



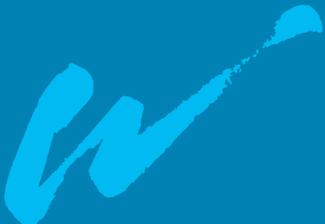
Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2020

Band 7: Eixendorf an der Schwarzach



wasser





Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2020

Band 7: Eixendorf an der Schwarzach

Impressum

Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen
Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2020 Band 7: Eixendorf an der Schwarzach

Herausgeber:

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

Bearbeitung:

Dr. Melanie Mueller, Josef Knott, Dr. Joachim Pander, Prof. Dr. Jürgen Geist
Technische Universität München
Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie
Mühlenweg 18–22, 85354 Freising
Tel: 08161 71-3947
Fax: 08161 71-3477
E-Mail: aquasys@tum.de
Internet: www.fisch.wzw.tum.de

LfU: Diana Genius, Madlen Gerke, Heidi Kammerlander, Birgit Lohmeyer, Dr. Christoph Mayr

Bildnachweis:

Titelbild, Abbildungen 1, 2, 6, 7, 9 und 10: Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie/TUM
Abbildung 3: abgeändert nach MUELLER ET AL. (2017)
Abbildung 4 und 5: abgeändert nach KNOTT ET AL. (2019)
Abbildung 8: Bayerische Vermessungsverwaltung (Luftbild) und Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie/TUM

Stand:

Juli 2020

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 Wahlwerbenden 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 erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.

Inhaltsverzeichnis

1	Untersuchungsstandort Eixendorf an der Schwarzach	4
2	Methoden	6
2.1	Fischabstieg und Fischschäden (Projektteil A)	6
2.2	Ökologische Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft (Projektteil B)	10
3	Ergebnisse & Diskussion	13
3.1	Erkenntnisse zu Fischabstieg und Fischschäden (Projektteil A)	13
3.1.1	Artenspektrum des natürlichen Fischabstiegs	13
3.1.2	Mortalität und Verletzungen	13
3.1.3	Nutzung der Abstiegskorridore und Barrierefunktion des Rechens	16
3.2	Bewertung des Lebensraums (Projektteil B)	17
3.3	Gesamtwirkung der Anlage	22
4	Literatur	24

1 Untersuchungsstandort Eixendorf an der Schwarzach

Die Wasserkraftanlage Eixendorf bei Neunburg vorm Wald an der Schwarzach (Abb. 1) liegt im oberpfälzischen Landkreis Schwandorf. Dieser befindet sich im hydrogeologischen Großraum Südostdeutsches Grundgebirge und zählt zur Naturraumeinheit Vorderer Oberpfälzer Wald. Die Gesamtlänge der Schwarzach beträgt 95 km. Ihr Einzugsgebiet ist 842 km² groß. Der mittlere Abfluss am Pegel „Rötz Speicherzufluss“ (etwa 4,2 km oberhalb des Untersuchungsstandortes) liegt bei 4,3 m³/s. Im Bereich des Untersuchungsstandorts ist die Schwarzach zu einem künstlichen Speichersee aufgestaut (Eixendorfer See), der durch eine Staumauer in einen Vor- und Hauptspeicher getrennt ist. Die Schwarzach zählt im Bereich des Untersuchungsstandorts zum Cypriniden-Rhithral (Übergangsbereich zwischen Äschen- und Barbenregion). Gemäß WRRL-Referenzzönose sind dort potenziell 19 Fischarten beheimatet, von denen die häufigsten Arten (Gründling, Hasel, Bachschmerle, Barbe, Nase, Elritze) strömungsliebend sind. Da die Schwarzach bei Eixendorf künstlich aufgestaut wurde und der Stausee nur eine sehr geringe bis keine Strömung hat, sind hier allerdings eher an geringe Strömung angepasste oder indifferente Arten als dominante Arten zu erwarten (z. B. Laube, Brachse, Rotaue, Rotfeder).

2016 wurde in die Staumauer der Vorsperre eine Wasserkraftanlage des Typs Bewegliches Kraftwerk eingebaut (Abb. 2). Das überströmbare Kraftwerk besteht aus einem schwenkbaren Stahlgehäuse, in dem eine Kaplan-Rohrturbine installiert ist. Die doppelt regulierte, vier-flügelige Kaplan-Rohrturbine hat einen Durchmesser von 1,0 m. Bei einer Fallhöhe von 5,0 m und einem Ausbaudurchfluss von 4,5 m³/s beträgt die Ausbauleistung 190 kW. Die Drehzahl der Turbine liegt unabhängig vom Durchfluss bei 333 U/min. Als Fischschutzeinrichtung ist direkt am Turbineneinlauf ein Rundbogenrechen mit vertikalen Stäben mit einer lichten Weite von 20 mm und integrierter Rechenreinigungsanlage vor dem Stahlgehäuse des Kraftwerks angeordnet. Als oberflächennahe Möglichkeit zum Fischabstieg befindet sich in der Mitte der Abschwemmklappe ein Kronenausschnitt, der permanent mit Wasser beschickt wird. Von dort aus können Fische über das Stahlgehäuse ins Unterwasser des Kraftwerks gelangen. Zusätzlich kann beim beweglichen Kraftwerk prinzipiell das gesamte Stahlgehäuse temporär hydraulisch angehoben werden, um z. B. größere Sedimentmengen und bodennah wandernde Fische ins Unterwasser abzuleiten und einen verbesserten Hochwasserabfluss zu ermöglichen.

Das Gesamtprojekt zum fischökologischen Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen wird im Projektband 1 (MUELLER ET AL. 2020a) beschrieben. Ausführliche Informationen über den Standort Eixendorf an der Schwarzach und die dort für das Monitoring verwendete technische Ausstattung enthält Projektband 7 (MUELLER ET AL. 2020c).



Abb. 1: Bewegliches Kraftwerk Eixendorf an der Schwarzach vor Beginn der Untersuchungen durch den Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie der TU München im Frühjahr 2017. Blick vom Unterwasser auf die Wehranlage mit dem Kraftwerk

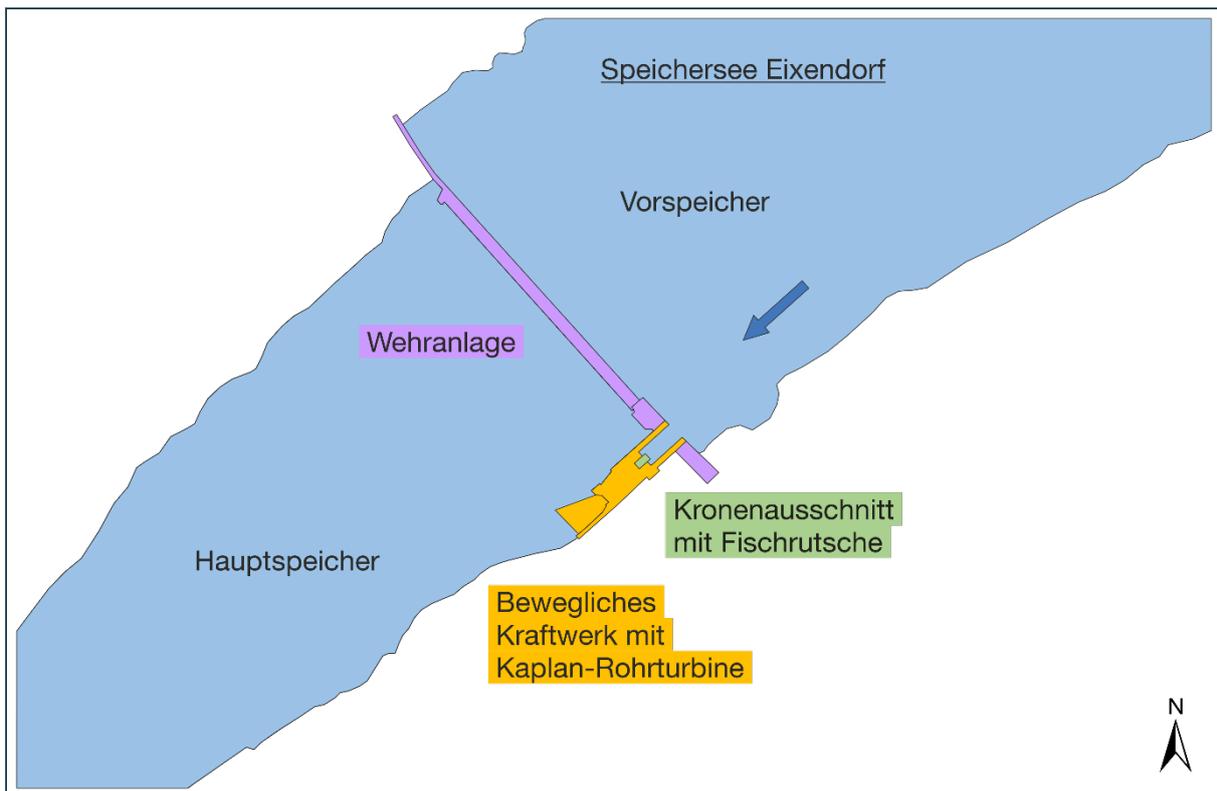


Abb. 2: Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Eixendorf an der Schwarzach

2 Methoden

2.1 Fischabstieg und Fischschäden (Projektteil A)

Primäres Ziel der Untersuchungen im Projektteil A war es, die potenzielle Schädigung von Fischen bei der Turbinenpassage, beim Abstieg unter dem angehobenen Kraftwerk (Grundpassage) sowie über den Kronenausschnitt in der Abschwemmklappe zu ermitteln. Außerdem wurde betrachtet, wie sich der Fischabstieg auf die unterschiedlichen Abstiegskorridore der Kraftwerksanlage sowie auf verschiedene Jahres- und Tageszeiten verteilt. In einer zusätzlichen Untersuchung wurden zwei verschiedene Öffnungsgrößen des Kronenausschnitts hinsichtlich ihrer Akzeptanz als Abstiegskorridor miteinander verglichen.

Die Kraftwerksanlage Eixendorf verfügt über zwei mögliche Abstiegskorridore für Fische: eine Turbine und einen oberhalb des Turbineneinlaufs angeordneten Kronenausschnitt in der Abschwemmklappe. Unterhalb des Kronenausschnitts ist eine Fischrutsche angebracht, über welche absteigende Fische auf das permanent überströmte Kraftwerksgehäuse und schließlich ins Unterwasser gelangen. Der Abstieg unter dem Kraftwerk hindurch (Grundpassage) kann nur erfolgen, wenn dieses angehoben wird. Temporär, beispielsweise bei Hochwasser, können die Fische zusätzlich über die Wehranlage ins Unterwasser gelangen. Dieser Korridor konnte aber aufgrund der räumlichen Situation nicht beprobt werden. Der Fischabstieg über die Turbine sollte bei der Untersuchung möglichst vollumfänglich erfasst werden. Am Standort Eixendorf wurde daher ein Hamen in die U-Profile des Revisionsverschlusses am Turbinenauslauf eingesetzt. Ein Hamen ist ein sich trichterförmig verjüngender Netzsack mit abnehmender Maschenweite, an dessen Ende sich ein Fangnetz, Steertreuse genannt, befindetet. Im Kronenausschnitt in der Abschwemmklappe wurde ein Fangnetz an einem passend angefertigten Metallrahmen befestigt. Der Turbinenhamen wurde vom Schlauchboot aus geleert. Zur Leerung des Fangnetzes am Kronenausschnitt wurde der Netzsack über das Gelände gehoben und der Inhalt in eine mit Wasser gefüllte Fischwanne überführt.

Der natürliche Fischabstieg wurde im Frühjahr und im Herbst 2017 an insgesamt 49 Versuchstagen beprobt. Die Netzleerungen erfolgten alle zwei Stunden und wurden gleichmäßig auf die erste Tageshälfte (Sonnenaufgang bis 12:00 Uhr), zweite Tageshälfte (12:00 Uhr bis Sonnenuntergang), erste Nachthälfte (Sonnenuntergang bis 00:00 Uhr) und zweite Nachthälfte (00:00 Uhr bis Sonnenaufgang) verteilt. Die Beprobung ermöglichte so Rückschlüsse darauf, zu welchen Tageszeiten der Fischabstieg bevorzugt erfolgte. Sowohl während des Untersuchungszeitraums des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr als auch im Herbst 2017 wurden außerdem Fische im Oberwasser der Kraftwerksanlage mithilfe von Elektrobefischung gefangen und auf Verletzungen hin geprüft. Mit dieser Methode können nur mobile Fische, die auf Strom reagieren, erfasst werden. Dadurch ließ sich aber zumindest näherungsweise eine potenzielle Vorschädigung des natürlichen Fischbestands vor der Passage des Kraftwerks abschätzen. Zudem konnten Informationen zum vorhandenen Fischbestand gewonnen werden.

Neben den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs erfolgten im Frühjahr und Herbst 2017 sowie im Frühjahr 2018 Versuche mit standardisierten Fischzugaben. Diese Versuche wurden bei niedriger Turbinenlast (Mittelwerte für Leistung, Durchfluss und Öffnung Leitapparat über alle Versuchszeiträume: 51 kW, 2,7 m³/s, 36 %) und hoher Turbinenlast (106 kW, 2,8 m³/s, 55 %) sowie bei angehobenem Kraftwerk (Grundpassage) mit ausgeschalteter Turbine durchgeführt. Dazu wurden für die Untersuchungen im Frühjahr und Herbst 2017 20.647 Versuchsfische der Arten Aal¹, Nase, Bachforelle,

¹ Der im Donau-Einzugsgebiet ursprünglich nicht heimische Aal, welcher jedoch durch Besatzmaßnahmen in der Schwarzach vorkommt, wurde aufgrund der zu erwartenden wissenschaftlichen Erkenntnisse nach Absprache mit der zuständigen Fischereifachberatung und dem Referat Fisch- und Gewässerökologie des LfU am Standort Eixendorf an der Schwarzach eingesetzt.

Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen oberhalb der Wasserkraftanlage eingesetzt und nach der Passage gefangen und untersucht (Tierversuchsgenehmigung ROB-55.2-2532.Vet_02-15-31). Die Fischzugaben erfolgten an zwei Stellen (vergleiche Abb. 3): oberhalb des Rechen (Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“ bzw. „Grundpassage“) und am Eingang des Hamens unterhalb des Kraftwerks (Versuchsgruppe „Hamen“ bzw. „Hamen Grundpassage“). Eine Fischzugabe unmittelbar vor der Turbine (nach dem Rechen) war an diesem Standort nicht möglich. Zur Ermittlung der potenziellen Schädigung von Fischen bei der Grundpassage wurde das schwenkbare Stahlgehäuse des beweglichen Kraftwerks bei ausgeschalteter Turbine für wenige Minuten (etwa 5–10 min) zwischen 7 cm bis 14 cm angehoben. In diesem Zeitraum erfolgten die standardisierten Fischzugaben für die Versuchsgruppen „Grundpassage“ und „Hamen Grundpassage“ (vergleiche Abb. 4 A). Während dieser Zeit war die Passage der Turbine und des Kronenausschnitts für Fische nicht möglich. Der Fang der Fische erfolgte wie nach der Turbinenpassage mit dem am Turbinenauslauf angebrachten Hamen (vergleiche Abb. 4 A).

Anders als bei der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs konnte so gezielt zwischen dem Einfluss von Turbine und Rechen bzw. einer potenziellen Schädigung durch die Grundpassage und fangbedingten Verletzungen differenziert werden. Eine direkte Zugabe in die Turbine war am Standort Eixendorf baulich bedingt nicht möglich. Anhand einer Stichprobe (2.246 Fische) 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).

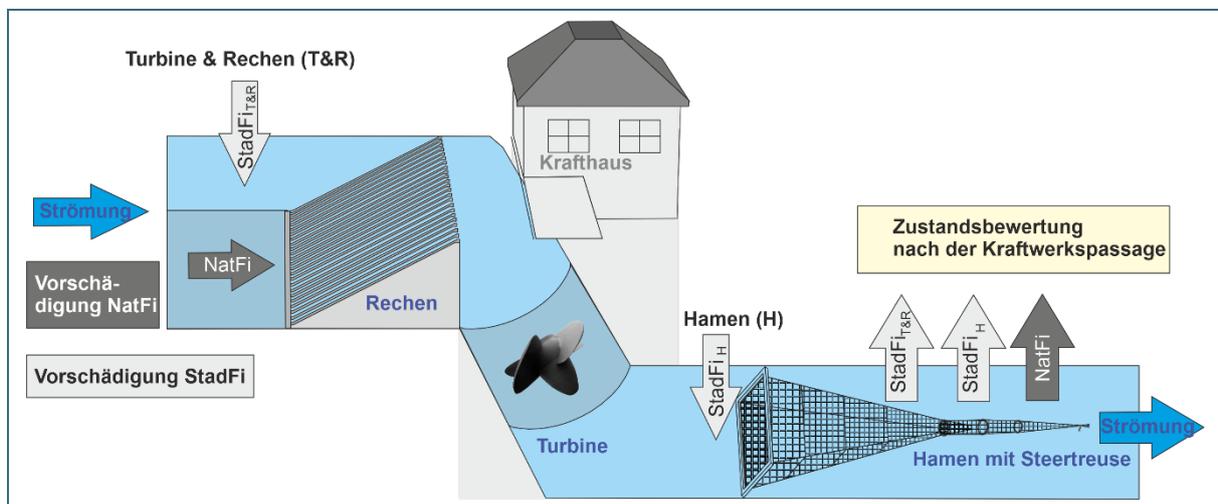


Abb. 3: Schematische Darstellung der verschiedenen Zugabe- und Entnahmestellen für Fische des natürlichen Fischbestands (NatFi) und aus den standardisierten Fischzugaben (StadFi). T&R = Passage der Fische durch Turbine und Rechen bei Fischzugabe oberhalb des Rechen, H = Kontrollgruppe an Fischen, die nur den Hamen passiert haben. Die direkte Fischzugabe unmittelbar vor der Turbine (nach dem Rechen) war an diesem Standort nicht möglich

Zusätzlich wurden während der Untersuchungszeiträume im Frühjahr und Herbst 2017 standardisierte Fischzugaben mit den acht Versuchsfischarten zur Ermittlung der potenziellen Schädigung im Abstiegskorridor „Kronenausschnitt“ durchgeführt. In der Versuchsgruppe „Kronenausschnitt“ wurde jeder einzelne Versuchsfisch (insgesamt 340 Individuen) auf potenzielle Vorschädigungen untersucht und im Anschluss daran unmittelbar vor der Öffnung des Kronenausschnitts ins Oberwasser des Kraftwerks eingesetzt. Ein Abstieg der Versuchsfische über den Turbinenkorridor war somit nicht möglich. Nach der Passage über diesen Ausschnitt wurde jeder Fisch am Ende des Stahlgehäuses vor dem Eintauchen ins Unterwasser mit einem Kescher aufgefangen und auf seine Verletzungen untersucht. Zur Ermittlung der fangbedingten Effekte (Versuchsgruppe „Hamen Kronenausschnitt“) wurde

ebenfalls jeder einzelne Versuchsfisch (insgesamt 320 Individuen) auf potenzielle Vorschädigungen untersucht, anschließend unmittelbar vor dem Kescher freigelassen, gefangen und auf Verletzungen hin geprüft (vergleiche Abb. 4 B, KNOTT ET AL. 2019).

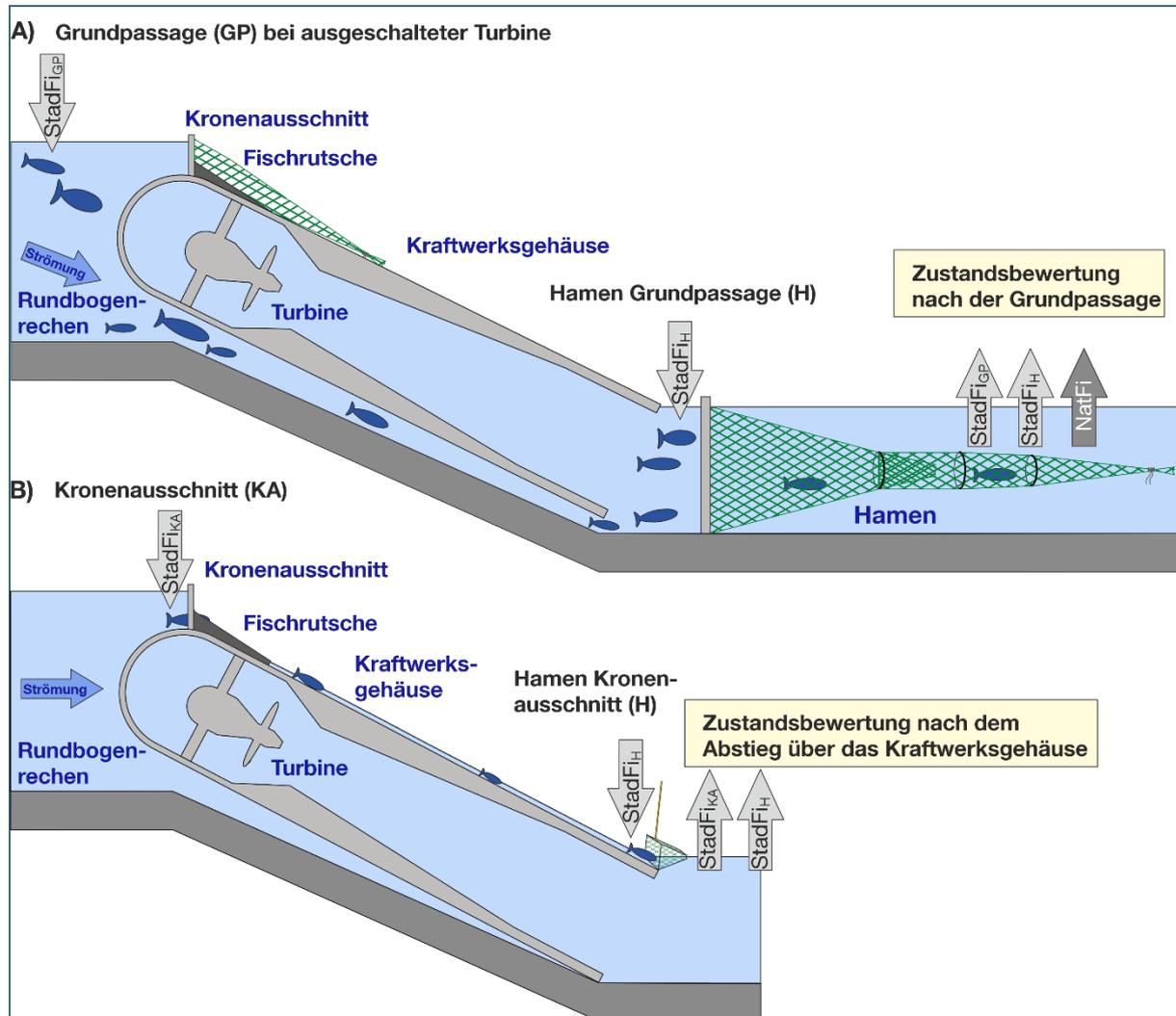


Abb. 4: Schematische Darstellung der verschiedenen Zugabe- und Entnahmestellen für Fische aus den standardisierten Fischzugaben (StadFi) bei der Ermittlung der Schädigung am beweglichen Kraftwerk Eixendorf an der Schwarzach. A) Grundpassage, d. h. beim Abstieg unter dem angehobenen Stahlgehäuse des Kraftwerks. B) Abstieg über den Kronenausschnitt. GP = Grundpassage bei Fischzugabe oberhalb des Rechens, KA = Passage der Fische über den Kronenausschnitt bei Fischzugabe unmittelbar vor dem Kronenausschnitt, H = Kontrollgruppe an Fischen, die nur den Hamen passiert haben bzw. nur mit dem Kescher gefangen wurden

In einer zusätzlichen Nachuntersuchung im Frühjahr 2018 wurden zwei verschiedene Varianten des Kronenausschnitts [MG1]vergleichend untersucht: ein kleiner Kronenausschnitt (Breite x Höhe, Wassertiefe und Durchfluss Kronenausschnitt bei maximalem Turbinendurchfluss (4,5 m³/s): 27,6 cm x 36,0 cm, 9,0 cm, 0,026 m³/s) und ein großer Kronenausschnitt (59,0 cm x 71,0 cm, 18,5 cm, 0,160 m³/s). Ziel war es, die Aufteilung auf die verschiedenen Abstiegskorridore Turbine und Kronenausschnitt bei unterschiedlichen Öffnungsgrößen des Kronenausschnitts zu erfassen. Dazu wurden 6.888 Versuchsfische der Arten Bachforelle, Barbe und Äsche oberhalb der Wasserkraftanlage eingesetzt und nach der Passage der Turbine bzw. des Kronenausschnitts gefangen. An beiden Abstiegskorridoren wurden Hamen installiert (vergleiche Abb. 5, KNOTT ET AL. 2019).

Während der Versuche zum natürlichen Fischabstieg und der standardisierten Fischzugaben wurden dreimal täglich die physikalisch-chemischen Eigenschaften des Wassers im Hauptstrom (Temperatur, Sauerstoffgehalt, Leitfähigkeit, pH-Wert und Trübung) sowie die Strömungsgeschwindigkeiten am Rechen und an den Hamen gemessen (siehe MUELLER ET AL. 2020g).

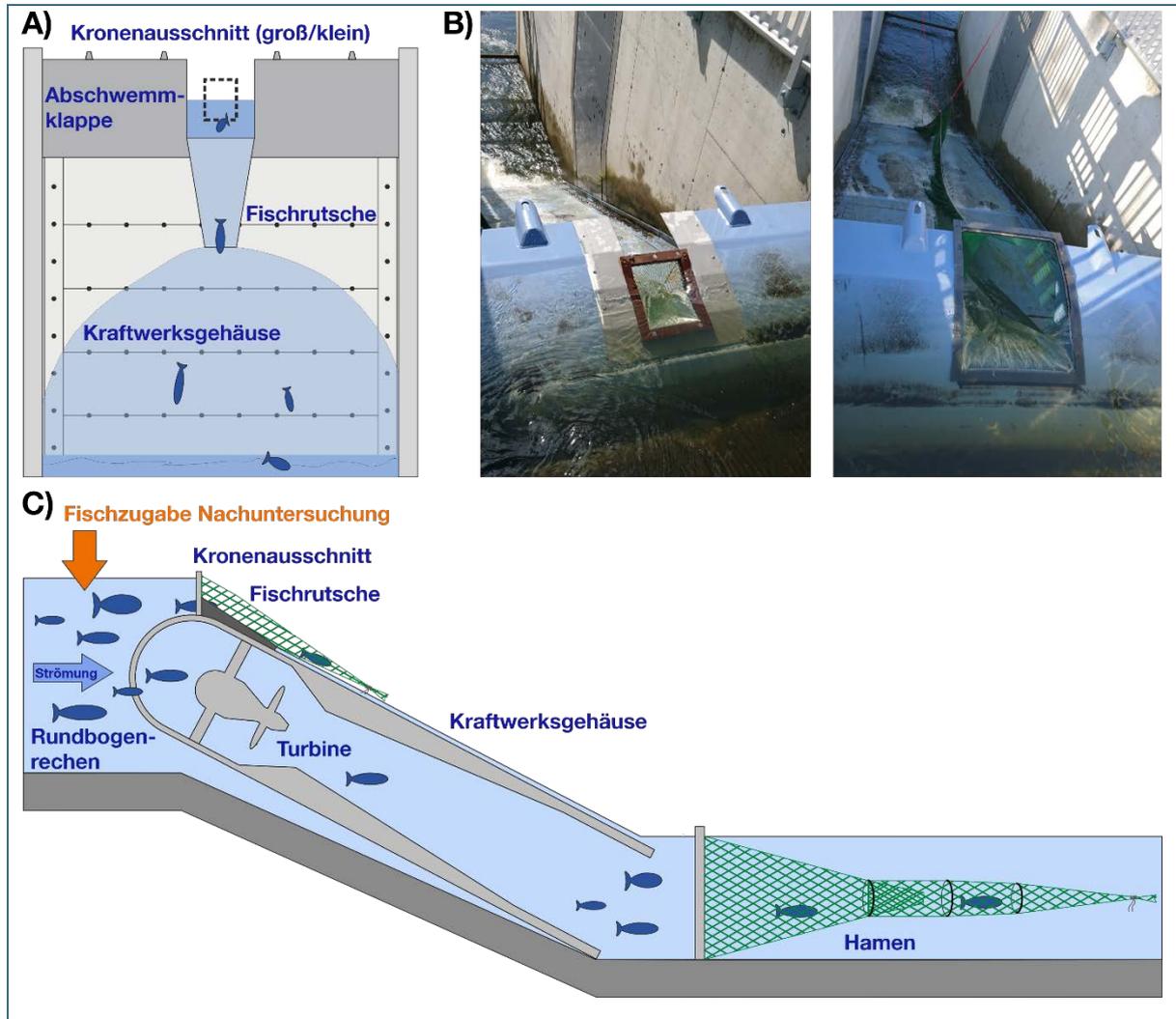


Abb. 5: Schematische Darstellung des beweglichen Kraftwerks am Standort Eixendorf an der Schwarzach und des Versuchsdesigns der standardisierten Fischzugaben bei der Nachuntersuchung zur Akzeptanz des Kronenausschnitts als Abstiegskorridor bei zwei unterschiedlichen Öffnungsgrößen. A) Ansicht des beweglichen Kraftwerks vom Unterwasser aus. Die gestrichelte Linie symbolisiert den kleinen Kronenausschnitt. B) Detailaufnahme des kleinen (links) und großen Kronenausschnitts (rechts) in der Abschwemmklappe. C) Schematischer Längsschnitt durch das bewegliche Kraftwerk. Die Zugabe der Versuchsfische erfolgte an der gleichen Stelle wie in der Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“ (oranger Pfeil)

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. 2020a). Gegenstand der Untersuchungen waren auch in-

nere Verletzungen der Fische. Zu diesem Zweck wurden von einer Stichprobe an Fischen (1.239 Fische) Röntgenbilder mittels Kontaktradiographie erstellt. Wie bei den äußerlich sichtbaren Verletzungen erfolgte die Auswertung der Röntgenbilder mit einem standardisierten Protokoll (MUELLER ET AL. 2020a).

Zur Bestimmung der verzögerten Mortalität wurden die Fische getrennt nach Arten und Versuchsgruppen über 72 h (natürlicher Fischbestand) und 96 h (standardisierte Fischzugaben) in wassergefüllten Becken gehalten und täglich kontrolliert (MUELLER ET AL. 2020a).

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 Ergebnisdiagramme 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. 2020a). Zusammenhänge zwischen Fischlänge und Fischschädigung wurden mithilfe von Korrelationsanalysen und linearen Modellen untersucht. Die verwendeten Diagramme, Tabellen und Berechnungen werden in MUELLER ET AL. (2020b) ausführlich beschrieben.

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 zum einen die Durchwanderbarkeit eines Gewässers ein. Zum anderen beeinflussen sie 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 Staubebereich 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 dann nicht mehr auf der gesamten Breite überströmt, da sich der Abfluss auf die Turbinenseite konzentriert. Diese Veränderungen wirken sich auf die aquatische Lebensgemeinschaft aus.

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 (MUELLER ET AL. 2011): Standardmäßig wurde das Ober- und Unterwasser abhängig von der Gewässerbreite in drei bis vier Längsspuren eingeteilt, in denen wiederum einzelne Untersuchungsstrecken mit einer Länge von je 30 m verteilt lagen (vergleiche Abb. 6). Dort fanden jeweils die gleichen, nachfolgend beschriebenen Untersuchungen statt. Am Standort Eixendorf an der Schwarzach beprobte das Projektteam je 20 Untersuchungsstrecken in vier Längsspuren im Ober- und Unterwasser des Kraftwerks. Die Beprobungen fanden an jeweils zwei Terminen vor dem Bau des Kraftwerks (2015) und danach (2017) statt. Um saisonale Unterschiede zu berücksichtigen, wurden die Beprobungen jeweils im Mai und im August beider Jahre durchgeführt.

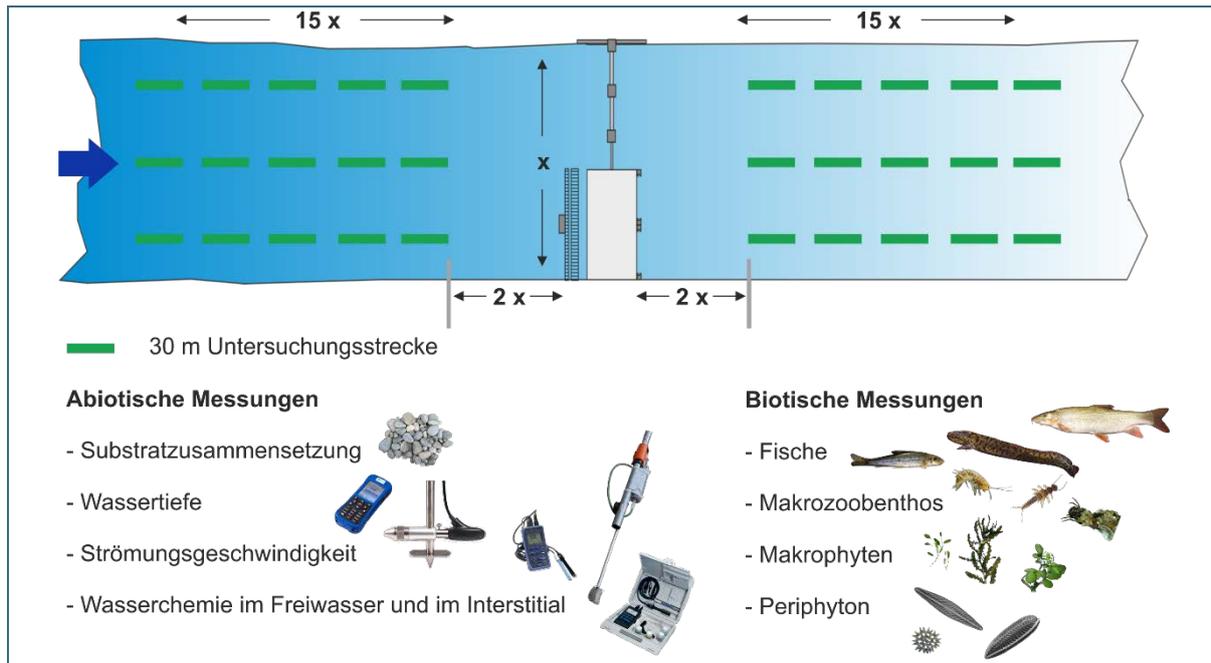


Abb. 6: Schema der Habitatuntersuchungen in Projektteil B, hier dargestellt für je drei Längsspuren im Ober- und Unterwasser. Die genannten abiotischen und biotischen Messungen werden in jeder der 30 m langen Untersuchungsstrecken durchgeführt. (x = Gewässerbreite, $2x$ = Sicherheitsabstand zum Wehr, 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 (gelöster Sauerstoff, 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

Die Aufwuchsalgen sind wichtige Primärproduzenten in Fließgewässern. Sie 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 cm² (insgesamt 20 cm²) 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 %-Schritten geschätzt. Für die Analyse des Makrozoobenthos entnahm das Projektteam in jeder Untersuchungsstrecke an fünf repräsentativen Stellen (je 0,09 m²) Proben mit einem Surber-Sampler (einem um einen Metallrahmen befestigten Netzbeutel). Das gewonnene Makrozoobenthos wurde dann als Sammelprobe in einer 1 L 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. In manchen Untersuchungsstrecken des Eixendorfer Sees waren die Wassertiefen 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 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. 2020a). Die Ergebnisse der aquatischen Lebensgemeinschaft wurden gemeinsam betrachtet und über alle taxonomischen Gruppen hinweg ausgewertet (MUELLER ET AL. 2014). Diese Auswertung erlaubt es, die durch das Kraftwerk/Querbauwerk verursachten Veränderungen auf Ebene des Ökosystems zu bewerten (Ecosystem Approach, MUELLER & GEIST 2016).

3 Ergebnisse & Diskussion

3.1 Erkenntnisse zu Fischabstieg und Fischschäden (Projektteil A)

3.1.1 Artenspektrum des natürlichen Fischabstiegs

Am Standort Eixendorf an der Schwarzach wandern oder verdriften Fische wie auch in anderen Fließgewässern nach flussabwärts. Dies betrifft nahezu alle Arten, die bei den Elektrobefischungen im Oberwasser erfasst wurden. Darüber hinaus wurden auch Fischarten in den Fangeinrichtungen der verschiedenen Abstiegskorridore erfasst, die bei den Elektrobefischungen im Oberwasser nicht nachgewiesen wurden (u. a. Giebel, Aal; MUELLER ET AL. 2020g). Bei den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs 2017 wurden in den Fangeinrichtungen der verschiedenen Abstiegskorridore insgesamt 6.323 Fische gefangen. Die häufigsten der 24 dabei bestimmten Arten waren Laube, Aitel, Rotauge und Flussbarsch. Als gebietsfremde Art wurde der Blaubandbärbling mit einem Anteil von 2 % an der Gesamtindividuenzahl erfasst. Strömungsliebende Arten waren mit einem Anteil von 7 % vertreten, wovon der Schneider die häufigste Art war.

Bei einem Großteil der im Turbinenhamen gefangenen Fische, vor allem der Arten Laube, Rotauge und Flussbarsch, besteht der Verdacht, dass diese im Unterwasser von außen in die Fangeinrichtung eingeschwommen sind. Insbesondere im Frühjahr wurden größere Fischschwärme (v. a. Lauben) beobachtet, die sich im unmittelbaren Bereich des Turbinenauslaufes sammelten. Da sich die Wasserkraftanlage Eixendorf in einem künstlichen Speichersee befindet, ist der Turbinenauslauf der einzige Bereich im Unterwasser, in dem sich eine sichtbare Strömung entwickelt. Diese Situation sorgt wahrscheinlich dafür, dass Fische aus dem Unterwasser diesen Bereich verstärkt aufsuchen. Bei der Kontrolle der Fangeinrichtung wurden zudem zahlreiche Fische entdeckt, die sich beim Versuch, von außen in den Hamen zu gelangen, in den Maschen verfangen haben. Es wird daher angenommen, dass das gefangene Artenspektrum nicht dem tatsächlichen natürlichen Fischabstieg über das Kraftwerk entspricht. Aufgrund dieser Beobachtung konnten auch keine weiteren verlässlichen Aussagen über eine Verteilung auf die unterschiedlichen Abstiegskorridore, über jahres- und tageszeitliche Unterschiede sowie über Mortalität und Verletzungen beim natürlichen Fischabstieg getroffen werden. Diese Problematik betraf jedoch nicht die standardisierten Fischzugaben, da die Versuchsfische in den verschiedenen Versuchsgruppen individuell markiert waren und sich daher zweifelsfrei von den natürlich vorkommenden Fischen unterscheiden ließen.

3.1.2 Mortalität und Verletzungen

Bei den **standardisierten Fischzugaben** am beweglichen Kraftwerk Eixendorf an der Schwarzach lagen die Mortalitätsraten durch Turbine und Rechen über alle getesteten Arten je nach Berechnungsweg zwischen 22,2 % und 24,6 % (vergleiche Abb. 7). Bei der Berechnung wurden die fangbedingte Mortalität und die verzögerte Mortalität berücksichtigt (siehe Band 1: MUELLER ET AL. 2020a). Im Turbinenkorridor konnten über alle Versuchsgruppen („Turbine & Rechen“, „Turbine“ und „Hamen“) 29 % (5.108 Individuen) der eingesetzten Versuchsfische wiedergefangen und für die Ermittlung der Mortalität verwendet werden. Ein großer Teil der Fische (87–94 % je nach Berechnungsweg; Anteil an der Summe aller verstorbenen Individuen über alle Fischarten) verstarb sofort nach der Kraftwerkspassage und nur ein geringer Anteil verzögert innerhalb der 96 h Beobachtungsphase.

In einer wissenschaftlichen Untersuchung an einem beweglichen Kraftwerk mit besenderten Lachsmolts wurden im Vergleich zu den Mortalitätsraten am Standort Eixendorf deutlich geringere Mortalitätsraten von 3–6 % ermittelt (THORSTAD ET AL. 2017). Weitere Studien zur Mortalität am beweglichen Kraftwerk wurden nach unserem Wissen bisher nicht veröffentlicht. Da im beweglichen Kraftwerk eine Kaplan-Turbine verbaut ist, können aber auch Literaturwerte für Mortalitätsraten an konventionellen

Kaplan-Turbinen zum Vergleich herangezogen werden. Der Aal wies am Kraftwerk Eixendorf im Vergleich zu den übrigen getesteten Fischarten je nach Berechnungsweg mit 10 % bis 12 % die niedrigste Mortalität auf. Sie liegt damit deutlich unter den bisher für Kaplan-Turbinen aus der wissenschaftlichen Literatur bekannten Werten (z. B. CALLES ET AL. 2010: 30 %, CALLES ET AL. 2012: 67 %, SCHNEIDER & HÜBNER 2017: 32 %). Für die Bachforelle wurden je nach Berechnungsweg Mortalitätsraten zwischen 15 % bis 22 % ermittelt. Diese lagen zum Teil im Bereich der Literaturwerte für Kaplan-Turbinen oder etwas höher (z. B. SCHNEIDER & HÜBNER 2017: 14 % bei der Bachforelle, CALLES & GREENBERG 2009: 11 % bei Meerforellensmolts). Die Nase wies mit 32 % bis 59 % die höchste Mortalität nach der Turbinenpassage auf. Bei Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen wurden Mortalitätsraten zwischen 14 % und 42 % ermittelt. Für diese Fischarten sind nach derzeitigem Kenntnisstand keine artspezifischen Mortalitätsraten aus der Literatur bekannt.

Bei allen genannten Studien wurde die verzögerte Mortalität nicht berücksichtigt und nur SCHNEIDER & HÜBNER (2017) bezogen die fangbedingte Mortalität in die Berechnungen ein. Zusätzlich wurde mit einer grundsätzlich anderen Methodik gearbeitet (z. B. Telemetrie in THORSTAD ET AL. 2017).

Auch müssten bei einem Vergleich von Literaturwerten das Größenspektrum der eingesetzten Versuchsfische sowie weitere standortspezifische Unterschiede beachtet werden. Dazu zählen etwa die Drehzahl der Turbine, die Anzahl der Schaufelblätter, der Turbinendurchmesser, die Fallhöhe, die untersuchten Lastzustände und die Wiederfangraten. Ein Vergleich mit anderen Untersuchungen ist deshalb nur bedingt aussagekräftig, erlaubt aber dennoch eine grobe Einordnung der Ergebnisse zu unterschiedlichen Wasserkraftanlagen.

Eine hohe Mortalität wurde bei einigen der getesteten Fischarten auch bei der **Grundpassage**, der Passage unter dem angehobenen Kraftwerk, festgestellt. Diese lag nach Korrektur um die Mortalität der Referenzgruppe „Hamen“ und unter Berücksichtigung von sofortiger und verzögerter Mortalität für den Flussbarsch und die Äsche bei 21 % bzw. 23 %. Die Mortalitätsraten für Nase, Bachforelle, Barbe, Rotaugen und Huchen lagen zwischen 5 % und 6 %, beim Aal wurde keine Mortalität beobachtet.

Die **Passage des Kronenausschnittes** verursachte bei keiner der getesteten Fischarten eine sofortige Mortalität und über alle Fischarten nur eine sehr geringe verzögerte Mortalität (< 0,5 %).

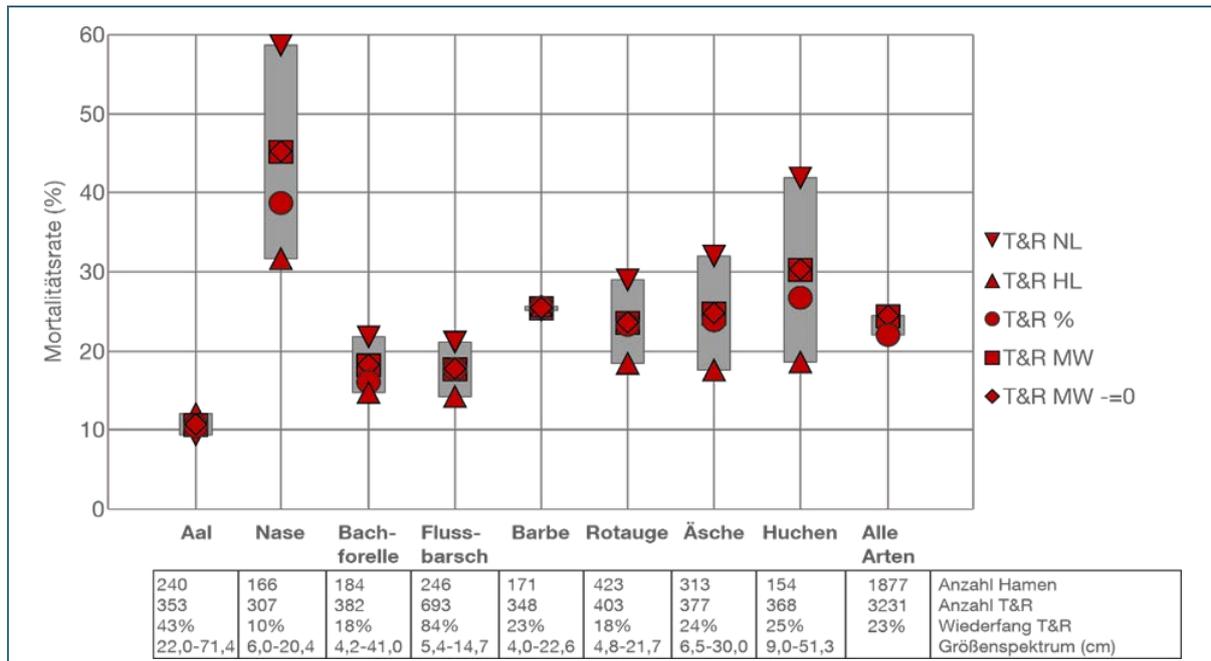


Abb. 7: Fischartenspezifische **Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben** in der Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“ (T&R) nach Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe „Hamen“ bei niedriger (NL) und hoher (HL) Turbinenlast. Für die Berechnung wurde die Summe sofort und verzögert nach 96 h verstorbener Fische berücksichtigt. Abgebildet sind für die einzelnen Fischarten sowie für alle Fischarten insgesamt die anteilmäßig berechneten Raten (%) bzw. über niedrige und hohe Turbinenlast gemittelte Raten (MW) am beweglichen Kraftwerk mit Kaplan-Turbine am Standort Eixendorf an der Schwarzach. Im Falle von höheren Mortalitäten in der Kontrollgruppe „Hamen“ ergaben sich negative kraftwerksbedingte Mortalitätsraten. Diese wurden entweder aus der Berechnung ausgeschlossen oder gleich 0 gesetzt (=0). Der graue Balken symbolisiert den Wertebereich der ermittelten Mortalitätsraten. Zur Berechnung der Mortalitätsraten siehe MUELLER ET AL. 2020a

Die Analyse der **äußeren und inneren Verletzungen** lässt darauf schließen, dass die Mortalität der Fische bei der Turbinenpassage vor allem durch Kollisionen und Druckunterschiede verursacht wurde. Auf Kollisionen als wesentliche Mortalitätsursache deuten insbesondere die inneren Verletzungen hin: Verformungen und Frakturen der Rippen und der Wirbelsäule traten bei toten Fischen nach der Turbinenpassage in höherer Intensität auf als bei Fischen, die die Turbinenpassage überlebt hatten. Weiterhin weisen eine höhere Intensität von Veränderungen der Schwimmblase (Expansion oder Kompression), Gasblasen (vor allem in Auge und Leibeshöhle) sowie Einblutungen (vor allem in Körperbindegewebe und Leibeshöhle) bei Fischen mit Turbinenpassage im Vergleich zur Kontrollgruppe („Vorschädigung“ und „Hamen“) auf Barotraumata infolge von Druckunterschiede als weitere mögliche Mortalitätsursache hin. Bei den äußeren Verletzungen deuten eine höhere Intensität von Schuppenverlusten, Einblutungen und Hautverletzungen bei Fischen nach der Turbinenpassage im Vergleich zur Kontrollgruppe „Hamen“ auf Kollisionen hin. Neben diesen am häufigsten auftretenden Verletzungen kam es nach der Turbinenpassage bei 14 % der Fische (Anteil am Gesamtfang über alle Fischarten) zu Amputationen von Körperteilen. Dabei war die Verletzungsintensität von Amputationen bei der Nase am höchsten. Dies spiegelt sich auch in den hohen Mortalitätsraten wider. Zudem sind auch Fische nach der Kraftwerkspassage verstorben (insbesondere Nase), die keine äußerlich oder innerlich sichtbaren, eindeutig tödlichen, Verletzungen aufwiesen. Dies ist vermutlich auf Stress zurückzuführen.

Generell waren die Mortalitätsraten für alle Arten mit Ausnahme von Aal und Barbe bei niedriger Turbinenlast deutlich höher als bei hoher Turbinenlast. Auch die Verletzungsintensität war bei Niedriglast bei den Arten Aal, Bachforelle, Äsche und Huchen etwas höher und bei der Nase deutlich höher als bei Hochlast. Ursache dafür war höchstwahrscheinlich die engere Stellung der Turbinenschaufeln bei

Niedriglast, durch die das Kollisionsrisiko steigt. Bei den Fischarten Aal, Nase und Barbe zeigte sich weiter, dass die Intensität von Amputationen und Quetschungen mit der Totallänge zunahm. Eine ähnliche Tendenz gab es auch bei den anderen Fischarten. Wahrscheinlich betraf das höhere Kollisionsrisiko bei Niedriglast also insbesondere größere Individuen.

Die teilweise hohe Mortalität von bis zu 23 % nach der Grundpassage spiegelte sich nicht deutlich in den äußeren und inneren Verletzungen wider und war vermutlich teilweise auch stressbedingt. Tendenziell waren jedoch die Intensität von Gasblasen in Leibeshöhle und Kopf-Bindegewebe, Einblutungen in Leibeshöhle und Körper-Bindegewebe, Veränderungen der Schwimmblase und Verformungen der Wirbelsäule bei Individuen mit Grundpassage höher als bei Individuen der Kontrollgruppe „Hamen Grundpassage“, was auf Barotraumatia infolge von Druckunterschieden als mögliche Mortalitätsursache hindeutet. Es wurde zudem vereinzelt beobachtet, dass Fische während der Grundpassage zwischen dem beweglichen Kraftwerk und den Kraftwerksmauern eingequetscht wurden und dadurch verstorben sind.

Auch der oberflächennahe Abstiegskorridor über den Kronenausschnitt kann Verletzungen verursachen. Das Verletzungsrisiko des Kronenausschnitts am Standort Eixendorf an der Schwarzach kann jedoch als gering eingestuft werden. Bei Fischen, die den Kronenausschnitt passiert hatten, wurden ausschließlich Verletzungen beobachtet, die nicht unmittelbar tödlich sind. Dazu zählen etwa Schuppenverluste, Einrisse in den Flossen, Einblutungen am Kopf und Hautverletzungen. Bei allen Fischarten mit Ausnahme des Rotauges war die Intensität dieser Verletzungen bei Fischen, die den Kronenausschnitt passiert hatten, allerdings höchstens geringfügig höher als bei Fischen der Kontrollgruppe und lassen sich somit nicht von handling- und fangbedingten Effekten unterscheiden. Beim Rotauge wurde nach der Passage des Kronenausschnitts eine etwas höhere Intensität von Schuppenverlusten, Hautverletzungen und Einblutungen am Kopf im Vergleich zur Kontrollgruppe festgestellt (KNOTT ET AL. 2019).

3.1.3 Nutzung der Abstiegskorridore und Barrierefunktion des Rechens

Die Verteilung der Fische auf die Abstiegskorridore Turbine und Kronenausschnitt **beim natürlichen Fischabstieg** am Standort Eixendorf an der Schwarzach ist aufgrund der bereits genannten Probleme (siehe Kap. 3.1.1) nicht aussagekräftig. Aus diesem Grund werden im Folgenden nur die Ergebnisse aus den standardisierten Fischzugaben im Jahr 2017 und 2018 zur Aufteilung der oberhalb des Rechens zugegebenen Fische auf die Abstiegskorridore Turbine und Kronenausschnitt dargestellt.

Bei den standardisierten Fischzugaben ist in beiden Untersuchungszeiträumen ein Großteil der wiedergefangenen Fische der Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“ über den Turbinenkorridor und nur ein geringer Anteil über den Kronenausschnitt ins Unterwasser gelangt (2017: 76 % Turbine, 24 % Kronenausschnitt, n = 4.242; 2018: 92 % Turbine, 8 % Kronenausschnitt, n = 2.226). Es ist zu beachten, dass die beiden Untersuchungszeiträume aufgrund hydrologischer und klimatischer Unterschiede, der unterschiedlichen Positionierung des Kronenausschnitts und des verwendeten Fischartenspektrums (2018 wurden nur Versuche mit den Arten Äsche, Barbe und Bachforelle durchgeführt) nicht vergleichbar sind. So nutzten während der standardisierten Fischzugaben im Jahr 2017 neben der Bachforelle (42 % der wiedergefangenen Individuen) insbesondere die Fischarten Huchen (42 %) und Rotauge (35 %) den Kronenausschnitt statt die Turbine als Abstiegskorridor, wohingegen Flussbarsch (1 %) und Aal (2 %) nur vereinzelt den Kronenausschnitt passiert haben.

Des Weiteren ist bei der Nachuntersuchung im Frühjahr 2018 ein etwas höherer Anteil an Fischen über den großen Kronenausschnitt ins Unterwasser gelangt (9,6 % des Gesamtfangs) als über den kleinen (7,1 %). Unter den zugegebenen Fischarten nutzten Bachforellen den kleinen und großen Kronenausschnitt als oberflächennahen Abstiegskorridor mit Abstand am häufigsten: 24,4 % der wiedergefangenen Bachforellen sind über den kleinen Kronenausschnitt ins Unterwasser gelangt und 32,2 %

über den großen. Von der bodenorientierten Fischart Barbe sind hingegen von insgesamt 1.036 wiedergefangenen Fischen der Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“ nur vier Individuen (0,4 %) über den Kronenausschnitt ins Unterwasser gelangt (KNOTT ET AL. 2019).

Die Ergebnisse zeigen, dass die zugegebenen Fische mehrheitlich der Hauptströmung in Richtung Turbine folgten (etwa 96 % bis 99 % des Abflusses je nach Öffnungsgröße des Kronenausschnitts). Der hohe Anteil an Rechen- und Turbinenpassagen weist auch auf eine geringe Fischschutz- und Leitwirkung des am Standort Eixendorf installierten Rundbogenrechens mit vertikalen Stäben und einer lichten Weite von 20 mm hin. Dies ist zum einen darauf zurückzuführen, dass es sich bei den untersuchten Individuen der standardisierten Fischzugaben überwiegend um junge Altersstadien handelte (z. B. Totallängen Nase: 6,0–20,4 cm), für die der Rechen physisch durchlässig war. Es wurden bei den Untersuchungen im Jahr 2017 aber auch einzelne größere Bachforellen und Huchen mit einer Totallänge bis 39 cm im Turbinenhamen nachgewiesen, welche die kritischen Körperlängen, bis zu denen der Rechen physisch durchlässig wäre, deutlich überschritten (Maximallänge für beide Arten nach EBEL 2013: 20 cm). Aale wurden bis zu einer maximalen Körperlänge von 69 cm im Turbinenkorridor nachgewiesen.

Als mögliche Ursache für die Rechenpassagen größerer Huchen und Bachforellen wurde während der Versuche im Jahr 2017 ein etwa 26 mm großer Spalt zwischen dem Rundbogenrechen und der linken und rechten Betonwand des Turbineneinlaufs identifiziert. Im Jahr 2018 wurde dieser Spalt mit einer Borstendichtung durch den Betreiber verschlossen. Bei der anschließenden Nachuntersuchung mit Äsche, Barbe und Bachforelle im Frühjahr 2018 wurden Bachforellen im Turbinenhamen nachgewiesen, deren maximale Totallänge mit bis zu 29 cm immer noch deutlich über der kritischen Körperlänge nach EBEL (2013) lag. Die durchschnittlichen Strömungsgeschwindigkeiten am Rechen waren während der standardisierten Fischzugaben relativ gering (Frühjahr 2017: 0,28 m/s, Herbst 2017: 0,23 m/s, Frühjahr 2018: 0,38 m/s) und dürften die Schutz- und Leitwirkung des Horizontalrechens deshalb insgesamt nicht reduziert haben. Die Ergebnisse lassen dennoch vermuten, dass die Wirksamkeit von verhaltensbeeinflussenden Effekten durch den installierten Rechen relativ gering ist, da ein Großteil kleinerer, rechengängiger Individuen nicht abgehalten bzw. nicht in Richtung Bypass (Kronenausschnitt) geleitet werden konnte.

3.2 Bewertung des Lebensraums (Projektteil B)

Die Untersuchungen der **abiotischen Parameter** ergaben folgende Ergebnisse: Die Strömungsgeschwindigkeiten waren im Bereich der Eixendorfer Vorsperre mit durchschnittlich 0,02 m/s im Oberwasser bis durchschnittlich 0,05 m/s im Unterwasser der Staumauer sehr gering. Dadurch kommt es zu einer erhöhten Ablagerung von Feinsediment. Dementsprechend wurde bei der flächigen Kartierung der Sohlsubstrattypen im gesamten Untersuchungsgebiet ein sehr hoher Flächenanteil an Feinsediment in den Korngrößen kleiner 2 mm festgestellt (vergleiche Abb. 8). Nach dem Kraftwerksbau wurden bis auf das künstliche Einbringen von Kies zur Neuanlage eines Laichplatzes im Unterwasser für das gesamte Untersuchungsgebiet keine ausgeprägten Veränderungen in den Flächenanteilen der vorherrschenden Substrattypen festgestellt. Der Gewichtsanteil an Feinsediment im Substrat hat sich zwar nach dem Kraftwerksbau sowohl im Ober- als auch im Unterwasser verringert, war aber dennoch in beiden Gewässerbereichen nach wie vor dominant (Mittelwerte des Gewichtsanteils an Korngrößen kleiner 2 mm: Oberwasser vorher: 89 %, Unterwasser vorher: 72 %, Oberwasser nachher: 70 %, Unterwasser nachher: 56 %).

Sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau war der Sauerstoffgehalt im Interstitial (Kieslückensystem) im gesamten Untersuchungsgebiet mit durchschnittlich weniger als 2 mg/L sehr gering. Dies weist auf eine erhebliche Beeinträchtigung des Interstitials durch Kolmation (Verstopfung der Poren

durch Feinsediment) hin: Infolge des hohen Feinsedimentanteils kann ein Austausch zwischen sauerstoffreichem Oberflächenwasser und dem Interstitialwasser kaum stattfinden. Zudem treten im Eixendorfer Stausee während der Sommermonate alljährlich Blaualgenblüten auf, sodass wahrscheinlich auch sauerstoffzehrende Abbauprozesse infolge des Eintrags toter Algenbiomasse zu der schlechten Sauerstoffversorgung im Interstitial beitragen.

Nach dem Kraftwerksbau waren die Strömungsgeschwindigkeiten im Unterwasser im unmittelbaren Bereich des Turbinenauslaufes höher als vor dem Kraftwerksbau. Durch den Kraftwerksbetrieb wird das Wehr nicht mehr großflächig überströmt und der gesamte Abfluss konzentriert sich auf den Kraftwerksbereich. Dadurch entstand im Unterwasser ein räumlich begrenzter Bereich mit erhöhten Strömungsgeschwindigkeiten (Strömungsgeschwindigkeit an der Wasseroberfläche vor Kraftwerksbau: 0,05 m/s, nach Kraftwerksbau: 0,55 m/s). Der übrige Bereich der Talsperre weist aber nach wie vor Stillwassercharakter auf.

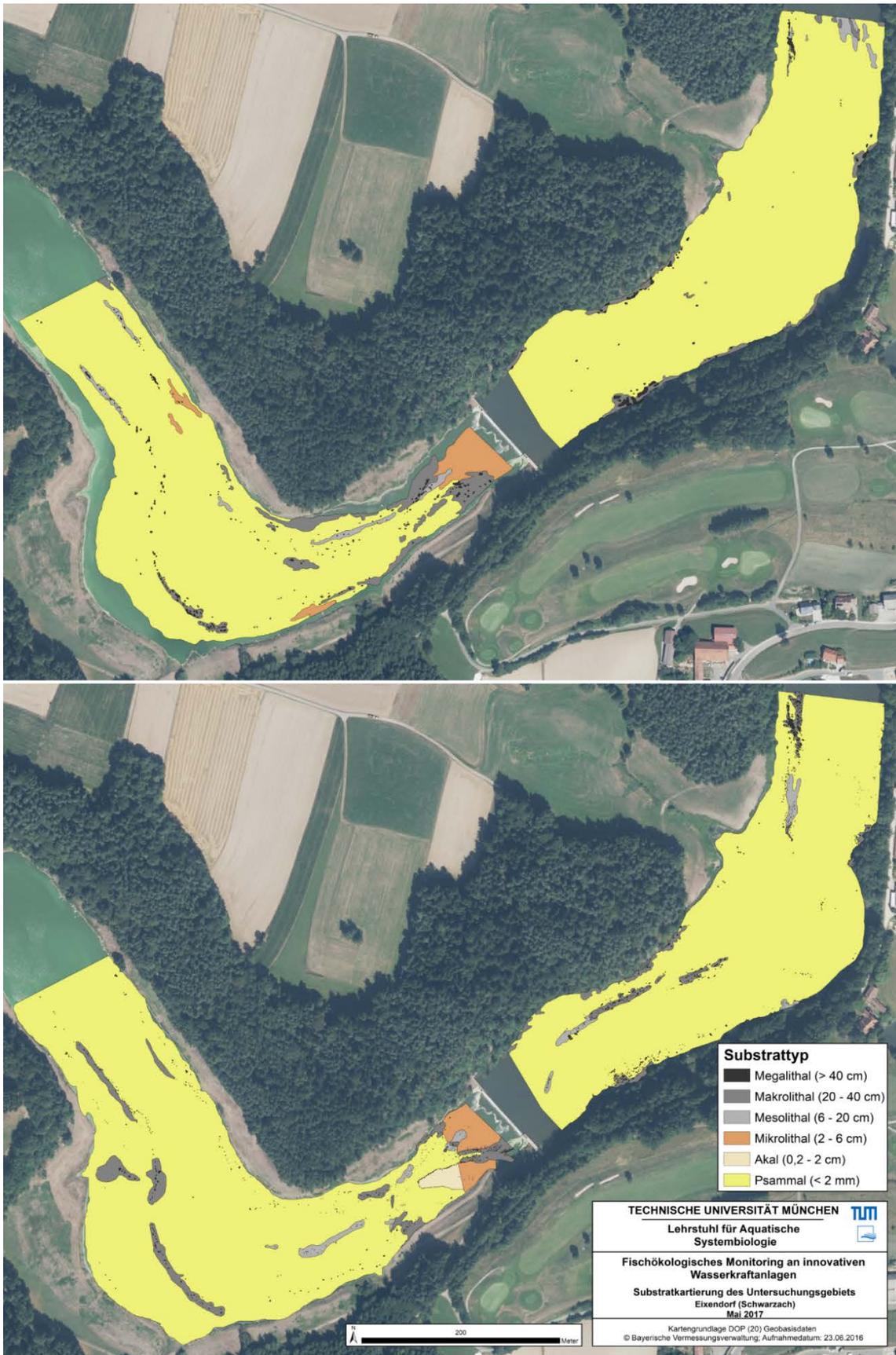


Abb. 8: Substratkartierung der Untersuchungsstrecken am Standort Eixendorf an der Schwarzach vor dem Kraftwerksbau (Mai 2015, oben) und nach dem Kraftwerksbau (Mai 2017, unten). Das hinterlegte Luftbild ist jeweils identisch und entstand vor dem Kraftwerksbau im Juni 2016

Die Untersuchung der **aquatischen Lebensgemeinschaft** am Standort Eixendorf an der Schwarzach ergab folgendes Bild: Bei den Elektrobefischungen wurden 26 **Fischarten** gefangen. Die Arten Bitterling, Flussbarsch und Aitel waren dabei mit einem Anteil von 62 % zahlenmäßig am häufigsten vertreten. Gemeinsam mit den Arten Rotauge, Blaubandbärbling, Laube und Brachse machten diese Fischarten 92 % des Gesamtfangs aus. Der Blaubandbärbling war die einzige nachgewiesene gebietsfremde Fischart mit einem Anteil von 8 % am Gesamtfang. Den größten Anteil am Gesamtfang hatten indifferente oder an geringe Strömung angepasste Fischarten. Diese waren im Vergleich zur Referenzzönose entweder deutlich überrepräsentiert (z. B. Rotauge mit 10,6 % Anteil am Gesamtfang, Referenzanteil: 0,5 %) oder gehören gar nicht zur Referenzzönose (z. B. Bitterling, Brachse). Die strömungsliebenden Leitarten waren dagegen mit einem Anteil am Gesamtfang von 3,5 % (Gründling), 0,1 % (Hasel) bzw. unter 0,1 % (Nase und Barbe) im Vergleich zur Referenzzönose (Gründling und Hasel: 19 %, Nase und Barbe: 5 %) stark unterrepräsentiert oder konnten in den untersuchten Streckenabschnitten nicht nachgewiesen werden (Bachscherle, Referenzanteil: 10 %). Das im Vergleich zur Referenzzönose stark reduzierte Vorkommen bzw. das Fehlen strömungsliebender Arten war aufgrund des Stillwassercharakters der Schwarzach im Bereich der Vor- und Talsperre Eixendorf zu erwarten und zeigt, wie entscheidend sich Fischgemeinschaften durch Stauhaltungen verändern können. Die häufigsten Fischarten Bitterling, Flussbarsch, Aitel und Rotauge wiesen einen überwiegend vollständigen Populationsaufbau auf. Die häufigsten strömungsliebenden Fischarten Gründling, Hasel und Schneider zeigten ebenfalls einen vollständigen Populationsaufbau, wurden aber mit Ausnahme des Gründlings nur in sehr geringen Individuenzahlen nachgewiesen (Abb. 9).

Die **Makrozoobenthosgemeinschaft** zeichnete sich durch einen sehr hohen Anteil relativ anspruchsloser Taxa aus, die tolerant gegenüber einem hohen Anteil von Feinsediment und Sauerstoffmangel im Substrat sind. Darunter waren vor allem Zuckmückenlarven (Chironomidae, insbesondere Tribus Chironomini) und Wenigborster (Oligochaeta) mit einem Anteil an der Gesamtindividuenzahl von insgesamt 66 %. Dagegen hatten anspruchsvolle EPT-Taxa (Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven), die unter anderem sensibel auf Feinsedimentbelastungen reagieren, im Vergleich zu naturnahen Gewässern des gleichen Gewässertyps (Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse, EPT-Anteil bis zu 70%, MEIER ET AL. 2006) nur einen sehr geringen Anteil an der Gesamtindividuenzahl von insgesamt 11 %. Dies ist sicherlich auf den hohen Feinsedimentanteil, den Stillwassercharakter und den niedrigen Sauerstoffgehalt im Bereich der Vorsperre zurückzuführen.

Makrophyten waren am Standort Eixendorf mit sieben Taxa vertreten (siehe MUELLER ET AL. 2020g). Am häufigsten wurde die gebietsfremde Art Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*) mit Deckungsanteilen von bis zu 90 % kartiert. Diese Art kommt typischerweise in stehenden bis langsam fließenden, nährstoffreichen Gewässern vor.

Die **Periphytongemeinschaft** wurde von Blaualgen (Cyanobakterien) dominiert, deren Anteil an der Gesamtzelldichte (Zellen/mm²) bei über 75 % lag. Insbesondere fädige Blaualgen-Arten (z. B. *Lyngbya limnetica*, *Phormidium* sp., *Spirulina* sp.) wurden in hohen Zelldichten nachgewiesen.

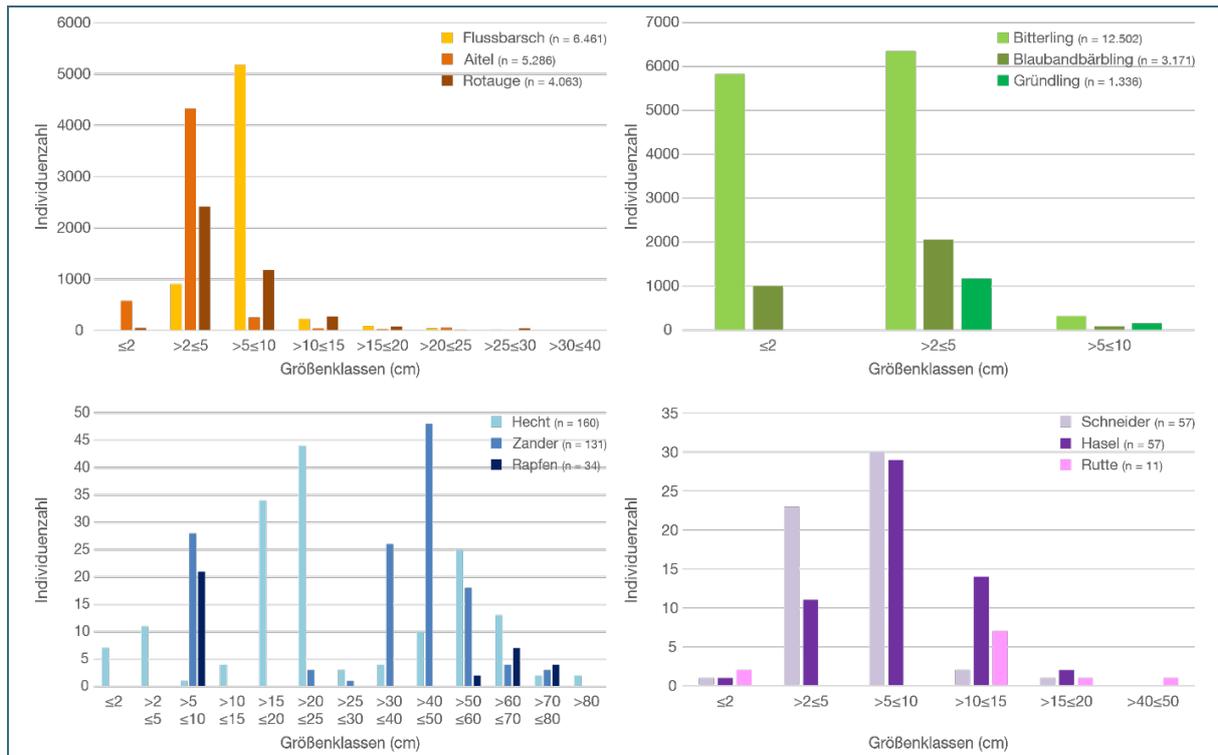


Abb. 9: Artsspezifische Längen-Häufigkeitsverteilungen am Standort Eixendorf an der Schwarzach für die im Ober- und Unterwasser des Kraftwerkes gefangenen häufigsten Fischarten Flussbarsch, Aitel, Rotaugen, Bitterling, Blaubandbärbling, Gründling, für große Räuber Hecht, Zander, Rapfen sowie für die drei strömungsliebenden Fischarten Schneider, Hasel und Rutte (n = Gesamtindividuenzahl). Die Einteilung der Größenklassen (x-Achse, Angaben in cm) erfolgte gemäß Vorgehensweise bei der fischbasierten Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie. Man beachte die unterschiedliche Skalierung der y-Achsen

Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos, Makrophyten und Periphyton) unterschied sich sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau deutlich zwischen **Ober- und Unterwasser** (vergleiche Abb. 10). Vor dem Kraftwerksbau hatten im Oberwasser vor allem die Fischart Bitterling und die Makrophyten-Art Schmalblättrige Wasserpest (*Elodea nuttallii*) einen höheren Anteil an der aquatischen Lebensgemeinschaft als im Unterwasser, während im Unterwasser insbesondere der Anteil der Fischarten Flussbarsch und Laube höher war. Nach dem Kraftwerksbau wurden im Oberwasser neben der Schmalblättrigen Wasserpest die Fischart Aitel sowie Zuckmückenlarven des Tribus Chironomini mit einem höheren Anteil nachgewiesen als im Unterwasser. Im Unterwasser hatten nach dem Kraftwerksbau neben der Fischart Flussbarsch insbesondere die Blaualgen-Taxa *Lyngbya limnetica*, *Microcystis* sp. und *Spirulina* sp. einen höheren Anteil an der aquatischen Lebensgemeinschaft als im Oberwasser.

Insgesamt war der Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser nach dem Kraftwerksbau ähnlich stark ausgeprägt wie vor dem Bau, auch wenn sich die Anteile einzelner Taxa nach dem Kraftwerksbau in beiden Gewässerbereichen geändert haben. Dies deutet darauf hin, dass sich das Ausmaß der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums nach dem Kraftwerksbau nicht wesentlich verändert hat. Dies bedeutet, dass die entscheidende nachteilige Beeinflussung der aquatischen Lebensgemeinschaft bereits durch den Bau des Stauwehres stattgefunden hat.

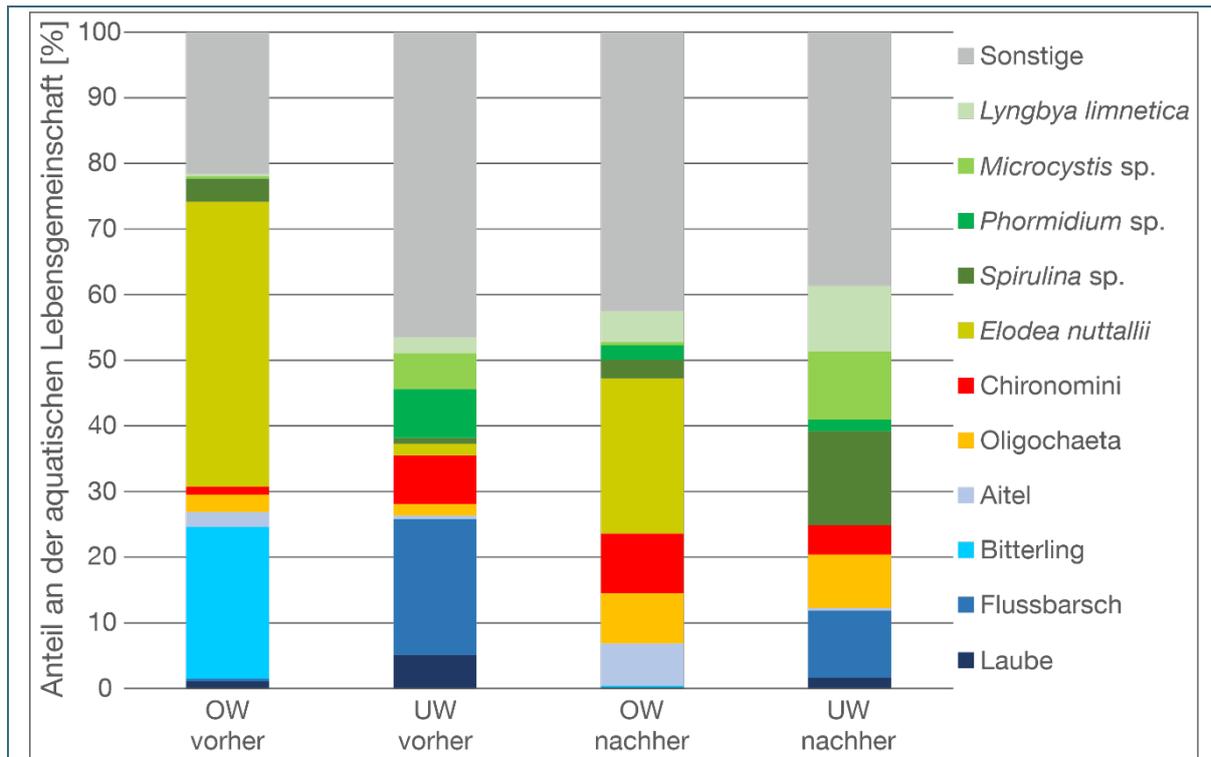


Abb. 10: Prozentuale Zusammensetzung der Taxa der aquatischen Lebensgemeinschaft. Einzel dargestellt sind die Arten, die in mindestens einem Gewässerbereich einen Anteil von mehr als 5 % an der Gesamtindividuenzahl hatten, alle übrigen Arten wurden zusammengefasst. (OW = Oberwasser, UW = Unterwasser, vorher = vor Bau des beweglichen Kraftwerks, nachher = nach Bau des beweglichen Kraftwerks). Farblich abgebildet sind die Fischarten: Laube, Flussbarsch, Bitterling und Aitel; Makrozoobenthos: Oligochaeta (Wenigborster) und Chironomini (Tribus der Zuckmücken); Makrophyten: *Elodea nuttallii* (Schmalblättrige Wasserpest); Periphyton: *Spirulina* sp., *Phormidium* sp., *Microcystis* sp. (Blaualgengattungen), *Lyngbya limnetica* (Blaualge); sp. = nicht näher bezeichnete Art einer Gattung

3.3 Gesamtwirkung der Anlage

Die Kaplan-Rohrturbine des beweglichen Kraftwerks Eixendorf an der Schwarzach verursacht unter den standörtlichen Gegebenheiten (Fallhöhe 5,0 m, Turbinendurchmesser 1,0 m, Drehzahl 333 U/min) eine gewisse Mortalitätsrate bei den Fischen, die stark zwischen den verschiedenen Fischarten variiert. Die beobachteten Mortalitätsraten von bis zu 59 % für die Nase sind zum Teil vergleichbar mit den Effekten konventioneller Anlagen. Für den Aal hingegen lag die Mortalitätsrate mit bis zu 12 % deutlich unter den bisher für Kaplan-Turbinen bekannten Werten. Im Vergleich zu einem Literaturwert an einem anderen beweglichen Kraftwerk liegen die ermittelten Mortalitätsraten nach der Turbinenpassage am beweglichen Kraftwerk Eixendorf höher.

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungsmuster hat gezeigt, dass die Turbinenpassage am Standort Eixendorf teils schwerwiegende Verletzungen wie etwa Amputationen oder Verformungen und Frakturen von Skeletteilen verursachen kann, die wahrscheinlich auf Kollisionen zurückzuführen sind. Dabei tragen die hohe Drehzahl in Verbindung mit dem kleinen Turbinendurchmesser wahrscheinlich zu einem erhöhten Kollisionsrisiko insbesondere für größere Fische bei. Zudem wurden bei Fischen mit Turbinenpassage auch typische Barotraumatata wie Veränderungen der Schwimmblase festgestellt, die auf Druckunterschiede als eine weitere wichtige Mortalitätsursache am Standort Eixendorf hinweisen.

Die Aufteilung der Fische auf die verschiedenen Abstiegskorridore während der Versuche zu den standardisierten Fischzugaben hat gezeigt, dass trotz des installierten Fischschutzbereichs am Standort Eixendorf mit einem Stababstand von 20 mm die meisten Fische über den Turbinenkorridor ins Unterwasser gelangten. Dabei war auch eine Vergrößerung der Öffnung des Kronenausschnitts nicht ausreichend, um Fische an der Turbinenpassage zu hindern und in den Fischabstieg zu leiten. Insbesondere für eher bodenorientierte Fischarten wie z. B. Aal und Barbe oder im mittleren Tiefenbereich abwandernde bzw. abdriftende Fische scheint der oberflächennahe Fischabstieg nicht die erwünschte Wirkung zu erfüllen. Zusätzliche und dauerhaft dotierte Bypass-Systeme bzw. Abstiegskorridore am Gewässergrund und in der Mitte der Wassersäule könnten die Effizienz des Fischabstiegs auch bei diesen und weiteren Fischarten erhöhen.

Das temporäre Anheben des Kraftwerks bei erhöhten Abflüssen scheint am Standort Eixendorf mit einer Fallhöhe von 5 m nicht dafür geeignet zu sein, um bodenorientierten Fischarten eine möglichst verletzungsfreie Passage ins Unterwasser zu ermöglichen. Die Mortalität durch die Grundpassage lag je nach Fischart bei bis zu 23 % (vergleiche Kap. 3.1.2) und damit in einem ähnlichen Bereich wie die Mortalität durch Turbine und Rechen. Dies ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die extremen hydraulischen Bedingungen, die beim Anheben des Kraftwerkes unter Druckabfluss auftreten (hohe Strömungsgeschwindigkeiten und Scherkräfte, Druckschwankungen, Turbulenzen), zurückzuführen.

Bereits vor dem Einbau des beweglichen Kraftwerks war die Schwarzach im Bereich der Vorsperre des Eixendorfer Stausees ein anthropogen verändertes und reguliertes Gewässer. Die bereits vor dem Kraftwerksbau bestehende Staumauer der Vorsperre unterbricht das Fließgewässerkontinuum, wodurch sich wiederum der Lebensraum für die aquatische Lebensgemeinschaft verändert hat. Nach dem Kraftwerksbau konnten bis auf eine erhöhte Strömungsgeschwindigkeit im Bereich des Turbinenauslaufes im Unterwasser keine deutlichen Veränderungen der abiotischen Habitateigenschaften im Ober- und Unterwasserbereich des Standorts Eixendorf nachgewiesen werden. Auch der Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser hat sich nach dem Kraftwerksbau nicht wesentlich verändert.

Bisher ist es Fischen nicht möglich, vom Unterwasser des Kraftwerks ins Oberwasser zu gelangen. Diese Notwendigkeit wurde insbesondere während der standardisierten Fischzugaben im Frühjahr deutlich, wo große Fischschwärme unmittelbar am Turbinenauslauf beobachtet wurden, die zum Teil versucht haben, über das überströmte Stahlgehäuse des Kraftwerkes ins Oberwasser zu gelangen. Der Bau einer Fischaufstiegsanlage an der Vorsperre kann insofern zur Verbesserung der fischökologischen Situation beitragen. Dadurch könnten Restpopulationen von strömungsliebenden Fischarten des Unterwassers, wie z. B. Rapfen, Barbe und Nase, wieder potenzielle Laichplätze in der oberhalb gelegenen freifließenden Strecke der Schwarzach erreichen.

Über die vorab zusammengefassten Ergebnisse am Standort Eixendorf hinaus wurden bei der Auswertung Vergleiche verschiedener Standorte angestellt und mit den Schlussfolgerungen aus den einzelnen Standortergebnissen verknüpft. Dadurch werden weitere konkrete Vorschläge für Verbesserungsmöglichkeiten bei der Turbinen- und Anlagentechnik, für betriebliche Managementmaßnahmen sowie für die Ausführung von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen möglich. Diese werden in Band 11 (MUELLER ET AL. 2020k) erläutert.

4 Literatur

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., 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.

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.

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).

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.

MEIER, C., BÖHMER, J., ROLAUFFS, P. & HERING, D. (2006): Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“. Stand Juni 2006.

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. DOI: 10.1111/fme.12229.

MUELLER, M., KNOTT, J., EGG, L., BIRSCHENK, B., PANDER, J. & GEIST, J. (2020a): *Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 1 Hintergrund und Methoden. Abschlussbericht.* Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 183 Seiten.

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., BIRSCHENK, 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., PANDER, J. & GEIST, J. (2020k): *Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 11 Standortübergreifende Verbesserungsmöglichkeiten für den Fischschutz und die Gewässerökologie (ohne Schachtkraftwerk). Abschlussbericht.* Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 19 Seiten.

SCHNEIDER, J. & HÜBNER, D. (2017): Funktionskontrolle der Fischwechsellanlagen am Main-Kraftwerk Kostheim. Biologische Durchgängigkeit von Fließgewässern: Ausgewählte Beiträge aus der Fachzeitschrift WasserWirtschaft, 244.

THORSTAD, E. B., HAVN, T. B., SÆTHER, S. A., HEERMANN, L., TEICHERT, M. A. K., DISERUD, O. H., TAMBETS, E. B., BORCHERDING, J. & ØKLAND, F. (2017): Survival and behaviour of Atlantic salmon smolts passing a run-of-river hydropower facility with a movable bulb turbine. Fisheries Management and Ecology, 24(3), 199–207.



Eine Behörde im Geschäftsbereich
Bayerisches Staatsministerium für
Umwelt und Verbraucherschutz

