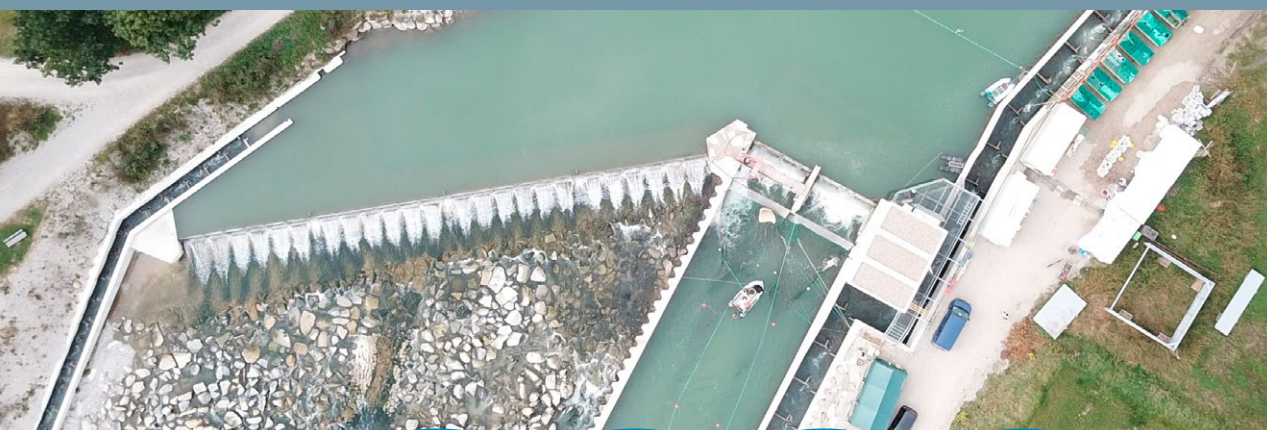




Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2022
Band 10: Großweil an der Loisach





Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2022

Band 10: Großweil an der Loisach

Impressum

Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen
Zusammenfassung zum Abschlussbericht 2022
Band 10: Großweil an der Loisach

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. Josef Knott, Carola Suttor, Melina Klarl, 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
Internet: 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, 2, 4, 5, 6, 7, 9 und 10, 3 abgeändert nach Mueller et al. 2017;
Bayerische Vermessungsverwaltung (Luftbild) und Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie/TUM: Abb. 8:

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. 0 89 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 Großweil an der Loisach	4
2	Methoden	7
2.1	Fischabstieg, Mortalität und Verletzungen, physikalische Bedingungen bei der Turbinenpassage und Fischverhalten vor der Wasserkraftanlage (Projektteil A)	7
2.1.1	Fischabstieg, Mortalität und Verletzungen	7
2.1.2	Physikalische Bedingungen bei der Turbinenpassage und der Passage alternativer Abstiegskorridore	9
2.1.3	Fischverhalten vor der Wasserkraftanlage	10
2.2	Ökologische Auswirkungen auf die aquatische Lebensgemeinschaft (Projektteil B)	10
3	Ergebnisse & Diskussion	13
3.1	Erkenntnisse zu Fischabstieg, Mortalität und Verletzungen, physikalischen Bedingungen bei der Turbinenpassage und Fischverhalten vor der Wasserkraftanlage (Projektteil A)	13
3.1.1	Artenspektrum sowie Muster des natürlichen Fischabstiegs	13
3.1.2	Mortalität, Verletzungen und physikalische Bedingungen bei der Turbinenpassage	14
3.1.3	Nutzung der Abstiegskorridore, Barrierenfunktion des Rechens und Fischverhalten vor der Wasserkraftanlage	19
3.2	Bewertung des Lebensraums (Projektteil B)	21
3.3	Gesamtwirkung der Anlage	24
4	Literatur	27

1 Untersuchungsstandort Großweil an der Loisach

Die Wasserkraftanlage in Großweil an der Loisach (Abb. 1) liegt im oberbayerischen Landkreis Garmisch-Partenkirchen. Dieser befindet sich im hydrogeologischen Großraum Alpenvorland und zählt zur Naturraumeinheit Ammer-Loisach-Hügelland. Die Gesamtlänge der Loisach beträgt 113 km. Ihr Einzugsgebiet ist 1.090 km² groß. Der mittlere Abfluss am Pegel Schlehdorf (3,0 km flussabwärts des Untersuchungsstandorts) beträgt 22,8 m³/s. Im Bereich des Untersuchungsstandorts zählt die Loisach zum Salmoniden-Hyporhithral (Äschenregion).

Vor dem Bau der Kraftwerksanlage befand sich am Standort Großweil über die gesamte Gewässerbreite eine raue Rampe. Auf der orografisch linken Seite der rauen Rampe wurde 2019/2020 das Schachtkraftwerk eingebaut (Abb. 1). Neben dem Schachtkraftwerk wurde ein Klappenwehr errichtet. Es steht schräg zur Fließrichtung und ist in vier individuell steuerbare Segmente unterteilt. Bei einem Abfluss der Loisach von ≤ 25 m³/s wird das Klappenwehr permanent mit 1,0–1,2 m³/s überströmt. Die Fallhöhe am Klappenwehr beträgt rund 1,4 m mit geringer Wassertiefe im Unterwasser und fehlendem Unterwasserbecken (Abb. 1).

Das Kraftwerk ist mit zwei baugleichen horizontalen, doppelt-regulierten Kaplan-Rohrturbinen ausgestattet, die jeweils vier Schaufelblätter, einen Durchmesser von 1,75 m und eine konstante Drehzahl von 156 U/min haben. Bei einer Fallhöhe von 2,5 m und einem Ausbaudurchfluss von insgesamt 22 m³/s beträgt die Ausbauleistung der beiden Turbinen zusammen etwa 420 kW. Bei diesem Kraftwerkstyp befinden sich die beiden Turbinen jeweils in einem vertikalen Schachtbauwerk mit horizontaler Einlaufebene und zwei überströmten, beweglichen Segmentschützen. In der Einlaufebene ist ein horizontal angeordneter Rechen mit 20 mm Stababstand und in Fließrichtung ausgerichteten Rechenstäben in einer Ebene mit dem Gewässergrund installiert. Während der Untersuchungen im Herbst 2020 und im Frühjahr 2021 bestand ein beträchtlicher Höhenunterschied zwischen Rechenebene und Gewässersohle (Eintiefung), welcher am oberstromigen Ende des Rechens zwischen 1,6–2,2 m betrug. Weiterhin wurde während der gesamten Untersuchungsdauer ein Wirbel auf der rechten Seite des orografisch rechten Segmentschützes im Bereich des sohnahen Abstiegsfensters festgestellt, welcher durch dieses verursacht wurde. Diese Wirbelbildung wurde jedoch auch jeweils vor und nach den beiden Untersuchungsperioden im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 beobachtet. Die Strömungsgeschwindigkeiten im Bereich des Rechens und somit auch die Untersuchungsergebnisse wurden dadurch nicht beeinflusst.

In den Segmentschützen befinden sich an insgesamt drei verschiedenen Positionen rechteckige Öffnungen, die sowohl einen oberflächennahen (eine mittig gelegene Öffnung pro Segmentschütz) als auch einen sohnahen (eine Öffnung auf der orografisch rechten Seite des rechten Segmentschützes) Fischabstieg ermöglichen sollen. Die Segmentschütze werden bei einem Abfluss der Loisach von ≤ 25 m³/s mit 3–5 % des Turbinendurchflusses überströmt (inkl. oberflächennahe Abstiegsfenster). Beim maximalen Turbinendurchfluss von 22 m³/s werden die Segmentschütze somit mit etwa 0,7–1,1 m³/s überströmt. Über das sohnaher Abstiegsfenster fließen permanent rund 0,5 m³/s (etwa 2 % des maximalen Turbinendurchflusses) ins Unterwasser. Zusätzlich zu diesen permanent geöffneten Abstiegsfenstern kann das gesamte Segmentschütz angehoben werden (rund 45 cm), so dass während des Anhebens ein Fischabstieg sohnah auf der gesamten Kraftwerksbreite möglich ist. Ein Anheben der Segmentschütze erfolgt im Regelbetrieb nur temporär für jeweils sehr kurze Zeitintervalle (Öffnungsdauer der Segmentschütze während des regulären Rechenreinigungsprozesses \varnothing etwa 30 s) zur Ableitung von Treibgut vom Rechen.

Zur Wiederherstellung der flussaufwärts gerichteten ökologischen Durchgängigkeit wurde jeweils am orografisch linken (am Kraftwerk) und am orografisch rechten Ufer (wehrseitig) eine technische Fischaufstiegsanlage (Schlitzpass) errichtet (Abb. 2). Der Schlitzpass am orografisch linken Ufer ist mit

rund $0,6 \text{ m}^3/\text{s}$ dotiert, der Schlitzpass am orografisch rechten Ufer mit etwa $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$. Bei letztgenanntem werden in der Nähe des oberwasserseitigen Ausstiegs zudem etwa $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$ Loisachwasser in einen kleinen Graben, den Mühlbach ausgeleitet (Abb. 2). Der Ausleitungsdurchlass ist mit einem Rechen mit 20 mm Stababstand versehen, um eine Verklausung durch grobes Treibgut oder Sediment zu verhindern.

Das Gesamtprojekt zum fischökologischen Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen wird im Projektband 1 (Mueller et al. 2022a) beschrieben. Ausführliche Informationen über den Standort Großweil und die dort für das Monitoring verwendete technische Ausstattung enthält Projektband 10 (Knott et al. 2022a). Eine vergleichende Gesamtbetrachtung aller untersuchten Kraftwerke erfolgt in Band 12 (Knott et al. 2022b).



Abb. 1: Drohnenaufnahme des Schachtkraftwerks am Standort Großweil an der Loisach während der Untersuchungen durch den Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie im Jahr 2020

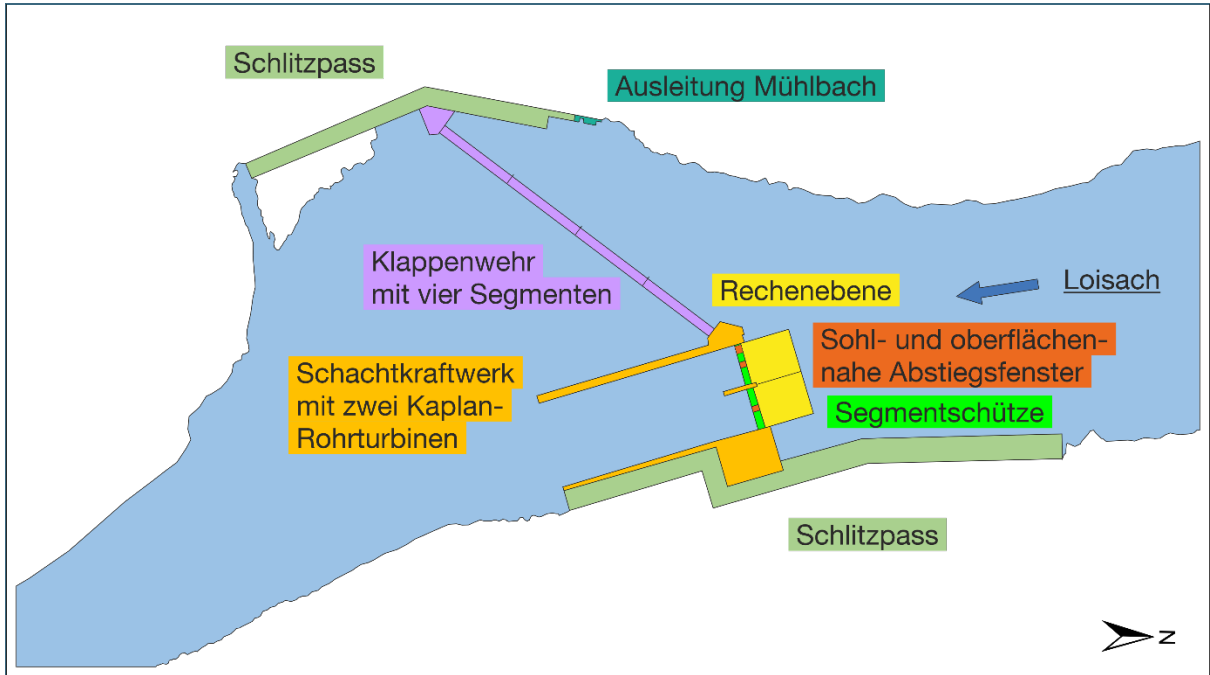


Abb. 2: Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Großweil an der Loisach

2 Methoden

2.1 Fischabstieg, Mortalität und Verletzungen, physikalische Bedingungen bei der Turbinenpassage und Fischverhalten vor der Wasserkraftanlage (Projektteil A)

Primäres Ziel der Untersuchungen im Projektteil A war es, die potenzielle Schädigung von Fischen bei der Kraftwerkspassage 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 am Standort Großweil mit dem Einsatz von Sensorfischen untersucht, welchen physikalischen Bedingungen Fische bei der Turbinenpassage und der Passage alternativer Abstiegskorridore ausgesetzt sind. Zusätzlich wurde das Verhalten der Fische vor der Wasserkraftanlage mittels Sonartechnik beobachtet.

2.1.1 Fischabstieg, Mortalität und Verletzungen

Die Kraftwerksanlage Großweil verfügt über sechs mögliche Abstiegskorridore für Fische: zwei Turbinen, zwei Segmentschütze mit drei permanent geöffneten Abstiegsfenstern (orografisch linkes oberflächennahes Abstiegsfenster, orografisches rechtes oberflächen- und sohlnahes Abstiegsfenster) und zwei technische Fischaufstiegsanlagen auf der orografisch linken und rechten Uferseite. Fische können zusätzlich über die permanent überströmte Wehranlage in das Unterwasser gelangen. Dieser Korridor konnte aufgrund der räumlichen Situation nur mit Sensorfischen untersucht werden. Der Fischabstieg über die Turbinen sollte bei der Untersuchung möglichst vollumfänglich erfasst werden. Am Standort Großweil wurden daher zwei Hamen 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, befindet (siehe Pander et al. 2020). Die beiden Fischaufstiegsanlagen und die Abstiegsfenster in den Segmentschützen wurden ebenfalls mit Hamen beprobt, die in die jeweiligen Revisionsverschlüsse eingesetzt wurden. Die Turbinenhamen und die Hamen an den Segmentschützen wurden von einem Schlauchboot aus geleert. Die Leerung der Hamen an den Fischaufstiegsanlagen erfolgte watend.

Der natürliche Fischabstieg wurde im Herbst 2020 und im Frühjahr 2021 an insgesamt 43 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 Herbst 2020 als auch im Frühjahr 2021 wurden außerdem Fische im Oberwasser der Kraftwerksanlage mithilfe von Elektrobefischungen 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, 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 im Herbst 2020 und im Frühjahr 2021 Versuche mit standardisierten Fischzugaben. Diese Versuche wurden sowohl bei niedriger (beide Turbinen) als auch hoher Turbinenlast (eine Turbine) durchgeführt (Mittelwerte für Leistung, Durchfluss, Öffnung Laufrad und Öffnung Leitapparat über beide Versuchszeiträume: niedrige Last: 84 kW, 5,4 m³/s, 38 %, 49 %; hohe Last: 185 kW, 9,8 m³/s, 91 %, 89 %). Der Hochlastfall wurde aufgrund des teilweise unzureichenden Abflusses der Loisach ausschließlich mit der orografisch rechten

Turbine untersucht. Die orografisch linke Turbine lief während dieses Zeitraums je nach verfügbarem Abfluss der Loisach entweder in Teillast oder wurde abgeschaltet. Für die Untersuchungen im Niedriglastfall wurden beide Turbinen möglichst gleichmäßig mit dem verfügbaren Wasser betrieben (Mittelwert für den Durchfluss pro Turbine während Niedriglast über beide Versuchszeiträume:

$5,4 \text{ m}^3/\text{s} \pm 49\%$ der Ausbauleistung pro Turbine), unabhängig von der regulären Betriebsweise der beiden Turbinen bei diesen Abflüssen.

Dabei wurden 20.899 Versuchsfische der Arten Aal¹, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen oberhalb der Wasserkraftanlage eingesetzt und nach der Passage gefangen und untersucht (Tierversuchsgenehmigung ROB-55.2-2532.Vet_02-19-160). Die Fischzugaben erfolgten an drei Stellen (vergleiche Abb. 3): im Oberwasser der Kraftwerksanlage am oberstromigen Ende der Rechenebene (Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“), in den Turbinenschacht (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 (1.727 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).

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 Knott et al. 2022a).

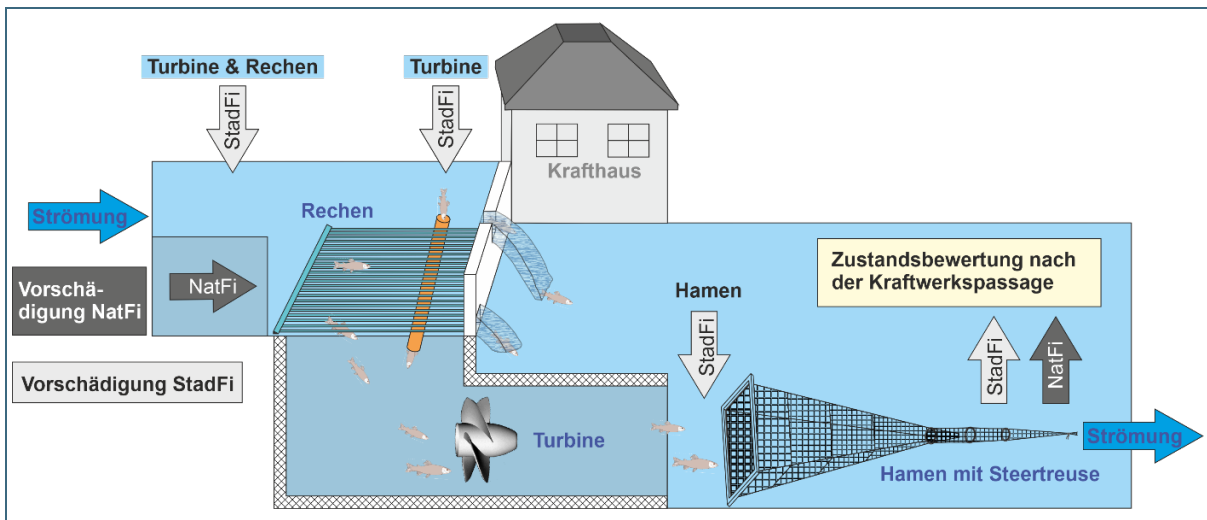


Abb. 3: Schematische Darstellung der verschiedenen Zugabe- und Entnahmestellen für Fische des natürlichen Fischbestands (NatFi) und aus den standardisierten Fischzugaben (StadFi), abgeändert nach Mueller et al. (2017). Turbine & Rechen = Passage der Fische durch Turbine und Rechen bei Fischzugabe oberhalb des Rechens, Turbine = Passage der Fische durch die Turbine bei Fischzugabe zwischen Rechen und Turbine, Hamen = Kontrollgruppe an Fischen, die nur den Hamen passiert haben

¹ Der im Donau-Einzugsgebiet ursprünglich nicht heimische Aal, welcher jedoch durch Besatzmaßnahmen in der Loisach vorkommt, wurde aufgrund der zu erwartenden wissenschaftlichen Erkenntnisse nach Absprache zwischen der TUM und dem LfU mit der zuständigen Fischereifachberatung Oberbayern am Standort Großweil an der Loisach eingesetzt.

Die äußerlich sichtbaren Verletzungen der Fische wurden mit einem standardisierten Protokoll erfasst (vergleiche Mueller et al. 2017, Mueller et al. 2022a). 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). Gegenstand der Untersuchungen waren auch innere Verletzungen der Fische. Zu diesem Zweck wurden von einer Stichprobe an Fischen (2.657 Fische) Röntgenbilder mittels Kontaktradiographie erstellt. Wie bei den äußerlich sichtbaren Verletzungen erfolgte die Auswertung der Röntgenbilder mit einem standardisierten Protokoll (Mueller et al. 2020, Mueller et al. 2022a).

Zur Bestimmung der verzögerten Mortalität wurden die Fische getrennt nach Arten und Versuchsgruppen über 72 Stunden (natürlicher Fischabstieg) beziehungsweise 96 Stunden (standardisierte Fischzugaben) in wassergefüllten Becken 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 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. 2022a). 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.

2.1.2 Physikalische Bedingungen bei der Turbinenpassage und der Passage alternativer Abstiegskorridore

Zeitgleich zu den standardisierten Fischzugaben untersuchte das Projektteam der TU München im Herbst 2020 und im Frühjahr 2021 die physikalischen Bedingungen, die bei der Passage der horizontalen Kaplan-Rohrturbine in Großweil an der Loisach (orografisch rechte Turbine) auf die Fische einwirken. Zudem wurden auch die physikalischen Bedingungen beim Fischabstieg über die verschiedenen Korridore des orografisch rechten Segmentschützes (oberflächen- und sohnahes Abstiegsfenster, angehobenes Segmentschütz während des Spülvorgangs) und über das Klappenwehr mit anschließender rauen Rampe untersucht. Zum Einsatz kamen dabei Sensorfische. Ein Sensorfisch ist ein autonomes Messgerät, das Beschleunigung, Rotation, Druck und Temperatur direkt während der Turbinenpassage und der Passage alternativer Korridore messen und aufzeichnen kann (Deng et al. 2007 & 2014). 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. Die Sensorfisch-Durchgänge wurden bei niedriger und hoher Turbinenlast durchgeführt. Insgesamt wurden 88 Sensorfisch-Datensätze der Turbinenpassage ausgewertet (27 für niedrige Turbinenlast, 61 für hohe Turbinenlast). Zudem wurden insgesamt 93 Datensätze an den alternativen Korridoren orografisch rechtes oberflächen- (35) und sohnahes (29) Abstiegsfenster, angehobenes Segmentschütz beim Spülvorgang (7) sowie bei der Passage des Klappenwehres und der anschließenden rauen Rampe (22) ausgewertet.

2.1.3 Fischverhalten vor der Wasserkraftanlage

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 von maximal 20 m Länge erzeugt. Das ARIS Sonargerät wurde im Herbst 2020 und im Frühjahr 2021 während der standardisierten Fischzugaben von Aal, Barbe, Bachforelle, Äsche und Huchen bei niedriger und hoher Turbinenlast eingesetzt. Hierbei sollte das Verhalten der standardisiert zugegebenen Versuchsfische und von natürlich absteigenden Fischen am Rechen der horizontalen Einlaufebene des Schachtkraftwerks untersucht werden. Es wurde analysiert, wie viele der auf dem Sonar sichtbaren Fische den Rechen passieren, ob es ein Meidungs- oder Suchverhalten der Fische gibt, in welche Richtung sich die Fische bewegen, wo sie verweilen und ob ihr Schwimmverhalten aktiv oder passiv ist. Zusätzlich wurde im Frühjahr 2021 der Fischabstieg über das sohlnahe Abstiegsfenster sowie über das während des Spülvorgangs angehobene Segmentschütz beobachtet. Dies erfolgte vor dem Hintergrund, da aufgrund der standörtlichen Gegebenheiten nicht differenziert werden konnte, ob Fische, die in der Fangeinrichtung des orografisch rechten Segmentschützes gefangen wurden, das oberflächen- oder das sohlnahe Abstiegsfenster nutzten, um ins Unterwasser zu gelangen. Zudem war aus technischen Gründen die Untersuchung eines möglichen Fischabstiegs bei einem um mehr als 10–15 cm angehobenen Segmentschütz mit Hamennetzen nicht möglich.

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 Habitatsigenschaften 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. 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 (Müller 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 liegen (vergleiche Abb. 4). Dort fanden jeweils die gleichen, nachfolgend beschriebenen Untersuchungen statt. Am Standort Großweil an der Loisach beprobte das Projektteam je 15 Untersuchungsstrecken in drei Längsspuren im Ober- und Unterwasser des Kraftwerks sowie drei Untersuchungsstrecken im Mühlbach, der auf der orografisch rechten Wehrseite aus der Loisach ausgeleitet wird. Die Beprobungen fanden an jeweils zwei Terminen vor dem Bau des Kraftwerks (2014/15) und danach (2020/21) statt. Um saisonale Unterschiede zu berücksichtigen, wurden die Beprobungen jeweils im Juni/Juli und im Oktober durchgeführt. Nach dem Bau des Kraftwerks wurden zusätzlich jeweils zwei Untersuchungsstrecken in den neu angelegten Fischaufstiegsanlagen beprobt.

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 taxonomischen Gruppen:

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

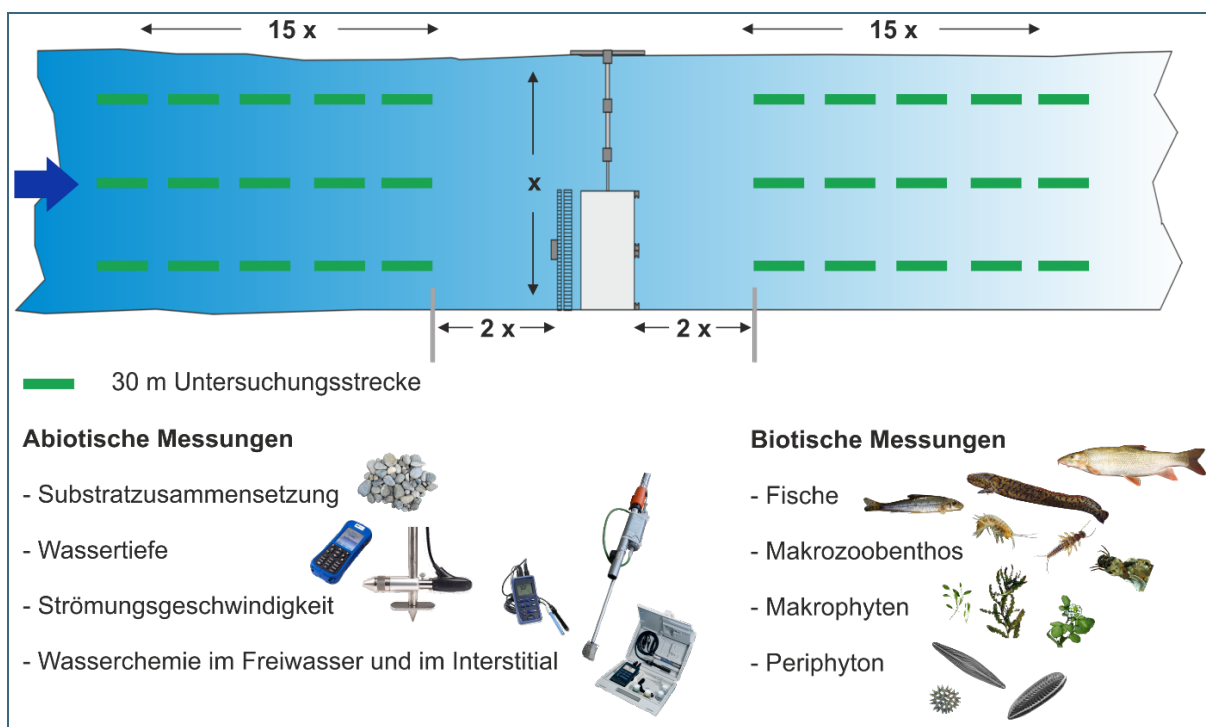


Abb. 4: Schema der Habitatuntersuchungen in Projektteil B, hier dargestellt für je drei Längsspuren im Ober- und Unterwasser. Die genannten abiotischen und biotischen Messungen werden in jeder der 30 m langen Untersuchungsstrecken durchgeführt (x = Gewässerbreite, $2x$ = Sicherheitsabstand zum Wehr, entspricht der zweifachen Gewässerbreite, $15x$ = Länge der gesamten Untersuchungsstrecke im Ober- und Unterwasser, entspricht der 15-fachen Gewässerbreite)

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 dieser Organismengruppe 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 wie in einem natürlichen Fließgewässer 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 des Periphytons 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 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 Elektrobefischung über die gesamte Streckenlänge von 30 m erhoben. Die Totallänge der gefangenen Fische wurde 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 hinweg 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 & 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

Am Standort Großweil an der Loisach wandern oder verdriften Fische wie auch in anderen Fließgewässern flussabwärts. Dies betrifft nahezu alle Arten, die bei den Elektrobefischungen im Oberwasser erfasst wurden. Bei den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs 2020/2021 wurden in den Fangeinrichtungen der verschiedenen Abstiegskorridore insgesamt 567 Fische gefangen (durchschnittlich zwei Fische pro Untersuchungsstunde; 0,03 Fische/1000 m³ Wasservolumen). Die häufigsten der 16 dabei bestimmten Arten waren Äsche, Mühlkoppe, Elritze und Bachforelle. Strömungsliebende Arten waren mit einem Individuenanteil von 96 % (546 Individuen) vertreten, wovon die Äsche mit 68 % vom Gesamtfang mit Abstand die häufigste Art war. Auffällig war dabei ein stark von der Äsche dominierter Anstieg abwandernder beziehungsweise verdriftender Fische am 22./23. September 2020 in den Größen zwischen 10 cm und 13 cm, mit einem Tagesmaximum von 35 gefangenen Fischen pro Stunde und einem Tagesmittelwert von 14 (22.09.) beziehungsweise 11 (23.09.) Fischen pro Stunde (vergleiche Abb. 5). Dieser kurzfristige Anstieg in den Abstiegszahlen ging nicht mit einer deutlichen Abflusserhöhung einher. Einen größeren Anteil am Gesamtfang hatten kleinwüchsige Fischarten wie Mühlkoppe (15 %) und Elritze (4 %), die üblicherweise nicht über weite Strecken wandern. Ein Großteil der Mühlkoppen wurde in den Fischaufstiegsanlagen gefangen und es kann nicht differenziert werden, ob die gefangenen Mühlkoppen die Fischaufstiegsanlagen tatsächlich als Abstiegskorridor nutzten, verdriftet wurden oder als Lebensraum besiedelten. Laut fischfaunistischer Referenzzönose kommen in diesem Abschnitt der Loisach die klassischen Mitteldistanzwanderer Barbe und Nase vor. Lediglich die Barbe wurde in geringer Anzahl (< 1 %) in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore erfasst. Der Anteil der gebietsfremden Arten (Regenbogenforelle, Amerikanischer Seesaibling) am Gesamtfang betrug 1 %. Aufgrund der o. g. auffallend hohen Anzahl an gefangenen Äschen tagsüber am 22. und 23.09.2020 lag der durchschnittliche Fang über die gesamte Untersuchungsperiode tagsüber mit zwei Fischen pro Stunde etwas höher als nachts mit 1,3 Fischen pro Stunde. Zwischen erster und zweiter Tageshälfte beziehungsweise erster und zweiter Nachthälfte wurden dagegen keine Unterschiede festgestellt. Im Herbst wurden durch den o. g. auffälligen „Äschen-Peak“ etwa neunmal so viele Fische pro Stunde in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore erfasst wie im Frühjahr. Die einzelnen Fischarten bevorzugten unterschiedliche Tages- und Jahreszeiten für den Abstieg (Knott et al. 2020, Knott et al. 2022a). Nachts wurden vor allem die Arten Mühlkoppe, Rutte und Elritze häufiger gefangen als tagsüber, während Äsche und Barbe häufiger am Tag gefangen wurden. Im Herbst wurden vor allem die Arten Äsche und Elritze häufiger in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore erfasst als im Frühjahr (vergleiche Abb. 5). Die Mühlkoppe und die Bachforelle wurden im Frühjahr häufiger gefangen als im Herbst.

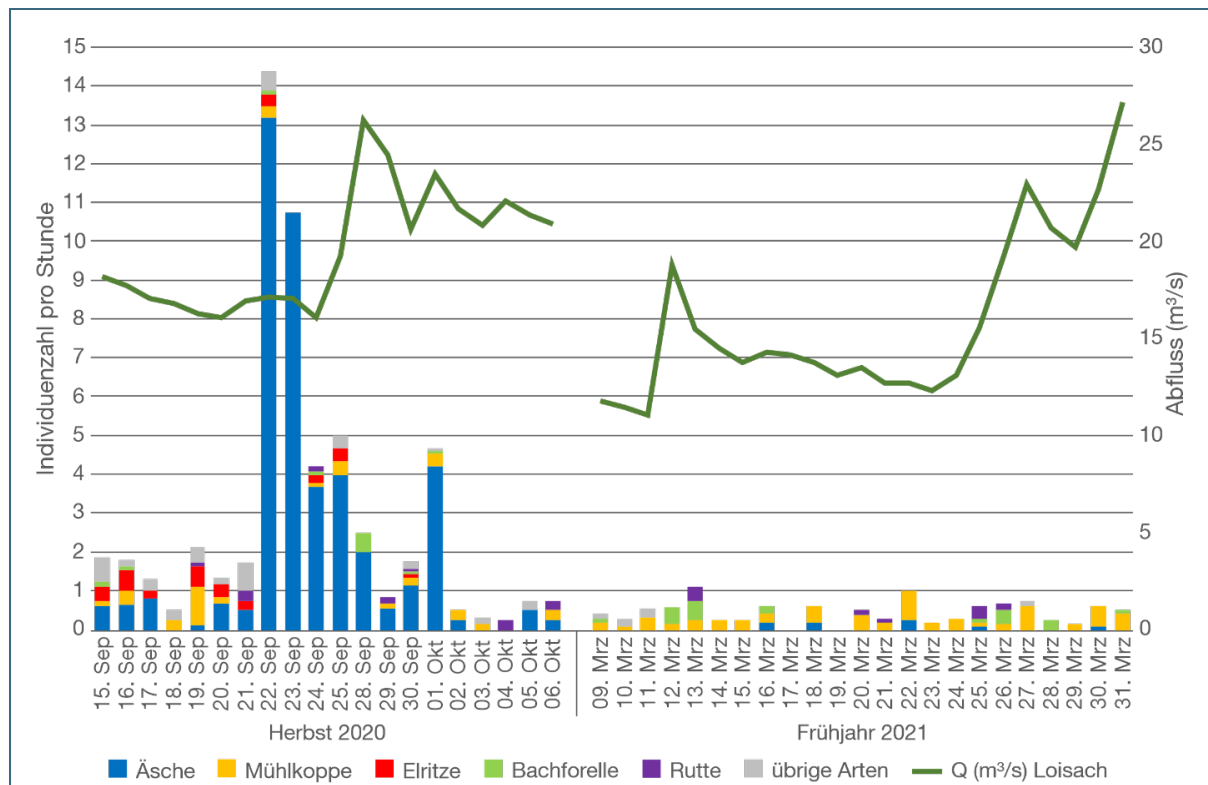


Abb. 5: Zusammensetzung der Fischarten des natürlichen Fischabstiegs: Die Abbildung zeigt die mittlere Individuenzahl jeder Art pro Stunde (y-Achse links) und den mittleren Tagesabfluss der Loisach am Pegel Schlehdorf (y-Achse rechts) aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Herbst 2020 und im Frühjahr 2021. Einzeln dargestellt sind die fünf häufigsten Arten, alle übrigen Arten wurden zusammengefasst. Die Angabe der mittleren Individuenzahl pro Untersuchungsstunde für jeden Befischungstag (normierter Einheitsfang pro Tag) ermöglicht einen Vergleich zwischen den einzelnen Befischungstagen und anderen Untersuchungsstandorten.

3.1.2 Mortalität, Verletzungen und physikalische Bedingungen bei der Turbinenpassage

Bei den **standardisierten Fischzugaben** lagen die Mortalitätsraten der Fische, die Turbine und Rechen am Kraftwerk Großweil an der Loisach passiert haben, über alle getesteten Fischarten je nach Berechnungsweg zwischen 9,4 % und 12,8 % (vergleiche Abb. 6). Bei der Berechnung wurden die fangbedingte Mortalität und die verzögerte Mortalität berücksichtigt (siehe Band 1: Mueller et al. 2022a und Mueller et al. 2022c). In den Versuchsgruppen „Turbine & Rechen“, „Turbine“ und der zugehörigen Kontrollgruppe „Hamen“ konnten 39 % (7.149 Individuen) der eingesetzten Versuchsfische wiedergefangen und für die Ermittlung der Mortalität im Turbinenkorridor verwendet werden. Sonar-, Video- und visuelle Beobachtungen lassen darauf schließen, dass ein großer Teil der nicht wiedergefangenen Fische ins Oberwasser der Kraftwerksanlage abwanderte oder die Kraftwerksanlage außerhalb der Befischungsintervalle flussabwärts passierte. Diese Beobachtungen in Kombination mit den überwiegend hohen Wiederfangraten bei den Dummy-Versuchen mit unterschiedlich gefüllten Plastikbällen weisen darauf hin, dass der Großteil der Fische, die das Kraftwerk während der Befischungsintervalle passiert haben, auch in den Fangeinrichtungen wiedergefangen wurde. Ein großer Teil der Fische (51–74 %; je nach Berechnungsweg, Anteil der gestorbenen Individuen über alle Fischarten und Lastzustände) starb unmittelbar nach der Turbinenpassage (Versuchsgruppen „Turbine & Rechen“ und „Turbine“), ein geringerer Anteil (26–49 %) verzögert innerhalb der 96 Stunden Beobachtungsphase. Auffällig war dabei, dass der Anteil unmittelbar nach der Turbinenpassage gestorbener Fische bei niedriger Turbinenlast höher war als bei hoher Turbinenlast (niedrige Last: 67–74 %, hohe Last: 51–54 %).

Die höchste turbinenbedingte Mortalität (Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine) wurde bei den standardisierten Fischzugaben je nach Berechnungsweg mit 20 % bis 44 % beim Rotauge festgestellt. Bei der Fischart Huchen lag die Mortalitätsrate je nach Berechnungsweg zwischen 8 % und 24 %. Für die Arten Nase und Flussbarsch wurden jeweils Mortalitätsraten zwischen 12 % und 19 % ermittelt. Die Mortalitätsraten von Barbe und Äsche lagen je nach Berechnungsweg zwischen 3 % und 19 % beziehungsweise 0,2 % und 17 %. Aal (< 2 %) und Bachforelle (< 1 %) wiesen im Vergleich zu den übrigen Fischarten die niedrigste Mortalität auf. Bei der Bachforelle wird die turbinenbedingte Mortalität aufgrund methodischer Probleme, die beim Wiederfang von Bachforellen < 5 cm in der Kontrollgruppe „Hamen“ auftraten und eine hohe fang- und handlingbedingte Mortalität in der Kontrollgruppe zur Folge hatten, vermutlich unterschätzt. Ohne Berücksichtigung der Größenklasse < 5 cm liegt die turbinenbedingte Mortalität (Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine) für standardisiert zugegebene Bachforellen > 5 cm zwischen 4 % und 5 %. Auffällig ist, dass bei den Arten Nase, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen die Mortalitätsraten bei niedriger Turbinenlast meist deutlich höher waren, als bei hoher Turbinenlast (Abb. 6). Ursache dafür war wahrscheinlich die engere Stellung der Turbinenschaufeln bei Niedriglast, durch die das Kollisionsrisiko stark ansteigen kann. Beim Flussbarsch hingegen war die Mortalität während Hochlast etwas höher als während Niedriglast. Bei den Fischarten Aal, Nase, Barbe und Huchen wurde festgestellt, dass die Mortalität mit der Fischgröße (Totallänge) zunahm. Mutmaßlich betraf das höhere Kollisionsrisiko bei Niedriglast daher insbesondere größere Individuen.

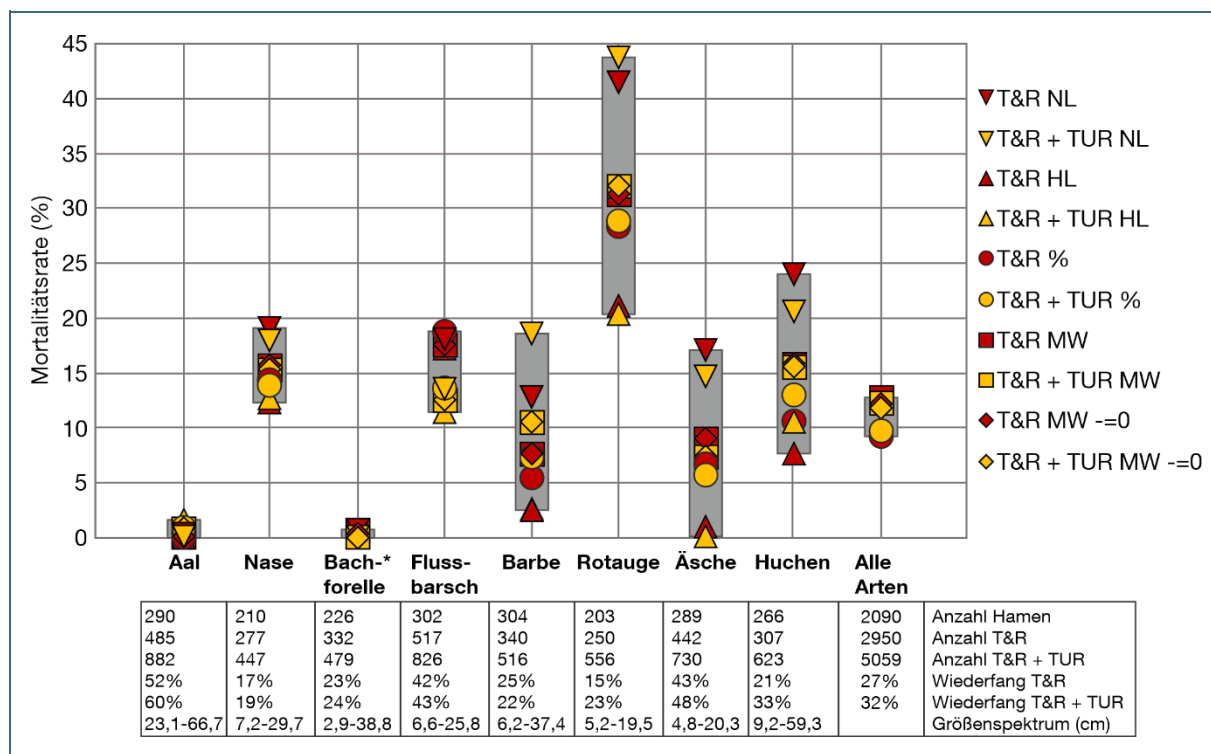


Abb. 6: Fischartenspezifische **Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben** in der Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“ (T&R) und zusammengefasst für die Versuchsgruppen „Turbine & Rechen“ und „Turbine“ (T&R + TUR) nach Korrektur um die Mortalität der Kontrollgruppe „Hamen“ bei niedriger (NL) 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 sowie für alle Fischarten insgesamt die anteilmäßig berechneten Raten (%) beziehungsweise über niedrige und hohe Turbinenlast gemittelte Raten (MW) am Standort Großweil an der Loisach. 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). Fischarten, bei denen in den verschiedenen Berechnungswegen negative Mortalitätsraten auftraten, sind mit * gekennzeichnet. Der graue Balken symbolisiert den Wertebereich der ermittelten Mortalitätsraten. Zur Berechnung der Mortalitätsraten siehe Mueller et al. (2022a & c).

In einer Laborstudie an einem Prototyp eines Schachtkraftwerks an der Versuchsanstalt Oberrach mit einer doppelt-regulierten Kaplan-Rohrturbine (Fallhöhe 2,5 m, Durchfluss 1,5 m³, Drehzahl 333 U/min, Turbinendurchmesser 0,75 m) mit den Fischarten Äsche, Bachforelle, Barbe, Elritze und Mühlkoppe lag die Gesamtmortalitätsrate aller Fische, die Rechenanlage und Turbine passiert haben, bei 16 % (Geiger et al. 2016) und damit etwas über den am Standort Großweil ermittelten Werten. In dieser Untersuchung wurde die verzögerte Mortalität nach 96 Stunden Hälterung berücksichtigt, jedoch wurden die Mortalitätsraten nicht um fang- beziehungsweise handlingbedingte Effekte korrigiert. Die fischartenspezifischen Mortalitätsraten lagen zwischen 4 % (Mühlkoppe) und 22 % (Bachforelle) und damit für die Bachforelle deutlich höher als am Standort Großweil. Die in Geiger et al. (2016) ermittelten turbinenbedingten Mortalitätsraten für Barbe und Äsche lagen mit 10 % beziehungsweise 21 % im Bereich (Barbe) beziehungsweise oberhalb (Äsche) der am Standort Großweil ermittelten Werte.

Da im Schachtkraftwerk eine Kaplan-Turbine verbaut ist, können auch Literaturwerte für Mortalitätsraten an konventionellen Kaplan-Turbinen zum Vergleich herangezogen werden. Insbesondere beim Aal lagen die Mortalitätsraten am Schachtkraftwerk in Großweil (< 2 %) 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 %). Auch bei der Bachforelle war die Mortalitätsrate mit < 1 % (siehe oben, Erläuterungen zur Bachforellenmortalität) deutlich niedriger als in der Literatur angegeben (z. B.: Schneider & Hübner 2017: 14 % bei der Bachforelle, Calles & Greenberg 2009: 11 % bei Meerforellensmolts). 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 Calles & Greenberg (2009) eine vertikale Kaplan-Turbine und in der Studie von Schneider & Hübner (2017) zwei horizontale Kaplan-Rohrturbinen untersucht wurden. Bei allen genannten Studien mit standardisierten Fischzugaben wurde die verzögerte Mortalität nicht berücksichtigt, was eher zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Mortalitätsraten führt, wohingegen die fehlende Berücksichtigung fangbedingter Effekte vermutlich zu einer Überschätzung der Mortalität führt. Nur Schneider & Hübner (2017) bezogen die fangbedingte Mortalität in die Berechnungen ein. Für die anderen in der vorliegenden Studie untersuchten Fischarten Nase, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen sind nach derzeitigem Kenntnisstand keine mittels standardisierter Fischzugaben ermittelten artspezifischen Mortalitätsraten an konventionellen Kaplan-Turbinen aus der wissenschaftlichen Literatur bekannt.

Bei einem Vergleich mit Literaturwerten ist generell zu berücksichtigen, dass in vielen Studien die Fische nicht auf Vorschädigungen untersucht wurden, häufig die Verletzungen durch die Fangtechnik nicht differenziert erhoben wurden und keine verzögerte Mortalität berücksichtigt wurde. Zusätzlich zu der oft unterschiedlichen Methodik bei der Ermittlung von Mortalitätsraten müssen bei solchen Vergleichen auch das eingesetzte Größenspektrum der 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.

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungen der Fische aus den **standardisierten Fischzugaben** 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 bei den äußeren Verletzungen vor allem eine höhere Intensität von Schuppenverlusten, Einblutungen, Einrissen in den Flossen sowie Pigmentveränderungen bei Fischen mit Turbinenpassage im Vergleich zur Kontrollgruppe „Hamen“ hin. Neben diesen am häufigsten auftretenden Verletzungen kam es nach der Turbinenpassage bei 3,4 % der Fische (Anteil am Gesamtfang über alle

Fischarten) zu Amputationen von Körperteilen. Bei den inneren Verletzungen zeigten vor allem eine höhere Intensität von Verformungen und Frakturen der knöchernen Elemente bei toten im Vergleich zu lebenden Fischen nach der Turbinenpassage, dass Kollisionen sehr wahrscheinlich eine wesentliche Mortalitätsursache waren. Weiterhin weisen eine höhere Intensität von Veränderungen der Schwimmblase (Expansion oder Kompression), Gasblasen in Auge, Kopf, Bindegewebe und Leibeshöhle sowie innere Blutungen bei Fischen mit Turbinenpassage im Vergleich zur Kontrollgruppe (Versuchsgruppen „Vorschädigung“ und „Hamen“) auf Barotraumata infolge von Druckunterschieden als weitere mögliche Mortalitätsursache hin.

Dass Kollisionen und Druckunterschiede während der Turbinenpassage wesentliche Mortalitätsursachen sind, steht auch im Einklang mit den Messungen der physikalischen Bedingungen während der Turbinenpassage mittels Sensorfisch (vergleiche Boys et al. 2018). In 82 % der Sensorfisch-Durchgänge wurden Kollisionsereignisse mit einer durchschnittlichen Schwere des Aufpralls von 95 g aufgezeichnet. Schwere Kollisionsereignisse > 95 g traten während 59 % der Sensorfisch-Durchgänge bei Niedriglast und 34 % der Durchgänge bei Hochlast auf. Nach einem schnellen Druckabfall während der Turbinenpassage (Mittelwert \pm Standardabweichung Niedriglast: 119,5 \pm 86,5 kPa/s, Hochlast: 75,6 \pm 65,9 kPa/s) folgte ein schrittweiser Anstieg des Drucks im Saugrohr, bis der Sensor im Unterwasser angekommen war. Bei 13 % der Sensorfisch-Durchgänge wurden Druckveränderungsraten (Verhältnis des Tiefstdrucks bei der Turbinenpassage zum Akklimatisierungsdruck unmittelbar vor der Turbinenpassage) festgestellt, die zu schwerwiegenden Verletzungen führen können (Boys et al. 2016, Brown et al. 2012).

Generell wurden vor allem bei den Arten Nase, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen während niedriger Turbinenlast eine höhere Anzahl und Intensität subletaler Verletzungen sowie höhere Mortalitätsraten festgestellt als während hoher Turbinenlast. Ursache dafür ist, wie oben bereits dargestellt, wahrscheinlich die engere Stellung der Turbinenschaufeln bei Niedriglast, durch die das Kollisionsrisiko steigt.

Bei den Fischarten Aal, Nase, Barbe und Huchen zeigte sich außerdem, dass die Intensität von Amputationen und Quetschungen sowie die Mortalität mit der Totallänge zunahm. Auch bei Bachforelle, Flussbarsch und Äsche erhöhte sich die Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen nach der Turbinenpassage mit zunehmender Totallänge, jedoch war bei diesen Arten kein statistisch signifikanter positiver Zusammenhang zwischen der Mortalität nach der Turbinenpassage und der Totallänge nachweisbar.

Außerdem wiesen insgesamt etwa 1,4 % aller wiedergefangenen Fische nach der Turbinenpassage eine reduzierte Vitalität (leicht bis mäßig reduziertes Schwimmvermögen, verzögerte Fluchtreaktion) auf. Unter natürlichen Bedingungen ist davon auszugehen, dass diese Fische Prädatoren oder Infektionen leichter zum Opfer fallen. Zudem sind auch Fische nach der Turbinenpassage gestorben (insbesondere Rotaugen), die keine äußerlich oder innerlich sichtbaren, eindeutig tödlichen, Verletzungen aufwiesen. Dies ist vermutlich auf Stress zurückzuführen.

Auch die flussabwärts gerichtete Passage der Abstiegsfenster und der beiden Fischaufstiegsanlagen kann Verletzungen und Mortalität verursachen. Die Mortalität nach Passage der Abstiegsfenster (816 wiedergefangene Fische) lag für Nase, Flussbarsch, Äsche und Huchen zwischen 1 % und 3 %. Für Aal, Bachforelle, Barbe und Rotauge wurde hier keine Mortalität festgestellt beziehungsweise die Unterschiede zwischen den Effekten bei der Passage dieses Korridors und den fangbedingten Effekten waren so gering, dass es zufallsbedingt zu höheren Mortalitätsraten in der Kontrollgruppe „Hamen“ kam. Eine Differenzierung der nach Passage der Abstiegsfenster festgestellten Mortalität getrennt nach oberflächennaher und sohnlicher Passage ist bei den Untersuchungen der Abstiegsfenster mit-

tels standardisierter Fischzugaben, anders als bei den Sensorfisch-Untersuchungen, aus methodischen Gründen nicht möglich. Ursachen für die beobachtete Mortalität sind vermutlich rasche Druckveränderungen und Kollisionen, die mit dem Sensorfisch bei der Passage des sohnahen Abstiegsfensters gemessen wurden. Die Passage der oberflächennahen Abstiegsfenster ist entsprechend den Sensorfischdaten potenziell ungefährlicher für Fische, da es hier zu keinem starken Druckabfall kommt und auch Kollisionen weniger häufig auftreten. Generell hat auch die Ausgestaltung des Unterwassers, insbesondere in Bezug auf Wassertiefe und Strukturen, mit denen Fische kollidieren können, eine entscheidende Bedeutung für das Verletzungspotenzial beim Abstieg über Wehre (Pflugrath et al. 2019). Nach Baumgartner et al. (2006) und Pflugrath et al. (2019) 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. Bei der Passage der Abstiegsfenster betrug die Wassertiefe des Unterwasserpolsters während der standardisierten Fischzugaben und der Sensorfischuntersuchungen etwa 40–50 % des Unterschieds zwischen Ober- und Unterwasserspiegel und lag somit unter dieser Empfehlung. In den beiden Fischaufstiegsanlagen (150 wiedergefangene Fische) wurde nur bei der Fischart Äsche eine Mortalität beobachtet, die jedoch aufgrund der sehr geringen Individuenzahl (Gesamtfang 9 Äschen, davon 1 Äsche verzögert gestorben) nur bedingt aussagekräftig ist.

Die Ergebnisse der Sensorfischmessungen am Klappenwehr und der anschließenden rauen Rampe lassen darauf schließen, dass es sich bei den untersuchten Abflussbedingungen mit einer Überströmung von 1,0–1,2 m³/s um keinen funktionalen Abstiegskorridor handelt. Schwere Kollisionen ereigneten sich überwiegend beim nahezu senkrechten Absturz der Sensorfische über das Klappenwehr aus rund 1,4 m Höhe auf die betonierte Sohle im oberen Bereich der Rampe. Zudem sind im weiteren Verlauf Kollisionen mit Steinen der rauen Rampe sehr wahrscheinlich. Absteigende Fische sind dadurch einem erheblichen Verletzungspotenzial und Mortalitätsrisiko ausgesetzt.

Für den **natürlichen Fischabstieg** lag die Mortalität (sofortige und verzögerte Mortalität nach 72 Stunden Hälterung) der Fische, die Turbine und Rechen am Kraftwerk Großweil an der Loisach passiert haben bei 20 % (berechnet als Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Bei der häufigsten im natürlichen Fischabstieg gefangenen Art Äsche lag die Mortalität nach der Turbinenpassage unter Berücksichtigung von sofortiger und verzögerter Mortalität bei 20 % (31 von 152 Fischen), bei der zweithäufigsten Art Mühlkoppe bei 14 % (3 von 21 Fischen). Bei der Bewertung dieser Ergebnisse sind jedoch mehrere Faktoren zu berücksichtigen: Beim natürlichen Fischabstieg kann die fangbedingte Mortalität aus methodischen Gründen nicht ermittelt werden (vergleiche Kap. 2.1). Sie lag bei den standardisierten Fischzugaben zwischen 0 % und 26 % (Minimum und Maximum der getesteten Fischarten; Mittelwert über alle Fischarten: 6 %) und speziell für die Äsche bei etwa 2,5 % (Mittelwert aus Hoch- und Niedriglast). Von den Fischen, die mittels Elektrofischung im Oberwasser der Kraftwerksanlage zur Abschätzung der Vorschädigung gefangen wurden, sind 4 % während der Hälterung über 72 Stunden gestorben. Allerdings kann die Vorschädigung bei der Elektrofischung wie bereits dargestellt nur begrenzt erfasst werden, da nur mobile Fische, die auf Strom reagieren, gefangen werden können und somit nicht bekannt ist, wie viele Fische evtl. bereits tot beziehungsweise stark vorgeschädigt am Kraftwerk ankamen. Damit lässt sich vermutlich zumindest zum Teil erklären, warum die Mortalität (Anteil toter Fische am Gesamtfang über alle Fischarten) beim natürlichen Fischabstieg im Vergleich zu den standardisierten Fischzugaben höher war.

3.1.3 Nutzung der Abstiegskorridore, Barrierefunktion des Rechens und Fischverhalten vor der Wasserkraftanlage

Bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg sind 47 % aller gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs über die Abstiegsfenster ins Unterwasser gelangt, 35 % über die beiden Turbinen und 18 % über die beiden Fischaufstiegsanlagen. Diese Korridoraufteilung wurde maßgeblich von einem auffälligen zweitägigen Peak in den Abstiegszahlen von Äschen in den Größen zwischen 10 cm und 13 cm im September 2020 beeinflusst, bei welchem 56 % (218 Fische) der insgesamt im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 nachgewiesenen Äschen gefangen wurden. Betrachtet man die Nutzung der Abstiegskorridore ohne die Äsche, so sind 26 % der gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs über den Turbinenkorridor ins Unterwasser gelangt, 23 % über die Abstiegsfenster und 51 % über die beiden Fischaufstiegsanlagen, wovon 63 % vom Gesamtfang in den beiden Fischaufstiegsanlagen Mühlkoppfen waren. Es kann nicht differenziert werden, ob die gefangenen Mühlkoppfen die Fischaufstiegsanlagen tatsächlich als Abstiegskorridor nutzten oder vor dem Fang als Lebensraum besiedelten. Die Ergebnisse zur Korridornutzung beim natürlichen Fischabstieg sind vermutlich auch maßgeblich durch den beträchtlichen Höhenunterschied von etwa 1,6–2,2 m beeinflusst, welcher im Untersuchungszeitraum zwischen dem oberstromigen Ende der Rechenebene und der Gewässersohle bestand und vermutlich eine Barriere vor allem für bodenorientierte Fischarten darstellt. Dies zeigt sich auch in der Korridornutzung der zweithäufigsten im natürlichen Fischabstieg gefangenen Fischart Mühlkoppe: Lediglich eine Mühlkoppe hat die Abstiegsfenster passiert und 21 Mühlkoppfen (26 %) gelangten über den Turbinenkorridor ins Unterwasser. Im Gegensatz dazu wurden 73 % (58 Fische) aller gefangenen Mühlkoppfen (80 Fische) in den Fangeinrichtungen der beiden Fischaufstiegsanlagen nachgewiesen.

Insbesondere aufgrund der starken Dominanz der Äsche (68 % aller gefangenen Individuen, überwiegend eine Altersklasse) im natürlichen Fischabstieg und der potenziellen Beeinflussung der Abstiegsraten von bodenorientierten Fischarten durch den Höhenunterschied zwischen Rechenebene und Gewässersohle, ist keine abschließende Bewertung der Korridornutzung anhand des natürlichen Fischabstiegs möglich. Aus diesem Grund wird zur Beurteilung des Fischabstiegs über den Turbinenkorridor und die Abstiegsfenster zusätzlich der Wiederfang der standardisiert zugegebenen Fische, die am oberstromigen Ende der Rechenebene eingesetzt wurden, herangezogen.

Bei den standardisierten Fischzugaben nutzten 75 % aller in den verschiedenen Fangeinrichtungen wiedergefangenen Fische (v. a. Aal, Äsche, Bachforelle), die im Oberwasser der Kraftwerksanlage am oberstromigen Ende der Rechenebene eingesetzt wurden (ohne Fische der Versuchsgruppe „Turbine“), den Turbinenkorridor für den Abstieg. Über die Abstiegsfenster sind 21 % der wiedergefangenen Fische ins Unterwasser gelangt (v. a. Huchen) und 4 % der Fische nutzten die beiden Fischaufstiegsanlagen für den Abstieg. Beim Vergleich zwischen dem orografisch linken, oberflächennahen Abstiegsfenster und den beiden orografisch rechten Abstiegsfenstern (oberflächennah und sohlnah), fällt auf, dass unabhängig von der Betriebsweise des Kraftwerks der Anteil wiedergefangener Fische mit einem Anteil zwischen 84–88 % auf der orografisch rechten Seite deutlich höher war als links. Bei diesem Vergleich ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Fangeffektivität der Fangeinrichtung am orografisch linken oberflächennahen Abstiegsfenster, sowohl bei den standardisierten Fischzugaben als auch beim natürlichen Fischabstieg, aufgrund der vorherrschenden Strömungsverhältnisse im Unterwasser der Segmentschütze geringer war als die der orografisch rechten Fangeinrichtung, wodurch der Fischabstieg über das orografisch linke oberflächennahe Abstiegsfenster vermutlich etwas unterschätzt wurde.

Sowohl im Turbinenkorridor (89 % aller in diesem Korridor gefangenen Individuen) als auch in den Abstiegskorridoren Abstiegsfenster (92 %) und Fischaufstiegsanlagen (90 %) war der Großteil der gefan-

genen Individuen kleiner als 15 cm (Abb. 7). Insgesamt zeigen die Ergebnisse des natürlichen Fischabstiegs und der standardisierten Fischzugaben, dass nahezu das gesamte Größenspektrum der gefangenen Fische die vor den Kaplan-Rohrturbinen installierten horizontal angeordneten Rechen mit einem Stababstand von 20 mm passieren konnte.

Beim natürlichen Fischabstieg wurden größere Individuen der Arten Renke (mit 37,3 cm), Amerikanischer Seesaibling (37,6 cm), Barbe (27,1 cm), Äsche (23,7 cm), Rutte (22,5 cm) und Bachforelle (20,1 cm) in den Fangeinrichtungen des Turbinenkorridors nachgewiesen. Auch bei den standardisierten Fischzugaben (Versuchsgruppe „Turbine & Rechen“) wurden größere Fische, insbesondere der Arten Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe und Huchen nachgewiesen, die den horizontal angeordneten Rechen mit 20 mm Stababstand passiert haben und deren Körperlänge die kritischen Körperlängen nach Ebel 2013 zum Teil deutlich überschritten (Maximallängen: Nase 22 cm, Bachforelle 20,2 cm, Flussbarsch 23,7 cm, Huchen 36,4 cm, Barbe: 30,1 cm). Die in Ebel (2013) angegebenen Werte für die physische Durchlässigkeit eines 20 mm Rechens wurden beim Flussbarsch um maximal 42 % (Ebel 2013: 16,7 cm), bei der Barbe um maximal 65 % (Ebel 2013: 18,2 cm) und beim Huchen um maximal 82 % überschritten (Ebel 2013: 20,0 cm). Insgesamt weisen die Ergebnisse auf eine eingeschränkte Fischschutzwirkung des am Standort Großweil installierten horizontal angeordneten Rechens mit 20 mm Stababstand hin.

Die durchschnittlichen Strömungsgeschwindigkeiten am Rechen waren mit rund 0,31 m/s (basierend auf 894 Einzelmesswerten) vergleichsweise gering, so dass von keiner ausgeprägten Sogwirkung für Fische in Richtung Turbinenschacht ausgegangen werden kann. Zwischen den Untersuchungsperioden im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 wurden keine statistisch signifikanten Unterschiede in den Strömungsgeschwindigkeiten am Rechen festgestellt, obwohl die Laubfracht, die sich auf der Rechenfläche ablagern und zu Strömungsinhomogenität führen könnte, im Herbst 2020 deutlich höher war als im Frühjahr 2021 (Maximalwert Strömungsgeschwindigkeit Herbst: 0,91 m/s; Frühjahr: 1,06 m/s).

Die Ergebnisse der Sonarschuntersuchungen im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 zeigen ebenfalls, dass 75 % der Rechenpassagen durch aktive Schwimmbewegungen erfolgten und ein Großteil der beobachteten Fische auf dem Rechen zunächst eine gewisse Zeit verweilte, ohne diesen zu passieren. Der Wirbel auf der rechten Seite des orografisch rechten Segmentschützes im Bereich des sohlennahen Abstiegsfensters, welcher durch dieses verursacht wurde, hatte keinen Einfluss auf die Strömungsgeschwindigkeiten am Rechen.

Aus den Ergebnissen der Sonaruntersuchungen lässt sich außerdem ableiten, dass die Wirksamkeit von verhaltensbeeinflussenden Effekten durch den installierten Rechen relativ gering ist. Die meisten der beobachteten Fische hielten sich grundnah im Bereich des Rechenfelds auf. Sowohl boden- als auch freiwasserorientierte Arten zeigten meist deutlich erkennbare Schwimmbewegungen und hielten sich nach dem Erscheinen im Sonar überwiegend an derselben Position auf oder schwammen in einem räumlich eng begrenzten Bereich umher. Entgegen der Beobachtungen von Geiger et al. (2016) wurde kein deutliches Meidungsverhalten oder eine gerichtete Ableitung der Fische in Richtung der Abstiegsfenster beobachtet.

Bei den Sonarbeobachtungen des um rund 35 cm bis 45 cm angehobenen Segmentschützes während zweier Spülvorgänge (Dauer der Sonarbeobachtungen während der Spülvorgänge 17 s und 104 s) wurden keine Fische detektiert, die diesen Korridor für den Abstieg nutzten. Es ist davon auszugehen, dass dieser temporär und für jeweils nur sehr kurze Zeitintervalle (\emptyset etwa 30 s) zur Verfügung stehende Abstiegskorridor (abhängig vom Treibgutaufkommen und den bedarfsorientierten Rechenreinigungsintervallen) eine untergeordnete Rolle für den Fischabstieg spielt. Generell ist die Effektivität von temporär geöffneten Korridoren aufgrund der schlechteren Auffindbarkeit und einer potenziellen Scheuchwirkung, die bei der Öffnung des Bypasses durch eine unmittelbare Veränderung

der hydraulischen Verhältnisse entstehen kann (z. B. beim Rechenreinigungs- und Spülvorgang; vergleiche Blasel 2009, Williams et al. 2012), im Vergleich zu permanent funktionalen Korridoren deutlich geringer (Schwevers & Adam 2020).

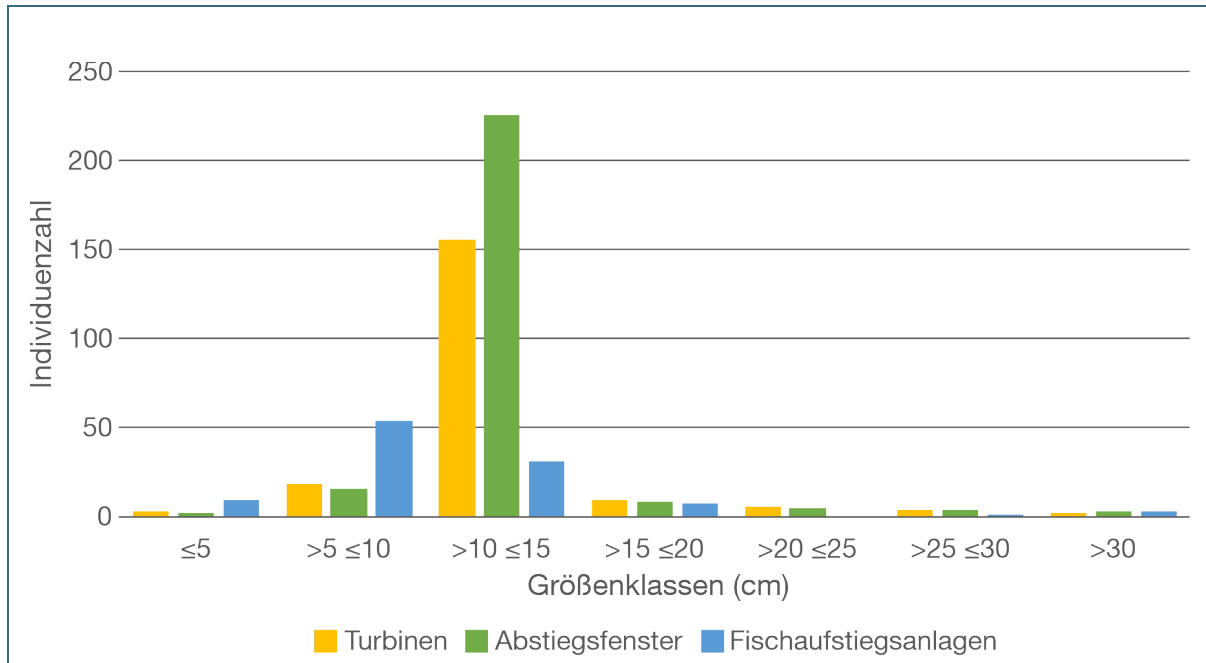


Abb. 7: Längen-Häufigkeitsverteilung (nach Größenklassen) aller in den Abstiegskorridoren Turbine, Abstiegsfenster und Fischaufstiegsanlage nachgewiesenen Fische während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Herbst 2020 und Frühjahr 2021

3.2 Bewertung des Lebensraums (Projektteil B)

Die Untersuchungen der **abiotischen Habitateigenschaften** ergaben folgende Ergebnisse: Das Sohlsubstrat in den untersuchten Streckenabschnitten an der Wasserkraftanlage Großweil ist überwiegend grobkiesig mit einem hohen Flächenanteil an Korngrößen zwischen 2 cm und 20 cm (Abb. 8). Nach dem Kraftwerksbau wurde im Oberwasser ein etwas geringerer Flächenanteil an Steinen in den Korngrößen zwischen 2 cm und 6 cm und ein höherer Flächenanteil in den Korngrößen zwischen 6 cm und 20 cm kartiert als vor dem Bau. Im Unterwasser hingegen nahm der Flächenanteil an Steinen in den Korngrößen zwischen 2 cm und 6 cm nach dem Kraftwerksbau zu und der Flächenanteil in den Korngrößen zwischen 6 cm und 20 cm um etwa den gleichen Anteil ab. Dies lässt sich dadurch erklären, dass bei Hochwasserereignissen in der Loisach noch ein ausgeprägter Sedimenttransport mit Umlagerungen von Kiesbänken stattfinden kann. Durch das Legen der individuell steuerbaren Segmente des Klappenwehres kann auch nach dem Kraftwerksbau bei Hochwasser ein Transport von kiesigem Sediment ins Unterwasser erfolgen. Die Unterschiede in den Flächenanteilen der verschiedenen Substrattypen zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau sind vermutlich natürlichen Prozessen oder der Störung durch die Bauphase geschuldet. Es handelt sich wahrscheinlich nicht um einen Effekt durch den Betrieb der Wasserkraftanlage.

Zwischen Ober- und Unterwasser wurden nach dem Kraftwerksbau größere Unterschiede in der Wassertiefe, der Strömungsgeschwindigkeit und der Sauerstoffversorgung des Interstitials (Kieslückensystem) festgestellt als vor dem Bau. Infolge der Stauzielerhöhung erhöhte sich nach dem Kraftwerksbau im Oberwasser die in den Untersuchungsperioden gemessene Wassertiefe um durchschnittlich rund 47 % im Vergleich zu den Werten vor Kraftwerksbau und die Strömungsgeschwindigkeit verringerte

sich durchschnittlich um etwa 41 % an der Wasseroberfläche und 48 % über Grund. Diese Veränderungen im Oberwasser nach dem Kraftwerksbau führten offensichtlich zu einer Verschlechterung des Wasseraustausches zwischen Interstitial und Freiwasser, denn auch die Sauerstoffkonzentration im Interstitial war im Oberwasser nach dem Kraftwerksbau geringer als vorher. Die Sauerstoffversorgung im Interstitial lag zwar generell sowohl vor (Mittelwert 8,0 mg/l) als auch nach (Mittelwert 7,2 mg/l) dem Kraftwerksbau in einem Bereich, der für Eier und Larven kieslaichender Fische sowie für strömungsliebendes Makrozoobenthos geeignet sein sollte (z. B. Nagell & Larshammar 1981), jedoch können bereits Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial < 10 mg/l zu einer erheblichen Verringerung der Schlupfraten bei Salmoniden führen (Pander et al. 2022, Smialek et al. 2021).

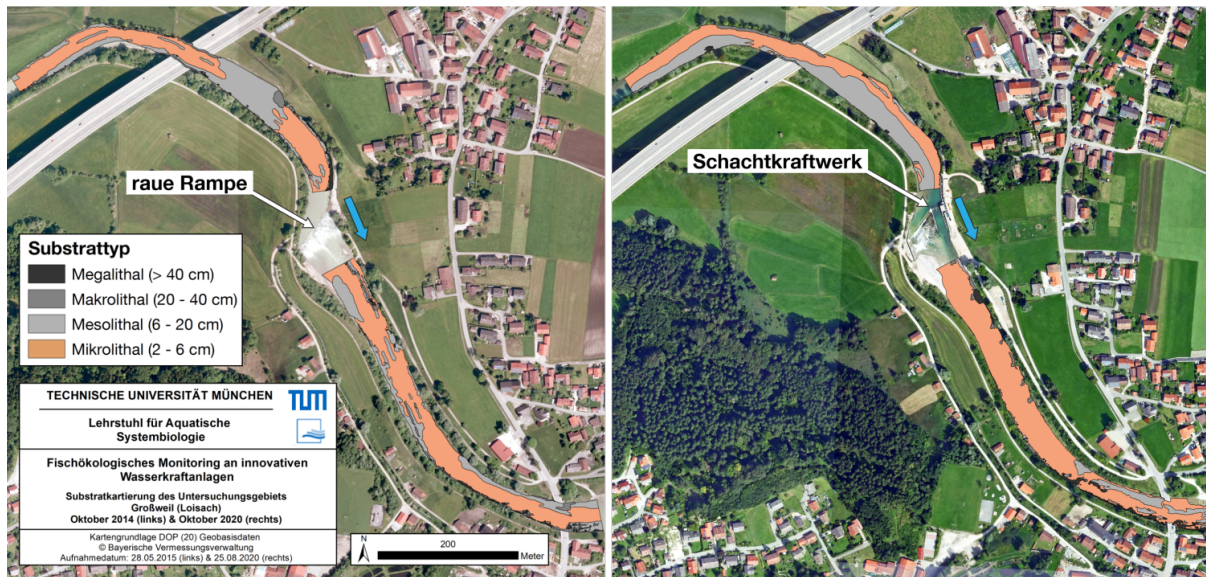


Abb. 8: Substratkartierung der Untersuchungsstrecken am Standort Großweil an der Loisach vor (links, Oktober 2014) und nach (rechts, Oktober 2020) dem Kraftwerksbau. Das hinterlegte linke Luftbild wurde vor dem Kraftwerksbau im Mai 2015 aufgenommen und das rechte Luftbild nach dem Kraftwerksbau im August 2020. Der blaue Pfeil kennzeichnet die Fließrichtung der Loisach.

Die Untersuchung der aquatischen Lebensgemeinschaft am Standort Großweil an der Loisach ergab folgendes Bild: Bei den Elektrofischungen wurden 17 **Fischarten** gefangen. Die Mühlkoppe war mit einem Individuenanteil von 37 % zahlenmäßig am häufigsten vertreten. Gemeinsam mit den Arten Regenbogenforelle, Äsche, Rutte und Bachforelle machten diese Fischarten 92 % des Fangs aus. Der Anteil gebietsfremder Arten (539 Regenbogenforellen, 8 Bachsaiblinge, 1 Amerikanischer Seesaibling) am Gesamtfang lag bei 27 %. Die strömungsliebenden Leitarten Bachforelle, Äsche, Elritze und Hasel waren mit 6,3 %, 15,1 %, 2,2 % beziehungsweise kleiner 0,1 % Anteil am Gesamtfang im Vergleich zur fischfaunistischen Referenzzönose (Bachforelle 23,1 %, Äsche 20,0 %, Elritze 13,1 %, Hasel 5,0 %) meist deutlich unterrepräsentiert. Die strömungsliebende Mühlkoppe war mit einem Anteil von 37 % am Gesamtfang im Vergleich zur Referenzzönose (13 %) jedoch deutlich überrepräsentiert. Von den am häufigsten nachgewiesenen Fischarten wiesen Rutte (v. a. in den Größenklassen ≤ 20 cm) und Bachforelle (v. a. in den Größenklassen ≤ 5 cm und 10–30 cm) deutliche Defizite im Populationsaufbau auf. Bei den Fischarten Mühlkoppe und Äsche wurde ein nahezu vollständiger Populationsaufbau festgestellt (Abb. 9).

Die **Makrozoobenthosgemeinschaft** der Loisach zeichnete sich durch einen relativ hohen Anteil an Taxa aus, die bezüglich verschiedener Umweltbedingungen wie Strömungsverhältnisse oder Habitatstrukturen recht hohe Ansprüche an ihren Lebensraum stellen. Darunter waren vor allem typische Besiedler des Kieslückensystems wie Steinfliegenlarven der Gattungen *Leuctra* und *Chloroperla* mit insgesamt 31 % und strömungsliebende Steinbesiedler wie Eintagsfliegenlarven der Gattungen

Rhithrogena und *Baetis* mit insgesamt 15 % Anteil an der Gesamtindividuenzahl. Der Anteil an anspruchsvollen EPT-Taxa (Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven), die sensibel auf Lebensraumveränderungen reagieren, war in der Loisach mit 60 % insgesamt relativ hoch, aber immer noch niedriger als in naturnahen Gewässern des gleichen Gewässertyps (Typ 1.2: Kleine Flüsse der Alpen: Anteil an EPT-Taxa bis 75 %; Meier et al. 2006). In den untersuchten Streckenabschnitten wurden außerdem sieben gefährdete Makrozoobenthos-Arten der Roten Liste mit insgesamt 0,5 % Anteil an der Gesamtindividuenzahl nachgewiesen (siehe Knott et al. 2022a).

Die beiden Fischaufstiegsanlagen scheinen als Lebensraum für die strömungsliebende Mühlkoppe, aber auch für Steinfliegenlarven attraktiv zu sein. Diese wurden dort in höherer Individuenzahl pro Untersuchungsstrecke nachgewiesen als im Hauptfluss. Die Fischaufstiegsanlagen können daher auch für bestimmte Fischarten und Makrozoobenthos-Taxa die Funktion eines Teillebensraums erfüllen, welcher jedoch räumlich stark begrenzt ist.

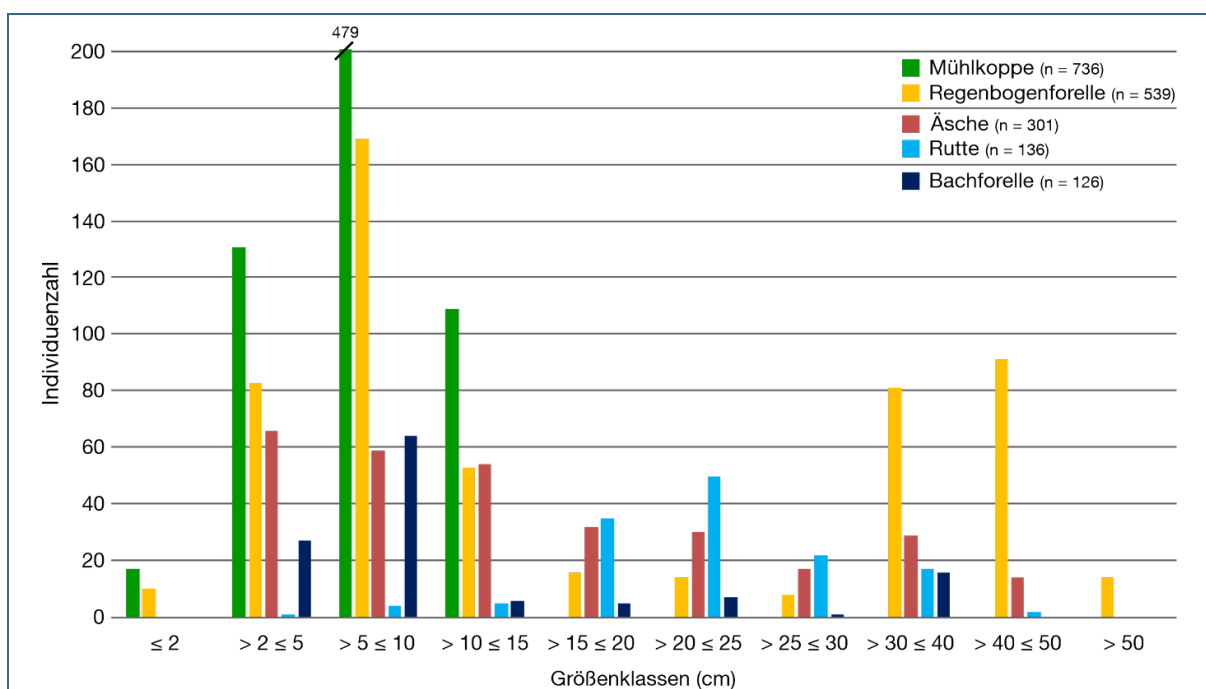


Abb. 9: Artspezifische Längen-Häufigkeitsverteilungen für die häufigsten am Standort Großweil im Ober- und Unterwasser der Loisach, im Mühlbach und in den neu gebauten technischen Fischaufstiegsanlagen mittels Elektrofischung gefangenen Fischarten Mühlkoppe, Regenbogenforelle, Äsche, Rutte und Bachforelle (n = Gesamtindividuenzahl). Die Einteilung der Größenklassen (x-Achse, Angaben in cm) erfolgte gemäß Vorgehensweise bei der fischbasierten Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie.

Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton; Makrophyten wurden nur vereinzelt nachgewiesen und gingen nicht mit in die Auswertung ein) in der Loisach unterschied sich vor dem Kraftwerksbau nur geringfügig zwischen **Ober- und Unterwasser**: Im Oberwasser hatten vor allem Mühlkoppen, Zuckmückenlarven und die Blaualge *Lyngbya limnetica* einen etwas höheren Anteil an der aquatischen Lebensgemeinschaft als im Unterwasser. Im Unterwasser war vor dem Kraftwerksbau vor allem der Anteil an Regenbogenforellen, Äschen und der Blaualge *Homoeothrix janthina* geringfügig höher als im Oberwasser (Abb. 10). Der Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser war nach dem Kraftwerksbau stärker ausgeprägt als vor dem Bau. Dies deutet darauf hin, dass sich die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums nach dem Kraftwerksbau verstärkt haben.

Nach dem Kraftwerksbau war vor allem der Anteil an Ruten im Oberwasser deutlich höher als im Unterwasser, während im Unterwasser der Anteil an Steinfliegen- und Eintagsfliegenlarven der Gattungen *Leuctra* und *Rhithrogena* höher war als im Oberwasser (Abb. 10).

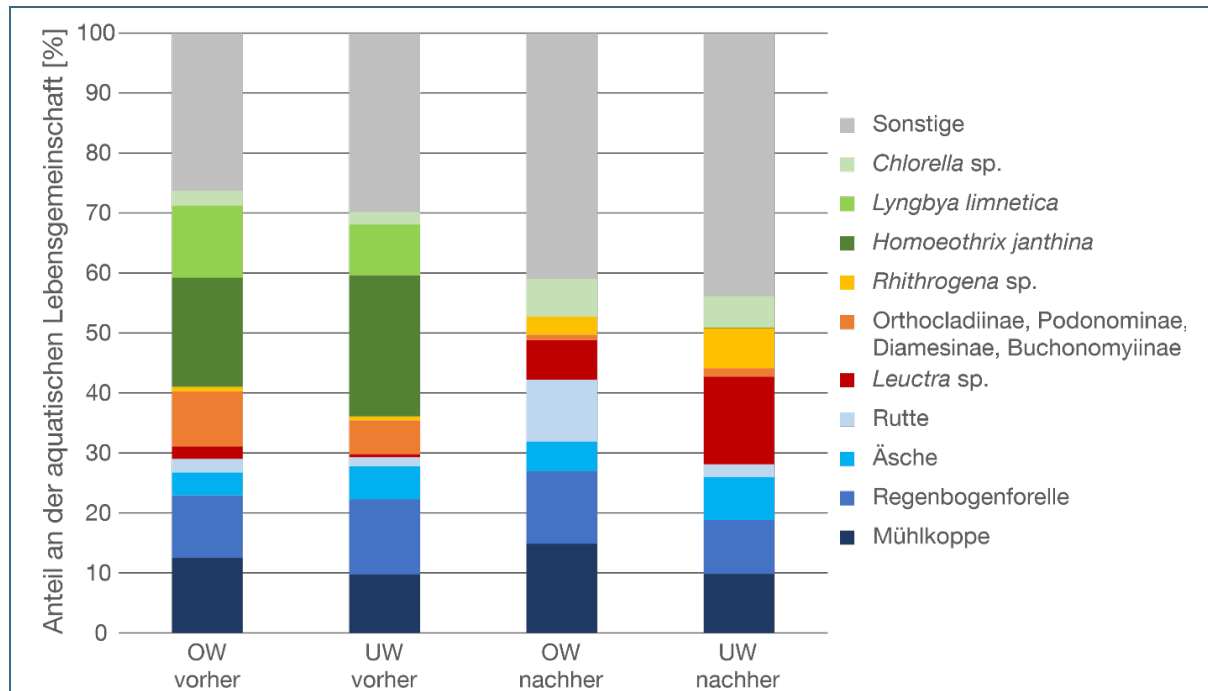


Abb. 10: Prozentuale Zusammensetzung der Taxa der aquatischen Lebensgemeinschaft. Einzel dargestellt sind die Arten, die in mindestens einem Gewässerbereich einen Anteil von mehr als 5 % an der Gesamtindividuenzahl hatten, alle übrigen Arten wurden zusammengefasst. (OW = Oberwasser, UW = Unterwasser, vorher = vor Bau des Schachtkraftwerks, nachher = nach Bau des Schachtkraftwerks). Farblich abgebildet sind die Fischarten: Mühlkoppe, Regenbogenforelle, Äsche und Rutte; Makrozoobenthos: *Leuctra* sp. (Steinfliegenlarvengattung), Orthocladiinae, Podonominae, Diamesinae, Buchonomyiinae (Unterfamilien der Zuckmücken) und *Rhithrogena* sp. (Eintagsfliegenlarvengattung); Periphyton: *Homoeothrix janthina*, *Lyngbya limnetica* (Blualgen) und *Chlorella* sp. (Grünalgen); sp. = nicht näher bezeichnete Art einer Gattung

3.3 Gesamtwirkung der Anlage

Die doppelt-regulierten Kaplan-Rohrturbinen des Schachtkraftwerks Großweil an der Loisach verursachen unter den standörtlichen Gegebenheiten (Fallhöhe 2,1–2,5 m während des Untersuchungszeitraums, Turbinendurchmesser 1,75 m, Drehzahl 156 U/min) eine gewisse Mortalitätsrate bei den Fischen (9,4–12,8 % über alle Fischarten je nach Berechnungsweg), die stark zwischen den verschiedenen Fischarten variiert. Die höchste Mortalität mit bis zu 44 % wurde beim Rotauge festgestellt. Für den Aal und die Bachforelle hingegen lagen die Mortalitätsraten mit < 2 % beziehungsweise < 1 % deutlich unter den bisher für Kaplan-Turbinen bekannten Werten, wobei die Mortalitätsraten bei der Bachforelle aufgrund methodischer Probleme (hohe fang- und handlingbedingte Mortalität bei Fischen < 5 cm in der Kontrollgruppe) vermutlich unterschätzt wurde. Die ermittelten Mortalitätsraten nach der Turbinenpassage am Schachtkraftwerk Großweil liegen somit im Vergleich zu einer Laborstudie an einem Prototyp des Schachtkraftwerks an der Versuchsanstalt Oberrach für die Fischarten Äsche und Bachforelle unter den in der Laborstudie ermittelten Werten und für die Fischart Barbe in einem ähnlichen Bereich.

Die Analysen der äußeren und inneren Verletzungsmuster sowie der physikalischen Bedingungen während der Turbinenpassage haben gezeigt, dass die Turbinenpassage am Standort Großweil teils

schwerwiegende Verletzungen wie etwa Amputationen oder Verformungen und Frakturen von Skeletteilen verursachen kann, die höchstwahrscheinlich auf Kollisionen zurückzuführen sind. Dabei trägt insbesondere die engere Stellung der Turbinenschaufeln bei Niedriglast zu einem erhöhten Kollisionsrisiko vor allem für größere Fische bei. Insbesondere das hohe Risiko für schwere Kollisionsereignisse > 95 g ist während Niedriglast deutlich höher als während Hochlast. Zudem wurden bei Fischen mit Turbinenpassage auch typische Barotrauma-Verletzungen wie Veränderungen der Schwimmblase, Gasblasen und innere Blutungen festgestellt, die auf Druckunterschiede als eine weitere wichtige Mortalitätsursache am Standort Großweil hinweisen. Kritische Druckveränderungsraten bei der Turbinenpassage, die schwerwiegende Verletzungen, wie z. B. ein Platzen der Schwimmblase, hervorrufen können, sind vor allem für Fische zu erwarten, die vor der Turbinenpassage ihre Schwimmblase an die maximale Wassertiefe im Turbinenschacht (= rund 6,5 m) adaptiert haben.

Auch die Passage der Abstiegsfenster kann zu Verletzungen und Mortalität führen. Die fischartenspezifischen Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben lagen mit maximal 3 % (bei Nase und Äsche) jedoch meist deutlich unter den bei der Turbinenpassage ermittelten Werten. Aufgrund des geringeren Druckunterschieds und Kollisionsrisikos ist die Passage der oberflächennahen Abstiegsfenster vermutlich potenziell ungefährlicher für Fische als die Passage des sohnahen Abstiegsfensters.

Hinsichtlich des Fischschutzes ist es aus Sicht der Kraftwerks-Entwickler eine zentrale Grundannahme des „Schachtkraftwerk-Konzepts“, dass der horizontal angeordnete Rechen mit 20 mm Stababstand sowohl eine physische als auch eine Verhaltensbarriere für Fische darstellen soll. Flussabwärts wandernden oder driftenden Fischen soll durch diese Barriere das Auffinden der am unterstromigen Ende der Rechenebene positionierten oberflächen- und sohnahen Abstiegsfenster erleichtert werden (vergleiche <https://hydroshaft.com/konzept-schachtkraftwerk/>; aufgerufen am 05.05.2022).

Bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg sind 47 % aller gefangenen Fische (567 Individuen) über die Abstiegsfenster und 35 % über die beiden Turbinen ins Unterwasser gelangt. Dieses Ergebnis wurde jedoch maßgeblich durch die Dominanz der Fischart Äsche (68 % aller gefangenen Individuen überwiegend in der Größenklasse 10–13 cm) im natürlichen Fischabstieg und durch den Höhenunterschied von etwa 1,6–2,2 m zwischen Rechenebene und Gewässersohle beeinflusst, welcher eine Barriere v. a. für bodenorientierte Fischarten beim Fischabstieg darstellt. Im Gegensatz dazu zeigen die Ergebnisse der standardisierten Fischzugaben, dass 75 % (2.950 Individuen) der am oberstromigen Ende der Rechenebene eingesetzten und wiedergefangenen Fische den Turbinenkorridor nutzten, um ins Unterwasser zu gelangen. Zu beachten ist hier aber auch das unterschiedliche Artenspektrum beim natürlichen Fischabstieg und bei den standardisierten Fischzugaben. Der hohe Anteil an Turbinenpassagen bei den standardisierten Fischzugaben deutet darauf hin, dass der installierte Fischschutzrechen am Standort Großweil mit einem Stababstand von 20 mm keine effektive physische Barriere darstellt, da auch deutlich größere Individuen den 20 mm Fischschutzrechen passierten (z. B. Renke bis 37 cm, Huchen bis 36 cm, Barbe bis 30 cm) als in der Literatur bisher angegeben wird (siehe Ebel 2013, Schwevers & Adam 2020).

Auch die Wirksamkeit von verhaltensbeeinflussenden Effekten der horizontal angeordneten Rechen ist als eher gering einzustufen. Die Ergebnisse der Hamenfänge sowie der Sonar- und Videoaufnahmen zeigen, dass nicht nur bodenorientierte Fischarten wie Aal und Barbe, sondern auch typische Freiwasserarten wie Äsche und Huchen den Rechen passiert haben. Auch wurden keine spezifischen verhaltensbeeinflussenden Effekte durch den Rechen beobachtet, wie z. B. ein Meidungsverhalten oder gezieltes Ableiten Richtung Abstiegsfenster. Eine deutliche Erhöhung der Dotation durch eine Vergrößerung der bestehenden oberflächennahen und des sohnahen Abstiegsfensters würde den hydraulischen Reiz für Fische in Richtung Bypässe erhöhen und damit die Effektivität dieses Abstiegs-

korridors wahrscheinlich verbessern. Zudem könnte die Installation eines weiteren sohnahen Abstiegsfensters mit höherer Dotation im orografisch linken Segmentschütz die Bypass-Effektivität erhöhen, da sich insbesondere während der standardisierten Fischzugaben viele Fische grundnah am Rechen aufhielten.

Anhand der Sonarbeobachtungen ist davon auszugehen, dass die angehobenen Segmentschütze eine untergeordnete Rolle für den Fischabstieg spielen. Diese Abstiegskorridore stehen abhängig vom Treibgutaufkommen und den durchgeführten Rechenreinigungsintervallen nur temporär und für jeweils nur sehr kurze Zeitintervalle zur Verfügung. Die Effektivität von temporär geöffneten Korridoren ist 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).

Das Klappenwehr und die anschließende raue Rampe sind als funktionaler Fischabstiegskorridor weitestgehend ungeeignet, da es beim Wehrüberfall aus etwa 1,4 m Höhe auf eine betonierete Sohle zu schweren Kollisionen kommt und absteigende Fische dadurch einem erheblichen Verletzungspotenzial und Mortalitätsrisiko ausgesetzt sind.

Bereits vor dem Bau des Schachtkraftwerks war die Loisach am Standort Großweil ein anthropogen verändertes und reguliertes Gewässer. Die vor Kraftwerksbau existierende raue Rampe, die für flussaufwärts gerichtete Fischwanderungen als nur selektiv durchgängig eingestuft wurde, hat das Fließgewässerkontinuum jedoch nur geringfügig unterbrochen. Dies spiegelt sich sowohl in der Ausprägung der abiotischen Habitatparameter als auch in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft wieder, bei denen nur geringfügige Unterschiede zwischen Ober- und Unterwasser der ehemaligen rauhen Rampe festgestellt wurden. Nach dem Kraftwerksbau und der Errichtung eines Klappenwehres hingegen haben sich vermutlich aufgrund des einhergehenden größeren Aufstaus der Loisach die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums verstärkt. Durch den Kraftwerksbau erhöhte sich die Wassertiefe im Oberwasser um durchschnittlich rund 47 % im Vergleich zu vor dem Kraftwerksbau und die Strömungsgeschwindigkeit verringerte sich durchschnittlich um etwa 41 % an der Wasseroberfläche und 48 % über Grund, was auch den Wasseraustausch zwischen Interstitial und Freiwasser im Oberwasser beeinträchtigte. Dies führte beim Makrozoobenthos im wehrnahen Oberwasserbereich zu einer deutlich geringeren Individuendichte (33 Ind/m² nachher vs. 86 Ind/m² vorher) und einem geringeren Anteil an Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven (27 % nachher vs. 50 % vorher), die empfindlich auf strukturelle Degradation reagieren, im Vergleich zur Situation vor dem Kraftwerksbau. Auch die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser unterschied sich nach dem Kraftwerksbau stärker als vor dem Bau. Jedoch kann auch nach dem Kraftwerksbau, insbesondere bei Hochwasserabflüssen durch das Legen des Klappenwehres, noch ein ausgeprägter Sedimenttransport ins Unterwasser erfolgen.

Über die vorab zusammengefassten Ergebnisse am Standort Großweil hinaus wurden bei der Auswertung Vergleiche verschiedener Standorte angestellt und mit den Schlussfolgerungen aus den einzelnen Standortergebnissen verknüpft (Knott et al. 2022b). Konkrete Vorschläge für Verbesserungsmöglichkeiten bei der Turbinen- beziehungsweise Anlagentechnik, für betriebliche Managementmaßnahmen sowie für die Ausführung von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen werden in Band 11 (Mueller et al. 2022b) und der Zusammenfassung zu Band 11 erläutert.

4 Literatur

- 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.
- 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. A., Pflugrath, B. D., Mueller, M., Pander, J., Deng, Z. D. & Geist, J. (2018): Physical and hydraulic forces experienced by fish passing through three different low-head hydropower turbines. *Marine and Freshwater Research* 69(12): 1934–1944.
- Brown, R. S., Carlson, T. J., Gingerich, A. J., Stephenson, J. R., Pflugrath, B. D., Welch, A. E., Langeslay, M. J., Ahmann, M. L., Johnson, R. L. & Skalski, J. R. (2012): Quantifying mortal injury of juvenile chinook salmon exposed to simulated hydro-turbine passage. *Transactions of the American Fisheries Society* 141(1): 147–157.
- 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.
- Deng, Z., Carlson, T. J. & Richmond, M. C. (2007): Six-degree-of-freedom sensor fish design and instrumentation. *Sensors* 7(12): 3399–3415.
- Deng, Z. D., Lu, J., Myjak, M. J., Martinez, J. J., Tian, C., Morris, S. J., Carlson, T. J., Zhou, D. & Hou, H. (2014): Design and implementation of a new autonomous sensor fish to support advanced hydropower development. *Review of Scientific Instruments* 85(11): 115001.
- 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).*
- 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.
- 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.

- 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.
- 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.
- 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., 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>.
- Nagell, B. & Larshammar, P. (1981): Critical oxygen demand in Plecoptera and Ephemeroptera nymphs as determined by two methods. *Oikos* 36: 75–82.

- 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.
- Pander, J., Casas-Mulet, R. & Geist, J. (2022): Hydropeaking impairs upstream salmonid spawning habitats in a restored Danube tributary. *River Research and Applications*, online early.
- Pflugrath, B. D., Boys, C. A., Cathers, B. & Deng, Z. D. (2019): Over or under? Autonomous sensor fish reveals why overshoot weirs may be safer than undershot weirs for fish passage. *Ecological Engineering* 132: 41–48.
- Schneider, J. & Hübner, D. (2017): Funktionskontrolle der Fischwechsellanlagen am Main-Kraftwerk Kostheim. *Biologische Durchgängigkeit von Fließgewässern: Ausgewählte Beiträge aus der Fachzeitschrift WasserWirtschaft*, 244.
- Schwevers, U. & Adam, B. (2020): Fish protection technologies and fish ways for downstream migration. Springer Nature, Cham, Switzerland, 279 S.
- Smialek, N., Pander, J. & Geist, J. (2021): Environmental threats and conservation implications for Atlantic salmon and brown trout during their critical freshwater phases of spawning, egg development and juvenile emergence. *Fisheries Management and Ecology* 28(5): 437–467.
- 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

