



LEHRSTUHL FÜR AQUATISCHE SYSTEMBIOLOGIE TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN WISSENSCHAFTSZENTRUM WEIHENSTEPHAN

Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Abschlussbericht 2022 Band 12: Gesamtbewertung



Dr. Josef Knott, Dr. Melanie Mueller, Dr. Joachim Pander, Prof. Dr. Jürgen Geist

Inhalt

AbbildungsverzeichnisII						
TabellenverzeichnisV						
Projektübersi	icht 1					
1. Projektte	eil A5					
1.1. Sch	ädigungspotenzial der Wasserkraftanlagen im Vergleich 5					
1.1.1.	Versuchsfische und Wiederfang bei den standardisierten Fischzugaben 5					
1.1.2.	Mortalität nach Turbinen- und Rechenpassage					
1.1.3.	Äußere und innere Verletzungsmuster24					
1.1.4. alternativ	Physikalische Bedingungen während der Turbinenpassage und der Passage ver Abstiegskorridore43					
1.1.5. Fische u	Zusammenhänge zwischen Verletzungsmustern, Mortalität, Eigenschaften der nd abiotischen Parametern					
1.2. Arte	nspektrum sowie Muster des Fischabstiegs67					
1.3. Nutz bei der Aby	zung der Abstiegskorridore, Barrierefunktion des Rechens und Fischverhalten wanderung					
2. Projektte	eil B85					
2.1. Verç	gleichende Gesamtbilanzierung der seriellen Diskontinuität					
2.2. Verç	gleichende Gesamtbilanzierung der Veränderungen nach dem Kraftwerkbau93					
3. Gesamts	schau und Wirkung der Wasserkraftanlagen96					
3.1. Mor	talität und Verletzungen96					
3.1.1.	Mortalität und Verletzungen an den verschiedenen Kraftwerkstypen96					
3.1.2.	Ursachen für Mortalität und Verletzungen98					
3.2. Nutz	zung der Abstiegskorridore104					
3.3. Bew serielle Dis	vertung des Lebensraumes, Veränderungen nach dem Kraftwerksbau und kontinuität					
3.4. Zusa	ammenschau der Ergebnisse anhand der Mortalität und der					
Habitataus	wirkungen106					
3.5. Weiterer Forschungsbedarf111						
Literaturverze	eichnis114					
Anhang	VII					

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Bayernkarte mit Verortung der Projektstandorte unterschieden nach
Kraftwerkstypen
Abbildung 2 Kraftwerksbedingte Mortalitätsraten über alle Fischarten und an den jeweiligen
Anlagen untersuchte Lastzustände bei den standardisierten Fischzugaben
Abbildung 3 und Abbildung 4 Fischartenspezifische Mortalitätsraten für Aal, Nase,
Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen bei den standardisierten
Fischzugaben15
Abbildung 5 Fischartenspezifische Mortalitätsraten aus dem natürlichen Fischabstieg nach
näherungsweiser Korrektur um die Mortalität der Kontrollgruppe Hamen der jeweiligen
Fischart aus den standardisierten Fischzugaben22
Abbildung 6 MDS der äußeren und inneren Verletzungsmuster aller Fischarten aus den
standardisierten Fischzugaben an allen untersuchten Wasserkraftanlagen25
Abbildung 7 Verletzungsprävalenz über alle bei den standardisierten Fischzugaben
untersuchten Fische, die nach der Turbinenpassage sofort oder innerhalb der 96 h
Hälterung gestorben sind27
Abbildung 8 und Abbildung 9 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten
für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen Fischen mit
Turbinenpassage und Fischen der Kontrollgruppe Hamen für die acht untersuchten
Fischarten an den verschiedenen Wasserkraftanlagen40
Abbildung 10 und Abbildung 11 Aufsummierte Differenz der mittleren
Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen
Fischen, die nach der Turbinenpassage gestorben sind und Fischen, die die
Turbinenpassage überlebt haben für die acht untersuchten Fischarten an den verschiedenen
Wasserkraftanlagen43
Abbildung 12 Box-Whisker Plot der maximalen Kollisionsstärke g während der
Turbinenpassage im Bereich der Turbineneinheit an den untersuchten Standorten mit
Kaplan-Rohrturbinen (Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil, Höllthal),
Wasserkraftschnecken (Höllthal, Heckerwehr) und VLH-Turbinen (Baierbrunn, Au)45
Abbildung 13 Box-Whisker Plot der maximalen Kollisionsstärke g während der
Turbinenpassage unterteilt nach Turbineneinlauf, Turbine und Turbinenauslauf für die
verschiedenen Turbinentypen Kaplan-Rohrturbine, Wasserkraftschnecke und VLH-Turbine
47

Abbildung 14 Box-Whisker Plot des gemessenen Tiefstdrucks während der
Turbinenpassage an den untersuchten Standorten mit Kaplan-Rohrturbinen (Baiersdorf-
Wellerstadt, Eixendorf, Großweil, Höllthal), Wasserkraftschnecken (Höllthal, Heckerwehr)
und VLH-Turbinen (Baierbrunn, Au)48
Abbildung 15 Box-Whisker Plot der maximalen Druckveränderungsrate für tiefenadaptierte
Fische während der Turbinenpassage an den untersuchten Standorten mit Kaplan-
Rohrturbinen (Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil, Höllthal), Wasserkraftschnecken
(Höllthal, Heckerwehr) und VLH-Turbinen (Baierbrunn, Au)
Abbildung 16 Box-Whisker Plot der maximalen Kollisionsstärke g bei der Passage der
alternativen Abstiegskorridore oberflächennahes Abstiegsfenster (Standorte Eixendorf,
Großweil), sohlnahes Abstiegsfenster (Großweil), temporär angehobenes Segmentschütz
(Großweil) und raue Rampe (Standorte Großweil, Baierbrunn)
Abbildung 17 Box-Whisker Plot der Druckveränderungsrate bei der Passage der
alternativen Abstiegskorridore oberflächennahes Abstiegsfenster (Standorte Eixendorf,
Großweil), sohlnahes Abstiegsfenster und temporär angehobenes Segmentschütz am
Standort Großweil
Abbildung 18 Lineare Regression der kumulativen Verletzungsintensität von Amputationen
am Kopf und am Körper beim Aal sowie von Frakturen bei Nase, Äsche und Huchen nach
der Turbinenpassage in Abhängigkeit von der Umfangsgeschwindigkeit der Turbinen62
Abbildung 19 Ergebnisse der multivariaten hierarchischen gemischten linearen Modelle für
das Auftreten von Verletzungen nach der Turbinenpassage über alle Fischarten in
Abhängigkeit von den statistisch signifikant korrelierenden Variablen der BEST-Analyse und
dem zufälligen Effekt "Fischart"63
Abbildung 20 Modellierung der Mortalitätswahrscheinlichkeit nach der Turbinenpassage in
Abhängigkeit von der Totallänge der untersuchten Fischarten an den verschiedenen
Wasserkraftanlagen unter Berücksichtigung der Mortalitätswahrscheinlichkeit in der
Kontrollgruppe Hamen
Abbildung 21 Artenspektrum des natürlichen Fischabstiegs über die
Untersuchungsstandorte Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt, Großweil, Höllthal,
Heckerwehr, Baierbrunn und Au68
Abbildung 22 Vergleich der prozentualen Zusammensetzung der Fischarten im Fischabstieg
und im Oberwasser an den Standorten Baiersdorf-Wellerstadt, Lindesmühle, Heckerwehr
und Au und Vergleich der Totallänge der gefangenen Fische im Fischabstieg und im
Oberwasser

Abbildung 23 Vergleich der mittleren Individuenzahl pro Woche der einzelnen Fischarten im Fischabstieg zwischen Frühjahr und Herbst sowie zwischen Tag und Nacht an den Standorten Baiersdorf-Wellerstadt, Lindesmühle, Heckerwehr und Au......74 Abbildung 24 Prozentualer Anteil des Abflusses und des natürlichen Fischabstiegs (Individuenzahl und Biomasse) im Turbinenkorridor an den Untersuchungsstandorten Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt, Großweil, Höllthal mit zwei Kraftwerken (Kaplan-Rohrturbine und Wasserkraftschnecken), Baierbrunn und Au......77 Abbildung 25 Längen-Häufigkeitsdiagramm aller in den Abstiegskorridoren Turbine (getrennt nach Standorten mit Feinrechen und Grobrechen), Fischaufstiegsanlage und sonstigen Abstiegskorridoren nachgewiesenen Fische (außer Aal) während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges an allen Untersuchungsstandorten (außer Eixendorf)79 Abbildung 26 MDS der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (basierend auf normalisierten Individuenzahlen der Organismengruppen Fische, Abbildung 27 Ergebnisse der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Unterwasser und Oberwasser an den Untersuchungsstandorten Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil, Höllthal, Heckerwehr, Baierbrunn und Au......90 Abbildung 28 Ergebnisse der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen den Fischaufstiegsanlagen und dem Hauptgewässer an den Untersuchungsstandorten Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt, Großweil, Höllthal, Heckerwehr, Baierbrunn und Au......92 Abbildung 29 Ergebnisse der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen den Untersuchungen nach und vor dem Einbau der Wasserkraftanlagen an den Untersuchungsstandorten Eixendorf, Großweil, Heckerwehr, Baierbrunn und Au mit Neubau von Anlagen......95 Abbildung 30 Zusammenschau der Ergebnisse anhand der Mortalität und der Habitatauswirkungen......107 Abbildung 31 MDS der äußeren und inneren Verletzungsmuster der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch aus den standardisierten Fischzugaben an allen untersuchten Wasserkraftanlagen.....XI Abbildung 32 MDS der äußeren und inneren Verletzungsmuster der Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen aus den standardisierten Fischzugaben an allen untersuchten Wasserkraftanlagen......XII Abbildung 33 Ergebnisse der multivariaten hierarchischen gemischten linearen Modelle für das Auftreten von Verletzungen nach der Turbinenpassage für Aal, Nase, Bachforelle und

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Überblick über die wichtigsten Anlagenkennwerte bzw. untersuchten Turbinendaten unter Niedriglast- und Hochlastbetrieb der Standorte Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil, Höllthal, Heckerwehr, Baierbrunn und Au 4 **Tabelle 2** Verwendete Fischarten, Anzahl der eingesetzten und wiedergefangenen Fische, Anzahl der für die Kontrollgruppe Vorschädigung ausgewerteten Fische und Anzahl der zur Untersuchung auf innere Verletzungen geröntgten Fische für die einzelnen Tabelle 3 Anzahl und Größenspektrum der bei den standardisierten Fischzugaben wiedergefangenen und für die Kontrollgruppe Vorschädigung ausgewerteten Fische über
Tabelle 4 Ergebnisse der Modellierung der Zusammenhänge zwischen inneren und äußeren
 Verletzungsmustern der einzelnen Fischarten bzw. über alle Fischarten mit physikalischen Bedingungen bei der Turbinenpassage, Turbinenparametern, Strömungsgeschwindigkeiten, physikalisch-chemischen Bedingungen während der Beprobung und Eigenschaften der Tabelle 5 Untersuchungsumfang sowie Arten- und Individuenzahlen (insgesamt, abflussbezogen, normiert, pro Stunde und pro Jahr) der nachgewiesenen Fische bei den Beprobungen des natürlichen Fischabstiegs an den verschiedenen Kraftwerksstandorten.70 Tabelle 6 Übersicht über die bei den standardisierten Fischzugaben an den Standorten mit Feinrechen wiedergefangenen maximalen Totallängen in cm aus der Versuchsgruppe Tabelle 7 Mortalitätsraten der einzelnen Fischarten nach Korrektur um handling- und fangbedingte Effekte unter Berücksichtigung verschiedener Berechnungsszenarien und

verwendetes sowie nach Passage von Turbine & Rechen wiedergefangenes Größenspektrum an den untersuchten Wasserkraftanlagen...... VII Tabelle 8 Prozentualer Anteil der wiedergefangenen Fische aus den verschiedenen Versuchs- und Kontrollgruppen mit Veränderungen der Schwimmblase, vollständig entleerter Schwimmblase und Amputationen von KörperteilenXIII
 Tabelle 9
 Statistische Testergebnisse der mittels Spearman's Rangkorrelationen ermittelten
 Zusammenhänge verschiedener Verletzungen untereinanderXV Tabelle 10 Artenliste der im natürlichen Fischabstieg an den Untersuchungsstandorten gefangenen Fische mit der jeweiligen Gesamtzahl und der minimalen-maximalen Totallänge in allen Abstiegskorridoren/der maximalen Totallänge im Turbinenkorridor/der maximalen rechengängigen Fischgröße nach Ebel (2013)..... XVI Tabelle 11 Mittelwerte ± Standardabweichung sowie Minima und Maxima der während der Hamenbefischungen in Projektteil A erfassten abiotischen Parameter......XIX Tabelle 12 Sensorfisch-Messwerte an den Kaplan-Rohrturbinen der Standorte Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil und Höllthal, an den Wasserkraftschnecken der Standorte Höllthal und Heckerwehr sowie an den VLH-Turbinen der Standorte Baierbrunn und Au.. XXI Tabelle 13 Sensorfisch-Messwerte bei der Passage der alternativen Abstiegskorridore oberflächennahes Abstiegsfenster (Standorte Eixendorf, Großweil), sohlnahes Abstiegsfenster (Großweil), temporär angehobenes Segmentschütz (Großweil) und raue
 Tabelle 14
 Liste der in die multivariaten Modelle zur Analyse der Zusammenhänge zwischen
 Verletzungsmustern, Eigenschaften der Fische und abiotischen Parametern eingegangen erklärenden Variablen.....XXIV Tabelle 15 Mittelwerte ± Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Ober- und Unterwasser sowie vor und nach dem Neubau der untersuchten Wasserkraftanlagen...... XXVIII Tabelle 16 Artenliste der im Projektteil B bei den Elektrobefischungen im Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlagen gefangenen Fischarten.....XXXI Tabelle 17 Liste der bei den Untersuchungen im Projektteil B im Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlagen nachgewiesenen Makrozoobenthos-Taxa......XXXII Tabelle 18 Durchschnittliche Zellzahlen pro mm² aller bei den Untersuchungen im Projektteil B im Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlagen nachgewiesenen Periphyton-Taxa.... XL Tabelle 19 Liste der bei den Untersuchungen im Projektteil B im Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlagen nachgewiesenen Makrophyten mit Angabe der durchschnittlichen prozentualen Deckungsgrade.....XLV

Projektübersicht

Im Projekt "Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen" wurden in den Jahren 2014 bis 2021 neun Wasserkraftanlagen (acht Standorte mit jeweils einer Kraftwerksanlage, ein Standort mit zwei verschiedenen Kraftwerksanlagen) mit unterschiedlichen Kraftwerkstechnologien untersucht (Abbildung 1). Es handelt sich einerseits um innovative Wasserkraftanlagen (VLH-Turbine, Wasserkraftschnecke, Schachtkraftwerk und das bewegliche Kraftwerk) sowie andererseits um konventionelle Anlagen mit Kaplan-Rohrturbine und Konzepten zum Fischschutz- und Fischabstieg. Ziel war es, die verschiedenen Anlagen bezüglich ihrer direkten Wirkung auf abwärts wandernde oder verdriftende Fische (Projektteil A) und bezüglich ihrer Auswirkungen auf den Gewässerlebensraum (Projektteil B) zu untersuchen. Im Einzelnen waren dies folgende Untersuchungsstandorte:

- Au an der Iller: zwei VLH-Turbinen, Grobrechen mit 300 mm Stababstand
- Baierbrunn an der Isar: VLH-Turbine in einem Restwasserkraftwerk, Grobrechen mit 120 mm Stababstand, raue Rampe neben dem Turbineneinlauf (Breite 40 m, Dotation 31% des Gesamtabflusses)
- Eixendorf an der Schwarzach: bewegliches Kraftwerk mit Kaplan-Rohrturbine, Rundbogenrechen mit vertikalen Stäben (lichter Stababstand 20 mm) und oberflächennahem Bypass (Kronenausschnitt in Abschwemmklappe)
- Großweil an der Loisach: Schachtkraftwerk mit zwei Kaplan-Rohrturbinen und horizontaler Einlaufebene mit integriertem Horizontalrechen (lichter Stababstand 20 mm) sowie einem sohlnahen und zwei oberflächennahen Fischabstiegsöffnungen in überströmten Segmentschützen
- Heckerwehr an der Roth: Wasserkraftschnecke, Grobrechen mit 120 mm Stababstand
- Höllthal an der Alz: Anlage mit zwei Wasserkraftschnecken (Grobrechen mit 150 mm Stababstand) und einem konventionellen Kraftwerk mit Kaplan-Rohrturbine und zur Sohle geneigtem Vertikalrechen (lichter Stababstand 20 mm, Neigungswinkel 45°)
- Baiersdorf-Wellerstadt an der Regnitz: konventionelle Anlage mit zwei Kaplan-Rohrturbinen, zur Sohle geneigtem Vertikalrechen (lichter Stababstand 15 mm, Neigungswinkel 27°) und oberflächennahem Bypass (Spülrinne)
- Lindesmühle an der Fränkischen Saale: konventionelle Anlage mit Kaplan-Rohrturbine und zur Flussachse geneigtem Horizontalrechen (lichter Stababstand 15 mm,

Neigungswinkel 30°), oberflächennaher Abstiegsöffnung (Spülklappe) sowie Aalrohr mit Fischrutsche



Abbildung 1 Bayernkarte mit Verortung der Projektstandorte unterschieden nach Kraftwerkstypen.

Ziele sind:

- Ein Vergleich des Schädigungspotenzials an Wasserkraftanlagen: Vergleich der Anlagenwirkung hinsichtlich der direkten Auswirkungen auf Fische (Mortalität und Verletzungen nach Turbinen- und Rechenpassage) und ein Vergleich der physikalischen Bedingungen während der Turbinenpassage und der Passage alternativer Abstiegskorridore
- Eine Darstellung des Artenspektrums sowie Muster des Fischabstiegs über das Gesamtprojekt
- Eine Beschreibung der Nutzung der Abstiegskorridore, der Barrierefunktion des Rechens und des Fischverhaltens bei der Abwanderung über das Gesamtprojekt
- Ein Vergleich der Habitatauswirkungen der verschiedenen innovativen Kraftwerkstechnologien und konventionellen Kraftwerksanlagen

Beim Vergleich des Schädigungspotenzials an Wasserkraftanlagen ist zu beachten, dass die Untersuchungen an den konventionellen Anlagen Lindesmühle und Baiersdorf-Wellerstadt im Sinne eines Worst-Case-Szenarios ausschließlich bei niedriger Turbinenlast (enge Stellung der Turbinenschaufeln) durchgeführt wurden.

Das Gesamtprojekt zum fischökologischen Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen wird in Projektband 1 (2. aktualisierte Auflage 2022) beschrieben. Die Ergebnisse der methodischen Vorversuche zur fangbedingten Fischschädigung und zur sonarbasierten Erfassung des Fischabstiegs sind in den Projektbänden 2a und 2b dargestellt. Ausführliche Informationen über einzelne Untersuchungsstandorte und die dort für das Monitoring verwendete technische Ausstattung sowie die Untersuchungsergebnisse enthalten die Bände 3 bis 10. Standortübergreifende Verbesserungsmöglichkeiten für den Fischschutz und die Gewässerökologie sind in Band 11 (2. aktualisierte Auflage 2022) beschrieben.

Tabelle 1 Überblick über die wichtigsten Anlagenkennwerte bzw. untersuchten Turbinendaten unter Niedriglast- und Hochlastbetrieb der Standorte Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil, Höllthal, Heckerwehr, Baierbrunn und Au. Die Standorte Baiersdorf-Wellerstadt und Lindesmühle wurden nur unter Niedriglastbedingungen untersucht. Die Umfangsgeschwindigkeit wurde aus der Drehzahl (n) des entsprechenden Lastzustandes und dem Turbinendurchmesser (d) errechnet mit vU = n* d * π / 60 (Ebel 2013).

Standorte	Lindesmühle an der Fränkischen Saale	Baiersdorf- Wellerstadt an der Regnitz	Eixendorf an der Schwarzach	Großweil an der Loisach	Höllthal an der Alz	Höllthal an der Alz	Heckerwehr an der Roth	Baierbrunn an der Isar	Au an der Iller
Turbinentyp/ Kraftwerkskonzept	Kaplan- Rohrturbine	Kaplan- Rohrturbine	Kaplan- Rohrturbine/ Bewegliches Kraftwerk	Kaplan- Rohrturbine/ Schacht- kraftwerk	Kaplan- Rohrturbine	Wasserkraft- schnecke	Wasserkraft- schnecke	VLH- Turbine	VLH- Turbine
Anzahl der Turbinen	1	2	1	2	1	2	1	1	2
Turbinendurchmesser [m]	1,5	2,0	1,0	1,75	2,5	4,3	3,2	3,55	5,0
Untersuchte Drehzahl (MIN–MAX) [U/min]	212	150	333	156	100	6–19	3–26	39–56	22–33
Untersuchte Umfangsgeschwindigkeit (MIN–MAX) [m/s]	16,7	15,7	17,4	14,3	13,1	1,4–4,3	0,5–4,4	7,2–10,4	5,8–8,6
Untersuchte Fallhöhe (MIN–MAX) [m]	2,7–2,8	2,4–2,5	4,6–4,8	2,1–2,5	1,9–2,4	1,8–2,4	1,6–2,3	3,5–4,0	1,1–2,3
Untersuchter Abfluss pro Turbine (MIN–MAX) [m³/s]	2,0–3,3	12,1–13,6	1,9–4,5	3,7–11,0	10,5–17,1	2,5–8,5	1,0–4,8	5,0–12,1	8,0–24,1
Ausbauabfluss pro Turbine [m³/s]	10,8	16,0	4,5	11,0	18,0	9,0	5,0	14,5	27,0

1. Projektteil A

1.1. Schädigungspotenzial der Wasserkraftanlagen im Vergleich

Zur Bewertung des Schädigungspotenzials der verschiedenen im Projekt untersuchten Wasserkraftanlagen wurden schwerpunktmäßig die Ergebnisse aus den standardisierten Fischzugaben herangezogen, da nur hier eine Korrektur um handling- und fangbedingte Effekte und eine Berücksichtigung der Vorschädigung möglich ist (Naumann et al. 2019). Zur Einordnung und Validierung der Ergebnisse aus den standardisierten Fischzugaben sowie zur Berücksichtigung des standortspezifischen Artenspektrums wurden zusätzlich die Ergebnisse zu Verletzungen und Mortalität aus dem natürlichen Fischabstieg berücksichtigt.

1.1.1. Versuchsfische und Wiederfang bei den standardisierten Fischzugaben

Insgesamt wurden bei den standardisierten Fischzugaben an neun Wasserkraftanlagen (verteilt auf acht Standorte) 150.162 Fische aus acht Fischarten (Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Rotauge, Barbe, Äsche und Huchen) in die acht Untersuchungsgewässer eingesetzt. Dabei ist zu beachten, dass nicht an allen Gewässern alle acht Arten eingesetzt wurden (Tabelle 2). Da für konventionelle Kraftwerksanlagen mit Kaplan-Turbinen bereits die meisten Erkenntnisse zur Fischschädigung vorliegen, wurde an den Standorten Baiersdorf-Wellerstadt und Lindesmühle ein reduzierter Datensatz mit vier Arten (Aal, Bachforelle, Nase und Flussbarsch) generiert. Dieser Datensatz sollte dem Vergleich mit den innovativen Kraftwerkstypen bei exakt gleicher Methodik dienen. An der Wasserkraftschnecke am Standort Heckerwehr wurden keine Huchen eingesetzt, da diese Fischart im Main-Einzugsgebiet nicht heimisch ist. An den übrigen Standorten wurden alle Fischarten verwendet, inklusive Aal im Donau-Einzugsgebiet, da diese Art hier aufgrund von Besatzmaßnahmen vorhanden ist. Die Totallänge der eingesetzten Fische lag zwischen 2,9 cm und 71,4 cm und variierte je nach Fischart (Tabelle 3). Zusätzlich wurde über alle Standorte hinweg an 12.309 Fischen die Vorschädigung erhoben. Von den in die Gewässer eingesetzten Fischen wurden 63.209 Fische mit einer Totallänge zwischen 3,4 cm und 69,3 cm wiedergefangen (Tabelle 2, Tabelle 7 im Anhang).

Tabelle 2 Verwendete Fischarten, Anzahl der eingesetzten und wiedergefangenen Fische, Anzahl der für die Kontrollgruppe Vorschädigung ausgewerteten Fische und Anzahl der zur Untersuchung auf innere Verletzungen geröntgten Fische für die einzelnen Untersuchungsstandorte und über alle Standorte. Weiterhin sind die Wiederfangraten im Turbinenkorridor über alle Fischarten für die Versuchsgruppen Hamen (W_{HAM}%), Turbine (W_{TUR}%) und Turbine & Rechen (W_{T&R}%) angegeben.

Standort	Fischarten	Einge- setzt	Wieder- fang	Vor- schäden	Geröntgt	W _{HAM} %	W _{TUR} %	W _{T&R} %
Lindesmühle/ Fränkische Saale	Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch	7.620	2.051	239	73	92	9	2
Baiersdorf/ Regnitz	Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch	6.807	3.584	207	445	51	77	53
Eixendorf/ Schwarzach	Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche, Huchen	20.627	7.819	2.246	1.239	53	n.v.	23
Eixendorf/ Schwarzach Nachunter- suchung	Bachforelle, Barbe, Äsche	6.888	2.236			n.v.	n.v.	30
Großweil/ Loisach	Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche, Huchen	20.899	10.487	1.727	2.657	96	40	27
Höllthal/Alz	Aal, Nase, Bachforelle	26.517	11.444	1.944	2.629	Kaplan-	Rohrturb	oine
	Flussbarsch,					75	n.v.	40
	Barbe, Rotauge,					Wasser	kraftschr	ecken
	Asche, Huchen	15 000	0.000	1 000	1 000	72	38	29
Heckerwehr/ Roth	Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche	15.202	6.206	1.606	1.082	56	36	35
Baierbrunn/ Isar	Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche, Huchen	25.139	9.304	1.960	1.633	90	48	21
Au/Iller	Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche, Huchen	20.463	10.078	2.380	1.396	60	54	47
Gesamt	Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche, Huchen	150.162	63.209	12.309	11.154	68	43	31

Grundsätzlich weisen fast alle Zuchtfische meist geringe zucht- und transportbedingte Vorschädigungen auf. Vorschädigungen, wie beispielsweise fehlende Schuppen oder verkürzte Kiemendeckel bedingen jedoch nicht automatisch eine reduzierte Vitalität. Die Vitalität der Versuchsfische in der Kontrollgruppe Vorschädigung nach 96 h Hälterung kann dabei als Indikator für die Ausgangskondition der Fische, mit welcher diese in den Versuch gegangen sind, betrachtet werden. Eine auftretende Mortalität in der Kontrollgruppe Vorschädigung (z.B. Flussbarsch am Heckerwehr, Äsche in Höllthal, Rotauge in Baierbrunn, Nase in Au) ist vermutlich überwiegend auf Stress bei der Anlieferung, beim Handling und der Hälterung zurückzuführen. Potenzielle Vorschädigungen sind aber sowohl in den Kontrollgruppen als auch in den Versuchsgruppen vorhanden und werden in allen Gruppen erhoben. Durch die Korrektur der Mortalitätsraten und der Verletzungen nach der Turbinenund Rechenpassage (Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine) um fang- und handlingbedingte Effekte (Kontrollgruppe Hamen) werden die Daten somit um potenzielle Vorschädigungen bereinigt (siehe Band 1, Kapitel 6.12.2, 2. aktualisierte Auflage 2022).

Für die standardisierten Versuche wurden ausschließlich Fische mit der höchsten Vitalitätsstufe verwendet, die ein normal ausgeprägtes Schwimm- und Fluchtverhalten, eine normale Atemfrequenz und eine normale der Art und Größe entsprechende Kondition aufwiesen. Fische, die diesen Anforderungen nicht gerecht wurden, wurden nicht für die Versuche eingesetzt.

Die wiedergefangenen Fische wurden auf ihre äußeren Verletzungen untersucht und zur Berechnung der Mortalitätsraten herangezogen. 11.154 der wiedergefangenen Fische wurden zudem geröntgt und auf innere Verletzungen untersucht (Tabelle 2). Die Wiederfangraten nach Passage der Kraftwerksanlage (Versuchsgruppe Turbine & Rechen) unterschieden sich zum Teil deutlich zwischen den Standorten. Sie waren mit 2-53% (Tabelle 2) aber an allen Standorten deutlich geringer, als die auf Grundlage der zu Beginn des Projekts für die Fallzahlplanung des Tierversuchs bekannten Untersuchungen angenommenen 77% (Schneider et al. 2012, Lagarrigue et al. 2008, Lagarrigue & Frey 2010). Dies lag vor allem darin begründet, dass die Fische im vorliegenden Projekt nicht direkt durch Rohre auf die Turbinen dotiert, sondern oberhalb des Rechens und in den Turbinenschacht eingesetzt wurden. Um ein möglichst naturnahes Verhalten der Versuchsfische zu ermöglichen, wurde darauf verzichtet, diese durch irgendwelche Scheuchmaßnahmen zum Abstieg zu veranlassen. Die Eraebnisse im Oberwasser der regelmäßig durchaeführten Elektrobefischungen und visuelle sowie Sonar-Beobachtungen lassen darauf schließen, dass ein großer Teil der nicht wiedergefangenen Fische ins Oberwasser der Kraftwerksanlagen abwanderte. Diese Sichtungen in Kombination mit den überwiegend hohen Wiederfangraten

7

bei Dummy-Versuchen mit unterschiedlich gefüllten Plastikbällen (Abbildung 2) weisen darauf hin, dass der Großteil der Fische, die das Kraftwerk passiert haben, auch in den Fangeinrichtungen wiedergefangen wurde. Die Wiederfangraten in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen variierten insbesondere zwischen den Fischarten und Lastzuständen (z.B. Au Niedriglast Barbe 4%, Au Hochlast Barbe 18%, Au Niedriglast Rotauge 24%, Au Hochlast Barbe 18%, Au Niedriglast Rotauge 24%, Au Hochlast Rotauge 93%), aber auch innerhalb einzelner Arten zwischen den Standorten (z.B. Heckerwehr Niedriglast Barbe 49%, Baierbrunn Niedriglast Barbe 1%, Bände 3–10, Kapitel 2.1.2.1). Eine Ausnahme stellt der Standort Lindesmühle dar. Aufgrund ungünstiger und ungewöhnlich niedriger Strömungsgeschwindigkeiten am Turbinenein- (Mittelwert 0,11 m/s) und -auslauf (Mittelwert 0,20 m/s) war die Fangeffektivität hier im Vergleich zu den anderen Untersuchungsstandorten sehr gering (Abbildung 2).

Tabelle 3 Anzahl und Größenspektrum der bei den standardisierten Fischzugaben wiedergefangenen und für die Kontrollgruppe Vorschädigung ausgewerteten Fische über alle Untersuchungsstandorte. MAX = Maximalwert, MIN = Minimalwert, SD = Standardabweichung.

Artname	Anzahl	Totallänge Min–Max (cm)	Totallänge Mittelwert ± SD (cm)
Aal	8.449	19,6–71,4	41,4 ± 8,4
Nase	9.777	3,5–29,7	11,5 ± 3,6
Bachforelle	10.218	2,9–42,0	17,1 ± 7,4
Flussbarsch	10.583	4,1–25,8	10,2 ± 3,2
Barbe	8.193	4,0–37,4	11,2 ± 3,9
Rotauge	8.985	4,2–21,7	10,1 ± 2,9
Äsche	10.770	4,8–30,0	13,7 ± 4,6
Huchen	8.543	7,0–60,0	22,9 ± 11,5

1.1.2. Mortalität nach Turbinen- und Rechenpassage

Standardisierte Fischzugaben

Die nachfolgend dargestellten Mortalitätsraten beinhalten sowohl die sofortige als auch die verzögerte Mortalität innerhalb von 96 h nach der Hamenleerung und sind bereits entsprechend der in Band 1 (2. aktualisierte Auflage 2022) und Mueller et al. (2022) erläuterten Formeln um handling- und fangbedingte Effekte (Kontrollgruppe Hamen) korrigiert. Neben verschiedenen Berechnungsvarianten für Mortalitätsraten über alle Fischarten und untersuchten Lastzustände (Anteil toter Fische am Gesamtfang, arithmetischer Mittelwert) werden auch die Mortalitätsraten für die einzelnen Fischarten und Lastzustände (HL = hohe Last, NL = niedrige Last) dargestellt (Abbildung 2, Abbildung 3 und Abbildung 4). Zufallsbedingt kann bei geringen Effekten der Turbine, starken handling- und fangbedingten Effekten, starker Vorschädigung der Fische und/oder einer geringen Stichprobengröße (hier bedingt durch den Wiederfang) der Fall eintreten, dass die Mortalität in der Kontrollgruppe

Hamen größer ist, als in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage. Unabhängig von der Berechnungsmethode kann es dadurch zu negativen Werten für die korrigierte Mortalität kommen. Aus den verschiedenen Möglichkeiten zum Umgang mit diesen negativen Werten (nicht berücksichtigen oder gleich Null setzen) ergeben sich weitere Berechnungsvarianten (siehe Band 1, Kapitel 6.12.2, 2. aktualisierte Auflage 2022), die im Sinne einer transparenten Nachvollziehbarkeit und Bewertungsgrundlage ebenfalls dargestellt sind (Abbildung 2). Da die Wiederfangrate für die Versuchsgruppe Turbine & Rechen in manchen Fällen sehr gering war, wurden zur Verbesserung der Datenlage in einer zusätzlichen Berechnungsvariante alle am jeweiligen Standort rechengängigen Fische der Versuchsgruppe Turbine in die Ergebnisdarstellung mit einbezogen. Als Grenze für die Rechengängigkeit einer Fischart wurde die maximale Totallänge von wiedergefangenen Fischen der Versuchsgruppe Turbine & Rechen angenommen, die Rechen und Turbine passiert haben. Dieser Wert wurde für jede Fischart und jeden Untersuchungsstandort separat ermittelt.

Die Auswertung zur Mortalität der Fische an den verschiedenen Standorten zeigte, dass diese zwischen den einzelnen Fischarten und untersuchten Lastzuständen stark variierte und auch zwischen Standorten mit derselben Turbinentechnik große Unterschiede auftraten (Abbildung 2, Abbildung 3 und Abbildung 4). An allen Standorten wurde für den Gesamtdatensatz (Anteil toter Fische am Gesamtfang unter Berücksichtigung aller getesteten Fischarten) in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage eine gegenüber der Kontrollgruppe Hamen statistisch signifikant erhöhte Mortalität ermittelt. Die geringste Mortalität über alle Fischarten und Lastzustände von 2–6% je nach Berechnungsweg wurde an der VLH-Turbine am Standort Au beobachtet, gefolgt von den Wasserkraftschnecken am Standort Höllthal mit 3-6% und dem konventionellen Kraftwerk mit Kaplan-Rohrturbine am Standort Höllthal mit 5-8%. Die Mortalitätsraten an der Wasserkraftschnecke am Standort Heckerwehr und am Schachtkraftwerk am Standort Großweil lagen über alle Fischarten mit 4–13% bzw. 9–13% im Mittelfeld der untersuchten Wasserkraftanlagen. Die höchste Mortalität über alle Fischarten wurde je nach Berechnungsweg mit 35-43% an der konventionellen Kraftwerksanlage mit Kaplan-Rohrturbine am Standort Lindesmühle ermittelt, gefolgt vom beweglichen Kraftwerk mit Kaplan-Rohrturbine am Standort Eixendorf mit 22-25% und der konventionellen Kraftwerksanlage mit Kaplan-Rohrturbine am Standort Baiersdorf-Wellerstadt mit 13-21%. An der VLH-Turbine am Standort Baierbrunn wurden mit 15–19% ähnliche Mortalitätsraten über alle Fischarten ermittelt wie an den Standorten Eixendorf und Baiersdorf-Wellerstadt mit Kaplan-Rohrturbinen.

Besonders auffallend ist, dass auch an innovativen und mitunter sogar als "fischfreundlich", "fischverträglich" oder "weniger fischschädlich" bezeichneten Turbinentypen für einzelne

Fischarten und Lastzustände hohe Mortalitätsraten auftreten können. Dies war beispielsweise für die Nase an den Wasserkraftschnecken in Höllthal bei Hochlast (26%) oder für das Rotauge an der VLH-Turbine in Baierbrunn bei Niedriglast (64%) der Fall. Diese Mortalitätsraten sind in einem ähnlichen Bereich oder teilweise sogar höher als bei den hier untersuchten Kraftwerken mit konventionellen Kaplan-Rohrturbinen. Derartig hohe Mortalitätsraten wirken sich vermutlich auch nachteilig auf die gesamte Fischpopulation aus, insbesondere wenn kumulative Effekte mehrerer Wasserkraftanlagen entlang eines Gewässers zu erwarten sind und ein Großteil des Fischabstiegs über den Turbinenkorridor stattfindet (vgl. Larinier 2008).

Bei der differenzierten Betrachtung der Vitalität sowie der sofortigen und verzögerten Mortalität an den einzelnen Standorten (Bände 3–10, Kapitel 2.1.2.2 und 2.1.2.3) fällt auf, dass ein nicht unerheblicher Anteil der Fische sowohl bei den standardisierten Fischzugaben als auch beim natürlichen Fischabstieg nicht sofort nach der Turbinenpassage starb, sondern verzögert innerhalb der 72 h bzw. 96 h Beobachtungsphase. Insbesondere an den Standorten, an denen die geringsten Effekte der Turbinenpassage im Vergleich untereinander beobachtet wurden, war der Anteil verzögert gestorbener Fische mit teilweise mehr als der Hälfte der gesamten Mortalität im Verhältnis besonders groß (Au: 39–70%, Heckerwehr: 37–63%, Höllthal Kaplan-Rohrturbine: 36–55%, Wasserkraftschnecken: 52–71%). Im Vergleich dazu war der Anteil der verzögerten Mortalität an den Kraftwerksanlagen Baiersdorf-Wellerstadt (9–17%) und Eixendorf (6–13%) nach der Passage der dort installierten Kaplan-Rohrturbinen auffallend gering.

Je nach Kraftwerkstyp und Standort wurden auch unterschiedliche alternative Abstiegskorridore untersucht. Die Passage der alternativen Abstiegskorridore Fischaufstiegsanlage, raue Rampe (siehe ergänzende fachliche Erläuterungen zur rauen Rampe Baierbrunn in Bayerisches Landesamt für Umwelt 2021a) und Spülrinne führte bei einzelnen Fischarten zu einer signifikant erhöhten Mortalität gegenüber der Kontrollgruppe Hamen (z.B. Fischaufstiegsanlage Baiersdorf-Wellerstadt: Nase 21%. Anzahl wiedergefangener Fische n = 39; Spülrinne Baiersdorf-Wellerstadt: Bachforelle 16%, n = 40; raue Rampe Baierbrunn: Rotauge 22%, n = 475).



Abbildung 2 Kraftwerksbedingte Mortalitätsraten über alle Fischarten und an den jeweiligen Anlagen untersuchte Lastzustände bei den standardisierten Fischzugaben in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (T&R) und zusammengefasst für die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine (T&R + TUR) nach Korrektur um die Mortalität der Kontrollgruppe Hamen. Für die Berechnung wurde die Summe sofort und verzögert nach 96 h gestorbener Fische berücksichtigt. Abgebildet sind für alle Fischarten die anteilsmäßig berechneten Raten (%) bzw. über niedrige und hohe Turbinenlast gemittelte Raten (MW) an den neun untersuchten Kraftwerksanlagen.

Im Falle von höheren Mortalitäten in der Kontrollgruppe Hamen wurde die resultierende negative kraftwerksbedingte Mortalität entweder aus der Berechnung ausgeschlossen oder gleich 0 gesetzt (-=0). Kraftwerksanlagen, an denen in einem der verschiedenen Berechnungswege bei einer oder mehreren Fischarten negative Mortalitätsraten auftraten, sind mit [1] gekennzeichnet. Der hellgraue Balken symbolisiert den Wertebereich der fischartenspezifischen Mortalitätsraten, der dunkelgraue Balken den Wertebereich der über alle Arten berechneten Mortalitätsraten. Statistisch signifikante Unterschiede nach Proportion-Test zwischen der Anzahl toter Individuen in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage und der Kontrollgruppe Hamen sind mit * gekennzeichnet. Detaillierte Formeln zur Berechnung der kraftwerksbedingten Mortalität unter Einbeziehung verschiedener Fischarten und Lastzustände siehe Band 1, Kapitel 6.12.2, für eine tabellarische Darstellung aller Einzelwerte siehe Tabelle 7 im Anhang. Untersuchungen an den Standorten Lindesmühle und Baiersdorf-Wellerstadt wurden nur bei niedriger Turbinenlast durchgeführt. Die angegebene Individuenzahl (Anzahl Fische) beinhaltet alle im Turbinenkorridor in den Versuchsgruppen Turbine & Rechen, Turbine und der Kontrollgruppe Hamen Fische.





Abbildung 3 und Abbildung 4 Fischartenspezifische Mortalitätsraten für Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen bei den standardisierten Fischzugaben in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (T&R) und zusammengefasst für die Versuchsgruppe Turbine & Rechen und rechengängige Fische der Versuchsgruppe Turbine (T&R + TUR) nach Korrektur um die Mortalität der Kontrollgruppe Hamen bei niedriger (NL) und hoher (HL) Turbinenlast. Für die Berechnung wurde die Summe sofort und verzögert nach 96 h gestorbener Fische berücksichtigt. Abgebildet sind für die einzelnen Fischarten die anteilsmäßig berechneten Raten (%) bzw. über niedrige und hohe Turbinenlast gemittelte Raten (MW) an den neun untersuchten Kraftwerksanlagen. Im Falle von höheren Mortalitäten in der Kontrollgruppe Hamen wurde die resultierende negative kraftwerksbedingte Mortalität entweder aus der Berechnung ausgeschlossen oder gleich 0 gesetzt (-=0). Der hellgraue Balken zeigt den Wertebereich der Mortalitätsraten aller getesteten Fischarten. Statistisch signifikante Unterschiede nach Proportion-Test zwischen der Anzahl toter Individuen in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage und der Kontrollgruppe Hamen sind mit * gekennzeichnet. n Hamen = Anzahl wiedergefangener Fische in der Kontrollgruppe Hamen, n T&R + TUR = Anzahl wiedergefangener Fische in den Versuchsgruppen Turbine (nur rechengängige Individuen). Zur Berechnung der Mortalität siehe Band 1 und Mueller et al. (2022).

Einordnung der Mortalität in den Kontext der bisher bekannten Literatur

Vergleich von Kraftwerkskonzepten mit Kaplan-Turbinen

Für den Aal lagen die Mortalitätsraten an den untersuchten Standorten mit **Kaplan-Rohrturbinen** Lindesmühle (57–69%) und Baiersdorf-Wellerstadt (54–58%) im Mittelfeld der bisher für Kaplan-Turbinen aus der wissenschaftlichen Literatur bekannten Werte (z.B. Calles et al. 2010: 30%, Calles et al. 2012: 67%, Schneider et al. 2012: 32%). Hierbei gilt zu beachten, dass in den Studien von Calles et al. (2010 & 2012) die Einbaulage und Bauart der untersuchten Kaplan-Turbinen nicht näher spezifiziert ist, während in der Studie von Schneider et al. (2012) zwei horizontale Kaplan-Rohrturbinen untersucht wurden. Auffällig war eine deutlich niedrigere Mortalitätsrate am Standort Höllthal (4–9%), wo die Fallhöhe und die Drehzahl im Vergleich zu den anderen in diesem Projekt untersuchten Kaplan-Rohrturbinen am geringsten waren. Für die Kaplan-Rohrturbine im beweglichen Kraftwerk am Standort Eixendorf war die Mortalitätsrate beim Aal mit 10–12% niedriger, als es aufgrund der großen Fallhöhe (5 m) und hohen Drehzahl (333 U/min) zu erwarten gewesen wäre (Abbildung 3). Die geringste Mortalität an den untersuchten Standorten mit Kaplan-Rohrturbinen wurde für den Aal mit 0–2% am Schachtkraftwerk am Standort Großweil festgestellt.

Bei der Bachforelle lagen die Mortalitätsraten an den untersuchten Standorten mit Kaplan-Rohrturbinen (Abbildung 3) mit Werten zwischen 2% (Höllthal) und 31% (Lindesmühle) sowohl unter als auch über den bisher verfügbaren Literaturwerten (z.B. Schneider et al. 2012: 14% bei der Bachforelle, Calles & Greenberg 2009: 11% bei Meerforellensmolts). In einer wissenschaftlichen Untersuchung mit besenderten Lachssmolts an einem beweglichen Kraftwerk (Kaplan-Rohrturbine) wurden im Vergleich zu den Mortalitätsraten der Bachforellen am beweglichen Kraftwerk in Eixendorf (15–22%) überwiegend geringere Mortalitätsraten von 3–6% ermittelt (Thorstad et al. 2017). Allerdings konnte in dieser Studie aufgrund des Untersuchungsdesigns nicht differenziert werden, ob die besenderten Lachssmolts die Turbine (Drehzahl 143 U/min, Fallhöhe 3,2 m) oder den oberflächennahen Bypass (Kronenausschnitt) des beweglichen Kraftwerks passiert haben (Thorstad et al. 2017).

In der Studie von Geiger et al. (2016) wurden bei einem Laborexperiment mit einem Prototyp eines Schachtkraftwerks (doppelt regulierte Kaplan-Rohrturbine, Drehzahl 333 U/min, Turbinendurchmesser 0,75 m, Durchfluss 1,5 m³, Fallhöhe 2,5 m) Mortalitätsraten für standardisiert zugegebene Bachforellen, Äschen und Barben von 22%, 21% bzw. 10% ermittelt. Im Vergleich dazu lagen die Mortalitätsraten am untersuchten Schachtkraftwerk mit Kaplan-Rohrturbinen am Standort Großweil (Drehzahl 156 U/min, Turbinendurchmesser 1,75 m, untersuchter Durchfluss 3,7–11,0 m³, untersuchte Fallhöhe 2,1–2,5 m) sowohl unter (Bachforelle < 1%, Äsche 0,2–17%) als auch im Bereich (Barbe 3–19%) dieser Werte, wobei die Mortalitätsraten bei der Bachforelle am Standort Großweil aufgrund methodischer Probleme (hohe fang- und handlingbedingte Mortalität bei Fischen < 5 cm in der Kontrollgruppe) vermutlich unterschätzt wurden. Für die anderen in diesem Projekt untersuchten Fischarten Nase, Flussbarsch, Rotauge und Huchen sind uns nach derzeitigem Kenntnisstand der verfügbaren Literatur keine artspezifischen Mortalitätsraten aus standardisierten Fischzugaben an Kaplan-Turbinen bekannt.

Vergleich von Kraftwerkskonzepten mit VLH-Turbinen

An den untersuchten Kraftwerken mit **VLH-Turbinen** in Au und Baierbrunn ergaben sich beim Aal im Vergleich zu den Kaplan-Rohrturbinen deutlich niedrigere Mortalitätsraten von < 1% (Abbildung 3). Diese sind vergleichbar mit den Ergebnissen von Lagarrigue & Frey (2010) an einer VLH-Turbine in Frankreich. Für weitere Fischarten (Lachssmolts, Karpfen, Schleien und Regenbogenforellen) lagen die Mortalitätsraten an VLH-Turbinen in Frankreich in den Studien von Lagarrigue et al. (2008) und Lagarrigue (2013) bei < 4%.

In einer weiteren an einem Standort mit VLH-Turbinen in Kanada durchgeführten Studie mit besenderten Fischen (u.a. mit den Arten Hecht, Schwarz- und Forellenbarsch) wurden über alle untersuchten Fischarten Mortalitätsraten unter 2% festgestellt (Tuononen et al. 2022). Für die Arten Nase, Flussbarsch und Barbe lagen die Mortalitätsraten an den VLH-Turbinen am Standort Au je nach Berechnungsweg zwischen 0% und 5% und waren damit vergleichbar mit den oben genannten Literaturwerten. Bei den anderen Fischarten war die Spannweite der Mortalitätsraten an diesem Standort höher und die maximale Mortalität lag teilweise deutlich über den oben genannten Literaturwerten (Huchen: 3–8%, Äsche: 3–10%, Bachforelle: 0– 15%, Rotauge: 0,2–22%; Abbildung 3 und Abbildung 4). Am Standort Baierbrunn waren die Mortalitätsraten für diese Arten jedoch zum Teil erheblich höher (z.B. Huchen 27–30%, Rotauge 27–64%). Die hohe Mortalität der Rotaugen am Standort Baierbrunn könnte zumindest teilweise auch auf eine geschwächte Ausgangssituation bzw. hohe Empfindlichkeit dieser Fischart gegenüber Handling-Effekten zurückzuführen sein. Dafür spricht, dass auch in der Kontrollgruppe Vorschädigung 12% der Rotaugen innerhalb der 96 h Beobachtungsphase starben.

Vergleich von Kraftwerkskonzepten mit Wasserkraftschnecken

Bei den untersuchten **Wasserkraftschnecken** an den Standorten Höllthal und Heckerwehr lagen die Mortalitätsraten generell deutlich unter dem Bereich, der für konventionelle Kraftwerke mit Kaplan- oder Francis-Turbinen in der Literatur genannt ist (siehe Ebel 2013). Insbesondere bei Aal, Bachforelle und Barbe ergaben sich sehr niedrige Mortalitätsraten (< 2%). Für die Arten Nase und Rotauge wurden je nach Berechnungsweg aber auch höhere Mortalitätsraten zwischen 9–26% bzw. 1–21% ermittelt (Abbildung 3 und Abbildung 4). Mit Werten zwischen 23–50% traten die höchsten Mortalitätsraten beim Flussbarsch am Heckerwehr auf (Abbildung 3). Da in allen Versuchsgruppen, einschließlich der Kontrollgruppe Vorschädigung, eine verhältnismäßig hohe verzögerte Mortalitätsrate bei Flussbarschen innerhalb der 96 h Beobachtungsphase festgestellt wurde (7% in der Kontrollgruppe Vorschädigung, bis 50% in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen bei Niedriglast), können diese hohen Mortalitätsraten unter anderem auf eine geschwächte Kondition der Flussbarsche aufgrund der für die Jahreszeit ungewöhnlich hohen Temperaturen bei der Anlieferung zurückzuführen sein.

Die Mortalitätsraten in den von Tombek & Holzner (2008), Schmalz (2010), Edler et al. (2011) und Schnell & Ache (2012) an Wasserkraftschnecken durchgeführten Studien (untersuchte Fallhöhen 1,1–2,8 m) zum natürlichen Fischabstieg lagen zwischen 5% und 81% (Anteil toter Individuen am Gesamtfang über verschiedene Arten). Dabei variierte z.B. der Anteil an toten bzw. letal verletzten Rotaugen in diesen Studien zwischen 2–39%, im Vergleich zu 1–21% in der hier vorliegenden Studie. Auffällig ist, dass in der Studie von Tombek & Holzner (2008) der Anteil an toten bzw. letal verletzten Flussbarschen mit 78%, ähnlich wie am Standort Heckerwehr, sehr hoch war.

In einer belgischen Studie mit standardisierten Fischzugaben an einer 22 m langen Pump-Wasserkraftschnecke mit einer Fallhöhe von 10 m wurden je nach Fischart zum Teil erhebliche Mortalitätsraten beim Fischabstieg festgestellt. So waren unter Berücksichtigung verschiedener Lastzustände durchschnittlich 37% der Brachsen, 19% der Rotaugen und 3% der Aale nach Passage der Wasserkraftschnecke sofort tot (Pauwels et al. 2020). In weiteren Studien an Wasserkraftschnecken lagen die Mortalitätsraten bei besenderten Lachssmolts unter 10% (Havn et al. 2017) und bei absteigenden Aalen an einer Pump-Wasserkraftschnecke unter Berücksichtigung von verzögerter Mortalität zwischen 14–19% (Buysse et al. 2015).

Beim Vergleich mit Literaturwerten sind generell methodische Unterschiede zu berücksichtigen. Beispielsweise wurde bei den genannten Studien mit standardisierten Fischzugaben außer bei Lagarrigue et al. (2008), Lagarrigue (2013) und Tuononen et al. (2022) keine verzögerte Mortalität erfasst und nur in den Studien von Lagarrigue et al. (2008), Lagarrigue (2013) und Schneider et al. (2012) wurde um die fangbedingte Mortalität korrigiert. In vielen anderen Studien wurde nicht mit standardisierten Fischzugaben, sondern mit dem natürlichen Fischabstieg zur Bestimmung der Mortalität gearbeitet (z.B. Tombek & Holzner 2008, Schmalz 2010, Edler et al. 2011, Schnell & Ache 2012), so dass weder die Vorschädigung der Fische durch evtl. oberhalb liegende Kraftwerksanlagen, Raubfische oder Vögel noch handling- und fangbedingte Effekte (Pander et al. 2018) differenziert werden konnten. Zum Teil wurde die Mortalität auch mittels telemetrischer Methoden anstatt mittels Hamenfängen bestimmt (z.B. Havn et al. 2017, Tuononen et al. 2022). Des Weiteren müssen bei solchen Vergleichen auch immer das Größenspektrum der eingesetzten bzw. gefangenen Versuchsfische sowie weitere standortspezifische Unterschiede, wie etwa die Drehzahl, die Anzahl der Schaufelblätter bzw. der Windungen bei der Wasserkraftschnecke, der Turbinendurchmesser, die Fallhöhe, die untersuchten Lastzustände und die Wiederfangraten berücksichtigt werden. Ein Vergleich mit Literaturdaten ist deshalb nur bedingt aussagekräftig, erlaubt aber dennoch eine grobe Einordnung in den Gesamtkontext anderer Wasserkraftanlagen.

Vergleich der Mortalität aus standardisierten Fischzugaben und natürlichem Fischabstieg

Bei Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg können, anders als bei den Fischzugaben, handlingstandardisierten und fangbedingte Verletzungen sowie Vorschädigungen üblicherweise nicht bzw. nicht vollständig erfasst werden. Bei den beobachteten Mortalitätsraten des natürlichen Fischabstiegs handelt es sich also in der Regel um unkorrigierte Mortalitätsraten, welche mit Umsicht interpretiert werden müssen. Um trotz dieser methodischen Limitierungen eine Abschätzung der kraftwerksbedingten Mortalität des natürlichen Fischabstiegs zu ermöglichen, wurden die Mortalitätsraten näherungsweise korrigiert. Dazu wurden die Mortalitätsraten der Fischarten, die sowohl im natürlichen Fischabstieg gefangen wurden als auch in den standardisierten Fischzugaben verwendet wurden, um die Mortalität der Kontrollgruppe Hamen aus den standardisierten Fischzugaben korrigiert (Mittelwert aus beiden Lastzuständen für die jeweilige Fischart). Hierbei wurden aus dem Datensatz zum natürlichen Fischabstieg (NatFi) ausschließlich 1-2 h Leerungsintervalle berücksichtigt. Nach dieser näherungsweisen Korrektur liegen die aus den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg ermittelten Mortalitätsraten über alle Fischarten überwiegend im Bereich der bei den standardisierten Fischzugaben ermittelten korrigierten Mortalitätsraten (Abbildung 5). An manchen Standorten ergaben sich aus dem natürlichen Fischabstieg für einzelne Arten höhere Mortalitäten bei der Turbinenpassage als bei den standardisierten Fischzugaben. Dies traf insbesondere für das Rotauge an den Standorten Baiersdorf-Wellerstadt, Höllthal und Au sowie für die Nase am Standort Baierbrunn zu. Darüber hinaus fällt auf, dass am VLH-Standort Au auch die Mortalität der Äschen aus dem natürlichen Fischabstieg und die mittleren Mortalitätsraten über alle im natürlichen Fischabstieg erfassten Arten höher lagen als bei den standardisierten Fischzugaben nach der Turbinenpassage. Eine höhere Mortalität im natürlichen Fischabstieg im Vergleich zu den standardisierten Fischzugaben könnte durch verschiedene Effekte bedingt sein:

- Erstens kann bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg auch nach einer annährungsweisen Korrektur um fangbedingte Effekte nach wie vor nicht bestimmt werden, wie viele Fische bereits tot bzw. vorgeschädigt waren, bevor sie das Kraftwerk passiert haben.
- Zweitens kommt hinzu, dass Fische im natürlichen Fischabstieg unter Umständen an größere Wassertiefen akklimatisiert sind als die vermutlich überwiegend oberflächenadaptierten Fische aus den standardisierten Fischzugaben. Dadurch kann es gegebenenfalls zu stärkeren negativen Auswirkungen durch Druckveränderungen kommen.

- Drittens muss bei dem Vergleich berücksichtigt werden, dass das Größenspektrum der einzelnen Arten zwischen standardisierten Fischzugaben und natürlichem Fischabstieg nicht vollständig übereinstimmte (z.B. Äsche am Standort Au: standardisierte Fischzugaben 7–18 cm, natürlicher Fischabstieg 7–43 cm; Abbildung 5, Tabelle 7 im Anhang). Diese mögliche Ursache traf bei den oben genannten Fällen jedoch nicht für das Rotauge an den Standorten Höllthal und Au sowie für die Nase am Standort Baierbrunn zu.
- Viertens war die Anzahl der gefangenen Individuen zum Teil sehr unterschiedlich (z.B. Nase am Standort Baierbrunn: standardisierte Fischzugaben n = 582, natürlicher Fischabstieg n = 7, Rotauge an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal: standardisierte Fischzugaben n = 516, natürlicher Fischabstieg n = 25; Abbildung 3 und Abbildung 4, Abbildung 5).

Bei den häufig im natürlichen Fischabstieg nachgewiesenen Fischarten Schneider (2.219 Individuen), Laube (742 Individuen) und Hasel (472 Individuen) wurde eine näherungsweise Korrektur der Mortalitätsraten durchgeführt, indem die mittlere Mortalität der Kontrollgruppe Hamen über alle am jeweiligen Standort bei den standardisierten Fischzugaben untersuchten Arten angenommen wurde. Für den Schneider wurden so Mortalitätsraten zwischen 18% an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal und 46% am Standort Baiersdorf-Wellerstadt ermittelt. Für die Fischarten Laube und Hasel lagen die korrigierten Mortalitätsraten zwischen 52% (Kaplan-Rohrturbine am Standort Höllthal) und 80% (Standort Baiersdorf-Wellerstadt) bzw. 14% (Kaplan-Rohrturbine am Standort Höllthal) und 82% (Standort Lindesmühle). Diese Mortalitätsraten der häufigsten beim natürlichen Fischabstieg gefangenen Arten lagen im Vergleich zur Mortalität bei den standardisierten Fischzugaben auch nach einer näherungsweisen Korrektur meist im oberen Bereich oder zum Teil sogar höher als die maximalen an den jeweiligen Standorten ermittelten Mortalitätsraten (Abbildung 2).

Vergleich der Aalmortalität an den untersuchten Kaplan-Rohrturbinen mit einem aalspezifischen empirischen Modell nach Ebel (2008)

Die aktuell verfügbaren empirischen und physikalischen Modelle zur Quantifizierung der turbinenbedingten Fischmortalität wurden vor allem für Aale und Salmoniden an Kaplan- und Francis-Turbinen konzipiert (siehe Ebel 2013). Die in Ebel (2013) beschriebenen physikalischen Modelle basieren in der Regel auf der Ermittlung der Kollisionsgeschwindigkeit und der Kollisionswahrscheinlichkeit mit den Turbinenschaufeln in Abhängigkeit von der Totallänge der Fische. Die Anwendung derartiger Modelle setzt jedoch aufwändige hydromechanische Berechnungen der jeweiligen Turbinen voraus. Diese Daten waren für keinen der untersuchten Turbinentypen verfügbar, weshalb ein Vergleich der im vorliegenden Forschungsprojekt generierten Ergebnisse zur turbinenbedingten Mortalität mit physikalischen Modellberechnungen nicht möglich war. Ein Vergleich der turbinenbedingten Mortalitätsraten des Aals an den im Projekt untersuchten Kaplan-Rohrturbinen mit einem aalspezifischen empirischen Modell für Kaplan-Turbinen nach Ebel (2008) ergab deutliche Unterschiede zwischen der im Freiland ermittelten Mortalität und den Modellberechnungen: Für die Standorte Lindesmühle und Baiersdorf-Wellerstadt lagen die modellierten Mortalitätsraten mit 33% bzw. 22% deutlich unter den bei den standardisierten Fischzugaben ermittelten Werten von 57-69% (Lindesmühle) bzw. 54-58% (Baiersdorf-Wellerstadt; Abbildung 3). Im Gegensatz dazu waren die modellierten Mortalitätsraten an den Kaplan-Standorten in Eixendorf, Großweil und Höllthal mit 43%, 25% und 13% deutlich höher als die bei den standardisierten Fischzugaben ermittelte Mortalität von 10–12% in Eixendorf, < 2% in Großweil und 4–9% in Höllthal (Abbildung 3). Dies ist nicht überraschend, da auch bei der turbinenbedingten Mortalität des Aals an den in diesem Projekt untersuchten Kaplan-Rohrturbinen sehr starke standortspezifische Unterschiede festgestellt wurden, die sich nicht ausschließlich durch Unterschiede in der Turbinengeometrie und der Umfangsgeschwindigkeit, die neben der Totallänge die maßgeblichen Variablen im empirischen Aalmodell nach Ebel (2008) sind, erklären lassen.



Abbildung 5 Fischartenspezifische Mortalitätsraten (farbige Symbole) aus dem natürlichen Fischabstieg (NatFi) nach näherungsweiser Korrektur um die Mortalität der Kontrollgruppe Hamen (Mittelwert aus niedriger und hoher Turbinenlast, an den Standorten Baiersdorf-Wellerstadt und Lindesmühle nur niedrige Turbinenlast) der jeweiligen Fischart aus den standardisierten Fischzugaben (StadFi). Bei den sonstigen NatFi Arten (offenes Quadrat), die nicht in den standardisierten Fischzugaben untersucht wurden, wurde für die Korrektur der Mittelwert der fangbedingten Mortalität (Kontrollgruppe Hamen) über alle in den standardisierten Fischzugaben untersuchten Arten verwendet. Für die Berechnung wurde die Summe aus sofort und verzögert nach 96 h gestorbener Fische berücksichtigt.

Im Falle von höheren Mortalitäten in der Kontrollgruppe Hamen wurde die resultierende negative kraftwerksbedingte Mortalität aus der Berechnung ausgeschlossen. Kraftwerksanlagen, an denen bei einer oder mehreren Fischarten negative Mortalitätsraten auftraten, sind mit ^[1] gekennzeichnet. Symbole von Fischen, für die an bestimmten Standorten keine Referenzwerte aus den standardisierten Fischzugaben vorhanden sind, sind mit einem x gekennzeichnet (Rotauge in Baiersdorf-Wellerstadt und Lindesmühle). Für den Standort Eixendorf war aufgrund methodischer Probleme keine Auswertung der NatFi Mortalität möglich. MW Arten NatFi (StadFi) = Mittelwert der korrigierten Mortalitätsraten über alle auch bei den standardisierten Fischzugaben untersuchten Fischarten aus dem natürlichen Fischabstieg. MW Sonstige Arten NatFi = Mittelwert der korrigierten Mortalitätsraten über alle auch bei den standardisierten Fischzugaben untersuchten Fischzugaben nicht untersucht wurden. Der hellgraue Balken symbolisiert den Wertebereich der fischartenspezifischen Mortalitätsraten, die Individuenzahl (n) sowie die Spannbreite der StadFi Mortalität in der Kontrollgruppe Hamen (HAM) angegeben. Detaillierte Formeln zur Berechnung der kraftwerksbedingten Mortalität und Korrektur um fangbedingte Effekte (Kontrollgruppe Hamen) siehe Band 1.

Ursachen für die fangbedingte Mortalität

Bei der Analyse der potenziellen Ursachen der beobachteten fangbedingten Mortalität über den Gesamtdatensatz aller untersuchten Wasserkraftanlagen stellte sich heraus, dass die fangbedingte Mortalität (sofortige und verzögerte Mortalität) in der Kontrollgruppe Hamen statistisch signifikant von der durchschnittlichen Strömungsgeschwindigkeit (gemischtes lineares Modell: t-Wert = 2,62, P < 0,01) und der Treibgutmenge (gemischtes lineares Modell: t-Wert = 2,27, P < 0,05) in der Steertreuse sowie der Ausgangskondition der Versuchsfische (gemischtes lineares Modell: t-Wert = 7,94, P < 0,001) beeinflusst wird. D.h. je höher die Strömungsgeschwindigkeit und die Treibgutmenge in der Steertreuse und je schlechter die Ausgangskondition der Versuchsfische waren, desto höher war auch die fangbedingte Mortalität. Dies entspricht auch den Ergebnissen, die bereits bei den Versuchen zur fangbedingten Schädigung am Versuchsstandort der TUM in Freising an der Moosach erzielt wurden (siehe Band 2a, Pander et al. 2018). Im Gegensatz zu den Versuchen am Standort Freising hatte im Gesamtdatensatz aller untersuchter Wasserkraftanlagen die Fischbiomasse im Steert und die Länge des Leerungsintervalls keinen statistisch signifikanten Einfluss auf die fangbedingte Mortalität. Dies liegt daran, dass basierend auf den Ergebnissen der Vorversuche Fangmethodik zur die Leerungsintervalle den verschiedenen an Wasserkraftanlagen möglichst kurz und die Fischbiomasse im Steert durch Aufteilung der eingesetzten Versuchsfische auf mehrere Versuchsdurchgänge niedrig gehalten wurden.

Exakte Grenzwerte für kritische Strömungsgeschwindigkeiten und Treibgutmengen, ab welchen eine fangbedingte Mortalität zu erwarten ist, ließen sich aus dem Gesamtdatensatz nicht ableiten, da die fangbedingte Mortalität auch statistisch signifikant von den zufälligen

Effekten Fischart und Untersuchungsstandort beeinflusst wird. Generell am robustesten gegenüber einer fangbedingten Mortalität war der Aal, gefolgt von Huchen und Barbe. Im Gegensatz dazu wurde die höchste fangbedingte Mortalität bei Flussbarsch, Äsche und Rotauge beobachtet, was darauf schließen lässt, dass diese Arten besonders sensibel gegenüber fangbedingten Effekten sind.

1.1.3. Äußere und innere Verletzungsmuster

Die multivariate Analyse mittels metrischer multidimensionaler Skalierung (MDS) über alle Fischarten ergab eine deutliche Trennung der äußeren und inneren Verletzungsmuster zwischen den untersuchten Standorten und zwischen den Kontroll- und Versuchsgruppen Hamen, Turbine und Turbine & Rechen (Abbildung 6). Die Trennung von Verletzungsmustern der Fische mit Turbinenpassage (Turbine, Turbine & Rechen) von denen der Kontrollgruppe Hamen war an den verschiedenen Wasserkraftanlagen unterschiedlich stark ausgeprägt. Die deutlichste Trennung zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage und der Kontrollgruppe Hamen und damit der stärkste Effekt der Kraftwerkspassage auf die Verletzungsmuster der Fische ergab sich an den Standorten Baiersdorf-Wellerstadt und Lindesmühle (konventionelle Anlagen mit Kaplan-Rohrturbinen), gefolgt von Großweil (Schachtkraftwerk), Eixendorf (bewegliches Kraftwerk) und Baierbrunn (VLH-Turbine). Die größte Ähnlichkeit (Überlappung) zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage und der Kontrollgruppe Hamen ergab sich dagegen für die beiden Kraftwerke am Standort Höllthal (konventionelle Anlage mit Kaplan-Rohrturbine und Wasserkraftschnecken).



Abbildung 6 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der äußeren und inneren Verletzungsmuster aller Fischarten aus den standardisierten Fischzugaben an allen untersuchten Wasserkraftanlagen unterteilt in die Versuchsgruppen Turbine & Rechen, Turbine und die Kontrollgruppe Hamen zusammengefasst für Hoch- und Niedriglast. Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe der Kontroll-/Versuchsgruppe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Versuchsgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

Aufgrund der relativ großen Unterschiede zwischen Kraftwerksanlagen gleichen Typs (proportional zu den Abständen in Abbildung 6, z.B. Au vs. Baierbrunn, beides VLH, oder Höllthal vs. Heckerwehr, beides Wasserkraftschnecken) kann davon ausgegangen werden, dass die äußeren und inneren Verletzungen der Fische sehr stark standortspezifisch sind. Zudem ist auch auffällig, dass die Verletzungsmuster der Fische, die die Kaplan-Rohrturbine und die Wasserkraftschnecken am Standort Höllthal passiert haben, sehr ähnlich waren (geringe Abstände zwischen beiden Kraftwerkstypen am Standort Höllthal in Abbildung 6). Da an diesem Standort beide Kraftwerksanlagen mit der gleichen Fischcharge beprobt wurden, deutet dieses Ergebnis darauf hin, dass Faktoren wie der Ausgangszustand (Stressanfälligkeit, zuchtbedingte Verletzungen ohne unmittelbare Auswirkungen auf die Vitalität) der Versuchsfische aber auch die Versuchsbedingungen (z.B. Abfluss, Temperatur) unabhängig von der Versuchsgruppe einen großen Einfluss auf die Verletzungsmuster der Fische haben können.

An den Standorten Lindesmühle und Eixendorf wurden nach der Passage der Kaplan-Rohrturbine bei 22% bzw. 14% der Fische (Anteil über alle Fischarten) Amputationen von Körperteilen festgestellt. Im Gegensatz dazu kamen Amputationen von Körperteilen nach der Kraftwerkspassage an den VLH-Turbinen in Au und an den Wasserkraftschnecken am Heckerwehr und in Höllthal bei weniger als 1% der Fische vor.

In Abbildung 7 ist die um fang- und handlingbedingte Effekte korrigierte Verletzungsprävalenz (= Anteil an Fischen mit einer bestimmten Verletzung; Berechnung analog zur Mortalität, siehe Band 1, Kapitel 6.12.2, 2. aktualisierte Auflage 2022) bei den nach der Turbinenpassage gestorbenen Fischen als sogenannte "Heatmap" mit einem Farbverlauf von hell (gelb, geringe Prävalenz) bis dunkel (dunkelblau, hohe Prävalenz) dargestellt. Die Verletzungen wurden in Abbildung 7 nach einer hierarchischen Clusteranalyse enstprechend ihrem Vorkommen in zwei Hauptcluster (beschriftet mit 1 und 2) eingeteilt, die sich jeweils in zwei Untercluster (a und b) aufteilen lassen. Cluster 1 beinhaltet als eigenes Untercluster 1a den Verletzungstyp "Schuppenverlust Körper", der an allen Standorten eine hohe Prävalenz bei den nach der Turbinenpassage gestorbenen Fischen hatte. Im Untercluster 1b befinden sich Verletzungstypen, die insbesondere an den Standorten mit Kaplan-Rohrturbinen, aber auch am VLH-Standort Baierbrunn mit hoher Prävalenz bei den nach der Turbinenpassage gestorbenen Fischen auftraten. Dieses Untercluster beinhaltet vor allem schwerwiegende Verletzungen wie beispielsweise Amputationen am Kopf oder Körper, Quetschungen am Körper, Verletzungen der Wirbelsäule und der Schwimmblase, die vermutlich eine Hauptursache für die beobachtete Mortalität nach der Turbinenpassage waren. Im Untercluster 2a befinden sich vor allem Verletzungen des Kopfes (Hautverletzungen, Pigmentveränderungen, Einblutungen und Gasblasen in den Augen), die häufig mit etwas geringerer Prävalenz als die oben genannten Verletzungen bei den nach der Turbinenpassage gestorbenen Fischen beobachtet wurden. Im Untercluster 2b befinden sich überwiegend Verletzungen, die entweder selten auftraten oder durch die Kraftwerkspassage nicht besonders verstärkt wurden (geringere korrigierte Prävalenz), wie z.B. Frakturen von Flossenstrahlenträgern oder Pigmentveränderungen am Kiemendeckel.



Abbildung 7 Verletzungsprävalenz (= Anteil an Fischen mit einer bestimmten Verletzung) über alle bei den standardisierten Fischzugaben untersuchten Fische, die nach der Turbinenpassage (Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen) sofort oder innerhalb der 96 h Hälterung gestorben sind. Die Prävalenzwerte wurden nach den Formeln zur Berechnung der kraftwerksbedingten Mortalität (siehe Band 1, Kapitel 6.12.2) um standortspezifische fang- und handlingbedingte Effekte korrigiert. Graue Felder zeigen an, dass die Korrektur um fang- und handlingbedingte Effekte zu negativen Werten führte, d.h. die beobachteten Verletzungen waren nicht auf die Turbinenpassage zurückzuführen. Generell waren die Intensität und die Art der Verletzungen, die durch die Passage der Kraftwerksanlagen verursacht wurden, stark artspezifisch (Abbildung 8, Abbildung 9, Abbildung 10, Abbildung 11 sowie Abbildung 31 und Abbildung 32 im Anhang).

Bezüglich der fischartenspezifischen Ergebnisse muss erneut darauf hingewiesen werden, dass die Fischarten Barbe, Äsche, Huchen und Rotauge nicht an den konventionellen Kraftwerksanlagen in Baiersdorf-Wellerstadt und Lindesmühle getestet wurden, sondern nur an Standorten mit innovativen Kraftwerkstechniken. Um dennoch einen mit gleicher Methodik erhobenen Teildatensatz über alle Untersuchungsstandorte zu erhalten, wurden die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch an allen Anlagen verwendet. Die insgesamt höchsten mittleren kumulativen Verletzungsintensitäten im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen wurden für den Aal nach Passage der Kaplan-Rohrturbinen der Wasserkraftanlagen Lindesmühle (Vergleich nur für äußere Verletzungen möglich; siehe Tabelle 8 im Anhang und Band 4, Kapitel 2.1.2.4) und Baiersdorf-Wellerstadt beobachtet (Abbildung 8). Bei Aalen, die die Kaplan-Rohrturbinen in Höllthal und am beweglichen Kraftwerk in Eixendorf passiert haben, war die kumulative Verletzungsintensität nach der Turbinenpassage ebenfalls deutlich höher als in der Kontrollgruppe Hamen (Abbildung 8). Durch die Passage der Kaplan-Rohrturbinen an den Standorten Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt und Eixendorf erlitten die Aale überwiegend Amputationen und Quetschungen an Kopf und Körper, Kopffrakturen, Hautverletzungen sowie Einblutungen im Auge. An der Kaplan-Rohrturbine in Höllthal hingegen waren nach der Kraftwerkspassage insbesondere die Verletzungsintensitäten von inneren Verletzungen wie Stauchungen und Verformungen der Wirbelsäule sowie Verletzungen des Rückgrates höher als in der Kontrollgruppe Hamen. Schwerwiegende Quetschungen oder Frakturen wurden an der Kaplan-Rohrturbine in Höllthal seltener festgestellt. Dennoch wiesen 7% der Aale nach der Kraftwerkspassage Amputationen von Körperteilen auf (13% in Baiersdorf-Wellerstadt, 43% in Lindesmühle, 5% in Eixendorf, Tabelle 8 im Anhang). Im Gegensatz dazu waren die kumulativen Verletzungsintensitäten der Aale nach der Passage der Kaplan-Rohrturbinen des Schachtkraftwerks in Großweil meist nur geringfügig höher als in der Kontrollgruppe Hamen, was sich auch in der geringen Mortalitätsrate von < 2% widerspiegelt. Schwere Verletzungen wie Amputationen, Quetschungen und Frakturen an Kopf und Körper wurden am Standort Großweil nur selten beobachtet, wohingegen Einblutungen im Kopf und Gasblasen in der Leibeshöhle regelmäßiger auftraten (Abbildung 8). Nach der Passage der VLH-Turbinen waren die Verletzungen der Aale ebenfalls weniger schwerwiegend (z.B. Pigmentveränderungen, Hautverletzungen) als bei den Kaplan-Rohrturbinen an den Standorten Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf und Höllthal oder es wurden nur innere Verletzungen

dokumentiert (z.B. innere Blutungen). Die standortspezifische Analyse der inneren Verletzungen von Aalen nach der Turbinenpassage am VLH-Standort Au (Abbildung 24 in Band 5) zeigt allerdings, dass die äußerlich unverletzten, aber dennoch verendeten Tiere eine Vielzahl an Frakturen und Verformungen der Wirbelsäule und anderer Skelettelemente aufwiesen, die nur auf den Röntgenbildern sichtbar waren. Allerdings handelte es sich dabei nur um wenige Fische (Mortalitätsrate < 1%, vier Aale). Ein ähnliches Bild zeigte sich auch am VLH-Standort Baierbrunn. Dementsprechend wiesen auch < 1% der Aale nach der Passage der VLH-Turbinen Amputationen von Körperteilen auf. Ursächlich für die Mortalität der Aale nach der Kraftwerkspassage an den Standorten mit Kaplan- und VLH-Turbinen waren vermutlich insbesondere Amputationen und Quetschungen an Kopf und Körper, Kopf- und Wirbelsäulenfrakturen sowie innere Blutungen, die im Vergleich zu Aalen, welche die Turbinenpassage überlebt haben, meist mit deutlich höherer Intensität auftraten (Abbildung 10). Die Passage der Wasserkraftschnecken an den Standorten Heckerwehr und Höllthal überstanden die Aale annähernd verletzungsfrei. Die SIMPER-Analyse (Abbildung 8; Bände 6 und 9) konnte hier keine Verletzungen identifizieren, die nach der Turbinenpassage mit erhöhter Intensität im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen vorgekommen sind und wesentlich zum Unterschied zur Kontrollgruppe Hamen beigetragen haben.

Obwohl die Fischart Nase mitunter die höchsten Mortalitätsraten von allen getesteten Fischarten aufwies (z.B. an den Standorten Eixendorf und Höllthal), konnten an den meisten Standorten nur Verletzungen relativ geringer mittlerer Intensität spezifisch der Turbinenpassage zugeordnet werden (Abbildung 8). An den Standorten Lindesmühle und Eixendorf (beides Kaplan-Rohrturbinen) konnten die inneren Verletzungen der Nasen aufgrund der infolge niedriger Wiederfangraten geringen Stichprobenanzahl in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage (Lindesmühle: nur ein Individuum mit Turbinenpassage eingefroren) bzw. eines technischen Fehlers bei der Gefrierkonservierung (Eixendorf) nicht ausgewertet werden (siehe Bände 4 und 7). Folglich sind diese Standorte für die Nase in Abbildung 8 nicht enthalten und es wurde daher für die Interpretation auf die Auswertungen der äußeren Verletzungen in den Bänden 4 und 7 zurückgegriffen. Bei der Nase wurden die höchsten Verletzungsintensitäten nach der Turbinenpassage an den Standorten Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf und Baierbrunn festgestellt. Für die Standorte Lindesmühle und Eixendorf (beides Kaplan-Rohrturbinen) wurden zudem die höchsten Mortalitätsraten beobachtet. Nach der Passage der Kaplan-Rohrturbinen in Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt und Eixendorf traten trotz der vergleichsweise geringen Körpergröße der getesteten Nasen (maximale Totallängen: Lindesmühle 12,6 cm, Baiersdorf-Wellerstadt 12,4 cm, Eixendorf 20,4 cm) regelmäßig Amputationen von Körperteilen auf (Lindesmühle
17% der Nasen, Baiersdorf-Wellerstadt 1%, Eixendorf 19%, Tabelle 8 im Anhang). Darüber hinaus wurden innere und äußere Einblutungen, Hautverletzungen und Veränderungen der Schwimmblase festgestellt (Abbildung 8; Bände 4 und 7). Im Gegensatz dazu waren die Verletzungen nach Passage der Kaplan-Rohrturbinen in Großweil und Höllthal von geringerer Intensität als an den Kaplan-Standorten Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf und dem VLH-Standort Baierbrunn. Jedoch traten auch an den Kaplan-Rohrturbinen in Großweil und Höllthal vereinzelt Amputationen von Körperteilen auf (Großweil 4% der Nasen, Kaplan-Rohrturbine Höllthal 2%, Tabelle 8 im Anhang), wobei zu beachten ist, dass die maximalen Totallängen der getesteten Nasen dort etwas größer waren als an den übrigen Standorten (maximale Totallängen: Großweil 29,7 cm, Höllthal 26,4 cm; Tabelle 7 im Anhang). Trotz der relativ hohen kumulativen Verletzungsintensität der Nasen nach Passage der VLH-Turbine in Baierbrunn war ihre Mortalität an diesem Standort (max. 15%) niedriger als an anderen Standorten mit vergleichsweise geringeren Verletzungsintensitäten (z.B. Höllthal: Mortalität bis 33% bei der Kaplan-Rohrturbine und bis 26% bei den Wasserkraftschnecken). Am VLH-Standort Au sowie an den Wasserkraftschnecken in Höllthal und am Heckerwehr wurden Kopf, vorwiegend Einblutungen im Auge und am Hautverletzungen und Pigmentveränderungen nach der Passage der Kraftwerke festgestellt (Abbildung 8). Amputationen von Körperteilen traten sowohl bei Wasserkraftschnecken als auch bei VLH-Turbinen bei weniger als 1% der Nasen auf. Auffällig war, dass Pigmentveränderungen am VLH-Standort Baierbrunn bei Nasen mit Turbinenpassage im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen mit besonders hoher Intensität auftraten. Darüber hinaus war der prozentuale Anteil an Nasen mit Veränderungen der Schwimmblase nach Passage der Wasserkraftschnecke am Standort Heckerwehr um ca. 20% höher als in der Kontrollgruppe Hamen (Tabelle 8 im Anhang). Obwohl an allen Untersuchungsstandorten die Verletzungsintensität bei toten Nasen nach der Kraftwerkspassage gegenüber überlebenden Nasen zum Teil deutlich erhöht war, wurden schwerwiegende Verletzungen wie Amputationen und Quetschungen an Kopf und Körper, Kopf- und Wirbelsäulenfrakturen oder innere Blutungen meist nur vereinzelt beobachtet (Abbildung 10).

Bei der **Bachforelle** wurden insbesondere an den Wasserkraftschnecken in Höllthal und am Heckerwehr relativ niedrige kumulative Verletzungsintensitäten von Fischen mit Turbinenpassage im Vergleich zu Fischen ohne Turbinenpassage beobachtet. Es wurden aber immer wieder Fische mit Amputationen von Körperteilen dokumentiert, deren Anteil je nach Turbinentyp und Standort unterschiedlich hoch war (z.B. ca. 1% an den Wasserkraftschnecken der Standorte Höllthal und Heckerwehr, 9% in Eixendorf, 4% an der Kaplan-Rohrturbine in Höllthal und 3% an der VLH-Turbine in Baierbrunn, Tabelle 8 im

Anhang). Weiterhin wurden nach Passage der Kaplan-Rohrturbinen in Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil und Höllthal sowie der VLH-Turbine in Baierbrunn zudem regelmäßig Veränderungen des Schwimmblasen-Volumens festgestellt. In Baiersdorf-Wellerstadt war bei 13% der geröntgten Bachforellen die Schwimmblase nach der Kraftwerkspassage vollständig entleert, in Eixendorf bei 16%, in Großweil bei 14%, in Höllthal (Kaplan-Rohrturbine) bei 16% und in Baierbrunn bei 22% (Tabelle 8 im Anhang). Diese Verletzungen sind jedoch aufgrund ihres unregelmäßigen Vorkommens nicht im Ergebnis der SIMPER Analyse enthalten. Die höchsten kumulativen Verletzungsintensitäten nach SIMPER traten bei Bachforellen mit Turbinenpassage im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen an den VLH-Turbinen in Baierbrunn und Au und der Kaplan-Rohrturbine in Eixendorf auf (Abbildung 8), was sich auch in den vergleichsweise hohen Mortalitätsraten an diesen Standorten widerspiegelt (Eixendorf 15-22%, Baierbrunn 12–20%, Au 0–14%). Für den Standort Lindesmühle war aufgrund geringer Stichprobenzahlen bei geröntgten Fischen infolge niedriger Wiederfangraten zwar keine kombinierte Auswertung von äußeren und inneren Verletzungen der Bachforelle möglich, die kumulative Intensität äußerer Verletzungen (siehe Band 4, Kapitel 2.1.2.4) war jedoch ähnlich hoch wie an den Standorten Eixendorf, Baierbrunn und Au und entspricht auch der dort beobachteten relativ hohen Mortalität (14-31%). Generell fällt bei der Bachforelle auf, dass an allen Standorten Pigmentveränderungen an Kopf und/oder Körper nach der Kraftwerkspassage mit meist deutlich höherer Intensität im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen auftraten (v.a. VLH-Turbinen in Baierbrunn und Au und Kaplan-Rohrturbine in Eixendorf). An den Kaplan-Rohrturbinen in Baiersdorf-Wellerstadt, Großweil und Höllthal wurden außerdem Verformungen der Rippen in erhöhter Intensität nach der Kraftwerkspassage beobachtet. Regelmäßig nach der Turbinenpassage auftretende Verletzungen waren weiterhin Gasblasen in der Leibeshöhle (v.a. Kaplan-Rohrturbinen in Großweil und Wasserkraftschnecke am Heckerwehr) sowie Hautverletzungen an Kopf und Körper (v.a. Kaplan-Rohrturbinen in Eixendorf und Höllthal und Wasserkraftschnecken in Höllthal und am Heckerwehr; Abbildung 8). An allen Standorten war die kumulative Verletzungsintensität von Bachforellen, die nach der Kraftwerkspassage gestorben sind, im Vergleich zu den überlebenden Bachforellen mit Turbinenpassage generell meist deutlich höher. Bei toten Bachforellen wurden insbesondere höhere Verletzungsintensitäten von Pigmentveränderungen und Hautverletzungen an Kopf und Körper, Verformungen der Rippen und Gasblasen in der Leibeshöhle im Vergleich zu überlebenden Bachforellen festgestellt, wohingegen unmittelbar letale Verletzungen wie schwerwiegende Quetschungen oder Kopfund Wirbelsäulenfrakturen meist nur vereinzelt beobachtet wurden (Abbildung 10).

Beim Flussbarsch wurden ähnlich hohe kumulative Verletzungsintensitäten nach der Kraftwerkspassage im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen beobachtet wie beim Aal (Abbildung 8). Die höchsten kumulativen Verletzungsintensitäten wiesen Flussbarsche nach Passage der Kaplan-Rohrturbine in Eixendorf gefolgt von der VLH-Turbine in Baierbrunn auf, was sich auch in den Mortalitätsraten von 14–21% für Eixendorf und 7–10% für Baierbrunn widerspiegelt. Im Gegensatz dazu lagen die Mortalitätsraten an den Kaplan-Rohrturbinen in Lindesmühle und Großweil mit 17–21% bzw. 12–19% zwar in einem ähnlichen Bereich, dort wurden aber für den Flussbarsch deutlich niedrigere kumulative Verletzungsintensitäten nach der Kraftwerkspassage im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen festgestellt (in Lindesmühle war beim Flussbarsch aufgrund geringer Stichprobenzahlen bei geröntgten Fischen infolge niedriger Wiederfangraten nur eine Auswertung von äußeren Verletzungen möglich; siehe Band 4, Kapitel 2.1.2.4). Weiterhin auffällig war die sehr hohe Mortalitätsrate der Flussbarsche von bis zu 50% an der Wasserkraftschnecke am Standort Heckerwehr (Abbildung 3), die sich nicht durch die vergleichsweise niedrige kumulative Verletzungsintensität nach der Kraftwerkspassage erklären lässt und, wie im Kapitel 1.1.2 erläutert, vermutlich durch eine geschwächte Ausgangskondition verursacht wurde. Generell waren an allen Standorten, mit Ausnahme der Kaplan-Rohrturbinen in Großweil und der Wasserkraftschnecken in Höllthal, die Verletzungsintensitäten von Pigmentveränderungen an Kopf und Körper nach der Kraftwerkspassage deutlich höher als in der Kontrollgruppe Hamen. Weitere regelmäßig nach der Turbinenpassage auftretende Verletzungen waren Einblutungen im Kopf (v.a. Baiersdorf-Wellerstadt), Verformungen und Frakturen von Rippen und Wirbelsäule (v.a. Eixendorf), Gasblasen in Kopf und Leibeshöhle (v.a. Großweil und Baierbrunn) sowie Hautverletzungen (v.a. Eixendorf und Baierbrunn). Nach der Passage der Kaplan-Rohrturbinen in Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil und Höllthal traten zudem regelmäßig Veränderungen des Schwimmblasen-Volumens auf. In Baiersdorf-Wellerstadt war bei 13% der geröntgten Flussbarsche die Schwimmblase nach der Kraftwerkspassage vollständig entleert, in Eixendorf bei 20%, in Großweil bei 4% und in Höllthal bei 5% (Tabelle 8 im Anhang). Aufgrund der fehlenden Verbindung zum Darm ist dies beim Flussbarsch mit großer Wahrscheinlichkeit auf eine geplatzte Schwimmblase zurückzuführen. In Lindesmühle wurde dies ebenfalls bei fünf Flussbarschen nach der Turbinenpassage beobachtet, allerdings war hier die Stichprobengröße sehr gering (Versuchsgruppe Turbine & Rechen: n = 2, Turbine: n = 9). Im Gegensatz zu den Standorten mit Kaplan-Rohrturbinen wurden regelmäßig auftretende Veränderungen der Schwimmblase an den Standorten mit VLH-Turbinen und Wasserkraftschnecken nur vereinzelt festgestellt. Allerdings gab es auch einzelne Flussbarsche, die nach Passage der VLH-Turbine in Baierbrunn eine vollständig entleerte und daher wahrscheinlich geplatzte Schwimmblase aufwiesen (2%, Tabelle 8 im Anhang). Auch 32

Amputationen von Körperteilen traten an den Standorten mit VLH-Turbinen und Wasserkraftschnecken deutlich seltener auf als an den Standorten mit Kaplan-Rohrturbinen (Tabelle 8 im Anhang). Aus dem Vergleich der Verletzungsmuster von Flussbarschen, welche nach der Kraftwerkspassage gestorben sind, mit Flussbarschen, welche die Turbinenpassage überlebt haben. geht hervor, dass an allen Standorten insbesondere die Verletzungsintensitäten von Pigmentveränderungen an Kopf und Körper bei toten Flussbarschen deutlich höher waren als bei überlebenden Flussbarschen. Regelmäßig auftretende Verletzungen, die vermutlich letal waren, waren beispielsweise schwerwiegende Verformungen und Frakturen der Wirbelsäule (v.a. Kaplan-Rohrturbinen in Eixendorf und Höllthal, VLH-Turbine in Baierbrunn) und Amputationen des Kopfes (v.a. Kaplan-Rohrturbine Höllthal; Abbildung 10).

Bei der Barbe waren die kumulativen Verletzungsintensitäten nach der Kraftwerkspassage meist nur geringfügig höher als in der Kontrollgruppe Hamen und im Vergleich zu den anderen getesteten Fischarten generell am geringsten. Die höchsten kumulativen Verletzungsintensitäten nach der Kraftwerkspassage wurden an den Standorten mit Kaplan-Rohrturbinen Eixendorf, Großweil und Höllthal beobachtet. Neben äußeren Verletzungen wie Einblutungen am Kopf handelte es sich überwiegend um ausschließlich auf den Röntgenbildern sichtbare Verletzungen wie Verformungen der Rippen, Einblutungen in der Leibeshöhle (v.a. Kaplan-Rohrturbine Höllthal) sowie Gasblasen im Kopf und in der Leibeshöhle (v.a. Großweil, Heckerwehr, Baierbrunn). Die Intensität dieser Verletzungen war jedoch nach der Kraftwerkspassage gegenüber der Kontrollgruppe Hamen meist nur leicht erhöht (Abbildung 9). Die Passage der Wasserkraftschnecken am Standort Höllthal überstanden die Barben annähernd unverletzt, während die Passage des beweglichen Kraftwerks mit Kaplan-Rohrturbine in Eixendorf einen vergleichsweise deutlichen Effekt hatte, unter anderem auch mit unmittelbar letalen Verletzungen wie Amputationen des Kopfes. Insgesamt wiesen hier 20% der Barben Amputationen von Körperteilen auf (Tabelle 8 im Anhang). Darüber hinaus wurden an diesem Standort eine im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen erhöhte Intensität von Pigmentveränderungen, Hautverletzungen und Quetschungen am Körper sowie äußerlich sichtbare Verletzungen des Rückgrats nach der Passage der Kaplan-Rohrturbine des beweglichen Kraftwerks beobachtet (Abbildung 9). Die Ergebnisse zu den Verletzungsmustern der Barbe stimmen auch mit den niedrigen Mortalitätsraten der Barbe an den Wasserkraftschnecken in Höllthal (< 2%) und am Heckerwehr (< 1%) sowie an den VLH-Turbinen in Au (2,5–4,1%) im Gegensatz zu hohen Werten von 25–26% am Standort Eixendorf überein. Für den Standort Baierbrunn (VLH-Turbine), an dem mit bis zu 27% bei Niedriglast (Versuchsgruppe Turbine & Rechen) eine ähnlich hohe Mortalitätsrate für die Barbe wie am Standort Eixendorf beobachtet wurde (Abbildung 4), konnten im Gegensatz zum Standort Eixendorf (Kaplan-Rohrturbine) nur sehr geringe Unterschiede in der Intensität regelmäßig auftretender Verletzungen zwischen Barben mit und ohne Turbinenpassage beobachtet werden (Einblutungen im Kopf, Gasblasen in Kopf und Leibeshöhle, Abbildung 9). Auch Amputationen von Körperteilen traten nach der Turbinenpassage in Baierbrunn mit 2% bei einem wesentlich geringeren Anteil der Barben auf als in Eixendorf (20%, Tabelle 8 im Anhang). Aus dem Vergleich der Verletzungsmuster von Barben, welche nach der Kraftwerkspassage gestorben sind, mit überlebenden Barben geht hervor, dass für die kraftwerksbedingte Mortalität der Barben vermutlich insbesondere Amputationen des Kopfes, Einblutungen im Kopf und in der Leibeshöhle, Gasblasen in Kopf und Leibeshöhle, Quetschungen des Körpers und Verletzungen des Rückgrates verantwortlich sind (Abbildung 11).

Beim Rotauge wurden, ähnlich wie bei der Nase, trotz der teilweise sehr hohen Mortalitätsraten (insbesondere VLH-Turbine in Baierbrunn, bis zu 64% bei Niedriglast, siehe Kapitel 1.1.2) relativ geringe kumulative Verletzungsintensitäten von Fischen mit Turbinenpassage im Vergleich zu Fischen der Kontrollgruppe Hamen nachgewiesen. Ähnlich wie bei der Barbe wurde die höchste kumulative Verletzungsintensität gegenüber der Kontrollgruppe Hamen nach der Passage des beweglichen Kraftwerks mit Kaplan-Rohrturbine in Eixendorf beobachtet (Abbildung 9), wo 17% der Rotaugen nach der Kraftwerkspassage Amputationen von Körperteilen aufwiesen (Tabelle 8 im Anhang). Neben Amputationen wurden gegenüber der Kontrollgruppe Hamen vor allem erhöhte Verletzungsintensitäten von Frakturen der Rippen, Hautverletzungen an Kopf und Körper sowie Einblutungen am Kopf nach der Turbinenpassage festgestellt (Abbildung 9). An den Kaplan-Rohrturbinen in Großweil und Höllthal waren nach der Kraftwerkspassage insbesondere die Verletzungsintensitäten von Einblutungen an Augen, Kopf und Körper, Hautverletzungen sowie Pigmentveränderungen am Körper höher als in der Kontrollgruppe Hamen. Bei den Rotaugen, welche die VLH-Turbinen am Standort Au passiert haben, war insbesondere die Intensität von inneren Blutungen und Pigmentveränderungen an Kopf und Körper gegenüber der Kontrollgruppe Hamen erhöht. Weiterhin fiel auf, dass am Standort Au ein relativ hoher Anteil an Rotaugen mit Turbinenpassage im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen Veränderungen der Schwimmblase aufwies (Versuchsgruppe Turbine & Rechen: 23%, Hamen: 6%, Tabelle 8 im Anhang). Trotz der sehr hohen Mortalitätsraten der Rotaugen an der VLH-Turbine in Baierbrunn (Abbildung 4), konnten, außer einer gegenüber der Kontrollgruppe Hamen nur geringfügig erhöhten Intensität von Einblutungen im Auge und inneren Blutungen, keine Verletzungen spezifisch der Kraftwerkpassage zugeordnet werden. Nach der Passage der Wasserkraftschnecken (Heckerwehr und Höllthal) wurde im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen eine leicht erhöhte Intensität von Einblutungen an Augen, Kopf und Körper, Gasblasen im Kopf sowie Pigmentveränderungen an Kopf und Körper beobachtet (Abbildung 9). Generell wurden bei Rotaugen, die nach der Kraftwerkspassage gestorben sind, im Vergleich zu überlebenden Rotaugen höhere Verletzungsintensitäten von Pigmentveränderungen an Kopf und Körper, Hautverletzungen sowie Einblutungen im Auge festgestellt. Am Standort Eixendorf waren zudem die Verletzungsintensitäten von Amputationen des Kopfes sowie von Frakturen und Verformungen der Rippen bei Rotaugen, welche nach der Kraftwerkspassage gestorben sind, höher als bei Rotaugen, die die Kraftwerkspassage überlebt haben (Abbildung 11).

Bei der Äsche wurden hauptsächlich Veränderungen der Schwimmblase, Pigmentveränderungen an Kopf und Körper und Gasblasen in der Leibeshöhle nach der Kraftwerkspassage mit erhöhter Intensität im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen festgestellt (Abbildung 9). Auffällig war, dass der Anteil an Äschen mit Veränderungen der Schwimmblase an allen Standorten nach der Kraftwerkspassage gegenüber der Kontrollgruppe Hamen erhöht war. Vor allem an der Kaplan-Rohrturbine in Eixendorf war der Anteil geröntgter Äschen mit vollständig entleerter Schwimmblase nach der Kraftwerkspassage mit 20% vergleichsweise hoch (Tabelle 8 im Anhang). Die höchsten kumulativen Verletzungsintensitäten im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen traten nach Passage der VLH-Turbinen an den Standorten Baierbrunn und Au sowie der Kaplan-Rohrturbine des Kraftwerks Zu dieser beweglichen in Eixendorf auf. erhöhten kumulativen Verletzungsintensität haben hauptsächlich Pigmentveränderungen (Standorte Eixendorf, Baierbrunn, Au), Einblutungen im Auge und Hautverletzungen (VLH-Turbinen in Au), innere Blutungen (VLH-Turbine in Baierbrunn) und äußerlich sichtbare Verletzungen des Rückgrats (VLH-Turbinen in Au und Kaplan-Rohrturbine in Eixendorf) beigetragen. Darüber hinaus wiesen in Eixendorf 18% und in Baierbrunn 5% der Äschen Amputationen von Körperteilen auf (Tabelle 8 im Anhang). An der Wasserkraftschnecke am Standort Heckerwehr waren nach der Kraftwerkspassage insbesondere die Verletzungsintensitäten von Gasblasen in der Leibeshöhle und Pigmentveränderungen am Körper höher als in der Kontrollgruppe Hamen. Wasserkraftanlagen An den beiden in Höllthal (Kaplan-Rohrturbine und Wasserkraftschnecken) sowie an den Kaplan-Rohrturbinen des Schachtkraftwerks in Großweil wurden bis auf minimal erhöhte Intensitäten von beispielsweise Einblutungen im Kopf, inneren Blutungen und Gasblasen in der Leibeshöhle im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen keine regelmäßig wiederkehrenden Verletzungen nach der Kraftwerkspassage nachgewiesen (Abbildung 9). Dies ist überraschend, da die Mortalität der Äsche an den beiden Wasserkraftanlagen in Höllthal (Kaplan-Rohrturbine und Wasserkraftschnecken jeweils bis zu 13%) und am Schachtkraftwerk in Großweil (bis zu 17%) etwas höher war als nach Passage der VLH-Turbinen in Au (bis zu 10%). Dabei ist anzumerken, dass die Äschen am Standort Höllthal in der Kontrollgruppe Vorschädigung eine verhältnismäßig hohe Mortalität von 7% nach 96 h Hälterung hatten. Dennoch war die Intensität und die Häufigkeit der Verletzungen nach der Turbinenpassage durchschnittlich höher als in der Kontrollgruppe Hamen (Tabelle 8 im Anhang). Aus dem Vergleich der Verletzungsmuster von Äschen, welche nach der Kraftwerkspassage gestorben sind, mit überlebenden Äschen geht hervor, dass bei toten Äschen die Verletzungsintensitäten insbesondere von Pigmentveränderungen an Kopf und Körper, Verletzungen des Rückgrates, inneren Blutungen sowie Einblutungen im Auge höher waren als bei überlebenden Äschen (Abbildung 11).

Beim Huchen wurde ähnlich wie bei der Äsche und Bachforelle nach der Kraftwerkspassage an den meisten Standorten eine erhöhte mittlere Intensität von Pigmentveränderungen an Kopf und Körper im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen beobachtet (Abbildung 9). Wie bei der Äsche war beim Huchen an allen Standorten, im Fall des Huchens mit Ausnahme der Wasserkraftschnecken in Höllthal, der Anteil an Fischen mit Veränderungen der Schwimmblase nach der Kraftwerkspassage im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen erhöht (Tabelle 8 im Anhang). Besonders ausgeprägt waren die Veränderungen der Schwimmblase nach der Passage des beweglichen Kraftwerks mit Kaplan-Rohrturbine in Eixendorf, wo mit einer Mortalitätsrate von bis zu 42% bei Niedriglast für den Huchen auch die höchste Mortalität im Vergleich zu den anderen untersuchten Standorten beobachtet wurde (Abbildung 4). Hier war bei 27% der geröntgten Huchen die Schwimmblase nach der Kraftwerkspassage vollständig entleert, was auf eine geplatzte Schwimmblase hindeutet. In Eixendorf traten zudem bei den Huchen nach der Turbinenpassage auch Amputationen des Kopfes und Hautverletzungen am Körper mit erhöhter mittlerer Intensität im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen auf (Abbildung 9). Am Schachtkraftwerk am Standort Großweil waren nach Passage der Kaplan-Rohrturbinen neben Pigmentveränderungen insbesondere auch die Verletzungsintensitäten von inneren Blutungen, Verformungen der Rippen und Stauchungen der Wirbelsäule höher als in der Kontrollgruppe Hamen. Weiterhin wurde bei 5% der geröntgten Huchen nach der Kraftwerkspassage eine vollständig entleerte Schwimmblase festgestellt. Nach Passage der Kaplan-Rohrturbine am Standort Höllthal wiesen die Huchen ebenfalls höhere Intensitäten von Pigmentveränderungen und Veränderungen der Schwimmblase (7% der Huchen hatten eine vollständig entleerte Schwimmblase) im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen auf, wenn auch die kumulative Verletzungsintensität geringer war als an den Kaplan-Rohrturbinen in Eixendorf und Großweil. Ein Anteil von 2%

der Huchen wies nach der Passage der Kaplan-Rohrturbine in Höllthal Amputationen von Körperteilen auf. Im Vergleich dazu lag der Anteil von Huchen mit Amputationen von Körperteilen nach der Turbinenpassage bei 18% in Eixendorf bzw. 7% in Großweil (Tabelle 8 im Anhang). An der Wasserkraftschnecke in Höllthal konnten im Gegensatz zu den untersuchten Kaplan-Rohrturbinen in Eixendorf, Großweil und Höllthal, bis auf gegenüber der Kontrollgruppe Hamen minimal erhöhte Intensitäten von Einblutungen am Körper und in den Flossen und Pigmentveränderungen am Kiemendeckel, keine weiteren regelmäßig auftretenden Verletzungen der Kraftwerkspassage zugeordnet werden (Abbildung 9), was sich auch in der Mortalität von 0% widerspiegelt (Abbildung 4). Nach der Passage der VLH-Turbinen an den Standorten Au und Baierbrunn war beim Huchen vor allem die mittlere Intensität von Pigmentveränderungen und inneren Blutungen (nur Baierbrunn) höher als in der Kontrollgruppe Hamen (Abbildung 9). Die kumulative Verletzungsintensität war bei beiden VLH-Standorten ähnlich, obwohl die Mortalität der Huchen in Baierbrunn mit bis zu 30% deutlich höher war als in Au mit bis zu 8% (Abbildung 4). An der Wasserkraftschnecke am Heckerwehr wurde der Huchen nicht getestet, da die Fischart im Main-Einzugsgebiet nicht heimisch ist. Huchen, die nach der Kraftwerkspassage gestorben sind, hatten im Vergleich zu überlebenden den Huchen generell eine erhöhte mittlere Intensität von Pigmentveränderungen an Kopf und Körper. Darüber hinaus wurden bei toten Huchen auch höhere Intensitäten von schwerwiegenden Verletzungen wie Amputationen des Kopfes (Eixendorf), inneren Blutungen, Frakturen und Verformungen der Rippen (Großweil) und Verletzungen des Rückgrates (Au) als mögliche Ursache für die Mortalität nach der Kraftwerkspassage beobachtet (Abbildung 11).





Abbildung 8 und Abbildung 9 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\ge 5\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen Fischen mit Turbinenpassage der Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen (MT) und Fischen der Kontrollgruppe Hamen (HAM) für die acht untersuchten Fischarten an den verschiedenen Wasserkraftanlagen (die Arten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen wurden an den Anlagen Baiersdorf-Wellerstadt und Lindesmühle nicht untersucht, der Huchen wurde darüber hinaus am Heckerwehr nicht untersucht). Dargestellt sind nur Individuen, die sowohl auf äußere als auch auf innere Verletzungen untersucht wurden. Aufgrund geringer Stichprobenzahlen bei geröntgten Fischen infolge niedriger Wiederfangraten war für diesen Vergleich keine Auswertung der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch am Standort Lindesmühle möglich. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität in der Kontrollgruppe Hamen (HAM). Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = P < 0,05, ** = P < 0,01, *** = P < 0,001.





Abbildung 10 und Abbildung 11 Aufsummierte Differenz (∑ △) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit ≥ 5%) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen Fischen, die nach der Turbinenpassage (Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen) gestorben sind (MT tot) und Fischen, die die Turbinenpassage überlebt haben (MT leb) für die acht untersuchten Fischarten an den verschiedenen Wasserkraftanlagen (die Arten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen wurden an den Anlagen Baiersdorf-Wellerstadt und Lindesmühle nicht untersucht, der Huchen wurde darüber hinaus am Heckerwehr nicht untersucht). Dargestellt sind nur Individuen, die sowohl auf äußere als auch auf innere Verletzungen untersucht wurden. Aufgrund geringer Stichprobenzahlen bei geröntgten Fischen infolge niedriger Wiederfangraten (Lindesmühle) bzw. eines technischen Problems bei der Gefrierkonservierung (Eixendorf) war für diesen Vergleich keine Auswertung für Nase, Bachforelle und Flussbarsch in Lindesmühle bzw. Nase in Eixendorf möglich. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der jeweiligen Verletzungskategorie von Fischen mit Turbinenpassage (MT) an, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität in der Kontrollgruppe Hamen (HAM). Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = P < 0.05, ** = P < 0.01, *** = P < 0,001. Man beachte die unterschiedliche Skalierung der y-Achse bei Aal und Barbe (#) im Vergleich zu den restlichen Fischarten.

1.1.4. Physikalische Bedingungen während der Turbinenpassage und der Passage alternativer Abstiegskorridore

Kenntnisse über die Wahrscheinlichkeit und Schwere von physikalischen Stressoren, die auf Fische während der Passage verschiedener Turbinentypen und alternativer Abstiegskorridore wirken, können einen wichtigen Beitrag leisten, um den Fischschutz an Wasserkraftanlagen zu verbessern. Im Rahmen des Projekts wurden daher die hydraulischen Bedingungen bei der Passage der Kaplan-Rohrturbinen an den Standorten Baiersdorf-Wellerstadt (orografisch linke Turbine), Eixendorf, Großweil und Höllthal, der Wasserkraftschnecken am Heckerwehr und in Höllthal sowie der VLH-Turbinen in Baierbrunn und Au in situ mit einem autonomen Sensor, dem sogenannten Sensorfisch, erfasst (zur Methodik siehe Band 1, 2. aktualisierte Auflage 2022). Weiterhin wurden die alternativen Abstiegskorridore raue Rampe (Baierbrunn), oberflächennahes Abstiegsfenster (Eixendorf, Großweil), sohlnahes Abstiegsfenster, angehobenes Segmentschütz und Wehrüberfall mit anschließender rauen Rampe (jeweils Großweil) mit Sensorfischen untersucht. Dabei wurden Kollisionsereignisse, Druckveränderungen und Scherkräfte gemessen und quantifiziert. Es wurden insgesamt 497 Sensorfisch-Durchläufe mit Turbinenpassage durchgeführt, wovon 354 zu verwertbaren Daten führten (Tabelle 12 im Anhang). An den alternativen Abstiegskorridoren erfolgten 169 Sensorfisch-Durchgänge, von denen 146 Datensätze ausgewertet werden konnten.

Vergleich der physikalischen Bedingungen während der Turbinenpassage zwischen den untersuchten Standorten und Turbinentypen

Kollisionsereignisse

Die Ergebnisse der Sensorfisch-Messungen zeigen, dass Fische auch bei der Passage von als "fischverträglich" geltenden innovativen Turbinentypen wie Wasserkraftschnecken und VLH-Turbinen mitunter erheblichen physikalischen Effekten (v.a. Kollisionsereignissen) ausgesetzt sein können. Die potenziellen physikalischen Belastungen der Fische bei der Turbinenpassage waren dabei sehr standortspezifisch und auch bei gleicher Turbinentechnik wurden mitunter deutliche Unterschiede festgestellt. Dieser Befund entspricht auch den stark standortspezifischen Ergebnissen zur turbinenbedingten Mortalität und den äußeren und inneren Verletzungsmustern (Kapitel 1.1.2 und 1.1.3).

Leichte (> 25 g bis 50 g), mäßige (> 50 g bis 95 g) und schwere (> 95 g) Kollisionsereignisse (zur Einstufung siehe Hou et al. 2018), die anhand der Beschleunigung des Sensorfisches gemessen werden und deren Stärke als Faktor der Erdbeschleunigung g (= 9,81 m/s²) beurteilt wird, traten an allen untersuchten Kraftwerksanlagen auf. Schwere Kollisionen > 95 g können für Fische unmittelbar tödlich sein oder schwerwiegende Verletzungen hervorrufen (Deng et al. 2005 & 2007). Vermutlich können aber auch bereits mäßige Kollisionsereignisse zwischen 40 g und 95 g, die sowohl an den untersuchten konventionellen als auch an den innovativen Wasserkraftanlagen sehr häufig gemessen wurden, zu ernsthaften Verletzungen führen. Zudem können sich auch schwächere Kollisionen negativ auf den Zustand des Fisches auswirken, vor allem wenn sie während der Turbinenpassage wiederholt auftreten. Diese Beobachtungen sind vor allem im Hinblick auf die längere Verweildauer in der Turbine bei der Passage der untersuchten Wasserkraftschnecken (ca. 4-5 s) im Vergleich zu den anderen untersuchten Turbinentypen (ca. 1-2 s) relevant, wodurch der Fisch diesem Risiko vergleichsweise lange ausgesetzt ist. Bei Kollisionen mit Werten > 10 g, welche die Sensorfische im Bereich der Turbineneinheit aufgezeichnet haben, gab es weder statistisch Unterschiede signifikante zwischen den Turbinentypen Kaplan-Rohrturbine, Wasserkraftschnecke und VLH-Turbine noch zwischen den einzelnen Standorten. An allen Standorten wurden im unmittelbaren Turbinenbereich wiederholt schwere Kollisionsereignisse > 95 g von den Sensorfischen aufgezeichnet. Die schwersten Kollisionen wurden dabei am Schachtkraftwerk in Großweil (max. 348 g), am beweglichen Kraftwerk in Eixendorf (max. 316 g) und an der VLH-Turbine in Baierbrunn (max. 281 g) gemessen (Abbildung 12, Tabelle 12 im Anhang). Auffällig war vor allem der hohe Anteil an schweren Kollisionsereignissen > 95 g im unmittelbaren Turbinenbereich der VLH-Turbinen in Baierbrunn (Anteil an schweren Kollisionen > 95 g: 56%) und Au (36%), welcher mit

Ausnahme der Kaplan-Rohrturbine in Eixendorf (54%) sogar höher war als an den übrigen Kaplan-Standorten (Baiersdorf-Wellerstadt 26%, Großweil 34%, Höllthal 23%). Ursächlich dafür ist vermutlich die hohe Anzahl von acht Schaufelblättern, die insbesondere an der VLH-Turbine in Baierbrunn in Kombination mit einer für diesen Turbinentyp fallhöhenbedingt ungewöhnlich hohen Drehzahl schwerwiegende und vergleichsweise häufig auftretende Kollisionen hervorruft (Abbildung 12).



Abbildung 12 Box-Whisker Plot der maximalen Kollisionsstärke *g* während der Turbinenpassage im Bereich der Turbineneinheit (Primärachse links) an den untersuchten Standorten mit Kaplan-Rohrturbinen (Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil, Höllthal), Wasserkraftschnecken (Höllthal, Heckerwehr) und VLH-Turbinen (Baierbrunn, Au). Box: 25% Quantil, Median, 75% Quantil; Whisker = Wertebereich bis zum 1,5-fachen Interquantilabstand; Punkte = Werte außerhalb des 1,5-fachen Interquantilabstands. Kollisionsereignisse > 95 *g* (rote Linie) werden als schwere Kollisionsereignisse eingestuft. Graue Balken stellen den prozentualen Anteil an Kollisionsereignissen > 95 *g* im Bereich der Turbineneinheit dar (Sekundärachse rechts); n = Anzahl der Sensorfischdurchgänge.

Kollisionsereignisse wurden jedoch nicht nur unmittelbar an der Turbineneinheit gemessen, sondern auch im Turbinenein- und -auslauf, wenn auch meist in geringerer Häufigkeit und Intensität (Abbildung 13). Generell war bei den untersuchten Turbinentypen Kaplan-Rohrturbine, Wasserkraftschnecke und VLH-Turbine die Kollisionsstärke im unmittelbaren Turbinenbereich statistisch signifikant höher als im jeweiligen Turbineneinund -auslaufbereich. Tendenziell war die Kollisionsstärke am Turbineneinlauf und im unmittelbaren Turbinenbereich der Kaplan-Rohrturbinen höher als an den Wasserkraftschnecken und VLH-Turbinen (Abbildung 13), dieser Unterschied war jedoch statistisch nicht signifikant. An den untersuchten Kaplan- (Kruskal-Wallis-Test: $X^2 = 27,0$; d.f. = 2; P < 0,001) und VLH-Turbinen (Kruskal-Wallis-Test: $X^2 = 20,1$; d.f. = 2; P < 0,001) war auch die Anzahl der schweren Kollisionen > 95 g im unmittelbaren Turbinenbereich signifikant höher als im Turbinenein- und -auslauf, während es bei den Wasserkraftschnecken keine signifikanten Unterschiede in der Anzahl der schweren Kollisionen zwischen den drei Bereichen gab. Bei der Wasserkraftschnecke am Heckerwehr war auffällig, dass bei 69% der Durchgänge Kollisionen beim Austritt ins Unterwasser aufgezeichnet wurden, die vermutlich aus starken Turbulenzen in Kombination mit den dort vorhandenen Strukturen (z.B. Schütztafel, Pfeiler) resultierten.



Abbildung 13 Box-Whisker Plot der maximalen Kollisionsstärke *g* während der Turbinenpassage (Primärachse links) unterteilt nach Turbineneinlauf, Turbine und Turbinenauslauf für die verschiedenen Turbinentypen Kaplan-Rohrturbine (Standorte Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil, Höllthal; n Sensorfischdurchgänge = 180), Wasserkraftschnecke (Standorte Höllthal, Heckerwehr; n Sensorfischdurchgänge = 92) und VLH-Turbine (Standorte Baierbrunn, Au; n Sensorfischdurchgänge = 82). Box: 25% Quantil, Median, 75% Quantil; Whisker = Wertebereich bis zum 1,5-fachen Interquantilabstand; Punkte = Werte außerhalb des 1,5-fachen Interquantilabstands; verschiedene Kleinbuchstaben oberhalb der Box zeigen signifikante Unterschiede in der Kollisionsstärke zwischen Turbineneinlauf, Turbine und Turbinenauslauf innerhalb eines Turbinentyps (paarweiser Mann-Whitney U-Test). Kollisionsereignisse > 95 *g* (rote Linie) werden als schwere Kollisionsereignisse eingestuft. Graue Balken stellen den prozentualen Anteil an Sensorfischen dar, die während der Turbinenpassage Kollisionen > 10 *g* aufzeichneten (Sekundärachse rechts).

Druckveränderungen

Analog zur Kollisionsstärke und der Häufigkeit von schweren Kollisionen > 95 g gab es deutliche standortspezifische Unterschiede im Tiefstdruck während der Turbinenpassage (Kruskal-Wallis-Test: $X^2 = 289,0$; d.f. = 7; P < 0,001; Abbildung 14). Ein starker Druckabfall während der Turbinenpassage deutlich unterhalb des atmosphärischen Drucks (= mittlerer Luftdruck der Atmosphäre auf Meereshöhe, rd. 101 kPa) und damit ein hohes Risiko für Barotrauma-Verletzungen wurde an den Kaplan-Rohrturbinen in Baiersdorf-Wellerstadt (mittlerer Nadir-Druck 67 kPa), Eixendorf (69 kPa) und Höllthal (70 kPa) gemessen. Aber auch an der VLH-Turbine in Baierbrunn war der Tiefstdruck während der Turbinenpassage in einem ähnlichen Bereich wie an den Kaplan-Rohrturbinen in Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf und Höllthal, wobei der mittlere Tiefstdruck mit 66 kPa sogar noch etwas niedriger war als in Baiersdorf-Wellerstadt (Abbildung 14). Im Gegensatz dazu wurde an den VLH-Turbinen in Au und an den Wasserkraftschnecken in Höllthal und am Heckerwehr kein starker Druckabfall beobachtet. Der mit dem Sensorfisch gemessene Tiefstdruck während der Turbinenpassage lag an diesen Standorten in einem ähnlichen Bereich wie der atmosphärische Druck (Mittlerer Nadir-Druck Wasserkraftschnecken Höllthal: 96 kPa, Heckerwehr: 99 kPa, VLH-Turbinen Au: 107 kPa, Abbildung 14, Tabelle 12 im Anhang). Auffällig ist, dass die höchsten Nadir-Drücke an der Kaplan-Rohrturbine in Großweil gemessen wurden. Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass aufgrund der Bauweise des Schachtkraftwerks die Turbinen in einem Schacht unter dem Gewässergrund installiert sind und deshalb der Ausgangsdruck unmittelbar vor der Turbinenpassage höher ist als an den übrigen Standorten.



Abbildung 14 Box-Whisker Plot des gemessenen Tiefstdrucks (= Nadir-Druck; kPa) während der Turbinenpassage an den untersuchten Standorten mit Kaplan-Rohrturbinen (Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil, Höllthal), Wasserkraftschnecken (Höllthal, Heckerwehr) und VLH-Turbinen (Baierbrunn, Au). Box: 25% Quantil, Median, 75% Quantil; Whisker = Wertebereich bis zum 1,5-fachen Interquantilabstand; Punkte = Werte außerhalb des 1,5fachen Interquantilabstands; verschiedene Kleinbuchstaben oberhalb der Box zeigen signifikante Unterschiede im Tiefstdruck zwischen den verschiedenen Standorten (paarweiser Mann-Whitney U-Test). Die blaue Linie kennzeichnet den mittleren Luftdruck der Atmosphäre auf Meereshöhe von ca. 101 kPa; n = Anzahl der Sensorfischdurchgänge. Die mittleren Dekompressionsraten (Druckabfall pro Zeiteinheit, kPa/s) waren an den Kaplan-Standorten Baiersdorf-Wellerstadt und Eixendorf mit 244 kPa/s bzw. 258 kPa/s am höchsten, wobei sehr hohe Dekompressionsraten neben Eixendorf (max. 778 kPa/s) auch an der Kaplan-Rohrturbine in Höllthal (max. 683 kPa/s) und der VLH-Turbine in Baierbrunn (max. 459 kPa/s) gemessen wurden (Tabelle 12 im Anhang). Eine hohe Dekompressionsrate bedeutet, dass der Druckabfall innerhalb sehr kurzer Zeit erfolgt, was in der Regel das Risiko für Barotrauma-Verletzungen erhöht, da den betroffenen Fischen weniger Zeit für einen potenziellen Druckausgleich bleibt.

Die maximale Druckveränderungsrate gibt das Verhältnis des Nadir-Drucks zum maximalen Akklimatisierungsdruck (berechnet aus maximaler Wassertiefe am Turbineneinlauf) unmittelbar vor der Turbinenpassage an. Dabei ist der Akklimatisierungsdruck vor der Turbinenpassage von der Wassertiefe abhängig, in der sich der Fisch vor der Turbinenpassage aufhielt und sich dieser entsprechend angepasst hat. D.h. je größer diese Wassertiefe und je niedriger der Tiefstdruck während der Turbinenpassage ist, desto niedriger ist somit die maximale Druckveränderungsrate. Druckveränderungsraten < 0,7 können dabei zu schwerwiegenden Barotrauma-Verletzungen führen (Boys et al. 2016a).

Diese maximale Druckveränderungsrate war an der untersuchten Kaplan-Rohrturbine am Standort Baiersdorf-Wellerstadt (MW ± SD: 0,43 ± 0,03) statistisch signifikant niedriger als an Standorten (Abbildung den übrigen 15). Vergleichsweise niedrige maximale Druckveränderungsraten wurden auch an den Kaplan-Rohrturbinen in Eixendorf (MW ± SD: 0,47 ± 0,07) und Höllthal (MW ± SD: 0,54 ± 0,05) sowie an der VLH-Turbine in Baierbrunn (MW ± SD: 0,55 ± 0,12) gemessen. Im Vergleich zu den Kaplan-Rohrturbinen in Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf und Höllthal war die maximale Druckveränderungsrate am Kaplan-Standort Großweil deutlich höher (MW ± SD: 0,75 ± 0,08), wobei bei einzelnen Durchgängen auch ähnlich niedrige Werte wie an den anderen Kaplan-Rohrturbinen gemessen wurden. Die maximalen Druckveränderungsraten an den Wasserkraftschnecken in Höllthal (MW ± SD: 0.74 ± 0.06) und den VLH-Turbinen in Au (MW \pm SD: 0.71 ± 0.04) lagen zwar überwiegend in einem ähnlichen Bereich wie am Schachtkraftwerk in Großweil, unterschieden sich aber dennoch statistisch signifikant voneinander (Abbildung 15). Die höchste maximale Druckveränderungsrate (MW \pm SD: 0,92 \pm 0,08) und damit das geringste Risiko für druckbedingte Verletzungen wurde an der Wasserkraftschnecke am Heckerwehr festgestellt. Die an den Kaplan-Rohrturbinen in Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf und Höllthal sowie an der VLH-Turbine in Baierbrunn beobachteten Tiefstdruck-Werte und Dekompressionsraten können insbesondere bei tiefenadaptierten Fischen ernsthafte Barotraumata verursachen



(Boys et al. 2016a), da hier die Druckänderung höher ist und die maximale Druckveränderungsrate entsprechend niedriger.

Abbildung 15 Box-Whisker Plot der maximalen Druckveränderungsrate für tiefenadaptierte Fische während der Turbinenpassage an den untersuchten Standorten mit Kaplan-Rohrturbinen (Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil, Höllthal), Wasserkraftschnecken (Höllthal, Heckerwehr) und VLH-Turbinen (Baierbrunn, Au). Box: 25% Quantil, Median, 75% Quantil; Whisker = Wertebereich bis zum 1,5-fachen Interquantilabstand; Punkte = Werte außerhalb des 1,5-fachen Interquantilabstands; verschiedene Kleinbuchstaben oberhalb der Box zeigen signifikante Unterschiede in der maximalen Druckveränderungsrate zwischen den verschiedenen Standorten (paarweiser Mann-Whitney U-Test). Die grüne Linie kennzeichnet den Grenzwert der Druckveränderungsrate in der Studie von Boys et al. (2016a), in welcher schwerwiegende Barotrauma-Verletzungen bei Druckveränderungsraten < 0,7 festgestellt wurden; n = Anzahl der Sensorfischdurchgänge.

Vergleich der Lastzustände

An den untersuchten **Wasserkraftschnecken** in Höllthal und am Heckerwehr gab es generell nur geringe Unterschiede bei den gemessenen physikalischen Bedingungen zwischen hoher und niedriger Turbinenlast. An beiden Standorten war die Dekompressionsrate bei Hochlast (Mittelwert Höllthal: 50 kPa/s, Heckerwehr: 66 kPa/s) höher als bei Niedriglast (Mittelwert Höllthal: 37 kPa/s, Heckerwehr: 61 kPa/s; statistisch signifikant nur am Heckerwehr: Wilcoxon-Test: W = 393, P < 0,001), insgesamt aber deutlich niedriger als an den untersuchten Kaplan- und VLH-Turbinen (Tabelle 12 im Anhang). Bezüglich der Häufigkeit und Schwere der Kollisionsereignisse konnte an den Wasserkraftschnecken kein deutlicher Unterschied zwischen den Lastzuständen festgestellt werden.

Im Gegensatz zu den Wasserkraftschnecken traten an den VLH-Turbinen in Baierbrunn und Au generell bei Niedriglast statistisch signifikant stärkere Druckveränderungen (gemessen durch Nadir-Druck, Druckveränderungs- und Dekompressionsrate) auf als bei Hochlast (Tabelle 12 im Anhang). Am Standort Au war der Unterschied in den Messwerten jedoch nur bei der Dekompressionsrate besonders deutlich (Mittelwert Hochlast 100 kPa/s, Niedriglast 159 kPa/s; Wilcoxon-Test: W = 317, P < 0.01). An der VLH-Turbine in Baierbrunn wurde ebenfalls eine höhere Dekompressionrate bei Niedriglast gemessen (Mittelwert Hochlast 130 kPa/s, Niedriglast 150 kPa/s), dieses Ergebnis war jedoch aufgrund des geringeren Unterschieds und der größeren Variabilität in den Daten nicht signifikant. Der Tiefstdruck während der Turbinenpassage (Mittelwert Hochlast 68 kPa, Niedriglast 63 kPa) und die maximale Druckveränderungsrate (Mittelwert Hochlast 0,57, Niedriglast 0,52) waren in Baierbrunn ebenfalls bei Niedriglast signifikant niedriger als bei Hochlast (Wilcoxon-Test: W = 437, P < 0.01) und deuten auf ein höheres Risiko für Barotrauma-Verletzungen bei niedriger Turbinenlast hin. An beiden VLH-Standorten war der Anteil an schweren Kollisionen > 95 g bei Niedriglast (Baierbrunn 65%, Au 61%) wesentlich höher als bei Hochlast (Baierbrunn 48%, Au 21%; Tabelle 12 im Anhang). Dies deutet darauf hin, dass an den untersuchten VLH-Turbinen die engere Stellung der Schaufelblätter bei Niedriglast einen stärkeren Einfluss auf die physikalischen Bedingungen hat als die etwas höhere Drehzahl bei Hochlast.

Bezüglich der Druckveränderungen während der Turbinenpassage an den untersuchten Kaplan-Rohrturbinen zeigte sich insbesondere bei der Dekompressionsrate ein deutlicher Unterschied zwischen den Lastzuständen. Am beweglichen Kraftwerk in Eixendorf (Mittelwert Hochlast 171 kPa/s, Niedriglast 338 kPa/s; Wilcoxon-Test: W = 97, P < 0,001) und am Schachtkraftwerk in Großweil (Mittelwert Hochlast 76 kPa/s, Niedriglast 120 kPa/s; Wilcoxon-Test: W = 493, P < 0,01) war die Dekompressionsrate bei Niedriglast zum Teil deutlich höher als bei Hochlast (Tabelle 12 im Anhang). Im Gegensatz dazu war die Dekompressionsrate an der Kaplan-Rohrturbine in Höllthal bei Hochlast (Mittelwert 142 kPa/s) statistisch signifikant höher als bei Niedriglast (Mittelwert 121 kPa/s; Wilcoxon-Test: W = 94, P < 0,05). Bei den Kollisionen wurden nur am Schachtkraftwerk in Großweil deutliche Unterschiede zwischen den Lastzuständen festgestellt, mit einem höheren Anteil an schweren Kollisionen > 95 g bei Niedriglast (59%) im Vergleich zu Hochlast (34%; Tabelle 12 im Anhang).

Bei der Interpretation der potenziellen Wirkung der physikalischen Stressoren auf Fische ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Toleranzgrenzen für Kollisionsereignisse, Scherkräfte und Druckveränderungen für die in Bayern einheimischen Fischarten bisher noch nicht bekannt sind und daher weiterer Forschungsbedarf besteht (siehe Kapitel 3.5). Derzeit kann lediglich auf Ergebnisse aus Laborversuchen mit nordamerikanischen (Deng et al. 2005, Brown et al. 2013, Pflugrath et al. 2019a), australischen (Boys et al. 2016a, Pflugrath et al. 2018) und brasilianischen (Beirão et al. 2018) Fischarten zurückgegriffen werden. Weiterhin ist auch die Akklimatisierungstiefe der Fische zu berücksichtigen, da tiefenakklimatisierte Fische mehr Gas in der Schwimmblase haben, das sich bei einem plötzlichen Druckabfall ausdehnen kann (Boys et al. 2018). Die in diesem Projekt in den standardisierten Fischzugaben verwendeten Fische waren vermutlich großteils oberflächenakklimatisiert. Da es aber auch zu einem um mehrere Stunden bis Tage verzögerten Abstieg kam, ist auch mit einer teilweisen Akklimatisierung auf die an den jeweiligen Standorten im Oberwasser vorherrschenden Wassertiefen zu rechnen. Aufgrund der Bauweise des Turbinenschachts am Standort Großweil ist es auch möglich, dass Fische nach der Rechenpassage am Schachtgrund in ca. 6,5 m Wassertiefe (= Schachttiefe ca. 5 m + 1,5 m Wassertiefe bis zur Rechenebene) verweilen und ihre Schwimmblasenfüllung vor der Turbinenpassage an diese Wassertiefe anpassen. Darüber hinaus muss bedacht werden, dass der Sensorfisch nicht die exakt gleichen Eigenschaften wie ein lebender Fisch aufweist (z.B. keine aktive Bewegung, Form, Viskosität) und die gemessenen Werte daher nicht uneingeschränkt auf Fische übertragbar sind.

Vergleich der physikalischen Bedindungen bei der Passage alternativer Abstiegskorridore

Die Ergebnisse der Sensorfisch-Messungen an den oberflächen- (Eixendorf, Großweil) und am sohlnahen Abstiegsfenster (Großweil) sowie den rauen Rampen (Großweil, Baierbrunn) zeigten, dass Kollisionen die Hauptgefährdungsursache für Fische bei der Passage dieser Korridore sind. Schwere Kollisionen > 95 g, die potenziell tödlich für Fische sein können (Deng et al. 2010), traten zumindest vereinzelt an nahezu allen Abstiegskorridoren auf (außer oberflächennahes Abstiegsfenster Großweil; Tabelle 13 im Anhang). Druckveränderungen (v.a. Dekompressionen) spielten bei der Passage der rauen Rampen in Großweil und Baierbrunn keine Rolle. Bei der Auswertung der Druckveränderungsraten wurden daher nur die oberflächen- und sohlnahen Abstiegsfenster miteinander verglichen.

Kollisionsereignisse

Ähnlich wie bei der Turbinenpassage gab es auch bei der Passage der alternativen Abstiegskorridore deutliche standortspezifische Unterschiede in der Intensität von Kollisionsereignissen (Kruskal-Wallis-Test: $X^2 = 77,6$; d.f. = 5; P < 0,001; Abbildung 16). Insbesondere beim oberflächennahen Abstiegsfenster des beweglichen Kraftwerks in Eixendorf (max. 248 g) und an der rauen Rampe in Großweil (max. 274 g) war die maximale Kollisionsstärke durchaus mit einer Turbinenpassage vergleichbar (Tabelle 12 im Anhang).

Fische, die über das permanent geöffnete **oberflächennahe Abstiegsfenster** in der Abschwemmklappe des beweglichen Kraftwerks in **Eixendorf** absteigen, gelangen am Einstieg zuerst auf eine ca. 1 m lange Metallrutsche, welche in einem Winkel von ca. 25° auf dem geneigten Stahlgehäuse des Kraftwerks aufliegt und rutschen schließlich auf einem Wasserfilm am Stahlgehäuse entlang ins Unterwasser (siehe Band 7, Kapitel 1.1). Schwere Kollisionsereignisse > 95 *g* ereigneten sich ausschließlich am Ende der Metallrutsche beim Auftreffen der Sensorfische auf das Stahlgehäuse. Basierend auf den am Standort Eixendorf durchgeführten Untersuchungen zum Verletzungspotenzial für Fische bei der Passage dieses Abstiegsfensters (siehe Knott et al. 2019, Band 7, Kapitel 2.1.2) kann die Passage dieses Korridors zwar Verletzungen verursachen, jedoch ist es unwahrscheinlich, dass diese Art der Kollision zu einer unmittelbaren Mortalität bei vitalen Fischen führt. Mögliche Gründe dafür sind, dass bei Kollisionen von Fischen mit feststehenden Bauteilen aufgrund der "Flexibilität" eines Fischkörpers und der Möglichkeit zum aktiven Ausweichen geringere Beschleunigungskräfte auf den Fisch einwirken als bei Kollisionen eines passiv verdriftenden, massiv konstruierten Sensorfisches.

Im Gegensatz zum Standort Eixendorf wurden am **oberflächennahen Abstiegsfenster** des Schachtkraftwerks in **Großweil** keine schweren Kollisionsereignisse > 95 g gemessen. Die mittlere Kollisionsstärke lag bei 14 g und war damit im Vergleich zu den anderen untersuchten Abstiegskorridoren am geringsten (Abbildung 16).

Sowohl bei der Passage des **sohlnahen Abstiegsfensters** als auch des um ca. 35 cm angehobenen **Segmentschützes** am Standort **Großweil** traten vereinzelt schwere Kollisionsereignisse > 95 g auf (Abbildung 16), die sich überwiegend unmittelbar an der Austrittsöffnung oder im Unterwasser ereigneten. Die mittlere Kollisionsstärke bei der Passage dieser Korridore lag mit 49 g am sohlnahen Abstiegsfenster bzw. 55 g am angehobenen Segmentschütz (Tabelle 13 im Anhang) deutlich unter der Grenze von > 95 g für schwere Kollisionsereignisse. Generell hat auch die Ausgestaltung des Unterwassers, insbesondere in Bezug auf Wassertiefe und Strukturen, mit denen Fische kollidieren können,

eine entscheidende Bedeutung für das Verletzungspotenzial beim Abstieg über Wehre (Pflugrath et al. 2019b). Nach Baumgartner et al. (2006) und Pflugrath et al. (2019b) sollte die Wassertiefe des Unterwasserpolsters 70% des Unterschieds zwischen Ober- und Unterwasserspiegel betragen, um einen möglichst verletzungsfreien Fischabstieg zu ermöglichen und das Mortalitätsrisiko zu minimieren. Am Standort Großweil betrug die Wassertiefe des Unterwasserpolsters während der standardisierten Fischzugaben und der Sensorfischuntersuchungen ca. 40–50% des Unterschieds zwischen Ober- und Unterwasserspiegel und lag somit unter dieser Empfehlung.

Die Passage des Klappenwehrs mit anschließender **rauen Rampe** am Standort **Großweil** (mittlere Kollisionsstärke 121 *g*) führte zu signifikant stärkeren Kollisionen als die Passage der rauen Rampe am Standort **Baierbrunn** (mittlere Kollisionsstärke 35 *g*; paarweiser Mann-Whitney U-Test: W = 2387, P < 0,001; Abbildung 16), obwohl auch an der rauen Rampe in Baierbrunn vereinzelt schwere Kollisionsereignisse > 95 *g* gemessen wurden. An der rauen Rampe in Großweil ereigneten sich schwere Kollisionsereignisse > 95 *g* überwiegend beim nahezu senkrechten Absturz der Sensorfische über das Klappenwehr aus ca. 1,4 m Höhe auf die betonierte Sohle im oberen Bereich der Rampe. Der Aufprall erfolgte hier unmittelbar auf eine betonierte Fläche, da kein Unterwasserpolster vorhanden ist. Leichte bis schwere Kollisionsereignisse > 95 *g* wurden auch im weiteren Verlauf der rauen Rampe in Baierbrunn (Breite ca. 40 m, Länge ca. 110 m, Dotation ca. 4,5 m³; siehe Band 8, Kapitel 1.1) ereigneten sich die vereinzelt gemessenen schweren Kollisionen > 95 *g* an Wasserbausteinen in der Hauptabflussrinne. Im Gegensatz zum Standort Großweil gibt es in Baierbrunn kein Querbauwerk mit Absturz am oberwasserseitigen Einstieg in die Rampe.



Abbildung 16 Box-Whisker Plot der maximalen Kollisionsstärke *g* (Primärachse links) bei der Passage der alternativen Abstiegskorridore oberflächennahes Abstiegsfenster (Standorte Eixendorf, Großweil), sohlnahes Abstiegsfenster (= AF, Großweil), temporär angehobenes Segmentschütz (Öffnungshöhe ca. 35 cm; Großweil) und raue Rampe (Standorte Großweil, Baierbrunn). Box: 25% Quantil, Median, 75% Quantil; Whisker = Wertebereich bis zum 1,5-fachen Interquantilabstand; Punkte = Werte außerhalb des 1,5-fachen Interquantilabstand; verschiedene Kleinbuchstaben oberhalb der Box zeigen signifikante Unterschiede in der maximalen Kollisionsstärke zwischen den verschiedenen Korridoren (paarweiser Mann-Whitney U-Test). Kollisionsereignisse > 95 *g* (rote Linie) werden als schwere Kollisionsereignisse eingestuft. Graue Balken stellen den prozentualen Anteil an Kollisionsereignissen > 95 *g* dar (Sekundärachse rechts); n = Anzahl der Sensorfischdurchgänge.

Druckveränderungen bei der Passage von oberflächen- und sohlnahen Abstiegsfenstern

Die Messungen der Druckveränderungsraten an den alternativen Abstiegskorridoren in Eixendorf und Großweil ergaben statistisch signifikante Unterschiede zwischen den untersuchten oberflächen- und sohlnahen Abstiegsfenstern (ANOVA: F = 28,65; d.f. = 3; P < 0,001). Dabei lag die Druckveränderungsrate am sohlnahen Abstiegsfenster (MW ± SD: $0,86 \pm 0,06$) und am angehobenen Segmentschütz (MW ± SD: $0,89 \pm 0,04$) in Großweil sowie am oberflächennahen Abstiegsfenster des beweglichen Kraftwerks in Eixendorf (MW ± SD: $0,89 \pm 0,05$) statistisch signifikant niedriger (= größere Druckveränderung) als am oberflächennahen Abstiegsfenster in Großweil (MW ± SD: $1,01 \pm 0,07$; Abbildung 17). Die Druckveränderungen bei der Passage der untersuchten alternativen Abstiegskorridore in Eixendorf und Großweil waren im Vergleich zu den gemessenen Druckveränderungen bei der Turbinenpassage jedoch meist deutlich geringer und lagen generell in einem Bereich, in

welchem schwerwiegende Barotrauma-Verletzungen wie Verletzungen der Schwimmblase oder Blutungen von inneren Organen in der Regel nicht zu erwarten sind (Boys et al. 2016a, Pflugrath et al. 2019a).



Abbildung 17 Box-Whisker Plot der Druckveränderungsrate bei der Passage der alternativen Abstiegskorridore oberflächennahes Abstiegsfenster (Standorte Eixendorf, Großweil), sohlnahes Abstiegsfenster und temporär angehobenes Segmentschütz (Öffnungshöhe ca. 35 cm) am Standort Großweil. Box: 25% Quantil, Median, 75% Quantil; Whisker = Wertebereich bis zum 1,5-fachen Interquantilabstand; Punkte = Werte außerhalb des 1,5-fachen Interquantilabstand; verschiedene Kleinbuchstaben oberhalb der Box zeigen signifikante Unterschiede in der Druckveränderungsrate zwischen den verschiedenen Korridoren (paarweiser Mann-Whitney U-Test). Die Berechnung der Druckveränderungsrate bezieht sich auf die Wassertiefe, in der ein Fisch den jeweiligen Korridor passiert. Die grüne Linie kennzeichnet den Grenzwert der Druckveränderungsrate in der Studie von Boys et al. (2016a), in welcher schwerwiegende Barotrauma-Verletzungen bei Druckveränderungsraten < 0,7 festgestellt wurden; n = Anzahl der Sensorfischdurchgänge.

1.1.5. Zusammenhänge zwischen Verletzungsmustern, Mortalität, Eigenschaften der Fische und abiotischen Parametern

Zusammenhänge zwischen Verletzungsmustern und erklärenden Variablen (multivariate Modelle)

Um Zusammenhänge zwischen den inneren und äußeren Verletzungsmustern der einzelnen Fischarten (Antwortvariablen) und verschiedenen erklärenden Variablen (z.B. Totallänge der Fische, physikalische Rahmenbedingungen in den verschiedenen Turbinen bei unterschiedlichen Betriebszuständen, chemisch-physikalischen Eigenschaften des Gewässers, Tabelle 4) herauszufinden, wurden multivariate Modelle berechnet (siehe Band 1, Kapitel 6.12.4, 2. aktualisierte Auflage 2022: Biota Environmental Stepwise Matching (= BEST) und multivariate hierarchische gemischte lineare Modelle, R-Paket "Hmsc", Tikhonov et al. 2020). Eine vollständige Liste der hier eingegangen erklärenden Variablen findet sich in Tabelle 14 im Anhang.

Die Modelle der einzelnen Fischarten ergaben eine Korrelation der erklärenden Variablen mit den Verletzungsmustern zwischen 16% (Barbe) und 48% (Äsche). Die am häufigsten in den Modellen enthaltenen erklärenden Variablen waren Parameter, welche die physikalischen Bedingungen während der Turbinenpassage beschreiben. Bei den Parametern, die Rückschlüsse auf das Kollisionsrisiko während einer Turbinenpassage ermöglichen, waren als erklärende Variablen in den Modellen vor allem die Häufigkeit von Kollisionen > 10 g (Modelle für Aal, Bachforelle, Rotauge, Äsche und über alle Arten) und die Kollisionsstärke in der Turbine (Modelle für Nase, Rotauge und Huchen) enthalten. Technische Turbinenparameter wie Drehzahl (enthalten in Modellen für Aal, Flussbarsch und Rotauge), Umfangsgeschwindigkeit, Laufraddurchmesser oder Anzahl der Turbinenschaufeln (enthalten im Modell für Bachforelle), welche die Kollisionswahrscheinlichkeit während der Turbinenpassage maßgeblich beeinflussen, waren hingegen deutlich seltener in den fischartenspezifischen Modellen als erklärende Variablen enthalten (Tabelle 4). Dies deutet darauf hin, dass sich die beobachteten Verletzungsmuster der Fische besser durch die mit den Sensorfischen erhobenen Messwerte zur Häufigkeit und Schwere von Kollisionen erklären lassen, als durch einzelne rein technische Turbinenparameter. Ein möglicher Grund dafür ist, dass bestimmte Eigenschaften eines Turbinentyps auch gegenläufige Effekte auf die beobachteten Verletzungsmuster haben können. Beispielsweise kann ein großer Turbinendurchmesser in Kombination mit einer vergleichsweise geringen Drehzahl (z.B. VLH-Turbinen am Standort Au) das Kollisionsrisiko reduzieren, wohingegen die vergleichsweise hohe Anzahl an Schaufeln der untersuchten VLH-Turbinen (8 vs. 3-4 an den untersuchten Kaplan-Rohrturbinen) generell ein höheres Kollisionsrisiko bedeutet und somit diesem Effekt entgegenwirkt. Der Vorteil der Sensorfisch-Messungen hierbei ist, dass das theoretische Kollisionsrisiko während der Turbinenpassage genau gemessen werden kann und dabei alle Standortspezifika bzgl. Turbinendesign, Drehzahl, Fallhöhe etc. Berücksichtigung finden. Nichtsdestotrotz ließ sich beispielsweise in den univariaten Modellen beim Aal mit steigender Umfangsgeschwindigkeit der Turbinen eine statistisch signifikante Zunahme der Verletzungsintensität von Amputationen an Kopf und Körper feststellen. Auch bei Nase, Äsche und Huchen erhöhte sich mit steigender Umfangsgeschwindigkeit die Verletzungsintensität von Frakturen statistisch signifikant (Abbildung 18).

Bei den druckbezogenen Parametern war die maximale Druckveränderungsrate bei der Turbinenpassage für tiefenadaptierte Fische am häufigsten als erklärende Variable der beobachteten Verletzungsmuster in den Modellen enthalten (Modelle für Aal, Flussbarsch, Barbe und über alle Arten; Tabelle 4). Überraschend war, dass der Parameter Fallhöhe, welcher auch maßgeblich die Druckveränderungen während der Turbinenpassage beeinflusst, bei keiner Fischart als erklärende Variable in den Modellen enthalten war. Dies deutet darauf hin, dass sich durch die unmittelbare Messung der Druckbedingungen mittels Sensorfisch die beobachteten Verletzungsmuster der Fische besser erklären lassen, als durch kraftwerksspezifische Parameter, wie beispielsweise die Fallhöhe, die nur indirekt Rückschlüsse auf die Stärke der Druckänderungen ermöglichen.

Weiterhin häufig waren Eigenschaften der Fische, wie die mittlere Totallänge der Fische einer Art pro Leerung (Modelle für Aal, Nase, Bachforelle, Rotauge, Äsche, Huchen und über alle Arten) oder die Vitalität der Fische in der Kontrollgruppe Vorschädigung nach 96 h Hälterung (Modelle für Barbe, Äsche und Huchen), als erklärende Variablen in den Modellen enthalten. Die Vitalität der Versuchsfische in der Kontrollgruppe Vorschädigung nach 96 h Hälterung kann als Indikator für die Ausgangskondition der Fische, mit welcher diese in den Versuch gegangen sind, betrachtet werden. Die Ausgangskondition der Versuchsfische kann die Anfälligkeit gegenüber bestimmten Verletzungsmustern beeinflussen.

Beim Flussbarsch ergab sich zudem eine Korrelation der Verletzungsmuster mit der Strömungsgeschwindigkeit am Rechen und mit der Strömungsgeschwindigkeit im Bereich der Steertreuse und bei der Bachforelle mit der Strömungsgeschwindigkeit am Turbinenauslauf (entspricht der gemessenen mittleren Strömungsgeschwindigkeit am Hameneingang; Tabelle 4). Es wurden erwartungsgemäß keine Korrelationen der Verletzungsmuster der Fische mit der Dauer des Leerungsintervalls, der Treibgutmenge oder der Biomasse im Steert festgestellt, da diese Parameter bereits in Vorversuchen getestet und

58

die optimalen Leerungsintervalle danach festgelegt wurden (Pander et al. 2018). Daher ist davon auszugehen, dass im Gesamtdatensatz kein dominanter Einfluss der Fangbedingungen auf die Ergebnisse vorliegt.

Neben physikalischen Bedingungen bei der Turbinenpassage, technischen Turbinenparametern, Eigenschaften der Fische und Strömungsgeschwindigkeiten wurde für Rotauge, Äsche und Huchen sowie über alle Arten eine Korrelation der Verletzungsmuster mit der Wassertemperatur und für die Nase mit der Sauerstoffkonzentration beobachtet. Wassertemperatur und Sauerstoff können die Schwimm- und Widerstandsfähigkeit der Fische und damit deren Toleranz gegenüber den Stressoren bei der Turbinenpassage beeinflussen.

Die Modellierung der einzelnen Verletzungen mittels multivariater hierarchischer gemischter linearer Modelle für den Gesamtdatensatz über alle Arten ergab für einige Verletzungstypen einen starken artspezifischen Effekt (z.B. Schuppenverluste, Einrisse und Amputationen der Flossen, Quetschungen und Amputationen der Kiemendeckel, Abbildung 19). Dieses Ergebnis stimmt mit den bereits bei der Auswertung der Daten der einzelnen Kraftwerksstandorte erzielten Ergebnissen überein, dass die Verletzungsmuster und Mortalität der Fische sehr stark art- und standortspezifisch sind. Dennoch konnten durch die Modelle einige Zusammenhänge zwischen Verletzungen und physikalischen Parametern über alle Arten hinweg identifiziert werden, die im Folgenden näher beschrieben werden, während detaillierte Ergebnisse zu den artspezifischen Modellen im Anhang dargestellt sind (Abbildung 33 und Abbildung 34 im Anhang). Das Auftreten eines Großteils der Verletzungen wurde für den Gesamtdatensatz über alle Arten glaubwürdig (d.h. Ergebnisse liegen innerhalb des 95% Glaubwürdigkeitsintervalls) durch einen positiven Zusammenhang mit der Häufigkeit von Kollisionen > 10 g während der Turbinenpassage (je höher die Kollisionswahrscheinlichkeit desto wahrscheinlicher das Auftreten der Verletzung) und einen negativen Zusammenhang mit der maximalen Druckveränderungsrate für tiefenadaptierte Fische (je kleiner die maximale Druckveränderungsrate, d.h. je größer der Druckunterschied zwischen Ausgangsdruck und Tiefstdruck während der Turbinenpassage ist, desto wahrscheinlicher das Auftreten der Verletzungen) erklärt (Abbildung 19). Darüber hinaus ergab das Modell einen glaubwürdig positiven Zusammenhang für die Totallänge der Fische mit Pigmentveränderungen (an Kopf, Kiemendeckel, Körper und Flossen), Einrissen und Einblutungen in den Flossen, Hautverletzungen (an Kopf, Kiemendeckel und Körper), Quetschungen des Kopfes sowie Skellettdeformationen am Kopf und den Flossenstrahlenträgern. Dieser Zusammenhang kann dadurch erklärt werden, dass größere Fische ein höheres Kollisionsrisiko haben und diese Verletzungen vermutlich überwiegend darauf zurückgeführt werden können. Ein glaubwürdig

59

negativer Zusammenhang bestand dagegen zwischen der Totallänge der Fische und Gasblasen (in Augen, Leibeshöhle und Flossen), Einblutungen (Augen, Kiemendeckel), Amputationen von Flossen und äußerlich erkennbaren Deformationen der Wirbelsäule. Dies deutet darauf hin, dass insbesondere auch kleinere Fische anfällig gegenüber Barotrauma-Verletzungen wie Gasblasen oder Einblutungen sind. Deformationen der Wirbelsäule treten aufgrund einer geringeren Kollisionswahrscheinlichkeit bei kleinerer Körpergröße vermutlich seltener auf. Darüber hinaus ergab das Modell für den Gesamtdatensatz über alle Arten einen Einfluss der Wassertemperatur auf das Auftreten bestimmter Verletzungen. Insbesondere für Veränderungen der Schwimmblase und (äußerliche) Einblutungen ergab sich hier ein negativer Zusammenhang. Dies könnte darauf hindeuten, dass manche Fischarten bei sehr geringen Wassertemperaturen, wie diese teilweise während der Untersuchungsperioden im Frühjahr vorgeherrscht haben, aufgrund verringerter Mobilität oder physiologischer Aktivität hierfür anfälliger sind (z.B. Rotauge). Lediglich für Gasblasen in den Augen und im Kopf bestand ein positiver Zusammenhang mit der Temperatur, d.h. diese Verletzungen traten vermehrt mit steigender Wassertemperatur auf. Tabelle 4 Ergebnisse der Modellierung der Zusammenhänge zwischen inneren und äußeren Verletzungsmustern der einzelnen Fischarten bzw. über alle Fischarten mit physikalischen Bedingungen bei der Turbinenpassage, Turbinenparametern, Strömungsgeschwindigkeiten, physikalisch-chemischen Bedingungen während der Beprobung und Eigenschaften der Fische. Korrelationskoeffizient = multivariater Spearman-Rang-Korrelationskoeffizient zwischen biotischen und abiotischen Daten, ** = Signifikanzniveau mit P = 0,01 (hoch signifikant), g = Faktor der Erdbeschleunigung (9,81 m/s²), U/min = Umdrehungen pro Minute, Rechen MAX = maximale am Rechen gemessene Strömungsgeschwindigkeit, Eingang MW = mittlere am Hameneingang/Turbinenauslauf gemessene Strömungsgeschwindigkeit, Steert MW = mittlere in der Steertreuse gemessene Strömungsgeschwindigkeit. Die in den einzelnen Modellen enthaltenen erklärenden Variablen sind jeweils durch eine farbige Füllung der Zellen in der Tabelle gekennzeichnet. Für eine genaue Beschreibung aller verwendeten Variablen sieheTabelle 14 im Anhang (in dieser Tabelle werden nur die erklärenden Variablen Präsentiert).

		Aal	Nase	Bach- forelle	Fluss- barsch	Barbe	Rot- auge	Äsche	Huchen	Alle Arten
	Korrelationskoeffizient	0,32**	0,27**	0,24**	0,39**	0,16**	0,30**	0,48**	0,31**	0,36**
Physikalische Bedingungen Turbinen- passage	Kollisionsstärke <i>g</i> Turbineneinlauf									
	Kollisionsstärke <i>g</i> Turbine									
	Kollisionshäufigkeit Turbineneinlauf [%]									
	Kollisionshäufigkeit Turbinenauslauf [%]									
	Kollisionshäufigkeit > 10 <i>g</i> [%]									
	Anzahl Kollisions- ereignisse > 95 g									
	Tiefstdruck Turbine [kPa]									
	Druckveränderungsrate (oberflächenadapt. Fische)									
	Maximale Druckveränderungsrate (tiefenadapt. Fische)									
Turbinen- parameter	Drehzahl [U/min]									
	Anzahl Schaufeln									
Strömungs- geschwindig- keiten	Rechen MIN [m/s]									
	Eingang MW [m/s]									
	Steert MAX [m/s]									
Physikalisch- chemische Parameter	Temperatur [°C]									
	Sauerston [mg/I]									
Eigen- schaften der Fische	Länge [cm]									
	Gewicht [g]									
	Vitalität Vorschädigung 96h									



Abbildung 18 Lineare Regression der kumulativen Verletzungsintensität von Amputationen am Kopf und am Körper beim Aal sowie von Frakturen bei Nase, Äsche und Huchen nach der Turbinenpassage in Abhängigkeit von der Umfangsgeschwindigkeit der Turbinen. In Klammern nach der Fischart ist das adjustierte Bestimmtheitsmaß (R^2) und das Signifikanzniveau angegeben: *** = P < 0,001 (statistisch höchst signifikant). Man beachte, dass die Werte der kumulativen Verletzungsintensität logarithmisch transformiert wurden



> 10 g rungsrate (tiefenadapt. Fische)

Abbildung 19 Ergebnisse der multivariaten hierarchischen gemischten linearen Modelle für das Auftreten von Verletzungen nach der Turbinenpassage über alle Fischarten in Abhängigkeit von ausgewählten Parametern und dem zufälligen Effekt "Fischart". Die Auswahl der Parameter entspricht den statistisch signifikant korrelierenden Variablen der BEST-Analyse (siehe Band 1, Kapitel 6.12.4) in Tabelle 4. Die Größe der farbigen Kreise gibt den Anteil an erklärter Varianz an, der durch die verschiedenen Variablen bei den einzelnen Verletzungstypen erklärt wird. Blaue Kreise weisen auf einen negativen Zusammenhang hin, rote Kreise auf einen positiven Zusammenhang. Dunkelgraue Kreise symbolisieren einen zufälligen Zusammenhang. Beim zufälligen Effekt "Fischart" kann keine Richtung des Zusammenhangs angegeben werden.

Zusammenhänge zwischen Mortalität und Fischgröße (univariate Modelle)

Bereits in den Auswertungen zu den einzelnen Standorten wurde wiederholt eine Abhängigkeit der Mortalität von der Totallänge der Fische festgestellt und auch ein großer Teil der signifikanten multivariaten Modelle über alle Standorte und Fischarten enthielt die Totallänge als eine wichtige erklärende Variable. Der Einfluss der Totallänge auf die Wahrscheinlichkeit, dass die Kraftwerkspassage für den Fisch letale Folgen hat (Mortalitätswahrscheinlichkeit) ist in Abbildung 20 für alle bei den standardisierten Fischzugaben untersuchten Fischarten an den verschiedenen Wasserkraftanlagen dargestellt. Der Zusammenhang zwischen der Totallänge und der Mortalität kann sowohl positiv als auch negativ sein. Ein positiver Zusammenhang, also eine steigende Mortalitätswahrscheinlichkeit nach der Turbinenpassage mit zunehmender Totallänge, erklärt sich aus der steigenden Kollisionswahrscheinlichkeit und wurde z.B. für den Huchen an Kaplan-Rohrturbinen in Eixendorf, Großweil und Höllthal und der VLH-Turbine in Baierbrunn beobachtet. Auch für den Aal und die Barbe wurde überwiegend ein positiver (insbesondere Kaplan-Rohrturbine Eixendorf bei Aal und Barbe, Lindesmühle beim Aal) oder kein signifikanter Zusammenhang zwischen Mortalität und Totallänge beobachtet (z.B. Wasserkraftschnecken bei beiden Arten). Bei den Fischarten Nase, Bachforelle, Flussbarsch und Äsche wurde je nach Kraftwerksanlage entweder ein positiver oder ein negativer Zusammenhang beobachtet. Für das Rotauge dagegen ergab sich ausschließlich ein negativer Zusammenhang, wobei dieser an der am schnellsten drehenden Kaplan-Rohrturbine in Eixendorf am schwächsten ausgeprägt war. Ein negativer Zusammenhang zwischen der Totallänge und der Mortalität kann darin vermutet werden, dass kleinere Fische weniger robust gegenüber Stress, z.B. durch Turbulenzen, sind als größere. Dies scheint vor allem beim Rotauge relevant zu sein und wird bestätigt durch die Befunde, dass beim Rotauge kaum spezifische Verletzungen der Turbinenpassage zugeordnet werden konnten (siehe Kapitel 1.1.3). Auch bei der Nase, für die ähnliche Beobachtungen einer vermutlich häufig stressbedingten Mortalität gemacht wurden, trat an den Anlagen Baiersdorf-Wellerstadt, Lindesmühle und Heckerwehr ein negativer Zusammenhang zwischen der Totallänge und der Mortalitätswahrscheinlichkeit auf, wobei zu beachten ist, dass das Größenspektrum der Nasen an den Standorten Lindesmühle und Baiersdorf-Wellerstadt im Vergleich zu den anderen Standorten deutlich kleiner war. Weiterhin fällt auf, dass für Arten mit einer erhöhten Mortalität in der Kontrollgruppe Vorschädigung nach 96 h (z.B. Flussbarsch am Heckerwehr, Äsche in Höllthal, Rotauge in Baierbrunn) ebenfalls ein negativer Zusammenhang zwischen Totallänge und Mortalität auftrat, was die Hypothese einer erhöhten Stressanfälligkeit kleinerer Individuen ebenfalls unterstützt. Darüber hinaus können kleinere Fische anfälliger für Barotrauma-Verletzungen sein (Brown et al. 2013), was eine weitere Erklärung für die negativen Zusammenhänge an den Kaplan-Rohrturbinen sein könnte, wie z.B. beim Flussbarsch in Baiersdorf-Wellerstadt und bei Nase und Bachforelle in Baiersdorf-Wellerstadt und Lindesmühle.



Abbildung 20 Predictive Modelling der Mortalitätswahrscheinlichkeit nach der Turbinenpassage in Abhängigkeit von der Totallänge der untersuchten Fischarten an den verschiedenen Wasserkraftanlagen unter Berücksichtigung der Mortalitätswahrscheinlichkeit in der Kontrollgruppe Hamen.
Wirkmechanismen verschiedener Verletzungstypen untereinander

Um zu untersuchen, ob bestimmte Verletzungen, die potenziell bei der Turbinenpassage auftreten können, Folgeverletzungen verursachen, wurden Zusammenhänge verschiedener Verletzungen untereinander mittels univariater Korrelationen analysiert. Beispielsweise kann ein rascher Druckabfall während der Turbinenpassage dazu führen, dass sich die Schwimmblase plötzlich stark ausdehnt bzw. platzt, was weitere schwerwiegende Verletzungen an inneren Organen sowie an knöchernen Strukturen verursachen kann (siehe Rummer & Bennett 2005). Im vorliegenden Projekt stellte sich über alle Fischarten hinweg heraus, dass ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen einer nach der Turbinenpassage stark vergrößerten bzw. geplatzten Schwimmblase und einem Anstieg in der Verletzungsintensität von Frakturen und Verformungen der Wirbelsäule und der Rippen besteht (Tabelle 9 im Anhang). Dieser Zusammenhang war besonders stark bei Bachforelle, Flussbarsch, Barbe und Äsche ausgeprägt. Flussbarsche sind gegenüber Barotrauma-Verletzungen anfällig, da diese keinen Verbindungsgang zwischen Schwimmblase und Darm besitzen und der Gasausgleich bei einem schnellen Druckabfall daher deutlich länger dauert als bei physostomen Fischarten. Dies kann zum Platzen der Schwimmblase führen (Abernethy et al. 2001), was wiederum schwerwiegende Folgeverletzungen verursachen kann (Rummer & Bennett 2005). Aber auch bei physostomen Fischarten mit Schwimmblasengang wurden nach der Turbinenpassage überfüllte bzw. geplatzte Schwimmblasen beobachtet. Physostome Fischarten können ihr Schwimmblasenvolumen zwar generell schneller anpassen als Physoclisten (Brown et al. 2014, Pflugrath et al. 2018), offensichtlich ist die geringe Zeitspanne (meist < 1 s) des raschen Druckabfalls während der Turbinenpassage auch für physostome Fischarten zu gering, um den notwendigen Druckausgleich vorzunehmen (Abernethy et al. 2001). Die Ergebnisse in diesem Projekt deuten darauf hin, dass die Anfälligkeit gegenüber Barotrauma-Verletzungen, die durch den raschen Druckabfall während der Turbinenpassage verursacht werden, von physostomen Fischarten bisher unterschätzt wird (Mueller et al. 2020b) und daher weitere wissenschaftliche Untersuchungen (z.B. mit Druckkammern) notwendig sind, um die Toleranzgrenzen heimischer Fischarten zu ermitteln. Artübergreifend führten zudem Frakturen der Wirbelsäule und der Rippen, die entweder durch Überfüllung bzw. Platzen der Schwimmblase oder Kollisionen während der Turbinenpassage verursacht wurden, zu einer statistisch signifikant erhöhten Intensität von inneren Blutungen (Tabelle 9 im Anhang). Bei Aal, Nase und Flussbarsch gab es einen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen schweren Wirbelsäulenfrakturen und einer erhöhten Verletzungsintensität von inneren Blutungen. Bei Äsche und Huchen bewirkte eine hohe Verletzungsintensität von Rippenfrakturen eine statistisch signifikante Zunahme in der Verletzungsintensität von inneren Blutungen. Im Gegensatz zu meist unmittelbar letalen Verletzungen wie geplatzten Schwimmblasen oder Wirbelsäulenfrakturen, tragen nicht unmittelbar letale Verletzungen, wie beispielsweise Rippenfrakturen, die jedoch mit schwerwiegenden Folgeverletzungen wie inneren Blutungen einhergehen können, vermutlich entscheidend zu der in diesem Projekt beobachteten verzögerten Mortalität bei.

1.2. Artenspektrum sowie Muster des Fischabstiegs

Bisherige Erkenntnisse zur Flussabwärtswanderung von Fischen beschränken sich hauptsächlich auf katadrome und anadrome Langdistanzwanderer (z.B. Aal und Lachs). Bei den meisten Fischarten in den bayerischen Fließgewässern handelt es sich jedoch um potamodrome Fischarten, über deren flussabwärtsgerichtete Bewegungsmuster noch nicht viel bekannt ist (Knott et al. 2020). Kenntnisse der jahres- und tageszeitlichen Muster der Flussabwärtsbewegungen dieser Fischarten sind für ein ökologisch verträgliches Management von Wasserkraftanlagen von großer Bedeutung. Die im Rahmen dieses Projekts durchgeführten Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg in bayerischen Fließgewässern liefern Daten aus insgesamt 2.993 h Hamenbefischungen an 263 Beprobungstagen an sieben bayerischen Wasserkraftstandorten (ohne Eixendorf¹), bei denen insgesamt 9.754 Individuen aus 44 Fischarten erfasst wurden. Dieser Datensatz soll im folgenden Kapitel genutzt werden, um standortübergreifend Erkenntnisse zum Fischabstieg in bayerischen Fließgewässern abzuleiten.

Abgestiegene Fischarten und Größen

An den einzelnen Kraftwerksstandorten wurden insgesamt zwischen 16 (Großweil) und 33 (Baiersdorf-Wellerstadt) Fischarten bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg nachgewiesen. Die häufigsten Arten im Fischabstieg waren Schneider mit 23%, Rotauge mit 12%, Laube mit 8% sowie Barbe und Äsche mit jeweils 7% Individuenanteil am Gesamtfang aller Standorte (Abbildung 21, Tabelle 10 im Anhang). Der Anteil der gebietsfremden Arten betrug 6% des Gesamtfangs (neun Arten), wovon der Blaubandbärbling zahlenmäßig die häufigste Art war und bis auf die Loisach auch in allen Untersuchungsgewässern vorkam. Rheophile Arten waren mit einem Individuenanteil von 56% am Gesamtfang (16 Arten) vertreten, wovon Schneider, Barbe und Äsche die häufigsten waren. Zu den seltensten Arten

¹ Am Standort Eixendorf konnten aufgrund methodischer Probleme keine Auswertungen zum natürlichen Fischabstieg über den Turbinenkorridor vorgenommen werden (siehe Band 7, Kapitel 2.1.1).

gehörten z.B. Huchen (drei Individuen an den Standorten Au und Baierbrunn) und Streber (ein Individuum in Baierbrunn), aber auch außergewöhnliche Fänge wie Renken an den Standorten Höllthal (Seeauslauf Chiemsee) und Großweil (Zulauf Kochelsee) oder Zierfische (Goldfische in Au und Höllthal, aus dem Mekong stammende Schachbrettschmerle in Baiersdorf-Wellerstadt bei den Voruntersuchungen im Jahr 2014). Die Totallängen der abgestiegenen Fische unter Berücksichtigung aller Korridore lagen zwischen 1 cm und 85 cm. Die größten Individuen gehörten zu den Fischarten Aal (max. 85 cm), Hecht (max. 81 cm), Rutte (max. 55 cm), Huchen (max. 54 cm), Barbe und Karpfen (jeweils max. 50 cm). Dabei handelte es sich jedoch nur um einzelne Individuen. Beim Großteil (92%) der abgestiegenen Fische handelte es sich um kleinwüchsige Fischarten und juvenile oder subadulte Individuen anderer Arten ≤ 15 cm.



Abbildung 21 Artenspektrum des natürlichen Fischabstiegs über die Untersuchungsstandorte Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt, Großweil, Höllthal, Heckerwehr, Baierbrunn und Au. Dargestellt ist die absolute Gesamtindividuenzahl über alle Abstiegskorridore und aus allen Leerungen. Blau markierte Artnamen symbolisieren rheophile Fischarten, rot markierte Artnamen gebietsfremde Fischarten.

Insgesamt wurden nur wenige Individuen klassischer Lang- bzw. Mitteldistanzwanderer wie Aal (0,5% Anteil am Gesamtfang), Barbe (7%) oder Nase (2%) gefangen (Abbildung 21, Tabelle 10 im Anhang). Eine Ausnahme stellte die Barbe an den Standorten Baierbrunn und Höllthal dar, allerdings waren die meisten der gefangenen Barben juvenile bzw. subadulte Fische (Baierbrunn: 126 Individuen, davon 98% \leq 15 cm, Höllthal: 511 Individuen, davon 89% \leq 15 cm). Ansonsten bestand der Großteil des natürlichen Fischabstiegs aus Fischarten, die nicht als klassische Wanderfische bekannt sind (z.B. Schneider, Rotauge, Laube, Hasel, Mühlkoppe, Gründling und Flussbarsch, siehe Pander et al. 2013) und zu deren Abwärtswanderung kaum Erkenntnisse vorliegen (Knott et al. 2020). Dies deutet darauf hin, dass auch diese Arten und speziell kleine Fischgrößen in die Überlegungen zum Fischabstieg und Fischschutz an Kraftwerksanlagen einbezogen werden müssen.

An allen Standorten mit Ausnahme von Lindesmühle wurden im natürlichen Fischabstieg zusätzliche Arten festgestellt, die bei den Elektrobefischungen im Oberwasser zur Erfassung der Vorschädigung und im Rahmen der Untersuchungen im Projektteil B oder an den nächst gelegenen WRRL-Messstellen nicht dokumentiert wurden. Für eine besonders große Anzahl an Arten war dies an den Standorten Au (9 Arten), Baierbrunn (8 Arten) und Höllthal (6 Arten) der Fall. Am häufigsten waren dies Blaubandbärblinge oder Zander, aber auch andere Arten wie z.B. Güster, Rotfeder, Giebel oder Bitterling. Möglicherweise besiedeln diese Arten nicht das unmittelbare Oberwasser der Kraftwerke, sondern bewegen sich zeitweise aus Seitengewässern oder Altarmen in den Hauptstrom, um sich flussabwärts auszubreiten (Knott et al. 2020). Allerdings könnte dieses Ergebnis zumindest teilweise auch methodisch bedingt sein. Zum einen sind einige Arten, insbesondere in den tieferen Oberwasserbereichen, mit der Methode der Elektrobefischung schwer zu fangen (z.B. Wels, Güster). Zum anderen wurden die Elektrobefischungen nur tagsüber durchgeführt, während der natürliche Fischabstieg auch nachts beprobt wurde, weshalb beispielsweise nachtaktive Fischarten wie Zander und Wels im natürlichen Fischabstieg eher erfasst wurden als bei den tagsüber durchgeführten Elektrobefischungen des Oberwassers.

Anhand der Daten der Standorte Baiersdorf-Wellerstadt, Lindesmühle, Au und Heckerwehr wurden umfangreichere Auswertungen durchgeführt, welche einen statistisch signifikanten Unterschied zwischen der Artenzusammensetzung des Oberwassers und des natürlichen Fischabstiegs ergaben und damit die oben für alle Standorte beschriebenen Ergebnisse bestätigen (Abbildung 22 A, Knott et al. 2020). Weiterhin ergaben diese Auswertungen, dass die Fische im Fischabstieg in der Regel im Mittel größer waren als die im Oberwasser gefangenen Fische derselben Art (Abbildung 22 B, Knott et al. 2020). Ausnahmen bildeten hier der Standort Au (insbesondere Aitel, Äsche) sowie die Fischarten Schleie und Rotfeder am Standort Heckerwehr mit durchschnittlich größeren Fischen im Oberwasser als im Fischabstieg. Das erhöhte Vorkommen von kleineren Fischen in den Oberwassern der Kraftwerke Lindesmühle und Baiersdorf-Wellerstadt kommt vor allem durch einen gegenüber dem Fischabstieg zehnfach höheren Anteil an juvenilen Individuen ≤ 3 cm der Arten Rotauge, Aitel und Rotfeder zustande. Im Oberwasser der Kraftwerke finden sich vermutlich ausreichend Laich und Juvenilhabitate dieser Arten, weshalb dort eine große Zahl an Jungfischen nachgewiesen werden konnte (Knott et al. 2020). Weiterhin ist es möglich, dass ein Teil der sehr kleinen Fische beim Fischabstieg durch das Netz entkommen ist (Maschenweite 8 mm). Da aber bei beiden Beprobungen insgesamt ein ähnliches Größenspektrum an Fischen erfasst wurde (1,8–80 cm im Fischabstieg, 1–90 cm bei den Elektrobefischungen im Oberwasser) ist davon auszugehen, dass der methodische Einfluss auf dieses Ergebnis relativ gering ist (Knott et al. 2020).

Anzahl abgestiegener Fische, jahreszeitliche und tageszeitliche Unterschiede

Im Durchschnitt wurden bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg an den sieben in die Auswertungen einbezogenen Wasserkraftstandorten zwischen 0,4 und 17,9 Fische pro 1 h Leerungsintervall bzw. zwischen 0,03 und 0,15 Individuen pro 1000 m³ Wasservolumen gefangen (Tabelle 5). Rechnet man die mittleren Fangzahlen aus den saisonalen Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs auf ein Kalenderjahr hoch, würden schätzungsweise zwischen 9.955 (Heckerwehr) und 92.216 (Höllthal) Fische pro Jahr die verschiedenen Kraftwerksanlagen (ausschließlich bezogen auf die jeweilig untersuchten Abstiegskorridore, siehe Bände 3–10) flussabwärts passieren (Tabelle 5). Laut Ebel (2013) liegt die mittlere normierte Abstiegszahl (= Individuenzahl / (Anzahl Fangtage x Mittelwasserabfluss [m³/s])) aus Untersuchungen an 12 deutschen Wasserkraftanlagen bei 7,98 (Wertespanne: 0,33–48,55). Im Vergleich dazu war die mittlere normierte Abstiegszahl an den untersuchten Wasserkraftstandorten mit 4,89 (Wertespanne: 1,28–8,67) etwas niedriger.

Standort	Bepro- bungs- tage	Bepro- bungs- dauer (h)	Arten	Indivi- duen	Indivi- duen/ 1000 m ³	Norm. Abstiegs- zahl	Individuen/h				Indivi-
							Tag	Nacht	Früh- jahr	Herbst	duen/ Jahr
Lindes- mühle/ Fr. Saale	34	609	23	690	0,10	3,04	1,9	1,2	1,4	2,1	14.978
Baiers- dorf/ Regnitz	25	312	33	2.112	0,07	4,69	3,2	8,6	7,2	4,8	55.859
Großweil/ Loisach	43	333	16	567	0,03	1,66	2,0	1,3	0,4	3,6	15.627
Höllthal/ Alz	38	284	27	3.277	0,14	7,09	7,9	17,6	1,4	17,9	92.216
Hecker- wehr/ Roth	41	548	21	579	0,15	8,67	1,0	1,3	1,0	1,3	9.955
Baier- brunn/ Isar	40	262	28	1.665	0,13	7,78	3,9	10,1	1,0	10,7	51.615
Au/ Iller	42	645	26	867	0,03	1,28	0,8	4,1	0,4	3,9	15.451

Tabelle 5 Untersuchungsumfang sowie Arten- und Individuenzahlen (insgesamt, abflussbezogen, normiert, pro Stunde und pro Jahr) der nachgewiesenen Fische bei den Beprobungen des natürlichen Fischabstiegs an den verschiedenen Kraftwerksstandorten.

Über alle Standorte hinweg bewegten sich mehr Fische im Herbst als im Frühjahr und mehr nachts als tagsüber flussabwärts (Tabelle 5), was diese Zeiträume besonders bedeutsam für ein fischverträgliches Turbinenmanagement macht. Ausnahmen bildeten hier der Standort Baiersdorf-Wellerstadt mit mehr Fischen pro Stunde im Frühjahr (7) als im Herbst (5) und die Standorte Lindesmühle und Großweil mit mehr Fischen pro Stunde am Tag (jeweils 2) als in der Nacht (jeweils 1). Sowohl zwischen Frühjahr und Herbst als auch zwischen Tag und Nacht gab es statistisch signifikante Unterschiede in der Artenzusammensetzung des Fischabstiegs an allen Untersuchungsstandorten. Im Frühjahr wurden vor allem die Arten Rotfeder, Blaubandbärbling, Gründling, Kaulbarsch, Schleie und Rutte in größeren Individuenzahlen als im Herbst in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore erfasst (Abbildung 23 A, Knott et al. 2020, für die in dieser Abbildung nicht dargestellten Arten siehe auch Bände 8, 9 und 10). Im Herbst wurden dagegen verstärkt Rotaugen, Hasel, Flussbarsche, Nasen, Zander, Äschen und Elritzen gefangen (Abbildung 23 A, Knott et al. 2020, Bände 8, 9 und 10). Die jahreszeitlichen Unterschiede im Fischabstieg werden beispielsweise durch unterschiedliche Laichzeiten und die damit in Zusammenhang stehende Abdrift von Larven und Juvenilen, Schwankungen in der Nahrungsverfügbarkeit, jahreszeitliche Konkurrenz und Neubesiedelung von Habitaten beeinflusst (Larinier & Travade 2002, Lucas & Baras 2001). Viele Fischarten bewegen sich im Herbst nach dem Laichzug flussabwärts, um tiefere und weniger stark durchströmte Bereiche, Nahrungshabitate und Wintereinstände aufzusuchen (Lucas & Batley 1996). Die Abdrift von Fischlarven und Juvenilen wird hauptsächlich durch die artspezifischen Laichzeiten und die hydrologischen Bedingungen beeinflusst (Sonny et al. 2006). Auch passive Drift und flussabwärtsgerichtete Laichwanderungen können im Frühjahr eine Rolle für den Fischabstieg spielen (Champion & Swain 1974, Fredrich et al. 2003).

Eine deutliche Präferenz für einen Abstieg bei Nacht wurde für die Arten Barbe, Mühlkoppe, Zander, Elritze und Nase beobachtet (Abbildung 23 B, Knott et al. 2020, Bände 8, 9 und 10). Eine Präferenz für einen Abstieg bei Tageslicht war weniger deutlich ausgeprägt, wurde aber tendenziell für die Arten Rotfeder, Schneider und Laube festgestellt (Abbildung 23 B, Knott et al. 2020). Einige Arten wie z.B. das Rotauge zeigten keine Präferenz für eine bestimmte Tageszeit und verhielten sich in jedem Untersuchungsgewässer anders (Abbildung 23 B, Knott et al. 2020). Generell zeigte ein Großteil der Arten ein bimodales Verhalten mit einzelnen Nachweisen des Fischabstiegs bei Tageslicht und einem Anstieg der Abstiegszahlen während der Dunkelheit. Verschiedene Fischarten nutzen unterschiedliche spezifische Zeiten für Nahrungsaufnahme, Fortpflanzung und Ruhephasen. Daher bewegen sie sich zu unterschiedlichen Zeiten zwischen verschiedenen Habitaten innerhalb des Gewässers hin und her, was die tageszeitlichen Muster im Fischabstieg erklären könnte. Ein nächtliches Abwandern bzw. nächtliche Drift ist zum einen eine evolutionäre Anpassung zur Minimierung des Prädationsrisikos (Jonsson 1991, Lucas & Baras 2001), zum anderen bewegen sich zu dieser Zeit aber auch speziell an dieses Verhalten angepasste nachtaktive Prädatoren, wie z.B. der Zander, besonders häufig im Gewässer. Da sich keine deutlichen Unterschiede zwischen erster und zweiter Tages- und Nachthälfte ergaben, ist davon auszugehen, dass die Fische überwiegend vom täglichen Zyklus von Sonnenauf- und -untergang und damit der Anbzw. Abwesenheit von Tageslicht in ihrem Verhalten beeinflusst werden. Generell beeinflussen die biotischen (z.B. Artausstattung, Nahrungsverfügbarkeit) und abiotischen Eigenschaften der Gewässer (z.B. Wasserchemie, Gewässergröße, Habitatverfügbarkeit und räumliche Anordnung der Habitate) das Abstiegsverhalten sehr stark (Jonsson 1991, Pavlov et al. 2008). Aufgrund dieser Vielzahl von Einflussfaktoren unterschied sich dieses sogar für ein und dieselbe Art teilweise sehr stark zwischen den Untersuchungsgewässern. Daher ist davon auszugehen, dass sich die Erkenntnisse aus einzelnen Gewässertypen nur bedingt auf andere übertragen lassen. Im Datensatz der vier Standorte Baiersdorf-Wellerstadt, Lindesmühle, Heckerwehr und Au konnten allerdings die Trübung, die Wassertemperatur und der Abfluss als abiotische Variablen identifiziert werden, die über die verschiedenen Gewässer hinweg positiv mit dem Fischabstieg korreliert sind (Spearman Rank Korrelation, rho Trübung = 0,38, *rho* Temperatur = 0,43, *rho* Abfluss = 0,41; *P* < 0,001; Knott et al. 2020).



▲ Baiersdorf-Wellerstadt ▼ Lindesmühle ■ Heckerwehr ● Au

Abbildung 22 A) Vergleich der prozentualen Zusammensetzung der Fischarten im Fischabstieg und im Oberwasser an den Standorten Baiersdorf-Wellerstadt, Lindesmühle, Heckerwehr und Au. Fischarten im grau hervorgehobenen Bereich auf der rechten Seite des Diagramms waren im Oberwasser mit einem höheren prozentualen Anteil vertreten als im natürlichen Fischabstieg. B) Vergleich der Totallänge der gefangenen Fische im Fischabstieg und im Oberwasser. Balken im positiven Bereich oberhalb der Nulllinie zeigen Fischarten mit einer größeren mittleren Totallänge im Fischabstieg, Balken im negativen Bereich unterhalb der Nulllinie eine größere mittlere Totallänge im Oberwasser der Kraftwerke. *** = signifikanter Unterschied (*P* < 0,001) in der Längenverteilung der Fischarten zwischen Fischabstieg und Oberwasser. Abgeändert nach Knott et al. (2020).



Abbildung 23 Vergleich der mittleren Individuenzahl pro Woche der einzelnen Fischarten im Fischabstieg zwischen Frühjahr und Herbst (A) sowie zwischen Tag und Nacht (B) an den Standorten Baiersdorf-Wellerstadt, Lindesmühle, Heckerwehr und Au. Fischarten im grau hervorgehobenen Bereich auf der rechten Seite des Diagramms wurden im Herbst (A) bzw. in der Nacht (B) in höheren Individuenzahlen in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore nachgewiesen. Abgeändert nach Knott et al. (2020).

1.3. Nutzung der Abstiegskorridore, Barrierefunktion des Rechens und Fischverhalten bei der Abwanderung

Nutzung der Abstiegskorridore

Die in diesem Projekt untersuchten Kraftwerkskonzepte mit Kaplan-Rohrturbinen (konventionelle Anlagen, bewegliches Kraftwerk, Schachtkraftwerk) sind mit Feinrechen mit Stababständen von 15 mm und 20 mm ausgestattet, die flussabwärts wandernde oder driftende Fische vor der Turbinenpassage schützen und über alternative Abstiegskorridore, wie beispielsweise Spülrinnen, Spülklappen oder Fischrutschen, ins Unterwasser ableiten sollen. An den Turbineneinlässen der untersuchten Wasserkraftschnecken und VLH-Turbinen waren keine Fischschutzeinrichtungen installiert, da nach dem Prinzip dieser innovativen Turbinen, die eine möglichst schadlose Passage von Fischen ermöglichen sollen, der Fischabstieg hier über den Turbinenkorridor erfolgen soll. Darüber hinaus konnten Fische aber auch standortspezifisch über alternative Korridore wie beispielsweise technische Fischaufstiegsanlagen oder raue Rampen ins Unterwasser gelangen. Zur Beurteilung der Nutzung der verschiedenen Abstiegskorridore wurden in diesem Projekt in erster Linie die Daten des natürlichen Fischabstiegs ausgewertet.

An den untersuchten konventionellen Kraftwerksanlagen mit Kaplan-Rohrturbinen und Feinrechen mit Stababständen von 15 mm und 20 mm sind zwischen 66% (Höllthal) und 88% (Baiersdorf-Wellerstadt) der Individuen über die Kaplan-Rohrturbinen ins Unterwasser gelangt. Bezogen auf die Biomasse war der Anteil der Fische des natürlichen Fischabstiegs, die den Rechen und die Turbine passiert haben, bei den Rechenanlagen mit einem Stababstand von 15 mm mit 47% (Baiersdorf-Wellerstadt) bzw. 51% (Lindesmühle) etwas geringer als bei einem Rechen mit 20 mm Stababstand (Höllthal mit 64%).

Für das bewegliche Kraftwerk am Standort Eixendorf, das ebenfalls mit einem Feinrechen mit 20 mm Stababstand ausgestattet ist, liegen keine Daten zur Aufteilung des natürlichen Fischabstiegs vor. Durchgeführt wurden jedoch Untersuchungen zur Akzeptanz des Kronenausschnitts als alternativen Abstiegskorridor mit standardisierten Fischzugaben, die eine ähnliche Tendenz zeigen: Zwischen 76% und 92% der wiedergefangenen Fische, die oberhalb des Rechens eingesetzt wurden, sind über den Turbinenkorridor ins Unterwasser gelangt. Am Schachtkraftwerk am Standort Großweil sind 35% aller gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs über die beiden Kaplan-Rohrturbinen ins Unterwasser gelangt und haben dabei den horizontal in einer Ebene mit dem Gewässergrund angeordneten Feinrechen mit 20 mm Stababstand passiert. Dieses Ergebnis wurde jedoch maßgeblich durch die Dominanz juveniler Individuen der Fischart Äsche im natürlichen Fischabstieg (68% aller

75

gefangenen Individuen an diesem Standort), die überwiegend über die Abstiegsfenster abwanderte (57% aller gefangenen Äschen), und vermutlich auch durch einen beträchtlichen Höhenunterschied von ca. 1,6–2,2 m zwischen Rechenebene und Gewässersohle beeinflusst, welcher im Untersuchungszeitraum eine Barriere v.a. für bodenorientierte Fischarten beim Fischabstieg darstellte. Im Vergleich dazu zeigen die Ergebnisse der standardisierten Fischzugaben, dass 75% (2.950 Individuen) der am oberstromigen Ende der Rechenebene eingesetzten und später wiedergefangenen Fische den Turbinenkorridor nutzten, um ins Unterwasser zu gelangen. Bei den Ergebnissen zur Nutzung der Abstiegskorridore ist zu berücksichtigen, dass an diesen oben erwähnten Standorten mit installierten Feinrechen auch zwischen 56% (Höllthal) und 98% (Baiersdorf-Wellerstadt) des Abflusses durch die Kaplan-Rohrturbinen fließt (Abbildung 24).

Am VLH-Standort Au ist erwartungsgemäß der überwiegende Anteil (94%) der gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs über den Turbinenkorridor ins Unterwasser gelangt. An diesem Standort ist kein Feinrechen installiert und neben der technischen Fischaufstiegsanlage gibt es keine weiteren Bypässe. Im Gegensatz dazu nutzte am VLH-Standort Baierbrunn im Vergleich zu den anderen Untersuchungsstandorten nur ein auffällig geringer Anteil von etwa 20% der gefangenen Fische den Turbinenkorridor für den Abstieg (Abbildung 24). Obwohl hier am Turbineneinlauf nur ein Grobrechen mit 120 mm Stababstand installiert ist, passierten insgesamt 70% aller gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs die direkt neben dem Turbineneinlauf gelegene raue Rampe und weitere 10% den Raugerinne-Beckenpass, welcher die raue Rampe mit dem Unterwasser am Turbinenauslauf des Kraftwerks verbindet. An diesem speziellen Standort (Restwasserkraftwerk) wird 67% des Gesamtabflusses durch das Kraftwerk mit VLH-Turbine geleitet, während die raue Rampe mit 31,2% und die technische Fischaufstiegsanlage mit 1,8% dotiert sind. Am Standort Heckerwehr erfolgte der Fischabstieg ausschließlich über die Wasserkraftschnecke, da es keinen permanent funktionalen alternativen Abstiegskorridor gab. Am Standort Höllthal sind 34% der gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs über die beiden Wasserkraftschnecken ins Unterwasser gelangt und 66% über die Kaplan-Rohrturbine (s.o.). Ein permanent funktionaler alternativer Abstiegskorridor in räumlicher Nähe der beiden Kraftwerksanlagen war nicht vorhanden.



Abbildung 24 Prozentualer Anteil des Abflusses und des natürlichen Fischabstiegs (Individuenzahl und Biomasse) im Turbinenkorridor an den Untersuchungsstandorten Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt, Großweil, Höllthal mit zwei Kraftwerken (Kaplan-Rohrturbine und Wasserkraftschnecken), Baierbrunn und Au. Der Standort Heckerwehr fehlt in der Darstellung, da es hier keinen alternativen Abstiegskorridor zur Wasserkraftschnecke gab.

Barrierefunktion des Rechens

Nach Ebel (2013) sind mechanische Barrieren mit einem definierten lichten Stababstand ab einer bestimmten kritischen, artspezifisch variierenden Körperlänge physisch undurchlässig. Demnach sollten die Feinrechen mit einem Stababstand von 15 mm an den Standorten Baiersdorf-Wellerstadt (Vertikalrechen) und Lindesmühle (Horizontalrechen) für Fische ab kritischen Körperlängen von beispielsweise 7,5 cm (Karpfen), 12,5 cm (Gründling und Flussbarsch), 13,6 cm (Rotauge und Nase) und 50 cm (Aal) physisch undurchlässig sein (Ebel 2013). Der vertikale Rundbogenrechen am Standort Eixendorf, der geneigte Vertikalrechen am Standort Höllthal und der horizontal in einer Ebene mit dem Gewässergrund angeordnete Rechen am Standort Großweil mit einem Stababstand von 20 mm sollten ab kritischen Körperlängen von beispielsweise 18,2 cm (Nase, Barbe und Rotauge), 20,0 cm (Bachforelle, Äsche und Huchen) und 66,7 cm (Aal) undurchlässig sein.

Die Ergebnisse zeigen, dass ein Großteil der gefangenen Individuen des natürlichen Fischabstiegs die Feinrechen an den Standorten Lindesmühle (79%), Baiersdorf-Wellerstadt (88%), Eixendorf (76–92%; hier standardisierte Fischzugaben, siehe Band 7) und Höllthal (66%) trotz der verhältnismäßig geringen Stabweite von 15 mm bzw. 20 mm passiert hat und

nicht in alternative Abstiegskorridore (z.B. Spülrinne in Baiersdorf-Wellerstadt) geleitet wurde. Auch die relativ flache Neigung der installierten Rechen von 30° zur Hauptfließrichtung (Lindesmühle) bzw. 27° (Baiersdorf-Wellerstadt) oder die Anordnung als Rundbogenrechen mit darüber liegendem Kronenausschnitt im beweglichen Kraftwerk (Eixendorf) haben offensichtlich zu keiner wesentlichen Leitwirkung in Richtung alternativer Abstiegskorridore geführt. Am Standort Großweil haben nur 35% aller bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg gefangenen Fische die Rechenanlage passiert. Diese Korridoraufteilung ist jedoch aufgrund der o.g. Dominanz der Fischart Äsche im natürlichen Fischabstieg sowie der Barrierewirkung des Höhenversatzes zwischen Rechenebene und Gewässersohle nur bedingt aussagekräftig. Der hohe Anteil an Rechen- und Turbinenpassagen bei den standardisierten Fischzugaben von 75% (Größenspektrum der Versuchsfische 2,9–66,7 cm) hingegen weist deutlich auf eine eingeschränkte Fischschutzwirkung des am Standort Großweil installierten horizontal angeordneten Rechens mit 20 mm Stababstand hin.

Die mangelnde Barrierefunktion der untersuchten Feinrechen ist zu großen Teilen darauf zurückzuführen, dass es sich bei den natürlich vorkommenden Individuen, die die Turbinen passiert haben, überwiegend um kleinwüchsige Fischarten bzw. junge Altersstadien handelte (Abbildung 25).



Abbildung 25 Längen-Häufigkeitsdiagramm (nach Größenklassen) aller in den Abstiegskorridoren Turbine (getrennt nach Standorten mit Feinrechen (Stababstand ≤ 20 mm; Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt, Großweil, Höllthal – Kaplan-Rohrturbine) und mit Grobrechen (Stababstand ≥ 120 mm; Höllthal – Wasserkraftschnecke, Heckerwehr, Baierbrunn, Au)), Fischaufstiegsanlage und sonstigen Abstiegskorridoren nachgewiesenen Fische (außer Aal) während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges an allen Untersuchungsstandorten (außer Eixendorf). Man beachte die logarithmische Skalierung der y-Achse (Individuenzahl).

Es wurden jedoch an allen Standorten mit Feinrechen auch einzelne, größere Individuen in den Turbinenhamen nachgewiesen, welche die kritischen Körperlängen nach Ebel (2013) deutlich überschritten (Tabelle 6, Tabelle 10 im Anhang). Die maximale Totallänge von Fischen (ohne Aal), die beim natürlichen Fischabstieg den Rechen passiert haben, lag in Lindesmühle bei 20 cm (Flussbarsch, Schleie), in Baiersdorf-Wellerstadt bei 33 cm (Hecht), in Großweil bei 38 cm (Amerikanischer Seesaibling) und in Höllthal bei 41 cm (Wels). Bei den standardisierten Fischzugaben (ohne Aal) haben in Lindesmühle und Baiersdorf-Wellerstadt Bachforellen bis 15 cm bzw. 16 cm die Feinrechen passiert. An den Standorten Eixendorf, Großweil und Höllthal lag die maximale Totallänge von Fischen (ohne Aal), die bei den standardisierten Fischzugaben den Rechen passiert haben, bei 39 cm, 36 cm bzw. 34 cm (jeweils Huchen). In Eixendorf konnte für alle eingesetzten Arten, außer für Bachforelle und Huchen, keine deutliche Größenselektion durch den Rechen festgestellt werden. Bei den Bachforellen erfolgte eine Größenselektion durch den Rechen ab 34 cm, beim Huchen erst ab 39 cm (Tabelle 6). Am Standort Großweil kam es zu einer Größenselektion durch den horizontal angeordneten Rechen mit 20 mm Stababstand bei den Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Barbe und Huchen. Bei Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe und Huchen lagen die maximalen Totallängen der wiedergefangenen Fische, die den horizontal angeordneten Rechen mit 20 mm Stababstand passiert haben, jedoch teilweise deutlich über den Werten für die physische Durchlässigkeit eines 20 mm Rechens nach Ebel (2013). Am Standort Höllthal erfolgte ein Ausschluss großer Individuen durch den geneigten Vertikalrechen mit einem Stababstand von 20 mm nur bei den Fischarten Bachforelle und Huchen (Tabelle 6). Dieser Befund kann entweder darauf zurückzuführen sein, dass Schäden am Rechen und/oder größere Öffnungen vorhanden sind (z.B. Spalt zwischen Betonwand und Rechen in Eixendorf, siehe Band 7) oder dass die bestehenden Modelle für die Rechengängigkeit der entsprechenden Fischarten nicht mit ausreichender Genauigkeit zutreffen, da die Fischdicke bei identischer Totallänge verschiedener Individuen einer Art sehr unterschiedlich sein kann. Die führt im Übrigen auch dazu, dass Korpulenzfaktoren von Fischen, welche aus dem Verhältnis von Totallänge zu Gewicht berechnet werden, für einzelne Individuen einer Art bis zu 30% abweichen können (Maceda-Veiga et al. 2014). Im Gegensatz zu den Feinrechen mit 20 mm Stababstand war durch die 15 mm Horizontal- bzw. Vertikalrechen an den Standorten Baiersdorf-Wellerstadt und Lindesmühle eine Ableitwirkung auch auf relativ kleine Aale (ab 44 cm bzw. 38 cm) zu erkennen (Tabelle 6), obwohl beide Rechen nach Angaben von Ebel (2013) bis 50 cm Körperlänge durchgängig wären. Es kann dadurch allerdings eine Größenselektion stattfinden, welche mit einer geschlechtsspezifischen Selektion abwandernder Blankaale einhergeht, da weibliche Blankaale in der Regel deutlich größer sind als ihre männlichen Artgenossen (Laffaille et al. 2006). Weiterhin kann es für den Aalabstieg problematisch sein, wenn es keine oder nur eingeschränkt funktionierende Bypasssysteme gibt. Daher ist es zur Verbesserung der fischökologischen Situation vor allem dieser Art wichtig, die Effektivität der Bypasssysteme zu erhöhen, z.B. durch Installation eines Horizontal-Leitrechens mit schachtartigem Bypass und Bypassöffnungen über die gesamte Wassersäule.

Tabelle 6 Übersicht über die bei den standardisierten Fischzugaben (StadFi) an den Standorten mit Feinrechen wiedergefangenen maximalen Totallängen (TL max) in cm aus der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (= T&R, Abstieg durch Rechen und Turbine). In Klammern ist für jede Fischart die maximale Totallänge des bei den standardisierten Fischzugaben verwendeten Größenspektrums angegeben. Für ausgewählte Arten des natürlichen Fischabstiegs (NatFi) sind die wiedergefangenen maximalen Totallängen im Turbinenkorridor dargestellt. Für die unterschiedlichen Stababstände von 15 mm bzw. 20 mm der untersuchten Feinrechen sind für jede Art die kritischen Körperlängen (TL krit) für die physische Passierbarkeit der Feinrechen nach Ebel (2013) angegeben; n.v. = nicht verfügbar, da die Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen bei den standardisierten Fischzugaben an den Standorten Lindesmühle und Baiersdorf-Wellerstadt nicht eingesetzt wurden.

	15 mm	Stababs	stand			20 mm Stababstand						
Standort	idort Lindesmühle an der		Baiersdorf- Wellerstadt			Eixendorf	Großweil an		Höllthal			
						an der	an der der Loisach			an der Alz		
	Fränkischen		an der			Schwarzach						
	Saale		Regnitz		TI Luda					T I 1!4		
-						IL max I&R			IL max	I&R		
Fischart	StadFi	Nath	StadFi	Nath	(Ebel	StadFi	StadFi	Nath	StadFi	NatFi	(Ebel	
<u> </u>					2013)						2013)	
Aal	38,0		44,1		50,0	69,3	57,7		64,7		66,7	
	(64,5)		(64,3)			(71,4)	(66,7)		(71,2)			
Nase	6,6	16,5	11,3		13,6	18,5	22,0		23,5		18,2	
	(12,6)		(12,4)			(20,4)	(29,7)		(26,4)			
Bachforelle	15,3	15,8	15,5	26,2	15,0	33,5	20,2	20,1	26,3		20,0	
	(24,0)		(16,1)			(41,0)	(38,8)		(42,0)			
Flussbarsch	13,2	20,0	13,5	19,3	12,5	13,9	23,7		16,1	33,8	16,7	
	(15,0)		(14,5)			(14,7)	(25,8)		(16,1)			
Barbe	n.v.		n.v.	32,0	13,6	21,0	30,1	27,1	17,8	30,9	18,2	
						(22,6)	(37,4)		(21,0)			
Rotauge	n.v.	16,5	n.v.	18,0	13,6	20,5	18,0		15,2	19,6	18,2	
						(21,7)	(19,5)		(16,0)			
Äsche	n.v.		n.v.	16,0	15,0	30,0	16,8	23,7	26,7		20,0	
						(30,0)	(20,3)		(29,8)			
Huchen	n.v.		n.v.		15,0	38,7	36,4		34,3		20,0	
						(51,3)	(59,3)		(60,0)			
Aitel				24,0	12,5					19,1	16,7	
Hecht				33,0	21,4					35,6	28,6	
Schleie		20,0		-	11,5					34,7	15,4	
Wels		,			10,7					41,3	14,3	
VVEIS					10,7					41,3	14,3	

Neben der primären Schutzwirkung als physische Barriere können Rechen-Systeme auch durch optische, akustische bzw. hydraulisch-taktile Reize zu einer zusätzlichen Vermeidungsreaktion oder einer Leitwirkung führen, wodurch auch physisch durchlässige Barrieren wirksam sein können (Ebel 2013). Dieser verhaltensbeeinflussende Effekt ist bei hohen Anströmgeschwindigkeiten ($v_A \ge 0,5$ m/s nach DWA 2005) allerdings nicht mehr wirksam. Hohe Strömungsgeschwindigkeiten am Rechen können insbesondere am Standort Baiersdorf-Wellerstadt, an dem der Grenzwert nach Ebel (2013) dauerhaft überschritten wurde, ein Grund für die hohe Anzahl an Rechen- und Turbinenpassagen sein (Tabelle 11 im Anhang, Abbildung 24, Abbildung 25). Dadurch haben verhaltensbeeinflussende Effekte, durch welche auch kleinere, rechengängige Individuen vom Rechen abgehalten bzw. in

Richtung Bypass (Spülrinne) geleitet werden würden, keine Wirkung mehr. Darüber hinaus können die Fische bei zu hohen Anströmgeschwindigkeiten am Rechen verletzt werden, da sie nicht mehr aktiv ausweichen können, sondern angepresst oder zwischen den Gitterstäben hindurch gepresst werden (Brown et al. 2009 & 2014, Deng et al. 2010, Amaral et al. 2018). Dies erklärt auch die zum Teil höheren Intensitäten von Hautverletzungen und Schuppenverlusten bei den Fischen aus der Versuchsgruppe Turbine & Rechen im Vergleich zur Versuchsgruppe Turbine (z.B. Aale in Baiersdorf-Wellerstadt; Abbildung 22 in Band 3). An den Standorten Lindesmühle und Eixendorf wurden die als kritisch geltenden Anströmgeschwindigkeiten von 0,5 m/s nicht überschritten. Ein Großteil des Fischabstiegs erfolgte aber dennoch über den Turbinenkorridor. Am Rundbogenrechen in Eixendorf wurde (wie auch am Vertikalrechen in Höllthal) mittels Videobeobachtung für verschiedene Fischarten ein Anpressen am Rechen (Nase, Bachforelle und Huchen) oder ein Feststecken zwischen den Rechenstäben mit erfolglosen Fluchtversuchen (Barbe, Flussbarsch) beobachtet. An der Kaplan-Rohrturbine in Höllthal könnte auch das Fehlen alternativer Abstiegsmöglichkeiten in räumlicher Nähe zum Kraftwerk für die hohe Anzahl an Rechenpassagen ausschlaggebend gewesen sein. In Eixendorf hingegen waren vermutlich auch das Fehlen eines sohlnahen Bypasses, die suboptimale Hydraulik am Eintritt des Kronenausschnitts bzw. eine schlechte Leitwirkung des Rundbogenrechens Gründe für den hohen Anteil an Fischen, der die Turbine passiert hat. Aus Sonar- und Videobeobachtungen in Großweil lässt sich ableiten, dass die Wirksamkeit von verhaltensbeeinflussenden Effekten (neben der Funktion als physische Barriere) durch den installierten Rechen relativ gering ist. Der hohe Anteil an Turbinenpassagen bei den standardisierten Fischzugaben ist daher vermutlich auf einen zu geringen hydraulischen Reiz in Richtung oberflächen- und sohlnahe zurückzuführen. Abstiegsfenster Da auch die durchschnittlichen Strömungsgeschwindigkeiten am Rechen mit ca. 0,31 m/s im Vergleich zu den maximal zulässigen Anströmgeschwindigkeiten von 0,5 m/s (Ebel 2013) gering waren, kann von keiner Sogwirkung in Richtung Turbinenschacht ausgegangen werden. Generell ist zu beachten, dass an keiner der konventionellen Anlagen (Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt, Höllthal) ein optimiertes Fischschutz- und Fischabstiegssystem nach aktuellem Stand der Technik installiert ist (z.B. 10 mm Horizontal-Leitrechen mit schachtartigem Bypass über die gesamte Wassersäule nach Ebel, Gluch & Kehl; siehe Ebel 2013).

Fischverhalten bei der Abwanderung

Die Untersuchungen zur Aalwanderung am Standort Lindesmühle zeigten, dass das dort installierte Aalrohr nach Hassinger & Hübner (2009), im Gegensatz zu Ergebnissen unter Laborbedingungen, in der Praxis eine weit geringere Wirkung haben kann als bisher angenommen. Dagegen kann das zeitweilige Öffnen eines Leerschützes einen weitaus effektiveren Korridor für die flussabwärts gerichtete Wanderung der Aale darstellen, sofern der Eintritt der Aale in die Turbine durch geeignete mechanische Barrieren verhindert werden kann.

Wandernde Blankaale folgen in einem Flusssystem vorranging der Hauptströmung, da diese eine Abwanderung wesentlich erleichtert (Gosset et al. 2005, Jansen et al. 2007, Travade et al. 2010). Trifft ein Blankaal in diesem Fall auf eine Barriere in Form eines Rechens mit ausreichend kleinem Stababstand (≤ 15 mm) wird dieser in der Regel daran gehindert in die Turbine einzuschwimmen. Wie an den Standorten Baiersdorf-Wellerstadt und Lindesmühle beobachtet, sammeln sich die Aale vor dieser Barriere und suchen aktiv nach anderen Korridoren. Die Aalaktivität vor dem Horizontalrechen in Lindesmühle war konstant, solange das Leerschütz geschlossen war. Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass das Aalrohr aufgrund der zunehmenden Verlegung mit Laub nicht aufgefunden wurde und so die Aalaktivität vor dem Rechen nicht abnahm. Bei geöffnetem Leerschütz nahm die Aalaktivität vor dem Rechen hingegen unmittelbar ab und mittels ARIS-Sonar konnte nachgewiesen werden, dass die Aale den alternativen Korridor des Leerschützes tatsächlich in großer Zahl nutzten. Somit konnte in dieser Studie nachgewiesen werden, dass abwandernde Blankaale geöffnete Leerschütze als alternativen Korridor schnell auffinden und durch diesen ins Unterwasser von Wasserkraftwerken absteigen können.

Zudem wurde beobachtet, dass bei einer Öffnungsweite von 20 cm (Mittelwert 23 Aale/0,25 h) eine größere Anzahl von Aalen über das Leerschütz abstieg als bei einer Öffnungsweite von 10 cm (Mittelwert 3 Aale/0,25 h). Die Untersuchung mittels ARIS-Sonar ergab, dass die Anzahl an absteigenden Aalen mit zunehmender Strömungsgeschwindigkeit vor dem Leerschütz anstieg. Dies bedeutet, je höher die Strömungsgeschwindigkeit am Leerschütz in dieser Untersuchung war (Maximalwert 0,61 m/s), desto mehr Aale fanden und nutzten den alternativen Korridor. Allerdings muss hier berücksichtigt werden, dass es bei zu hohen Strömungsgeschwindigkeiten auch zu einem unfreiwilligen Einschwimmen der Aale kommen kann. Da allerdings die kritische Schwimmleistung von Aalen (0,94 m/s) am Leerschütz nicht überschritten wurde, ist davon auszugehen, dass die Aale aktiv in diesen Korridor einschwammen (Tudorache et al. 2015).

Vøllestad et al. (1994) zeigte mit einer Telemetriestudie, dass sich Blankaale während der Nacht schneller bewegen als tagsüber. Auch andere Studien am Rhein legen nahe, dass die Aalabwanderung hauptsächlich ein nächtliches Ereignis ist (Breukelaar et al. 2009, Bruijs & Durif 2009). Die Daten der vorliegenden Studie konnten diese Präferenz ebenfalls bestätigen. Sowohl die Aalaktivität als auch die Aalabwanderung durch das geöffnete Leerschütz war nachts wesentlich höher als tagsüber (siehe auch Band 4).

Am Standort Großweil wurde neben dem Verhalten von Aalen auch das Verhalten von weiteren standardisiert zugegebenen Versuchsfischen und von natürlich vorkommenden Fischen am Rechen der horizontalen Einlaufebene mit dem ARIS-Sonar beobachtet. Die Ergebnisse lassen darauf schließen, dass die Wirksamkeit von verhaltensbeeinflussenden Effekten durch den installierten Rechen mit 20 mm Stababstand, die beispielsweise ein deutliches Meidungsverhalten oder eine gerichtete Ableitung der Fische in Richtung der Abstiegsfenster hervorgerufen hätten, relativ gering ist. Die meisten der beobachteten Fische hielten sich grundnah auf dem Rechenfeld auf, wo sie entweder längere Zeit auf einer Position verweilten oder in einem räumlich eng begrenzten Bereich umherschwammen. Da die Grenzen für die physische Passierbarkeit von Rechen mit 20 mm Stababstand in den bestehenden Modellen meist deutlich unterschätzt werden (siehe Ebel 2013, Schwevers & Adam 2020), ist eine Barrierefunktion nur für einen geringen Anteil des vorkommenden Fischartenspektrums zuverlässig gegeben (siehe Kapitel 1.2 und Band 10, Kapitel 2.1.1). Die Beobachtungen, dass 75% der Rechenpassagen durch aktive Schwimmbewegungen erfolgten und ein großer Anteil der Fische unmittelbar auf dem Rechen verweilte ohne diesen zu passieren, lässt einen Sogeffekt am Rechen, welcher die maximale Dauerschwimmgeschwindigkeit der untersuchten Fischarten überschreitet und diese in den Turbinenschacht einsaugt, nahezu ausschließen. Diese Annahme wird durch GoPro Videoaufnahmen während des Versuchszeitraums und die gemessenen Strömungswerte am Rechen, die im Durchschnitt bei 0,31 m/s lagen und nur vereinzelt die maximal zulässigen Anströmgeschwindigkeiten nach Ebel (2013) überschritten, gestützt. Während des Versuchszeitraums wurden zudem 0,7 Fische/h beobachtet, die das permanent geöffnete sohlnahe Abstiegsfenster (ca. 0,5 m³/s) passierten. Bei den Sonaruntersuchungen des um ca. 35 cm bis 45 cm angehobenen Segmentschützes während zweier Spülvorgänge zur Ableitung von Treibgut (Dauer der Sonarbeobachtungen während der Spülvorgänge 17 s und 104 s) wurden keine Fische detektiert, die diesen Korridor für den Abstieg nutzten. Es ist davon auszugehen, dass dieser temporär und für jeweils nur sehr kurze Zeitintervalle (Ø ca. 30 s) zur Verfügung stehende Abstiegskorridor (abhängig vom Treibgutaufkommen und den bedarfsorientierten Rechenreinigungsintervallen) eine untergeordnete Rolle für den

Fischabstieg spielt. Generell ist die Effektivität von temporär geöffneten Korridoren aufgrund der schlechteren Auffindbarkeit und einer potenziellen Scheuchwirkung, die bei der Öffnung des Bypasses durch eine unmittelbare Veränderung der hydraulischen Verhältnisse entstehen kann (z.B. beim Rechenreinigungs- und Spülvorgang; vgl. Blasel 2009, Williams et al. 2012), im Vergleich zu permanent funktionalen Korridoren deutlich geringer (Schwevers & Adam 2020).

2. Projektteil B

Im Rahmen der Untersuchungen im Projektteil B wurden an den sieben Standorten insgesamt 754 Taxa aus den Gruppen Fische (42 Arten, 87.160 Individuen, Tabelle 16 im Anhang), Makrozoobenthos (421 Taxa, 193.188 Individuen, Tabelle 17 im Anhang), Periphyton (264 Taxa, Tabelle 18 im Anhang) und Makrophyten (27 Taxa, Tabelle 19 im Anhang) nachgewiesen. 5% der Individuen der Fische (11 Arten, siehe Rote Liste und Gesamtartenliste Bayern in Bayerisches Landesamt für Umwelt 2021b) und 1% der Makrozoobenthos-Individuen (49 Arten, Rote Liste Bayern 2003, 2018 & 2021) gehörten einer Art mit Gefährdungsstatus gemäß der Roten Liste Bayern an. Bei den Fischen waren die Nase und die Elritze die häufigsten gefährdeten bzw. auf der Vorwarnliste stehenden Arten, beim Makrozoobenthos die Köcherfliegenlarve Micrasema setiferum und die Eintagsfliegenlarve Ephemerella notata. 31% der gefangenen Fische (16 Arten) waren als rheophil klassifiziert, darunter am häufigsten die Arten Schneider und Barbe. Bei 8% der Individuen der Fische (8 Arten) und 6% des Makrozoobenthos (17 Taxa) handelte es sich um Neobiota. Die häufigsten nicht-heimischen Fischarten waren der Blaubandbärbling und die Schwarzmundgrundel, die häufigsten nichtheimischen Makrozoobenthos-Taxa waren die invasiven Flohkrebse Corophium sp. und Dikerogammarus villosus. Darüber hinaus waren unter den Makrophyten mit Elodea nuttallii und Elodea canadensis zwei Neophyten zu finden.

2.1. Vergleichende Gesamtbilanzierung der seriellen Diskontinuität

Die Ergebnisse zur Untersuchung der Auswirkungen der Kraftwerksanlagen auf den Fließgewässerlebensraum zeigten, dass die stärksten Unterschiede in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten, Periphyton) zwischen Ober- und Unterwasser der bestehenden Querbauwerke bereits vor Kraftwerksbau bestanden (Abbildung 26). Über alle Standorte hinweg ergab sich ein signifikanter 85 Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Oberund Unterwasser der Kraftwerksanlagen (ANOSIM: R-Wert = 0,01, P < 0,001). Durch diverse standörtliche Besonderheiten (z.B. unterschiedlich hohe Anteile von Neozoen) ist die Zusammensetzung aller untersuchten Organismengruppen stark gewässerspezifisch (Abbildung 26) und die Trennschärfe der Analysen über alle Standorte trotz statistischer Signifikanz relativ gering. Zur Klärung von Detailfragen müssen daher die Analysen der einzelnen Standort-Datensätze herangezogen werden (Bände 3–10).



Abbildung 26 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (basierend auf normalisierten Individuenzahlen der Organismengruppen Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten und Periphyton). Für die statistische Auswertung relevante Makrophytenvorkommen gab es nur an den Standorten Eixendorf und Höllthal. Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Symbole im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (geringer Abstand = große Ähnlichkeit). Die Stichprobenwiederholungen wurden an jedem Standort für Ober- (OW) und Unterwasser (UW) berechnet. An Standorten mit Neueinbau von Wasserkraftanlagen in bestehende Querbauwerke fand eine getrennte Berechnung für die Zeitpunkte vor und nach dem Einbau statt. Die Daten aus den saisonalen Beprobungen wurden hierfür jeweils gepoolt. Am Ausleitungskraftwerk Baiersdorf-Wellerstadt wurde der Kraftwerkskanal zusätzlich zum Hauptgewässer berücksichtigt.

Über alle Gewässer hinweg lässt sich aber dennoch ableiten, dass der Unterschied zwischen Ober- und Unterwasser von einer höheren Abundanz von ubiquitären Fischarten (z.B. Makrozoobenthos-Taxa Wenigborster/Oligochaeta, Rotauge) und (z.B. Zuckmückenlarven/Chironomidae der OPDB-Gruppe) sowie von Makrophyten (z.B. Schmalblättrige Wasserpest Elodea nuttallii) im Oberwasser der Kraftwerke und dagegen einer höheren Abundanz von Periphyton-Taxa im Unterwasser (z.B. die Kieselalge Navicula sp.) gekennzeichnet war. Dies entspricht auch den Beobachtungen, die an den einzelnen Kraftwerksstandorten bezüglich der abiotischen Habitateigenschaften gemacht wurden (siehe Bände 3–10, Kapitel 2.2.1) und den Ergebnissen einer früheren Untersuchung an fünf weiteren Querbauwerken in Bayern (Mueller et al. 2011). Im Oberwasser der Kraftwerke war generell die Strömungsgeschwindigkeit verringert, die Wassertiefe erhöht und infolge der dadurch erhöhten Sedimentation wurde meist ein höherer Feinsedimentanteil im Substrat vorgefunden als im Unterwasser (siehe Bände 3-10, Kapitel 2.2.1). Sowohl durch die geringere Strömung als auch das feinere Substrat im Oberwasser wird das Wachstum von Makrophyten gegenüber dem Wachstum von Periphyton begünstigt. An Makrophyten laichende und geringe Strömungsgeschwindigkeiten bevorzugende Fischarten wie das Rotauge können sich im Vergleich zu anderen Arten besser vermehren und Makrozoobenthos-Taxa wie Wenigborster und Zuckmückenlarven haben gegenüber anspruchsvolleren, auf stärkere Strömung und kiesiges Substrat angewiesenen Taxa (z.B. Eintags- und Steinfliegenlarven) Vorteile.

An den Standorten mit innovativen Anlagen haben sich diese Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums (Vannote et al. 1980) bzw. die serielle Diskontinuität (Ward & Stanford 1983) nach dem Einbau der verschiedenen Kraftwerksanlagen in die Querbauwerke in der Regel nicht oder nur kaum verändert und die ökologische Situation hat sich damit weder deutlich verbessert noch verschlechtert (siehe Bände 3–9). Eine Ausnahme stellt der Standort Großweil dar. Vor dem Kraftwerksbau wurde kein signifikanter Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen dem Ober- und Unterwasser der ehemals bestehenden rauen Rampe nachgewiesen. Nach dem Kraftwerksbau hingegen unterschied sich die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft signifikant zwischen Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage (ANOSIM: R-Wert = 0,12, P < 0,001). Am Standort Großweil haben sich die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums nach dem Kraftwerksbau also deutlich verstärkt.

An den Standorten Baiersdorf-Wellerstadt und Heckerwehr wurde generell eine sehr stark anthropogen überprägte Artengemeinschaft mit einem hohen Anteil von 35% bzw. 14% invasiver Neozoen an der Gesamtindividuenzahl (z.B. Flohkrebse der Gattungen *Dikerogammarus* und *Corophium* sowie Schwarzmundgrundeln) festgestellt. Durch verschiedene anthropogene Stressoren wie dem Aufstau des Gewässers durch Querbauwerke und dem verstärkten Vorkommen von Neozoen kommt es nicht mehr zu der klassischen Verschiebung der Zusammensetzung der natürlichen Artengemeinschaft vom Oberlauf in Richtung Mündungsregion eines Fließgewässers (River Continuum Concept, Vannote et al. 1980).

Die deutlichsten Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums wurden am Wehr des Standorts Lindesmühle (Abbildung 26, Abbildung 27) mit stark reduzierter Strömungsgeschwindigkeit und erhöhter Ablagerung von Feinsediment im Oberwasser (siehe Band 4, Tabelle 15) nachgewiesen. Dementsprechend war auch der Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Oberwasser und Unterwasser hier deutlicher als an den anderen Untersuchungstandorten ausgeprägt (R-Wert = 0,35; Abbildung 26), mit den erwarteten Effekten eines reduzierten Vorkommens von rheophilen Arten im strömungsberuhigten Oberwasser. Vergleichsweise geringe Auswirkungen des Querbauwerks mit einer relativ hohen Ähnlichkeit in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser wurden an den Standorten Großweil und Au beobachtet (Abbildung 26). Ähnliche Beobachtungen wurden in der Studie von Mueller et al. (2011) für die Leitzach gemacht, bei der es sich ebenfalls um ein alpines Gewässer der oberen Äschenregion (Salmoniden-Hyporhithral) handelt. Die Ergebnisse des Projekts bestätigen damit die Vermutung, dass die Auswirkungen auf die Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums durch Querbauwerke in Gewässerabschnitten des Salmoniden-Hyporhithrals generell geringer sind als in Gewässerabschnitten des Cypriniden-Rhithrals (Übergangsbereich zwischen Äschen- und Barbenregion, z.B. Lindesmühle, Heckerwehr). Dies ist wahrscheinlich dadurch bedingt, dass aufgrund des höheren Gefälles im Salmoniden-Hyporhithral alpiner Gewässer trotz des Aufstaues noch vergleichsweise hohe Strömungsgeschwindigkeiten im Oberwasser der Kraftwerke vorherrschen. Auch die Ausführung der Wehranlagen als Schlauch- (Au) oder Klappenwehr (Großweil) trägt an diesen Standorten dazu bei, dass insbesondere bei Hochwasserabflüssen durch das Legen der Wehre noch ein ausgeprägter Transport von grobem Geschiebe ins Unterwasser der Kraftwerke erfolgen kann.

Der Standort Baiersdorf-Wellerstadt nimmt bezüglich der seriellen Diskontinuität als Ausleitungskraftwerk eine Sonderstellung ein. Hier konzentrierte sich die durch die Wasserkraftnutzung bedingte Veränderung der aquatischen Lebensgemeinschaft hauptsächlich auf die Ausleitung der Regnitz in den Kraftwerkskanal, der durch das betonierte Trapezprofil mit geradlinigem Verlauf einen stark anthropogen veränderten Lebensraum darstellt. Die ursprünglichen Habitatfunktionen der Regnitz unterhalb des Schlauchwehres sind aufgrund der fehlenden, in den Kanal ausgeleiteten Wassermenge nicht mehr oder nur noch sehr eingeschränkt gegeben und können mit dem künstlichen Lebensraum im Kanal nicht kompensiert werden. Aufgrund der durch den geringen Restabfluss bedingten geringen Strömungsgeschwindigkeit und Dynamik unterhalb des Schlauchwehrs sind die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums in der Regnitz an diesem Standort weniger stark ausgeprägt als in anderen Gewässern (Abbildung 26, Mueller et al. 2011). Weiterhin bedingt der Rückstau von der unterhalb gelegenen Wasserkraftanlage im Bereich der Einmündung des Kanals in die Regnitz, dass weite Teile der Restwasserstrecke im Unterwasser des Schlauchwehrs eingestaut sind und stagnophilen Charakter aufweisen, wenngleich die Wassertiefen nur an vereinzelten Stellen so hoch waren wie im Oberwasser. Auch am Standort Eixendorf ist eine Sondersituation gegeben: Das Querbauwerk trennt den Eixendorfer Speichersee in einen Vorspeicher und einen Hauptspeicher, wodurch die Artengemeinschaft in beiden Gewässerbereichen generell in Richtung Stillwasser bevorzugender Arten verschoben ist. Trotz der anthropogen bedingten Besonderheiten konnte sowohl am Standort Baiersdorf-Wellerstadt als auch am Standort Eixendorf ein statistisch signifikanter Unterschied zwischen der Artenzusammensetzung im Ober- und Unterwasser als Auswirkung der unterbrochenen Habitatkontinuität festgestellt werden.



Abbildung 27 Ergebnisse der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Unterwasser (UW) und Oberwasser (OW) an den Untersuchungsstandorten Lindesmühle (= Fränk. Saale), Baiersdorf-Wellerstadt (= Regnitz), Eixendorf (= Schwarzach), Großweil (= Loisach), Höllthal (= Alz), Heckerwehr (= Roth), Baierbrunn (= Isar) und Au (= Iller). Am Ausleitungskraftwerk Baiersdorf-Wellerstadt wurde der Kraftwerkskanal (= Regnitz Kanal) zusätzlich zum Hauptgewässer berücksichtigt. Gezeigt wird die aufaddierte absolute Differenz der mittleren normalisierten Individuenzahlen der Taxa (siehe Band 1, Kapitel 7.4, Abbildung 47), die am stärksten zur Unähnlichkeit zwischen den Gruppen beitragen (Beitrag zur Unähnlichkeit ≥ 3%). Die Größe der Säulen-Abschnitte symbolisiert die Stärke des Unterschieds in der mittleren normalisierten Individuenzahl pro Transekt zwischen den betrachteten Gewässerabschnitten. Positive Werte zeigen eine höhere Individuenzahl dieses Taxons im jeweils zuerst genannten Gewässerbereich (Unterwasser), negative Werte zeigen eine höhere Individuenzahl im jeweils zuletzt genannten Gewässerbereich (Oberwasser). Die Daten aus den saisonalen Beprobungen vor und nach dem Kraftwerksbau wurden für den Vergleich zwischen Unterwasser und Oberwasser jeweils gepoolt; OPDB = Orthocladiinae, Podonominae, Diamesinae. Buchonomyiinae, sp. = species, n = Anzahl der Transekte. Unterscheiden sich die Artenzusammensetzungen der paarweisen Vergleiche der Gewässerbereiche nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = P < 0.05, ** = P < 0.01, *** = P < 0.001.

Fischaufstiegsanlagen/Restwasserstrecken

Die Untersuchungen der aquatischen Lebensgemeinschaft in den unterschiedlichen Fischaufstiegsanlagen machen deutlich, dass diese zumindest teilweise einen räumlich begrenzten Ersatzlebensraum für den durch das Querbauwerk sehr stark veränderten Gewässerabschnitt im Oberwasser liefern können (vgl. Pander et al. 2013 & 2015, Nagel et al. 2021). Meist handelt es sich dabei um schnell fließende, relativ flache Gewässerbereiche, welche ansonsten im untersuchten Gewässerabschnitt weitestgehend fehlen. Die im Projekt untersuchten Fischaufstiegsanlagen sind aber im Gegensatz zum Hauptgewässer nur sehr kleinflächig und vergleichsweise gering dotiert. Meist wurde in den Fischaufstiegsanlagen ein höherer Anteil an rheophilen Fischarten und Makrozoobenthos-Taxa als im Hauptgewässer vorgefunden (Abbildung 28; Bände 3–10). Die naturnah angelegte Fischaufstiegsanlage am Standort Lindesmühle wurde beispielsweise stark von rheophilen Arten frequentiert und ähnelte sowohl in ihrer Artenzusammensetzung als auch in ihrer abiotischen Habitatausstattung dem Unterwasser, welches im Gegensatz zum aufgestauten Oberwasser noch einen guten Lebensraum für rheophile Fische und Makrozoobenthos-Taxa bietet. Auch die im Zuge des Kraftwerkbaus am Wehr Baierbrunn neu angelegte raue Rampe schien als Teillebensraum für rheophile Arten wie Äsche, Bachforelle und Mühlkoppe, aber auch Steinfliegenlarven der Gattung Leuctra und Eintagsfliegenlarven der Gattung Rhithrogena attraktiv zu sein, welche dort in größerer Anzahl pro Transekt als im Hauptgewässer nachgewiesen wurden. Ein ähnliches Bild zeigte sich für die beiden technischen Fischaufstiegsanlagen (Schlitzpässe) am Standort Großweil, die im Zuge des Kraftwerkbaus angelegt wurden: Die Fischart Mühlkoppe und typische rheophile Interstitialbesiedler des Makrozoobenthos wie Steinfliegenlarven der Gattungen Leuctra und Dinocras waren in den Fischaufstiegsanlagen in größerer Individuenzahl pro Transekt vertreten als im Hauptgewässer (zur Nutzung der Fischaufstiegsanlagen siehe Band 10, Kapitel 2.1.1.1). Am Heckerwehr wurden 69% der Arten und 25% der Individuen der über den gesamten Untersuchungszeitraum nachgewiesenen Rote Liste Arten des Makrozoobenthos im dort schon vor dem Kraftwerksbau bestehenden Tümpelfischpass nachgewiesen. Nach dem Kraftwerksbau fiel dieser jedoch vermutlich aufgrund der mit dem Kraftwerksbau einhergehenden Absenkung des Oberwasserspiegels um ca. 11 cm trocken und stand dem Makrozoobenthos nicht mehr als Habitat zur Verfügung. In ähnlicher Weise wie die naturnahen Fischaufstiegsanlagen in Lindesmühle und Baierbrunn bietet die relativ hoch dotierte Restwasserstrecke am Standort Höllthal (Verhältnis zwischen Mindestwasserdotation zu mittlerem Niedrigwasserabfluss MNQ: 0,62) rheophilen Fischarten, insbesondere Barben und Schneidern, einen wertvollen Lebensraum.



Abbildung 28 Ergebnisse der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen den Fischaufstiegsanlagen (FAA) und dem Hauptgewässer an den Untersuchungsstandorten Lindesmühle (= Fränk. Saale), Baiersdorf-Wellerstadt (= Regnitz), Großweil (= Loisach), Höllthal (= Alz; hier Vergleich mit Restwasserstrecke = RW), Heckerwehr (= Roth), Baierbrunn (= Isar) und Au (= Iller). Der Kraftwerkskanal in Baiersdorf-Wellerstadt (= Regnitz Kanal) ist als separates Gewässer berücksichtigt. Gezeigt wird die aufaddierte absolute Differenz der mittleren normalisierten Individuenzahlen der Taxa (siehe Band 1, Kapitel 7.4, Abbildung 47), die am stärksten zur Unähnlichkeit zwischen den Gruppen beitragen (Beitrag zur Unähnlichkeit ≥ 3%). Die Größe der Säulen-Abschnitte symbolisiert die Stärke des Unterschieds in der mittleren normalisierten Individuenzahl pro Transekt zwischen den betrachteten Gewässerabschnitten. Positive Werte zeigen eine höhere Individuenzahl dieses Taxons im jeweils zuerst genannten Gewässerbereich (Hauptgewässer), negative Werte zeigen eine höhere Individuenzahl im jeweils zuletzt genannten Gewässerbereich (FAA/RW). Die Daten aus den saisonalen Beprobungen vor und nach dem Kraftwerksbau wurden für den Vergleich zwischen dem Hauptgewässer und den Fischaufstiegsanlagen bzw. der Restwasserstrecke in Höllthal jeweils gepoolt; OPDB = Orthocladiinae, Podonominae, Diamesinae, Buchonomyiinae, sp. = species, n = Anzahl der Transekte. Unterscheiden sich die Artenzusammensetzungen der paarweisen Vergleiche der Gewässerbereiche nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = P < 0.05, $^{**} = P < 0,01, \ ^{***} = P < 0,001.$

2.2. Vergleichende Gesamtbilanzierung der Veränderungen nach dem Kraftwerkbau

Nach dem Bau der Kraftwerke konnten über beide untersuchten Gewässerbereiche hinweg (Ober- und Unterwasser zusammen betrachtet) innerhalb der kurzen Periode von bis zu einem Jahr nach Fertigstellung der Anlagen zwar statistisch signifikante, aber in der Regel nur relativ geringe Veränderungen in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft festgestellt werden, die wahrscheinlich teilweise auch auf eine kurzfristige Störung während der Bauphase oder Hochwasserereignisse zwischen den Untersuchungsjahren (z.B. Baierbrunn, Au) zurückzuführen sind. Über alle Standorte hinweg war dies z.B. durch einen Anstieg der Abundanz von Wenigborstern (Oligochaeta) sowie einen Rückgang der Abundanz von Rotaugen, Mühlkoppen, Zuckmückenlarven (Chironomidae) der OPDB-Gruppe und Blaualgen der Art *Homoeothrix janthina* gekennzeichnet (Abbildung 29). Ob diese Veränderungen dauerhaft bestehen bleiben, wäre in einem längerfristigen Monitoring zu klären. Generell waren die beobachteten Veränderungen auch stark von der gewässerspezifischen Taxaausstattung und den standortspezifischen Rahmenbedingungen abhängig.

Beispielsweise war am Standort Au nach dem Kraftwerksbau ein Rückgang von anspruchsvollen Taxa wie z.B. Eintagsfliegenlarven der Gattung Heptagenia, von Steinfliegenlarven der Gattung Leuctra und der Fischart Mühlkoppe, aber auch weiterer Taxa zu verzeichnen. Die mittlere normalisierte Individuenzahl über alle Transekte war vor dem Kraftwerksbau mehr als doppelt so hoch als nach dem Kraftwerksbau. Diese Beobachtungen deuten zwar auf die oben genannte Störung durch die Bauphase hin, bei der Interpretation ist aber zu berücksichtigen, dass jeweils nur eine Beprobung vor und nach dem Kraftwerksbau möglich war und in der selben Zeit auch Hochwasserereignisse stattgefunden haben, die auch ohne Bauaktivitäten ähnliche Effekte hervorgerufen haben könnten. Andererseits wurden am Standort Au nach dem Kraftwerksbau auch Verbesserungen der abiotischen Habitateigenschaften beobachtet: Beispielsweise wurde nach dem Kraftwerksbau eine leichte Zunahme des medianen Korndurchmessers im Unterwasser festgestellt und die Substratzusammensetzung im Ober- und Unterwasser hat sich einander angeglichen. Nach dem Kraftwerksbau wurde außerdem eine deutliche Verbesserung der Sauerstoffversorgung im Interstitial des Ober- und Unterwassers beobachtet. Diese positiven Veränderungen sind wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass im Zuge des Einbaus der VLH-Turbinen das ehemalige feststehende Betonwehr durch ein Schlauchwehr mit Kiesschleuse ersetzt wurde. Durch die Kiesschleuse und die Möglichkeit, das Schlauchwehr bei Hochwasser komplett abzusenken kam es wahrscheinlich zu einem verbesserten Sedimenttransport, der sehr schnell die gewünschten Effekte zeigte. Auch hier können allerdings mit Hilfe der einmaligen Beprobung Effekte durch den Einbau des Schlauchwehrs mit Kiesschleuse nicht mit absoluter Sicherheit von Effekten durch Hochwasserereignisse während der Bauphase getrennt werden.

Am Standort Eixendorf haben sich durch den Bau des beweglichen Kraftwerks die Strömungsgeschwindigkeiten im Unterwasser im Bereich des Turbinenauslaufs leicht erhöht. Durch den Wegfall des Wehrüberfalls, die Konzentration des gesamten Abflusses auf den neuen Turbinenauslauf und das künstliche Einbringen von Kies zur Neuanlage eines Laichplatzes im Unterwasser entstand ein räumlich begrenzter Bereich mit Fließgewässereigenschaften, während der übrige Bereich der Talsperre nach wie vor Stillwassercharakter aufweist.

Der Standort Großweil war der einzige Untersuchungsstandort, an welchem vor dem Kraftwerksbau kein statistisch signifikanter Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser der ehemals bestehenden rauen Rampe nachgewiesen werden konnte. Nach dem Kraftwerksbau und der Errichtung eines Klappenwehres hingegen haben sich vermutlich aufgrund des einhergehenden größeren Aufstaus der Loisach die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums verstärkt. Durch den Kraftwerksbau erhöhte sich die Wassertiefe im Oberwasser um durchschnittlich ca. 47% im Vergleich zu vor dem Kraftwerksbau und die Strömungsgeschwindigkeit verringerte sich durchschnittlich um ca. 41% an der Wasseroberfläche und 48% über Grund, was auch den Wasseraustausch zwischen Interstitial und Freiwasser im Oberwasser beeinträchtigte. Dies führte beim Makrozoobenthos im wehrnahen Oberwasserbereich zu einer deutlich geringeren Individuendichte (33 Ind/m² nachher vs. 86 Ind/m² vorher) und einem geringeren Anteil an Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven (27% nachher vs. 50% vorher), die empfindlich auf strukturelle Degradation reagieren, im Vergleich zur Situation vor dem Kraftwerksbau. Auch die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser unterschied sich nach dem Kraftwerksbau stärker als vor dem Bau. Jedoch kann auch nach dem Kraftwerksbau, insbesondere bei Hochwasserabflüssen durch das Legen des Klappenwehres, noch ein ausgeprägter Sedimenttransport ins Unterwasser erfolgen.



Abbildung 29 Ergebnisse der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen den Untersuchungen nach (nachher) und vor (vorher) dem Einbau der Wasserkraftanlagen an den Untersuchungsstandorten Eixendorf (= Schwarzach), Großweil (= Loisach), Heckerwehr (= Roth), Baierbrunn (= Isar) und Au (= Iller) mit Neubau von Anlagen. Gezeigt wird die aufaddierte absolute Differenz der mittleren normalisierten Individuenzahlen der Taxa (siehe Band 1, Kapitel 7.4, Abbildung 47), die am stärksten zur Unähnlichkeit zwischen den Gruppen beitragen (Beitrag zur Unähnlichkeit \geq 3%). Die Größe der Säulen-Abschnitte symbolisiert die Stärke des Unterschieds in der mittleren normalisierten Individuenzahl pro Transekt zwischen den betrachteten Untersuchungszeitpunkten. Positive Werte zeigen eine höhere Individuenzahl dieses Taxons im jeweils zuerst genannten Zeitraum (nachher), negative Werte zeigen eine höhere Individuenzahl im jeweils zuletzt genannten Zeitraum (vorher). Die Daten aus den saisonalen Beprobungen im Hauptgewässer und den Fischaufstiegsanlagen bzw. dem Mühlbach in Großweil wurden für den Vergleich zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau jeweils gepoolt; OPDB = Orthocladiinae, Podonominae, Diamesinae, Buchonomylinae, sp. = species, n = Anzahl der Transekte. Unterscheiden sich die Artenzusammensetzungen der paarweisen Vergleiche der Untersuchungszeitpunkte nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = P < 0,05, ** = P < 0,01, *** = P < 0,001.

3. Gesamtschau und Wirkung der Wasserkraftanlagen

3.1. Mortalität und Verletzungen

3.1.1. Mortalität und Verletzungen an den verschiedenen Kraftwerkstypen

Die stärksten direkten Auswirkungen auf absteigende Fische (Mortalität und Verletzungen) wurden in diesem Projekt zwar an **Kaplan-Rohrturbinen** beobachtet, andererseits verdeutlichen die Projektergebnisse aber auch, dass diese Technik, je nach standörtlichen Gegebenheiten, nicht immer zwingend die denkbar schlechteste für den Fischschutz sein muss. So schnitt das konventionelle Kraftwerk mit Kaplan-Rohrturbine am Standort Höllthal mit einer verhältnismäßig geringen Drehzahl von 100 U/min und einer geringen Fallhöhe von 2 m bezüglich seiner Verträglichkeit für absteigende Fische des hier untersuchten Arten- und Größenspektrums deutlich besser ab, als die innovative VLH-Turbine am Standort Baierbrunn mit einer Drehzahl von 39–56 U/min und einer Fallhöhe von 3,5–4,0 m während des Untersuchungszeitraums.

VLH-Turbinen haben nicht ausschließlich die bislang angenommenen, sehr geringen Auswirkungen auf absteigende Fische. Auch bei diesem Turbinentyp sind die standörtlichen Rahmenbedingungen entscheidend für das Schädigungspotenzial bei der Turbinenpassage. Hohe Drehzahlen in Kombination mit einer großen Anzahl an Laufradschaufeln und Fallhöhen nahe der oberen Grenze ihres Anwendungsbereiches können durchaus zu schwerwiegenden Verletzungen und hohen Mortalitätsraten führen. Verletzungen und Mortalität waren an den untersuchten VLH-Standorten abhängig von den Fischarten. Beispielsweise lag die Mortalität der Aale sowohl am Standort Au (Drehzahl 22–33 U/min, Fallhöhe 1,1–2,3 m während des Untersuchungszeitraums) als auch am Standort Baierbrunn (Drehzahl 39–56 U/min, Fallhöhe 3,5–4,0 m) bei weniger als 1%. Dahingegen wurde bei der Äsche an den VLH-Turbinen (Standorte Au und Baierbrunn) teilweise sogar eine höhere kumulative Verletzungsintensität als an den Kaplan-Rohrturbinen festgestellt. Auch die Mortalität der Äsche war am Standort Baierbrunn mit 10–30% höher als an den Kaplan-Rohrturbinen in Großweil und Höllthal mit 0,2–17% bzw. 5–13%.

Die **Wasserkraftschnecken** lieferten unter den in diesem Projekt berücksichtigten Standortbedingungen (max. Fallhöhe während des Untersuchungszeitraums 2,4 m) die besten Ergebnisse für den Fischschutz, vor allem für die Fischarten Aal, Bachforelle, Huchen und Barbe, für die die Mortalität jeweils < 2% war. Jedoch wurden auch an den Wasserkraftschnecken teilweise artspezifische Mortalitätsraten (z.B. Standort Heckerwehr: Flussbarsch 23–50%, Standort Höllthal Wasserkraftschnecken: Nase 17–26%) in einem ähnlich hohen Bereich wie an den Standorten mit Kaplan-Rohrturbinen festgestellt, die zeigen, dass insbesondere bereits zuvor geschwächte Fische auch durch diese innovative Technik relativ stark geschädigt werden können. Darüber hinaus gibt es bauartbedingte Probleme bei den in diesem Projekt untersuchten Wasserkraftschnecken, die zwar meist keine unmittelbar letalen Folgen für die absteigenden Fische haben, aber zu subletalen Verletzungen führen können. Dazu gehören Kollisionen am Laufradein- und -austritt, Turbulenzen und eine vermutete Gasübersättigung am Austritt der Wasserkraftschnecken im Unterwasser sowie das Spaltmaß zwischen Schnecke und Trog.

Beim beweglichen Kraftwerk hat sich herausgestellt, dass teils schwerwiegende Verletzungen an den absteigenden Fischen hervorgerufen wurden. Trotz der innovativen Kraftwerksanordnung ist der Abstieg über diesen Kraftwerkstyp zumindest für die im vorliegenden Projekt untersuchten Fischarten und -größen ähnlich schädlich wie die Passage von konventionellen Anlagen mit schnelldrehender Kaplan-Rohrturbine. Die im beweglichen Kraftwerk in Eixendorf verbaute Kaplan-Rohrturbine ist insbesondere unter den dort vorherrschenden standörtlichen Bedingungen mit einer relativ hohen Fallhöhe von knapp 5 m und der daraus resultierenden hohen Drehzahl (333 U/min) sowie dem kleinen Turbinendurchmesser von 1,0 m problematisch. Die Möglichkeit des Fischabstiegs über den Kronenausschnitt wurde auch nach der Optimierung der Position und dessen Vergrößerung aufgrund der im Verhältnis zum Turbinendurchfluss geringen Wassermenge nur wenig angenommen und war vor allem für bodenorientierte Fischarten wie Barbe und Aal sehr ineffektiv (Knott et al. 2019). Auch der Abstieg unter dem angehobenen Kraftwerk scheint keine effektive Alternative für den Fischschutz zu sein, da durch die extremen hydraulischen Bedingungen, die beim Anheben des Kraftwerks am Standort Eixendorf auftraten, zum Teil ähnlich hohe artspezifische Mortalitätsraten ermittelt wurden wie beim Abstieg durch die Turbine (siehe Band 7).

Die im **Schachtkraftwerk** in Großweil verbauten Kaplan-Rohrturbinen verursachen unter den dort vorherrschenden standörtlichen Bedingungen mit einer Fallhöhe von 2,1–2,5 m während des Untersuchungszeitraums, einem Turbinendurchmesser von 1,75 m sowie einer Drehzahl von 156 U/min zum Teil schwerwiegende Verletzungen und eine gewisse Mortalität bei den Fischen, die stark zwischen den verschiedenen Fischarten variiert. Die beobachteten Mortalitätsraten für das Rotauge (20–44%) waren dabei höher als an der schnelldrehenden Kaplan-Rohrturbine (333 U/min) des beweglichen Kraftwerks in Eixendorf (18–29%). Auch beim Flussbarsch wurden mit 12–19% ähnliche (Lindesmühle: 17–21%, Eixendorf: 14–21%) oder sogar deutlich höhere (Baiersdorf-Wellerstadt: 2–5%, Höllthal Kaplan-Rohrturbine: 2–

3%) Mortalitätsraten ermittelt, als an den anderen in diesem Projekt untersuchten Kraftwerksanlagen mit Kaplan-Rohrturbinen. Im Gegensatz dazu war die Mortalitätsrate beim Aal (< 2%) auffallend niedrig. Die zentrale Grundannahme des "Schachtkraftwerk-Konzepts", dass der horizontal angeordnete Rechen mit 20 mm Stababstand sowohl eine effektive physische Barriere als auch eine Verhaltensbarriere für Fische darstellen soll und daher nur ein geringer Anteil an absteigenden Fischen über den Turbinenkorridor ins Unterwasser gelangt, kann nicht bestätigt werden. Zum einen ist der installierte Feinrechen mit 20 mm Stababstand, wie auch an den Standorten Eixendorf und Höllthal, für deutlich größere Fische passierbar als in der Literatur bisher angegeben wird (vgl. Ebel 2013, Schwevers & Adam 2020) und zum anderen sind auch verhaltensbeeinflussende Effekte des Rechens, die ein gezieltes Ableiten der Fische zu alternativen Abstiegskorridoren bewirken würden, sehr gering.

3.1.2. Ursachen für Mortalität und Verletzungen

Die Ergebnisse aus den uni- und multivariaten Modellen, den Sensorfisch Messungen und aus der Analyse der äußeren und inneren Verletzungen lassen darauf schließen, dass die Mortalität der Fische bei der Passage der untersuchten Wasserkraftanlagen vor allem durch Kollisionen, Druckunterschiede und teilweise vermutlich auch stressbedingt (Mortalität ohne äußerlich oder innerlich sichtbare eindeutig letale Verletzungen, insbesondere Nase und Rotauge) entsteht (Brown et al. 2014, Beirão et al. 2018). Welche physikalischen Stressoren am stärksten wirken ist dabei extrem artspezifisch, was zum einen die Unterschiede in den Verletzungsmustern zwischen den Fischarten zeigen und sich zum anderen auch aus der multivariaten Korrelation der Verletzungsmuster mit den Turbinenparametern ergibt.

Mortalität und Verletzungen durch Kollisionen

Auf Kollisionen als wesentliche Mortalitätsursache bei den untersuchten **Kaplan-Rohrturbinen** an den Standorten Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil und Höllthal deuten bei den äußeren Verletzungen vor allem eine höhere Intensität von Hautverletzungen, Amputationen und Quetschungen hin. Dabei war die Verletzungsintensität beim Aal aufgrund seiner langgestreckten Körperform nach Passage der Kaplan-Rohrturbinen am höchsten. Dies spiegelt sich auch in den teils hohen Mortalitätsraten und dem relativ hohen Anteil an Aalen mit subletalen Auswirkungen auf die Vitalität wieder und wird durch die Korrelation der Verletzungsmuster mit der Umfangsgeschwindigkeit zudem bestätigt. Außerdem stieg insbesondere beim Aal mit zunehmender Fischgröße die Intensität von Amputationen und Quetschungen nach der Passage der Kaplan-Rohrturbinen. Bei den inneren Verletzungen zeigen vor allem die höhere Intensität von Verformungen und Frakturen der Wirbelsäule sowie der Rippen bei toten Aalen nach der Turbinenpassage, dass Kollisionen sehr wahrscheinlich eine wesentliche Mortalitätsursache waren. Aber auch für kleinere Fischarten, wie den Flussbarsch, wurden deutliche Hinweise auf eine Schlageinwirkung durch die Turbinenschaufeln festgestellt. Dabei scheinen die Flussbarsche insbesondere häufig mit dem Kopf voran zu kollidieren, was sich durch Pigmentveränderungen am Kopf und Amputationen des Kopfes zeigte. An den Kaplan-Rohrturbinen in Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil und Höllthal wurden bei 34–65% der mit dem Sensorfisch untersuchten Turbinenpassagen schwere Kollisionsereignisse > 95 g gemessen (Wertebereich der maximalen Kollisionsstärke 230–348 g; Tabelle 12 im Anhang). Schwere Kollisionen > 95 g können für Fische unmittelbar tödlich sein oder schwerwiegende Verletzungen hervorrufen (Deng et al. 2005 & 2007). Generell war die Häufigkeit und Intensität der Kollisionen während Niedriglast höher als während Hochlast. Bei Niedriglast sind die Turbinenschaufeln eng gestellt und es besteht daher ein erhöhtes Kollisionsrisiko im Vergleich zum Hochlastbetrieb.

Für die unmittelbar letal geschädigten Fische an den untersuchten VLH-Turbinen in Baierbrunn und Au wurden Kollisionen während der Turbinenpassage als Haupttodesursache identifiziert, was auch durch die Ergebnisse der Sensorfischuntersuchungen unterstützt wird. Aufgrund der geringeren Umfangsgeschwindigkeit im Vergleich zu den untersuchten Kaplan-Rohrturbinen führten die Kollisionen bei den VLH-Turbinen daher nicht so häufig zu schwerwiegenden Verletzungen, wie beispielsweise zu äußerlich sichtbaren Amputationen von Körperteilen, verursachten aber dennoch zum Teil schwerwiegende innere Verletzungen. Vor allem wenn Fische in einem Gewässer mehrere Turbinen nacheinander passieren, können diese Verletzungen in ihrer Summationswirkung zum Tod führen. Zudem traten die durch moderate Kollisionen verursachten Verletzungen aufgrund der höheren Anzahl an Schaufelblättern (acht Stück) häufiger auf, was sich bei der Bachforelle auch in der Korrelation der Verletzungsmuster mit der Anzahl der Schaufelblätter bestätigte. Im Gegensatz zum VLH-Standort Au (0,5%) kam es am VLH-Standort Baierbrunn bei 3% der Fische nach der Turbinenpassage zu Amputationen und Totaldurchtrennungen (insbesondere bei Bachforelle, Äsche und Huchen). Bei den inneren Verletzungen zeigten vor allem die höhere Intensität von Verformungen und Frakturen der knöchernen Elemente bei toten Fischen im Vergleich zu lebenden Fischen nach der Turbinenpassage, dass Kollisionen sehr wahrscheinlich auch bei VLH-Turbinen eine wesentliche Mortalitätsursache waren. Diese Annahme wird auch durch die Ergebnisse der Sensorfischmessungen bestätigt: Bei der Turbinenpassage der VLH-Turbinen in Baierbrunn und Au lag der Anteil an schweren Kollisionsereignissen > 95 g bei 56% (max. 281 g) bzw. 36% (max. 230 g) und war damit im Fall von Baierbrunn sogar höher

als an allen untersuchten Kaplan-Standorten. Diese Ergebnisse resultieren vermutlich auch daraus, dass die VLH-Turbine am Standort Baierbrunn bezüglich der Fallhöhe und der Drehzahlen laut Herstellerangaben nahe der oberen Grenze ihres Anwendungsbereiches betrieben wird (Fallhöhe von ca. 4 m, Drehzahl bis 56 U/min; vgl. Juhrig 2013, https://www.stellba-hydro.de/vlh-turbine/, aufgerufen am 24.06.2022).

Bei einigen Fischarten wurde an beiden VLH-Standorten eine höhere Mortalität (Äsche, Bachforelle, Flussbarsch) bzw. etwas höhere Intensität subletaler Verletzungen (Bachforelle) bei Niedriglast im Vergleich zu Hochlast festgestellt. Ursache dafür war wahrscheinlich die engere Stellung der Turbinenschaufeln bei Niedriglast, wodurch das Kollisionsrisiko insbesondere für größere Individuen steigt. Dies wird auch durch die Ergebnisse der Sensorfischuntersuchungen an den VLH-Turbinen in Baierbrunn und Au unterstützt, bei denen schwere Kollisionen > 95 g deutlich häufiger bei Niedriglast (Baierbrunn 65%, Au 61%) auftraten als bei Hochlast (Baierbrunn 48%, Au 21%; Tabelle 12 im Anhang). Dies deutet darauf hin, dass die engere Stellung der Schaufelblätter an den untersuchten VLH-Turbinen bei Niedriglast für manche Fischarten einen stärkeren Einfluss auf Mortalität und Verletzungen hat als die etwas höhere Drehzahl bei Hochlast.

Entsprechend der Ergebnisse den Sensorfischmessungen den aus an Wasserkraftschnecken in Höllthal und am Heckerwehr kommen auch beim Eintritt in die Wasserkraftschnecke und am Turbinenauslauf Kollisionen als Ursache für innere Verletzungen, wie z.B. Verformungen der knöchernen Strukturen, in Frage. Dies zeigt sich auch in den Mortalitätsraten der Fischarten Aal, Äsche und Bachforelle am Standort Heckerwehr: Diese waren bei Zugabe in die Turbine höher als bei Zugabe oberhalb des Rechens (Tabelle 13 in Band 6), da die Fische direkt in den Turbinenraum zugegeben werden und so weniger Zeit zur Adaption haben. Die Fische können sich nicht so schnell orientieren und bewegen sich, ähnlich wie die passiven Sensorfische, mit der Strömung durch die Turbine, während weiter oberhalb zugegebene Fische evtl. noch reagieren und der Eintrittskante ausweichen können. Bei der Analyse der inneren Verletzungen nach der Passage der Wasserkraftschnecke fielen insbesondere die gestorbenen Bachforellen am Standort Heckerwehr auf, da diese im Vergleich zu den lebenden Fischen eine deutlich höhere kumulative Verletzungsintensität (v.a. Verformungen knöcherner Strukturen und Gasblasen) aufwiesen. Zwar sind nur wenige Bachforellen nach der Turbinenpassage gestorben, allerdings zeigt dieses Ergebnis, dass die Passage der Wasserkraftschnecke auch unmittelbar letale Verletzungen verursachen kann. Verformungen knöcherner Strukturen könnten neben Kollisionsereignissen, die beispielsweise am Laufradein- und -austritt auftreten können, eventuell durch das Spaltmaß zwischen Schnecke und Trog entstehen.

Bezüglich der untersuchten Betriebszustände gab es art- und standortspezifische Unterschiede in der Mortalität und der Verletzungsintensität zwischen Hoch- und Niedriglast. In der Regel verursachte eine hohe Turbinenlast an den Wasserkraftschnecken eine etwas höhere Verletzungsintensität im Vergleich zu einer niedrigen Turbinenlast (Ausnahmen Äsche am Heckerwehr, Bachforelle und Huchen in Höllthal). Auch bei der Mortalität führte ein hoher Lastzustand an den Wasserkraftschnecken nicht zwangsläufig zu einer höheren Mortalität im Vergleich zu Niedriglast, obwohl durch die höheren Drehzahlen bei hoher Turbinenlast ein erhöhtes Kollisionsrisiko am Laufradein- und -austritt besteht und im Unterwasser stärkere Turbulenzen bei größeren Durchflussmengen auftreten.

Mortalität und Verletzungen durch Druckunterschiede

Bei den untersuchten Kaplan-Rohrturbinen an den Standorten Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil und Höllthal deutet die höhere Intensität von Veränderungen der Schwimmblase, Gasblasen und inneren Blutungen bei Fischen mit Turbinenpassage im Turbinenpassage auf Vergleich zu Fischen ohne Barotraumata infolge von Druckunterschieden als weitere mögliche Mortalitätsursache hin. Dies wurde insbesondere beim Flussbarsch beobachtet, aber auch bei physostomen Fischarten (z.B. Rotauge, Äsche, Huchen), die eine Verbindung zwischen Darm und Schwimmblase besitzen und daher bislang als weniger anfällig gegenüber Druckveränderungen galten (Brown et al. 2012 & 2016, Boys et al. 2016a & b). Neben den typischen Barotrauma-Verletzungen traten insbesondere beim Flussbarsch auch Folgeverletzungen wie innerlich sichtbare Frakturen der Wirbelsäule und der Rippen auf. Da bei Physoclisten wie dem Flussbarsch kein Verbindungsgang zwischen Schwimmblase und Darm besteht, dauert der Gasausgleich bei schnellen Druckveränderungen deutlich länger als bei physostomen Fischarten. Es kommt daher bei plötzlichen Druckänderungen häufiger zu einer vollständigen Ruptur der Schwimmblase als nur zu einer leichten Veränderung des Füllstands. Dieses plötzliche Platzen der Schwimmblase kann auch Frakturen von knöchernen Strukturen zur Folge haben (Rummer & Bennett 2005). Die starken Auswirkungen der Druckunterschiede auf den Flussbarsch werden durch die Korrelation Verletzungsmuster auch seiner mit der maximalen Druckveränderungsrate während der Turbinenpassage bestätigt. Für die Kaplan-Rohrturbinen stehen die beobachteten Barotrauma-typischen Verletzungen auch im Einklang mit den Messungen der physikalischen Bedingungen während der Turbinenpassage mittels Sensorfisch. Ein starker Druckabfall während der Turbinenpassage deutlich unterhalb des atmosphärischen Drucks und damit ein hohes Risiko für Barotrauma-Verletzungen wurde an den Kaplan-Rohrturbinen in Baiersdorf-Wellerstadt (mittlerer Tiefstdruck 67 kPa), Eixendorf (69 kPa) und Höllthal (70 kPa) gemessen. Im Gegensatz dazu waren der Druckabfall und die

101
Dekompressionsraten (Druckabfall pro Zeiteinheit, kPa/s) während der Turbinenpassage des Schachtkraftwerks in Großweil meist geringer, wobei bei einzelnen Durchgängen auch ähnlich niedrige Werte wie an den anderen Kaplan-Rohrturbinen gemessen wurden, die zu Barotrauma-Verletzungen führen können.

Bei einzelnen Fischarten (z.B. Flussbarsch, Barbe, Äsche, Huchen) spielten möglicherweise auch bei den untersuchten VLH-Turbinen in Baierbrunn und Au Barotraumata eine Rolle. Zwar waren die mit dem Sensorfisch gemessenen Druckveränderungen am VLH-Standort Au relativ gering, jedoch war der Druckabfall während der Turbinenpassage und die daraus resultierenden Dekompressionsraten an der VLH-Turbine in Baierbrunn in einem ähnlichen Bereich wie an den Kaplan-Rohrturbinen in Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf und Höllthal, wobei der mittlere Tiefstdruck mit 66 kPa sogar noch etwas niedriger war als in Baiersdorf-Wellerstadt mit 67 kPa. Die an der VLH-Turbine in Baierbrunn ermittelten Dekompressionsraten (max. 459 kPa/s) bedeuten, dass der Druckabfall innerhalb sehr kurzer Zeit erfolgt, was das Risiko für Barotrauma-Verletzungen erhöht, da Fischen weniger Zeit für einen erforderlichen Druckausgleich bleibt. Diesen Ergebnissen entsprechend weisen insbesondere am VLH-Standort Baierbrunn eine höhere Intensität von Veränderungen der Schwimmblase (v.a. Flussbarsch, Barbe, Äsche, Huchen), Gasblasen (Flussbarsch, Huchen) und inneren Blutungen (Äsche) bei Fischen mit Turbinenpassage im Vergleich zu Fischen ohne Turbinenpassage auf Barotraumata infolge von Druckunterschieden als weitere mögliche Mortalitätsursache hin.

Bezüglich der untersuchten Wasserkraftschnecken an den Standorten Höllthal und Heckerwehr fällt auf, dass diese oft ein vermehrtes Vorkommen von Gasblasen im Fischkörper verursachten (Höllthal: 47% der geröntgten Fische mit Turbinenpassage hatten Gasblasen im Körper; Heckerwehr: 39%), aber kaum Schwimmblasenveränderungen. Die mit dem Sensorfisch an den Wasserkraftschnecken in Höllthal und am Heckerwehr gemessenen Druckunterschiede liegen zudem nicht im bisher als Barotrauma-kritisch bekannten Bereich (siehe Kapitel 1.1.4). Ursache der erhöhten Intensität von Gasblasen bei mehreren Arten waren möglicherweise die starken Turbulenzen im Turbinenauslauf und eine womöglich damit Zusammenhang stehende Gasübersättigung. Negative Auswirkungen in dieser Gasübersättigung sind bereits lange aus der Aquakultur bekannt (Marsh 1903, Marking 1987, Harvey 1975), wurden aber auch in Zusammenhang mit Wasserkraftanlagen als Ursache für Mortalität von Fischen identifiziert (Lutz 1995, Cao et al. 2019). Bezüglich der Barotrauma-Verletzungen muss auch berücksichtigt werden, dass die Toleranzgrenzen der bayerischen Fischarten derzeit nicht bekannt sind. Insbesondere die in diesem Projekt an den innovativen Kraftwerksanlagen gewonnenen Daten deuten darauf hin, dass die Toleranzgrenzen mancher

Arten eventuell niedriger liegen als bei bisher in Laborversuchen untersuchten Fischarten aus Australien, Nordamerika oder Brasilien (Brown et al. 2013, Beirão et al. 2018, Boys et al. 2016a, Pflugrath et al. 2018, Pflugrath et al. 2019a).

Stressbedingte Mortalität

Über die physikalischen Stressoren hinaus kommt auch Stress als Ursache für die Mortalität von Fischen an Wasserkraftanlagen in Frage (Čada et al. 2006, Pflugrath et al. 2019a). So lässt sich die für einzelne Arten (vor allem Nase an den Standorten Eixendorf und Höllthal und Rotauge an den Standorten Baierbrunn und Großweil) beobachtete, teilweise recht hohe Mortalität nicht immer durch die Verletzungsmuster erklären. Ein Teil der nach der Turbinenpassage gestorbenen Fische erlag vermutlich nicht den Verletzungen, sondern zu einem größeren Teil dem durch die Passage der Turbinen ausgelösten Stress.

3.2. Nutzung der Abstiegskorridore

Der überproportional hohe Fang in den Turbinenkorridoren der untersuchten konventionellen Wasserkraftanlagen verdeutlicht, dass durch die derzeit eingesetzten Feinrechen nur eine stark eingeschränkte Barrierefunktion gewährleistet wird. Dieses Ergebnis zeigt darüber hinaus auch, wie wichtig der Bereich der Hauptströmung als Korridor für die abwärts gerichtete Wanderung bzw. Verdriftung von Fischen ist (Johnson et al. 2000, Lundström et al. 2010). Die Identifikation von Turbinentechnologien mit geringerem Verletzungsrisiko für Fische und von effektiveren Ableitstrategien hat daher eine große Bedeutung für einen erfolgreichen **Fischschutz** Wasserkraftanlagen. Bei Fischschutzan und Fischabstiegssystemen ist die Gestaltung und Bemessung der alternativen Abstiegskorridore sowie deren räumliche Lage zum Kraftwerk entscheidend für ihre Funktionalität bzw. Ableiteffizienz. An den Untersuchungsstandorten mit Feinrechen wurden insbesondere hinsichtlich der Positionierung des Einstiegs im Oberwasser (z.B. Lindesmühle, Eixendorf) und der hydraulischen Verhältnisse im Bypass (z.B. Baiersdorf-Wellerstadt) bzw. am Bypasseintritt (z.B. Eixendorf) Defizite bei den vorhandenen Bypässen festgestellt. Beispielsweise war am Standort Eixendorf ausschließlich ein Oberflächenbypass installiert, der insbesondere von bodenorientierten Fischarten wie Aal und Barbe nahezu nicht genutzt wurde. Neben der Positionierung waren vermutlich auch die unzureichende Dimensionierung und hydraulisch ungünstige Anströmbedingungen für die geringe Funktionalität verantwortlich. Zudem ist grundsätzlich auch in den Bypässen auf eine Minimierung des Verletzungsrisikos zu achten (siehe Bände 3, 4, 7 und 8).

Generell sollten auch an innovativen Kraftwerksanlagen Optimierungsmöglichkeiten geprüft werden (siehe Band 11, 2. aktualisierte Auflage 2022), um den Fischschutz bei der Kraftwerkspassage zu verbessern und die Fische möglichst verletzungsfrei über alternative Bypässe ins Unterwasser zu leiten. Dies ist insbesondere für Kraftwerksanlagen erforderlich, deren Mortalitätsraten im Bereich konventioneller Anlagen liegen. Beispielsweise wäre es auch am VLH-Standort Baierbrunn, der bezüglich Fallhöhe und Drehzahlen nahe der oberen Grenze des Anwendungsbereiches betrieben wird, was zu teilweise schwerwiegenden Verletzungen und hohen Mortalitätsraten führt, sinnvoll, größere Individuen relevanter Zielarten (z.B. Huchen und Bachforelle) durch Fischschutzeinrichtungen von der Turbinenpassage abzuhalten und in alternative Bypässe zu leiten.

3.3. Bewertung des Lebensraumes, Veränderungen nach dem Kraftwerksbau und serielle Diskontinuität

Die Ergebnisse zur Untersuchung der Auswirkungen von Kraftwerksanlagen auf den Fließgewässerlebensraum zeigen, dass die stärksten Unterschiede in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser der bestehenden Querbauwerke überwiegend bereits vor dem Kraftwerksbau bestanden. Dies ist darauf zurückzuführen, dass der Aufstau und die damit einhergehenden Auswirkungen auf die Habitatqualität (reduzierte Strömungsgeschwindigkeit, erhöhte Sedimentation. Unterbrechung des Sedimenttransports, erhöhte Wassertiefen im Oberwasser, siehe Mueller et al. 2011 und Ward & Stanford 1983) und oftmals auch Ufer- und Sohlverbauungen bereits seit dem Einbau der Querbauwerke in die Gewässer wirken. Der Einbau der Kraftwerke führt im Verhältnis zu den durch die Querbauwerke bedingten Veränderungen an den meisten Standorten nur zu unwesentlichen weiteren Veränderungen der Habitatqualität. Eine Ausnahme hiervon war der Standort Großweil: Hier bewirkte die Errichtung eines Klappenwehres an einer rauen Rampe und der damit einhergehende Aufstau eine Verschlechterung der Habitatbedingungen im Oberwasser im Vergleich zur Situation vor dem Kraftwerksbau. Der Umbau des festen Betonwehrs in ein flexibel regulierbares Schlauchwehr mit Kiesschleuse an der Iller hat erste Hinweise darauf gegeben, dass durch eine Querbauwerke durchaus Verbesserungen Modernisieruna bestehender z.B. im Sedimenttransport bewirkt werden können. Auch die Konzentration des gesamten Abflusses auf den Bereich des neuen Turbinenauslaufs in Eixendorf hatte entsprechend der Beobachtungen während der Hamenbefischungen bereits einen Effekt auf rheophile und wanderwillige Fische, die sich dort in großen Mengen ansammelten und teilweise sogar im Versuch aufwärts zu wandern auf das Gehäuse des Kraftwerks sprangen. Den Fischen war es nicht möglich ins Oberwasser des Kraftwerks zu gelangen, da es zum Zeitpunkt der Untersuchungen keine Fischaufstiegsanlage an diesem Standort gab. Möglichkeiten zu Verbesserungsmaßnahmen sollten bei jeglichem Umbau von bestehenden Querbauwerken soweit als möglich ausgeschöpft werden. Angesichts der massiven Auswirkungen der Staubereiche auf die Gewässerökologie der bayerischen Fließgewässer (siehe auch Bierschenk et al. 2019, Mueller et al. 2020a) sollte aber auch die Möglichkeit des Rückbaus von Querbauwerken stärker in Betracht gezogen werden, da diese Maßnahme ggf. die maximal möglichen ökologischen Verbesserungen bringen kann (Boys et al. 2016a, Amaral et al. 2018, Beirão et al. 2018).

3.4. Zusammenschau der Ergebnisse anhand der Mortalität und der Habitatauswirkungen

Die Ergebnisse aus dem Projekt machen deutlich, dass der Fischabstieg über Wasserkraftanlagen, unabhängig von der Kraftwerkstechnologie, teils erhebliche Fischschädigungen verursachen kann.

Ein großer Teil der untersuchten Fische ist erst verzögert nach der Passage der Kraftwerksanlagen gestorben und wies meist keine unmittelbar tödlichen äußeren und inneren Verletzungen auf. Durch diese subletalen Effekte sind Fische allerdings anfälliger für Prädation und haben ein höheres Infektionsrisiko. Bei zukünftigen Abstiegsuntersuchungen an Wasserkraftanlagen sollten daher die verzögerte Mortalität und subletale Effekte erhoben werden, da die negativen Auswirkungen von Wasserkraftanlagen auf Fische sonst stark unterschätzt werden. Weiterhin ist auch die Nutzung und das Schädigungspotenzial der alternativen Abstiegskorridore entscheidend darüber, wie viele Fische tatsächlich an einer Wasserkraftanlage zu Schaden kommen.

Im Folgenden werden die direkten Auswirkungen der Wasserkraftanlagen auf die Fische und auf den untersuchten Lebensraum an den Wasserkraftanlagen grafisch zusammengeführt und diskutiert. Dies erfolgt exemplarisch anhand der im Projektteil A ermittelten turbinenbedingten Mortalität (sofort und nach 96 h Hälterung) und der im Projektteil B ermittelten Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums. Zusätzlich werden die Aspekte der Nutzung der Abstiegskorridore und der subletalen Verletzungen argumentativ in die Diskussion mit einbezogen.



Abbildung 30 Zusammenschau der Ergebnisse anhand der Mortalität und der Habitatauswirkungen. Die Spannen der Mortalität sind durch die hell- (artspezifische Einzelwerte) und dunkelgrauen (verrechnete Werte) Balken dargestellt. Diese sind aus Abbildung 2 entnommen und wie dort beschrieben zu interpretieren. Die Spannen der Mortalität wurden mit der daneben dargestellten Intensität der Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums, soweit es sich um einen Neubau handelte vor und nach dem Einbau der Wasserkraftanlage, zusammengeführt. Der Abstand der Symbole für Unterwasser und Oberwasser zeigt den Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (großer Abstand = großer Unterschied). Bei der Messung im Jahr nach dem Einbau der innovativen Kraftwerksanlagen wurde dieser Effekt teilweise durch die Auswirkungen der Bauphase überlagert. Die relativen Abstände wurden der multivariaten Auswertung (metrische mehrdimensionale Skalierung, MDS) der Daten zu Fischen, Makrozoobenthos, Makrophyten und Periphyton entnommen (Abbildung 35 im Anhang).

Am Standort Lindesmühle an der Fränkischen Saale (konventionelle Anlage mit Kaplan-Rohrturbine, Untersuchungen nur bei niedriger Turbinenlast) hatte die Turbinenpassage mitunter sehr starke direkte Auswirkungen auf die absteigenden Fische. Das zugehörige Querbauwerk hatte zudem vergleichsweise starke Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft. Der Feinrechen leitete die Fische nur zu einem geringen Anteil ab. 79% der Fische aus dem natürlichen Fischabstieg nutzten den Turbinenkorridor. Es wurden Mortalitätsraten von 14% bei der Bachforelle bis 83% bei der Nase ermittelt. Gründe für die teils hohe Mortalität sind die geringe Öffnung der Laufradschaufeln, da die Untersuchungen nur bei Niedriglast durchgeführt wurden, und die über alle untersuchten Kaplan-Rohrturbinen zweithöchste Drehzahl (212 U/min). Allerdings ist bei der Bewertung der Mortalität die relativ geringe Wiederfangrate zu berücksichtigen, wobei die Stichprobenzahl aber dennoch ausreichend war, um die Ergebnisse durch statistische Tests abzusichern. Nichtsdestotrotz könnte die geringe Fangeffektivität des Turbinenhamens zu einer Über- oder Unterschätzung der Mortalität geführt haben. Allerdings war auch die kumulative Verletzungsintensität bei Fischen nach der Turbinenpassage am Standort Lindesmühle im Vergleich zur Kontrollgruppe Hamen deutlich erhöht und es traten häufig schwerwiegende Verletzungen auf (z.B. Amputationen von Körperteilen bei 43% der Aale). Für den Aalabstieg konnte gezeigt werden, dass das Öffnen eines Leerschützes während der Hauptwanderzeit in den Nächten im Herbst bei anlaufendem Wasser sehr effektiv ist. Blankaale ab 38 cm werden am Standort Lindesmühle vermutlich erfolgreich durch den Rechen von der Turbinenpassage abgehalten.

Anhand der Ergebnisse zur Mortalität und den Habitatauswirkungen zeigt sich, dass die Wasserkraftanlage am Standort Eixendorf an der Schwarzach (bewegliches Kraftwerk mit Kaplan-Rohrturbine) mitunter sehr starke direkte Auswirkungen auf die absteigenden Fische hatte. Das zugehörige Querbauwerk hatte zudem vergleichsweise starke Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft. Die Fische wurden an diesem Standort nur zu einem geringen Anteil abgeleitet, der hauptsächlich genutzte Abstiegskorridor war die Turbine (76-92% bei den standardisierten Fischzugaben, Auswertungen für den natürlichen Fischabstieg waren nicht möglich, siehe Band 7). Es wurden Mortalitätsraten zwischen 12% für den Aal und 59% für die Nase ermittelt. Am Standort Eixendorf war von allen untersuchten Kaplan-Rohrturbinen die Drehzahl am höchsten (333 U/min). Dies erklärt, neben anderen Faktoren, wie der im Vergleich zu den anderen Untersuchungsstandorten großen Fallhöhe von ca. 5 m und dem kleinen Turbinendurchmesser von 1 m, die vergleichsweise hohen Mortalitätsraten. Ursächlich für die hohe Mortalität waren insbesondere Amputationen, Frakturen und Veränderungen der Schwimmblase. Die Vergrößerung des Kronenausschnitts führte zu keiner wesentlichen Verbesserung der Auffindbarkeit dieses alternativen Abstiegskorridors. Das temporäre Anheben des Kraftwerks ermöglichte keine verletzungsfreie Passage in das Unterwasser (Mortalität bis zu 23% durch extreme hydraulische Bedingungen).

Die Auswirkungen der Wasserkraftnutzung am Standort **Baiersdorf-Wellerstadt an der Regnitz (konventionelle Anlage mit Kaplan-Rohrturbinen, Untersuchungen nur bei niedriger Turbinenlast)** liegen im Mittelfeld der in diesem Projekt untersuchten Kraftwerksanlagen (Abbildung 30). Wie in Lindesmühle (79%) und Eixendorf (76–92%) nutzte auch hier ein sehr hoher Anteil der Fische von 88% (Anteil am Gesamtfang beim natürlichen Fischabstieg) den Turbinenkorridor für den Abstieg, der Feinrechen leitete nur einen geringen Anteil ab. Es wurden Mortalitätsraten zwischen 2% für den Flussbarsch und 58% für den Aal ermittelt. Ursächlich für die hohe Mortalität sind insbesondere Amputationen, Frakturen und Veränderungen der Schwimmblase, die auf Kollisionen und Druckunterschiede als wesentliche Mortalitätsursache hindeuten. Blankaale werden am Standort Baiersdorf-Wellerstadt durch den Rechen vermutlich erfolgreich von der Turbinenpassage abgehalten. Durch die Ausleitung der Regnitz in einen betonierten Kraftwerkskanal ist der Fließgewässerlebensraum an diesem Standort stark anthropogen überprägt. Aufgrund der durch den geringen Restabfluss bedingten niedrigen Strömungsgeschwindigkeit unterhalb des Schlauchwehrs, die durchschnittlich sogar geringer war als im staubeeinflussten Oberwasser, sind die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums in der Regnitz an diesem Standort vergleichsweise wenig stark ausgeprägt.

Am Standort Baierbrunn an der Isar (VLH-Turbine) lagen die Mortalität und die Auswirkungen der Wehranlage auf die aquatische Lebensgemeinschaft ebenfalls im Mittelfeld aller untersuchten Anlagen (Abbildung 30). Es wurden Mortalitätsraten zwischen ≤ 1% für den Aal und 64% für das Rotauge ermittelt. Neben kollisionsbedingten Verletzungen wie Verformungen und Frakturen der knöchernen Elemente und Amputationen von Körperteilen, die bei 3% der Fische nach der Turbinenpassage festgestellt wurden, wurden auch typische Barotrauma-Verletzungen wie Veränderungen der Schwimmblase, Gasblasen und innere Blutungen festgestellt, die auf Druckunterschiede als weitere mögliche Mortalitätsursache hindeuten. Aufgrund der für VLH-Standorte vergleichsweise großen Fallhöhe (3,5-4,0 m) und hohen Drehzahl (39–56 U/min) der acht-flügeligen VLH-Turbine am Standort Baierbrunn liegt das Kollisions- und Barotrauma-Risiko bei der Turbinenpassage in einem ähnlichen Bereich wie an den Kaplan-Rohrturbinen in Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf und Höllthal. Es muss aber berücksichtigt werden, dass die neu angelegte Fischaufstiegsanlage in Form einer rauen Rampe vergleichsweise stark für den natürlichen Fischabstieg angenommen wurde. 70% aller gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs passierten die raue Rampe und weitere 10% den Raugerinne-Beckenpass, welcher die raue Rampe mit dem Unterwasser am Turbinenauslauf des Kraftwerks verbindet. Dadurch nutzten an diesem Standort, im Gegensatz zu den Standorten Lindesmühle, Eixendorf und Baiersdorf-Wellerstadt, nur 20% der Fische den Turbinenkorridor (siehe Band 8 und fachliche Erläuterungen zur rauen Rampe Baierbrunn in Bayerisches Landesamt für Umwelt 2021a). Die günstige Position der rauen Rampe (direkt neben dem Turbineneinlauf) in Kombination mit der hohen Dotation von 31% des Gesamtabflusses sowie der Breite von 40 m (= 35% der Gesamtgewässerbreite) scheint dabei ein entscheidender Faktor zu sein (siehe Band 8, Kapitel 2.1.1.1).

Am Standort **Großweil an der Loisach (Schachtkraftwerk mit Kaplan-Rohrturbinen)** war die Mortalität geringer als an den Standorten Lindesmühle, Eixendorf, Baiersdorf-Wellerstadt und Baierbrunn. Es wurden Mortalitätsraten von < 1% bei der Bachforelle bis 44% beim Rotauge ermittelt. Ursächlich für die beobachtete Mortalität bei der Turbinenpassage waren vermutlich insbesondere kollisions- (z.B. Amputationen, Frakturen des Skeletts) und barotraumabedingte Verletzungen (z.B. Platzen der Schwimmblase, Gasblasen, innere Blutungen). Der hohe Anteil an Rechen- und Turbinenpassagen bei den standardisierten Fischzugaben von 75% (Korridornutzung des natürlichen Fischabstiegs aufgrund standörtlicher Gegebenheiten nur bedingt aussagekräftig, siehe Band 10) lässt darauf schließen, dass der installierte Feinrechen keine effektive Barriere darstellt und eine geringe Leitwirkung zu den oberflächen- und sohlnahen Abstiegsfenstern zeigt. Dies zeigt sich auch durch die Sonar- und Videobeobachtungen. Der Kraftwerksbau und die Errichtung des Klappenwehres am Standort Großweil verstärkten zudem die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums, wodurch sich die Habitatbedingungen für rheophile Arten im Oberwasser des Schachtkraftwerks verschlechterten.

Am Standort **Heckerwehr an der Roth (Wasserkraftschnecke)** war die Mortalität geringer als an den Standorten Lindesmühle, Eixendorf, Baiersdorf-Wellerstadt und Baierbrunn. Es wurden Mortalitätsraten zwischen < 2% für Aal, Bachforelle und Barbe und 50% für den Flussbarsch ermittelt. Durch die Passage der Wasserkraftschnecke entstanden überwiegend Verletzungen wie Schuppenverluste, Flosseneinrisse, Pigmentveränderungen und Gasblasen, die nicht unmittelbar tödlich waren, aber vermutlich maßgeblich zur aufgetretenen verzögerten Mortalität beigetragen haben. Die Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums durch das bestehende Wehr führte zu deutlichen nachteiligen Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft. Prognosen für die längerfristige Entwicklung der aquatischen Lebensgemeinschaft sind zwar unsicher, aufgrund fehlender Ersatzlebensräume und dem generell stark anthropogen überprägten Charakter mit einem hohem Neozoenanteil ist das Potenzial für eine Verbesserung der gewässerökologischen Situation am Standort Heckerwehr aber als gering einzuschätzen.

Am Standort **Höllthal an der Alz (Wasserkraftschnecken und Kaplan-Rohrturbine)** war die Mortalität mitunter am niedrigsten, insbesondere an den Wasserkraftschnecken. Hier wurden Mortalitätsraten von < 1% bei Aal und Huchen bis 26% bei der Nase ermittelt. Durch die Passage der Wasserkraftschnecken entstanden überwiegend Verletzungen wie Schuppenverluste, Flosseneinrisse, Pigmentveränderungen und Gasblasen, die nicht unmittelbar tödlich waren, aber vermutlich maßgeblich zur aufgetretenen verzögerten Mortalität beigetragen haben. Das konventionelle Kraftwerk verursachte nur eine geringfügig höhere Mortalität als die Wasserkraftschnecken (2% beim Flussbarsch bis 33% bei der Nase). Hier wurde die geringste Mortalität von allen untersuchten Kraftwerken mit Kaplan-Rohrturbinen ermittelt. Dies deutet darauf hin, dass konventionelle Kraftwerkstechniken nicht zwangsläufig hohe Mortalitätsraten verursachen müssen und die Mortalität unter bestimmten standortspezifischen Voraussetzungen auch vergleichsweise gering ausfallen kann. Bei der Passage der Kaplan-Rohrturbine traten aber auch teils schwerwiegende Verletzungen wie Amputationen, Frakturen, Veränderungen der Schwimmblase und innere Blutungen auf, die auf Kollisionen und Druckunterschiede als wesentliche Mortalitätsursache hindeuten. Die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums waren am Standort Höllthal ähnlich stark ausgeprägt wie am Standort Baierbrunn (Abbildung 30). Darüber hinaus scheint die naturnahe und relativ hoch dotierte Restwasserstrecke (zumindest teilweise) einen geeigneten Lebensraum für rheophile Fischarten, insbesondere Barben und Schneider, zu bieten (siehe Band 9). Am Standort Höllthal stiegen zwei Drittel der Fische über die Kaplan-Rohrturbine ab und ein Drittel über die Wasserkraftschnecken, wobei die Mortalitätsraten der beiden Abstiegskorridore ähnlich waren.

Eine ähnlich geringe Mortalität wie am Standort Höllthal wurde auch am Standort **Au an der Iller (VLH-Turbine)** festgestellt. Es wurden Mortalitätsraten von < 1% für den Aal und 22% für das Rotauge ermittelt. Die Passage der VLH-Turbinen verursachte überwiegend Verletzungen wie Schuppenverluste, Hautverletzungen und Pigmentveränderungen, die nicht unmittelbar tödlich waren, aber vermutlich maßgeblich zur aufgetretenen verzögerten Mortalität beigetragen haben. Die Anzahl und Intensität von kollisions- und druckbedingten Verletzungen nach der Turbinenpassage war an den VLH-Turbinen in Au deutlich geringer als am VLH-Standort Baierbrunn, was sehr wahrscheinlich auf die geringere Fallhöhe und die niedrigeren Drehzahlen der VLH-Turbinen in Au zurückzuführen ist. Die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums am Standort Au fielen geringer aus als am Standort Höllthal (Abbildung 30). Durch das neu eingebaute Schlauchwehr mit Kiesschleuse besteht das Potenzial für eine langfristige Verbesserung der gewässerökologischen Situation.

3.5. Weiterer Forschungsbedarf

Für zukünftige Forschungsarbeiten zum Thema Fischschutz an Wasserkraftanlagen wäre es interessant, weitere Turbinentypen (z.B. DIVE-, Alden- oder Natel-Turbinen) unter realistischen Freilandbedingungen zu untersuchen, für die es aktuell noch keine wissenschaftlich belastbaren Forschungsergebnisse zu Mortalität und Verletzungen von Fischen gibt, die unter realistischen Freilandbedingungen generiert wurden. DIVE-Turbinen sind drehzahlvariabel und werden für Fallhöhen zwischen 2 m und 120 m und einen Turbinendurchfluss von 0,6-40 m³/s verwendet. Laut Hersteller sollen sie aufgrund einer spaltfreien Bauform und vergleichsweise niedriger Drehzahlen besonders "fischfreundlich" sein (https://www.dive-turbine.de/de, aufgerufen am 01.03.2022). Auch die Alden-Turbine soll laut Hersteller aufgrund der speziellen Anordnung und Geometrie ihrer drei festen Leitschaufeln und einer spaltfreien Bauform besonders "fischfreundlich" sein (Perkinsin

et al. 2013). Die Natel's Restoration Hydro Turbine (RHT) soll laut Hersteller v.a. durch eine konkave Kurvenform und eine abgerundete Kante der Turbinenschaufel auch bei hohen Umdrehungszahlen die Kollisionswahrscheinlichkeit bei der Fischpassage reduzieren (https://www.natelenergy.com/fish-passage, aufgerufen am 06.04.2022). Weiterhin wäre es interessant, große (> 4 m Durchmesser), langsam drehende (< 100 U/min) Kaplan-Turbinen unterschiedlicher Fallhöhen zu untersuchen, wie sie am Inn oder der Donau verbaut sind. Methodisch stellt dies aufgrund der großen Abflussmenge eine Herausforderung dar. Die relativ gute Umsetzbarkeit der Versuche mit sehr großen Hamen wie in diesem Projekt, z.B. an der Iller, macht allerdings Hoffnung, dass solche Untersuchungen auch an größeren Gewässern zumindest während der winterlichen Niedrigwasserphase mit geringer Treibgutführung möglich sein könnten. Auch Telemetriestudien oder der Wiederfang von Fischen, die mit "Balloon Tags" markiert wurden, wären eine weitere Möglichkeit, das Schädigungspotenzial von großen Wasserkraftanlagen mit hohem Abfluss zu untersuchen. Darüber hinaus könnte diese Fragestellung zukünftig eventuell durch Messungen mit Sensorfischen gelöst werden, sobald ausreichend über die artspezifischen Toleranzgrenzen der heimischen Fischarten für die unterschiedlichen physikalischen Stressoren (z.B. Druck, Kollisionen, Scherkräfte, Turbulenzen, Gasübersättigung) bekannt ist. Dazu sind zunächst Laborversuche zur Einzelwirkung der physikalischen Stressoren mit einer Auswahl an in Bayern heimischen Fischarten (z.B. mittels Druckkammern), aber auch Sensorfischmessungen und die gleichzeitige Erhebung von Fischschädigungsdaten an weiteren Pilotstandorten notwendig, um ein größeres Spektrum an standörtlichen Bedingungen abzudecken (Turbinentypen in Kombination mit unterschiedlichen Fallhöhen und Durchflussmengen).

Weiterer Forschungsbedarf besteht in der **Modellierung** der Überlebenswahrscheinlichkeit von Fischen in Abhängigkeit von physikalischen Parametern bei der Turbinenpassage. Dazu könnten bestehende Modelle mit den im Projekt generierten Daten zu turbinenbedingten Verletzungen und zur Mortalität sowie abiotischen Parametern kalibriert werden, um die Überlebenswahrscheinlichkeit von heimischen Fischarten bei der Passage verschiedener Turbinentypen genauer als bisher zu bestimmen. Die aktuell verfügbaren empirischen und physikalischen Modelle zur Quantifizierung der turbinenbedingten Fischmortalität wurden vor allem für Aale und Salmoniden an Kaplan- und Francis-Turbinen konzipiert (siehe Ebel 2013), weshalb hoher Forschungsbedarf in der Entwicklung von Modellen für weitere Fischarten und Turbinentypen besteht.

Da der Großteil des Fischabstiegs bei Hochwasser vermutlich über den Wehrüberfall erfolgt, wäre weitere Forschung zur Schädigung von Fischen beim Abstieg über verschiedene Wehrtypen (z.B. Schlauchwehr vs. Betonwehr, unterschiedliche Fallhöhen, Grundablass vs. Überfallwehr) sinnvoll. Dadurch könnte die durch die Turbinenpassage verursachte Mortalität besser in den Gesamtkontext der Auswirkungen einer Wasserkraftanlage auf die Fischpopulation eingeordnet werden. Derartige Untersuchungen könnten methodisch Sensorfischmessungen, Besenderung, Elektrofischerei oder Fang mit Teilhamen bzw. Reusenfang beinhalten. Erste Erkenntnisse dazu konnten bereits am Klappenwehr am Standort Großweil mittels Sensorfischmessungen gewonnen werden (siehe Band 10).

Da ein Großteil der Fische sich vor allem im Larvenstadium flussabwärts und damit auch durch Turbinen bewegt, sollten zukünftig auch die **Effekte der Turbinenpassage auf Fischlarven** berücksichtigt werden. Auch dies stellt methodisch aufgrund der hohen Empfindlichkeit der Larven gegenüber jeglichem Handling eine große Herausforderung dar, allerdings wurden kürzlich Ideen für methodische Ansätze in diesem Bereich publiziert (Alves et al. 2019).

Im Projektverlauf hat sich mehrfach gezeigt, dass Fische mit geschwächtem Ausgangszustand besonders anfällig für turbinenbedingte Mortalität, auch bei ansonsten vergleichsweise wenig fischschädlichen Techniken, sind. Daraus ergeben sich weitere Forschungsfragen bezüglich **kumulativer Effekte mehrerer Wasserkraftanlagen** bzw. von Auswirkungen des **Klimawandels** und Wasserkraftanlagen. Der bestehende Datensatz aus dem Projekt könnte dazu ggf. noch weiterführend ausgewertet werden, allerdings werden sich diese Fragen mit den vorhandenen Daten nicht abschließend klären lassen.

Eine Erforschung der oben genannten Aspekte in Ergänzung zu den aus diesem Projekt neu generierten Erkenntnissen könnte dazu beitragen, die nach wie vor ungeklärten **Auswirkungen der Wasserkraftanlagen auf Populationsebene** zukünftig besser modellieren zu können (Naumann et al. 2019).

Neben den Effekten der Wasserkraftnutzung auf Fische bestehen noch weitergehende, erhebliche Wissensdefizite bezüglich deren **Wirkung auf andere taxonomische Gruppen** wie z.B. das Makrozoobenthos (Geist 2021). Insbesondere ist derzeit nicht bekannt, inwiefern Makrozoobenthosorganismen bei einer Kraftwerkspassage geschädigt werden. Weiterhin sollte sich zukünftige Forschung darauf konzentrieren, wie die **Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums durch Wasserkraftanlagen** minimiert werden können. Hier können vor allem neue innovative Kraftwerkskonzepte im Fokus stehen, welche zum Ziel haben, fließgewässerdynamische Prozesse, wie z.B. einen natürlichen Geschiebe- und Totholztransport, zu ermöglichen.

Literaturverzeichnis

- Abernethy C. S., Amidan B. G. & Cada G. F. (2001) Laboratory studies of the effects of pressure and dissolved gas supersaturation on turbine-passed fish (No. PNNL-13470). Pacific Northwest National Lab., Richland, WA, US.
- Alves D. C., Vasconcelos L. P., da Câmara L. F., Hahn L. & Agostinho A. A. (2019) Protocol for the assessment of mortality and injuries in fish larvae associated with their downstream passage through hydropower dams. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 29(2), 501-512.
- Amaral S. V., Coleman B. S., Rackovan J. L., Withers K. & Mater B. (2018) Survival of fish passing downstream at a small hydropower facility. Marine and Freshwater Research, 69(12), 1870-1881.
- Baumgartner L. J., Reynoldson N. & Gilligan D. M. (2006) Mortality of larval Murray cod (*Maccullochella peelii peelii*) and golden perch (*Macquaria ambigua*) associated with passage through two types of low-head weirs. Marine and Freshwater Research, 57(2), 187-191.
- Bayerisches Landesamt für Umwelt [Hrsg.] (2021a) Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen. Ergänzende fachliche Erläuterungen zum Abschlussbericht 2020 Band 8: Baierbrunn an der Isar. Bearbeitung: Gerke M., Ingermann H., Mayr C., Lohmeyer B. & Neumann, A. April 2021, Augsburg: 7 S.
- Beirão B. V., Silva L. G. M., Brown R. S. & Walker R. W. (2018) Determining barotrauma on the Amazonian catfish *Pimelodus pictus* experimentally exposed to simulated rapid decompression occurred in hydropower turbines. Marine and Freshwater Research, 69(12), 1913-1921.
- Bierschenk A. M., Mueller M., Pander J. & Geist J. (2019) Impact of catchment land use on fish community composition in the headwater areas of Elbe, Danube and Main. Science of the Total Environment, 652, 66-74.
- Blasel K. (2009) Funktionskontrollen an Fischabstiegsanlagen in Baden-Württemberg. SchrR. Landesfischereiverband Baden-Württemberg e.V., Vol. 4. Der Lachs in Baden-Württemberg, 89-96.

- Boys C. A., Robinson W., Miller B., Pflugrath B., Baumgartner L. J., Navarro A., Brown R. & Deng Z. (2016a) A piecewise regression approach for determining biologically relevant hydraulic thresholds for the protection of fishes at river infrastructure. Journal of Fish Biology, 88(5), 1677-1692.
- Boys C. A., Robinson W., Miller B., Pflugrath B., Baumgartner L. J., Navarro A., Brown R. & Deng Z. (2016b) How low can they go when going with the flow? Tolerance of egg and larval fishes to rapid decompression. Biology Open 5(6), 786-793.
- Boys C. A., Pflugrath B. D., Mueller M., Pander J., Deng Z. D. & Geist J. (2018) Physical and hydraulic forces experienced by fish passing through three different low-head hydropower turbines. Marine and Freshwater Research, 69(12), 1934-1944.
- Breukelaar A. W., Ingendahl D., Vriese F. T., De Laak G., Staas S. & Klein Breteler J. G. P. (2009) Route choices, migration speeds and daily migration activity of European silver eels *Anguilla anguilla* in the River Rhine, north-west Europe. Journal of Fish Biology 74(9), 2139-2157.
- Brown R. S., Carlson T. J., Welch A. E., Stephenson J. R., Abernethy C. S., Ebberts B. D., Langeslay M. J., Ahmann M. L., Feil D. H., Skalski J. R. & Townsend, R. L. (2009)
 Assessment of barotrauma from rapid decompression of depth-acclimated juvenile Chinook salmon bearing radiotelemetry transmitters. Transactions of the American Fisheries Society, 138(6), 1285-1301.
- Brown R. S., Pflugrath B. D., Colotelo A. H., Brauner C. J., Carlson T. J., Deng Z. D. & Seaburg
 A. G. (2012) Pathways of barotrauma in juvenile salmonids exposed to simulated hydroturbine passage: Boyle's law vs. Henry's law. Fisheries Research, 121-122, 43-50.
- Brown R. S., Cook K. V., Pflugrath B. D., Rozeboom L. L., Johnson R.C., McLellan J. G., Linley T. J., Gao Y., Baumgartner L. J., Dowell F. E., Miller E. A. & White T. A. (2013)
 Vulnerability of larval and juvenile white sturgeon to barotrauma: Can they handle the pressure? Conservation Physiology, 1(1), cot019.
- Brown R. S., Colotelo A. H., Pflugrath B. D., Boys C. A., Baumgartner L. J., Deng Z. D., Silva
 L. G. M., Brauner C. J., Mallen-Cooper M., Phonekhampeng O., Thorncraft G. & Singhanouvong D. (2014) Understanding barotrauma in fish passing hydro structures: a global strategy for sustainable development of water resources. Fisheries, 39(3), 108-122.

- Brown R. S., Walker R. W. & Stephenson J. R. (2016) A Preliminary Assessment of Barotrauma Injuries and Acclimation Studies for Three Fish Species. Pacific Northwest National Laboratory, Richland, WA, USA, PNNL-24720.
- Bruijs M. C. M. & Durif C. M. F. (2009) Silver eel migration and behaviour. Spawning Migration of the European Eel, Springer: 65-95.
- Buysse D., Mouton A. M., Baeyens R. & Coeck J. (2015) Evaluation of downstream migration mitigation actions for eel at an Archimedes screw pump pumping station. Fisheries Management and Ecology, 22(4), 286-294.
- Čada G., Loar J., Garrison L., Fisher R. & Neitzel D. (2006) Efforts to reduce mortality to hydroelectric turbine-passed fish: locating and quantifying damaging shear stresses. Environmental Management, 37(6), 898-906.
- Calles O. & Greenberg L. (2009) Connectivity is a two-way street the need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. River Research and Applications, 25(10), 1268-1286.
- Calles O., Karlsson S., Hebrand M. & Comoglio C. (2012) Evaluating technical improvements for downstream migrating diadromous fish at a hydroelectric plant. Ecological Engineering, 48, 30-37.
- Calles O., Olsson I. C., Comoglio C., Kemp P. S., Blunden L., Schmitz M. & Greenberg L. A.(2010) Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydropower plant, and implications for escapement to the sea. Freshwater Biology, 55(10), 2167-2180.
- Cao L., Li Y., An R., Wang Y., Li K. & Buchmann K. (2019) Effects of water depth on GBD associated with total dissolved gas supersaturation in Chinese sucker (*Myxocyprinus asiaticus*) in upper Yangtze River. Scientific Reports, 9(1), 1-8.
- Champion A. S. & Swain A. (1974) A note on the movements of coarse fish passing through the Ministry's trapping installation on the River Axe, Devon. Aquaculture Research, 5, 89-92.
- Deng Z., Guensch G. R., McKinstry C. A., Mueller R. P., Dauble D. D. & Richmond M. C. (2005) Evaluation of fish-injury mechanisms during exposure to turbulent shear flow. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 62(7), 1513-1522.
- Deng Z., Carlson T. J., Ploskey G. R., Richmond M. C. & Dauble D. D. (2007) Evaluation of bladestrike models for estimating the biological performance of Kaplan turbines. Ecological Modelling, 208(2-4), 165-176.

- Deng Z., Carlson T. J., Duncan J. P., Richmond M. C. & Dauble D. D. (2010) Use of an autonomous sensor to evaluate the biological performance of the advanced turbine at Wanapum Dam. Journal of Renewable and Sustainable Energy, 2(5), 053104.
- DWA (2005) Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen: Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. DWA Themen, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
- Ebel G. (2008) Turbinenbedingte Schädigung des Aals (*Anguilla anguilla*) Schädigungsraten an europäischen Wasserkraftanlagenstandorten und Möglichkeiten der Prognose. Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel, Bd. 3, Halle (Saale), 176 S.
- Ebel G. (2013) Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen Handbuch Rechenund Bypasssysteme. Ingenieurbiologische Grundlagen, Modellierung und Prognose, Bemessung und Gestaltung. Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel, 1. Auflage, Halle (Saale).
- Edler C., Diestelhorst O. & Kock M. (2011) Untersuchungen zur Abwanderung und Schädigung von Fischen an der Wasserkraftschnecke Rhede-Krechting (Bocholter Aa, Kreis Borken) im Sommer und Herbst 2010. Abschlussbericht im Auftrag des Landesfischereiverbandes Westfalen und Lippe e.V., Münster.
- Fredrich F., Ohmann S., Curio B. & Kirschbaum F. (2003) Spawning migrations of the chub in the River Spree, Germany. Journal of Fish Biology, 63, 710-723.
- Geiger F., Schäfer S. & Rutschmann P. (2016) Monitoring of downstream passage of small fish at the TUM-Hydro Shaft Power Plant Prototype. Institute of Hydraulic and Water Resources Engineering, test report no. 429, Technical University of Munich, Germany, pp. 49.
- Geist J. (2021) Green or red: Challenges for fish and freshwater biodiversity conservation related to hydropower. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 31(7), 1551-1558.
- Gosset C., Travade F., Durif C., Rives J. & Elie P. (2005) Tests of two types of bypass for downstream migration of eels at a small hydroelectric power plant. River Research and Applications, 21(10), 1095-1105.
- Harvey H. H. (1975) Gas disease in fishes a review. In Adams W. A. (Ed.), Chemistry and physics of aqueous gas solutions. The Electrochemical Society, Princeton, New Jersey, USA, pp. 450-485.

- Hassinger R. & Hübner D. (2009) Entwicklung eines neuartigen Aal-Abstiegssystems mit Hilfe von Laborversuchen. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft, 2(5), 276-281.
- Havn T. B., Sæther S. A., Thorstad E. B., Teichert M. A. K., Heermann L., Diserud O. H., Borcherding J., Tambets M. & Økland F. (2017) Downstream migration of Atlantic salmon smolts past a low head hydropower station equipped with Archimedes screw and Francis turbines. Ecological Engineering, 105, 262-275.
- Hou H., Deng Z. D., Martinez J. J., Fu T., Duncan J. P., Johnson G. E., Lu J., Skalski J. R., Townsend R. L. & Tan L. (2018) A hydropower biological evaluation toolset (HBET) for characterizing hydraulic conditions and impacts of hydro-structures on fish. Energies, 11(4), 990.
- Jansen H. M., Winter H. V., Bruijs M. C. & Polman H. J. (2007) Just go with the flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eels in relation to river discharge. ICES Journal of Marine Science, 64(7), 1437-1443.
- Johnson G. E., Adams N. S., Johnson R. L., Rondorf D. W., Dauble D. D. & Barila T. Y. (2000) Evaluation of the Prototype Surface Bypass for Salmonid Smolts in Spring 1966 and 1977 at Lower Granite Dam on the Snake River, Washington. Transactions of the American Fisheries Society, 129:2, 381-397.
- Jonsson N. (1991) Influence of water flow, water temperature and light on fish migration in rivers. Nordic Journal of Freshwater Research, 66, 20-35.
- Juhrig L. (2013) Die Very-Low-Head-Turbine Technik und Anwendung. In Heimerl S. (Ed), Wasserkraftprojekte. Springer Fachmedien, Wiesbaden, pp. 327-333.
- Knott J., Mueller M., Pander J. & Geist J. (2019) Fish Passage and Injury Risk at a Surface Bypass of a Small-Scale Hydropower Plant. Sustainability, 11, 6037.
- Knott J., Mueller M., Pander J. & Geist J. (2020) Seasonal and diurnal variation of downstream fish movement at four small-scale hydropower plants. Ecology of Freshwater Fish, 29, 74-88.
- Laffaille P., Acou A., Guillouët J., Mounaix B. & Legault A. (2006) Patterns of silver eel (*Anguilla anguilla* L.) sex ratio in a catchment. Ecology of Freshwater Fish, 15(4), 583-588.
- Lagarrigue T., Voegtle B. & Lascaux J. M. (2008) Tests for evaluating the injuries suffered by downstream migrating salmonid juveniles and silver eels in their transiting through the VLH turbogenerator unit installed on the Tarn River in Millau. Prepared by ECOGEA for Forces Motrices de Farebout Company, France.

- Lagarrigue T. & Frey A. (2010) Test for evaluating the injuries suffered by downstreammigrating eels in their transiting through the new spherical discharge ring VLH turbogenerator unit installed on the Moselle River in Frouard. Report E. CO. GEA for MJ2 Technologies.
- Lagarrigue T. (2013) Tests for evaluating damage to fish species migrating downstream during their transit through the VLH hydraulic turbine installed on the Tarn River in Millau – report on tests run in May and June 2013. Prepared by Etudes et Conseils en Gestion de l'Environnement Aquatique (ECOGEA), Pins-Justaret, France.
- Larinier M. & Travade F. (2002) Downstream migration: problems and facilities. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture, 364, 181-207.
- Larinier M. (2008) Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. Hydrobiologia, 609(1), 97-108.
- Lucas M. C. & Baras E. (2001) Migration of freshwater fishes. 47th ed.: Oxford: Blackwell Science, pp. 420.
- Lucas M. C. & Batley E. (1996) Seasonal movements and behaviour of adult barbel *Barbus barbus*, a riverine cyprinid fish: implications for river management. Journal of Applied Ecology, 33, 1345-1358.
- Lundström T. S., Hellström J. G. I. & Lindmark E. M. (2010) Flow design of guiding device for downstream fish migration. River Research and Applications, 26(2), 166-182.
- Lutz D. S. (1995) Gas supersaturation and gas bubble trauma in fish downstream from a midwestern reservoir. Transactions of the American Fisheries Society, 124(3), 423-436.
- Maceda-Veiga A., Green A. J. & De Sostoa A. (2014) Scaled body-mass index shows how habitat quality influences the condition of four fish taxa in north-eastern Spain and provides a novel indicator of ecosystem health. Freshwater Biology, 59(6), 1145-1160.
- Marking L. L. (1987) Evaluation of Gas Supersaturation Treatment Equipment at Fish Hatcheries in Michigan and Wisconsin. The Progressive Fish-Culturist, 49(3), 208-212.
- Marsh M. C. (1903) A fatality among fishes in water containing an excess of dissolved air. Transactions of the American Fisheries Society, 32, 192-193
- Mueller M., Pander J. & Geist J. (2011) The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. Journal of Applied Ecology, 48, 1450-1461.

- Mueller M., Bierschenk A. M., Bierschenk B. M., Pander J. & Geist J. (2020a) Effects of multiple stressors on the distribution of fish communities in 203 headwater streams of Rhine, Elbe and Danube. Science of the Total Environment, 703, 134523.
- Mueller M., Sternecker K., Milz S. & Geist J. (2020b) Assessing turbine passage effects on internal fish injury and delayed mortality using X-ray imaging. PeerJ, 8, e9977.
- Mueller M., Knott J., Pander J. & Geist J. (2022) Experimental comparison of fish mortality and injuries at innovative and conventional small hydropower plants. Journal of Applied Ecology, online early. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14236.
- Nagel C., Mueller M., Pander J., Stoeckle B. C., Kuehn R. & Geist J. (2021) Going with the flow: Spatio-temporal drift patterns of larval fish in a large alpine river. Freshwater Biology, 66(9), 1765-1781.
- Naumann S., Wagner F. & Keuneke R. (2019) Ergebnispapier 8. Workshop Forum Fischschutz und Fischabstieg. Fischschutzziele, Monitoring, Funktionskontrolle. Augsburg. Erstellt im Auftrag des Umweltbundesamtes.
- Pander J., Mueller M. & Geist J. (2013) Ecological functions of fish bypass channels in streams:
 migration corridor and habitat for rheophilic species. River Research and Applications,
 29, 441-450.
- Pander J., Mueller M. & Geist, J. (2015) Succession of fish diversity after reconnecting a large floodplain to the upper Danube River. Ecological Engineering, 75, 41-50.
- Pander J., Mueller M., Knott J. & Geist J. (2018) Catch-related fish injury and catch efficiency of stow-net-based fish recovery installations for fish-monitoring at hydropower plants. Fisheries Management and Ecology, 25(1), 31-43.
- Pauwels I. S., Baeyens R., Toming G., Schneider M., Buysse D., Coeck J. & Tuhtan J. A. (2020)
 Multi-Species Assessment of Injury, Mortality, and Physical Conditions during
 Downstream Passage through a Large Archimedes Hydrodynamic Screw (Albert Canal, Belgium). Sustainability, 12(20), 8722.
- Pavlov D. S., Mikheev V. N., Lupandin A. I. & Skorobogatov M. A. (2008) Ecological and behavioural influences on juvenile fish migrations in regulated rivers: a review of experimental and field studies. Hydrobiologia, 609, 125-138.
- Perkinsin A., Dixon D., Dham R. & Fous J. (2013) Development Status of the Alden Fish-Friendly Turbine. Hydro-Review, 32, 46-55.

- Pflugrath B. D., Boys C. A. & Cathers B. (2018) Predicting hydraulic structure-induced barotrauma in Australian fish species. Marine and Freshwater Research, 69(12), 1954-1961.
- Pflugrath B. D., Harnish R., Rhode B., Beirão B., Engbrecht K., Stephenson J. R. & ColoteloA. H. (2019a) American eel state of buoyancy and barotrauma susceptibility associatedwith hydroturbine passage. Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems, 420, 20.
- Pflugrath B. D., Boys C. A., Cathers B. & Deng Z. D. (2019b) Over or under? Autonomous sensor fish reveals why overshot weirs may be safer than undershot weirs for fish passage. Ecological Engineering, 132, 41-48.
- Rummer J. L. & Bennet W. A. (2005) Physiological Effects of Swim Bladder Overexpansion and Catastrophic Decompression on Red Snapper. Transactions of the American Fisheries Society, 134, 1457-1470.
- Schmalz W. (2010) Untersuchungen zum Fischabstieg und Kontrolle möglicher Fischschäden durch die Wasserkraftschnecke an der Wasserkraftanlage Walkmühle an der Werra in Meiningen. Abschlussbericht. Fischökologische & Limnologische Untersuchungsstelle Südthüringen, Breitenbach.
- Schneider J., Hübner D. & Korte E. (2012) Funktionskontrolle der Fischaufstiegs- und Fischabstiegshilfen sowie Erfassung der Mortalität bei Turbinendurchgang an der Wasserkraftanlage Kostheim am Main. Endbericht 2012. Studie im Auftrag der WKW Staustufe Kostheim/Main GmbH & Co. KG; Frankfurt am Main, 159 S.
- Schnell J. & Ache M. (2012) Untersuchungen zur Effizienz von nachträglich errichteten Fischaufstiegs-, Fischschutz- und Fischableitanlagen an einer Wasserkraftanlage. 23. SVK-Fischereitagung, 05.03.2012, Fulda.
- Schwevers U. & Adam B. (2020) Fish protection technologies and fish ways for downstream migration. Springer Nature, Cham, Switzerland, 279 S.
- Sonny D., Jorry S., Wattiez X. & Philippart J. (2006) Inter-annual and diel patterns of the drift of cyprinid fishes in a small tributary of the Meuse River, Belgium. Folia Zoologica, 55, 75-85.
- Thorstad E. B., Havn T. B., Sæther S. A., Heermann L., Teichert M. A. K., Diserud O. H., Tambets M., Borcherding J. & Økland F. (2017) Survival and behaviour of Atlantic salmon smolts passing a run-of-river hydropower facility with a movable bulb turbine. Fisheries Management and Ecology, 24(3), 199-207.

- Tikhonov G., Opedal Ø. H., Abrego N., Lehikoinen A., de Jonge M. M., Oksanen J. & Ovaskainen O. (2020) Joint species distribution modelling with the R-package Hmsc. Methods in Ecology and Evolution, 11(3), 442-447.
- Tombek B. & Holzner M. (2008) Untersuchungen zur Effektivität alternativer Triebwerkstechniken und Schutzkonzepte für abwandernde Fische beim Betrieb von Kleinwasserkraftanlagen. Gutachten im Auftrag des Landesfischereiverbands Bayern, München.
- Travade F., Larinier M., Subra S., Gomes P. & De-Oliveira E. (2010) Behaviour and passage of European silver eels (*Anguilla anguilla*) at a small hydropower plant during their downstream migration. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 398, 01.
- Tudorache C., Burgerhout E., Brittijn S. & van den Thillart G. (2015) Comparison of swimming capacity and energetics of migratory European eel (*Anguilla anguilla*) and New Zealand short-finned eel (*A. australis*). Frontiers in Physiology, 6, 256.
- Tuononen E. I., Cooke S. J., Timusk E. R. & Smokorowski K. E. (2022) Extent of injury and mortality arising from entrainment of fish through a Very Low Head hydropower turbine in central Ontario, Canada. Hydrobiologia, 849, 407-420.
- Vannote R. L., Minshall G. W., Cummins K. W., Sedell J. R. & Cushing C. E. (1980) The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 37, 130-137.
- Vøllestad L. A., Jonsson B., Hvidsten N. A. & Næesje T. F. (1994) Experimental test of environmental factors influencing the seaward migration of European silver eels. Journal of Fish Biology, 45(4), 641-651.
- Ward J. V. & Stanford J. (1983) The serial discontinuity concept of lotic ecosystems. Dynamics of Lotic Ecosystems, 10, 29-42.
- Williams J. G., Armstrong G., Katopodis C., Larinier M. & Travade F. (2012) Thinking like a fish:
 a key ingredient for development of effective fish passage facilities at river obstructions.
 River Research and Applications 28(4), 407-417.
- Zauner G. & Eberstaller J. (1999) Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumansprüche. Österreichs Fischerei, 52, 198-205.

Anhang

Schädigungspotenzial der Wasserkraftanlagen im Vergleich

Tabelle 7 Mortalitätsraten der einzelnen Fischarten nach Korrektur um handling- und fangbedingte Effekte (Kontrollgruppe Hamen) unter Berücksichtigung verschiedener Berechnungsszenarien (oberer Tabellenteil, siehe Band 1, Kapitel 6.12.2) und verwendetes sowie nach Passage von Turbine & Rechen wiedergefangenes Größenspektrum (unterer Tabellenteil) an den untersuchten Wasserkraftanlagen. T&R = Versuchsgruppe Turbine & Rechen, TUR = Versuchsgruppe Turbine, NL = Niedriglast, HL = Hochlast, % = Anteil toter Individuen am Gesamtfang, MW = Mittelwert, -=0: negative Werte wurden gleich 0 gesetzt, TL = Totallänge.

Fischart	Berechnungs- Szenario	Lindesmühle/ Fränkische Saale (Kaplan- Rohrturbine)	Baiersdorf/ Regnitz (Kaplan- Rohrturbine)	Eixendorf/ Schwarzach (Bewegliches Kraftwerk, Kaplan- Rohrturbine)	Großweil/ Loisach (Schacht- kraftwerk, Kaplan- Rohrturbine)	Höllthal/Alz (Kaplan- Rohrturbine)	Höllthal/Alz (Wasserkraft- schnecke)	Heckerwehr/ Roth (Wasserkraft- schnecke)	Baierbrunn/Isar (VLH-Turbine)	Au/Iller (VLH- Turbine)
Aal	T&R NL	57,1	58,3	9,5	0,4	4,3	0,0	-2,5	1,1	0,5
	T&R + TUR NL	69,2	54,0		0,2		0,0	0,3	1,0	0,7
	T&R HL			12,1	0,0	9,2	0,0	1,9	0,7	0,8
	T&R + TUR HL				1,8		0,7	1,9	0,8	0,5
	T&R %			10,6	0,2	8,1	0,0	0,3	0,9	0,7
	T&R + TUR %				1,0		0,3	1,2	0,9	0,5
	T&R MW			10,8	0,2	6,7	0,0	1,9	0,9	0,6
	T&R + TUR MW				1,0		0,3	1,1	0,9	0,6
	T&R MW -=0				0,2	6,7	0,0	1,0	0,9	0,6
	T&R + TUR MW -=0				1,0		0,3	1,1	0,9	0,6
Nase	T&R NL	83,3	15,7	58,8	19,2	32,6	16,7	10,4	9,2	-8,0
	T&R + TUR NL	46,7	14,4		18,0		20,3	8,6	15,7	-1,0
	T&R HL			31,8	12,3	11,2	26,0	12,2	3,4	3,8
	T&R + TUR HL				12,7		25,3	12,2	6,5	4,5
	T&R %			38,9	13,9	17,0	25,4	12,7	2,7	1,3
	T&R + TUR %				14,0		24,4	12,7	9,3	3,1
	T&R MW			45,3	15,8	21,9	21,4	11,3	6,3	3,8
	T&R + TUR MW				15,4		22,8	10,4	11,1	4,5
	T&R MW -=0				15,8	21,9	21,4	11,3	6,3	1,9
	T&R + TUR MW -=0				15,4		22,8	10,4	11,1	2,3

Fischart	Berechnungs- Szenario	Lindesmühle/ Fränkische Saale (Kaplan- Rohrturbine)	Baiersdorf/ Regnitz (Kaplan- Rohrturbine)	Eixendorf/ Schwarzach (Bewegliches Kraftwerk, Kaplan- Rohrturbine)	Großweil/ Loisach (Schacht- kraftwerk, Kaplan- Rohrturbine)	Höllthal/Alz (Kaplan- Rohrturbine)	Höllthal/Alz (Wasserkraft- schnecke)	Heckerwehr/ Roth (Wasserkraft- schnecke)	Baierbrunn/Isar (VLH-Turbine)	Au/IIIer (VLH- Turbine)
Bachforelle	T&R NL	14,3	5,7	21,9	0,9	4,5	-5,8	-0,6	19,6	14,1
	T&R + TUR NL	30,8	5,0		0,1		-5,1	-0,3	17,7	14,5
	T&R HL			14,9	-2,3	-6,1	0,8	-1,4	11,8	0,4
	T&R + TUR HL				-1,3		0,0	0,3	19,9	0,0
	T&R %			16,1	-0,6	-0,5	-2,4	-0,7	12,5	4,3
	T&R + TUR %				-0,5		-2,4	0,4	19,0	4,3
	T&R MW			18,4	0,9	4,5	0,8		15,7	7,2
	T&R + TUR MW				0,1		0,0	0,3	18,8	7,2
	T&R MW -=0				0,4	2,2	0,4	0,0	15,7	7,2
	T&R + TUR MW -=0				0,1		0,0	0,2	18,8	7,2
Flussbarsch	T&R NL	16,7	2,4	21,2	18,1	3,4	2,7	49,7	6,7	4,9
	T&R + TUR NL	21,0	4,5		13,7		2,4	44,0	10,4	-0,4
	T&R HL			14,4	17,3	-26,5	-14,7	22,7	8,5	-58,3
	T&R + TUR HL				11,5		-12,3	36,5	7,7	-18,8
	T&R %			17,9	18,9	-9,1	-4,9	32,7	7,6	-4,8
	T&R + TUR %				13,8		-4,1	38,4	8,9	4,3
	T&R MW			17,8	17,7	3,4	2,7	36,2	7,6	4,9
	T&R + TUR MW				12,6		2,4	40,2	9,1	0,0
	T&R MW -=0				17,7	1,7	1,3	36,2	7,6	4,9
	T&R + TUR MW -=0				12,6		1,2	40,2	9,1	0,0
Barbe	T&R NL			25,3	12,9	7,6	-0,6	0,5	27,3	3,8
	T&R + TUR NL				18,6		-0,6	0,2	17,1	2,5
	T&R HL			25,8	2,5	5,4	1,3	0,7	9,8	4,1
	T&R + TUR HL				2,7		0,6	0,3	6,4	2,8
	T&R %			25,6	5,6	6,2	0,6	0,6	11,1	4,0
	T&R + TUR %				7,5		0,2	0,2	9,3	2,7
	T&R MW			25,6	7,7	6,5	1,3	0,6	18,5	4,0
	T&R + TUR MW				10,6		0,6	0,3	11,8	2,6
	T&R MW -=0				7,7	6,5	0,6	0,6	18,5	4,0
	T&R + TUR MW -=0				10,6		0,3	0,3	11,8	2,6

Fischart	Berechnungs- Szenario	Lindesmühle/ Fränkische Saale (Kaplan- Rohrturbine)	Baiersdorf/ Regnitz (Kaplan- Rohrturbine)	Eixendorf/ Schwarzach (Bewegliches Kraftwerk, Kaplan- Rohrturbine)	Großweil/ Loisach (Schacht- kraftwerk, Kaplan- Rohrturbine)	Höllthal/Alz (Kaplan- Rohrturbine)	Höllthal/Alz (Wasserkraft- schnecke)	Heckerwehr/ Roth (Wasserkraft- schnecke)	Baierbrunn/Isar (VLH-Turbine)	Au/Iller (VLH- Turbine)
Rotauge	T&R NL			29,1	41,5	2,8	2,7	21,1	64,4	0,2
-	T&R + TUR NL				43,8		1,4	2,9	30,6	-0,4
	T&R HL			18,5	21,2	3,6	1,1	6,5	46,4	22,3
	T&R + TUR HL				20,4		1,3	-1,8	26,8	14,8
	T&R %			23,3	28,4	3,2	1,9	13,3	52,5	13,9
	T&R + TUR %				29,0		1,4	3,5	28,4	9,3
	T&R MW			23,8	31,4	3,2	1,9	13,8	55,4	11,2
	T&R + TUR MW				32,1		1,4	2,9	28,7	14,8
	T&R MW -=0				31,4	3,2	1,9	13,8	55,4	11,2
	T&R + TUR MW -=0				32,1		1,4	1,5	28,7	7,4
Äsche	T&R NL			32,1	17,2	12,6	11,8	0,6	30,2	9,6
	T&R + TUR NL				14,8		13,3	2,2	29,9	6,8
	T&R HL			17,6	1,1	5,0	-1,7	10,5	11,7	4,8
	T&R + TUR HL				0,2		0,7	12,4	10,0	2,5
	T&R %			24,1	6,8	6,7	4,0	5,5	16,4	6,5
	T&R + TUR %				5,8		6,4	7,2	16,8	4,1
	T&R MW			24,9	9,1	8,8	11,8	5,6	20,9	7,2
	T&R + TUR MW				7,5		7,0	7,3	20,0	4,6
	T&R MW -=0				9,1	8,8	5,9	5,6	20,9	7,2
	T&R + TUR MW -=0				7,5		7,0	7,3	20,0	4,6
Huchen	T&R NL			42,0	24,1	3,8	0,0		28,6	2,9
	T&R + TUR NL				20,7		0,0		26,9	2,7
	T&R HL			18,7	7,8	6,8	-5,5		30,3	7,2
	T&R + TUR HL				10,6		-4,0		28,7	7,7
	T&R %			26,9	10,7	5,5	-1,4		29,9	4,7
	T&R + TUR %				13,2		-0,6		28,1	4,9
	T&R MW			30,4	15,9	5,3	0,0		29,4	5,0
	T&R + TUR MW				15,7		0,0		27,8	5,2
	T&R MW -=0				15,9	5,3	0,0		29,4	5,0
	T&R + TUR MW -=0				15,7		0,0		27,8	5,2

Fischart	Berechnungs- Szenario	Lindesmühle/ Fränkische Saale (Kaplan- Rohrturbine)	Baiersdorf/ Regnitz (Kaplan- Rohrturbine)	Eixendorf/ Schwarzach (Bewegliches Kraftwerk, Kaplan- Rohrturbine)	Großweil/ Loisach (Schacht- kraftwerk, Kaplan- Rohrturbine)	Höllthal/Alz (Kaplan- Rohrturbine)	Höllthal/Alz (Wasserkraft- schnecke)	Heckerwehr/ Roth (Wasserkraft- schnecke)	Baierbrunn/Isar (VLH-Turbine)	Au/IIIer (VLH- Turbine)
Alle	T&R NL T&R + TUR NL T&R HL T&R + TUB HI									
	T&R %	35,3	13,4	22,2	9,4	4,6	3,1	4,9	17,1	2,4
	T&R + TUR %	35,7	13,8		9,9		3,4	4,3	15,3	2,9
	T&R MW	42,9	20,5	24,6	12,8	7,9	5,7	12,8	19,3	5,7
	T&R + TUR MW	41,9	19,5		12,4		5,5	10,2	16,0	5,0
	T&R MW -=0				12,3	7,0	3,9	9,8	19,3	5,0
	T&R + TUR MW -=0				11,9		4,1	8,7	16,0	3,7
	Größenspektrum									
Aal	Verwendete TL	19,6–64,5	20,0–64,3	22,0–71,4	23,1–66,7	24,5–71,2	24,5–71,2	20,0–58,0	20,8–64,3	21,0–65,9
	TL Wiederfang (T&R)	29,5–38,0	21,5–44,1	27,3–69,3	23,1–57,7	25,4–64,7	29,2–67,6	20,0–58,0	30,4–60,3	21,0–65,9
Nase	Verwendete TL	4,0–12,6	3,5–12,4	6,0–20,4	7,2–29,7	10,1–26,4	10,1–26,4	5,3–24,5	6,3–21,2	6,6–16,5
	TL Wiederfang (T&R)	5,8–6,6	5,0–11,3	6,0–18,5	7,8–22,0	11,9–23,5	10,1–25,6	5,7–19,3	6,5–19,2	8,5–16,5
Bachforelle	Verwendete TL	9,0–24,0	8,2–16,1	4,2–41,0	2,9–38,8	4,1-42,0	4,1-42,0	11,0–40,6	3,7–39,7	8,5–34,0
	TL Wiederfang (T&R)	9,0–15,3	8,2–15,5	4,7–33,5	3,4–20,2	4,4–26,3	4,4–34,0	11,0–36,5	4,1–34,0	9,9–31,3
Flussbarsch	Verwendete TL	6,7–15,0	7,0–14,5	5,4–14,7	6,6–25,8	5,1–16,1	5,1–16,1	4,1–9,2	7,0–14,1	4,4–13,3
	TL Wiederfang (T&R)	6,8–13,2	7,0–13,5	5,4–13,9	6,7–23,7	5,1–16,1	7,7–15,5	4,1–9,2	7,0–13,5	4,4–13,3
Barbe	Verwendete TL			4,0–22,6	6,2–37,4	5,0–21,0	5,0–21,0	4,7–19,8	6,2–20,0	5,3–17,1
	TL Wiederfang (T&R)			4,0–21,0	6,2–30,1	6,3–17,8	6,3–19,0	10,2–19,1	7,8–17,2	6,2–16,3
Rotauge	Verwendete TL			4,8–21,7	5,2–19,5	6,1–16,0	6,1–16,0	4,5–20,9	4,2–15,6	5,0–13,5
	TL Wiederfang (T&R)			4,8–20,5	9,7–18,0	6,7–15,2	6,3–15,6	5,5–14,0	4,4–12,4	5,6–13,5
Äsche	Verwendete TL			6,5–30,0	4,8–20,3	7,5–29,8	7,5–29,8	7,2–20,1	6,1–22,8	7,1–18,3
	TL Wiederfang (T&R)			6,5–30,0	4,8–16,8	7,5–26,7	8,1–27,2	7,2–20,1	6,3–21,4	7,5–18,3
Huchen	Verwendete TL			9,0–51,3	9,2–59,3	7,8–60,0	7,8–60,0		11,5–60,0	7,0–55,8
	TL Wiederfang (T&R)			9,0–38,7	9,6–36,4	7,8–34,3	8,0–60,0		11,8–58,0	7,0–55,5



Abbildung 31 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der äußeren und inneren Verletzungsmuster der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch aus den standardisierten Fischzugaben an allen untersuchten Wasserkraftanlagen unterteilt in die Versuchsgruppen Turbine & Rechen, Turbine und die Kontrollgruppe Hamen. Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe der Versuchs-/Kontrollgruppe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Versuchs-/Kontrollgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).



Abbildung 32 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der äußeren und inneren Verletzungsmuster der Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen aus den standardisierten Fischzugaben an allen untersuchten Wasserkraftanlagen unterteilt in die Versuchsgruppen Turbine & Rechen, Turbine und die Kontrollgruppe Hamen. Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe der Versuchs-/Kontrollgruppe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Versuchs-/Kontrollgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

Tabelle 8 Prozentualer Anteil der wiedergefangenen Fische aus den verschiedenen Versuchs- und Kontrollgruppen mit Veränderungen der Schwimmblase (% Schwimmblase), vollständig entleerter Schwimmblase (% Schwimmblase Intensität 5) und Amputationen von Körperteilen (% Amputation Körper). n (innere Verletzungen) = Anzahl der Fische, die auf innere Verletzungen untersucht wurden, n (äußere Verletzungen) = Anzahl der Fische, die auf äußere Verletzungen untersucht wurden.

Standort	Fischart	n (innere V	/erletzun	gen)	% Schwin	nmblase		% Schwin	nmblase In	ntensität 5	n (äußere	Verletzun	gen)	% Amputa	ation am	Körper
		Turbine & Rechen	Turbine	Hamen	Turbine & Rechen	Turbine	Hamen	Turbine & Rechen	Turbine	Hamen	Turbine & Rechen	Turbine	Hamen	Turbine & Rechen	Turbine	Hamen
Lindesmühle		4	15	n.v.	50,0	60,0	n.v.	50,0	40,0	n.v.	50	108	332	22,0	31,5	0,0
	Aal	1	4	n.v.	100,0	100,0	n.v.	100,0	100,0	n.v.	14	42	84	42,9	57,1	0,0
	Nase	1	n.v.	n.v.	0,0	n.v.	n.v.	100,0	n.v.	n.v.	6	9	77	16,7	0,0	0,0
	Bachforelle	n.v.	2	n.v.	n.v.	50,0	n.v.	n.v.	50,0	n.v.	7	20	80	0,0	20,0	0,0
	Flussbarsch	2	9	n.v.	50,0	44,4	n.v.	50,0	11,1	n.v.	23	37	91	17,4	16,2	0,0
Baiersdorf		173	197	45	42,2	43,1	26,7	11,6	23,9	6,7	1295	951	631	1,8	4,7	0,0
	Aal	31	84	3	87,1	77,4	100,0	35,5	51,2	66,7	112	183	187	12,5	20,8	0,0
	Nase	81	45	18	30,9	17,8	11,1	1,2	2,2	0,0	417	220	146	1,0	1,4	0,0
	Bachforelle	23	22	10	47,8	40,9	70,0	13,0	9,1	10,0	259	254	130	1,5	1,2	0,0
	Flussbarsch	38	46	14	26,3	6,5	0,0	13,2	2,2	0,0	508	295	165	0,2	0,3	0,0
Eixendorf		598	n.v.	173	44,0	n.v.	26,6	21,9	n.v.	9,8	3230	n.v.	1877	13,7	n.v.	0,4
	Aal	59	n.v.	28	94,9	n.v.	89,3	61,0	n.v.	50,0	353	n.v.	240	5,4	n.v.	0,4
	Nase	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	307	n.v.	166	19,2	n.v.	0,0
	Bachforelle	82	n.v.	30	40,2	n.v.	30,0	15,9	n.v.	3,3	382	n.v.	184	9,4	n.v.	0,5
	Flussbarsch	158	n.v.	27	38,6	n.v.	0,0	20,3	n.v.	0,0	692	n.v.	246	8,2	n.v.	0,0
	Barbe	66	n.v.	15	48,5	n.v.	33,3	6,1	n.v.	0,0	348	n.v.	171	19,8	n.v.	0,0
	Rotauge	44	n.v.	18	9,1	n.v.	5,6	2,3	n.v.	5,6	403	n.v.	423	16,6	n.v.	0,2
	Äsche	86	n.v.	29	41,9	n.v.	17,2	19,8	n.v.	0,0	377	n.v.	313	17,8	n.v.	0,3
	Huchen	103	n.v.	26	39,8	n.v.	3,8	27,2	n.v.	3,8	368	n.v.	134	18,2	n.v.	2,2
Großweil		665	600	411	18,8	21,3	18,2	7,2	10	6,6	2950	2227	2090	2,6	4,5	0,1
	Aal	35	47	40	88,6	91,5	90,0	60,0	70,2	52,5	485	417	290	0,2	0,2	0,0
	Nase	82	67	43	9,8	11,9	2,3	2,4	1,5	0,0	277	198	210	4,0	6,6	0,0
	Bachforelle	64	48	57	25,0	20,8	28,1	14,1	14,6	7,0	332	171	226	1,5	4,7	0,4
	Flussbarsch	162	80	61	17,9	26,3	18,0	3,7	5,0	0,0	517	326	302	1,5	3,7	0,0
	Barbe	57	60	41	21,1	15,0	7,3	3,5	8,3	0,0	340	177	304	1,5	6,2	0,0
	Rotauge	137	165	80	3,6	6,1	2,5	0,0	0,0	0,0	250	309	203	4,8	3,9	0,0
	Äsche	68	58	46	19,1	20,7	8,7	7,4	3,4	2,2	442	293	289	3,2	2,4	0,3
	Huchen	60	75	43	18,3	20,0	4,7	5,0	12,0	2,3	307	336	266	6,5	10,7	0,0

Standort	Fischart	n (innere V	/erletzung	gen)	% Schwin	nmblase		% Schwin	nmblase In	ntensität 5	n (äußere	Verletzun	gen)	% Amputa	ation am	Körper
		Turbine & Rechen	Turbine	Hamen	Turbine & Rechen	Turbine	Hamen	Turbine & Rechen	Turbine	Hamen	Turbine & Rechen	Turbine	Hamen	Turbine & Rechen	Turbine	Hamen
Höllthal		613	n.v.	422	16,5	n.v.	13,5	5,9	n.v.	4,3	2916	n.v.	2088	2,6	n.v.	0,4
Kaplan-	Aal	25	n.v.	26	64,0	n.v.	84,6	48,0	n.v.	57,7	162	n.v.	171	7,4	n.v.	0,6
Turbine	Nase	73	n.v.	35	12,3	n.v.	8,6	0,0	n.v.	0,0	207	n.v.	174	2,4	n.v.	0,6
	Bachforelle	55	n.v.	59	41,8	n.v.	30,5	16,4	n.v.	3,4	283	n.v.	342	3,9	n.v.	1,5
	Flussbarsch	43	n.v.	49	11,6	n.v.	0,0	4,7	n.v.	0,0	365	n.v.	191	2,2	n.v.	0,5
	Barbe	44	n.v.	21	9,1	n.v.	4,8	6,8	n.v.	0,0	355	n.v.	281	1,4	n.v.	0,0
	Rotauge	53	n.v.	26	17,0	n.v.	0,0	0,0	n.v.	0,0	715	n.v.	306	2,0	n.v.	0,0
	Äsche	266	n.v.	163	10,5	n.v.	6,7	2,3	n.v.	0,6	521	n.v.	335	2,5	n.v.	0,0
	Huchen	54	n.v.	43	13,0	n.v.	4,7	7,4	n.v.	0,0	308	n.v.	288	2,3	n.v.	0,0
Höllthal		525	450	381	12,2	13,3	12,9	2,9	3,3	3,1	2396	2066	1979	0,4	0,3	0,6
Wasserkraft-	Aal	28	21	21	57,1	81,0	76,2	28,6	42,9	52,4	160	134	185	0,6	0,0	1,6
schnecke	Nase	65	80	40	12,3	10,0	2,5	1,5	1,3	0,0	130	198	177	0,8	1,5	0,0
	Bachforelle	48	43	50	29,2	39,5	34,0	2,1	4,7	2,0	356	281	293	0,8	0,0	1,7
	Flussbarsch	33	33	38	0,0	3,0	2,6	0,0	3,0	0,0	326	228	212	0,3	0,4	0,0
	Barbe	21	21	22	4,8	9,5	13,6	4,8	0,0	0,0	220	191	261	0,0	0,0	0,4
	Rotauge	23	24	21	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	161	393	231	0,0	0,3	0,0
	Äsche	249	183	154	8,4	7,1	5,8	1,6	1,1	0,0	535	356	324	0,2	0,3	0,0
	Huchen	58	45	35	6,9	4,4	5,7	0,0	0,0	0,0	508	285	296	0,4	0,4	1,0
Heckerwehr		339	364	295	38,0	27,5	18,6	2,9	2,7	2,7	1968	2076	2147	0,5	0,3	0,2
	Aal	21	24	16	85,7	91,7	93,8	33,3	37,5	37,5	162	160	102	0,6	1,3	1,0
	Nase	63	53	32	19,0	17,0	0,0	0,0	0,0	0,0	254	215	430	0,0	0,5	0,0
	Bachforelle	22	29	34	54,5	48,3	47,1	4,5	3,4	2,9	354	281	441	0,8	0,0	0,0
	Flussbarsch	98	98	98	4,1	3,1	5,1	1,0	0,0	0,0	271	247	301	0,4	1,2	1,0
	Barbe	20	16	20	15,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	349	460	150	0,3	0,0	0,0
	Rotauge	41	33	46	7,3	9,1	15,2	0,0	0,0	0,0	132	218	291	0,8	0,5	0,7
	Äsche	74	111	49	47,3	44,1	24,5	1,4	0,0	2,0	446	495	432	0,0	0,0	0,0
Baierbrunn		557	655	228	18,5	22,4	18,9	4,5	6,6	4,4	2075	2930	849	2,2	3,4	0,2
	Aal	22	26	20	90,9	84,6	90,0	40,9	34,6	50,0	226	362	154	0,0	0,6	0,6
	Nase	28	80	29	3,6	7,5	6,9	0,0	3,8	0,0	203	379	251	0,0	2,1	0,0
	Bachforelle	36	91	25	38,9	56,0	48,0	22,2	12,1	0,0	160	318	261	3,1	6,3	1,1
	Flussbarsch	44	71	20	11,4	14,1	0,0	2,3	4,2	0,0	388	452	259	2,3	4,2	0,0
	Barbe	44	45	33	22,7	20,0	9,1	4,5	0,0	0,0	174	247	212	1,7	1,2	0,0

Standort	Fischart	n (innere V	/erletzun	gen)	% Schwin	nmblase		% Schwin	nmblase In	itensität 5	n (äußere	Verletzun	gen)	% Amputa	ation am	Körper
		Turbine & Rechen	Turbine	Hamen	Turbine & Rechen	Turbine	Hamen	Turbine & Rechen	Turbine	Hamen	Turbine & Rechen	Turbine	Hamen	Turbine & Rechen	Turbine	Hamen
	Rotauge	169	132	53	8,3	9,8	15,1	0,0	0,0	0,0	254	428	262	1,2	0,7	0,0
	Äsche	77	94	29	19,5	14,9	0,0	1,3	10,6	0,0	268	362	247	4,5	6,6	0,4
	Huchen	137	116	19	17,5	19,0	0,0	2,9	6,0	0,0	402	382	203	3,2	5,2	0,0
Iller		583	443	269	23,5	14,2	13,0	1,0	2,3	0,7	4552	2936	1916	0,5	0,4	0,3
	Aal	23	20	11	73,9	80,0	100,0	17,4	40,0	9,1	606	331	242	1,7	1,2	1,7
	Nase	117	97	60	14,5	4,1	11,7	0,9	0,0	1,7	773	512	406	0,1	0,2	0,0
	Bachforelle	54	47	15	40,7	40,4	20,0	0,0	2,1	0,0	611	371	172	0,5	1,3	0,6
	Flussbarsch	73	101	69	0,0	0,0	4,3	0,0	0,0	0,0	377	360	266	0,3	0,0	0,0
	Barbe	23	24	22	34,8	25,0	13,6	0,0	0,0	0,0	149	185	141	0,7	0,5	0,0
	Rotauge	120	52	35	22,5	0,0	5,7	0,0	0,0	0,0	412	264	178	0,2	0,0	0,0
	Äsche	69	33	34	29,0	12,1	8,8	0,0	0,0	0,0	575	381	320	0,0	0,0	0,3
	Huchen	104	69	23	25,0	20,3	13,0	1,0	1,4	0,0	1049	532	191	0,6	0,4	0,0

Tabelle 9 Statistische Testergebnisse der mittels Spearman's Rangkorrelationen ermittelten Zusammenhänge verschiedener Verletzungen untereinander. In den einzelnen Spalten ist für jede geteste Verletzungskombination der Rangkorrelationskoeffizient nach Spearman sowie das Signifikanzniveau angegeben: * = P < 0.05, ** = P < 0.01, *** = P < 0.001.

	Schwimmblase/ Wirbelsäulen- fraktur	Schwimmblase/ Wirbelsäulen- verformung	Schwimmblase/ Rippenfraktur	Schwimmblase/ Rippen- verformung	Rippenfraktur/ innere Blutung	Wirbelsäulen- fraktur/ innere Blutung
Aal	0,29 *	0,32 ***	n.v.	n.v.	n.v.	0,50 *
Nase	0,12	0,29	0,36 *	0,18	0,40	0,78 **
Bachforelle	0,40 **	0,35 **	0,63 ***	0,40 ***	0,24	0,35
Flussbarsch	0,35 **	0,04	0,59 ***	0,59 ***	0,25	0,56 ***
Barbe	0,62 **	0,37	0,44 *	0,59 **	-0,79	n.v.
Rotauge	-0,19	-0,01	0,16	0,40 *	0,45	0,34
Äsche	0,32 *	0,39 ***	0,30	0,29 *	0,56 **	0,29
Huchen	0,18	0,18	-0,01	-0,06	0,59 **	0,38
Alle Arten	0,28 ***	0,26 ***	0,35 ***	0,23 ***	0,40 ***	0,47 ***

Artenspektrum sowie Muster des natürlichen Fischabstiegs

Tabelle 10 Artenliste der im natürlichen Fischabstieg an den Untersuchungsstandorten gefangenen Fische mit der jeweiligen Gesamtzahl und der minimalen-maximalen Totallänge in allen Abstiegskorridoren/der maximalen Totallänge im Turbinenkorridor/der maximalen rechengängigen Fischgröße nach Ebel (2013). Die letzteren beiden Werte sind nur bei Standorten mit Feinrechen angegeben.

Deutscher Artname	Lindesmühle/ Fränkische Saale	Baiersdorf/ Regnitz	Eixendorf/ Schwarzach ²	Großweil/ Loisach	Höllthal/ Alz	Heckerwehr/ Roth	Baierbrunn/ Isar	Au/ Iller	Gesamt- summe
Aal	11 [26–82/53/50]	11 [21–75/35/50]	2 [46–72]	2 [21–80/-/67]	26 [27–85/61/67]	5 [21–45]		2 [73–80]	59
Aitel	15 [6–26/11/13]	7 [6–24/24/13]	560 [2–35]	5 [12–19/-/17]	129 [3–23/19/17]		34 [2–28]	37 [3–18]	787
Aland	1 [11/11/14]	2 [6/6/14]					1 [5]		4
Amerikanischer Seesaibling				1 [38/38/20]					1
Äsche	1 [12/-/15]	2 [16/16/15]		387 [7–39/24/20]	1 [14/14/20]		56 [9–31]	201 [7–46]	648
Bachforelle	15 [10–31/16/15]	190 [7–30/26/15]	19 [15–21]	22 [5–22/20/20]	8 [13–25/19/20]	12 [13–36]	4 [9–17]	6 [7–32]	276
Bachneunauge		8 [9–20/20/30]							8
Bachschmerle		5 [8–11/10/15]					39 [3–11]	37 [7–11]	81
Barbe	6 [4–5/5/14]	4 [6–32/32/14]	89 [3–29]	5 [24–27/27/18]	511 [3–31/31/18]	8 [7–41]	126 [2–50]	13 [8–14]	762
Bitterling		6 [5–9/9]	26 [2–5]		6 [3–6/6]		10 [3–8]		48
Blaubandbärbling	2 [4–7/7]	275 [2–8/8]	148 [2–7]		1 [9/9]	60 [3–8]	4 [4–5]	1 [9]	491
Brachse	2 [4-32/4/15]	13 [4–34/8/15]	68 [9–29]		51 [5–22/20/20]	2 [7–8]	57 [4–12]	17 [3–16]	210
Dreistachliger Stichling	[]	9 [3–12/12]	[* -•]		[*/_*_*]	3 [4–6]	21 [2–6]	12 [4–6]	45
Elritze	13	[- · -, · -]		25		[]	134	1	173

² Bei einem Großteil der im Turbinenhamen gefangenen Fische, vor allem der Arten Laube, Rotauge und Flussbarsch, besteht der Verdacht, dass diese im Unterwasser von außen in die Fangeinrichtung eingeschwommen sind. Es wird daher angenommen, dass das gefangene Artenspektrum nicht dem tatsächlichen natürlichen Fischabstieg über das Kraftwerk entspricht.

Deutscher Artname	Lindesmühle/ Fränkische Saale	Baiersdorf/ Regnitz	Eixendorf/ Schwarzach ²	Großweil/ Loisach	Höllthal/ Alz	Heckerwehr/ Roth	Baierbrunn/ Isar	Au/ Iller	Gesamt- summe
Flussbarsch	[6–8/8/14] 51 [7–24/20/13]	39 [7–40/19/13]	340 [5–22]	[5–7/6/18] 1 [12/12/17]	184 [6–34/34/17]	11 [5–29]	[2–14] 74 [4–23]	[5] 98 [4–22]	798
Giebel	3 [5–7/7]	9 [6-41/6]	[0 _2_] 11 [2–5]	[12,12,11]	4 [8–11/11]	[0 20] 11 [6–13]	[1 20]	[' 22]	38
Goldfisch	[]	[]	[]		1 [19]	[]		1 [12]	2
Gründling	101 [4–15/15/13]	27 [9–16/16/13]	16 [2–14]		3 [10–12/12/17]	20 [7–14]	1 [5]		168
Güster		2 [8–9/8/17]	146 [8–24]				43 [3–10]	57 [2–19]	248
Hasel	54 [2–20/11/17]	156 [4–17/17/17]	92 [3–18]	5 [8–18/8/22]	247 [4–22/22/22]	1 [8]	8 [3–6]	1 [5]	564
Hecht		1 [33/33/21]	100 [2–81]		10 [17–36/36/29]		9 [13–19]	10 [6–25]	130
Huchen							1 [13]	2 [50–54]	3
Karpfen	3 [4–19/-/8]	6 [25–50/-/8]	2 [3]		2 [11–33/11/10]		3 [5–6]		16
Katzenwels		2 [5–24/5]							2
Kaulbarsch	57 [6–16/14]	4 [7–14/14]	154 [4–16]			13 [6–13]			228
Kessler-Grundel		6 [6–16/15]				7 [4–12]			13
Laube	1 [10/10/15]	420 [3–18/18/15]	3836 [1–28]	4 [3–9/-/20]	316 [3–13/13/20]		1 [5]		4.578
Marmorierte Süßwassergrundel		54 [4–8/8]				8 [4–11]			62
Moderlieschen			1 [4]		1 [7]				2
Mühlkoppe	25 [4–8/8]			80 [4–14/14]	3 [4–6/6]		72 [4–12]	157 [4–14]	337
Nase	13 [4–31/17/14]	93 [4–13/13/14]	12 [6–20]		8 [7–14/14/18]	1 [18]	83 [3–17]	1 [10]	211
Rapfen					177 [4–12/12/20]				177

Deutscher Artname	Lindesmühle/ Fränkische Saale	Baiersdorf/ Begnitz	Eixendorf/ Schwarzach ²	Großweil/	Höllthal/	Heckerwehr/ Both	Baierbrunn/	Au/ Iller	Gesamt-
Regenbogenforelle		negritz	Geriwarzaeri	5		nour	4	5	14
				[8–35/-/20]			[15–38]	[14–45]	
Renke				1	2				3
				[37/37]	[9–14/14]				
Rotauge	279	217	444	2	126	250	85	193	1.596
	[2–21/17/14]	[3–35/18/14]	[3–22]	[7/-/18]	[5–20/20/18]	[3–17]	[2–16]	[3–15]	
Rotfeder	15	15	6	5	272	53	7	3	376
	[3–23/17/13]	[2–13/13/13]	[6–16]	[4–12/11/17]	[3–25/15/17]	[2–16]	[5–14]	[5–8]	
Rutte			37	17		3	2	5	64
			[4–18]	[15–35/23/15]		[16–21]	[33–37]	[11–55]	
Schleie	2	12	12		19	40		1	86
	[20/20/12]	[4–12/8/12]	[2–4]		[2–35/35/15]	[3–26]		[18]	
Schneider	18	343	159		1077		780	1	2.378
	[3–13/12]	[4–15/15]	[5–18]		[4–16/14]		[2–13]	[4]	
Schwarzmundgrundel		60				31			91
		[4–15/14]				[3–12]			
Sonnenbarsch		4							4
Streber							1		1
		[9–12/10]					[10]		
Wels	2	2			91	7		4	106
	[5/5/11]	[5-10/10/11]			[7-41/41/14]	[5–11]		[11–19]	
Zander		108	43		1	33	5	1	191
		[11–23/21/15]	[10–32]		[8/-/20]	[5–27]	[6–13]	[14]	
Gesamtsumme	690	2.112	6.323	567	3.277	579	1.665	867	16.080

Nutzung der Abstiegskorridore, Barrierefunktion des Rechens und Fischverhalten bei der Abwanderung

Tabelle 11 Mittelwerte ± Standardabweichung sowie Minima und Maxima der während der Hamenbefischungen in Projektteil A erfassten abiotischen Parameter. v (Rechen) = Strömungsgeschwindigkeit am Rechen [m/s], v (Eingang) = Strömungsgeschwindigkeit am Hameneingang [m/s], v (Steert) = Strömungsgeschwindigkeit über der Steertreuse [m/s], Abfluss = Abfluss am nächsten oberhalb gelegenen Pegel [m³/s], Trübung [NTU], Sauerstoffkonzentration [mg/l], Temperatur [°C], Leitfähigkeit [µS/cm].

Standort	Lastzustand	v (Rechen)	v (Eingang)	v (Steert)	Abfluss	Trübung	Sauerstoff	Temperatur	рН	Leitfähigkeit
Lindesmühle	niedrig	0,10 ± 0,02	0,18 ± 0,13	$0,08 \pm 0,03$	2,7 ± 0,3	6,3 ± 0,5	9,8 ± 0,5	12,3 ± 1,0	8,1 ± 0,1	1115 ± 68
		0,08–0,13	0,04–0,37	0,04–0,14	2,2–3,5	4,7–9,9	9,0–10,6	10,9–13,8	8,0–8,3	966–1196
Baiersdorf	niedrig	$0,97 \pm 0,02$	1,22 ± 0,08	0,93 ± 0,12	27,1 ± 1,1	4,1 ± 0,9	9,8 ± 0,5	16,0 ± 1,3	8,5 ± 0,1	662 ± 10
		0,91–0,99	0,56–1,76	0,68–1,36	24,9–30,9	2,6–6,8	9,0–10,4	14,4–18,4	8,2–8,7	639–678
Eixendorf	niedrig	0,18 ± 0,01	0,41 ± 0,08	0,16 ± 0,02	3,2 ± 1,2	6,9 ± 1,9	$10,0 \pm 0,7$	11,4 ± 3,2	$8,4 \pm 0,9$	150 ± 24
		0,15–0,20	0,29–0,66	0,12–0,23	1,1–5,1	3,6–10,1	8,7–11,0	7,2–16,7	6,8–10,4	114–191
	hoch	$0,35 \pm 0,09$	0,69 ± 0,11	0,35 ± 0,13	$2,9 \pm 0,7$	5,9 ± 2,4	9,9 ± 0,6	12,1 ± 2,3	8,1 ± 0,6	152 ± 23
		0,19–0,60	0,45–0,90	0,13–0,82	2,1–4,8	0,6–11,9	8,58–11,2	9,0–16,8	7,1–9,2	116–184
Großweil	niedrig	0,30 ± 0,07	n.v.	0,37 ± 0,10	16,0 ± 3,8	8,0 ± 7,8	$11,0 \pm 0,9$	8,5 ± 3,5	8,4 ± 0,2	445 ± 24
		0,01–0,91	n.v.	0,02–0,79	10,9–25,8	2,0–58,7	9,7–12,3	4,1–14,3	8,0–9,2	404–487
	hoch	0,34 ± 0,08	n.v.	0,50 ± 0,15	17,2 ± 3,4	7,5 ± 7,2	$10,9 \pm 0,9$	8,3 ± 2,7	8,3 ± 0,1	439 ± 22
		0,04–0,90	n.v.	0,03–0,95	10,9–23,7	1,6–28,6	9,5–12,3	4,2–13,3	8,1–8,9	407–475
Höllthal	niedrig	$0,49 \pm 0,04$	0,39 ± 0,13	$0,25 \pm 0,07$	53,8 ± 12,9	$4,7 \pm 2,7$	11,1 ± 1,5	12,9 ± 6,7	8,5 ± 0,1	344 ± 23
(Kaplan)		0,40–0,55	0,03–0,88	0,08–0,59	38,5–68,4	1,4–11,6	9,0–12,8	4,4–22,8	8,4–8,7	308–368
	hoch	0,53 ± 0,07	$0,46 \pm 0,26$	0,35 ± 0,12	54,2 ±12,4	4,6 ± 2,1	10,9 ± 1,4	13,3 ± 6,1	8,5 ± 0,1	340 ± 23
		0,23–0,65	0,02–1,03	0,13–0,77	38,5–90,9	0,7–11,2	8,9–12,8	5,6–22,5	8,3–8,7	306–370
Höllthal	niedrig	0,41 ± 0,06	0,70 ± 0,23	$0,22 \pm 0,04$	47,8 ± 10,6	4,4 ± 2,8	10,3 ± 1,3	16,0 ± 5,2	8,5 ± 0,1	331 ± 19
(Schnecke)		0,26–0,63	0,26–1,36	0,04–0,46	38,5–90,9	0,69–11,6	8,9–12,8	5,6–22,8	8,3–8,7	306–370
	hoch	0,50 ± 0,10	0,80 ± 0,31	$0,37 \pm 0,07$	52,1 ± 12,6	4,8 ± 2,9	11,0 ± 1,5	13,2 ± 6,4	8,5 ± 0,1	341 ± 23
		0,35–0,70	0,33–1,59	0,09–0,60	38,5–68,4	1,4–11,6	9,0–12,8	4,4–22,8	8,4–8,7	308–368
Heckerwehr	niedrig	0,25 ± 0,02	0,62 ± 0,11	$0,28 \pm 0,06$	$2,7 \pm 2,4$	5,2 ± 3,6	10,3 ± 1,2	13,3 ± 5,5	8,2 ± 0,1	530 ± 23
		0,19–0,29	0,38–0,88	0,15–0,43	0,8–6,2	1,4–22,5	8,6–11,9	7,3–21,8	8,1–8,4	505–568
	hoch	0,52 ± 0,07	0,83 ± 0,17	0,43 ± 0,10	3,3 ± 1,5	4,4 ± 1,9	10,7 ± 1,3	13,4 ± 5,2	8,3 ± 0,1	558 ± 7
		0,40–0,74	0,29–1,33	0,18–0,63	1,8–6,1	1,5–9,6	8,6–12,0	7,9–21,6	8,1–8,5	543–581

Standort	Lastzustand	v (Rechen)	v (Eingang)	v (Steert)	Abfluss	Trübung	Sauerstoff	Temperatur	рН	Leitfähigkeit
Baierbrunn	niedrig	0,16 ± 0,02	$0,54 \pm 0,09$	0,17 ± 0,04	53,2 ± 17,0	4,8 ± 3,1	11,1 ± 1,1	9,8 ± 3,9	8,5 ± 0,2	291 ± 55
		0,10–0,21	0,33–0,70	0,07–0,27	25,5–82,9	1,3–10,8	9,8–13,3	3,0–14,0	8,2–9,0	228–381
	hoch	$0,34 \pm 0,07$	$0,73 \pm 0,08$	0,39 ± 0,11	55,7 ± 15,0	$5,0 \pm 3,6$	11,3 ± 1,3	9,4 ± 3,8	$8,4 \pm 0,2$	282 ± 50
		0,14–0,42	0,54–0,89	0,18–0,58	33,1–78,1	1,5–11,8	9,5–13,4	3,1–13,5	8,1–9,0	218–373
Au	niedrig	$0,45 \pm 0,14$	n.v.	0,38 ± 0,13	$24,7 \pm 5,0$	$4,7 \pm 2,7$	$11,2 \pm 0,9$	8,2 ± 3,6	$8,4 \pm 0,2$	404 ± 27
		0,27–0,75	n.v.	0,16–0,69	17,7–41,0	1,3–11,4	9,7–12,6	3,9–14,8	8,1–8,8	358–445
	hoch	$0,39 \pm 0,05$	n.v.	0,41 ± 0,11	$30,5 \pm 9,5$	$5,2 \pm 2,6$	$11,4 \pm 0,7$	$8,5 \pm 3,4$	$8,4 \pm 0,2$	385 ± 44
		0,28–0,51	n.v.	0,10–0,65	18,5–53,5	0,9–11,4	10,1–13,3	3,6–13,9	8,1–9,3	292–444

Physikalische Bedingungen während der Turbinenpassage

Tabelle 12 Sensorfisch-Messwerte an den Kaplan-Rohrturbinen der Standorte Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil und Höllthal, an den Wasserkraftschnecken der Standorte Höllthal und Heckerwehr sowie an den VLH-Turbinen der Standorte Baierbrunn und Au. MAX = Maximalwert, MIN = Minimalwert, MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung, g = Faktor der Erdbeschleunigung (9,81 m/s²), VLH = Very Low Head, Nadir-Druck = tiefster gemessener Druck.

	Baiersdorf- Wellerstadt (Kaplan-	Eixendorf (Kaplan-Rohrturbine)			Großweil (Kaplan-Rohrturbine)			Höllthal (Kaplan-Rohrturbine)				
	Rohrturbine) Niedriglast	Hochlast	Niedrialast	Gesamt	Hochlast	Niedrialast	Gesamt	Hochlast	Niedriglast	Gesamt		
Anzahl Sensorfisch-Durchgänge	16	26	28	54	61	27	88	13	9	22		
Druckveränderungen												
MAX Akklimatisierungsdruck [kPa]	154,6	145,6	145,6	145,6	165,0	165,0	165,0	129,7	129,7	129,7		
MW Nadir-Druck ± SD [kPa]	67,1 ± 5,3	67,4 ± 9,2	70,5 ± 12,0	69,0 ± 10,8	108,7 ± 12,7	112,0 ± 10,7	109,7 ± 12,2	68,6 ± 5,9	73,1 ± 6,6	70,4 ± 6,4		
Nadir-Druck MIN–MAX [kPa]	55,5–75,5	36,4–83,1	25,1-83,1	25,1-83,1	55,3–124,0	70,4–123,2	55,3–124,0	56,2–77,0	64,4-81,0	56,2-81,0		
MW Druckveränderungsrate MIN ± SD	$0,66 \pm 0,05$	$0,67 \pm 0,09$	0,70 ± 0,12	0,68 ± 0,11	1,15 ± 0,13	1,18 ± 0,11	1,16 ± 0,13	$0,68 \pm 0,06$	$0,72 \pm 0,07$	$0,69 \pm 0,06$		
MW Druckveränderungsrate MAX ± SD	$0,43 \pm 0,03$	$0,46 \pm 0,06$	$0,48 \pm 0,08$	$0,47 \pm 0,07$	$0,74 \pm 0,09$	$0,76 \pm 0,07$	0,75 ± 0,08	$0,53 \pm 0,05$	$0,56 \pm 0,05$	$0,54 \pm 0,05$		
MW Dekompressionsrate ± SD [kPa/s]	243,6 ± 37,7	171,0 ± 86,2	338,2 ± 171,2	257,7 ± 159,8	75,6 ± 65,9	119,5 ± 86,4	$88,4 \pm 74,6$	142,4 ± 103,8	120,9 ± 212,4	133,6 ± 153,2		
Dekompressionsrate MIN–MAX [kPa/s]	159,3–295,3	67,2–396,0	83,5–777,6	67,2–777,6	8,0–377,1	16,2–319,3	8,0–377,1	36,8–453,3	10,8–682,8	10,8–682,8		
Kollisionen												
Anzahl SF mit mind. 1 Kollision >10 g	11 (68,8%)	26 (100,0%)	28 (100,0%)	54 (100,0%)	50 (82,0%)	22 (81,5%)	72 (81,8%)	7 (53,8%)	7 (77,8%)	14 (63,6%)		
Anzahl SF mit mehreren Kollisionen >10 g	8 (50,0%)	22 (84,6%)	28 (100,0%)	50 (92,6%)	22 (36,1%)	16 (59,3%)	38 (43,2%)	2 (15,4%)	3 (33,3%)	5 (22,7%)		
MW Kollisionsstärke ± SD [g]	135,5 ± 79,9	79,0 ± 80,2	68,8 ± 75,9	73,5 ± 77,9	79,3 ± 80,5	104,8 ± 99,1	88,7 ± 88,2	78,3 ± 76,8	80,4 ± 84,7	79,3 ± 78,6		
Kollisionsstärke MIN–MAX [g]	10,9–246,3	10,2–315,5	10,7–298,4	10,2–315,5	10,3–308,3	10,1–348,1	10,1–348,1	10,0–229,8	10,8 –242,8	10,0 –242,8		
Anteil Kollisionsereignisse >95 g	54,5%	65,4%	60,7%	63,0%	34,0%	59,1%	41,7%	42,9%	42,9%	42,9%		
Anzahl SF mit Kollisionen >10 <i>g</i> im Turbineneinlauf	2 (12,5%)	13 (50,0%)	21 (75,0%)	34 (63,0%)	4 (6,6%)	5 (18,5%)	9 (10,2%)	3 (23,1%)	1 (11,1%)	4 (18,2%)		
Anzahl SF mit Kollisionen >10 g in der Turbine	9 (56,3%)	26 (100,0%)	28 (100,0%)	54 (100,0%)	45 (73,8%)	20 (74,1%)	65 (73,9%)	4 (30,8%)	6 (66,7%)	10 (45,5%)		
Anzahl SF mit Kollisionen >10 g am Turbinenauslauf	6 (37,5%)	19 (73,1%)	14 (50,0%)	33 (61,1%)	12 (19,7)	8 (29,6%)	20 (22,7%)	2 (15,4%)	2 (22,2%)	4 (18,2%)		
Scherkräfte												
Anzahl SF mit Scherereignissen in der Turbine	9 (56,3%)	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
MW Scherkraft \pm SD [g]	24,3 ± 18,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Scherkraft MIN-MAX [g]	7,4–58,9	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
Anteil SF mit Scherereignissen >95 g	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
	Höllthal	(Wasserkrafts	chnecke)	Heckerwel	nr (Wasserkraf	ftschnecke)	Baie	rbrunn (VLH-Tur	bine)		Au (VLH-Turbine)
---	-------------	---------------	-------------	----------------	----------------	----------------	--------------	-----------------	--------------	-----------------	-----------------	-----------------
	Hochlast	Niedriglast	Gesamt	Hochlast	Niedriglast	Gesamt	Hochlast	Niedriglast	Gesamt	Hochlast	Niedriglast	Gesamt
Anzahl Sensorfisch- Durchgänge	34	26	60	15	17	32	25	23	48	15	19	34
Druckveränderungen												
MAX Akklimatisierungsdruck [kPa]	129,7	129,7	129,7	116,7	116,7	116,7	120,0	120,0	120,0	150,0	150,0	150,0
MW Nadir-Druck ± SD [kPa]	94,1 ± 9,2	97,6 ± 4,1	95,6 ± 7,6	100,1 ± 4,2	98,5 ± 5,3	99,2 ± 4,9	68,7 ± 16,7	$62,8 \pm 9,6$	65,9 ± 14,0	$107,7 \pm 6,6$	105,8 ± 6,6	$106,7 \pm 6,6$
Nadir-Druck MIN-MAX [kPa]	71,0–106,3	91,8–109,9	71,0–109,9	95,1–111,3	81,8–106,6	81,8–111,3	27,8–105,8	38,3–78,8	27,8–105,8	91,1–115,8	85,9–117,8	85,9–117,8
MW Druckveränderungsrate MIN ± SD	0,93 ± 0,09	0,96 ± 0,04	0,94 ± 0,07	0,99 ± 0,04	0,98 ± 0,05	0,98 ± 0,05	0,68 ± 0,17	0,62 ± 0.10	0,65 ± 0,14	1,07 ± 0,07	1,05 ± 0,06	1,06 ± 0,07
MW Druckveränderungsrate MAX ± SD	0,72 ± 0,07	0,75 ± 0,03	0,74 ± 0,06	0,86 ± 0,04	0,99 ± 0,04	0,92 ± 0,08	0,57 ± 0,14	0,52 ± 0,08	0,55 ± 0,12	0,72 ± 0,04	0,71 ± 0,04	0,71 ± 0,04
MW Dekompressionsrate ± SD [kPa/s]	49,7 ± 56,0	37,4 ± 41,6	44,4 ± 50,2	66,2 ± 20,7	60,7 ± 30,8	63,3 ± 26,7	130,0 ± 84,9	150,3 ± 75,3	139,7 ± 80,2	100,4 ± 31,7	159,2 ± 61,5	133,3 ± 58,4
Dekompressionsrate MIN–MAX [kPa/s]	7,9–250,4	10,4–198,4	7,9–250,4	37,0–109,2	15,8–132,4	15,8–132,4	33,5–459,0	64,6–307,2	33,5–459,0	43,0–150,0	93,3–362,3	43,3–362,3
Kollisionen												
Anzahl SF mit mind. 1 Kollision >10 g	25 (73,5%)	16 (61,5%)	41 (68,3%)	15 (100%)	17 (100,0%)	32 (100%)	25 (100,0%)	23 (100,0%)	48 (100,0%)	14 (93,3%)	18 (94,7%)	32 (94,1%)
Anzahl SF mit mehreren Kollisionen >10 g	8 (23.5%)	5 (19,2%)	13 (21,7%)	14 (93,3%)	17 (100,0%)	31 (96,9%)	23 (92,0%)	21 (91,3%)	44 (91,7%)	11 (73,3%)	17 (89,5%)	28 (82,4%)
MW Kollisionsstärke \pm SD [g]	62,4 ± 67,2	71,5 ±67,4	66,0 ±66,8	97,3 ± 44,5	94,0 ± 44,9	95,6 ± 44,7	64,9 ± 71,3	69,3 ± 73,7	67,3 ± 72,4	63,9 ± 43,8	112,0 ± 61,3	90,9 ± 59,3
Kollisionsstärke MIN–MAX [g]	10,1–225,9	10,4–212,3	10,1–225,9	39,7–178,6	26,1–199,3	26,1–199,3	10,2–281,2	10,0–274,7	10,0–281,2	12,5–164,6	21,2–230,1	12,5–230,1
Anteil Kollisionsereignisse >95 g	36,0%	43,8%	39,0%	53,3%	58,8%	56,3%	48,0%	65,2%	56,3%	21,4%	61,1%	43,8%
Anzahl SF mit Kollisionen >10 g im Turbineneinlauf	2 (5,9%)	4 (15,4%)	6 (10,0%)	2 (13,3%)	0	2 (6,3%)	8 (32,0%)	19 (82,6%)	27 (56,3%)	1 (6,7%)	0	1 (2,9%)
Anzahl SF mit Kollisionen $>10 g$ in der Turbine	24 (70,6%)	15 (57,7%)	39 (65,0%)	15 (100.0%)	17 (100.0%)	32 (100.0%)	25 (100,0%)	23 (100,0%)	48 (100,0%)	14 (93,3%)	18 (94,7%)	32 (94,1%)
Anzahl SF mit Kollisionen >10 g am Turbinenauslauf	1 (2,9%)	0 (0,0%)	1 (1,7%)	8 (53,3%)	14 (82,4%)	22 (68,8%)	2 (8,0%)	8 (34,8%)	10 (20,8%)	3 (20,0%)	12 (63,2%)	15 (44,1%)
<u>Scherkräfte</u>												
Anzahl SF mit Scherereignissen in der Turbine	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
MW Scherkraft \pm SD [g]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Scherkraft MIN-MAX [g]	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anteil SF mit Scherereignissen >95 g	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 13 Sensorfisch-Messwerte bei der Passage der alternativen Abstiegskorridore oberflächennahes Abstiegsfenster (Standorte Eixendorf, Großweil), sohlnahes Abstiegsfenster (Großweil), temporär angehobenes Segmentschütz (Öffnungshöhe ca. 35 cm; Großweil) und raue Rampe (Standorte Großweil, Baierbrunn). MAX = Maximalwert, MIN = Minimalwert, MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung, g = Faktor der Erdbeschleunigung (9,81 m/s²), Nadir-Druck = tiefster gemessener Druck, n.r. = nicht relevant, d.h. es wurden keine relevanten Druckveränderungen bei der Passage der rauen Rampen in Großweil und Baierbrunn gemessen.

	oberfläd Abstieg	chnahes sfenster	sohlnahes Abstiegsfenster	angehobenes Segmentschütz	raue F	lampe
	Eixendorf	Großweil	Großweil	Großweil	Großweil	Baierbrunn
Anzahl Sensorfisch-Durchgänge	26	30	26	7	22	35
Druckveränderungen						
MW Nadir-Druck ± SD [kPa]	89,9 ± 5,0	95,2 ± 6,8	94,9 ± 7,1	97,8 ± 4,3	n.r.	n.r.
Nadir-Druck MIN–MAX [kPa]	79,5–99,7	70,9–103,8	77,1–105,6	92,6–104,5	n.r.	n.r.
MW Druckveränderungsrate ± SD	$0,89\pm0,05$	1,01 ± 0,07	$0,86 \pm 0,06$	$0,89 \pm 0,04$	n.r.	n.r.
Druckveränderungsrate MIN–MAX	0,79–0,98	0,75–1,10	0,70–0,96	0,84–0,95	n.r.	n.r.
MW Dekompressionsrate ± SD [kPa/s]	337,6 ± 127,4	160,8 ± 122,0	233,5 ± 153,9	144,7 ± 187,7	n.r.	n.r.
Dekompressionsrate MIN-MAX [kPa/s]	50,8–476,7	28,5–496,4	54,4–557,9	23,4–511,2	n.r.	n.r.
Kollisionen						
Anzahl SF mit mind. 1 Kollision >10 g	26 (100,0%)	24 (80,0%)	26 (100,0%)	7 (100,0%)	22 (100,0%)	29 (82,9%)
Anzahl SF mit mehreren Kollisionen >10 g	24 (92,3%)	5 (16,7%)	14 (53,8%)	3 (42,9%)	16 (72,7%)	10 (28,6%)
MW Kollisionsstärke \pm SD [g]	94,5 ± 77,9	13,6 ± 14,1	49,3 ± 52,3	$54,8 \pm 58,7$	$120,5 \pm 90,7$	$34,7 \pm 48,8$
Kollisionsstärke MIN–MAX [g]	3,0–247,6	1,3–62,6	2,1–204,1	1,4–190,6	2,0–273,8	2,7–216,0
Anteil Kollisionsereignisse >95 g	92,3%	0,0%	30,8%	42,9%	95,50%	28,6%

Zusammenhänge zwischen Verletzungsmustern, Eigenschaften der Fische und abiotischen Parametern

Tabelle 14 Liste der in die multivariaten Modelle zur Analyse der Zusammenhänge zwischen Verletzungsmustern, Eigenschaften der Fische und abiotischen Parametern eingegangen erklärenden Variablen.

Kategorie	Erklärende Variable [Einheit]	Erläuterungen
Physikalische Bedingungen Turbinen-	Kollisionsstärke <i>g</i> Turbineneinlauf	Bei den Sensorfisch-Untersuchungen gemessene Kollisionstärke (als Faktor der Erdbeschleunigung <i>g</i>) im Bereich des Turbineneinlaufs
passage	Kollisionsstärke <i>g</i> Turbine	Bei den Sensorfisch-Untersuchungen gemessene Kollisionstärke (als Faktor der Erdbeschleunigung <i>g</i>) im Bereich der Turbineneinheit
	Kollisionsstärke <i>g</i> Turbinenauslauf	Bei den Sensorfisch-Untersuchungen gemessene Kollisionstärke (als Faktor der Erdbeschleunigung <i>g</i>) im Bereich des Turbinenauslaufs
	Kollisionshäufigkeit Turbineneinlauf [%]	Bei den Sensorfisch-Untersuchungen ermittelter Anteil von Durchgängen mit einer Kollisionsstärke > 10 <i>g</i> im Bereich des Turbineneinlaufs
	Kollisionshäufigkeit Turbine [%]	Bei den Sensorfisch-Untersuchungen ermittelter Anteil von Durchgängen mit einer Kollisionsstärke > 10 <i>g</i> im unmittelbaren Bereich der Turbineneinheit
	Kollisionshäufigkeit Turbinenauslauf [%]	Bei den Sensorfisch-Untersuchungen ermittelter Anteil von Durchgängen mit einer Kollisionsstärke > 10 <i>g</i> im Bereich des Turbinenauslaufs
	Kollisionshäufigkeit > 10 g [%]	Bei den Sensorfisch-Untersuchungen ermittelter Anteil von Durchgängen mit einer Kollisionsstärke > 10 <i>g</i> bei der Turbinenpassage
	Kollisionshäufigkeit > 95 g [%]	Bei den Sensorfisch-Untersuchungen ermittelter Anteil von Durchgängen mit schweren Kollisionsereignissen > 95 g bei der Turbinenpassage
	Anzahl Kollisionen > 95 g	Bei den Sensorfisch-Untersuchungen ermittelte maximale Anzahl an schweren Kollisionsereignissen > 95 g bei der Turbinenpassage
	Tiefstdruck Turbine [kPa]	Bei den Sensorfisch-Untersuchungen gemessener Tiefstdruck während der Turbinenpassage
	Druckveränderungsrate (oberflächenadaptierte Fische)	Bei den Sensorfisch-Untersuchungen gemessenes Verhältnis des Tiefstdrucks während der Turbinenpassage zum Ausgangsdruck unmittelbar vor der Turbinenpassage, der an der Wasseroberfläche vorherrscht
	Maximale Druckveränderungsrate (tiefenadaptierte Fische)	Bei den Sensorfisch-Untersuchungen gemessenes Verhältnis des Tiefstdrucks während der Turbinenpassage zum Ausgangsdruck unmittelbar vor der Turbinenpassage, der an der tiefsten Stelle des Turbineneinlaufs vorherrscht
	Dekompressionsrate [kPa/s]	Bei den Sensorfisch-Untersuchungen gemessene Dekompressionsrate (= Druckabfall pro Zeiteinheit) während der Turbinenpassage
Turbinen- parameter	Laufraddurchmesser [m] Anzahl Schaufeln	Durchmesser der im Kraftwerk eingebauten Turbine Anzahl der Schaufelblätter der im Kraftwerk eingebauten Turbine
	Drehzahl [U/min]	Umdrehungen pro Minute der im Kraftwerk eingebauten Turbine zum Zeitpunkt der Leerung
	Umfangsgeschwin- digkeit [m/s] Fallhöhe [m]	Geschwindigkeit der äußeren Kreislinie der Turbine zum Zeitpunkt der Leerung Zum Zeitpunkt der Leerung vorherrschende
		Wasserspiegeldifferenz zwischen Ober- und Unterwasser der Wasserkraftanlage
	Leistung [kW] Durchfluss [m³/s]	Vom Kraftwerk zum Zeitpunkt der Leerung produzierte Leistung Durchflussmenge der Turbine zum Zeitpunkt der Leerung

Kategorie	Erklärende Variable [Einheit]	Erläuterungen
Rechen- geometrie	Rechenabstand [mm]	Lichte Weite zwischen den Stäben des an der Wasserkraftanlage verbauten Rechens
Strömungs- geschwin- digkeiten	Rechen MW [m/s]	Zeitnah zur Leerung am Rechen gemessene Strömungsgeschwindigkeit, Mittelwert aus 12 Messwerten, basierend auf dreimal täglicher Messung
	Rechen MIN [m/s]	Zeitnah zur Leerung am Rechen gemessene Strömungsgeschwindigkeit, Minimum aus 12 Messwerten, basierend auf dreimal täglicher Messung
	Rechen MAX [m/s]	Zeitnah zur Leerung am Rechen gemessene Strömungsgeschwindigkeit, Maximum aus 12 Messwerten, basierend auf dreimal täglicher Messung
	Eingang MW [m/s]	Zeitnah zur Leerung am Hameneingang gemessene Strömungsgeschwindigkeit, Mittelwert aus drei Messwerten, basierend auf dreimal täglicher Messung
	Eingang MIN [m/s]	Zeitnah zur Leerung am Hameneingang gemessene Strömungsgeschwindigkeit, Minimum aus drei Messwerten, basierend auf dreimal täglicher Messung
	Eingang MAX [m/s]	Zeitnah zur Leerung am Hameneingang gemessene Strömungsgeschwindigkeit, Maximum aus drei Messwerten, basierend auf dreimal täglicher Messung
	Steert MW [m/s]	Zeitnah zur Leerung am Steert gemessene Strömungsgeschwindigkeit, Mittelwert aus drei Messwerten, basierend auf dreimal täglicher Messung
	Steert MIN [m/s]	Zeitnah zur Leerung am Steert gemessene Strömungsgeschwindigkeit, Minimum aus drei Messwerten, basierend auf dreimal täglicher Messung
	Steert MAX [m/s]	Zeitnah zur Leerung am Steert gemessene Strömungsgeschwindigkeit, Maximum aus drei Messwerten, basierend auf dreimal täglicher Messung
Charak- teristika der Hamen-	Abfluss [m³/s]	Zum Zeitpunkt der Leerung vorherrschender Abfluss des Untersuchungsgewässers, basierend auf dreimal täglicher Messung
befischung	Leerungsintervall [h] Treibgut [L]	Zeitdauer, über welche die Steertreuse geschlossen war Treibgutmenge, die sich mit den Fischen in der jeweiligen Leerung befand
	Biomasse Leerung [kg]	Gesamtbiomasse der Fische, die sich in der jeweiligen Leerung befand
Physikalisch- chemische Parameter	Temperatur [°C]	Im Unterwasser zeitnah zur Leerung gemessene Wassertemperatur, Mittelwert aus drei Messwerten, basierend auf dreimal täglicher Messung
	Sauerstoff [mg/l]	Im Unterwasser zeitnah zur Leerung gemessene Sauerstoffkonzentration, Mittelwert aus drei Messwerten, basierend auf dreimal täglicher Messung
Eigen- schaften	Länge [cm]	Mittlere Totallänge der in einer Leerung gefangenen Fische einer Art
der Fische	Gewicht [g]	Mittlere Biomasse der in einer Leerung gefangenen Fische einer Art
	Vitalität Vorschädigung 96h	Mittlere Vitalität der aus der Kontrollgruppe "Vorschädigung" gehälterten Fische nach 96h, Fische aus der gleichen Charge wie die bei den standardisierten Fischzugaben eingesetzten Fische, Indikator für die Ausgangskondition



Abbildung 33 Ergebnisse der multivariaten hierarchischen gemischten linearen Modelle für die Intensität der aufgetretenen Verletzungen nach der Turbinenpassage für Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch in Abhängigkeit von ausgewählten Parametern. Die Auswahl der Parameter entspricht den für die jeweilige Fischart statistisch signifikant mit dem gesamten Verletzungsmuster korrelierenden Variablen der BEST-Analyse (siehe Band 1, Kapitel 6.12.4) in Tabelle 4. Die Größe der farbigen Kreise gibt den Anteil an erklärter Varianz an, der durch die verschiedenen Variablen bei den einzelnen Verletzungstypen erklärt wird. Blaue Kreise weisen auf einen negativen Zusammenhang hin, rote Kreise auf einen positiven Zusammenhang. Dunkelgraue Kreise symbolisieren einen zufälligen Zusammenhang.



Abbildung 34 Ergebnisse der multivariaten hierarchischen gemischten linearen Modelle für die Intensität der aufgetretenen Verletzungen nach der Turbinenpassage für Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen in Abhängigkeit von ausgewählten Parametern. Die Auswahl der Parameter entspricht den für die jeweilige Fischart statistisch signifikant mit dem gesamten Verletzungsmuster korrelierenden Variablen der BEST-Analyse (siehe Band 1, Kapitel 6.12.4) in Tabelle 4. Die Größe der farbigen Kreise gibt den Anteil an erklärter Varianz an, der durch die verschiedenen Variablen bei den einzelnen Verletzungstypen erklärt wird. Blaue Kreise weisen auf einen negativen Zusammenhang hin, rote Kreise auf einen positiven Zusammenhang. Dunkelgraue Kreise symbolisieren einen zufälligen Zusammenhang.

Projektteil B – Physikalisch-chemische Habitateigenschaften

Tabelle 15 Mittelwerte \pm Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Ober- (OW) und Unterwasser (UW) sowie vor (V) und nach (N) dem Neubau der untersuchten Wasserkraftanlagen. Das Δ bezieht sich auf die Differenz zwischen dem entsprechenden Wert im Freiwasser (FW) und im Interstitial (INT). Hohe Werte zeigen eine geringe Austauschrate, negative Werte zeigen einen höheren Wert im Interstitial; KOW: Kanal-Oberwasser in Baiersdorf-Wellerstadt; KUW: Kanal-Unterwasser in Baiersdorf-Wellerstadt; O₂: Sauerstoffkonzentration; T: Temperatur; Lf: Leitfähigkeit; Eh: Redoxpotential; vo: Strömungsgeschwindigkeit Wasseroberfläche; vu: Strömungsgeschwindigkeit 10 cm über Grund; *dg*: medianer Korndurchmesser.

	Lindesmühle/		Baiersdorf-Wellerstadt/Regnitz				Eixendorf/Schwarzach			
	Fränkische Saa	ale								
	OW	UW	WO	UW	KOW	KUW	V	Ν	OW	UW
Anzahl Transekte	30	30	40	40	12	6	80	80	80	80
O ₂ FW [mg/l]	10,0 ± 1,9	9,8 ± 1,0	9,8 ± 1,4	9,6 ± 1,8	10,0 ± 1,2	10,0 ± 1,3	10,3 ± 2,2	11,6 ± 1,8	10,6 ± 1,6	11,3 ± 2,5
O2 INT [mg/l]	5,4 ± 2,1	7,2 ± 1,7	5,7 ± 1,8	5,5 ± 1,6	-	-	0,8 ± 1,7	1,2 ± 1,7	$0,4 \pm 0,9$	1,5 ± 2,1
T FW [°C]	15,9 ± 0,7	15,7 ± 0,8	17,1 ± 4,2	15,7 ± 3,0	16,6 ± 2,7	16,1 ± 3,3	21,5 ± 4,6	16,5 ± 6,0	18,4 ± 5,5	19,6 ± 6,3
T INT [°C]	18,3 ± 1,4	17,5 ± 1,3	17,3 ± 4,5	15,3 ± 2,6	-	-	21,2 ± 4,9	16,2 ± 5,2	18,0 ± 5,0	19,4 ± 6,2
Lf FW [µS/cm]	904 ± 15	912 ± 12	686 ± 19	673 ± 34	670 ± 35	680 ± 53	187 ± 3	154 ± 41	172 ± 32	170 ± 34
Lf INT [µS/cm]	949 ± 195	929 ± 52	682 ± 33	720 ± 111	-	-	357 ± 211	278 ± 156	335 ± 178	300 ± 198
pH FW	8,1 ± 0,3	8,0 ± 0,3	8,1 ± 0,3	8,0 ± 0,3	8,2 ± 0,3	8,2 ± 0,3	8,0 ± 1,1	8,6 ± 0,7	8,1 ± 0,8	8,5 ± 1,0
pH INT	$7,6 \pm 0,4$	7,8 ±0,3	7,8 ± 0,2	7,7 ± 0,2	-	-	6,6 ± 0,3	7,0 ± 0,8	6,9 ± 0,6	6,8 ± 0,57
Eh FW [mV]	416,3 ± 29,3	396,0 ± 54,9	431,4 ± 35,9	433,5 ± 30,1	434,5 ± 21,0	422,6 ± 26,9	422,1 ± 41,6	460,9 ± 182,5	436,2 ± 33,0	446,8 ± 186,2
Eh INT [mV]	297,8 ± 116,9	215,6 ± 100,6	$355,6 \pm 84,4$	$356,7 \pm 56,4$	-	-	234,8 ± 58,0	$236,7 \pm 67,4$	229,3 ± 50,0	242,2 ± 73,0
vo [m/s]	$0,08 \pm 0,05$	0,58 ± 0,35	0,33 ± 0,18	0,24 ± 0,26	$0,70 \pm 0,35$	0,87 ± 0,27	$0,03 \pm 0,03$	0,04 ± 0,10	$0,03 \pm 0,03$	0,05 ± 0,10
vu [m/s]	$0,03 \pm 0,03$	0,37 ± 0,28	0,18 ± 0,11	0,08 ± 0,12	0,42 ± 0,22	0,55 ± 0,21	$0,03 \pm 0,08$	$0,03 \pm 0,09$	$0,02 \pm 0,02$	0,04 ± 0,12
WT [cm]	175,1 ± 78,5	71,3 ± 35,9	107,0 ± 51,9	100,2 ± 52,4	175,5 ± 62,1	165,3 ± 51,2	164,6 ± 112,4	70,4 ± 92,1	150,4 ± 133,1	84,7 ± 75,3
∆ O2 [mg/l]	4,7 ± 2,3	2,6 ± 1,7	4,1 ± 2,8	4,1 ± 2,9	-	-	9,5 ± 3,0	10,4 ± 2,7	10,2 ± 1,7	9,7 ± 3,7
∆ T [°C]	-2,4 ± 1,4	-1,7 ± 0,7	-0,2 ± 2,9	0,2 ± 1,2	-	-	0,3 ± 1,8	0,3 ± 1,3	0,4 ± 1,5	0,1 ± 1,6
∆ Lf [µS/cm]	-45 ± 197	-16 ± 54	3,8 ± 28,5	-45,0 ± 112,8	-	-	-169,4 ± 209,8	-124,0 ± 155,3	-162,6 ± 171,3	-130,9 ± 198,3
∆pH	0,5 ± 0,3	$0,3 \pm 0,3$	0,3 ± 0,2	$0,4 \pm 0,3$	-	-	1,4 ± 1,0	1,6 ± 1,1	1,3 ± 0,8	1,8 ± 1,3
∆ Eh [mV]	118,4 ± 122,8	180, 4 ± 95,3	75,8 ± 78,3	78,8 ± 43,9	-	-	187,3 ± 65,7	224,2 ± 190,6	206,9 ± 56,4	204,6 ± 195,3
> 20 mm [%]	24,8 ± 38,2	63,4 ± 31,8	11,4 ± 28,5	13,0 ± 30,4			9,5 ± 20,6	25,7 ± 31,6	13,8 ± 28,1	21,4 ± 27,1
6,3–20 mm [%]	2,5 ± 6,0	14,0 ± 12,9	1,2 ± 2,5	1,6 ± 2,2			4,1 ± 6,4	5,1 ± 6,6	2,9 ± 5,7	6,3 ± 6,9
2,0–6,3 mm [%]	2,24 ± 3,3	6,2 ± 8,0	18,6 ± 24,2	27,3 ± 26,6			5,7 ± 8,3	6,0 ± 6,1	3,9 ± 6,0	7,9 ± 7,8
0,85–2,0 mm [%]	2,8 ± 4,2	6,1 ±12,75	36,4 ± 24,7	29,3 ± 23,1			$5,4 \pm 6,6$	5,5 ± 5,8	3,9 ± 5,5	7,0 ± 6,5
< 0,85 mm [%]	67,7 ± 37,2	10,3 ± 13,8	32,4 ± 27,7	28,8 ± 29,4			75,2 ± 30,1	57,7 ± 35,3	75,5 ± 32,8	57,3 ± 32,6
dg [mm]	6,2 ± 12,6	17,9 ± 12,3	$3,0 \pm 5,70$	4,1 ± 8,5			1,7 ± 5,0	5,0 ± 9,8	3,3 ± 9,1	3,3 ± 6,5

	Großweil/Lois	ach			Höllthal/Alz		Heckerwehr/Ro	oth		
	V	Ν	OW	UW	OW	UW	V	Ν	OW	UW
Anzahl Transekte	66	74	60	60	30	30	68	62	64	60
O ₂ FW [mg/l]	9,9 ± 0,5	10,6 ± 0,2	10,2 ± 0,6	$10,3 \pm 0,4$	10,2 ± 0,5	9,2 ± 0,7	10,0 ± 2,2	9,9 ± 1,6	10,1 ± 1,9	10,2 ± 1,6
O2 INT [mg/l]	$7,3 \pm 2,4$	6,9 ± 2,9	7,3 ± 2,3	7,9 ± 1,8	6,0 ± 2,2	6,5 ± 2,1	2,8 ± 2,3	$5,4 \pm 2,7$	$3,0 \pm 2,6$	$5,4 \pm 2,4$
T FW [°C]	$12,7 \pm 2,4$	11,2 ± 1,9	11,5 ± 1,8	12,4 ± 2,6	$20,8 \pm 0,8$	20,1 ± 1,0	14,9 ± 6,7	16,7 ± 8,2	15,7 ± 6,3	15,8 ± 8,6
T INT [°C]	14,5 ± 2,8	13,6 ± 4,0	13,5 ± 2,9	14,4 ± 3,7	21,3 ± 1,0	20,8 ± 1,8	14,7 ± 6,4	15,8 ± 6,0	15,8 ± 6,3	14,7 ± 6,0
Lf FW [µS/cm]	416 ± 35	375 ± 41	397 ± 44	396 ± 41	299 ± 19	317 ± 12	500 ± 26	542 ± 28	526 ± 30	515 ± 30
Lf INT [µS/cm]	449 ± 68	404 ± 66	418 ± 64	431 ± 63	314 ± 529	322 ± 27	564 ± 213	567 ± 75	582 ± 88	538 ± 215
pH FW	8,3 ± 0,1	8,2 ± 0,1	8,2 ± 0,1	8,4 ± 0,1	8,4 ± 0,2	8,4 ± 0,1	8,2 ± 1,2	8,9 ± 1,1	9,1 ± 1,2	8,1 ± 0,9
pH INT	8,1 ± 0,3	7,9 ± 0,3	8,0 ± 0,3	8,1 ± 0,3	8,0 ± 0,2	8,0 ± 0,3	7,6 ± 1,3	8,5 ± 1,1	8,6 ± 1,2	7,4 ± 1,1
Eh FW [mV]	472,8 ± 23,4	471,3 ± 19,3	477,3 ± 15,5	473,6 ± 15,4	$400,0 \pm 11,4$	432,9 ± 109,2	455,4 ± 29,6	446,8 ± 40,5	438,4 ± 32,2	468,6 ± 30,9
Eh INT [mV]	418,7 ± 64,5	426,2 ± 55,1	436,2 ± 38,7	437,1 ± 38,5	335,1 ± 40,9	359,2 ± 50,7	257,6 ± 95,5	278,5 ± 93,7	260,7 ± 98,2	284,8 ± 88,8
vo [m/s]	0,84 ± 0,31	$0,60 \pm 0,34$	0,71 ± 0,33	$0,83 \pm 0,34$	$0,35 \pm 0,24$	0,60 ± 0,26	$0,43 \pm 0,35$	0,30 ± 0,17	0,21 ± 0,09	0,57 ± 0,31
vu [m/s]	$0,62 \pm 0,23$	$0,47 \pm 0,29$	0,51 ± 0,27	0,61 ± 0,26	0,19 ± 0,12	0,46 ± 0,22	0,28 ± 0,22	0,23 ± 0,15	0,15 ± 0,11	0,38 ± 0,18
WT [cm]	60 ± 27	74 ± 37	77 ± 37	60 ± 29	134,4 ± 65,7	48,6 ± 30,2	63,5 ± 32,2	59,1 ± 28,4	67,7 ± 38,6	58,3 ± 15,4
∆ O2 [mg/l]	2,6 ± 2,4	3,7 ± 2,9	$2,9 \pm 2,4$	2,4 ± 1,8	4,2 ± 2,4	2,7 ± 2,3	7,2 ± 2,7	4,6 ± 1,8	7,2 ± 2,6	4,8 ± 2,0
∆ T [°C]	-1,7 ± 1,1	-2,4 ± 2,3	-2,1 ± 1,3	-2,0 ± 2,1	-0,5 ± 0,9	-0,7 ± 1,0	0,2 ± 0,8	$0,9 \pm 6,3$	-0,1 ± 0,6	1,1 ± 6,4
∆ Lf [µS/cm]	-32 ± 59	-28 ± 57	-21 ± 53	-35 ± 52	-15,0 ± 54,3	-5,1 ± 26,6	-64,1 ± 210,9	-24,6 ± 73,0	-56,2 ± 89,1	-22,9 ± 214,4
∆pH	0,2 ± 0,3	$0,3 \pm 0,3$	$0,2 \pm 0,3$	$0,3 \pm 0,3$	0,4 ± 0,2	$0,4 \pm 0,3$	$0,6 \pm 0,4$	$0,5 \pm 0,3$	$0,5 \pm 0,3$	$0,7 \pm 0,4$
∆ Eh [mV]	54,1 ± 47,1	45,0 ± 50,7	41,1 ± 36,5	36,5 ± 33,9	64,9 ± 40,3	73,7 ± 114,4	197,8 ± 84,4	168,3 ± 99,1	177,7 ± 94,9	183,9 ± 92,4
> 20 mm [%]	27 ± 18	32 ± 24	29 ± 20	31 ± 17	59,5 ± 27,1	69,4 ± 24,2	20,9 ± 31,2	19,9 ± 29,6	3,8 ± 13,8	39,9 ± 33,2
6,3–20 mm [%]	34 ± 15	35 ± 16	38 ± 12	38 ± 12	14,4 ± 10,3	15,8 ± 12,3	4,1 ± 6,8	5,0 ± 7,6	0,9 ± 2,2	8,5 ± 8,8
2,0–6,3 mm [%]	20 ± 12	18 ± 11	21 ± 12	20 ± 10	7,5 ± 9,3	6,7 ± 7,0	5,5 ± 6,3	7,2 ± 10,9	6,3 ± 10,9	6,2 ± 6,5
0,85–2,0 mm [%]	5 ± 5	5 ± 4	5 ± 5	5 ± 3	2,8 ± 2,5	3,0 ± 3,5	21,2 ± 19,9	25,1 ± 17,3	33,6 ± 18,6	12,5 ± 12,3
< 0,85 mm [%]	14 ± 22	11 ± 18	7 ± 6	7 ± 7	15,8 ± 24,5	5,1 ± 4,5	48,3 ± 27,3	42,8 ± 24,4	55,3 ± 21,1	32,8 ± 25,4
dg [mm]	8,3 ± 5,4	$10,4 \pm 7,6$	9,4 ± 5,6	9,7 ± 4,7	15,1 ± 9,4	19,5 ± 9,0	3,9 ± 5,0	3,9 ± 4,4	1,6 ± 1,7	6,7 ± 5,6

	Baierbrunn/Isar				Au/Iller					
	V	Ν	OW	UW	V	Ν	OW	UW		
Anzahl Transekte	80	88	80	80	45	47	40	40		
O ₂ FW [mg/l]	10,8 ± 1,7	10,2 ± 1,6	10,6 ± 1,8	10,5 ± 1,6	10,2 ± 0,4	9,8 ± 0,2	9,9 ± 0,3	9,9 ± 0,2		
O2 INT [mg/l]	8,2 ± 2,7	$7,7 \pm 2,6$	7,3 ± 3,2	8,6 ± 1,9	4,8 ± 2,6	$7,2 \pm 2,5$	5,8 ± 2,6	5,7 ± 3,0		
T FW [°C]	12,0 ± 5,5	$14,6 \pm 6,7$	13,1 ± 6,7	13,7 ± 5,9	13,1 ± 1,0	$14,5 \pm 0,7$	13,8 ± 0,5	14,0 ± 1,2		
T INT [°C]	13,4 ± 5,8	16,1 ± 6,1	14,2 ± 6,5	15,2 ± 5,8	$14,4 \pm 0,9$	15,6 ± 1,8	$14,9 \pm 0,5$	15,4 ± 2,3		
Lf FW [µS/cm]	389 ± 14	311 ± 63	351 ± 58	349 ± 61	395 ± 4	386 ± 5	391 ± 5	389 ± 6		
Lf INT [µS/cm]	412 ± 63	347 ± 78	378 ± 72	378 ± 86	444 ± 115	458 ± 268	447 ± 124	465 ± 290		
pH FW	$8,6 \pm 0,4$	8,3 ± 0,1	8,6 ± 0,4	8,4 ± 0,1	8,1 ± 0,1	8,0 ± 0,1	8,0 ± 0,1	8,0 ± 0,1		
pH INT	$8,4 \pm 0,4$	8,0 ± 0,3	8,2 ± 0,5	8,2 ± 0,2	7,6 ± 0,3	7,7 ± 0,3	7,6 ± 0,2	$7,7 \pm 0,3$		
Eh FW [mV]	477,4 ± 18,7	402,3 ± 22,0	438,6 ± 43,7	442,5 ± 40,3	470,4 ± 50,8	462,4 ± 12,2	462,7 ± 51,9	470,9 ± 13,3		
Eh INT [mV]	439,3 ± 23,1	350,5 ± 43,6	384,3 ± 65,6	406,5 ± 42,2	278,5 ± 81,3	411,3 ± 48,8	332,9 ± 98,9	343,6 ± 90,1		
vo [m/s]	0,75 ± 0,36	$0,64 \pm 0,40$	0,55 ± 0,39	$0,83 \pm 0,33$	0,33 ± 0,23	0,29 ± 0,15	0,29 ± 0,13	0,26 ± 0,12		
vu [m/s]	0,46 ± 0,27	0,42 ± 0,29	0,31 ± 0,23	$0,54 \pm 0,24$	0,24 ± 0,17	0,20 ± 0,14	$0,20 \pm 0,09$	0,16 ± 0,10		
WT [cm]	106,9 ± 77,5	88,0 ± 53,0	132,4 ± 74,2	66,7 ± 36,2	110,1 ± 51,3	119,3 ± 56,9	114,0 ± 45,9	130,7 ± 59,4		
∆ O2 [mg/l]	2,6 ± 2,2	2,5 ± 1,9	3,4 ± 2,5	1,87 ± 1,2	$5,4 \pm 2,4$	2,6 ± 2,5	4,1 ± 2,8	$4,2 \pm 3,0$		
∆ T [°C]	-1,4 ± 1,7	-1,5 ± 1,6	-1,1 ± 1,2	-1,6 ± 1,6	-1,3 ± 1,1	-1,2 ± 1,8	$-1,0 \pm 0,7$	-1,4 ± 1,9		
Δ Lf [µS/cm]	-23,1 ± 58,8	-35,6 ± 81,0	-27,0 ± 78,4	-28,9 ± 61,6	-49,1 ± 115,4	-72,6 ± 269,6	-56,2 ± 123,7	-75,9 ± 291,4		
∆pH	$0,2 \pm 0,2$	0,3 ± 0,2	0,4 ± 0,3	$0,2 \pm 0,2$	$0,4 \pm 0,3$	0,3 ± 0,3	$0,4 \pm 0,3$	$0,4 \pm 0,3$		
∆ Eh [mV]	38,1 ± 28,5	51,8 ± 44,5	54,3 ± 43,0	36,0 ± 29,2	191,6 ± 107,5	51,0 ± 47,9	129,8 ± 125,6	127,0 ± 91,3		
> 20 mm [%]	50,8 ± 27,7	45,5 ± 27,6	46,2 ± 31,6	49,4 ± 23,9	47,1 ± 23,6	56,3 ± 30,8	46,6 ± 22,8	52,0 ± 32,8		
6,3–20 mm [%]	30,4 ± 17,2	31,6 ± 18,8	32,6 ± 20,1	29,7 ± 15,7	35,4 ± 17,9	24,7 ± 19,4	35,0 ± 18,7	25,9 ± 20,4		
2,0–6,3 mm [%]	11,0 ± 11,0	14,3 ± 15,7	13,1 ± 16,4	12,7 ± 11,1	7,6 ± 5,5	4,7 ± 7,1	$5,7 \pm 4,9$	7,5 ± 8,0		
0,85–2,0 mm [%]	$2,3 \pm 3,4$	2,3 ± 3,2	1,3 ± 2,7	$3,4 \pm 3,6$	1,9 ± 2,7	1,2 ± 4,0	1,4 ± 4,1	2,1 ± 3,0		
< 0,85 mm [%]	5,4 ± 12,8	6,1 ± 11,9	6,8 ± 13,5	4,7 ± 11,5	7,9 ± 16,5	13,1 ± 28,1	11,4 ± 22,4	12,5 ± 26,7		
dg [mm]	16,6 ± 9,2	$14,4 \pm 8,8$	15,8 ± 10,4	15,2 ± 7,7	$12,7 \pm 4,7$	$14,0 \pm 6,3$	$12,4 \pm 4,8$	12,6 ± 5,7		

Projektteil B – Taxalisten Fische, Makrozoobenthos, Periphyton und Makrophyten

Tabelle 16 Artenliste der im Projektteil B bei den Elektrobefischungen im Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlagen gefangenen Fischarten. Blaue Schrift kennzeichnet rheophile Arten nach Zauner & Eberstaller (1999), rote Schrift kennzeichnet gebietsfremde Arten. Hochgestellte Zahlen und Buchstaben symbolisieren den Status der Fischart gemäß der Roten Liste der Fische Bayerns (2021): 2 =stark gefährdet, 3 =gefährdet, V =Vorwarnliste, G =Gefährdung anzunehmen.

Deutscher Artname	Lindes- mühle/ Fränk. Saale	Baiers- dorf/ Regnitz	Eixendorf/ Schwarzach	Großweil/ Loisach	Höllthal/ Alz	Hecker- wehr/ Roth	Baier- brunn/ Isar	Au/ Iller	Gesamt- summe
Aal ³	209	45		7	33	117	1	1	413
Aitel	451	596	5 286	67	1 100		334	171	8 005
Aland ³	2	000	65	0.			1		68
Amerikanischer	-			1			•		1
Seesaibling									
Äsche ²	26		1/	301	1		52	126	520
Bachforelle ^V	32	21	3	126	g	69	96	5	361
Bachneunauge ^V	02	1	0	120	Ŭ	00	00	Ŭ	1
Bachsaibling				8				9	17
Bachschmerle	2	2		Ŭ	14	9	784	48	859
Barbe	242	15	6	10	1 071	15	4 281	10	5 640
Bitterling	1	18	12 502						12 521
Blaubandbärbling	3	25	3.171			3			3.202
Brachse	5	14	1.819			19	5		1.862
Dreistachliger	2	2					12	1	17
Stichling	-	-						•	
Elritze	702			13			1 015	1	1 761
Fluesbarech	78	178	6 /61	2	31	65	16	/3	6.87/
Compiner	10	26	0.401	2	01	00	10	-10	26
Sonnenbarsch		20							20
Giebel	1	21				20			51
Gründling	6/1	131	1 336		182	130			2 /20
Güster ^V	0-11	10	125		102	100			<u> 111</u>
Hasel	634	285	423 57	1	1/7	11	7		1 1/2
Hecht	23	18	160	3	167	71	34	9	485
Huchen ²	20	10	100	6	107		<u>4</u> 1	3	50
Karnfen ^v	3	36	12	0		28		2	81
Kaulbarsch	53	1	255			1		2	310
Kessler-Grundel	00	32	200			30			62
Laube	5	337	2 064		6 605	9			9 020
Marmorierte	U	121	2.001		0.000	110			231
Süßwasserdrundel									201
Moderlieschen ^G		6	7						13
Mühlkoppe	301	0	1	736	89		1 673	86	2 885
Nase ³	390	23	13	5	19	13	406	00	869
Bapfen	000	20	34	0	14	10	100		48
Regenbogenforelle			•	539			8	72	619
Rotauge	2,497	1.169	4.063	8	44	5.096	96		12.973
Rotfeder	257	13	319	•	6	135			730
Rutte	5		11	136	•	2	20	6	180
Schleie	1	14	43		39	25		•	122
Schneider	72	561	57		3.884		4.744		9.318
Schwarzmund-		1.777				941			2.718
arundel									-
Seelaube					1				1
Wels	4	9	11		63				87
Zander		8	131			5			144
Gesamtsumme	6.642	5.524	38.325	1.999	13.519	6.942	13.626	583	87.160

Tabelle 17 Liste der bei den Untersuchungen im Projektteil B im Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlagen nachgewiesenen Makrozoobenthos-Taxa. Hochgestellte Zahlen und Buchstaben (grüne Schrift) symbolisieren den Status des Taxons gemäß der Roten Liste der Makrozoobenthos-Arten Bayerns (2003, 2018 & 2021): 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste, G = Gefährdung anzunehmen, N = Neozoen (rote Schrift).

Taxonname	Lindes- mühle/ Fränk. Saale	Baiers- dorf/ Regnitz	Eixen- dorf/ Schwar- zach	Groß- weil/ Loisach	Höllthal/ Alz	Hecker- wehr/ Roth	Baier- brunn/ Isar	Au/ Iller	Gesamt
Aeshnidae			1						1
<i>Agabus</i> sp.	6	1	4		4			15	30
Agapetus delicatulus ³							1		1
Agapetus laniger ²							3		3
Agapetus ochripes							19		19
<i>Agapetus</i> sp.				1			1		2
Alboglossiphonia heteroclita	2		4		1	2			9
Alboglossiphonia striata						2			2
Allogamus auricollis				143			10	53	206
Allotrichia pallicornis ³		2							2
Amphinemura sp.				74			81		155
Anabolia brevipennis			1		1				2
Anabolia furcata			5		10				15
Anabolia nervosa	3		54		5			2	64
Anabolia sp.			3		12				15
Ancylus fluviatilis	2	5			1		38	7	53
Anisoptera		1	9			1			11
Anisus sp.							1		1
Anisus vortex ^v						1			1
Antocha sp.	16	67		5	19	116	159		382
Apatania eatoniana	1								1
Aphelocheirus aestivalis ^v	79	61			53	108			301
Argulus foliaceus			5		1				6
Asellidae			3		4				7
Asellus aquaticus	64	3	14	2	98	3	1		185
Athericidae							1		1
Atherix ibis	14			2	3	24	15	1	59
Athripsodes albifrons	17	2					1		20
Athripsodes bilineatus ³			1				1		2
Athripsodes cinereus	_		1						1
Athripsodes sp.	8					1	4		13
Atrichopogon sp.	•		1						1
Atrichops crassipes	9		400	57				74	9
Baetidae Destis the deni	59		433	57				11	620
Baelis modani Raotis sp	0 500	5	80	1 710	24	204	5 1 5 /	200	0 155
Bachropia wobori N	500	5	80	1.710	24	294 1	5.154	300	1
				4	17	1			10
Bathyomphaius contortus *	20	F	40	I	0	0	07		10
Bezzia sp.	39	5	40		3	3	27		123
Bithynia leachii '	10	10			0	000			10
Bithynia tentaculata	103	10			3	832	4		948
Bithyniidae Braabyaantridaa	4	2				32	I		33 4
Brachycentrus maculatus	ı 177	3		2		1	1 313		+ 1 ∕/0?
Brachycentrus mantanus ³	177			ے 103		י 1	133		237
Brachycentrus so				1		'	13		1/
Brachycentrus subnubilus	83	62		і Д		140	95		384
Brachycercus sp.	00	02		7		140	5		5

Brachyptera risi 1 10 1 11 Brachyptera risi 1 6 3 2 20 Brychius elsvestus ³ 5 2 1 8 8 Brychius elsvestus ³ 5 2 1 8 8 Desuctorival convertisity 5 2 1 8 8 Desuctorival convertisity 5 2 1 14 16 3 16 3 16 3 16 3 16 3 16 3 16 3 16 3 16 3 17 <th>Taxonname</th> <th>Lindes- mühle/ Fränk. Saale</th> <th>Baiers- dorf/ Regnitz</th> <th>Eixen- dorf/ Schwar- zach</th> <th>Groß- weil/ Loisach</th> <th>Höllthal/ Alz</th> <th>Hecker- wehr/ Roth</th> <th>Baier- brunn/ Isar</th> <th>Au/ Iller</th> <th>Gesamt</th>	Taxonname	Lindes- mühle/ Fränk. Saale	Baiers- dorf/ Regnitz	Eixen- dorf/ Schwar- zach	Groß- weil/ Loisach	Höllthal/ Alz	Hecker- wehr/ Roth	Baier- brunn/ Isar	Au/ Iller	Gesamt
Branchiura sowerby!* 1 6 3 1 3 2 20 Brychinells elevatus ³ 1 15 3 2 20 Brychinells elevatus ³ 1 5 2 1 5 2 1 5 2 1 5 2 1 5 2 1 5 2 1 5 2 1 3 14 Caenis boskidensis 1 20 5 1 14 14 2 1 3 3 14 Caenis fourturm 1 20 5 1 156 52 23 3 23 23 23 23 23 23 23 24 1 66 7 23 24 11 14	Brachvotera risi					10		1		11
Brychnise levalus * 15 3 2 20 Brychnise levalus * 1 3 4 4 Caenis beckidensis/ 5 2 1 5 pseudorivulorum * 1 311 3 3 9 Caenis hactea* 1 314 3 9 230 Caenis involuta 1 20 55 1 56 233 Caenis involuta 1 20 55 1 56 233 Calopteryx splendens 1 3 19 23 24 Calopteryx splendens 1 3 10 13 10 13 Ceraclea alimikouna 17 5 7 1 11 11 Ceraclea alimikouna 17 1 19 24 24 Ceraclea alimikouna 17 1 19 24 24 Ceraclea alimikouna 1 10 13 2 2 6 237 Calapha sp. 104 10 13 39 1 13	Branchiura sowerbyi ^N		1			6	3	•		10
Bythinela sp. 1 3 4 Caenis beskidensis/ 5 2 1 8 Caenis beskidensis/ 5 2 1 8 Caenis boraria 1 311 3 315 Caenis horaria 1 311 3 14 Caenis horaria 184 34 3 9 230 Caenis huctuosa 184 34 3 9 230 Caenis huctuosa 184 34 3 9 230 Caenis populati 1 20 5 1 156 233 Calopteryx splendens 1 3 10 13 140 143 Caralos anniculomis 3 1 1 19 24 Caralos anniculomis 3 1 1 19 24 Caralos anniculomis 3 1 1 1 2 Caralos anniculomis 3 1 1 3 4	Brychius elevatus ³				15			3	2	20
Caenix baskidensis/ pseudorivulorum ¹⁰ 5 2 1 8 Caenix backel ¹⁰ 1 311 3 14 14 Caenix lacte ²⁰ 14 3 9 20 Caenix locutosa 184 34 3 9 20 Caenix invulorum ³ 2 1 156 233 Caenix sp. 14 141 124 1 66 7 Calopteryx splendens 1 3 1 158 52 489 Calopteryx winpo 1 3 19 23 23 Calopteryx winpo 1 1 19 24 24 Ceraclea albimacula 1 1 19 24 24 Ceraclea fulva ³ 3 1 1 19 24 Ceraclea albimacula 1 1 19 24 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2 2	Bythinella sp.	1					3			4
pseudorivulorum ^a 1 311 3 315 Caenis horaria 1 311 3 14 14 Caenis horaria 184 34 3 9 230 Caenis kuctuosa 184 34 3 9 230 Caenis rubusta 1 20 55 1 166 233 Caenis rubusta 1 20 55 1 56 233 Calopteryx splendens 1 14 124 168 31 58 52 489 Calopteryx splendens 1 141 124 1 68 7	Caenis beskidensis/			5		2	•	1		8
Caenis horaria 1 311 3 315 315 Caenis luctuosa 14 14 14 14 14 Caenis luctuosa 184 34 3 9 20 Caenis invulorum ³ 2 1 58 52 489 Caenis robusta 1 20 55 1 58 52 489 Calopteryx splendens 1 3 19 23 33 24 24 24 24 24 24 24 24 26 26 237 24 22 26 26 233 13 <td>pseudorivulorum ^G</td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td> <td></td>	pseudorivulorum ^G									
Caenis luctuosa 184 34 3 9 2301 Caenis luctuosa 184 34 3 1 3 301 Caenis robusta 1 20 55 1 1 166 331 Caenis robusta 1 20 55 1 166 323 Caenis robusta 1 14 141 124 1 66 7 Calopteryx virgo 1 - 6 7 7 Capnia sp. - 1 10 13 58 52 489 Ceraclea almacula - - 6 - 7 7 Ceraclea dinsimilia - 3 1 1 11 12 24 4 Ceraclea dinsimilia - 3 1 1 13 56 27 4 22 26 66 237 Ceraclea disimilia - 10 13 56 27 1 62 27 1 66 27 1 10 10 10	, Caenis horaria	1		311		3				315
Caenis invulorum ¹ 184 34 3 1 3 Caenis invulorum ¹ 20 55 1 56 3 Caenis invulorum ¹ 120 55 1 58 52 489 Caenis sp. 1 124 1 68 31 58 52 489 Calopteryx splendens 1 124 1 68 31 58 52 489 Calopteryx splendens 1 1 66 7 7 7 7 7 10 10 13 10 10 13 24 <td< td=""><td>Caenis lactea^G</td><td></td><td></td><td>14</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>14</td></td<>	Caenis lactea ^G			14						14
Caenis rivulorum³ 2 1 3 Caenis robusta 1 20 55 1 58 23 Calopteryx splendens 1 1 24 1 68 31 58 23 Calopteryx splendens 1 3 19 23 23 Calopteryx splendens 1 3 19 23 7 Canla sp. 1 1 3 140 143 Ceraclea filmacula 17 1 1 1 1 Ceraclea filminacula 1 1 1 1 24 4 Ceraclea fultua³ 1 1 1 1 4 4 Ceraclea fultua³ 1 10 13 2 6 237 Chaetogaster sp. 3 39 1 13 56 5 Chaetogaster sp. 303 12 1 12 12 12 Chaetogaster sp. 7 168 3 328 69 2 277 Chaetogasp. 7	Caenis luctuosa		184	34		3			9	230
Caenis robusta 1 20 55 1 58 23 Caenis sp. 14 14 14 1 68 31 58 52 489 Calopteryx splendens 1 1 14 14 16 83 31 58 52 489 Calopteryx splendens 1 1 19 7 3 140 13 Cantroptilum luteolum 117 1 1 19 24 Ceraclea anilucornis ³ 3 1 1 19 24 Ceraclea disimilis 1 1 19 4 Ceraclea filus ³ 3 104 10 13 2 2 6 237 Chaetopteryx splondiae 104 10 13 39 1 13 5 6 Chaetopteryx splondiae 1 2 4 2 1 10 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1 1	Caenis rivulorum ³			2			1			3
Caenis sp. 14 141 124 1 68 31 58 52 489 Calopteryx wirgo 1 3 19 23 Capinteryx wirgo 1 3 140 143 Capinteryx wirgo 1 1 3 140 143 Ceraclea dibimacula 1 1 19 24 Ceraclea disimilis 3 1 1 19 24 Ceraclea disimilis 3 1 1 3 4 Ceraclea disimilis 1 1 3 4 Ceraclea disimilis 1 1 3 5 Ceraclea filva ³ 3 39 1 13 56 Chaetopteryx sp. 2 4 2 1 10 Chaetopteryx willosa/fusca 1 2 4 2 1 12 Chaetopteryx willosa/fusca 1 2 4 2 1 12 16 Chaetopteryx willosa/fusca 1 2 4 2 1 12 12	Caenis robusta	1	20	55		1			156	233
Calopteryx splendens 1 3 19 23 Calopteryx virgo 1 6 7 Capnia sp. 3 140 143 Centroptilum luteolum 117 117 117 Ceraclea albimacula 1 1 19 24 Ceraclea annulicomis 3 3 1 19 24 Ceraclea disimilis 3 1 19 24 Ceraclea fulva 3 1 2 6 237 Ceraclea fulva 3 1 1 13 56 Ceraclea fulva 3 1 2 6 237 Chaetopogonidae 104 110 13 56 1 Chaetoptaryx psin 2 2 6 237 1 13 56 Chaetoptaryx psin 2 4 2 1 10 10 10 11 12 12 12 12 12 12 12 12 12 12 12 140 143 141 14 143 14 141 14 14	<i>Caenis</i> sp.	14	141	124	1	68	31	58	52	489
Calopteryx virgo 1 1 6 7 Capnia sp. 3 140 143 Centroptilum luteolum 117 117 117 Ceraclea albimacula 1 19 24 Ceraclea albimacula 3 1 19 24 Ceraclea disimilis 3 1 1 9 24 Ceraclea disimilis 3 1 3 4 Ceraclea disimilis 3 1 3 4 Ceraclea disimilis 3 1 2 2 6 237 Cheatopognoidae 104 110 13 2 2 1 10 Chaetopognopasis maclachlani 1 2 4 2 1 10 11 Chaetopotypy willosa/fusca 1 2 4 2 1 12 12 Chalcolestes wiralis 106 210 26 9 38 1343 35 1.848 Cheilorophlum curvispinum ^N 303 1 1 1 1 1 1	Calopteryx splendens		1	3			19			23
Capnia sp. 117 140 143 Centroptium luteolum 117 117 Ceraclea albimacula 1 1 19 24 Ceraclea albimacula 3 1 19 24 Ceraclea disimilis 3 1 19 24 Ceraclea disimilis 3 1 2 3 5 Ceraclea sp. 2 3 5 237 5 Ceraclea tulva ³ 3 39 1 13 56 Cheatopteryspismaclachlani 1 2 4 2 1 10 Chaetopterys sp. 2 4 2 1 10 117 12 Chaetopterys villosa/fusca 1 2 4 2 1 10 117 12 Chaetopterys villosa/fusca 1 2 4 2 1 10 12 12 12 12 12 12 12 12 12 12 12 12 12 13 13 13 13 13 13 13	Calopteryx virgo	1					6			7
Centroptilum luteolum 117 117 117 Ceraclea alnulicornis ³ 3 1 1 19 24 Ceraclea annulicornis ³ 3 1 1 19 24 Ceraclea annulicornis ³ 3 1 3 4 Ceraclea dissimilis 3 1 2 2 6 237 Ceraclea fulva ³ 104 110 13 2 2 6 237 Cheatopagosis maclachlani 1 1 13 56 5 6 27 7 100 7 Chaetopteryx sp. 2 2 4 2 1 10 11 13 56 6 277 1 60 277 12 1 10 1 12 100 6 277 7 168 37 2 1 62 277 1 68 1.343 35 1.848 1.4503 1.443 35 1.848 1.4503 1.443 1.4503 1.443 1.4503 1.44503 1.4503 1.41 1.4503	<i>Capnia</i> sp.						3		140	143
Ceraclea albimacula 1 1 1 1 1 1 Ceraclea annulicomis ³ 3 1 1 1 1 1 4 Ceraclea dissimilis 3 1 3 4 4 Ceraclea dissimilis 3 1 2 2 6 237 Ceraclea dissimilis 3 39 1 13 56 Ceraclea sp. 3 39 1 13 56 Chaetopteryx sp. 2 2 6 237 Chaetopteryx sp. 2 1 10 1<	Centroptilum luteolum	117								117
Ceraclea annulicomis ³ 3 1 1 19 24 Ceraclea dissimilis 3 1 3 4 Ceraclea dissimilis 1 2 3 5 Ceraclea sp. 2 6 237 Cheatogater sp. 3 39 1 13 56 Chaetogater sp. 2 4 2 6 237 Chaetogater sp. 2 4 1 13 56 Chaetoptenyx sp. 2 4 2 1 10 Chaetoptenyx villosalfusca 1 2 4 2 1 10 Chalcolestes viridis 12 1 62 277 12 Chellcorophium curvispinum ^N 303 35 338 69 2.025 Chironomina 106 210 26 9 38 1.343 35 1.848 Chironomina 2.022 6.908 2.688 246 1.097 46 1.322 174 14.503 Chironomina 2.022 6.908 2.697	Ceraclea albimacula							1		1
Ceraclea dissimilis 3 1 4 Ceraclea fulva ³ 1 3 4 Ceraclea fulva ³ 1 2 3 5 Ceraclos sp. 2 3 5 Ceraclos sp. 3 39 1 13 56 Cheatoptery opsis maclachlari 1 2 2 6 237 Chaetoptery sp. 2 1 13 56 1 1 13 56 Chaetoptery sp. 2 - 1 1 13 56 1 1 12 1 10 Chaetoptery vilosafusca 1 2 4 2 1 12 1 12 Chalcolestes viridis 17 17 17 17 17 17 168 37 2 1 62 277 Chelicorophium curvispinum ^N 303 303 1.848 1.848 1.99 1.82 1.848 1.848 Chironominae 87 190 1 1.22 2.81 1.4503 1.848	Ceraclea annulicornis ³	3		1		1		19		24
Ceraclea fulva ³ 1 3 4 Ceraclea sp. 2 3 5 Ceratopogonidae 104 110 13 2 2 6 237 Chaetogaster sp. 3 39 1 13 56 Chaetopterygopsis maclachlani 1 1 13 56 Chaetopterygopsis maclachlani 1 2 4 2 1 10 Chaetopterygopsis maclachlani 1 2 4 2 1 10 Chaetopteryx sp. 2 2 4 2 1 10 Chaetopteryx villosa/fusca 1 2 4 2 1 10 Chaetopteryx villosa/fusca 1 12 303 303 303 303 303 303 303 328 69 2.085 2.085 Chironominata 81 1.44.503 303 5 1.848 Chironominata 87 10 1 2 281 2.044 4.60 1 1 1 4.503 Chironominata 1 1 1<	Ceraclea dissimilis			3		1				4
Ceraclea sp. 2 3 5 Ceratopogonidae 104 110 13 2 2 6 237 Chaetogaster sp. 3 39 1 13 56 Chaetogaster sp. 2 2 6 237 Chaetopterygopsis maclachlani 1 1 13 56 Chaetopteryx villosa/fusca 1 2 4 2 1 10 Chaetopteryx villosa/fusca 1 2 4 2 1 10 Chaetopteryx villosa/fusca 17 12 12 12 12 12 Chaetopteryspinum * 303 303 303 303 303 303 Chelifera sp. 7 168 37 2 1 62 277 Cheumatopsyche lepida 1.685 3 38 1.343 35 1.848 Chironomina 2.022 6.908 2.688 246 1.097 46 1.322 174 14.503 Chironomus sp. 2 2 7 2.3 11	Ceraclea fulva ³			1				3		4
$\begin{array}{cccccccccccccccccccccccccccccccccccc$	Ceraclea sp.						2	3		5
$\begin{array}{c c c c c c c c c c c c c c c c c c c $	Ceratopogonidae	104	110	13			2	2	6	237
Chaetopteryzopis maclachiani 1 <td< td=""><td>Chaetogaster sp.</td><td>3</td><td></td><td></td><td>39</td><td></td><td></td><td>1</td><td>13</td><td>56</td></td<>	Chaetogaster sp.	3			39			1	13	56
Chaetopteryx spl. 2 4 2 1 10 Chaetopteryx villosal/tosa 1 2 4 2 1 10 Chalcolestes viridis 12 17 12 12 12 12 Chabobridae 17 17 17 17 18 303 305 1.848 401 401 1.097 46 1.322 174 14.503 412 48 460 412 48 460 41	Chaetopterygopsis maclachlani	1								1
Chalcolestes viridis 1 2 4 2 1 10 Chalcolestes viridis 12 1 12 17 12 Chelicorophium curvispinum ^N 303 303 303 303 303 Chelifera sp. 7 168 37 2 1 62 277 Cheumatopsyche lepida 1.685 3 28 69 2.085 Chironominae 81 106 210 26 9 38 1.343 35 1.848 Chironominae 87 190 1 1 2 281 Chironomina 2.022 6.908 2.688 246 1.097 46 1.322 174 14.503 Chironomus sp. 2.907 357 236 3.500 1 1 1 Chloroperla sp. 3 3 1 1 1 1 1 Colocon sp. 1 2 2 7 2 17 1 1 Coenagrion juella 2 4 4 107	Chaetopteryx sp.	2		0	4			0	-	2
Chalcolestes viruls 12 12 17 Chalcolestes viruls 17 303 303 Chelifera sp. 7 168 37 2 1 62 277 Cheumatopsyche lepida 1.685 3 328 69 2.085 Chironomidae 81 106 210 26 9 38 1.343 35 1.848 Chironominae 87 190 1 1 2 281 Chironomus sp. 1 2.022 6.908 2.688 246 1.097 46 1.322 174 14.503 Chironomus sp. 2.022 6.908 2.688 246 1.097 46 1.322 174 14.503 Chironoperla sp. 2.022 6.908 2.688 246 1.097 357 236 3.500 Chloroperla sp. 2.027 357 236 3.500 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3	Chaelopleryx Villosa/lusca	I		∠ 10	4			2	I	10
Chelicorophium curvispinum ^N 303 303 303 303 Chelifera sp. 7 168 37 2 1 62 277 Cheumatopsyche lepida 1.685 3 328 69 2.085 Chironomidae 81 106 210 26 9 38 1.343 35 1.848 Chironominae 87 190 1 1 2 281 Chironomus sp. 2.022 6.908 2.688 246 1.097 46 1.322 174 14.503 Chironomus sp. 2.022 6.908 2.688 246 1.097 46 1.322 174 14.503 Chironoperla sp. 2.022 6.908 2.688 246 1.097 45 3.500 Chloroperlidae 412 48 460 412 48 460 Chironomina 6 2 7 2 17 16 Cliocorinae 4 4 29 2 3 117 2 181 Cloeon sp. <t< td=""><td>Chapboridae</td><td></td><td></td><td>12</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>12</td></t<>	Chapboridae			12						12
Chelifera sp. 7 168 37 2 1 62 277 Chelifera sp. 7 168 37 2 1 62 277 Cheumatopsyche lepida 1.685 3 328 69 2.085 Chironomidae 81 106 210 26 9 38 1.343 35 1.848 Chironomina 2.022 6.908 2.688 246 1.097 46 1.322 174 14.503 Chironomina 2.022 6.908 2.688 246 1.097 46 1.322 174 14.503 Chironomus sp. 2.907 357 236 3.500 1 1 1 1 Chloroperla sp. 2.907 48 48 460 60 <td< td=""><td></td><td></td><td>303</td><td>17</td><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td><td>303</td></td<>			303	17						303
Cheumatopsyche lepida 1.685 3 328 69 2.085 Chironomidae 81 106 210 26 9 38 1.343 35 1.848 Chironominae 87 190 1 1 2 281 Chironomina 2.022 6.908 2.688 246 1.097 46 1.322 174 14.503 Chironomus sp. 2.022 6.908 2.688 246 1.097 46 1.322 174 14.503 Chironomus sp. 2.907 357 236 3.500 1 1 1 Chirooperla sp. 2.907 357 236 3.500 3.5140 3.500 3.5140 3.50	Chelifera sp	7	168		37	2	1	62		277
Chironomidae 81 106 210 26 9 38 1.343 35 1.848 Chironominae 87 190 1 1 2 281 Chironominae 2.022 6.908 2.688 246 1.097 46 1.322 174 14.503 Chironominae 9 2.907 357 236 3.500 1 1 1 Chironoperla sp. 3 2 9 2 3 117 2 181 Chironoperlae 4 4 49 2 3 117 2 181 Cloeon dipterum 6 2 7 2 17 10 2 17 10 10 10 10 10 10 10 11 17 12 14 10	Cheumatonsyche lenida	, 1.685	100	3	07	2	328	69		2 085
Chironominae871901112281Chironomini 2.022 6.908 2.688 246 1.097 46 1.322 174 14.503 Chironomus sp.1 2.022 6.908 2.688 246 1.097 46 1.322 174 14.503 Chironomus sp.2.907 357 236 3.500 1 1 1 1 1 Chironoperla sp. 2.907 357 236 3.500 412 48 460 Chrysops sp. 3 17 2 181 2 2 7 2 17 Cloeon dipterum 6 2 7 2 17 1 2 2 17 10 Coenagrion puella 2 4 4 107 6 514 2 <	Chironomidae	81	106	210	26	9	38	1.343	35	1.848
Chironomini 2.022 6.908 2.688 246 1.097 46 1.322 174 14.503 Chironomus sp. 2.907 357 236 3.500 Chloroperla sp. 412 48 460 Chrysops sp. 3 3 3 3 Clinocerinae 4 4 49 2 3 117 2 181 Cloeon dipterum 6 2 7 2 17 1 1 1 Coenagrion puella 2 7 2 17 1	Chironominae	87		190	1	•		1	2	281
Chironomus sp. 1 1 Chloroperla sp. 2.907 357 236 3.500 Chloroperlidae 412 48 460 Chrysops sp. 3 3 3 3 Clinocerinae 4 49 2 3 117 2 181 Cloeon dipterum 6 2 7 2 17 Cloeon sp. 1 1 1 1 1 Coenagrion puella 2 4 4 10 Corbicula fluminea ^N 401 107 6 514 Corbiculidae ^N 2 10 3 15 Corodulidae N 2 10 3 15 Corophium sp. ^N 5.141 557 5.698 5.698 Crambidae 31 31 31 31 Crangonyx pseudogracilis ^N 5 7 7 12	Chironomini	2.022	6.908	2.688	246	1.097	46	1.322	174	14.503
Chloroperla sp. 2.907 357 236 3.500 Chloroperlidae 412 48 460 Chrysops sp. 3 3 3 3 Clinocerinae 4 4 49 2 3 117 2 181 Cloeon dipterum 6 2 7 2 17 Cloeon sp. 1 1 1 1 2 1 Coenagrion puella 2 4 4 10 2 1 Corbicula fluminea ^N 401 107 6 514 514 Corbiculidae ^N 2 10 3 15 5698 Corixidae 2 10 3 15 5698 Corambidae 2 10 3 15 Corophium sp. ^N 5.141 557 5.698 5.698 Crambidae 31 31 31 31 Culicidae 5 2 7 7	Chironomus sp.							1		1
Chloroperlidae 412 48 460 Chrysops sp. 3 3 3 3 Clinocerinae 4 4 49 2 3 117 2 181 Cloeon dipterum 6 2 7 2 17 1 Cloeon sp. 1 2 7 2 17 Coenagrion puella 2 4 4 10 Corbicula fluminea N 401 107 6 514 Corbiculidae N 401 107 6 514 Cordulia aenea 2 10 3 15 Corduliidae 2 10 3 15 Corophium sp. N 5.141 557 5.698 Crambidae 31 31 31 Crangonyx pseudogracilis N 5 7 7	Chloroperla sp.				2.907			357	236	3.500
Chrysops sp. 3 3 3 117 2 181 Clinocerinae 4 4 49 2 3 117 2 181 Cloeon dipterum 6 2 7 2 17 Cloeon sp. 1 1 1 1 1 Coenagrion puella 2 4 4 10 Corbicula fluminea N 401 107 6 514 Corbiculidae N 117 17 17 Cordulia aenea 6 6 8 8 Corixidae 2 10 3 15 5.698 Crambidae 5 7 12 12 Cullicidae 5 2 7 12	Chloroperlidae				412			48		460
Clinocerinae 4 4 49 2 3 117 2 181 Cloeon dipterum 6 2 7 2 17 Cloeon sp. 1 1 1 1 1 Coenagrion puella 2 4 4 10 2 Coenagrionidae 2 4 4 10 2 2 Corbicula fluminea N 401 107 6 514 514 Corbiculidae N 401 107 6 6 6 Cordulia aenea 6 8 8 8 8 Corixidae 2 10 3 15 5.698 Crambidae 5 7 12 12 Culicidae 5 2 7 7	Chrysops sp.			3						3
Cloeon dipterum627217Cloeon sp.1111Coenagrion puella24410Corbicula fluminea N4011076514Corbiculidae N17176514Cordulia aenea666Corduliidae210315Corophium sp. N5.1415575.698Crambidae313131Crangonyx pseudogracilis N5712Culicidae5277	Clinocerinae	4	4		49	2	3	117	2	181
Cloeon sp.11Coenagrion puella22Coenagrionidae244Corbicula fluminea N4011076Corbiculidae N1717Cordulia aenea66Corduliidae88Corixidae2103Corophium sp. N5.1415575.698Crambidae3131Crangonyx pseudogracilis N5712Culicidae527	Cloeon dipterum		6	2		7			2	17
Coenagrion puella24410Coenagrionidae24410Corbicula fluminea N4011076514Corbiculidae N171717Cordulia aenea666Corixidae210315Corophium sp. N5.1415575.698Crambidae313131Crangonyx pseudogracilis N5712Culicidae5277	Cloeon sp.		1	•						1
Coenagrionidae 2 4 4 10 Corbicula fluminea N 401 107 6 514 Corbiculidae N 17 17 7 Cordulia aenea 6 6 6 Corixidae 2 10 3 15 Corophium sp. N 5.141 557 5.698 Crambidae 31 31 31 Crangonyx pseudogracilis N 5 7 12 Culicidae 5 2 7	Coenagrion puella			2		4	4			2
Corbiculia numinea4011076514Corbiculidae1717Cordulia aenea66Corduliae88Corixidae2103Corophium sp. N5.1415575.698Crambidae3131Crangonyx pseudogracilis N5712Culicidae527			401	2		4	4			
Coroliculidae1717Cordulia aenea66Corduliidae88Corixidae2103Corophium sp. N 5.1415575.698Crambidae3131Crangonyx pseudogracilis N 5712Culicidae527			401			107	17			17
Cordulia aeriea66Cordulidae88Corixidae210315Corophium sp. N5.1415575.698Crambidae313131Crangonyx pseudogracilis N5712Culicidae527							17			17
Cordulidae210315Corophium sp. N5.1415575.698Crambidae3131Crangonyx pseudogracilis N5712Culicidae527	Cordulia aenea						0			0
Corophium sp. N 5.141 557 5.698 Crambidae 31 31 Crangonyx pseudogracilis N 5 7 12 Culicidae 5 2 7	Corividae			0		10	0	2		0 15
Crambidae3.1413573.096Crangonyx pseudogracilis N5712Culicidae527			5 1/1	2		557		3		5 608
Crangonyx pseudogracilis ^N 5 7 12 Culicidae 5 2 7	Crombidao		5.141			557	21			21
Culicidae 5 2 7		5	7				51			12
	Culicidae	5	1	5	0					۱ <u>د</u> 7
Cyrnus trimaculatus 32 13 2 47	Cyrnus trimaculatus	32		13	<u>۲</u>	2				, 47
Dicranota sp. 5 593 204 27 829	Dicranota sp	5		10	593	-		204	27	829
Dictvogenus sp. 1 1 5 7	Dictvogenus sp.	J			1			1	 5	7
Dikerogammarus bispinosus ^N 5 5	Dikerogammarus bispinosus ^N		5							5

Taxonname	Lindes- mühle/ Fränk. Saale	Baiers- dorf/ Regnitz	Eixen- dorf/ Schwar- zach	Groß- weil/ Loisach	Höllthal/ Alz	Hecker- wehr/ Roth	Baier- brunn/ Isar	Au/ Iller	Gesamt
Dikerogammarus sp. ^N		691			454				1,145
Dikerogammarus villosus ^N		3 052			462				3 514
Dina lineata		0.002			IUL	1	68	1	70
Dina punctata						3	00	1	4
Dinocras cephalotes						0	8	1	8
Dinocras sp.				733			27	274	1.034
Diura bicaudata				100				17	17
Dixa sp.			2						2
Dixidae			_	2	1		24		27
Dolichopeza albipes						1			1
Dolichopodidae			1						1
Dorydrilidae/Lumbriculidae			480	302	15	185	120		1.102
Dreissena polymorpha ^N		1			154	12			167
Dryops sp.					3	2			5
Dugesia lugubris						7			7
Dugesia polychroa						32			32
Dugesia sp.						77			77
Dytiscidae		1	1	1	2	1		4	10
Ecclisopteryx dalecarlica ³				14					14
<i>Ecdyonurus</i> sp.	2			192		26	19	203	442
Ecnomus tenellus			2	2		2	1		7
Eiseniella tetraedra			2	18		60			80
Electrogena sp.	1			90				2	93
Elmidae							138	1	139
Elmis aenea						4	331		335
Elmis maugetii				271	1	6			278
Elmis obscura ²						1			1
Elmis rioloides						59	1		60
<i>Elmis</i> sp.	367	28	4	464	8	889	4.445	191	6.397
Eloeophila sp.				148			44	25	217
Empididae	5	5		8	2	3	6		29
Enchytraeidae				2		30	4		36
Enochrus melanocephalus			1						1
Epeorus assimilis				4			1	-	
Epeorus sp. Ephomoro donico	20	4	0	4 0	15	10	4	10	9 157
Ephomora sp	20	I	2	0	15	40 2	43	12	107
Ephomora vulgata ³						2	9 5		5
				1			5		1
Ephemerella mucronata				4			1		4 1
Ephemerella notata ³				2	1	3	- 299		305
Ephemerella sp		2	2	2	1	0	7	24	30
Ephemeridae	2	2	2	4			1	24	3
Ephydridae	2		16			3	1		19
Ephydriade Froobdella octoculata	1		10			5	45		51
Erpobdella sp	2		19	2	4	3	15	2	47
Erpobdella testacea	2		10	-	•	1	1	-	4
Esolus parallelepipedus	8					7	364	16	395
Esolus sp.	10			98		241	977	107	1.433
Eylais sp.				1			1		2
Forcipomyia sp.		2							2
Galba truncatula	4			3		1	19		27
Gammaridae	26	277	22		1		2		328
Gammarus fossarum	1	33		2.491		154	54	117	2.850
Gammarus pulex		133	136	2.564		43	166	176	3.218
Gammarus roeselii	1.025	9	829	3.596	5	376	97	38	5.975
Gammarus sp.	169	1	456	967	50	78	211	465	2.397
								XXX	ΊV

Taxonname	Lindes- mühle/ Fränk. Saale	Baiers- dorf/ Regnitz	Eixen- dorf/ Schwar- zach	Groß- weil/ Loisach	Höllthal/ Alz	Hecker- wehr/ Roth	Baier- brunn/ Isar	Au/ Iller	Gesamt
Gerris sp			1	1					2
Glossiphonia complanata	3		1	1		3			6
Glossiphonia concolor	1					0	3		4
Glossiphonia sp	I				1		0	1	2
Glossosoma boltoni	1			1	•		4	•	6
Glossosoma conformis				1			4	13	18
Glossosoma intermedium ³							5		5
Glossosoma sp.			1				2	10	13
Glossosomatidae						1		-	1
Goera pilosa			5						5
Goeridae					2				2
Gomphidae		4				11			15
Gomphus pulchellus			1						1
Gomphus vulgatissimus ^v			1		9	4			14
Gyraulus albus ^v	1				15			2	18
<i>Gyraulus</i> sp.			2	22	46	2			72
<i>Gyrinus</i> sp.	29	2			1				32
Habrophlebia sp.							1		1
Haemopis sanguisuga					1				1
<i>Haemopi</i> s sp.						1			1
Halesus digitatus						1	2		3
Halesus radiatus							2		2
Halesus sp.			5	4			-		9
Halesus tessellatus							2		2
Haliplidae	2					•		6	8
Halipius obliquus	-		0		4	3			3
Hallplus sp.	I		3	4	1	45			20
Haplotaxidae				I	2	16			3 16
Helobdella stagnalis	1		73	1	3	10	2		80
Helophorus brevinalnis	I		75	I	5		1		1
Helophorus sp					2		I		2
Hemerodromia sp	20	113	1	54	42		59		289
Hemicleosis marginata	20	110	9	1	14		00		10
Heptagenia flava			•		18				18
Heptagenia fuscogrisea							1		1
Heptagenia sp.	5	1	1	35	1	24	753	1.164	1.984
Heptagenia sulphurea	48					3	2		53
Heptageniidae	3		4	201			44	50	302
Holocentropus dubius ³			9						9
Holocentropus picicornis ³			4						4
Holocentropus sp.			2			3			5
Hydrachnidiae	7	9	73	1	17	1	120	44	272
Hydraena belgica ²							1		1
<i>Hydraena</i> sp.	1			5					6
Hydrocyphon deflexicollis ²			1						1
Hydrophilidae		24		1					25
Hydroporinae			5			1		2	8
Hydropsyche angustipennis	1	2			18	542	382	3	948
Hydropsyche botosaneanui						12	4		16
Hydropsyche bulbifera				3	1		-		4
Hydropsyche bulgaromanorum		1			28		2		31
Hydropsyche contubernalis	100	3			22		-		25
Hydropsyche guttata ³	122	10			ö	~~	1		131
Hydropsyche incognita	11	18	4		40	99	120		248
Hydropsyche pellucidula	22		I	05	40	25	Э	I	94 06
nyurupsyche saxonica				90		I			90
								XX	XV

Taxonname	Lindes- mühle/ Fränk. Saale	Baiers- dorf/ Regnitz	Eixen- dorf/ Schwar- zach	Groß- weil/ Loisach	Höllthal/ Alz	Hecker- wehr/ Roth	Baier- brunn/ Isar	Au/ Iller	Gesamt
Hydropsyche siltalai	112	2		5	57		173	2	351
Hydropsyche sp.	30	26	2	153	272	26	193	3	705
<i>Hydroptila</i> sp.	89	188	1	12	18	3	38	1	350
Hydroptilidae	1	95							96
<i>Hygraula</i> sp.						1			1
Hygrobatidae							18		18
Hypania invalida ^N		1			6				7
Hyphydrus ovatus			3						3
<i>lsoperla</i> sp.	94			566		4	557	17	1.238
Laccophilus sp.			33						33
Lasiocephala basalis				6					6
<i>Lebertia</i> sp.						2	69		71
Lepidoptera	3	1	14		4				22
Lepidostoma basale	1			33		9	21		64
Lepidostoma hirtum	29			21	1	48	34		133
Lepidostoma sp.				_			3		3
Leptoceridae				2		3	1		6
Leptophlebiidae				5					5
Leptotarsus sp.						1			1
Leptotaulius gracilis	457			1		1 0 10	-		1
Leuctra geniculata	157				50	1.042	5	1 000	1.204
Leuctra sp.	363			5.022	52	1.555	3.002	1.922	11.916
	12			00		19	<u>^</u>	0	31
	2		11	89			0	9	117
			2						<u>ک</u>
Limnephilus germanus ³			41						41
Limnephilus lunatus			3						3
Limnephilus rhombicus			4						4
						- 1	1		1
Limnius opacus -		_				14	105		14
Limnius sp.	130	5		141	34	2.611	135	199	3.255
Limnius voickmari	1	I	I	300	1	11	18	6	345
Limnomysis benedeni	4	4			11		0		1
Limnophora sp.	1	0	4	166	4	0	2 11	0	4
Limonidae	4	0	I	200	I	3 107	11	2	190
			1	2		121			129
	0	2	0	5	11	65	10		107
	2	3	0	5	14 7	00	10		107
Macronychus sp	0				1				13
Machonychus sp. Marthamea sp	24						2		24
Marthaniea sp. Mesoveliidae		6	1				2		7
Micrasema minimum		0	1	3					3
Micrasema morosum ³	2			0					2
Microsoma sotiforum ³	2					240	335		575
Microsoma sp	2					240	1		4
Micropecta sp.	3		73	1	1		1		4 78
Micronterna lateralis			1	י 2	4		3		6
Micropterna sp			I	2			5		8
Molanna angustata			5	0					5
Musculium sp			°			17			17
Mystacides azurea	2		13		1	5			21
Mystacides longicornis/nigra	6		6			-			12
Mystacides sp.	-		-			1			1
Naididae						1	12		13
Nemoura/Nemurella sp.			1	61		13	11	6	92
Nemouridae	3			17			13		33
								XXX	(VI

Taxonname	Lindes-	Baiers-	Eixen-	Groß-	Höllthal/	Hecker-	Baier-	Au/	Gesamt
	mühle/ Fränk. Saalo	dorf/ Regnitz	dorf/ Schwar-	weil/ Loisach	Alz	wehr/ Roth	brunn/ Isar	lller	
Neuroelineie himeeulete	Saale								
Neureclipsis birnaculata			I				Q		l g
Notidobia ciliaris						2	0		2
Notopecta sp			138		1	2			139
Odontoceridae			100			2			2
Odontocerum albicorne						2	1		1
Odontocerum sp.						26	•		26
Oecetis lacustris			9		5				14
Oecetis notata		1	-		1	13	4		19
Oecetis ochracea			60						60
Oecetis sp.			4			4			8
Oecetis testacea ²					1				1
Oligochaeta	3.243	4.287	2.510	1.255	6.154	96	313	1.896	19.754
Oligoneuriella rhenana ³							2		2
<i>Oligoneuriella</i> sp.								1	1
Onychogomphus forcipatus ^v		1				169			170
Onychogomphus sp.						12			12
Onychogomphus uncatus						2			2
Ophiogomphus serpentinus		2			15	46			63
Orectochilus villosus			1	6		1	22		30
Oreodytes sanmarkii				2				22	24
Oreodytes septentrionalis ²							1		1
Oreodytes sp.				1				27	28
Orthetrum brunneum						3			3
Orthetrum cancellatum						3	~~ ~ / -		3
Orthocladiinae, Podonominae,	2.600	3.259	873	4.530	2.081	114	22.647	182	36.286
Orthetrichia co	4								4
Outinouichia sp.	I					1			1
Oulimnius sp			6	1	2	259	14		282
Oulimnius tuberculatus	92	40	2	28	3	17	412	26	620
Oxvethira sp.	1	10	L	20	0		112	20	2
Paraleptophlebia sp.				2			1		3
Pedicia sp.				9			8		17
Perla abdominalis ³								16	16
Perla marginata				1			1		2
Perla sp.								25	25
Perlidae							3		3
Perlodes jurassicus/intricatus ²				30			17		47
Perlodes microcephalus							6		6
Perlodes sp.				103		1	5	33	142
Perlodidae	7			12		1	1		21
Phryganea sp.			2						2
Phryganeidae				•				1	1
Physa fontinalis ^v		6		2	12				20
Physella acuta ^N			4		4		4		12
Pilaria sp.			2					1	3
Piscicola geometra		1	4		3		<u> </u>		8
Piscicolidae Disidium on	20	4	17	040	0	E 1	0	10	0
Pisiolum sp.	30 1	4	17	340	2	51 1	10	13	409 2
Planorbidae	I		10	4	1	17	10		2 42
Planorbis sp			10	T	I	17	1		-⊤- 1
Platambus maculatus				7			ı		7
Platycnemididae						3			3
Platycnemis pennipes			3			29			32
Plea minutissima	5	53	295		22			1	376
								XXX	VII

Taxonname	Lindes	Bajore-	Eivon-	Groß_	Höllthal/	Hecker-	Bajor-	Δ/	Gesamt
Taxonname	mühle/ Fränk.	dorf/ Regnitz	dorf/ Schwar-	weil/ Loisach	Alz	wehr/ Roth	brunn/ Isar	Iller	Gesam
	Saale		zach						
Plectrocnemia brevis ³		5							5
Plectrocnemia geniculata						1	3		4
Plectrocnemia sp.	1						1		2
Polycentropodidae		2	2	13		79			96
Polycentropus flavomaculatus	5			1		11	12		29
Polycentropus sp.						2			2
Potamanthus luteus	23		13			11	1		48
Potamophilus acuminatus ¹						57			57
Potamophylax sp.			3	10					13
Potamopyrgus antipodarum ^N		13		3	1		7		24
Pristina sp.			31						31
Proasellus coxalis ^N	2							1	3
Proasellus sp.						3			3
Procloeon bifidum	13				1				14
Prodiamesinae	11	1	11	110	71	2	115	433	754
Prosimulium sp.	2					2	3		7
Protonemura sp.	1			228			12	9	250
Pseudochironomini				4			2		6
Pseudolimnophila sp.				207			30	49	286
Pseudopsilopteryx zimmeri ³							3		3
Psychodidae		5	1	4	4		2	1	17
Psychomyia pusilla	17	75		6	77	22	18		215
Psychomyiidae				1					1
Ptychoptera sp.								1	1
Radix auricularia			2						2
Radix balthica	1		32	15	9	20	9		86
Radix labiata			15	5	16		1		37
Rhagionidae		9							9
Rhithrogena sp.				2.238			1.272	217	3.727
Rhyacophila aurata	1			4			1		6
Rhyacophila dorsalis	19			391	2	17	256	8	693
Rhyacophila intermedia	2								2
Rhyacophila obliterata				3			1	1	5
Rhyacophila sp.	10			128		1	96	18	253
Riolus cupreus ³						3	30		33
Riolus sp.			1	9		260	241	2	513
Riolus subviolaceus				50		4	18		72
Scathophagidae			2						2
Sciomyzidae		3		1			1		5
Scirtidae				2	1				3
Sericostoma personatum/				47		28	31	84	190
flavicorne									
Sericostoma sp.						25			25
Sericostomatidae						13	1		14
Serratella ignita	140	58	2	409	19	106	421	193	1.348
Setodes argentipunctellus ¹						6			6
Setodes punctatus ²						45			45
Sialis lutaria	2		24			9	1		36
Sialis sp.							1	1	2
Silo nigricornis							2		2
Silo pallipes	1								1
Silo piceus	1						5		6
Simuliidae	1	3	1			1	784	1	791
Simulium (Eusimulium)/			1		2	2			5
(Nevermannia) sp.									
Simulium (Wilhelmia) sp.	1	5		5	1	4			16
Simulium maculatum						8			8
								XXX	VIII

Taxonname	Lindes- mühle/ Fränk. Saale	Baiers- dorf/ Regnitz	Eixen- dorf/ Schwar- zach	Groß- weil/ Loisach	Höllthal/ Alz	Hecker- wehr/ Roth	Baier- brunn/ Isar	Au/ Iller	Gesamt
Simulium ornatum	241	60		8					309
Simulium sp.	288	37	1	300	13	34	10.258	51	10.981
Siphlonuridae			1						1
Siphlonurus sp.			2						2
Siphonoperla/Xanthoperla sp.				1			22		23
Somatochlora metallica			1						1
Sperchontidae							7		7
Sphaeriidae						8			8
Sphaerium corneum			1						1
Sphaerium sp.	46	4	2		4	49	3	2	110
Stenelmis canaliculata ¹			1						1
Stenelmis/Macronychus sp.	35	4	3	24	3		70	65	204
Stictotarsus					1				1
duodecimpustulatus									
Stylaria lacustris	562	90	4		27	19			702
Tabanidae		5	2				3		10
Taeniopterygidae						1			1
Taeniopteryx sp.	1			63			1		65
Tanypodinae	555	971	705	222	231	106	1.023	62	3.875
Tanytarsini	148	808	417	80	109	180	441	38	2.221
Thaumaleidae					1				1
Theodoxus fluviatilis ²	96	1				6			103
Theromyzon tessulatum					1				1
Tinodes waeneri	5	2							7
<i>Tipula</i> sp.	8	3		25	1	1	10		48
Tipulidae						5	1		6
Torrenticolidae							13		13
Trocheta bykowskii						1	6		7
Trocheta pseudodina							1		1
Tubifex sp.			6		7		1		14
Tubificidae				207		72	35		314
Turbellaria			2					3	5
Valvata cristata			17			1	5		23
Valvata piscinalis ^v	2				3	18			23
Valvata sp.						70			70
Veliidae				6	1				7
Zygoptera		1	31						32
Gesamtsumme	16.620	28.301	12.062	36.656	13.003	13.291	63.240	10.015	193.188

Tabelle 18 Durchschnittliche Zellzahlen pro mm² aller bei den Untersuchungen im Projektteil B im Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlagen nachgewiesenen Periphyton-Taxa.

Taxonname	Lindes- mühle/ Fränk. Saale	Baiers- dorf/ Regnitz	Eixen- dorf/ Schwar- zach	Groß- weil/ Loisach	Höllthal/ Alz	Hecker- wehr/ Roth	Baier- brunn/ Isar	Au/ Iller
Achnanthes exigua	ouulo		24011		21			
Achnanthes exilis					26			
Achnanthes sp	20.5	14 5	12.6	28.8	125 1	6.0	84.3	97
Actinastrum hantzschii	20,0	14,0	30	20,0	120,1	0,0	04,0	5,7
Actinastrum sp			0,0			15		
Adlafia bryonhila						2.6		
Adlafia minuscula						3.1		
Amphora pediculus						1.8		
Amphora sp	10.9	34	21	48	31.7	6.0	96	27
Anabaena sp	10,0	3.5	13.3	16 1	41 1	74	8.6	19.6
Ankistrodesmus sp		0,0	15	14	13	,,,	0,0	0.4
Anhanocansa sp	67	11 0	20.6	42.2	64.2	56.0	13.9	5,4 5,1
Aphanothece sp	0,1	11,0	90.5	32.1	01,2	00,0	10,0	0,1
Asterionella sp		15	15	31	13	26	14	17
Audouinella hermannii		1,0	1,0	0,1	1,0	19.6	.,.	• • •
Audouinella sp	12.6	39	26	31.2	64	4 1	39.0	21.1
Aulacoseira granulata	12,0	0,0	1.0	01,2	0,1	1,1	3.9	21,1
Aulacoseira sp		26	20		26	33	51	
Bacillaria paxillifera		3.9	2,0		2,0	0,0	0,1	
Batrachospermum sp.		0,0				3.4		
Botryococcus sp	107	76	33.8	83.3	109.0	19	18.0	33.0
Caloneis amphisbaena	10,1	1,0	0.3	00,0	100,0	1,0	10,0	00,0
Caloneis sp			0.3					
Calothrix sp.			0,0			5.5		
Carteria sp.	0.4	2.4	1.0			0.2		
Centrales	0,1	_, .	12.9	2.8	25.3	3.9	11.9	
Ceratium sp.			,•	_,0	20,0	0,0	0.7	
Chaetosphaeridium sp.		1.7			1.3		1.0	
Chamaesiphon sp.	13.9	.,.	4.8	22.5	23.1	2.2	10.4	3.2
Characium sieboldii	,.	10.9	.,-	,-	,	_,_	,.	-,-
Characium sp.	0.4	0.6	1.0	10.3		0.5		0.5
Chilomonas oblonga	-, -	-,-	.,-	,.		0.2		-,-
Chlamvdomonas sp.	13.0	2.0	3.3	2.1	5.3	12.7	7.8	10.2
Chlorella sp.	28.9	18.3	14.9	98.3	176.2	33.6	35.4	4.6
Chlorella vulgaris	- , -	- , -	, -	, -	- ,	,-	42.0	, -
Chlorococcum infusionum		0.9	1.6				,.	
Chlorogonium sp.	0,2	1,1	1.3			0,4		
Chlorophyceae		3,3	4,0	3,1		0,9	4,1	0,8
Chroococcus sp.	6,7	8,6	10,0	20,6	30,0	7,7	22,6	5,9
Cladophora sp.						1,9		
Closteriopsis sp.						0,4		
Closterium ehrenbergii			0,5					
Closterium moniliferum						0,2		
Closterium sp.		0,5	0,9	0,9		1,4	0,8	
Cocconeis pediculus	0,5	0,6	1,6	2,4	1,5	0,5	1,9	0,3
Cocconeis sp.	2,2	3,8	2,7	11,9	29,3	2,8	26,2	3,9
Coelastrum astroideum			5,1					
Coelastrum microporum	1,7	6,1	9,8			5,6	6,9	
Coelastrum pulchrum						6,4		
Coelastrum sp.		9,6	7,0	0,6		2,2	0,9	0,8
Coelosphaerium kuetzingianum		0,4						
Coenocystis sp.			1,0					
<i>Colacium</i> sp.						0,6		
Cosmarium humile					1,3	0,2		

Taxonname	Lindes- mühle/ Fränk. Saale	Baiers- dorf/ Regnitz	Eixen- dorf/ Schwar- zach	Groß- weil/ Loisach	Höllthal/ Alz	Hecker- wehr/ Roth	Baier- brunn/ Isar	Au/ Iller
Cosmarium laeve			0.5					
Cosmarium sp.		0.9	1.3		3.0	0.4	0.9	
Crucigenia fenestrata		-) -	, -		- , -	0.9	- , -	
Crucigenia sp.		3,4	6,4	2,6		8,4		
Crucigenia tetrapedia	1,9	5,1	2,9			2,3		0,9
Cryptomonas sp.				1,6	1,3			
Cyanophyceae		8,3	16,4	36,9			19,3	
<i>Cyclotella</i> sp.	5,3	1,3	1,1	2,1	27,2	5,9	2,9	0,7
Cymatopleura elliptica		0,8	0,8			0,3	0,4	
Cymatopleura solea	0,4	0,8	1,0			1,1	0,9	
<i>Cymatopleura</i> sp.		0,7	0,5	1,2		1,2	0,6	
Cymbella microcephala							0,4	0,7
Cymbella minuta						0.4		0,4
	- 4 4	0.0	1 0	0.7	E4 C	0,1	00.0	0.0
Cymbella sp.	14,4	8,3	1,8	9,7	54,6 1 6	11,3	28,0	2,0
Denticula sp. Denticula tenuis					1,0		1,0 3,3	0.5
Diatoma ebrenbergii				29	1.7		3.4	0,0
Diatoma sp	90	107	53	18.2	10.6	35	37.2	64
Diatoma vulgaris	0,0	10,1	0,0	11.5	1.6	0,0	01,2	0,1
Didvmosphenia geminata				,e	.,e		1.3	
Dinobryon sp.	0.6		2,6		1,5	0.6	0,7	
Diploneis sp.	- , -		, -		, -	1,1	- ,	
Encyonopsis sp.					95,3		3,2	
Epithemia turgida							0,6	
Eremosphaera sp.		2,6	1,4					
Eucapsis alpina						3,7		
<i>Euglena</i> sp.						1,3		0,2
<i>Eunotia</i> sp.		0,6		0,9	3,2		4,3	
Eunotia subarcuatoides						0,6		
Fallacia sp.				1.0		1,1	0.0	
Fragilaria arcus				1,3	2.0		3,0	
Fragilaria construens			3 /		3,0		0,0	
Fragilaria linearis			10					
Fragilaria so	19	147	11 1	10.4	69.2	82	32.3	19
Fragilaria ulna	1,5	17,1	,.	10,4	00,2	10	4.3	1,0
Franceia sp.	.,.					0.7	1,0	
Geminella interrupta						5,4		
<i>Glaucocystis</i> sp.		2,6						
Gloeocapsa sp.	2,0	11,6	12,1	24,1	23,2	5,6	21,0	7,0
Gloeocapsopsis sp.						16,9		
<i>Gloeocystis</i> sp.	0,6	13,4	14,6	34,6	20,6	3,0	28,1	0,6
Gloeothece linearis			48,2					
Golenkinia radiata						0,9		
Golenkinia sp.		0,7	0,3			0,2	0,2	
Golenkinia viridis			0,3					
Gomphonema acuminatum				0,6		0,6		
Gomphonema olivaceum	0.0	C 4	F F	105	107	0,2	41 0	C 4
Gomphonema sp.	3,8	6,4	5,5	16,5	18,7	1,8 9,6	41,0	6,4
Gvmnodinium en						0,0	0 4	
Gyrosiama sp	0.5	15	0.8	0.8	26	1.5	0, 4 17	09
Haematococcus sp	8,1	1.8	1.1	0,0	2,0	1.0	0.4	2.5
Hannaea arcus	-, -	.,•	.,.			.,.	1,3	0,2
Hantzschia sp.		1,3					,=	0,2
Hildenbrandia rivularis		35,9						
Hildenbrandia sp.	50,3	7,4	6,4	12,8		6,4		

Taxonname	Lindes- mühle/ Fränk. Saale	Baiers- dorf/ Regnitz	Eixen- dorf/ Schwar- zach	Groß- weil/ Loisach	Höllthal/ Alz	Hecker- wehr/ Roth	Baier- brunn/ Isar	Au/ Iller
Hippodonta capitata	0.5		13			10		
Hippodonta sp.	0,0	2.9	1,0			1,0		
Homoeothrix janthina	75,7	117,4	285.5	1959,1	168.0	21,3	187,1	180,6
Homoeothrix sp.	,	,	,	87,2	72,9	9,0	,	,
Hyalogonium sp.			1,3					
Hydrococcus rivularis	8,7					11,3	41,1	10,8
Hydrococcus sp.				84,0	80,7	47,4		1,9
<i>Hydrodictyon</i> sp.			34,7					
Kirchneriella obesa		0,4						
Kirchneriella sp.		3,0	3,2				1,3	
Klebsormidium sp.		40,5	9,3	5,8		16,4	1,3	
Lagerneimia genevensis		0,6				0.0		
Lagerneimia sp.			00 1			2,6		
Leptolyngbya loveolara			20,1	925 1		1/1		
Leptolyngbya sp. Luticola sp				000,1		1.3		
l vngbva limnetica		61.3	143.9	598 2		12.8	158.6	
l vngbva sp.	15.3	52.5	71.7	49.9	62.7	33.3	13.6	80.1
Mallomonas sp.	. 0,0	02,0	,.	.0,0	0_,.	1.3	,.	,
<i>Melosira</i> sp.	8.6	37.0	14,5	15.6	33,4	24,0	9,1	1,3
Meridion circulare		2,4	1,2	,	·		6,0	0,6
Meridion sp.	3,9	1,6	0,4	2,1		2,8	2,6	0,9
Merismopedia glauca					18,8		1,3	
<i>Merismopedia</i> sp.		22,3	16,5	24,3	56,5	6,1	12,8	5,1
<i>Mesostigma</i> sp.							0,6	
<i>Mesotaenium</i> sp.						1,2		
Micractinium sp.				0,6				
Microcoleus subtorulosus			184,2					
Microcystis sp.		44,3	126,0	155,2	51,2	52,3	34,1	2,6
Microspora sp.						6,7 1 0	27,0	
Monoraphidium contortum	0.4		51	0.3		1,9		
Monoraphidium griffithii	0,4		0.6	0,3		07	0.6	
Monoraphidium sp	04	0.6	18	0,0		0,7	1.0	
Mougeotia sp.	6.0	0,0	6.4			0,1	1,0	
Navicula linearis	0,0		0,1	1.9				
Navicula sp.	64,7	36,5	31,4	27,2	113,1	31,2	44,3	8.3
Navicula tripunctata	- /	, -	- /	,	- ,	- ,	2,6	- , -
Neospongiococcum sp.		65,2						
Nephrocytium agardhianum						0,6		
Nitzschia acicularis	1,3	4,3	4,3	1,4	1,5	1,0	1,7	0,2
Nitzschia constricta							0,6	1,0
Nitzschia linearis						0,4		
Nitzschia salinarum	1,4	. .	0,4			0,6	2,6	
Nitzschia sigmoidea	0,9	2,1	0,8	0,9	1,3	2,0	1,5	0,5
Nitzschia sp.	14,1	14,3	10,9	6,7	28,0	19,4	19,2	4,3
Nostoc sp.	0,4		176,7			4.5		1.0
Occustis elliptica			10			4,5		1,0
Occystis emplica Occystis sp	04		1,0	35	51.4	0.5	3.5	
Oscillatoria limnetica	0,1		28.8	0,0	01,1	10.1	0,0	
Oscillatoria sp.		18.1	25.8	26.3	32.1	33.3	42.0	17.3
Pandorina sp.		- , -	2,6	-,=	- ,-	1,1	.,=	,-
Pediastrum angulosum					14,1			
Pediastrum boryanum	3,2	8,2	11,0		18,3	2,8	8,4	2,1
Pediastrum duplex	4,5		9,6		14,8	3,8	18,4	
Pediastrum simplex			10,3			5,6		
<i>Pediastrum</i> sp.			2,6	4,8	14,3	0,6		

Taxonname	Lindes- mühle/ Fränk. Saale	Baiers- dorf/ Regnitz	Eixen- dorf/ Schwar- zach	Groß- weil/ Loisach	Höllthal/ Alz	Hecker- wehr/ Roth	Baier- brunn/ Isar	Au/ Iller
Pediastrum tetras		10,3	7,7				4,5	
Pennales	3,9	1,7	1,4	4,8	5,5	9,9	2,6	1,8
Peridinium sp.							0,6	
Phacus oscillans		1,3	1,5				<u> </u>	
Phacus sp.	0,2	40.0	0,6	05.0	110.0	00.0	0,5	00.0
Phormialum sp.	10,0	40,2	186,9	25,3	112,0	22,0	10,2	23,2
Placoneis sp.		1,2	1,7	03	1,3	1,1	1,0	0,4
Planktosphaeria gelatinosa			1,0	0,5	2,0			
Pleurocapsa sp.	44.3	41.9	10.4	16.0	31.8	9.1	23.8	9.1
Pleurosira sp.	,e	1,4	1,3	,.	01,0	0,4	20,0	0,1
Pseudanabaena sp.		16,6	4,2	14,0	70,1	72,2	6,6	3,7
Punctaria pinata						2,5		
<i>Pyramimonas</i> sp.	0,4							
Reimeria sinuata	0,4				2,1	0,3	1,0	0,2
<i>Reimeria</i> sp.						1,6		
Rhodomonas minuta					1,8		1,2	
var. nannoplanctica							07	4.0
Rhoicosphenia appreviata	4.0	F 4	0.0	0.0		0,8	0,7	1,8
Rhoicosphenia sp.	4,2	5,1	2,0 4.0	2,0		2,4 17	3,3 1 0	1,5
Scenedesmus aculeolatus			4,0			1,7	1,9 6.4	
Scenedesmus acuminatus		28	24				0,4	
Scenedesmus acutus		1.9	2.3	3.4			3.8	
Scenedesmus armatus		.,-	8,7	-, -			-,-	
Scenedesmus bicaudatus		1,6	2,7			1,6		
Scenedesmus brasiliensis	1,3		2,6		4,7	2,0	2,6	
Scenedesmus costatus			1,3					
Scenedesmus denticulatus		2,6	5,1					
Scenedesmus dimorpha							5,1	
Scenedesmus ecornis	1,3		8,0			1,2		2,2
Scenedesmus Intermedius		5 5	3,9		2,6	1,7	E 0	
Scenedesmus Inneans		5,5	0,7 13				5,6	
Scenedesmus obliquus	15	21	74	77	10.9	17	39	
Scenedesmus obtusus	1,0	3.0	2.6	,,,	10,0	1,7	0,0	
Scenedesmus opoliensis		-,-	2,1					
, Scenedesmus pectinatus			,			0,6		
Scenedesmus quadricauda	1,2	5,3	8,9		5,8	4,1	4,1	1,1
Scenedesmus sp.	1,3	2,8	6,5	9,4	6,3	2,6	3,1	0,4
Scenedesmus subspicatus						5,1		
Scenedesmus tenuispina		2,0	4,3				1,9	
Scherffelia sp.		70.7	100.1			1,6		
Schizothrix sp.		70,7	130,1					
Schroederia sp			10			07		
Scytonema sp.			1,0	64		0,7		
Sphaerellopsis sp		0.5		0,7				
Spinularius sp.		0,0				13.9		
Spirogyra sp.			3,2			- , -		
Spirulina sp.	156,1	446,1	531,5	146,1	223,8	136,8	93,7	38,6
Staurastrum gracile			0,5					
Staurastrum sp.			0,6			0,2	0,6	
Staurastrum tetracerum			0,7		o /			
Staurodesmus sp.					2,4			
Stanostarobia sp.					1,0	0.6		
Stenhanodiscus hantzschii			0.6			13		
			5,5			1,0		VI III

Taxonname	Lindes- mühle/ Fränk. Saale	Baiers- dorf/ Regnitz	Eixen- dorf/ Schwar- zach	Groß- weil/ Loisach	Höllthal/ Alz	Hecker- wehr/ Roth	Baier- brunn/ Isar	Au/ Iller
Stephanodiscus sp.		0,6						
Stichococcus sp.						6,4		
Stigeoclonium sp.	8,3	6,3	5,6	53,7	22,3	7,4	15,1	2,4
Surirella brebissonii	1,6				1,3	1,7	2,0	1,0
Surirella linearis			0,3					
Surirella minuta	0,2							
Surirella ovalis							0,6	
Surirella robusta							0,6	
<i>Surirella</i> sp.	1,5	1,3	1,6	2,5	1,9	1,5	3,8	0,4
Synechococcus sp.				0,6		18,0		
<i>Synedra</i> sp.							9,7	
Synura sp.	5,1		2,9			3,2		
Tabellaria sp.	0,9		1,3	1,3	1,3			
Tetraedriella regularis		0,4						
Tetraedron caudatum		0,4	0,5			0,6	0,4	
Tetraedron minimum	0,3	0,5	0,7			0,6	2,1	
Tetraedron muticum			0,6					
Tetraedron regulare						0,1		
Tetraedron sp.			0,5		1,3		0,3	
Tetraedron trigonum		1,3	1,0				0,6	
<i>Tetraspora</i> sp.			96,4				1,3	
Tetrastrum glabrum		2,5	3,6	2,8		1,7	3,9	
Tetrastrum staurogeniaeforme		5,1	2,6					
<i>Tolypothrix</i> sp.				12,8	27,0			
Trachelomonas hispida						0,2	0,3	0,6
Trachelomonas sp.	0,4	1,5	0,8			1,0	1,0	1,3
<i>Trebouxia</i> sp.		0,6	1,2					
Treubaria schmidlei		0,3						
<i>Tribonema</i> sp.	2,4					7,0		
Ulothrix flacca							212,0	
<i>Ulothrix</i> sp.	2,5	14,5	15,4	17,0	37,1	6,4	11,1	2,3
Ulothrix variabilis						1,5		
Ulothrix zonata							5,8	
<i>Uronema</i> sp.						5,7	1,1	2,2
Volvocales						1,3		
Willea irregularis		5,6	1,9					
<i>Zygnema</i> sp.		4,5	4,9					

Tabelle 19 Liste der bei den Untersuchungen im Projektteil B im Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlagen nachgewiesenen Makrophyten mit Angabe der durchschnittlichen prozentualen Deckungsgrade (jeweils gemittelt über alle Transekte und Probenahmetermine). Am Standort Baierbrunn/Isar gab es in den untersuchten Transekten keinen Nachweis von Makrophyten. Hochgestellte Zahlen und Buchstaben (grüne Schrift) symbolisieren den Status des Taxons gemäß der Roten Liste der Gefäßpflanzen Bayerns (2003): 3 = gefährdet, G = Gefährdung anzunehmen, N = Neophyt (rote Schrift).

Taxonname	Lindes- mühle/ Fr. Saale	Baiers- dorf/ Regnitz	Eixen- dorf/ Schwarzach	Groß- weil/ Loisach	Höllthal/ Alz	Hecker- wehr/ Roth	Au/ Iller
Berula erecta	0,02						
Callitriche sp.	0,39		0,01	0,004			
Carex sp.					0,02		
Chara sp.					6,47		
Elodea canadensis ^N				0,26			0,01
Elodea nuttallii ^N			3,63		0,23		
Lemna trisulca ³		0,001					
Myosotis scorpioides ^G	0,02					0,01	
Myriophyllum sp.						0,02	
Myriophyllum spicatum					0,01		
Myriophyllum verticillatum ³		0,06					
Nuphar lutea	0,08		0,003				
Phragmites australis					0,02		
Poaceae	0,09			0,004			
Potamogeton lucens ³					1,90		
Potamogeton pectinatus					0,11		
Potamogeton perfoliatus ³					2,14		
Ranunculus aquatilis					0,01		
Ranunculus fluitans ³	0,15			0,33			0,24
Ranunculus sp.			0,02				
Sagittaria sagittifolia			0,01				
<i>Sagittaria</i> sp.			0,01				
Sparganium erectum	0,03				0,04		
Sparganium sp.			0,003				
Stuckenia filiformis							0,27
Veronica anagallis- aquatica		0,05			0,01		
Veronica beccabunga				0,01			
Anzahl der Transekte mit Makrophyten	10	5	18	6	32	4	4



Projektteil B – Vergleichende Gesamtbilanzierung der seriellen Diskontinuität

- Gewässerbereich
- **∆** OW vorher
- **v** UW vorher
- OW nachher
- ▼ UW nachher

Abbildung 35 Standortspezifische metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (basierend auf normalisierten Individuenzahlen der Organismengruppen Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten und Periphyton). Für die statistische Auswertung relevante Makrophytenvorkommen gab es nur an den Standorten Eixendorf und Höllthal. Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Symbole im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (geringer Abstand = große Ähnlichkeit). Die Stichprobenwiederholungen wurden an jedem Standort für Ober- (OW) und Unterwasser (UW) berechnet. An Standorten mit Neueinbau von Wasserkraftanlagen in bestehende Querbauwerke fand eine getrennte Berechnung für die Zeitpunkte vor und nach dem Einbau statt. Die Daten aus den saisonalen Beprobungen wurden hierfür jeweils gepoolt. Am Ausleitungskraftwerk Baiersdorf-Wellerstadt wurde der Kraftwerkskanal zusätzlich zum Hauptgewässer berücksichtigt.