasser Standorte innerhalb der Auen

Die Gebirgssimsengesellschaft (*Juncetum alpini* (Oberd. 1957) Phil. 1960): Als Pioniergesellschaft besiedelt sie vom Fluss neu geschaffene Rinnen mit langer sommerlicher Überschwemmungsdauer, die bei Niederwasserstand zumindest zeitweise noch unter Grundwasseranschluss (Druckwasser) standen. Meist handelte es sich um Sandaufschüttungen oder Kiesablagerungen mit hohem Sandanteil.

In intakten Umlagerungsstrecken ist die Alpenbinsen-Gesellschaft eine Dauergesellschaft. Bei Verlust der Flusssynamik, aber ständigem Grundwasseranschluss kann sie sich noch einige Jahrzehnte halten. Schrittweise wird sie vom Davall-Seggen-Ried (*Cari-*

cetum davalliana) abgebaut. Die Gebirgssimsen-Gesellschaft war ehemals eine weitverbreitete Pflanzengesellschaft der unregulierten Alpenflüsse, die zusammen mit dem Zwergrohrkolbensumpf und der Uferreitgrasflur einen charakteristischen Vegetationskomplex von frisch entstandenen Altwasserrinnen bildete. Die meisten Vorkommen sind bereits durch die Flussregulierung erloschen. Im Einflussbereich von Staustufen ist sie auch in unregulierten Flussabschnitten infolge des Verlustes der Morphodynamik ausgestorben (MÜLLER et al. 1992; MÜLLER 1995). Die historischen floristischen Angaben belegen auch hier das frühere Vorkommen der Gesellschaft. Heute finden sich nur mehr zwei fragmentarische Reste im unmittelbaren Unterwasser der Staustufen (u.a. Eggfling-Obernberg, linkes Ufer).

Zwergrohrkolben-Gesellschaft (*Equiseto – Typhetum minimae* Br.-Bl. apud. Volk 1940):
Der Zwergrohrkolben kann rasch frisch abgelagerte Sand- und Schlickflächen besiedeln. Die Gesellschaft ist die typische Pioniergesellschaft an frisch entstandenen Altwässern mit Grund- oder Druckwasseranschluss. Sie besiedelt hier die am wenigsten durchlässigen, dicht gelagerten, feinkörnigen Böden, die ständig durchfeuchtet sind. Als typische Pioniergesellschaft ist das *Typhetum* auf immer neue nährstoffarme Pionierstandorte angewiesen. Beim Ausbleiben von Übersättigungen wird es von Großseggen-Gesellschaften und dem Schilfröhricht abgelöst. Die Gesellschaft kam ehemals in Mitteleuropa wohl an den meisten Alpenflüssen vom Ober- bis zum Unterlauf vor. Von allen Gesellschaften der Wildflusslandschaften reagiert das *Typhetum minimae* am empfindlichsten auf Eingriffe in den Gewässer- und Geschiebehalt. Heute kommt es nur noch in kleinen Restbeständen in der letzten intakten nordalpinen Wildflusslandschaft am oberen Lech vor (MÜLLER 1995). Auch diese charakteristische Gesellschaft kam früher sicher am Inn vor (LOHER 1887: *Typha minima* im Sande der Innufer häufig; VOLLRATH (1963) zitiert eine Angabe von VOLLMANN bei Neuburg am Inn, die zu seiner Zeit aber bereits erloschen war. Nach Berichten von lokalen Gebietskennern kam *Typha minima* bis vor einigen Jahrzehnten noch oberhalb der Salzachmündung (Türkenbachmündungsgebiet) vor. Heute ist diese Gesellschaft am Inn restlos verschwunden.

Quellen und Kalkflachmoore

Als Folgegesellschaften des *Typhetum minimae* und des *Juncetum alpini* siedelten sich in laufend vom Grund und Druckwasser gespeisten Rinnen verschiedene Kalkflachmoorgesellschaften an (*Caricetum davalliana* Koch 1928 und *Primulo-Schoenetum* Oberd. 1962). Bei Grundwasserabsenkung folgte den Gesellschaften ein weidenreicher Grauerlenwald.

Pioniergesellschaften auf eher schlammigen Böden

VOLLRATH (1963) berichtet von dem seltenen Vorkommen der Schlammlingsflur (*Cypero fuscii – Limoselletum aquatica* (Oberd. 1957) Korneck 1960). Er beschreibt sie von Schlammböden in ruhigen Seitenbuchten von Altarmen oder im Strömungsschatten von Inseln bei Schärding / Neuhaus am Inn. Es ist daher anzunehmen, dass sich zumindest Fragmente solcher Zwergbinsen-Gesellschaften schon immer verstreut am unteren Inn gefunden haben, zumal hier bereits über Wasservögel der Austausch mit der nahen Donau wahrscheinlich ist. Ähnliches mag für die Gesellschaft des Gelben Zypergrases gelten (*Cyperetum flavescens* W.Koch 26 em. Aich 33), die allerdings nur noch von anthropogen gestörten Standorten bekannt ist (aber MAYENBERG 1875: am linken Innufer bei

Jesuitenhof). So beschreiben auch LINHARD und WENNINGER (1980) die Gesellschaft aus dem Gebiet nur von Kiesgruben im Auenbereich. Bei LOHER finden sich Angaben zu *Limosella aquatica* charakteristischerweise nicht am Fluss, sondern von sumpfigen Waldwegen (Edermoor, Stubenberg, nicht häufig). Dies wird besonders erwähnt, da derartige, für die Donau typische Zwergbinsengesellschaften sich heute sekundär auf Schlammbänken der Stauräume finden, aber eben keine ursprüngliche Vegetationsform des einstigen Inns darstellen.

Auwälder

Periodisch vom mittleren Hochwasser überschwemmte Auwälder sind nach MÜLLER (1995) früher großflächig an den Unterläufen der Alpenflüsse aufgetreten. Auf den tiefstgelegenen Standorten innerhalb des Auwaldgürtels fanden sich durchaus großflächig Weidenbuschbestände (vgl. LIPPERT et al. 1995). Das Korbweidengebüsch (*Salicetum triandrae* Malc. 1929) bevorzugt dabei Alluvionen mit hohem Sand- und Schwebstoffanteil während das Purpurweidengebüsch (*Salix purpurea*-Gesellschaft) kiesigere Bereiche, auch in Folge der Lavendel-Weiden-Gesellschaft, besiedelte. Purpurweidengebüsche werden allerdings auch als Erscheinung bereits flussbaulich gestörter Flüsse gesehen (MÜLLER et al. 1992).

Daran anschließende, höher gelegene Standorte werden zunächst von der Silberweidenau (*Salicetum albae* Iss. 1926) besiedelt. Der Silberweidenwald ist eine typische Waldgesellschaft der Tieflandauen und kam ursprünglich im Wesentlichen im Unterlauf der nordalpinen Flüsse bis 600 Meter ü. NN vor (MÜLLER 1995). Die hohe Schwebstofffracht des Innwassers und die damit verbundene Ablagerung von Feinsedimenten begünstigte derartige Elemente der Tieflandauen am unteren Inn.

Nach weiterer Konsolidierung des Standorts und Reifung der Böden wird – bei Fortbestand periodischer Überflutungen – der Silberweidenwald vom Grauerlenwald (*Alnetum incanae* Aich. et. Siegr. 1930) abgelöst. Grauerlenwälder hatten am Inn bei weitem die größten Flächenanteile unter den Auwäldern (vgl. GOETTLING 1968). Während Baumweidenbestände nach GOETTLING am Inn bei mittleren Hochwasserhöhen von 1 – 1,5 m auftreten, finden sich Grauerlenwälder nach seinen Angaben bei mittleren Hochwasserhöhen von 1 m. Da *Alnus incana* gegen zeitweilige Bodenaustrocknung empfindlich ist (GOETTLING 1968), wird sie u.a. durch die feinsedimentreichen Innablagerungen begünstigt. Zu beachten ist außerdem, dass die Niederwaldnutzung der Grauerlenwälder am Inn bereits seit mehreren Jahrhunderten betrieben wird, was zur Förderung der Grauerle geführt hat (GOETTLING 1968).

Auf den höchstgelegenen Standorten der Aue, die im Wesentlichen nur mehr episodisch von Hochwässern erreicht wurden, fanden sich eschenreiche Auwälder, die zu den Hartholzauen zu rechnen sind. Für den unteren Inn wird eine Übergangsstellung zwischen dem Eichen-Ulmenwald (*Quercu-Ulmetum* Issl. 1924), dem Hartholzauwald der größeren Flußtäler der planaren und collinen Stufe großer Teile Europas, und dem Ahorn-Eschenwald (*Adoxo moschatellinae – Aceretum* (Etter 1947) Pass. 1959) angenommen (IVL 1992, MÜLLER 1995, SEIBERT 1987). Aktuell finden sich in ausgedämmten Auen aber kleinflächig auch Bestände, die dem Eichen-Ulmenwald zugeordnet werden können. Nach GOETTLING (1968) hat die Eschenau am Inn ursprünglich einen beträchtlichen Flächenanteil eingenommen, sehr schöne Bestände finden sich aktuell auch noch am

Stauraum Ering. Voraussetzung für den dauerhaften Bestand derartiger Hartholzauen sind allerdings ausreichende Hochwasserereignisse, um überflutungsempfindliche Baumarten ausschließen zu können (z.B. ZAHLHEIMER 1994) oder zumindest periodischer Druckwassereinfluss hinterdeichs.

4.1.1.2 Vegetation am korrigierten Inn

Wesentliche Folgen der Innregulierung ab 1862 wurden bereits eingangs geschildert (Begradigung mit der Folge der Laufverkürzung, Einschränkung auf ein 200 m breites Bett, Anlage von Hochwasserschutzdeichen mit der Folge der Sohlerosion und des Grundwasserverfalls). MÜLLER (1995) beschreibt die Folgen der standörtlichen Veränderungen für die Pflanzenwelt der Aue: „Die Flussbettstreckung hat eine drastische Verringerung der Bereiche zur Folge, die von Umlagerungsprozessen geprägt sind und die periodisch überschwemmt oder vom Druckwasser versorgt werden. Die Vegetation der Rohbodenstandorte und der Altwasser nimmt dadurch stark ab. Pioniergesellschaften treten nur noch in Restbeständen auf den Kiesbänken innerhalb des regulierten Gerinnes auf. Außerhalb des eingedeichten Flusses läuft die Auensukzession zum Wald ungehindert weiter. Auf Alluvionen mit höherem Sandanteil verläuft die Auensukzession rasch, da das Wasser nicht zum Mangelfaktor wird. Uferreitgras-Gesellschaft und Weiden-Tamarisken-Gebüsch werden über das Purpurweiden-Gebüsch und den Grauerlenwald vom Eschen-Ulmenauwald abgelöst.“

Zeitweise können durch die Besiedlung von nicht mehr überschwemmten Schotterflächen aber derartige trockenheitsresistente Pioniergebüsche auch zunehmen. Bei ungestörter Entwicklung werden sie im Zuge der Auensukzession aber innerhalb von Jahrzehnten vom Wald verdrängt.

Heute werden die ehemaligen Umlagerungsstrecken im Wesentlichen von Grauerlenwäldern eingenommen. Ihr überproportional hoher Flächenanteil ist zurückzuführen auf:

- die einseitige Sedimentation von Sanden in den flussnahen Bereichen nach der Regulierung, die viele ehemalige Schotterflächen überdeckte,
- die Niederwaldnutzung der Auwälder, die die regenerationsfähige Erle begünstigte und so die Sukzession zum Eschen-Ulmenwald verhindert.
- Stark vom Rückgang betroffen ist auch die Vegetation der Altwasser. Durch die Sohlerosion senkt sich der Grundwasserspiegel ab, so dass ehemalige Flussrinnen trocken fallen oder nur noch zeitweise Wasser führen. Altwasser verlanden dadurch rasch und werden vom Grauerlenwald überwachsen (MÜLLER 1995, MÜLLER et al. 1992).

Noch 1950 gab es am Inn bei Braunau schotterreiche Standorte in der Aue (KRAMMER 1953 in CONRAD-BRAUNER 1995). Zu dieser Zeit, also vor Einstau der Stufe Simbach-Braunau, konnte hier noch Lavendelweiden-Sanddorn-Gebüsch mit vereinzelt Tamarisken gefunden werden. Hier fanden sich auch noch Reste von krautigen Pionierfluren, die offenbar Steinklee-Fluren ähnlich waren. Auf Feinsand- und Schlickböden in vom Flusslauf auf Mittelwasserhöhe abgeschnittenen Seitenarmen gab es eine Binsengesellschaft (*Juncus articulatus-Eleocharis palustris*-Ges.) sowie eine Sumpfschachtelhalm-Gesellschaft (*Myosotis palustris-Equisetum palustre*-Ges.). In einem vom Fluss abgeschnittenen, früheren Inn-Seitenarm fand KRAMMER Tannenwedel-Bestände mit Nadelbinse (*Eleocharis acicularis*).

Ein ungefährender Eindruck der damaligen Landschaft am korrigierten Inn lässt sich wohl heute noch an einigen Abschnitten der Restwasserstrecke Töging gewinnen. Natürlich haben im Laufe der seit Bau der Kraftwerke vergangenen Jahrzehnte noch andere Faktoren Einfluss auf die Entwicklung der Vegetation genommen, nicht zuletzt die enorme Nährstoffanreicherung in der gesamten Landschaft. Morphologisch wird aber die Restwasserstrecke zumindest abschnittsweise durchaus dem einstigen, korrigierten Inn unterhalb der Salzachmündung nahe kommen. In jedem Fall finden sich bei Töging auch heute noch verbreitet Restbestände der Uferreitgrasflur an sandigen Uferböschungen, auf größeren Kiesinseln (Ebinger Innschleife) kommen Lavendelweidengebüsche auf. Am korrigierten Inn konnte sich also in jedem Fall die ursprüngliche Ausstattung an Arten und Lebensräumen weitgehend halten, wenngleich auch in wesentlich reduzierter Flächenausdehnung (HERRMANN 2002, s.a. MÜLLER et al. 1992, ZAHLHEIMER 1994).

4.1.1.3 Vegetationsentwicklung in den Stauräumen

CONRAD-BRAUNER (1994; 32ff) beschreibt die jüngere Entwicklung der Vegetation und Flora der Stauräume:

„Im Zeitraum zwischen 1976 und 1982 setzte sich die Pionierbesiedlung mit allmählicher Bewaldung der Inseln fort. Inselabtrag ist nirgends zu erkennen. Einige neue Inseln entstanden in der Hagenauer Bucht. Die flussabwärts gelegenen Inseln vor dem Wehr vergrößerten sich in der Zeit geringfügig. Innerhalb der vergangenen Jahrzehnte fanden also im Vergleich zu den ersten Jahren nach dem Einstau deutlich weniger Neuanlandungen und Inselneubildungen statt.

Spitzenhochwasser August 1985 (5.400 m³/s): Trotz der extrem hohen Abflussmengen konnten Erosionsspuren in Form von Uferanrissen nur an zwei Stellen im Untersuchungsgebiet beobachtet werden: In der Hagenauer Bucht an der Nordwestseite einer kleinen bewaldeten Insel rutschte ein zwei Meter breiter von Grauerlen bestandener Uferstreifen ins Wasser. Ähnliches gilt für die freiliegende Insel bei Flusskilometer 51,8, bei der entlang dem mit Silberweidenwald bestandenen Ufer deutliche Anrisse zu erkennen waren. Schließlich durchbrach das Hochwasser sogar die betonierte Uferbefestigung auf der österreichischen Seite bei km 55.3 und stellte somit die natürliche Verbindung zwischen Hauptfließrinne und Hagenauer Bucht wieder her. Dies begünstigte die Vergrößerung der Inseln in der Hagenauer Bucht.

Auflandungszonen sind strömungsexponierte Gebiete, die bei Hochwasser durch Akkumulation von überwiegend mineralischen Sedimenten über Mittelwasserhöhe aufgelandet werden. Auf den neu aufgelandeten Fläche siedeln zunächst krauthohe Pioniergesellschaften (Zweizahn-Ufersäume, Kleinröhrichte und Rohrglanzgrasröhricht), die hier als Auflandungsgesellschaften bezeichnet werden.

Demgegenüber zeichnen sich die Verlandungszonen durch vergleichsweise geringe Strömungsstärken aus. Sie liegen in altwasserartig verlandenden Buchten und Seitenarmen, die vor Sedimenteintrag bei Hochwasser stärker geschützt sind. Dort kommen mineralische Sedimente vergleichsweise seltener und in geringerem Ausmaß zur Ablagerung. Vielmehr werden hier die in wesentlich geringeren Mengen anfallenden biogenen Sedimente akkumuliert. Dadurch erhöhen sich die Verlandungsstandorte nur langsam. In die flach überschwemmten Stellen dringen vom Ufer her durch vegetative Ausbreitung

allmählich Pioniergesellschaften der Stillwasserbuchten vor, die als Verlandungsgesellschaften bezeichnet werden (Schilf- und Rohrkolbenröhrichte).

Die räumliche Lage der Auflandungs- und Verlandungszonen blieb nicht konstant. Während die Inselbildung zunächst entlang der befestigten Ufer und Leitdämme entlang der Hauptfließrinne ansetzte, verlagerten sich die Auflandungszonen im Zuge der Stauraumauffüllung seit dem Einstau allmählich flussabwärts und von den Ufern der Hauptfließrinne zu den beidseitigen Hochwasserdämmen. Dadurch gerieten ehemalige Auflandungsbereiche allmählich in den Verlandungsbereich. So konnten sich ehemalige Neuanlandungen ungestört bewalden, während sich in den dazwischen liegenden Altwasserrinnen strömungsempfindliche Schilfgürtel ausbreiteten.

In den Übergangsbereichen zwischen Auflandungs- und Verlandungszonen wird dagegen die ungestörte Bewaldung und Röhrichtausbreitung durch Erosion und Sedimentation nur bei größeren Hochwasserereignissen unterbrochen, wodurch Inselsäume von Auflandungsgesellschaften entstehen können. In diesen Übergangsbereichen können nur die extremen, selten auftretenden Spitzenhochwässer die langjährigen Verlandungsphasen kurzfristig ablösen.

In den heutigen Auflandungszonen im Bereich der jüngsten Inselbildungen in der Hagenauer Bucht und vor dem Stauwehr Ering findet auch bei kleineren Hochwasserereignissen, also häufiger und großflächiger Sedimentation mit Auflandung statt, so dass sich hier nur krauthohe Pioniergesellschaften und strömungsresistente Rohrglanzgrasröhrichte halten können. Verlandungsgesellschaften können sich zunächst nicht einstellen.“

ERLINGER (1984, 1985, 1993) stellt detailliert die Entwicklung der Pflanzenbestände der Hagenauer Bucht nach Einstau dar. Für die Entwicklung submerser Wasserpflanzen stellte sich der Zustrom trübstoffreichen Inwassers als limitierender Faktor heraus (geringe Belichtung, ERLINGER 1993: 18):

Die Entwicklung der ausgedämmten Auen bis ca. 1980 beschreiben LINHARD & WENNINGER (1980).

4.1.2 Heutige Situation: Vegetation

4.1.2.1 Stauraum

Die Vegetation des Stauraums wird nach der beispielhaften Kartierung damaliger Inseln im Stauraum durch CONRAD-BRAUNER (1994; Kartierung 1988) dargestellt, neuere Bearbeitungen liegen nicht vor. Grundsätzliche Veränderungen am Gesellschaftsinventar dürften seitdem auch nicht stattgefunden haben, wohl aber erhebliche Verschiebungen der Flächenanteile (vgl. Kap. 3.4.3.2).

Im Stauraum finden sich demnach die folgenden wesentlichen Pflanzengesellschaften:

Zweizahn-Ufersäume

Die krautreichen Pionierfluren besiedeln die jüngsten über dem Mittelwasserspiegel aufgelandeten Inseln sowie Inselsäume aus Sand- und Schlickablagerungen. Entsprechen-

de Krautfluren finden sich nur in Bereichen aktueller Auflandung (Inselneubildung). Unterschieden werden können

- Ehrenpreis-Gesellschaft in einer Rohrglanzgras-Ausbildung
- Zweizahn-Gesellschaft (*Bidens-cernua*-Ges.).

Am tiefsten stehen die Ehrenpreis-Ges. (10 cm unter bis 30 cm über MW), am höchsten die Zweizahn-Ges. (MW bis 45 cm über MW). Charakteristische Arten sind z.B. *Alisma plantago-aquatica*, *Veronica catenata*, *Veronica beccabunga*, *Bidens cernua*, *B. tripartita*, *Rorippa amphibia*, *Alopecurus geniculatus* oder *Lythrum salicaria*.

Weidengebüsch

Das Weidengebüsch setzt sich aus kraut- bis strauchhohen Silberweiden und Rubensweiden zusammen. In einzelnen Ausbildungen sind zusätzlich die strauchbildende Mandelweide oder Purpurweide vertreten. Die Weidengebüsche sind im Stauraum Initialphasen der Silberweidenwälder (in natürlichen Vegetationsmosaiken dagegen teilweise auch relativ langfristig stabile Gebüsche und Mantelgesellschaften, auch hier zeigt sich der anthropogene Charakter der Stauräume). Weidengebüsche schließen meistens auf den etwas höher gelegenen Bereichen junger Sedimentbänke an die saumartig in den tiefergelegenen Uferbereichen vorgelagerten Zweizahn-Ufersäume an. Entsprechend der Verlandungsdynamik der Stauräume finden sich solche Vegetationsmosaiken jeweils in den zuletzt verlandeten Bereichen, die die „Verlandungsfront“ bilden, die zusehends innabwärts, also auf die Kraftwerke zu, vorrückt. Die Weidengebüsche finden sich auf Standorten, die etwa 10 – 50 cm über MW liegen.

Entsprechend der dominanten Weidenart können in den Stauräumen zwei Gesellschaften unterschieden werden:

- Silberweidenbusch
- Purpurweidenbusch

Während der Silberweidenbusch auf Schluff- und Lehmböden aufkommt und später unmittelbar in die Silberweidenau übergeht, kommt der Purpurweidenbusch vor allem auf Sandanlandungen auf.

Silberweidenwald

Silberweidenwälder nehmen großflächig die in dem Stauraum entstandenen Inseln ein. Je nach Alter dieser Inseln finden sich noch jüngere, einfach strukturierte Gehölze oder bereits höherwüchsige, mehrschichtige Wälder. Mit zunehmendem Alter der Silberweidenbestände beginnt die Grauerle in die Bestände einzuwandern.

Unterschieden werden können die tiefer und nasser stehenden Schilf-Silberweidenwälder (*Salicetum albae phragmitetosum*) und die höher stehenden, typischen Silberweidenwälder (*Salicetum albae typicum*).

Schilf-Silberweidenwälder können in den Stauräumen am unteren Inn bereits 10 cm über MW ansetzen, der typische Silberweidenwald findet sich ab 30 cm über MW.

Im Bereich der Stauwurzel finden sich auf den erhaltenen Vorländern auch noch alte Silberweidenbestände, in großem Umfang bei Simbach oder auch unmittelbar oberhalb Braunau. Teilweise liegen die Bestände auf relativ hohen Niveaus, die standörtlich nicht mehr der Weichholzaue zuzuordnen sind. In jedem Fall fehlt all diesen Beständen eine erkennbare Verjüngung, was an der geänderten Flussdynamik liegt. Mittelfristig wird sich in diesen Beständen ein deutlicher Wandel vollziehen, der zum Erlöschen der örtlichen Vorkommen führen dürfte.

Großseggenriede und Röhrichte

In den Stauräumen am unteren Inn finden mehrere Röhrichtgesellschaften auf verschiedenartigen Standorten vor. Die Standorte können bis zu einem Meter tief unter MW liegen, unter entsprechenden morphodynamischen Verhältnisse aber auch bis zu einem Meter über MW.

Im Stauraum Eggfing waren 1988 zu finden (in der Nomenklatur von CONRAD-BRAUNER):

- Sumpfbinsen-Ges.
- Rohrkolbenröhricht
- Schilfröhricht, typische, reine Ausbildung
- Rohrglanzgras-Schilfröhricht (trockene Ausbildung des Schilfröhrichts)
- Rohrglanzgrasröhricht, reine Ausbildung und Blutweiderich-Ausbildung

Die Sumpfbinsen-Ges. wächst zumeist in strömungsgeschützten Buchten aus feinkörnigen, nährstoffreichen Sedimenten im flachen Wasser.

Das Rohrkolben-Röhricht wurde relativ großflächig an der Insel bei Inn-km 37,1 kartiert, es steht dort im Mosaik mit Rohrglanzgrasröhricht. Die meist ruderal geprägte Gesellschaft kennzeichnet auch an Gewässern der ausgedämmten Aue Bereiche aktiver Sedimentation, z.B. in Folge von Einleitungen.

Rohrglanzgras-Röhrichte kommen in verschiedenen Ausbildungen im Stauraum vor, wobei die tiefer gelegenen, knapp über MW siedelnden Bestände artenreicher sind (z.B. Blutweiderich-Ausbildung auf der „Vogelinsel“) als die etwas höher gelegenen, fast nur noch von Rohrglanzgras aufgebauten (0,25 bis 1,2 m über MW). Rohrglanzgras-Röhrichte werden von MÜLLER et al. (1992) zur Überflutungsvegetation gerechnet, die charakteristischerweise in Stauhaltungen und Korrektionsstrecken begünstigt wird. Die Gesellschaft ist insgesamt am unteren Inn stark verbreitet.

Schilfröhricht: während die artenarmen Schilfbestände des typischen Schilfröhrichts bis zu 40 cm tief unter MW-Niveau siedeln, steht das Rohrglanzgras-Schilfröhricht trockener und wächst in bereits höher aufgelandeten Seitenrinnen oder an höheren Bereichen von Böschungen.

Grauerlenwälder besiedeln innerhalb des Stauraums die ältesten und höchstgelegenen Waldstandorte. Sie konzentrieren sich auf die beim Einstau nicht überstauten älteren Landflächen ab ca. Inn-km 55.0 aufwärts. Sie finden sich am Inn in unterschiedlichsten Ausbildungen.

Eschenwälder kennzeichnen den trockenen standörtlichen Flügel der Grauerlenauen. Übergänge sind hier fließend. Der Schwerpunkt des Vorkommens der Eschenwälder liegt außerhalb des Stauraums, allerdings finden sich an der Stauwurzel bei Urfar Eschenauen, wobei diese Standorte wohl nur selten überflutet werden. Es handelt sich meist um ausgesprochen artenreiche Bestände, die für höher gelegene, seit langem stabile Auenstandorte charakteristisch sein dürften. Auch hier finden sich zahlreiche Ausbildungen.

Ergänzend zu CONRAD-BRAUNER sei noch auf das seltene Vorkommen der Eichen-Ulmen-Hartholzaue hingewiesen. Im Unterwasser des KW Ering kommt sie auf bayerischer Seite auch kleinflächig an der höchsten Stelle des dortigen Vorlandes vor.

4.1.2.2 Fossile Aue

Die Vegetation der fossilen, ausgedämmten Auen (Altaue) wird für die bayerische Seite auf Grundlage der Zustandserfassung für das geplante Naturschutzgebiet „Auen am unteren Inn“ beschrieben (LANDSCHAFT+PLAN PASSAU 2009, i.A. Reg. v. Niedb).

Auf österreichischer Seite sind eigene Übersichtsbegehungen, die 2014-16 durchgeführt wurden, sowie Auswertung der Biotopkartierung Grundlage. In der folgenden Darstellung wird aber nicht grundsätzlich zwischen österreichischer und bayerischer Seite unterschieden. Flächenbilanzen beziehen sich allerdings nur auf die bayerische Seite.

Wasserpflanzengesellschaften

Altwässer und Auetümpel

Neu entstandene Auetümpel, wie sie z.B. im Rahmen des Life-Projektes in den Jahren 1999-2001 auch in der Aufhausener- und Aigener Au angelegt wurden, werden in den ersten Jahren, in denen im Gewässer noch eher nährstoffarme Verhältnisse herrschen, oft von Armelechternalgen-Beständen besiedelt. Obwohl die Tümpel während der teilweise extrem trockenen Witterung der letzten Jahre vorübergehend ausgetrocknet waren, finden sich aktuell wieder entsprechende Bestände (Aufhausener Au).

Wasserpflanzengesellschaften der größeren Altwässer sind vor allem die Teichrosenbestände (Myriophyllo-Nupharetum) in verschiedenen Ausbildungen (insgesamt 2,18 ha), die sich oft mit der Tannenwedel-Ges. (1,68 ha) gemeinsam findet. Die beiden Gesellschaften beherrschen die offenen Wasserflächen der Altwässer im Gebiet. Die Teichrosen-Ges. ist mit Abstand die am weitesten verbreitete Wasserpflanzengesellschaft am unteren Inn.

Hin und wieder findet sich die Hornblatt-Gesellschaft (Ceratophyllum demersum-Ges.) in betont nährstoffreichen Gewässern sowie die Gesellschaft des Schwimmenden Laichkrauts (Potamogeton natans-Ges.).

Durchflossene Gräben, Bäche, durchströmte Altwasserbereiche

Die „Gesellschaft des Untergetauchten Merks“ (Ranunculo-Sietum erecto-submersi) ist die charakteristische Vegetation der meisten schneller fließenden, bachartigen Gewässer der Innauen mit verhältnismäßig kühlem, kalkhaltigem und klarem Wasser. Am Stauraum Eggfling tritt sie besonders auffällig im Malchinger Bach auf (insgesamt 4.61 ha).

Breitere, mit geringerer Geschwindigkeit durchflossene Gewässer und häufig schlammigem Grund sind meist von der Gesellschaft des Nussfrüchtigen Wassersterns bewachsen (*Callitricetum obtusangulae*). Auch diese Gesellschaft ist am Unteren Inn flächenmäßig gut vertreten (6,13 ha). Die Übergänge zu Tannenwedel-Ges. und Teichrosen-Ges. (s.o.) sind oft fließend.

Quellfluren

Quellfluren spielen im Gebiet heute nur eine randliche Rolle. Sie kommen in Fragmenten noch an Terrassenkanten vor, die die Auen randlich umfassen, stehen aber kaum in Zusammenhang mit dem Stauraum und werden hier nicht weiter behandelt. In Zeiten weniger intensiver Landnutzung dürften Quellfluren aber ein charakteristisches Element der Landschaft am unteren Inn gewesen sein.

Röhrichte und Großseggen-Sümpfe

Das Schilfröhricht ist die bei weitem vorherrschende Großröhrichtgesellschaft der Altwässer des Gebietes (19,24 ha). Es findet sich in verschiedenen Ausbildungen, wobei die artenarme, typische Gesellschaft überwiegt. Häufig durchdringen sich Schilfbestände mit Großseggenbeständen (Ufersegge, Steife Segge), wobei derartige Bestände zumeist als schilffreie Ausbildung den jeweiligen Großseggengesellschaften zugeordnet werden können. In einer auffälligen Ausbildung tritt der Breitblättrige Rohrkolben im Schilfröhricht auf. Solche Bestände kennzeichnen Bereiche mit aktuell besonders aktiver Verlandung (0,7 ha).

Weniger häufig sind Rohrglanzgras-Röhrichte, die in sehr unterschiedlichen Situationen anzutreffen sind (2,84 ha). Häufig findet es sich als m.o.w. schmaler Uferstreifen an fließenden (meist künstlichen) Auengewässern innerhalb der Auenbereiche, außerdem tritt es flächig als Schlagflur der Grauerlenau auf.

Im Wechsel mit den Schilfröhrichten prägen Großseggenbestände die Verlandungszonen und Uferstreifen der Altwässer. Mit hohem Flächenanteil kommt hier das Steifseggenried vor (0,81 ha), eine Gesellschaft, die unter den Großseggenriedern die stärksten Wasserstandsschwankungen verträgt. Allerdings kann sie unter den geänderten hydrologischen Bedingungen des Stauraums aus dieser Eigenschaft keinen Konkurrenzvorteil mehr erzielen, woraus sich wohl das überwiegende Vorkommen von von Schilfröhrichtern durchdrungenen bzw. überwachsenen Beständen erklärt.

Außerdem findet sich in ähnlichen Situationen öfter das Uferseggenried, eine Gesellschaft, die eher in den Donauauen ursprünglich ist und sich am Inn wohl in Folge der hydrologischen Veränderungen ausbreiten kann (1,46 ha). Ähnlich häufig ist auch die Sumpfseggen-Gesellschaft (0,99 ha), die allerdings etwas trockener steht und oft flache, verlandete Altwassersenkten im Halbschatten der angrenzenden Grauerlenauen einnimmt. Sie ist offenbar die einzige Großseggen-Gesellschaft, die auch im Stauraum (meist mit Schilf durchsetzt) wesentliche Anteile einnimmt.

Das Innseggenried schließlich findet sich nur selten und kleinflächig in Bereichen, in denen Grauerlenauen von Bächen durchflossen werden und steht hier unter dem Einfluss des ziehenden Grundwassers.

Pionierfluren auf Sand- und Kiesflächen

Pionierfluren offener Sand- und Kiesflächen, die vor Einstau ein typisches Element des Flussbetts und auch der Auen waren, finden sich heute am Inn nur noch an Sonderstandorten, die durch Nutzung entstehen (v.a. Kieslager Gstetten, Stauraum Simbach - Braunau) oder aber als bewusst angestrebtes Ergebnis von Naturschutzmaßnahmen. Am Stauraum Eggfing finden sich derartige Situationen aber kaum. Ansätze finden sich auf den Sandüberlagerungen, die durch das Hochwasser 2013 in den Auen im Unterwasser des Kraftwerks entstanden sind, besonders auch auf der „Flutwiese“:

Pionierfluren nasser Standorte

Ebenfalls nur mehr auf Flächen mit Sondernutzung oder eben Naturschutzflächen finden sich Pionierflächen nasser Standorte. In der Irchinger Au findet sich im Umfeld des „Stoppweihers“ auf durch Tritt offen gehaltenen Uferbereichen die seltene *Cyperus flavescens*-Ges., die Art kam außerdem an dem Tümpel in der Aufhausener Au vor, der dort im Rahmen des LIFE-Projektes entwickelt wurde. An diesem Tümpel wurde auch erfolgreich der Bunte Schachtelhalm (*Equisetum variegatum*) als Element der Alpenbinsen-Ges. angesiedelt. Ein ebensolches Fragment (*Equisetum variegatum*, außerdem *Blysmus compressus*) findet sich in der Uferversteinung im Unterwasser des Kraftwerks (linkes Ufer).

Wiesen und Grasfluren feuchter und nasser Standorte

Nasswiesen sind am unteren Inn zumindest auf bayerischer Seite nahezu ausgestorben. Hier kann wieder der Tümpel in der Aufhausener Au angeführt werden, an dessen flach angelegten Ufern im Schwankungsbereich des Wasserspiegels Kies freigelegt wurde, auf dem initiale Flachmoor-Bestände entwickelt wurden. Mit Arten wie Davall-Segge (*Carex davalliana*) oder *Carex flacca* als Matrix-Bildner entsprechen die kleinflächig entstandenen Bestände einem initialen Flachmoor, das allerdings durch die die starke Sukzession und fehlende adäquate Pflegemaßnahmen zu Fragmenten verkommen sind. Aufgrund des hier hoch anstehenden Grundwassers zeigt auch die umgebende Wiese Ansätze zu einer Nasswiese (Kohldistel-Wiese) bzw. Flutwiesen.

Wiesen und Staudenfluren trockener Standorte

Entsprechende Vegetation war früher auf den Brennen, in Auwaldlichtungen und auch am Rande der Kiesbänke am Inn verbreitet. Nach Aufgabe der bestandserhaltenden Nutzungen in den Auen (z.B. Schafbeweidung der Auen) und Erlöschen der ursprünglichen Flusssdynamik konnten die neu entstandenen Dämme der Stauhaltungen Ausweichstandorte bieten. Auch heute sind die Dämme eine wesentliche Struktur der offenen Trockenlebensräume am Inn. Auf ihnen finden sich relativ großflächig artenreiche Glatthaferwiesen (10,4 ha), die teilweise zu den trockener stehenden Salbei-Glatthaferwiesen zu rechnen sind oder zumindest zu diesen vermitteln. Die artenreichen Bestände fallen auch durch Vorkommen der Orchidee Helm-Knabenkraut auf. Daneben finden sich vereinzelt auch noch gut ausgebildete Magerrasen (Trespen-Halbtrockenrasen), vor allem an der wasserseitigen Böschung des Damms zwischen Aufhausen und Urfar. Zumeist erreichen diese Bestände aber nur die Qualität von wärmeliebenden Säumen. Insgesamt stellen

die Dämme damit aber hochwertige Trockenlebensräume dar, die aufgrund ihrer Längenerstreckung wichtige Funktionen als Vernetzungsstruktur übernehmen.

Im Rahmen des Life-Projekts wurden etwa im Jahr 2000 sowohl ein kleinerer Brennenbereich in der Irchinger Au wieder revitalisiert als auch ein größerer neuer Standort auf einem früheren Acker in der Aufhausener Au entwickelt (ca. 0,3 ha). Hier finden sich Initialstadien von Halbtrockenrasen, die bereits erstaunlich hohe Qualität erreicht haben. Die Fläche hat besondere Bedeutung für Wildbienen erreicht.

Bemerkenswert ist außerdem die „Flutwiese“ im Unterwasser des Kraftwerks (bereits außerhalb des eigentlichen Untersuchungsgebiets), die ungewöhnlich großflächige und gut ausgebildete Glatthaferwiesen enthält.

Hochstaudenfluren, Schlagfluren

Hochstaudenfluren treten teilweise als Brennnessel-reiche Zauwinden-Gesellschaft auf (1,55 ha), häufiger im Gebiet aber als Wasserdost-Fluren auf brachgefallenen Äckern, die der Sukzession überlassen wurden (LIFE-Projekt). Auch reine Neophyten-Fluren müssen hier genannt werden (Bestände des Indischen Springkrauts, 1,34 ha).

Als Schlagflur hat die Kratzbeer-Reitgrasflur nennenswerten Anteil (2,35 ha), die als Schlagflur trockener stehender Grauerlenauen aufgefasst wird. Mit Arten wie Glänzender Wiesenraute, Fiederzwenke und Schmalblättrigem Arzneibaldrian können die Bestände teilweise saumartigen Charakter annehmen.

Ruderalfluren (v.a. Dämme)

Ruderalfluren finden sich auf dem Damm zwischen Erlach und Simbach (ruderal geprägte Glatthaferbestände, u.a.) sowie an höher gelegenen Waldrändern, auf trockeneren Schlagfluren und halbschattigen Dammfüßen verschiedene Ausbildungen des Brennnessel-Giersch-Saums (teilweise Neophyten-reich). Auf trockener stehenden Flächen wächst der Brennnessel-Giersch-Saum (1,64 ha).

Gebüsche und Wälder

Gebüsche

Gebüsche spielen in den Auen am unteren Inn vor allem in den größeren Brennenkomplexen eine gewisse Rolle, die allerdings den Auen am Stauraum Eggfling weitgehend fehlen. Hier finden sich eher typische Auengebüsche frischerer Standorte (Harriegel-Gebüsche; ca. 5 ha) oder auch nasser Standorte (Wasserschneeball-Gebüsch, kleinflächig an Altwasserufern). Am wasserseitigen Dammfuß – sofern Verlandungen angrenzen – findet sich häufig ein schmaler Saum derartiger Gebüsche. Eine ähnlich häufige Erscheinung sind die von Hopfen und Waldrebe geprägten Schleier-Gesellschaften, die öfters Waldränder prägen oder auch degradierte Grauerlenauen überziehen (ca. 5,5 ha). Derartige Bestände werden zwar zu den Gebüschen gezählt, sind aber als Degradationsstadien in gestörten Flussauen zu werten.

Weichholzaunen

Weichholzaunen werden im Gebiet vor allem durch die Silberweidenauen repräsentiert. Die Grauerlenauen stehen standörtlich zwischen den Silberweidenauen und den noch höher anschließenden Hartholzaunen, werden üblicherweise aber zu den Weichholzaunen gestellt.

Silberweidenauen kommen in verschiedenen Ausprägungen in den ausgedämmten Auen sowie dem Vorland bei Urfar noch auf etwa 30 ha Fläche vor, außerdem in erheblichem Flächenumfang auf den Anlandungen im Stauraum. Eine ähnliche Situation findet sich in den österreichischen Auen, wo Silberweiden die ausgedämmten Altwässer abschnittsweise säumen sowie flächig die Anlandungen bewachsen.

Die Silberweidenauen in den fossilen Altauen werden allerdings mittelfristig vergreisen und zusammenbrechen und schließlich durch Wälder höherer Auenstufen ersetzt werden, da unter heutigen standörtlichen Bedingungen die Verjüngung nicht mehr möglich ist.

Grauerlenauen finden sich in den Auen im Untersuchungsgebiet auf bayerischer Seite auf etwa 185 ha Fläche und bilden damit die bei Weitem vorherrschende Vegetationsform. Auch in den österreichischen Auen sind sie die häufigste Waldgesellschaft, wobei die Gesamtfläche etwas geringer sein dürfte.

Die Grauerlenauen kommen in zahlreichen Ausbildungen vor, die das gesamte standörtliche Spektrum von Nass (Ausbildungen mit Schilf) bis trocken (Ausbildungen mit Weißer Segge sowie mit Fiederzwenke) umfassen. Diese Differenzierung war Ergebnis des Zusammenspiels von Bodenaufbau und Überflutungsdisposition, die so heute allerdings nicht mehr wirksam ist. Auf höherliegenden Standorten können sich außerdem eschenreiche Grauerlenauen entwickeln, die bereits den Hartholzaunen nahe stehen.

Grauerlenauen wurden durch die Möglichkeit der Niederwaldnutzung in ihrer Verbreitung stark gefördert. Wenn diese Form der Waldnutzung heute nicht mehr durchgeführt wird, vergreisen diese Wälder. Allerdings nutzt in der Irchinger Au die dortige Auengenossenschaft großflächig Grauerlenauen in traditioneller Weise als schlagweisen Niederwald, was geradezu von kulturhistorischer Bedeutung ist. In den österreichischen Auen werden die Niederwälder ebenfalls noch weitgehend traditionell genutzt, allerdings auf kleineren Parzellen.

Häufig wurden Grauerlenauen durch Pflanzungen ersetzt (Berg-Ahorn, Esche).

Hartholzaunen, sonstige Eichenwälder

Hartholzaunen in ihrer typischen Gehölzkombination mit Stieleiche, Feldulme und Bergulme kommen am unteren Inn nur selten vor. Ins Untersuchungsgebiet fällt nur der kleine Bestand in den Auen bei Urfar. Mit fast 6 ha finden sich außerdem eichenreiche Wälder an Terrassenstufen, die zu den Eichen-Hainbuchen-Wäldern vermitteln.

Pflanzungen

Meist strukturarme Baum-Pflanzungen nehmen auf bayerischer Seite insgesamt 26,34 ha ein. Sie verteilen sich folgendermaßen (bayerische Auen):

- Fichtenbestände 1,80 ha
- Pappelforste 28,57 ha
- Pflanzungen mit Esche, Bergahorn, u.a. Baumarten: 30,0 ha

4.1.2.3 Bewertung der vegetationskundlichen Verhältnisse

Die Vegetation der Innauen im Bereich der Staustufe Eggfing-Obernberg ist durch das Vorkommen einer Vielzahl gefährdeter, stark gefährdeter oder sogar vom Aussterben bedrohter Pflanzengesellschaften von naturschutzfachlich höchster Wertigkeit. Von besonderer Bedeutung sind in diesem Zusammenhang die Auwaldgesellschaften, auch des Stauräume. Die Grauerlenau gilt bundesweit als „gefährdet“, die Silberweidenau als „stark gefährdet“ und die Eichen-Ulmen-Hartholzaue als „vom Aussterben bedroht“ (ähnlich für Österreich). Die Salbei-Glatthaferwiesen der Dammböschungen sind ebenfalls bundesweit „gefährdet“, die Trespen-Halbtrockenrasen, ebenfalls auf Dämmen und auf der entwickelten Brenne, sind „stark gefährdet“. Ähnliche Gefährdungsgrade gelten für mehrere der Pflanzengesellschaften der Gewässer und Verlandungszonen. Als besonderes wertgebendes Merkmal ist außerdem die Vielfalt der Ausbildungen zu nennen, in der die flächenmäßig vorherrschenden Gesellschaften vorliegen, auch die Vollständigkeit von Vegetationszonen und –komplexen.

Darüber hinaus stellt ein Teil der oben beschriebenen Vegetationseinheiten Lebensraumtypen nach Anh. I der FFH-Richtlinie dar. Folgende Tabelle gibt einen Überblick über die außerhalb der Stauräume vorkommenden Lebensraumtypen und ihre Flächenanteile in den bayerischen Auen. Es wird in jeweils einer Spalte die Fläche im Bereich des Stauräume Eggfing-Obernberg sowie die Fläche im Bereich des gesamten untersuchten Abschnitts zwischen Eggfing und der Regierungsbezirksgrenze an der Türkenbachmündung (Seibersdorf) dargestellt.

FFH-Lebensraumtypen der Altaue am Stauraum Ering-Frauenstein (bayerische Seite; Kartierung 2008/09)

Code-Nr.	Bezeichnung	Fläche Eggfing ha	Fläche bayer. Auen ha
3140	Oligo-bis mesotrophe kalkhaltige Gewässer mit benthischer Vegetation aus Armelechteralgen	0,04-	0,04
3150	Natürliche eutrophe Seen mit einer Vegetation des <i>Magnopotamions</i> oder <i>Hydrocharitions</i>	36,00	76,71
3220	Alpine Flüsse mit krautiger Ufervegetation	-	0,22
3240	Alpine Flüsse mit Ufergehölzen von <i>Salix eleagnos</i>	-	5,80
3260	Flüsse der planaren bis montanen Stufe mit Vegetation des <i>Ranunculion fluitantis</i> und <i>Callitricho-Batrachion</i>	3,95	6,00
*6210	Naturnahe Kalk-Trockenrasen und deren Verbuschungstadien	6,90	23,36

(*besondere Bestände mit bemerkenswerten Orchideen)

6430	Feuchte Hochstaudenfluren der planaren und montanen Stufe	7,66	10,78
6510	Magere Flachland-Mähwiesen	10,40	20,83
9130	Waldmeister Buchenwald (<i>Asperulo-Fagetum</i>)	0,17	0,17
9170	Labkraut-Eichen-Hainbuchenwald (<i>Galio-Carpinetum</i>)	5,93	11,31
*9180	Schlucht- und Hangmischwälder (<i>Tilio-Acerion</i>)	-	10,15
*91E0	Auenwälder mit <i>Alnus glutinosa</i> und <i>Fraxinus excelsior</i> (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)	210,77	536,93
91F0	Hartholz-Auenwälder	0,30	5,42
	Flächenanteil FFH-LRT gesamt		710,34 ha

Tabelle 8: FFH-Lebensraumtypen der Altaue am Stauraum Ering/Frauenstein (Kartierung 2008/09)

Außerdem finden sich erhebliche Flächen des LRT 91E0 auf den Inseln des Stauraums. In den Auen auf österreichischer Seite dürften sich Flächen der genannten LRT in etwas geringerem Flächenumfang befinden.

Die Übersicht zeigt, dass das Untersuchungsgebiet im Kontext des weiteren FFH-Gebiets für eine Reihe von FFH-LRT besondere Bedeutung hat. Hier sind die Altwässer (LRT 3150) zu nennen, die krautreichen Auenbäche (LRT 3260), die Glatthaferwiesen (LRT 6510) sowie die Weichholzaunen (LRT *91E0). Für alle diese Lebensraumtypen enthält das Untersuchungsgebiet wesentliche Gebietsanteile des Gesamtbestands im FFH-Gebiet.

4.1.2.4 Überblick, Entwicklungstendenzen

Der Übergang vom Wildfluss zum korrigierten Inn brachte für die charakteristischen Pioniergesellschaften der Wildflussaue drastische Flächeneinbußen, das Gesamtinventar an Gesellschaften dürfte aber erhalten geblieben sein.

Der tiefgreifende Wandel, der zum Verlust von für den Wildfluss charakteristischen Gesellschaften führte, trat erst mit dem Einstau ein. Nahezu schlagartig änderten sich die standörtlichen Verhältnisse in großen Flussabschnitten grundlegend, lediglich im Bereich der Stauwurzel konnten sich noch Fragmente von Kieslebensräume erhalten.

Die Vegetation am Fluss und im Stauraum änderte sich zunächst vom Gesellschaftsmosaik einer nährstoffarmen Kiesaeue mit hoher Morpho- und Hydrodynamik (Umlagerungsdynamik) hin zu nährstoffreichen Feinsedimentauen mit „Überflutungsvegetation“ und reiner Sedimentationsdynamik, die nur punktuell bei Extremhochwässern unterbrochen wird. Das Gesellschaftsinventar hat nur bei grober Sicht noch Ähnlichkeiten mit jenem des Wildflusses, parallele Gesellschaften wie die Silberweidenauen zeigen aber unter den standörtlichen Verhältnissen des Stauraums andere Artenzusammensetzung als in einer naturnahen Aue mit Schotterböden und stark schwankenden Wasserständen (auch mit Tiefständen!). Insbesondere wären in einer dynamischen Wildflussaue großflächig einheitlich alte Bestände undenkbar, vielmehr fände sich ein kleinteiliges Mosaik unterschiedlich alter Wald- und Gebüschstücke.

Damit wird im Stauraum eine gerichtete Vegetationsentwicklung deutlich, die der fortschreitenden Verlandung folgt.

In den Wasserflächen, die den Stauraum zunächst bestimmten, konnten sich unter dem Einfluss des trüben, kalten Innwassers, kaum Wasserpflanzenbestände entwickeln. Mit fortschreitender Verlandung entstanden aber zunehmend Flachwasserzonen, Schlamm-
bänke und schließlich Röhrichte und Silberweidengebüsche bzw. -wälder. Auf Schlamm-
flächen entwickelten sich Pioniergesellschaften, wie sie für nährstoffreiche Tieflandströ-
me charakteristisch sind.

Die Verlandung hat mittlerweile zu einer drastischen Abnahme von Wasserflächen ab-
seits vom Flussschlauch geführt. Durch die Verlängerung des Leitdamms bei Kirchdorf
Anfang der 80er Jahre bekam die Verlandungsdynamik hier eine neue Richtung. Bis etwa
2000 entstanden großflächig neue Schlamm-
bänke, die dann schnell mit Weidengebü-
schen und Röhrichten zuwuchsen. So ist mittlerweile auch die Ausdehnung von
Schlamm-
pionierfluren wieder stark eingeschränkt, während Schilfröhrichte hier noch gro-
ße Fläche einnehmen, in den Verlandungsbereichen innaufwärts aber zunehmend von
Silberweidenbeständen überwachsen werden. Da vor allem in den flussab gelegenen
Verlandungsbereichen eine ausreichende Dynamik fehlt, entwickeln sich gleichförmige
Wälder mit einer dicht geschlossenen Krautschicht, in denen Verjüngung nicht möglich
ist.

Parallel dazu haben sich in den ausgedämmten Bereichen (und auch teilweise an den
Stauwurzeln) noch Reste der früheren Auen erhalten („Altaue“). Diese Auen sind von be-
sonderer Bedeutung für das gesamte Auensystem am Inn, da sich nur hier noch wesent-
liche Anteile charakteristischer Arten der Wildflussaue gehalten haben, wenngleich nur in
Ausschnitten des früheren Gesellschafts- und Artenspektrums. So finden sich nur auf al-
ten, wahrscheinlich schon seit längerem stabilen, relativ hoch gelegenen Flächen die für
den unteren Inn wohl typischen bunten, geopythenreichen Ausbildungen der Grauerlen-
und Eschenau. Fragmente früher weit verbreiteter Vegetationstypen stellen auch die
Brennen dar, die noch am stärksten an den früheren Kiesfluss erinnern und unter den
Verhältnissen des Stauraums nicht denkbar sind. Solche Lebensräume finden sich mitt-
lerweile am Rande des Erlöschens, da Altersgrenzen erreicht werden und Verjüngung
vieler Arten, die Pionierarten der Wildflussaue darstellen, in der dichten Vegetation der
heutigen Auen kaum noch möglich ist (z.B. Lavendelweide, Sanddorn, Wacholder). Zum
Erhalt dieser Lebensräume bzw. Pflanzengesellschaften hat das EU-Life-Natur-Projekt
„Unterer Inn mit Auen“ erfolgreich beigetragen, allerdings steht derzeit trotzdem der Be-
stand beispielsweise des Sanddorns – der nicht am Stauraum Eggfing vorkommt – in
Frage.

Alterungsprozesse spielen auch bei den Auwäldern der Altauen eine große Rolle, da
häufig die traditionelle Nutzung der am Inn großflächig zu findenden Grauerlenauen, die
Niederwaldnutzung (Stockausschlagswirtschaft), nur mehr teilweise betrieben wird. Dann
aber vergreisen die Grauerlen, verlieren ihre Vitalität und die typischen Stammgruppen
brechen auseinander. Im Ergebnis entwickeln sich zunehmend von Lianen (Waldrebe,
Hopfen) überzogene Gebüsch. Teilweise werden Grauerlenbestände auch abgetrieben
und mit Edellaubhölzern aufgeforstet.

Ein zweiter derzeit wirksamer Prozess ist seit einigen Jahren durch das Auftreten des Eschentriebsterbens in Gang gekommen. Es führt zu starker Auflichtung eschenreicher Auwälder, teilweise sterben Bäume und Bestände ab. Die Entwicklung führt auch hier häufig zu lianenüberzogenen Gebüsch.

Auch die Altwässer, die in der Altaue bis jetzt erhalten geblieben sind, unterliegen einem deutlichen Alterungsprozess, der durch zunehmende Verlandung zu Abnahme der Wasserflächen, Zunahme von Röhrichten und Vordringen von Gehölzbeständen auf verlandete Flächen führt.

Derzeitige Entwicklungstendenzen im Stauraum:

- Zunahme von Silberweidenbeständen
- Abnahme von Pionierfluren der Schlammbänke, tendenziell auch von Röhrichten
- Rückgang von Wasserflächen

Unabhängig von der Entwicklung des Stauraumes sind im Bereich der Stauwurzel in den dortigen Vorländern noch naturnahe Auwälder auf Altstandorten erhalten. Hier wirken sich allerdings die unnatürlich hohen Sandablagerungen nach Hochwässern beeinträchtigend aus.

Derzeitige Entwicklungstendenzen in fossilen, ausgedämmten Auen:

- Rückgang der charakteristischen Grauerlenwälder (teilweise Aufgabe der Niederwaldnutzung; aber Irchinger Auengenossenschaft!)
- Rückgang von Silberweidenwäldern
- Zunahme gepflanzter, aueuntypischer Baumbestände
- Weiter Verlandung von Altwässern, zunächst Ausbreitung von Röhrichten auf Kosten offener Wasserflächen und Wasserpflanzenbeständen
- Sofern die Pflege gesichert werden kann, weitgehend unveränderter Erhalt der Brennenreste

4.1.3 Heutige Situation: Flora

4.1.3.1 Stauraum

Aktuelle Angaben zur Flora der Stauräume am unteren Inn finden sich bei HOHLA (2012 sowie Angaben in ZOOBODAT) und auch bei KRISAI (2000). Von der bayerischen Seite werden einige eigene Angaben angefügt. Die folgende Tabelle zeigt eine Zusammenstellung von bemerkenswerten Sippen, die im Stauraum Eggfing-Obernberg sowie im Unterwasser des Kraftwerks an Ufern und auf Schlammbänken gefunden wurden.

Bemerkenswerte Pflanzensippen des Stauraums mit Stauwurzel

Art	RL NdB.	RL Bay	R: OÖ
<i>Alisma lanceolatum</i>	3	3	1
<i>Alisma plantago-aquatica</i>			V
<i>Alopecurus aequalis</i>	V	V	
<i>Bellidiastrum michelii</i> (<i>Aster bellidiastrum</i> ; UW KW Ering)	(3)	(2)	(2)

Bidens cernua		V	3
Blysmus compressus (UW KW Egglfing)	1	3	
Carex pseudocyperus	V*	3	3
Catabrosa aquatica	3	3	3
Cyperus fuscus	3	3	3
Eleocharis acicularis	3	V	2
Eleocharis mamillata ssp. austriaca	V	V	
Equisetum variegatum (UW KW Egglfing)	2	3	(3)
Hippuris vulgaris	V*	3	3
Juncus alpinoarticulatus	3	V	(3)
Leersia oryzoides	3	3	
Lysimachia thysiflora	3*	3	2
Myriophyllum verticillatum		3	3
Peplis portula	V*	3	3
Ranunculus sceleratus	V	V	3
Rumex hydrolapathum		V	3
Salix myrsinifolia		V	
Thalictrum lucidum	3	3	V

Tabelle 9: Bemerkenswerte Pflanzensippen des Stauriums

Ein Teil davon ist als „Alpenschwemmling“ aufzufassen. Diese Arten kommen meist unbeständig im Unterwasser der Kraftwerke in den Uferbefestigungen vor (*Bellidiastrum michelii*, Uferverbau UW KW Ering-Frauenstein; *Blysmus compressus*, *Equisetum variegatum* im Uferverbau KW Egglfing). Die weiteren angeführten Sippen wurden auf den Anlandungen im Stausee gefunden. In der Tabelle ist zugleich der Gefährdungsgrad der Pflanzen entsprechend der Roten Listen Oberösterreichs (HOHLA et al. 2009, Bayerns (SCHEUERER & AHLMER 2003) und Niederbayerns (ZÄHLHEIMER 2000) angegeben. Die teilweise stark abweichenden, aber insgesamt hohen Einstufungen zeigen den landschaftlichen Sonderstatus, den die verlandeten Stauräume einnehmen, insbesondere für Niederbayern. Der Einfachheit halber wird im Folgenden mit den bayerischen Gefährdungsgraden gearbeitet.

4.1.3.2 Fossile Auen

Bemerkenswerte Pflanzensippen der Altaue (Bayern)

Sippe	Einstufung RL Niedb.	Einstufung RL Bayern	Damm, Brenne	Aue	Altwas- ser
<i>Allium oleraceum</i>	V		X		
<i>Allium scorodoporasum</i> ssp. sco.	3	3		X	
<i>Allium ursinum</i>		V		X	
<i>Allium vineale</i>		V	X		
<i>Anemone ranunculoides</i>		V		X	
<i>Betonica officinalis</i>			X		
<i>Campanula glomerata</i>	V	V	X		
<i>Carex davalliana</i>	3			X	
<i>Carex pseudocyperus</i>	V*	3			X

<i>Carex riparia</i>	V	3			X
<i>Carex tomentosa</i>	V*	3	X		
<i>Centaurea scabiosa</i>			X		
<i>Centaurea stoebe</i>	V	3	X		
<i>Centaurium pulchellum</i>	V*	3	X		
<i>Cerastium brachypetalum</i>	3	3	X		
<i>Cerastium semidecandrum</i>	V	V	X		
<i>Cyperus flavescens</i>	2*	2			X
<i>Cyperus fuscus</i>	3	3			X
<i>Dactylorhiza incarnata</i> ssp. <i>incar.</i>	3	3	X		
<i>Dianthus carthusianorum</i>	V	V	X		
<i>Epipactis palustris</i>	V*	3	X		
<i>Equisetum variegatum</i>	2	3			X
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	R	V		X	
<i>Galanthus nivalis</i>	3	2		X	
<i>Galium pumilum</i>	V	V		X	
<i>Gentianella ciliata</i>	3	V	X		
<i>Gentiana cruciata</i>	3*	3	X		
<i>Hippuris vulgaris</i>	V*	3			X
<i>Koeleria pyramidata</i>	V	V	X		
<i>Lemna trisulca</i>		3			X
<i>Leucojum vernalis</i>	V	3		X	
<i>Lithospermum officinale</i>		V	X	X	
<i>Ononis repens</i>	V*		X		
<i>Orchis militaris</i>	3	3	X		
<i>Ornithogalum umbellatum</i>	V*	3	X		
<i>Orobanche caryophyllacea</i>	3	3	X		
<i>Orobanche gracilis</i>	V	V	X		
<i>Petrorhagia prolifera</i>	3*	V	X		
<i>Peucedanum oreoselinum</i>	V	V	X		
<i>Polygala comosa</i>	V*	V	X		
<i>Populus nigra</i>	3	2		X	
<i>Potentilla rupestris</i>	1	1	X		
<i>Primula veris</i>	V	V	X		
<i>Prunella grandiflora</i>	V	V	X		
<i>Pulicaria dysenterica</i>	V*	3		X	
<i>Ranunculus nemorosus</i>	V*		X		
<i>Ranunculus polyanthemophyllos</i>	3*	3	X		
<i>Rhinanthus alectorolophus</i>	V*	V	X		
<i>Rhinanthus angustifolius</i>	3	3	X		
<i>Rorippa austriaca</i>	1				
<i>Salix eleagnos</i>	3	V			
<i>Salvia pratensis</i>	V		X		
<i>Saxifraga granulata</i>	V*	V	X		
<i>Scabiosa columbaria</i>	V		X		
<i>Scilla bifolia</i>		3		X	
<i>Sedum sexangulare</i>	V		X		
<i>Selaginella helvetica</i>	V*	V	X		
<i>Thalictrum aquilegifolium</i>		V		X	
<i>Thalictrum lucidum</i>	3	3	X	X	X
<i>Thesium pyrenaicum</i>	3	3	X		
<i>Trifolium montanum</i>	V	V	X		
<i>Ulmus glabra</i>	3	V		X	
<i>Veronica teucrium</i>	V*	V	X		

Tabelle 10: Bemerkenswerte Pflanzensippen der Altaue

Die oben zusammengestellten Angaben beziehen sich ausschließlich auf die bayerischen Innauen. In den österreichischen Auen fehlen gegenüber den bayerischen Auen ausgeprägte offene Brennen bzw. ähnliche Offenlandbereiche, wie sie vor allem die Biotopentwicklungsfläche in der Aufhausener Au darstellt. Insgesamt wird daher von eher geringeren Artenzahlen ausgegangen, womit obige Zusammenstellung die grundsätzliche floristische Bedeutung einzelner landschaftlicher Bereiche (Dämme, Auwälder, Auengewässer) hinreichend darstellen dürfte. Aber natürlich wären grundsätzlich Ergänzungen vorzunehmen, in der Datenbank ZOOBODAT sind vor allem zu Gewässern weitere Angaben von HOHLA zu finden: *Ranunculus circinatus*, *Ranunculus trichohyllus*, *Utricularia australis*, *Najas marina*, *Potamogeton berchtoldii*. Am Damm ist außerdem ein Fund der Orchidee *Anacamptis pyramidalis* (RL 2) verzeichnet, am Ufer eines Kiesweihers konnte HOHLA außerdem die Stromtalpflanze *Pseudolysimachion longifolium* finden und auch die am Inn seltene *Thalictrum flavum*.

4.1.3.3 Floristische Bedeutung im Überblick

Im Folgenden wird die floristische Bedeutung der Teilbereiche Stauraum, Stauwurzel, Dämme, Brennen und sonstige Trockenbereiche, Auwälder und Auengewässer anhand der bekannten Vorkommen von Sippen der Roten Liste Bayerns dargestellt:

Floristische Bedeutung verschiedener Teilbereiche des Stauraums und der umgebenden Auen (RL Bayern)

Gef-grad	Stauraum	Stauwurzel	Damm, Brenne	Aue	Altwasser
1			1		
2				2	1
3	9	3	14	5	6
V	7	1	18	7	

Erläuterung zu Tab. 11: Gefährdungsgrad 1/"vom Aussterben bedroht; 2/"stark gefährdet"; 3/"gefährdet; V/"Vorwarnliste"

Tabelle 11: Floristische Bedeutung verschiedener Teilbereiche des Stauraums und der Aue

Die Tabelle zeigt die hohe floristische Bedeutung sämtlicher Auenbereiche. Einen herausragenden Beitrag liefern jedoch die Offenlandkomplexe des Damms gemeinsam mit den Magerwiesen des Auenbereichs. Dennoch muss die hohe Bedeutung und vor allem das hohe Potenzial anderer Bereiche gesehen, bewahrt und entwickelt werden. Insbesondere an Stauwurzeln besteht die Chance, wenigstens kleinflächig ursprünglichen Lebensräumen und ihrer Artausstattung Raum zu geben. Die Stauräume und ihre Anlandungen sind zwar auch Lebensraum bedrohter und seltener Arten, die aber zumindest teilweise im Gebiet nicht heimisch sind, deren Auftreten vielmehr Folgeerscheinung der anthropogen bedingten Stauräume und ihrer zunehmenden Verlandung ist.

4.1.3.4 Entwicklungstendenzen

Derzeitige Entwicklungstendenzen:

Stauraum

- Stauraum: bemerkenswerte Pflanzenarten vor allem auf Pionierstandorten der Schlammbänke, hier wird sich konstanter Rückgang einstellen da Pionierstandorte zunehmend mit Hochstaudenfluren, Röhrrieten, Seggenrieden und schließlich Gebüsch zuwachsen werden, während neue Standorte zunehmend seltener entstehen werden.
- Stauwurzel: Vorkommen charakteristischer Wildflussarten in Uferversteinerungen sind häufig nur unbeständig, aber immer wieder zu beobachten. Prognosen sind hier schwer zu geben. Die Fördermöglichkeit durch gezielte Maßnahmen wird aber als hoch eingeschätzt.

Ausgedämmte Auen

- Altwässer: mit zunehmender Verlandung Rückgang bemerkenswerter Arten
- Auwälder: bei anhaltenden Nutzungstrends Rückgang bemerkenswerter Arten
- Brennen, Trockenstandorte: bei anhaltender Pflege im Wesentlichen Erhalt und sogar Entwicklung der Artenausstattung
- Dämme: bei Optimierung der Pflege Erhalt der gegenwärtigen Artenausstattung möglich

4.2 Vögel

4.2.1 Datenquellen

Vom unteren Inn und auch vom Stauraum des Kraftwerkes Eggfling-Obernberg liegt umfangreiches ornithologisches Datenmaterial aus der vom Autor betreuten Ornithologischen Datenbank Unterer Inn ODBUI (Zoologische Gesellschaft Braunau) vor, das die Grundlage für folgende Auswertungen darstellt.

Seit etwa 50 Jahren sind Teams von Feldornithologen am Inn und in den Stauräumen unterwegs, erheben, bestimmen und protokollieren. Diese Beobachtungsprotokolle von etwa 150 Beobachtern wurden und werden vom Autor dieses Beitrages seit 1992 in der oben erwähnten relational strukturierten Datenbank ODBUI digitalisiert und für Rechenprozesse auf- und vorbereitet. In weiterer Folge wurden auch weiter zurückliegende Beobachtungen digitalisiert.

Die EDV-erfassten Beobachtungen reichen zurück bis in die 1950er Jahre, als der Stauraum in weiten Bereichen noch nennenswerte Tiefen aufzuweisen hatte und die Sukzession in den Buchten noch nicht weit fortgeschritten war.

Bei den Auswertungen wurden zwei Datenpools verwendet:

Datenpool A (Wasservogelzählungen WVZ): Seit September 1968 werden im Stauraum Eggfling-Obernberg im Winterhalbjahr zwischen Mitte September und Mitte April 8 Zählungen des Gesamtstauraums jeweils etwa zur Monatsmitte durchgeführt. Weil dabei kein Gebiet doppelt gezählt wird und Zählücken weitgehend vermieden werden, sind diese Daten für statistisch-quantitative Auswertungen hervorragend geeignet. Dieser Pool wird für den Großteil der Auswertungen verwendet.

Der oben erwähnte *Datenpool A (WVZ)* umfasst mehr als 21 500 Datensätze, die zwischen September 1968 und April 2015 erhoben wurden.

Um Trends und Tendenzen herausarbeiten zu können, werden die Daten des Datenpools A in drei Phasen gegliedert: Zählphase I deckt die Zeit zwischen September 1968 und April 1982 ab, Phase II reicht von September 1988 bis April 2001 und Phase III umfasst den Zeitraum zwischen September 2001 und April 2015.

Datenpool B (Zwischenzählungen): Dieser ist bedeutend umfangreicher und umfasst auch alle Zwischenzählungen, und diese auch aus den Sommermonaten, wobei hier – ohne Beobachtungsplan – natürlich die attraktiven Gebiete häufiger besucht werden als andere. Weil es sich um sogenannte Streudaten handelt, erfüllen diese Datensätze die Kriterien zur statistischen Mittelwertbildung nicht. Für das Ermitteln der Biodiversität und für das Abfragen von Brutaktivitäten sind diese Daten aber hervorragend geeignet und so kann auch ein guter Teil der Fragen, die bei ausschließlicher Verwendung von Datenpool A offen bleiben müssten, beantwortet werden. *Datenpool B* umfasst beinahe 120 000 Beobachtungsdatensätze.

4.2.2 Auswertungen der Mittmonatszählungen Wasservogelzählungen, Datenpool A

REICHHOLF (1994) stellt ein Konzept vor, wie die Entwicklung der Wasservogelbestände unter Zuhilfenahme der ornithologischen Datenbank am unteren Inn in den einzelnen

Stauräumen gut dargestellt werden kann. Dieses Grundkonzept wird übernommen und bis ins Jahr 2015 verlängert.

Gesamtentwicklung der Wasservogelbestände

	Zählsumme		Zählsumme		Zählsumme
Saison	Zählphase I	Saison	Zählphase II	Saison	Zählphase III
1968/69	62635			2001/02	23510
1969/70	82765	1988/89	44292	2002/03	30758
1970/71	62379	1989/90	32425	2003/04	33836
1971/72	69587	1990/91	30027	2004/05	24304
1972/73	86061	1991/92	26538	2005/06	26444
1973/74	90460	1992/93	45511	2006/07	30031
1974/75	86853	1993/94	71036*	2007/08	20238
1975/76	53936	1994/95	43347	2008/09	42540
1976/77	79261	1995/96	35560	2009/10	26093
1977/78	43790	1996/97	33105	2010/11	24243
1978/79	41785	1997/98	35574	2011/12	31535
1979/80	40731	1998/99	36355	2012/13	20053
1980/81	37909	1999/00	21013	2013/14	12271
1981/82	29087	2000/01	28999	2014/15	24616

*) Außergewöhnlich hohe (einmalige) Schlafplatzbelegung der Lachmöwe mit 28.000 Exemplaren am 13.3.1994

Tabelle 12: Gesamtentwicklung der Wasservogelbestände

Die Zählsumme umfasst jeweils die bei 8 Mittmonatszählungen von September bis April erfasste Gesamtsumme an Wasservögeln im Stauraum des Kraftwerkes Eggfling-Obernberg.

4.2.2.1 Gesamtüberblick

Überblick Zählphasen

Zählphase	Individuenzahl gesamt	Durchschn. Ind.-Zahl pro Saison	Erhobene Arten
I	867 229 (14 Saisonen)	61 945	80
II	483 790 (13 Saisonen)	37 215	95
III	381 617 (14 Saisonen)	27 258	96

Tabelle 13: Überblick Zählphasen

Es zeigt sich, dass die Individuenzahlen in den 1960er- und 1970er-Jahren im Durchschnitt deutlich höher waren als seit etwa 1990, dass aber durch das Entstehen der Sandbänke und der vielfältigen Strukturen innerhalb der Dämme ab den 1980er-Jahren mehr Arten festgestellt werden konnten.

In der gesamten Zählphase I wurden 80 Arten ans Wasser gebundener Vogelarten festgestellt, in Zählphase II 92 und in Zählphase III 95 Arten. In Zählphase I ist die Zahl noch geringer, weil manche Arten, die strukturierte Ufer verlangen, noch nicht angekommen waren. Zu beachten ist aber die Tatsache, dass über den gesamten Zeitraum gesehen

111 Wasservogelarten aufscheinen, und in jeder der Phasen deutlich weniger. Ein wichtiger Hinweis, dass für die Behandlung der selteneren Arten neben der mittlmonatlichen Wasservogelzählungen auch die Einbeziehung der Zwischenzählungen aus dem Datenpool B notwendig ist und mit ein Grund, dass wir das Augenmerk bei der (später noch folgenden) Betrachtung der Gesamtsituation nicht ausschließlich auf die Mittlmonatszählungsdaten legen.

4.2.2.2 Monatsmittelwerte in den einzelnen Zählphasen

Monatsmittelwerte in den einzelnen Zählphasen

Monat	Phase I (09.68 – 04.82)	Phase II (09.88 – 04.01)	Phase III (09.01 – 04.15)
September	9846	4641	3915
Oktober	10905	5062	3476
November	9730	4415	2937
Dezember	6993	2902	2337
Jänner	5556	2324	2130
Februar	7344	2326	1915
März	8649	6887	4097
April	2921	8656	6449

Tabelle 14: Monatsmittelwerte in den einzelnen Zählphasen

Beim Vergleich der Zählsummen der Phasen II und III mit Phase I sieht man, dass es in den Monaten September bis März einen deutlichen Rückgang gegeben hat. Im April ist dahingegen sogar ein Anstieg zu verzeichnen, weil in den ersten Jahrzehnten nach dem Einstau noch bedeutend weniger Brutmöglichkeiten – gerade in diesem Stauraum – zur Verfügung gestanden sind. Die hohen Werte im April in Phase II und III sind vor allem auf die Lachmöwenkolonien, die in diesem Stauraum von Anfang der 1980er-Jahre bis zum Sommer 2013 alljährlich besetzt waren, zurückzuführen. Seit 2014 ist aber auch der letzte Koloniestandort dieser Möwenart im Untersuchungsgebiet und am gesamten unteren Inn erloschen.

4.2.2.3 Die häufigsten Arten (Mittelwerte der Periodenzählsummen in den einzelnen Phasen)

Auswertung der Mittlmonatszählungen aus dem Datenpool A

	Mittelwerte Zählphase I	Mittelwerte Zählphase II	Mittelwerte Zählphase III
Stockente	22791	Lachmöwe	13980
Reiherente	8423	Stockente	9999
Krickente	7040	Kiebitz	4773
Tafelente	6297	Krickente	2123
Schellente	5061	Schnatterente	1407
Lachmöwe	4969	Reiherente	821
Kiebitz	3061	Blässhuhn	728
Blässhuhn	1486	Kormoran	708
Schnatterente	1057	Schellente	449
		Kormoran	354

Mittelwerte Zählphase I		Mittelwerte Zählphase II		Mittelwerte Zählphase III	
Höckerschwan	283	Tafelente	395	Brandgans	305
Spießente	282	Saatgans	302	Schellente	303
Kampfläufer	251	Alpenstrandläufer	182	Mittelmeermöwe	302
Alpenstrandläufer	218	Löffelente	176	Pfeifente	269
Großer Brachvogel	197	Höckerschwan	169	Saatgans	247
Pfeifente	147	Kampfläufer	146	Höckerschwan	208
Löffelente	87	Pfeifente	115	Tafelente	196
Haubentaucher	47	Graureiher	93	Kampfläufer	179
Zwergtaucher	36	Haubentaucher	72	Blässgans	145
Knäkente	31	Weißkopfmöwe	71	Großer Brachvogel	134
Kormoran	26	Sturmmöwe	56	Alpenstrandläufer	108
Zwergstrandläufer	19	Zwergtaucher	47	Löffelente	89
Gänsesäger	18	Großer Brachvogel	38	Graureiher	77
Uferschnepfe	17	Blässgans	34	Silberreiher	69
Kiebitzregenpfeifer	11	Brandgans	32	Haubentaucher	62
Schwarzhalstaucher	9	Graugans	28	Zwergtaucher	59
Teichhuhn	8	Zwergstrandläufer	27	Bekassine	36
Goldregenpfeifer	7	Knäkente	26	Kolbenente	36
Graureiher	7	Spießente	25	Gänsesäger	33
Sturmmöwe	6	Bekassine	14	Sturmmöwe	32
Bekassine	6	Silberreiher	13	Teichhuhn	29
Flussuferläufer	5	Uferschnepfe	11	Knäkente	28

Tabelle 15: Auswertung der Mittmonatszählungen aus dem Datenpool A

4.2.2.4 Ökologische Gilden und ihre Bestandsentwicklung

Tauchenten und Blässhuhn – zum großen Teil „Verlierer“

Die ursprünglich tiefen Zonen im Stauraum, die sich durch die Erhöhung des Wasserspiegels im Kraftwerksbereich um nahezu 10 m ergeben hatten, führten im Zusammenhang mit dem an organischen Schwebstoffen reichen Wasser zu einer großen Vielfalt an Kleintieren und Muscheln im Schlick des Sohlbereiches. Davon lebten die Tauchenten hervorragend und es gab in den ersten Jahrzehnten nach dem Einstau so viele von ihnen, dass der Innstau Eggfing-Obernberg in dieser Zeit zu den bedeutendsten Rastplätzen der Tauchenten in Europa gehörte. Einerseits durch die Verbesserung der Wasserqualität und andererseits durch die zunehmende Auflandung haben sich die Lebensbedingungen für diese Gilde der Wasservögel aber stark verändert, so dass ihre Zahlen erheblich zurückgegangen sind.

Durchschnitt der Periodenzählsummen aus 8 Zählungen von Mitte September bis Mitte April (Tauchenten, Blässhuhn)

Art	Zählphase I 09.1968 – 04.1982	Zählphase II 09.1988 – 04.2001	Zählphase III 09.2001 – 04.2014
Reiherente	8423	821	735
Tafelente	6277	395	196
Schellente	5061	448	303
Kolbenente	2	5	36
Blässhuhn	1490	728	956

Tabelle 16: Durchschnitt der Periodenzählsummen aus acht Zählungen von Mitte September bis Mitte April (Tauchenten, Blässhuhn)

Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat

Monat	Reiherente	Tafelente	Schellente	Kolbenente	Blässhuhn
Sept.	345	461	1	1	96
Okt.	381	580	4	0	148
Nov.	292	350	84	0	147
Dez.	217	252	323	0	116
Januar	246	111	525	0	119
Februar	567	239	661	0	146
März	916	266	335	3	184
April	423	82	40	10	108

Tabelle 17: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat (Tauchenten, Blässhuhn)

Die **Reiherente** *Aythya fuligula* gibt den Trend vor: In Phase I wurden in den jeweiligen Zählperiode noch durchschnittlich 8423 Exemplare gezählt, in Phase II nur noch etwa 821 und in der letzten Phase, die bis April 2015 reicht, betrug die durchschnittliche Periodenzählsumme nur noch 735. Diese Zahlen geben ein klares Bild von der Veränderung der Lebensbedingungen für diese Art und diese Gilde ab.

Noch stärker auf die Veränderungen reagiert hat die **Tafelente** *Aythya ferina*. Der Absturz von durchschnittlich 6297 Exemplaren in Phase I auf 395 Stück in Phase II weist die Tafelenten als die größten Verlierer aus. Dabei hat sich der Trend noch weiter fortgesetzt: In Phase III waren es gar nur mehr 196 Exemplare im Saisondurchschnitt.

Auch die **Schellente** *Bucephala clangula* musste deutliche Verluste hinnehmen. Waren es in Phase I noch 5061 Exemplare pro Periode, gingen die Zählsummen in Phase II und III auf 448 bzw. 303 festgestellte Exemplare zurück.

Die **Kolbenente** *Netta rufina* trotzt dem Trend der Tauchenten, weil sie entgegen dem Trend bei Tauchenten deutlich zugenommen hat, auch wenn die Zahlen bei weitem nicht an die der drei vorne genannten Arten heranreichen. Diese ungewöhnliche Zunahme ist

mit großer Wahrscheinlichkeit auf Gründe (überraschende Bruterfolge...) zurückzuführen, die außerhalb des unteren Inngebietes liegen.

Das **Blässhuhn** *Fulica atra* hatte im untersuchten Stauraum nie die überragende Bedeutung wie beispielsweise in der Hagenauer Bucht des flussaufwärts gelegenen Stauraums Ering. Trotzdem ist auch hier von Phase I zu Phase II eine Halbierung feststellbar. Die leichte Erhöhung in Phase III zeigt, dass sich durch die Anlandungen, die Vervielfachung der Uferlinie und das Entstehen von bei Normalwasser nicht mehr durchströmten und meist klaren Gewässerabschnitten mit Wasserpflanzenbewuchs die Lebensbedingungen verbessert haben. Die Detritusbildung in den Stauräumen kommt langsam in Gang und zeigt Wirkung, auch wenn die hohe Nährstoffversorgung wie sie vor dem flächendeckenden Bau der Kläranlagen gegeben war, natürlich nicht mehr erreicht werden kann.

Fischjäger

War der **Kormoran** *Phalacrocorax carbo* bis in die 1970er-Jahre noch eine Rarität, stiegen die Überwinterungszahlen in der Zählphase II deutlich an. Seit etwa dem Jahrtausendwechsel ist aber ein spürbarer Rückgang der Winterbestände zu bemerken. Die Verbesserung der Wasserqualität hat zu einer Verringerung der Produktivität des Inn geführt, die zu einer Verringerung des Fischbestandes führen musste und die sich letztendlich auch bei den Endkonsumenten, wie der Kormoran einen darstellt, zeigt. Dass Kormorane im Winterhalbjahr aber immer noch in ansehnlichen Stückzahlen den Inn aufsuchen lässt Rückschlüsse zu, dass der Fischbestand natürlich nicht gänzlich zusammengebrochen ist, der Kormoran hat sich lediglich den geänderten Laichbedingungen seiner Beute und den Lebensraum- und Nahrungssituationsbedingungen angepasst.

Periodenzählsummen aus 8 Zählungen von Mitte September bis Mitte April

Art	Zählphase I 09.1968 – 04.1982	Zählphase II 09.1988 – 04.2001	Zählphase III 09.2001 – 04.2014
Kormoran	26	708	332
Haubentaucher	47	72	62
Gänsesäger	18	6	33
Zwergtaucher	35	47	59

Tabelle 18: Periodenzählsummen aus acht Zählungen von Mitte September bis Mitte April (Fischjäger)

Im Gegensatz zum Kormoran hat der **Haubentaucher** *Podiceps cristatus* von der Veränderung des Lebensraumes in diesem Staubecken profitiert. Wohl hat auch er die Veränderung der Produktivität des Flusses zu spüren bekommen, die durch die Sukzession entstandene Verbesserung seines Lebensraumes hat sich aber ungleich stärker ausgewirkt, weil in den neu entstandenen Flachwasserzonen auch mehr Jungfischhabitats entstanden sind, die von Haubentauchern gerne angenommen werden. Die Folge ist ein beständiger leichter Anstieg der Bestände von Phase I auf II und ein leichter Rückgang in Phase III.

Ganz anders als beim Haubentaucher verläuft die Kurve der überwinternden **Gänsesäger** *Mergus merganser*. Die Delle in Phase II, also gerade in den Jahren, als der Kormoran am Inn besonders häufig als Überwinterer aufgetreten ist, lässt schließen, dass der Kormoran zumindest mit Schuld an den niedrigen Bestandszahlen in den letzten beiden Jahrzehnten

des 20. Jahrhunderts war. Seit aber die Zahl der überwinternden Kormorane sinkt, steigt die Zahl der hier den Winter verbringenden Gänsesäger im Stauraum wieder an.

Auch der **Zwergtaucher** *Tachybyptus ruficollis* scheint, wenn auch auf niedrigem Bestandsniveau, von den geänderten Lebensbedingungen vom großflächigen Stau hin zu kleinräumigen Auwaldbuchten zu profitieren. Die Hauptlebensräume dieser kleinsten Taucherart sind aber nach wie vor die klaren Altwässer der jetzt ausgedämmten Auwaldflächen.

Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat

Monat	Kormoran	Haubentaucher	Gänsesäger	Zwergtaucher
Sept.	13	9	1	3
Okt.	33	8	1	7
Nov.	60	11	2	8
Dez.	84	7	2	8
Januar	59	5	4	8
Februar	58	3	4	6
März	38	8	3	4
April	10	10	1	2

Tabelle 19: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat (Fischjäger)

Schwimmenten – Gewinner und Verlierer

Nicht nur die Tauchenten verzeichneten deutliche Rückgänge bei den Periodenzählsummen von Phase I zu den Zählphasen II und III, dies war auch bei der **Stockente** *Anas platyrhynchos* gerade in diesem Stauraum so. Trotz der offensichtlichen Verbesserung des Lebensraumes konnte sie nicht davon profitieren. Es scheint, dass auch die Stockenten die durch Kläranlagen verursachte Absenkung der Produktivität des Flusses ganz deutlich zu spüren bekommen haben.

Periodenzählsummen aus 8 Zählungen von Mitte September bis Mitte April

Art	Zählphase I 09.1968 – 04.1982	Zählphase II 09.1988 – 04.2001	Zählphase III 09.2001 – 04.2014
Stockente	22 791	9999	6748
Krickente	7040	2123	2320
Schnatterente	1057	1407	1209
Löffelente	87	176	89
Spießente	282	25	22
Knäkente	31	26	28
Pfeifente	147	115	269

Tabelle 20: Periodenzählsummen aus 8 Zählungen von Mitte September bis Mitte April (Schwimmenten)

Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat

Monat	Stockente	Krickente	Schnatterente	Löffelente	Spießente	Knäkente	Pfeifente
Sept.	2108	948	231	10	10	4	3
Okt.	2385	919	272	20	15	0	18
Nov.	2614	649	187	22	17	0	42
Dez.	2342	354	88	7	13	0	30
Januar	1719	221	76	7	10	0	23
Februar	1368	233	105	8	11	1	33
März	600	336	141	16	25	6	23
April	126	211	120	26	12	17	8

Tabelle 21: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat (Schwimmenten)

Ähnlich die Entwicklung bei der **Krickente** *Anas crecca*: Starke Rückgänge von Phase I zu Phase II, dann aber anders als bei der Stockente eine leichte Erhöhung in Phase III. Diese kleine Ente zeigt möglicherweise wie auch schon beim Blässhuhn vermerkt an, dass die Eigenproduktion von Detritus in den neuen Auwäldern auf Anlandungen innerhalb der Dämme in Verbindung mit Hochwässern langsam wieder zu einer arten- und individuenreicheren Belebtschlammfauna führt. Anders als die Stockente zeigt man die **Schnatterente** *Anas strepera* im Stau Eggfing-Obernberg von Phase I zu Phase II eine leicht, aber beständig ansteigende Tendenz, etwa seit dem Jahrtausendwechsel sinken die Beobachtungszahlen aber ganz leicht.

Ein Blick auf die Monatsverteilung zeigt, dass die drei häufigsten Schwimmentenarten durchwegs ihre höchsten Zahlen im Herbst erreichen. Der untersuchte Innstauraum ist also ein wichtiger Mauserplatz für Stock-, Krick- und Schnatterenten. Alle Maßnahmen, die zu Störungen der Mauserruhe führen können, sollten also vermieden werden. In Kapitel 4.2.9 wird auf diese Problematik näher eingegangen.

Unterschiedlich auch die Häufigkeitskurven von Löffelente und Spießente. Die **Löffelente** *Anas clypeata* hatte ihre größten Überwinterungszahlen in Zählphase II, also zwischen 1988 und 2001, während sie in Phase I deutlich seltener war. In Phase III (seit September 2001) fielen ihre Bestandszahlen wieder auf das Niveau von Phase I ab. Gründe für die überraschende Häufigkeit in Phase II liegen nicht auf der Hand, aber die neuentstandenen Strukturen in einem frühen Sukzessionsstadium scheinen für diese Art besonders interessant gewesen zu sein. Die **Spießente** *Anas acuta* war in Phase I ungleich häufiger. Ihre Bestandszahlen sind in Phase II und III auf unter 10% gefallen.

Die **Knäkente** *Anas querquedula*, der einzige Langstreckenzieher unter den heimischen Schwimmenten – deutlich ersichtlich an der Monatsverteilung – ist bei uns fast nur im September und vor allem ab Mitte März zu sehen.

Bei der **Pfeifente** *Anas penelope* fielen die Periodenzählsummen von Phase I auf Phase II deutlich ab, stiegen in Phase III aber fast auf das Doppelte von Phase I an. Für diese Ente, die bei der Nahrungssuche den Halbgänsen und Gänsen ähnelt, bieten die Anlandungen im derzeitigen Sukzessionsstadium nahezu optimale Bedingungen, vor allem in den Herbst- und Wintermonaten, weil sie im Sommerhalbjahr deutlich seltener im Gebiet zu beobachten ist als zwischen Oktober und März.

Graugans und Brandgans – die großen „Gewinner“

Eine steilere Kurve als die des Anstiegs der Überwinterungszahlen der **Graugans Anser anser** ist kaum denkbar. Dieser Entenvogel, der die Nahrung oft außerhalb der Dämme – auf Wiesen und Getreidefeldern – sucht und die Stauräume als sichere Schlafplätze sowie zum Brüten aufsucht, machte seit Beginn der 1990er-Jahre eine stürmische Bestandsentwicklung durch und ist zu einer der häufigsten und auch im Gebiet brütenden Entenarten geworden. Bei weitem am meisten Graugänse sieht man in den Herbstmonaten.

Periodenzählsummen aus 8 Zählungen von Mitte September bis Mitte April

Art	Zählphase I 09.1968 – 04.1982	Zählphase II 09.1988 – 04.2001	Zählphase III 09.2001 – 04.2014
Graugans	0	28	1438
Brandgans	5	32	304

Tabelle 22: Periodenzählsummen aus acht Zählungen von Mitte September bis Mitte April (Graugans und Brandgans)

Bei diesen beiden Arten erscheint wegen der extremen Zunahme eine Monatsaufschlüsselung auf die drei Zählphasen sinnvoll:

Graugans *Anser anser*: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat

Monat	Ph. I (09.68 - 04.82)	Ph. II (09.88 - 04.01)	Ph. III (09.01 – 04.15)
September	0	5	253
Oktober	0	2	229
November	0	1	321
Dezember	0	1	159
Jänner	0	17	172
Februar	0	0	158
März	0	1	77
April	0	1	64

Tabelle 23: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat (Graugans)

Brandgans *Tadorna tadorna*: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat

Monat	Ph. I (09.68 - 04.82)	Ph. II (09.88 - 04.01)	Ph. III (09.01 – 04.15)
September	0	3	13
Oktober	0	1	12
November	1	2	11
Dezember	1	2	13
Jänner	0	3	25
Februar	1	6	57
März	1	8	90
April	1	8	84

Tabelle 24: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat (Brandgans)

Ähnlich, wenn auch bei weitem nicht in dieser Heftigkeit, verlief die Etablierung der **Brandgans** *Tadorna tadorna* in ihrem wohl immer noch bedeutendsten Binnenlandbrutgebiet Mitteleuropas. Während im Herbst nur ganz wenige Brandgänse – vor allem Junge und die Elternvögel von Spätbruten – am Inn zu finden sind, mausert der bei weitem größere Teil der am Inn brütenden bzw. erbrüteten Jungvögel im Norden Deutschlands. Nur die, die wirklich spät mit dem Brüten dran sind, schaffen das Mitfliegen nicht und müssen am Inn mausern.

Trotz der Ähnlichkeit der beiden Ausbreitungssituationen vor Ort gibt es aber doch deutliche Unterschiede: Während die Graugans im untersuchten Zeitraum in ganz Mitteleuropa eine Bestandszunahme zu verzeichnen hatte und hat, war die Etablierung der Brandgans zumindest in den ersten Jahrzehnten vor allem auf den unteren Inn, in den ersten Jahren überhaupt nur auf die Stauräume Eggfing-Obernberg und Ering-Frauenstein beschränkt. In weiterer Folge kam es zu Ansiedlungen in den Stauräumen Braunau-Simbach und Neuhaus-Schärding. Erst in den letzten Jahren werden brutverdächtige Brandganspaare auch in geeigneten Habitaten abseits des Inn beobachtet.

Kiebitz, Großer Brachvogel und Kampfläufer – Nutzer neu entstandener Nahrungsgründe

Der **Kiebitz** *Vanellus vanellus* nutzt in großen Stückzahlen vor allem die Seichtwasserzone zwischen Flusskilometer 36 und 36,7. Die höchsten Stückzahlen werden dabei in den Monaten September bis November festgestellt, wenn sich Jungvögel und Altvögel auf den Schlickbänken und im Flachwasser einfinden, bis die Temperaturen so stark absinken, dass ein Weiterziehen notwendig wird.

Auffallend ist, dass die Kurven von sehr unterschiedlichen Vögeln, wie in diesem Fall einerseits vom Kiebitz und andererseits von Schnatterente und Löffelente, sowohl bei den Periodenzählsummen als auch bei der Monatsverteilung sehr ähnlich verlaufen. Nicht mehr ganz so überraschend ist, dass man diese Vögel oft gemeinsam in Seichtwasserzonen von Buchten neu entstandener Inseln im Stauraum feststellen kann.

Periodenzählsummen aus 8 Zählungen von Mitte September bis Mitte April

Art	Zählphase I 09.1968 – 04.1982	Zählphase II 09.1988 – 04.2001	Zählphase III 09.2001 – 04.2014
Kiebitz	3061	4773	2512
Großer Brachvogel	197	38	134
Kampfläufer	251	146	208

Tabelle 25: Periodenzählsummen aus acht Zählungen von Mitte September bis Mitte April (Kiebitz, Brachvogel, Kampfläufer)

Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat

Monat	Kiebitz	Großer Brachvogel	Kampfläufer
Sept.	1050	46	15
Okt.	1177	31	6
Nov.	821	22	1
Dez.	92	6	0
Januar	1	5	0
Februar	133	4	0

Monat	Kiebitz	Großer Brachvogel	Kampfläufer
März	102	7	17
April	39	5	153

Tabelle 26: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat (Kiebitz, Brachvogel, Kampfläufer)

Als drittes großes Mauseugebiet für den **Großen Brachvogel** *Numenius arquata* in Mitteleuropa – nach dem Seewinkel im Burgenland und dem Rheindelta am Bodensee – reiht sich der untere Inn an prominenter Stelle als Gebiet von internationaler Bedeutung für diese geschützte Art ein (SCHUSTER, 2011). Etwa ein Drittel des Mauseugebestandes am unteren Inn von durchschnittlich 200 Exemplaren im Hochsommer und im Frühherbst ist dem Stauraum Eggfing-Obernberg zuzuordnen. Die Tendenz ist uneinheitlich. Die hohen Zählsummen von Phase I wurden in Phase II bei weitem nicht erreicht, in Phase III ist aber eine Annäherung an die Zahlen von Phase I festzustellen.

Kampfläufer *Philomachus pugnax* sind Zugvögel und nutzen die Flachwässer der Innstauseen als Rastgebiet im Herbst und im Frühjahr. Vor allem im April werden gerade im Stauraum Eggfing-Obernberg große Trupps beobachtet, die aber auch außerhalb des eingedämmten Bereiches Wiesen und frisch bestellte Felder als Nahrungsgründe nutzen. Die niedrigeren Zählergebnisse in Phase II könnten auf Nahrungsmangel hinweisen, der durch die Verbesserung der Wasserqualität entstanden ist, da Rastgebiete mit Flachwasserzonen nach wie vor vorhanden waren. Der neuerliche Anstieg der Zählsummen in Phase III lässt den Schluss zu, dass die vielen urwaldartig bewachsenen Inseln innerhalb der Dämme jetzt schon deutlich mehr organisches Material ins Wasser und damit in den Schlick abgeben als noch in den Jahrzehnten zuvor.

Die Kurven von Kiebitz einerseits und Großem Brachvogel sowie Kampfläufer auf der anderen Seite verlaufen gegenläufig. In Phase II erreichte der Kiebitz große Bestandszahlen, während Brachvogel und Kampfläufer deutlich seltener waren als in der vorherigen Phase. und in den Phasen I und III, als die Kiebitzzahlen markant schwächer waren, wurden deutlich mehr Große Brachvögel und Kampfläufer gezählt.

Solche parallele Entwicklungen genauso wie gegenläufige Trends wurden bisher (zu) wenig beachtet und wären sicherlich wert, genauer untersucht zu werden.

Lachmöwe und die Gruppe der Großmöwen

Die **Lachmöwe** *Larus ridibundus* war lange Zeit ein „Erfolgsmodell“ am unteren Inn. Wurde der Stau Eggfing-Obernberg in den ersten Jahrzehnten als Nahrungsraum genutzt, etablierte sich Mitte der 1960er-Jahre, kurz nachdem sich bei Flusskilometer 37,5 die erste Sandbank im Stauraum gebildet hatte, die erste Lachmöwenkolonie dieses Stauraums, die um 1990 mit etwa 10 000 Brutpaaren ihre größte Ausdehnung erreichte und damals die größte Kolonie dieser Art zumindest in Mitteleuropa war. Mitte der 1990er-Jahre verlegten die Lachmöwen ihre Kolonie auf neu entstandene Sandbänke näher am österreichischen Ufer zwischen Flusskilometer 37,5 und 39,2. Die Koloniegröße wie auf der „Vogelinsel“ wurde an diesem neuen Standort allerdings nicht mehr erreicht. Etwa ab 2005 begann die Kolonie zu schrumpfen und seit 2014 ist diese letzte Lachmöwenkolonie am unteren Inn erloschen. Gründe sind einerseits der zunehmende Bewuchs auf den neuen Inseln, fehlende neue Sandbänke in entsprechender Größe und wohl auch zunehmender Druck von Parasiten, die wie auch früher schon eine Abwanderung an einen anderen Koloniestandort erzwangen, der allerdings am unteren Inn nicht mehr zur Verfügung stand.

Ein Teil der früher am Inn brütenden Lachmöwen brüten vermutlich jetzt im Weidmoos im oberösterreichisch-salzburgischen Grenzgebiet im Nahbereich des Ibmer Moores. Als Nahrungsgäste nutzen Exemplare dieser Art den Stauraum Eggfling-Obernberg aber nach wie vor, wenn auch in deutlich geringerer Zahl.

Periodenzählsummen aus 8 Zählungen von Mitte September bis Mitte April

Art	Zählphase I 09.1968 – 04.1982	Zählphase II 09.1988 – 04.2001	Zählphase III 09.2001 – 04.2014
Lachmöwe	4969	13 980	8 059
Großmöwengruppe Mittelmeermöwe...	0	71	303

Tabelle 27: Periodenzählsummen aus acht Zählungen von Mitte September bis Mitte April (Lachmöwen, Großmöwen)

Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat

Monat	Lachmöwe	Großmöwengruppe (Mitteleermöwen...)
Sept.	576	13
Okt.	258	17
Nov.	145	24
Dez.	43	15
Januar	29	23
Februar	61	115
März	3 362	11
April	4 407	8

Tabelle 28: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat (Lachmöwe, Großmöwen)

Anders schaut es bei den **Großmöwen der Mittelmeer-, Weißkopf- und Silbermöwen-**gruppe aus. Großmöwen waren im Zählzeitraum 1968 - 1982 noch absolute Raritäten. So gab es in dieser Phase I nur 3 Sichtungen von Silbermöwen. Der Durchschnittswert bei 14 Beobachtungsjahren ergibt die in obiger Tabelle angegebene Zahl 0. Weißkopf- und Mittelmeermöwen waren vor 1985 noch nicht als Arten bekannt. In Phase II wurden schon 923 Großmöwen aus dieser Gruppe gezählt (Durchschnitt bei 13 Erhebungsjahren: 71) und in Phase III waren es schon 4243 Exemplare (Durchschnitt bei 14 Jahren: 303). Dass sich diese Steigerung über das ganze Jahr hin erstreckt, zeigt die Monatsauswertung, bei der kein Winterloch feststellbar ist. Die Mittelmeermöwe brütet am Inn vor allem im Stauraum Eggfling-Obernberg. Ornithologen vermuteten als Grund die seit Jahrzehnten bestehenden Lachmöwenkolonien. Weil die letzte Lachmöwenkolonie im Stauraum aber seit 2014 erloschen und die Mittelmeermöwen immer noch in durchaus vergleichbarer Zahl brüten, scheint aber auch sonst ausreichend Nahrung vorhanden zu sein. Die höheren Zahlen im Herbst hängen damit zusammen, dass Jungvögel dazugekommen sind. Wegen der hohen Mobilität der Großmöwen einschließlich der diesjährigen Jungvögel ist aber nicht zwingend gesagt, dass diese Jungmöwen alle am Inn erbrütet worden sind. Der Grund für die überraschend großen Trupps ist wohl im erhöhten Nahrungsangebot auf den umgebrochenen Feldern und abgeernteten Wiesen zu suchen. Großmöwen

ersetzen nämlich auch hier in zunehmendem Maß die früher in Scharen hinter Traktoren Futter suchenden Lachmöwen.

Graureiher und Silberreiher – Gewinner, aber warum eigentlich?

Der **Graureiher** *Ardea cinerea* war in der ersten Zählphase noch relativ selten. Die kurze Uferlinie und die große Tiefe der Staufläche bot ihm wenig Möglichkeit zum Jagen, obwohl der Fischreichtum – bedingt durch die damals noch üppigen Einleitungen – damals höher war. Erst in Phase II hatten sich Inseln mit flachen Ufern gebildet, die dem Schreitjäger bessere Bedingungen boten, Nahrung zu finden. Gegen Ende dieses Zählabschnittes kam die Verbesserung der Wasserqualität durch das Entfernen organischer Einträge, aber deutliche Auswirkungen auf die Zählsummen wurden erst später erkennbar. In Phase III waren die Auswirkungen schon deutlich zu spüren, was trotz eines sich noch immer verbessernden Lebensraumes für Graureiher zu einem leichten Rückgang der Zählsummen geführt hat.

Zuzug aus dem Norden und Osten aufgrund günstiger Bedingungen ist aber die wahrscheinlichste Begründung für die Zunahme der Beobachtungszahlen im Winter. Brutkolonien gibt es am Stau Eggfing-Obernberg nicht. Im flussaufwärts gelegenen Stau Ering befindet sich eine im Stadtgebiet von Simbach und im flussabwärts gelegenen Stau Neuhaus liegt die große gemischte Reiherkolonie in der Reichersberger Au.

Periodenzählsummen aus 8 Zählungen von Mitte September bis Mitte April

Art	Zählphase I 09.1968 – 04.1977	Zählphase II 09.1988 – 04.2001	Zählphase III 09.2001 – 04.2014
Graureiher	7	93	77
Silberreiher	0	13	69

Tabelle 29: Periodenzählsummen aus acht Zählungen von Mitte September bis Mitte April (Grau- und Silberreiher)

Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat

Monat	Graureiher	Silberreiher
Sept.	13	3
Okt.	9	4
Nov.	9	5
Dez.	8	5
Januar	5	3
Februar	7	4
März	4	3
April	2	1

Tabelle 30: Durchschnittswerte der anwesenden Exemplare pro Art und Monat (Grau- und Silberreiher)

Überraschend die sehr starke Zunahme des **Silberreiher** *Ardea alba*. Trotz dieser Tatsache brütet dieser große weiße Reiher aber am unteren Inn nicht oder noch nicht. Konnte in Mittmonatszählphase I nur durchschnittlich 1 Silberreiher pro Zählperiode festgestellt werden, waren es in Phase II schon 13 und in der letzten Zählperiode, die bis April 2015

gedauert hat, 69 Stück. Weil die Zunahme am unteren Inn nicht nur den Stau Eggfing-Obernberg betrifft und weil Silberreiher schon das ganze Jahr über im Gebiet anzutreffen sind, erwarten Ornithologen schon seit längerer Zeit erste Brutversuche. Waren es bis zum Frühsommer 2008 vor allem noch nicht geschlechtsreife Tiere, die im Gebiet über-sommerten, werden seit 2008 regelmäßig, aber doch noch vereinzelt Exemplare im Brutkleid, also mit ganz dunklem Schnabel und dunklen roten Beinen, festgestellt. REICHHOLF vermutet, dass dies nur noch zu wenige sind, um eine Kleinkolonie zu gründen und einen Brutversuch zu starten (REICHHOLF, mdl.). Es wird aber gerade bei dieser Art in nächster Zeit spannend.

In Jahren mit vielen Feldmäusen im Herbst und Winter kann man oft zahlreiche Silberreiher auf Feldern und Wiesen beim Mäusefangen beobachten. Sie jagen dabei nicht in Gruppen, sondern verteilen sich außergewöhnlich gleichmäßig auch über große Flächen.

Greifvögel am Innstau

Für viele Vogelarten und Gilden ist der Datenpool A mit den Wasservogelzählungen die ideale Datenbasis für Trendanalysen. Bei den Greifvögeln am Innstau Obernberg-Eggfing trifft dies nicht zu.

Die **Rohrweihe** *Circus aeroginosus* ist ein Zugvogel und im Hochwinter nicht im Gebiet anzutreffen. Bis zu drei, in manchen Jahren vielleicht vier Brutpaare brüten bzw. brüteten im Stauraum, aber bei Zählungen im Winterhalbjahr fällt diese Greifvogelart leicht durch den Rost. Beobachtungen können sowohl im September/Oktober als auch im März/April gelingen, die Regel ist das aber nicht, weil in diesen Zeiten die feste Revierbindung nicht mehr oder noch nicht besteht und viel über den offenen Fluren gejagt wird. Auswirkungen auf den Brutbestand bzw. Bruterfolg sind von zwei Faktoren zu erwarten: Einerseits bevölkern immer öfter Wildschweine die Inseln, teilweise auch mit Frischlingen und andererseits dürfte sich das Nahrungsspektrum durch das Erlöschen der Lachmöwenkolonie doch deutlich verringern.

Für den **Seeadler** *Haliaeetus albicilla* war der Innstau Eggfing-Obernberg nie ein Hauptüberwinterungsgebiet, weder vor der Brutansiedlung eines Paares im nächsten Stauraum flussaufwärts noch in den Jahrzehnten vorher. Aber immer wieder tauchen Überwinterer oder auch das Brutpaar mit Jungvögeln beim Jagdunterricht im Stauraum Eggfing-Obernberg als Nahrungsgäste auf.

Die **Kornweihe** *Circus cyanaeus* überwintert im Bereich des Stauraums, bevorzugt auf der „Vogelinsel“ bei Katzenbergleithen, deren Position derzeit zwischen Flusskilometer 36,4 und 37,2 liegt. Hochwässer haben seit der Bildung dieser Insel in der ersten Hälfte der 1969er-Jahre dafür gesorgt, dass sie fast einen Kilometer flussabwärts „gedriftet“ ist. Ein Weibchen wird bei den Winterzählungen regelmäßig erfasst, oft sind es aber deren mehrere und vor allem bei abendlichen Kormoranzählungen werden auf der oben beschriebenen Insel auch oft Männchen gesichtet. Die drei Stück vom 28.2.2015 stellen die Maximalzahl von beobachteten Terzeln dar. Vier Exemplare, vor allem Weibchen, wurden im Stauraum Eggfing-Obernberg im Jahr 2003 von Klaus Schmöller und 2008 von Helgard Reichholf-Riehm gemeldet.

Mäusebussard *Buteo buteo*, **Sperber** *Accipeter nisus* und **Habicht** *Accipeter gentilis* werden ab und zu bei Wasservogelzählungen erfasst, der **Fischadler** *Pandion haliaetus*

meist im September und April auf dem Durchzug, **Wespenbussard** *Pernis apivorius* als heimlicher Brutvogel und in größeren Trupps auf dem Herbstzug. Aber auch **Turmfalke** *Falco tinninculus*, **Wanderfalke** *Falco subbuteo* und noch seltener andere Falken, die die Wasservogelansammlungen aus Nahrungsgründen aufsuchen, werden protokolliert und in die Datenbank aufgenommen. Für Trendanalysen reicht Datenpool A dazu aber nicht aus. Näheres dazu aber bei der Besprechung der Anhang I – Arten, zu deren Bearbeitung auch der Datenpool B herangezogen wird.

4.2.3 **Alle bis Juli 2015 im gesamten Stauraum Eggfling-Obernberg festgestellten Arten und deren Zählsummen**

Beim Erstellen der folgenden Liste wird der Datenpool B vollinhaltlich genutzt. Hier sind alle in der ODBUI (Ornithologische DatenBank Unterer Inn) dokumentierten Arten aus dem Untersuchungsgebiet aufgezählt und nach Häufigkeit gereiht.

Die Zählsumme lässt dabei (vorsichtige) Rückschlüsse auf die Häufigkeit über den gesamten Beobachtungszeitraum zu.

Zählsummen aller in der Datenbank ODBUI dokumentierten Beobachtungen der angeführten Arten im Untersuchungsgebiet

RANG	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Zählsumme
1	Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	1839439
2	Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	995439
3	Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	917546
4	Krickente	<i>Anas crecca</i>	309251
5	Reiherente	<i>Aythya fuligula</i>	191727
6	Graugans	<i>Anser anser</i>	175068
7	Tafelente	<i>Aythya ferina</i>	160753
8	Schnatterente	<i>Anas strepera</i>	130884
9	Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	99122
10	Schellente	<i>Bucephala clangula</i>	94697
11	Kampfläufer	<i>Philomachus pugnax</i>	87805
12	Kormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	85016
13	Blässhuhn	<i>Fulica atra</i>	74757
14	Dohle	<i>Corvus monedula</i>	73471
15	Großer Brachvogel	<i>Numenius arquata</i>	59934
16	Mittelmeermöwe	<i>Larus michahellis</i>	47897
17	Saatgans	<i>Anser fabalis</i>	45815
18	Brandgans	<i>Tadorna tadorna</i>	43944
19	Alpenstrandläufer	<i>Calidris alpina</i>	36064
20	Rauchschwalbe	<i>Hirundus rustica</i>	30200
21	Pfeifente	<i>Anas penelope</i>	27435
22	Höckerschwan	<i>Cygnus olor</i>	25755
23	Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	22954
24	Saatkrähe	<i>Corvus frugilegus</i>	21006
25	Löffelente	<i>Anas clypeata</i>	20687

RANG	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Zählsumme
26	Bekassine	<i>Gallinago gallinago</i>	16408
27	Bruchwasserläufer	<i>Tringa glareola</i>	14827
28	Blässgans	<i>Anser albifrons</i>	14599
29	Flussuferläufer	<i>Actitis hypoleucos</i>	11747
30	Sturmmöwe	<i>Larus canus</i>	10277
31	Grünschenkel	<i>Tringa nebularia</i>	9298
32	Seidenschwanz	<i>Bombycilla garrulus</i>	9222
33	Haubentaucher	<i>Podiceps cristatus</i>	8664
34	Spießente	<i>Anas acuta</i>	7968
35	Silberreiher	<i>Egretta alba</i>	7803
36	Zwergstrandläufer	<i>Calidris minuta</i>	7633
37	Rabenkrähe	<i>Corvus corone</i>	7586
38	Trauerseeschwalbe	<i>Chlidonias niger</i>	7505
39	unbest. Ente	<i>Anatinae spp.</i>	7351
40	Knäkente	<i>Anas querquedula</i>	7199
41	Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	6477
42	Dunkelwasserläufer	<i>Tringa erythropus</i>	6463
43	Flussregenpfeifer	<i>Charadrius dubius</i>	6237
44	Uferschnepfe	<i>Limosa limosa</i>	6202
45	Kolbenente	<i>Netta rufina</i>	5896
46	Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	4467
47	Erlenzeisig	<i>Carduelis spinus</i>	4404
48	Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	4319
49	Teichhuhn	<i>Gallinula chloropus</i>	3983
50	Seidenreiher	<i>Egretta garzetta</i>	3861
51	Waldwasserläufer	<i>Tringa ochropus</i>	3756
52	Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>	3633
53	Zwergtaucher	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	3614
54	Flusseeschwalbe	<i>Sterna hirundo</i>	3486
55	Sichelstrandläufer	<i>Calidris ferruginea</i>	3036
56	Gänsesäger	<i>Mergus merganser</i>	2818
57	Zilpzalp	<i>Phyloscopus collybita</i>	2804
58	Zwergmöwe	<i>Larus minutus</i>	2776
59	Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	2662
60	Mehlschwalbe	<i>Delichon urbica</i>	2549
61	Uferschwalbe	<i>Riparia riparia</i>	2504
62	Schwarzkopfmöwe	<i>Larus melanocephalus</i>	2371
63	Kohlmeise	<i>Parus major</i>	2361
64	Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>	2285
65	Buntspecht	<i>Dendrocopus major</i>	2085
66	Rostgans	<i>Tadorna ferruginea</i>	1987
67	Sandregenpfeifer	<i>Charadrius hiaticula</i>	1947
68	Goldregenpfeifer	<i>Pluvialis apricaria</i>	1913

RANG	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Zählsumme
69	Mauersegler	<i>Apus apus</i>	1866
70	Amsel	<i>Turdus merula</i>	1785
71	Grünling	<i>Carduelis chloris</i>	1770
72	Schwanzmeise	<i>Aegithalos candatus</i>	1679
73	Fasan	<i>Phasianus colchicus</i>	1670
74	Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	1538
75	Kranich	<i>Grus grus</i>	1526
76	Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	1365
77	Türkentaube	<i>Streptopelia decaocto</i>	1324
78	Blaumeise	<i>Parus caeruleus</i>	1308
79	Kiebitzregenpfeifer	<i>Pluvialis squatarola</i>	1292
80	Teichrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	1252
81	Rotschenkel	<i>Tringa totanus</i>	1208
82	Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	1123
83	Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	1061
84	Eichelhäher	<i>Garrulus glandarius</i>	1045
85	Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	1028
86	Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	929
87	Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	918
88	Eisvogel	<i>Alcedo atthis</i>	819
89	Schwarzhalstaucher	<i>Podiceps nigricollis</i>	818
90	Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>	786
91	Chileflamingo	<i>Phoenicopterus chilensis</i>	776
92	Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	757
93	Rohrhammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>	756
94	Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	756
95	Temminckstrandläufer	<i>Calidris temminckii</i>	750
96	Silbermöwe	<i>Larus argentatus</i>	725
97	Turmfalke	<i>Falco tinninculus</i>	569
98	Hausperling	<i>Passer domesticus</i>	566
99	Stelzenläufer	<i>Himantopus himantopus</i>	554
100	Feldsperling	<i>Passer montanus</i>	545
101	Tüpfelsumpfhuhn	<i>Porzana porzana</i>	538
102	Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	508
103	Wasserralle	<i>Rallus aquaticus</i>	505
104	Sanderling	<i>Calidris alba</i>	482
105	Hänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	468
106	Kornweihe	<i>Circus cyanaeus</i>	464
107	Birkenzeisig	<i>Acanthis flammea</i>	456
108	Nachtreiher	<i>Nycticorax nycticorax</i>	424
109	Sperber	<i>Accipiter nisus</i>	419
110	Weißwangengans	<i>Branta leucopsis</i>	408
111	Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	407

RANG	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Zählsumme
112	Säbelschnäbler	<i>Recurvirostra avosetta</i>	405
113	Heringsmöwe	<i>Larus fuscus</i>	366
114	Sumpfmeise	<i>Parus palustris</i>	366
115	Löffler	<i>Platalea leucorodia</i>	350
116	Beutelmeise	<i>Remiz pendulinus</i>	331
117	Knutt	<i>Calidris canutus</i>	322
118	Gebirgsstelze	<i>Mitacilla cinerea</i>	320
119	Regenbrachvogel	<i>Numenius phaeopus</i>	315
120	Gimpel	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	294
121	Wanderfalke	<i>Falco peregrinus</i>	282
122	Streifengans	<i>Anser indicus</i>	281
123	Gartengrasmücke	<i>Sylvia borin</i>	271
124	Drosselrohrsänger	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	264
125	Schafstelze	<i>Motacilla flava</i>	240
126	Wasserpieper	<i>Anthus spinoletta</i>	234
127	Weißbartseeschwalbe	<i>Chlidonias hybridus</i>	232
128	Schwarzstorch	<i>Ciconia nigra</i>	230
129	Raubseeschwalbe	<i>Sterna caspia</i>	223
130	Pfuhlschnepfe	<i>Limosa lapponica</i>	222
131	Kanadagans	<i>Branta canadensis</i>	221
132	Rohrschwirl	<i>Locustella luscinioides</i>	221
133	Wespenbussard	<i>Pernis apivorus</i>	221
134	Bergfink	<i>Fringilla montifringilla</i>	213
135	Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochruros</i>	209
136	Heckenbraunelle	<i>Prunella modularis</i>	209
137	Baumfalke	<i>Falco subbuteo</i>	191
138	Elster	<i>Pica pica</i>	186
139	Blaukehlchen (weißst.)	<i>Luscinia svecica cyanecula</i>	182
140	Bergente	<i>Aythya marila</i>	181
141	Teichwasserläufer	<i>Tringa stagnatilis</i>	181
142	Gartenbaumläufer	<i>Certhia brachydactyla</i>	174
143	Eisente	<i>Clangula hyemalis</i>	163
144	Seeadler	<i>Haliaeetus albicilla</i>	158
145	Fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	156
146	Weidenmeise	<i>Parus montanus</i>	152
147	Weißflügelseeschwalbe	<i>Chlidonias leucopterus</i>	144
148	Kleinspecht	<i>Dendrocopus minor</i>	136
149	Steppenmöwe	<i>Larus cachinnans</i>	128
150	Fahlente	<i>Anas capensis</i>	126
151	Schlagschwirl	<i>Locustella fluviatilis</i>	126
152	Gelbspötter	<i>Hippolais icterina</i>	125
153	Singschwan	<i>Cygnus cygnus</i>	125
154	Prachттаucher	<i>Gavia arctica</i>	115

RANG	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Zählsumme
155	Zwergsäger	<i>Mergus albellus</i>	109
156	Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	106
157	Schilfrohrsänger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	105
158	Straßentaube	<i>Columba livia (dom.)</i>	105
159	Kernbeißer	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	102
160	Grauschnäpper	<i>Muscicapa striata</i>	101
161	Schwarzmilan	<i>Milvus migrans</i>	101
162	Steinwälzer	<i>Arenaria interpres</i>	100
163	Wasseramsel	<i>Cinclus cinclus</i>	98
164	Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>	97
165	Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	95
166	Nilgans	<i>Alopochen aegyptiacus</i>	86
167	Mittelsäger	<i>Mergus serrator</i>	84
168	Raubwürger	<i>Lanius excubitor</i>	84
169	Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>	79
170	Zwergdommel	<i>Ixobrychus minutus</i>	78
171	Rotdrossel	<i>Turdus iliacus</i>	76
172	Weißstorch	<i>Ciconia ciconia</i>	75
173	Turteltaube	<i>Streptopelia turtur</i>	68
174	Große Rohrdommel	<i>Botaurus stellaris</i>	66
175	Trauerschnäpper	<i>Ficedula hypoleuca</i>	66
176	Fischadler	<i>Pandion haliaetus</i>	65
177	Waldschnepfe	<i>Scolopax rusticola</i>	65
178	Sterntaucher	<i>Gavia stellata</i>	62
179	Girlitz	<i>Serinus serinus</i>	60
180	Grauspecht	<i>Picus canus</i>	59
181	Waldkauz	<i>Strix aluco</i>	59
182	Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	58
183	Rothalstaucher	<i>Podiceps grisegena</i>	55
184	Odinshühnchen	<i>Phalaropus lobatus</i>	54
185	Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>	54
186	Feldschwirl	<i>Locustella naevia</i>	52
187	Mähngans (Gef.Fl.)	<i>Chenonetta jubata</i>	51
188	Graubrust-Strandläufer	<i>Calidris fuscicollis</i>	49
189	Trauerschwan	<i>Cygnus atratus</i>	49
190	Samtente	<i>Melanitta fusca</i>	47
191	Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	42
192	Hausgans	<i>Anser dom.</i>	42
193	Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>	42
194	Heiliger Ibis	<i>Threskiornis aethiopica</i>	41
195	Moschusente	<i>Cairina moschata</i>	41
196	Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>	40

RANG	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Zählsumme
197	Sumpfläufer	<i>Limicola falcinellus</i>	40
198	Rostgansbastard	<i>Tadorna hybrid.</i>	34
199	Moorente	<i>Aythya nyroca</i>	33
200	Küstenreiher	<i>Egretta gularis</i>	31
201	Klappergrasmücke	<i>Sylvia curruca</i>	30
202	Schneegans	<i>Anser caerulescens</i>	26
203	Waldohreule	<i>Asio otus</i>	26
204	Merlin	<i>Falco columbarius</i>	24
205	Zwergseeschwalbe	<i>Sterna albifrons</i>	24
206	Kurzschnabelgans	<i>Anser brachyrhynchus</i>	23
207	Kleines Sumpfhuhn	<i>Porzana parva</i>	21
208	Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>	19
209	Waldbaumläufer	<i>Certhia familiaris</i>	19
210	Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	18
211	Schneeammer	<i>Plectrophenax nivalis</i>	18
212	Waldlaubsänger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	18
213	Austernfischer	<i>Haematopus ostralegus</i>	17
214	Brautente (NA)	<i>Aix sponsa</i>	17
215	Purpurreiher	<i>Ardea purpurea</i>	16
216	Ohrentaucher	<i>Podiceps auritus</i>	15
217	Tannenmeise	<i>Parus ater</i>	15
218	unbest. Meise	<i>Parus sp.</i>	15
219	Kaisergans	<i>Anser canagicus</i>	14
220	Schwarzkehlchen	<i>Saxicola torquata</i>	13
221	Skua	<i>Stercorarius skua</i>	13
222	Fichtenkreuzschnabel	<i>Loxia curvirostra</i>	12
223	Weisschwanzkiebitz	<i>Chettusia leucura</i>	12
224	Mandarinente	<i>Aix galericulata</i>	11
225	Mantelmöwe	<i>Larus marinus</i>	11
226	Steppenkiebitz	<i>Chettusia gregaria</i>	11
227	Rauhfußbussard	<i>Buteo lagopus</i>	10
228	Sakerfalke	<i>Falco cherrug</i>	10
229	Wiedehopf	<i>Upupa epops</i>	10
230	Weißbürzelstrandläufer	<i>Calidris fuscicollis</i>	9
231	Wiesenweihe	<i>Circus pygargus</i>	9
232	Eiderente	<i>Somateria mollissima</i>	8
233	Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>	8
234	Schwalbenmöwe	<i>Larus sabini</i>	8
235	Seeregenpfeifer	<i>Charadrius alexandrinus</i>	8
236	Sichler	<i>Plegadis falcinellus</i>	8
237	Wendehals	<i>Jynx torquilla</i>	7
238	Zwergschnepfe	<i>Lymnocyptes minimus</i>	7
239	Doppelschnepfe	<i>Gallinago media</i>	6

RANG	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Zählsumme
240	Nachtigall	<i>Luscinia megarhynchos</i>	6
241	Dreizehenmöwe	<i>Rissa tridactyla</i>	5
242	Roter Flamingo	<i>Phoenicopterus ruber</i>	5
243	Rotflügel-Brachschwalbe	<i>Glareola pratincola</i>	5
244	Rotfußfalke	<i>Falco vespertinus</i>	5
245	Schmarotzerraubmöwe	<i>Stercorarius parasiticus</i>	5
246	Bahamaente	<i>Anas bahamensis</i>	4
247	Chilenenpfeifente	<i>Anas sibilatrix</i>	4
248	Hohлтаube	<i>Columba oenas</i>	4
249	Nimmersatt	<i>Mycteria ibis / Ibis ibis</i>	4
250	Rallenreiher	<i>Ardea ralloides</i>	4
251	Rotschulterente	<i>Callonetta leucophrys</i>	4
252	Steinschmätzer	<i>Oenanthe oenanthe</i>	4
253	Trauerente	<i>Melanitta nigra</i>	4
254	Wachtelkönig	<i>Crex crex</i>	4
255	Zwerggans	<i>Anser erythropus</i>	4
256	Adlerbussard	<i>Buteo rufinus</i>	3
257	Brachpieper	<i>Anthus campestris</i>	3
258	Gänsegeier	<i>Gyps fulvus</i>	3
259	Grauammer	<i>Miliaria calandra</i>	3
260	Haubenmeise	<i>Parus cristatus</i>	3
261	Karmingimpel	<i>Carpodacus erythrinus</i>	3
262	Mariskenrohrsänger	<i>Acrocephalus melanopogon</i>	3
263	Schleiereule	<i>Tyto alba</i>	3
264	Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>	3
265	Bartmeise	<i>Panurus biarmicus</i>	2
266	Halsbandschnäpper	<i>Ficedula albicollis</i>	2
267	Höckergans (Gef.Fl.)	<i>Anser cygnoides (Stammf.)</i>	2
268	Hottentottenente	<i>Anas hottentota</i>	2
269	Lachseeschwalbe	<i>Gelochelidon nilotica</i>	2
270	Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	2
271	Spatelraubmöwe	<i>Stercorarius pomarinus</i>	2
272	Ziegenmelker	<i>Caprimulgus europaeus</i>	2
273	Zitronenstelze	<i>Motacilla citreola</i>	2
274	Brandseeschwalbe	<i>Sterna sandvicensis</i>	1
275	Dünnschnabelmöwe	<i>Larus genei</i>	1
276	Eistaucher	<i>Gavia immer</i>	1
277	Falkenraubmöwe	<i>Stercorarius longicaudus</i>	1
278	Küstenseeschwalbe	<i>Sterna paradisaea</i>	1
279	Mittelspecht	<i>Dendrocopus medius</i>	1
280	Orpheusspötter	<i>Hippolais polyglotta</i>	1
281	Ringdrossel	<i>Turdus torquatus</i>	1
282	Rosapelikan	<i>Pelcanus onocrotalus</i>	1

RANG	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Zählsumme
283	Sandstrandläufer	<i>Calidris pusilla</i>	1
284	Schelladler	<i>Aquila clanga</i>	1
285	Schönsittich	<i>Southern Rosella</i>	1
286	Sumpfohreule	<i>Asio flammeus</i>	1
287	Triel	<i>Burhinus oedicephalus</i>	1
288	Zwergscharbe	<i>Phalacrocorax pygmaeus</i>	1
289	Zwergsumpfhuhn	<i>Porzana pusilla</i>	1

Tabelle 31: Zählsummen aller in der Datenbank ODBUI dokumentierten Beobachtungen der angeführten Arten im Untersuchungsgebiet

4.2.4 Die Anhang I – Arten (VS-RL)

Die Ergebnisse aus den Wasservogel-Mittmonatszählungen, die vor allem die wassergebundenen Vogelarten betreffen, sind nicht für die Beleuchtung der Bestandsentwicklung aller Vogelarten geeignet.

Aus diesem Grund wurden für die folgenden Auswertungen von Anhang-I-Arten alle Datensätze aus dem Stauraum Egglfing-Obernberg (Datenpool B) verwendet. Wie aber mit der Datenfülle von 120 000 Datensätzen umgehen, um zu aussagekräftigen Trends zu kommen? Nach intensiver Beschäftigung mit der Materie reifte der Entschluss, die Datenfülle in eine „ältere“ Hälfte mit etwa 60 000 Datensätzen zu teilen und in eine „neuere“ Hälfte von etwa derselben Größe. Früher wurden deutlich weniger Beobachtungsgänge durchgeführt, weil das Häufchen der Feldornithologen, die Protokolle ausgefüllt hatten, weniger war. Deshalb liegt der Zeitpunkt der Häufteileilung nicht in der Mitte, sondern bei Ende 2003. Es wird also das Augenmerk auf die Zeit vor 2004 im Vergleich zur Zeitspanne 2014 bis 2015 gelegt. Damit liegt der Schwerpunkt auf dem Vergleich der Beobachtungszahlen der letzten Jahre mit dem relativ langen Beobachtungszeitraum zwischen dem Einstau und Ende 2003. Eine Kontrollmöglichkeit, ob die Ergebnisse aussagekräftig sind oder nicht bieten die schon durchgeführten Auswertungen der Wasservogelzählungen (Datenpool A) bei den Arten, die sich sowohl im Datenpool A und im Datenpool B finden. Wo die Auswertung der Wasservogelzählungsdaten aus dem Datenpool A mit den Auswertungen des Datenpools B übereinstimmt und das ist bei der überwiegenden Anzahl der Arten der Fall, erscheint eine weitere Aufschlüsselung der Beobachtungen nicht notwendig. Nur bei einer Art, der Schnatterente, deuten die Trends bei den Auswertungen der beiden Datenpools nicht in dieselbe Richtung. Bei dieser Art wird die angesprochene Unklarheit noch einmal gesondert angesprochen.

Aus den sich durch die Einteilung ergebenden Zeitabschnitten wurden die Zählsummen der einzelnen Arten berechnet und aufgelistet. Die Schlüsse, die man aus dieser Art von Daten ziehen möchte, reichen von der Aussagekraft her natürlich nicht an die Ergebnisse der Wasservogelzählungen (Auswertungen von Datenpool A) heran. Dass die Trends aus beiden Auswertungen bei vielen Arten weitgehend übereinstimmen zeigt, dass die Zeitabschnitte gut gewählt wurden. Lediglich bei der Schnatterente weichen die Zahlen der beiden Auswertungen relativ stark voneinander ab. In der Diskussion der Ergebnisse wird bei dieser Art näher darauf eingegangen.

Zur Ermittlung der Trupfgrößen bzw. zu den Häufigkeiten pro Zählstrecke ist in der obigen Tabelle auch noch die Zahl der Datensätze aufgelistet. Man kann aus den unterschiedlichen Datensatzzahlen einer einzelnen Art in den unterschiedlichen Perioden auf mehr oder weniger häufiges Auftreten im Vergleich zu anderen Arten schließen.

Auflistung aller im Gebiet zu erwartenden Anhang I-Arten (VS-RL) in den vorhin beschriebenen Zählabschnitten

	Summe gesamt	Datensätze gesamt	Summe 1951-2003	DS 1951-2003	Summe 2004-2015	DS 2004-2015
Blaukehlchen	182	127	48	33	134	94
Eisvogel	819	698	344	204	586	494
Fischadler	65	65	44	33	32	32
Flusseeeschwalbe	3 468	884	3 380	463	1 206	421
Goldregenpfeifer	1913	156	1 812	122	101	32
Grauspecht	59	53	22	19	37	34
Kampfläufer	87 805	2 642	55 443	1 458	32 362	1 184
Nachtreiher	424	122	259	63	165	59
Neuntöter	18	16	12	11	6	5
Prachtaucher	115	28	105	19	10	9
Purpureiher	16	16	8	8	8	8
Rohrdommel	66	64	45	43	21	21
Rohrweihe	3 633	2 047	1 677	983	1 956	1 064
Schwarzkopfmöwe	2 371	791	1 252	420	1 119	371
Schwarzmilan	101	94	19	18	82	76
Schwarzspecht	407	357	73	69	334	288
Schwarzstorch	230	141	150	85	80	56
Seidenreiher	3 861	1 441	1 074	478	2 787	963
Silberreiher	7 803	2 632	1 746	816	6 075	1 816
Singschwan	125	36	73	19	52	17
Trauerseeschwalbe	7 505	725	5 008	441	2 497	284
Tüpfelsumpfhuhn	538	239	322	88	216	151
Uhu	0	0	0	0	0	0
Wanderfalke	287	272	128	127	154	145
Wespenbussard	221	140	59	32	162	108

Tabelle 32: Auflistung aller im Gebiet zu erwartenden Anhang I-Arten (VS_RL)

Die ersten erhobenen und in der Datenbank der ornithologischen Arbeitsgemeinschaft am unteren Inn dokumentierten Beobachtungen stammen aus dem Jahr 1951.

Erläuterungen zu den einzelnen Arten:

Blaukehlchen *Luscinia svecica*: Seltener Brutvogel im Gebiet. Die ansteigenden Zahlen sind auf eine stärkere Berücksichtigung der Singvögel im neuen Jahrtausend zurückzuführen, während früher vor allem die Bestände wassergebundenen Vogelarten gezählt und kontrolliert wurden. Blaukehlchen brüten bevorzugt an Stellen mit jungem Baumaufwuchs, in dessen Nähe sich frische Sandbänke befinden sollten, auf denen die Altvögel bei der Jungenaufzucht Nahrung suchen können. Im Sommer nutzen auch die flüggen Jungvögel diese Schlamm- und Schlickflächen. Tendenz: Stabil auf niedrigem Niveau.

Eisvogel *Alcedo atthis*: Brutvogel in Lehmwänden im Nahbereich des Untersuchungsgebietes. Der Stauraum hat vor dem Entstehen von Inseln dem Eisvogel nur wenige flache ruhige Gebiete mit Klarwasser im Frühling und Sommer bieten können. Positiv wirkt sich das Entstehen ruhiger Buchten im Randbereich der neu entstandenen Inseln aus. Bestandsbegrenzend ist allerdings die Trübung des Inns mit der sogenannten „Gletschermilch“, die das Jagen erschwert. Als Ersatznahrungsquellen werden klare Bereiche außerhalb der Dämme genutzt. Die leichte Verbesserung der Lebensraumsituation zeigt sich in den höheren Beobachtungszahlen.

Fischadler *Pandion haliaetus*: Die spärlichen Beobachtungszahlen aus den Zugzeiten aus beiden Phasen sind fast deckungsgleich. Immer sind es Einzelexemplare, die sich nur kurz zum Jagen im Stauraumbereich aufhalten und rasch wieder abziehen.

Flusseeeschwalbe *Sterna hirundo*: In Zeiten, als die Lachmöwe auf der Großen Stauseesandbank und später auf Sandbänken im Strömungsschatten des neu errichteten Leitdammes brütete, gab es auch kleine Teilkolonien dieser Seeschwalbenart. Zunehmender Bewuchs führte zu einem Aufgeben des Brutgebietes in den 1990er-Jahren. Erstmals im Sommer 2015 konnte wieder eine erfolgreiche Einzelbrut im Stauraum festgestellt werden. Dabei erwies sich das Brutpaar überraschenderweise als ausreichend aggressiv, um die zahlreichen Mittelmeermöwen und sicherlich auch andere und heimlichere Prädatoren auf Distanz zum Gelege und zu den Jungen zu halten.

Goldregenpfeifer *Pluvialis apricaria*: Auf dem Durchzug werden Flachwasserzonen, die im Stauraum seit Mitte der 1960er-Jahre immer vorhanden waren, genutzt. Sowohl Zählsummen als auch Beobachtungen gingen in den letzten Jahren allerdings deutlich zurück. Die hohen Zählsummen in Zählphase 1 wird durch die Beobachtung mehrerer größerer Trupps mit mehr als 200 Exemplaren verstärkt. In Zählphase 2 wurden so große Trupps nicht mehr beobachtet. Ein Grund könnte der Rückgang der Schlammfauna durch die flächendeckende Errichtung der Kläranlagen sein, aber natürlich sind Veränderungen und Verschlechterungen im Brutgebiet oder eine Verlegung der Zugwege nicht ganz auszuschließen.

Grauspecht *Picca canus*: Der Grauspecht war im Bereich des Stauraumes wohl nie wirklich häufig. Gründe, warum er im Gegensatz zum Grünspecht von Jahrzehnt zu Jahrzehnt immer weniger oft zu sehen und zu hören ist und nur (mehr) sporadisch im Gebiet zu brüten scheint sind nicht bekannt. Möglicherweise sind sie aber in der Intensivierung der landwirtschaftlichen Flächen außerhalb der Brutgebiete zu suchen, die die Nutzung ertragreicher Ameisenvölker, der Hauptnahrung des Grauspechts, in Wiesengebieten und an anderen Stellen mit niedrigem Bewuchs erschweren.

Kampfläufer *Philomachus pugnax*: Sowohl Zählsummen als auch Beobachtungen sind von Zählphase 1 auf Zählphase 2 zurückgegangen. Aber nach wie vor werden viele Flachwasserzonen in den Zugzeiten genutzt. Beim Frühlingszug sind Männchen und Weibchen, die im Prachtkleid deutlich zu unterscheiden sind, gemeinsam, der Herbstzug wird von den größeren Männchen, die im Sommer zum Teil noch das Prachtkleid tragen, eingeleitet und von Weibchen und Jungvögeln im Herbst abgeschlossen. Dabei können die Durchzügler auch auf Wiesen und Feldern außerhalb der Dämme beobachtet werden. Offen bleibt die Frage, ob die anhaltende und angestrebte Verbesserung der Wasserqualität oder mögliche Einflüsse in den Brutgebieten für die Rückgänge verantwortlich sind.

Nachtreiher *Nycticorax nycticorax*: In der gemischten Reiherkolonie in Reichersberg, gut 5 Kilometer unterhalb des Kraftwerkes Egglfing-Obernberg, brütet diese Reiherart wie seit vielen Jahren schon. Waren es in den 1970er-Jahren bis zu 100 Brutpaaren, sind es in den letzten Jahren zwischen 20 und 35 Paare, die jetzt anders als früher in den Baumkronen zwischen den Graureiherhorsten ihre kleineren Horste bauen. Früher hatten sie ihre Horste in geringer Höhe in Büschen und kleinen Bäumen, nach dem vermehrten Auftauchen von Wildschweinen in der Au schien das vermutlich nicht mehr sicher genug und sie übersiedelten in für Schwarzwild unerreichbare Höhe auf kräftige Bäume. Das Zurückgehen der Beobachtungszahlen dürfte auf zunehmende Verlandung in der Reichersberger Au zurückzuführen sein. Die in den letzten Jahren noch sich ergebende Verlängerung der Uferlinien bietet nahe der Kolonie eine Vielzahl von Jagdmöglichkeiten, die es in dieser Fülle früher nicht gab. Eine weiter fortschreitende Sukzession kann und wird aber schnell zu einem Austrocknen von Tümpeln und zu einer Verschlechterung des Lebensraumes führen. Es kann durchaus sein, dass die Reiher dann den Innstau Egglfing-Obernberg wieder vermehrt zu nutzen beginnen, diesen vielleicht sogar nutzen müssen. Eine Verlegung der Kolonie auf beispielsweise die Große Stauesandbank ist dann auch nicht auszuschließen.

Neuntöter *Lanius collurio*: Lebensräume, die Neuntöter ins Gebiet locken und ans Gebiet binden könnten, sind im Auwald innerhalb der Dämme wenig oder nicht vorhanden. Demzufolge ist die Beobachtungsausbeute im und um den Stau Egglfing-Obernberg gering. Mit Ausnahme einiger Dornsträucher auf Dammabschnitten, deren zunehmende Bewaldung unterbunden wird, sind Kleinstlebensräume, die wenigstens auf dem Zug Rast und Deckung bieten könnten. Die Rückführung von Maisfeldern in Auwaldgebieten mit dem Anlegen von Brennen/Heißländern, auf denen Niedrighecken und Dornheckenstrukturen zu finden sind, wären eine Möglichkeit, diesen Singvogel wieder häufiger an den Inn zu bringen.

Prachtaucher *Gavia arctica*: Waren in den 1960er- und 1970er-Jahren Prachtaucher noch allwinterlich am unteren Inn und im Innstau Egglfing-Obernberg anzutreffen, sind sie in den letzten Jahrzehnten zu Raritäten geworden. Der Rückgang der Kleinfischbestände ist sicherlich ein Grund für das Ausbleiben bzw. sehr seltene Auftreten dieser arktischen Taucher.

Purpureiher *Ardea purpurea*: Selten und immer als Einzelvogel im Sommerhalbjahr beobachteter Reiher im Stauraum. So selten, dass man trotz absoluter Übereinstimmung der Zählergebnisse in beiden Zählphasen nicht von einer gleichbleibenden Tendenz sprechen kann. Der große, aber im Gegensatz zu den anderen großen Reiher im Gebiet bevorzugt er ein heimliches Leben in abgeschiedenen Seitenbuchten. In der Reichersberger Au, gut 5 Kilometer unterhalb der Staustufe Egglfing-Obernberg wird er als unregelmäßiger Brutvogel, einige Male sogar in einem Mischpaar mit Graureihern, beobachtet (SEGIETH, 2013 UND 2014).

Rohrdommel *Botaurus stellaris*: Die wenigen durchströmten Stellen mit krautreicher Struktur im Stauraum werden von Rohrdommeln als Wintereinstände genutzt, vor allem dann, wenn die Strömung ausreicht, damit größere Bereiche im Winter eisfrei bleiben und auch bei tiefen Temperaturen nicht das gesamte Jagdgebiet zufriert. Obwohl allwinterlich Einzel Exemplare festgestellt werden – optimale Standorte sind in jedem Winter besetzt, so ein Zufluss zu einem Altarm bei Kirchdorf (Flusskilometer 40.8) und ein als Kalkofen be-

kanter ausgedämmter Altarm bei Irching (Flusskilometer 37,6). Die Rohrdommel nutzt als Winterstand sowohl die neuentstandenen Auen innerhalb der Dämme als auch die Gewässer außerhalb der Dämme. Zu einer Brutansiedlung hat es am gesamten unteren Inn bisher nicht gereicht.

Rohrweihe *Circus aeruginosus*: Im Stauraum Brutvogel ausgedehnter Schilfzonen. In den letzten Jahrzehnten war der Greifvogel immer im Bereich der Lachmöwenkolonien zu finden. So brüteten alljährlich 1 bis 4 Brutpaare im Stauraum. Das Erlöschen der letzten Lachmöwenkolonie, das Brüten des Seeadlers im Innstau Ering seit 2008 und die Tatsache, dass in den letzten Jahren immer öfter Wildschweine auf den Inseln und Sandbänken auftauchen, die die Rohrweihe als Bruträume nutzt, erschwert erfolgreiches Brüten aber zusehends.

Schwarzkopfmöwe *Larus melanocephalus*: Diese Möwenart hat in der zweiten Hälfte des vorigen Jahrhunderts ihr Brutgebiet enorm vergrößert. Seit den 1980er-Jahren tauchten einzelne Brutpaare auch in den Lachmöwenkolonien auf der Großen Stauseesandbank und später auf den neuentstandenen Sandbänken bei Katzenbergleithen auf (BILLINGER, 1995). Mit dem Verschwinden der Lachmöwe ist allerdings mit großer Wahrscheinlichkeit das Brutvorkommen dieser seltenen und attraktiven Möwenart am unteren Inn erloschen. Einige Beobachtungen von Einzelvögeln in den Jahren 2014 und 2015 lassen aber den Schluss zu, dass der untere Inn zur Nahrungssuche von (vermutlich) im Weidmoos in der neu entstandenen Lachmöwenkolonie brütenden Exemplaren nach wie vor aufgesucht wird.

Schwarzmilan *Milvus migrans*: Beobachtungen dieses Greifvogels der Strom- und Aulandschaften haben in den letzten Jahren zugenommen. Ein Teil der beobachteten Exemplare ist sicher mit dem seit etwa 10 Jahren in der Reichersberger Au brütenden Paar in Zusammenhang zu bringen, unregelmäßige Bruten in den Auen zwischen Eggfling und Aufhausen/Urfahr sind aber nicht ganz auszuschließen.

Schwarzspecht *Dryocopus martius*: Der größte Specht im Gebiet erlebt in den Auen am unteren Inn eine Renaissance. Ein Zeichen, dass der Baumbestand einen Reifegrad erreicht, der für kräftige und Holz hackende Spechte interessant wird. Genutzt werden dabei nicht nur die neu entstandenen urwaldartigen Auen auf den Anlandungen innerhalb der Dämme, sondern sehr wohl auch die Altauen außerhalb der Dämme. Dass die Beobachtungen deutlich zunehmen hat mehrere Gründe: Einerseits war der frühe und junge Bewuchs auf den neuen Sandbänken und Inseln für Spechte noch relativ uninteressant. Inzwischen haben in vielen Bereichen die Bäume der Weichholzau innerhalb der Dämme ein Alter erreicht, das sie interessant für Insektenbefall und damit für Spechte werden. Andererseits trägt sicherlich die Abkehr der Feldornithologen von den reinen Wasservogelzählungen zu einem Vogelmonitoring, das alle Vogelarten einschließt bei, dass Beobachtungen von interessanten Arten wie eben dem Schwarzspecht häufiger protokolliert werden.

Schwarzstorch *Ciconia nigra*: Dass der untere Inn kein idealer Lebens- und Brutraum für den Schwarzstorch ist, sieht man an den relativ geringen Zahlen, die nicht so interpretiert werden dürfen, dass er sehr heimlich ist. Wenn er am Inn auftaucht, dann als Nahrungsgast und auf dem Durchzug. Das leichte Absinken der Beobachtungszahlen steht mit hoher Wahrscheinlichkeit im Zusammenhang mit der Tatsache, dass die gesunkene Produk-

tivität des Flusses dazu führt, dass weniger Kleinfische als Nahrung zur Verfügung stehen und ein weites Anfliegen zu den Jagdrevieren sich nicht lohnt.

Seidenreiher *Egretta garzetta*: An den bevorzugten Beobachtungspunkten mit Flachwasserbereichen im Innstau Eggfing-Ering sieht man im Sommerhalbjahr fast immer Seidenreiher auf Nahrungssuche. Sie brüten im benachbarten Stauraum in der Reichersberger Au ja seit 2003 (BILLINGER, 2003_c) und finden im Untersuchungsgebiet ideale Nahrungsreviere vor. Im Herbst gelingt es bei guten und klaren Sichtbedingungen auch manchmal, dass man trotz der großen Beobachtungsentfernungen Altvögel und Jungvögel aus dem Beobachtungsjahr unterscheiden kann. Die Beobachtungszahl von über tausend Exemplaren aus der langen ersten Zählperiode zeigt, dass auch in Zeiten ohne Bruten am Inn Nichtbrüter den Sommer am Inn verbracht haben. Die viel größere Zahl von über 2700 beobachteten Seidenreihern im Zeitraum seit 2004 steht in direktem Zusammenhang mit dem Beginn des erfolgreichen Brütens dieser Art in der gemischten Reiherkolonie in der Reichersberger Au.

Silberreiher *Ardea alba*: Der große weiße Reiher ist das ganze Jahr über im Gebiet anzutreffen, jagt aber auch außerhalb des Staubereiches auf Wiesen und Feldern nach Mäusen und anderen Kleinsäugern. Die seit einigen Jahrzehnten stark ansteigenden Zahlen im Innbereich deuten darauf hin, dass erste Brutversuche erwartet werden können. Dass seit 2008 auch Exemplare im Prachtkleid mit dunklen Schnäbeln bei uns beobachtet werden, ist ein weiteres Indiz dafür. Ob das im Nahbereich der gemischten Reiherkolonie in Reichersberg sein wird oder in anderen ausgedehnten Röhrichflächen, wie es sie im untersuchten Stauraum gibt, wird mit Spannung erwartet.

Singschwan *Cygnus cygnus*: Diese zweite große weiße Schwanenart ist ein seltener Wintergast am unteren Inn, der öfter als der heimische Höckerschwan im Stil der grauen Gänse auf Wintergetreidefeldern beim Gras angetroffen wird. Die Zahlen der überwinterten Exemplare waren und bleiben aber gering.

Trauerseeschwalbe *Chlidonias niger*: Über den Flachwasserbereichen des Stauraums sind alljährlich auf dem Frühlings- und Herbstzug Trupps von jagenden Exemplaren anzutreffen, gar nicht selten fliegen in diesen Trupps auch einzelne Weißbart- und Weißflügelseeschwalben *Chlidonias leucopterus*: Die beträchtliche Zahl der beobachteten Sumpfseeschwalben zeigt, dass der Inn nach wie vor ein bedeutendes Durchzugs- und Rastgebiet für sie ist. Ob die Gründe für den doch merkbaren Rückgang der Beobachtungszahlen im Seltenerwerden der sich im Wasser entwickelnden Insekten zu suchen ist oder mit Problemen in den Brut- bzw. Überwinterungsgebieten zusammen hängt, lässt sich aus heutiger Sicht nicht sagen.

Tüpfelsumpfhuhn *Porzana porzana*: In der zweiten Zählperiode stehen deutlich mehr Beobachtungen – vor allem im Spätsommer und Frühherbst – markant weniger beobachtete Exemplare gegenüber. Ersteres hängt damit zusammen, dass durch die Verlandungsprozesse auf den Anlandungen deutlich mehr geeignete Lebensräume zur Verfügung stehen. Andererseits haben diese Durchzügler aber deutlich mehr Deckung, um hier unbeobachtet bleiben zu können. Die Zunahme der Beobachtungen dürfte mit dem tatsächlich häufigeren Auftreten der Art in Zusammenhang stehen. Ob die Art schon im Gebiet brütet oder gebrütet hat, ist nicht klar, aber wegen der Verbesserung des Lebensraumes – vermehrt sind auch ausgedehntere Seggenfluren zu finden – durchaus zu erwarten.

Uhu *Bubo bubo*: Der Uhu ist die einzige zu erwartende Vogelart der Anhang I – Liste, die im Gebiet bisher nicht festgestellt werden konnte. Wegen der Konsolidierung des Uhube-standes in der Umgebung des unteren Inn darf aber davon ausgegangen werden, dass die große Eule durchaus den Stauraum des Kraftwerkes Egglfing-Obernberg bisweilen als Jagdgebiet nutzt, zählen doch die hier häufigen Entenvögel sehr wohl zu seinen bevor- zugten Beutetieren.

Wanderfalke *Falco peregrinus*: Der große Falke wird nach wie vor recht häufig als Nah- rungsgast im Gebiet angetroffen und jagt hier nach dem breiten Spektrum der hier anwe- senden Wasservögel. Weil sich geeignete Brutwände in der näheren Umgebung des un- tersuchten Stauraumes nicht finden, muss der schnelle Luftjäger relativ weite Strecken zu- rücklegen, um dieses Jagdgebiet zu erreichen, obwohl auch natürlich eine Baumbrut nicht auszuschließen ist. Dass diese im Fall des Falles in den Auegebieten stattfindet, ist aller- dings auszuschließen. Dann müssten jagende Exemplare doch deutlich häufiger beobach- tet werden.

Wespenbussard *Pernis apivorus*: Aus den steigenden Beobachtungen in der zweiten Zählphase seit 2004 könnte man den Schluss ziehen, dass der dem Mäusebussard recht ähnliche Greif im Bestand zunimmt. Die Zunahme der Beobachtungen wird aber wohl auch mit gesteigerter Aufmerksamkeit der Feldornithologen und Fokussierung auch auf diese recht leicht zu verwechselnde Art zurückzuführen sein. Weil sich viele der in Jagd- zimmern und Bauernhöfen präparierten „Mäusebussarde“ posthum als irrtümlich geschos- sene Wespenbussarde bestimmen lassen, trägt wohl der generelle verstärkte Schutz der Greifvögel am meisten dazu bei, dass die Art weniger oft versehentlich geschossen und daher öfter als früher festgestellt wird.

4.2.5 Vogelarten nach Artikel 4(2) VS-RL

Auflistung aller im Gebiet zu erwartenden Vogelarten nach Artikel 4 (2) VS-RL in den beschriebenen Zählabschnitten

Art	Summe gesamt	Datensätze gesamt	Summe 1951-2003	DS 1851-2003	Summe 2004-2015	DS 2004-2015
Brandgans	43 944	3 501	12 593	1 653	31 351	1 848
Flussuferläufer	11 747	1 597	7 851	1 653	3 896	756
Großer Brachvogel	59 934	2 304	29 190	1 171	30 744	1 138
Kiebitz	995 439	2 892	723 993	1 461	271 446	1 431
Knäkente	7 199	1 255	4 473	652	2 926	603
Krickente	309 251	3 017	231 019	1 544	78 232	1 473
Lachmöwe	1 839 439	2 545	1 129 550	1 359	709 889	1 186
Löffelente	20 687	2 205	14 696	1 231	5 991	974
Pirol	786	322	123	94	663	228
Rotschenkel	1 208	667	721	399	487	268
Schellente	94 697	1593	86 420	911	8 277	682
Schnatterente	130 884	3 210	84 237	1 548	46 647	1 662
Stockente	917 546	4204	729 466	1 956	188 080	2 248
Zwergstr.läufer	7 633	775	1 948	485	1 185	290

Tabelle 33: Auflistung aller im Gebiet zu erwartenden Vogelarten nach Artikel 4(2) VS-RL in den beschriebenen Zählabschnitten

Brandgans *Tadorna tadorna*: Neben der Graugans handelt es sich um die Art, die den ungewöhnlichsten und stürmischsten Verlauf der Bestandsentwicklung als neu etablierter Brutvogel durchgemacht hat. Der untere Inn war das erste Binnenlandgebiet, in dem sich die Brandgans als Brutvogel etabliert hat. Waren im August 1982 erstmals Jungvögel aufgetaucht, von denen nicht bekannt war, ob sie am unteren Inn erbrütet worden waren, ist die Art seit dem Jahr 1990 im Innstau Eggfing-Obernberg etabliert. Sie gehört seither mit zu den auffälligsten und häufigsten Brutvögeln im Untersuchungsgebiet, weil die Junge führenden Paare im Gegensatz zu vielen Entenarten offene einsehbare Flächen aufsuchen und daher gut beobachtet werden können. In den letzten Jahren tauchen die ersten Junge führenden Paare später auf als in den Jahren zuvor, die erfolgreich brütenden Paare sind etwas weniger geworden und die Zahl der Jungen geht insgesamt leicht zurück. Der Grund dürfte im Aufkommen der Wildschweine zu suchen sein, die die Brutansiedlung zwar nicht gefährden können, zu Störungen bringen sie es wie es scheint aber allemal. Die Mittmonatszählungsauswertungen (Kap. 4.2.2) zeigen noch deutlicher, wie rasant sich die bunte Halbgans im Gebiet etabliert hat.

Flussuferläufer *Actitis hypoleucos*: Das Auftreten dieses Watvogels zeigt, dass die beständig wachsende Uferlinie im Innstau Eggfing-Obernberg immer noch interessant für ihn ist, auch wenn seine bevorzugte Nahrung, die er aus dem Spülsaum aufpickt, nicht mehr so reichlich vorhanden ist wie vor 30 oder 40 Jahren. Die Beobachtungszahlen sind leicht zurück gegangen, was aber bei dieser Art unter Berücksichtigung der örtlichen Gegebenheiten nicht allzu viel aussagt, weil viele Schlickbänke und Uferlinien der Inseln ganz einfach nicht (mehr) so gut einsehbar sind wie früher und daher mit großer Sicherheit anzunehmen ist, dass viele Flussuferläufer ungezählt und unbeobachtet ihre Zeit am Innstau verbringen.

Großer Brachvogel *Numenius arquata*: Dieser langschnäbelige Watvogel ist im Untersuchungsgebiet nahezu das ganze Jahr anzutreffen und im wird im Gegensatz zum vorher besprochenen Flussuferläufer nicht so leicht übersehen, weil er erstens größer ist und weil, wenn er einmal doch hinter Bewuchs versteckt sein sollte, macht er durch seine melodischen Rufe auf sich aufmerksam. Sind im Frühsommer, also zur Brutzeit nur wenige Nichtbrüter im Gebiet, so steigt die Zahl der Beobachtungen im Spätsommer stark an. Gemeinsam mit dem Innstau Ering ist der Stauraum Eggfing-Obernberg eines der großen Mauserzentren für diese Art in Mitteleuropa und damit von überragender Bedeutung für diese bedrohte Vogelart (SCHUSTER, 2007 und 2011). Wie die Monatsverteilung im Kapitel 4.2.2 zeigt, sind die Zahlen im Herbst am größten und sinken dann über den Winter kontinuierlich ab. Erst gegen Ende der Brutzeit – die nächsten Brutgebiete liegen im Ibmer Moor, im Kremstal und auf den beiden Flughäfen in der sogenannten Welser Heide – sammeln sich wieder die Mausertrupps und die Bestände am Stauraum erreichen wieder die hohen Herbstwerte.

Von den Beobachtungszahlen ausgehend kann man von einer leicht steigenden Bedeutung des unteren Inn und auch des Stauraumes Eggfing-Obernberg für den Großen Brachvogel sprechen.

Kiebitz *Vanellus vanellus*: Große Stückzahlen im Herbst, dann Rückgänge bis zu einem Tiefststand im Januar (nur ganz wenige Hochwinterbeobachtungen liegen vor) und ein schwächerer Frühjahrszug, weil ja gleich die Brutgebiete auf den Feldern angefliegen werden. Im Spätsommer und Herbst, also nachbrutzeitlich, sammeln sich in den Flachwasserbereichen große Kiebitztrupps zur Nahrungssuche und zur vor Prädatoren relativ si-

cheren Rast. Die höchsten Individuenzahlen bei Einzelbeobachtungen werden im September und Oktober erreicht, wobei im Durchschnitt in diesen Monaten deutlich über 1000 Exemplare anwesend sind. Die Zahlen in der obigen Liste sind interessant, weil aus beiden Zählabschnitten tatsächlich eine fast idente Zahl an Kiebitzbeobachtungen vorliegt (1461 zu 1431 Datensätze), aber die Zählsummen doch deutlich abweichen (723 993 zu 271 446 Exemplare). Man kann daraus ablesen, dass im Ablauf der Jahreszeiten wie seit vielen Jahren an vergleichbaren Tagen die Kiebitze am Innstau anwesend sind, dass aber die Trupps kleiner geworden sind, wenn auch nicht so viel kleiner, wie der Rückgang der Zahlen aussagt. Der Lebensraum ist ja viel stärker strukturiert als früher, wodurch man in vielen Fällen wesentlich kleinere Abschnitte des Stauraumes überblickt und daher fast naturgemäß die Beobachtungszahlen zurückgehen müssen.

Knäkente *Anas querquedula*: Der einzige echte Zugvogel unter den Schwimmern wird etwa ab Mitte März im Gebiet beobachtet und auch selten übersehen, weil das Prachtkleid auffällig ist und eine Verwechslung mit Krickenten allenfalls bei den Weibchen passieren kann. Dass die Ente im Frühling aber meist paar- oder truppweise auftritt, erleichtert die Bestandserhebung zusätzlich. Bei der Monatsverteilung erkennt man, dass im Frühherbst, also im September, sehr wenige Knäkenten beobachtet werden. Aus zwei Gründen: Der erste ist die Tatsache, dass Knäkenten Zugvögel sind. Viele Exemplare sind zu dieser Zeit schon weggezogen. Ein weiterer Grund ist, dass die wenigen noch anwesenden Knäkenten im Jugend- bzw. Schlichtkleid nur ganz schwer auf die im Stauraum vorherrschenden Distanzen von den vielen anwesenden weibchenfärbigen Krickenten zu differenzieren sind. Ab Oktober ist dann Ruhe bis in den März. Die aus Zentral- oder Südafrika zurückkehrenden Exemplare sind im Prachtkleid und wieder leicht zu bestimmen. Sind es in der Märzmitte durchschnittlich 6 Individuen, die anwesend sind, so steigt ihre Durchschnittszahl im April auf 17 an. Bis in den Frühsommer sind Exemplare zu beobachten. Meist wird in nordöstliche Richtung weitergezogen, wobei die nächstgelegenen Brutgebiete bei unseren nordöstlichen Nachbarn liegen.

Krickente *Anas crecca*: Nach der Stockente derzeit die häufigste Ente im Gebiet. Trotzdem weisen die Auswertungen der Mittmonatszählungen einen starken Rückgang von Zählperiode 1 auf 2 und von dieser zur aktuellen 3. Zählperiode einen leichten Anstieg. So lag der Schnitt der Periodenzählsummen in der ersten Mittmonatszählperiode bei über 7 000 Stück pro Zählperiode, in der Periode zwischen 88 und 01 lag er nur bei gut 2 100, seit 2002 ist er wieder auf über 2300 angewachsen. Auch bei den Zwischen- und Sommerzählungen, die er Datenpool B ebenfalls enthält, ist ein Rückgang deutlich sichtbar. Die kleine Gründelente reagiert wie es scheint ähnlich wie die Stockente auf die fehlende Eintragung organischer Substanzen und wird seltener. Der untere Inn ist in den letzten Jahrzehnten für diese Art ein bedeutendes Mauergebiet in Mitteleuropa geworden. Im Herbst ist die Art mit Abstand am stärksten vertreten. Die Monate September bis November sind die mit den höchsten Krickentenzahlen.

An der Krickente lässt sich deutlich die Veränderung der Nährstoffversorgung im Stau ablesen: Mit der guten Versorgung in den 1960er- und 1970er-Jahren war in den 1980er- und 1990er-Jahren Schluss, was sich in einem Schrumpfen der Bestände auf nahezu ein Drittel in einigen Jahren zeigte. Der dichte Auwaldbewuchs auf den Anlandungen innerhalb der Dämme führte aber in Verbindung mit den Hochwässern wieder zu einem Anstieg der organischen Abbaustoffe im Bodenschlamm. Natürlich werden nicht mehr die Werte vor dem flächendeckenden Bau der Kläranlagen erreicht, aber das Ansteigen der Kricken-

tenzahlen in den Jahren nach 2001 zeigt die erfreuliche Verbesserung des Angebotes an organischem Detritus („Blätterreißel“ u.ä.).

Lachmöwe *Larus ridibundus*: Die Lachmöwe war lange Zeit – dank der günstigen Voraussetzungen in den Stauräumen – Brutvogel am unteren Inn. Im Stau Eggfing-Obernberg bestand ab der ersten Hälfte der 1970er-Jahre die Kolonie auf der Großen Stauseesandbank bei Katzenbergleithen. Der Höchstbestand in dieser Kolonie wurde 1990 mit etwa 10 000 Brutpaaren erreicht. Wenige Jahre später wechselte die Kolonie auf die neu entstandenen und näher am Österreichischen Ufer liegenden Inselgruppe zwischen Katzenbergleithen und Kirchdorf. So bilden die beiden Auswertungen zwei Situationen ab: Die Mittmonatszählungen (Datenpool A) weitgehend die Überwinterungs-Situation, während die Gesamtauswertung (Datenpool B) auch die Brutsituation berücksichtigt. Dass beide Zahlenreihen ein einheitliches Bild ergeben, erstaunt aber doch: Die höchsten Bestände – sowohl im Winterhalbjahr als auch während der Brutzeit – gab es zwischen 1988 und 2001. Seit dem Erlöschen des letzten Kolonierests im Jahr 2014 prägen nur mehr Überwinterer im Winterhalbjahr und Nichtbrüter im Sommerhalbjahr das Bild. Die hatte es ja auch vor der Bildung der ersten Brutkolonien am Inn auch schon gegeben – Möwen sind ja höchst mobile Vögel – und die wird es auch weiterhin geben. Die Rolle, die die Lachmöwen auf Feldern ausgefüllt hatten, als sie in großen Scharen hinter Feldbearbeitungsmaschinen her lärmten und dabei Nahrung suchten und fanden, wird überraschenderweise immer stärker durch die viel größere und massigere Mittelmeermöwe gefüllt.

Löffelente *Anas clypeata*: Seltener Brutvogel, der nicht alljährlich – und wenn, dann sehr heimlich – im Gebiet brütet. Trotzdem können nahezu das ganze Jahr über Exemplare, zum Teil also Nichtbrüter, im Gebiet beobachtet werden. Diese Schwimmte profitiert einerseits stark von der geänderten Situation gegenüber der Zeit nach dem Einstau – viele Anlandungen, lange Uferzonen, Flachwasserbereiche usw. – andererseits leidet sie aber auch darunter, dass die Zeit üppigen Nahrungsaufkommens auch vorbei ist. Die höchsten Bestandszahlen wurden zwischen 1988 und 2001 erhoben, als die Lebensraumsituation schon ähnlich gut wie jetzt war, die Nährstoffversorgung durch die Kläranlagen aber noch nicht so stark unterbunden war wie jetzt. Durch die Verbesserung der Wasserqualität, die zur Reduktion des Detritus geführt hat, haben sich die trophischen Bedingungen aber so verändert, dass die Bestände zwangsläufig zurückgehen mussten.

Pirol *Oriolus oriolus*: Dieser Zugvogel, der im tropischen Afrika überwintert, nutzt die längeren Tage in den Auwäldern Europas zum Brüten. Dass die Beobachtungszahlen in der letzten Phase zugenommen haben, liegt auf der geänderten Strategie, die bei Zählungen verfolgt wird. War der Schwerpunkt früher deutlich in Richtung Wasservogel gelegt, werden seit dem Ende des vorigen Jahrhunderts verschiedene Monitoring-Varianten durchgeführt, die die gesamte mitteleuropäische Vogelwelt abdecken sollen. Der Pirol ist bei uns ein nicht seltener Brutvogel, von einer Bestandsvervielfachung, wie die Beobachtungszahlen fälschlicherweise interpretiert werden könnten, kann aber nicht die Rede sein. Die Zwischenzählungsdatenbank zeigt die Anwesenheit über den gesamten Zeitraum ohne große zahlenmäßige Abweichungen sowohl in den Restauen außerhalb der Dämme als auch in den neu entstandenen Auegebieten auf Anlandungen innerhalb der Dämme an.

Rotschenkel *Tringa totanus*: Diese Watvogelart, die Mitte des vorigen Jahrhunderts an der oberösterreichisch-salzburgischen Landesgrenze noch gebrütet hat, ist am Stauraum re-

gelmäßig zu beobachten, wenn auch in leicht rückläufiger Tendenz. Mit gut 250 Beobachtungen von fast 500 Exemplaren in den letzten 13 Jahren ist die Art aber noch gut vertreten. Eine wirklich alltäglich zu beobachtende Art ist der Rotschenkel im Stauraum leider nicht mehr.

Schellente *Bucephala clangula*: In doppelter Hinsicht ist die Schellente einer der Verlierer der Veränderungen. Einerseits wegen der Änderung des Charakters des Stauraums vom tiefen ruhigen Stausee zum verlandenden bzw. verlandeten Auenlebensraum mit wenigen tieferen Abschnitten, die teils wieder stärker durchströmt werden, andererseits macht sich auch der Rückgang der im Schlick zu findenden Bodenorganismen (Stichwort: Belebtschlamm) natürlich ebenso bemerkbar. So stürzten die bei den Mittmonatszählungen erfassten Bestandszahlen auf weniger als 1/10 ab. Weil die Schellente am Inn seltener Brutvogel, vor allem aber Wintergast, ist, steigert sich die Anwesenheit von ganz wenigen Exemplaren im September und Oktober auf durchschnittlich über 500 im Jänner und Februar und sinkt in den folgenden Monaten wieder ab.

Betrachtet man die monatliche Anwesenheit nach Zählperioden, so zeigt sich in Periode 1 der Höchstwert im Februar mit über 1700 Exemplaren, sinkt in der zweiten auf durchschnittlich 147 Exemplare im Februar und in der dritten Periode sogar auf 93 Exemplare ab, wobei dieser Höchstwert nach wie vor im Februar erreicht wird. Hier trifft Lebensraumverlust durch allzu starke Anlandung und Nährstoffverknappung zusammen und führt zu einem sehr starken Bestandseinbruch, der bisher noch nicht gestoppt ist.

Schnatterente *Anas strepera*: Bei dieser das ganze Jahr im Stauraum anzutreffenden Schwimmte ist es nicht leicht, die Zahlen aus Datenpool A und Datenpool B in irgendeiner interpretierenden Form in Deckung zu bringen. Datenpool B weist eine doch deutliche Abnahme der beobachteten Enten (von 84 000 auf 46 000) bei annähernd gleich vielen Beobachtungssituationen (1548 und 1662). Das heißt, dass pro Beobachtung an einer bestimmten Stelle oder in einem bestimmten Zählabschnitt durchschnittlich weniger Schnatterenten anwesend waren. Dahingegen zeigen die Mittmonatszählungen einen Anstieg von Phase I (1968 – 1982, Zählsumme: 1057) zur Phase II (1988 – 2001, Zählsumme: 1407) und von einem leichten Rückgang der Bestandszahlen in Phase III (2002 – 2015, Zählsumme: 1209). In diesem Fall ist den flächendeckenden allmonatlichen Wasservogelzählungen mehr Gewicht zu geben als den doch als zufällig zu wertenden Zwischenzählungen des Datenpools B.

Fix ist, dass neben den wenigen Brutpaaren im Jahresverlauf durchschnittlich 100 Enten, zum großen Teil also Nichtbrüter, im Stauraum zu beobachten sind. Damit ist der Innstau Eggfing-Obernberg nicht der Brennpunkt der Schnatterentenbeobachtungen am unteren Inn, den findet man eine Staustufe höher, im Innstau Ering, aber eine wichtige Säule im Bestand dieser schützenswerten Ente ist diese Stauffläche samt ihren ausgedämmten Nebengewässern allemal. Die Schnatterente weicht nämlich gerne auf diese oft klaren und an Wasserpflanzen reicheren abgedämmten Altarme aus.

Stockente *Anas platyrhynchos*: Die „Wildente“ schlechthin zeigt in beiden Datenpools wieder sehr gut vergleichbare Ergebnisse: Von extrem hohen Zählwerten in den frühen Jahrzehnten nach dem Einstau ist eine kontinuierliche Abnahme festzustellen, wobei eine Zählperiodensumme von 6 700 Exemplaren bei den 8 Mittmonatszählungen der aktuellen Zählperiode seit 2002 immer noch eine bedeutende Zahl darstellen. Auch die Zählsumme von 188 080 Exemplaren bei 2 248 Beobachtungen ergibt einen Durchschnittswert von fast 84 Stockenten pro Zählabschnitt, was immer noch beachtlich ist. Trotz alledem zeigt

sich, dass die Stockente auf den Rückgang der organischen Nahrungssubstanzen deutlich reagiert hat und dass die Lebensraumverbesserungen, die zweifellos festzustellen sind, nicht die Nachteile ausgleichen konnten, die durch die Nahrungsverknappung entstanden ist. Da Stockenten gerne auch weitab des Inn brüten oder zumindest gebrütet haben, wird auch die Intensivierung der Landwirtschaft, die die Felder immer näher an die Uferbereiche auch kleinerer Fließgewässer hinrückt, ein Grund sein, warum die Zahlen am Inn immer noch nach unten gehen, auch wenn von einer Gefährdung absolut nicht gesprochen werden kann. Die Stockente ist immer noch die mit Abstand häufigste Ente im Stauraum.

Zwergstrandläufer *Calidris minuta*: In den ersten Jahren nach dem Einstau, als noch wenige Vogelkundler unterwegs waren, musste diese winzige Limikole am Inn sehr selten gewesen sein. Aber schon in der ersten Wasservogelzählperiode zwischen 1968 und 1982 wurden im Datenpool A pro Zählperiode durchschnittlich 19 Exemplare gezählt, wobei diese praktisch alle auf den Zeitraum August bis Oktober fallen, weil der Hauptdurchzug der Zwergstrandläufer in diesen Monaten stattfindet. Zwischen 1988 und 2001 stieg die Zahl auf durchschnittlich 27 an. Man darf in dieser Zeit das Entstehen neuer Sandbänke vermuten und dem war wirklich so. Nahe am Ufer hatten sich zwischen Flusskilometer 37 und 39 neue Sandbänke gebildet, die später zu Inseln wurden. Und die wurden spontan von Limikolen auf dem Durchzug genutzt, darunter auch überraschend viele Zwergstrandläufer, die meisten im deutlich erkennbaren Jugendkleid. In der Zählphase III zwischen 2002 und 2015 ging die Zahl der beobachteten Zwergstrandläufer bedingt durch den Mangel an neuen und attraktiven Schlickflächen, wohl auch noch verschärft durch die Verbesserung der Wasserqualität, wieder zurück. Durchschnittlich wurden bei den Herbstzählungen im Stauraum nur noch 7 Exemplare festgestellt. Auch diese Art eignet sich als Bioindikator für die Anwesenheit geeigneter Nahrungsflächen und auch als Anzeiger, ob der Belebtschlammanteil mit lebensspendendem Zooplankton hoch genug ist, dass sich eine Zugraste im Gebiet lohnt.

Wie man sieht, bestätigen die Zahlen aus dem Datenpool B die Mittmonatszählwerte aus dem Datenpool A eindeutig. Ergänzt muss hier vielleicht noch werden, dass Zwergstrandläufer auf dem Frühlingszug unser Gebiet weitgehend überfliegen. Frühlingsbeobachtungen der Art sind am unteren Inn sehr selten.

4.2.6 **Dokumentierte außergewöhnliche Bruten oder Brutversuche seltener Arten im Stauraum seit der Jahrtausendwende**

Löffler (*Platalea leucorodia*): „Zwei Paare Löffler errichteten auf einer spärlich bewachsenen Sandbank im Stauraum des Innkraftwerkes Eggfing-Obernberg (Oberösterreich) in der Brutsaison 2003 Nester und zeigten Kopula und Brutverhalten. Nach 34 Tagen verließen die Vögel ihre Nester, bei einer Nachkontrolle konnten keine Eier oder Eischalen gefunden werden.“ (REICHHOLF-RIEHM & SEGIETH, 2004).

Die bei der Nachkontrolle am Brutplatz geschossenen Fotos machten auch ausgewiesenen Löfflerspezialisten am Neusiedlersee und in Ungarn klar, dass es sich tatsächlich um eine Brut oder zumindest um einen ernst zu nehmenden Brutversuch gehandelt hatte, was im Zeitraum des tatsächlichen Brütens der beiden Paare eher angezweifelt worden war. Was letztendlich den Ausschlag gegeben hat, dass die Bruten nicht erfolgreich beendet worden waren, hat auch die gründliche Nachkontrolle nicht aufklären können.

Stelzenläufer (*Himantopus himantopus*): Ein Jahr nach dem Brutversuch der Löffler begann ein Paar Stelzenläufer im Frühling 2004 bei km 39,0, nur etwa 200 m oberhalb der

Stelle, an der es die Löffler versucht hatten, eine Brut. In einem Gebiet, in dem sich zur damaligen Zeit viele Mittelmeermöwen aufhielten, schaffte es das Paar, die Brut zu vollenden. Den Altvögeln gelang es aber trotz aufopfernder Fürsorge nicht, die Jungen flügge zu bekommen. Nach gut einer Woche war auch der zweite der beiden Jungvögel verschwunden (SELBACH, 2007).

Sturmmöwe (*Larus canus*): Schon seit 1972 versuchen immer wieder Sturmmöwen, im Stauraum zu brüten. Fast immer waren die Brutplätze am Inn sehr exponiert und vom Ufer aus gut zu beobachten. Weil es einerseits aber Einzelbruten blieben und die Plätze immer ausgesprochen exponiert und für alle möglichen Prädatoren gut einsehbar waren und weil die ruhigen Sturmmöwen wenig Energie zum Verteidigen aufbringen, waren die Bruten nur selten erfolgreich. In den Jahren 1991, 1998, 2000, 2002, 2003, 2004, 2007 und 2009 gelang dies trotzdem. Seither wurden die Bruten aber immer schon vor dem Schlüpfen aufgegeben. Welcher Bruträuber letztendlich den Abbruch verschuldet hat, ist aber bei keinem der Fälle gesichert. Das Brüten der Sturmmöwe im Innstau Eggfing-Obernberg ist insofern eine Besonderheit, weil zumindest in den letzten Jahren aus ganz Österreich keine Bruten mehr bekannt geworden sind. Auch in Bayern ist die Sturmmöwe ein ausgesprochen seltener Brutvogel, auch wenn es an der mittleren Isar eine kleine Brutansiedlung gibt (RÖDL ET AL. 2012).

Flusseeeschwalbe (*Sterna hirundo*): Ganz aktuell ist eine erfolgreiche Brut der Flusseeeschwalbe bei Flusskilometer 39,2 aus dem Sommer 2015 zu vermelden. Nach vielen Jahren ohne beobachtete Bruten dieser Seeschwalbenart gelang es einem wie es scheint erfahrenen Paar, in der Kirchdorfer Bucht zwei Junge großzuziehen. Dass sie dies trotz der immer noch zahlreichen Mittelmeermöwen geschafft hatten, hat alle ornithologisch interessierten Beobachter doch überrascht. Jede Großmöwe oder auch jede sich dem Gelege oder später den Jungen nähernde Ente wurde von einem der Altvögel heftig attackiert und in besonderen Fällen starteten beide gezielte und letztlich erfolgreiche Angriffe.

Chileflamingo (*Phoenicopterus chilensis*): Seit dem 24.5.1998 ist der untere Inn und vor allem der Innstausee Eggfing-Obernberg um eine Attraktion reicher. Seit diesem Tag hält sich ein Chileflamingo hier auf. In den ersten Jahren vergesellschaftete er sich mit Höckerschwänen, hielt sich immer in deren Nähe auf und schwamm mit denen auch in tieferes Wasser. Als am 19. 4. 2003 ein zweites Exemplar dieser südamerikanischen Flamingoart auftauchte, wurde aber sofort mit dem Balzen begonnen, es handelte sich also vermutlich um ein Exemplar des anderen Geschlechts. Aber erst im Frühling 2006 kam es zu einer Brut bzw. zu einem Brutversuch in der Lachmöwenkolonie. Bei Flusskilometer 38,2 wurde – von der Plattform bei km 38,4 recht gut beobachtbar – ein Nest geformt und vermutlich am 30. 4. mit dem Brüten begonnen. Warum das Nest am 23.5. dann verlassen wurde, ist nicht klar.

4.2.7 Ein Blick über den bearbeiteten Stauraum hinaus

- 4.2.7.1 Vogelbewegungen zwischen den Stauräumen flussaufwärts und flussabwärts
Natürlich kann man einen einzelnen Stauraum nicht als unabhängigen Lebensraum betrachten. Die begrenzenden Staustufen Ering-Frauenstein und vor allem Neuhaus-Schärding haben ebenfalls Einfluss auf die Vogelbestände im Untersuchungsstauraum.

Deutlich ausgeprägt ist dieser Wechsel der Staustufe bei den Reiher. Der Stau Neuhaus-Schärding beherbergt in der Reichersberger Au ja eine gemischte Reiherkolonie und Graureiher, Seidenreiher und auch die noch nicht am Inn brütenden Silberreiher sind häufig Nahrungsgäste im untersuchten Stauraum. Deutlich seltener werden auch Nachtreiher und überaus selten Purpureiher beobachtet. Natürlich gab und gibt es auch bei Enten, Möwen und Kormoranen ausgeprägte Verschiebungen zwischen den Stauräumen.

Im Gegensatz zu den Reiher war über lange Zeit der untersuchte Stauraum bei den Möwen ein Ausgangspunkt, um morgens andere Stauräume anzufliegen und am Abend zurückzukommen. Nach dem Erlöschen der letzten Lachmöwenkolonie, die sich zuletzt zwischen Flusskilometer 37,5 und dem Leitdammspitz etwa bei Kilometer 39 befunden hatte, sind diese Nahrungsflüge deutlich weniger geworden. Die Lachmöwen sind aber natürlich nicht ganz verschwunden und nutzen noch im Vergleich zu früher kleinere Schlafplätze am Stauraum. Die Großmöwen, vor allem die Mittelmeermöwen, sind in den letzten Jahren deutlich häufiger geworden und ersetzen bei diesen Zugbewegungen teilweise die Lachmöwe, genau wie sie ja auch auf Feldern die Rolle der kleineren Verwandten angenommen haben und hinter Bodenbearbeitungsgeräten nach Nahrung suchen.

Im Winterhalbjahr lassen sich alltäglich auch Stauraumwechselflüge von Kormorantrupps beobachten. Wenn der Schlafplatz in der Reichersberger Au (er befindet sich in der Nähe des Reiherkoloniestandortes) stärker besetzt ist als der Schlafplatz auf der Vogelinsel im untersuchten Stauraum, pendeln sie eher ein und verbringen den Tag jagend und ruhend im Untersuchungsgebiet, ist dahingegen der schon erwähnte Inselschlafplatz bei Flusskilometer 37,4 stärker besetzt, kommt es eher zu einem Auspendeln. Weitere Kormoranschlafplätze, die allerdings früher viel stärker und jetzt nur mehr sporadisch besetzt sind, befinden sich auf Höhe von Aufhausen/Mühlheim (Flusskilometer 43,3 und gut zwei Kilometer höher bei Urfahr (km 46,0)).

4.2.7.2

Die Bedeutung der früheren, abgedämmten Auen für die echten Auen innerhalb der Dämme

Ein ornithologischer Zusammenhang zwischen den außerhalb der Dämme liegenden reliktschen Auwäldern und den neu entstandenen Auwäldern innerhalb der Dämme besteht. Für die Stauräume ist es ökologisch aufwertend und wünschenswert, wenn auch außerhalb der Dämme möglichst großflächige Auwälder erhalten bleiben. Die Gefahr der Verinselung im letztendlich doch recht schmalen Auwaldband, das den unteren Inn begleitet, ist bei einer großzügigen Erhaltung der reliktschen Auen bedeutend geringer. Im Gegensatz dazu verstärkt jedes bis an den Damm reichende neu entstandene Maisfeld diesen Verinselungstrend. Dem sollte wenn möglich entgegengewirkt werden.

Auwaldvögel pendeln zwischen Brut- und Nahrungshabitaten innerhalb und außerhalb der Dämme. Vom Pirol beispielsweise, den man viel öfter hört, als man ihn sieht, sind Flüge über die Dämme in benachbarte Lebensräume dokumentiert. Eisvogel und Zwergtaucher, die weitgehend auf klares Wasser angewiesen sind, nutzen im Frühling und Sommer die von Quellwasser gespeisten und nicht von Schmelzwasser und Gletschermilch getrübten Auwald-Stillgewässer der Eggfingler, Irchinger, Aufhausener und Urfahrer Au auf der bayerischen Seite und der Gaishofer sowie der Sunzinger Au auf der österreichischen Seite ungleich häufiger als die oft getrübten Altarme innerhalb der Dämme.

Aber nicht nur Wasserflächen werden außerhalb der Dämme aufgesucht, auch Wiesen und Felder im Umkreis des Stauraumes werden von bestimmten Arten zur Nahrungssuche angefliegen. Möwen, Reiher, die grauen Gänse, Rohrweihe, Großer Brachvogel, Uferschnepfe, Kampfläufer und ab und zu auch andere kleine Limikolen, Singschwan und ab und zu auch der Höckerschwan seien hier genannt. Uferschnepfen brüteten in den 1980er- und 1990er-Jahren auf Feldern, die nicht weiter als einen Kilometer Luftlinie von reichen Nahrungsgründen am untersuchten Innstau entfernt sind (HABLE 1987).

4.2.8 Ein mehrstufiger Blick zurück und nach vorne

Wenn man aus jetziger Sicht zurückblickt in die Zeit vor dem Einstau, dann ist man versucht, dorthin nicht zurückkehren zu wollen: Ein schnell fließendes, weitgehend gerades eingedeichtes Gerinne mit dem schnell strömenden und eingezwängten Inn, der sich mangels Alternativen immer tiefer eingräbt und dem ein Sohldurchbruch droht. Da ist der Zustand, in dem man den Innstau Eggfling-Obernberg derzeit vorfindet, ornithologisch bei weitem attraktiver. Ein Rückbau auf diesen Zustand wäre zumindest für die Vogelwelt ein Rückschritt.

Anders ist der ursprüngliche Wildfluss zu bewerten (vgl. Kap. 3.4.1). Leider ist dieser aus bioökologischer Sicht sicherlich interessanteste Zustand aus jetziger Sicht wohl unerreichbar.

Bleibt als Alternative der Zustand vor dem Einstau oder der Status Quo, bei dem durch Adaptierungen möglicherweise doch eine Verbesserung des heutigen Zustandes erreicht werden könnte.

Einfach die Natur und den Fluss das begonnene Werk der stürmischen Sukzession mit der Schlussgesellschaft Auwald und einer sich in den nächsten Jahren rasch und stark verringernenden Wasserfläche fortsetzen zu lassen ist die einfachste, aber nicht die einzige Möglichkeit. In diesem Fall würde sich das Artenspektrum stetig, aber im Endeffekt wohl enorm verändern. Die wassergebundenen Vogelarten und deren Bestandszahlen würden stark zurückgehen. Die wenigen verbleibenden oder den Winter am Inn verbringenden Tauchenten würden sich in den stark durchströmten Zentralgerinnen finden, die derzeit recht stark vertretenen Schwimmtengruppen würden ebenfalls wegen der Reduzierung der Wasserfläche in ihren Beständen deutliche Einbußen hinnehmen müssen. Im Gegensatz dazu wären wohl die Auwaldvögel die Gewinner einer fortschreitenden und ungebremsten Sukzession. Innerhalb der Stauräume wären dann nämlich wieder auf relativ großen Flächen auwaldnahe Wälder finden, die zumeist auch in periodischen Abständen überflutet werden würden. Mit einem kleinen Manko: Fehlender Flussschotter und fehlende Schotterbänke, die im Zeitraum vor 1850 sicher eines der Markenzeichen und Qualitätskriterium der Auen auch im unteren Inntal waren sowie – je nach Lage im Stau – kaum niedrige Wasserstände.

Großflächige Sandbänke würden dann natürlich immer weniger werden und schlussendlich fast ganz verschwinden. Um nennenswerte Limikolenmengen sehen zu können, müssen die Vogelkundler dann wieder weite Strecken in Kauf nehmen. Mit der jetzigen (durch Sukzession vergänglichen) Situation vergleichbare Gebiete findet man in Mitteleuropa ja erst wieder im Seewinkel und am Bodensee.

Eine Möglichkeit, der Vogelwelt zu helfen, wäre eine zeitweilige Flutung der Auen außerhalb der Dämme zumindest bei starken Hochwässern.

4.2.9 Hinweise auf Konflikte

Fischerei: Über die Bedeutung langfristiger Störungen – wie es in der Angelfischerei bei stundenlangen Ansitzen üblich ist – auf die Entwicklung der Brutvogelbestände der Hagenauer Bucht liegen Beobachtungen von ERLINGER.(1981) vor. Die langen Anwesenheitszeiten von Anglern verhindern in einem relativ großen Umkreis erfolgreiches Brüten. Vor allem bei störungssensiblen Arten gibt es hohe Verluste durch die Angelfischerei. Schon einige Jahre vorher haben sich die zwei bekanntesten Erforscher der Innstauseen mit diesem Konfliktfeld beschäftigt (ERLINGER, G. & J., REICHHOLF,1974).

Jagd: Hier schildert REICHHOLF (1993), dass das komplizierte ökologische Gefüge durch den Vertreibungseffekt von Schüssen bei der jagdlichen Bewirtschaftung bei weitem mehr Schaden anrichtet als die Entnahme einiger weniger jagdlich genutzter Enten und anderer Wasservögel.

Als dritter Punkt seien hier Kanufahrer angesprochen: Auch durch diese Freizeitnutzung kommt es zu Vertreibungseffekten, die die Vielfalt der Vogelarten einerseits begrenzen, andererseits auch die Nutzung von Nahrungsressourcen, die im Stauraum vorhanden wären, für Tiere erschweren.

Weil der Stauraum ein wichtiges Mausergebiet für Große Brachvögel und für viele Schwimmarten ist, ist im Bereich unterhalb von Flusskilometer 39 besondere Schonung und weitgehender freiwilliger Verzicht der Angler auf Bootsfahrten, so wie es derzeit zumindest auf der österreichischen Seite praktiziert wird sehr wichtig und nachahmenswert.

Als weiterer Störfaktor können Signalanlagen (Lichtsignale) am Kraftwerk gelten.

4.3 Fische

Weitgehend natürliche und/oder naturnahe Fließgewässer sind heute in Mitteleuropa sehr selten. Vor allem an größeren Fließgewässern ist bereits ein hoher Prozentsatz der Fließstrecken durch anthropogene Maßnahmen wie Regulierungen und Kraftwerke zerstört bzw. schwer beeinträchtigt. Besonders gravierend erweisen sich diesbezüglich energie-wirtschaftliche Nutzungen, die nicht zuletzt auf Grund ihrer Nachhaltigkeit aus limnologisch/fischökologischer Sicht zu tiefgreifenden Änderungen des aquatischen Lebensraumes und folglich der Lebensgemeinschaften führen (JUNGWIRTH & WAIDBACHER, 1989).

Dies gilt insbesondere für den Unteren Inn. Derzeit präsentiert sich die Grenzstrecke zwischen Bayern und Oberösterreich als lückenlose Staukette. Dadurch kommt es zu Veränderungen charakteristischer Faktoren, welche die Typologie von Fließgewässern bestimmen. In Abhängigkeit von der Lage im Längsverlauf der Staue weichen nachfolgend genannte Parameter mehr oder weniger von ihrer ursprünglichen Ausprägung ab:

- Fließgeschwindigkeit
- Geschiebehaushalt

- Sedimentbeschaffenheit
- Flussmorphologie/Strukturausstattung
- Wasserstandsamplituden
- Longitudinale und laterale Vernetzung

Aus ökologischer Sicht ergeben sich weitreichende Konsequenzen. Durch die Verringerung der Fließgeschwindigkeit geht der Lebensraum vieler rheophiler Organismen verloren und es kommt zur Ablagerung großer Mengen Feinsedimente. Der Aufstau unterbricht das Flusskontinuum, unterbindet den Geschiebetrieb und führt zum Verlust ökologisch wertvoller kiesiger Flachwasserzonen. Die Veränderungen, verringerte Fließgeschwindigkeit, geändertes Sohlsubstrat und große Tiefen im Stau bieten beispielsweise vielen standorttypischen Fischarten nur mehr unzureichende Voraussetzungen, um eigenständige, ausgewogene Populationen zu erhalten. Im Stauraum ändert sich das Faunenbild gegenüber der freien Fließstrecke in charakteristischer Weise. Es findet eine Verschiebung von strömungsliebenden Arten zu solchen, welche die Schwankungen lebenswichtiger Umweltfaktoren innerhalb weiter Grenzen ertragen, statt.

Das Ausmaß der Abweichung von der ursprünglichen Situation korreliert mit der Intensität des Stauinflusses. Die Abnahme der flusstypischen Ausprägung ist innerhalb der einzelnen Stauräume in Längsrichtung vom Staubeginn (Stauwurzel) zum Kraftwerk hin zu beobachten. Daraus leitet sich aus ökologischer Sicht die besondere Bedeutung von Stauwurzelbereichen ab. Diese Abschnitte weisen noch nennenswerte flussähnliche Charakteristika wie Fließgeschwindigkeit, Wasserstandsschwankungen und vergleichsweise geringe Wassertiefen auf.

Auch wenn, wie im Fall der Aufweitungsstau am Unteren Inn, durch den Aufstau großflächig aquatische Habitate entstanden sind, so zeigt sich dennoch bei näherer Betrachtung eine massive Abweichung der Habitatqualität- und -ausstattung im Vergleich zur ursprünglichen Situation. Wenn REICHHOLF (1998) schreibt, dass beispielsweise "... fast 80% der Gesamtstrecke des Inn im Bereich des Rückstaus der Staustufe Ering-Frauenstein (wie auch der Stauraum Eggfing-Obernberg) sich mit Seitenarmen, Buchten und Inseln in einer Weise selbst renaturierte, dass die gegenwärtige Verteilung von Land und Wasser fast genau den ursprünglichen Verhältnissen vor der Regulierung entspricht ...", so darf nicht übersehen werden, dass in dieser Flusslandschaft wesentliche flusstypische Parameter wie z.B. Fließgeschwindigkeit, Substrat, Wasserstandsschwankungen in keiner Weise mit der ursprünglichen Situation vergleichbar sind. Vor allem das Fehlen von Erosionsprozessen in den rückgestauten Überschwemmungsbereichen führt zu einer ständigen Veränderung dieser Areale, zumal bei großen Hochwasserereignissen das extrem schwebstoffreiche Innwasser in diese Zonen teils durch Einströmen, teils durch Rückstau gelangt. Derartige Prozesse leiten einen charakteristischen Wechsel in der Ausprägung aquatischer Habitate ein. So erklären sich u.a. auch die Veränderungen in den Biozönosen dieser, vor allem in den ersten Jahrzehnten ihres Bestehens, hochattraktiven Lebensräume. Dieser Wechsel kann sich beispielsweise in geänderten Artenverteilungen bzw. Dichten widerspiegeln.

4.3.1

Allgemeines

Aktuelle fischökologische Untersuchungen kommen immer wieder zum Ergebnis, dass Fischartenvielfalt und Fischbestände durch unterschiedliche, meist anthropogene Eingriffe stark beeinträchtigt werden. Diese Tatsache wurde für verschiedene Fließgewässerab-

schnitte durch den Vergleich der historischen Artenzahlen beispielhaft bestätigt (HAIDVOGL & WAIDBACHER, 1997). Im Zuge der Bearbeitung von Gewässerrevitalisierungen, Gewässerbetreuungen, aber auch bei der Erstellung von Gewässerbewirtschaftungsplänen spielt die Entwicklung eines Leitbildes eine wichtige Rolle.

Häufig ist dabei das historische Erscheinungsbild von Fließgewässern integraler Bestandteil dieses Leitbildes, da es den anthropogen weitgehend unbeeinflussten Zustand des Gewässers zeigt. Für die Beschreibung der historischen Verhältnisse an Fließgewässern liegen zum Teil sehr unterschiedliche Unterlagen vor. Dabei ist die ehemalige Flussmorphologie oftmals mit historischem Kartenmaterial dokumentiert. Zur Beschreibung der ehemaligen biotischen Situation eines Gewässers eignet sich vor allem die Fischfauna. Fische hatten in früheren Jahrhunderten einen hohen Stellenwert für die Ernährung der Bevölkerung; die Fischerei war ein überaus wichtiger Wirtschaftsfaktor. Dies hat zur Folge, dass heute auch nichtwissenschaftliches Quellenmaterial und Literatur über Fische vorhanden sind, während Aufzeichnungen über andere Tiergruppen sowie über Gewässer- und Auenvegetation vor Ende des 19. Jahrhunderts weitgehend fehlen (HAIDVOGL & WAIDBACHER, 1997).

4.3.2 Die historische Fischfauna des Inn

Für den Inn liegen aus dem unmittelbaren Untersuchungsgebiet kaum historische Datensätze bezüglich der Fischfauna vor. Im gesamten Inn wurden 31 Arten historisch belegt (vgl. Tabelle 34). BRUSCHEK (1953) erwähnt darüber hinaus von den heimischen Arten noch Schrätzer, Frauenerfling, Rußnase (Zährte), Schied und Güster als im Inn-Unterlauf vor der Errichtung der Kraftwerke vorkommende Fischarten.

Der Inn war beim Eintritt in österreichisches Staatsgebiet vermutlich der Äschenregion zuzurechnen. In der Gegend von Innsbruck kamen bereits mehrere Cyprinidenarten vor. Im Bereich der Donaumündung ist das Artenspektrum mithilfe der historischen Literatur vermutlich nicht vollständig erfassbar, da hier wahrscheinlich alle Arten der Donau vorkamen.

Verschiedene Autoren gaben Details zur Verbreitung einzelner Fischarten bzw. zur Zonierung der Fischarten an (DIEM, 1964; Fischereibuch Maximilians, HELLER, 1871; ANONYM, 1884; MOJSISOVICS VON MOJSVAR, 1897). Im Unterlauf des Inns wurden zwischen Burghausen und Braunau Huchen, Nase, Barbe, Äsche, Forelle, Zingel, Hecht aber auch Zander, Barsch sowie als Sammelbezeichnung für mehrere nicht unterschiedene Arten „Weißfische“, genannt (Anonym, 1884). Zwischen Braunau und der Donaumündung kamen keine Äschen mehr vor. Angeführt sind hier Huchen, Nase, Barbe, Forelle, Barsch, Zingel, selten Zander, Hecht, Karpfen, Aalrutte und Aitel.

Fischarten des Inns sowie in der Literatur genannte Fischarten in einzelnen Abschnitten (aus: HAIDVOGL & WAIDBACHER, 1997)

Art	Inn gesamt (OÖ&Tirol)	Inn b. Ardez (CH) bzw. Finstermünz	Inn flussab Ardez bzw. Finstermünz	Inn bei Landeck bzw. Imst	Inn zw Landeck u. Innsbruck	Tiroler Inn ab Innsbruck
Neunauge	X			X		X
Sterlet	X					
Äsche	X		X	X	X	X
Bachforelle	X	X	X	X	X	X

Art	Inn gesamt (OÖ&Tirol)	Inn b. Ardez (CH) bzw. Fins- termünz	Inn flussab Ardez bzw. Finstermünz	Inn bei Lan- deck bzw. Imst	Inn zw Lan- deck u. In- nsbruck	Tiroler Inn ab Innsbruck
Huchen	X				X	X
Hecht	X				X	X
Aitel	X				X	X
Barbe	X					X
Brachse	X					X
Britze	X			X		X
Gründling	X					X
Hasel	X					X
Karausche	X					X
Karpfen	X					X
Laube	X					X
Nase	X				X	X
Nerfling	X					X
Rotauge	X					X
Rotfeder	X					X
Schleie	X					X
Steingreßling	X					
Strömer	X					X
Schmerle	X			X		X
Steinbeißer	X					X
Wels	X					
Aalrutte	X					X
Flussbarsch	X					X
Streber	X					
Zingel	X					
Koppe	X			X		x

Tabelle 34: Fischarten des Inns sowie in der Literatur genannte Fischarten in einzelnen Abschnitten (aus HAIDVOGL & WAID-BACHER 1997)

4.3.3 Fischökologisches Leitbild

Auch wenn detaillierte lokale historische Aufzeichnungen aus dem Untersuchungsgebiet fehlen, lassen sich dennoch auf Grund der eingangs dargestellten historischen Verhältnisse der flussaufliegenden Abschnitte die regionsspezifische Einordnung und die Charakterisierung der Fischartenvergesellschaftung bzw. der Lebensraumausstattung ableiten.

Historische Gewässeranalysen sind in ihrer zeitlichen Aussagekraft insofern limitiert, als vor dem 18./19. Jahrhundert kaum Aussagen zu den abiotischen und biotischen Verhältnissen an Fließgewässern vorliegen. Im vorliegenden Fall wird daher bei der Leitbilderstellung als Referenzsituation der Untere Inn im 19. Jahrhundert gewählt. Obgleich zu diesem Zeitpunkt zahlreiche Eingriffe ins Gewässersystem (lokale Stabilisierungs- und Sicherungsmaßnahmen) und im unmittelbaren Umland gegeben sind, weist der Untere Inn eine artenreiche Fischfauna mit intakten Populationen auf. Die offenen Kontinuumsverhältnisse

zur Donau und die flusstypspezifische Ausprägung des Flussabschnittes ermöglichen ein Arteninventar, welches dem der Donau in etwa entspricht.

Zudem besitzt das Gewässersystem aus ökologischer Sicht noch zahlreiche heterogene Strukturen und typische Gewässerelemente. Auch die bettbildende Hochwasserdynamik ist noch voll wirksam, was vor allem den Erhalt der unterschiedlichsten Gewässerelemente betrifft. Die Analyse des Fischartenspektrums weist die historische Fischfauna des Unteren Inn als eine, an die Habitatausstattung überaus hohe Anforderungen stellende, Zönose aus. Von den für die heimische Flussfischfauna (ZAUNER & EBERSTALLER, 1998) definierten 16 ökologischen Gruppen sind im historischen Untersuchungsgebiet 14 Gruppen dokumentiert.

Auf Basis der hier vorweggenommenen Ergebnisse weniger Ist-Bestandsaufnahmen und der historischen Befunde ist der Untere Inn im Untersuchungsabschnitt dem Epipotamal zuzuordnen. Hyporhithrale Elemente weisen auf den faunistischen Einfluss der flussaufliegenden Abschnitte hin. Es ist anzunehmen, dass es sich hier nicht um driftbedingtes Vorkommen handelt, sondern vielmehr um „abschnittstreue“ Elemente, die auf die lokale Übergangssituation Rhithral/Potamal hinweisen. Insgesamt erfordert das ehemals im Unteren Inn vorkommende Fischartenspektrum eine hohe Vielfalt an Lebensräumen sowie das Vorhandensein verschiedenartigster, mit dem Hauptfluss vernetzter Nebengewässer. Analog zu den Lebensansprüchen der in den 14 genannten ökologischen Klassen vorgestellten Arten lässt sich ein Fließgewässersystem mit folgenden Gewässertypen ableiten:

- Stark strömende Flussarme mit hoher Tiefenvarianz und reich strukturierten Uferzonen (z.B. mit Totholz)
- Mäßig durchflossene Flussarme mit hoher Tiefenvarianz
- Permanent angebundene, tiefgründige, wasserpflanzenarme Altarmsysteme
- Temporär angebundene, wasserpflanzenreiche Altarme
- Seichte, makrophytenbestandene Tümpel (Tümpelketten)
- Niveaugleich einmündende Zubringer mit feinkörnigem Sohlsubstrat

In der Analyse der historischen Flussdarstellungen im Untersuchungsgebiet zeigt sich ein verzweigter Flussabschnitt, welcher durchwegs alle oben genannte Gewässertypen beinhaltet. Da derartige Aufnahmen nur einen aktuellen Zustand dokumentieren, kann die Dauer der Anbindung bzw. die Dauer der Abtrennung von Armen (durchflossener Nebenarm versus einseitig angebundener Altarm) nicht abgeschätzt werden. Weiters ist auf Grund des Maßstabes eine quantitative Darstellung der Kleingewässer nicht möglich, was deren Anzahl sicherlich unterschätzt.

4.3.4 Die fischökologische Bedeutung der unterschiedlichen Gewässertypen des ursprünglichen Unteren Inn im Untersuchungsgebiet

Die Lebensraumheterogenität ermöglichte die Etablierung typischer Fischzönosen, welche sich aus den eingangs vorgestellten Faunenelementen zusammensetzen.

Auf Basis der Analyse der historischen Flussdarstellungen lassen sich nachfolgend beschriebene Habitate mit jeweils typischen Assoziationen beschreiben.

Ständig durchflossener Hauptarm

Der rasch bewegte Wasserkörper des Stromstriches ist auf Grund der abiotischen Rahmenbedingungen ein vergleichsweise lebensfeindliches Habitat für die Fischfauna. Die Instabilität des Sohlssubstrates verhindert die Entwicklung größerer Mengen von Benthosbiomassen als Nahrung. Gleichzeitig ist bedingt durch die hohe Fließgeschwindigkeit eine nennenswerte Zooplanktonproduktion auszuschließen. Auch der hydraulische Stress, der sich in diesen Bereichen ergibt, erlaubt der rheophilen Fauna keine Etablierung in größeren Dichten. Aus diesem Grund kommt vor allem den Kontaktzonen zum Untergrund und Ufer sowie allen strömungsberuhigten Bereichen entscheidende Bedeutung für den Lebensraum Hauptstrom zu. Zu letzterem gehören bei niedriger Wasserführung die tiefen Kolke, ansonsten die bei natürlicher Uferentwicklung zahlreichen Aufweitungen, kleine Buchten, Bereiche im Strömungsschatten von Schotterbänken und Mündungsbereiche von Altarmen. Kies und Schotter sind das dominierende Sohlssubstrat. Dieser Sohlkies enthält ein kleinräumiges, meist gut mit Sauerstoff versorgtes Lückenraumsystem mit enormer innerer Oberfläche, welches den überwiegenden Lebensraum für das als Fischnahrung wichtige Zoobenthos, aber auch für die Embryonalentwicklung vieler kieslaichender Fischarten darstellt. Die ausgedehnten Schotterbänke weisen überdies eine Zonation unterschiedlicher Überströmung auf, welche sich mit wechselnden Wasserständen jeweils im Querprofil des Strombettes verschiebt. In diesen Gradienten finden viele rheophile Arten geeignete Lebensbedingungen (SCHIEMER et al., 1994).

Die Gruppe von Arten, deren gesamter Lebenszyklus sich im Hauptstrom abspielt, ist hier zahlenmäßig am stärksten vertreten. Diese Arten können als „klassische“ rheophile Flussfische bezeichnet werden. Ein Großteil der Donau- bzw. Inn-typischen Fischarten findet sich in dieser ökologischen Gruppe rheophiler Arten wieder. Neben einer großen Anzahl von Vertretern der Familie der Karpfenartigen sticht das Vorkommen von fünf Acipenseriden ins Auge. Das Vorkommen dreier Vertreter dieser Familie ist allerdings auf Laichwanderungen aus dem Schwarzen Meer in das österreichische-bayerische Donauebiet (einschließlich großer Zubringer) zurückzuführen. Neben der Gruppe anadromer Langstreckenwanderer sind auch rhithrale Arten anzutreffen, welche zumindest zur Fortpflanzung in klare, sommerkalte, sauerstoffreiche Zubringer der Forellen- oder Äschenregion ziehen (z.B. Äsche, Huchen). Demgegenüber spielt sich der Lebenszyklus der Cypriniden und Perciden dieser Gruppenvertreter im Hauptstrom ab (z.B. *Chondrostoma nasus*, *Barbus barbus*, *Rutilus virgo*, *Zingel streber*, *Gobio uranoscopus* etc.). Für ihre Jugendentwicklung sind sie je nach Art und Lebensstadium an unterschiedliche Uferzonen gebunden. Vor allem Flachwasserzonen, welche bei wechselnden Wasserständen einen Gradienten von Strömungsgeschwindigkeit und Nahrungsangebot darbieten, stellen wertvolle Reproduktions- und Brutareale dar. Diese Flachwasserareale sind vor allem im Hauptarm natürlicher Ausprägung besonders großflächig vorhanden.

Nebenarm

Furkationssysteme sind u.a. durch die Aufzweigung des Flussbettes in einzelne durchflossene Arme charakterisiert. Neben meist einem Hauptarm werden innerhalb des Abflussprofils Nebenarme mit geringeren Wassermengen dotiert. Diese Nebenarme sind oft über Furten oberstromig mit dem Hauptarm verbunden. Bei geringen Abflüssen (während herbstlicher Niederwasserphasen) kann diese Verbindung zum Hauptarm unterbunden werden, was eine Umwandlung in einen unterstromig angebotenen Altarm mit sich

bringt. Hinsichtlich der abiotischen Rahmenbedingungen unterscheiden sich Nebenarme vom Hauptarm durch geringere Fließgeschwindigkeiten, höheren Anteilen von feinkörnigen Substratfraktionen und relativ stabilen Sohlverhältnissen sowie reich strukturierten Uferzonen.

Innerhalb der Gruppe rheophiler Fische, deren gesamter Lebenszyklus sich im Hauptfluss abspielt, bevorzugen einige Arten (*Acipenser ruthenus*, *Zingel zingel*, *Gymnocephalus schrätzer*, *Vimba vimba*, *Ballerus sapa*) mäßig strömende Abschnitte. Diese sind vorwiegend in den beschriebenen Nebenarmen anzutreffen. Der variable Abfluss bewirkt vor allem in diesem Habitattyp saisonal starke Schwankungen in Bezug auf die Fließgeschwindigkeit. Somit kommt insbesondere der heterogenen Uferausformung eminente Bedeutung zu, da vor allem auch eine Vielzahl strömungsindifferenten Arten in diesem Habitattyp anzutreffen ist. Neben den klassischen Ubiquisten wie *Abramis brama*, *Rutilus rutilus*, *Squalius cephalus*, *Alburnus alburnus* finden sich auch Arten wie *Leuciscus idus*, *Sander lucioperca* und *Aspius aspius*. Aber auch Juvenile der klassischen Rheophilen und kleinwüchsige rheophile Arten (Gattung *Gobio/Romanogobio*) sind hier gehäuft anzutreffen, da diese Arme besonders in ihren Uferzonen wertvolle Refugialhabitate bieten.

Permanent angebundene Altarme

Altarme entstehen meist durch sukzessives Verlanden der Einströmbereiche von Nebenarmen. Die Verlandungen ergeben sich meist auf Grund von Schotterablagerungen in den Furten bzw. auf Grund von Totholzakkumulationen, welche eine Abtrennung vom Hauptstrom bewirken. Je nach Höhenlage der abgetrennten Oberwasserverbindung sind diese Altarme mehr oder minder häufig durchströmt. Infolge von Erosionsprozessen während entsprechender Hochwasserereignisse sind sie meist tief und weisen zum Teil steile Ufer auf. Offene Altarme sind die Vorfluter und Abflussrinnen für das nach Überschwemmungen abfließende Wasser bzw. bei sinkenden Wasserständen aus dem Schotterkörper der Alluvialflächen austretendes Grundwasser. In diesem Gewässertyp kommt es daher weder zu größeren Feinsedimentauflagen noch zu großflächiger Makrophytenbesiedlung. Während längerer Stagnationszeiten kann sich jedoch reichlich Plankton entwickeln, welches in den Strom ausgetragen wird und dort speziell in strömungsberuhigten Bereichen der benthischen Biozönose, aber auch vielen Jungfischen direkt als Nahrung zur Verfügung steht.

Die offenen Altarme sind Lebensraum einer strömungsindifferenten Fischgemeinschaft und darüber hinaus Nahrungsrevier und Winterestand für viele Flussfischarten (SCHIE-MER et al., 1994). Neben rheophilen Arten, deren gesamter Lebenszyklus sich im Hauptstrom abspielt, diese Altarme aber auch periodisch aufsuchen, benötigt ein Teil von Rheophilen diese offenen, vernetzte Altarme für einzelne Stadien innerhalb ihres Lebenszyklus (*Ballerus ballerus*). Eine Vielzahl strömungsindifferenten Arten dominiert dieses System. Arten wie *Abramis brama*, *Blicca björkna*, *Rutilus rutilus*, *Alburnus alburnus*, *Perca fluviatilis*, *Gymnocephalus cernuus*, *Esox lucius*, *Aspius aspius* und *Cyprinus carpio* sind hier als Charakterarten anzuführen.

Temporär angebundene Altarme, Auweiher

Kommt es zur unterstromigen Abtrennung von Altarmen, so ist die Konnektivität zum Hauptstrom nur mehr periodisch gegeben. Nur bei flächiger Überflutung im Zuge von

Hochwasserereignissen besteht eine Verbindung zu den anderen Wasserkörpern. Infolge des unterbrochenen Abflusses kommt es durch Schwebstoffeintrag bei Überflutungen und/oder autochthoner Produktion zu zunehmenden Feinsedimentablagerungen und einer fortschreitenden Verlandung. In diesen Altarmen können sich eine reiche Unterwasservegetation sowie an flacheren Ufern eine entsprechende zonierte Ufervegetation ausbilden. Diese sommerwarmen, produktiven und pflanzenreichen Stillwässer beherbergen eine Fischassoziation, welche sich von der offeneren Altarmsysteme unterscheidet. Ähnlich wie im offenen Altarm wird auch dieser Habitattyp von einer durchaus sehr artenreichen Fischfauna besiedelt. Die Gemeinsamkeit beider Systeme besteht in der Dominanz strömungsindifferenter Arten; die Unterschiedlichkeit beider Habitattypen besteht darin, dass es in den geschlossenen Systemen zu einer Verlagerung hin zu stagnophilen Arten kommt. Während in den offenen Systemen durchaus rheophile Elemente anzutreffen sind, fehlen diese hier grundsätzlich. Arten, welche auf die reich strukturierte Ufer- und Unterwasservegetation angewiesen sind (Krautlaicher), finden vor allem in diesem Habitattyp adäquate Lebensräume. Zu diesen stagnophilen Arten zählen u.a. *Scardinius erythrophthalmus*, *Carassius carassius* und *Leucaspis delineatus*.

Tümpelketten, Autümpel

Mit sukzessiver Verlandung, welche sich primär in Flächen- und Tiefenreduktion der Gewässer niederschlägt, ändert sich auch die Fischartenassoziation. Dieser Sukzessionsprozess ermöglicht ein Nebeneinander von Gewässern unterschiedlichen „Reifegrades“, welche auch in Hinblick auf die Fischbesiedlung eine jeweils sehr charakteristische Ausprägung aufweisen. Ausschließlich limnophile Arten beheimaten im letzten Stadium die kleinen stark verlandeten Augewässer, welche eine typische Sumpfvegetation aufweisen. Die sukzessive Verlandung bedingt auch eine Änderung vieler abiotischer Parameter. Faktoren wie: Beschattung, Sauerstoffgehalt, Wassertemperatur weisen durchwegs „extremere“ Ausprägung auf. Daraus resultiert u.a. auch eine artenärmere Fischzönose, welche von Spezialisten geprägt wird. An diese Verhältnisse sind nur wenige Arten angepasst, wobei an extremen Standorten zeitweises Austrocknen des Gewässers von einigen Arten (*Misgurnus fossilis*, *Carassius gibelio*) toleriert wird.

Erreicht ein Autümpel ein derart reifes Stadium, sodass eine Besiedlung mit Fischen nicht mehr möglich ist, kommt diesen fischfreien Klein- und Kleinstgewässern eine wichtige Rolle als Amphibienhabitat zu.

Überschwemmungsflächen

Schließlich sei auch noch auf die Bedeutung der Inundationsflächen selbst hingewiesen. Sie stellen für die Reproduktionsphase und in weiterer Folge für die Larval- und Jungfischphase etlicher Fischarten (z.B. *Cyprinus carpio*, *Esox lucius*) bedeutende Zonen dar. Auf diesen großen, seichten Flächen liegen bereits im Frühjahr hohe Wassertemperaturen vor, was einerseits die Reproduktionsmöglichkeiten positiv beeinflusst, andererseits die Produktion von Nahrung stark fördert. So kann dieses riesige Nahrungsreservoir entweder direkt (Weidegang vor allem von Jungfischen) oder indirekt (Ankurbelung der Planktonproduktion) genutzt werden. Untersuchungen an der Rumänischen Donau haben beispielsweise sehr deutlich den Zusammenhang zwischen Größe der Überschwemmungsfläche, Dauer der jährlichen Überflutung einerseits und dem fischereilichen Ertrag der jeweiligen Folgejahre andererseits gezeigt (SCHIEMER et al., 1994).

4.3.5 Die fischökologische Situation seit Stauerrichtung

4.3.5.1 Aktueller fischökologischer Wissensstand

Der Untere Inn ist auf Grund seiner naturräumlichen Gegebenheiten aus ökologischer Sicht von überregionaler Bedeutung. Dies spiegelt sich auch u.a. in der Nominierung und Festlegung entsprechender Schutzgebiete (Naturschutzgebiet, Ramsarschutzgebiet, Natura 2000) wider. Dabei wurde der hohe ökologische Wert primär mit vegetationsökologischen und ornithologischen Datensätzen begründet. Für die Ausweisung bzw. Nominierung dieses Gebietes sind daher kaum limnologische Datensätze eingeflossen. Dies erklärt sich aus dem vergleichsweise geringen Kenntnisstand bezüglich der limnologischen Verhältnisse des Unteren Inn.

So liegen aus dem Flussabschnitt Salzachmündung bis Mündung in die Donau nur fragmentarische fischökologische Daten vor, welche nur sehr kleinräumige Bereiche abdecken. Dies lässt sich u.a. in der bis dato unvollständigen Fischartenliste des Unteren Inn erkennen. Im gegenständlichen Abschnitt wurden im Zusammenhang mit speziellen Fragestellungen einige kleinräumige Erhebungen (KELLER & VORDERMEIER, 1994; STEINHÖRSTER, 1998, SCHÜTZENEDER, 2009) durchgeführt. Im Rahmen der Erhebungen im Zusammenhang mit der Bewertung des ökologischen Zustandes im Sinne der EU-WRRL wurden in letzten 10 Jahren in einigen Teilbereichen, wie auch im Stauraum Ering-Frauenstein, fischökologische Erhebungen durchgeführt. Im Stauraum Ering – Frauenstein und im Stauraum Eggfing-Obernberg wurden Erhebungen zur Bewertung des Erhaltungszustandes der Schutzgüter unter den Fischen vorgenommen (SCHOTZKO & JAGSCH, 2008). Im Stauraum Schärding/Neuhaus wurde im Rahmen des Life-Projektes "Unterer Inn mit Auen" 1999 (ZAUNER et al., 2001) in einer durchaus umfassenden fischökologischen Studie der Status quo im Stauraum und in einem mit dem den Stauraum vernetztem Ausystem (Reichersberger Au) dokumentiert. Mangels entsprechender Datensätze aus dem Stauraum Eggfing-Obernberg wird in den anschließenden Ausführungen auf Datensätze oben genannte Studie Bezug genommen, da die systemaren Verhältnisse beider Stauhaltungen durchaus miteinander vergleichbar sind.

4.3.5.2 Artenspektrum

Die Analyse des historischen Fischartenspektrums des Unteren Inn weist für diesen Flussabschnitt eine sehr hohe Artenzahl aus. Dieses ist durchaus mit dem der Donau vergleichbar, zumal in den historischen Aufzeichnungen oftmals Kleinfischarten nicht angeführt sind. In unten angeführter Tabelle werden die in den letzten 15 Jahren nachgewiesenen Arten im Längsverlauf von Braunau/Simbach bis zur Mündung in Passau gelistet.

Vorkommen von Fischarten in den Stauhaltungen am Unteren Inn

Stauraum		Ering- Frauenstein	Egelfing- Oberberg	Schärding- Neuhaus	Passau - Ingling	Mündungs- bereich
Ukr. Bachneunauge	<i>Eudontomyzon mariae</i>	x	x	x	x	x
Bachforelle	<i>Salmo trutta</i>	x	x	x	x	x
Bachsaibling	<i>Salvelinus fontinalis</i>	x		x		x
Huchen	<i>Hucho hucho</i>	x		x		
Regenbogenforelle	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	x		x	x	x

Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>	x	x	x		
Rainanke	<i>Coregonus sp.</i>	x				
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>	x	x	x	x	x
Barbe	<i>Barbus barbus</i>	x	x	x	x	x
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	x	x	x		
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>	x		x		x
Brachse	<i>Abramis brama</i>	x	x	x	x	x
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>	x		x		x
Frauennerfling	<i>Rutilus virgo</i>	x				
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>	x	x		x	x
Gründling	<i>Gobio gobio</i>	x	x	x	x	x
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>	x	x	x	x	x
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>	x	x	x	x	x
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>	x		x	x	x
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>	x	x	x	x	x
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>	x	x	x	x	x
Nerfling	<i>Leuciscus idus</i>	x	x	x	x	x
Rotauge	<i>Rutilus rutilus</i>	x	x	x	x	x
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	x	x	x	x	
Rußnase	<i>Vimba vimba</i>			x	x	
Schied	<i>Aspius aspius</i>	x	x	x	x	x
Schleie	<i>Tinca tinca</i>	x	x	x		
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	x	x	x	x	x
Weißflossengründling	<i>Gobio albipinnatus</i>	x	x	x	x	x
Zobel	<i>Ballerus sapa</i>				x	x
Zope	<i>Ballerus ballerus</i>				x	
Bachschmerle	<i>Barbatula barbatula</i>	x	x	x	x	x
Donaukaulbarsch	<i>Gymnocephalus baloni</i>				x	
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>	x	x	x	x	x
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	x	x	x	x	x
Schrätzer	<i>Gymnocephalus schraetser</i>				x	x
Zander	<i>Sander lucioperca</i>	x	x	x	x	x
Zingel	<i>Zingel zingel</i>					x
Hecht	<i>Esox lucius</i>	x	x	x	x	x
Aalrutte	<i>Lota lota</i>	x	x	x	x	x
Dreist. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	x	x	x	x	x
Kesslergrundel	<i>Ponticola kessleri</i>				x	
Schwarzmaulgrundel	<i>Neogobius melanostomus</i>	x				x
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>	x	x			
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	x	x	x	x	x
Koppe	<i>Cottus gobio</i>	x		x	x	x
Wels	<i>Silurus glanis</i>	x			x	x
Arten gesamt (heimisch)		40 (33)	29 (26)	35 (30)	35 (31)	36 (30)

Tabelle 35: Vorkommen von Fischarten in den Stauhaltungen am unteren Inn

Für das Untersuchungsgebiet werden 40 Arten nachgewiesen (35). Darunter finden sich sieben Arten, welche nicht als Elemente der autochthonen Fauna anzusprechen sind. Diese Exoten sind Aal, Bachsaibling, Regenbogenforelle, Blaubandbärbling, Dreistacheliger Stichling, Schwarzmaulgrundel und Sonnenbarsch. So verbleiben insgesamt 33 autochthone Fischarten im Untersuchungsgebiet. Das Fehlen der übrigen historisch dokumentierten Arten ist auf unterschiedliche Gründe zurückzuführen. Die meisten der heute abwesenden Arten können als „klassische“ Donauarten bezeichnet werden. Ihr Hauptverbreitungsgebiet ist die Donau und deren große Zubringersysteme. So sind beispielsweise die fehlenden Arten wie Zobel, Zingel und Streber im ca. 50 km weiter flussab liegenden Donaustauraum Jochenstein nach wie vor anzutreffen. Die Staustufen Ingling, Schärding-Neuhaus und Eggfing-Obernberg verhindern Migrationen von Individuen aus den Donaupopulationen in das Untersuchungsgebiet. Ein weiterer Grund für das Verschwinden einiger Arten ist mit der aktuellen Lebensraumausstattung begründet. So fehlen für den Steinbeißer, aber auch für den Steingreßling und den Strömer geeignete Habitate, um eigenständige Populationen aufrecht zu erhalten.

Annähernd die Hälfte der im Untersuchungsgebiet dokumentierten Fischarten wird auf der Roten Liste Bayerns ein Gefährdungsstatus zuerkannt. Die von der EU 1992 verabschiedete Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie (FFH) nennt als Hauptziel die Erhaltung der biologischen Vielfalt. Zur Wiederherstellung oder Wahrung eines günstigen Erhaltungszustandes der natürlichen Lebensräume und der Arten von gemeinschaftlichem Interesse wurde am Unteren Inn das FFH-Gebiet „Salzach und Unterer Inn“ (7744-371)“ nominiert. Nachfolgend wird kurz auf die aquatischen Schutzgüter dieses Gebietes eingegangen.

4.3.5.3 Bestand der Fischarten des Anhangs II der FFH-Richtlinie

Im Standarddatenbogen des Gebietes „Salzach und Unterer Inn“ sind die folgenden 5 Fischarten gelistet:

- Koppe (*Cottus gobio*)
- Huchen (*Hucho hucho*)
- Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*)
- Bitterling (*Rhodeus amarus*)
- Donau-Neunauge (*Eudontomyzon vladykovi*, richtiger: *E. mariae*)

Der Erhaltungszustand dieser Arten ist im Standarddatenbogen durchwegs mit ungünstig (C) eingestuft. Diese Einstufung wird anhand der vorliegenden aktuellen Daten bestätigt. Die Datenlage zum Schlammpeitzger ist unzureichend bzw. veraltet. Falls Bestände erhalten sind, so sind diese wahrscheinlich klein und stark isoliert. Der Bitterling kommt am Inn verbreitet aber selten vor, an der Salzach ist die Datenlage aus Nebengewässern ebenfalls unzureichend. Die Koppe kommt verbreitet vor, an der Salzach durchaus in günstigen Bestandsdichten. Vorkommen des Huchens sind hingegen weitgehend auf Besitzmaßnahmen zurück zu führen, von einem reproduktiven, sich selbst erhaltenden Bestand kann derzeit nicht ausgegangen werden.

Neben diesen im Standarddatenbogen nachgewiesenen Anhang II Arten liegen weiters von den folgenden 5 Anhang II Schutzgütern repräsentative Vorkommen im Gebiet vor.

- Schied, Rapfen (*Aspius aspius*)
- Weißflossengründling, Donau-Stromgründling (*Romanogobio vladykovi*)

- Donaukaulbarsch (*Gymnocephalus baloni*)
- Schrätzer (*Gymnocephalus schraetser*)
- Frauenerfling (*Rutilus virgo*)

Davon sind Donaukaulbarsch, Schrätzer und Frauenerflingen nur am Unteren Inn erhalten und auch dort nur in kleinen Teilbereichen nachgewiesen. Der Weißflossengründling kommt verbreitet, aber in geringen Bestandsdichten vor. Der Schied ist am Unteren Inn verbreitet und dringt nur im rückgestauten Mündungsbereich bis in die Salzach vor.

4.3.5.4 Artenvergesellschaftung

Exkurs in Bezug auf die Auswirkungen der Veränderung der Lebensraumverhältnisse

Während die Regulierungsmaßnahmen des 19. Jahrhunderts eine drastische Reduktion des Vernetzungsgrades von Fluss und Augewässer zur Folge hatten, fand in den Vierziger- und Sechziger-Jahren dieses Jahrhunderts mit Errichtung der Flusskraftwerke ein grundlegender Wandel der abiotischen Charakteristik des Unteren Inn statt. Das "freie Fließen" ist das wesentlichste Kriterium in der flusstypischen Dynamik und somit Motor für die Entwicklung und das Weiterbestehen intakter Fischgesellschaften. Mit der Errichtung der Stauhaltungen entstanden völlig neuartige ökologische Bedingungen, die entscheidende Auswirkungen auf die gesamte aquatische Fauna haben. Auf Grund der verringerten Fließgeschwindigkeit ändern sich die Substratverhältnisse. In vielen Bereichen wird großflächig Schlamm abgelagert, wobei der Schotter, der das natürliche Substrat des Inn bildet, bis zu mehreren Metern überdeckt wird.

Diese neuen Faktoren, verringerte Fließgeschwindigkeit, geändertes Substrat und große Tiefen im Stau bieten vielen standorttypischen Fischarten nur mehr unzureichende Voraussetzungen, um eigenständige, ausgewogene Populationen zu erhalten. In den Stauräumen ändert sich das Faunenbild gegenüber der freien Fließstrecke in charakteristischer Weise: So findet eine Verschiebung von den strömungsliebenden, standorttypischen Arten (z.B. Huchen, Äsche, Frauenerfling etc.) zu solchen, welche die Schwankungen lebenswichtiger Umweltfaktoren innerhalb weiter Grenzen ertragen (z.B. Aitel, Brachse, Rotaugen etc.), statt. Diese Veränderungen sind beispielsweise für die Donau dokumentiert, welche auch mit dem Inn vergleichbar ist (Abbildung 43).

Diese Verschiebung ist auch innerhalb der einzelnen Stauräume in Längsrichtung vom Staubeginn (Stauwurzel) zum Kraftwerk hin zu beobachten. Dabei kommt den Stauwurzelbereichen besondere Bedeutung zu. Diese Abschnitte weisen noch nennenswerte flussähnliche Charakteristika wie Strömung, Wasserstandsschwankungen und vergleichsweise geringe Wassertiefen auf.

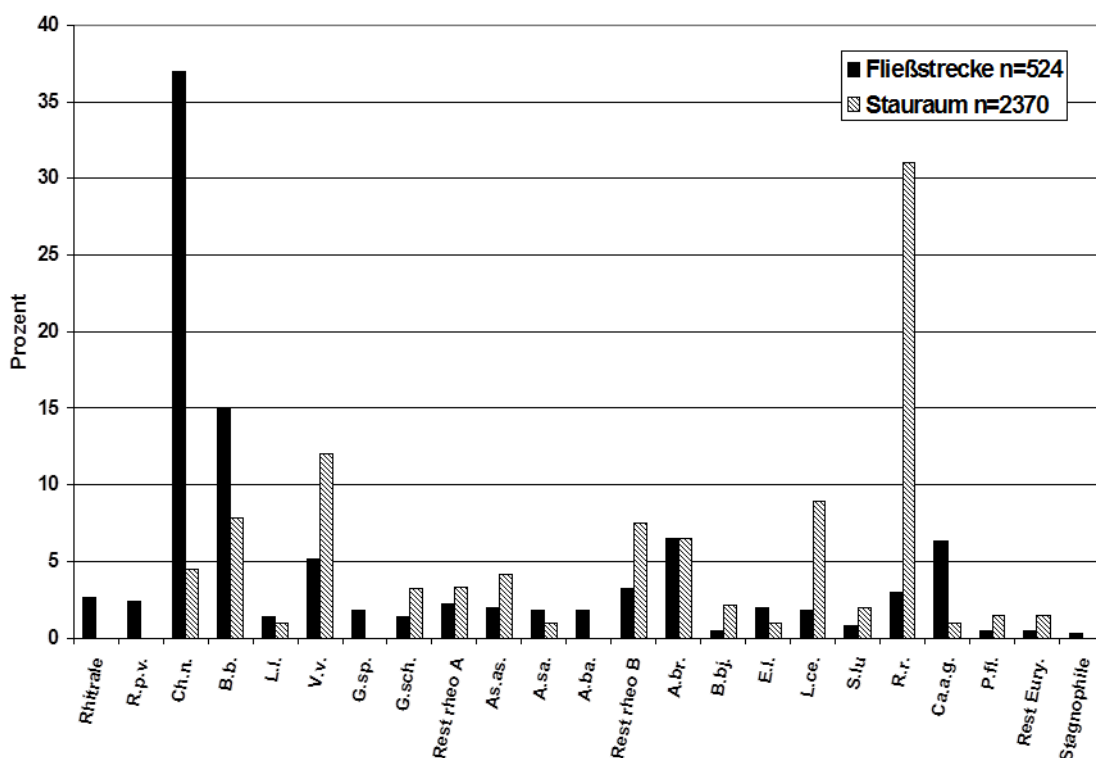


Abbildung 43: Vergleich der Artenassoziation eines gestauten und ungestauten Donauabschnittes aus: WAIDBACHER, 1989

Artenverteilung in einer Stauhaltung am Unteren Inn aufgezeigt am Beispiel der Stauwurzel des KW Schärding-Neuhaus

Im vorangegangenen Kapitel wurde kurz auf die fischökologischen Konsequenzen von Stauhaltungen eingegangen. Dabei werden die Veränderungen in der Artenvergesellschaftung der Fischfauna des Hauptarmes dargestellt. Dieser charakteristische Wandel in der Fischassoziation von rheophilen Elementen hin zu strömungsindifferenten, ubiquitären Arten gilt auch für die Stauhaltungen des Unteren Inn. In Ermangelung verfügbarer und vergleichbarer Daten aus dem Stauraum Eggfling werden entsprechende Daten aus dem Stauraum Schärding-Neuhaus dargestellt und diskutiert. Berücksichtigt man, dass die in Abbildung 44 dargestellte Assoziation die Situation des Stauwurzelbereichs widerspiegelt, so kann insbesondere für diesen Stauraum ein gravierender Wechsel in der Fischvergesellschaftung abgeleitet werden, zumal der Stauwurzelabschnitt die flussähnlichsten Charakteristika aufweist und somit am ehesten ursprüngliche Assoziationen zu erwarten sind.

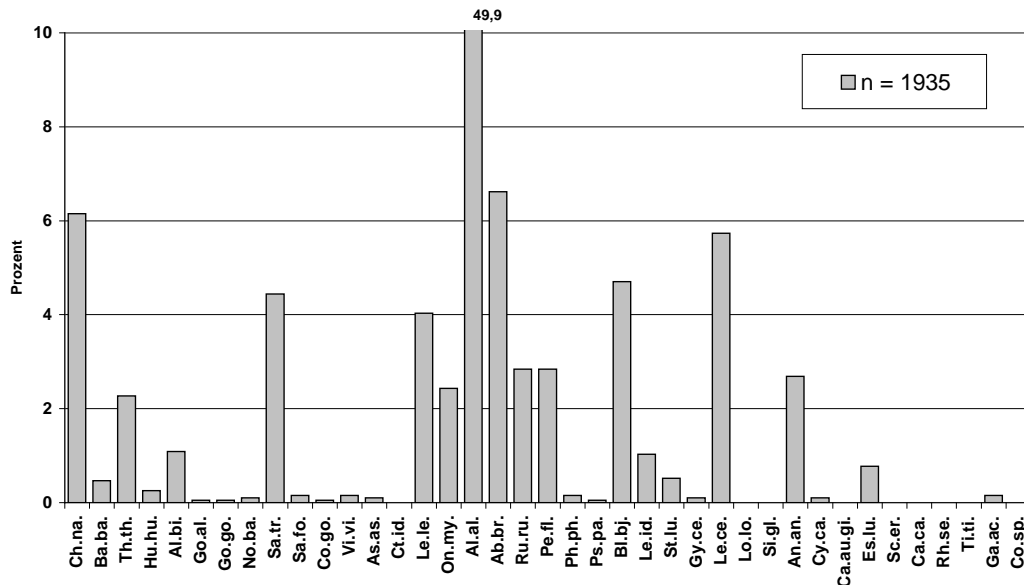


Abbildung 44: Artenverteilung im Stauwurzelbereich des KW Schärding-Neuhaus am Inn

Die aktuelle Artenverteilung wird von strömungsindifferenten, ubiquitären Arten bestimmt. Sieht man von der dominierenden Laube ab, stechen vor allem Brachse, Aitel, Güster und Hasel innerhalb dieser Gruppe ins Auge. Unter den Rheophilen nimmt die Nase mit über 6 % den höchsten Anteil ein. Beinahe 5 % macht der Anteil der Bachforelle aus. Sie wird durch Besatz über die Zubringersysteme stark gefördert. Einen nennenswerten Anteil unter den Rheophilen nimmt weiters die Äsche ein. Regenbogenforelle, Rotaugen, Flussbarsch und Aal zählen in etwa gleichverteilt ebenso zu den Hauptarten. Ehemals das System prägende Arten wie Barbe, Huchen, Schied, Rußnase und diverse Kleinfischarten sind nur in geringen Anteilen vertreten und spiegeln somit die Veränderungen der aquatischen Habitate wider.

Zusammenfassend lässt sich die Assoziation in der Stauwurzel wie folgt beschreiben: Verglichen mit leitbildkonformen Assoziationen im Epipotamal, in denen rheophile Elemente wie Nase und Barbe dominieren, setzt sich die aktuelle Fischartenassoziation aus durchwegs strömungsindifferenten, ubiquitären Arten zusammen. Die abiotischen, flussähnlichen Faktoren der Stauwurzel in Form von Fließgeschwindigkeit und schottrigem Sohls substrat schlagen sich in nennenswerten Anteilen Rheophiler nieder. Eine Vielzahl an standorttypischen Arten ist nach wie vor nachzuweisen, ihre Anteile sind allerdings zum Teil sehr gering.

Artenverteilung im Gewässersystem der Reichersberger Au (ähnlich wie in den Gewässerteilen der Mühlau)

Im Zuge von Erhebungen an vier Terminen wurden 12.781 Fische im Augewässersystem gefangen, bestimmt und vermessen. Ohne Berücksichtigung lokaler Besonderheiten und Abgrenzungen ist die Gesamtverteilung dieser Individuen in nachfolgender Grafik dargestellt.

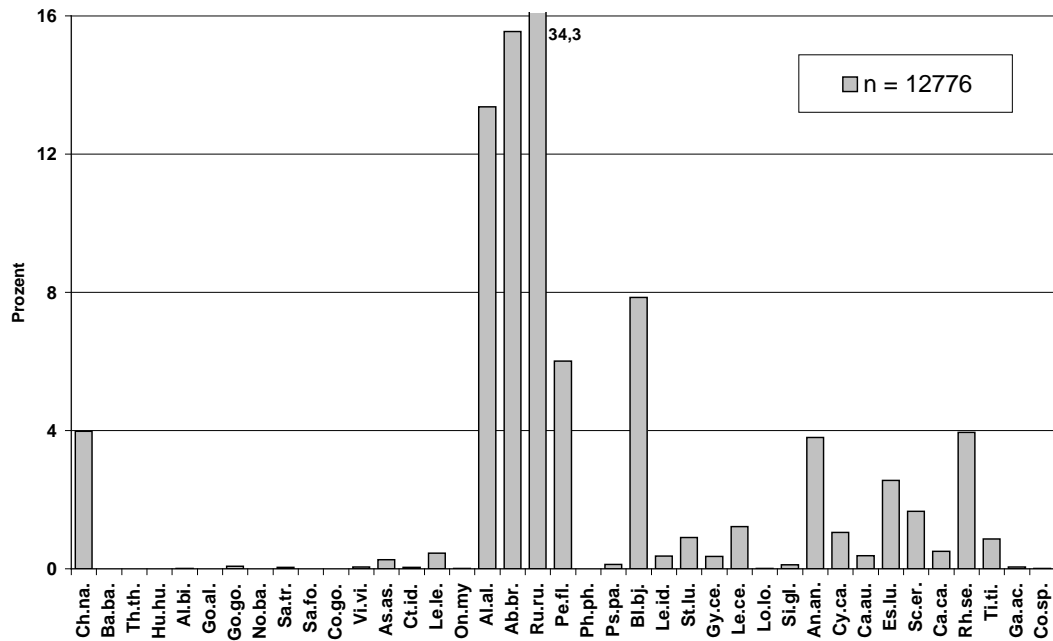


Abbildung 45: Gesamtfischartenverteilung in der Reichersberger Au zu allen vier Terminen

Die mit Abstand häufigste Art im Augewässersystem von Reichersberg ist das Rotauge. Es dominiert mit Abstand die Arten der Fischassoziaton. Mit Brachse und Laube folgen zwei weitere Vertreter der ökologischen Gruppe strömungsindifferenten Arten, welche bezüglich der Fließgeschwindigkeit am Laichplatz unspezifische Ansprüche stellen. Diese drei Arten machen mehr als 60 % der gesamten Assoziaton aus. Zählt man die Anteile der weiteren Vertreter aus der ökologischen Klassen „indifferent/euryopar“ dazu, bildet diese Klasse 80 % der Gesamtassoziaton. Erwartungsgemäß sind Rheophile kaum anzutreffen. Umso mehr überrascht der 4 %ige Anteil der Nase. Diese Art findet sich zu allen Untersuchungsterminen in gleichbleibenden Anteilen im Gewässersystem der Au. In Abhängigkeit von der topographischen Situation ist sie unterschiedlich stark präsent. Typische Arten, welche obligatorisch an stehende Gewässer gebunden sind, sei es auf Grund ihrer generellen Strömungspräferenz oder auf Grund der Laichansprüche, finden sich mit ca. 15 % im Gesamtsystem der Au. Bitterling und Hecht sind in dieser Gruppe die Hauptvertreter. Zusammenfassend lässt sich die aktuelle Artenzusammensetzung wie folgt beurteilen:

Das Altarmsystem der Reichersberger Au dominieren indifferente Arten, wie Rotauge, Brachse, Laube, Güster und Flussbarsch. Ihr hoher Anteil mit 80 % erklärt sich mit den Lebensraumbedingungen. Arten mit spezifischen Ansprüchen sind in vergleichsweise geringen Anteilen vertreten. Die Vernetzung zum Inn zeigt sich im Anteil der Nase, welche in beinahe allen Teilbereichen des Augewässersystems anzutreffen ist. Die Vertreter der stagnophilen Fauna wie Bitterling, Hecht, Rotfeder und Schleie finden sich durchwegs in allen Teilbereichen; vermehrt sind sie in strukturreichen, kleinräumigen Teillebensräumen belegbar. Die Analyse der Verteilungsmuster im saisonalen Verlauf zeigt vergleichsweise hohe Konstanz der Faunenbilder.

Natürliche Augewässersysteme zeichnen sich grundsätzlich durch hohe Diversität an Gewässertypen aus. Dies spiegelt sich auch in zum Teil sehr unterschiedlichen Faunenassoziationen wider. Das Augewässersystem von Reichersberg weist mittlerweile relativ homogene Verhältnisse auf. Nichtsdestotrotz sind auch hier Unterschiede einzelner Teilbereiche erkennbar.

Dies gilt ebenso für die „Hinterlandgewässer“ im Stauraum Eggfling-Obernberg. Am rechten Ufer flussab der Mündung der Mühlhamer Ache sind auch hier nach wie vor großflächige Gewässerlebensräume vorhanden. Die Ähnlichkeit der Reichersberger Au mit den hinter dem Leitwerk liegenden Gewässern des Stauraumes Eggfling-Obernberg besteht vor allem in den bereits sehr weit fortgeschrittenen Verlandungen, welche seit Errichtung die Stauhaltungen prägen. Waren nach Stauerrichtung tiefgründige, sichtige, makrophytenreiche, altarmähnliche Systeme typisch für die Stauhaltungen, kam es mit fortschreitender Verlandung zu massiven systemaren Veränderungen, welche weitreichende Konsequenzen für die aquatische Fauna hatten.

Derartige morphologische Prozesse induzieren insbesondere in den Fischzönosen starke Veränderungen. Der Wandel lebensraumbestimmender Parameter wirkt sich bei Fischen insofern drastisch aus, da neben den Komponenten, welche die Produktivität bestimmen, vor allem die Habitatverfügbarkeit schnell limitierend wirkt. So ist es nicht verwunderlich, dass ein ehemals von hohen Fischdichten bestimmtes Gewässersystem aktuell nur mehr vergleichsweise geringe Dichten aufweist; mit dieser Dichtereduktion geht auch die kontinuierliche Sukzession der Zönosen einher. Arten mit komplexen Habitatsnischen werden von Arten mit ubiquitären Ansprüchen zurückgedrängt bzw. abgelöst.

Die gesamte Artenassoziation des größeren Augewässerskomplexes deutet auf eine geringe Vernetzung des Gewässers mit dem Hauptstrom hin. Laube, Brachse und Aitel, die in angebundenen Altarmen oft sehr hohe Dichten erreichen, machen nur sehr geringe Anteile der Fischfauna aus, während Rotaugen, Flussbarsch und Hecht häufig vorkommen. Letztere Arten bewohnen zwar praktisch alle Gewässertypen des Fluss-Au-Systems, erreichen aber gerade in isolierten Augewässern (Plesiopotamon) oft hohe relative Anteile.

Nachgewiesene Arten mit Gefährdungsgrad laut aktueller roter Listen.

dt. Name	wiss. Name	FFH	RL Bayern	RL D	RL Ö	RL Europa
Brachse	<i>Abramis brama</i>		*	*	LC	LC
Laube	<i>Alburnus alburnus</i>		*	*	LC	LC
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>		-	-	LC	-
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>		(3)	*	(EN)	(VU)
Gründling	<i>Gobio gobio</i>		*	*	LC	LC
Moderlieschen	<i>Leucaspis delineatus</i>		3	V	EN	LC
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>		*	*	NT	LC
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>		-	-	-	-
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>	II	2	*	VU	LC
Rotaugen	<i>Rutilus rutilus</i>		*	*	LC	LC
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>		*	*	LC	LC
Aitel	<i>Squalius cephalus</i>		*	*	LC	LC
Schleie	<i>Tinca tinca</i>		*	*	VU	LC
Hecht	<i>Esox lucius</i>		*	*	NT	LC
Aalrutte	<i>Lota lota</i>		2	V	VU	LC
Flußbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>		*	*	LC	LC
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>		-	-	-	-
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>		3	-		CR

Tabelle 36: Nachgewiesene Arten mit Gefährdungsgrad laut aktueller roter Listen. Farblich hinterlegte Namen geben die Strömungsgilde wieder: blau ... rheophil, grün ... indifferent, rot ... limnophil

Die Dominanz des Hechtes ist ebenfalls typisch für diesen Gewässertyp, da die stark optisch orientierte Art im Gegensatz zu Zander, Wels und Schied klare, strukturreiche Gewässer bevorzugt. Auffällig ist die geringe Größe des 0+ Jahrganges von im Mittel 140 mm, die auf vergleichsweise geringe sommerliche Wassertemperaturen und/oder geringe Nahrungsverfügbarkeit hindeutet. Leider liegen keine Temperaturdaten aus den Altwässern vor. Derzeit wird der Gewässerkomplex über den Inn mit mehreren hundert Sekundellitern dotiert, was dazu führen könnte, dass die sommerlichen Wassertemperaturen entsprechend niedrig bleiben. Überraschend ist, dass trotz dieser Dotation kein größerer Einfluss des Inns in Form von Eindrift von Jungfischen feststellbar ist, was sich durch höhere Anteile für den Hauptfluss typischer Arten äußern würde.

Der Populationsaufbau der wichtigsten Arten ist in Abbildung 46 dargestellt. Intakte Populationen konnten primär bei Rotaugen, Schleie und Hecht festgestellt werden. Bei letzteren beiden Arten handelt es sich um fischereiwirtschaftlich bedeutende Arten, die oftmals durch Besatzmaßnahmen gefördert werden. Im vorliegenden Gewässer liegt dagegen ein sehr gut reproduzierender, sich selbst erhaltender Bestand vor, der durch eine hohe Dominanz von 0+ Individuen gekennzeichnet ist. Bei der limnophilen Rotfeder fällt ein geringer Anteil an älteren Stadien auf, dies könnte aber auf methodische Ursachen zurückzuführen sein, da die Art bzw. dieses Altersstadium aufgrund ihrer pelagischen Lebensweise in Elektrofischereifängen unterrepräsentiert sein kann.

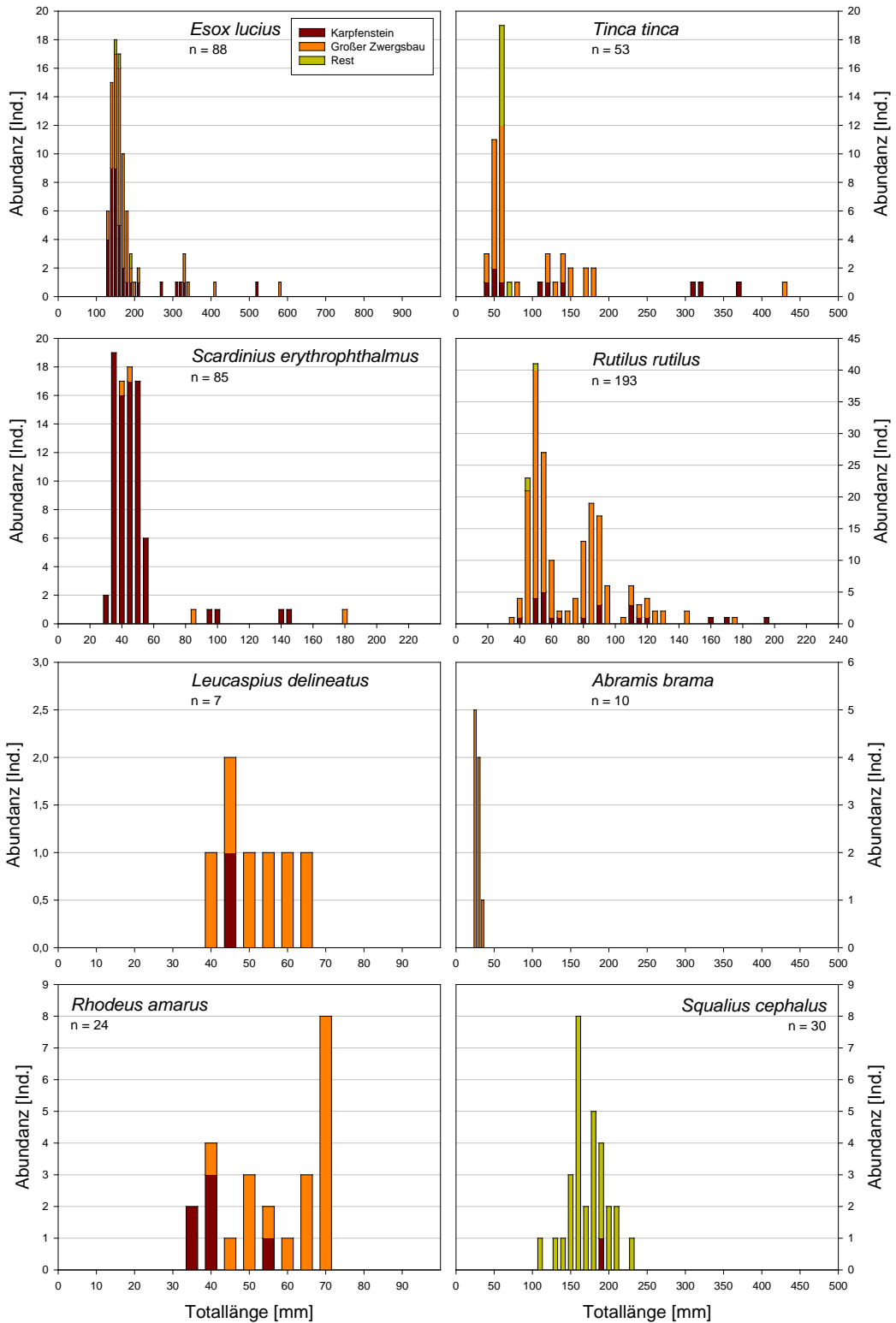


Abbildung 46: Längenfrequenzdiagramme der wichtigsten Arten

Beim Moderlieschen wurde nur ein geringer Bestand nachgewiesen, die Art macht nur einen sehr kleinen Anteil der Fischzönose aus. Der Bitterling weist hingegen insbesondere

im oberen Teil eine intakte Population auf, auch wenn adulte Tiere etwas überrepräsentiert sind. Demnach muss das Gewässer auch einen Bestand an Großmuscheln (*Unio* sp., *Anodonta* sp.) aufweisen, da die Art für die Fortpflanzung obligatorisch auf diese angewiesen ist. Aitel konnten mit einer Ausnahme nur im Graben oberhalb des Durchlasses nachgewiesen werden, obwohl diese ubiquitäre Art gerade im Herbst in Altarmen oft sehr häufig zu finden ist. Wie bereits erwähnt, deutet dies auf eine geringe Konnektivität des Gewässersystems mit dem Hauptstrom hin.

4.4 Amphibien

4.4.1 Datengrundlagen und Vorgehensweisen

Geländeerhebungen zum vorliegenden Fachbeitrag waren nicht vorgesehen. Als Grundlagen für einen Antrag wurden vorhandene Kenntnisse als ausreichend angesehen.

Diese bestehen aus:

- REICHHOLF, J. (2002): Der Niedergang der Amphibien am unteren Inn: Bilanz von 1960 bis 2000
- AßMANN, O. & SOMMER, Y. (2004): Amphibien: „In Zustandserfassung Gewässer und Altlaufsenken in den nicht als NSG ausgewiesenen Teilen des Projektgebietes LIFE-Natur Unterer Inn mit Auen“ von Landschaft+Plan Passau, im Auftrag der Regierung von Niederbayern
- Einzeldaten von Gebietskennern

Da die Erhebungen von AßMANN & SOMMER (2004) nicht die Stauräume selbst sondern nur die bayerische Aue umfassten, bestehen hier Informationsdefizite. Es erfolgt zunächst eine Zusammenfassung der Bilanz von REICHHOLF (2002) und eine Darstellung der Kartierungsergebnisse von AßMANN & SOMMER (2004) mit einer vergleichenden Betrachtung beider Arbeiten.

Auf der Basis dieser Grundlagen und einer Analyse relevanter Wirkfaktoren sollen Auswirkungen des Betriebes des KW Eggfing auf Amphibien dargestellt und mögliche Verbesserungen aufgezeigt werden.

4.4.2 Die Bilanz von Reichholf (2002) und die Kartierungen von Aßmann & Sommer (2004)

4.4.2.1 Reichholf (2002)

REICHHOLF (2002) macht eine Rückschau über vier Jahrzehnte zu Beobachtungen von Amphibien in den Innauen und den Stauseen am unteren Inn. Dabei geht er auf die Vorkommen von Teich-, Berg- und Kammmolch, Gelbbauchunke, Erdkröte, Laubfrosch, Springfrosch, Grasfrosch und Grünfröschen ein. Als Ursachen für den drastischen Rückgang aller Arten diskutiert er verschiedene Ursachen (siehe Pkt. 4.4.6).

4.4.2.2 Aßmann & Sommer (2004)

Im Rahmen der Zustandserfassung erfolgten 2003/2004 Kartierungen von Amphibienvorkommen in folgenden Untersuchungsgebieten (siehe Landschaft+Plan Passau, 2004):

- Deindorfer Au
- Altwasser im nördlichen Bereich der Kirchdorfer Au

- Innauen bei Simbach
- Erlacher Au/Vorland bei Simbach
- Eringer Au
- Vorlandbereich von Urfar bis Kraftwerk Ering
- Aufhausener Au
- Aigener-Irchingen-Eggfingener Au (oberhalb Kraftwerk)

Es fanden drei Kartierungsdurchgänge statt:

- Vollständige Kartierung der Laichgewässer, Erfassung der Frühlaicher
- Nachtdurchgang zur Erfassung rufaktiver Amphibien
- Selektiver Durchgang zur Kontrolle des Fortpflanzungserfolges der Frühlaicher sowie zur Erfassung der Spätlaicher (Gelbbauchunke, Molche).

Kartierungsergebnisse

Bei der Zustandserfassung 2003/2004 wurden folgende Arten nachgewiesen:

- Kammolch (*Triturus cristatus*), FFH-RL Anh. II u. IV, RL By 2, T/S 1
- Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*), RL By V, T/S V
- Gelbbauchunke (*Bombina variegata*), FFH-RL Anh. II u. IV, RL By 2, T/S 2
- Laubfrosch (*Hyla arborea*) FFH-RL Anh. IV, RL By 2, T/S 2
- Erdkröte (*Bufo bufo*)
- Springfrosch (*Rana dalmatina*), FFH-RL Anh. IV, RL By 3, T/S 2
- Grasfrosch (*Rana temporaria*) RL By V, T/S V
- Seefrosch (*Pelophylax ridibundus*)

Zur potenziellen und/oder ehemaligen Amphibienfauna am unteren Inn zählen noch: Bergmolch (*Ichtyosaura alpestris*), Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) (nur an bewaldeten Hängen, nicht im Untersuchungsgebiet), Grünfrösche (Wasserfrosch, *Rana kl. esculenta* und *Rana lessonae* (?)) sowie die Wechselkröte (*Bufo viridis*) (vgl. HEILINGBRUNNER 1968, AßMANN 1977, GÜNTHER 1996, REICHHOLF 2002). Bergmolch wurde 2015 durch A. Maier in der Eringer Au gefunden.

Inwieweit die genannten „Grünfrösche“ vom Seefrosch verdrängt wurden (werden) lässt sich an dieser Stelle nicht belegen.

Die Wechselkröte war aus der Pockinger Heide bekannt (vgl. REICHHOLF 2002), scheint aber hier erloschen zu sein (SEGIETH, F. mdl. Mitt, siehe auch Bericht zur Amphibienkartierung im Landkreis Passau 2001).

Die „Bilanz“ der Nachweise 2003/2004 sah insgesamt folgendermaßen aus:

- | | |
|---|---|
| • Seefrosch (<i>Pelophylax ridibundus</i>): | 61 Nachweise, davon 6 nachweisliche Laichplätze |
| • Springfrosch (<i>Rana dalmatina</i>): | 54 Laichplätze |
| • Erdkröte (<i>Bufo bufo</i>): | 14 Nachweise, davon 6 Laichplätze |
| • Grasfrosch (<i>Rana temporaria</i>): | 8 Laichplätze |
| • Laubfrosch (<i>Hyla arborea</i>): | 6 Rufkolonien |

- Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*): 4 Laichplätze
- Kammmolch (*Triturus cristatus*): 1 Laichplatz
- Gelbbauchunke (*Bombina variegata*): 1 Exemplar

In dem hier relevanten Bereich des KW Eggfing wurden in den einzelnen Abschnitten 2003/2004 folgende Ergebnisse (Nachweise) erzielt:

Vorlandbereich von Urfar bis KW Ering (in Klammer Anzahl Nachweise in/an einem Gewässer):

- Teichmolch (-)
- Kammmolch (-)
- Gelbbauchunke (-)
- Laubfrosch (1)
- Erdkröte (-)
- Springfrosch (4)
- Grasfrosch (1)
- Seefrosch (5)

Aufhauser Au

- Teichmolch (1)
- Kammmolch (-)
- Gelbbauchunke (-)
- Laubfrosch (2)
- Erdkröte (1)
- Springfrosch (4)
- Grasfrosch (-)
- Seefrosch (7)

Aigner-Irchinger-Eggfing Au

- Teichmolch (1)
- Kammmolch (1)
- Gelbbauchunke (1)
- Laubfrosch (-)
- Erdkröte (2)
- Springfrosch (10)
- Grasfrosch (1)
- Seefrosch (4)

Eggfing Au (unterhalb KW):

- Teichmolch (1)
- Kammmolch (-)
- Gelbbauchunke (-)
- Laubfrosch (-)
- Erdkröte (-)
- Springfrosch (1)

- Grasfrosch (-)
- Seefrosch (7)

In der Zusammenschau gab es folgende Ergebnisse (AßMANN & SOMMER 2004):

Vorlandbereich von Urfar bis KW Ering (Innauen bei Urfar)

Im westlichen Teil von der Staustufe Ering innabwärts ist die relativ schmale Eringer Au abgesehen vom Kirnbach arm an Gewässern. Dies zeigt sich auch an der relativ geringen Zahl von fünf Amphibienfundpunkten in diesem Abschnitt. Der gleichförmig ausgeprägte, rasch fließende Bach ist für Amphibien als Laichgewässer weitgehend ungeeignet. Neben dem Bach gibt es wenige Tümpel unterschiedlicher Größe, die Springfrosch-Laich enthielten. Außer Grasfrosch wurden entlang des Kirnbaches keine weiteren Amphibien nachgewiesen. Im nordwestlichen Teil bei Urfar gibt es dagegen ein größeres System an Altwässern. An einem größeren schilfumstandenen, offenbar ungenutzten Altwasser wurden zahlreiche Laichballen des Springfrosches beobachtet. Rufende Seefrösche wurden bei der Nachtkartierung nur im Nordwestteil festgestellt. Direkt unterhalb der Staustufe Ering wurden rufende Laubfrosch-♂♂ in einem künstlichen Gewässer (Absetzbecken?) nachgewiesen.

Das Laubfrosch-Vorkommen und ein vermutlich großes Laichvorkommen vom Springfrosch wurden als „Höchst bedeutsam“ eingestuft. Alle anderen Gewässer in diesem Abschnitt mit Ausnahme des Kirnbaches sind für Amphibien „Sehr bedeutsam“.

Aufhausener Au

Die Aufhausener Au ist nur bis max. zur Hälfte mit Wald bestockt, der Anteil an landwirtschaftlich intensiv genutzter Fläche ist hoch, ähnlich wie bei der Seibersdorfer Au. Altwasserähnliche Gewässersysteme befinden sich nur am äußeren Rand. Die größeren Gewässer werden angelfischereilich stark genutzt. Hier wurden im Zuge des Life-Projektes Stillgewässer neu angelegt, die neuen Gewässer werden vom Springfrosch gut angenommen. Zugleich wurden vereinzelt Laichballen des Springfrosches aber auch in alten Rinnentümpeln und Altwasserrresten gefunden. In diesem kleinen Abschnitt wurden an insgesamt sieben Gewässern Amphibien nachgewiesen. Rufende Laubfrosch-Männchen konnten an drei verschiedenen Stellen festgestellt werden, außerdem – zusammen mit rufenden Seefröschen – direkt außerhalb des Untersuchungsgebietes an der Kläranlage Aufhausen. Im angrenzenden NSG „Unterer Inn“ wurden ebenfalls rufende Laubfrösche und ein riesiger Rufbestand des Seefrosches verhört.

Trotz des hohen Anteils an landwirtschaftlichen Flächen fällt die Aufhausener Au mit dem verhältnismäßig hohen Anteil von drei „Höchst bedeutsamen“ Amphibiengewässern auf. Bei zweien handelt es sich um aus Artenschutzgründen neu angelegte Gewässer. Ein „sehr bedeutsames“ Gewässer (Klärteich Aufhausen mit Laubfrosch) liegt knapp außerhalb der Untersuchungsgebietsgrenze. Drei Gewässer sind nur „Bedeutsam“.

Aigener- und Irchinger Au

Dieser langgestreckte Auwaldbereich ist auf nahezu gesamter Länge von einem noch weitgehend zusammenhängenden Altwassersystem mit z.T. großen Altwässern durchzo-

gen. In diesem Bereich wurden 14 Gewässer mit Amphibienbestand erfasst. Bei der Nachtkartierung war der Seefrosch überall häufig mit z.T. großen Rufbeständen. Grasfrosch und Erdkröte wurden, abgesehen von einem Massenlaichplatz der Erdkröte in einer alten Kiesgrube (Stoppweiher), nur vereinzelt gefunden. Durch Zufall wurde an einem Gewässer im mittleren Bereich bei der Nachtkartierung eine rufende Gelbbauchunke festgestellt. Ganz in der Nähe gelang an einem im Rahmen des Life-Projektes neu angelegten Tümpel der Nachweis von Kammolchlarven. Springfroschlaich wurde zwar an vielen Stellen, aber meist nur in kleiner Menge gefunden. Etwas größere Laichbestände des Springfrosches wurden in im Zuge des Life-Projektes neu angelegten Gewässern nachgewiesen. In den ausgedehnten Altwässern mit z.T. verschilften Uferbereichen im nördlichen Teil wurden trotz geeignet erscheinender Strukturen kein Springfroschlaich (und auch sonst kein Amphibienlaich) gefunden. Vermutlich spielt die sehr intensive angelfischereiliche Nutzung dieser Gewässer hierbei eine Rolle. Der Springfrosch laicht in der Aigener- und Irchinger Au eher in kleine, ungenutzte Rinnentümpel und Weiher.

Mit fünf „Höchst bedeutsamen“ und sieben „Sehr bedeutsamen“ Gewässern ist dieser Bereich für Amphibien als wertvoll einzustufen.

Egglfinger Au

Die größeren Stillgewässer außerhalb des Deiches in der Egglfinger Au sind angelfischereilich intensiv genutzt oder in manchen Fällen zu z.T. neu hergestellten Fischteichen ausgebaut. Weite Teile der Altwasserrinne sind auch sehr stark verlandet und führen kaum noch Wasser. Der Seefrosch ist hier die dominierende Amphibienart. Der größte Rufbestand (vermutlich auch Balz und Fortpflanzung) befindet sich in einem ungenutzten Weiher direkt unterhalb von Egglfing. Der einzige in der Egglfinger Au entdeckte Springfrosch-Laichplatz liegt im eingedeichten Bereich in einem Tümpel im Auwald. Ein altes Vorkommen des Laubfrosches nahe der Staatsstraße konnte nicht mehr bestätigt werden.

Von den sechs Gewässern mit Amphibiennachweis wurde nur das gemeinsame Vorkommen von Springfrosch (Laichgemeinschaft) und Teichmolch als „Höchst bedeutsam“ eingestuft, alle anderen Gewässer mit Seefroschvorkommen sind „Bedeutsam“.

Die Gesamtbilanz von 2003/2004 für die hier relevanten 4 Abschnitte sieht folgendermaßen aus (in Klammer Anzahl Nachweise in/an einem Gewässer):

- Seefrosch (25)
- Springfrosch (18)
- Erdkröte (3)
- Laubfrosch (3)
- Teichmolch (3)
- Grasfrosch (2)
- Kammolch (1)
- Gelbbauchunke (1)

4.4.2.3 Vergleichende Betrachtung der Bilanz von Reichholf und der Zustandserfassung 2003/2004

Auf Basis der Bilanz von 1960 bis 2000 von Reichholf (2002) und Ergebnissen der Zustandserfassung 2003/2004 erfolgte eine kurze Einschätzung der Situation in Aßmann & Sommer (2004):

„Molche

Die geringe Anzahl der Nachweise „deckt“ sich zunächst mit den Aussagen von REICHHOLF zum drastischen Rückgang der Molche. Dabei ist hervorzuheben, dass 2003/2004 kein Nachweis des Bergmolches, der nach REICHHOLF einst häufigsten Art, gelang.

Allerdings weist REICHHOLF auch darauf hin, dass es innerhalb der Stauseen und auch „in den Auen selbst“ nur wenige Molchvorkommen gab („Kiesgruben- und Druckwassertümpel“). So ist in seiner Bilanz (Tab. 1 bei REICHHOLF 2002) vor allem der Rückgang der „Molchtümpel im niederbayerischen Inntal, Gemeindebereich Bad Füssing herausgestellt. Der Rückgang liegt hier im Bereich der „Forste (Ränder)“, der „Feldflur“, der Gartenteiche“ und der „Auengewässer“. Zusätzlich weist er auf den Rückgang der Molchvorkommen in Kiesgruben durch Verfüllung aber auch möglicherweise durch relativ hohe Nitratgehalte.

Gelbbauchunke

REICHHOLF (2002): „Seit es keine neuen Kiesgruben mehr gibt ist die Gelbbauchunke bis auf kleine Restvorkommen so gut wie verschwunden.“ In den Innauen war die Gelbbauchunke wohl nie häufig.

Erdkröte

Die Erdkröte war in den 60er-Jahren außerordentlich häufig – „auch in den Gewässern des Auwaldes“. Ein starker Rückgang wird von REICHHOLF bereits in den 70er-Jahren gesehen. Dieser Rückgang hat sich bis in die 90er-Jahre noch verstärkt (siehe Tab. 2 bei REICHHOLF 2002). Auch die Momentaufnahme der ZE 2003 zeigt relativ wenige Laichplätze und Individuenzahlen für das Angebot an Gewässern in den Untersuchungsgebieten.

Laubfrosch

REICHHOLF geht bei der Laubfroschhäufigkeit von 1960 gegen 2000 „mit Sicherheit“ vom Mehrhundertfachen wenn nicht dem Tausendfachen am unteren Inn aus.

Die bei der ZE nachgewiesenen für die Untersuchungsgebiete insgesamt wenigen Rufkolonien mit relativ geringen Individuenzahlen belegen diese Aussage deutlich.

Springfrosch

Die Aussage von REICHHOLF (2002): „Der Springfrosch teilte sich das Inntal offenbar weitgehend mit dem Grasfrosch auf“. „Dieser laichte an den Kiesgruben und Weihern der

Flur und des Forstes, der Springfrosch jedoch offenbar nur in den Auwald-Gewässern. Und dort wurde er auch am stärksten von den Bestandsrückgängen getroffen.

Die Bearbeiter vermuten hier eine Unterschätzung der aktuellen Springfroschvorkommen durch REICHHOLF (siehe Grasfrosch).

Grasfrosch

„In den Innauen habe ich ihn nie häufig“ angetroffen; im Auwald selbst höchsten gleich selten wie den Springfrosch“. „Von 40 potenziellen Laichgewässern ergaben Frühjahrsuntersuchungen 1979 nur noch fünf positive Feststellungen von (wenigen) Grasfrosch-Laichballen in den Innauen und in der vorgelagerten Flur“ (REICHHOLF 2002).

Grünfrösche

Der Seefrosch (*Rana ridibunda*) wurde erst Anfang der 70er-Jahre (REICHHOLF-RIEHM & REICHHOLF 1974) in den Stauseen sicher nachgewiesen.

Davor erfolgte keine Artentrennung. Das „Keckern“ im Quaken der Seefrösche wurde von REICHHOLF erst in den 70er-Jahren wahrgenommen. Davor waren jedoch schon Grünfrösche sehr häufig an den Altwässern der Innauen und den Lagunen. Nachdem es in den 70er- und mindestens bis Mitte der 80er-Jahre riesige Seefrosch-Vorkommen gab, sank nach REICHHOLF der Bestand bis Ende der 90er-Jahre drastisch ab. In den Momentaufnahmen der ZE 2003 kann jedoch keinesfalls mehr von nur „einzelnen“ oder „wenigen“ Tieren gesprochen werden wie REICHHOLF feststellt (2002). Eine auch in anderen Gebieten (leider) deutliche Zunahme des Seefrosches bestätigt sich offensichtlich auch am unteren Inn.

Ursachen

Als Ursache für den Niedergang der Amphibien am Unteren Inn diskutiert REICHHOLF (2002):

- Kleingewässermangel (bzw. Mangel an neu entstehenden Kleingewässern)
- Änderungen der Wasserqualität (z. B. Verockerung, Schadstoffe, Düngeinträge)
- Änderung der Sonneneinstrahlung
- Temperaturverhältnisse und Nahrungsangebot

Die Ursachen für die Relevanz dieser sicher weitgehend zutreffenden Faktoren liegen zu einem sicher nicht geringen Anteil auch an der Existenz der Stauseen und der fehlenden natürlichen Dynamik. Wahrscheinlich wären bei naturnäherer Situation keine der von Reichholf beschriebenen Massenvorkommen möglich gewesen. Aber möglicherweise wäre der Bergmolch noch in den Auen.

Auf eine weitere Gefährdung im Zusammenhang mit Stauwerken sei noch hingewiesen. Fünfjährige Untersuchungen an Braunfröschen unterhalb der Staustufe Melk (Donau, Österreich) ergaben als eindeutige Ursache eines Bestandsrückganges die Verschüttung der Tiere durch Schlamm- und Sandmassen eines Winterhochwassers. Die unnatürlich hohen

Überschüttungen wirkten sich auch auf das Nahrungsangebot und die Laichgewässer negativ aus (SEIDEL 1997).

4.4.3 Aktuelles und potenzielles Arteninventar, Schutzstatus und naturschutzfachliche Bewertung

Im möglichen Einwirkungsbereich des KW Eggfing gibt es Nachweise von 8 Amphibienarten. Darüber hinaus gibt es weitere 2 potenzielle Vorkommen bzw. von einst nachgewiesenen Amphibienarten. (AßMANN & SOMMER 2004, REICHHOLF 2002)

2003/2004 und wahrscheinlich aktuell noch vorkommende Amphibienarten sind:

- Teichmolch (*Lissotriton vulgaris*)
- Kammmolch (*Triturus cristatus*)
- Gelbbauchunke (*Bombina variegata*)
- Laubfrosch (*Hyla arborea*)
- Erdkröte (*Bufo bufo*)
- Springfrosch (*Rana dalmatina*)
- Grasfrosch (*Rana temporaria*)
- Seefrosch (*Pelophylax ridibundus*)
- Potenzielle und aktuell fragliche Amphibienvorkommen sind:
- Bergmolch (*Ichthyosaura alpestris*; aktueller Nachweis Eringer Au)
- Wechselkröte (*Bufo viridis*)

Streng geschützt sind die Arten von Anhang IV der FFH-Richtlinie Laubfrosch und Springfrosch sowie die potenziellen Arten Kammmolch und Gelbbauchunke die in Anhang II und IV der FFH-Richtlinie enthalten sind. Darüber hinaus sind alle Arten besonders geschützt.

Insbesondere mit dem Vorkommen des Laubfrosches, Rote Liste Bayern „stark gefährdet“ und dem mehrfachen Vorkommen des Springfrosches Rote Liste Bayern „gefährdet“ kommt dem Untersuchungsgebiet in Verbindung mit den gesamten Auen des unteren Inn mindestens eine „regionale Bedeutung“ zu.

4.4.4 Mögliche Wirkfaktoren beim Betrieb des KW Eggfing und deren mögliche Auswirkungen auf Amphibien

Auf Grundlage der in Kapitel drei dargestellten strukturellen Entwicklungen und deren standörtlichen Auswirkungen werden hier die für Amphibien relevanten Faktoren zusammengestellt. Enthalten sind auch mögliche Faktoren, die nicht direkt durch den Betrieb wirksam sind, aber als Folge darauf zurückgeführt werden können (z.B. auch notwendige Revitalisierungsmaßnahmen).

„Ursachen- und Wirkungsgemenge“, die schwer zu analysieren sind, ergeben sich durch die Entwicklung in der Landwirtschaft (Einfluss von Düngern und Pestiziden), Freizeit und Erholung, durch Infrastrukturmaßnahmen sowie beim Klimawandel und Nährstoffeinträgen aus der Atmosphäre.

Es werden prinzipiell folgende relevante Faktoren gesehen:

- A) Verlust der Dynamik des Inn mit der Folge, dass keine „jungen“, fischarmen Stillgewässer und keine „Totwasser“ (d.h. fast verlandete Rinnen ohne Anschluss an

den Inn) entstehen, die nur noch von stagnophilen, für Amphibien harmlose Fischarten (z.B. Schlammpeitzger) bewohnt werden

B) Verlandung von Altrinnen und Tümpeln im Deichhinterland durch Grundwasserabsenkung und Sukzession führt zur Reduktion bzw. zum Verlust an Laichplätzen; betroffen davon sind alle Arten, das Ausmaß und die naturschutzfachliche Relevanz ist dabei unterschiedlich

C) Veränderungen beim Grundwasser:

Grundwasserabsenkung im Hinterland führt zu Verlusten an Laichgewässern für alle Arten und zu Verlusten an Landlebensräumen für den hygrophilen Grasfrosch

Verminderung der Schwankungen der Grundwasserstände im Hinterland mit Verlust an Strukturvielfalt und Beschleunigung der Verlandung von Stillgewässern; negative Auswirkungen sind bei allen Arten möglich

D) Anbindung von Altrinnen („Redynamisierung“ für die Fischfauna) an den Inn mit Folge des Laichplatzverlustes für Amphibien

E) Verockerung von Gewässern bedeutet eine Beeinträchtigung bzw. ein Verlust von Laichplätzen

F) Überschlickung/Übersandung von Rinnen mit Tümpeln bei Hochwasser, die zum Verlust von Laichplätzen führen

G) Überschlickung/Übersandung von Vorlandbereichen bei Hochwasser führt zur Zunahme eutrapher Pflanzengesellschaften und zur Beeinträchtigung von Landlebensräumen durch eine negative Veränderung der Habitatstruktur und des Mikroklimas

H) Hoher Fischbesatz führt zu Individuenverlusten bei Larven und dem Ausfall von Laichgewässern; betroffen sind vor allem Molche und der Laubfrosch

I) Entstehung „neuartiger“ Laichplätze durch Verlandungslagunen und Auwaldtümpeln im Stauraum potenziell v.a. für Erdkröte und Seefrosch

4.4.5 **Einschätzungen zu den einzelnen Arten**

Auf Basis der 2003/2004 im Bereich des KW Eggfing erhobenen Amphibienvorkommen soll die Situation der einzelnen Arten dargestellt und kommentiert werden.

Teichmolch

- 3 Nachweise eines Laichplatzes
- Vorkommen: Nachweise von Larven in angelegten Tümpeln und einem Weiher in der Aufhauser und der Irchinger-Eggfing Au; in Flachwasserzonen von Altwasern sind weitere Vorkommen möglich
- Die Art muss trotzdem als selten eingestuft werden.

- Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, B, C, D, E, G, H
- Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Eine Förderung wäre vordringlich. Als Zielart für eine notwendige Neuschaffung von Laichgewässern sollte als die potenzielle Molchart der Kammolch gelten.

Kammolch

- 1 Nachweis eines Laichplatzes
- Vorkommen: Aigener-Irchingen-Eggfingener Au, Larvennachweis in „neu angelegter Tümpelrinne ca. 10mx1m, flach, Algenmatten, beginnende Verockerung“ (2003)
- Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, B, C, D, E, H, I (?); Primär durch Gewässerzustände (Verockerung) und Fischbesatz gefährdet
- Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Die Neuanlage und Pflege warmer, vegetationsreicher Gewässer ohne Fischbesatz ist dringend erforderlich

Gelbbauchunke

- 1 Nachweis eines rufenden Tieres (06.05.2003)
- Vorkommen: Aigener-Irchingen-Eggfingener Au in „Tümpel ca. 20mx1m tief, Beschattung 30%, Algenmatten, Goldfische“
- Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, B, C, D, E, H, I (?)
- Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Die Neuanlage und Pflege von Kleingewässern ist dringend erforderlich

Laubfrosch

- 2 Nachweise von Rufkolonien
- Vorkommen: Es gab 3 Vorkommen: Becken im UW KW Ering-Frauenstein (5-10 rufende ♂♂), Klärteich bei Aufhausen (2-3 rufende ♂♂) und „Malchinger Bach“ (2-3 rufende ♂♂) in der Aufhauser Au
- Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, B, C, D, E, H
- Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Die Art benötigt warme Gewässer. Ohne erhebliche Erhöhung der Fluss- und Grundwasserdynamik ist die Art nur durch gezielte Maßnahmen zu erhalten (vgl. Tester (2001)). Es wäre daher wichtig im Untersuchungsgebiet mindestens ein Laichgebiet vergleichbar dem „Biotopacker“ im Abschnitt des KW Ering herzustellen, um eine stabilere Metapopulation zu sichern.

Grasfrosch

- 2 Nachweise von Laichplätzen
- Vorkommen: Altrinentümpel (Tümpelketten) mit maximal 10-20cm Wasserstand; mit 3 bzw. 10 Laichballen, nur sehr kleine Vorkommen!
- Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, B, C, D, E, F, G; Der wahrscheinliche Rückgang bzw. die wenigen Vorkommen des Grasfrosches gegenüber dem wärmeliebenden und trockenheitsverträglicheren Springfrosches ist wahrscheinlich ein Indikator für die Austrocknung des Hinterlandes.

- Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Eine Anhebung des Grundwasserspiegels und eine höhere Grundwasserdynamik würde die Situation der Laichplätze und Landlebensräume verbessern.

Erdkröte

- 3 Nachweise von Laichplätzen
- Vorkommen: 2 Laichplätze lagen in Altwässern, der größte Laichplatz war im „Stoppweiher“ (ca. 100 Laichschnüre).
- Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, B, C, E, I; die relativ geringen Nachweise beruhen auf dem geringen Angebot an geeigneten Gewässern. Von Dimension und Struktur geeignete Altwasserteile sind teilweise in zumindest in Uferbereichen von Verockerung betroffen und frei von Amphibien (zumindest deren Fortpflanzung). Zu Laichbeständen in Lagunen des Stausees fehlen Kartierungen! Von der geringen (kritischen) Bestandsgröße bedingt durch weitere Faktoren sind keine Aussagen möglich.
- Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Es sind keine speziellen Maßnahmen notwendig, die Art würde aber von der Reduktion von aufgezeigten negativen Auswirkungen profitieren.

Springfrosch

- 18 Nachweise von Laichplätzen
- Vorkommen: Sowohl in Altwässern als auch in angelegten Kleingewässern, größter Bestand: 40 Laichballen
- Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, B, D, E, F, G, I; Neben dem Seefrosch scheint der Springfrosch die resilienteste Amphibienart des Gebietes zu sein; er nutzt verschiedene Gewässertypen zum Laichen und profitiert möglicherweise von der Austrocknung des Hinterlandes, darüber hinaus scheint ein landesweiter Trend der Zunahme von Springfroschbeständen gegeben.
- Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Es sind keine speziellen Maßnahmen notwendig, die Art würde aber von der Reduktion von aufgezeigten negativen Auswirkungen profitieren.

Seefrosch

- 25 Nachweise, 5 konkrete Laichplätze wurden nachgewiesen, beim Rest handelt es sich um rufende Kolonien und Einzelexemplare
- Vorkommen: In verschiedensten Gewässertypen; Zur Reproduktion sucht die Art oft relativ kleine Gewässer auf.
- Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: B, C, E, I; Inwieweit der sich allgemein noch ausbreitende Seefrosch im Gebiet den kleinen Wasserfrosch und den Wasserfrosch verdrängt hat, ist fraglich.
- Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Es sind keine speziellen Maßnahmen notwendig, die Art würde aber von der Reduktion von aufgezeigten negativen Auswirkungen profitieren.

4.4.6 Resümee

Arteninventar

Im Bereich des KW Eggfing kommen 8 Amphibienarten vor. Aufgrund der aktuellen Verbreitungsbilder von Amphibien in Bayern, historischen Angaben und den anzunehmenden Standortverhältnissen, die vor wasserbaulichen Maßnahmen am Inn vorhanden waren, kann von 10 Amphibienarten ausgegangen werden, die in den Inn-Auen Vorkommen haben könnten. Die 2 Arten, die nicht mehr nachgewiesen wurden sind Bergmolch und Wechselkröte.

Entwicklung der Amphibienfauna

Relative Häufigkeiten der Arten, Populationsstrukturen und räumliche Verteilung von (Meta-) Populationen der „natürlichen“ Inn-Auen können abgeschätzt werden. Anhaltspunkte dazu bieten Kenntnisse von noch vorhandenen Wildflusslandschaften, z.B. des Tagliamento (KLAUS et al. 2001) und der oberen Isar (KUHN 2001), sowie früheren Aufzeichnungen von Amphibienvorkommen an der Isar (GISTL 1829) und am Lech (DÜRINGEN 1897).

Am Tagliamento konnten z.B. ca. 60 Tümpel pro Fluss-km festgestellt werden. Zwei Drittel aller Gewässer des aktiven Umlagerungsbereiches, darunter 50% der ephemeren Tümpel, waren von Amphibien besiedelt. 40% aller Gewässer entstanden nach Hochwasser neu (KLAUS et al. 2001). In natürlichen Flussauen wie eben auch am Inn sind Gewässer (und Inseln) unterschiedlichen Typs und Sukzessionsgrades mosaikartig verteilt. „Daher können Amphibien im gesamten aktiven Auenbereich günstige Bedingungen vorfinden“ (KLAUS et al. 2001). Der laterale Besiedelungsgradient vom Fluss bis hin zu isolierten Gewässern, wie er sich heute zeigt, ist daher durch die anthropogenen Eingriffe bedingt. Nach der Korrektur des Inn und nach dem Bau des KW Eggfing kam es zu einer weitreichenden Veränderung der Standortverhältnisse für Laichplätze und Landlebensräume von Amphibien. Beim Bau der Staustufe waren (bis auf den Seefrosch?) sicher noch alle 10 Amphibien vorhanden (vgl. REICHHOLF 2002). Wahrscheinlich wurden jedoch „Massenvorkommen“ von Erdkröte, Grünfröschen und Laubfrosch (REICHHOLF 2001) erst danach möglich. Das Verbreitungsbild z.B. der Erdkröte in einer dynamischen Aue (obere Isar) weicht davon stark ab (KUHN 2001). Der Niedergang von Molchen, Wechselkröte und Gelbbauchunke begann jedoch sicher bereits mit der Korrektur des Inn.

Bedingt durch verschiedenste Ursachen grundsätzlicher Art durch Korrektur und Staustufe und den von REICHHOLF (2002) dargestellten Faktoren, die auch äußere Einflüsse umfassen, muss derzeit von einer insgesamt ungünstigen Situation für die Amphibienfauna ausgegangen werden.

Diese ist derzeit gekennzeichnet durch:

- relativ kleine und seltene Bestände von Arten bei denen aufgrund der Gewässersituation häufigere und größere Vorkommen zu erwarten wären (Grasfrosch und Erdkröte)

- kleinste Bestände von Arten mit besonderem Bedarf an warmen, fischfreien (-armen) Gewässern (Kammolch, Gelbbauchunke und Laubfrosch)
- dem Fehlen der Pionierart Wechselkröte (ausgestorben)
- der Dominanz von Seefrosch und Springfrosch

Beim Seefrosch handelt es sich wahrscheinlich um einen erst in den 70er-Jahren eingewanderten, robusten „Ökotyp“ (?). Der Springfrosch kann als wärmeliebende und trockenheitsverträgliche sowie gegenüber Laichplätzen anspruchslose Art ein „Gewinner“ der veränderten Standortverhältnisse in den Auen sein.

4.5 Reptilien

4.5.1 Datengrundlagen

Gezielte Reptilienkartierungen liegen für das Untersuchungsgebiet und den unteren Inn nicht vor.

Die Nachweise und Informationen zu Reptilien resultieren aus „Beibeobachtungen“ von ABMANN & SOMMER (2004) bei der Amphibienkartierung 2003/2004 und von Gebietskennern (W. SAGE, F. SEGIETH, D. RENNER).

Aussagen zu Bestandsgrößen und zum Erhaltungszustand der lokalen Populationen sind ohne gezielte Erhebungen nicht möglich.

4.5.2 Arteninventar, Schutzstatus und naturschutzfachliche Bewertung

Nach den Vorinformationen kommen im Untersuchungsgebiet aktuell vor:

- | | |
|--|------------------------|
| • Blindschleiche (<i>Anguis fragilis</i>) | RLBy V |
| • Zauneidechse (<i>Lacerta agilis</i>) | FFH-RL Anh. IV; RLBy V |
| • Ringelnatter (<i>Natrix natrix</i>) | RLBy 3 |
| • Schlingnatter (<i>Coronella austriaca</i>) | FFH-RL Anh. IV, RLBy 2 |
| • Äskulapnatter (<i>Zamenis longissimus</i>) | FFH-RL Anh. IV, RLBy 1 |

Für die Äskulapnatter liegen derzeit keine Nachweise aus diesem Abschnitt vor. Aufgrund der Nachweise im Bereich Ering einerseits und Nachweisen bei Neuhaus ist ein Vorkommen der sehr versteckt lebenden Schlange in den Auen dieses Flussabschnittes sehr wahrscheinlich.

Mit den 5 Reptilien wäre eine für den unteren Inn vollständige, autochthone Reptilienfauna vorhanden. Lediglich die Bergeidechse (*Zootoca viviparus*) mit Vorkommen im Neuburger Wald wäre als sehr seltene Art in den Inn-Auen denkbar. Es gibt jedoch hier bisher keine Nachweise. Hinweise auf das Vorkommen der Kreuzotter wie sie von Anwohnern kommen (RENNER mdl. Mitt. 2014; HERRMANN 2016 mndl.) beruhen mit Sicherheit auf einer Verwechslung mit der Schlingnatter. Alle Reptilienarten Bayerns sind nach der Artenschutzverordnung geschützt – die FFH-Arten Zauneidechse, Schlingnatter und Äskulapnatter „streng geschützt“.

Zusammen mit dem Vorkommen der „vom Aussterben bedrohten“ (RL1) Äskulapnatter haben die Inn-Auen und das UNTERSUCHUNGSGEBIET regionale Bedeutung.

4.5.3 **Mögliche Wirkfaktoren beim Betrieb des KW Eggfing und deren mögliche Auswirkungen auf Reptilien**

Aufgrund der in Kapitel 3 dargestellten Wirkfaktoren und deren standörtlichen Auswirkungen sind für Reptilien relevant:

- A) Dynamikverlust führt zum Verlust von Habitatstrukturen zur Thermoregulation und zur Fortpflanzung (z. B. fehlende Getreibselhaufen, Totholz, offener Rohboden und Steinflächen)
- B) Bestandsrückgänge von Amphibien führen zu Nahrungseinbußen bei der Ringelnatter
- C) Infrastrukturmaßnahmen (Wege, Straßen im Auenbereich) führen zu Individuenverlusten durch Kollision und Barrierewirkungen
- D) Deiche und Uferversteinungen bieten Sekundärlebensräume, soweit ein für die Reptilien verträglicher Unterhaltungsmodus existiert
- E) Art und Ausmaß von Pflegemaßnahmen an Deichen

4.5.4 **Einschätzungen zu den einzelnen Arten**

Blindschleiche

- Vorkommen/Ansprüche: Die allgemein weit verbreitete Reptilienart hat wenig spezifische Ansprüche an ihren Lebensraum. Sie kann sowohl im lichten Auwald und dessen Rändern als auch an den Deichen mit lockeren Gehölzbeständen vorkommen.
- Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: Das Überfahren von Blindschleichen durch Radfahrer an den Deichen und anderen Wegen führt sicher zu Individuenverlusten. Weitere, essentielle Aussagen sind kaum möglich.
- Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Für diese Art nicht gesondert relevant. Als eine Nahrungsgrundlage z.B. für die Schlingnatter sind aber hohe Bestände anzustreben.

Zauneidechse

- Vorkommen/Ansprüche: Die Zauneidechse kann regelmäßig an Deichen, Auwaldrändern und Brennenstandorten erwartet werden. Günstige Lebensräume sind vor allem Randsituationen wie Waldrand-Offenland oder offene Flächen mit Gebüschgruppen. Besonders günstig ist auch das Vorhandensein von kleineren Rohbodenflächen in einem Vegetationsmosaik.
- Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, E; der Verlust durch Flusssdynamik entstehender Strukturen wird durch Lebensräume an Deichen und Waldrändern sicher kompensiert – die Art aber auch abhängig von geeigneten Pflegemaßnahmen.

- Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Verbesserungsmöglichkeiten bestehen in einer Optimierung der Pflege von Offenlandlebensräumen (Mahdregime, Art der Mahd, Strukturelemente in der Fläche)

Ringelnatter

- Vorkommen/Ansprüche: Die Ringelnatter ist vor allem an den Altwässern im Auwald zu erwarten und 2003/2004 hier mehrfach beobachtet worden. Die agile, wärmeliebende Art sucht jedoch auch die Deiche zum Sonnen auf. Für Ihre Ernährung ist vor allem ein guter Bestand an Amphibien notwendig. Eine weitere Voraussetzung sind geeignete Eiablageplätze in Form von verrottendem, organischem Material, welches Gärungswärme entwickelt.
- Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, B, D, E bedingt; Rückgang von Amphibien und Verlust an z.B. Getreiselhaufen, Totholz als Eiablageplätze dürften die wirksamsten Faktoren sein.
- Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Förderung der Amphibienbestände, Anlage von Eiablageplätzen z.B. in Form von Häckselhaufen

Schlingnatter

- Vorkommen/Ansprüche: Die Schlingnatter ist eine sehr versteckt lebende Art. Sie kommt in verschiedensten warmen Lebensräumen vor und benötigt dabei ein Mosaik von offenen, besonnten Flächen und Strukturen die Deckung und Quartiere bieten. Dies ist im Untersuchungsgebiet hauptsächlich an Deichen und Waldrändern gegeben. Die Schlingnatter ernährt sich überwiegend von anderen Reptilien – hier sicher der Blindschleiche und Zauneidechse.
- Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, C, D, E; der Verlust an durch Dynamik bedingten Strukturen wird durch den Lebensraum Deich kompensiert sofern eine verträgliche Pflege besteht.
- Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Optimierung der Pflege von Deichen und Waldrändern.

Äskulapnatter

- Vorkommen/Ansprüche: Die Äskulapnatter ist nach bisherigen Beobachtungen die seltenste Schlangenart des Untersuchungsgebiet bzw. der Inn-Auen. Die Waldart benötigt einerseits deckungsreiche Gehölzbestände und andererseits Sonnenplätze an Waldrändern, Lichtungen und an den Deichen. Ein wesentlicher Faktor sind wie bei der Ringelnatter geeignete Eiablageplätze. Die Äskulapnatter ernährt sich vorwiegend durch Kleinsäuger und Vögel.
- Relevante Wirkfaktoren/Auswirkungen: A, D, E; eventuelle Verluste an Strukturen werden durch Deiche, extensivere Waldnutzung und Pflege von Brennenstandorten kompensiert.
- Handlungsbedarf/Verbesserungsmöglichkeiten: Anlage von Eiablageplätzen (Zwischenlösung), Entwicklung von totholzreiche Naturwaldparzellen (Eiablageplätze), Optimierung von Pflegemaßnahmen auf Deichen und an Waldrändern (Struktureinbringung)

4.5.5 Resümee

Die derzeit vorhandenen Lebensräume im Untersuchungsgebiet ermöglichen allen vorkommenden Reptilienarten die Bildung überlebensfähiger Populationen. Zu den Erhaltungszuständen der Populationen der einzelnen Arten ist an dieser Stelle jedoch keine Aussage möglich.

4.6 Schmetterlinge

Derzeit sind aus dem Gebiet zwischen Salzachmündung und Ering etwa 700 Schmetterlingsarten der Innauen sowie der unteren Stufen der Niederterrasse bis etwa zur B12 (alt) bekannt (SAGE unveröffentlicht), dessen Artenzusammensetzung sich im Wesentlichen auch auf den behandelten Stauraum Eggfing-Obernberg übertragen lassen.

Im Folgenden werden die verschiedenen Falterlebensräume, deren Entwicklung, sowie mögliche Maßnahmen zu deren Erhaltung, bzw. Verbesserung aufgezeigt. Neben Schmetterlinge wird teilweise auch auf relevante Arten anderer Insektengruppen behandelt.

4.6.1 Bereiche innerhalb der Dämme (Schilfgebiete und Weichholzaunen)

4.6.1.1 Schilfbestände

Schilfbestände sind in diesem Stauraum in ihrer Fläche deutlich weniger als in den Stauräumen innaufwärts bis hoch zur Salzachmündung. Die größten Flächen befinden sich für eine Erfassung der Schmetterlingsfauna unerreichbar auf den Anlandungen im unteren Drittel des Stauraums. Dennoch gehören die Schilfbestände und damit wohl auch schilfbewohnenden Schmetterlingsarten, überwiegend Eulen (*Noctuidae*) aber auch einige Zünsler (*Pyralidae*), auch hier zu den Gewinnern in diesem früher wohl schilffärmeren Abschnitt.

So dürfte auch hier der Großteil aller in Südostbayern in jüngerer Zeit nachgewiesenen „Schilfeulen“ (RUCKDESCHEL, 2011) und (SAGE, 1996) vorkommen. Dies sind Ried-Weißstriemeneule (*Simyra albovenosa*) (RL 1), Röhrichteule (*Phragmatiphila nexa*) (RL 3), Spitzflügel-Graseule (*Mythimna straminea*) (RL V), Zweipunkt-Schilfeule (*Lenisa geminipuncta*) (RL V), Schmalflügelige Schilfeule (*Chilodes maritima*) (RL 3) und Rohrglanzgras-Schilfeule (*Archanara neurica*) (RL 2) sowie die beiden Zünsler *Schoenobius gigantella* (RL 3) und *Chilo phragmitella* (RL V).

Da ausgedehnte Schilfbestände in Deutschland wie auch in Bayern eher selten und zudem rückläufig sind, findet man diese Arten auch in der Roten Liste Bayern, überwiegend bei den höheren Gefährdungsstufen. Den Schilfbeständen im Europareservat „Unterer Inn“ und damit auch dem Stauraum Eggfing/Obernberg kommt daher eine hohe Bedeutung für den Arterhalt der „Schilfeulen“ zu.

4.6.1.2 Weichholzaue

Silberweiden-Auwald

Wenn von Weichholzaue auf den Anlandungsflächen innerhalb der Dämme die Rede ist, handelt es sich fast ausschließlich um Silberweiden-Auwald. Die Silberweide (*Salix alba*)

ist die erste Baumart, die sich auf den Inseln und Anlandungen innerhalb der Stauseen am unteren Inn ansiedelt (REICHHOLF 2001). Sie bildet auch heute noch auf großen Flächen annähernd Reinbestände und nur ganz allmählich gesellen sich weitere Baumarten der Weichholzaue dazu. Insbesondere durch die Fällungen der Biber wird dieser Prozess nun vielleicht etwas beschleunigt. Dennoch sind diese Bereiche im Vergleich zu den ausgedehnten Auwäldern noch relativ artenarm, zumindest was die Schmetterlingsfauna betrifft. Noch fehlt es an einem reichhaltigen Angebot geeigneter Raupenfutterpflanzen. Die Silberweide wird zwar von den Raupen einiger polyphager Schmetterlingsarten wie Schwärmern, Zahnspinnern, Eulen und Spannern als Futterpflanze genutzt, ist jedoch für die meisten Arten nur Futter zweiter Wahl.

Weichholzaue bei Urfar

Zwischen der Staustufe Ering-Frauenstein und Urfar gibt es noch Weichholzaue, die von den Einflüssen des Inns noch nicht völlig isoliert ist.

4.6.2 Damm

Sonnenexponierte Bereiche für xerothermophile Arten

Auf den eher nährstoffarmen und sonnenexponierten Dammschnitten haben sich artenreiche Magerwiesen und Säume entwickelt, die einer Vielzahl von xerothermophilen Insektenarten als Habitat dienen. Darüber hinaus vernetzen sie vergleichbare Lebensräume miteinander. Dies nicht nur im Nahbereich, zum Beispiel mit den „Brennenstandorten“, sondern in Verbindung mit Straßenrändern oder, wo vorhanden, Bahndämmen auch hinein in die Fläche. So kann zum Beispiel das Auftreten des Deutschen Sandlaufkäfers (*Cylindera germanica*) (RL 1) im Stauraum Ering-Frauenstein (SAGE 2010) nur durch Zuwanderung über den Inndamm erklärt werden. Hier wurde der seltene Käfer zuletzt vor 1980 noch nachgewiesen (FRITZE, KROUPA & LORENZ 2004). Wanderbewegungen durch lebensraumfremdes Terrain werden von der ausbreitungsschwachen Art ausgeschlossen. So muss die Art in der Region (vermutlich am Damm) überdauert haben und konnte nun so im „Biotopacker“ bei Eglsee eine individuenstarke Population bilden, die jedoch auf entsprechende Pflege angewiesen ist.

Bereits jetzt kommt den Dämmen zudem eine wichtige Rolle bei der Ausbreitung von wärmeliebenden Arten zu, die bei einer prognostizierten Klimaerwärmung noch an Bedeutung zunehmen würde. So konnte die Ausbreitung von Nachtkerzenschwärmer (*Proserpinus proserpina*) (RL V), Kurzschwänzigem Bläuling (*Cupido argiades*), der Kadens Staubeule (*Platyperigea kadenii*) (neu in Deutschland) und weiterer Insektenarten wie Schabrackenlibelle (*Hemianax ephippiger*), Östlicher Blaupfeil (*Orthetrum albistylum*) und Trauerrosenkäfer (*Oxythyrea funesta*) (RL 1) entlang der Flusssysteme von Donau und Inn recht gut dokumentiert werden (SAGE 2013).

Typische, seltenere Arten und Arten der Roten Liste, denen die xerothermen Dammbereiche mittlerweile als Habitat dienen, sind zudem unter anderem: Schwalbenschwanz (*Papilio machaon*), Idas-Bläuling (*Lycaeides idas*) (RL 2), Wolfsmilchschwärmer (*Hyles euphorbiae*) (RL V), Labkrautschwärmer (*Hyles galii*) (RL 2), Wolfsmilch-Rindeneule (*Acronicta euphorbiae*) (RL 3), Skabiosenschwärmer (*Hemaris tityus*) (RL 3) sowie der

Kleine Tatzenkäfer (*Timarcha goettingensis*) (RL V). Nicht zu vergessen die Kolonien der Weiden-Sandbiene (*Andrena vaga*) auf den Dämmen sowie einigen Magerstandorten, von denen weitere Arten wie Ölkäfer und Wollschweber abhängig sind. Derzeit ist ein größerer Dammabschnitt, etwa auf Höhe Aigen am Inn, sehr strukturarm. Hier fehlen die für Insekten aber auch für Vögel und Reptilien wichtigen „Störstellen“, also Bereiche, die die Strukturarmut in diesem Bereich unterbrechen.

Heckenbestände

Neben den offenen Dammflächen sind weite Bereiche mit Hecken bewachsen, während Bäume ab einer bestimmten Stammstärke nicht mehr geduldet werden. Diese Hecken in Verbindung mit den offenen Bereichen sind außerordentlich wichtige Schmetterlingslebensräume.

Es sind zwar nur wenige Tagfalterarten wie Pflaumen-Zipfelfalter (*Satyrrium pruni*) (RL V) und Faulbaum-Bläuling (*Celastrina argiolus*), die man als Imago hier regelmäßig beobachten kann, jedoch ist die Hecke „Kinderstube“ zahlreicher Arten. So gilt zum Beispiel die Schlehe als typischer Schmetterlingsstrauch, zumal die Blätter von rund 70 Schmetterlingsarten zur Eiablage aufgesucht werden. Als Arten der Roten Liste sollen hier Striemen-Rindeneule (*Acronicta strigosa*) (RL V), Berberitzeneule (*Auchmis detersa*) (RL V) und Stachelbeerspanner (*Abraxas grossulariata*) (RL 2) aufgeführt werden. Typische Käfer sind der seltene Geißblatt-Linienbock (*Oberea pupillata*) und seit kurzem der Trauerrosenkäfer (*Oxythyrea funesta*) (RL 1). Heckenbestände bzw. Einzelsträucher sollten sehr locker auf den Dämmen verteilt sein. Derzeit gibt es weite Bereiche ohne Hecken aber auch Teilabschnitte, wo Hecken zu sehr die Dammvegetation bestimmen.

Weniger trockene Böschungsbereiche

Abseits der sonnenexponierten Bereiche haben sich ebenfalls artenreiche, von der Pflege abhängige, weniger xerotherme Wiesenstandorte entwickelt (zumeist Glatthaferwiesen). Vielen Schmetterlingsarten, die vor einigen Jahrzehnten noch häufig auf solchen Wiesen zu beobachten waren, dienen heute offene Dammabschnitte als Ersatzlebensraum. Auch wenn Arten wie Schachbrett (*Melanargia galathea*), Goldene Acht (*Colias hyale*), Hauhechel-Bläuling (*Polyommatus icarus*), Aurorafalter (*Anthocharis cardamines*) oder Gemeines Blutströpfchen (*Zygaena filipendulae*) in den Roten Listen noch nicht erwähnt werden, bedeutet das nicht, dass sie nicht rückläufig sind.

Die Bedeutung solcher Dammabschnitte (z.B. Höhe Aufhausen) hat für diese Arten von Jahr zu Jahr zugenommen. Auch für diese Artengruppe haben die Dämme eine unverzichtbare Vernetzungsfunktion und begünstigen die Ausbreitung zahlreicher Arten. Als zunehmendes Problem muss jedoch die noch immer fortschreitende Besiedlung weiter Bereiche durch Neophyten wie Kanadische Goldrute (*Solidago canadensis*), Drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*), Feinstrahl (*Erigeron annuus*) und lokal auch Knötericharten (*Fallopia spec.*) betrachtet werden, die diese Standorte zusehends entwerten.

4.6.3 Bereich um den Malchinger Bach

Während die Falterfauna im Umfeld der meist stark verockerten Sickergräben zwischen Salzachmündung und Ering recht gut bekannt ist, liegen von den Randbereichen des Malchinger Baches kaum Daten vor. Es kann aber angenommen werden, dass ein Groß-

teil der nachfolgenden Arten auch hier zu finden wäre: Pestwurzeule (*Hydraecia petasitis*) (RL V), Schwarzes Ordensband (*Mormo maura*), Glanzgras-Grasbüscheleule (*Apamea unanimitis*), Wasserschwaden-Röhrrichteule (*Phragmatiphila nexa*) (RL 3), Röhrricht-Goldeule (*Plusia festucae*) (RL V) und Wasserdost-Goldeule (*Diachrysis chryson*) (RL V).

An halbschattig stehenden Beständen von Akeleiblättriger- und Glänzender Wiesenraute (*Thalictrum aquilegifolium* und *T. lucidum*) sollten im Frühjahr zudem auch hier die Raupen der Wiesenrauten-Goldeule (*Lamprotes c-aureum*) (RL 3) und später im Jahr die des Wiesenrauten-Kapselspanner (*Gagitodes sagittata*) (RL 2) zu finden sein.

4.6.4 Ausgedämmte Altauen: Auwald und „Brennenstandorte“

4.6.4.1 Auwald

Die ausgedeichten Auwaldbereiche und ihre Schmetterlingsfauna zählen wohl langfristig zu den Verlierern der Flussbaumaßnahmen vergangener Tage. So wurden die Auen von den lebensnotwendigen Einflüssen des Inns isoliert und die Art der Bewirtschaftung hat sich wesentlich geändert. Standortfremde Baumarten wurden eingebracht, weite Bereiche wurden gerodet und einer intensiven Landwirtschaft geopfert. Regelmäßige Überschwemmungen bleiben aus und bei sogenannten Jahrhunderthochwassern, die wie zuletzt 2013 teilweise durch Rückstau auch diese Flächen erreichten, was zu schädlichen Sedimentablagerungen führen kann.

Dennoch zählen die Auwälder entlang des Inns noch immer zu den artenreichsten Lebensräumen in der Region. Bedrohte Arten wie Großer Schillerfalter (*Apatura iris*) (RL V), Kleiner Schillerfalter (*Apatura ilia*) (RL V), Kleiner Eisvogel (*Limnitis camilla*) (RL V), Großer Fuchs (*Nymphalis polychloros*) (RL 3), Ulmen-Zipfelfalter (*Satyrium w-album*) (RL 3), Fensterschwärmerchen (*Thyris fenestrella*), Auenwald-Winkeleule (*Mesogona oxallina*) (RL V), Erlen-Pfeileule (*Acrionicta cuspis*) (RL V), Wiesenrauten-Goldeule (*Lamprotes c-aureum*) (RL 3), Blaues Ordensband (*Catocala fraxini*) (RL V), Wiesenrauten-Kapselspanner (*Gagitodes sagittata*) (RL 2), Fliederspanner (*Apeira syringaria*) sowie bei den Käfern Moschusbock (*Aromia moschata*), Weberbock (*Lamia textor*) (RL 2) und der Violette Ölkäfer (*Meloë violacea*) (Bereich Erlach REICHHOLF & SAGE 2011) sind hier zu finden. Andere Arten wie Pappelglucke (*Gastropacha populifolia*) (RL 0) und Pappelkarmin (*Catocala elocata*) (RL 1) wurden bereits Jahrzehnte nicht mehr nachgewiesen. Die Pappelglucke wurde wohl Opfer der Einstellung der Niederwaldbewirtschaftung (REICHHOLF 2005), was möglicherweise auch auf das Verschwinden des Pappelkarmins, etwa zur selben Zeit, zutreffen könnte. Die Niederwaldbewirtschaftung hat deren spezifische Lebensbedingungen immer wieder neu entstehen lassen, indem sie den Austrieb von Stammschösslingen an den alten Schwarzpappeln begünstigte, die so von deren Raupen genutzt werden konnten. In den oberen Stockwerken der Schwarzpappeln hingegen entwickeln sich unter anderem die Raupen des seltenen Hermelinspinners (*Cerura erminea*) (RL V) (REICHHOLF 2007). Überhaupt kommt der Schwarzpappel für die Insektenfauna der Auen eine besonders gewichtige Rolle zu.

Im untersuchten Abschnitt sind es auf deutscher Seite zwei größere ausgedeichte Auwaldflächen. Während es sich bei der kleineren Fläche nahe Aufhausen um eine bereits stark fragmentierte und mit Ackerflächen durchzogene Aue handelt, ist der große zusammenhängende Auwald zwischen Aigen am Inn und der Staustufe Eggfling-Obernberg in einem noch relativ guten Zustand. Hier kann die Zusammensetzung des Baumbestandes

des und damit auch der gesamten Vegetation noch als recht artenreich bezeichnet werden, was sich zum Beispiel auch an der relativen Häufigkeit der für viele Arten (siehe oben) wichtigen Schwarzpappel (BRUNNINGER & REICHHOLF-RIEHM, 2011) zeigt. Nur wenige Unterbrechungen in Form von Ackerflächen sind im Inneren der Aue nahe Eggfing zu finden.

4.6.4.2 Feuchtwiesen

Südlich Aufhausen, zwischen Malchinger Bach und Inndamm, befindet sich eine grundwassernahe Feuchtwiese, die in etwa dem Charakter eines Niedermooses oder besser „Auenüberflutungsmooses“ entspricht, wie sie früher typisch für die Flussniederungen waren. Heute sind solche großseggenreiche offene Flächen entlang des Inns sehr selten geworden und auf Pflege (Mahd) angewiesen. Typische Schmetterlingsarten vergleichbarer Flächen in der Region sind unter anderem die Eulenfalter: Sumpfgas-Spannereule (*Macrochilo cribrumalis*) (RL 3), Ried-Grasmotteneulchen (*Deltote uncula*) (RL V), Silber-eulchen (*Deltote bankiana*), Wasserschwaden-Röhrichteule (*Phragmatiphila nexa*) (RL 3), Hornkraut-Sonneneulchen (*Panemeria tenebrata*), Seggensumpf-Halmeule (*Denticucullus pygmina*) sowie die Sumpfgaseulen (*Photedes minima*), (*Photedes extrema*) und (*Photedes fluxa*). Bei den Tagfaltern sind meist der Gelbwüfelige Dickkopffalter (*Carterocephalus palaemon*) und, bei ausreichendem Bestand an Mädesüß, der Violette Silberfalter (*Brenthis ino*) zu finden.

4.6.4.3 Brennenstandorte

Eigentliche Brennenstandorte, also kiesig-sandige Standorte ohne ständigem Grundwasseranschluss, gibt es im Stauraum Eggfing-Obernberg nicht. Einige magere und vom Landschaftspflegeverband gepflegte Flächen haben aber ähnlichen, jedoch mehr mesophilen Charakter. Ein ehemaliger Acker in der Aufhausener Au, von dem im Rahmen des Life-Projekts der Oberboden abgeschoben wurde, kommt den charakteristischen Mager-rasen der Inn-Brennen jedoch sehr nahe. Eine weitere Fläche in der Aigener Au zeigt eher wechsellückigen Charakter. Beide Flächen sind durch ihre Nähe zum Damm sehr gut damit vernetzt. Eine kleine Lichtung, die sich zentral in der Aigener Au befindet, ist jedoch sehr isoliert.

Auch wenn nicht bekannt ist, welche Schmetterlingsarten im Einzelnen auf diesen Flächen vorkommen, kann von einer hohen Bedeutung, zum Beispiel auch als Rückzugsflächen bei Mäharbeiten an den Dämmen, ausgegangen werden. In jedem Fall wird deutlich, dass die Dammböschungen am Stauraum Eggfing-Obernberg die zentralen Lebensräume für Arten trockener Offenlandlebensräume sind.

Diese Flächen sind auf eine kontinuierliche Pflege (Mahd, Entbuschung) angewiesen. Wünschenswert wäre eine bessere Vernetzung der isolierten Fläche inmitten der Aigener Au mit dem Inndamm, zum Beispiel durch Auflichtung entlang des Weges.

4.6.5 Offene Gewässer

Bei den offenen Gewässerflächen denkt man zunächst nicht an Schmetterlinge. Dennoch gibt es einige sehr interessante Arten, die sich gerade auf diesen Lebensraum spezialisiert haben. So konnten bisher die Arten Wasserzünsler (*Nymphula nitidulata*), Seerosenzünsler (*Elophila nymphaeata*), *Acentria ephemerella*, Krebscheren-Zünsler (*Parapoynx ratiotata*) sowie *Cataclysta lemnata* am unteren Inn nachgewiesen werden. Zu ihren Raupenfutterpflanzen zählen Schwimm- und Schwimmblattpflanzen wie Gelbe-

Teichrose (*Nuphar lutea*), Laichkräuter (*Potamogeton div. spec.*), Wasser-Knöterich (*Polygonum amphibium*), Teichrosen (*Nuphar*) und Kleine Wasserlinse (*Lemna minor*). Aber auch untergetaucht lebende Wasserpflanzen wie Rauhes Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*), Tausendblatt (*Myriophyllum spec.*), Wasserpest (*Elodea spec.*) und Großes Nixenkraut (*Najas marina*) werden genutzt. Diese Arten benötigen daher Bereiche ohne oder mit nur sehr geringer Wasserbewegung wie Altwasserarme und Tümpel.

4.6.6 „Flutwiese“ bei Bad Füssing

Die sogenannte „Flutwiese“ befindet sich unterhalb der Staustufe Eggfling-Obernberg und zieht sich ab der Innbrücke auf einer Länge von knapp 2 km und einer Breite von durchschnittlich ca. 120 m entlang des linken Innufers flussabwärts. Sie liegt somit eigentlich außerhalb des behandelten Stauraums. Die Flutwiese könnte jedoch durch Maßnahmen, wie der Errichtung einer Fischaufstiegshilfe oder einer Aufweitung des Inns direkt betroffen sein, weshalb sie hier mit erwähnt werden soll. Bei der Flutwiese handelt es sich um eine durch Nutzungsextensivierung entstandene, teilweise artenreiche Magerwiese mit wechselfeuchten bis trockenwarmen Standorten von insgesamt hoher ökologischer Bedeutung. So konnten bereits bis August 1999 299 Tier- und Pflanzenarten, darunter 28 Arten der Roten Liste nachgewiesen werden (BRUNNINGER 1999). Auf die hohe Bedeutung für mehrere geschützte Wildbienenarten wurde schon damals hingewiesen. Seither hat sich die Fläche durch ständigen Zuzug neuer Arten weiterentwickelt. So konnten beim Geo-Tag der Artenvielfalt 2007 mit dem Östlichen Resedafalter (*Pontia edusa*) und dem Kurzschwänzigen Bläuling (*Cupido argiades*) zwei Tagfalterarten neu für den „Unteren Inn“ nachgewiesen werden (SAGE, 2007).

4.7 Libellen

4.7.1 Datengrundlagen

Die Einschätzung der Verbreitung der Arten im Wirkraum und die Bewertung der Auswirkungen erfolgten auf der Grundlage bereits vorhandener Daten bzw. einer Potentialabschätzung.

Folgende Quellen wurden herangezogen:

- ASK-Daten des Landesamt für Umwelt für den Wirkraum (1995-2012; 203 Datensätze)
- Wirkraum: Daten aus privaten Erfassungen (ZODER aus 2011 und 2012); benachbarter Stauraum Ering-Frauenstein: Daten aus privaten Erfassungen (BLASCHKE, SAGE, ZODER 2008-2013)
- KUHN & BURBACH (1998): Libellen in Bayern; ergänzend ASK-Daten (Quadranten-Raster), Stand 2009
- RAAB et al. (2007): Libellen Österreichs
- ZOBODAT

4.7.2 Abschätzung des Lebensraumangebots für Libellen

Im Projektgebiet gibt es sowohl für Fließ- als auch für Stillgewässerlibellen einige Bereiche bzw. Abschnitte, die aus odonatologischer Sicht als Lebensraum und Reproduktionsstätte in Frage kommen und somit von Bedeutung sind. Dies sind, insbesondere für Stillgewässerarten, die innerhalb der Dämme liegenden Altwässer und Altarme, als auch Stillgewässer in der ausgedämmten Aue.

Im Projektgebiet dürfte der Inn selbst, bedingt durch die massiven strukturellen Veränderungen der letzten Jahrzehnte, eine untergeordnete Rolle für Libellen spielen (gezielte Untersuchungen hierzu sind nicht bekannt). Als Lebensraum für die (artenarme) Gruppe der stenotopen heimischen Fließgewässerlibellen kommt das Oberwasser des Kraftwerks Eggfing-Obernberg (hier die langsam durchströmten Flachwasserbereiche und Rinnsale) prinzipiell in Betracht (Kirchdorfer Bucht, Oberösterreich). Im Unterwasser werden auf kurzer Strecke höhere Fließgeschwindigkeiten erreicht, hier fehlen aber kiesig-sandige oder schlammige Flachufer in fließberuhigten Situationen (bis ca. 0,2 m/s), die als Larvallebensraum (insbesondere für einige Arten aus der Familie der Gomphidae) dienen könnten. Es existieren durch den begradigten Verlauf der Hauptfließrinne in diesem Bereich kaum geeignete Uferstrukturen (z. B. Buchten, strömungsärmere Randbereiche). Von weiterer Bedeutung für einige Fließgewässerarten sind Seitenarme und –gräben mit ausreichend hoher Durchströmung. Auf bayerischer Seite ist das Lebensraumangebot für Fließgewässerlibellen als eher dürftig einzuschätzen.

Auf österreichischer Seite ist im weiteren Verlauf die Reichersberger Au von Bedeutung für Still- und Fließgewässerlibellen.

4.7.3 Bisherige Entwicklung der Libellenbestände

Über die historische Entwicklung der Libellen-Zönosen am unteren Inn gibt es keine verlässlichen, quantitativen Berichte oder Aufzeichnungen. Entsprechende Daten, die ggf. zur Auswertung herangezogen werden könnten, fehlen ebenfalls. Aussagen zu Entwicklung und Vergleiche historischer und aktueller Daten gestalten sich bei Libellengemeinschaften mitunter als schwierig, insbesondere, wenn nur wenige, punktuell erhobene Daten verglichen werden. Dies gilt insbesondere für dynamische, heterogene Gewässerkomplexe, wie sie Flussauen darstellen. Zur Abbildung der Libellenfauna und deren Entwicklung wären umfangreichere Beobachtungsdaten in einem größeren Areal notwendig (UTSCHICK 1994).

Auch Aussagen zur historischen (sowie aktuellen) Bodenständigkeit sind kaum möglich, da es hierzu der systematischen, regelmäßigen Erfassung von Larven und/ oder Exuvien bedarf.

Aus den historischen Angaben über die strukturelle Entwicklung des Inns und den Kenntnissen über die ökologischen Ansprüche (z. B. KUHN & BURBACH 1998, LÜDERITZ et al. 2009) kann jedoch versucht werden, die Entwicklung der Libellenfauna am unteren Inn in groben Zügen zu rekonstruieren.

Bis zur Mitte des 19. Jahrhunderts war der untere Inn nahezu unreguliert. In dieser Phase bot der Inn wechselnd heterogenes Mosaik an Larvallebensräumen, welche stark von seiner Dynamik geprägt waren. Von Bedeutung waren mit Sicherheit die zahlreichen durchströmten Flussarme mit ihren Sand- und Kiesufern für rheophile (kryotolerante) Libellenarten der Initialphase (z. B. *Calopteryx splendens*, *C. virgo*, *Gomphus vulgatissimus*, *Onychogomphus forcipatus*). Aufgrund der geringen Temperatur des alpinen Inns dürften sich die Reproduktionserfolge allerdings auf wärmere (>15-16°C), strömungsarme Flussarme und Randbereiche (ca. 0,1-0,2 m/s) sowie die Mündungsbereiche der Zuflüsse beschränkt haben. Vom Vorkommen der heute sehr seltenen und europarechtlich geschützten (FFH-RL Anh. II und IV) Art *Ophiogomphus cecilia* (Grüne Keiljungfer) kann für den nicht bzw. noch wenig regulierten Inn und seine Zuflüsse ausgegangen werden.

Die Art besiedelt bevorzugt mittelgroße, merkbar strömende Bäche aber auch Flüsse, die eine feinsandig-kiesigen, zumindest teilweise flachgründige Sohle aufweisen und zwar sonnig, aber auch baumbestanden sind. Lockere Bestände von Wasserpflanzen können das optimale Habitat komplettieren (KUHN & BURBACH 1998). Die Art wurde im näheren Umfeld des Projektgebiets noch bis 1994 in der Rott zwischen Mündung und etwa Höhe Karpfham (Landkreis Passau) nachgewiesen (ASK 2009).

Bedingt durch die hohe Dynamik und topographischen Verhältnisse, wies das unregulierte Flusssystem des Inns kaum größere, eutrophe Altwässer auf. Solche dürften sich lokal auf randliche Bereiche beschränkt haben. Dennoch waren abgeschnittene Seitenarme und ähnliche, fließberuhigte Bereich mit oligo- bis mesotrophem Stillgewässercharakter als Reproduktionsstätten für Libellen von Bedeutung.

Abhängig vom Grad der Durchströmung und des Hochwassereinfluss, gestaltete sich die Libellenfauna der Auegewässer am nicht bzw. nur mäßig regulierten unteren Inn wahrscheinlich relativ vielfältig. Dabei spielen vor allem Vegetation, Uferstruktur und auch Sonnenexposition eine entscheidende Rolle. Gewässer im Allgemeinen, jedoch abhängig von Wasserführung und Trophie, neigen zum vollständigen Verlanden. Dem gegenüber stand in der naturnahen Flussaue des unregulierten Inns die Dynamik, die bei den regelmäßig stattfindenden Hochwässern den größten Teil der Altwässer, je nach Ausmaß des Hochwasserereignisses und Lage des Altwassers, mehr oder weniger in seiner Sukzession „zurückgesetzt“ haben dürfte. Dies gewährleistete ein relativ differenziertes, für Libellen besiedelbares Mosaik an Gewässertypen. So bildeten sich am unteren Inn beispielsweise im unmittelbaren Einflussbereich eines Hochwassers oder durch Abschnüren eines Nebenarms neue Rohboden (-still) -gewässer (Initialphase) mit Eignung für entsprechend eingenischte Libellenarten (Pionierbesiedler). Mit fortschreitender Sukzession, und den damit verbundenen Veränderungen der Trophie, Vegetation, Beschattung etc., lösen sich die jeweiligen Libellenzönosen ab. Dabei gehören die frühen bis mittleren Sukzessionsstadien zu den artenreichsten aquatischen Ökosystemen Europas (LÜDERITZ et al. 2009).

Dass regelmäßige Hochwässer für verschiedene Libellenart einen wichtigen Faktor darstellen, vermutet auch REICHHOLF (2006) anhand eigener Beobachtungen im Wirkbereich des Kraftwerks Eggfling-Obernberg („Große Lacke“ bei Aufhausen). Reichholf zeigt anhand von Zählungen verschiedener *Sympetrum*-Arten (*S. pedemontanum*, *S. danae*, „Rote“ Arten), wie deren Abundanz durch Hochwässer in der 2. Juli- bis zur 1. Augusthälfte positiv beeinflusst wird. Zum selben Schluss kommt auch BURMEISTER (1990) am Beispiel der Isar. Er beobachtete eine starke Zunahme der stark gefährdeten Art *Sympetrum pedemontanum* nach einem Hochwasser.

Die zunehmenden Eingriffe in das Flusssystem des unteren Inn (Flusslaufbegradigung, Uferverbau, Dammbau etc.) führten zu einer geringeren Dynamik in der Aue sowie vermutlich zu einer Verarmung und Monotonisierung der Auegewässer und hatten damit einen negativen Einfluss auf die Libellenfauna. Durch anthropogene Veränderungen der Uferstrukturen (Verschwinden von Flachwasserbereichen, Buchten), Flusslauffixierung und mit den Eingriffen einhergehende Sohleintiefung hatte mit Sicherheit auch negative Auswirkungen auf die Fließgewässerlibellen. Was letztlich zu einem Ausweichen, zumindest der flexibleren Arten (z. B. *Calopteryx splendens*, *Gomphus vulgatissimus*) auf noch

vorhandene Seitenarme und –gräben sowie noch wenig und nicht beeinflusste Zuflüsse führte.

Durch die Ausdeichung eines Teils der Innaue waren die betroffenen Altgewässer von der Dynamik des Flusses abgeschnitten. Auch unter dem Einfluss der zunehmenden Intensivierung der Landnutzung in den umgebenden Landschaften führte dies schnell zu einer Eutrophierung und verstärktem Pflanzenwachstum. Es entstand so ein „neuer“ Gewässertyp (eutrophe Stillgewässer mit Verlandungsgürtel/ Schwimmpflanzenvegetation), der für den ehemals unregulierten unteren Inn eher untypisch bzw. selten war. Möglicherweise kam es im Zuge dieser Veränderungen zu Neuansiedlungen bzw. Ausbreitung von Libellenarten mit entsprechenden Habitatpräferenzen.

Insbesondere die Sohleintiefung infolge der Innkorrektur und die damit verbundene Absenkung des Grundwasserspiegels in den Auen führten teilweise zum Trockenfallen und Verlust von Altgewässern als Libellenlebensraum. Verblieben Altgewässer, die nun durch die Errichtung von Schutzdämmen ausgedeicht waren, waren von der „revitalisierenden“ Dynamik der Hochwässer abgeschnitten. Zudem darf auch von einem Schwund an Reproduktionsgewässern durch die, in den nun hochwassersicheren Bereichen der Altaue, einsetzende Landwirtschaft ausgegangen werden. Diese Faktoren führten am unteren Inn sicherlich zu einer (wenigstens quantitativen) Verarmung der Libellenfauna und zu einer sukzessiven Zönosenverschiebung hin zu den Besiedlern der Terminalphase (*Erythromma-Anax imperator*-Zönose, *Lestes-Sympetrum-Aeshna mixta*-Zönose; s. unten). Die Besiedler der Initial- und Optimalphase hingegen dürften mit zunehmender Verlandung und Aufwuchs der Vegetation Verluste erlitten haben (*Orthetrum-Libellula depressa*-Zönose, *Erythromma lindenii-Platycnemis*-Zönose). In gewissem Maße ausgleichend dürften sich die zahlreichen Kies- und Sandabbaustellen (sog. Sekundärbiotope) im näheren und weiteren Umfeld des Inns ausgewirkt haben.

Bedingt durch die Einrichtung von Sammelgräben und Pumpwerken wurden die natürlichen Grundwasserschwankungen in der Aue ausgeglichen. Das Ausbleiben der jahreszeitlich bedingten Wasserstandsschwankungen führte zu einer konstanten Wasserführung in der Altaue. Hiervon waren sicherlich insbesondere temporäre Gewässer besiedelnde (konkurrenzschwache) Libellenarten betroffen.

Der Einstau durch das Kraftwerk Eggfling-Obernberg führte zunächst zur Bildung einer seenähnlichen, durchströmten und vegetationsarmen Gewässeroberfläche, welche für Libellen kaum von Relevanz gewesen sein dürfte. Zudem verschwanden durch den Stau fast alle im Staubereich verbliebenen, nicht ausgedeichten Altgewässer, was hinsichtlich der Libellenlebensräume zu einer weiteren Monotonisierung und Verarmung führte. Weitere Auegewässer wurden im Zuge der Baumaßnahmen ausgedämmt und abgegliedert.

Erst die anschließend einsetzende Sedimentation und Anlandung von mitgeführtem Sediment führte im Staubecken und in Randbereichen zu einer Aufteilung des Abflusses und einer allmählichen Diversifizierung faunistisch relevanter, aquatischer Lebensräume. Dadurch entstanden in der Kirchdorfer Bucht (Oberösterreich) Inseln mit durchflossenen Nebenarmen und Flachwasserbereichen mit feinsandig-schlickigem Untergrund und entsprechend niedrigen Fließgeschwindigkeiten (für Libellen ca. 0,2 m/s), die vermutlich von den rheophilen Libellen der Initialphase (vor allem *Gomphus-Calopteryx splendens*-Zönose) besiedelt werden konnten. In Folge des weiteren Verlandungsprozesses ent-

standen zudem Gewässer mit Stillgewässercharakter der Optimal-/ Terminalphase (Altarme, Altwässer und Röhricht-reiche Seitenbuchten), die, je nach Sukzessionsstadium, Ausprägung der Vegetation, Größe und Einfluss des Hauptgerinnes von Arten der Tümpel- und Seengesellschaften besiedelt werden konnten. Für die Libellen dieser Gesellschaften war die Verlandung und kleinräumige Diversifizierung bis zu einem gewissen Grad sicherlich vorteilhaft. Insbesondere die Entstehung zunehmend fließberuhigter Bereiche und die Entwicklung von Röhricht dürfte die Libellenfauna positiv beeinflusst haben.

REICHHOLF (2010) macht Angaben zur Libellenfauna der „Reichersberger Au“ nach deren Einstau. Er beobachtet eine Zunahme (adulter) Libellen bereits ein Jahr nach dem Einstau. Um welche Arten es sich dabei handelte, wird von Reichholf nicht erwähnt. Seine Beobachtung zeigt aber, dass die faunistische Wertigkeit der „Reichersberger Au“, bedingt durch den Einstau, vermutlich gestiegen ist. Grundvoraussetzung für Libellen ist hierbei prinzipiell eine abwechslungsreiche Gewässerstruktur mit ausreichend hohen Temperaturen (Inseln, Buchten, Flachwasserbereiche etc.).

Die durch den Einstau bedingte Verminderung der Schwankungshöhe zwischen Niedrig-, Mittel- und Hochwasserständen in der Stauwurzel muss hinsichtlich der Libellenfauna als ein weiterer negativer Faktor gewertet werden. In Folge dessen dürften insbesondere kleiner bzw. flachere Tümpel nicht mehr trockenfallen, was sich nachteilig auf Besiedler solcher temporärer Gewässer auswirkt.

Im Unterwasser des Kraftwerks Eggfling-Obernberg hatte der Kraftwerksbau zunächst weitere Sohleintiefung, und damit ein weiteres Absinken des Grundwasserspiegels in den Auen zur Folge, was wiederum die Wasserstände der dort verbliebenen Altgewässer und somit die Libellenfauna betraf.

Über die Entwicklung der Libellenfauna nach erfolgtem Einstau gibt UTSCHIK (1994) einen guten Einblick auf der Grundlage seiner Beobachtungen an der Innstaustufe Perach. UTSCHIK beobachtete zunächst einen quantitativen Rückgang sowie eine Artenverarmung kurz nach dem Einstau (1977). So verschoben sich die Dominanzen kurz nach dem Einstau von den Groß- zu den Kleinlibellen sowie von spezialisierten zu eher ubiquitäre Arten. Einen sehr negativen Einfluss der Maßnahme stellte der Autor bei Arten der Niedermoore und Nasswiesen mit Kleingewässern fest (z. B. *Sympetrum danae*, *Sympetrum pedemontanum*, *Somatochlora flavomaculata*). Utschik geht aber langfristig von einer insgesamt positiven Entwicklung im Maßnahmengebiet aus. Mit der Reifung und Differenzierung sowie Spezifizierung von Auegewässern (v. a. abhängig vom Einfluss der Hochwässer) treten Ubiquisten in ihrer Häufigkeit zurück. Der Autor geht für die Peracher Aue auch von einer Förderung von Bach- und Flusslibellen (z. B. *Calopteryx virgo*, *Oncyhogomphus forcipatus*) aus.

UTSCHIKs Beobachtungen sind sicherlich nicht eins zu eins mit dem Einstau des Stauraums Eggfling-Obernberg vergleichbar, zeigen jedoch, dass es (abhängig vom Ausgangszustand) durch den Einstau eines größeren Fließgewässers zunächst zu gravierenden Veränderungen und Verarmung innerhalb der Libellengemeinschaft kommen kann. Mit zunehmender „Reifung“ dieses neuen Systems und der damit einhergehenden Entstehung unterschiedlicher Gewässertypen kann es aus odonatologischer Sicht in Fol-

ge zu einer Wertsteigerung kommen. UTSCHIK betont dabei die besondere Wichtigkeit einer teilweisen Neugestaltung von Auegewässern durch Hochwasserereignisse.

4.7.4 Aktueller Bestand relevanter Libellenarten

Ein Großteil der Nachweise stammt aus dem Bestand der Artenschutzkartierung des Landesamtes für Umwelt in Bayern (1995-2012). Weitere Daten stammen von Dritten (ZODER, REICHHOLF) und sind zumeist Einzelbeobachtungen. Beobachtungen von Zoder stammen aus einem Graben zwischen Eggfing und Irching sowie einer Kiesabbau-stelle ca. 1 Kilometer nordwestlich von Eggfing. Beobachtungen von Reichholf stammen aus dem Bereich der „Großen Lacke“ (Aufhausen) (REICHHOLF 2006).

Libellenarten mit rezenten Nachweisen im Wirkraum des Kraftwerks Eggfing-Obernberg (1995-2012); Herkunft der Daten: ¹ = LfU, ² = Zoder, ³ = Reichholf (2006)

Art		Rote Listen		
deutsch	wissenschaftlich	RLD	RLB	RLB (T/S)
Gebänderte Prachtlibelle	<i>Calopteryx splendens</i> ^{1,2}	V		
Blaufügel-Prachtlibelle	<i>Calopteryx virgo</i> ^{1,2}	3	V	V
Gemeine Winterlibelle	<i>Sympecma fusca</i> ¹	3	V	3
Gemeine Binsenjungfer	<i>Lestes sponsa</i> ¹			
Federlibelle	<i>Platycnemis pennipes</i> ^{1,2}			
Frühe Adonislibelle	<i>Pyrrhosoma nymphula</i> ^{1,2}			
Hufeisen-Azurjungfer	<i>Coenagrion puella</i> ^{1,2}			
Fledermaus-Azurjungfer	<i>Coenagrion pulchellum</i> ¹	3	3	3
Kleines Granatauge	<i>Erythromma viridulum</i> ¹			
Pokal-Azurjungfer	<i>Erythromma lindenii</i> ¹			
Großes Granatauge	<i>Erythromma najas</i> ¹	V	V	V
Große Pechlibelle	<i>Ischnura elegans</i> ¹			
Becher-Azurjungfer	<i>Enallagma cyathigerum</i> ¹			
Kleine Zangenlibelle	<i>Onychogomphus forcipatus</i> ¹	2	2	2
Blaugrüne Mosaikjungfer	<i>Aeshna cyanea</i> ¹			
Braune Mosaikjungfer	<i>Aeshna grandis</i> ^{1,2}	V	V	V
Große Königslibelle	<i>Anax imperator</i> ^{1,2}			
Gemeine Smaragdlibelle	<i>Cordulia aenea</i> ¹	V		
Gefleckte Smaragdlibelle	<i>Somatochlora flavomaculata</i> ^{1,2}	2	3	2
Glänzende Smaragdlibelle	<i>Somatochlora metallica</i> ^{1,2}			
Plattbauch	<i>Libellula depressa</i> ¹			
Vierfleck	<i>Libellula quadrimaculata</i> ¹			
Spitzenfleck	<i>Libellula fulva</i> ²	2	1	1
Großer Blaupfeil	<i>Orthetrum cancellatum</i> ^{1,2}			
Schwarze Heidelibelle	<i>Sympetrum danae</i> ³			
Gebänderte Heidelibelle	<i>Sympetrum pedemontanum</i> ^{1,3}	2	2	2
Blutrote Heidelibelle	<i>Sympetrum sanguineum</i> ¹			
Große Heidelibelle	<i>Sympetrum striolatum</i> ¹			

Tabelle 37: Libellenarten mit rezenten Nachweisen im Wirkraum des Kraftwerks Eggfing-Obernberg (1995-2012)

Alle Arten sind besonders geschützt, keine der aufgeführten Arten findet sich in den Anhängen zur FFH-RL.

Es konnten 28 von 74 in Bayern heimischen Libellenarten (vgl. auch KUHN & BURBACH 1998) im Wirkraum nachgewiesen werden. Hinsichtlich der Bodenständigkeit einzelner Arten gibt es keine beleghaften Nachweise (Larven, Exuvien).

Für einige Arten gibt es im unmittelbaren Wirkraum des Kraftwerks Eggfing-Obernberg keine Nachweise. Aufgrund ihres belegten Vorkommens in benachbarten Bereichen (insbesondere Wirkbereich des KW Ering-Frauenstein), werden in Tabelle 2 aufgeführte Arten aufgrund ihrer Lebensraumsansprüche (insbesondere Larvallebensräume) als potentiell im betrachteten Wirkraum vorkommend eingestuft (als Grundlage dienen Nachweise Dritter; BLASCHKE, SAGE, ZODER 2008-2013).

Für die vorliegende Einstufung wurden ergänzend KUHN & BURBACH (1998) sowie RAAB et al. (2007) herangezogen.

Potenziell im Wirkraum des Kraftwerks Eggfing-Obernberg vorkommende Libellenarten

Art		Rote Liste		
deutsch	wissenschaftlich	RLD	RLB	RLB (T/S)
Südliche Binsjungfer	<i>Lestes barbarus</i> ¹	2	3	3
Kleine Binsjungfer	<i>Lestes virens vestalis</i> ¹	2	2	2
Weidenjungfer	<i>Chalcolestes viridis</i> ¹			
Kleine Pechlibelle	<i>Ischnura pumilio</i> ¹	3	3	V
Westliche Keiljungfer	<i>Gomphus pulchellus</i> ²	V		
Gemeine Keiljungfer	<i>Gomphus vulgatissimus</i> ⁴	2	3	3
Kleine Mosaikjungfer	<i>Brachytron pratense</i> ¹	3	2	2
Herbst-Mosaikjungfer	<i>Aeshna mixta</i> ¹			
Schabrackenlibelle	<i>Anax ephippiger</i> ¹			
Kleine Königslibelle	<i>Anax parthenope</i> ¹	G	G	G
Östlicher Blaupfeil	<i>Orthetrum albistylum</i> ¹	1	VG	
Südlicher Blaupfeil	<i>Orthetrum brunneum</i> ¹	3	3	3
Feuerlibelle	<i>Crocothemis erythraea</i> ¹		VG	
Sumpf-Heidelibelle	<i>Sympetrum depressiusculum</i> ¹	2	1	1
Gefleckte Heidelibelle	<i>Sympetrum flaveolum</i> ³	3	2	2
Frühe Heidelibelle	<i>Sympetrum fonscolombii</i> ¹		VG	
Gemeine Heidelibelle	<i>Sympetrum vulgatum</i> ¹			

Herkunft der Daten: ¹ = Zoder, Sage, Blaschke (Daten aus dem Wirkbereich KW Ering-Frauenstein, 2008-2013), ² = Zoder, ³ = Reichholf (2006), ⁴ = Kuhn & Burbach (1998); VG = Vermehrungsgast

Tabelle 38: Potenziell im Wirkraum des Kraftwerks Eggfing-Obernberg vorkommende Libellenarten

Alle Arten sind besonders geschützt, keine der aufgeführten Arten findet sich in den Anhängen zur FFH-RL.

Sympetrum flaveolum konnte bis 1973 von REICHHOLF (2006) im Bereich der „Großen Lacke“ festgestellt werden. Ob die anspruchsvolle Art rezent am unteren Inn vorkommt ist nicht sicher, jedoch auch nicht ganz auszuschließen. Sie wird deshalb im vorliegenden Bericht als „potenziell vorkommend“ eingestuft

Für die Fließgewässerart *Gomphus vulgatissimus* gibt es keine Nachweise aus dem Wirkbereich. Die nächsten Nachweise sind aus dem Bereich der Rottmündung (MTB 7546) und von der Salzach bei Freilassing (MTB 8143) bekannt (ASK 2009). Ihr Vorkommen im Wirkbereich ist deshalb nicht auszuschließen.

Alle anderen an dieser Stelle als „potenziell vorkommend“ eingestuft Arten wurden im nahe gelegenen Wirkraum des Kraftwerks Ering-Frauenstein (insbesondere „Biotopacker“ Ering) nachgewiesen (Entfernung „Biotopacker“ – KW Egglfing-Obernberg ca. 15 Kilometer Luftlinie).

4.7.5 Naturschutzfachliche Bewertung

4.7.5.1 Vorkommen gefährdeter Arten

Im Wirkraum des Kraftwerks Egglfing-Obernberg sind derzeit 28 Libellenarten rezent nachgewiesen. Weitere 17 Arten sind als „potenziell vorkommend“ eingestuft. Allein die Arten mit Nachweis stellen über ein Drittel der heimischen Libellenfauna dar. Damit wird der betrachtete Abschnitt, wie der gesamte untere Inn im Übrigen, als wertvoller, überregional bedeutsamer Lebensraumkomplex für Libellen eingestuft.

Anzahl der im Wirkraum nachgewiesenen Libellenarten mit Rote-Liste-Status (Deutschland und Bayern)

Rote-Liste-Status	Deutschland	Bayern
1	-	1
2	4	2
3	3	2
V	4	4
G	-	-
gesamt	11	9

Tabelle 39: Anzahl der im Wirkraum nachgewiesenen Libellenarten mit Rote-Liste Status (Deutschland und Bayern)

Anzahl der im Wirkraum potenziell vorkommenden Libellenarten mit Rote-Liste-Status (Deutschland und Bayern)

Rote-Liste-Status	Deutschland	Bayern
1	1	1
2	4	3
3	4	4
V	1	-
G	1	1
gesamt	11	9

Tabelle 40: Anzahl der im Wirkraum potenziell vorkommenden Libellenarten mit Rote-Liste Status (Deutschland und Bayern)

5 der 28 nachgewiesenen Arten werden auf der Roten Liste Bayerns in den Kategorien „vom Aussterben bedroht“ bis „gefährdet“ geführt. Dies entspricht etwa 17%. Weitere 4 Arten gelten als „Arten der Vorwarnliste“.

Entsprechend der Roten Liste Deutschland gelten 7 der 28 im Wirkraum vorkommenden Arten als „vom Aussterben bedroht“ bis „gefährdet“. Dies entspricht einem Anteil von 25% der nachgewiesenen Arten. Vier weitere Arten gelten als „Arten der Vorwarnliste“.

Das Spektrum aquatischer Lebensräume einer naturnahen, dynamischen Aue mit ihren regelmäßig wiederkehrenden Hochwässern ist sehr vielgestaltig. Je nach Intensität und Einfluss solcher Hochwässer und abhängig von der jeweiligen Gewässergestalt (Untergrund, Tiefe, Uferstruktur, Vegetation etc.) reicht das Lebensraumangebot von oligotrophen Rohbodengewässern über meso- bis eutrophen Altgewässer hin zu durchflossenen Nebenarmen und Gräben.

Entsprechend dieser Vielfalt zeigen die auetypischen Libellenarten unterschiedliche Habitatpräferenzen.

Im Wirkraum ist der Inn und seine Aue bedingt durch strukturelle Eingriffe (Uferbegräbung, Landwirtschaft, Dammbau u. a.) und die Folgen des Einstaus (für die Altauen größtenteils fehlende Hochwasserdynamik, geringe Wasserstandsschwankungen) stark verändert. Im unmittelbaren Einflussbereich des heutigen Inns beschränken sich die Lebensräume der Libellen im Wirkraum auf verbliebene bzw. durch Sedimentation neu entstandene Stillgewässer und flachgründige Fließstrecken (z. B. „Binnendelta“ im Oberwasser des Kraftwerks, Randbereiche zwischen Inn und Deich). Diese Bereiche dürften insbesondere für Arten, welche auf eine gewisse Dynamik angewiesen sind, von Bedeutung sein. Außerhalb der Deiche, in der fossilen Aue, existieren im Wirkraum einige altwasserartige Stillgewässer und Gräben teils mit Röhrichtbeständen, die als Lebensraum für Arten mit entsprechenden Präferenzen in Betracht kommen. Weiterhin kommen anthropogene Gewässer als Lebensraum in Frage (Fischzuchtgewässer, verdichtete Wiesenmulden, Entwässerungsgräben etc.). Die stellenweise vorzufindenden Fischzuchtgewässer kommen aufgrund der Uferstruktur und des meist hohen Fischbesatzes allenfalls für „robuste“ Arten als Reproduktionsstätte in Frage. Eine bedeutsame Rolle nehmen hingegen Sekundärbiotope wie Baggerseen und Rohbodentümpel im weiteren Umfeld ein. Im unmittelbaren Wirkraum finden sich solche Gewässertypen allerdings kaum, weswegen ausgesprochene Pionierbesiedler hier eher kaum geeignete Reproduktionsstätten finden dürften.

4.7.5.2 Libellenzönosen

Die im Wirkraum nachgewiesenen und potenziell vorkommenden Libellenarten lassen sich in folgende Zönosen einordnen (verändert nach JACOB 1969).

In folgenden Auflistungen fettgedruckte und unterstrichene Artnamen bezeichnen Arten, die am Stauraum Eggfing-Obernberg nachgewiesen sind, nur fettgedruckte sind dagegen nur aus dem benachbarten Stauraum Ering-Frauenstein bekannt und werden für Eggfing-Obernberg als potenziell vorkommend geführt.

I. Fließwassergesellschaften

a) *Gomphus-Calopteryx splendens*-Zönose

Lebhaft bis träge strömende Flüsse der Ebene, entsprechend der limnologischen Barben- und Brachsenregion.

Als im Wirkraum vorkommende Leitarten gelten:

- **Calopteryx splendens**
- **Platycnemis pennipes**
- **Onychogomphus forcipatus**
- *Gomphus vulgatissimus*

Wichtige Begleitarten:

- **Calopteryx virgo**
- **Libellula fulva**

II. Tümpelgesellschaften

b) Erythromma-Anax imperator-Zönose

Eutrophe Teiche bzw. Altgewässer mit reichem Schwimmpflanzenbesatz (*Potamogeton*, *Nymphaea*, *Nuphar* usw.). Ansprüche an eine bestimmt strukturierte Uferzone bestehen **nicht**.

Als im Wirkraum vorkommende Leitarten gelten:

- **Erythromma viridulum**
- **Erythromma najas**
- **Anax imperator**

Wichtige Begleitarten:

- **Aeshna grandis**
- **Anax parthenope**

c) Lestes-Sympetrum-Aeshna mixta-Zönose

Eutrophe stehende Gewässer mit artenreichem, breitem und gut ausgebildetem Verlandungsgürtel (*Scirpus lacustris* – *Typha*, *Phragmites* – *Carex*, *Juncus*).

Als im Wirkraum vorkommende Leitarten gelten:

- **Lestes barbarus**
- **Lestes sponsa**
- **Lestes virens vestalis**
- **Aeshna grandis**
- **Aeshna mixta**
- **Sympetrum vulgatum**
- **Sympetrum sanguineum**
- **Sympetrum depressiusculum**

Wichtige Begleitarten:

- **Sympecma fusca**
- **Coenagrion pulchellum**
- **Brachyton pratense**
- **Somatochlora flavomaculata**
- **Sympetrum danae**
- **Sympetrum flaveolum**

d) Orthetrum-Libellula depressa-Zönose

Offen liegende Wassergräben, flache Weiher, Tümpel etc. mit schlammigem, lehmigem und/ oder kiesigem Untergrund, denen wenigstens stellenweise höhere Ufervegetation fehlt, und die deshalb direkt am Ufer freie, sonnenexponierte Stellen aufweisen. Gewässertyp entsteht in dynamischen Flussauen durch regelmäßige Hochwässer immer wieder neu.

Als im Wirkraum vorkommende Leitarten gelten:

- **Libellula depressa**
- **Sympetrum fonscolombii**
- **Sympetrum striolatum**
- **Sympetrum flaveolum** (rezent vorkommend?)
- **Sympetrum pedemontanum**
- **Orthetrum cancellatum**
- **Orthetrum brunneum**
- **Orthetrum albistylum**

Wichtige Begleitarten:

- **Ischnura pumilio**
- **Coenagrion pulchellum**
- **Anax ephippiger**
- **Crocothemis erythraea**

III. Seengesellschaften

Die Arten der Seengesellschaften sind, in Abhängigkeit von Größe, Trophie, Uferstruktur und Vegetation, auch in „verwandten“ Gewässertypen (Kiesgruben, Altgewässer) anzutreffen.

e) Erythromma lindenii-Platycnemis-Zönose

Mesotrophe Klarwasser bis eutrophe Trübwasserseen mit schmalem, stellenweise fehlendem Verlandungsgürtel (*Typha*, *Scirpus*, *Phragmites*).

Als im Wirkraum vorkommende Leitarten gelten:

- **Erythromma lindenii**
- **Platycnemis pennipes**

Wichtige Begleitarten

- **Onychogomphus forcipatus**
- **Gomphus pulchellus**
- **Libellula fulva**

f) Anax parthenope-Epitheca-Zönose

Wie e); spezielle Ansprüche an die Uferstruktur mit Verlandungsgürtel werden jedoch nicht gestellt.

Als im Wirkraum potenziell vorkommende Leitart gilt:

- **Anax parthenope**

4.7.5.3 Angaben zu naturschutzfachlich bedeutsamen Arten

Lestes virens vestalis

Die kleine Binsenjungfer ist in Bayern stark gefährdet. Sie besiedelt vorrangig (saurere) Gewässer, die von starken Wasserstandsschwankungen geprägt oder ephemere sind. Die Art ist thermophil. Besiedelte Gewässer weisen in der Regel eine mehr oder weniger gut ausgeprägte Vegetation (Binsen, Seggen, Schilf) auf und liegen windgeschützt (KUHN & BURBACH 1998). Die Art ist durch Entwässerung und Grundwasserabsenkung sowie durch Eingriffe in ihre Larvalgewässer (Verfüllung, Umwandlung in Fischgewässer) gefährdet (RAAB et al. 2007). Die kleine Binsenjungfer ist im Wirkraum nicht nachgewiesen, kommt aber potentiell vor. Ihr nächstes Vorkommen ist im Bereich Ering.

Gomphus pulchellus

Die Westliche Keiljungfer ist in Bayern, insbesondere Südostbayern, wohl noch ziemlich selten. Die westeuropäische Art ist derzeit in Ausbreitung begriffen (KUHN & BURBACH 1998). Bereits 2005 konnte die Art in im Bundesland Salzburg (Österreich) erstmals beobachtet werden (GROS 2006). Im Jahr 2011 wurde sie am unteren Inn beobachtet (Fund eines adulten Exemplars bei Geigen/ Kirchham; ZODER mündl.). Die Art besiedelt bevorzugt klare, meist vegetationsarme tiefe Gewässer mit meist sandigem Untergrund (Kiesgruben, Sandgruben etc.) (KUHN & BURBACH 1998). Rekultivierungsmaßnahmen und sonstige intensive Eingriffe in Entwicklungsgewässer der Art sind von Nachteil (RAAB et al. 2007).

Gomphus vulgatissimus

Die Gemeine Keiljungfer ist in Bayern nicht häufig nachgewiesen. Meist tritt sie an den Mittel- und Unterläufen von Flüssen und größeren Bächen auf. Gelegentlich kommt sie auch in kleineren Gräben, Kiesweihern und Altgewässern vor. Von Bedeutung für die Larvalentwicklung sind sommerliche Temperaturen um 16°C. Larven halten sich gerne in kiesig-sandigem Substrat von Flachwasserbereichen auf, können aber auch deutlich tiefer gefunden werden (bis 5 m Tiefe) (KUHN & BURBACH 1998). Besonders nachteilig

wirken sich Eingriffe in die Uferbereiche naturnahe Flüsse und Bäche aus (Begradigung, Verbau etc.) (RAAB et al. 2007). Die kleine Binsenjungfer ist im Wirkraum nicht nachgewiesen, kommt aber potentiell vor. Ihr nächstes Vorkommen ist im Bereich der Rottmündung.

Onychogomphus forcipatus

Die Kleine Zangenlibelle ist in Bayern ziemlich selten. Im Bereich des unteren Inn und der untere Salzach wird sie seit mehreren Jahren immer wieder, aber nur stellenweise nachgewiesen. Auch im Wirkraum gibt es Nachweise. Fortpflanzungsbelege für den betrachteten Abschnitt liegen aber nicht vor. Die Art besiedelt vor allem Flüsse und Bäche mit kiesigen oder sandigen Flachuferzonen. Sie toleriert auch höhere Fließgeschwindigkeiten (>0,2 m/sek) (KUHN & BURBACH 1998). Besonders nachteilig wirken sich Eingriffe in die Uferbereiche naturnahe Flüsse und Bäche aus (Begradigung, Verbau etc.) (RAAB et al. 2007).

Brachytron pratense

Die Kleine Mosaikjungfer ist in Bayern sehr selten nachgewiesen. Insbesondere entlang klimatisch begünstigter, größerer Flusstäler tritt sie häufiger auf. Die Art besiedelt bevorzugt Altgewässer, Weiher und Seen. Auch ältere Baggerseen werden besiedelt. Wichtig sind ausgedehnte Röhrlichtzonen, in denen sich Larven und Adulte aufhalten (KUHN & BURBACH 1998). Als Hauptgefährdungsursachen gelten Nutzung und Veränderung der Ufer mit einhergehendem Rückgang der Röhrlichte. Negativ sind außerdem die Hypertrophierung und rasche Verlandung von Entwicklungsgewässern (RAAB et al. 2007). Die Kleine Mosaikjungfer ist im Wirkraum nicht nachgewiesen, kommt aber potentiell vor. Ihr nächstes Vorkommen ist im Bereich Ering.

Somatoclora flavomaculata

Die Gefleckte Smaragdlibelle ist vor allem im voralpinen Hügel- und Moorland häufig. Im restlichen Bayern ist sie dahingegen sehr selten nachgewiesen. Im Wirkbereich ist sie nachgewiesen. Die Art besiedelt bevorzugt verschiedene Moortypen, reproduziert aber auch in seichten Seggen- und Binsensümpfen, Teichen und Weihern sowie Altgewässern (KUHN & BURBACH 1998). LÜDERITZ et al. (2009) betrachten sie als Besiedler der (frühen) Terminalphase. Da die Art flache Gewässer benötigt, ist sie durch Grundwasserabsenkung besonders betroffen (KUHN & BURBACH 1998).

Libellula fulva

Der Spitzenfleck ist in Bayern extrem selten nachgewiesen. Am unteren Inn konnte die Art erstmals 2008 belegt werden (BLASCHKE mündl.). In den Folgejahren wurde sie mehrmals beobachtet (ZODER 2010). Auch im Wirkraum konnte die Art in einem Graben zwischen Eggfing und Irching 2011 nachgewiesen werden (ZODER mündl.). Die Art ist ein thermophiles, ponto-mediterranes Faunenelement. Sie besiedelt klare, meist meso- bis oligotrophe, stehende bis langsam fließende Gewässer. Die Ansprüche können in einem breiten Spektrum von Gewässertypen erfüllt sein: z. B. Teiche, Weiher, Altgewässer, Seen, Baggerseen, träge Flüsse/ Bäche, Entwässerungsgräben. Wichtig scheint eine relativ hohe Sauerstoffsättigung, starke Besonnung, größere offene Wasserflächen und ei-

ne mehr oder weniger lichter Röhrichtbestand (KUHN & BURBACH 1998). LÜDERITZ et al. (2009) bemerken, dass der Spitzenfleck durch Revitalisierungsmaßnahmen in Altgewässern (Terminal-/ Postterminalphase) gefördert werden kann. Eine Gefährdung kann durch Hypertrophierung oder Zerstörung der Larvalgewässer gegeben sein (RAAB et al. 2007).

Sympetrum depressiusculum

Die Sumpf-Heidelibelle ist in Bayern aktuell äußerst selten. KUHN & BURBACH (1998) gehen von einer stetigen Abnahme aus. Wie weit die Art am unteren Inn verbreitet ist, und ob (regelmäßige) Reproduktion stattfindet, kann nicht abgeschätzt werden. Adulte Tiere konnten aber im Bereich des „Einger Biotopackers“ wiederholt beobachtet werden. Die Art besiedelt pflanzenreiche, sich rasch erwärmende Flachwasserbereiche, die periodisch trockenfallen können. Unter anderem werden Weiher, Teiche, Altwässer und Niedermoore, welche o. g. Kriterien erfüllen, bewohnt. In der Umgebung der Gewässer sollten ausgedehnte, ungenutzte Flächen mit höherer Vegetation (Hochstaudenfluren, Ruderalfluren, Verlandungszonen etc.) bestehen. Einzelnen Populationen fluktuieren unter Umständen relativ stark; ihre Größe wird vom Ausmaß der Überflutungen im Frühjahr bestimmt (SCHMIDT 1990). Fehlen Hochwasser oder hohe Grundwasserstände, entstehen keine geeigneten Entwicklungsgewässer (KUHN & BURBACH 1998). Als Hauptgefährdung der Art gilt die Entwässerung bzw. Absenkung des Grundwasserspiegels (RAAB et al. 2007).

Sympetrum flaveolum

Die Gefleckte Heidelibelle ist in Bayern mittlerweile sehr selten. KUHN & BURBACH (1998) gehen seit den 1970ern von einem erheblichen Rückgang der ehemals verbreiteten und häufigen Art aus. Noch bis 1973 konnte die Art in hoher Individuendichte am unteren Inn bei Eggfing-Obernberg („Großen Lacke“ bei Aufhausen) durch REICHHOLF (2006) festgestellt werden. Seit dem gelang kein Nachweis mehr. Die Art benötigt periodisch austrocknende Gewässer mit sehr flachen Ufern und rasiger, etwas lückiger Vegetation (Flutrasen, Großseggenrasen, wechselfeuchte Naßwiesen etc.), deren Wasserstand mehr oder weniger stark schwankt. Als Gefährdungsursachen geben KUHN & BURBACH (1998) die Vernichtung/ Entwertung von Auen- und Niedermoorgrünland an. Selbst geringe Entwässerungsmaßnahmen können drastische Folgen für die Art haben. RAAB et al. (2007) geben Grundwasserabsenkung und das Verschwinden periodisch überstauter Bereich (Feuchtwiesen, Verlandungszonen) an.

Sympetrum pedemontanum

Die Gebänderte Heidelibelle ist in Bayern nicht häufig. Scheinbar nimmt die Art in Bayern beständig ab (KUHN & BURBACH 1998). Die Art wurde zuletzt 2001 etwa 1,5 Kilometer östlich von Würding beobachtet (LfU, ASK-Datenbestand). REICHHOLF (2006) hat die Art bis 1985 noch zahlreich im Bereich Eggfing-Obernberg („Großen Lacke“ bei Aufhausen) festgestellt. Sie ist ein typischer Besiedler von Flussauen mit hoher Dynamik. Sie benötigt sich stark erwärmende Flachwasserzonen mit einer mäßigen Deckung eher niedrigwüchsiger Vegetation. Ein zeitweises Trockenfallen im Herbst und Winter fördert die Art. Gleiches gilt für sporadische Hochwässer, welche neue, besiedelbare Flachwasserbereiche schaffen. Besiedelt werden Altgewässer, Gräben, Seen sowie Teiche und

Weiber. Ebenso werden Baggerseen und Kiesgruben genutzt. Als Gefährdungsursachen werden der ausbleibende bzw. unterbundene Einfluss von Hochwässern, die Sukzession von Gewässern (Verkrautung) und negative Einflüsse auf Gräben (intensive Grabenräumung) gesehen (RAAB et al. 2007).

Vermehrungsgäste/ Zuwanderer

Anax ephippiger

Die Schabrackenlibelle wurde erstmals 1995 in Bayern festgestellt (KUHNS & BURBACH 1998). Die Art wurde 2011 erstmals am unteren Inn gefunden (SAGE 2011). Die Art gilt als seltener Vermehrungsgast und bildet in Mitteleuropa vermutlich überwiegend eine sommerliche Larvengeneration aus. Ob Eier und Larven überwintern ist unklar. Die Art besiedelt Gewässer mit schwankenden Wasserständen und spärlicher Vegetation, z. B. Tümpel, Kleingewässer, Kiesgruben etc. (KUHNS & BURBACH 1998).

Orthetrum albistylum

Der Östliche Blaupfeil trat in Bayern immer wieder als seltener Irrgast auf (KUHNS & BURBACH 1998). Seit 2011 ist die Art in teils hoher Individuendichte im Bereich des „Biotopackers“ Ering belegt (SAGE 2011, ZODER mündl.). Eine Bodenständigkeit ist anzunehmen. Die Art besiedelt stehende und langsam fließende Gewässer verschiedenster Art (Altgewässer, Kiesgruben, Gräben etc.). In Mitteleuropa dürften aber Stillgewässer als Larvallebensraum dominieren. Ausschlaggebend dürfte die Temperatursumme im Gewässer sein (KUHNS & BURBACH 1998).

Crocothemis erythraea

Die Feuerlibelle ist in Bayern in der Ausbreitung begriffen. Vom Unteren Inn ist die Art seit etwa Mitte der 1980er bekannt (KUHNS & BURBACH 1998). Eine Bodenständigkeit ist anzunehmen. Die Art besiedelt unterschiedliche Gewässertypen, vor allem sommerwarme Baggerseen/ Kiesgruben, kleinere Seen und Altarme. Stellenweise submerse Vegetation ist scheinbar vorteilhaft (KUHNS & BURBACH 1998).

Sympetrum fonscolombii

Die Frühe Heidelibelle konnte seit den 1920er Jahren immer wieder, wenn auch nur gelegentlich, in Bayern gefunden werden. Seit den 1980ern wird sie regelmäßig angetroffen. Von einer Bodenständigkeit kann ausgegangen werden. Am unteren Inn kann die Art regelmäßig beobachtet werden. Sie besiedelt verschiedene Gewässertypen, allen voran Weiher, Teiche, Kiesgruben, Tümpel und Kleingewässer. Die Gewässer sind eher flach und sommerwarm bzw. sonnenexponiert, mit spärlicher, saumartiger Verlandungsvegetation und teils submersen Pflanzen (KUHNS & BURBACH 1998). Die Art ist durch Verlandung und intensive Eingriffe in Larvalgewässer (z. B. Kiesgruben) gefährdet (RAAB et al. 2007).

4.7.6 Auswirkungen des Kraftwerkbetriebs

Für Libellen nachteilig können folgende Auswirkungen des Betriebs des Kraftwerks Egglfing-Obernberg angeführt werden:

In den eingedeichten Bereichen sind folgende Auswirkungen relevant:

- Mangel an flachen Kies-/ Sandufern durch verringerten bzw. ausbleibenden Geschiebetransport (Kies)
- Verlust von Altgewässern durch Anstieg des Wasserspiegels im Staubereich
- Fehlende Dynamik (Hoch-/ Niedrigwasser) durch Regulierung des Abflusses (Stauziel):
 - Eutrophierung (Anreicherung von Nährstoffen, Faulschlamm Bildung, Sauerstoffmangel, raschere Verlandung von Altgewässern)
 - Ausbleibendes „Zurücksetzen“ von Auegewässern
 - Verockerung
 - Zunahme beschattender Vegetation
 - Monotonisierung der Vegetationsstruktur (Klimax)

In den ausgedeichten Bereichen sind folgende Auswirkungen relevant:

- Ausgeglichene, durch Pumpwerke und Sammelgräben regulierte Grundwasserstände und in Folge ausbleibende Wasserstandsschwankungen in der grundwassernahen Aue führen zu einer konstanten Wasserführung in Altgewässern.
- Aufstau und technische Entkopplung des Flusses von der Aue führen zum Erliegen des Grundwasserstroms, zur reduzierten Selbstreinigung der Altgewässer, Veränderung des Chemismus und begünstigen somit unter anderem die Eutrophierung/ Verockerung.
- Eutrophierung und Begünstigung der sukzessiven Vegetationsentwicklung bis hin zur Verlandung von Auegewässern durch ausbleibenden Hochwassereinfluss. Dadurch Veränderung, Monotonisierung sowie Verlust von Gewässern.
- Keine natürliche Neubildung von temporären oder permanenten Gewässern durch Hochwässer.
- Zerstörung/ Beeinträchtigung von Gewässern durch landwirtschaftliche Nutzung auf durch Ausdeichung hochwassersicher gewordenen Flächen.
- Grundwasserabsenkung durch Eintiefung der Sohle im Unterwasser. Dadurch Verlust von flachen, seichten Gewässern (z.B. Wiesentümpel) und Absinken des Wasserstandes in tieferen Gewässern.

Als positive Auswirkung des Betriebs auf die Libellenfauna kann die Entstehung eines „Binnendeltas“ mit Nebenarmen und Stillgewässern durch Anlandung von Feinsedimenten im Stauraum betrachtet werden.

Flussausbau, Uferverbau, Geschiebetransport

Der Einstau, Uferbefestigung und der unterdrückte Geschiebetransport hat besonders auf Fließgewässerarten einen sehr nachteiligen Effekt durch Zerstörung ihrer Reproduktionsstätten. Hier ist allem voran der Mangel an heterogenen, fließberuhigten Uferstrukturen und der Mangel an kiesig-sandigen Ufern zu nennen.

Hochwasserdynamik

Bedingt durch den Einstau, der Regulation der Wasserstände und den damit verbundenen Ausbau der Deichanlagen ist die natürliche Zonierung des Inns weiter eingeschränkt

worden. Wo früher entsprechend der Einflussintensität der Hochwässer eine Abfolge unterschiedlicher Gewässertypen senkrecht zur Fließrichtung bestand, gibt es bedingt durch den Einstau einen abrupten Wechsel zwischen Fluss und von ihm abgekoppelter Altaue.

Folgende unmittelbare Auswirkungen auf die Libellenfauna können identifiziert werden:

- Pionierarten: Durch das Ausbleiben von Hochwasserereignissen kommt es kaum mehr zur Neubildung von vegetationsarmen Rohbodengewässern durch „Zurücksetzen“ des Sukzessionsstadiums älterer Gewässer; diese Arten sind derzeit meist auf künstlich entstandene Rohbodengewässer angewiesen (Kiesgruben, Naturschutzmaßnahmen)
- Altwasserarten: Durch das Fehlen von periodischen oder episodischen Hochwässern folgen die vom Fluss abgeschnittenen Altwässer einer Sukzession bis hin zum Klimax (Verlandung). Durch Laubeintrag und ggf. Einträge aus der Landwirtschaft kommt es zur Anreicherung von Nährstoffen, verstärktem Pflanzenwachstum (Röhrichte, Wasserlinsen, etc.) und entsprechender Detritus-/Faulschlamm-Bildung. Damit einher geht eine übermäßige Sauerstoffzehrung. Sukzession und Verlandung von Auegewässern führen letztlich zum Verschwinden von Larvallebensräumen. Die hohe prozessbedingte Sauerstoffzehrung selbst entwertet die Gewässer als Larvallebensraum für diverse Arten (Besiedler oligo- bis mesotropher Gewässer).
- Insgesamt muss im Wirkraum von einer Monotonisierung und Verlust an Gewässervielfalt, bedingt durch oben genannte Umstände, ausgegangen werden.

Wasserstandsschwankungen

Durch den Mangel an Wasserschwankungen in der grundwassernahen Altaue bleiben die Wasserspiegel in den Gewässern relativ konstant. Speziell Rohbodenarten, konkurrenzschwache Arten und Besiedler von flachen Wiesentümpeln benötigen diese unstablen Verhältnisse für ihre Reproduktion.

Zudem stellen trockengefallene Flachufer beliebte Aufenthaltsorte von Adulten einiger Arten dar.

4.8 Wildbienen (Stechimmen)

4.8.1 Methodik, Datengrundlagen

Als Grundlage dient ein Gutachten von BRAUN (2008), in dem im Landkreis Passau 13 Flächen tiefergehend untersucht wurden, darunter Flächen am Stauraum Eggfling-Obernberg. Außerdem wurde die Artenschutzkartierung des Landesamtes für Umwelt mit Stand vom 15.11.2015 ausgewertet.

In die Artenschutzkartierung brachten WARNCKE Daten für Haitzing (1982) am Inndamm bei Km 37,6 (1983 und 1986) und BRAUN für Aufhausen (2007 und 2008) ein.

Zur Bewertung werden die aktuellen Roten Listen herangezogen (MANDERY et al., 2003; MANDERY & WICKL, 2003; MANDERY et al., 2003; WEBER et al., 2003; WESTRICH et al., 2008).

4.8.2 Bestand

Laut Artenschutzkartierung Bayern des Landesamtes für Umwelt mit Stand vom 15.11.2015 sind 157 Arten im Projektgebiet aufgenommen. Davon sind 115 Arten Bienen (Apoidea), 4 Arten Goldwespen (Chrysididae), 31 Arten Grabwespen (Sphecidae), 1 Art Rollwespen (Tiphidae), 6 Arten Faltenwespen (Vespidae).

4.8.2.1 In Bayern stark gefährdete Arten

Lasioglossum sabulosum (Warncke, 1986)

Die polylektische Furchenbiene wird nicht immer von *L. sexstrigatum* unterschieden. MANDERY (2001) nennt sie eine ausgesprochene Sandart. Im zentralen Bayern scheint sie ein zusammenhängendes Verbreitungsgebiet zu besitzen. Sonst ist relativ wenig von ihr bekannt.

Andrena congruens (Schmiedeknecht, 1883)

Diese Sandbiene zeigt Rückgangstendenzen und wurde sehr selten nachgewiesen. In Ostbayern wurde die Art mit ponto-mediterraner Verbreitung in den Landkreisen Freyung-Grafenau, Regen, Cham, Amberg, Kehlheim, Regensburg nachgewiesen. Sie gilt auch als Offenland-Art. Sie ist in Südbayern entlang der Isar bis in den Landkreis Dachau nachweisbar. Als Parasit wird die bei Aufhausen nicht nachgewiesene, vom Aussterben bedrohte, *Nomada zonata* genannt.

Coelioxys rufescens (Lepelletier & Seville, 1825)

Die Rötliche Kegelbiene als Brutparasit bei *Anthophora quadrimaculata* (HÖPPNER, 1903), *A. fulvitaris*, *A. plagiata* (FRIESE, 1926), *A. bimaculata* (WESTRICH, 1989), *A. furcata* (MANDERY, 2001) und *Megachile ericetorum* (STANDFUSS & STANDFUSS, 1998), die aber allesamt nicht nachgewiesen werden konnten. Diese *Anthophora*-Arten stehen ebenfalls auf der Roten Liste oder sind gar nicht in Bayern nachgewiesen. Deren Seltenheit dürfte der Hauptgrund für das seltene Auftreten der Kegelbiene in Bayern sein. In Baden-Württemberg und in Brandenburg ist die Art ebenfalls nachgewiesen. Im Landkreis Passau wurde sie ansonsten noch nicht nachgewiesen. Daher ist der Bestand dieser Art bei Aufhausen unbedingt zu halten. Dazu sollten weitere Lebensraum verbessernde Maßnahmen durchgeführt werden.

4.8.2.2 In Bayern gefährdete Arten

Lasioglossum interruptum (Panzer, 1798)

Die Schwarz-Rote Schmalbiene hat in Bayern zwei größere Verbreitungszentren: einmal im nordwestlichen Franken und einmal um den Landkreis Kelheim herum. Die Art gilt als thermophil mit einer ponto-mediterranen Verbreitung. Die Wärmebedürftigkeit macht sie empfindlich gegenüber Veränderungen der Umwelt.

Stelis signata (Latreille, 1809)

Diese Gelbfleckige Dusterbiene befindet sich im Rückgang. Ihr Vorkommen in Bayern hat von Nordwest nach Süden die Form eines Halbmondes. Sie parasitiert an der Harzbiene *Anthidium strigatum*, die an der selben Stelle kartiert wurde. Die Abhängigkeit dürfte ihre Seltenheit begründen.

Megachile ligniseca (Kirby, 1802)

Die Holz-Blattschneiderbiene ist in den westlichen und östlichen Landkreisen Bayerns selten. Die Art gilt wie die meisten *Megachile*-Arten als selten im Auftreten mit einer regionalen Verbreitung. Ursache dafür dürfte die Nistweise in großen Bohrlöchern in morschen Holz sein, wie sie z.B. der Weidenbohrer verursacht. Für diese Art gelten Nisthilfen als wirksame Hilfe. Außerdem stuft Tkalcu (in WESTRICH, 1989) die Biene als kälteliebend und damit als typische Waldart ein.

Anthophora aestivalis (Panzer, 1808)

Die Gestreifte Pelzbiene ist in Nordbayern in vielen Landkreisen nachgewiesen, in Südbayern beschränkt sich der Nachweis außerhalb Passaus auf das Isartal. WESTRICH (1989) nennt als Grund der Seltenheit die Nistsituation fast ausschließlich an Steilwänden und Abbruchkanten.

Ectemnius guttatus (Vander Linden, 1829)

Der Bestand dieser Grabwespe wird als rückläufig eingeschätzt (BLÖSCH, 2000). Die ca. 8 mm große Grabwespe fängt Fliegen. Die Nester werden in altes Holz und Hollunderstängel genagt. Sie ist holomediterran verbreitet. Ihr Lebensraum ist der Waldrand. Auf der Roten Liste Deutschland ist sie als gefährdet geführt. Dies empfiehlt sich auch für Bayern. Der Grund ihres Rückgangs ist unklar. Sie kann wohl durch Nistkästen unterstützt werden.

Nysson maculosus (Gmelin, 1790)

Diese Grabwespe kommt in den Landkreisen Straubing und Schwandorf sowie in Nordwest-Bayern vor. Sie parasitiert an der Beute der Grabwespen *Harpactus lunatus* und *Gorytes quadrifasciatus*, die Zikaden fangen. Beide Arten wurden nicht nachgewiesen.

Nomada atroscutellaris (Strand, 1921)

Die Verbreitung der Ehrepreis-Wespenbiene in Bayern ist nur über Einzelfunde protokolliert. Sie gilt als Wärme und Trockenheit liebend. Ihre Seltenheit dürfte in ihrem Wirt begründet liegen: *Andrena viridescens* sammelt ausschließlich an *Veronica*-Arten. In dieser Abhängigkeit ist die Wespenbiene noch anfälliger für negative Veränderungen als ihr Wirt.

Holopyga generosa (Förster, 1853)

Die Goldwespe wurde bisher im östlichen und nördlichen Nordbayern gefunden. Sie gilt als Parasitoid bei der Grabwespe *Mumumesa unicolor*, die nicht kartiert wurde. Diese Art fängt Zikaden und ist in Ostbayern nur im Landkreis Amberg nachgewiesen. Die Empfindlichkeit der Goldwespe erhöht sich mit der Abhängigkeit von spezifischen Zikaden über die Grabwespe.

Psenulus laevigatus (Schenck, 1857)

Diese kleine Grabwespe ist meist in Nordbayern verbreitet. Wahrscheinlich trägt sie Blattflöhe und -läuse ein. Diese werden in Pflanzenstängeln von *Rubus* und *Sambucus* gelagert.

4.8.2.3 Arten der bayerischen Vorwarnliste

Bombus humilis (Illiger, 1806)

Die Veränderliche Hummel kam in fast allen Landkreisen Nordbayerns vor, gilt als sehr wärmeliebend und als eine der empfindlicheren Hummeln. Sie wird Deutschlandweit auf der Vorwarnliste geführt, wobei sie im Norden schon in vielen Gegenden auszusterben droht.

Andrena denticulata (Kirby, 1802)

Die Gezähnte Sandbiene kommt in Nordbayern noch in den meisten Landkreisen vor, in Südbayern sind jedoch viele Vorkommen erloschen. Die Art sammelt oligolektisch auf Asteraceen ohne Bevorzugung bestimmter Arten oder Gattungen. Westrich (1989) nennt sie eine Waldrandart. In Deutschland ist die Art ebenfalls auf der Vorwarnliste.

Anthidium punctatum (Latreille, 1809)

Die Weißfleckige Wollbiene kommt in Nordbayern fast flächendeckend vor, in Südbayern und Ostbayern sind nur einzelne Landkreise von ihr bewohnt. Die Art sammelt auf *Crasulaceen*, *Resedaceen* und *Fabaceen*. Sie legt ihr Nest in Erdspalten und zwischen Steinen oder Geröll an. Das Nest wird mit Haaren von *Verbascum* oder *Onopordium* ausgekleidet.

Andrena humilis (Imhoff, 1832)

Diese Sandbiene ist in den meisten Landkreisen Nordbayerns, aber nur in wenigen Südbayerns nachgewiesen. Die Art sammelt oligolektisch an gelben, cichorioiden Asteraceen. Sie ist auch in Deutschland auf der Vorwarnliste.

Andrena viridescens (Viereck, 1916)

Die Ehrenpreis-Sandbiene wird über *Nomada striata* belegt. Die Art kommt in vielen Landkreisen Bayerns vor. Die Art sammelt fast nur an *Veronica chamaedrys* und *V. teucrium*.

Bombus wurfleni (Radoszkowski, 1859)

Die Bergwaldhummel kommt in Bayern in den Mittelgebirgen und den Alpen vor. Sie gilt auch als Waldart, besonders in wärmegetönten Regionen.

Eucera nigrescens (Perez, 1879)

Die Mai-Langhornbiene kommt in ihrem Schwerpunkt in Nordbayern vor, wurde aber auch in Südbayern gefunden. Sie sammelt hauptsächlich an *Vicia sepium*, aber auch an anderen Fabaceen. Dadurch wird sie anfällig gegenüber Umweltveränderungen.

Melitta nigricans (Alfken, 1905)

Die Blutweiderich-Sägehornbiene ist in Bayern hauptsächlich in Mainfranken und an den Flüssen des Donausystems nachgewiesen. Sie ist streng oligolektisch auf Blutweiderich angewiesen. Die Mahd von Blutweiderich entlang von Strassenrändern, Gräben und Gewässerufeln während der Vegetationsphase hat nachweislich zum Aussterben lokaler Populationen geführt (WESTRICH, 1990; SCHEUCHL, 2015 mdl.).

Halictus subauratus (Rossi, 1792)

Die Goldene Furchenbiene gilt als sozial, das heißt, die Töchter helfen der Mutter bei der Versorgung der Brut. Sie baut ihr Bodennest in vegetationslose Bodenbereiche und Steilhänge. Sie gilt als submediterran-subkontinental verbreitet.

Gorytes quinquecinctus (Fabricius, 1793)

Diese Grabwespe kommt im Nordwesten Bayerns und im Landkreis Passau vor. Sie gilt als häufigste *Gorytes*-Spezies. Sie jagt vor allem Schaumzikaden und gilt als typische Sandart. Bekannt ist ihre Bestäubung von *Ophrys insectifera*.

Lindeniuss pygmaeus (Rossi, 1794)

Diese Grabwespe kommt in Bayern in den Landkreisen Straubing, Kelheim und in Nordbayern vor. Sie gilt als typisch für Löß- und Sandgebiete. Sie jagt nach Erz- und Brackwespen, es finden sich aber auch andere Hymenopteren und Dipteren darunter.

Folgende Arten sind außerdem deutschlandweit auf der Vorwarnliste geführt, aber in Bayern ungefährdet:

Bombus sylvarum (Linnaeus, 1761)

Die Waldhummel fehlt in Bayern im Alpenvorland. In Norddeutschland sind die Bestände der ehemaligen Allerweltsart zusammengebrochen, in Bayern geschieht dies momentan. Die Ursachen sind nicht genau untersucht. Die Art scheint nach Einschätzung des Autors in der aktuellen Roten Liste nicht ausreichend berücksichtigt.

Macropis fulvipes (Fabricius, 1804)

Die Wald-Schenkelbiene sammelt Öl von *Lysimachia nummularium* und auch *L. vulgaris* für einen unbekanntem Zweck. Hier wird auch Pollen gesammelt, Nektar wird an *Geranium*, *Stachys* und *Rubus* gesammelt. Geeignete Bodenstellen für die Nestanlage für diese mittelgroße Art müssen sich näher als 70 Meter zum nächsten *Lysimachia*-Standort befinden.

Lasioglossum nitidiusculum (Kirby, 1802)

Die glänzende Schmalbiene fehlt weitgehend im Alpenvorland. Sie tritt an ihren Standorten oft massiv auf.

Anthidium strigatum (Panzer, 1805)

Die kleine Harzbiene kommt überall in Bayern, meist entlang der größeren Flüsse, vor. Die freistehenden Nester werden bevorzugt aus Kiefernharz gebaut. Sie sammelt Pollen bevorzugt an *Lotus*, aber auch an fünf weiteren Pflanzenfamilien.

4.8.2.4 Arten mit spezialisierter Ernährung

Am kommt eine Vielzahl auf bestimmte Pflanzen spezialisierter Bienen vor, dies zeigt den hohen Wert der Lebensräume entlang des Inns. Gleichzeitig zeugt dies auch von einer hohen Diversität an unterschiedlichen Standortfaktoren sowie die Nutzungen.

So finden sich mehrere Arten am Inn die auf Korbblütler (Asteraceen) angewiesen sind (z.B. *Andrena denticulata*, *Andrena humilis*, *Andrena taraxaci*, *Hylaeus nigrinus*, *Osmia truncorum*) auf Weiden (*Andrena vaga*, *Colletes cuncularius*), auf Schmetterlingsblütler (*Andrena wilkella*, *Eucera nigrescens*) oder Glockenblumen (*Osmia cantrabrica*, *Osmia rapunculi*).

Weitere wichtige Nahrungspflanzen sind Natternkopf, Gilbweiderich, Blutweiderich, Hahnenfuß sowie Ehrenpreis-Arten.

Wespen sind außerdem stark spezialisiert auf bestimmte Insekten, die sie jagen oder parasitieren. Diese Spezialisierungen aufzuführen würde den Rahmen des Gutachtens allerdings übersteigen, zumal die Ableitungen daraus sehr komplex sind

4.8.3 Bewertung

Bei einer vergleichenden Untersuchung von 13 Flächen mit bekannter oder erwarteter hoher Bedeutung für die Wildbienenfauna im Landkreis Passau waren Damm und „Brenne“ (Entwicklungsfläche auf ehemaligem Acker) bei Aufhausen nach den Lössrücken bei Pleinting die wertvollsten Flächen aus Sicht der Wildbienen (hoher Anteil gefährdeter und

extrem seltener Arten). Auch die Ausstattung der Flächen mit Nistmöglichkeiten sowie Nahrungsangebot (Blütenangebot) ist sehr gut. Von Bedeutung ist außerdem die Lage der Flächen im Inntal, das als Einwanderungssachse für Südbayern überregionale Bedeutung hat.

Damit haben die Lebensräume am Inn für Hautflügler in Bayern sehr große Bedeutung.

4.9 Scharlachkäfer

Der Scharlachrote Plattkäfer oder Scharlachkäfer (*Cucujus cinnaberinus*) ist eine in Bayern seltene und durch die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Anhang II, IV) geschützte Art.

Die Einschätzung der Verbreitung der Arten im Wirkraum und die Bewertung der Auswirkungen erfolgten auf der Grundlage bereits vorhandener Daten.

Folgende Quellen wurden zu Recherchezwecken herangezogen:

- ASK-Daten des Landesamt für Umwelt für den Wirkraum (1995-2012; 203 Datensätze)
- BUSSLER (Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft)
- ZODER (eigene Erhebungen)

4.9.1 Einführung

Der Scharlachkäfer ist eine in Deutschland sehr seltene, xylobionte Plattkäferart. Bisher wurde sie nur in Hessen (Erstnachweis 2012), Baden-Württemberg (Erstnachweis 2003) und Bayern nachgewiesen. Nachweise aus Bayern sind schon länger bekannt (z.B. KITTEL 1878, HORION 1960). Der Käfer wird in der Roten Liste Deutschlands als „vom Aussterben bedroht“ (RL D 1) (BINOT-HAFKE et al. 2011) geführt. In Bayern ist er als Art „mit geografischer Restriktion“ (R) charakterisiert (SCHMIDL & ESSER 2003).

Die Art besiedelt Nord- und Osteuropa und das östliche Mitteleuropa und ist ein boreomontan-kontinentales Faunenelement. In Bayern ist die Art überwiegend auf den Süden und Südosten des Gebiets beschränkt. Dort besiedelt der Käfer Auwälder (Weich- und Hartholzaue) und Bergmischwälder. Für seine Ausbreitung sind vernetzte Fließgewässersysteme maßgeblich (BUSSLER et al. 2010) Die Art bewohnt tote, stärker dimensionierte liegende und stehende Laub- und ausnahmsweise Nadelbäume (z.B. *Salix sp.*, *Quercus sp.*, *Populus sp.*, *Ulmus sp.*) mit loser Rinde. BUSSLER (2002) stellte in einer Untersuchung durchgängig Verpilzung des subcorticalen Lebensraums fest. Die Larven fressen vom morschen und feuchten Bast des frisch abgestorbenen Baumes, ernähren sich aber mitunter auch von anderen Insekten. Eine beständige Feuchtigkeit in den Bast- und Kambiumschichten während der gesamten Larvalzeit ist dabei laut PALM (1941) die wichtigste Bedingung für die Larvalentwicklung. Besiedelt werden frisch abgestorbene Bäume (1 bis max. 5 Jahre) (BUSSLER 2002, STRAKA 2007), wobei kürzlich abgestorbene Bäume bevorzugt werden dürften (1 bis 3 Jahre) (STRAKA 2007). Jedoch können auch, bedingt durch kleinflächige Milieubedingungen, schon länger abgestorbene Bäume noch besiedelt werden, sofern wenigstens kleinräumig jüngere Zersetzungsphasen anzu treffen sind. SCHMIDL & BUSSLER (2004) charakterisieren die Art als Frischholzbesiedler.

Da der Scharlachkäfer stärkere Totholzdimensionen benötigt, besitzt er eine Zeigerfunktion für Auwälder mit höherwertiger Totholzqualität (BUSSLER 2002).

4.9.2 Bisherige Entwicklung

Über die Entwicklung der Scharlachkäfer-Population am Unteren Inn gibt es keine historischen Daten. BUSSLER (2002) stellt jedoch in seiner Untersuchung zur Faunistik und Ökologie des Scharlachkäfers fest, dass insbesondere in der Zeit zwischen 1950 und 1980 Bayern weit Nachweise des Käfers größtenteils fehlen. Dies führt er auf einen Mangel an Brutmaterial in der Nachkriegszeit zurück. Erst mit der Anreicherung von stärker dimensioniertem Totholz, dürften sich verbliebene Restpopulationen wieder ausgebreitet haben. Dem Biber (*Castor fiber*) schreibt BUSSLER (2002) eine besondere Rolle zu und weist darauf hin, dass dieser in den letzten Jahrzehnten, den Aufbau individuenreicher Populationen und Arealerweiterungen gefördert habe.

Die Innauen am Unteren Inn waren in früheren Zeiten vorwiegend niederwaldartig genutzt (REICHHOLF 2002). Da der Käfer auf frisches Totholz stärkerer Dimension (BHD > 30 cm) angewiesen ist, ist anzunehmen, dass sich die Art in dieser Phase überwiegend auf extensiv genutzte oder ungenutzte Auwaldbereiche beschränkt hat. Erst mit der Aufgabe der Niederwaldnutzung Ende der 60er Jahre und der Ausweisung als Naturschutzgebiet (im Jahr 1972), dürfte sich der Scharlachkäfer am Unteren Inn weiter ausgebreitet haben. Etwa zeitgleich wurde der Biber wiederangesiedelt, was sicherlich begünstigend auf seine Ausbreitung im Gebiet gewirkt hat. Mit dem Bau der Staustufen und Dämme blieben sommerliche Hochwässer aus, was eine landwirtschaftliche Nutzung in den ausgediechten Bereichen ermöglichte. Der Umwandlung von Wald in landwirtschaftliche Fläche fielen größere Auwaldflächen zum Opfer (LINHARD & WENNINGER 1980). Für den Scharlachkäfer bedeutete dies mit Sicherheit einen Verlust von (potentiellem) Brutsubstrat und Lebensraum.

4.9.3 Aktueller Bestand

Der Scharlachkäfer wurde von BUSSLER (2002) im Jahr 2001 am Inn zwischen Töging und Pocking, mit einer erfassungstechnischen Lücke zwischen Perach und Pocking, nachgewiesen. Mittlerweile ist diese Kenntnislücke geschlossen, so dass aktuell davon auszugehen ist, dass der Scharlachkäfer entlang des Inns zwischen Töging und Neuhaus am Inn durchgehend in geeigneten Auwäldern vorkommt (BUSSLER mündl.). Auch entlang der Salzach kommt die Art von ihrer Mündung bis etwa Höhe Freilassing vor.

Der Artenschutzkartierung Bayern nach wurde die Art mehrfach im betrachteten Wirkraum gefunden:

- Irchinger Au, südöstlich von Aigen am Inn (10.05.2011)
- Aufhausener/ Urfarer Au (im eingedeichten Auwald) (10.05. bzw. 16.08.2011)

Mehrere Larven des Scharlachkäfers konnten außerdem von ZODER (mündl.) am 10.07.2012 in der Urfarer Aue an Esche gefunden werden.

4.9.4 Naturschutzfachliche Bedeutung

Der Scharlachkäfer gilt nach der Roten Liste Deutschlands als „vom Aussterben bedroht“ (RL D 1) (BINOT-HAFKE et al. 2011). In Bayern ist er als Art „mit geografischer Restriktion“ (R) charakterisiert (Schmidl & Esser 2003). Nach derzeitigem Kenntnisstand ist das

Vorkommen der Art im Wesentlichen auf den Südosten Bayerns (Inn, Salzach, Alz) und den Alpenraum beschränkt. BUSSLER (2002) schätzt jedoch, dass die Art weiter verbreitet ist, als bisher bekannt. Er vermutet, dass sich die Art in einer Phase der Arealausweitung befindet.

Der Scharlachkäfer ist eine Art der Anhänge II und IV der FFH-Richtlinie und damit durch EU-Recht geschützt. Als xylobionte Käferart, die zur Ausbildung größerer Populationen stärker dimensioniertes Totholz und eine rege Walddynamik benötigt (Biber, Windwurf, natürliche Reifungsprozesse), eignet sich der Scharlachkäfer als Zeigerart für Auwälder mit höherwertiger Totholzqualität (BUSSLER 2002).

4.9.5 Auswirkungen Weiterbetrieb

Die Auswirkung des Staus Eggfing-Obernberg auf die Population des Scharlachkäfers sind differenziert zu betrachten und jeweils positiv, als auch negativ zu bewerten.

Das, in direkter Folge des Staustufen- und Dammbau, Ausbleiben der sommerlichen Hochwässer, ermöglichte eine landwirtschaftliche Nutzung der bis dahin allenfalls nur forstwirtschaftlich (niederwaldartig) nutzbaren Auwaldbereiche. Dies führte zu einem hohen Verlust an Auwald, was wahrscheinlich zu einer beträchtlichen Reduktion von Lebensraum für den Scharlachkäfer geführt hat. Bedingt durch die Stauhaltung, resultierte eine starke Sedimentanlandung im Stauraum. Auf den dort entstandenen Inseln konnte sich ein relativ stabiler, Silberweiden und Grauerlen dominierter Auwald etablieren. Mit zunehmendem Reifegrad und Etablierung von Gehölzen dürfte sich in den letzten Jahrzehnten in dieser, vor menschlichen Eingriffen geschützten Situation, größere Mengen an Brutmaterial für den Scharlachkäfer akkumuliert und seine Situation am Unteren Inn nachhaltig verbessert haben.

4.9.6 Exkurs: Eremit

Der Eremit (*Osmoderma eremita*) ist ein seltene, imposante aber unauffällig lebende Käferart und wie der Scharlachkäfer ein „Totholzkäfer“. Er ist im Anhang II und IV der FFH-Richtlinie aufgeführt und ist dort als prioritäre Art eingestuft. Die Käfer leben in Baumhöhlen, die sie oft ihr ganzes Leben lang nicht verlassen, wodurch nur sehr wenige Funde aus der Region bekannt wurden. Eine gezielte Suche wurde bisher wohl nicht durchgeführt. Die wenigen Funde stammen aus Kirchham (SEGIETH, 1985), Bad Füssing und Pocking (PUTZLER & GEBAUER vor 1985). Auch wenn in Kirchham ein alter Obstbaum als Brutbaum festgestellt werden konnte, kommen außerhalb des Siedlungsraumes in erster Linie alte Eichen, aber auch Weiden dafür in Frage. Solche alte, kräftige Bäume gibt es zum Beispiel noch zwischen Kirchham und den Innauen (*Beitrag Eremit von W. Sage*).

4.10 Muscheln

Die Böden der langsam durchflossenen bis stagnierenden Buchten und Seitenarme der Stauseen am unteren Inn bieten Muscheln und zahlreichen anderen Bewohnern der Schlammfauna geeignete Überlebensbedingungen. Die Bestände der Großmuscheln (Najaden) sind aufgrund ihrer Schalengröße bis über 20cm vergleichsweise leicht zu erfassen und sind gleichzeitig verlässliches Indiz für den Gewässerzustand. Somit kann die Bestandsgröße, das Artenverhältnis oder das Alter der Population (Größenverteilung) wichtige Aufschlüsse über ehemalige, gegenwärtige und zukünftige Verhältnisse innerhalb des Lebensraums bieten. Diese jeweiligen Befunde können dann mit den verschie-

denen (a)biotischen Faktoren in Verbindung gebracht werden und so in gewisser Weise begründet werden. Im Laufe der Kartierung im Jahr 2015 zeigte sich, dass (fast) alle Gewässerabschnitte, die theoretisch als Habitate für Muscheln in Frage kommen, auch solche beheimaten.

4.10.1 Nahrungsökologische Aspekte

Von Mai bis August führt der Inn ein milchig-trübes Wasser. Unter allen größeren Flüssen in Mitteleuropa hat er mit Abstand die größte Menge an Schwebstoffen (s. Kap. 3.4.3.3). Die daraus resultierende morphologische Entwicklung wird in Kap. 3.4.3.2 beschrieben. Die Vegetationsentwicklung auf den Anlandungen hat mittlerweile bereits großflächig bis zu Weidenwäldern (Silberweidenbestände) geführt. Der „Bestandsabfall“ der Silberweiden, zusammengesetzt aus Laub, Astwerk oder ganzen Bäumen, die mit dem Ufer abbrechen, sowie auch der Röhrichte in Flachwasserbereichen dürfte gegenwärtig einen Großteil des organischen Materials bilden, das über kurz oder lang ins Wasser gelangt und als organischer Detritus die Grundlage für reich differenzierte Nahrungsketten schafft (REICHHOLF 2001).

Zeitliche Entwicklung der Bestände von Blässhuhn, Höckerschwan und Großmuscheln in der Hagenauer Bucht als Folge von Verlandung und Mangel an organischen Nährstoffen

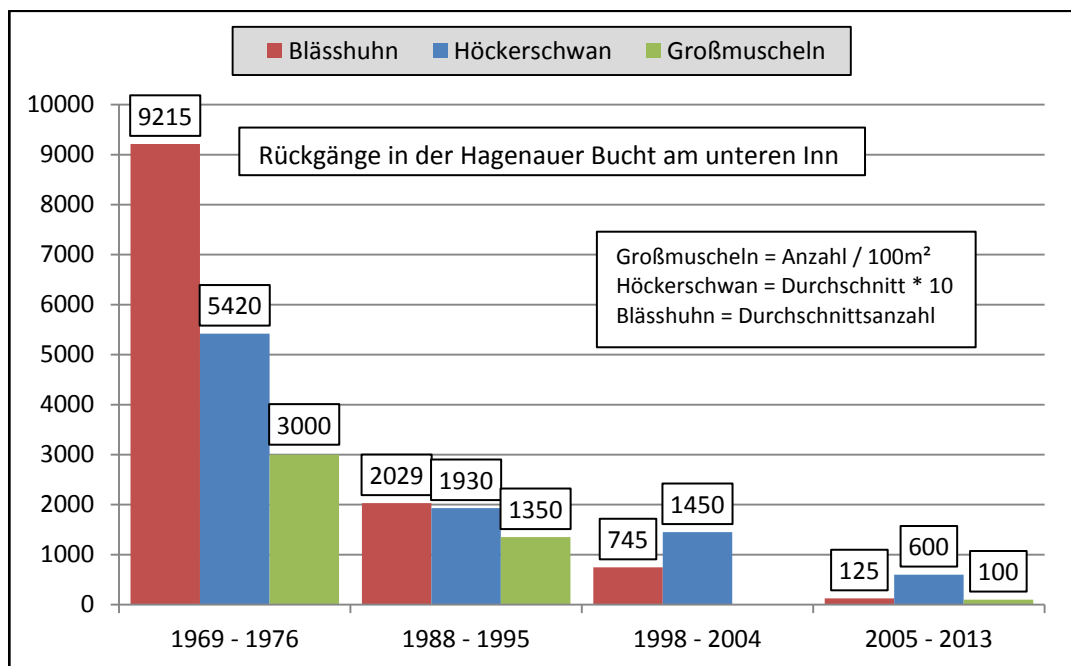


Abbildung 47: Zeitliche Entwicklung der Bestände von Blässhuhn, Höckerschwan und Großmuscheln in der Hagenauer Bucht als Folge von Verlandung und Mangel an organischen Nährstoffen

Mit zunehmender Inselbildung und deren Bewaldung gewinnen also naturnahe Nährstoffeinträge in die Gewässersysteme an Bedeutung, die allerdings noch deutlich geringer sein dürften, als die früheren anthropogen bedingten Einträge (vgl. Kap. 3.4.6). Zu Zeiten größerer anthropogener Nährstoffbelastung lebten beispielsweise in der Hagenauer Bucht im Stauraum Ering-Frauenstein durchschnittlich 30 Großmuscheln auf jedem

Quadratmeter des schlammigen Bodens. Heute, 40 Jahre später, lebt im Durchschnitt nur noch eine Muschel auf der gleichen Fläche (BILLINGER, unveröffentlicht), wobei sich in der Bucht erhebliche strukturelle Veränderungen ereignet haben (weitgehende Verlandung und Bildung teils schon bewaldeter Inseln). Somit wird klar, dass der Eintrag von Detritus aus Silberweidenwäldern für Großmuscheln nährstoffreicher Gewässer keinen gleichwertigen Ersatz für die damaligen anthropogenen Nährstoffeinträge bieten kann.

4.10.2 Dominanzverhältnisse im Wandel

Die Großmuschelabundanz, die Besiedlungsdichte, hängt u.a. von der Menge der verfügbaren organischen Substanz im Schlamm und im Wasser ab. Hinsichtlich Biodiversität und Dominanzverhältnissen spielt der den Fluss charakterisierende abiotische Faktor, nämlich die Wasserströmung (und die Geschwindigkeit dieser) die tragende Rolle. Erst durch die andauernde Verschiebung der Dominanzverhältnisse wird klar, wie sich die natürlichen Entwicklungen des Lebensraums oder wasserbauliche Maßnahmen auf Muschelpopulationen von Flussstauseen auswirken. Beispielsweise hat die Veränderung der Strömungsgeschwindigkeit einen Wandel in der Nährstoffversorgung und überraschende Verhaltensmuster der hier lebenden Großmuscheln zur Folge. Kann sich ein Seitenarm durch Sedimentationsvorgänge hinreichend vom Hauptstrom abgliedern, so wird das Nährstoffangebot steigen und strömungsbevorzugende Arten verschwinden. Doch wie schnell „reagiert“ eine Muschelpopulation auf die Dynamik des steten Wandels innerhalb des Biotops? Wird sich mittelfristig das standortgerechte und zu erwartende Artenspektrum in nachvollziehbaren Dominanzverhältnissen einstellen?

Wieder lohnt der Blick auf zwei Musterbeispiele flussaufwärts in der Hagenauer Bucht:

- In einem durchströmten und somit äußerst nahrungsarmen Bereich der Bucht, der von neuen Anlandungen geprägt ist, finden Großmuscheln geeignete Überlebensbedingungen. Doch nicht alle Arten tolerieren solche Bedingungen. Die Malermuschel (*Unio pictorum*) ist in der Regel die dominierende Art in diesem Entwicklungsstadium eines Muschelgewässers; 97% der dort lebenden Großmuscheln gehören der Art an. Dieser Befund lässt sich durch die Bevorzugung von leicht durchströmten Gewässern durch *U. pictorum* erklären.
- In einem Seitenarm der gleichen Bucht, der sich bereits in einem fortgeschrittenen Entwicklungsstadium befindet und sich bereits weitgehend durch Sedimentationsvorgänge vom Hauptstrom abgliedert hat, herrschen ganz andere Dominanzverhältnisse. In diesem Habitat ist *Unio pictorum* nur noch mit 6% im Artenspektrum vertreten. Der große Rest (94%) entfällt auf 3 Teichmuschelarten (*Anodonta anatina*, *Anodonta cygnea*, *Sinanodonta woodiana*). Dass Teich-Muscheln strömungslose Habitate eher besiedeln als durchströmte drückt ihr deutscher Name bereits treffend aus.

4.10.3 Verlandung und Strukturvielfalt

Wie bereits erwähnt bildeten sich im Laufe der letzten Jahrzehnte zahlreiche Seitenarme und Buchten, teilweise im Schutz von Leitdämmen.

Eine Besonderheit am Inn sind die periodisch trockenfallenden Lagunen, sie sind trotz der teilweisen herbstlichen Austrocknung die Areale größter Muschel-Vorkommen im Stauraum. REICHHOLF (1988, 2002a) beschreibt diese Gewässertypen und deren Entstehung: „Bei Fließgewässern mit ausgeprägtem Jahresgang der Wasserführung, wie

zum Beispiel beim Inn, dessen normale jährliche Schwankungsbreite der Wassermenge pro Sekunde zwischen minimal 200 m³ im Winter und um die 2000 m³ während der sommerlichen hohen Wasserführung liegt, wären von Natur aus bei anhaltenden Niedrigwasserphasen auch trockenfallende Bereiche zu erwarten. Im stark eingetieften Zustand des regulierten Inns vor der Errichtung der Staustufen konnte es jedoch nur zum Austrocknen von bei Hochwässern vollgelaufenen Mulden in der Aue kommen, die, weil zu unregelmäßig mit Wasser versorgt, wohl auch nicht Heimstatt der typisch amphibi-schen Fauna und Flora sein konnten. Nach der Errichtung der Staustufen bewirkte über gut ein Jahrzehnt bis zur mehr oder minder vollständigen Auflandung der Stauseen das an den Kraftwerken einregulierte Stauziel die Aufrechterhaltung recht gleichmäßiger Wasserstände. Das änderte sich jedoch deutlich, als die Auflandung über die von ihr verursachte Querschnittsverengung das frühere hydrodynamische Wechselspiel zwischen Sedimentation und Erosion unter den unvermindert stark schwankenden Wasserführungsverhältnissen im Jahreslauf wieder hergestellt hatte. Bei den einzelnen Stauseen wurde dieser hydrologische Zustand nach gut einem Jahrzehnt vom Zeitpunkt der Einstauung an gerechnet erreicht, so dass die ersten größeren Wasserführungsschwankungen die Lagunendynamik wenige Jahre danach wieder in Gang brachten.“ Es hing nun von Tiefe und Position der Lagunen am Fluss ab, ob und wann sie in dieses Wechselspiel zwischen herbstlich-winterlicher Austrocknung und Wiederfüllung im Frühjahr bis in den Sommer oder Herbst hinein mit einbezogen worden sind.

Die kraftwerksnahen, nicht trockenfallenden Flachwasserzonen (von Hochwasser/Niedrigwasser wenig beeinflusst) sind dieser Dynamik nicht oder nur in geringem Ausmaß ausgesetzt, haben jedoch den ökologischen „Vorteil“, dass sie nicht selten ganzjährig hydrologisch mit dem Hauptfluss verbunden sind und somit die Erreichbarkeit für Wirtschaftsfische gewährleistet ist. Ein Aspekt der hinsichtlich der Ausbreitung von (gebietsfremden) Arten im Stauraum von großer Bedeutung ist. Durch das Überleben des Bestands auch in Hoch- und Niedrigwasserperioden dienen diese Populationen als Zwischenspeicher, auf den jederzeit zurückgegriffen werden kann. Die trockengefallenen Lebensräume können somit während und nach erneuter Überstauung rasch wieder mit tatsächlich hauseigenen Muschellarven besiedelt werden. Diese Biotope nehmen im Ökosystem Innstausee also eine weitere, für die Erhaltung der Muschelbestände sehr wertvolle Rolle ein. Anderswo haben unregulierte Zuflüsse ähnliche Wertigkeit und vergleichbare Bedeutung. Die meisten Arten des Hauptflusses kommen auch in den Zubringern vor und jeder Zufluss hat sein eigenes Störungsregime. Nach großen Hochwässern oder im Frühjahr, wenn trockengefallene Lagunen wieder aufgefüllt werden, spielen die Zuflüsse deshalb eine wichtige Rolle in der Wiederbesiedlung. Ein Netzwerk an unregulierten Zubringern erhöht die Erholungskapazität des gesamten Einzugsgebietes und sichert somit langfristig seine ökologische Stabilität (TÖCKNER et. al. 2002).

4.10.4 Biodiversität

Der Innstau Eggfing-Obernberg wurde zwischen 14.9.2015 und 30.9.2015 an 12 Untersuchungstagen quantitativ auf Muschelvorkommen kartiert. Zudem konnte auf eigene Bestandsdaten aus Kartierungen im Jahr 2014 zurückgegriffen werden. Die Auswertung von 434 zufallsverteilten Probeflächen der Größe von einem Quadratmeter war notwendig, um die Bedingung der statistisch auswertbaren Anzahl und Verteilung (hinsichtlich der Glättung von Extremwerten) zu erfüllen. In den Probeflächen befanden sich genau 500 Großmuscheln. Diese wurden bestimmt, abgemessen und gegebenenfalls gewogen. Folgende Arten der Familie der Fluss- und Teichmuscheln (Unionidae) leben rezent im

Stauraum des Kraftwerks Eggfling-Obernberg (Systematik und Bestimmung nach GLÖER (2015):

- Gattung **Unio**: Malermuschel *Unio pictorum*
- Gattung **Sinanodonta**: Chinesische Teichmuschel *Sinanodonta woodiana*
- Gattung **Anodonta**:
 - Große Teichmuschel *Anodonta cygnea*
 - Gemeine Teichmuschel *Anodonta anatina*

Die sich mit Byssofäden auf Gestein oder Großmuscheln festsetzende Zebra-, Dreikant- oder Wandermuschel *Dreissena polymorpha* konnte aufgrund fehlender Kies- und Gesteinsabschnitte und großer Wasserstandschwankungen im Stauraum nur durch Einzel-funde nachgewiesen werden. Im Gegensatz dazu stehen die kiesreichen Bereiche der Salzachmündung, wo durchschnittlich 1300 *Dreissena* pro Quadratmeter leben und dabei die Großmuscheln durch Mobilitätseinschränkung (als Folge invasiven Befalls) in ihrer Existenz bedrohen (BILLINGER, unveröffentlicht). *Corbicula sp.* tritt am unteren Inn noch nicht auf, sie ist jedoch in den nächsten Jahren zu erwarten.

Die Verteilung der Häufigkeiten innerhalb des Artenspektrums (Dominanzverhältnisse) in einem Muschelhabitat ist vorrangig von abiotischen Faktoren wie Strömung und Bodenbeschaffenheit abhängig. Inwieweit Prädatoren wie die Bismartratte (*Ondatra zibethica*) die Dominanzverhältnisse einer Population dieser Größe durch Bevorzugung bestimmter Arten nachhaltig beeinflussen, ist unklar.

Eine Abschätzung der gesamten Individuenzahl der untersuchten Bereiche ergibt rund 120.000 Exemplaren auf einer Fläche von ca. 45.000 Quadratmetern ($\approx 2,6 \text{ Ex./m}^2$). Die tatsächlich im Stauraum lebende Anzahl an Großmuscheln dürfte diesen Wert aber überschreiten.

4.10.5 Periodisch trocken fallende Lagunen

Von Flusskilometer 43,4 bis 43,7 erstreckt sich eine periodisch trockenfallende Flachwasserlagune, wie sie in Kapitel 4.10.3 beschrieben wurde. Sie hat aufgrund ihrer beachtlichen Tiefe heute im Wesentlichen noch die gleiche Form und Größe wie 1955 (kleines Bild rechts oben in Abb. 48).

Diese Staugewässerzonen haben in der sommerlichen Hochwasserführung direkte hydrologische Verbindungen zum Inn oder füllen sich mit Druckwasser bis auf Flussniveau. Sinkt nun bei wenig Niederschlag im Herbst der Wasserpegel des Hauptstroms, so isolieren sich genau diese Wasserbecken: Sie trocknen nicht so schnell aus, wie der Innpegel sinkt. Die fortschreitende Austrocknung kann bis zum Winter eine komplette Trockenlegung dieser Gewässer zur Folge haben. Die Füllung von Flusswasser (bei steigendem Flusspegel) bedeutet durch „Beimpfung“ mit Organismen eine Wiederbelebung der Lagune. Die hohe Artendiversität (an Kleinmuscheln und Schnecken) der Lagunen hängt mit der Dynamik des Trockenfallens und Wiederaufgefülltwerdens zusammen. Mäßige Störungen ohne genauere zeitliche Festlegung ihres Eintritts gelten in der ökologischen Theorie als diversitätsfördernd (REICHHOLF 2002a).



Abbildung 48: Lagune in Mühlheim mit einer Wasserfläche von 9400 m² (eingezeichnete Fläche) während der Kartierung. Sie erstreckt sich von Flusskilometer 43,4 bis 43,7. (Quelle: Google earth)

In den tieferen Bereichen der Lagune kann sich auch in ausgesprochenen Trockenperioden Wasser halten, doch der größte Teil der Lagune fällt trocken. Das Habitat weist eine Großmuschelabundanz von durchschnittlich 10 Exemplaren pro Quadratmeter auf. Dieser Wert stellt vermutlich das Maximum an möglicher Besiedlungsdichte dar und ist auf 2 Faktoren zurückzuführen, die in diesem Habitat besonders ausgeprägt wirken. Der erste ist die großflächige Bewaldung innerhalb der Dämme, die für regelmäßigen Nachschub an organischem Material sorgt, das in strömungslosen Gewässern nicht abtransportiert wird. Der zweite Faktor ist klares und von anorganischen Schwebstoffen befreites Wasser. Bei steigendem Flusspegel wird das Wasser durch die sandigen Ablagerungen gedrückt und somit regelrecht gefiltert. Im sauberen und warmen Lagunenwasser kann sich reichlich submerse Flora (Makrophyten, wie Laichkräuter, Tausendblatt und mitunter sogar Wassernetz-Algen Hydrodictyon) entwickeln. Davon profitieren wiederum die Großmuscheln, weil die erzeugten Exkremente der die Unterwasserwiesen beweidenden Pflanzenverwerter als Nahrung dienen. Bestimmt wirkt sich das ungetrübte Wasser auch direkt auf die Lebensbedingungen der Großmuscheln aus, eine Bestandsbegrenzung durch die Wassertrübung selbst ist nicht auszuschließen.

Obwohl dieses Habitat fast immer strömungsfrei bleibt, ist *Unio pictorum* mit 55,5 % im Artenspektrum die dominierende Art. Eine Aufsammlung der Leerschalen der nach einer Austrocknung trockengefallenen Großmuscheln ergab, dass dabei deutlich mehr Teichmuscheln verenden als Malermuscheln (92 *Anodonta* sp., 36 *U. pictorum*). Letztere ist fähig, sich bei sinkendem Wasserpegel weiter und schneller in den Schlamm einzugraben als die Konkurrenzarten. Diese natürliche Selektion beeinflusst die Dominanzverhältnisse nachhaltig und macht die Teichmuscheln (trotz Bevorzugung solcher stagnierender Habitate) in diesem Staueeabschnitt verhältnismäßig selten. *Anodonta anatina* (32 %) und

Anodonta cygnea (12,5 %) vervollständigen den Artenmix der Lagune. *Sinanodonta woodiana* fehlt in dieser Lagune.

Artenspektrum und Dominanzverhältnisse in der Mühlheimer Lagune

<i>Unio pictorum</i>	<i>Anodonta anatina</i>	<i>Anodonta cygnea</i>	∅ Abundanz
55%	32%	13%	10 Ex./m ²

Tabelle 41: Artenspektrum und Dominanzverhältnisse in der Mühlheimer Lagune

Die Möglichkeit, dass Fische durch Einschwimmen in die Lagune Muschellarven importieren, ist auf größere Hochwasserereignisse beschränkt. Ob und wann die sich gegenwärtig im Gebiet ausbreitende Chinesische Teichmuschel (*Sinanodonta woodiana*) zu einer nennenswerten Besiedlung der Lagune kommt, gilt es abzuwarten (s. Kap. 4.10.7).

Besonders interessant an den Lagunen-Populationen der Stauseen am unteren Inn ist die Auswertung der Schalenlängen der Großmuscheln. In den folgenden Diagrammen wird für jede Art dargestellt, wie viel Prozent des Bestands welcher Schalenlängenklasse zugehören. Die Schalenlängenklassen sind entweder in 5mm-Schritten (x,0 – x,4 bzw. x,5 – x,9) oder in 10mm-Schritten (x,0 – x,9) eingeteilt, je nach Anforderungsprofil und Datenmenge.

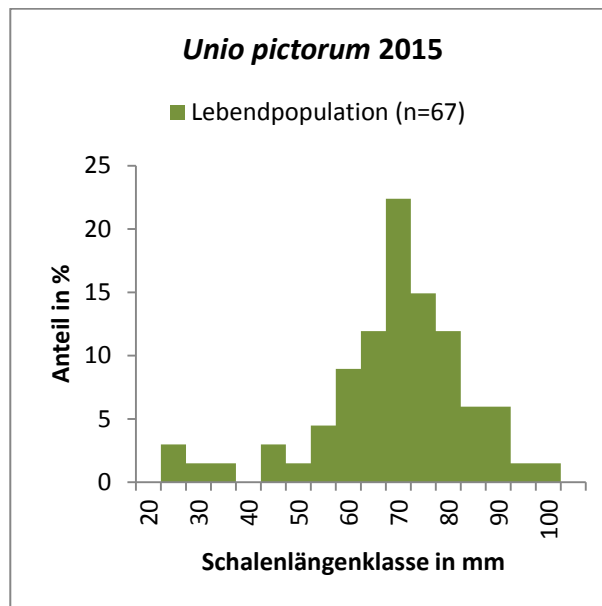


Abbildung 49: Größenverteilung von U. pictorum in der Lagune Mühlheim

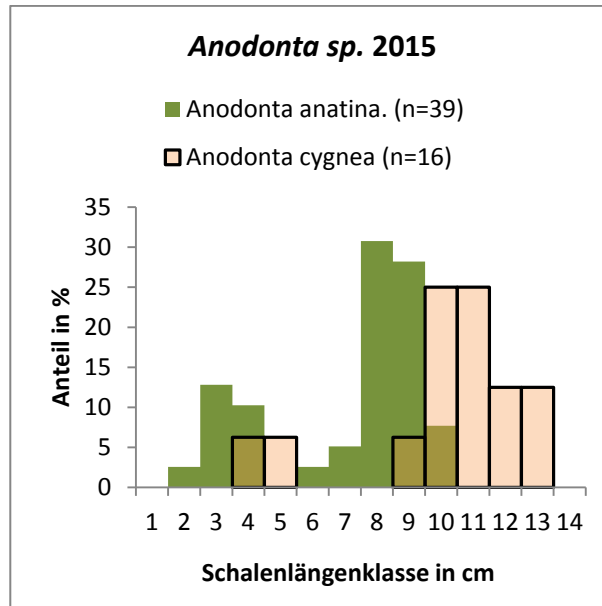


Abbildung 50: Gegenüberstellung der Populationsstrukturen von *A. anatina* und *A. cygnea* in der Lagune Mühlheim

Ein typischer Populationsaufbau von *U. pictorum* (Abb. 49) steht einer interessanten Diskrepanz zweier (oft schwer zu unterscheidenden) Teichmuschelarten (*A. anatina*, *A. cygnea*) gegenüber (Abb. 50). Wie erkennbar ist, haben die beiden Teichmuschelarten trotz ihrer ökologischen und morphologischen Ähnlichkeit verschiedene Längenverteilungen. Es handelt sich um 2 Generationen beider Arten, die um 2 Längenklassen voneinander verschoben sind. Im Folgenden 3 Szenarien, wie es zu einem solchen Populationsaufbau gekommen sein könnte.

1. Die beiden jüngeren und die beiden älteren Kohorten sind jeweils gleichen Alters und die Verschiebung ist auf schnelleres Wachstum von *Anodonta cygnea*, welche deutlich größer wird als *Anodonta anatina*, zurückzuführen.
2. Einschwemmung von Erstmuscheln (nach dem Glochidienstadium) in unterschiedlichen Jahren mit nachfolgend entsprechender Verschiebung der Fortpflanzung (REICHHOLF mdl.)
3. Reproduktion beider Arten in derselben Lagune in verschiedenen Sommern (REICHHOLF mdl.)

Über die Fortpflanzungsbiologie beider Anodonten ist in dieser Hinsicht kaum etwas bekannt. Sicher ist jedoch, dass die Wassertemperaturen diese stark beeinflussen. Im Sommer können sich die Lagunen sehr stark erwärmen und auch unter mitteleuropäischen Bedingungen Wassertemperaturen von 40°C erreichen. Der Bodenschlamm erreicht dann mehr als 20°C; ein Wert, der für die Fortpflanzung von Tiergruppen des Makrozoobenthos und für bestimmte Bakterien zum Schwellenwert ihrer Entwicklung wird. Bei dieser hohen Temperatur ist der Sauerstoffvorrat im Schlamm schnell aufgezehrt, weil ein stürmischer Abbau der organischen Substanz einsetzt (REICHHOLF 1988). Obwohl sich die drei Möglichkeiten nicht von vorneherein gegenseitig ausschließen, sprechen die Aspekte der Wasser- und Schlammtemperaturen dafür, dass das dritte Szenario, also die Fortpflanzung beider Arten in verschiedenen Sommer, das wahrscheinlichste ist. Auch die nicht alljährlich gleiche Verfügbarkeit vom geeigneten Wirtsfischspektrum,

das bei *A. cygnea* und *A. anatina* nicht zwingend ident sein muss, spielt in Lagunen eine wichtige Rolle und könnte zur Fortpflanzung in verschiedenen Sommern führen.

Lagune bei Aufhausen

Eine weitere dieser Inn-typischen Lagunen befindet sich genau gegenüber auf deutscher Seite bei Aufhausen und erstreckt sich von Flusskilometer 43,0 – 43,5. Sie zeigt einerseits die Auswirkungen von Störereignissen und andererseits wie schnell sich das Ökosystem Innstausee wieder davon erholt. Damit wird klar, dass eine Kartierung unter Umständen nur eine Momentaufnahme einer sehr jungen Population darstellen kann, in der sich die standortgerechten und zu erwartenden populationsökologischen Verhältnisse noch nicht einstellen konnten. Außerdem zeigt die Lagune beispielhaft die Verlandung der Tiefenzonen, die in jüngster Vergangenheit Flächen- und Habitatschwund verursachte. Maßnahmen im Interesse der Fischereiwirtschaft beschleunigten diesen Prozess.



Abbildung 51: Flächenverlust der Lagune bei Aufhausen in den letzten 15 Jahren. Die rote Linie markiert den Umriss der Lagune im Jahr 2015. Lagunenbildung, Verlandung und Hochwassereinfluss als Charakteristikum des Alpenstroms. (Quelle: Google earth)

Artenspektrum und Dominanzverhältnisse in der Lagune bei Aufhausen

<i>Anodonta sp.</i>	<i>Sinanodonta woodiana</i>	<i>Unio pictorum</i>	Ø Abundanz
92%	6%	2%	1 Ex./m ²

Tabelle 42: Artenspektrum und Dominanzverhältnisse in der Lagune bei Aufhausen

Wie auf der Luftbildaufnahme aus dem Jahr 2000 zu sehen ist, wurde die Lagune am flussab gelegenen Ende aus fischereiwirtschaftlichen Gründen über einen Graben mit dem offenen Inn künstlich verbunden. Innwasser drückt bei entsprechend hoher Wasser-

führung in die Lagune, die aber nicht durchströmt wird. Bei niedrigen Innwasserständen (v.a. Herbst) kann sich aus der Lagune eine gewisse Strömung durch den Graben zum Inn ergeben. Für die Malermuscheln dürften daher zu geringe Wasserströmungen vorhanden sein. Der Graben wurde erstmals schon in den 1970er Jahren errichtet. Die vorher an die zwei Meter tiefe Lagune wurde daraufhin nach wenigen Jahren, insbesondere nach dem Hochwasser Anfang August 1977, stark aufgefüllt und zu einem Flachgewässer, das nun erst recht immer wieder weitgehend oder ganz trocken fiel (REICHHOLF mdl.).

Bleibt zu klären, warum der Schlammgrund der Lacke in Aufhausen gegenwärtig durchschnittlich von lediglich einer Muschel pro Quadratmeter bewohnt wird, obwohl das hiesige Nahrungsangebot dem in der Lagune gegenüber annähernd gleichen müsste. Auch die Entfernung zum Stauwehr ist dieselbe. Um die unnatürlich wirkenden Dominanzverhältnisse und die geringe Besiedlungsdichte (die ihr Potenzial offenbar nicht ausschöpft) zu erklären, ist es notwendig, die Altersstruktur der Population zu bestimmen.

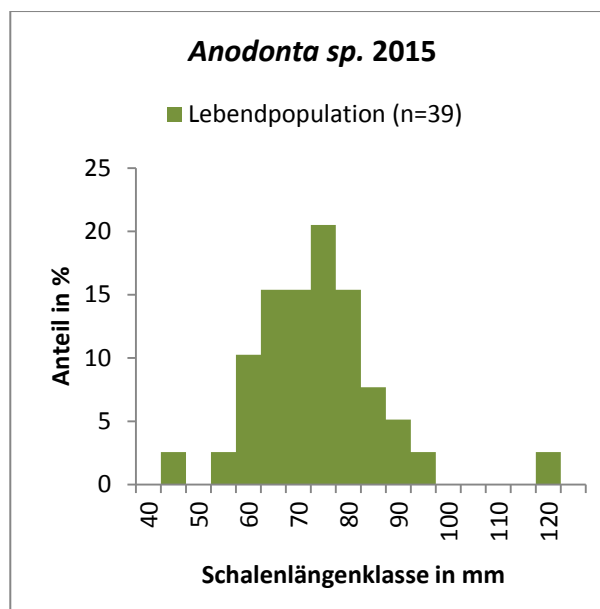


Abbildung 52: Verteilung der Schalenlängen von *Anodonta sp.* in Aufhausen

Aus dem Diagramm der Verteilung auf die Längenklassen (Abb. 52) geht hervor, dass ein beachtlicher Teil der untersuchten Teichmuscheln eine Länge zwischen 6cm und 8cm vorweisen. Die Abbildung 53 zeigt Teichmuscheln dieses Größenbereichs aus der Lagune in Aufhausen; die Zuwachsstreifen verraten, dass die meisten Muscheln gleich alt sein müssen, zumindest entstammen sie dem gleichen Sommer. Daraus lässt sich schließen, dass die meisten Muscheln der gegenwärtigen Lebendpopulation nach einem Ereignis in der Lagune heranwuchsen, das den Großteil der vorigen Lebendpopulation vernichtete. Starke Hochwasserführung lagert in kurzer Zeit dicke Schlammschichten in den Lagunen ab. Ein Großteil der Muscheln geht darin zugrunde. Ob diese 85% des gegenwärtigen Bestands Erstmuscheln sind, die ein Hochwasser aus den oberen Staubecken in die Lacke schwemmte, ob sie dem Glochidienbefall eines Wirts entstammen, der auf die gleiche Weise in die Lagune kam oder ob sie Nachkommen der Muscheln sind, die überlebt haben, ist nicht zu sagen. Dass kraftwerksnahe Muschelhabitate, die von Austrocknung

weitestgehend verschont bleiben, als Refugien für eine rasche Wiederbesiedlung der „gestörten“ Areale wirken, wurde bereits erwähnt. Der jährliche Schalenzuwachs ist bei *Anodonta sp.* nicht konstant. Vielmehr erreicht er zwischen dem 3. und 5. Lebensjahr die größten Werte. Zur statistischen Auswertung (mit dem Ergebnis der durchschnittlichen Wachstumsgeschwindigkeit) wäre demnach eine hinreichend große Stichprobe notwendig. Die genauere Datierung des großen Gipfels in der Populationsstruktur war ohne diese nicht möglich.



Abbildung 53: Teichmuscheln (*Anodonta anatina*) ähnlicher Länge mit vergleichbaren Zuwachsrings aus der Lagune bei Aufhausen

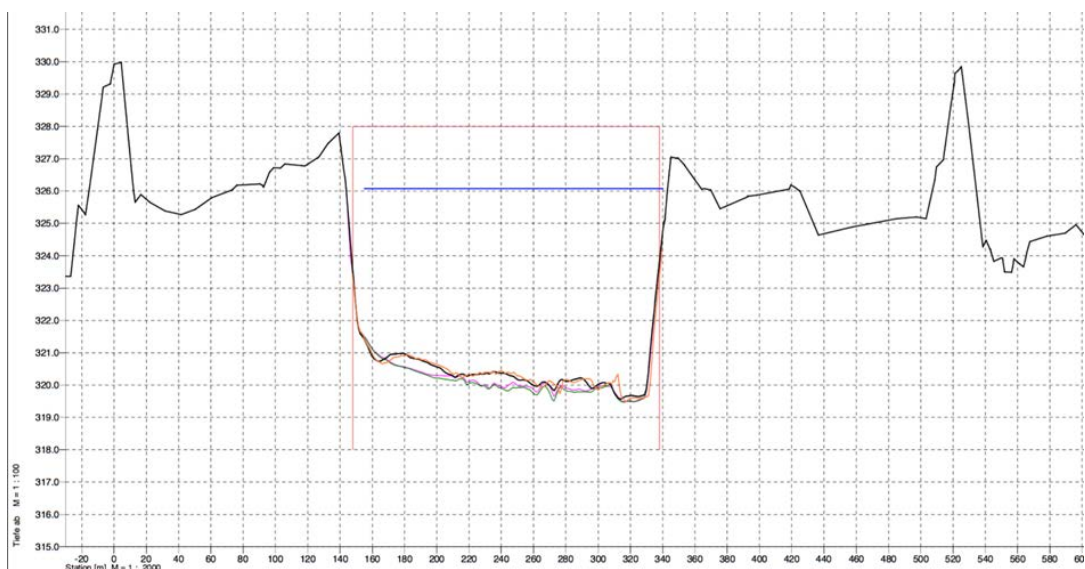


Abbildung 54: Querprofil bei Flusskilometer 43,4. Deutlich erkennbar sind die Dämme und die beidseitig flussbegleitenden periodischen Lagunen (links Aufhausen, rechts Mühlheim).



Abbildung 55: Austrocknung einer besonders großen Lagune bei Hartkirchen im Stauraum Neuhaus-Schärding mit Verlusten in Fisch- und Muschelfauna

Klar ist, dass Muschelpopulationen abgeschotteter Lagunen ohne Anschluss zum Hauptstrom auf einschwemmende Wirtsfische und/oder Erstmuscheln in Zuge von Hochwasserereignissen angewiesen sind. Denn das Trockenfallen eliminiert einen Teil, in langen und heißen Trockenperioden wohl den Großteil der (Wirts-)Fische und Muscheln. In Lagunen, die nicht komplett trockenfallen und in denen Fische überwintern können, bilden sich hingegen vitale und sich selbst reproduzierende Bestände.

4.10.6 Flachwasserzonen, Buchten und Seitenarme

Den Beständen in diesen Habitaten mit ganzjähriger Verbindung zum Hauptstrom steht theoretisch zwar das gesamte Wirtsfischspektrum zur Verfügung, doch ist die Wahrscheinlichkeit recht groß, dass die Glochidien verschleppt werden. Aufgrund dieser Tatsache müssen all diese Habitats im Stauraum als durchgängig miteinander vernetzt angesehen werden. Diese Bestände bedienen sich mehr oder weniger des gleichen Wirtsfischpools. Die Vernetzung der Habitats im Stauraum ist auch die Rahmenbedingung zur Ausbreitung von *Sinanodonta woodiana*. Der Stauraum stellt in dieser Hinsicht ein großes Biotop dar, in dem in einigen gewissen Bereichen Großmuscheln geeignete Überlebensbedingungen vorfinden und durch dessen Vernetzung die Wiederbesiedlung muschelleerer Areale möglich ist.

Zwei dieser Habitate befinden sich zwischen Innkilometer 40,0 und 41,4 auf österreichischer Seite. Untersucht wurden eine kleine Bucht, die sich von 40,2 bis 40,6 erstreckt und eine Flachwasserzone zwischen 40,9 und 41,4.

Die Flachwasserzone (Abb. 54) zwischen FKM 40,9 und 41,4 war in den letzten Jahren großen Flächenverlusten ausgesetzt, gleichzeitig stieg durch zunehmende Bewaldung von Anlandungen das Nährstoffangebot.

Anteil von *S. woodiana* am Muschelbestand

Habitat	<i>U. pictorum</i>	<i>S. woodiana</i>	<i>A. anatina</i>	<i>A. cygnea</i>	Ø Abundanz
FKM 40,2 – 40,6	22%	26%	44%	8%	0,9 Ex./m ²
FKM 40,9 – 41,4	31%	18%	51%		0,5 Ex./m ²

Tabelle 43: Anteil von *S. woodiana* am Muschelbestand der Flachwasserzone bei Inn-km 40,9-41,4, rechtes Ufer

Die Besonderheit dieser beiden Biotope ist die auffallend hohe Dichte an Jungmuscheln. Sie beherbergen unter den untersuchten Gebieten die größten und stabilsten Populationen der Jungtiere (Abb. 56, 57). Teichmuscheln (*Anodonta* sp.) mit einer Schalenlänge < 5cm machen in einem der beiden Habitate (FKM 40,2 – 40,6) mit 45% einen sehr großen Teil der Gesamtpopulation dieser Art im Habitat aus. Auch der Populationsaufbau (*Anodonta* sp.) der Flachwasserzone (40,9 – 41,4) zeigt einen vitalen Bestandsaufbau.

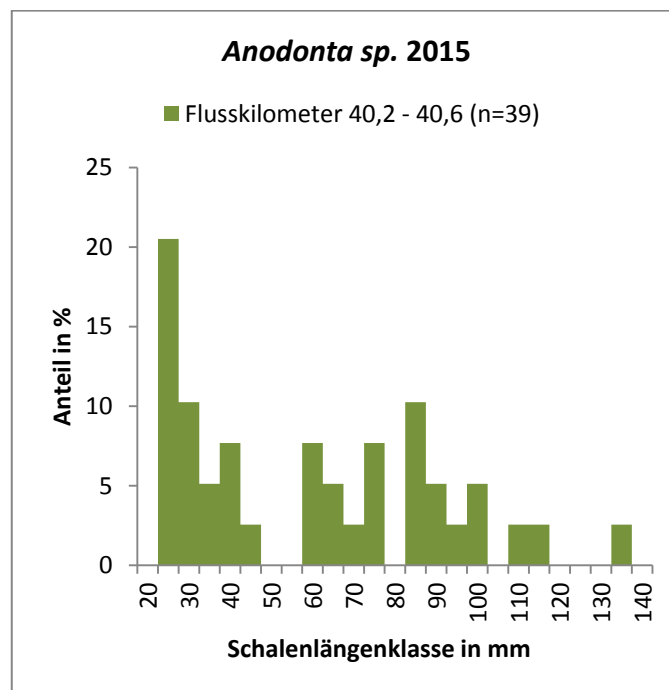


Abbildung 56: Populationsaufbau von *Anodonta* sp. bei FKM 40,2 – 40,6

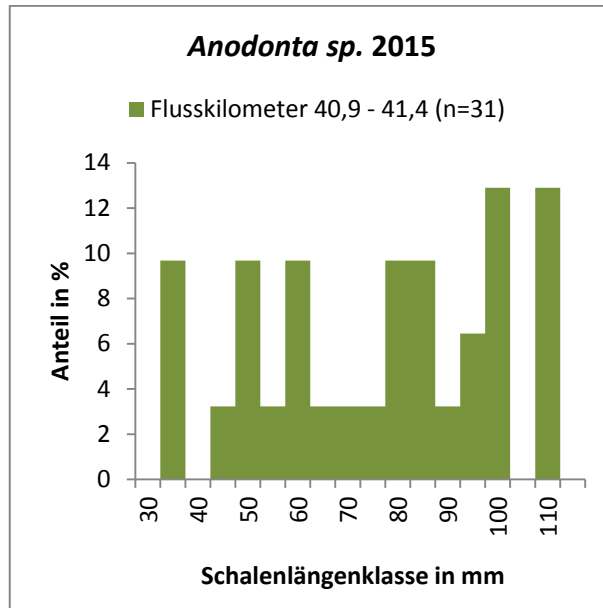


Abbildung 57: Populationsaufbau von *Anodonta sp.* bei FKM 40,9 – 41,4

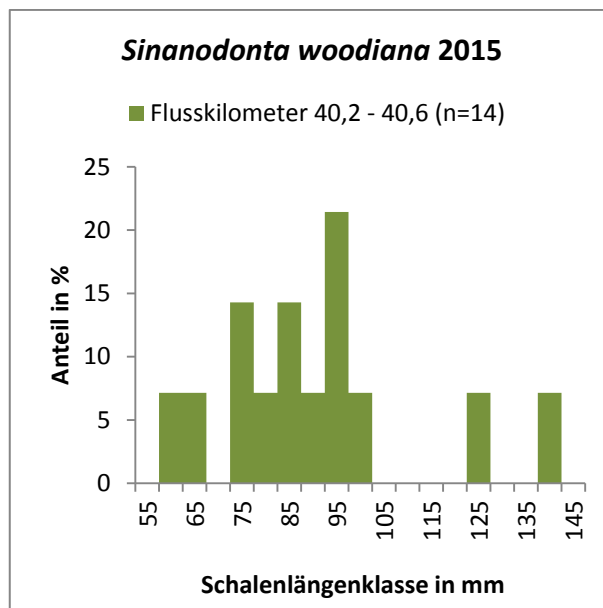


Abbildung 58: Populationsaufbau von *S. woodiana* bei FKM 40,2 – 40,6

Auch für *Sinanodonta woodiana* stellen diese Habitate produktive Stätten für Jungmuscheln dar. Rund drei Viertel (78,6%) der Exemplare, die den Schlammgrund des Habitats bei 40,2 – 40,6 bewohnen haben eine Schalenlänge unter 10cm.

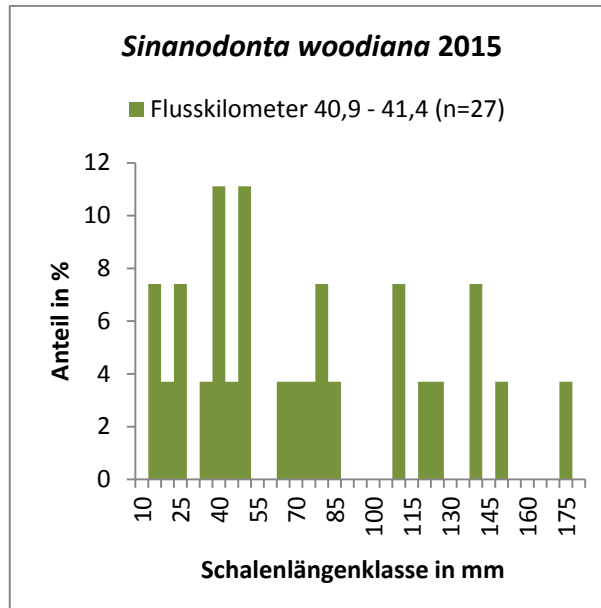


Abbildung 59: Populationsaufbau von *S. woodiana* bei FKM 40,9 – 41,4

Weitere Ausführung zur Situation von *Sinanodonta woodiana* finden sich im folgenden Kapitel.

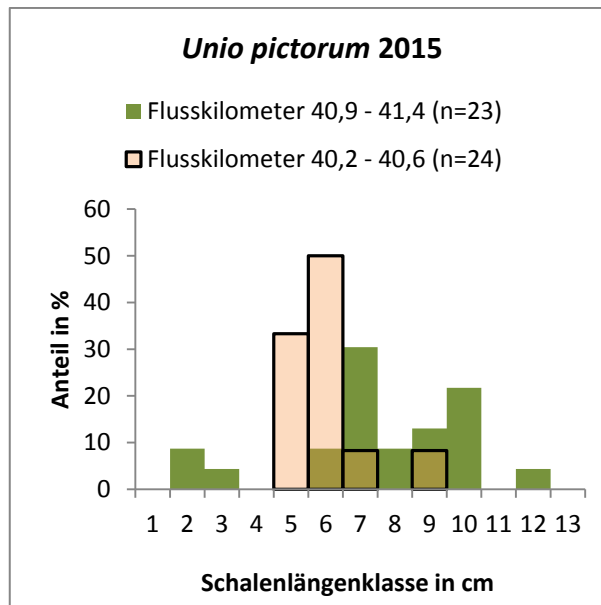


Abbildung 60: Populationsaufbau von *U. pictorum*

Die Malermuschel zeigt ihre arttypische abgestufte Gipfformation im Populationsaufbau, jedoch wieder mit der Besonderheit, dass ein nicht unerheblicher Teil der Population auf die Jungmuscheln entfällt. Die Exemplare mit Schalenlängen von 2cm und 3cm gehören einer Kohorte an.

„Seitenarm“ bei Irching

Das am weitesten flussabwärts liegende Großmuschelhabitat erstreckt sich von Flusskilometer 37,4 bis 37,8 bei Irching (linkes Ufer) und besitzt eine Großmuschelabundanz von durchschnittlich 1,9 Exemplaren pro Quadratmeter. Auch dieses Habitat wird vom Innwasser durchströmt. Nur ein Schilfgürtel trennt es vom offenen Inn. Bestände, die derart nahe am Kraftwerk liegen, sind aufgrund der hier geringen Wasserstandsschwankungen auch von Hochwässern kaum überströmt. Starke Hochwässer führen große Massen an organischem Material aus dem Einzugsgebiet des Flusses und aus Überschwemmungsgebieten mit sich. In den Buchten und Lagunen in Kraftwerksnähe (im Oberwasser) lagert sich dabei eine organische Sedimentschicht ab, die hier die Muscheln nicht verschüttet, aber Nährstoffe einträgt. Die Monate nach starken Hochwässern sind in diesen Arealen somit hochproduktiv.

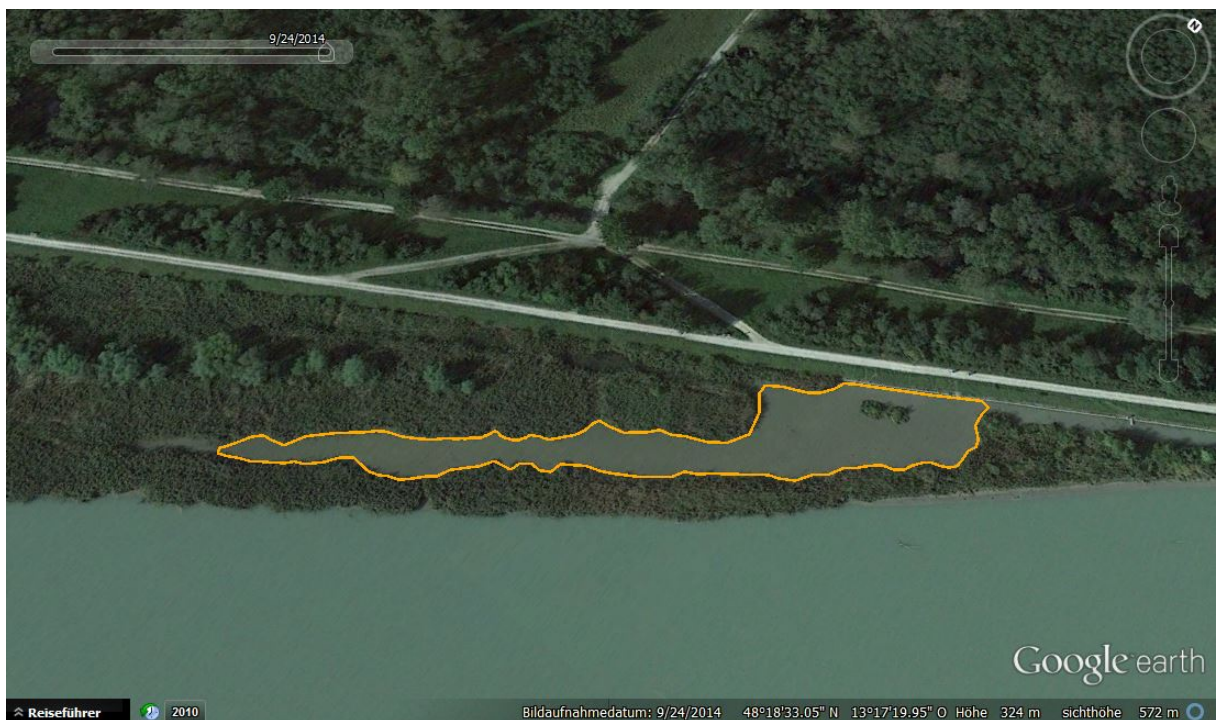


Abbildung 61: Seitenarm bei Irching mit einer Wasserfläche von 2500m²

Die Verbindung zum Hauptstrom begünstigte die Ansiedlung der Chinesischen Teichmuschel und die mäßige Strömung ist wiederum Voraussetzung für hohe Bestandszahlen der Malermuschel.

Artenverteilung in Flachwasserzone bei Irching (FKM 37,4 – 37,8)

<i>Unio pictorum</i>	<i>S. woodiana</i>	<i>Anodonta cygnea</i>	<i>Anodonta anatina</i>
45%	12%	21%	22%

Tabelle 44: Artenverteilung in Flachwasserzone bei Irching (FKM 37,4 – 37,8)

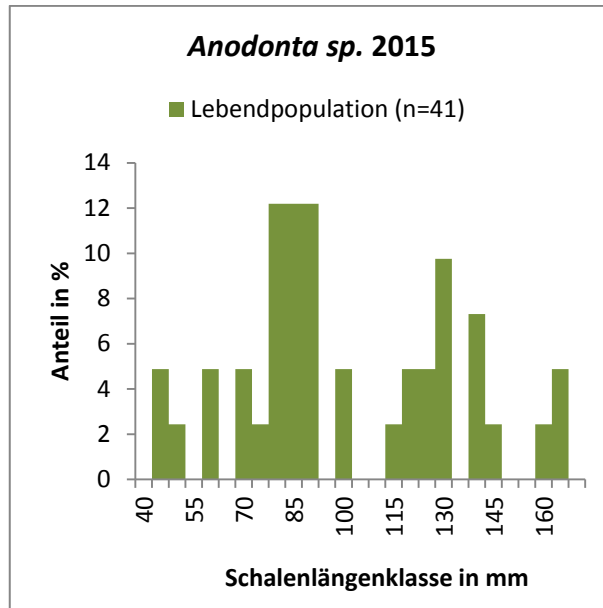


Abbildung 62: Populationsaufbau von *Anodonta sp.* in Irching

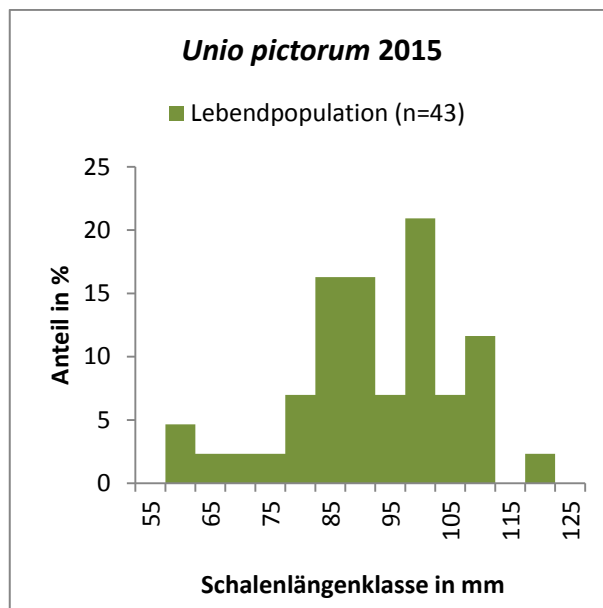


Abbildung 63: Populationsaufbau von *Unio pictorum* in Irching

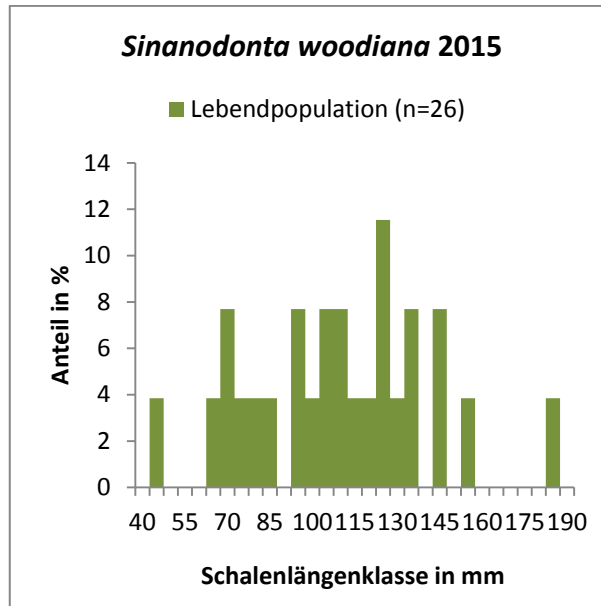


Abbildung 64: Populationsaufbau von *S. woodiana* in Irching

Die großen Anlandungen bzw. deren Buchten bei Kirchdorf-Katzenberg (u. a. „Vogelinsel“) sind großmuschelfrei.

4.10.7 Die Chinesische Teichmuschel (*Sinanodonta woodiana*) im Stauraum Eggfing-Obernberg

Das Vorkommen der Chinesischen Teichmuschel als zugewanderte, fremdländische Art (Neozoe) am unteren Inn ist erst seit 2015 bekannt (BILLINGER 2014). Die Einwanderung der Art ist ein interessantes Detail in der weiteren Entwicklung der Muschelbestände der Stauräume und wird daher im Folgenden näher dargestellt.

Um die Entwicklung der Bestände der Art am unteren Inn und deren Auswirkung auf die bestehenden Biozönosen zeigen zu können, ist einerseits die Kenntnis der Geschwindigkeit der Veränderung und andererseits des Umfangs der Einflussnahme der fremden Art auf heimische Arten entscheidend. Eine grobe Alterstaxierung der im Stausee lebenden Population von *Sinanodonta woodiana* dürfte aufschlussreich sein. Um eine derartige Darstellung des Gesamtbestands der untersuchten Gebiete zu erstellen, muss für jedes Habitat die ungefähre Anzahl der darin lebenden Chinesischen Teichmuscheln bestimmt werden. Die Berechnung ergibt eine Gesamtzahl von 4427 lebenden Exemplaren. Diese sind den einzelnen Habitaten entsprechend der Besiedlungsdichte, Habitatgröße und relativen Dominanz von *S. woodiana* zugeordnet. Außerdem wurde berechnet, wie viele Chinesische Teichmuscheln jedes Habitats welcher Längenklasse angehören. Das Ergebnis ist eine Darstellung, wie viele Exemplare der Chinesischen Teichmuschel welcher Längenklasse zugeordnet werden können (Abb. 65).

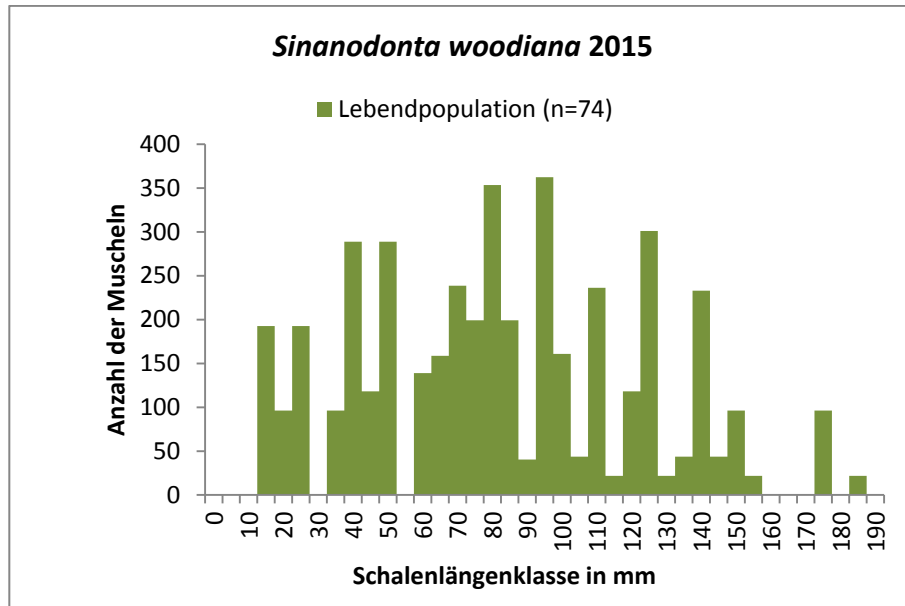


Abbildung 65: Populationsaufbau von *Sinanodonta woodiana* im Stauraum

Ein Aufbau mit 6-7 Gipfeln in mehr oder weniger konstantem Abstand und ähnlicher Struktur bedeutet, dass die Population auch etwa 6-7 Generationen alt sein muss. Gegenwärtig ist sie mit einer relativen Häufigkeit von 3,5% die seltenste Art in den untersuchten Gebieten des Stauraums Eggfing-Obernberg. Die Art ist bekannt für sehr effiziente und produktive Fortpflanzung durch hohe Glochidienzahlen, keine besondere Wirtsfischspezifität und die Fähigkeit, sich mehrmals im Jahr fortzupflanzen (BILLINGER 2014). Um zu einer Abschätzung der Dauer des bisherigen Aufenthalts zu kommen, gilt es zu klären, ob die größten Exemplare der Pionier-Generation angehören oder ob diese bereits Nachkommen vorangegangener Generationen sind. Die größten Exemplare von *U. pictorum*, *Anodonta sp.* und *S. woodiana* leben gegenwärtig im Habitat bei Irching. Dort befinden sich auch dementsprechend viele verendete (Alt-)Tiere in typischer halboffener Stellung am und im Schlammgrund. 23 Halbschalen von *Anodonta spec.*, 8 Halbschalen von *Unio pictorum*, aber keine einzige von *S. woodiana*. Dagegen fand ich in einem Seitenarm der Hagenauer Bucht, in dem *S. woodiana* lebt, in zwei halbtägigen Exkursionen 34 Halbschalen dieser Art, fast 40% davon mit Schalenlängen von 18cm und mehr, das entspricht genau der Länge, die die ältesten Exemplare in Irching im Sommer 2016 erreichen werden. Die geringe Anzahl an Lebendmuscheln mit Schalenlängen über 15cm ist dann wohl auf die Tatsache zurückzuführen, dass die Fortpflanzung in den ersten Jahren erst in Gang kommen musste. Nach und nach wurde sie produktiver. Zusammengefasst bedeutet das, dass die ältesten Tiere der Chinesischen Teichmuschel im Stauraum ihre maximale Schalenlänge und damit ihre maximale Lebensdauer noch nicht erreicht haben. Mit großer Wahrscheinlichkeit sind diese sogar Teil der ersten im Stauraum lebenden Generation. Die erstmalige Fortpflanzung von *S. woodiana* im Stauraum Obernberg-Eggfing genau zu datieren ist ohne genaue Alterstaxierung der ältesten Muscheln und der gegenwärtigen Datensituation nicht möglich. Es dürfte sich aber um den Zeitraum um und nach 2005 handeln. Im Jahr 2005 fand eine von der Naturwissenschaftlichen Fakultät Salzburg durchgeführte Molluskenkartierung mit über 500 beprobten Stellen am unteren Inn statt. *S. woodiana* konnte nicht nachgewiesen werden (STRASSER mdl., PATZNER mdl.). Die Chinesische Teichmuschel hat aber durchaus noch Potenzial

für höhere Besiedlungsdichten im Untersuchungsgebiet. Im angesprochenen Seitenarm der Hagenauer Bucht, der schon deutlich länger von *S. woodiana* besiedelt wird und in dem eine vollständigen Etablierung der Art stattgefunden hat, ist sie mit 63% im Artenverhältnis die dominierende Art. Die ursprünglich bei uns heimischen Teichmuschelarten profitieren aber in ganz ähnlichem Ausmaß von fehlender Strömung und Verschlammlung. *Anodonta sp.* ist mit 31%, also fast einem Drittel im Artenspektrum des Seitenarms vertreten, *U. pictorum* nur noch mit 6%. Im Rest der Bucht, der ökologisch eher einem Flussdelta gleicht als einem nährstoffreichen See, herrschen ganz andere Verhältnisse; die häufigste und stark dominierende Art ist *U. pictorum* (87%), *Anodonta sp.* (8%) häufiger als *S. woodiana* (5%). Um diese Prozentangaben in Verbindung zu bringen sei nochmals kurz zusammengefasst: Bei Strömung und (oft damit einhergehendem) festem Untergrund ist *U. pictorum* die bestimmende Art, *S. woodiana* kommt mit diesen Bedingungen am schlechtesten zurecht und ist selten bis nicht vorhanden. Auch *Anodonta sp.* kann hier keine großen Bestände ausbilden, wobei *Anodonta anatina* in dieser Hinsicht toleranter ist als *A. cygnea* und *S. woodiana*.

Wird das Habitat strömungsfrei und nährstoffreicher (beispielsweise durch natürliche Abtrennung vom Fließgewässer durch Sedimentationsvorgänge) steigt die Besiedlungsdichte im Allgemeinen, wobei *U. pictorum* keine tragende Rolle mehr im Artenspektrum spielt und die Teichmuschelarten die Vormachtstellung übernehmen. Dass *S. woodiana* und nicht *Anodonta sp.* zur dominierenden Art wird, ist auf die bereits erwähnten Faktoren der Überlegenheit in der Fortpflanzung zurückzuführen.

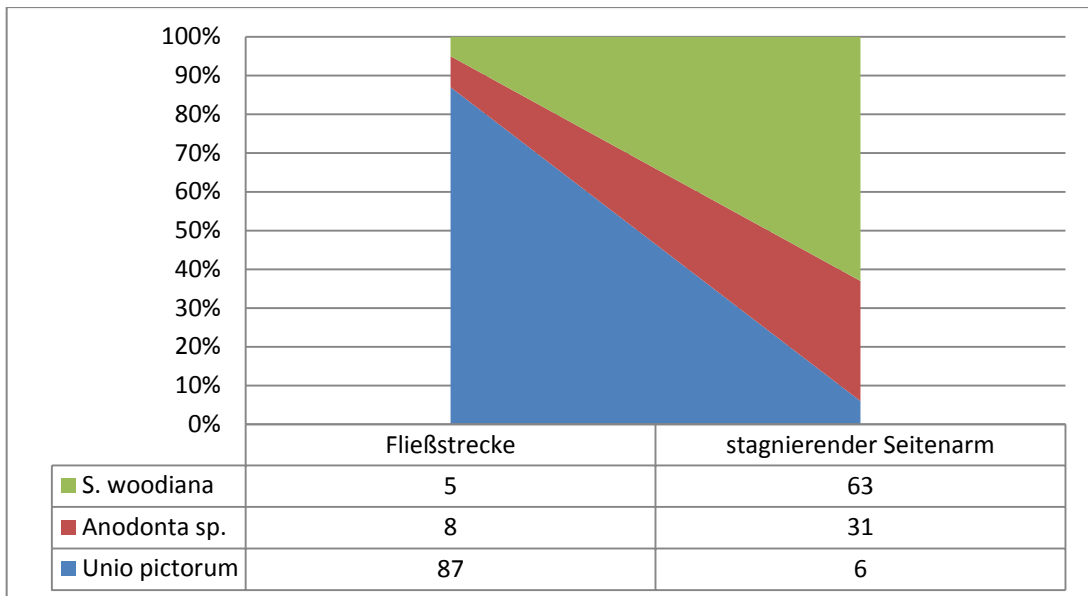


Abbildung 66: Entwicklung der Häufigkeitsverhältnisse in Abhängigkeit des Verlandungsstadiums. Fallbeispiel Hagenauer Bucht.

Aus diesen Gründen wird es im strukturreichen Gebiet der Stauseen am unteren Inn in absehbarer Zukunft zu keiner Verdrängung heimischer Populationen durch Neozoen kommen.

4.10.8 Fazit

Fließgewässer (insbesondere alpin geprägte) sind störungsgeprägte Ökosysteme, deren Lebensgemeinschaften sich im Zustand einer steten Erholung vom letzten Störereignis (Hochwasser, Trockenfallen, etc.) befinden. Jedes Einzugsgebiet, jeder Gewässerabschnitt und jeder Kleinlebensraum besitzt eine individuelle Störungsgeschichte mit einer hierfür charakteristischen Lebensgemeinschaft. Die durch Hochwässer und periodische Austrocknung wenig beeinflussten Areale (in Kraftwerksnähe) spielen dabei als Refugien für eine rasche Wiederbesiedlung eine wesentliche Rolle. Es findet somit ein positiver Rückkoppelungsprozess zwischen natürlicher Störung und ökologischer Stabilität statt (TOCKNER et. al. 2002). Es hat sich gezeigt, dass kraftwerksnahe Habitats gegenüber weiter flussauf gelegenen in der Regel geringere Besiedlungsdichten von Mollusken bei jedoch hoher Effektivität der Fortpflanzung vorweisen. Sie sind geprägt von kalten und schwebstoffreichen Flachgewässern mit allenfalls geringen Wasserstandsschwankungen und – aufgrund der relativen Konstanz der Umweltbedingungen – niedriger Ausfallsrate der Großmuscheln bei mäßiger Produktivität. Die zur Verfügung stehenden Ressourcen (Wirtsfische, Nahrungsangebot) werden wirksam genutzt. Je größer die Entfernung zum Kraftwerk, desto höher wird die Beeinflussung durch Störereignisse. Ab ca. Flusskilometer 42 dominieren periodisch trockenfallende Lagunen mit klarem, warmem Wasser und teils üppiger Unterwasservegetation bei dementsprechend hoher Produktivität. Die Besiedlungsdichten übertreffen jene der weiter flussabwärts liegenden Lebensräume nicht selten um das zehnfache. Das periodische Auftreten von Störereignissen wie Überflutung oder Austrocknung hat eine sehr hohe Ausfallsrate der Muscheln aller Altersklassen zur Folge.

Derzeit lassen sich Zunahmen bei den Beständen im Stauraum Eggfing-Obernberg feststellen, wobei nahrungsökologische Ursachen vermutet werden. 2016 konnten Funde von durchschnittlich 2,6 Großmuscheln pro Quadratmeter bei einer Gesamtindividuenzahl von über 120.000 auf der Untersuchungsfläche von ca. 45.000 m² und vitale Bestände von 4 Großmuschelarten gemacht werden (vgl. Tabelle 46).

Datum (Standort)	Exemplare pro Quadratmeter	Fläche (m ²)	
31.10.1971	4000	20	2 (3?) Arten
21.06.1972	2900 (1700-4200)	5*1 verteilt	2 (3?) Arten
31.10.1982	75	320	2 (3?) Arten
24.11.1990	10	60	2 (3?) Arten
16.10.1994	2	400	2 (3?) Arten
12.11.1995	3	320	2 (3?) Arten
Herbst 2014 (Stau Ering-Frauenstein)	100	311 (verteilt)	4 Arten
September 2015 (Stau Eggfing-Obernberg)	250 (0-1800)	434*1 verteilt	4 Arten

Tabelle 45: Bestandsentwicklung der Großmuscheln in den Lagunen und Seitenbuchten der Stauseen am unteren Inn. Tabelle aus REICHHOLF (2002b) ergänzt.

Habitat (FKM)	<i>Anodonta sp.</i>	<i>A. anatina</i>	<i>A. cygnea</i>	<i>U. pictorum</i>	<i>S. woodiana</i>	Anzahl der Probestellen (je 1m ²)	Anzahl gefundener Tiere	Ø A-bundanz	Beprobte Wasserfläche
Mühlheim (43,4 – 43,7)		32%	12,5%	55,5%	0%	12	121	10 Ex./m ²	9400 m ²
Aufhausen (43,0 – 43,5)	92 %			2,5 %	5,5 %	129	126	1 Ex./m ²	11500 m ²
Kirchdorf (40,9 – 41,4)		44 %	8 %	22 %	26 %	158	81	0,5 Ex./m ²	20000 m ²
Kirchdorf (40,2 – 40,6)	51 %			31 %	18 %	85	77	0,9 Ex./m ²	3500 m ²
Irching (37,4 – 37,8)		22 %	21 %	45 %	12 %	50	95	1,9 Ex./m ²	2500 m ²
Gesamt	9,9 %	28,8 %	11 %	46,8 %	3,5 %	434	500	~ 2,5 Ex./m ²	46900 m ²

Tabelle 46: Ergebnisse der Kartierung des Stauraums Eggfling-Obernberg. Dominanzverhältnisse in Prozent

5 Bestehende Prognosen zur weiteren Entwicklung des Stauraums (Literaturlauswertung)

5.1 Weitere Verlandung des Stauraums

Qualitative Aussagen zur weiteren Entwicklung der Stauräume am unteren Inn finden sich mehrmals:

CONRAD-BRAUNER (1992; 37): „Insgesamt ist seit dem Einstau der Stufen bis heute eine allmählich verminderte morphodynamische Aktivität zu verzeichnen. Der Abtrag und die Neuentstehung von Inseln durch Auflandung finden seltener und nur mehr in geringem Ausmaß statt. Für die Auflandungsgesellschaften und deren strauchhohe Folgestadien stehen heute nur mehr wenige kleine Lebensräume zur Verfügung. Dagegen nehmen die Verlandungspioniere der altwasserartig verlandenden Stillwasserbuchten im Schutz von Auenwäldern zunehmend größere Flächenanteile ein. Den größten Flächenzuwachs beanspruchen jedoch die Auenwälder selbst. [...] Will man die Stauhaltungen auch weiterhin beibehalten, lässt sich die Auffüllung der Stauräume letztendlich nicht verhindern.

Die nachträglich eingebauten Längsbauten beschleunigen die Auffüllung der Stauräume zu beiden Seiten der Hauptfließrinne, indem sie bei Nieder- und Mittelwasser den Abfluss und damit die Erosionsvorgänge auf die Flussmitte konzentrieren. Folglich werden die Vorländer zu beiden Seiten der Hauptfließrinne künstlich fixiert und ihre Ausdehnung beschleunigt.

Zur Fixierung der vorhandenen Inseln und Halbinseln trägt zusätzlich das geringe Fließgefälle bei sowie auch die verminderten Wasserstandsschwankungen, indem sie eine rasche und dauerhafte Besiedlung mit Vegetation bis an die Inselränder begünstigen.

Nur Spitzenhochwässer können durch episodische Inselverlagerungen neue Lebensräume für die Auflandungspioniere und die daran gebundenen Vogelarten schaffen. Da derart morphologisch wirksame Katastrophenhochwässer jedoch äußerst selten auftreten, können sie die allgemeine Tendenz zur Fixierung der Inseln nur kurzfristig unterbrechen.

Der Kreislauf zwischen Sedimentation und Erosion bildet die natürliche Lebensgrundlage einer Flussaue mit ihren Lebensgemeinschaften. Durch den Einstau wird das Gleichgewicht zunächst zugunsten der Sedimentation verschoben. Sind die Stauräume schließlich mit Sedimenten aufgefüllt, so bleibt auch kein Platz mehr für Inselneubildungen, und es herrscht auf den fixierten und bis dahin fast vollständig bewaldeten Auenstandorten weitgehende Formungsruhe.

Setzt sich die beschriebene Entwicklung ungehindert fort, so ist im Gesellschafts- und Arteninventar der Innauen für die Pflanzendecke und wohl auch für die Vogelwelt eine Verarmung zu befürchten: Anstelle der noch vorhandenen natürlichen Vielfalt an Pflanzengesellschaften unterschiedlicher Formationen und Sukzessionsstadien wird letztendlich ein einförmiger Auenwald entstehen, der die Stauhaltungen schließlich vollständig ausfüllen wird, durchzogen nur von schmalen, röhrichtbestandenen Hochflutrinne und zweigeteilt durch eine langgestreckte, befestigte Abflusssrinne in der Mitte.

ZAUNER et al. (2001) zeigen am Beispiel der Reichersberger Au im Stauraum Schärding-Neuhaus (S. 191ff) beispielhaft die Entwicklung einer größeren Seitenbucht in einem Stauraum des unteren Inns: *„Die vorliegenden Ergebnisse belegen deutlich die Verlandung der aquatischen Zonen in der Reichersberger Au seit dem Einstau des Kraftwerkes Schärding-Neuhaus im Jahr 1962. Diese ist aber keinesfalls abgeschlossen. Es zeigt sich vielmehr, dass das System vor einer Wende steht und die bis heute zu einem großen Teil unter dem Wasserspiegel stattgefunden Veränderungen in den nächsten Jahren [...] zu Tage treten werden.*

Anders als im Flussschlauch stellt sich in den Augewässern nur an einigen Stellen ein Gleichgewicht zwischen Sedimentation und Erosion ein. Diese Bereiche sind dadurch gekennzeichnet, dass die Fließgeschwindigkeit den Feststofftransport ermöglicht und das Abflussprofil auf eine schmale Rinne reduziert hat. Für die restlichen Wasserflächen lässt sich ableiten, dass ohne anthropogene Eingriffe und unvorhersehbare Ereignisse, langfristig die Verlandung der überbreiten Abflussprofile und die Reduktion auf ein dem Wasereintrag entsprechendes Gewässerbett eintreten werden. Der langfristige Endzustand dieser Entwicklung könnte ein Auwald ähnlich der Situation vor dem Einstau sein“ (Anm.: Die Ähnlichkeit der auf den Verlandungen entstandenen Silberweidenbeständen mit den Auwäldern vor Einstau ist tatsächlich gering; vgl. Kap. 4.1).

Die Ergebnisse [...] zeigen deutlich, dass das Gewässer in seiner heutigen Ausprägung keinesfalls bestehen bleiben wird. Vielmehr werden [...] die aquatischen Lebensräume durch die fortschreitende Verlandung mittelfristig verloren gehen.

LOHMANN & VOGEL (1997; 48): *„Nach dem Bau der Stauseen fand über 10-20 Jahre eine Phase starker Veränderungen des Lebensraums statt. An den Stauwurzeln lagerten sich aufgrund verminderter Strömungsgeschwindigkeit Geschiebe und Schwebstoffe delatförmig ab, während sich die Hauptrinne, die durch die frühere Kanalisierung des Inns und die dadurch erhöhte Fließgeschwindigkeit auf 5-7, maximal bis 12 m eingetieft war.*

Sobald diese Umlagerungen sich stabilisiert haben, vollzieht sich eine Vegetationssukzession, die je nach Höhe der Schwemmlächen zu mehr oder weniger stabilen Klimaxstadien führt.

- *Submersvegetation in ruhigen klaren Flachwasserzonen,*
- *Röhrichte in Flachwasserbereichen der Buchten,*
- *Auwaldbildung auf höher gelegenen Inseln und Anlandungen.*

Auch wenn es durch die jahreszeitliche Flusssdynamik immer wieder zu Umlagerungen kommt, bildet sich doch mit der Zeit ein stabileres Vegetationsmosaik aus, und vegetationslose oder -arme Flächen treten nur noch temporär und kleinräumig auf. Diese Entwicklung hat starke Auswirkungen auf die Vogelwelt.

REICHHOLF (1993; S. 163) betont die Bedeutung der Produktivität des Gewässersystems für seine weitere Entwicklung. *„Der Inn wird wieder ein verhältnismäßig wenig produktiver, eiskalter Alpenfluss sein, der mit derselben Geschwindigkeit wie vor der Regulierung durch die verlandeten Stauräume fließt. Verbleiben sie Naturschutzgebiet und wird dieser Schutz in allen Bereichen wirkungsvoll, werden sich hier seltene Arten einstellen. Sie kommen nicht in großen Beständen vor, denn die trägt das Gewässer nicht.“* Eine zutreffende Prognose der Entwicklung des Gebiets und der damit verbundenen Artengruppen muss also die trophische Entwicklung einbeziehen. So kann die weiterhin zunehmende Belastung mit Nährstoffen aus landwirtschaftlichen Produktionsflächen die Entwicklung beeinflussen.

Die in Kapitel 3 zusammengestellten Daten belegen mittlerweile, dass die bisher veröffentlichten Prognosen die eingetretene Entwicklung im Wesentlichen richtig beschrieben haben.

So zeigt sich auf den ältesten Verlandungen im Bereich Aufhausen der von CONRAD-BRAUNER prophezeite „einförmige Auwald“ auf großer Fläche, durchzogen von weitgehend verlandeten Flutrinnen, also schon weiter verlandeten, früheren Seitenarmen, die in absehbarer Zeit bewaldet sein werden.

Auch die fortschreitende Verlandung bei Katzenbergleithen/Kirchdorf lässt keinen Zweifel, dass sich hier in wenigen Jahrzehnten ein ähnliches Stadium einstellen wird, wie bereits derzeit gegenüber auf der bayerischen Seite, wo diese Entwicklung flächig abgeschlossen ist. Diese Entwicklung wird zweifellos die Seitenbuchten auf österreichischer Seite vollständig ergreifen. Diese Entwicklung geht im Stauraum Eggfing-Obernberg fließend in die Verlandung des zentralen Stauraums über, dessen Verlandung abseits der Hauptfließrinne bereits weit fortgeschritten ist. Dominanter Lebensraum des Stauraums wird zunehmend Auwald sein, mit allen Folgen für das Lebensraum- und Artenspektrum. Für einen Prognosezeitraum von 90 Jahren kann – angesichts der bisherigen Entwicklung – mit großer Sicherheit davon ausgegangen werden, dass das beschriebene Endstadium der Verlandung weitgehend erreicht sein wird. Diese Entwicklung ist vor allem durch den Sedimentreichtum des Inns bedingt, so dass eher graduelle Veränderungen der Wasserführung oder von Faktoren wie Wassertemperatur, wie sie der Klimawandel mit sich bringt, keinen nennenswerten Einfluss haben sollten.

5.2

Entwicklung der Stauräume und Auen unter dem Einfluss anderer Faktoren

Vor allem REICHHOLF weist auf die Bedeutung weiterer Einflüsse für die Entwicklung der Stauräume und Auen hin:

- Beispiel Schlagschwirl (REICHHOLF 2000; 282): *„Die Auen, ihr Hauptlebensraum, sind zugewachsen oder gerodet worden. Lichtungen mit Jungwuchs entstehen kaum mehr. Und wo doch, sind diese schon im nächsten Jahr mit so dichter Hochstaudenflur zugewachsen, dass Schlagschwirle offenbar nicht mehr dort hineinfliegen um zu brüten.“*
- Auswirkungen intensiver Landwirtschaft auf angrenzenden Niederterrassen (REICHHOLF 2000; 288f): *„Hieraus geht eindeutig hervor, wo der Schwerpunkt der Bestandrückgänge und Artenverluste liegt: In der Flur und in den Dörfern! Das gilt auch für die nichtbrütenden Arten mit starken Rückgängen. Der Ursachenkomplex lässt sich hierzu auf zwei Hauptbereiche zurückführen. Die strukturelle Verarmung infolge der Flurbereinigungen und Ausräumungen in den Fluren sowie die Vereinheitlichung der Anbauflächen einerseits und die in den 70er Jahre stark angewachsene, bis heute hohe Belastung der Fluren mit Nährstoffen, die Eutrophierung. Rund zwei Drittel aller Artenrückgänge und -verluste gehen hier, im niederbayerischen Inntal, somit auf die Auswirkungen der Landwirtschaft zurück.“*
- Bewirtschaftung der Auwälder (REICHHOLF 2000; 289): *„Die Landwirtschaft ist, in Form der Aufgabe althergebrachter Bewirtschaftungsweisen, auch die eigentliche Ursache für den Rückgang bei den sechs Auwaldarten. Die früher geübte Form der kleinflächigen Niederwaldbewirtschaftung ist Ende der 60er/Anfang der 70er Jahre weitestgehend eingestellt worden. Die Folge war ein Zuwachsen des Auwaldes und damit ein Verlust von besonderen Entwicklungsstadien des Lebensraumes, wie ihn insbesondere der Schlagschwirl mit seiner Nutzung des Jungwuchses auf Erlen-schlägen braucht.“*

Auswirkungen des Klimawandels auf die Lebensgemeinschaften des Stauraums zu prognostizieren, ist kaum möglich. Einerseits sind noch nicht alle Klimafaktoren ausreichend sicher zu prognostizieren, wie beispielsweise das Auftreten von für die Entwicklung des Stauraums wichtiger Extremereignisse bei Niederschlag und Abfluss (vgl. aber die zusammengestellten Angaben in Kap. 3.3.1 sowie 3.4.4). Andererseits sind die Auswirkungen des Klimawandels auf Gewässerökosysteme und aquatische Biozönosen jedoch besonders vielschichtig und vermutlich komplexer als in terrestrischen Ökosystemen. Dies erschwert auch die Entwicklung von Modellen zur Vorhersage der Auswirkungen des Klimawandels (ESSL & RABITSCH 2013). Extremereignisse (z.B. kurzfristige Temperaturschwankungen mit Sauerstoffdefiziten) sind für das Überleben in aquatischen Lebensräumen von besonderer Bedeutung. So führte das Trockenjahr 2003 an der Donau zum wohl erstmaligen Austrocknen kleinerer Auetümpel mit entsprechenden Folgen für die Biozönosen, was z.B. zum Erlöschen eines Reliktvorkommens der Wasserpflanze Krebschere im Isarmündungsgebiet führte (eigene Beobachtung).

6

Null-Variante

Die Betrachtung einer Null-Variante als grundsätzliche Alternative zu dem Weiterbetrieb setzt die Definition dieser „Betriebsform“ voraus. In den Antragsunterlagen für den Weiterbetrieb des Wasserkraftwerks Wasserburg (AQUASOLI 2012) wurde die Null-Variante als „Aufgabe der Wasserkraftnutzung“ definiert, d.h. die „Stauanlage besteht weiterhin,

Wasser durchfließt die geöffneten Wehre, das Stauziel wird somit vollständig abgesenkt.“ Die Fallhöhe beträgt am KW Egglfing-Obernberg 10,5 m. Dabei würden auch die seitlichen Dämme bestehen bleiben.

Die Folge wäre unmittelbares Einsetzen starker Tiefenerosion in den weichen Sedimenten des Stauraums:

- Einschneiden des Inns in den Sedimentkörper bei fortschreitender Seitenerosion
- Schlagartiger, völliger Verfall der ohnehin nur mehr seichten Wasserflächen abseits der Hauptfließrinne, Auengewässer würden sich nur noch in den ausgedämmten Altauen finden. Zunächst tritt ein nahezu völliger Verlust der Lebensräume gewässergebundener Tier- und Pflanzenarten ein.
- Starke Drainagewirkung für die plötzlich viel zu hoch liegenden Auwälder und Röhrichte auf den Stauraumanlandungen mit der Folge schneller und starker Degradation (völliger Verlust der Auwald-Eigenschaften, d.h. u.a. weitgehender Verlust des prioritären FFH-LRT 91E0!).
- Erhebliche Sedimentausträge in die flussab liegenden Stauräume
- Erhebliche Beeinträchtigung des Landschaftsbildes, weitgehender Verlust der Erholungsfunktion für Anwohner und Urlauber

Mit diesen groben Stichpunkten sind einige wichtige Auswirkungen umrissen. Dem stehen an positiven Auswirkungen dieser Null-Variante der Rückgewinn einer naturnahen Hydrodynamik gegenüber (mit fortschreitender Tiefenerosion wird sich der Inn dem Fließgefälle vor Einstau - also des korrigierten Inns! - wieder annähern, bei entsprechenden Wasserstandsschwankungen, Fließgeschwindigkeiten, usw.). Damit entsteht wieder Fließstrecke, die aus fischökologischer Sicht inntypischen, rheophilen Arten zu Gute kommen würde. Entlang dieser wieder entstehenden Fließstrecke werden sich zunehmend in geringem Umfang wieder inntypische Strukturen wie Kies- und Sandbänke bilden, vergleichbar der Situation des korrigierten Inns.

Allerdings werden zunächst Auen fehlen, dazu müsste der Stauraum völlig von Sedimenten entleert werden. Sofern die seitlichen Dämme weiter bestehen würden, würde sich für die Situation der hydrologisch vom Fluss getrennten Altauen nichts ändern. Wenn sich der Inn wieder in sein korrigiertes Bett findet, würden morphologische Prozesse wie Tiefenerosion wieder beginnen.

Eine „weitergehende“, nahezu utopische Null-Variante würde den Rückbau aller Bauwerke, also des Stauwehres, der seitlichen Dämme sowie auch von Leitbauwerken umfassen. Hier könnte sich grundsätzlich eine Situation ähnlich der heute an der Salzach einstellen. In Verbindung mit wasserbaulichen Maßnahmen würde sich eine Auenlandschaft entwickeln lassen. Unverändert wären aber zwangsläufig die weitgehenden Verluste der bestehenden Stauraumstrukturen in ihrer Bedeutung für die Tier- und Pflanzenwelt des FFH- und SPA-Gebietes.

Die Umsetzung einer Null-Variante, in welcher Form auch, würde also in jedem Fall zu einer Entwicklung führen, die derzeit fixierten naturschutzfachlichen Erhaltungszielen widerspricht.

7 Entwicklungsprognosen aus naturschutzfachlicher Sicht zur weiteren Entwicklung des Stauraums

Vorab wird betont, dass die folgenden Ausführungen vor allem den österreichischen Teil des Stauraums betreffen, in dem im Bereich Kirchdorf / Katzenbergleithen hinter dem Leitdamm noch Seitengewässer bestehen, in denen auf absehbare Zeit noch Sedimentation stattfinden wird mit den in den weiteren Kapiteln geschilderten Auswirkungen auf Fauna und Flora. Auf bayerischer Seite herrscht dagegen bereits weitgehend Formungsruhe, da hier der Flusslauch verläuft. Die relativ schmalen Vorländer, deren Entstehung sofort nach Einstau begann, nehmen bereits seit Jahrzehnten den unter den gegebenen Strömungsverhältnissen möglichen Umfang ein. Hier bestimmen mittlerweile Alterungsprozesse die Entwicklung.

7.1 Vegetation

Die Vegetation des Wildflusses war durch eine Reihe spezialisierter Pioniergesellschaften geprägt, wie etwa Tamarisken- und Sanddorn-Gebüsche. Die Gesellschaften waren in hohem Maße von den spezifischen standörtlichen Bedingungen des Flusses abhängig, seiner Morpho- und Hydrodynamik und der damit verbundenen Unbeständigkeit der Standorte. Auch Nährstoffarmut und zeitweise Trockenheit spielten eine große Rolle.

Am korrigierten Inn konnten sich wildflusstypische Standortbedingungen grundsätzlich noch halten, allerdings auf wesentlich reduzierten Restflächen entlang des begradigten und zunehmend eingetieften Flusslauches. Allerdings war das Spektrum der charakteristischen Vegetationseinheiten noch weitgehend vollständig. Erhebliche Änderungen vollzogen sich aber in den vom Fluss zunehmend getrennten Auen. Einerseits wurden Nebengewässer durch flussbauliche Maßnahmen abgetrennt, andererseits verfielen die Grundwasserstände, was auch intensivere Nutzungen in den Auen ermöglichte. Auch die Überflutungshäufigkeit ging zurück. Nutzungsformen wie Niederwaldwirtschaft oder auch Waldbeweidung haben aber zum Erhalt charakteristischer Lebensgemeinschaften beigetragen.

In den Stauräumen entwickelte sich eine völlig andersartige Vegetationsdecke, die durch die neuen standörtliche Bedingungen (Auflandungen nur noch von Feinsedimenten, geringe Wasserstandsschwankungen, nährstoffreiche Verhältnisse, usw.) geprägt ist. Auch die Anzahl zu unterscheidender Vegetationseinheiten ist vergleichsweise gering. Im Wesentlichen handelt es sich um krautige Pioniervegetation der jungen Sedimentbänke (Zweizahn-Ufersäume), die – je nach Strömungsdisposition – v.a. von Rohrglanzgras- oder Schilfröhrichten abgelöst werden und sich schließlich zu Silberweidengebüschen bzw. –wäldern weiterentwickeln. Es kann zwischen Auflandungszonen in strömungsexponierten Gebieten und Verlandungszonen in vergleichsweise beruhigten Zonen mit einem jeweils unterschiedlichen Ablauf der Vegetationsentwicklung unterschieden werden. Während sich Silberweidenbestände auf den Sedimenten der jüngsten Hochwässer rasch ausbreiten, gehen sämtliche anderen Vegetationseinheiten, auch offene Wasserflächen, stark zurück. In den eher schmalen durch Verlandung entstandenen Vorländern bleiben keine durchströmten Nebenarme erhalten, Altwässer verlanden, es bildet sich zunächst ein Schilf-Stadium, das bei weiterer Verlandung in eine Brennessel-Springkrautflur übergeht und schließlich von Gehölzen besiedelt wird, die einzelnen Stadien lassen sich in den einzelnen Verlandungsbereichen beobachten.

Die ältesten Verlandungsgebiete (zwischen Urfar und Aufhausen) lassen das vorläufige Endstadium der Entwicklung erkennen: Silberweidenbestände beginnen altersbedingt zusammenzubrechen, ohne dass sich in der dichten Krautschicht eine nachrückende Gehölzgeneration entwickeln konnte. Vorübergehend werden sich häufig Holundergebüsche mit Waldrebenschleiern flächig entwickeln (z.B. Vorland bei Aigen).

Nur in dem breiteren Verlandungsbereich bei Kirchorf / Katzenbergeleithen werden durchströmte Seitenarme vorerst erhalten bleiben. Deren weitere Entwicklung lässt sich im Stauraum Ering-Frauenstein an den alten Verlandungsbereichen im Bereich Prienbach / Heitzing beobachten. Die Altwässer, die diese Wälder durchziehen, bilden aufgrund der Feinsedimentdynamik steile, hohe Ufer aus, so dass kaum Übergänge zwischen Auwald und Gewässer bestehen. Teilweise entwickeln sich in verlandenden Gewässerabschnitten flächige Schilfröhrichte.

Damit wird auch deutlich, dass seit Einstau im Stauraum eine gerichtete Entwicklung abläuft, deren Fortschritt durch die Geschwindigkeit der Verlandung bestimmt wird. Diese gerichtete Verlandungsdynamik ist bis zum Erreichen ihres weitgehend stabilen Endstadiums zeitlich begrenzt und unterscheidet sich damit grundlegend von der eines Wildflusses.

In Fortsetzung der aufgezeigten Entwicklungstendenzen wird für die Verlandungsbereiche der Stauräume vorübergehend ein Vorherrschen von Silberweidenauen angenommen, deren weitere Entwicklung aber noch unklar ist. In jedem Fall werden sie sich wegen fehlender Morphodynamik wohl nicht halten können, da sie auf Verjüngung auf offenen Rohböden angewiesen sind. Dies könnte allenfalls auf Sandaufschüttungen nach einem starken Hochwasser wie 2013 beschränkt möglich sein. Grundsätzlich liegen aber die Auflandungen zunehmend so hoch über MW, dass problemlos auch andere Gehölzarten, die gegenüber den auftretenden Hochwassern genügend Toleranz zeigen, wachsen könnten. Grundsätzlich wären dies wohl Eschen-dominierte Wälder (Adoxo-Aceretum). Auch besteht die Möglichkeit, dass auch am Inn verstärkt Neophyten wie der Eschenahorn die Auen unterwandern, wie es derzeit an der Donau geschieht. Nachdem Silberweidenwälder bei unbeeinflusster Entwicklung (Biber!) nach etwa 60 – 70 Jahren zerfallen, wird der flächige Bestandswechsel zu einer Folgegesellschaft innerhalb eines Prognosezeitraums von 90 Jahren großflächig eingeleitet werden. Allerdings können sich zunächst relativ stabile Verlichtungsstadien bilden.

Sonstige Vegetationseinheiten der Stauräume, also vor allem Schilfröhrichte und Pionierfluren der Sedimentbänke, werden auf vergleichsweise sehr geringe Flächen zurückgedrängt werden und abschnittsweise weitgehend verschwinden.

7.2 Flora

Die Entwicklung der Flora verläuft im Wesentlichen analog zu jener der Vegetation und kann daher in aller Kürze dargestellt werden.

Charakteristische Pflanzen der Pionierfluren des früheren Inns (z.B. Bunter Schachtelhalm, Quellbinse) finden sich allenfalls noch im Bereich der Stauwurzel, wo vor allem wechselnde Wasserstände erhalten geblieben sind. Vorkommen dieser Arten sind häufig unbeständig und können immer wieder auftreten.

Der feindsedimentreiche Stauraum enthält dagegen eine ganze Anzahl zwar naturschutzfachlich durchaus interessanter, für den früheren Inn aber untypischer Pflanzen. Als Beispiel sei der Schlammling (*Limosella aquatica*) genannt, der die Schlammبانke der Stauräume in einer bestimmten Entwicklungsphase offenbar in Massen besiedelt hat. Historisch war er nur abseits des Inns erwähnt worden, war also nie ein Element der Wildflusslandschaft, allenfalls kleinstflächig, wie es VOLLRATH noch vor Einstau der Stufe Ingling beschreibt. In jedem Fall werden sich Vorkommen der Pionierarten der offenen Schlammبانke zunehmend auf saumartige Randbereiche zurückziehen, im stabilen Endstadium der Vegetationsentwicklung bleibt derartigen Arten kaum noch Platz. Aus den Silberweidenbeständen der Stauräume sind keine floristisch bemerkenswerten Arten bekannt.

In den ausgedämmten Altauen finden sich in allen Lebensräumen bemerkenswerte Pflanzenarten. Sie sind mit dem Schicksal der Pflanzengesellschaften verbunden, die ihr Umfeld prägen. So muss bei den Arten der Auwälder und Altwässer teilweise mit Rückgängen gerechnet werden, während die Arten der (gehölzfreien) Trockenstandorte, bei Sicherstellung der derzeitigen Pflege, in ihrem Bestand erhalten werden können. Dies betrifft vor allem den Damm sowie eine kleine, im LIFE-Projekt entstandene Brenne bei Aufhausen, deren Pflanzenbestände jeweils entscheidend von sachgerechter Pflege abhängig sind. Mit dem Tümpelkomplex in der Aufhausener Au findet sich auch ein kleines Kontingent von Arten der feuchten Offenlandstandorte, deren Pflege zum Erhalt aber optimiert werden müsste.

7.3 Vögel

Die Fortsetzung der gegenwärtigen Entwicklung führt bei weiterer Verlandung der Seitenbuchten und auch des zentralen Stauraums abseits des Flussschlauches letztendlich zu flächigen Auwäldern bei sich weiter stark verringernden Wasserfläche. Das Artenspektrum wird sich entsprechend (weiterhin) stark verändern. Die wassergebundenen Vogelarten und deren Bestandszahlen werden stark zurückgehen. Die wenigen verbleibenden oder den Winter am Inn verbringenden Tauchenten werden sich in den stark durchströmten Zentralgerinnen finden, die derzeit recht stark vertretenen Schwimmtengruppen werden ebenfalls wegen der Reduzierung der Wasserfläche in ihren Beständen deutliche Einbußen hinnehmen müssen. Im Gegensatz dazu werden wohl die Auwaldvögel die Gewinner einer fortschreitenden Sukzession sein. Innerhalb der Stauräume wären dann wieder auf relativ großen Flächen Auwälder bzw. auenähnliche Wälder zu finden, die je nach Lage im Stauraum periodisch mehr oder weniger stark überflutet würden.

Allerdings würden Kiesstrukturen völlig fehlen, die im Zeitraum vor 1850 sicher eines der Markenzeichen und Qualitätskriterium der Auen auch im unteren Inntal waren.

Großflächige Sandbanke würden dann natürlich immer weniger werden und schlussendlich fast ganz verschwinden, da im Stauraum keine tiefen Wasserstände auftreten. Um nennenswerte Limikolenmengen sehen zu können, müssen die Vogelkundler dann wieder weite Strecken in Kauf nehmen. Mit der jetzigen (durch Sukzession vergänglichen) Situation vergleichbare Gebiete findet man in Mitteleuropa ja erst wieder im Seewinkel und am Bodensee.

7.4

Fische

Mit der Errichtung der Kraftwerke am Unteren Inn ging die flusstypische Dynamik (Auflandung und Erosion) und die damit einhergehenden Prozesse im Bereich der Augewässer verloren. Der Rückhalt des Geschiebes und die reduzierten Fließgeschwindigkeiten führten zur grundsätzlichen Veränderung der Sedimentverhältnisse. Dabei hat die hohe Schwebstofffracht des Inn zur Folge, dass diese Veränderung deutlich schneller als in vergleichbaren Stauräumen anderer Flüsse vor sich geht.

Die stark reduzierte Fließgeschwindigkeit in den Stauen hat eine rasche Sedimentation der Schwebstoffe und Auffüllung der Stauräume zur Folge. Dadurch wurden rasch rund 50 % der Stauvolumina aufgefüllt. Im Flussschlauch trat hinsichtlich der Sedimentationsprozesse oft bereits nach wenigen Betriebsjahren ein Gleichgewichtszustand ein. In Alt- und Nebengewässern zeigte sich aber, dass es in den Buchten weiterhin zur Ablagerung von Feinsedimenten und zur sukzessiven Verlandung kommt.

Die charakteristischen Veränderungen in den Nebengewässern wurden bislang nicht näher untersucht; auch fehlen konkrete Prognosen in Hinblick auf ihre weitere Sukzession.

Nachfolgende Ausführungen beschreiben die morphologische Sukzession eines mit dem Inn vernetzten Gewässerkomplexes im Stauraum Schärading-Neuhaus (ZAUNER et al., 2001), welches auch stellvertretend für die mit dem Inn vernetzten Gewässerteile des Stauraumes Eggfing zu interpretieren ist.

Morphologischen Erhebungen in der Reichersberger Au belegen sehr deutlich die Verlandung der aquatischen Zonen hinter dem Leitwerk. Seit der Errichtung des Kraftwerkes 1960 ist es zu massiven Anlandungen in allen Teilen des Augewässersystems gekommen. Bei einer maximal möglichen Totalverlandungskubatur von ca. 2 Millionen m³ betrug der Feststoffeintrag bis zum Jahr 2000 rund 1,4 Mio. m³ Feinsedimente. Die Entwicklung der Wasservolumina ist direkt an die Veränderungen von Morphologie und Massenhaushalt gekoppelt. Durch die Schwankungen des Wasserspiegels haben diese Veränderungen auf das Wasservolumen die weitaus gravierendsten Auswirkungen. Während 2000 die Wasserfläche zwischen den charakteristischen Wasserspiegeln im Bereich der Reichersberger Au in saisonalen Verlauf um rund ein Drittel schwankt, variiert das Wasservolumen im gleichen Rahmen um knapp zwei Drittel. Besonders dramatisch wirkt sich der Rückgang bei Niederwasser (314,60 m ü. NN) aus. Das verbleibende Volumen beträgt nur mehr 237.000 m³ (Abbildung 67), das entspricht einer Abnahme um 81,8 %.

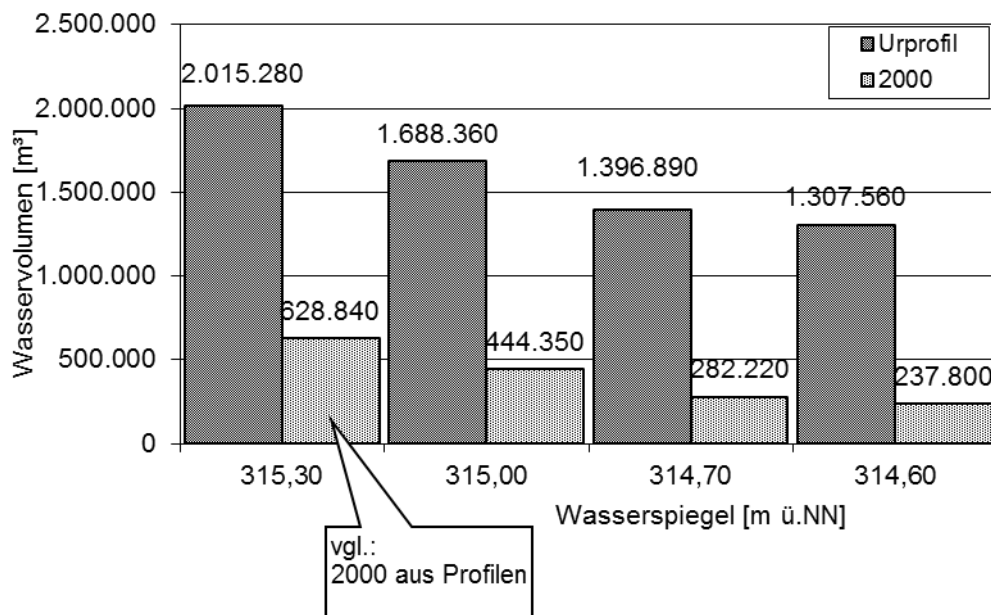


Abbildung 67: Vergleich der Wasservolumina nach dem Einstau und 2000 bei typischen Wasserständen (aus: Zauner et al., 2001).

Aus dieser Entwicklung lässt sich ableiten, dass das System vor einer Wende steht und die bis heute zu einem großen Teil unter dem Wasserspiegel stattgefundenen Veränderungen in den nächsten Jahren massiv zu Tage treten werden. Nur in wenigen Teilbereichen genügt die Fließgeschwindigkeit um Feststofftransport zu ermöglichen, in den restlichen Bereichen wird das Abflussprofil auf eine schmale Rinne reduziert. Daraus lässt sich ableiten, dass ohne anthropogene Eingriffe und unvorhersehbare Ereignisse langfristig die Verlandung der überbreiten Abflussprofile und die Reduktion auf ein dem Wassereintrag entsprechendes Gewässerbett eintreten wird. Die Geschwindigkeit dieser Wandlungen macht aber auch deutlich, dass die erhobenen gegenwärtigen Daten nur eine Momentaufnahme darstellen können.

Aus den vorangegangenen Ausführungen ist klar ersichtlich, dass die aktuellen fischökologischen Verhältnisse von den gegenüber der Situation kurz nach Einstau vorliegenden Rahmenbedingungen bestimmt bzw. limitiert werden. So bewirken die Trübe des Wassers, fehlende Makrophytenbestände, vergleichsweise monotone Uferstrukturen, das schluffige Sohlsubstrat und vor allem die großflächig extrem geringen Wassertiefen Lebensraumbedingungen, welche für die Entwicklung der aktuellen fischökologischen Situation verantwortlich sind. Ein Wechsel in der Fischartenvergesellschaftung, der Altersverteilung und der Bestandeswerte kann nur durch Beeinflussung bzw. Änderung der vorhin genannten abiotischen Komponenten erreicht werden.

Während diese Prozesse in Bezug auf Anlandungen im Hauptabflussprofil des Inns in einem mehr oder weniger stabilen Gleichgewichtszustand (in Abhängigkeit von Hochwasserereignissen) sind, kommt es also in den mit dem Inn in Verbindung stehenden Gewässerteilen hinter den Leitwerken zu weiteren Verlandungen. Ohne Änderung der aktuellen Zustände lassen diese Prozesse eine langfristige Totalverlandung dieser Gewäs-

serteile erwarten. So wird es zum vollständigen Verschwinden tiefgründiger, sichtiger, wärmerer Gewässerteile kommen.

Neben dem rapiden Wasserflächenverlust wirken vor allem die stark verringerten Wassertiefenverhältnisse limitierend für den Erhalt standorttypischer Zönosen. Negative Effekte werden sich nicht nur in einem Einbruch der Fischbiomassen ergeben, sondern besonders in der Veränderung der Artenzusammensetzung und der Dominanzverhältnisse. Der Wandel trifft weniger ubiquitäre Arten, sondern vielmehr autypische Faunenelemente, welche als Spezialisten auf makrophytenreiche, sichtige, tiefgründige und warme Gewässerteile angewiesen sind. Mit dem Verschwinden dieser Gewässerteile werden auch die an diese Gewässer gebundenen Arten massiv reduziert.

Nicht zuletzt verschlechtern sich auch mit der fortschreitenden Sohlerosion in der Stauwurzelzone die Lebensraumbedingungen für Rheophile.

Somit ist es unabdingbar, Änderungen an der Lebensraumsituation herbeizuführen, um der limnologisch ungünstigen Sukzession entgegenzuwirken.

7.5 Amphibien

Ein Niedergang von Molchen, Wechselkröte und Gelbbauchunke (heute fehlend) begann sicher bereits mit der Korrektur des Inns. Unter anderem mit dem weiteren Rückgang geeigneter Laichgewässer werden die Amphibienbestände insgesamt weiter zurückgehen. Der Springfrosch kann als wärmeliebende und trockenheitsverträgliche sowie gegenüber Laichplätzen anspruchslose Art weiter zunehmen.

Zum Stauraum fehlen ausreichende Datengrundlagen. Fest steht aber, dass die dominanten Seefrösche wahrscheinlich erst seit den 70er Jahren im Stauraum leben. Der weitere Rückgang von Wasserflächen wird zwangsläufig Amphibien stark betreffen, insbesondere auch die bei Hochwasserabfluss erfolgende Übersandung der Auen, die zum Verlust von Kleingewässern führt.

Aufgrund ihres hohen Gefährdungsgrades sowohl vor Ort als auch in Bayern und Europa sind als Zielarten der Laubfrosch sowie die derzeit im UNTERSUCHUNGSGEBIET nur noch in sehr kleinen Beständen vorkommenden Arten Kammmolch und Gelbbauchunke zu empfehlen. Um diese Arten vor dem Aussterben im Gebiet zu bewahren, sind umfangreiche Artenhilfsmaßnahmen notwendig.

Zur Erhaltung der Artenvielfalt und für den Naturhaushalt (z.B. als Nahrung für Vögel und Reptilien) sollten jedoch auch günstige Erhaltungszustände der Populationen aller restlichen Arten angestrebt werden.

In diesem Zusammenhang sei auf Untersuchungen an Laichgewässern von Amphibien in den Donauauen bei Wien verwiesen. Hier gab es eindeutig positive Korrelationen mit verschiedenen gewässerökologischen Parametern. Danach ist „der Amphibienbestand umso besser, je stärker die Abdämmung von Oberflächenwasser ist, je mehr beruhigte Bereiche vorhanden sind, je schwächer die Durchströmung ist, je seltener massive Durchströmungsereignisse vorkommen, je weniger Prädatoren vorhanden sind, je stärker das Gewässer bewachsen ist und je ungestörter der Standort ist“ (CABELA et al. 2003).

7.6 Reptilien

Der Zusammenbruch v.a. der Grauerlenwälder, der zu Totholz-reichen, strukturreichen Entwicklungsstadien mit Lichtungen führt bzw. führen wird, dürfte Reptilien-Bestände fördern. Sofern die Pflege von Brennen und Dammböschungen beibehalten wird, sollten die Reptilienbestände stabil bleiben.

Für die Reptilien des Gebiets sind die Dammböschungen, der begleitende Sickergraben sowie damit verbundene Waldränder wichtige Lebensräume und Korridorstrukturen in Verbindung mit den angrenzenden Wäldern. Bei Behalten einer sachgerechten Pflege sollten sich die Bestände halten können.

7.7 Schmetterlinge

Ausblick Schilfbestände

Kurz- und mittelfristig werden sich die Schilfbestände eher ausweiten. Fortschreitende Verlandungen im Stauraum führen zu neuen Schilfflächen, während ältere Flächen durch Silberweiden überwachsen werden. Langfristig wird die Verlandung jedoch ein Stadium erreichen, in dem Schilfbestände langsamer entstehen, als sie von der „Silberweidenaue“ abgelöst werden. Stärkere Veränderungen der Schilfqualität könnten sich aber durch erhöhten Eintrag phosphat- und nitratreicher Abwässer oder erhöhten Mengen von Schwebstoffen ergeben. Derartige Einträge hätten ihren Ursprung außerhalb des Stauraums als Folge weiter intensivierter Landnutzungen sowie erhöhter atmosphärischer Stickstoffeinträge. Diese führen zu höheren, dünneren und damit zu bruchempfindlicheren Halmen. Da die sich im Schilf entwickelnden Raupen für ihre Entwicklung je nach Art Halme mit bestimmter Stärke brauchen, hätte dies somit auch einen Einfluss auf deren Artzusammensetzung.

Ausblick Silberweiden-Auwald

Allmählich werden sich die zum Teil schon gealterten Silberweidenbestände auflichten und Platz für weitere Baumarten und Sträucher der Weichholzaue machen. Ob und wann sich solche auf den flachen Feinsedimentböden etablieren können ist jedoch fraglich. Erst aber, wenn sich Arten wie Schwarzpappeln und Salweide in ausreichender Zahl und entsprechendem Alter hier finden lassen, werden die Auen auf den Anlandungen im Stauraum eine größere Zahl von Arten der ausgedeichten Auen übernehmen können. Dann erst werden sich hier weitere Arten der Weichholzaue wie Kleiner Schillerfalter (*Apatura ilia*) (RL V), Pappelspinner (*Leucoma salicis*), Hermelinspinner (*Cerura erminea*) (RL V), Pappelauen-Zahns spinner (*Gluphisia crenata*), Rostbrauner Raufußspinner (*Clostera anastomosis*) (RL V), Schwarzgefleckter Raufußspinner (*Clostera anachoreta*) (RL V), Auenwald-Winkeleule (*Mesogona oxalina*) (RL V) und Weidenkarmin (*Catocala electa*) (RL 2) sowie bei den Käfern Moschusbock (*Aromia moschata*) und der seltenere Weberbock (*Lamia textor*) (RL 2) dauerhaft ansiedeln können. Die Bedeutung der jungen Auen innerhalb des Stauraums für die Schmetterlingsfauna wird ohne Entwicklungsmaßnahmen nur sehr langsam zunehmen, während die ausgedämmte Altaue ihre Attraktivität deutlich schneller verlieren wird.

Ausblick Damm

Die Artenvielfalt und deren Zusammensetzung in den verschiedenen Bereichen des Damms ist das Ergebnis aus der jahrzehntelang durchgeführten Art und Weise der Pflege und ist daher auch von der zukünftigen Art der Pflege abhängig. Jede Veränderung (Art der Mahd, Art der Entbuschung, Zeitpunkt, Häufigkeit) zieht eine Veränderung nach sich. Die Bedeutung der Dämme für unsere Insektenfauna ist in unserer ausgeräumten Landschaft immens, zum einen als Lebensraum zahlreicher seltener und bedrohter Arten, zum anderen aber auch als Vernetzungsstruktur in alle Richtungen und als Ausbreitungskorridor neu oder wieder einwandernder Arten, insbesondere auch im Hinblick auf die begonnene Klimaveränderung.

Ausblick Ausgedämmte Auen

Auch wenn gezielte Maßnahmen zur Erhaltung von Beständen der Weichholzaunen in reliktschen Altauen durchgeführt werden, wird sie sich langfristig in dieser Qualität nicht erhalten lassen. Auch ohne gezielte Pflanzung eingewanderte Arten wie Traubenkirsche und Schwarzer Holunder sowie die Waldbodenkräuter Buschwindröschen, Scharbockskraut, Gelbes Windröschen, Wald-Gelbstern, Gefleckte Taubnessel und Giersch zeigen, dass weite Bereiche schon längst mehr einer Hartholzaue als einer Weichholzaue entsprechen. In Teilbereichen eingebrachte Fremdgehölze wie Hybridpappeln entwerten zusätzlich die Au. Verglichen mit den ausgedeichten Auwäldern weiter flussaufwärts ist dennoch insbesondere der Bereich zwischen Aigen am Inn und der Staustufe Eggfing-Obernberg wegen seiner Geschlossenheit und Artzusammensetzung noch von herausragender Bedeutung. Da die „Silberweidenaunen“ auf den Anlandungen des Staauraums noch nicht die Reife erreicht haben, um einen Großteil der Arten der ausgedämmten Aue übernehmen zu können, ist es daher besonders wichtig, hier einen Weichholzaun-nahen Zustand so lange wie möglich zu erhalten. Die wenigen Ackerflächen nahe Eggfing sollten erworben und wieder in die Au integriert werden. So kann die Au noch über viele Jahre als Lebensraum von Arten der Weichholz- als auch Hartholzaue genutzt werden.

Ausblick Offenland

Offenlandstandorte abseits des Damms spielen an der Staustufe Eggfing-Obernberg eine geringe Rolle. In der Aufhausener Au findet sich ein Feuchtbereich mit Tümpeln und Grünland, außerdem die dortige „Brenne“ sowie zwei kleine, eher trockene Wiesenlichtungen in der Aigener Au. Bei weiterer sachgerechter Pflege und Erhaltung einer günstigen Vernetzungssituation werden sich hier örtlich kaum Veränderungen ergeben,

Ausblick Offene Gewässer

Derzeit sind derartige Gewässer noch in ausreichender Anzahl vorhanden. Zunehmende Verlandungen werden diese Lebensräume aber langfristig verkleinern. Dem kann durch Anlage neuer Gewässer (vgl. „Biotopacker“ in Eglsee/Ering oder kleineren Gewässer in der Aufhausener Au) entgegen gewirkt werden. Auch sollte man bei etwaigen Maßnahmen zur Dynamisierung des Flusssystemes darauf achten, dass diese Lebensräume in ausreichender Zahl erhalten bleiben.

7.8

Libellen

Mit zunehmender und letztlich abgeschlossener Verlandung des Stauraums außerhalb der Hauptfließrinnen werden Libellenlebensräume sukzessive abnehmen. Die verbleibenden Seitengerinne mit höheren Fließgeschwindigkeiten werden noch für mehr oder weniger rheophile bzw. rheotolerante Arten als Reproduktionsgewässer dienen. Die Gewässer- und damit die Libellenvielfalt im unmittelbaren (eingedeichten) Stauraum wird möglicherweise in Folge der Summe aller Einflüsse jedoch mittel- bis langfristig abnehmen.

Die Zunahme an aufkommendem Gehölz wird langfristig zu einer starken Verschattung von Gewässern führen, was besonders für Libellenlarven, aber auch Adulte von Nachteil sein wird. Das Ablösen von Röhrichtvegetation durch Auwald führt langfristig zum Verlust von Jagdhabitaten und Ruhestätten adulter Libellen.

Auch die ausgedeichten, nicht in Nutzung befindlichen Altwässer, welche nicht durch einen Graben be- und entwässert werden, unterliegen der Eutrophierung und Sukzession und werden langfristig keine Funktion als Reproduktionsstätte für Libellen mehr haben, sofern die Gewässer keiner Nutzung unterliegen oder Gegenmaßnahmen stattfinden.

Als für Libellen besonders wertvoll werden auf bayerischer Seite die Aigener und Irchingener Aue eingeschätzt. Weiterhin sind die durch Verlandung entstandenen Auebereiche im Stauraum mit ihren Stillgewässern und Seitenrinnen wertvoller Lebensraum für die Libellenfauna (z. B. „Aufhausener Lacke“). Diese Randbereiche stellen die einzigen Abschnitte dar, die noch der Hochwasserdynamik ausgesetzt sind und sind von hoher Bedeutung für die Libellenfauna.

7.9

Wildbienen (Stechimmen)

Der Übergang von der Wildflusslandschaft zu dem zunächst korrigierten Inn und schließlich den heutigen Stauseen hat jeweils erhebliche und teils grundlegende Veränderungen im Lebensraumangebot für Hautflügler mit sich gebracht. Dem Verlust der optimalen Standortvielfalt am Wildfluss steht in gewissem Umfang der Gewinn von Sekundärstandorten gegenüber (v.a. besonnte, mit Magerrasen bewachsene Dämme), die heute, da in der umgebenden Landschaft ähnliche Bestände meist fehlen, von besonderem Wert sind. Der Erhalt der Lebensraumeignung der Dämme für Hautflügler ist aber vor allem von deren sachgerechter Pflege abhängig.

Ein anderer Faktor, der zu Veränderungen in den Hymenopterengemeinschaften führt, ist der Klimawandel: Einzelne Arten scheinen sehr mobil zu sein, andere hingegen nicht. So können nur manche Arten bisher von der Erwärmung profitieren (MANDERY, 2003). Extremereignisse wie trockene oder sehr nasse Sommer führen jedoch zu Einbrüchen bei fast allen Hymenopteren.

7.10

Scharlachkäfer

Die im Stauraum entstandenen und nach wie vor entstehenden bzw. reifenden Auwälder bieten dem Scharlachkäfer zukünftig geeigneten und ausreichend dimensionierten Lebensraum. Durch die unter Schutz gestellten Auwälder entlang des Inns und der Salzach (Naturschutzgebiet „Unterer Inn“, FFH-Gebiete „Inn und Salzach“, „Inn und Untere Alz“) dürfte die lokale Subpopulation im Wirkraum gut vernetzt sein.

7.11 Muscheln

Die Großmuscheln erlebten nach den 70er Jahren des letzten Jahrhunderts in den Stauräumen am unteren Inn massive Bestandesrückgänge. Als wesentliche Ursache wird die zunehmende Wirksamkeit der Abwasserreinigung an den Innzuflüssen angenommen, die zu nährstoffärmeren Verhältnissen in den Innstauseen führte. Neuerdings konnte jedoch eine deutliche Erholung der Muschelbestände im Stauraum Eggfing-Obernberg festgestellt werden, was mit neuerlichen Veränderungen der nährstoffökologischen Situation in Zusammenhang gebracht wird. Die strukturellen Veränderungen im Stauraum, die sich aufgrund der fortschreitenden Verlandung einstellen, führen zusehends zu Auwaldbeständen auf Anlandungen, deren Detritus die Nahrungsbasis für Großmuscheln verbessert. Allerdings sind die Seitenbuchten bzw. Lagunen, in denen die Muschelbestände festgestellt wurden, von Verlandung bedroht, womit der Lebensraum der Großmuscheln ohne Gegenmaßnahmen in absehbarer Zeit stark zurückgehen könnte. Langfristig müsste mit einem weitgehenden Erlöschen der Muschelbestände im Stauraum gerechnet werden.

8 Zusammenfassung

8.1 Entwicklung des Stauraums

Der untere Inn war vor Beginn der Korrektionsarbeiten im Bereich Ering ein typischer verzweigter Wildfluss. Er nahm ein breites Flussbett ein, hatte mehrere, sich ständig verlagernde Flussarme zwischen sich mit jedem Hochwasser verändernden Inseln, Schotter- und Sandbänken. Bereits geringere Wasserstandsänderungen führen zu erheblichen Veränderungen der Ausdehnung von jeweils Land- und Wasserfläche und zu unterschiedlichen Vernetzungssituationen unter Teilgewässern. Aufgrund der hohen Dynamik wird ein Großteil der Inseln nicht alt.

Ab etwa 1860 beginnen Korrektionsarbeiten, die zur Fixierung eines Hauptstroms und zur Abtrennung von Nebenarmen führen. Einsetzende Sohlerosion führte zunehmend zur Abtrennung von Seitengerinnen. Im Flussschlauch waren aber noch wildflusstypische Elemente wie Kiesbänke, die auch noch Dynamik zeigten, vorhanden.

Der Einstau 1944 führt zur Differenzierung zunächst in einen noch rasch fließenden Flussabschnitt, der dem korrigierten Inn entspricht, im obersten Bereich des Stauraums, und den breiten Stausee. In dem Stausee besteht die Fließrinne, in der sich mittlerweile ein Gleichgewichtszustand zwischen Sedimentation und Erosion eingestellt hat, der buchtartige, durch ein Leitwerk vom Fluss getrennte Bereich bei Kirchdorf (bis Katzenbergleithen) mit fortschreitender Sedimentation sowie verschiedene schmälere Randbereiche abseits der Hauptströmung, die auch der Verlandung unterliegen.

Sedimentation setzte sehr schnell ein und führte bald zu Inselbildung, die teilweise zur Aufteilung des Abflusses führte. Um diese Entwicklung zu lenken wurde nachträglich der Leitdamm bei Kirchdorf verlängert, was die Abtrennung der (künstlichen) Seitenbucht vom Hauptfluss verstärkte. Aufgrund der seitdem bestehenden Strömungsverhältnisse liegt der Flussschlauch weitgehend auf bayerischer Seite, während sich weiterhin in Verlandung begriffene Seitenbuchten ausschließlich auf österreichischer Seite befinden.

Fließgefälle und Strömungsgeschwindigkeit entsprechen im Bereich der Stauwurzel noch den Verhältnissen des korrigierten Inns, nehmen aber mit Annäherung an das Kraftwerk

(etwa ab Inn-km 45) zunehmend und stark ab. Mit zunehmender Verfüllung des Stauraums mit Sedimenten nahm die Fließgeschwindigkeit in gewissem Umfang wieder zu. Fließgeschwindigkeiten kleiner als 0,3 m/s führen zum Absetzen von Feinsedimenten.

Wasserstandsschwankungen finden im Stauraum nicht mehr oder nur noch gedämpft statt, nur noch im Bereich der Stauwurzel finden sich annähernd die früheren Verhältnisse auch mit niedrigen Wasserständen. Aufgrund nur geringer Wasserstandsschwankungen ändert sich – völlig anders als am Wildfluss – der Umfang der Wasserflächen im Jahresverlauf kaum. Aufgrund der mittlerweile weit fortgeschrittenen Sedimentation und daraus resultierenden geringen Wassertiefen abseits der Hauptrinne bedeuten aber auch geringe Wasserstandsschwankungen bereits erhebliche Veränderungen des Wasservolumens mit großer Bedeutung für den aquatischen Lebensraum. Während nach Einstau noch große Wassertiefen im Stauraum vorherrschten, herrschen mittlerweile geringe Wassertiefen bzw. vollständig verlandete Bereiche (Inseln) vor. Während bei der Verlandung des Hauptgerinnes nach dem Hochwasser 1954 bald wieder ein Gleichgewichtszustand erreicht war (der sich nach Verlängerung des Leidamms bei Kirchdorf aber neu einstellte), schreitet die Verlandung der Seitenbuchten bei zunehmendem Rückgang offener Wasserflächen fort. So nahm im zentralen Staubereich (Kraftwerk bis Kirchdorf) die Fläche sichtbarer Verlandungen (Sedimentbänke, unbewachsen oder mit Röhrichten, Studienfluren oder Gehölzbeständen) von 9,59 ha im Jahr 1976 auf 61,76 ha im Jahr 2013 zu, wobei bereits 23,06 ha Gehölzbestände entstanden sind. Wasserflächen beschränken sich im Bereich der intensivsten Sedimentation mittlerweile auf einen Haupt- und mehrere Nebenarme, der frühere seenartige Charakter findet sich noch flussauf von Kirchdorf, wobei bereits geringe Wassertiefen zeigen, dass die Verlandung auch hier zügig voranschreiten wird. Der dynamische Prozess in der Entwicklung v.a. der Seitenbuchten lässt sich als Verlandungsdynamik bezeichnen, im Gegensatz zur Morphodynamik eines Wildflusses.

Die Differenzierung in durchströmte Hauptrinne und m.o.w. stagnierende Seitenbereiche führte auch zur starken Differenzierung der Wassertemperaturen. Während der Hauptfluss allenfalls in besonders warmen Sommermonaten bis zu 17°C erreicht, sind in den Flachwasserbereichen der Seitenbuchten über 30°C möglich. Ähnlich großflächig wären derartige Temperaturverteilungen an einem Wildfluss wohl undenkbar.

Während das Sohlssubstrat zur Zeit des korrigierten Flusses noch jenem des Wildflusses grundsätzlich entsprochen hat (v.a. Kiese verschiedener Körnigkeit, Sand), stellte sich mit Einstau, der Abnahme der Fließgeschwindigkeit und damit völlig neuem Sedimentationsverhalten ein grundsätzlicher Wandel ein. Der Geschiebetrieb war durch das ältere Kraftwerk Ering-Frauenstein ohnehin bereits unterbrochen. Bereits vier Jahre nach Einstau finden sich durchgängige Veränderungen in der Zusammensetzung des Sohlssubstrats. Ab Inn-km 43,00 wurde neben Kies regelmäßig Sand und/oder Schlick festgestellt, ab Inn-km 39,6 nur noch Schlick.

Während der Wildfluss mit seinen Auen und auch der korrigierte Fluss zumindest im Bereich des Flussschlauchs nährstoffarme Systeme waren, entwickelte sich der Stausee zu einem ausgesprochen produktiven Ökosystem. Der Nährstoffhaushalt änderte sich im Zuge der fortschreitenden Verlandung durch Rückgang produktiver Wasserpflanzenbestände (auch in Abhängigkeit von Überflutungsereignissen) sowie aufgrund exogener Faktoren wie zunehmender Wirksamkeit von Kläranlagen. Trotzdem unterscheiden sich

die großflächig eutrophen Verhältnisse markant von der nährstoffarmen Situation eines Wildflusses.

Entwicklung der ausgedämmten Aue

Mit der Korrektur wurden Seitengewässer vom Fluss getrennt und fielen mit absinkenden Grundwasserspiegeln zunehmend trocken. Diese Auen wurden mit Einstau entweder überstaut oder ausgedämmt, im Bereich der Stauwurzel wurde der Zustand des korrigierten Inns in etwa erhalten. Die ausgedämmten Auen unterliegen einem künstlich regulierten Grundwasserstand ohne wesentliche Schwankungen, Verbindungen mit den Innwasserständen bestehen kaum noch. In der Eggfing – Irchinger Au findet sehr selten bei größeren Hochwässern Überflutung durch Rückstau statt. Nach wie vor sind Auengewässer vom Inn getrennt, die frühere laterale Vernetzung fehlt. Die gleichmäßigen Grundwasserstände führen zu einer „Versumpfung“ der Auen. Altwässer unterliegen erheblichen Alterungsprozessen (zunehmende Verlandung, Eutrophierung). Insgesamt haben Auengewässer an Fläche stark abgenommen.

Grundwassergespeiste Altwässer unterlagen außerdem starken Verockerungsprozessen, derartige Altwässer sind für Tiere und Pflanzen als Lebensraum nicht mehr nutzbar. Der Effekt als solcher kann zwar beispielsweise an der „Restwasserstrecke“ des Inns bei Töging auch beobachtet werden, kommt am fließenden Fluss aber nicht in derartigem Umfang und mit derartigen Auswirkungen zum Tragen.

8.2 Entwicklungstendenzen, Prognosen: Resümee

8.2.1 Vorüberlegungen

In den vorausgehenden Kapiteln wurde aus verschiedenen Blickwinkeln die Entwicklung des Stauraums Eggfing-Obernberg seit Einstau beschrieben sowie - soweit möglich - Prognosen für die weitere Entwicklung im Falle eines unveränderten Weiterbetriebs gegeben.

Da die vorgebrachten Hinweise aus Sicht der einzelnen Artengruppen sich insgesamt oft wiederholen, wird abschließend eine Zusammenschau der wesentlichen Punkte gebracht.

Der Beurteilung der Prognosen wohnt häufig unausgesprochen ein Leitbild für die zukünftige Entwicklung inne, das im Grunde einer Maximierung der Bedeutung des Stausees für den Artenschutz (maximale Artenzahl, maximaler Anteil seltener Arten) entspricht. Auch die verbindlichen Erhaltungsziele, die aus naturschutzfachlicher Sicht für FFH- und SPA-Gebiet formuliert wurden, sind entsprechend gehalten. Dies ist aus naturschutzfachlicher Sicht wohl verständlich, da es hier wohl nicht Ziel sein kann, der ablaufenden Entwicklung im Stauraum ihren unbeeinflussten Lauf zu lassen. Es wurde ja deutlich, dass das mittlerweile absehbare Endstadium dieser Entwicklung von relativ einheitlichen Strukturen mit eher geringer Lebensraum- und Artenvielfalt bestimmt sein wird. Aus naturschutzfachlicher Sicht war es daher zwangsläufig, als gewünschten Zustand des Stauraums ein Zwischenstadium der Entwicklung zu wählen, in dem ein mögliches naturschutzfachliches Bewertungskriterium, die Artenvielfalt, maximiert war. Den Schwerpunkt beispielsweise auf Prozessschutz zu legen, verbietet sich in den Stauräumen am Inn, da die Verlandungsdynamik einen gerichteten Prozess mit relativ klar umrissenem Endstadium dar-

stellt, innerhalb dem dann nur mehr recht kleinflächige Dynamik möglich sein wird. Abgesehen davon muss bemerkt werden, dass auch der Klimawandel Änderungen und Notwendigkeiten für den Betrieb des Stauraums ergeben kann, die derzeit wohl noch nicht absehbar sind (vgl. z.B. SIEBER 2014).

Es ist aus naturschutzfachlicher Sicht also verständlich, wenn der Schwerpunkt bei der Bewertung und Entwicklung des Stauraums Ering-Frauenstein auf Belange des Artenschutzes gelegt wird. Schließlich war es ja auch vor allem die unterwartete Entwicklung der Vogelwelt, die die Stauräume am unteren Inn zu Feuchtgebieten internationaler Bedeutung werden ließ und bekannt gemacht hat. Trotzdem soll an dieser Stelle bemerkt werden, dass diese Diskussion auf Naturschutzseite noch nicht in letzter Konsequenz geführt wurde, genau dieses aber für die Begründung weiterführender Maßnahmenhinweise von Bedeutung wäre. Schließlich muss man Wege finden, auf Dauer der zwangsläufig ablaufenden Verdandungsdynamik im Stauraum bzw. der "Alterungsdynamik" der ausgedämmten Auen zumindest partiell entgegenzuwirken.

Letztendlich wäre es bei der hier zu betrachtenden Stauseenkette auch möglich, in einzelnen Stauseen die Leitbilder unterschiedlich zu justieren und einen über mehrere Stauseen übergreifenden Rahmenplan aus naturschutzfachlicher Sicht zu installieren.

8.2.2 Stauraum

Abseits der Hauptfließrinne, in der sich bereits seit längerem ein Gleichgewicht zwischen Sedimentation und Erosion eingestellt hat, wird (zeitlich beschränkt) weiterhin Sedimentation stattfinden und damit die Grundstruktur der Stauraumlandschaft verändern. Da sich die Hauptfließrinne vorwiegend auf bayerischer Seite befindet, beschränken sich Sedimentationsprozesse mittlerweile im Wesentlichen auf den österreichischen Anteil des Stauraums. Der Anteil offener Wasserflächen ist mittlerweile bereits stark zurückgegangen, jetzt noch verbliebene Wasserkörper sind häufig nur mehr von geringer Wassertiefe und werden ebenfalls zusehends an Ausdehnung verlieren. Bestehende Inseln und Schlammbänke werden weiter auflanden. Neben der relativ rasch durchströmten Hauptrinne werden nur mehr einige kanalartige Nebenarme bestehen bleiben.

Die Vegetation wird sich mit zunehmender Auflandung zu zunächst vorherrschenden, in ihrer Struktur einheitlichen Silberweidenwäldern entwickeln. Die weitere Entwicklung dieser Bestände, die nach 60-70 Jahren zu vergreisen beginnen, ist derzeit noch unklar. Bei weiterer Sedimentation im Zuge von Hochwässern werden die Standorte jedenfalls kontinuierlich trockener werden. Aktuelle Beobachtungen lassen vermuten, dass in Lichtungen, die nach Zusammenbruch der Baumschicht entstehen, Waldreben-Holunder-Gebüsche entstehen, teilweise könnte aber auch eine neue Waldgeneration mit Grauerlen und anderen Baumarten höherer Auenniveaus entstehen. Eine derartige Sukzession ist derzeit allerdings kaum zu beobachten. Unerwartete Entwicklungen können sich durch Ausbreitung neophytischer Gehölze, nicht zuletzt in Verbindung mit dem Klimawandel, ergeben.

Schilfröhrichte werden auf allenfalls schmale, häufig unterbrochene Säume entlang der kanalartige Nebengewässer reduziert werden und nur an größeren Nebenrinnen noch einige Zeit als Verdandungsphase bestehen. Gehölzfreie Pionierflächen finden sich allenfalls noch im unmittelbaren Oberwasser des Kraftwerks und kleinstflächig an Nebenarmen.

Entsprechend ist die derzeit im Stauraum vor allem wertbestimmende Flora der offenen Pionierstandorte weitgehend verschwunden. Bemerkenswerte Vorkommen werden sich, wie auch derzeit, unbeständig im Bereich der Stauwurzel zeigen. Es ist zumindest unklar, ob die sekundären Weichholzaunen der Stauräume sich floristisch an die Altauen annähern können, sicher ist aber, dass Arten der Kiesauen wie Lavendelweide nicht mehr vorkommen werden.

Die geschilderte Entwicklung im Stauraum wird sich auf einzelne, weitere Artengruppen etwa folgendermaßen auswirken:

- Vögel: weitere Abnahme von Wasservögeln, Limikolen und Röhrichtbrütern; es wird ein eher eingeschränktes Artenspektrum aus eher verbreiteten, häufigen Arten bleiben. Die Alterstadien der Silberweidenwälder bieten zumindest vorübergehend einigen Waldarten (z.B. Spechte) gute Bedingungen, insgesamt wird der Anteil an Wald- und Gebüscharten prägend werden.
- Fische: Auf die morphologischen Prozesse und deren gewässerökologische Konsequenzen wurde bereits in den vorangegangenen Kapiteln hingewiesen. Während diese Prozesse in Bezug auf Anlandungen im Hauptabflussprofil des Inns in einem mehr oder weniger stabilen Gleichgewichtszustand (in Abhängigkeit von Hochwasserereignissen) sind, kommt es in den mit dem Inn in Verbindung stehenden Gewässerteilen hinter den Leitwerken bzw. abtrennend wirkenden Verlandungen zu weiterer Sedimentation. Ohne Änderung der aktuellen Zustände lassen diese Prozesse langfristig eine weitgehende Verlandung dieser Gewässerteile erwarten. So wird es zum vollständigen Verschwinden tiefgründiger, sichtiger, wärmerer Gewässerteile in den Stauraumbereichen abseits der Fließrinne kommen. Diese zu erwartenden Veränderungen in den seitlichen Gewässern betreffen insbesondere die aquatische Fauna, nicht zuletzt Fische. Neben dem fortschreitenden Wasserflächenverlust wirken vor allem die stark verringerten Wassertiefenverhältnisse limitierend für den Erhalt standorttypischer Zönosen. Negative Effekte werden sich hier nicht nur in einem weiteren Rückgang der Fischbiomassen ergeben, sondern besonders in der Veränderung der Artenzusammensetzung und den Dominanzverhältnissen. Der Wandel betrifft weniger ubiquitäre Arten, sondern vielmehr auetypische Faunenelemente, welche als Spezialisten auf makrophytenreiche, sichtige, tiefgründige und warme Gewässerteile angewiesen sind. Mit dem Rückgang dieser Gewässerteile werden auch die an diese Gewässer gebundenen Arten massiv reduziert. Mit der grundsätzlich fortschreitenden Sohlerosion in der Stauwurzelzone (fehlender Geschiebenachschub, hohe Schleppspannungen an der Flusssohle) verschlechtern sich tendenziell weiterhin die Lebensraumbedingungen für Rheophile.
- Amphibien: Zum Stauraum fehlen ausreichende Datengrundlagen. Fest steht aber, dass die dominanten Seefrösche wahrscheinlich erst seit den 70er Jahren im Stauraum leben. Der weitere Rückgang von Wasserflächen wird zwangsläufig Amphibien stark betreffen, insbesondere auch die bei Hochwasserabfluss erfolgende Übersandung der Auen, die zum Verlust von Kleingewässern führt.
- Schmetterlinge: Die hohe Bedeutung der Schilfbestände für Schmetterlinge wird mit abnehmenden Flächenanteilen zurückgehen. Die jetzt noch strukturarmen Silberweidenbestände können dagegen an Bedeutung gewinnen, sofern sich weitere Baumarten wie Schwarzpappel etablieren können. Diese Entwicklung ist bis dato aber nicht zu beobachten.

- Libellen: mit zunehmender Verlandung des Stauraums wird dessen Bedeutung für Libellen zurückgehen. Auch der zunehmende Gehölzaufwuchs, der zu Verschattung von verbliebenen Gewässern führt, trägt dazu bei.
- Scharlachkäfer: die Situation für den Scharlachkäfer wird auf absehbare Zeit als positiv eingeschätzt.
- Großmuscheln: Trotz derzeit wieder positiver Entwicklung der Bestände wird ungehindert fortschreitende Verlandung zum weitgehenden Erlöschen der Muschelbestände führen.

8.2.3 Dämme

Die Dämme sind als technische Bauwerke grundsätzlich dem Stauraum zuzuordnen. Dank ihrer Ausführung mit nur mageren Oberbodenaufgaben haben sich auf ihnen aber von Anfang an artenreiche Wiesenlebensräume entwickelt, die den Auewiesen und den Magerwiesen der Brennen sehr nahe stehen. Abschnittsweise wurden die Dammböschungen allerdings auch mit Gehölzen bepflanzt, die sich zu dichten Gebüsch entwickelt haben, die teilweise den Charakter von Grauerlenauen erreicht haben. Die artenreichen Wiesen der Dammböschungen (sowohl land- als auch wasserseits) haben hohe naturschutzfachliche Bedeutung erreicht. Der Erhalt dieser Qualität ist von dem Beibehalt der geeigneten Pflegemaßnahmen abhängig. Umstellungen auf andere Pflegeverfahren und Maschinen haben teilweise zu graduellen Verschlechterungen geführt, die bei Beibehaltung der gegenwärtigen Vorgehensweisen zunehmend deutlich werden dürften.

- Flora: Die hochwertige floristische Ausstattung der Dämme hat sich bis dato erhalten, steht teilweise aber wegen nicht optimaler Pflege unter Druck.
- Reptilien: Für die Reptilien des Gebiets sind die Dammböschungen und der begleitende Sickergraben mit anschließenden Gehölzbeständen wichtige Lebensräume, deren Potenzial wegen hoher Störungsintensität (Spaziergänger, Fahrradfahrer) aber nicht ausgeschöpft ist. Voraussetzung für die Erhaltung des Lebensraumpotenzials ist die Fortführung einer sachgerechten Pflege, für die Entwicklung der Reptilienbestände haben aber die angrenzenden Wälder zumindest ähnliche Bedeutung.
- Schmetterlinge: Von Mulchmahd auf Dammböschungen und am Sickergraben geht eine ungünstige Wirkung auf die Schmetterlingsbestände aus, bei Beibehalten der gegenwärtigen Pflegepraxis ist mit weiteren Verschlechterungen zu rechnen.
- Wildbienen (Stechimmen): Sofern durch sachgerechte Pflege sowohl das Angebot an Nahrungspflanzen als auch strukturelle Eigenschaften (Nistmöglichkeiten) erhalten bleiben, kann die Bedeutung der Dämme für Wildbienen erhalten bleiben. Einschränkend könnte Zunahme der Freizeitnutzung wirken.

8.2.4 Ausgedämmte Altauen

In der Altaue konnten sich lange Vegetationsbestände erhalten, die ihren Ursprung noch in der Zeit des korrigierten Inns hatten und ähnlich wohl auch am Wildfluss vorgekommen waren. Unter den seit 1944 eingetretenen, grundlegend geänderten standörtlichen Verhältnissen und daraus folgend auch anderen Nutzungen zeichnet sich ab, dass diese Vegetationsbestände endgültig verschwinden, sofern nicht entsprechende Nutzungsformen bewusst beibehalten werden, standörtliche Verhältnisse wieder dem ursprünglichen zumindest angenähert werden oder sonstige Pflegemaßnahmen ergriffen werden.

So unterliegen viele Grauerlenauen einem flächigen Vergreisungs- und Zerfallsprozess, da die ursprüngliche Niederwaldnutzung seit langem nicht mehr betrieben wird, die stan-

dörtlichen Verhältnisse ansonsten aber nicht mehr dazu geeignet sind, naturnahe Grauerlenauen hervorzubringen (fehlende Flusssdynamik). Eine erfreuliche Ausnahme bilden im Gebiet aber die großen Flächen der Irchinger Auengenossenschaft.

Wie viele Grauerlenauen zerfallen auch die reliktsichen Silberweidenauen zusehends, da auch sie ihre Altersgrenze erreicht haben, Verjüngung ohne dem Einfluss von Flusssdynamik aber nicht möglich ist. Diese Prozesse können im Moment beobachtet werden und werden zusehends um sich greifen, was zur Folge hat, dass der FFH-LRT "Weichholzaue" zusehends an Fläche verlieren wird. Andererseits greift das derzeit grassierende Eschentriebsterben strukturell stark in Eschenauen ein, die als Folgegesellschaft der zerfallenden Grauerlen- und Silberweidenbestände zu erwarten wären. Die Zukunft der Auwälder in den ausgedämmten Bereichen ist also ungewiss, zumindest sofern keine geeigneten Nutzungen oder andere Maßnahmen ergriffen werden (wie eben die traditionelle Bewirtschaftung als schlagweisen Nieder- oder Mittelwald).

Als weitere bestimmende Lebensräume in den Altauen haben sich Altwasserzüge erhalten. Im Falle der Auen auf bayerischer Seite werden die hier vielfältig erhaltenen Altwässer teilweise durch den Malchinger Bach gespeist und mit einem Teil von dessen Abfluss durchströmt. Da der Malchinger Bach seinen Ursprung im Tertiär-Hügelland hat bzw. durch die Ackerlagen der Niederterrassen fließt, führt er nach Regenfällen erhebliche Sedimentfrachten, die sich in Teilen in den Altwässern absetzen. Als Ergebnis davon und auch als Folge des ungestörten Alterungsprozesses der Altwässer (biogene Verlandung) finden sich mittlerweile nur mehr flachgründige, meist verschlammte Restwasserflächen, die von großen Schilfbereichen umgeben sind. Die zunehmende Verlandung der Altwässer schreitet erkennbar voran. Da in den österreichischen Auen die Altwässer teilweise in räumlichem Kontakt mit ausgeprägten Terrassenkanten mit Quellaustritten stehen, ist die Situation der Altwässer dort teilweise noch besser (Sunzinger Au), wiewohl die Altwässer durch die Errichtung des Damms bei Mühlheim stark fragmentiert wurden.

Die Brennen, typische Trockenlebensräume in den Auen der kiesgeprägten Alpenflüsse, konnten sich dagegen dank umfangreicher Naturschutzmaßnahmen mit ihrem Arteninventar am unteren Inn weitgehend halten, spielen allerdings im betrachteten Gebiet nur eine geringe Rolle, ebenso wie die im geringen Umfang vorkommenden Wiesen nasser Standorte (Aufhausener Au). Sofern die derzeit durchgeführten Pflegemaßnahmen beibehalten werden, werden sich aber diese offenen Lebensräume in charakteristischer Ausprägung halten können.

Entsprechend der Entwicklung der wesentlichen Lebensräume reagieren auch einzelne Artengruppen:

- Flora: Rückgang von Auwaldarten, v.a. von solchen mit Pioniercharakter wie Schwarzpappel und Lavendelweiden. Rückgang der Arten der Altwasserzüge, v.a. der Wasserpflanzen, dagegen weitgehend stabile Situation bei den Arten der offenen Trockenlebensräume sowie anderer Offenlandlebensräume.
- Fische: Mit zunehmender Verlandung der Auengewässer verringert sich der Lebensraum für Fische zusehends, letztendlich werden nur mehr durchströmte, bachartige Gräben als Auengewässer erhalten bleiben, Stillgewässer als Lebensraum für Fische werden ohne Erhaltungsmaßnahmen ausfallen.
- Amphibien: Ein Niedergang von Molchen, Wechselkröte und Gelbbauchunke (heute fehlend) begann sicher bereits mit der Korrektur des Inn. Unter anderem mit dem

weiteren Rückgang geeigneter Laichgewässer werden die Amphibienbestände insgesamt zurückgehen. Der Springfrosch kann als wärmeliebende und trockenheitsverträgliche sowie gegenüber Laichplätzen anspruchslose Art weiter zunehmen.

- Reptilien: Der Zusammenbruch v.a. der Grauerlenwälder, der zu Totholz-reichen, strukturreichen Entwicklungsstadien mit Lichtungen führen wird, dürfte Reptilien-Bestände fördern. Sofern die Pflege v.a. der Dammböschungen sowie der wenigen Wiesen beibehalten wird, sollten die Reptilienbestände stabil bleiben.
- Schmetterlinge: Mit dem Zusammenbruch der Weichholzaunen würde ein wichtiger Schmetterlingslebensraum verloren gehen, der durch die jungen Silberweidenbestände des Stauraums noch nicht zu ersetzen ist, erhebliche Bestandseinbußen bei Schmetterlingen wären daher die Folge. Auch der Rückgang offener, an Wasserpflanzen reichen Altwasserabschnitten wird sich ungünstig auswirken. Vorkommen von Offenlandarten, die auf gepflegten Offenländern vorkommen, werden stabil bleiben, solange die Pflege gewährleistet bleibt.
- Libellen: Eutrophierung und Sukzession (Verlanden, Zuwachsen) der Altwässer führt zum Verlust von deren Bedeutung als Lebensraum für Libellen und damit Rückgang der Libellenbestände.
- Scharlachkäfer: Wie beschrieben, entstehen derzeit aus verschiedenen Gründen Waldbestände, die an frischem Totholz reich sind. Auf absehbare Zeit wird sich die Situation des Scharlachkäfers daher nicht verschlechtern.

9

Literatur

ALLEN-WARDELL, G., BERNHARDT, P., BITTER, R., BURQUEZ, A., BUCHMANN, S., CANE, J., COX, P., DALTON, V., FEINSINGER, P., INGRAM, M., INOUE, D., JONES, C., KENNEDY, K., KEVAN, P., KOPOWITZ, H., MEDELLIN, R., MEDELLIN-MORALES, S., BABHAN, G., PAVLIK, B., TERPEDINO, V., TORCHIO, P., WALKER, S. (1997): The potential consequences of pollinator declines on the conservation of biodiversity and stability of food crop yields. - Conservation Biology 12: 8-17.

AMAND KRAML, P. (2007): Verbreitungsatlas der Farn- und Blütenpflanzen Oberösterreichs. Hrsg.: Sternwarte Kremsmünster. Digitale Fassung, Copyright P. Amand Kraml.

ANONYM (1884): Die Fischerei-Verhältnisse des Inn und der Salzach nach den Erhebungen des Oberösterreichischen Fischerei-Vereines in Linz.

AQUASOLI (2009): Wasserspiegellagenberechnung Stauraum Eggfing. Gesamtbericht Prognose BHQ1 und HQ 1000. Inn, Gewässer I. Ordnung. Bearbeitung Thomas Elsner. Unveröff. Gutachten i.A. E.ON Wasserkraft GmbH

AQUASOLI (2016): Wasserspiegellagenberechnungen Stauraum Eggfing. Hydrotechnischer Bericht. Unveröff. Bericht i.A. Innwerk AG

ABMANN, O. (1977): Die Lebensräume der Amphibien Bayerns und ihre Erfassung in der Biotopkartierung. – Schriftenr. Naturschutz Landschaftspfl. 8: 43-56.

ABMANN, O. & SOMMER, Y. (2004): Amphibien: In „Zustandserfassung Gewässer und Altlaufsenken in den nicht als NSG ausgewiesenen Teilen des Projektgebietes LIFE-

Natur Unterer Inn mit Auen“ von Landschaft+Plan Passau, Gutachten im Auftrag der Regierung von Niederbayern

AUBRECHT, G. (1987): Die Innstauseen (Oberösterreich, Bayern) als Lebensraum für Wasservögel von internationaler Bedeutung. Kataloge des OÖ. Landesmuseums, Neue Folge Nr. 8: 37-42.

BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELTSCHUTZ (1995): Naturschutzgebiete in Bayern – Zustandserfassung – Teil I: Arbeitsanleitung. Unveröff., München

BJÖRNSEN. (2007). Überarbeitung Hydrologisches Messnetz Werksgruppe Inn, Stauraum Eggfing. Koblenz: E.ON Wasserkraft GmbH.

BJÖRNSEN. (2015). Bauwerksbücher Pumpwerke.

BILLINGER, K. (1995): Schwarzkopfmöwen (*Larus melanocephalus*) am Unteren Inn: Protokoll der Eroberung eines neuen Brutgebietes. Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 6/3: 257 – 280.

BILLINGER, K. (2003b): Brandgans. Pp. 132-133 in Brader, M. & G. Aubrecht: Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz, 543 pp.

BILLINGER, K. (2003c): Erstbrutnachweis des Seidenreihers (*Egretta garzetta*) für Oberösterreich. Vogelkundliche Nachrichten aus OÖ., Naturschutz aktuell 2003 11/1-2: 1-4.

BILLINGER, K. (2003c): Lachmöwe. Pp. 218-219 in Brader, M. & G. Aubrecht: Atlas der Brutvögel Oberösterreichs. Denisia 7. Biologiezentrum der Oberösterreichischen Landesmuseen, Linz, 543 pp.

BILLINGER, F., P. MAYR, B. SEEBURGER (2014): Neues Vorkommen der Chinesischen Teichmuschel *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) am unteren Inn. - Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 11, Nr. 2: 261-270.

BINOT-HAFKE, M., S. BALZER, N. BECKER, H. GRUTTKE, H. HAUPT, N. HOFBAUER, G. LUDWIG, G. MATZKE-HAJEK & M. STRAUCH (Red.) (2011): Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands Band 3: Wirbellose Tiere (Teil 1) Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (3), 716 S.

BOGENRIEDER, A. & A. FRISCH (2000): Gebüsche, Pioniergesellschaften, Trockenrasen und Staudenfluren der „Trockenaue Südlicher Oberrhein“. In: Vom Wildstrom zur Trockenaue; Hrsg.: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Naturschutz-Spectrum: Themen 92); Karlsruhe; S. 51 – 116

BRUNNINGER, B. (1999): Beobachtung der ökologischen Entwicklung der Flutwiese am Inn bei Bad Füssing Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 7, Nr.3: 223-240

BRUNNUNGER, B. & REICHHOLF-RIEHM, H. (2011): Die Schwarzpappel (*Populus nigra* s. str.) am unteren Inn Stapfia 95: 92-98

BURMEISTER, E.-G. (1990): Makroinvertebraten der Isar und ihrer Nebengewässer in und südlich von München. Lauterbornia 4, S. 7-23

BUSSLER, H. (2002): Untersuchungen zur Faunistik und Ökologie von *Cucujus cinnaberrinus* (Scop., 1763) in Bayern (Coleoptera, Cucujidae). Nachrichtenblatt bayerischer Entomologen 51 (3/4), S. 42-60

BUSSLER, H., M. Blaschke, H. Walentowski (2010): Bemerkenswerte xylobionte Käferarten in Naturwaldreservaten des Bayerischen Waldes (Coleoptera). Entomologische Zeitschrift, Stuttgart 120 (6), S. 263-268

BRUSCHEK, E. (1953): Untersuchungen über den Einfluss von Kraftwerksbauten auf die Barbenregion des Inn. Diss. Uni Wien.

CABELA, A., GRESSLER, S. TEUFL, H. & ELLINGER, N. (2003): Neu geschaffenen Uferstrukturen im Stauraum Freudenau und Folienteiche auf der Wiener Donauinsel: eine Studie über ihre Wirksamkeit als Trittsteinbiotope für Amphibien. – Denisia 10: 101-142.

CONRAD-BRAUNER, M. (1994): Naturnahe Vegetation im Naturschutzgebiet „Unterer Inn“ und seiner Umgebung. Beiheft 11 zu den Berichten der ANL, Laufen.

CONRAD-BRAUNER, M. (1995): Eine vegetationskundlich-ökologische Studie zu den Auswirkungen des Wasserbaus am Beispiel der Stauhaltung Ering am unteren Inn. Erdkunde, Band 49, S. 269-284+Anh.

DIEM, H. (1964): Beiträge zur Fischerei Nordtirols. Veröffentlichungen des Museums Ferdinandeum Innsbruck. Innsbruck. Band 43: 5-132.

DÜRINGEN, B. (1897): Deutschlands Amphibien und Reptilien, Magdeburg

DVWK (Hrsg, Bearb. W. GOEBEL; 1996): Klassifikation überwiegend grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen. DVWK-Schriften 112, Bonn

ERLINGER, G. (1965): Purpurreiher und Nachtreiher brüten am Inn. — Egretta 8: 8-9.

ERLINGER, G. (1969): Erste Ergebnisse der Limicolen-Beringung am „Unteren Inn“.— Mitt. Zool. Ges. Braunau 1: 61-62.

ERLINGER, G. (1972): Eine Bodenbrut der Waldohreule (*Asio otus*) am Unteren Inn.— Anz. Orn. Ges. Bayern 11: 318-319.

ERLINGER, G. (1977): Nestfunde und Nestformen der Beutelmeise (*Remiz pendulinus*) in Oberösterreich. — Jb. OÖ. Mus.-Ver. 122: 263-267.

- ERLINGER, G. (1981): Der Einfluß kurz- bis langfristiger Störungen auf Wasservogelbrutbestände. *Öko-L* 3/4: 16-19.
- ERLINGER, G. (1982): Erstbrut-Nachweise von Rohrweihe, Uferschnepfe und Kolbenente für Oberösterreich im Bereich des Unteren Inns. — *Öko-L* 4/4: 14-18.
- ERLINGER, G. (1983): Der Wasservogel-Brutbestand 1982 in der Reichersberger Au und Hagenauer Bucht. — *Öko-L* 5/2: 30-31.
- ERLINGER, G. (1987): Von Eulen und Käuzen. — *Öko-L* 9/3: 25-31.
- ERLINGER, G. & J., REICHHOLF (1969): Neue Beobachtungen zum Vorkommen der Wasservogel an den Stauseen des Unteren Inns. — *Anz. Orn. Ges. Bayern* 8: 604-609.
- ERLINGER, G. & J., REICHHOLF (1974): Störungen durch Angler in Wasservogel-Schutzgebieten. *Natur und Landschaft* 49: 299-300.
- ERLINGER, G. REICHHOLF, J. & F. SEIDL (1974): Unsere Tierwelt. — In: *Der Bezirk Braunau am Inn. Ein Heimatbuch, gestaltet von einer Arbeitsgemeinschaft unter dem Vorsitz des Bezirkshauptmannes Dr. Franz GALLNBRUNNER (Braunau).* 77-100.
- EZB – TB ZAUNER & LANDSCHAFT+PLAN PASSAU (2011): Ökologisches Restrukturierungspotential der Innstufen and er Grenzstrecke zwischen Österreich und Deutschland. Unveröff. Gutachten i.A. ÖBK & e.on Wasserkraft.
- FISCHEREIBUCH Kaiser Maximilian I. (16. Jhdt ., 1980): Jagd- und Fischereibücher. Text von F. Niederwolfsgruber
- FRITZE, M.-A., KROUPA, A. & LORENZ, W. (2004): Der Deutsche Sandlaufkäfer *Cylindera germanica* (Linnaeus, 1758) im Landkreis Lichtenfels (Oberfranken / Bayern) - *Angewandte Carabidologie* 6 (2004): 7-14
- GEHLKEN, B. (2003): Das *Dipsacetum pilosi* Tx. 1942. *Tuexenia* 23: 181-198, Göttingen
- GEOLOGISCHE BUNDESANSTALT (2006): Geologie der österreichischen Bundesländer – Oberösterreich. Geologische Karte 1 : 200.000. Wien
- GISTL, J. (1829): Bemerkungen über einige Lurche. – *Isis von Oken* XXII: 1069-1073.
- GLÖER P. (2015): Süßwassermollusken – Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Göttingen.
- GOETTLING, H. (1968): Die Waldbestockung der bayerischen Innauen. Beihefte zum Forstwissenschaftlichen Centralblatt Heft 29. Hamburg und Berlin
- GRABHERR, G. & L. MUCINA (Hrsg., 1993): Die Pflanzengesellschaften Österreichs. Teil II; Natürliche waldfreie Vegetation. Jena-Stuttgart-New York.

GROS, P. (2006): Ausbreitung der westlichen Keiljungfer *Gomphus pulchellus* Sélys, 1840 in Zentraleuropa: erster Nachweis dieser Art im Bundesland Salzburg, Österreich (Odonata: Gomphidae). - Mitteilungen aus dem Haus der Natur Salzburg 17, S. 118-121

GUGERBAUER, A. & E. DÜRR; (1999): Vom Zorn des Inn: Hochwasserkatastrophen in Schärding und den bayerischen Nachbargemeinden. Wernstein

GÜNTHER, R. (1996): Die Amphibien und Reptilien Deutschlands. – Gustav Fischer Verlag, Jena, 825 S.

HABLE. (1987): Drei Brutnachweise der Uferschnepfe (*Limosa limosa*) in Oberösterreich (1986) auf Agrarflächen. – Öko-L 9,2: 25-28.

HAIDVOGL G. & H. WAIDBACHER (1997): Ehemalige Fischfauna an ausgewählten österreichischen Fließgewässern. Studie gefördert durch die Österreichische Nationalbank

HAUF, E. (1952): Die Umgestaltung des Innstromgebietes durch den Menschen. Hrsg. Innwerk AG, münchen-Töging

HEILINGBRUNNER, F. (1968): Amphibien und Reptilien am Unterlauf des Inn. XLII Bericht der naturforschenden Gesellschaft Bamberg, 38-41.

HELLER (1871): Die Fische Tirols und Vorarlbergs. Separat-Abdruck aus der Ferdinands-Zeitschrift vom Jahre 1871

HENRICHFREISE, A. (2000): Zur Erfassung von Grundwasserstandsschwankungen in Flussauen als Grundlage für Landeskultur und Planung – Beispiele von der Donau. Angewandte Landschaftsökologie H. 37, 13-21

HERRMANN, Th. (2002): Das EU-LIFE-Natur-Projekt „Unterer Inn mit Auen“ - Grundlagen und Beispiele für angewandte Vegetationsgeographie. In: RATUSNY, A. (Hrsg.): Flusslandschaften an Inn und Donau. Passauer Kontaktstudium Erdkunde 6; Passau

HOFMANN, B. (1978): Bodenkarte von Bayern 1 : 25.000; Erläuterungen zum Blatt Nr. 7644 Triftern. München

HOHLA, M. (2001): *Dittrichia graveolens* (L.) GREUTER, *Juncus ensifolius* WIKSTR. und *Ranunculus penicillatus* (DUMORT.) BAB. neu für Österreich und weitere Beiträge zur Kenntnis der Flora des Innviertels und des angrenzenden Bayerns. Beitr. Naturk. Oberösterreichs 10, 275-353; Linz

HOHLA, M. (2004): Kostbarkeiten der heutigen Flora am unteren Inn. In: grenzenlos- Die Geschichte der Menschen am Inn. 390-393

HOHLA, M, et al. (2009): Katalog und Rote Liste der Gefäßpflanzen Oberösterreichs. – Stapfia 91, Land Oberösterreich, Linz.

HOHLA, M. (2012): Wasser- und Uferpflanzen am unteren Inn. ÖKO-L 34/1, S. 18-35

HORION, A. (1960): Faunistik der Mitteleuropäischen Käfer. Bd. VII: Clavicornia, 1. Teil. Überlingen-Bodensee, S. 170-172

JACOB, U. (1969): Untersuchungen zu den Beziehungen zwischen Ökologie und Verbreitung heimischer Libellen. Faun. Abh. Staatl. Mus. f. Tierk. in Dresden, 2/24, S. 197-239

JERZ, H., SCHAUER, Th. und K. SCHEURMANN (1986): Zur Geologie, Morphologie und Vegetation der Isar im Gebiet der Ascholdingen und Pupplinger Au. Jahrbuch Verein zum Schutz der Bergwelt **51**; München, S. 87 – 151

JUNGWIRTH, M. & WAIDBACHER, H. (1989): Fischökologische Zielsetzungen bei Fließgewässer-revitalisierungen. Wiener Mitteilungen Band 88; 105 – 119.

KELLER, Th. & Th. VORDERMEIER, (1994): Einfluß des Kormorans auf die Fischbestände ausgewählter bayerischer Gewässer unter Berücksichtigung fischökologischer und fischereiökonomischer Aspekte. Studie im Auftrag des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten und des Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umweltfragen

KITTEL, G. (1878): Systematisches Verzeichnis der Käfer, die in Baiern und der nächsten Umgebung vorkommen. Correspondenz-Blatt des zool.-mineralogischen Vereins in Regensburg.

KLAUS, I., BAUMGARTNER, C. & TOCKNER, K. (2001): Die Wildflusslandschaft des Tagliamento (Italien, Friaul) als Lebensraum einer artenreichen Amphibiengesellschaft. – Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 21-30.

KRUSS, A. & T. TSCHARNTKE (1994): Habitat Fragmentation, Species loss, and biological controll. Science 264. 1581-1584.

KUHN, J. (2001): Biologie der Erdkröte (*Bufo bufo*) in einer Wildflusslandschaft (obere Isar, Bayern). – Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 31-42.

KUHN, K & K. BURBACH (1998): Libellen in Bayern. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz und Bund Naturschutz in Bayern e.V. (Hrsg.), Ulmer, Stuttgart, 333 S.

LANDSCHAFT+PLAN PASSAU (2004): Zustandserfassung Gewässer und Altlaufsenken in den nicht als NSG ausgewiesenen Teilen des Projektgebietes LIFE-Natur „Unterer Inn mit Auen“. Unveröff. Gutachten i.A. Reg. v. Niedb., Neuburg a. Inn

LANDSCHAFT + PLAN PASSAU (2009): Ergänzende Erfassung und Gesamtdarstellung von Vegetation und Flora im geplanten Naturschutzgebiet „Auen am unteren Inn“ Endbericht; unveröff. Gutachten im Auftrag der Regierung von Niederbayern.

LEIDEL, GERHARD & MONIKA RUTH FRANZ (1998): Altbayerische Flusslandschaften an Donau, Lech, Isar und Inn: Handgezeichnete Karten des 16. Bis 18. Jahrhunderts aus dem Bayerischen Hauptstaatsarchiv (Ausstellungskataloge der Staatlichen Archive Bayerns; Nr. 37). Memmingen

LINHARD, H. (1968): Naturnahe Vegetation zwischen Inn und unterer Rott. Berichte des Naturwiss. Vereins Landshut, Bnd. 25; S. 29-42, Landshut

LINHARD, H. und J. WENNINGER (1980): Die naturnahe Vegetation des unteren Inn-ales. unveröff. Gutachten im Auftrag des Bayer. Landesamtes f. Umweltschutz.

LOHER, A. (1887): Aufzählung der um Simbach am Inn wildwachsenden Phanerogamen und Gefäßkryptogamen. Bericht Bot. Ver. Landshut **10**, S. 8-37, Landshut

LOHMANN, M. & M. VOGEL (1997): Die bayerischen Ramsar-Gebiete. Laufener Forschungsbericht 5; Laufen/Salzach

LÜDERITZ, V., U. LANGHEINRICH, Ch. KUNZ (2009): Flussaltwässer – Ökologie und Sanierung. Vieweg+Teubner Verlag, 232 S.

MANDERY, K. (2001): Die Bienen und Wespen Frankens. 287 S. Bund Naturschutz Forschung 5. Nürnberg.

MANDERY, K., BAUSEWEIN, D., VOITH, J., WICKL, K.-H., KRAUS, M. (2003): Rote Liste gefährdeter Goldwespen (Hymenoptera: Chrysididae) Bayerns. 3 S. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt: Rote Liste Bayerns.

MANDERY, K., WICKL, K.-H. (2003): Rote Liste gefährdeter „Dolchwespenartiger“ (Hymenoptera: „Scoloidea“) Bayerns. 2 S. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt: Rote Liste Bayerns.

MANDERY, K., VOITH, J., KRAUS, M., WEBER, K., WICKL, K.-H. (2003): Rote Liste gefährdeter Bienen (Hymenoptera: Apidae) Bayerns. 10 S. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt: Rote Liste Bayerns.

MANGELSDORF, J. und K. SCHEURMANN (1980): Flußmorphologie. München, Wien

MARGRAF, Chr. (2004): Die Vegetationsentwicklung der Donauauen zwischen Ingolstadt und Neuburg. Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. 65, 295-703; Regensburg

MAYENBERG, J. (1875): Aufzählung der um Passau vorkommenden Gefäßpflanzen. Jahresberichte des Naturhistorischen Vereins Passau, Band **X**, Passau

MAYER, G & G. EERLINGER (1971): Der Zug österreichischer Lachmöwen. Natkd. Jb. Linz: 157-201.

MÜLLER, N. (1995): Wandel von Flora und Vegetation nordalpiner Wildflußlandschaften unter dem Einfluß des Menschen. Ber. ANL **19**; S. 125-187, Laufen/Salzach

MÜLLER, N. und A. BÜRGER (1990): Flußmorphologie und Auenvegetation des Lech im Bereich der Forchacher Wildflußlandschaft. Jahrb. Verein Schutz d. Bergwelt **55**, S.123 - 154

MÜLLER, N., DALHOF, I., HÄCKER, B. und G.VETTER (1992): Auswirkungen von Flußbaumaßnahmen auf Flußdynamik und Auenvegetation am Lech. Ber. ANL **16**, S. 181-214; Laufen/Salzach

MÜLLER, A., KREBS, A., AMIET, F. (1997): Bienen Mitteleuropäische Gattungen, Lebensweise, Beobachtung. 384 S. Naturbuchverlag. Augsburg.

OBERDORFER, E. (1977): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil I. Stuttgart-New York

OBERDORFER, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil IV: Wälder und Gebüsche. Jena-Stuttgart-New York

OBERDORFER, E. (2001): Pflanzensoziologische Exkursionsflora, Achte Auflage. Stuttgart (Hohenheim)

ÖSTERREICHISCHER WASSER- UND ABFALLWIRTSCHAFTSVERBAND (ÖWAV) (2000): Feststoffmanagement in Kraftwerksketten. Selbstverlag des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes, Wien.

PALM, T. (1941): Über die Entwicklung und Lebensweise einiger wenig bekannter Käfer-Arten im Urwaldgebiete am Fluss Dalälven (Schweden). Opuscula Entomologica Supplementum VI, Lund, S. 20-26

RAAB, R., CHOVANEC, A. & PENNERSDORFER, J. (2007): Libellen Österreichs. Umweltbundesamt Wien, Springer Wien New York, 343 S.

REICHHOLF, J. (1966): Untersuchungen zur Ökologie der Wasservögel der Stauseen am unteren Inn. - Anz.orn.Ges.Bayern 7:536-604.

REICHHOLF, J. (1972): Die Bedeutung der Stauseen am unteren Inn für den Wasservogelbestand Österreichs. Egretta 15: 21-27.

REICHHOLF, J. (1975): Der Einfluß von Erholungsbetrieb, Angelsport und Jagd auf das Wasservogel-Schutzgebiet am unteren Inn und die Möglichkeiten und Chancen zur Steuerung der Entwicklung. Schriftenreihe Landschaftspflege Naturschutz 12: 109-116

REICHHOLF, J. (1975): Die quantitative Bedeutung der Wasservögel für das Ökosystem eines Innstausees. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Wien, 247-254

REICHHOLF, J. (1976): Dämme als artenreiche Biotop. Natur und Landschaft, 51, Heft 7/8, S. 209-212

REICHHOLF, J. (1976): Die Wasservogelfauna als Indikator für den Gewässerzustand. *Landschaft + Stadt* 3: 125-129

REICHHOLF, J. (1977): Die Ökostruktur der Innstauseen – Bilanz eines Forschungsprojektes. *Bild der Wissenschaft* 8: 36-41.

- REICHHOLF, J.H. (1977): Bemerkenswerte Funde von Insekten am unteren Inn (1) Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 3, Nr.1/2: 37-44
- REICHHOLF, J. (1978): Rasterkartierung der Brutvögel im südostbayerischen Inntal. Garmischer vogelkundliche Berichte 4: 1 – 56.
- REICHHOLF, J. (1979): Der Eisvogel, *Alcedo atthis*, am unteren Inn. Anz. orn. Ges. Bayern 18: 171-176.
- REICHHOLF, J. (1981): Ökosystem Innstausee - Wie „funktioniert“ ein Vogelparadies? ÖKO-L 3/2: 9-14.
- REICHHOLF, J. (1981): Schutz den Schneeglöckchen. Ber. ANL 5, S. 176-183; Laufen
- REICHHOLF, J. (1982): Der Niedergang der kleinen Rallen. - Anz.orn.Ges.Bayern 21:165-174.
- REICHHOLF, J. (1983): Bestandstendenzen bei der Lachmöwe *Larus ridibundus*. Anz. Orn. Ges. Bayern 22: 211 - 217.
- REICHHOLF, J. (1987): Erste Brut der Weißkopfmöwe *Larus cachinnans* in Bayern. Anz. Orn. Ges. Bayern 26: 270.
- REICHHOLF, J. (1988): Die Wassertrübung als begrenzender Faktor für das Vorkommen des Eisvogels (*Alcedo atthis*) am unteren Inn. Egretta 31: 98-105.
- REICHHOLF, J.H. (1988): Steinbachs Biotopführer: Feuchtgebiete – Seen und Teiche, Flüsse und Bäche, Mooren und Auen. Mosaik Verlag.
- REICHHOLF, J.H. (1992): Kriterien für die ökologische Bilanzierung von Stauhaltungen. Laufener Seminarbeiträge 1/92, S. 34-42, Laufen/Salzach
- REICHHOLF, J. (1993): Comeback der Biber: Ökologische Überraschungen,. C.H.Beck, München: 135 – 165.
- REICHHOLF, J. (1994): Die Wasservögel am unteren Inn. Ergebnisse von 25 Jahren Wasservogelzählung: Dynamik der Durchzugs- und Winterbestände, Trends und Ursachen. Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 6.
- REICHHOLF, J.H. (1998): Stauseen – Tod oder Wiedergeburt der Flüsse ? In: Biologie in unserer Zeit/28. Jahrg.1998/Nr.3 WILEY-VCH Verlag GmbH
- REICHHOLF, J. (1999): Stauseen – Tod oder Wiedergeburt der Flüsse? DVWK Landesverband Bayern, Mitglieder Rundbrief 2/99, 6-11
- REICHHOLF, J. (2000): Veränderungen in Vorkommen und Häufigkeit der Brutvögel am unteren Inn: I. Abnahmen und Verluste seit 1960. Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 7: 271-292

REICHHOLF, J. (2001a): Der Inn – ein sommerkalter Fluss: Ökologische und klimatologische Aspekte seiner Wassertemperatur. Mitteilungen Zoolog. Ges. Braunau 8, Nr. 1, 1-19

REICHHOLF, J. (2001b): Die Entwicklung des Silberweiden-Auwaldes auf den Anlandungen in den Stauseen am unteren Inn. Mitteilungen Zoolog. Ges. Braunau 8, Nr. 1, 27-39

REICHHOLF, J.H. (2002a): Die Besiedlung einer periodisch trockenfallenden Lagune am unteren Inn mit Wasserschnecken und Muscheln – Mitt. Zool. Ges. Braunau 8: 223-231.

REICHHOLF, J.H. (2002b): Verlandungsdynamik und Hochwässer am unteren Inn: Auswirkungen auf Ökologie von Fluss-Stauseen – Rundgespräche der Kommission für Ökologie 24: 145-158.

REICHHOLF, JOSEF H. (2002): Der Niedergang der Amphibien am Unteren Inn: Bilanz von 1960 – 2000. Mitteilungen Zoolog. Ges. Braunau 8, Nr. 2, S. 169-188

REICHHOLF, J. (2004): Der untere Inn – Rückblick auf ein Jahrtausend Flussgeschichte. In: grenzenlos- Die Geschichte der Menschen am Inn. 394-397

REICHHOLF, J.H. (2005): Letzte Funde der Pappelglucke *Gastropacha populifolia* (DENNIS & SCHIFFERMÜLLER, 1775) am unteren Inn und ihre mutmaßlichen Gründe ihres Aussterbens (Lepidoptera, Lasiocampidae) NachrBl. bayer. Ent. 54 (3/4): 70-73

REICHHOLF, J.H. (2005): Früher Fund und neue Feststellung des Skabiosenschwärmers *Hemaris tityus* L., 1758, am unteren Inn Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 9, Nr.1: 41-47

REICHHOLF, J. (2005_A): Ökologische und naturschutzfachliche Problematik längerfristiger Entwicklung in Stauräumen: Fallbeispiel Europareservat Unterer Inn. Natur in Tirol – Naturkundliche Beiträge der Abteilung Umweltschutz 12: 144-157.

REICHHOLF, J. (2005_B): Die Zukunft der Arten: Neue ökologische Überraschungen, C.H.Beck, München: 62.

REICHHOLF, J. H. (2006): Heidelibellen *Sympetrum* sp. folgen den Hochwässern an Isar und Inn (Anisoptera, Libellulidae). NachrBl. bayer. Ent. 55 (3/4), S. 76-84

REICHHOLF, J.H. (2007): Lichtfallenfänge des Hermelinspinner *Cerura erminea* ES-PER, 1784, im niederbayerischen Inntal (Zahnspinner, Notodontidae) Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 9, Nr.3: 199-204

REICHHOLF, J.H. (2008): Starker Rückgang des Rotrandspanners *Calothysanis amata* L. am unteren Inn Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 9, Nr.4: 283-287

REICHHOLF, J. (2009a): Hochwässer als bestimmender Faktor für die Menge mausernder Brachvögel *Numenius arquata* an den Stauseen am unteren Inn? Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 9: 329-333

REICHHOLF, J. (2009b): Brütet der Schwarzspecht *Dryocopus martius* in den Auwäldern am unteren Inn? Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 9: 335-338

REICHHOLF, J.H. (2009): Häufigkeit, Häufigkeitsentwicklung und Flugzeit des Achat-Eulenspinners *Habrosyne pyritoides* Hfn., 1766, im niederbayerischen Inntal von 1969 bis 1995 Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 9, Nr.5: 341-345

REICHHOLF, J.H. (2009): Das Vorkommen des Wiesenrauten-Kapselspanners *Gagittodes sagittata* (FABRICIUS, 1787) im niederbayerischen Inntal und das Problem der Seltenheit dieser Spannerart im nördlichen Alpenvorland NachrBl. bayer. Ent. 58 (3/4): 93-97

REICHHOLF, J. H. (2010): Die ökologische Entwicklung der „Reichersberger Au“ im Innstausee Schärding – Mittich nach der Einstauung

REICHHOLF, J. (2014): Welche Umstände führten zum Brüten des Seeadlers (*Haliaeetus albicilla*) am unteren Inn. Vogelkdl. Nachr. Oberösterreich 22: 81-92.

REICHHOLF, J.H. (2015): Mein Leben für die Natur: Auf den Spuren von Evolution und Ökologie. Fischer, Frankfurt am Main.

REICHHOLF, J. & H. REICHHOLF-RIEHM (1982): Die Stauseen am unteren Inn – Ergebnisse einer Ökosystemstudie. Ber. ANL 6; S. 47-89; Laufen/Salzach

REICHHOLF, J.H. & SAGE, W. (2000): Nachtkerzenschwärmer *Proserpinus proserpina* (PALLAS, 1772) am unteren Inn Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 7, Nr.4: 321-325

REICHHOLF, J.H. & SAGE, W. (2011): Massenansammlung von Ölkäfern *Meloe violaceus* in einem Auwald am unteren Inn, Niederbayern Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 10, Nr.2: 215-218

REICHHOLF, J. & SCHMITTKE (1977): Status und Entwicklung des Brutbestandes der Lachmöwe in Bayern. Ber. ANL 1: 4-8.

REICHHOLF, H. & F. SEGIETH (2004): Brutversuch von Löfflern (*Platalea leucorodia*) am Unteren Inn. Vogelkundliche Nachrichten aus OÖ., Naturschutz aktuell 2004 12/1: 25 – 28.

REICHHOLF, J. & H. UTSCHICK (1972): Vorkommen und relative Häufigkeit der Spechte (Picidae) in den Auwäldern am Unteren Inn. Orn. Anz. 11: 254-262

REICHHOLF-RIEHM, H. (1993): Der Lebensraum Aue. Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 5, Nr.17/19: 315-327

REICHHOLF-RIEHM, H. (1995): Die Verockerung von Altwässern am unteren Inn - Ursachen und ökologische Folgen. Ber. ANL (Laufen) 19: 189-204.

REICHHOLF-RIEHM, H. & K. BILLINGER (1998): Die Entwicklung der Reiher- und Rohrdommelbestände (Ardeidae) am Unteren Inn 1968-1998. Vogelkdl. Nachr. Oberösterreich 6: 1-22.

RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. SchrR. Vegknde H. 35, Bonn-Bad Godesberg.

RÖDL, T., RUDOLPH, B.-U., GEIERSBERGER, I., WEIXLER K. & GÖRGEN, A. (2012): Atlas der Brutvögel in Bayern. Verbreitung 2005 bis 2009. Stuttgart: Verlag Eugen Ulmer. 256 S.

RUCKDESCHEL, W. (2011): Schilfeulen in Südostbayern NachrBl. bayer. Ent. 60 (3/4): 74-85

SAGE, W. (1996): Die Großschmetterlinge (Macrolepidoptera) im Inn-Salzach-Gebiet, Südostbayern Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 6, Nr.4: 323-434

SAGE, W. (2007): Überraschung beim GEO-Tag der Artenvielfalt 2007 in Bad Füssing: Östlicher Resedafalter *Pontia edusa* (Fabricius, 1777) und Kurzschwänziger Bläuling *Cupido argiades* (Pallas, 1771) neu für den „Unteren Inn“ Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 9, Nr.3: 189-197

SAGE, W. (2011): Schabrackenlibelle *Hemianax ephippiger* (Burmeister, 1839) und Östlicher Blaupfeil *Orthetrum albistylum* (Sélys, 1848), zwei Großlibellen neu für den Unteren Inn Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 10, Nr.2: 219-226

SAGE, W. (2013): Obere Donau und Unterer Inn als Ausbreitungskorridor wärmeliebender Tier- und Pflanzenarten Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 11, Nr.1: 1-13

SAGE, W. & MAIER, A. (2003): Einige auffällige und bemerkenswerte Käferfunde (Coleoptera) im Inn-Salzach-Gebiet, Südostbayern, mit besonderer Berücksichtigung des NSG „Untere Alz“ Mitt. Zool. Ges. Braunau Bd. 8, Nr.3: 325-340

SCHEUERER, M. & W. AHLMER (2003): Rote Liste gefährdeter Gefäßpflanzen Bayerns mit regionalisierter Florenliste. Bayer. Landesamt f. Umweltschutz, SchrR. H. 165 (=Beiträge zum Artenschutz 24). Augsburg

SCHIEMER, F., JUNGWIRTH, M. & IMHOF, G. (1994): Die Fische der Donau – Gefährdung und Schutz. Ökologische Bewertung der Umgestaltung der Donau. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie. Band 5.

SCHMELZ, A. (o.J.): Geschichte der Auwälder, Eigenverlag

SCHMIDL, J. & H. BUSSLER (2004): Ökologische Gilden xylobionter Käfer Deutschlands. Einsatz in der landschaftsökologischen Praxis – ein Bearbeitungsstandard. Naturschutz und Landschaftsplanung 36 (7), S. 202-217

SCHMIDL, J. & ESSER, J. (2003): Rote Liste gefährdeter Cucujoidea (Coleoptera: „Clavicornia“) Bayerns. Bayerisches Landesamt für Umwelt.

SCHMIDT, B. (1990): Faunistisch-ökologische Untersuchungen zur Libellenfauna (Odonata) der Streuwiesen im NSG Wollmatinger Ried bei Konstanz. Auswirkungen und Be-

deutung der Streuwiesenmahd und Überschwemmungen auf die Libellenbesiedlung. Naturschutzforum 3/4, S. 39-80

SCHNELL, G. (1988): Schilfrohr *Phragmites australis* Ökoproträt 15, Naturschutzverband Niedersachsen (NVN)

SCHÖPS, A. (2001): „Brennen“ – Trockenstandorte am Unteren Inn: Geographische Abgrenzung, Genese, Vegetation, Böden und Nährstoffhaushalt. Unveröff. Magisterarbeit im Fach Geographie, Universität Passau.

SCHUSTER, S. (2007): Mausern Große Brachvögel am Unteren Inn ihre Flügelfedern? – Mitt. Zool. Ges. Braunau, Band 9 (3): 165-167.

SCHUSTER, S. (2011): Drei traditionelle Mauserplätze des Großen Brachvogels *Numenius arquata* (Linnaeus 1758) in Österreich. Egretta 52: 67 - 71

SEGIETH, F. (2013): Avifaunistischer Jahresbericht Unterer Inn 2011. Mitt. Zool. Ges. Braunau Band 11 (1): 59 – 79.

SEGIETH, F. (2014): Avifaunistischer Jahresbericht Unterer Inn 2012. Mitt. Zool. Ges. Braunau Band 11 (2): 239 – 259.

SEIBERT, P. (1962): Die Auenv egetation an der Isar nördlich von München und ihre Beeinflussung durch den Menschen. Landschaftspflege und Vegetationskunde Heft 3, München

SEIBERT, P. (1987): Der Eichen-Ulmen-Auwald (*Quercus-Ulmetum* Issl. 24) in Süddeutschland. – Natur und Landschaft 62, Nr. 9, S. 347-352

SEIBERT, P. & M. CONRAD-BRAUNER (1995): Konzept, Kartierung und Anwendung der potentiellen natürlichen Vegetation mit dem Beispiel der PNV-Karte des unteren Inn-tales. Tuexenia 15: 25-43, Göttingen.

SEIDEL, B. (1997): Die Struktur eines *Rana dalmatina*-Bestandes in einem Überschwemmungsgebiet an der Donau (Österreich): ein Indikator für die Sedimentbelastung aus Stauwerken. – in: Rana, Sonderheft 2 Der Springfrosch (*Rana dalmatina*) Ökologie und Bestandssituation, Natur & Text 1997.

SELBACH, S. (2007): Zweite erfolgreiche Brut des Stelzenläufers (*Himantopus himantopus*) nebst Anmerkungen zu seinem Auftreten in Oberösterreich. Vogelkundliche Nachrichten aus OÖ., Naturschutz aktuell 2007/15/2: 193 – 201.

SIEBER, H.-U. (2014): Anpassungsstrategien für Stauanlagen an den Klimawandel. Korrespondenz Wasserwirtschaft 7, Heft 11, S. 625-629

SPRINGER, S. (2006): Die Vegetation des Landkreises Altötting in Bayern. Beitr. Naturk. Oberösterreichs 16, 223-434. Linz

STEIN, Chr. (1994): Das Isar-Inn-Hügelland im Spiegel seiner Moos-, Farn- und Blütenpflanzenflora. Unveröff. Diplomarbeit FH Weihenstephan, Freising

STEINHÖRSTER, U. (1998): Untersuchung der Fischbestände in der Staustufe Ering. Zwischenbericht II. Studie im Auftrag des Landesfischereiverbandes Bayern e.V.

STRAKA, U. (2007): Zur Biologie des Scharlachkäfers *Cucujus cinnaberinus* (Scopoli, 1763). Beiträge zur Entomofaunistik 8, S. 11-26

TESTER, U. (2001): Zusammenhänge zwischen den Lebensraumsansprüchen des Laubfrosches (*Hyla arborea*) und dynamischen Auen. – Zeitschrift für Feldherpetologie 8: 15-20.

TOCKNER K., A. PAETZOLD, U. KARAUS (2002): Leben in der Flusssdynamik zwischen Trockenfallen und Hochwasser – Rundgespräche der Kommission für Ökologie 24: 37-47.

UNGER, H.J. & W. BAUBERGER (1985): Geologische Karte von Bayern 1 : 25.000; Erläuterungen zum Blatt Nr. 7546 Neuhaus a. Inn. München

UTSCHIK, H. (1994): Entwicklung der Libellenfauna durch Anlage und Management der Innstaustufe Perach 1975-1987 (Odonata), NachBl. bayer. Ent. 43 (1/2), S. 1-15

VHP (Verbund Hydropower) (2016): Innkraftwerk Eggfing – Obernberg - Grundwasser- verhältnisse. Unveröff. Gutachten

WAIDBACHER, H. (1989): Veränderungen der Fischfauna durch die Errichtung des Donaukraftwerkes Altenwörth. In: Hary, N. & H.P. Nachtnebel: Ökosystem-Studie Donau- stauraum Altenwörth, Veränderungen durch das Donaukraftwerk Altenwörth. Österr. Akademie der Wissenschaften. Veröff. D. MAB Programmes; Bd. 14, Wien

WEBER, K. (1999): Ausgewählte Hautflügler: Wildbienen. In: Verband der umweltwis- senschaftlichen Berufsverbände Deutschlands e.V. (Hrsg.): Handbuch landschaftsökolo- gischer Leistungen: 231-239. Nürnberg.

WEBER, K. VOITH, J., MANDERY, K., WICKL, K.-H., KRAUS, M. (2003): Rote Liste ge- fährdeter Wegwespen (Hymenoptera: Pompilidae) Bayerns. 3 S. In: Bayerisches Lan- desamt für Umwelt: Rote Liste Bayerns.

WEICHHART, P. (1979): Naturräumliche Gliederung Deutschlands: Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 182/183 Burghausen. Geographische Landesaufnahme 1 : 200000. Bonn-Bad Godesberg.

WESTRICH, P. (1989): Die Wildbienen Baden-Württembergs. Ulmer. Stuttgart.

WESTRICH, P., FROMMER, U., MANDERY, K., RIEMANN, H., RUHNKE, H., SAURE, C., VOITH, J. (2008): Rot Liste der Bienen Deutschlands (Hymenoptera, Apidae). Eucera 1-3. S. 33-87.

WICKL, K.-H., VOITH, J., MANDERY, K., WEBER, K., KRAUS, M. (2003): Rote Liste gefährdeter Grabwespen (Hymenoptera: Sphecidae) Bayerns. 5 S. In: Bayerisches Landesamt für Umwelt: Rote Liste Bayerns.

WILLNER, W. & G. GRABHERR (Hrsg., 2007): Die Wälder und Gebüsche Österreichs. Ein Bestimmungswerk mit Tabellen in zwei Bänden. München.

WINTERHOLLER, M. (2003): Rote Liste gefährdeter Libellen (Odonata) Bayerns. Internet: www.lfu.bayern.de/natur/daten/rote_liste_tiere/doc/tiere/odonata.pdf

ZAHLHEIMER, W.A. (1979): Vegetationsstudien in den Donauauen zwischen Regensburg und Straubing als Grundlage für den Naturschutz. Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. **38**; S. 3 – 398, Regensburg

ZAHLHEIMER, W.A. (1994): Vergleich der ökologischen Situation der Isar im ausgebauten und nicht ausgebauten Teil. Laufener Seminarbeiträge 3/94, S. 105-111, Laufener/Salzach

ZAHLHEIMER, W.A. (2000): Neue und besondere Vorkommen von Farn- und Blütenpflanzen in Niederbayern. Hoppea, Denkschr. Regensburg Bot. Ges. 61, S. 711-733.

ZAHLHEIMER, W.A. (2001): Die Farn- und Blütenpflanzen Niederbayerns, ihre Gefährdung und Schutzbedürftigkeit, mit Erstfassung einer Roten Liste. Hoppea, Denkschr. Regensburg Bot. Ges. 62, S. 5 – 347.

ZAUNER & EBERSTALLER (1998): Klassifizierungsschema der österreichischen Flussfischfauna in bezug auf deren Lebensraumansprüche. Österreichs Fischerei 52 (8/9), 198-205

ZAUNER, G., GLATZEL, J. & PINKA, P. (2001): Fischbiologische Untersuchung der Reichersberger Au. Studie im Auftrag der OÖ. Landesregierung im Rahmen des Life-Projektes "Unterer Inn mit Auen". Univ. f. Bodenkultur, Abt. f. Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur.

ZAUNER, G., MÜHLBAUER, M., RATSCHAN, C. & HERRMANN, T. (2010): Gewässer- und Auenökologisches Restrukturierungspotential der Innstufen an der Grenzstrecke zwischen Österreich und Deutschland. Studie im Auftrag der ÖBK & E.ON Wasserkraft. 174 S. + 21 Pläne.

ZAUNER, G., RATSCHAN, C. & MÜHLBAUER, M. (2010): Erhebung der Fischwanderung aus dem Inn in den Unterlauf der Antiesen. Studie i. A. Land OÖ, Wasserwirtschaft, Abt. Gewässerschutz. 117 S.

ZODER, S. (2010): *Libellula fulva* MÜLLER, 1764 (Spitzenfleck) am Unteren Inn (Odonata, Anisoptera, Libellulidae). Mitt. Zool. Ges. Braunau, Bd. 10, Nr.1, S. 91-94

ZURBUCHEN, A. & MÜLLER A. (2012): Wildbienenenschutz – von der Wissenschaft zur Praxis. 162 S. Haupt.

10 Anhang

Anlagen: Karten

Die aufgezählten Karten wurden erstmals im Rahmen vorliegenden Gutachtens erstellt, liegen den gesamten Unterlagen aber jetzt als Anlage 4 bzw. 24 bei und wurden deshalb hier nicht mehr beigefügt:

Karte Schutzgebiete

Luftbildauswertung Stauraum Eggfing Obernberg Jahr 1945

Luftbildauswertung Stauraum Eggfing Obernberg Jahr 1962

Luftbildauswertung Stauraum Eggfing Obernberg Jahr 1976

Luftbildauswertung Stauraum Eggfing Obernberg Jahr 1986

Luftbildauswertung Stauraum Eggfing Obernberg Jahr 2014