



# Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2022

Band 12: Gesamtbewertung



wasser







# **Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen**

**Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2022**

**Band 12: Gesamtbewertung**

## Impressum

Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen  
Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2022 Band 12: Gesamtbewertung

### Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)  
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160  
86179 Augsburg  
Tel.: 0821 9071-0  
E-Mail: [poststelle@lfu.bayern.de](mailto:poststelle@lfu.bayern.de)  
Internet: [www.lfu.bayern.de](http://www.lfu.bayern.de)

### Bearbeitung:

Dr. Josef Knott, Dr. Melanie Mueller, Dr. Joachim Pander, Prof. Dr. Jürgen Geist:  
Technische Universität München  
Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie  
Mühlenweg 18-22, 85354 Freising  
Tel: 08161 71-3947  
Email: [aquasys@tum.de](mailto:aquasys@tum.de)  
Internet: [www.fisch.wzw.tum.de](http://www.fisch.wzw.tum.de)

LfU: Dr. Heidi Kammerlander, Hannah Ingermann, Fabio Di Tullio, Diana Genius, Dr. Madlen Gerke, Birgit Lohmeyer,  
Dr. Christoph Mayr

### Bildnachweis:

Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie/TUM: Abb. 1, 3–16;  
Abb. 2: abgeändert nach Mueller et al. (2017)

### Stand:

Juli 2022

Diese Publikation wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbern oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Publikation nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Publikation zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die publizistische Verwertung der Veröffentlichung – auch von Teilen – wird jedoch ausdrücklich begrüßt. Bitte nehmen Sie Kontakt mit dem Herausgeber auf, der Sie – wenn möglich – mit digitalen Daten der Inhalte und bei der Beschaffung der Wiedergaberechte unterstützt.

Diese Publikation wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.



BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 089 12 22 20 oder per E-Mail unter [direkt@bayern.de](mailto:direkt@bayern.de) erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung

## Inhaltsverzeichnis

|          |   |           |
|----------|---|-----------|
| <b>1</b> | <b>Projektübersicht</b>   | <b>4</b>  |
| <b>2</b> | <b>Methoden</b>   | <b>7</b>  |
| 2.1      | Fischabstieg, Mortalität und Verletzungen, physikalische Bedingungen bei der Turbinenpassage und der Passage alternativer Abstiegskorridore sowie Fischverhalten vor den Wasserkraftanlagen (Projektteil A) | 7         |
| 2.1.1    | Fischabstieg, Mortalität und Verletzungen   | 7         |
| 2.1.2    | Physikalische Bedingungen bei der Turbinenpassage und der Passage alternativer Abstiegskorridore  | 10        |
| 2.1.3    | Fischverhalten vor den Wasserkraftanlagen   | 10        |
| 2.2      | Ökologische Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft (Projektteil B)  | 11        |
| <b>3</b> | <b>Ergebnisse und Diskussion</b>  | <b>14</b> |
| 3.1      | Erkenntnisse zu Fischabstieg, Mortalität und Verletzungen, physikalischen Bedingungen bei der Turbinenpassage und Fischverhalten vor der Wasserkraftanlage (Projektteil A)                                  | 14        |
| 3.1.1    | Artenspektrum sowie Muster des natürlichen Fischabstiegs  | 14        |
| 3.1.2    | Mortalität und Verletzungen nach Rechen- und Turbinenpassage  | 15        |
| 3.1.3    | Physikalische Bedingungen bei der Turbinenpassage und der Passage alternativer Abstiegskorridore  | 25        |
| 3.1.4    | Zusammenhänge zwischen Verletzungsmustern, Fischgröße und anlagebedingten Parametern  | 30        |
| 3.1.5    | Nutzung der Abstiegskorridore, Barrierefunktion des Rechens und Fischverhalten vor den Wasserkraftanlagen   | 32        |
| 3.2      | Bewertung des Lebensraums (Projektteil B)   | 37        |
| 3.3      | Zusammenschau der Ergebnisse anhand der Mortalität und der Habitatauswirkungen  | 42        |
| <b>4</b> | <b>Literatur</b>  | <b>47</b> |

# 1 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 (Abb. 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 sohnahen 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 (Gobrechen 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

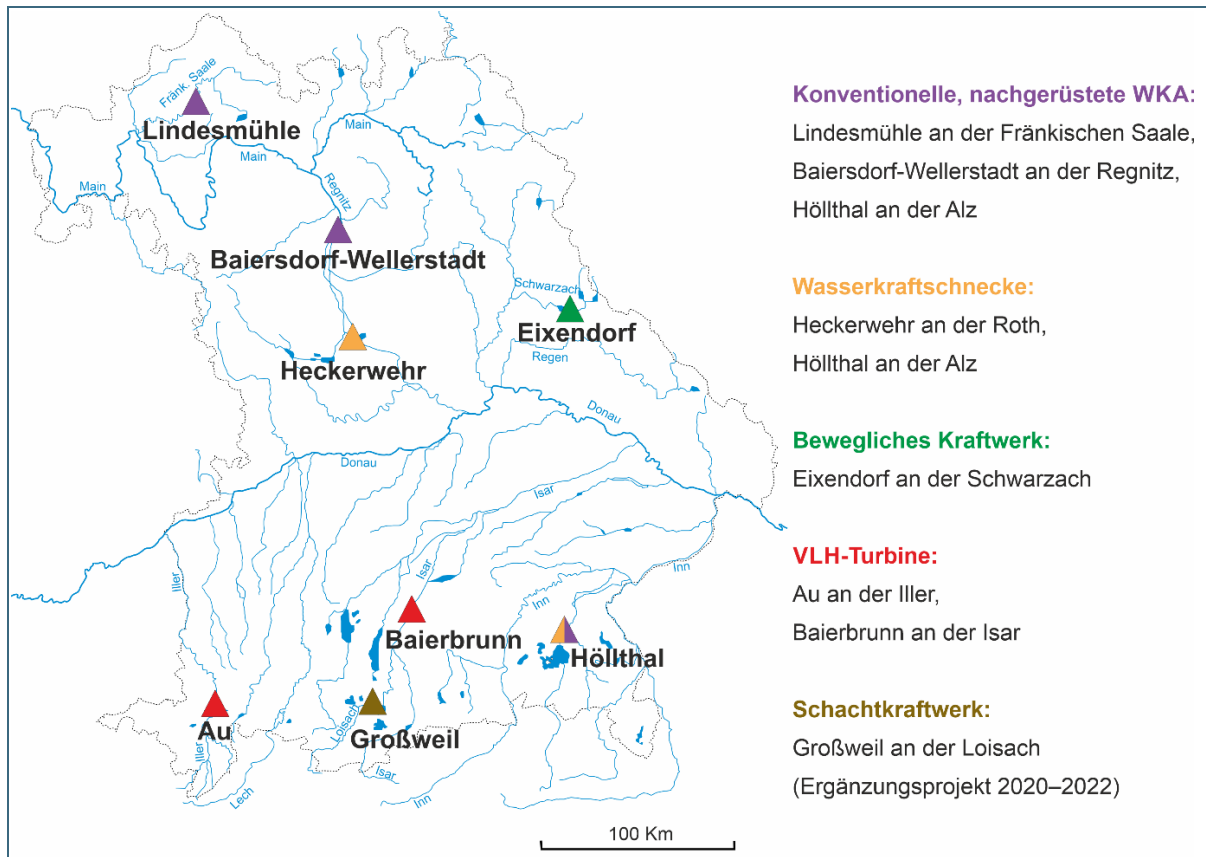


Abb. 1: Bayernkarte mit Verortung der Projektstandorte unterschieden nach Kraftwerkstypen

Eine Übersicht über die an den einzelnen Standorten eingesetzten Turbinentypen und deren Anlagenkennwerte (Fallhöhe, Drehzahl etc.) ist in Tab. 1 enthalten. In diesem Dokument werden die Ergebnisse einer übergeordneten Auswertung der Daten von allen Standorten zusammenfassend präsentiert und die Kraftwerkstechnologien untereinander verglichen. Gegenstand dieses Berichtsteils ist ein Vergleich der Anlagenwirkung auf Fische (Erkenntnisse zu Fischabstieg, Mortalität und Verletzungen, physikalischen Bedingungen bei der Turbinenpassage und Fischverhalten vor der Wasserkraftanlage, Projektteil A) und der Habitatauswirkungen der verschiedenen innovativen Kraftwerkstechnologien und konventionellen Kraftwerksanlagen (Projektteil B).

Das Gesamtprojekt zum fischökologischen Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen wird in Projektband 1 (Mueller et al. 2022a, 2. aktualisierte Auflage 2022) beschrieben. Die Ergebnisse der methodischen Vorversuche zur fangbedingten Fischschädigung und zur sonarbasierten Erfassung des Fischabstiegs sind in den Projektbänden 2a (Pander et al. 2020) und 2b (Egg et al. 2020) dargestellt. Ausführliche Informationen über einzelne Untersuchungsstandorte und die dort für das Monitoring verwendete technische Ausstattung sowie die Untersuchungsergebnisse enthalten die Projektbände 3 bis 10 (Knott et al. 2022a, Mueller et al. 2020c–i). Standortübergreifende Verbesserungsmöglichkeiten für den Fischschutz und die Gewässerökologie sind in Band 11 beschrieben (Mueller et al. 2022b, 2. aktualisierte Auflage 2022). Eine ausführliche Darstellung der hier zusammengefassten Gesamtbetrachtung aller untersuchten Kraftwerke erfolgt in Projektband 12 (Knott et al. 2022b).

Tab. 1: Überblick über die wichtigsten Anlagenkennwerte beziehungsweise untersuchten Turbinendaten unter Niedriglast- und Hochlastbetrieb der Standorte Lindesmühle an der Fränkischen Saale, Baidersdorf-Wellerstadt an der Regnitz, Eixendorf an der Schwarzach, Großweil an der Loisach, Höllthal an der Alz, Heckerwehr an der Roth, Baierbrunn an der Isar und Au an der Iller. Die Standorte Lindesmühle und Baidersdorf wurden nur unter Niedriglastbedingungen untersucht. Die Umfangsgeschwindigkeit wurde aus der Drehzahl (n) des entsprechenden Lastzustandes und dem Turbinendurchmesser (d) errechnet mit  $vU = n \cdot d \cdot \pi / 60$  (Ebel 2013)

| Standorte  | Lindesmühle an der Fränkischen Saale | Baidersdorf-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/<br>Kraftwerkskonzept                  | Kaplan-Rohrturbine                   | Kaplan-Rohrturbine                     | Kaplan-Rohrturbine/<br>Bewegliches Kraftwerk | Kaplan-Rohrturbine/<br>Schachtkraftwerk | Kaplan-Rohrturbine  | Wasserkraftschnecke | Wasserkraftschnecke    | 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            |



## 2 Methoden

### 2.1 Fischabstieg, Mortalität und Verletzungen, physikalische Bedingungen bei der Turbinenpassage und der Passage alternativer Abstiegskorridore sowie Fischverhalten vor den Wasserkraftanlagen (Projektteil A)

Primäres Ziel der Untersuchungen im Projektteil A war es, die potenzielle Schädigung von Fischen bei der Turbinenpassage zu ermitteln. Außerdem wurde betrachtet, wie sich der Fischabstieg auf die unterschiedlichen Abstiegskorridore der Kraftwerksanlage sowie auf verschiedene Jahres- und Tageszeiten verteilt. Darüber hinaus wurde mit dem Einsatz von Sensorfischen untersucht, welchen physikalischen Bedingungen Fische bei der Turbinenpassage und der Passage alternativer Korridore ausgesetzt sind. Zusätzlich wurde an den konventionellen Kraftwerksanlagen Baiersdorf-Wellerstadt und Lindesmühle das Verhalten von Aalen und am innovativen Schachtkraftwerk in Großweil auch das Verhalten anderer Fischarten vor der Wasserkraftanlage mittels Sonartechnik beobachtet.

#### 2.1.1 Fischabstieg, Mortalität und Verletzungen

Die Kraftwerksanlagen verfügen über verschiedene Abstiegskorridore für Fische: die Turbinen, technische oder naturnahe Fischaufstiegsanlagen und Bypasssysteme wie Spülrinnen, Spülklappen oder oberflächen- beziehungsweise sohlnahe Abstiegsfenster. Temporär, beispielsweise bei Hochwasser, können die Fische an den Untersuchungsstandorten zusätzlich über die jeweils zugehörige Wehranlage in das Unterwasser gelangen. Dieser Korridor konnte aber aufgrund der großflächigen Überströmung an keinem der Untersuchungsstandorte beprobt werden. Der Fischabstieg über die Turbinen sollte bei der Untersuchung möglichst vollumfänglich erfasst werden. An den Untersuchungsstandorten wurden je nach standörtlichen Gegebenheiten ein bis zwei Hamen pro Turbine in die U-Profile der Revisionsverschlüsse am Turbinenauslauf eingesetzt. Ein Hamen ist ein sich trichterförmig verjüngender Netzsack mit abnehmender Maschenweite, an dessen Ende sich ein Fangnetz, Steertreuse genannt, befindetet. Technische Fischaufstiegsanlagen wurden ebenfalls mit Hamen befischt. Naturnahe Fischaufstiegsanlagen wurden mit Reusen befischt. Für die Beprobung von Spülrinnen, Spülklappen und Abstiegsfenstern wurden jeweils individuelle trichterförmige Fangsäcke konstruiert.

Der natürliche Fischabstieg wurde jeweils im Frühjahr und im Herbst an insgesamt 312 Versuchstagen verteilt auf die acht Untersuchungsstandorte (25–49 Versuchstage je Standort) beprobt. Die Daten zum natürlichen Fischabstieg des Standorts Eixendorf konnten aufgrund methodischer Probleme nicht mit in die standortübergreifende Auswertung eingehen (siehe Mueller et al. 2020g). Die Netzleerungen erfolgten in der Regel alle zwei Stunden und wurden gleichmäßig auf die erste Tageshälfte (Sonnenaufgang bis 12:00 Uhr), die zweite Tageshälfte (12:00 Uhr bis Sonnenuntergang), die erste Nachthälfte (Sonnenuntergang bis 00:00 Uhr) und die zweite Nachthälfte (00:00 Uhr bis Sonnenaufgang) verteilt. Daraus ergaben sich insgesamt 2.993 Stunden Hamenbefischungen (ohne Eixendorf). Ziel war es zu ermitteln, zu welchen Tageszeiten der Fischabstieg an den Standorten bevorzugt stattfindet. Sowohl während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr als auch im Herbst wurden außerdem Fische im Oberwasser der Kraftwerksanlage mithilfe von Elektrobefischungen gefangen und auf Verletzungen hin geprüft (ausschließlich Tag-Befischungen). Mit dieser Methode können nur mobile Fische, die auf Strom reagieren, erfasst werden. Dadurch ließ sich zumindest näherungsweise eine potenzielle Vorschädigung des natürlichen Fischbestands vor der Passage des Kraftwerks abschätzen, wobei zu berücksichtigen ist, dass auch die Methodik der Elektrobefischung Verletzungen verursachen kann. Zudem konnten Informationen zum vorhandenen Fischbestand gewonnen werden.

Neben den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs erfolgten ebenfalls jeweils im Frühjahr und im Herbst Versuche mit standardisierten Fischzugaben. Diese Versuche wurden an den konventionel-

len Wasserkraftanlagen Baiersdorf-Wellerstadt und Lindesmühle bei niedriger Turbinenlast durchgeführt (siehe Mueller et al. 2020c–d). Die Schaufeln des Laufrades sind dabei eng gestellt. Dadurch sollten die höchstmöglich auftretenden Fischschädigungen bei der Turbinenpassage an diesen Standorten erfasst werden (Worst-Case-Szenario). An den innovativen Wasserkraftanlagen und an der Kaplan-Rohrturbine am Standort Höllthal wurden die standardisierten Fischzugaben bei niedriger und hoher Turbinenlast durchgeführt. Insgesamt wurden an den acht Untersuchungsstandorten 150.162 Versuchsfische (6.807–26.517 Fische je Standort) der Arten Aal (19,6–71,4 cm), Nase (3,5–29,7 cm), Bachforelle (2,9–42,0 cm), Flussbarsch (4,1–25,8 cm), Barbe (4,0–37,4 cm), Rotauge (4,2–21,7 cm), Äsche (4,8–30,0 cm) und Huchen (7,0–60,0 cm) eingesetzt. Dabei ist zu beachten, dass nicht an allen Gewässern alle acht Arten eingesetzt wurden. Bei den Untersuchungen an den Anlagen des Main-Einzugsgebiets (Baiersdorf-Wellerstadt, Lindesmühle, Heckerwehr) wurden beispielsweise keine Huchen eingesetzt, da diese dort nicht heimisch sind. Der Aal, welcher im Donaeinzugsgebiet als nicht ursprünglich heimisch anzusehen ist, dort aber ebenfalls besetzt wird, wurde an Standorten im Donaeinzugsgebiet nur nach Abstimmung mit den Fischereiberechtigten und Fischereifachberatungen eingesetzt (siehe Knott et al. 2022b, Mueller et al. 2022a).

Die Fischzugaben erfolgten soweit möglich an drei Stellen (vergleiche Abb. 2): Oberhalb des Rechens (Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“), unmittelbar vor der Turbine (Versuchsgruppe „Turbine“) und am Eingang des Hamens unterhalb des Kraftwerks (Kontrollgruppe „Hamen“). Anders als bei der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs konnte so gezielt zwischen dem Einfluss des Rechens und der Turbine sowie fangbedingten Verletzungen differenziert werden. Die Netzleerungen erfolgten während der standardisierten Fischzugaben in der Regel stündlich. Anhand einer Stichprobe (insgesamt 12.903 Fische, 207–2.380 Fische je Standort) wurde zudem vor Beginn der Versuche untersucht, ob und mit welchen Vorschädigungen die Versuchsfische aus den Fischzuchten und nach dem Transport am Standort eintrafen. Die standardisierten Fischzugaben ermöglichten daher über die Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs hinaus Erkenntnisse zur kraftwerksbedingten Schädigung (Mortalität und Verletzungen).

Die in Kapitel 3.1.2 dargestellten Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben beinhalten sowohl die sofortige als auch die verzögerte Mortalität innerhalb von 96 Stunden nach der Hamenleerung und sind bereits entsprechend der in Mueller et al. (2022a & c) 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 dargestellt.

Während der Versuche zum natürlichen Fischabstieg und der standardisierten Fischzugaben wurden dreimal täglich die physikalisch-chemischen Eigenschaften des Wassers im Hauptstrom (Temperatur, Sauerstoffkonzentration, Leitfähigkeit, pH-Wert und Trübung) sowie die Strömungsgeschwindigkeiten am Rechen und an den Hamen gemessen (siehe Knott et al. 2022a, Mueller et al. 2020c–i).

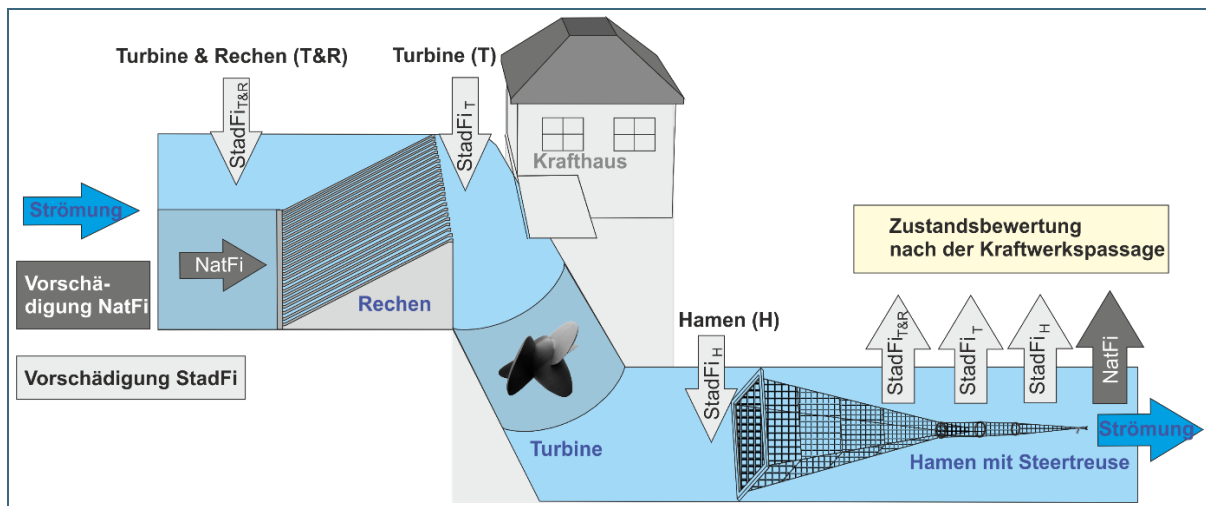


Abb. 2: Schematische Darstellung der verschiedenen Zugabe- und Entnahmestellen für Fische des natürlichen Fischbestands (NatFi) und aus den standardisierten Fischzugaben (StadFi), abgeändert nach Mueller et al. (2017). T&R = Passage der Fische durch Turbine und Rechen bei Fischzugabe oberhalb des Rechens, T = Passage der Fische durch die Turbine bei Fischzugabe zwischen Rechen und Turbine, H = Kontrollgruppe an Fischen, die nur den Hamen passiert haben

Die äußerlich sichtbaren Verletzungen der Fische wurden mit einem standardisierten Protokoll erfasst. Mit dieser Methode lässt sich für jeden Fisch ein Verletzungsmuster dokumentieren. Ein solches Muster setzt sich zusammen aus 86 Kombinationen von möglichen Verletzungstypen (z. B. Schuppenverluste, Pigmentveränderungen, Hautverletzungen, Quetschungen, Amputationen), betroffenen Körperteilen (z. B. Kopf, Körper vorne, hinten, links, rechts, dorsal, ventral, Flossen) sowie fünf allgemeinen Gesundheitskriterien (Vitalität, Atemfrequenz, Ernährungszustand, Verpilzung und Parasiten) (vergleiche Mueller et al. 2017, Mueller et al. 2022a). Gegenstand der Untersuchungen waren auch innere Verletzungen der Fische. Zu diesem Zweck wurden von einer Stichprobe an Fischen (insgesamt 11.154 Individuen, 73–2.657 Individuen je Standort) Röntgenbilder mittels Kontaktradiographie erstellt. Wie bei den äußerlich sichtbaren Verletzungen erfolgte die Auswertung der Röntgenbilder mit einem standardisierten Protokoll (Mueller et al. 2020I & 2022a).

Zur Bestimmung der verzögerten Mortalität wurden die Fische getrennt nach Arten und Versuchsgruppen über 72 Stunden (natürlicher Fischbestand; Zeitraum kürzer aus Kapazitätsgründen) beziehungsweise 96 Stunden (standardisierte Fischzugaben) in wassergefüllten Becken, die ständig mit Frischwasser aus dem jeweiligen Untersuchungsgewässer durchströmt wurden, gehältert und täglich kontrolliert (Mueller et al. 2022a).

Bisher existiert kein allgemein akzeptierter methodischer Standard, mit dem Mortalitätsraten in Zusammenhang mit Wasserkraftanlagen unter Berücksichtigung verschiedener Fischarten und Lastzustände berechnet werden. Die Darstellung der Ergebnisdigramme berücksichtigt daher verschiedene Berechnungsmöglichkeiten. Zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen wurden Wiederfangraten, Mortalitätsraten, Vitalität und Verletzungsintensität sowie die äußeren und inneren Verletzungsmuster verglichen (siehe Mueller et al. 2022a). Zusammenhänge zwischen der Fischlänge und der Fischschädigung sowie zwischen verschiedenen abiotischen Variablen (physikalische Bedingungen bei der Turbinenpassage, Turbinenparameter, Strömungsgeschwindigkeiten, physikalisch-chemische Gewässerparameter) und der Fischschädigung wurden mithilfe von uni- und multivariaten Korrelationsanalysen und linearen Modellen untersucht. Die verwendeten Diagramme, Tabellen und Berechnungen werden in Mueller et al. (2020b) ausführlich beschrieben.

### 2.1.2 Physikalische Bedingungen bei der Turbinenpassage und der Passage alternativer Abstiegskorridore

Gemeinsam mit Wissenschaftlern des Port Stephens Fisheries Institute und der Charles Sturt University (New South Wales, Australien) untersuchte das Projektteam der TU München im September 2016 und 2019 die physikalischen Bedingungen, die bei der Passage der Kraftwerke auf die Fische einwirken. Untersucht wurden dabei die Standorte Au, Heckerwehr, Baiersdorf-Wellerstadt, Baierbrunn und Höllthal. Weiterhin wurden in den Jahren 2020 und 2021 vom Projektteam der TU München die Standorte Eixendorf und Großweil auf diese Weise untersucht. Zum Einsatz kamen dabei mehrere sogenannte „Sensorfische“. Ein Sensorfisch ist ein autonomes Messgerät, das Beschleunigung, Rotation, Druck und Temperatur direkt während der Turbinenpassage beziehungsweise der Passage alternativer Korridore messen und aufzeichnen kann. Die Ergebnisse der Sensorfisch-Messungen erlauben Rückschlüsse darauf, welchen Kräften und Ereignissen – wie Druckabfällen, Kollisionen und starken Turbulenzen – die Fische während der Passage von Turbinen und alternativen Korridoren ausgesetzt sind. Insgesamt wurden an den oben genannten sieben Untersuchungsstandorten 354 Sensorfisch-Datensätze der physikalischen Bedingungen während der Turbinenpassage ausgewertet. An den alternativen Abstiegskorridoren in Eixendorf (oberflächennahes Abstiegsfenster mit Fischrutsche), Großweil (oberflächen- und sohlnahes Abstiegsfenster, angehobenes Segmentschütz, Klappenwehr mit anschließender rauen Rampe) und Baierbrunn (raue Rampe) wurden insgesamt 146 Sensorfisch-Datensätze ausgewertet.

### 2.1.3 Fischverhalten vor den Wasserkraftanlagen

Die Sonartechnik ist für die Erfassung von Fischbewegungen vor Wasserkraftanlagen besonders gut geeignet, da sie unabhängig von Wassertrübung, Lichtverhältnissen sowie Wassertiefe arbeitet (Egg et al. 2018). In diesem Projekt wurde ein hochfrequentes Multibeam Sonar verwendet (ARIS Explorer 3000), das Videos in einem kegelförmigen Bereich bis zu 20 m Länge erzeugt.

Das ARIS Sonargerät wurde am Standort Baiersdorf-Wellerstadt im Herbst 2014 und am Standort Lindesmühle im Herbst 2015 und 2016 während der Wanderung von Blankaalen bei ansteigendem Abfluss eingesetzt. Ziel der Untersuchungen am Standort Baiersdorf-Wellerstadt war es, erste Erkenntnisse über das Verhalten von Blankaalen vor verschiedenen Abstiegskorridoren zu sammeln sowie eine einheitliche Methodik für die ARIS-Messungen zu etablieren (siehe Mueller et al. 2020c). Am Standort Lindesmühle wurde mithilfe der Sonaruntersuchungen die Funktionalität des dort installierten Aalrohrs nach Hassinger & Hübner (2009) und das zeitweilige Öffnen des Leerschützes als alternative Managementoption für den Aalabstieg überprüft (siehe Mueller et al. 2020d). Weiterhin wurde das ARIS Sonargerät am Standort Großweil im Herbst 2020 und im Frühjahr 2021 während der standardisierten Fischzugaben eingesetzt, um das Verhalten der standardisiert zugegebenen Versuchsfische und von natürlich absteigenden Fischen am Rechen der horizontalen Einlaufebene des Schachtkraftwerks zu untersuchen (siehe Knott et al. 2022a).

## 2.2 Ökologische Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft (Projektteil B)

Projektteil B befasste sich damit, wie sich Wasserkraftanlagen auf den Lebensraum Fluss auswirken. Dazu wurden die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft sowie abiotische Umweltfaktoren im Ober- und Unterwasser der Wasserkraftanlagen untersucht. Wasserkraftanlagen schränken die Durchwanderbarkeit eines Gewässers ein und beeinflussen wichtige Habitateigenschaften des Fließgewässers. Der Aufstau des Flusses verlangsamt in der Regel die Strömungsgeschwindigkeit im Oberwasser und erhöht die Wassertiefe. Dadurch verändert sich auch die Substratzusammensetzung: Im Staubereich lagert sich verstärkt Sediment an, der Geschiebetransport wird unterbunden oder stark eingeschränkt. Der Einbau von Turbinen kann die Habitateigenschaften an einem bereits bestehenden Querbauwerk weiter verändern. Das Wehr wird nach dem Kraftwerksbau in der Regel nicht mehr auf der gesamten Breite überströmt, da sich der Abfluss auf die Turbinenseite konzentriert. Diese Veränderungen können sich auf die aquatische Lebensgemeinschaft auswirken.

Ziel der Untersuchungen war es, die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums (serielle Diskontinuität) sowie Lebensraumveränderungen nach dem Bau des Kraftwerks zu charakterisieren und zu quantifizieren. Die Gewässerabschnitte wurden zu diesem Zweck im unmittelbaren Ober- und Unterwasser jeweils vor und nach dem Kraftwerksbau systematisch untersucht (Müller et al. 2011): Standardmäßig wurden das Ober- und Unterwasser für die Untersuchung in mehrere Längsspuren eingeteilt, in denen wiederum einzelne Untersuchungsstrecken mit einer Länge von je 30 m verteilt lagen (vergleiche Abb. 3). Dort fanden jeweils die gleichen, nachfolgend beschriebenen Untersuchungen statt. An den verschiedenen Standorten beprobte das Projektteam je nach Gewässerbreite 15 bis 20 Untersuchungsstrecken im Ober- und Unterwasser des Kraftwerks in drei bis vier Längsspuren. An den innovativen Kraftwerksstandorten fanden die Beprobungen in der Regel an jeweils zwei Terminen im Frühjahr und im Sommer beziehungsweise Herbst vor dem Bau des Kraftwerks und nach dem Bau des Kraftwerks statt. Am Standort Au konnte jeweils nur eine Beprobung im August beziehungsweise September vor und nach dem Kraftwerksbau durchgeführt werden. Mit dem Kraftwerksbau wurde hier bereits im Herbst beziehungsweise Winter 2014/2015 begonnen, sodass vor dem Kraftwerksbau keine Beprobung im Frühjahr möglich war. Zudem sollten die Beprobungen vor und nach dem Kraftwerksbau unter etwa vergleichbaren Bedingungen zur gleichen Jahreszeit stattfinden. An den Bestandsanlagen Baidersdorf-Wellerstadt, Lindesmühle und Höllthal war kein Vorher-Nachher-Vergleich möglich. Dennoch wurden an diesen Standorten jeweils zwei Beprobungen im Frühjahr und im Sommer beziehungsweise Herbst durchgeführt, um die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums zu erfassen.

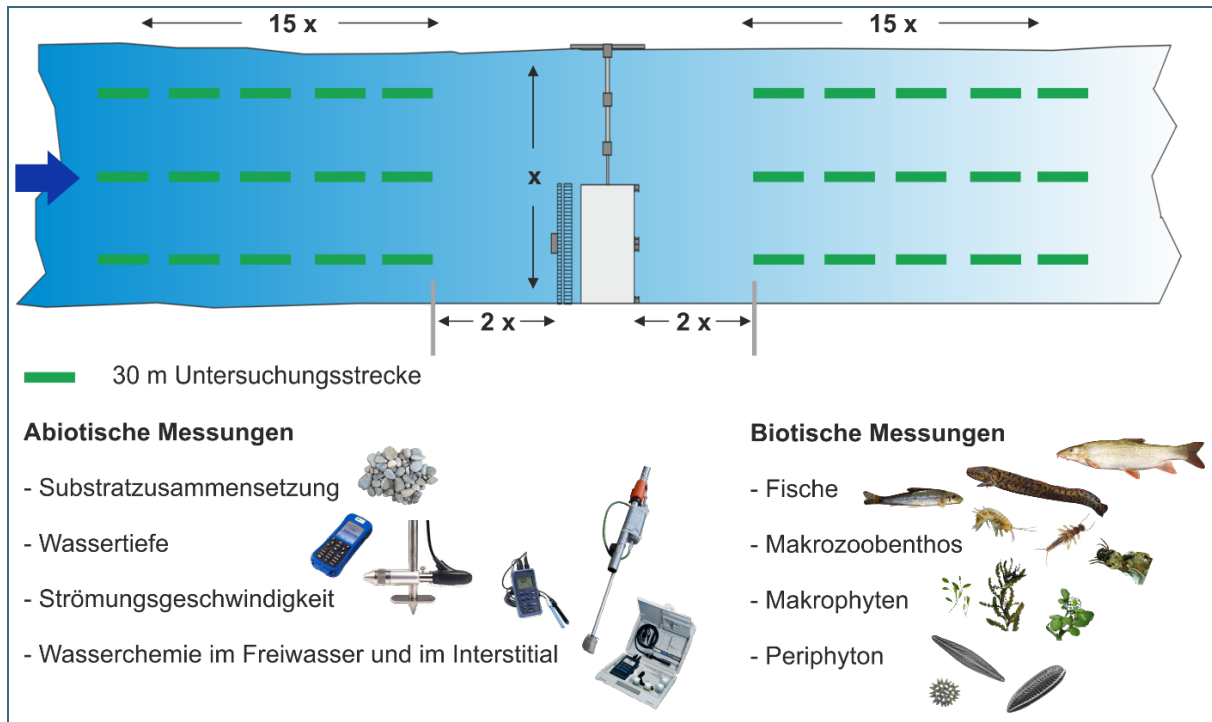


Abb. 3: Schema der Habitatuntersuchungen in Projektteil B, hier dargestellt für je drei Längsspuren im Ober- und Unterwasser. Die genannten abiotischen und biotischen Messungen werden in jeder der 30 m langen Untersuchungsstrecken durchgeführt ( $x$  = Gewässerbreite,  $2x$  = Sicherheitsabstand zum Wehr, entspricht der zweifachen Gewässerbreite,  $15x$  = Länge der gesamten Untersuchungsstrecke im Ober- und Unterwasser, entspricht der 15-fachen Gewässerbreite).

Zur Charakterisierung der Habitateigenschaften in den verschiedenen Gewässerabschnitten wurden in jeder Untersuchungsstrecke folgende abiotische Parameter erfasst:

- Wassertiefen
- Strömungsgeschwindigkeiten
- Physikalisch-chemische Eigenschaften (Sauerstoffkonzentration, Temperatur, pH-Wert, Leitfähigkeit, Redoxpotential) im Freiwasser und im Porenwasser des Interstitials (Kieslückensystems)
- Sedimentqualität (Substratzusammensetzung und flächige Verteilung der Substrattypen)

Für eine aussagekräftige Charakterisierung des Lebensraums ist es wichtig, zusätzlich zu den abiotischen Messungen möglichst viele Ebenen biologischer Organisation zu betrachten. Sie reagieren teilweise sehr unterschiedlich auf veränderte Habitateigenschaften. Untersucht wurden daher folgende taxonomische Gruppen:

- Periphyton (Aufwuchsalgen am Gewässergrund)
- Makrophyten (Wasserpflanzen)
- Makrozoobenthos (am Gewässergrund lebende wirbellose Kleintiere)
- Fische

Das Periphyton ist ein wichtiger Primärproduzent in Fließgewässern. Periphyton-Taxa sind in ihrem Vorkommen und Wachstum lichtabhängig, dementsprechend wirken sich Unterschiede in der Wassertiefe auf diese Lebewesen aus. Ebenso können Veränderungen in Strömungsgeschwindigkeit und Substratbeschaffenheit die Artenzusammensetzung des Periphytons erheblich beeinflussen.

Auch welche Arten von Makrophyten im Gewässer auftreten, hängt unter anderem stark von diesen beiden abiotischen Parametern ab. Weiterhin wirken Makrophyten als Strukturgeber für Fische und Makrozoobenthos. Daher sind sie eine wichtige Lebensraumkomponente.

Makrozoobenthosgemeinschaften reagieren auch auf strukturelle Degradation, wie sie oft im Zusammenhang mit Querbauwerken und Wasserkraftnutzung auftritt. Veränderungen in den Gemeinschaften wirken sich wiederum auf andere Lebewesen aus, denn das Makrozoobenthos spielt eine bedeutende Rolle im Nahrungsnetz der Fließgewässer. Es ist zum einen Hauptnahrungsquelle für viele Fischarten und zum anderen Hauptkonsument der pflanzlichen Biomasse (insbesondere des Periphytons).

Fischartengemeinschaften sind in besonderem Maße durch den Einbau von Querbauwerken und die Wasserkraftnutzung betroffen: Fische müssen im Laufe ihres Lebenszyklus verschiedene Teilhabitate erreichen. Durch die dargestellten Eingriffe gelingt dies nicht mehr oder nur noch eingeschränkt. Ebenso verändern sich die Verfügbarkeit und die Qualität der für Fische wichtigen Schlüsselhabitate. Außerdem werden Fische, wie bereits erwähnt, von den Effekten auf ihre Nahrungsorganismen indirekt beeinflusst.

Um die Artenzusammensetzung des Periphytons zu erfassen, wurde in jeder Untersuchungsstrecke von fünf Hartsubstraten (Steine oder Totholz) der vorhandene Aufwuchs jeweils auf einer Fläche von 4 cm<sup>2</sup> (insgesamt 20 cm<sup>2</sup>) gewonnen. Daraus wurde eine Sammelprobe erstellt. Im Labor wurden anschließend die Zellzahl und soweit möglich die verschiedenen Arten, Gattungen oder Familien im Periphyton bestimmt.

Die Artenzusammensetzung der Makrophyten wurde in der Regel direkt vor Ort bestimmt und die Deckungsgrade der einzelnen Wasserpflanzenarten in 5-Prozent-Schritten geschätzt.

Für die Analyse des Makrozoobenthos entnahm das Projektteam in jeder Untersuchungsstrecke an fünf repräsentativen Stellen (je 0,09 m<sup>2</sup>) Proben mit einem Surber-Sampler (einem um einen Metallrahmen befestigten Netzbeutel). Das gewonnene Makrozoobenthos wurde dann als Sammelprobe in einer 1-Liter-Weithalsflasche mit 50-prozentigem Ethanol konserviert. Die Tiere in den Proben wurden im Labor mit Binokular und Mikroskop soweit möglich auf Artniveau bestimmt.

Der Fischbestand wurde in jeder Untersuchungsstrecke durch Elektrofischung über die gesamte Streckenlänge von 30 m erhoben. Am Standort Eixendorf waren die Wassertiefen in manchen Untersuchungsstrecken des Eixendorfer Stausees sehr hoch (> 3 m), was die Erfassung des Fischbestands mittels Elektrofischung erschwerte. Deshalb wurden als Ergänzung zur Elektrofischung Multi-Maschen-Kiemennetze (Länge x Höhe: 30 m x 1,5 m) an jeweils drei Untersuchungsstrecken im Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage eingesetzt, um in tieferen Bereichen am Gewässergrund lebende Fischarten zu erfassen. Die gefangenen Fische wurden auf 0,5 cm genau gemessen und ihre Art bestimmt.

Die Daten zu den abiotischen Habitateigenschaften und der aquatischen Lebensgemeinschaft wurden anschließend statistisch ausgewertet (siehe Band 1: Mueller et al. 2022a). Die Ergebnisse der aquatischen Lebensgemeinschaft wurden gemeinsam betrachtet und über alle taxonomischen Gruppen hin-

weg ausgewertet (Mueller et al. 2014). Diese Auswertung erlaubt es, die durch das Kraftwerk beziehungsweise Querbauwerk verursachten Veränderungen auf Ebene des Ökosystems zu bewerten (Ecosystem Approach, Mueller & Geist 2016).

## 3 Ergebnisse und Diskussion

### 3.1 Erkenntnisse zu Fischabstieg, Mortalität und Verletzungen, physikalischen Bedingungen bei der Turbinenpassage und Fischverhalten vor der Wasserkraftanlage (Projektteil A)

#### 3.1.1 Artenspektrum sowie Muster des natürlichen Fischabstiegs

An den unterschiedlichen Untersuchungsstandorten wurde der natürliche Fischabstieg, der in Form von gezielter flussabwärts gerichteter Wanderung oder passiver Drift in allen Fließgewässern stattfindet, tagsüber und nachts untersucht. Mit Ausnahme des Standortes Lindesmühle wurden an jeder Kraftwerksanlage zusätzliche Arten nachgewiesen, die bei den ausschließlich tagsüber durchgeführten Elektrobefischungen im Oberwasser oder an den nächst gelegenen WRRL-Messstellen nicht erfasst wurden (z. B. Blaubandbärbling, Zander, Güster, Rotfeder, Giebel, Bitterling).

Bei den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs an den sieben Standorten (ohne Eixendorf) wurden in den Fangeinrichtungen der verschiedenen Abstiegskorridore insgesamt 9.754 Fische gefangen (je nach Standort zwischen 0,4 und 18 Fische pro Untersuchungsstunde, beziehungsweise 0,03–0,15 Fische/1000 m<sup>3</sup> Wasservolumen). Die häufigsten der 44 dabei festgestellten Arten waren Schneider, Rotaugen, Laube, Barbe und Äsche (Abb. 4). Strömungsliebende Arten (v. a. Schneider, Barbe und Äsche) hatten einen Individuenanteil von insgesamt 56 % am Gesamtfang. Die meisten der Fische, die die Anlagen passierten, gehörten, abgesehen von Arten wie Barbe und Äsche, zu eher kleinwüchsigen Arten, die üblicherweise nicht über weite Strecken wandern. Insgesamt hatten kleinwüchsige Fischarten beziehungsweise junge Altersstadien mit einer Totallänge von  $\leq 15$  cm einen Anteil von 92 % am Gesamtfang des natürlichen Fischabstiegs. Die starke flussabwärts gerichtete Verbreitung dieser Fischarten beziehungsweise -größen durch aktive Wanderung oder passive Drift wurde bislang offensichtlich deutlich unterschätzt (vergleiche auch Pander et al. 2013). Dies deutet darauf hin, dass auch diese Arten und speziell kleine Fischgrößen in die Überlegungen zum Fischschutz an Kraftwerksanlagen einbezogen werden müssen. Mit Ausnahme der Barben wurden vergleichsweise wenige Individuen klassischer Mittel- beziehungsweise Langdistanz-Wanderrischarten in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore nachgewiesen (z. B. Aal: 52 Individuen, 0,5 % am Gesamtfang, Nase: 198 Individuen, 2,0 % am Gesamtfang, Barbe: 673 Individuen, 6,9 % am Gesamtfang). Beim häufigsten Mitteldistanzwanderer Barbe wurden die meisten Individuen an den Standorten Baierbrunn und Höllthal nachgewiesen, wobei auch hier die meisten der gefangenen Individuen juvenile oder subadulte Fische waren (Baierbrunn: 126 Individuen, davon 98 %  $\leq 15$  cm, Höllthal: 511 Individuen, davon 89 %  $\leq 15$  cm). Bei den Elektrobefischungen im Oberwasser der Kraftwerksanlagen (Projektteil B) wurden die Mittel- beziehungsweise Langdistanz-Wanderrischarten Aal, Nase und Barbe ebenfalls nachgewiesen, wobei die Individuenzahlen, bis auf die Barbe an den Standorten Baierbrunn (579 Individuen, 8,0 % am Gesamtfang im Oberwasser) und Höllthal (349 Individuen, 7,9 % am Gesamtfang im Oberwasser) sowie die Nase am Standort Lindesmühle (349 Individuen, 10,2 % am Gesamtfang im Oberwasser), meist vergleichsweise gering waren.



Der Anteil gebietsfremder Arten betrug insgesamt 5,5 % am Gesamtfang über alle Standorte und umfasste neun Arten (vergleiche Abb. 4), wovon der Blaubandbärbling zahlenmäßig die häufigste war und bis auf die Loissach auch in allen Untersuchungsgewässern vorkam. Über alle Standorte hinweg war die mittlere Zahl der gefangenen Fische pro Stunde nachts (6 Fische) höher als tagsüber (3 Fische). Eine deutliche Präferenz für einen Abstieg bei Nacht wurde dabei für die Arten Barbe, Mühlkoppe, Zander, Elritze und Nase beobachtet (Knott et al. 2020). Eine Präferenz für einen Abstieg bei Tageslicht war weniger deutlich ausgeprägt, wurde aber tendenziell für die Arten Rotfeder, Schneider und Laube festgestellt (Knott et al. 2020). Einige Arten, wie etwa das Rotauge, zeigten keine Präferenz für eine bestimmte Tageszeit und verhielten sich in jedem Untersuchungsgewässer anders (Knott et al. 2020). Über alle Standorte war die mittlere Zahl der gefangenen Fische pro Untersuchungsstunde im Herbst (6 Fische) höher als im Frühjahr (2 Fische). Allerdings bevorzugten die einzelnen Fischarten unterschiedliche Jahreszeiten für den Abstieg. Während im Herbst verstärkt die Arten Rotauge, Hasel, Flussbarsch, Nase, Zander, Äsche und Elritze gefangen wurden, wurden im Frühjahr vor allem Rotfeder, Blaubandbärbling, Gründling, Kaulbarsch, Schleie und Rutte in größerer Individuenzahl als im Herbst in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore nachgewiesen (Knott et al. 2020, Band 10: Knott et al. 2022a, Bände 8 und 9: Mueller et al. 2020h–i).

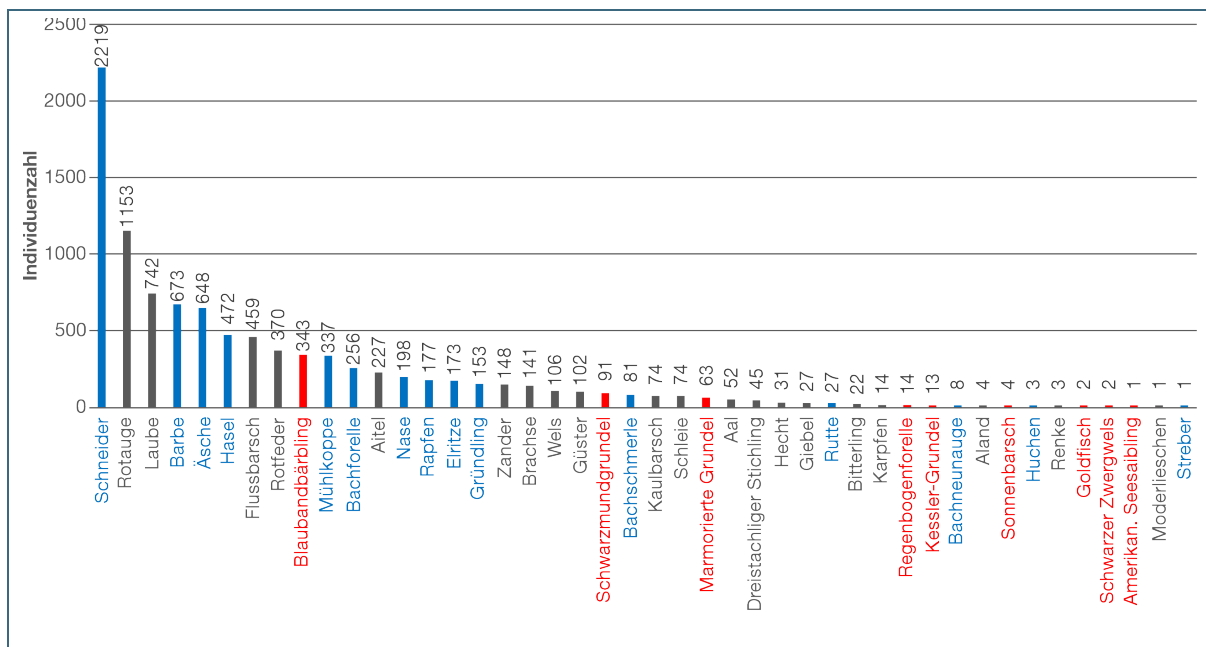


Abb. 4: Artenspektrum des natürlichen Fischabstiegs über die Untersuchungsstandorte Lindesmühle an der Fränkischen Saale, Baiersdorf-Wellerstadt an der Regnitz, Großweil an der Loissach, Hölththal an der Alz, Heckerwehr an der Roth, Baiersbrunn an der Isar und Au an der Iller. Dargestellt ist die absolute Gesamtindividuenzahl über alle Abstiegskorridore und aus allen Leerungen. Blau markierte Artenamen symbolisieren strömungsliebende Fischarten, rot markierte Artenamen symbolisieren gebietsfremde Fischarten.

### 3.1.2 Mortalität und Verletzungen nach Rechen- und Turbinenpassage

Bei den **standardisierten Fischzugaben** lagen die Mortalitätsraten durch Turbine und Rechen an den neun untersuchten Wasserkraftanlagen über alle getesteten Arten und Lastzustände zwischen 2 % (VLH-Turbinen Au, Anteil toter Fische am Gesamtfang über Hoch- und Niedriglast) und 43 % (Kaplan-Rohrturbine Lindesmühle, mittlere Mortalität über alle Fischarten bei Niedriglast) (vergleiche Abb. 5). Bei der Berechnung wurden die fangbedingte Mortalität und die verzögerte Mortalität berücksichtigt (siehe Band 1: Mueller et al. 2022a). Je nach Standort konnten 2 % (51 Individuen, Lindesmühle) bis 53 % (1.305 Individuen, Baiersdorf-Wellerstadt) der oberhalb des Rechens eingesetzten Versuchsfische (Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“) wiedergefangen und für die Ermittlung der Mortalität verwendet werden.

Im Fall von sehr niedrigen Wiederfangraten, wie insbesondere am Standort Lindesmühle, ist zu berücksichtigen, dass aus den Daten ermittelte Mortalitätsraten ggf. nur eingeschränkt aussagekräftig sind. Aus statistischer Sicht war die Stichprobenzahl allerdings an allen Untersuchungsstandorten ausreichend hoch, um statistisch abgesicherte Ergebnisse zu erhalten (vergleiche Abb. 5). Basierend auf den Ergebnissen der regelmäßig durchgeführten Elektrobefischungen im Oberwasser und auf visuellen sowie Sonar-Beobachtungen bei den Fischzugaben ist davon auszugehen, dass ein großer Teil der nicht wiedergefangenen Fische ins Oberwasser der Kraftwerksanlagen abwanderte. Diese Beobachtungen in Kombination mit den überwiegend hohen Wiederfangraten bei den Dummy-Versuchen mit unterschiedlich gefüllten Plastikbällen (außer in Lindesmühle; vergleiche Abb. 5) lassen die Schlussfolgerung zu, dass der Großteil der Fische, die das Kraftwerk passiert haben, auch in den Fangeinrichtungen wiedergefangen wurde. Am Standort Lindesmühle könnte die geringe Fangeffektivität des Turbinenhamens zu einer Über- oder Unterschätzung der Mortalität geführt haben. Hier passen allerdings die Art und Intensität der Verletzungen nach der Turbinenpassage (z. B. Amputationen von Körperteilen bei 22 % der wiedergefangenen Fische) zu der vergleichsweise hohen Mortalität von 35–43 %.

Generell unterschieden sich die Mortalitätsraten der standardisiert zugegebenen Fische je nach Berechnungsweg, weshalb nachfolgend jeweils die Mortalitätsspannen unter Berücksichtigung verschiedener Berechnungsmöglichkeiten angegeben werden (vergleiche Abb. 5). Die geringste Mortalität über alle Fischarten von 2–6 % wurde an den VLH-Turbinen am Standort Au an der Iller beobachtet, gefolgt von den Wasserkraftschnecken am Standort Höllthal an der Alz mit 3–6 % und dem zugehörigen konventionellen Kraftwerk mit Kaplan-Rohrturbine mit 5–8 %. Die Mortalitätsraten an der Wasserkraftschnecke am Standort Heckerwehr und am Schachtkraftwerk am Standort Großweil lagen über alle Fischarten mit 4–13 % beziehungsweise 9–13 % im Mittelfeld der untersuchten Wasserkraftanlagen. Die höchste Mortalität über alle Fischarten wurde mit 35–43 % an der konventionellen Wasserkraftanlage mit Kaplan-Rohrturbine Lindesmühle ermittelt, gefolgt vom beweglichen Kraftwerk mit Kaplan-Rohrturbine am Standort Eixendorf mit 22–25 % und der konventionellen Wasserkraftanlage mit Kaplan-Rohrturbinen am Standort Baiersdorf-Wellerstadt mit 13–21 %. An der VLH-Turbine am Standort Baierbrunn wurden mit 15–19 % ähnliche Mortalitätsraten über alle Fischarten wie an den Standorten Eixendorf und Baiersdorf-Wellerstadt mit Kaplan-Rohrturbinen ermittelt. Auffallend an diesen Ergebnissen ist, dass auch bei einem innovativen Kraftwerkskonzept wie dem beweglichen Kraftwerk, welches von einem wirksamen Ableiten der Fische durch die integrierte Fischschutz- und Fischabstiegsanlage ausgeht, durch den Einsatz einer konventionellen Kaplan-Rohrturbine (Drehzahl: 333 U/min, Laufraddurchmesser: 1 m; Fallhöhe: rund 5 m) hohe artspezifische Mortalitätsraten von bis zu 59 % (Nase bei Niedriglast) auftreten können (vergleiche Abb. 6). Aber auch als „fischverträglich“, „wenig fischschädlich“ oder gar „fischfreundlich“ geltende Turbinentypen (VLH-Turbine, Wasserkraftschnecke) können annähernd hohe oder sogar höhere artspezifische Mortalitätsraten als die hier untersuchten konventionellen Kraftwerke mit Kaplan-Rohrturbinen erzeugen (z. B. 64 % bei der VLH-Turbine am Standort Baierbrunn für das Rotaugen bei Niedriglast, 26 % bei der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal an der Alz für die Nase bei Hochlast) (vergleiche Abb. 6 und Abb. 7).

Der Anteil an Fischen, die nicht unmittelbar nach der Turbinenpassage, sondern verzögert innerhalb der 96 Stunden Beobachtungsphase starben, war im Verhältnis zur Gesamtmenge der gestorbenen Fische je nach Standort unterschiedlich hoch. An den Standorten Au, Heckerwehr und Höllthal, für die im Vergleich zu den anderen Projektstandorten relativ geringe Mortalitätsraten ermittelt wurden, war der Anteil der verzögerten Mortalität im Vergleich zur sofortigen Mortalität relativ hoch (VLH-Turbinen Au: 39–70 %, Wasserkraftschnecke Heckerwehr: 37–63 %, Wasserkraftschnecke Höllthal: 52–71 %,

Kaplan-Rohrturbine Höllthal: 36–55 %). An den Standorten Baiersdorf-Wellerstadt (9–17 %), Lindesmühle (20–36 %) und Eixendorf (6–13 %) mit Kaplan-Rohrturbinen, für die vergleichsweise hohe Mortalitätsraten ermittelt wurden, war der Anteil der verzögerten Mortalität im Vergleich zur sofortigen Mortalität nach der Turbinenpassage dagegen auffallend gering.

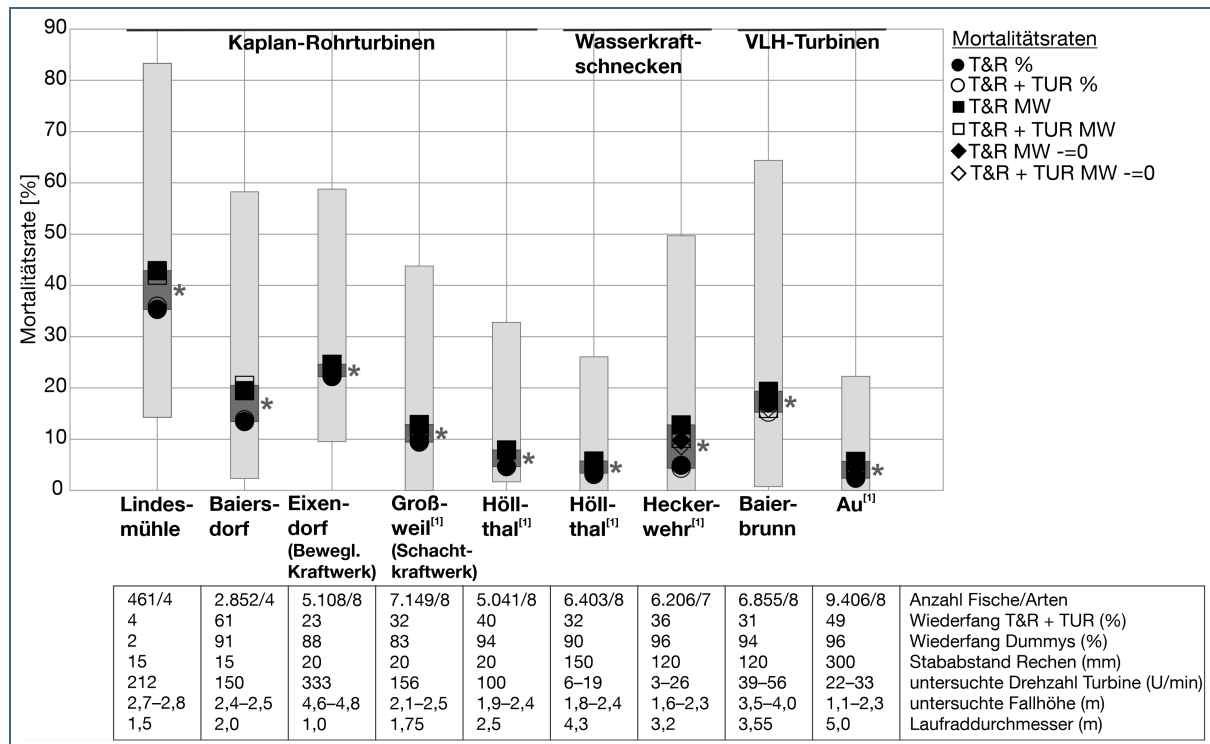


Abb. 5: Kraftwerksbedingte Mortalitätsraten über alle Fischarten und an den jeweiligen Anlagen untersuchte Lastzustände bei den **standardisierten Fischzugaben** in der Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“ (T&R) und zusammengefasst für die Versuchsgruppen „Turbine & Rechen“ und „Turbine“ (T&R + TUR) nach Korrektur um die Mortalität der Kontrollgruppe „Hamen“. Für die Berechnung wurde die Summe sofort und verzögert nach 96 Stunden gestorbener Fische berücksichtigt. Abgebildet sind für alle Fischarten die anteilmäßig berechneten Raten (%) beziehungsweise 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 <sup>[1]</sup> 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 Mueller et al. (2022a). 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“ wiedergefangenen Fische.

Für den Aal lagen die Mortalitätsraten an den untersuchten Standorten mit **Kaplan-Rohrturbinen** 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 %), an dem die Fallhöhe und die Drehzahl im Vergleich zu den anderen

in diesem Projekt untersuchten Standorten mit Kaplan-Rohrturbinen am geringsten waren. Am Standort Eixendorf lag 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 (Abb. 6). Bei der Bachforelle lagen die Mortalitätsraten an den vier Standorten mit Kaplan-Rohrturbinen mit Werten zwischen 2 % (Höllthal) bis 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 m<sup>3</sup>, Fallhöhe 2,5 m) Mortalitätsraten für standardisiert zugegebene Bachforellen, Äschen und Barben von 22 %, 21 % beziehungsweise 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 m<sup>3</sup>, untersuchte Fallhöhe 2,1–2,5 m) sowohl unter (Bachforelle < 1 %, Äsche 0,2–17 %) als auch im Bereich (Barbe 3–19 %) dieser Werte. Für die anderen in diesem Projekt untersuchten Fischarten Nase, Flussbarsch, Rotaugen und Huchen sind uns nach derzeitigem Kenntnisstand der verfügbaren Literatur keine artspezifischen Mortalitätsraten aus standardisierten Fischzügen an Kaplan-Turbinen bekannt.

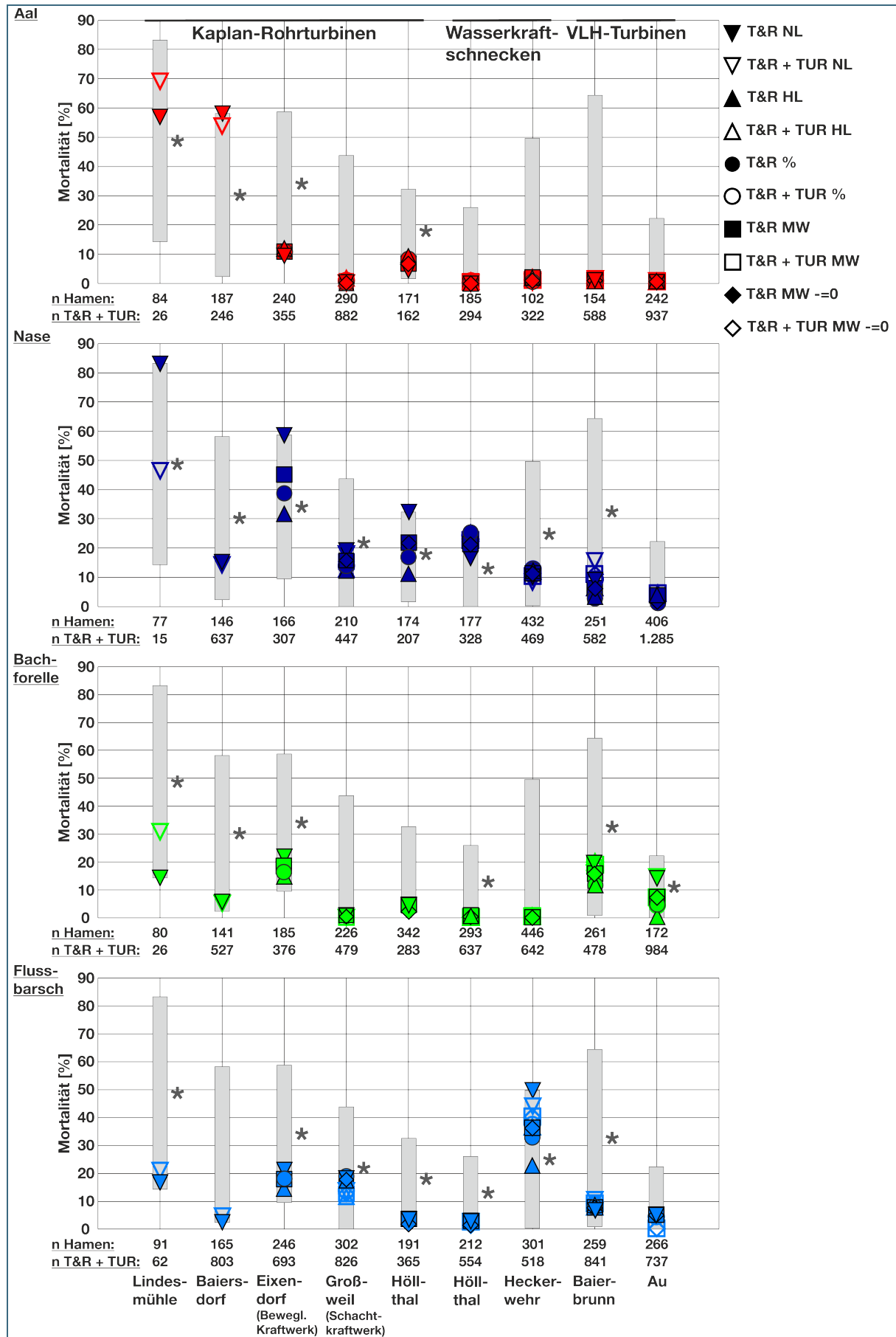
An den untersuchten **VLH-Turbinen** in Au und Baierbrunn ergaben sich beim Aal im Vergleich zu den Kaplan-Rohrturbinen deutlich niedrigere Mortalitätsraten von unter 1 %. Diese sind vergleichbar mit den Ergebnissen von Lagarrigue & Frey (2010) an einer VLH-Turbine in Frankreich. Für weitere Fischarten (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 unter 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 Literaturwerten. Bei den anderen Fischarten war die Spannweite der Mortalitätsraten an diesem Standort höher und die maximale Mortalität lag teilweise deutlich über den Literaturwerten (Huchen: 3–8 %, Äsche: 2–10 %, Bachforelle: 0–14 %, Rotaugen: 0,2–22 %; Abb. 6 und Abb. 7). Am Standort Baierbrunn waren die artspezifischen Mortalitätsraten für alle getesteten Fischarten mit Ausnahme des Aals zum Teil erheblich höher als am Standort Au und im Vergleich zu den Literaturwerten (z. B. Huchen 27–30 %, Rotaugen 27–64 %; vergleiche Abb. 6 und Abb. 7). Die hohe Mortalität der Rotaugen am Standort Baierbrunn könnte zumindest teilweise auch auf eine geschwächte Ausgangssituation beziehungsweise hohe Empfindlichkeit dieser Fischart gegenüber Handling-Effekten zurückzuführen sein. Dafür spricht, dass auch in der Kontrollgruppe „Vorschädigung“ 12 % der Rotaugen innerhalb der 96 Stunden Beobachtungsphase starben. Dennoch waren die Mortalitätsraten in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage deutlich höher als in den Kontrollgruppen („Vorschädigung“ und „Hamen“).

Der Lastzustand wirkte sich sowohl bei den Kaplan-Rohrturbinen als auch bei den VLH-Turbinen auf die Mortalitätsraten aus. Bei den Kaplan-Rohrturbinen stellte sich eine niedrige Turbinenlast aufgrund

der engeren Stellung der Turbinenschaufeln und dem damit verbundenen hohen Kollisionsrisiko vor allem für größere Individuen in der Regel als fischschädlicher heraus als eine hohe Turbinenlast (z. B. Nase, Äsche, Huchen in Eixendorf; Nase, Barbe, Rotaugen, Äsche, Huchen in Großweil; Nase, Äsche in Höllthal; Abb. 6 und Abb. 7). Bei der drehzahlvariablen VLH-Turbine, bei der bei Niedriglast ebenfalls die Turbinenschaufeln enger gestellt waren und zusätzlich die Drehzahl etwas geringer war, wurde dieser Effekt bei bestimmten Fischarten (Bachforelle, Äsche in Baierbrunn und Au; Abb. 6 und Abb. 7) auch beobachtet.

Bei den **Wasserkraftschnecken** lagen die Mortalitätsraten an den untersuchten Standorten überwiegend unter dem Bereich, der für konventionelle Kraftwerke mit Kaplan- oder Francis-Turbinen in der Literatur genannt ist (vergleiche Ebel 2013). Insbesondere bei Aal, Bachforelle und Barbe ergaben sich an beiden Untersuchungsstandorten niedrige Mortalitätsraten (unter 2 %). Für die Arten Nase und Rotaugen wurden im Vergleich zu den anderen getesteten Arten je nach Berechnungsweg und Standort höhere Mortalitätsraten ermittelt (Heckerwehr: Nase 9–13 %, Rotaugen 1–21 %; Höllthal: Nase 17–26 %). Mit Werten zwischen 23 % und 50 % traten die höchsten Mortalitätsraten beim Flussbarsch am Heckerwehr auf (Abb. 6). Diese hohen Mortalitätsraten waren vermutlich auch auf eine geschwächte Kondition der Flussbarsche bei der Anlieferung zurückzuführen, da in allen Versuchsgruppen einschließlich der Kontrollgruppe „Vorschädigung“ verhältnismäßig hohe verzögerte Mortalitätsraten innerhalb der 96 Stunden Beobachtungsphase auftraten (7 % in der Kontrollgruppe „Vorschädigung“, bis 50 % in der Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“ bei Niedriglast). In früheren Studien an Wasserkraftschnecken (untersuchte Fallhöhen 1,1–2,8 m) zum natürlichen Fischabstieg wurden sehr variable Mortalitätsraten zwischen 5 % und 81 % (Anteil toter Individuen am Gesamtfang über verschiedene Arten) ermittelt (Tombek & Holzner 2008, Schmalz 2010, Edler et al. 2011, Schnell & Ache 2012). Für den Aal geben Edler et al. (2011) und Schnell & Ache (2012) Mortalitätsraten von 0 % an. In einer belgischen Studie mit standardisierten Fischzugaben an einer 22 m langen Pump-Wasserkraftschnecke (Fallhöhe 10 m) wurden 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 standardisierten Fischzugaben mit Aalen an einer Pump-Wasserkraftschnecke zwischen 14 % und 19 % (Buysse et al. 2015).

Beim Vergleich mit Literaturwerten sind generell methodische Unterschiede zu berücksichtigen. Beispielsweise wurde bei den genannten Studien, 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 Studien wurde die Schädigung bei der Kraftwerkspassage außerdem ausschließlich an Fischen des natürlichen Fischabstiegs untersucht (z. B. Tombek & Holzner 2008, Schmalz 2010, Edler et al. 2011). Daher konnten weder die Vorschädigung der Fische (z. B. durch oberhalb liegende Kraftwerksanlagen, Raubfische oder Vögel) noch handling- und fangbedingte Effekte (Pander et al. 2018) differenziert werden. Zusätzlich müssen bei Literaturvergleichen auch immer das eingesetzte Größenspektrum der Versuchsfische sowie weitere standortspezifische Unterschiede beachtet werden. Dazu zählen unter anderem die Fallhöhe, die Drehzahl, der Turbinendurchmesser, die Anzahl der Schaufelblätter beziehungsweise der Windungen bei der Wasserkraftschnecke, die untersuchten Lastzustände und die Wiederauffanggraten. Bei Wasserkraftschnecken sind weitere turbinentechnische Eigenschaften und bauliche Maßnahmen, wie etwa Länge und Anstellwinkel, die Abrundung der Laufradeintrittskanten oder der Spalt zwischen Schnecke und Trog zu beachten (vergleiche Mueller et al. 2022b). Ein Vergleich mit Literaturdaten ist deshalb nur bedingt aussagekräftig, erlaubt aber dennoch eine grobe Einordnung der Ergebnisse zu unterschiedlichen Wasserkraftanlagen.



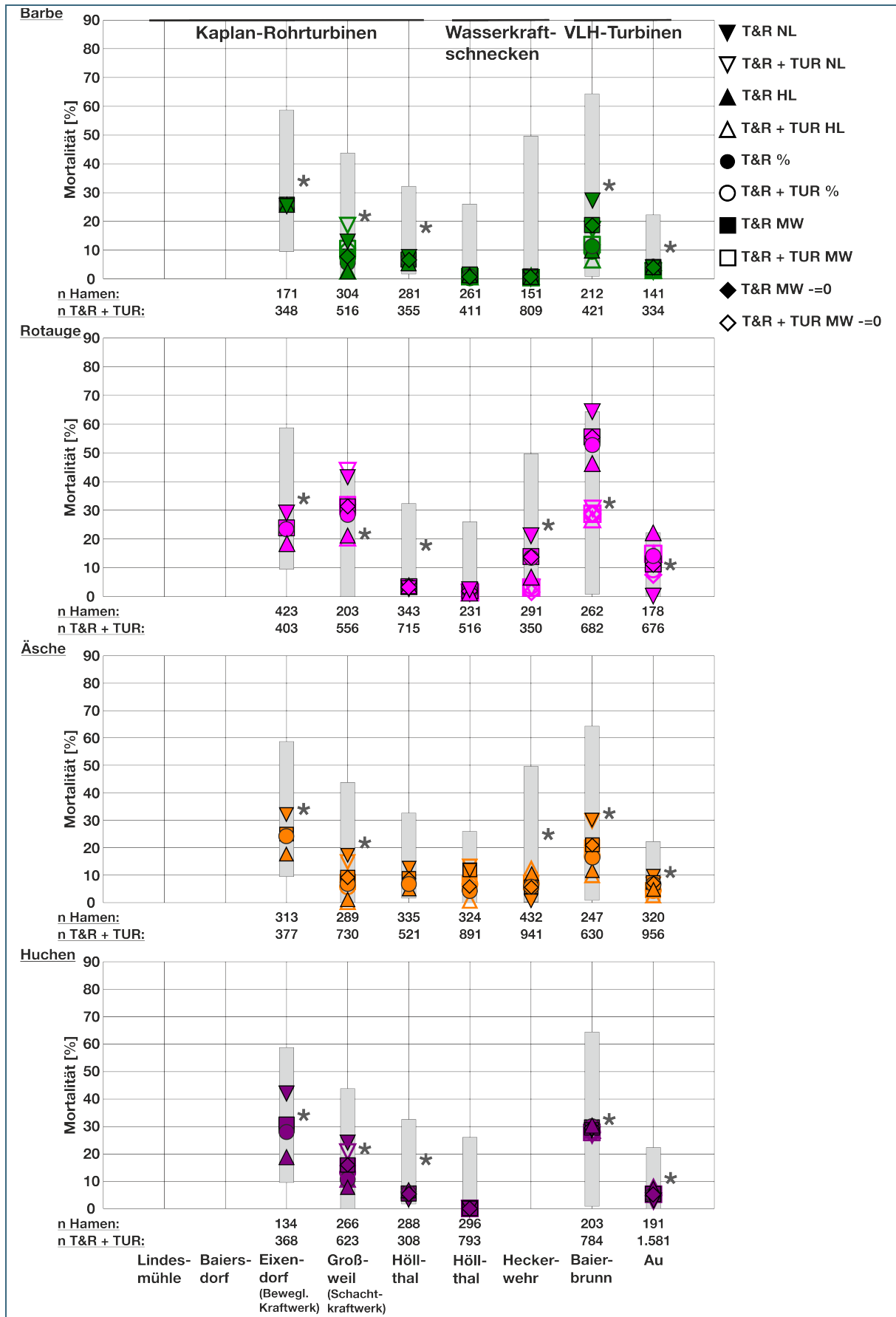


Abb. 6 und Abb. 7: Fischartenspezifische Mortalitätsraten für Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen bei den **standardisierten Fischzugaben** in der Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“ (T&R) und zusammengefasst für die Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“ und rechengängige 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 Stunden gestorbener Fische berücksichtigt. Abgebildet sind für die einzelnen Fischarten die anteilmäßig berechneten Raten (%) beziehungsweise über niedrige und hohe Turbinenlast gemittelte Raten (MW) an den neun untersuchten Kraftwerksanlagen. Im Falle von höheren Mortalitätsraten 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 & Rechen“ und „Turbine“ (nur rechengängige Individuen). Zur Berechnung der Mortalität siehe Mueller et al. (2022a).

Die äußeren und inneren Verletzungen der Fische aus den **standardisierten Fischzugaben** fielen innerhalb der verschiedenen Standorte, mitunter auch bei gleichem Turbinentyp, sehr unterschiedlich aus. Darüber hinaus waren die Intensität und die Art der Verletzungen, die durch die Passage der Kraftwerke verursacht wurden, stark artspezifisch. Durch die Passage der VLH-Turbinen am Standort Au und der Wasserkraftschnecken am Heckerwehr und in Höllthal entstanden überwiegend Verletzungen, die nicht sofort tödlich waren. Dazu zählten etwa Schuppenverluste, Hautverletzungen und Pigmentveränderungen. Es ist aber davon auszugehen, dass diese subletalen Verletzungen erheblich zur verzögerten Mortalität beigetragen haben. An diesen Standorten kamen Verletzungen wie Amputationen von Körperteilen, die meist zum sofortigen Tod der Fische führen, nur sehr selten vor (< 1 % der Fische). Im Gegensatz dazu wiesen nach der Passage der Kaplan-Rohrturbinen in Lindesmühle und in Eixendorf 22 % beziehungsweise 14 % der gefangenen Fische Amputationen von Körperteilen auf.

Die insgesamt höchsten Intensitäten aller Verletzungen wurden für den **Aal** an Standorten mit Kaplan-Rohrturbinen beobachtet. Die Aale erlitten insbesondere nach der Passage der Kaplan-Rohrturbinen an den Standorten Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt und Eixendorf überwiegend Amputationen von Körperteilen (43 % der Aale in Lindesmühle, 13 % in Baiersdorf, 5 % in Eixendorf), Quetschungen, Frakturen, Hautverletzungen und Einblutungen. Ursächlich für die Mortalität der Aale nach der Kraftwerkspassage waren vermutlich insbesondere kollisionsbedingte Verletzungen wie Amputationen und Quetschungen an Kopf und Körper, Kopf- und Wirbelsäulenfrakturen sowie Folgeverletzungen wie innere Blutungen. Die zweithöchsten Verletzungsintensitäten wurden für den **Flussbarsch** ebenfalls überwiegend an Kaplan-Rohrturbinen sowie an der VLH-Turbine in Baierbrunn beobachtet. Bei den Flussbarschen traten nach der Passage der Kaplan-Rohrturbinen bei bis zu 39 % (Eixendorf) der Individuen Veränderungen des Füllstands der Schwimmblase auf (in der Regel Überfüllung). Dabei war in Eixendorf bei 20 % und in Baiersdorf-Wellerstadt bei 13 % der Flussbarsche die Schwimmblase geplatzt, was unmittelbar letal sein oder schwerwiegende Folgeverletzungen verursachen kann (Rummer & Bennett 2005). Darüber hinaus hatten die Flussbarsche nach der Kraftwerkspassage an allen Standorten, außer an den Kaplan-Rohrturbinen in Großweil und den Wasserkraftschnecken in Höllthal, eine erhöhte Intensität von Pigmentveränderungen. 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). Bei **Bachforelle**, **Äsche** und **Huchen** wurden an nahezu allen Standorten nach der Kraftwerkspassage häufig Pigmentveränderungen an Kopf und/oder Körper in erhöhter Intensität beobachtet (Ausnahmen Großweil: Äsche; Höllthal Kaplan-Rohrturbine: Äsche; Höllthal Wasserkraftschnecke: Äsche, Huchen). Bei der Bachforelle 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 geplatzt, in Eixendorf bei 16 %, in Großweil bei 14 %, in Höllthal (Kaplan-Rohrturbine) bei 16 % und in Baierbrunn bei 22 %. Bei der Äsche wurden vergleichsweise hohe Verletzungsintensitäten an der Kaplan-Rohrturbine in Eixendorf und der VLH-Turbine in Baierbrunn beobachtet. Vor allem in Eixendorf war der Anteil an Äschen mit geplatzter Schwimmblase mit 20 % besonders hoch. Beim Huchen wurde nach Passage der Kaplan-Rohrturbinen an den Standorten Eixendorf, Großweil und Höllthal bei 27 %, 5 % beziehungsweise 7 % der Individuen eine geplatzte Schwimmblase festgestellt. Bei allen drei Salmoniden-Arten (Bachforelle, Äsche, Huchen) wurden nach der Kraftwerkspassage Amputationen von Körperteilen beobachtet, wobei die Anzahl der Fische mit Amputationen je nach Turbinentyp und Standort unterschiedlich hoch war (z. B. Bachforelle: etwa 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). Bei der **Barbe** waren die durch die Kraftwerkspassage verursachten Verletzungen, ebenso wie die beobachteten Mortalitätsraten, mit Ausnahme des Standorts Eixendorf (Kaplan-Rohrturbine) von verhältnismäßig geringer Intensität und im Vergleich zu den anderen getesteten Fischarten generell am geringsten. Neben äußeren Verletzungen wie Einblutungen am Kopf handelte es sich überwiegend um innere Verletzungen wie Verformungen und Frakturen von Skelettteilen, innere Blutungen oder Gasblasen im Kopf oder in der Leibeshöhle in leichter Intensität. Bei der Passage des beweglichen Kraftwerks mit Kaplan-Rohrturbine hingegen wiesen 20 % der Barben Amputationen von Körperteilen auf. Obwohl die Fischarten **Nase** und **Rotaue** an den Standorten Lindesmühle, Eixendorf und Höllthal (Nase) beziehungsweise am Schachtkraftwerk in Großweil und den beiden VLH-Standorten Au und Baierbrunn (Rotaue) die höchsten Mortalitätsraten aller Fischarten aufwiesen, konnten an diesen Standorten im Vergleich zu den restlichen Standorten keine besonders stark erhöhten Verletzungsintensitäten im Vergleich zur Kontrollgruppe „Hamen“ festgestellt werden. Die hohen Mortalitätsraten bei diesen Arten gehen vermutlich zu großen Teilen auf Stress zurück, was aufgrund der bereits erfolgten Korrektur der Mortalitätsraten um handling- und fangbedingte Effekte dennoch eindeutig auf die Turbinenpassage zurückzuführen ist. Darüber hinaus wurden aber auch vereinzelt schwerwiegende letale Verletzungen, die durch Kollisionen oder Druckunterschiede verursacht wurden, wie Amputationen und Quetschungen an Kopf und Körper, Kopf- und Wirbelsäulenfrakturen oder innere Blutungen bei diesen beiden Arten nach der Turbinenpassage beobachtet.

Generell können manche Verletzungen, die potenziell bei der Turbinenpassage auftreten können, auch **Folgeverletzungen** verursachen, die vermutlich entscheidend zu der in diesem Projekt beobachteten verzögerten Mortalität beigetragen haben. Im Gesamtdatensatz über alle Fischarten stellte sich heraus, dass ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen einer nach der Turbinenpassage stark vergrößerten beziehungsweise geplatzten Schwimmblase und einem Anstieg in der Verletzungsintensität von Frakturen und Verformungen der Wirbelsäule und der Rippen besteht. Dieser Zusammenhang war besonders stark bei Bachforelle, Flussbarsch, Barbe und Äsche ausgeprägt. Die Anfälligkeit von Flussbarschen gegenüber Barotrauma-Verletzungen, wie einer geplatzten Schwimmblase, ist bekannt, da Flussbarsche keinen Verbindungsgang zwischen Schwimmblase und Darm besitzen und der Gasausgleich bei einem schnellen Druckabfall daher deutlich länger dauert als bei physostomen Fischarten mit Schwimmblasengang (Abernethy et al. 2001). Aber auch bei physostomen Fischarten wurden nach der Turbinenpassage überfüllte beziehungsweise 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), was wiederum schwerwiegende Folgeverletzungen verursachen kann (Rummer & Bennett 2005). Die Ergebnisse in diesem Projekt deuten darauf hin, dass die Anfälligkeit gegenüber Barotrauma-Verletzun-

gen, die durch den raschen Druckabfall während der Turbinenpassage verursacht werden, von physostomen Fischarten bisher unterschätzt wird (Mueller et al. 2020) 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 beziehungsweise Platzen der Schwimmblase oder Kollisionen während der Turbinenpassage verursacht wurden, zu einer statistisch signifikant erhöhten Intensität von inneren Blutungen.

Bei Untersuchungen zum **natürlichen Fischabstieg** können anders als bei den standardisierten Fischzugaben fang- und handlingbedingte Verletzungen sowie Vorschädigungen üblicherweise nicht beziehungsweise nicht vollständig erfasst werden. Es handelt 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, indem die Mortalitätsraten der Kontrollgruppe „Hamen“ aus den standardisierten Fischzugaben für die jeweils gleiche Fischart aus dem natürlichen Fischabstieg zugrunde gelegt wurden. Bei den sonstigen Arten des natürlichen Fischabstiegs, 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 (vergleiche Hauptband 12: Knott et al. 2022b). Nach dieser näherungsweisen Korrektur um fangbedingte Effekte liegen die aus den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg ermittelten Mortalitätsraten überwiegend im Bereich der bei den standardisierten Fischzugaben ermittelten Mortalitätsraten. 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 Rotaugen an den Standorten Baidersdorf-Wellerstadt, Höllthal und Au sowie für die Nase am Standort Baierbrunn zu. Auch am VLH-Standort Au lagen die Mortalitätsraten der Äschen aus dem natürlichen Fischabstieg und die mittleren Mortalitätsraten über alle im natürlichen Fischabstieg erfassten Arten höher 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 Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs nicht bestimmt werden, wie viele Fische bereits tot oder vorgeschädigt waren, bevor sie das Kraftwerk passiert haben
- Zweitens kommt dazu, dass Fische im natürlichen Fischabstieg unter Umständen an größere Wassertiefen adaptiert und damit im Gegensatz zu den zugegebenen Fischen anfälliger für Barotraumat (Verletzungen durch Druckunterschiede) sein können
- Drittens muss bei dem Vergleich berücksichtigt werden, dass das Größenspektrum der einzelnen Arten zwischen standardisierten Fischzugaben und natürlichem Fischabstieg nicht vollständig übereinstimmt (z. B. Äsche am Standort Au: standardisierte Fischzugaben 7–18 cm, natürlicher Fischabstieg 7–43 cm)
- 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, Rotaugen an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal: standardisierte Fischzugaben n = 516, natürlicher Fischabstieg n = 25)

Bei der am häufigsten im natürlichen Fischabstieg nachgewiesenen Fischart Schneider (2.219 Individuen) lagen die Mortalitätsraten im Turbinenkorridor nach näherungsweiser Korrektur zwischen 18 % an der Wasserkraftschnecke am Standort Höllthal und 46 % am Standort Baidersdorf-Wellerstadt. Für

die ebenfalls häufigen Fischarten Laube (742 Individuen) und Hasel (472 Individuen) lagen die korrigierten Mortalitätsraten zwischen 52 % (Kaplan-Rohrturbine am Standort Höllthal) und 80 % (Standort Baiersdorf-Wellerstadt) beziehungsweise 14 % (Kaplan-Rohrturbine am Standort Höllthal) und 82 % (Standort Lindesmühle). Die 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.

### 3.1.3 Physikalische Bedingungen bei der Turbinenpassage und der Passage alternativer Abstiegskorridore

Insgesamt zeigen die Ergebnisse der durchgeführten Sensorfisch-Messungen, dass Fische auch bei der Passage von innovativen Turbinentypen wie Wasserkraftschnecken und VLH-Turbinen mitunter erheblichen physikalischen Effekten (vor allem 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. Hierbei gilt es jedoch zu beachten, dass der Sensorfisch nicht die exakt gleichen Eigenschaften wie ein lebender Fisch aufweist (z. B. keine aktive Bewegung, Form, Viskosität). Die mit den Sensorfischen gemessene Häufigkeit und Schwere von Kollisionen ist daher nur eingeschränkt auf Fische übertragbar, da beispielsweise vitale Fische feststehenden Bauteilen vermutlich besser ausweichen und dadurch Kollisionen vermeiden können als passiv verdriftende Sensorfische. Im Gegensatz dazu werden die gemessenen Druckveränderungen (z. B. Tiefstdruck während der Turbinenpassage, Dekompressionsrate) nicht von den Eigenschaften des Sensors beeinflusst, weshalb davon auszugehen ist, dass lebende Fische sehr ähnliche Druckveränderungen erfahren würden.

Schwere **Kollisionsereignisse** > 95 g (zur Einstufung siehe Hou et al. 2018), die anhand der Beschleunigung des Sensorfisches gemessen werden und deren Stärke als Faktor der Erdbeschleunigung  $g$  ( $= 9,81 \text{ m/s}^2$ ) beurteilt wird, traten wiederholt an allen untersuchten Kraftwerksanlagen bei der Turbinenpassage auf. Schwere Kollisionen > 95 g können für Fische unmittelbar tödlich sein oder schwerwiegende Verletzungen hervorrufen (Deng et al. 2005 & 2007). 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 (Abb. 8). Auffällig war vor allem der hohe Anteil an schweren Kollisionsereignissen > 95 g an der VLH-Turbine 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 (Abb. 8). 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. Insgesamt wurden Kollisionen während der Turbinenpassage als Haupttodesursache identifiziert, was sowohl anhand der beobachteten Amputationen, inneren Frakturen und Hautverletzungen als auch anhand der Sensorfisch-Messungen (vergleiche Boys et al. 2018, Knott et al. 2022b) deutlich wird.

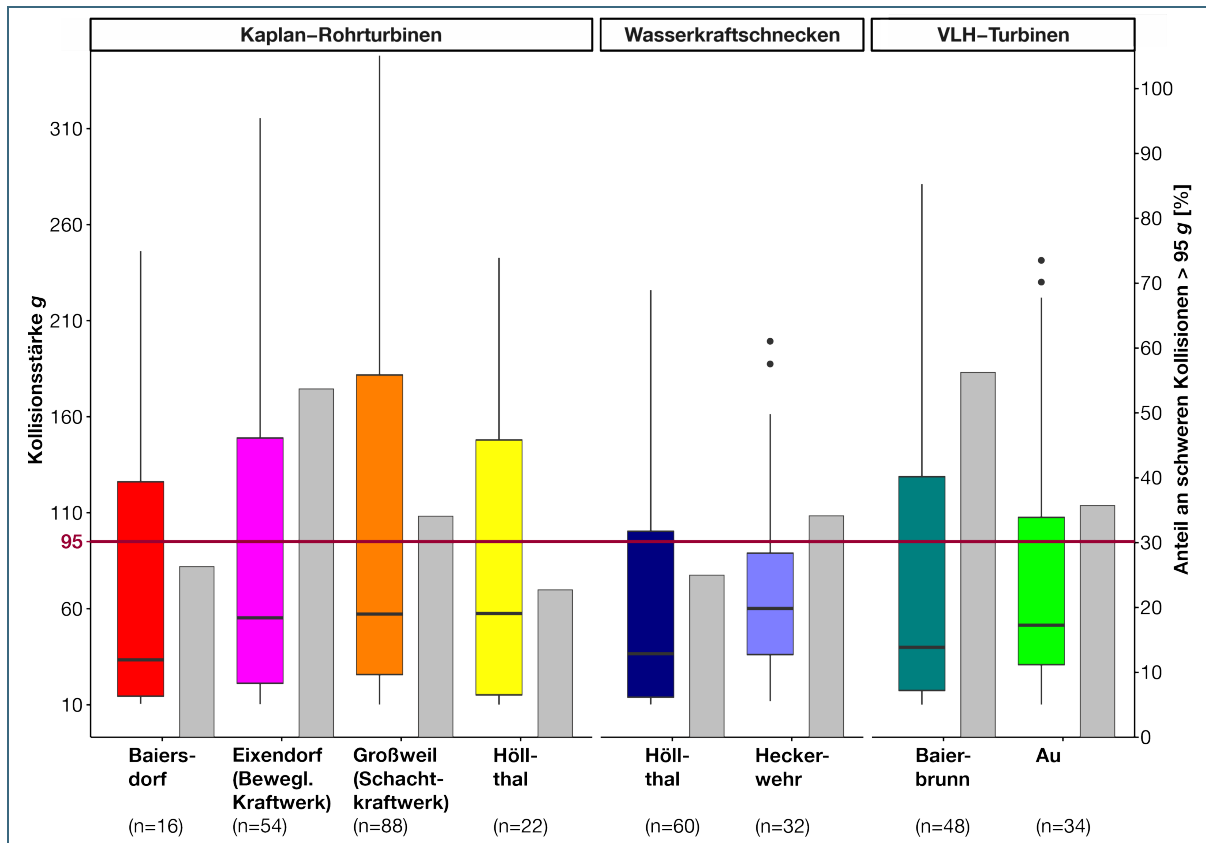


Abb. 8: Box-Whisker Plot der maximalen Kollisionsstärke  $g$  während der Turbinenpassage im Bereich der Turbineneinheit (Primärachse links) an den untersuchten Standorten mit Kaplan-Rohrturbinen (Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil, Höllthal), Wasserkraftschnecken (Höllthal, Heckerwehr) und 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

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 Tiefstdruck 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. Im Gegensatz dazu wurde an den VLH-Turbinen in Au sowie 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 Tiefstdruck Wasserkraftschnecken Höllthal: 96 kPa, Heckerwehr: 99 kPa, VLH-Turbinen Au: 107 kPa). Die mittleren Dekompressionsraten (Druckabfall pro Zeiteinheit, kPa/s) waren an den Kaplan-Standorten Baiersdorf-Wellerstadt und Eixendorf mit 244 kPa/s beziehungsweise 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. 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 Tiefstdrucks während der Turbinenpassage 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. 2016). Diese maximale Druckveränderungsrate war an der untersuchten Kaplan-Rohrturbine am Standort Baiersdorf-Wellerstadt (Mittelwert 0,43) statistisch signifikant niedriger als an den übrigen Standorten (Abb. 9). Vergleichsweise niedrige maximale Druckveränderungsraten, die ernsthafte Barotraumata verursachen können (Boys et al. 2016), wurden auch an den Kaplan-Rohrturbinen in Eixendorf (Mittelwert 0,47) und Höllthal (Mittelwert 0,54) sowie an der VLH-Turbine in Baierbrunn (Mittelwert 0,55) gemessen. Die höchste maximale Druckveränderungsrate (Mittelwert 0,92) und damit das geringste Risiko für druckbedingte Verletzungen wurde an der Wasserkraftschnecke am Heckerwehr festgestellt (Abb. 9).

Scherkräfte wurden ausschließlich in der untersuchten Kaplan-Rohrturbine in Baiersdorf-Wellerstadt festgestellt. Ihre Intensität war dabei gering und nach bisherigen Erkenntnissen (vergleiche Deng et al. 2005, 2007) für Fische vermutlich nicht lebensbedrohlich.

Bei der Interpretation der potenziellen Wirkung der physikalischen Stressoren auf Fische ist allerdings zu berücksichtigen, dass die Toleranzgrenzen für Kollisionseignisse, Druckveränderungen und Scherkräfte für die in Bayern einheimischen Fischarten bisher noch nicht bekannt sind und daher weiterer Forschungsbedarf besteht.

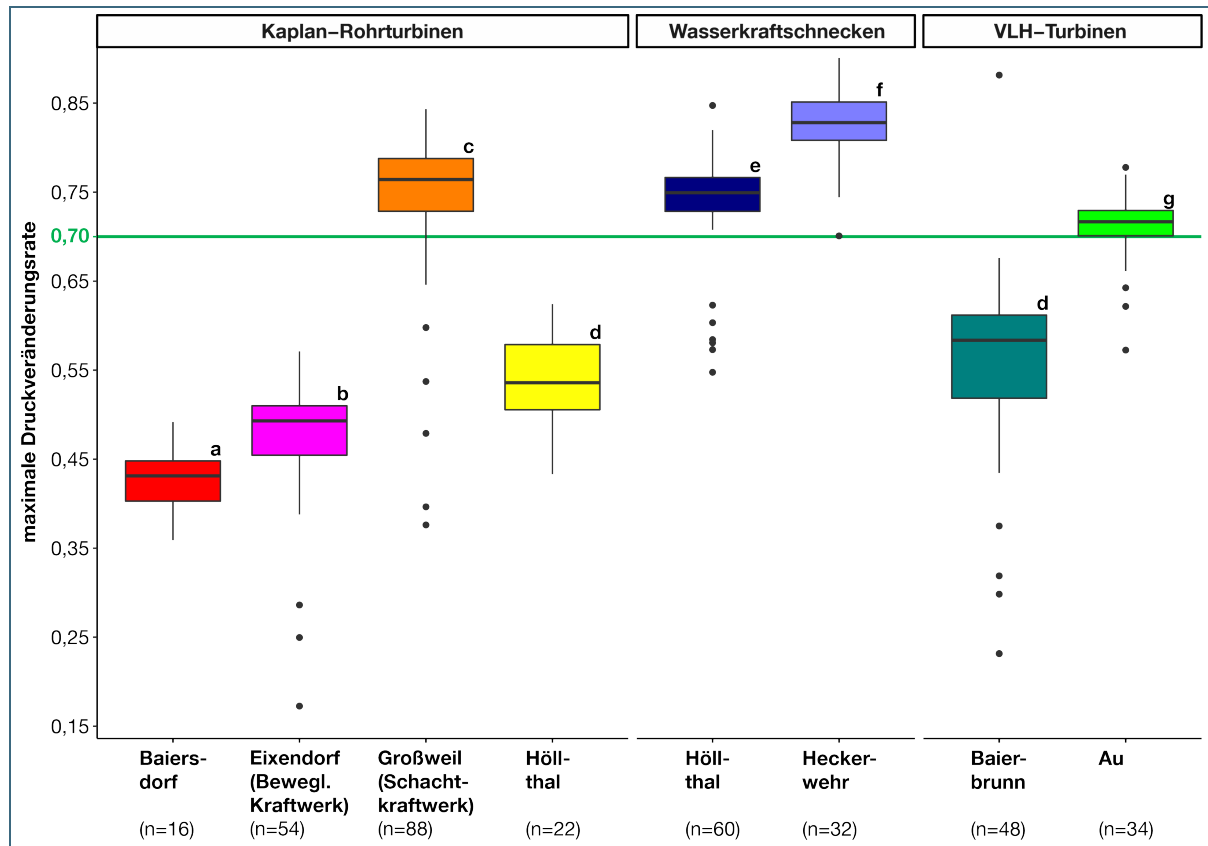


Abb. 9: Box-Whisker Plot der maximalen Druckveränderungsrate für tiefenadaptierte Fische während der Turbinenpassage an den untersuchten Standorten mit Kaplan-Rohrturbinen (Baierndorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil, Höllthal), Wasserkraftschnecken (Höllthal, Heckerwehr) und VLH-Turbinen (Baierbrunn, 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. (2016), in welcher schwerwiegende Barotrauma-Verletzungen bei Druckveränderungsraten  $< 0,7$  festgestellt wurden; n = Anzahl der Sensorfischdurchgänge

Die Ergebnisse der Sensorfisch-Messungen an den oberflächennahen (Eixendorf, Großweil) und am sohlennahen Abstiegsfenster (Großweil) sowie den rauen Rampen (Großweil, Baierbrunn) zeigten, dass Kollisionen die Hauptgefährdungsursache für Fische bei der Passage dieser Korridore sind. Schwere Kollisionen  $> 95 \text{ g}$ , die potenziell tödlich für Fische sein können (Deng et al. 2010), traten zumindest vereinzelt an nahezu allen Abstiegskorridoren auf (außer oberflächennahes Abstiegsfenster Großweil). Insbesondere beim oberflächennahen Abstiegsfenster des beweglichen Kraftwerks in Eixendorf (max.  $248 \text{ g}$ ) und an der rauen Rampe in Großweil (max.  $274 \text{ g}$ ) war die maximale Kollisionsstärke vergleichsweise hoch. Beim oberflächennahen Abstiegsfenster in Eixendorf ereigneten sich schwere Kollisionsereignisse  $> 95 \text{ g}$  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: Mueller et al. 2020g) kann die Passage dieses Korridors Verletzungen verursachen Grundsätzlich gilt, 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. Die Passage des Klappenwehrrs mit anschließender rauer 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, Abb. 10), 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 etwa 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 festgestellt, die aus Kollisionen mit Wasserbausteinen resultierten. An der rauen Rampe in Baierbrunn (Breite etwa 40 m, Längerrund 110 m, Dotation etwa 4,5 m<sup>3</sup>; siehe Band 8: Mueller et al. 2020h) 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. Die mittlere Kollisionsstärke bei der Passage des sohnahen Abstiegsfensters und des um etwa 35 cm angehobenen Segmentschützes am Standort Großweil lag mit 49 g beziehungsweise 55 g deutlich unter der Grenze von > 95 g für schwere Kollisionsereignisse. Generell hat 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. 2019a). Nach Baumgartner et al. (2006) und Pflugrath et al. (2019a) 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.

Druckveränderungen (v. a. Dekompressionen) spielten bei der Passage der rauen Rampen in Großweil und Baierbrunn keine Rolle. Die Druckveränderungsrate war bei der Passage des sohnahen Abstiegsfensters und des um etwa 35 cm angehobenen Segmentschützes am Standort Großweil sowie des oberflächennahen Abstiegsfensters des beweglichen Kraftwerks in Eixendorf statistisch signifikant niedriger (d. h. die Druckveränderung war größer) als am oberflächennahen Abstiegsfenster in Großweil. 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. 2016, Pflugrath et al. 2019b).

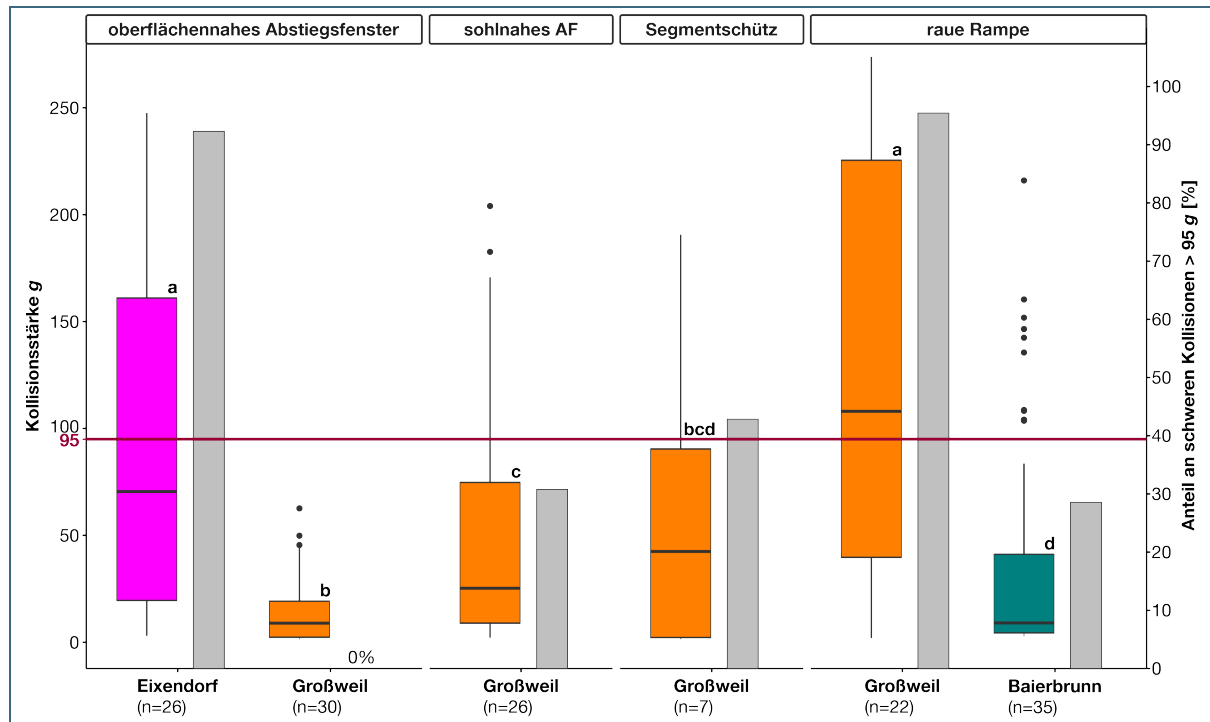


Abb. 10: Box-Whisker Plot der maximalen Kollisionsstärke  $g$  (Primärachse links) bei der Passage der alternativen Abstiegskorridore oberflächennahes Abstiegsfenster (Standorte Eixendorf, Großweil), sohlnahes Abstiegsfenster (= AF, Großweil), temporär angehobenes Segmentschütz (Öffnungshöhe etwa 35 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 Interquantilabstands; verschiedene Kleinbuchstaben oberhalb der Box zeigen signifikante Unterschiede in der Druckveränderungsrate 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

### 3.1.4 Zusammenhänge zwischen Verletzungsmustern, Fischgröße und anlagebedingten Parametern

Bei allen Fischarten, die bei den standardisierten Fischzugaben getestet wurden, korrelierten in den angewandten multivariaten Modellen (siehe Knott et al. 2022b, Mueller et al. 2022a) vor allem Parameter, welche die physikalischen Bedingungen während der Turbinenpassage beschreiben, mit den beobachteten äußeren und inneren Verletzungsmustern. Bei den Parametern, die Rückschlüsse auf das Kollisionsrisiko während einer Turbinenpassage ermöglichen, waren als erklärende Variablen in den angewandten multivariaten Modellen vor allem die Kollisionshäufigkeit (Modelle für Aal, Bachforelle, Rotaugen und Äsche) und die Kollisionsstärke in der Turbine (Modelle für Nase, Rotaugen und Huchen) enthalten. Technische Turbinenparameter wie Drehzahl (enthalten in Modellen für Aal, Flussbarsch und Rotaugen), Umfangsgeschwindigkeit, Laufraddurchmesser oder Anzahl der Turbinenschaukeln (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. 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 rein technische Turbinenparameter. 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 (Abb. 11).

Bei den druckbezogenen Parametern war die maximale Druckveränderungsrate bei der Turbinenpassage für tiefenadaptierte Fische am häufigsten als erklärende Variable der beobachteten Verletzungsmuster in den angewandten multivariaten Modellen enthalten (Modelle für Aal, Flussbarsch und Barbe). 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. Der Vorteil von Sensorfisch-Messungen ist, dass Druckveränderungen, Kollisionsstärken und Kollisionshäufigkeiten während der Turbinenpassage unmittelbar gemessen werden können und dabei alle Standortspezifika bzgl. Turbinendesign, Drehzahl, Fallhöhe etc. Berücksichtigung finden.

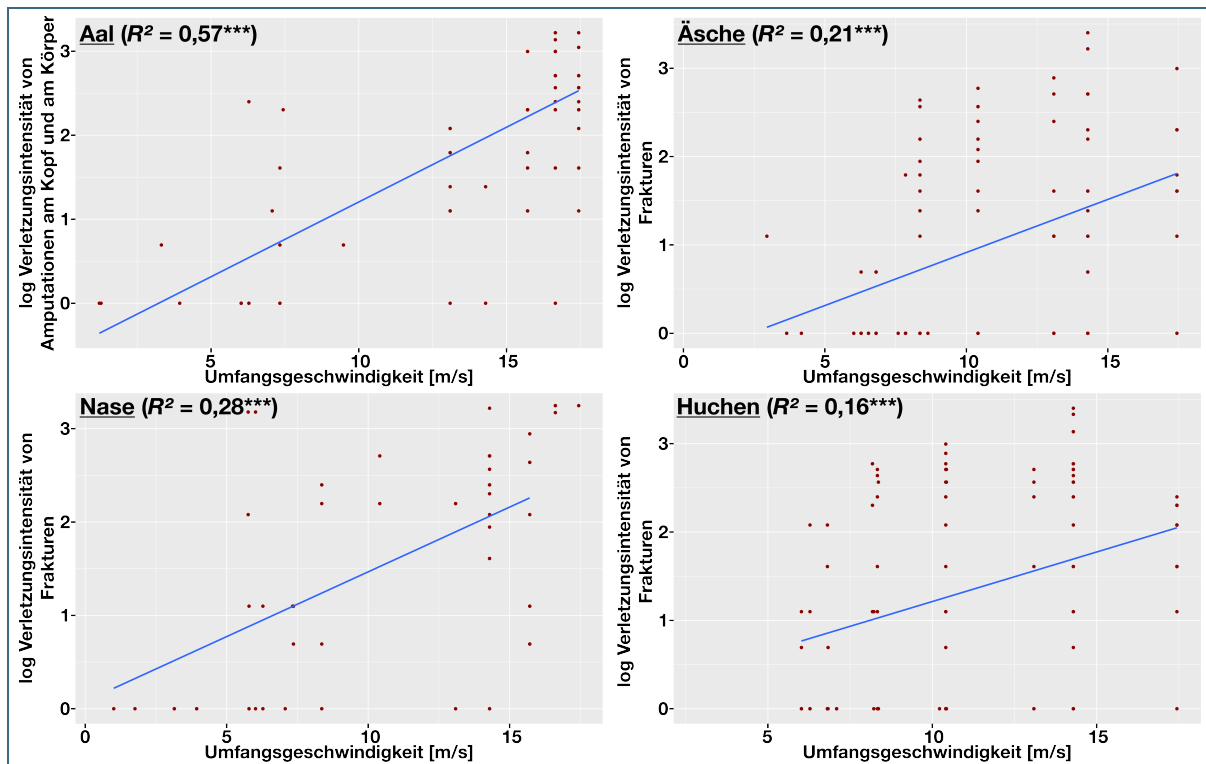


Abb. 11: Lineare Regression der kumulativen Verletzungsintensität von Amputationen am Kopf und am Körper beim Aal sowie von Frakturen bei Nase, Äsche und Huchen nach der Turbinenpassage in Abhängigkeit von der Umfangsgeschwindigkeit der Turbinen. In Klammern nach der Fischart ist das adjustierte Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) und das Signifikanzniveau angegeben: \*\*\* =  $P < 0,001$  (statistisch höchst signifikant). Man beachte, dass die Werte der kumulativen Verletzungsintensität logarithmisch transformiert wurden.

An jedem der Untersuchungsstandorte wurde für bestimmte Fischarten ein Zusammenhang zwischen der Mortalitätswahrscheinlichkeit nach der Turbinenpassage und der Totallänge der Fische festgestellt. Je nach Standort und Fischart war dieser Zusammenhang jedoch unterschiedlich stark ausgeprägt und ging dabei aufgrund der folgenden Einflüsse auch in unterschiedliche Richtungen (entweder steigende oder abnehmende Mortalitätswahrscheinlichkeit mit zunehmender Totallänge).

Beispielsweise nahm die Mortalitätswahrscheinlichkeit nach der Turbinenpassage für den Huchen an den Standorten Eixendorf, Großweil und Höllthal (Kaplan-Rohrturbine) sowie Baierbrunn (VLH-

Turbine) mit zunehmender Totallänge zu. Dies erklärt sich vermutlich dadurch, dass die Kollisionswahrscheinlichkeit mit zunehmender Körperlänge ansteigt. Auch für den Aal wurde für die Standorte mit Kaplan-Rohrturbinen mit Ausnahme des Standortes Höllthal eine steigende Mortalitätswahrscheinlichkeit mit zunehmender Totallänge beobachtet. Demgegenüber wurde bei den innovativen Turbinentypen (VLH-Turbine und Wasserkraftschnecke) für den Aal kein Zusammenhang zwischen der Mortalitätswahrscheinlichkeit und der Totallänge festgestellt. Für das Rotauge dagegen nahm die Mortalitätswahrscheinlichkeit bei allen Turbinentypen und Standorten mit zunehmender Totallänge ab. Eine abnehmende Mortalität mit steigender Totallänge kann insgesamt dadurch erklärt werden, dass kleinere Fische weniger robust gegenüber hydraulischem Stress, beispielsweise durch Turbulenzen oder starke Beschleunigungen, sind als größere. Zudem war der Größenunterschied bei den eingesetzten Rotaugen mit Totallängen zwischen 4 cm und 22 cm offensichtlich zu gering für einen gegenläufigen Zusammenhang, sodass die höhere Empfindlichkeit der jüngeren Fische insgesamt überwog.

### 3.1.5 Nutzung der Abstiegskorridore, Barrierefunktion des Rechens und Fischverhalten vor den Wasserkraftanlagen

Insgesamt wird anhand der Ergebnisse aus diesem Projekt deutlich, dass ein Großteil der Fische des natürlichen Fischabstiegs den Bereich der Hauptströmung als Abstiegskorridor für die abwärts gerichtete Wanderung nutzt oder mit dieser flussabwärts verdriftet wird. Dieses Ergebnis wurde auch in anderen Untersuchungen (z. B. Johnson et al. 2000, Lundström et al. 2010) festgestellt.

An den im Rahmen dieses Projekts untersuchten konventionellen Wasserkraftanlagen mit Kaplan-Rohrturbinen und Feinrechen (Horizontal- und Vertikalrechen) mit Stababständen von 15 mm und 20 mm sind zwischen 66 % (Höllthal) und 88 % (Baiersdorf-Wellerstadt) der Fische des natürlichen Fischabstiegs über die Kaplan-Rohrturbinen ins Unterwasser gelangt (am Standort Höllthal haben die restlichen 34 % der Fische das nebenliegende Kraftwerk mit Wasserkraftschnecken passiert). Für das bewegliche Kraftwerk am Standort Eixendorf, das ebenfalls mit einem Feinrechen mit 20 mm Stababstand ausgestattet ist, war eine Auswertung der Ergebnisse des natürlichen Fischabstiegs aufgrund methodischer Probleme nicht möglich (Mueller et al. 2020g). Allerdings deuten die Ergebnisse der standardisierten Fischzugaben in eine ähnliche Richtung: Zwischen 76 % und 92 % der wiedergefangenen Fische, die oberhalb des Rechens eingesetzt wurden, sind über den Turbinenkorridor ins Unterwasser gelangt (Knott et al. 2019, Mueller et al. 2020g). Der restliche Anteil der Fische hat den Kronenausschnitt passiert. Beim Schachtkraftwerk am Standort Großweil, in dessen Einlaufebene ein horizontal angeordneter Feinrechen mit 20 mm Stababstand in einer Ebene mit dem Gewässergrund installiert ist, sind 35 % der Fische des natürlichen Fischabstiegs (198 Fische) über die Kaplan-Rohrturbinen ins Unterwasser gelangt. Dieses Ergebnis wurde jedoch maßgeblich durch die Dominanz juveniler Individuen der Fischart Äsche im natürlichen Fischabstieg (68 % aller gefangenen Individuen an diesem Standort), die überwiegend über die Abstiegsfenster abwanderte (57 % aller gefangenen Äschen), und vermutlich auch durch einen beträchtlichen Höhenunterschied von etwa 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 nutzten 75 % aller wiedergefangenen Fische (2.950 Fische), die bei den standardisierten Fischzugaben am oberstromigen Ende der Rechenebene eingesetzt wurden, den Turbinenkorridor für den Abstieg (Knott et al. 2022a).

Bei den Ergebnissen zur Nutzung der Abstiegskorridore ist zu berücksichtigen, dass an den Standorten Baiersdorf-Wellerstadt, Lindesmühle und Eixendorf zwischen 94 % und 98 % des verfügbaren Abflusses durch die Turbinen fließt (vergleiche Abb. 12). Am Standort Höllthal wird der verfügbare Abfluss zwischen dem konventionellen Kraftwerk mit Kaplan-Rohrturbine (56 %) und dem Kraftwerk mit

Wasserkraftschnecken (44 %) aufgeteilt und am Standort Großweil fließt rund 85 % des verfügbaren Abflusses durch die Turbinen. Am Standort Au fließt etwa 98 % des Abflusses durch die Turbinen. Allerdings sind an diesem Standort nur ein Grobrechen und neben der technischen Fischaufstiegsanlage keine weiteren Bypässe installiert, da die dortigen VLH-Turbinen als Korridor für den Abstieg von Fischen vorgesehen sind.

Am Standort Baierbrunn ist im Vergleich zu den anderen Untersuchungsstandorten nur ein auffällig geringer Anteil von etwa 20 % der gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs über den Turbinenkorridor ins Unterwasser gelangt. 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 Rauge Rinne-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 ist.

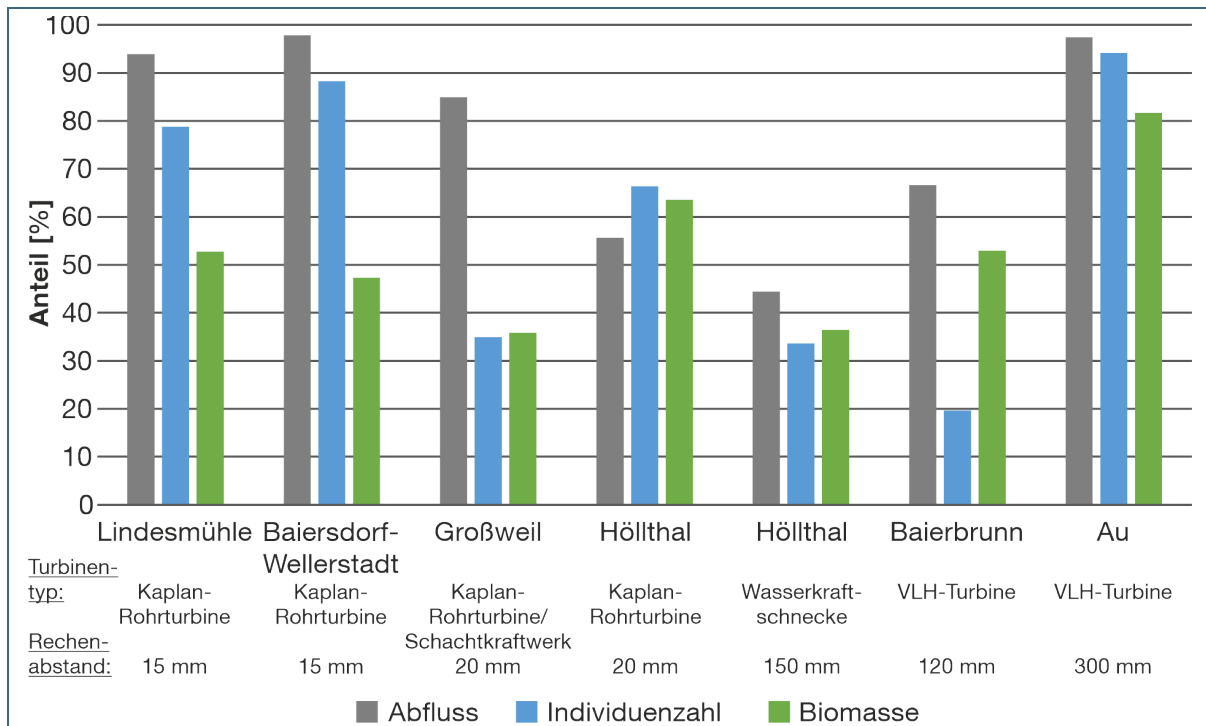


Abb. 12: Prozentualer Anteil des Abflusses und des natürlichen Fischabstiegs (Individuenzahl und Biomasse) im Turbinenkorridor an den Untersuchungsstandorten Lindesmühle, Baidersdorf-Wellerstadt, Großweil, Höllthal mit zwei Kraftwerken (Kaplan-Rohrturbine und Wasserkraftschnecken), Baierbrunn und Au. Der Standort Heckerwehr fehlt in der Darstellung, da es hier keinen alternativen Abstiegskorridor zur Wasserkraftschnecke gab.

Laut Ebel (2013) ist die physische Passierbarkeit von Feinrechen mit einem definierten Stababstand bis zu einer bestimmten kritischen, artspezifisch variierenden Körperlänge gegeben. Demnach sollten die Feinrechen mit einem Stababstand von 15 mm an den Standorten Baidersdorf-Wellerstadt und Lindesmühle für Fische ab kritischen Körperlängen von beispielsweise 7,5 cm (Karpfen), 12,5 cm (Gründling und Flussbarsch), 13,6 cm (Rotauge und Nase) bis 50 cm (Aal) physisch undurchlässig sein (Ebel 2013). Rechen mit einer lichten Stabweite von 20 mm, wie an den Standorten Eixendorf, Großweil und Höllthal installiert, sind nach Ebel (2013) ab den kritischen Körperlängen von beispielsweise 18,2 cm (Nase, Barbe und Rotauge), 20,0 cm (Bachforelle, Äsche und Huchen) und 66,7 cm (Aal) physisch undurchlässig.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie zeigen, dass auch die installierten Feinrechen an den Standorten Lindesmühle, Baiersdorf-Wellerstadt, Eixendorf, Großweil und Höllthal (mit geneigten Vertikal- und Horizontalrechen beziehungsweise Rundbogenrechen und lichten Stabweiten von 15 mm und 20 mm) einen maßgeblichen Anteil der Fische nicht effizient von der Turbinenpassage abhalten können (vergleiche Abb. 13). Dies ist zu großen Teilen darauf zurückzuführen, dass es sich bei den Fischen, die die Turbinen passierten, überwiegend um kleine Fischarten beziehungsweise junge Altersstadien handelt, für die die Rechenanlagen physisch passierbar waren.

An den Standorten Lindesmühle und Baiersdorf-Wellerstadt mit Feinrechen mit einem Stababstand von 15 mm war der Biomasseanteil im Verhältnis zum Individuenanteil an Fischen, die die Rechenanlagen beim natürlichen Fischabstieg passierten, deutlich niedriger als an den Feinrechen mit 20 mm Stababstand in Großweil und Höllthal (Abb. 12). Dies deutet darauf hin, dass größere Fische (z. B. Laich-Rückkehrer) tendenziell effektiver durch Rechen von der Turbinenpassage abgehalten werden, je kleiner der Stababstand ist. Dieser Effekt einer physischen Barriere spiegelt sich zum Großteil auch in den Projektergebnissen wider: Insgesamt war der Anteil von Fischen größer 20 cm, welche die Feinrechen passieren konnten, über alle Standorte relativ gering (1,7 % einschließlich Aal, 1,6 % ohne Aal; vergleiche Abb. 13; logarithmische Darstellung).

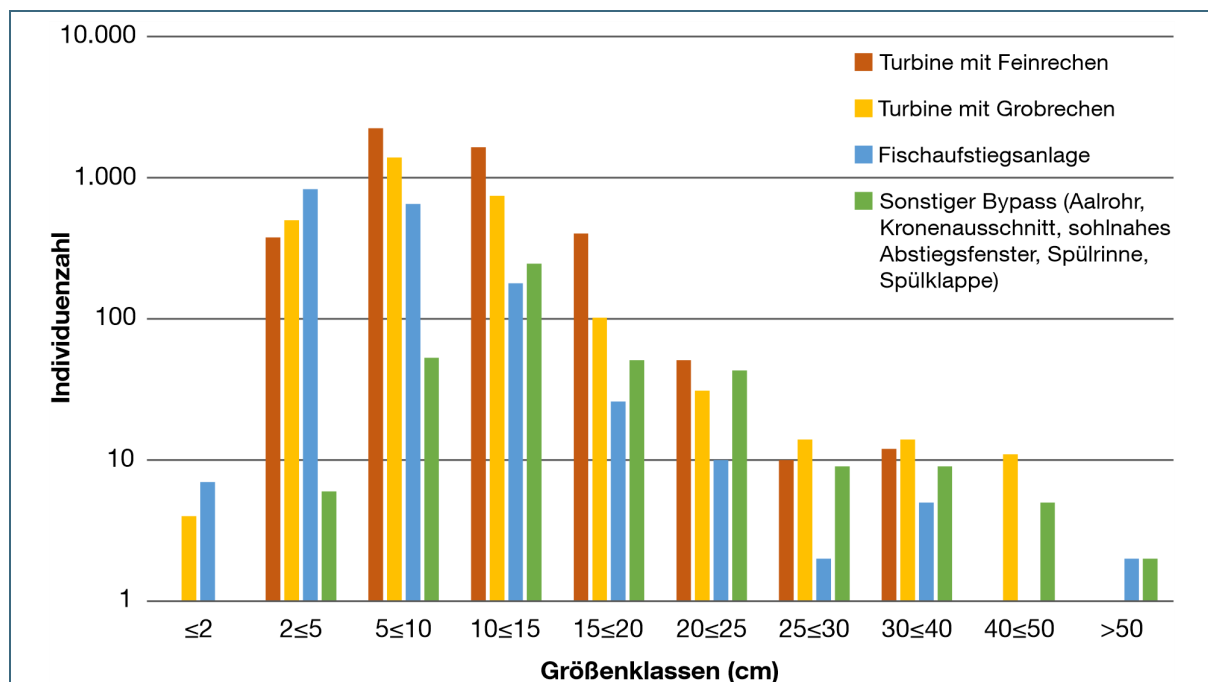


Abb. 13: Längen-Häufigkeitsdiagramm (nach Größenklassen) aller in den Abstiegskorridoren Turbine (getrennt nach Standorten mit Feinrechen mit geringeren Stababständen (Stababstand  $\leq 20$  mm; Lindesmühle, Baiersdorf, Großweil, Höllthal – Kaplan-Rohrturbine) und mit Grobrechen (Stababstand  $\geq 120$  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).

An allen Standorten mit Feinrechen  $\leq 20$  mm wurden jedoch auch größere Individuen in den Turbinenhamen nachgewiesen, welche die kritischen Körperlängen nach Ebel (2013) deutlich überschritten (Tab. 2). Die maximale Totallänge von Fischen (ohne Aal), die beim natürlichen Fischabstieg die Feinrechen mit 15 mm Stababstand passiert haben, lag in Lindesmühle bei 20 cm (Flussbarsch, Schleie) und in Baiersdorf bei 33 cm (Hecht). Die Feinrechen mit 20 mm Stababstand an den Standorten Großweil und Höllthal wurden beim natürlichen Fischabstieg von Fischen mit einer maximalen Totallänge von 38 cm (Amerikanischer Seesaibling) beziehungsweise 41 cm (Wels) passiert. Auch bei den standardisierten Fischzugaben konnten bei nahezu allen Arten größere Fische die jeweils installierten Feinrechen  $\leq 20$  mm passieren als nach Ebel (2013) zu erwarten gewesen wäre. Insbesondere bei Huchen (Eixendorf, Großweil und Höllthal), Bachforelle (Eixendorf) und Barbe (Großweil) kam es zu deutlichen Überschreitungen der kritischen Körperlängen für die Passierbarkeit eines Feinrechens mit 20 mm Stababstand zwischen 65 % und 94 % (Tab. 2). Dies kann zum einen auf produktionsbedingte Abweichungen des Stababstandes, größere Öffnungen zwischen dem Rechen und dem Betonbauwerk (z. B. Spalt zwischen Betonwand und Rechen in Eixendorf, siehe Mueller et al. 2020g) oder Schäden am Rechen zurückzuführen sein. Zum anderen handelt es sich bei den Angaben nach Ebel (2013) um modellhafte Berechnungen für die physische Passierbarkeit einer Barriere mit Stabstruktur (basierend auf der relativen Körperbreite einer Fischart), die für die in diesem Projekt untersuchten Fischarten an den verschiedenen Standorten nicht mit ausreichender Genauigkeit zutrafen.

Für Aale war an den Horizontal- beziehungsweise Vertikalrechen mit 15 mm Stababstand (Lindesmühle beziehungsweise Baiersdorf-Wellerstadt) bereits eine Ableitwirkung bei kleineren Individuen (ab 38 cm beziehungsweise 44 cm) zu erkennen, obwohl beide Rechen nach Angaben von Ebel (2013) bis 50 cm Körperlänge physisch passierbar wären (Tab. 2). Es findet dadurch allerdings eine Größenselektion statt. Da weibliche Blankaale in der Regel deutlich größer sind als ihre männlichen Artgenossen (Laffaille et al. 2006), geht damit auch eine geschlechtsspezifische Selektion abwandernder Blankaale einher.

Tab. 2: 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 beziehungsweise 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, Rotaugen, Äsche und Huchen bei den standardisierten Fischzugaben an den Standorten Lindesmühle und Baiersdorf-Wellerstadt nicht eingesetzt wurden

| Standort    | 15 mm Stababstand                             |       |   |       |                           | 20 mm Stababstand                 |                            |                |                        |                |                           |      |
|-------------|---|-------|---|-------|---------------------------|-----------------------------------|----------------------------|----------------|------------------------|----------------|---------------------------|------|
|             | Lindesmühle<br>an der<br>Fränkischen<br>Saale |       | Baiersdorf-<br>Wellerstadt<br>an der<br>Regnitz |       | TL krit<br>(Ebel<br>2013) | Eixendorf<br>an der<br>Schwarzach | Großweil an<br>der Loisach |                | Höllthal<br>an der Alz |                | TL krit<br>(Ebel<br>2013) |      |
| Fischart    | TL max T&R<br>StadFi                          | NatFi | TL max T&R<br>StadFi                            | NatFi |                           | TL max T&R<br>StadFi              | TL max T&R<br>StadFi       | NatFi          | TL max T&R<br>StadFi   | NatFi          |                           |      |
| Aal         | 38,0<br>(64,5)                                |       | 44,1<br>(64,3)                                  |       | 50,0                      | 69,3<br>(71,4)                    |                            | 57,7<br>(66,7) |                        | 64,7<br>(71,2) |                           | 66,7 |
| Nase        | 6,6<br>(12,6)                                 | 16,5  | 11,3<br>(12,4)                                  |       | 13,6                      | 18,5<br>(20,4)                    |                            | 22,0<br>(29,7) |                        | 23,5<br>(26,4) |                           | 18,2 |
| Bachforelle | 15,3<br>(24,0)                                | 15,8  | 15,5<br>(16,1)                                  | 26,2  | 15,0                      | 33,5<br>(41,0)                    |                            | 20,2<br>(38,8) | 20,1                   | 26,3<br>(42,0) |                           | 20,0 |
| Flussbarsch | 13,2<br>(15,0)                                | 20,0  | 13,5<br>(14,5)                                  | 19,3  | 12,5                      | 13,9<br>(14,7)                    |                            | 23,7<br>(25,8) |                        | 16,1<br>(16,1) | 33,8                      | 16,7 |
| Barbe       | n.v.  |       | n.v.  | 32,0  | 13,6                      | 21,0<br>(22,6)                    |                            | 30,1<br>(37,4) | 27,1                   | 17,8<br>(21,0) | 30,9                      | 18,2 |
| Rotaugen    | n.v.  | 16,5  | n.v.  | 18,0  | 13,6                      | 20,5<br>(21,7)                    |                            | 18,0<br>(19,5) |                        | 15,2<br>(16,0) | 19,6                      | 18,2 |
| Äsche       | n.v.  |       | n.v.  | 16,0  | 15,0                      | 30,0<br>(30,0)                    |                            | 16,8<br>(20,3) | 23,7                   | 26,7<br>(29,8) |                           | 20,0 |
| Huchen      | n.v.  |       | n.v.  |       | 15,0                      | 38,7<br>(51,3)                    |                            | 36,4<br>(59,3) |                        | 34,3<br>(60,0) |                           | 20,0 |
| 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 |

Die Sonaruntersuchungen an den Standorten Baiersdorf-Wellerstadt und Lindesmühle lieferten wichtige Erkenntnisse zum Aalverhalten und Aalabstieg an Wasserkraftanlagen. Das Aalrohr nach Hassinger & Hübner (2009), das am Standort Lindesmühle installiert war, hatte unter den standörtlichen Gegebenheiten nicht die erwünschte Wirkung für den Aalabstieg. Einfache Alternativlösungen wie das zeitweilige Öffnen eines Leerschützes, wie am Standort Lindesmühle, können dagegen einen weitaus wirksameren Abstiegskorridor für die Abwanderung der Aale darstellen, sofern Aale durch geeignete Fischschutz- und Fischleitsysteme effizient vom Turbineneinlauf abgeleitet werden können. Der am Standort Lindesmühle verbaute schräge Horizontalrechen mit einem Stababstand von 15 mm hat sich dafür als geeignet erwiesen. Bei einer Leerschützöffnung von 20 cm sind hier durchschnittlich 23 Aale pro 15 min Beobachtungsintervall abgestiegen im Vergleich zu durchschnittlich 3 Aale pro 15 min Beobachtungsintervall bei einer Öffnungsweite von 10 cm (Egg et al. 2017).

Die am Standort Großweil durchgeführten Verhaltensbeobachtungen von standardisiert zugegebenen Versuchsfischen und natürlich vorkommenden Fischen am Rechen der horizontalen Einlaufebene 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 alternativen Abstiegskorridore hervorgerufen hätten, relativ gering ist. 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. Bei den Sonaruntersuchungen des zweimalig kurzzeitig für 17 s und 35 cm beziehungsweise 104 s und 45 cm angehobenen Segmentschützes am Standort Großweil, was im Regelbetrieb zur Ableitung von Treibgut durchgeführt wird, 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 (Öffnungsdauer während des regulären Rechenreinigungsprozesses  $\varnothing$  etwa 30 s) zur Verfügung stehende Abstiegskorridor (abhängig vom Treibgutaukommen 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; vergleiche Blasel 2009, Williams et al. 2012), im Vergleich zu permanent funktionalen Korridoren deutlich geringer (Schwevers & Adam 2020).

### 3.2 Bewertung des Lebensraums (Projektteil B)

An jedem der Untersuchungsstandorte belegten die Ergebnisse zu den ökologischen Auswirkungen der Kraftwerksanlagen, dass das Fließgewässerkontinuum durch die Kraftwerksanlage beziehungsweise das jeweils zugehörige Querbauwerk unterbrochen wird. Dies spiegelte sich sowohl in unterschiedlichen abiotischen Habitateigenschaften als auch in einer unterschiedlichen Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlagen wider. Dabei waren die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums je nach Standort unterschiedlich stark ausgeprägt. An den Standorten Eixendorf und Lindesmühle waren die Unterschiede in den abiotischen und biotischen Parametern zwischen Ober- und Unterwasser beispielsweise sehr deutlich ausgeprägt, während an den Standorten Großweil, Au und Höllthal vergleichsweise geringere Unterschiede zwischen diesen Gewässerbereichen festgestellt wurden (abiotische Parameter: siehe Knott et al. 2022a, Mueller et al. 2020c–i, biotische Parameter: vergleiche Abb. 14). Am Standort Baiersdorf-Wellerstadt waren die Unterschiede zwischen Ober- und Unterwasser des Ausleitungswehrs zwar relativ gering ausgeprägt, dafür unterschied sich die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft aber sehr deutlich zwischen der Regnitz und dem betonierten Kraftwerkskanal (vergleiche Abb. 15).

Ungeachtet dieser standortspezifischen Unterschiede lassen sich über alle Gewässer hinweg folgende Kernaussagen ableiten: Der Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten, Periphyton) **zwischen Ober- und Unterwasser** zeichnete sich vor allem durch einen höheren Anteil von Fischarten und Makrozoobenthos-Taxa im Oberwasser aus, die bezüglich verschiedener Umweltfaktoren wie Strömungsverhältnisse oder Habitatstrukturen keine besonders hohen Ansprüche an ihren Lebensraum stellen (= Generalisten). Dazu zählen etwa die indifferente Fischart Rotauge oder Makrozoobenthos-Taxa wie Wenigborster (Oligochaeta) und Zuckmückenlarven (Chironomidae). Zudem war im Oberwasser der Anteil von Makrophyten an der aquatischen Lebensgemeinschaft höher (z. B. Schmalblättrige Wasserpest am Standort Eixendorf), während Periphyton-Taxa (z. B. Kieselalgen an den Standorten Lindesmühle und Hecker-

wehr) im Unterwasser höhere Anteile an der aquatischen Lebensgemeinschaft hatten. Diese Unterschiede in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft sind auf die unterschiedlichen abiotischen Habitateigenschaften im Ober- und Unterwasser zurückzuführen und entsprechen auch den Beobachtungen, die bei einer früheren Untersuchung an fünf weiteren Querbauwerken in Bayern gemacht wurden (Mueller et al. 2011). Im Oberwasser war generell die Strömungsgeschwindigkeit verringert und die Wassertiefe im Vergleich zum Unterwasser erhöht. Der Aufstau und die dadurch verringerte Schleppkraft des Wassers führt zu einer erhöhten Ablagerung von Feinsediment im Oberwasser. Dementsprechend wurde im Oberwasser an den meisten Untersuchungsstandorten (Ausnahmen Höllthal, Baierbrunn, Au) ein höherer Feinsedimentanteil im Substrat als im Unterwasser vorgefunden (siehe Knott et al. 2022a, Mueller et al. 2020c–i). Sowohl durch die geringere Strömung als auch durch das feinere Substrat im Oberwasser wird das Wachstum von Makrophyten gegenüber dem Wachstum von Periphyton begünstigt. Anspruchsvollere, auf stärkere Strömung und kiesiges Substrat angewiesene Taxa, wie z. B. Eintags- und Steinfliegenlarven, kommen im staubeeinflussten Oberwasser meist in deutlich geringerer Anzahl vor als im Unterwasser, wohingegen Generalisten wie Wenigborster und Zuckmückenlarven dort meist sehr zahlreich vertreten sind. An Makrophyten lai-chende oder geringe Strömungsgeschwindigkeiten bevorzugende Fischarten (z. B. Rotaugen, Bitterling) finden im staubeeinflussten Oberwasser noch geeignete Lebensraumbedingungen vor, während das Vorkommen strömungsliebender, kieslaichender Fischarten (z. B. Äsche, Barbe) im Vergleich zum Unterwasser reduziert ist.

An den Standorten Baiersdorf-Wellerstadt und Heckerwehr wurde generell eine sehr stark anthropogen überprägte Artengemeinschaft mit einem hohen Anteil von 35 % beziehungsweise 14 % invasiver Neozoen an der Gesamtindividuenzahl (z. B. Flohkrebse der Gattungen *Dikerogammarus* und *Corophium* sowie Schwarzmundgrundeln) festgestellt. Dem Standort Baiersdorf-Wellerstadt kommt zudem eine Sondersituation zu: Durch die Ausleitung eines Großteils der Wassermenge der Regnitz in den künstlichen Kraftwerkskanal ist die Restwasserstrecke nur sehr gering dotiert, zudem liegen weite Teile der Restwasserstrecke im Rückstaubereich der unterhalb gelegenen Wasserkraftanlage. Daher ähnelt die Restwasserstrecke im Unterwasserbereich des Schlauchwehres in ihrem Charakter sehr stark dem staubeeinflussten Oberwasser. Dies spiegelt sich sowohl in den abiotischen Habitateigenschaften als auch in der aquatischen Lebensgemeinschaft wider. Daher sind die Unterschiede zwischen Ober- und Unterwasser des Hauptflusses weniger stark ausgeprägt als die Unterschiede zwischen dem Hauptfluss und dem Kraftwerkskanal. 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. Dennoch konnte an all diesen Standorten auch in den stark veränderten Artengemeinschaften ein statistisch signifikanter Unterschied zwischen der Artenzusammensetzung im Ober- und Unterwasser als Auswirkung der unterbrochenen Habitatkontinuität festgestellt werden.



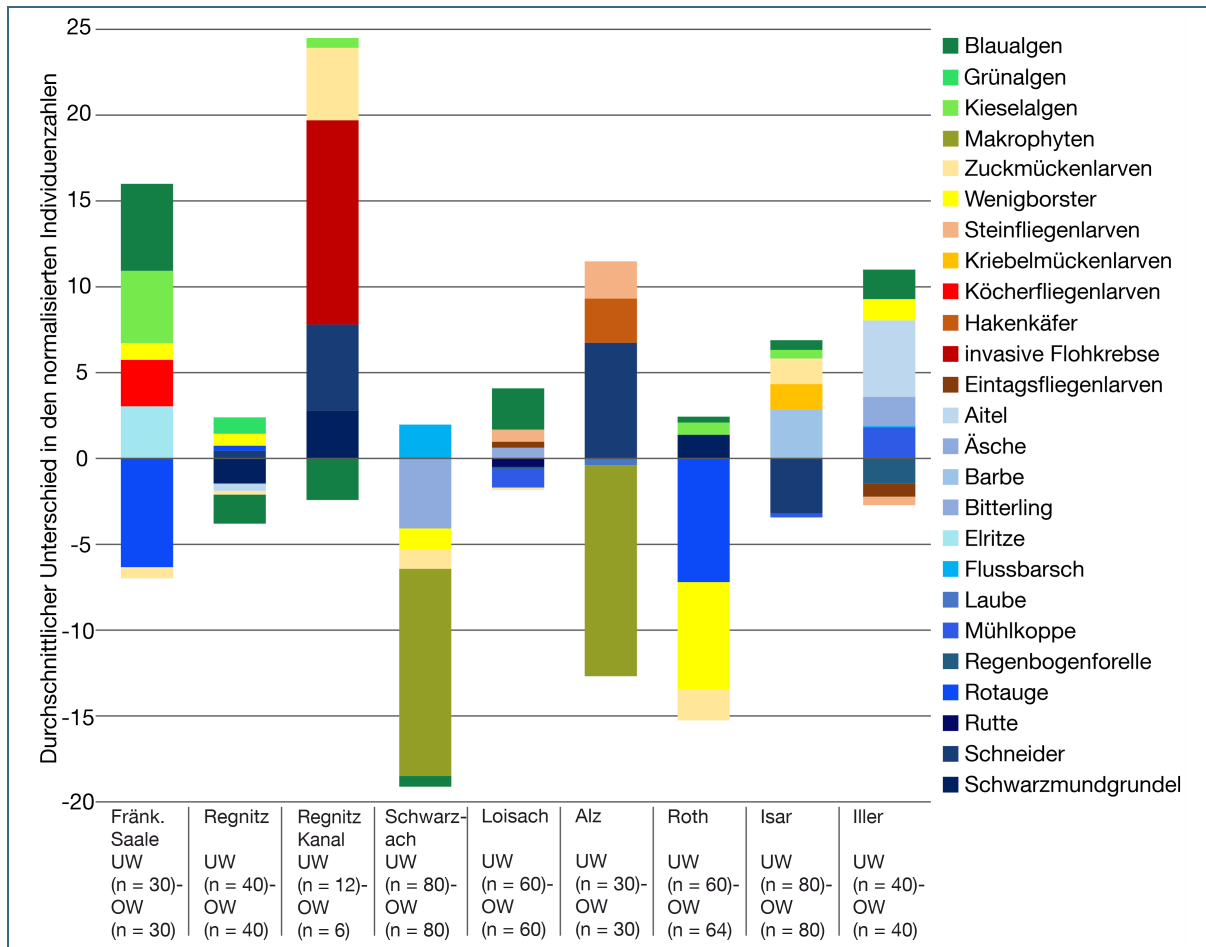


Abb. 14: Unterschiede in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Unterwasser (UW) und Oberwasser (OW) der Kraftwerksanlagen Lindesmühle (Fränk. Saale), Baiersdorf-Wellerstadt (Regnitz), Eixendorf (Schwarzach), Großweil (Loisach), Höllthal (Alz), Heckerwehr (Roth), Baierbrunn (Isar) 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 Mueller et al. 2022a), die am stärksten zur Unähnlichkeit zwischen den Gewässerbereichen beitragen (Beitrag zur Unähnlichkeit  $\geq 3\%$ ). Die Größe der Säulen-Abschnitte symbolisiert die Stärke des Unterschieds in der mittleren normalisierten Individuenzahl pro Untersuchungsstrecke zwischen den betrachteten Gewässerbereichen. Positive Werte zeigen eine höhere Individuenzahl dieses Taxons im Unterwasser, negative Werte zeigen eine höhere Individuenzahl im Oberwasser. Die Daten aus den saisonalen Beprobungen vor und nach dem Kraftwerksbau wurden für den Vergleich zwischen Unterwasser und Oberwasser jeweils gepoolt; n = Anzahl der Untersuchungsstrecken

Aus dem Vergleich der Untersuchungen **vor und nach dem Einbau der innovativen Kraftwerksanlagen** lässt sich schließen, dass die stärksten Unterschiede in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser der bereits bestehenden Querbauwerke schon vor Kraftwerksbau bestanden. Der Einbau der verschiedenen Kraftwerksanlagen in die Querbauwerke oder Hochwasserereignisse zwischen den Untersuchungsjahren (z. B. Baierbrunn, Au) haben Störungen verursacht, die sich kurzfristig in Veränderungen der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft widerspiegeln (Abb. 15). Die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums auf die aquatische Lebensgemeinschaft werden als Folge dieser Störungen ein Jahr nach dem Bau noch stark überlagert, haben sich aber im Wesentlichen nicht verändert. Ob diese Veränderungen dauerhaft bestehen bleiben, wäre in einem längerfristigen Monitoring zu klären. Eine Ausnahme stellte jedoch der Standort Großweil dar, an dem vor dem Kraftwerksbau kein Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen dem Ober- und Unterwasser der

ehemals bestehenden rauen Rampe nachgewiesen wurde. Nach dem Kraftwerksbau und der Errichtung eines Klappenwehres hingegen haben sich vermutlich aufgrund des einhergehenden größeren Aufstaus die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums verstärkt, was sich in deutlichen Unterschieden in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage widerspiegelte: Durch den Kraftwerksbau erhöhte sich die in den Untersuchungsperioden gemessene Wassertiefe im Oberwasser um durchschnittlich etwa 47 % im Vergleich zu vor dem Kraftwerksbau und die Strömungsgeschwindigkeit verringerte sich durchschnittlich um rund 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/m<sup>2</sup> nachher vs. 86 Ind/m<sup>2</sup> 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.

Nach dem Kraftwerksbau kam es an keinem der innovativen Kraftwerksstandorte (Eixendorf, Großweil, Heckerwehr, Baierbrunn, Au) zu einer statistisch signifikanten Erhöhung der Individuendichten von strömungsliebenden Fisch- und Makrozoobenthos-Arten. An den Standorten Eixendorf und Heckerwehr ähnelte sich die Artenzusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser nach dem Kraftwerksbau stärker als vor dem Bau (Abb. 15). Diese Annäherung der Artenzusammensetzung an diesen Standorten ist jedoch nicht mit einer Verbesserung für strömungsliebende Arten gleichzusetzen, sondern beruht darauf, dass sich insbesondere Generalisten, wie z. B. Rotaugen, Wenigborster und Zuckmückenlarven, nach dem Kraftwerksbau gleichmäßiger zwischen Ober- und Unterwasser verteilten oder weniger strömungsliebende Arten im Unterwasser nachgewiesen wurden als vor dem Bau. Am Standort Eixendorf kamen vor dem Kraftwerksbau im Oberwasser insbesondere Bitterlinge und Makrophyten deutlich häufiger vor als im Unterwasser. Flussbarsche, Zuckmückenlarven und fädige Blaualgen hingegen wurden im Unterwasser in deutlich höherer Anzahl nachgewiesen als im Oberwasser. Nach dem Kraftwerksbau wurde vor allem ein deutlicher Rückgang von Bitterlingen im Oberwasser und Flussbarschen im Unterwasser beobachtet, was vermutlich auf die zeitgleiche Absenkung von Haupt- und Vorsperre während des Kraftwerksbaus zurückzuführen ist. Auch bei Wenigborstern, Zuckmückenlarven und Blaualgen waren die Unterschiede zwischen Ober- und Unterwasser in der mittleren Individuenzahl nach dem Kraftwerksbau geringer als vor dem Bau (Mueller et al. 2020g). Diese Arten können Lebensräume nach einer Störung sehr schnell wieder besiedeln und zeigen höchstwahrscheinlich noch die Auswirkungen der Bauphase an. Am Heckerwehr wurde eine deutliche Annäherung der Artenzusammensetzung in Ober- und Unterwasser beobachtet (Abb. 15). Hier wurden vor dem Einbau der Wasserkraftschnecke im Oberwasser insbesondere mehr Rotaugen nachgewiesen als im Unterwasser, wohingegen im Unterwasser vor allem Schwarzmundgrundeln und Kieselalgen häufiger vertreten waren als im Oberwasser. Nach dem Kraftwerksbau wurden im Oberwasser deutlich weniger Rotaugen nachgewiesen als vor dem Bau, während die mittlere Individuenzahl der Rotaugen im Unterwasser annähernd konstant blieb. Zudem waren auch die Unterschiede in der Individuenzahl von Schwarzmundgrundeln und Kieselalgen zwischen Ober- und Unterwasser nach dem Kraftwerksbau geringer als vor dem Bau (Mueller et al. 2020f). Auch hier ist davon auszugehen, dass diese Annäherung nicht als Verringerung der Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums zu interpretieren ist, sondern noch die Effekte der Bauphase zeigt. Am Standort Baierbrunn hingegen wurde bei den Untersuchungen nach Kraftwerksbau ein größerer Unterschied in der Artenzusammensetzung zwischen Ober- und Unterwasser festgestellt als vor dem Bau (Abb. 15). Vor dem Kraftwerksbau wurden im Oberwasser insbesondere mehr Mühlkoppfen und Schneider gefangen als im Unterwasser, während im Unterwas-

ser durchschnittlich höhere Individuenzahlen von Zuckmücken- und Kriebelmückenlarven sowie Kieselalgen nachgewiesen wurden. Nach dem Kraftwerksbau wurden im Oberwasser vor allem mehr Schneider, Elritzen und Bachschmerlen gefangen als im Unterwasser, wobei sich die Unterschiede in der durchschnittlich nachgewiesenen Individuenzahl im Vergleich zur Situation vor dem Kraftwerksbau erhöht haben. Außerdem war auffällig, dass nach dem Kraftwerksbau insbesondere Barben im Unterwasser deutlich häufiger gefangen wurden als im Oberwasser, während vor dem Kraftwerksbau nur geringe Unterschiede in der Anzahl nachgewiesener Barben zwischen Ober- und Unterwasser festgestellt wurden (Mueller et al. 2020h). Diese Beobachtungen lassen sich nicht durch den Einbau des Kraftwerks erklären, da im Gegensatz zum weiter oben beschriebenen Standort Großweil keine Veränderung des Aufstaus stattgefunden hat und die festgestellten Veränderungen in ihrer Qualität (z. B. mehr strömungsliebende Fischarten wie Schneider, Elritzen, Bachschmerlen und Barben) auch nicht einem solchen Effekt entsprechen. Daher sind die nachgewiesenen Unterschiede vermutlich auf zufällige Schwankungen der Bedingungen zwischen den Untersuchungsjahren, wie z. B. Hochwasserereignisse zurückzuführen. Auch am Standort Au war der Unterschied in der Artenzusammensetzung zwischen Ober- und Unterwasser vor dem Kraftwerksbau etwas geringer als nach dem Bau (Abb. 15). Obwohl nur an diesem Standort nennenswerte physikalische Verbesserungen der Substratbedingungen durch den Umbau der Wehranlage beobachtet wurden, zeigt ein Blick auf die nachgewiesenen Arten, dass die Veränderung nach dem Bau auch hier überwiegend durch eine zunehmende Besiedelung mit Pionierarten wie Wenigborstern charakterisiert war (Mueller et al. 2020e). Unter anderem hat sich nach dem Umbau der Wehranlage in ein Schlauchwehr mit Kiesschleuse die Substratzusammensetzung im Ober- und Unterwasser aneinander angeglichen und in beiden Gewässerbereichen hat sich die Sauerstoffversorgung im Kieslückensystem deutlich verbessert. Diese Veränderungen weisen auf einen verbesserten Sedimenttransport durch den Umbau der festen Wehranlage in ein absenkbares Schlauchwehr mit Kiesschleuse hin. Möglicherweise könnten diese verbesserten Habitatbedingungen langfristig Bestand haben und sich mit der Zeit auch positiv auf die aquatische Lebensgemeinschaft am Standort Au auswirken, dies kann aber nach der einjährigen Monitoringphase noch nicht abschließend bewertet werden.

Die am Standort Baierbrunn als Fischaufstieg neu angelegte raue Rampe sowie die am Standort Großweil im Zuge des Kraftwerksbaus errichteten beiden technischen Fischaufstiegsanlagen erwiesen sich als geeigneter Teillebensraum für strömungsliebende Fisch- und Makrozoobenthos-Arten (Knott et al. 2022a, Mueller et al. 2020h). Ähnliches wurde für das naturnahe Umgehungsgewässer in Lindesmühle (Mueller et al. 2020d) und für die mit fast  $\frac{2}{3}$  des mittleren Niedrigwasserabflusses relativ hoch dotierte Restwasserstrecke an der Alz in Höllthal (Mueller et al. 2020i) beobachtet.

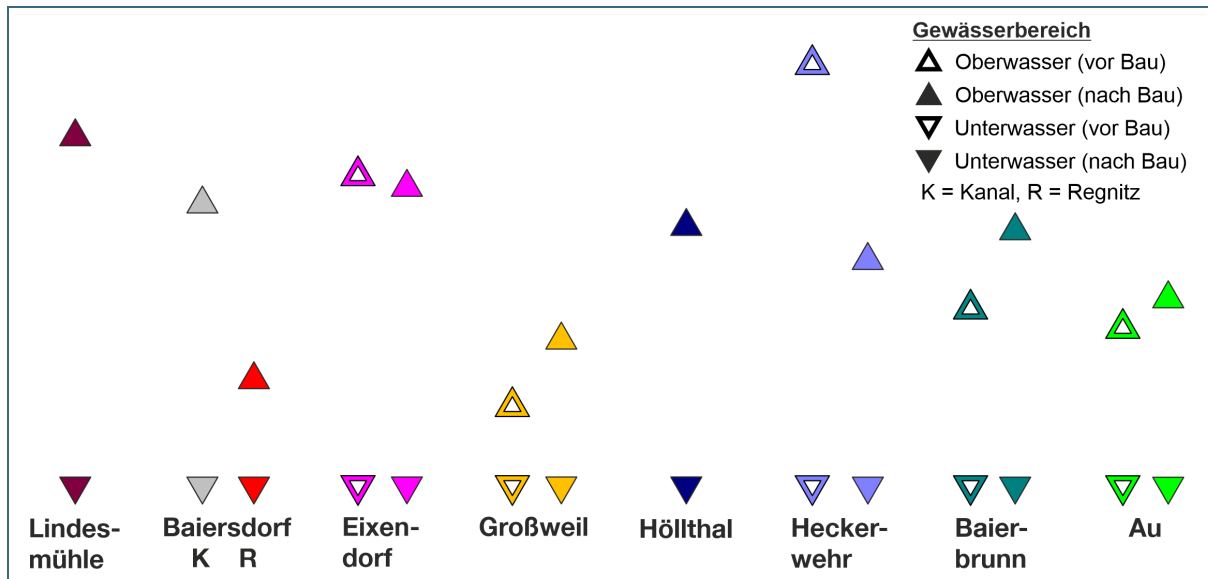


Abb. 15: Unterschiede in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser vor und nach Einbau der innovativen Kraftwerksanlagen an den Standorten Eixendorf an der Schwarzach, Großweil an der Loisach, Heckerwehr an der Roth, Baierbrunn an der Isar und Au an der Iller beziehungsweise bei den Bestandsanlagen Lindesmühle an der Fränkischen Saale, Baidersdorf-Wellerstadt an der Regnitz und Höllthal an der Alz. Der Abstand der Symbole für Unterwasser und Oberwasser zeigt den Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (großer Abstand = großer Unterschied) und wird als Intensität der Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums interpretiert. Die relativen Abstände wurden der multivariaten Auswertung (metrische mehrdimensionale Skalierung, MDS) der Daten zu Fischen, Makrozoobenthos, Makrophyten und Periphyton entnommen (siehe Knott et al. 2022b).

### 3.3 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 Stunden 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.

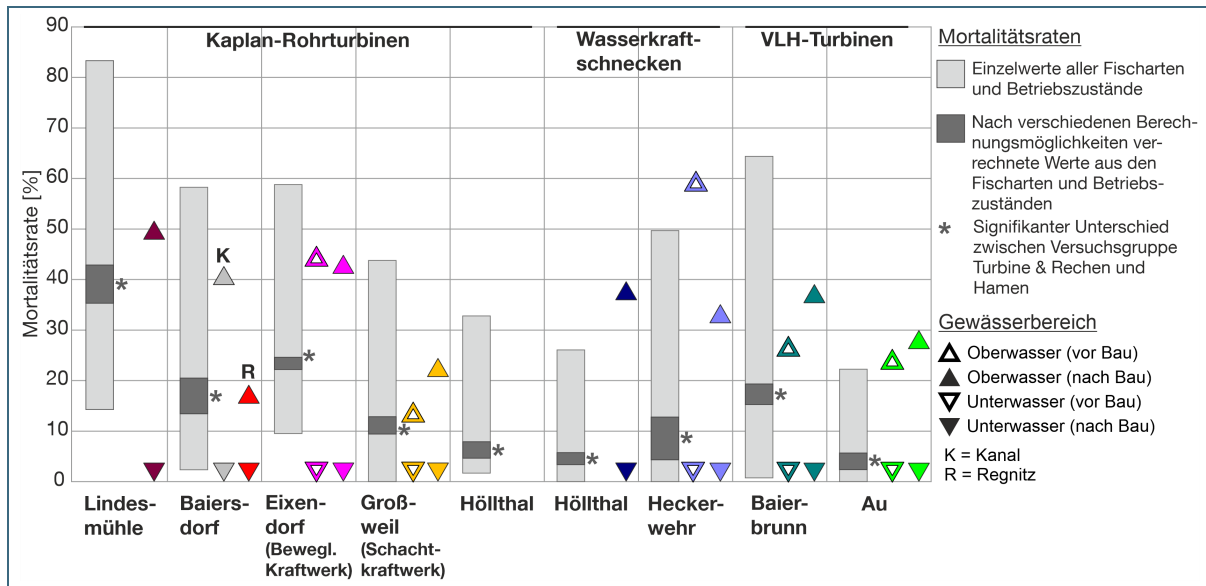


Abb. 16: Zusammenschau der Ergebnisse anhand der Mortalität und der Habitatauswirkungen. Die Spannen der Mortalität sind durch die hell- (artspezifische Einzelwerte) und dunkelgrauen (verrechnete Werte) Balken dargestellt. Diese sind aus Abb. 5 entnommen und wie dort beschrieben zu interpretieren. Die Spannen der Mortalität wurden mit der daneben dargestellten, aus Abb. 15 entnommenen 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) und wird wie in Abb. 15 beschrieben interpretiert. 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 (siehe Knott et al. 2022b).

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 (Abb. 16). 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 (Abb. 16). 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 Mueller et al. 2020g). 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 rund 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 (Abb. 16). 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 (Abb. 16). Es wurden Mortalitätsraten zwischen  $\leq 1$  % 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 Mueller et al. 2020h und fachliche Erläuterungen zur rauen Rampe Baierbrunn in Bayerisches Landesamt für Umwelt 2021). 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.

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 barotraumbedingte Verletzungen (z. B. Platzen der Schwimmblase, Gasblasen, innere Blutungen). Der hohe Anteil an Rechen- und Turbinenpassagen bei den standardisierten Fischzugaben von 75 % (Korridor Nutzung des natürlichen Fischabstiegs aufgrund standörtlicher Gegebenheiten nur bedingt aussagekräftig, siehe Knott et al. 2022a) lässt darauf schließen, dass der installierte Feinrechen keine effektive Barriere darstellt und eine geringe Leitwirkung zu den oberflächen- und sohnahen 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 (Abb. 16). Darüber hinaus scheint die naturnahe und relativ hoch dotierte Restwasserstrecke (zumindest teilweise) einen geeigneten Lebensraum für rheophile Fischarten, insbesondere Barben und Schneider, zu bieten (Müller et al. 2020i). 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 (Abb. 16). Durch das neu eingebaute Schlauchwehr mit Kiesschleuse besteht das Potenzial für eine langfristige Verbesserung der gewässerökologischen Situation.



## 4 Literatur

- 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.
- 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.] 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. und Neumann, A. – April 2021, Augsburg: 7 S.
- 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. (2016): 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., Pflugrath, B., Mueller, M., Pander, J., Deng, Z. & Geist, J. (2018): Physical and hydraulic forces experienced by fish passing through three different low-head hydropower turbines. *Marine and Freshwater Research* 69: 1934–1944.
- 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., Phonekhampong, 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.
- Buyse, 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.
- 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.
- 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 blade-strike 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.
- Ebel, G. (2013): *Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen – Handbuch Rechen- und 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.
- Egg, L., Mueller, M., Pander, J., Knott, J. & Geist, J. (2017): Improving European Silver Eel (*Anguilla anguilla*) downstream migration by undershot sluice gate management at a small-scale hydro-power plant. *Ecological Engineering* 106: 349–357.
- Egg, L., Pander, J., Mueller, M. & Geist, J. (2018): Comparison of sonar-, camera- and net-based methods in detecting riverine fish-movement patterns. *Marine and Freshwater Research* 69: 1905–1912.
- Egg, L., Mueller, M., Pander, J., Knott, J. & Geist, J. (2020): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 2b Vergleich von sonar-, kamera- und netzbasierten Monitoringmethoden. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 20 Seiten.
- Geiger, F., Schäfer, S. & Rutschmann, P. (2016): Monitoring of downstream passage of small fish at the TUM-Hydro Shaft Power Plant Prototype. Test report No. 429, Technische Universität München, Munich, Germany, pp. 53.
- 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., Borchering, 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.
- 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 1996 and 1997 at Lower Granite Dam on the Snake River, Washington. *Transactions of the American Fisheries Society* 129(2): 381–397.

- 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.
- Knott, J., Suttor, C., Klarl, M., Mueller, M., Pander, J. & Geist, J. (2022a): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 10 Großweil an der Loisach. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 127 Seiten.
- Knott, J., Mueller, M., Pander, J. & Geist, J. (2022b): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 12 Gesamtbewertung. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 170 Seiten.
- 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 downstream-migrating 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.
- 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.
- 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., Pander, J. & Geist, J. (2014): A new tool for assessment and monitoring of community and ecosystem change based on multivariate abundance data integration from different taxonomic groups. *Environmental Systems Research* 3: 12.
- Mueller, M. & Geist, J. (2016): Conceptual guidelines for the implementation of the ecosystem approach in biodiversity monitoring. *Ecosphere*, 7(5): e01305.
- Mueller, M., Pander, J. & Geist, J. (2017): Evaluation of external fish injury caused by hydropower plants based on a novel field-based protocol. *Fisheries Management and Ecology* 24: 240–255.
- Mueller, M., Knott, J. & Geist, J. (2020b): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Statistikglossar. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 25 Seiten.

- Mueller, M., Knott, J., Egg, L., Suttor, C., Pander, J. & Geist, J. (2020c): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 3 Baiersdorf-Wellerstadt an der Regnitz. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 92 Seiten.
- Mueller, M., Knott, J., Egg, L., Suttor, C., Pander, J. & Geist, J. (2020d): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 4 Lindesmühle an der Fränkischen Saale. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 95 Seiten.
- Mueller, M., Knott, J., Suttor, C., Pander, J. & Geist, J. (2020e): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 5 Au an der Iller. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 93 Seiten.
- Mueller, M., Knott, J., Suttor, C., Pander, J. & Geist, J. (2020f): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 6 Heckerwehr an der Roth. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 102 Seiten.
- Mueller, M., Knott, J., Bierschenk, B., Suttor, C., Pander, J. & Geist, J. (2020g): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 7 Eixendorf an der Schwarzach. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 88 Seiten.
- Mueller, M., Knott, J., Bierschenk, B., Suttor, C., Pander, J. & Geist, J. (2020h): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 8 Baierbrunn an der Isar. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 95 Seiten.
- Mueller, M., Knott, J., Bierschenk, B., Suttor, C., Pander, J. & Geist, J. (2020i): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 9 Höllthal an der Alz. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 102 Seiten.
- Mueller, M., Sternecker, K., Milz, S. & Geist, J. (2020l): Assessing turbine passage effects on internal fish injury and delayed mortality using X-ray imaging. *PeerJ* 8: e9977.
- Mueller, M., Knott, J., Egg, L., Bierschenk, B., Pander, J. & Geist, J. (2022a): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 1 Hintergrund und Methoden. Abschlussbericht, 2. aktualisierte Auflage 2022. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 191 Seiten.
- Mueller, M., Knott, J., Pander, J. & Geist, J. (2022b): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 11 Standortübergreifende Verbesserungsmöglichkeiten für den Fischschutz und die Gewässerökologie. Abschlussbericht, 2. aktualisierte Auflage 2022. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 25 Seiten.
- Mueller, M., Knott, J., Pander, J. & Geist, J. (2022c): 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>.
- 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., 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.
- Pander, J., Mueller, M., Knott, J. & Geist, J. (2020): Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 2a Versuche zur fangbedingten Schädigung. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 43 Seiten.
- 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.
- 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., Boys, C. A., Cathers, B. & Deng, Z. D. (2019a): Over or under? Autonomous sensor fish reveals why overshot weirs may be safer than undershot weirs for fish passage. *Ecological Engineering* 132: 41–48.
- Pflugrath, B. D., Harnish, R., Rhode, B., Beirão, B., Engbrecht, K., Stephenson, J. R. & Colotelo, A. H. (2019b): American eel state of buoyancy and barotrauma susceptibility associated with hydro-turbine passage. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 420: 20.
- 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 Fischabstiegschiffen 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.
- Thorstad, E. B., Havn, T. B., Sæther, S. A., Heermann, L., Teichert, M. A. K., Diserud, O. H., Tambets, E. B., Borchering, 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.
- 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.

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.

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.





Eine Behörde im Geschäftsbereich  
Bayerisches Staatsministerium für  
Umwelt und Verbraucherschutz

