

LEHRSTUHL FÜR AQUATISCHE SYSTEMBIOLOGIE
TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN
WISSENSCHAFTSZENTRUM WEIHENSTEPHAN

Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Abschlussbericht 2022
Band 10: Großweil an der Loisach



Dr. Josef Knott, M.Sc. Carola Suttor, M.Sc. Melina Klarl, Dr. Melanie Mueller,
Dr. Joachim Pander, Prof. Dr. Jürgen Geist

30. JUNI 2022

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	II
Tabellenverzeichnis	V
1. Methoden.....	1
1.1. Standortbeschreibung.....	1
1.2. Zeitlicher Ablauf der Untersuchungen und erforderliche Genehmigungen für die Durchführung	7
1.3. Projektteil A.....	9
1.3.1. Fangeinrichtung	9
1.3.2. Hälterungssystem	10
1.3.3. Fischzahlen und Versuchsfische	11
1.3.4. Abflussbedingungen, abiotische Gewässerparameter und Turbinenlast	12
1.3.5. Messung physikalischer Parameter mittels Sensorfisch.....	14
1.3.6. Sonaruntersuchung.....	16
1.4. Projektteil B.....	18
2. Ergebnisse & Diskussion	21
2.1. Projektteil A.....	21
2.1.1. Natürlicher Fischabstieg.....	21
2.1.2. Standardisierte Fischzugaben.....	33
2.1.3. Messung physikalischer Parameter mittels Sensorfisch.....	61
2.1.4. Sonaruntersuchung.....	67
2.2. Projektteil B.....	71
2.2.1. Charakterisierung der abiotischen Habitateigenschaften	71
2.2.2. Charakterisierung der aquatischen Lebensgemeinschaft.....	77
2.2.3. Veränderungen nach dem Kraftwerksbau und serielle Diskontinuität am Standort Großweil	82
2.3. Gesamtschau und Wirkung der Anlage.....	85
Literaturverzeichnis	102
Anhang.....	VIII

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Drohnenaufnahme der Kraftwerksanlage am Standort Großweil	1
Abbildung 2 Blick vom Unterwasser auf die raue Rampe am Standort Großweil vor dem Bau des Kraftwerks	2
Abbildung 3 Blick vom Unterwasser auf die orografisch rechte Fischaufstiegsanlage, das Klappenwehr und das Kraftwerksgebäude am Standort Großweil	3
Abbildung 4 Schematischer Querschnitt der Wasserkraftanlage.....	4
Abbildung 5 Verschiedene Betriebszustände des orografisch rechten Segmentschützes der Wasserkraftanlage in Großweil vom Unterwasser aus gesehen	4
Abbildung 6 Schematische Aufsicht der Wasserkraftanlage	6
Abbildung 7 Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Großweil.....	7
Abbildung 8 Aufbau des Hälterungssystems am Standort Großweil und Anordnung der Hälterungsboxen in den Langstromrinnen.....	10
Abbildung 9 Abflussganglinie der Loisach am unterhalb des Standorts Großweil gelegenen Pegel Schlehdorf während der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2020 und Frühjahr 2021	12
Abbildung 10 Mobiler Schwimmponton mit montiertem Sonar im Oberwasser des Kraftwerks und Sonarbild der orografisch rechten Rechenebene	17
Abbildung 11 Lage der Transekte im Oberwasser und in der orografisch linken Fischaufstiegsanlage des Kraftwerks Großweil	18
Abbildung 12 Lage der Transekte im Unterwasser und in der orografisch rechten Fischaufstiegsanlage des Kraftwerks Großweil sowie im Mühlbach.....	19
Abbildung 13 Abflussganglinie der Loisach am Pegel Schlehdorf während der Untersuchungen im Projektteil B vor und nach dem Kraftwerksbau.....	20
Abbildung 14 Längen-Häufigkeitsdiagramm aller in den Abstiegskorridoren Turbinen, Abstiegsfenster und Fischaufstiegsanlagen nachgewiesenen Fische während der Beprobung des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2020 und Frühjahr 2021.....	25
Abbildung 15 Fischartenzusammensetzung des natürlichen Fischabstiegs aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Herbst 2020 und Frühjahr 2021	26
Abbildung 16 Durchschnittliche Intensität der stetigsten Verletzungen bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2020 und Frühjahr 2021	29
Abbildung 17 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die wichtigsten Verletzungskategorien, die zur Unähnlichkeit zwischen Fischen mit Turbinenpassage und Fischen ohne Turbinenpassage, zwischen lebenden und toten Individuen direkt nach der Turbinenpassage bzw. nach der 72 h Hälterung beitragen.....	32

Abbildung 18 Prozentuale Aufteilung der im Oberwasser der Kraftwerksanlage Großweil bei den standardisierten Fischzugaben eingesetzten und in den verschiedenen Fangeinrichtungen wiedergefangenen Fische unterteilt nach den Abstiegskorridoren	35
Abbildung 19 Sofortige und verzögerte Mortalitätsraten der acht untersuchten Fischarten in den Referenz- und Versuchsgruppen Hamen, Turbine & Rechen und zusammengefasst die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine bei niedriger und hoher Turbinenlast	37
Abbildung 20 Fischartenspezifische Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen und zusammengefasst für die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine nach Korrektur um die Mortalität der Referenzgruppe Hamen bei niedriger und hoher Turbinenlast	39
Abbildung 21 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen der acht Versuchsfischarten bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Großweil im Herbst 2020 und Frühjahr 2021	41
Abbildung 22 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Großweil im Herbst 2020 und Frühjahr 2021	44
Abbildung 23 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen der Fischarten Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Großweil im Herbst 2020 und Frühjahr 2021	45
Abbildung 24 NMDS der äußeren Verletzungsmuster am Standort Großweil unterteilt nach Fischarten und den verschiedenen Versuchsgruppen	46
Abbildung 25 MDS der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch am Standort Großweil unterteilt nach den Referenz- und Versuchsgruppen und Lastzuständen	50
Abbildung 26 MDS der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen am Standort Großweil unterteilt nach den Referenz- und Versuchsgruppen und Lastzuständen	51
Abbildung 27 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Referenz- und Versuchsgruppen für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch	52
Abbildung 28 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Referenz- und Versuchsgruppen für die Fischarten Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen	53
Abbildung 29 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit und ohne	

Turbinenpassage sowie zwischen lebenden und toten Individuen direkt nach der Turbinenpassage für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen am Standort Großweil	59
Abbildung 30 Lineare Regression der kumulativen Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen am Körper nach der Turbinenpassage in Abhängigkeit von der Totallänge der acht untersuchten Fischarten am Standort Großweil	60
Abbildung 31 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage der orografisch rechten Kaplan-Rohrturbine des Schachtkraftwerks während niedriger Turbinenlast gemessen wurde.....	61
Abbildung 32 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage der orografisch rechten Kaplan-Rohrturbine des Schachtkraftwerks während hoher Turbinenlast gemessen wurde	62
Abbildung 33 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage des sohnahen Abstiegsfensters gemessen wurde.....	65
Abbildung 34 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage des orografisch rechten oberflächennahen Abstiegsfensters gemessen wurde.....	65
Abbildung 35 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage des angehobenen Segmentschützes während des Spülvorgangs gemessen wurde	66
Abbildung 36 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage des Klappenwehrs und der anschließenden rauen Rampe gemessen wurde.....	67
Abbildung 37 Mit dem Sonar beobachtete Fischaktivität boden- und freiwasserorientierter Fische während der Rechenpassage	68
Abbildung 38 Verhaltensmuster der boden- und freiwasserorientierten Fischarten unterschieden nach Fischen mit und ohne Rechenpassage.....	70
Abbildung 39 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Großweil an der Loisach vor dem Kraftwerksbau.....	72
Abbildung 40 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Großweil an der Loisach nach dem Kraftwerksbau	73
Abbildung 41 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 Elektrofischerei gefangenen Fischarten Mühlkoppe, Regenbogenforelle, Äsche, Rutte und Bachforelle	80

Abbildung 42 Ergebnisse der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau für das gesamte Untersuchungsgebiet und für Unterwasser und Oberwasser jeweils vor bzw. nach dem Kraftwerksbau	83
Abbildung 43 MDS der Taxa-Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) am Standort Großweil unterteilt nach den Gewässerbereichen Unter- und Oberwasser und Mühlbach vor dem Kraftwerksbau und nach dem Kraftwerksbau sowie Fischaufstiegsanlagen nach dem Kraftwerksbau.....	85
Abbildung 44 Durchschnittliche Strömungsgeschwindigkeiten auf der Rechenebene des Schachtkraftwerks am Standort Großweil mit Angabe der Wertespanne während der Untersuchungsperioden im Herbst 2020 und Frühjahr 2021	IX
Abbildung 45 MDS der inneren Verletzungsmuster aller neun Fischarten des natürlichen Fischabstiegs am Standort Großweil.....	XI
Abbildung 46 MDS der inneren Verletzungsmuster aller acht im Rahmen der standardisierten Fischzugaben untersuchten Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen am Standort Großweil.....	XII

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Übersicht über die Untersuchungszeiträume in Projektteil A und Projektteil B.....	8
Tabelle 2 Technische Daten der verwendeten Fangeinrichtungen.....	10
Tabelle 3 Abflussbedingungen während der einzelnen Untersuchungszeiträume in Projektteil A.....	12
Tabelle 4 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der Kaplan-Rohrturbinen am Standort Großweil während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2020 und im Frühjahr 2021 bei niedriger und hoher Turbinenlast.....	13
Tabelle 5 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2020 und im Frühjahr 2021	14
Tabelle 6 Übersicht über die Anzahl der durchgeführten Sensorfisch-Messungen und die nach einer ersten Prüfung für die Auswertung verwertbaren Datensätze an den verschiedenen im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 untersuchten Abstiegskorridoren.....	15
Tabelle 7 Abflussbedingungen während der einzelnen Untersuchungszeiträume in Projektteil B.....	19
Tabelle 8 Artenliste der bei der Untersuchung zum natürlichen Fischabstieg im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 nachgewiesenen Fischarten	22

Tabelle 9 Anzahl, durchflussnormierter Abstieg, durchschnittliche Länge und Summe der Biomasse der in den verschiedenen Abstiegskorridoren bei der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 gefangenen Fische.....	24
Tabelle 10 Mittelwerte, Minima und Maxima der gefangenen Fische beim natürlichen Fischabstieg im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 pro 1 h Leerungsintervall sowie Anzahl der Leerungen aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Intervalllängen	25
Tabelle 11 Sofortige Mortalitätsrate, verzögerte Mortalitätsrate, durchschnittliche Vitalität, durchschnittliche Anzahl und durchschnittliche Intensität der Verletzungen aller während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren	28
Tabelle 12 Anzahl der gefangenen Fische, sofortige Mortalitätsrate, verzögerte Mortalitätsrate, durchschnittliche Vitalität, durchschnittliche Anzahl und Intensität der Verletzungen der häufigsten während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle im Turbinenkorridor gefangenen Fischarten im Herbst 2020 und Frühjahr 2021	30
Tabelle 13 Anzahl der konservierten und ausgewerteten Individuen des natürlichen Fischabstiegs aus dem Turbinen-Abstiegskorridor	31
Tabelle 14 Artspezifische Wiederfangraten in % in den verschiedenen Versuchsgruppen des Turbinenkorridors unterteilt nach niedrigem und hohem Lastzustand	34
Tabelle 15 Übersicht über die bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Großweil eingesetzten und aus der Versuchsgruppe Turbine & Rechen wiedergefangenen Fischgrößen über alle getesteten Fischarten und für jede Fischart einzeln.....	36
Tabelle 16 Übersicht der in den verschiedenen Referenz- und Versuchsgruppen ermittelten Mortalitätsraten unmittelbar nach dem Fang und nach 96 h in der Hälterung der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen bei Niedriglast und bei Hochlast	40
Tabelle 17 Übersicht der aus der Referenzgruppe Vorschädigung und den Referenz- und Versuchsgruppen Hamen, Turbine und Turbine & Rechen des Turbinenkorridors konservierten und ausgewerteten Individuen der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen	54
Tabelle 18 Bewertungshäufigkeiten der boden- und freiwasserorientierten Fischarten unterschieden nach den verschiedenen Bewertungskategorien.....	68
Tabelle 19 Prozentuale Flächenanteile der verschiedenen, mittels Side Sonar Kartierung ermittelten Sohlsubstrattypen am Untersuchungsstandort Großweil	72
Tabelle 20 Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage Großweil vor und nach dem Kraftwerksbau	75

Tabelle 21 Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Mühlbach vor und nach dem Kraftwerksbau sowie in den neu gebauten technischen Fischaufstiegsanlagen	76
Tabelle 22 Gesamtindividuenzahl aller am Standort Großweil mittels Elektrobefischung gefangenen Fischarten im Ober- und Unterwasser, im Mühlbach und in den neu gebauten technischen Fischaufstiegsanlagen am orografisch linken und rechten Ufer vor dem Kraftwerksbau und nach dem Kraftwerksbau	78
Tabelle 23 Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung der Anzahl aller untersuchten Taxa, der normalisierten Individuenzahl, der Evenness und des Shannon-Index über alle Transekte vor und nach dem Kraftwerksbau am Standort Großweil	83
Tabelle 24 Fischreferenzzönose der Loisach im Flusswasserkörper, in dem der Standort Großweil liegt	VIII
Tabelle 25 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der beiden Kaplan-Rohrturbinen am Standort Großweil während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2020 und Frühjahr 2021	VIII
Tabelle 26 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2020 und im Frühjahr 2021 am Standort Großweil X	
Tabelle 27 Statistische Testergebnisse der linearen Regression zur kumulativen Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen am Körper nach der Turbinenpassage in Abhängigkeit von der Totallänge sowie des generalisierten linearen Modells zur Mortalität nach der Turbinenpassage in Abhängigkeit von der Totallänge der acht untersuchten Fischarten am Standort Großweil	XIII
Tabelle 28 Sensorfisch-Messwerte bei der Passage der orografisch rechten Kaplan-Rohrturbine und der alternativen Abstiegskorridore orografisch rechtes oberflächen- und sohnnahe Abstiegsfenster, temporär angehobenes orografisch rechtes Segmentschütz sowie Klappenwehr mit anschließender rauen Rampe am Standort Großweil im September 2020 und März 2021	IX
Tabelle 29 Gesamt-Taxaliste aller am Standort Großweil mittels Surber-Sampler entnommenen Makroinvertebraten zusammengefasst nach dem Gewässerbereich und dem Zeitpunkt der Probenahme.....	X
Tabelle 30 Durchschnittliche Zellzahlen pro mm ² aller am Standort Großweil entnommenen Periphyton-Taxa zusammengefasst nach dem Gewässerbereich und dem Zeitpunkt der Probenahme.....	XIV

1. Methoden

1.1. Standortbeschreibung

Die Wasserkraftanlage in Großweil an der Loisach (Abbildung 1, WGS 84: 47°40'53" N, 11°17'59" E, 610 m NN) liegt im oberbayerischen Landkreis Garmisch-Partenkirchen, welcher im Großraum Alpenvorland zur Naturraumeinheit Ammer-Loisach-Hügelland zählt. Die Jahresniederschlagssummen schwanken zwischen 1.300 mm und 1.500 mm, die Jahresmitteltemperatur liegt bei 7°C bis 8°C (LfU 2014, Bodeninformationssystem Bayern). Die Gesamtlänge der Loisach beträgt 113,2 km bei einem Einzugsgebiet von 1.089,7 km² (LfU 2014, Grundlagendaten Fließgewässer Bayern).



Abbildung 1 Drohnenaufnahme der Kraftwerksanlage am Standort Großweil.

Die Loisach gehört zur Flussgebietseinheit Donau (LfU 2014, Kartendienst Gewässerbewirtschaftung Bayern) und wird nach Pottgießer & Sommerhäuser (2004) dem Fließgewässertyp 1.2: Kleine Flüsse der Alpen zugerechnet. Durch ihr alpin geprägtes Abflussregime treten an der Loisach insbesondere zur Zeit der Schneeschmelze und nach Niederschlagsereignissen hohe Abflüsse auf, die mit einem hohen Geschiebe- und Totholztransport einhergehen. Am Pegel Schlehdorf (WGS 84: 47°40'3" N, 11°19'30" E), ca. 3,0 Fl.km unterhalb der Wasserkraftanlage, liegt der mittlere Abfluss (MQ) bei 22,8 m³/s (<http://www.hnd.bayern.de/>).

Im Bereich des Untersuchungsstandorts zählt die Loisach mit einem Fischregionsindex von 4,81 (Dußling et al. 2005) zum Salmoniden-Hyporhithral (Äschenregion). In der fischfaunistischen Referenzzönose (Schubert 2007; <https://www.lfl.bayern.de/ifi/flussfischerei/050504/index.php>, Referenz-Nr. 162) sind 15 Fischarten gelistet, darunter die rheophilen Arten Bachforelle, Äsche, Elritze, Mühlkoppe, Bachschmerle, Hasel und Schneider sowie die indifferente Art Aitel als Leitarten (Anteil > 5%; Tabelle 24 im Anhang).

Vor dem Bau der Kraftwerksanlage befand sich am Standort Großweil über die gesamte Gewässerbreite eine raue Rampe (Abbildung 2). Flussaufwärts gerichtete Fischwanderungen konnten über die Passage der Sohlrampe stattfinden, die als selektiv durchgängig eingestuft wurde (LfU UmweltAtlas Bayern 2022, Querbauwerke und Fischaufstiegsanlagen). Auf der orografisch linken Seite der rauen Rampe wurde 2019/2020 das Schachtkraftwerk gebaut (Abbildung 1). Im Zuge des Kraftwerksbaus wurde ein in vier individuell steuerbare Segmente unterteiltes Klappenwehr neben dem Schachtkraftwerk errichtet (Abbildung 3), welches schräg zur Fließrichtung angeordnet ist. Bei einem Abfluss der Loisach von $\leq 25 \text{ m}^3/\text{s}$ werden über das Klappenwehr kontinuierlich zwischen $1,0\text{--}1,2 \text{ m}^3/\text{s}$ abgegeben. Bei höheren Abflüssen wird das Klappenwehr entsprechend stärker überströmt oder es werden die Segmente des Klappenwehrs abgesenkt (i.d.R. bei Hochwasserabflüssen). In Normalstellung (d.h. bei nicht abgesenktem Klappenwehr) beträgt die Fallhöhe ca. 1,4 m, mit geringer Wassertiefe im Unterwasser und fehlendem Unterwasserbecken (Abbildung 1). An den Wehrüberfall schließt eine ca. 20 m lange raue Rampe an (Abbildung 1, Abbildung 3).



Abbildung 2 Blick vom Unterwasser auf die raue Rampe am Standort Großweil vor dem Bau des Kraftwerks.



Abbildung 3 Blick vom Unterwasser auf die orografisch rechte Fischaufstiegsanlage, das Klappenwehr und das Kraftwerksgebäude am Standort Großweil.

Das Kraftwerk ist mit zwei doppelt-regulierten horizontalen 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 ca. 420 kW. Bei dem überströmten Kraftwerk befinden sich die beiden Turbinen jeweils in einem vertikalen Schachtbauwerk mit horizontaler Einlaufebene und zwei überströmten, beweglichen Segmentschützen (Abbildung 4, Abbildung 5). In der Einlaufebene sind pro Schacht jeweils zwei horizontal angeordnete Rechenfelder mit 20 mm Stababstand und in Fließrichtung ausgerichteten Rechenstäben installiert, die in einer Ebene mit dem Gewässergrund angeordnet sein sollten. Während der Untersuchungen für Projektteil A (Tabelle 1) wurde jedoch festgestellt, dass oberstromig zwischen Rechenebene und Gewässersohle ein zum Teil beträchtlicher Höhenunterschied bestand, wodurch kein sohlgleicher Anschluss des Rechens mit dem Gewässergrund gegeben war. Unmittelbar vor dem Schachtbauwerk betrug der Höhenunterschied zwischen Rechenebene und Gewässersohle (Eintiefung) während der gesamten Untersuchungsdauer zwischen 1,6–2,2 m (Abbildung 4, Abbildung 6). Auf der orografisch rechten Seite des Schachtbauwerks war der Höhenunterschied zur Rechenebene mit Werten zwischen 1,2–1,4 m etwas geringer (Abbildung 6). 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 Rechen und somit auch die Untersuchungsergebnisse wurden dadurch nicht beeinflusst.

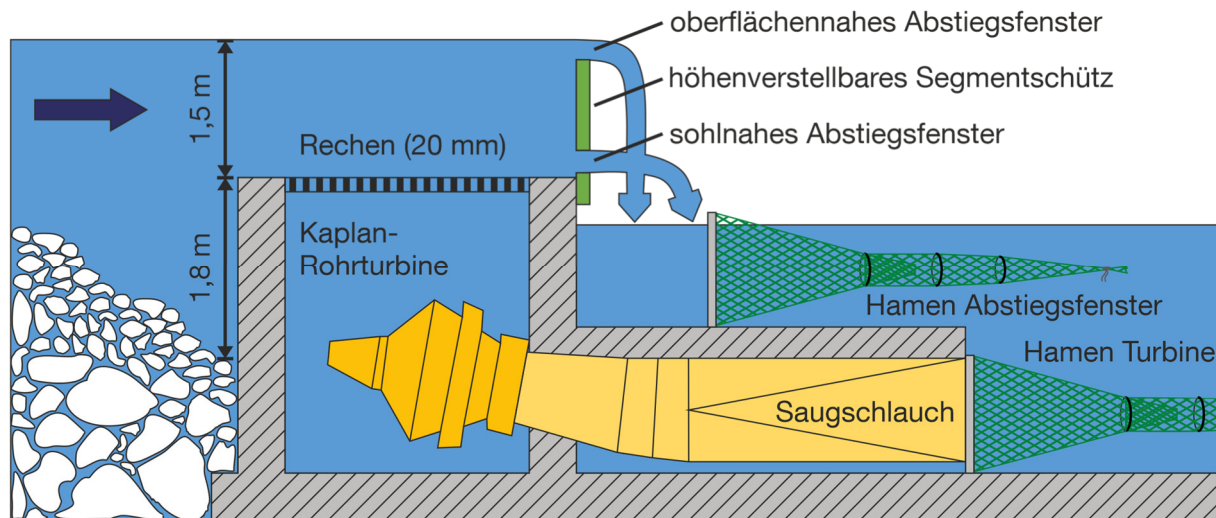


Abbildung 4 Schematischer Querschnitt der Wasserkraftanlage. Die Bemaßung bezieht sich auf die durchschnittliche Wassertiefe über dem Rechen und unmittelbar vor dem Schachtbauwerk (vgl. Abbildung 6). Der dunkelblaue Pfeil zeigt die Strömungsrichtung.



Abbildung 5 Verschiedene Betriebszustände des orografisch rechten Segmentschützes der Wasserkraftanlage in Großweil vom Unterwasser aus gesehen. Links: Überströmung des Segmentschützes mit 3–5% des Turbinendurchflusses, Mitte: abgesenktes Segmentschütz, rechts: angehobenes Segmentschütz.

In den Segmentschützen befinden sich an insgesamt drei verschiedenen Positionen rechteckige Öffnungen (Abbildung 4, Abbildung 5, Abbildung 6, Abbildung 7), die sowohl einen oberflächennahen ($H \times B = 28 \times 23 \text{ cm}$; eine mittig gelegene Öffnung pro Segmentschütz) als auch einen sohlennahen Fischabstieg ($H \times B = 50 \times 36 \text{ cm}$; eine Öffnung auf der orografisch rechten Seite des rechten Segmentschützes) ermöglichen sollen. Die Segmentschütze werden bei einem Abfluss der Loisach von $\leq 25 \text{ m}^3/\text{s}$ mit 3–5% des

Turbinendurchflusses überströmt (inkl. oberflächennahe Abstiegsfenster). Beim maximalen Turbinendurchfluss von 22 m³/s werden die Segmentschütze somit mit ca. 0,7–1,1 m³/s überströmt. Über das sohlnahe Abstiegsfenster fließen unabhängig vom Turbinendurchfluss permanent ca. 0,5 m³/s (ca. 2% des maximalen Turbinendurchflusses) ins Unterwasser. Zusätzlich zu diesen permanent geöffneten Abstiegsfenstern kann das gesamte Segmentschütz angehoben werden (ca. 45 cm), so dass ein Fischabstieg über diese Öffnung auf der gesamten Kraftwerksbreite möglich sein soll. Ein Anheben der Segmentschütze erfolgt im Regelbetrieb bei Bedarf zur Ableitung von Treibgut vom Rechen (Öffnungsdauer der Segmentschütze während des regulären Rechenreinigungsprozesses Ø ca. 30 s). Die Segmentschütze wurden während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs und der standardisierten Fischzugaben im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 aus sicherheitstechnischen Gründen manuell gesteuert. Ein Anheben der Segmentschütze während des Versuchsbetriebs mit installierten Fangeinrichtungen war aus technischen Gründen nur bis zu einer Öffnungshöhe von ca. 10–15 cm möglich. Die Rechenreinigung erfolgte weiterhin automatisiert, wobei das Rechengut bei den Reinigungszyklen ohne Öffnung der Segmentschütze nicht ins Unterwasser transportiert wurde und sich daher unmittelbar vor den Segmentschützen und am unterstromigen Ende der Rechenebene ablagerte. Eine Rechenreinigung mit gleichzeitigem Anheben der Segmentschütze (Öffnungshöhe ca. 10–15 cm) zum Abtransport des Treibguts erfolgte während des Versuchsbetriebs mit installierten Fangeinrichtungen zweimal im Herbst 2020. Im Frühjahr 2021 war eine Rechenreinigung mit gleichzeitigem Anheben der Segmentschütze zum Abtransport des Treibguts nicht erforderlich, da während dieses Zeitraums die Treibgutfracht der Loisach sehr gering war (vgl. Tabelle 5) und keine größeren Ablagerungen von Treibgut nach den automatisierten Rechenreinigungszyklen vor den Segmentschützen und am unterstromigen Ende der Rechenebene festgestellt wurden. Ein mehrmaliges Anheben der Segmentschütze um 35 cm bzw. 45 cm erfolgte im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 ohne installierte Fangeinrichtungen, um Sensorfischmessungen durchzuführen (Herbst 2020; Kapitel 1.3.5 und 2.1.3.2) und einen möglichen Fischabstieg während des Spülvorgangs mittels Sonar zu beobachten (Frühjahr 2021; Kapitel 1.3.6 und 2.1.4). Die Überströmungshöhe und die Überströmungsgeschwindigkeiten an den Segmentschützen wurden während der gesamten Untersuchungsdauer geprüft und der Abfluss über die Segmentschütze (inkl. oberflächennahe Abstiegsfenster) lag stets im Bereich von 3–5% des Turbinendurchflusses, gemäß den Empfehlungen aus der Laborstudie in Oberrach (Geiger et al. 2016, Sepp et al. 2016).

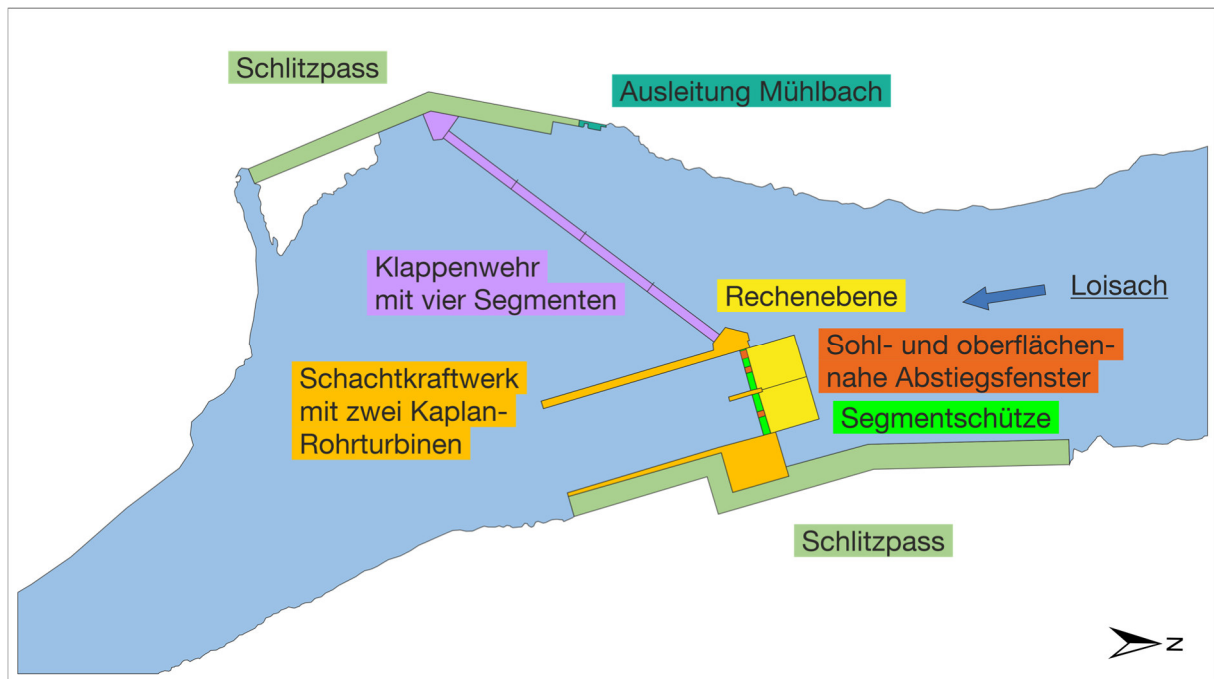


Abbildung 7 Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Großweil.

1.2. Zeitlicher Ablauf der Untersuchungen und erforderliche Genehmigungen für die Durchführung

Der erste Besichtigungstermin des Standorts Großweil an der Loisach fand am 12.09.2014 statt. Am 01.08.2019 wurde erstmals die Baustelle des Schachtkraftwerks besichtigt. Ab der Kalenderwoche 36 im Jahr 2020 wurde die Versuchsstation aufgebaut. Die Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg im Herbst 2020 und die standardisierten Fischzugaben mit den Arten Flussbarsch, Aal und Barbe erfolgten im September und Oktober 2020 (Tabelle 1). Aufgrund eines Abflussereignisses mit ca. 50 m³/s in der Spitze (Abbildung 9) wurden die Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg am 26. und 27.09. ausgesetzt und am 28.09. fortgesetzt. Die Versuchsanlage wurde über den Winter vollständig zurückgebaut und ab Kalenderwoche 8 im Jahr 2021 wieder für die Frühjahrsbeprobung eingerichtet. Die Fortsetzung der Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg im Frühjahr erfolgte im März 2021. Gleichzeitig fanden die standardisierten Fischzugaben mit den Fischarten Nase, Rotaugen, Äsche, Bachforelle und Huchen statt (Tabelle 1). In der 14. Kalenderwoche 2021 wurde die Versuchsstation vollständig rückgebaut.

Die saisonalen Beprobungen für den Projektteil B wurden vor dem Bau des Kraftwerks im Oktober 2014 und im Juli 2015 nach der in Band 1 (2. aktualisierte Auflage 2022) beschriebenen Methodik durchgeführt. Nach der Inbetriebnahme des Schachtkraftwerks fanden die saisonalen Beprobungen im Oktober 2020 und im Juni 2021 statt (Tabelle 1). Eine

Übersicht mit den erforderlichen Genehmigungen, die für die Durchführung von Projektteil A und Projektteil B beantragt werden mussten, findet sich in Band 1 (2. aktualisierte Auflage 2022).

Tabelle 1 Übersicht über die Untersuchungszeiträume in Projektteil A und Projektteil B.

			2014	2015	2020	2021
Projekt- teil A	Standardisierte Fischzugaben und abiotische Parameter	Frühjahr				09.03.–12.03.2021 (Nase, Rotaugen) 16.03.–19.03.2021 (Äsche, Bachforelle) 23.03.–26.03.2021 (Huchen)
		Herbst			15.09.–18.09.2020 (Flussbarsch) 22.09.–25.09.2020 (Aal) 29.09.–02.10.2020 (Barbe)	
		Frühjahr				09.03.–31.03.2021
		Herbst			15.09.–25.09.2020 28.09.–06.10.2020	
	Natürlicher Fischabstieg	Frühjahr				09.03.–11.03.2021, 16.03.–18.03.2021, 23.03.–25.03.2021
		Herbst			17.09.2020, 22.09.–24.10.2020, 29.09.–01.10.2020, 06.10.2020	
	Sensorfisch	Frühjahr				
		Herbst				
	ARIS	Frühjahr				17.03.–19.03.2021, 23.03.–26.03.2021
		Herbst			22.09.–25.09.2020, 29.09.–02.10.2020	
Projekt- teil B	Vor Bau des Kraftwerks	Juli		16.07.– 21.07.2015		
		Oktober	13.10.– 15.10.2014			
	Nach Bau des Kraftwerks	Juni				21.06.–22.06.2021, 28.06.2021
		Oktober			05.10.–08.10.2020	

1.3. Projektteil A

1.3.1. Fangeinrichtung

Die Kraftwerksanlage Großweil verfügt über sechs mögliche Abstiegskorridore für Fische: zwei Kaplan-Rohrturbinen, zwei Segmentschütze mit drei permanent geöffneten Abstiegsfenstern (orografisch linkes oberflächennahes Abstiegsfenster, orografisches rechtes oberflächen- und sohltnahes Abstiegsfenster) und zwei technische Fischaufstiegsanlagen. Zum Zeitpunkt der Untersuchungen im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 war im Segmentschütz der linken Turbine ein mittig gelegenes, oberflächennahes Abstiegsfenster geöffnet, im Segmentschütz der rechten Turbine war zusätzlich zum oberflächennahen Abstiegsfenster auf der orografisch rechten Seite über dem Rechenfeld ein grundnahes Abstiegsfenster geöffnet. Zusätzlich können Fische über das orographisch rechts von den Segmentschützen gelegene Klappenwehr ins Unterwasser gelangen. Dieser Korridor konnte aufgrund der räumlichen Situation nicht beprobt werden (große Gewässerbreite, diffuse Verteilung der Wassermenge bei geringer Wassertiefe im Unterwasser und fehlendem Unterwasserbecken; siehe Abbildung 1). An den beiden Turbinenausläufen wurde jeweils ein Turbinenhamen (Tabelle 2) in die Revisionsverschlüsse des Kraftwerks mithilfe eines Schwerlastkrans eingehoben. Eine durch die Bauweise des Schachtkraftwerks bedingte Besonderheit an diesem Standort ist, dass die Revisionsverschlüsse der Turbinen nicht bis an die Wasseroberfläche reichen. Unterhalb der Segmentschütze wurden ebenfalls zwei Hamen in die dort vorhandenen Revisionsverschlüsse eingesetzt, um den Fischabstieg über die dort vorhandenen Abstiegsfenster zu beproben. Diese Hamen befanden sich in der Wassersäule über den Turbinenhamen, welche sich komplett unter Wasser befanden (Abbildung 4). Dadurch ergab sich am Standort Großweil eine Sondersituation, die eine Validierung der Fangeffektivität, Wartung und Reinigung der Turbinenhamen erschwerte. In die Revisionsverschlüsse am unterstromigen Einstieg in die technischen Fischaufstiegsanlagen wurden ebenfalls Hamenrahmen sohlgleich und bündig mit den Seitenwänden eingehoben. Alle Fangeinrichtungen deckten jeweils den gesamten Abflussquerschnitt des jeweiligen Korridors ab. Die entsprechenden Abmessungen sind in Tabelle 2 angegeben und deren Aufbau in Band 1, Kapitel 6.1 (2. aktualisierte Auflage 2022) näher beschrieben. Die Turbinenhamen, die Hamen an den Segmentschützen und die Hamen an den Fischaufstiegsanlagen wurden wie in Band 1 (2. aktualisierte Auflage 2022) beschrieben vom Schlauchboot aus bzw. watend (Fischaufstiegsanlagen) geleert.

Tabelle 2 Technische Daten der verwendeten Fangeinrichtungen.

Abstiegskorridor	Fangeinrichtung	Abmessungen/ Materialeigenschaften
Turbine 1 & 2	2 Hamen	Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 4,32 m x 2,70 m, Vierkanrohr: 120/60/5 mm, umlaufende Reling: Ø 12 mm; Fanghamen: Länge 17 m, Endring: Ø 65 cm, Maschenweiten: 30 mm, 20 mm, 15 mm, 10 mm; Steertreuse: Länge 6,80 m, Maschenweite 8 mm, 3 Niro Ringe Ø 65/55/50 cm
Segmentschütze mit Abstiegfenstern	2 Hamen	Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 6,28 m x 2,00 m, Vierkanrohr: 100/50/5 mm, umlaufende Reling: Ø 12 mm; Fanghamen: Länge 12 m, Endring: Ø 65 cm, Maschenweiten: 30 mm, 20 mm, 15 mm, 10 mm; Steertreuse: Länge 6,80 m, Maschenweite 8 mm, 3 Niro Ringe Ø 65/55/50 cm
Technische Fischaufstiegsanlage (orografisch links)	1 Hamen	Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 2,80 m x 1,40 m, Vierkanrohr: 100/50/5 mm, umlaufende Reling: Ø 12 mm; Fanghamen: Länge 4,70 m, Endring: Ø 65 cm, Maschenweiten: 10 mm; Steertreuse: Länge 6,80 m, Maschenweite 8 mm, 3 Niro Ringe Ø 65/55/50 cm
Technische Fischaufstiegsanlage (orografisch rechts)	1 Hamen	Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 1,60 m x 1,00 m, Vierkanrohr: 120/60/5 mm, umlaufende Reling: Ø 12 mm; Fanghamen: Länge 2,05 m, Endring: Ø 65 cm, Maschenweite: 10 mm; Steertreuse: Länge 6,80 m, Maschenweite 8 mm, 3 Niro Ringe Ø 65/55/50 cm

1.3.2. Hälterungssystem

Das Hälterungssystem an diesem Standort bestand im Herbst 2020 und im Frühjahr 2021 aus 20 Langstromrinnen (siehe Beschreibung in Band 1, Kapitel 6.4, 2. aktualisierte Auflage 2022), die auf der orografisch linken Seite des Wehres entsprechend Abbildung 8 angeordnet und mit den in Band 1 (2. aktualisierte Auflage 2022) beschriebenen Hälterungseinsätzen bestückt wurden.



Abbildung 8 Aufbau des Hälterungssystems am Standort Großweil (links) und Anordnung der Hälterungsboxen in den Langstromrinnen (rechts).

1.3.3. Fischzahlen und Versuchsfische

An der Wasserkraftanlage Großweil wurden bei den standardisierten Fischzugaben im Rahmen eines genehmigten Tierversuches (ROB-55.2-2532.Vet_02-19-160) insgesamt 22.626 Fische der Arten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen verwendet. Davon wurden 20.899 Fische in das Gewässer eingesetzt und 1.727 Fische zur Ermittlung der Vorschädigung verwendet.

Um möglichst natürliche Bedingungen für die Fische beim Abstieg über die verschiedenen Abstiegskorridore zu ermöglichen, wurden die Versuchsfische im Oberwasser der Kraftwerksanlage am oberstromigen Ende der Rechenebene (Versuchsgruppe Turbine & Rechen), bzw. im Turbinenschacht (Versuchsgruppe Turbine) ausgesetzt und nicht direkt auf die Turbinenschaufeln dotiert (siehe Beschreibung des Versuchsdesigns in Band 1, Kapitel 6, 2. aktualisierte Auflage 2022). Es wurden bewusst keine weiteren Maßnahmen unternommen, die Fische zu einer Abwanderung zu zwingen. Dadurch wird einerseits ein naturnahes Verhalten der Fische beim Abstieg ermöglicht, andererseits kann dies dazu führen, dass ein Teil der Fische nicht absteigt. Aufgrund der besonderen Bauweise des Schachtkraftwerks, mit den Turbinen in einem Schacht unter dem Gewässergrund, war eine Zugabe der Fische in den Turbinenschacht nur an der orografisch rechten Turbine über ein speziell dafür eingebautes Rohr (Ø 30 cm) möglich. Das Zugabe-Rohr mündete ca. 2 m entfernt von der Turbineneinheit an der orografisch rechten Wand in den Turbinenschacht (Höhe der Rohrmündung zur Schachtsohle ca. 1,5 m), wodurch eine freie Bewegung und natürliche Ausrichtung der Fische im Turbinenschacht vor der Turbinenpassage möglich war.

Alle wiedergefangenen Fische und die Fische aus der Referenzgruppe Vorschädigung wurden mit dem standardisierten Protokoll zur Erfassung der äußeren Verletzungen (Band 1, Kapitel 6.2.1, 2. aktualisierte Auflage 2022; Mueller et al. 2017) ausgewertet.

Von den 22.626 bei den standardisierten Fischzugaben verwendeten Fischen wurden 2.657 Individuen eingefroren, geröntgt und mit dem standardisierten Protokoll zur Erfassung der inneren Verletzungen (Band 1, Kapitel 6.3.2, 2. aktualisierte Auflage 2022; Mueller et al. 2020) ausgewertet. Vom natürlichen Fischabstieg und dem Elektrofischen im Oberwasser des Kraftwerks wurden 144 Individuen aus neun Fischarten eingefroren, geröntgt und ausgewertet.

1.3.4. Abflussbedingungen, abiotische Gewässerparameter und Turbinenlast

Der Abfluss der Loisach war während der Untersuchungsperiode im Herbst 2020 bis zum 25.09. auf einem konstanten Niveau und lag unterhalb des mittleren Abflusses (MQ) von 22,8 m³/s am Pegel Schlehdorf (ca. 3 km flussabwärts der Kraftwerksanlage). Nach einer Abflussspitze mit einem Maximalwert von 50,2 m³/s pendelte sich der Abfluss bis zum Ende der Untersuchungsperiode im Bereich des mittleren Abflusses ein (Tabelle 3, Abbildung 9). Während der Frühjahrsbeprobung 2021 war der durchschnittliche Abfluss der Loisach am Pegel Schlehdorf niedriger als im Herbst 2020 und lag meist deutlich unterhalb des mittleren Abflusses. Erst gegen Ende der Untersuchungsperiode kam es zu einem kontinuierlichen Anstieg des Abflusses mit einem Maximalwert von 31,2 m³/s am letzten Untersuchungstag (Tabelle 3, Abbildung 9).

Tabelle 3 Abflussbedingungen während der einzelnen Untersuchungszeiträume in Projektteil A. Q = Abfluss in m³/s am Pegel Schlehdorf/Loisach.

Untersuchungszeitraum	Q Mittelwert	Q Minimum	Q Maximum
15.09.2020–06.10.2020	22,0	13,8	50,2
09.03.2021–31.03.2021	16,0	10,9	31,2

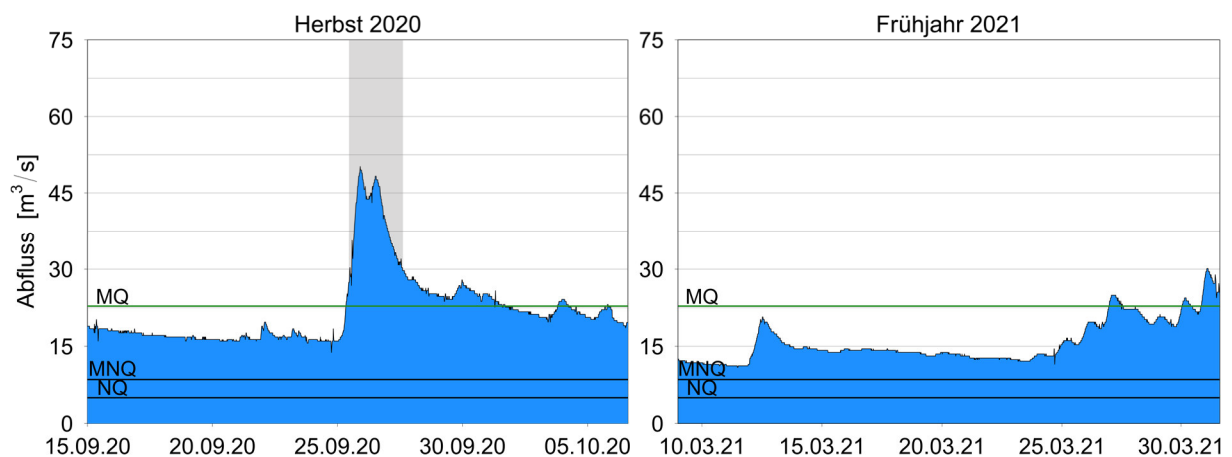


Abbildung 9 Abflussganglinie der Loisach am unterhalb des Standorts Großweil gelegenen Pegel Schlehdorf (ca. 3 km flussabwärts) während der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2020 (links) und Frühjahr 2021 (rechts). Der grau hinterlegte Bereich in der Abflussganglinie vom Herbst 2022 kennzeichnet den Zeitraum, in welchem die Untersuchungen aufgrund einer Abflussspitze ausgesetzt wurden. Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.gkd.bayern.de; ungeprüfte Rohdaten.

Die standardisierten Fischzugaben wurden bei zwei verschiedenen Lastzuständen durchgeführt: niedrige und hohe Turbinenlast. 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. Die technischen Daten der Kaplan-Rohrturbinen sowie die Fallhöhe wurden während der Versuchsdauer protokolliert (Tabelle 4). Die Turbinendaten während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs sind in Tabelle 25 im Anhang dargestellt.

Tabelle 4 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der Kaplan-Rohrturbinen am Standort Großweil während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2020 und im Frühjahr 2021 bei niedriger und hoher Turbinenlast; links = orografisch linke Turbine, rechts = orografisch rechte Turbine, n.v. = nicht verfügbar, da kein Betrieb in Hochlast.

	Turbine	Last	Laufgrad [%]	Leitapparat [%]	Leistung [kW]	Durchfluss [m^3/s]	Fallhöhe [m]
Herbst 2020	links	niedrig	36	48	75	5,2	2,22
		hoch	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
	rechts	niedrig	39	50	80	5,5	2,23
		hoch	94	95	185	10,4	2,23
Frühjahr 2021	links	niedrig	38	49	90	5,4	2,31
		hoch	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
	rechts	niedrig	38	49	93	5,4	2,39
		hoch	89	83	185	9,1	2,35

Bei den standardisierten Fischzugaben wurden zusätzlich abiotische Standortparameter gemessen (Tabelle 5, Abbildung 44 im Anhang). Die gemessenen abiotischen Standortparameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs sind in Tabelle 26 im Anhang dargestellt.

Tabelle 5 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Herbst 2020 und im Frühjahr 2021 am Standort Großweil dargestellt für die unterschiedlichen Reusen: TUR li = orografisch linker Turbinenhamen, TUR re = orografisch rechter Turbinenhamen, AF li = Hamen orografisch linkes Abstiegsfenster, AF re = Hamen orografisch rechte Abstiegsfenster, FA li = Hamen orografisch linke Fischaufstiegsanlage, FA re = Hamen orografisch rechte Fischaufstiegsanlage; v Rechen = Strömungsgeschwindigkeit unmittelbar am Rechen in m/s, v Hameneingang = Strömungsgeschwindigkeit am Hameneingang in m/s, v Steert = Strömungsgeschwindigkeit entlang der Steertreue in m/s, Treibgut pro Stunde = aufgefangenes Treibgut im Hamen pro Stunde in Liter [l], Trüb = Trübung in NTU, O₂ = Sauerstoffkonzentration in mg/l, T = Temperatur in °C, pH = pH-Wert, Lf = Leitfähigkeit in µS/cm; n.v. = nicht verfügbar, da keine Messung möglich.

	Reuse	v Rechen [m/s]	v Hamen- eingang [m/s]	v Steert [m/s]	Treibgut pro Stunde [l]	Trüb [NTU]	O ₂ [mg/l]	T [°C]	pH	Lf [µS/cm]
Herbst 2020	TUR li	0,30	n.v.	0,36	4,3	8,4	10,1	11,3	8,4	426
	TUR re	0,32	n.v.	0,40	20,3	8,4	10,1	11,3	8,4	426
	AF li		0,14	0,18	11,0	8,4	10,1	11,3	8,4	426
	AF re		0,25	0,27	32,9	8,4	10,1	11,3	8,4	426
	FA li		0,32	0,21	14,8	8,4	10,1	11,3	8,4	426
	FA re		0,40	0,67	0,3	8,4	10,1	11,3	8,4	426
Frühjahr 2021	TUR li	0,31	n.v.	0,43	0,2	7,1	11,7	5,6	8,3	458
	TUR re	0,30	n.v.	0,45	2,7	7,1	11,7	5,6	8,3	458
	AF li		0,18	0,15	0,1	7,1	11,7	5,6	8,3	458
	AF re		0,32	0,27	1,8	7,1	11,7	5,6	8,3	458
	FA li		0,34	0,23	2,0	7,1	11,7	5,6	8,3	458
	FA re		0,39	0,73	0,5	7,1	11,7	5,6	8,3	458

1.3.5. Messung physikalischer Parameter mittels Sensorfisch

Die physikalischen Bedingungen, denen Fische bei der Passage der Kaplan-Rohrturbinen in Großweil ausgesetzt sind, wurden mittels „Sensorfischen“ (siehe Band 1, Kapitel 6.10, 2. aktualisierte Auflage 2022) unter niedriger und hoher Turbinenlast erfasst (Tabelle 6). Zudem wurden auch die physikalischen Bedingungen beim Fischabstieg über die verschiedenen Korridore der Segmentschütze (Abstiegsfenster und angehobenes Segmentschütz während des Spülvorgangs) und das Klappenwehr untersucht. Am Schachtkraftwerk war es erstmals im Rahmen dieses Projekts möglich, die Sensorfische gleichzeitig mit den standardisiert zugegebenen Fischen einzusetzen. Dadurch können, die beobachteten artspezifischen Verletzungen noch genauer den jeweiligen physikalischen Bedingungen während der Turbinenpassage zugeordnet werden.

Die Zugabe der Sensorfische in den Turbinenschacht war nur für die orografisch rechte Turbine über das dort installierte Fischzugabe-Rohr möglich. Da in diesem Rohr keine Strömung herrscht, mussten die Sensorfische zunächst stark genug absinken, um in die

Turbine zu gelangen. Darüber hinaus war für die anschließende Bergung im Netz ein verzögerter Auftrieb der Sensorfische notwendig. Um die passende Trierung der Sensorfische und eine geeignete Methodik für die Turbinenpassage zu ermitteln, wurden daher zunächst verschiedene Vorversuche mit unterschiedlich tarierten Dummys (sinkend, neutral, auftreibend) durchgeführt. Nachdem mehrere neutral tarierte Dummys mit einem sich verzögert aufblasenden Ballon erfolgreich wiedergefangen werden konnten, während die übrigen entweder im Fischzugabe-Rohr wieder auftrieben (positiv tarierte Dummys) oder nur stark zeitverzögert bzw. gar nicht wieder gefangen wurden (negativ tarierte Dummys), wurden die Zugaben in die Turbine mit neutral tarierten Sensorfischen und einem Ballon durchgeführt. Die Sensorfische, die für die Abstiegsfenster im orografisch rechten Segmentschütz, den Spülvorgang bei angehobenem Segmentschütz sowie für die Passage des Klappenwehrs mit anschließender rauen Rampe verwendet wurden, wurden ebenfalls mit Ballons ausgestattet, um einen vergleichbaren Auftrieb zu erreichen.

Im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 wurden während der standardisierten Fischzugaben zeitgleich Sensorfischmessungen an verschiedenen Abstiegskorridoren durchgeführt. Insgesamt gab es 268 Versuchsdurchgänge. Ein Teil der Sensorfische (v.a. bei geringem Turbinendurchfluss während Niedriglast) passierte nach der Zugabe nicht unmittelbar die Turbine, sondern trieb vor der Turbinenpassage noch mehrere Minuten bis Stunden im Turbinenschacht umher, was zur Folge hatte, dass die maximale Messdauer der Sensoren bereits vor der Turbinenpassage abgelaufen war. Bei einigen Durchgängen traten zudem technische Fehler während der Datenaufzeichnung auf. Somit standen insgesamt 204 verwertbare Datensätze zur weiteren Auswertung zur Verfügung. 88 Datensätze wurden bei der Turbinenpassage aufgezeichnet, davon 27 bei niedriger Turbinenlast und 61 bei hoher Turbinenlast (Tabelle 6).

Tabelle 6 Übersicht über die Anzahl der durchgeführten Sensorfisch-Messungen und die nach einer ersten Prüfung für die Auswertung verwertbaren Datensätze an den verschiedenen im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 untersuchten Abstiegskorridoren am Standort Großweil.

Zugabestelle	Last	Versuchsdurchgänge	Verwertbare Datensätze
Turbine (orografisch rechts)	niedrig	66	27
	hoch	80	61
Hamen	niedrig	10	10
	hoch	12	12
Segmentschütz (orografisch rechts)			
oberflächennahes Abstiegsfenster		35	35
sohlnahes Abstiegsfenster		36	29
Spülvorgang (Hub 35 cm)		7	7
Klappenwehr		22	22
Gesamt		268	203

1.3.6. Sonaruntersuchung

Im Fokus der Sonaruntersuchungen im Herbst 2020 und im Frühjahr 2021 standen Verhaltensbeobachtungen der standardisiert zugegebenen Versuchsfische und der natürlich vorkommenden Fische am Rechen der horizontalen Einlaufebene. Zusätzlich wurde im Frühjahr 2021 der Fischabstieg über das sohlnahe Abstiegsfenster sowie über das während des Spülvorgangs angehobene orografisch rechte 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 oberflächennahe 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. Für die Untersuchung wurde ein Sonargerät (ARIS Explorer 3000 & ARIS Rotator AR₂, Soundmetrics, USA) auf einem mobilen Schwimmponton montiert und im Oberwasser des Kraftwerks entweder orografisch links (bei Beobachtung des orografisch linken Turbinenschachts) oder rechts (bei Beobachtung des orografisch rechten Turbinenschachts) der horizontalen Rechenebene positioniert (Abbildung 10). Aufgrund des gerätebedingten Aufnahmewinkels konnte mit dem Sonar jeweils ca. 50–60% der Rechenfläche beobachtet werden. Im Sichtbereich des Sonars befand sich zudem der Rechenreiniger, ein Teil der angrenzenden Spundwand sowie der Freiwasserbereich zwischen Sonar und Rechenfläche. Der Einstellwinkel des Sonars ermöglichte eine Beobachtung von Fischen, die sich im mittleren Bereich der Wassersäule und sohlnah aufhielten. An der Wasseroberfläche schwimmende Fische konnten aufgrund des Sonar-Einstellwinkels nicht erfasst werden. Die Untersuchungen wurden sowohl parallel zu den standardisierten Fischzugaben im Oberwasser des Kraftwerks (Versuchsgruppe Turbine & Rechen) als auch während Zeiten ohne Fischzugabe bei niedriger und hoher Turbinenlast durchgeführt. Insgesamt wurden ca. 60 h Videomaterial ausgewertet.

Alle mit dem Sonar erfassten Fische wurden für die weitere Auswertung in boden- (v.a. Aal und Barbe) und freiwasserorientierte Fischarten (v.a. Äsche, Bachforelle und Huchen) eingeteilt. Diese Einteilung konnte vorgenommen werden, da die Sonarbeobachtungen im Versuchszeitraum der standardisierten Fischzugaben für Aal, Barbe, Äsche, Bachforelle und Huchen erfolgten (Tabelle 1) und deshalb exakt bekannt war, welche Fischarten und –größen zu welchem Zeitpunkt im Oberwasser der Kraftwerksanlage am oberstromigen Ende der Rechenebene eingesetzt wurden. Dennoch ist diese Einteilung mit einer gewissen Ungenauigkeit behaftet, da mit dem Sonar, außer für den Aal, keine exakte Artbestimmung

der Fische möglich ist. Bei den Sonarbeobachtungen während der standardisierten Fischzugaben mit der bodenorientierten Fischart Barbe wurden im natürlichen Fischabstieg 27 (freiwasserorientierte) Äschen in den Größen zwischen 10,2 cm und 12,3 cm im Turbinenhamen gefangen. Während der Sonarbeobachtungen der als freiwasserorientiert klassifizierten und standardisiert zugegebenen Äschen, Bachforellen und Huchen wurden zwei (bodenorientierte) Ruten im Turbinenhamen gefangen. Der Vergleich der Sonarbeobachtungen mit den im Turbinenhamen gefangenen Fischen während des gesamten Versuchszeitraums der Sonaruntersuchung lässt darauf schließen, dass die vorgenommene Einteilung zu mindestens 98% zutreffend ist.

Darüber hinaus wurden die mit dem Sonar erfassten Fische je nach Verhaltensmuster verschiedenen Gruppen zugeordnet. Dabei wurde im Wesentlichen unterschieden, (I) ob Fische den Rechen passieren, (II) ob es ein Meidungs- oder Suchverhalten gibt, (III) in welche Richtung sich die Fische bewegen bzw. wo sie verweilen und (IV) ob deren Schwimmverhalten aktiv oder passiv ist.



Abbildung 10 Mobiler Schwimmponton mit montiertem Sonar im Oberwasser des Kraftwerks (links) und Sonarbild der orografisch rechten Rechenebene (rechts).

1.4. Projektteil B

Vor Beginn der Probenahme wurden die durchschnittlichen Gewässerbreiten ermittelt und darauf aufbauend mit einem Laserentfernungsmessgerät die einzelnen Transekte voneinander abgegrenzt und mit Flutterband markiert (Abbildung 11, Abbildung 12). Mit einem GPS-Gerät (Garmin GPS Map 76 CSx) wurden die exakten Koordinaten jedes einzelnen Transekts abgespeichert, um diese im Nachgang in Luftbildern verorten und digitalisieren zu können. Es wurden jeweils 15 Transekte im Ober- und Unterwasser des Wehres sowie drei weitere Transekte im Mühlbach, welcher auf der orografisch rechten Wehrseite aus der Loisach ausgeleitet wird (Abbildung 12), festgelegt. Zusätzlich zu den oben beschriebenen Transekten wurden nach dem Kraftwerksbau jeweils zwei weitere Transekte in den neu entstandenen Fischaufstiegsanlagen auf der orografisch linken und rechten Wehrseite beprobt. Nach Festlegung aller Transekte erfolgte die Erhebung der biotischen und abiotischen Parameter. Die genaue Vorgehensweise bei den Untersuchungen für den Projektteil B „Ökologische Auswirkungen“ wird in Band 1, Kapitel 7 (2. aktualisierte Auflage 2022) beschrieben.

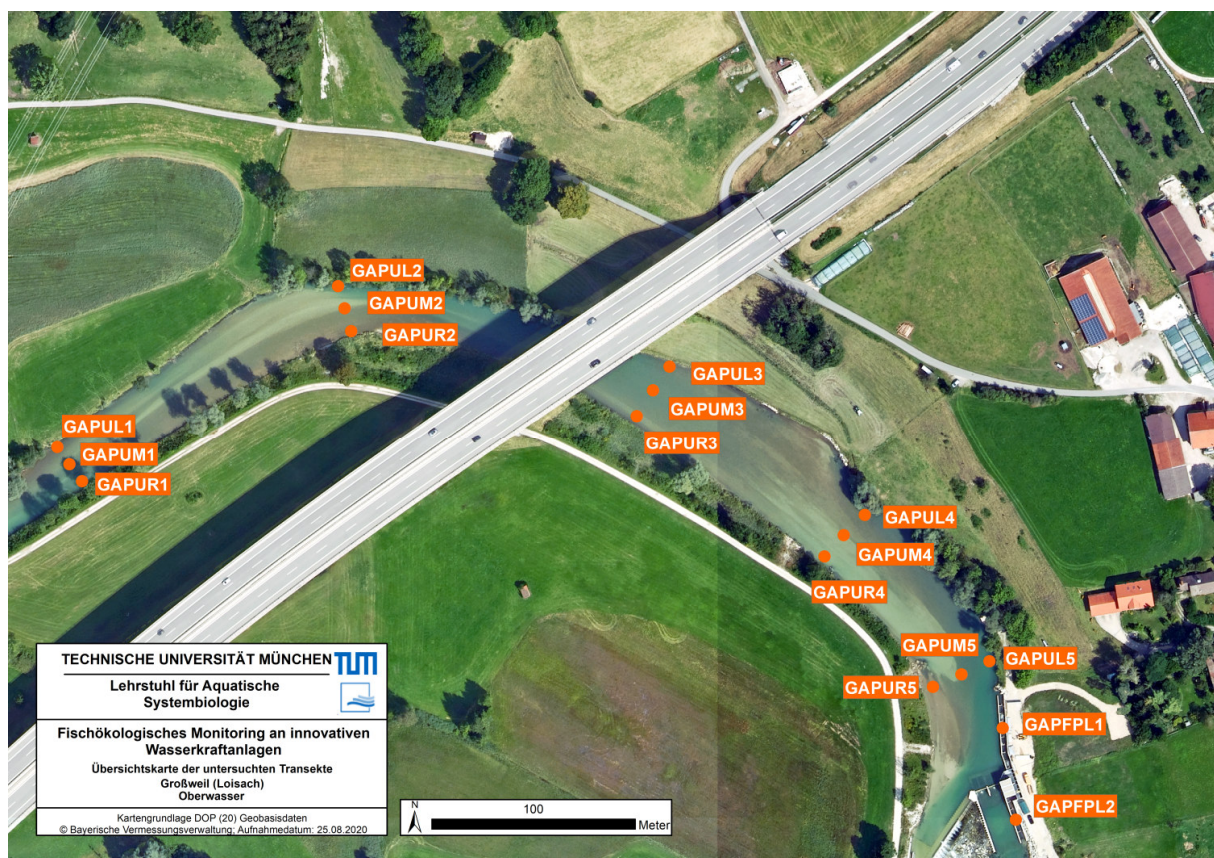


Abbildung 11 Lage der Transekte im Oberwasser und in der orografisch linken Fischaufstiegsanlage des Kraftwerks Großweil.

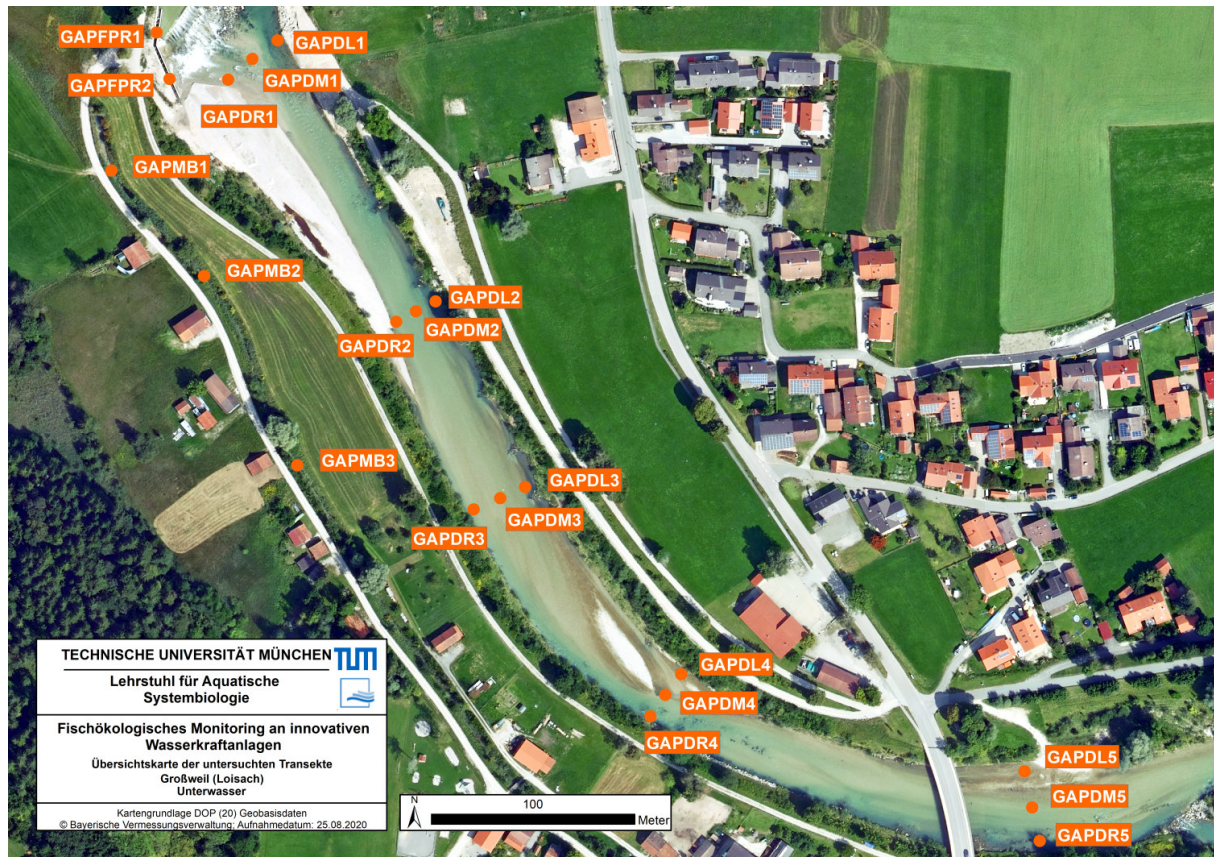


Abbildung 12 Lage der Transekte im Unterwasser und in der orografisch rechten Fischaufstiegsanlage des Kraftwerks Großweil sowie im aus der Loisach ausgeleiteten Mühlbach.

Der durchschnittliche Abfluss am Pegel Schlehdorf war während der Probenahmen vor Kraftwerksbau im Oktober 2014 und Juli 2015 etwas niedriger als während der Probenahmen nach Kraftwerksbau im Oktober 2020 und Juni 2021 (Tabelle 7, Abbildung 13). Bis auf eine kurzzeitige Abflussspitze mit ca. 26 m³/s am 20.07.2015 fanden die Probenahmen im Oktober 2014 und Juli 2015 vor Kraftwerksbau sowie im Oktober 2020 nach Kraftwerksbau bei konstanten Abflussbedingungen statt. Die Probenahme im Juni 2021 wurde aufgrund eines Abflussereignisses mit ca. 70 m³/s in der Spitze zwischen dem 23.–27.06. ausgesetzt und am 28.06. fortgesetzt (Tabelle 7, Abbildung 13).

Tabelle 7 Abflussbedingungen während der einzelnen Untersuchungszeiträume in Projektteil B. Q = Abfluss im m³/s am Pegel Schlehdorf/Loisach.

Untersuchungszeitraum	Q Mittelwert	Q Minimum	Q Maximum
13.10.–15.10.2014	14,3	13,8	14,9
16.07.–21.07.2015	17,3	16,1	25,7
05.10.–08.10.2020	19,8	18,6	23,1
21.06.–22.06.2021, 28.06.2021	22,2	19,7	23,8

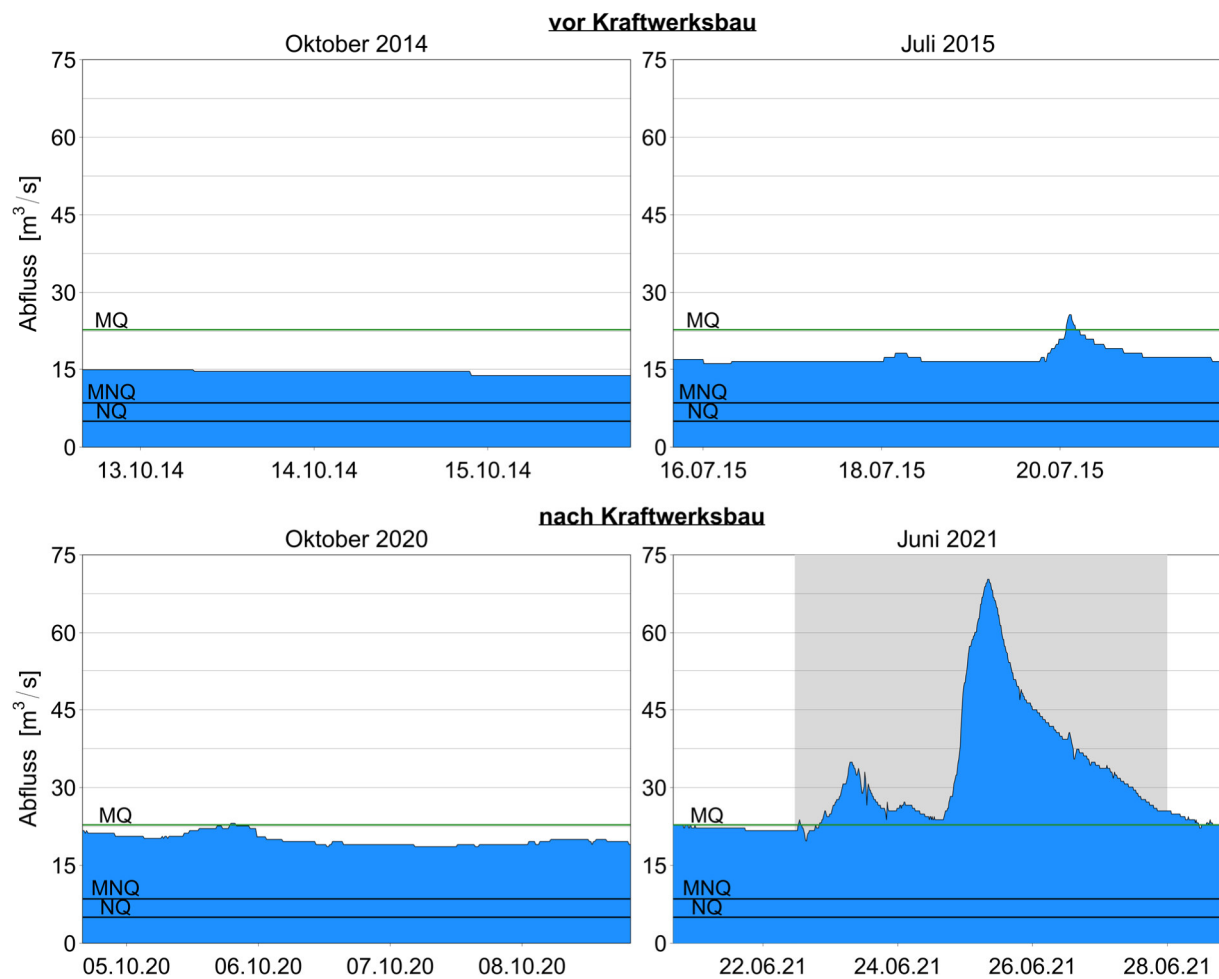


Abbildung 13 Abflussganglinie der Loisach am unterhalb des Standorts Großweil gelegenen Pegel Schlehdorf während der Untersuchungen im Projektteil B vor dem Kraftwerksbau (Oktober 2014 und Juli 2015) und nach dem Kraftwerksbau (Oktober 2020 und Juni 2021). Der grau hinterlegte Bereich in der Abflussganglinie vom Juni 2021 kennzeichnet den Zeitraum, in welchem die Probenahme aufgrund einer Abflussspitze ausgesetzt wurde. Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.gkd.bayern.de; ungeprüfte Rohdaten.

2. Ergebnisse & Diskussion

2.1. Projektteil A

2.1.1. Natürlicher Fischabstieg

2.1.1.1. Artenspektrum sowie Muster des Fischabstiegs

An 43 Versuchstagen im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 wurde der natürliche Fischabstieg beprobt. Dabei wurden insgesamt 567 Fische aus 16 Arten in den Fangeinrichtungen der verschiedenen Abstiegskorridore gefangen und ausgewertet. Bei den Elektrobefischungen zur Erfassung der Vorschädigung wurden im Oberwasser der Kraftwerksanlage 135 Individuen aus sechs Arten erfasst und ausgewertet.

Artenspektrum

Die häufigsten Arten, die in den Hamen der verschiedenen Abstiegskorridore gefangen wurden, waren Äsche, Mühlkoppe, Elritze, Bachforelle und Rutte mit einem Anteil von 94% (531 Fische) an der Gesamtindividuenzahl (567 Fische, Tabelle 8). Die Regenbogenforelle (5 Individuen) und der Amerikanische Seesaibling (1 Individuum) wurden als gebietsfremde Arten in geringen Individuenzahlen im natürlichen Fischabstieg nachgewiesen. Rheophile Arten waren mit einem Anteil von 96% (546 Individuen) vertreten, wovon die Äsche mit 68% vom Gesamtfang (387 Individuen) mit Abstand die häufigste Art war (Tabelle 8). Einen größeren Anteil an der Gesamtindividuenzahl der in den Fangeinrichtungen nachgewiesenen Fische hatten neben der Äsche nur die kleinwüchsigen Fischarten Mühlkoppe (15%, 80 Individuen) und Elritze (4%, 25 Individuen), die üblicherweise nicht über weite Strecken wandern. Die flussabwärts gerichtete Verbreitung dieser Fischarten durch aktive Wanderung oder passive Drift wurde bislang offensichtlich unterschätzt (vgl. auch Pander et al. 2013). Von den in der Fischreferenzzönose gelisteten klassischen Mitteldistanzwanderern Barbe und Nase (Tabelle 24 im Anhang) wurde lediglich die Barbe in geringer Individuenzahl ($n = 5$, $< 1\%$) in den Fangeinrichtungen des Turbinenkorridors nachgewiesen. Einen aktuellen Nachweis von Barben in geringer Anzahl gibt es auch an der nächstgelegenen WRRL-Messstelle (ca. 1,3 km flussaufwärts), jedoch konnte die Barbe bei der in diesem Projekt durchgeführten Elektrobefischung des Oberwassers nicht gefangen werden. Von der Nase gibt es weder an der nächstgelegenen WRRL-Messstelle noch bei den im Zuge dieser Untersuchungen durchgeführten Elektrobefischungen des Oberwassers Nachweise.

Tabelle 8 Artenliste der bei der Untersuchung zum natürlichen Fischabstieg im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 nachgewiesenen Fischarten sortiert nach absteigender Gesamthäufigkeit und unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren. TUR = Turbinenkorridor, oAF = oberflächennahes Abstiegsfenster, sAF = sohnahes Abstiegsfenster, FA = Fischaufstiegsanlage; links bzw. rechts = orografische Positionierung, TL (cm) MIN-MAX = minimale und maximale Totallänge aller nachgewiesenen Fische in cm, TL (cm) MAX TUR = maximale Totallänge in den beiden Turbinenhamen gefangener Individuen in cm. Fischarten, die mittels Elektrofischung (E-Fischen) im Oberwasser des Kraftwerks und an der nächstgelegenen WRRL-Messstelle (ca. 1,3 km flussaufwärts) nachgewiesen wurden sind mit x gekennzeichnet. Blau markierte Artnamen symbolisieren rheophile Arten, rot markierte Artnamen symbolisieren gebietsfremde Arten.

Deutscher Artnamen	TUR links	TUR rechts	oAF links	oAF & sAF rechts	FA links	FA rechts	Herbst 2020	Frühjahr 2021	TL (cm) MIN-MAX	TL (cm) MAX TUR	E-Fischen	WRRL- Messstelle
Äsche	65	87	218	4	6	7	380	7	7,4–39,4	23,7	x	x
Mühlkoppe	7	14		1	32	26	32	48	3,8–13,7	13,7	x	x
Elritze		3	1	3	7	11	25		4,7–6,6	6,3		x
Bachforelle	2	2	1	13	1	3	7	15	4,7–22,0	20,1	x	x
Rutte	1	6	4	3	1	2	8	9	15,3–35,0	22,5	x	x
Aitel			2	2	1		5		12,1–19,4		x	x
Barbe	3	2					2	3	23,9–27,1	27,1		x
Hasel		1	2	1	1		5		7,5–17,9	7,5		
Regenbogen- forelle			2	1	2		5		7,9–35,0		x	x
Rotfeder		2		1	2		2	3	3,8–11,6	11,4		
Laube			1	2		1	4		3,4–9,3			
Aal				1	1		2		20,5–80,0		x	x
Rotaugen				1	1		2		6,8–7,4		x	
Amerikanischer Seesaibling		1					1		37,6	37,6		
Flussbarsch		1					1		12,2	12,2		
Renke	1						1		37,3	37,3		
Huchen											x	
Bachsaibling												x
Gesamtsumme	79	119	231	33	55	50	482	85				

Nutzung der Abstiegskorridore

47% aller gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs sind über die Abstiegsfenster ins Unterwasser gelangt, 35% über die beiden Turbinen und 18% über die beiden Fischaufstiegsanlagen. Bezogen auf die Biomasse ist ebenfalls der überwiegende Anteil der Fische über die Abstiegsfenster abgestiegen, auch wenn der Anteil geringfügig niedriger war (Tabelle 9). Da etwa 8% des Gesamtabflusses über die verschiedenen untersuchten Abstiegskorridore durch die Abstiegsfenster fließt, ergaben sich auch abflussbezogen für die Abstiegsfenster höhere Abstiegszahlen (Individuen pro 1000 m³ Wasservolumen) als für die Kaplan-Rohrturbinen und die Fischaufstiegsanlagen mit 85% bzw. ca. 7% des Gesamtabflusses dieser Korridore (Tabelle 9).

Auffallend ist die Dominanz an Äschen recht einheitlicher Größe (375 von 387 Individuen mit Totallängen von 10–13 cm), die mit gut 68% am Gesamtfang deutlich über die Hälfte aller Fische des natürlichen Fischabstiegs ausmachen. Wird die Nutzung der Abstiegskorridore ohne die Äsche betrachtet, so ergeben sich folgende Zahlen: 26% der gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs sind über die beiden Turbinen ins Unterwasser gelangt, 23% über die Abstiegsfenster und 51% über die beiden Fischaufstiegsanlagen.

Äschen haben beim Fischabstieg am häufigsten die Abstiegsfenster (57% aller gefangenen Äschen) sowie die Turbinen (39%) passiert. 98% aller Äschen (218 Individuen), welche die Abstiegsfenster passiert haben, wurden in der Fangeinrichtung des orografisch linken, oberflächennahen Abstiegsfensters nachgewiesen. Bei diesem Vergleich ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Fangeffektivität der Fangeinrichtung am orografisch linken oberflächennahen Abstiegsfenster 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. Die zweithäufigste Fischart Mühlkoppe wurde bei der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs am häufigsten in den Fangeinrichtungen der beiden Fischaufstiegsanlagen nachgewiesen (73% aller gefangenen Mühlkoppen). Dabei kann nicht differenziert werden, ob der Abstieg der Mühlkoppen aus dem Oberwasser erfolgte oder aus dem Lebensraum Fischaufstiegsanlage. Den Turbinenkorridor nutzten 26% der gefangenen Mühlkoppen für den Abstieg ins Unterwasser. Die im Vergleich zu den Fischaufstiegsanlagen deutlich geringeren Anteile an Mühlkoppen, die über den Turbinenkorridor und die Abstiegsfenster ins Unterwasser gelangten, sind vermutlich auch auf den beträchtlichen Höhenunterschied von ca. 1,6–2,2 m zurückzuführen, welcher im Untersuchungszeitraum zwischen dem oberstromigen Ende der Rechenebene und der

Gewässersohle bestand (siehe Kapitel 1.1; Abbildung 4, Abbildung 6). Die Mühlkoppe ist ein am Gewässerboden lebender Kleinfisch ohne Schwimmblase. Durch den fehlenden Sohlanschluss der Rechenebene gelangt daher vermutlich nur ein geringer Teil der sich flussabwärts bewegendenden Mühlkoppfen auf die Rechenebene und über den Turbinenkorridor bzw. die Abstiegsfenster ins Unterwasser.

Bei den Elektrofischungen im Oberwasser der Kraftwerksanlage zur Abschätzung der Vorschädigung des natürlichen Fischbestands vor der Kraftwerkspassage dominierten Rutten, Mühlkoppfen und Regenbogenforellen den Fang.

Sowohl im Turbinenkorridor (89% aller in diesem Korridor gefangenen Individuen) als auch in den Abstiegskorridoren Abstiegsfenster (92%) und Fischaufstiegsanlagen (90%) war der Großteil der gefangenen Individuen kleiner als 15 cm (Abbildung 14). Dies deutet darauf hin, dass speziell junge Altersstadien bzw. kleinwüchsige Fischarten besser in die Überlegungen zum Fischschutz an Kraftwerksanlagen einbezogen werden müssen. Die Totallängen (TL) der gefangenen Fische in den Fangeinrichtungen der beiden Turbinen lagen zwischen 4,6 cm (Mühlkoppe) und 37,6 cm (Amerikanischer Seesaibling), in den Fangeinrichtungen der Abstiegsfenster zwischen 4,7 cm (Bachforelle) und 35,0 cm (Rutten) und in den Fangeinrichtungen der Fischaufstiegsanlagen zwischen 3,4 cm (Laube) und 80,0 cm (Aal). Auch weitere größere Individuen der Arten Renke (max. TL 37,3 cm), Barbe (max. TL 27,1 cm), Äsche (max. TL 23,7 cm), Rutten (max. TL 22,5 cm) und Bachforelle (max. TL 20,1 cm) konnten den horizontal angeordneten Rechen mit einem Stababstand von 20 mm passieren und gelangten so in den Turbinenkorridor (Tabelle 8).

Tabelle 9 Anzahl (N), durchflusssnormierter Abstieg (Individuen pro 1000 m³ Wasservolumen, N/1000 m³), durchschnittliche Länge (TL) und Summe der Biomasse der in den verschiedenen Abstiegskorridoren am Standort Großweil bei der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 gefangenen Fische sowie eine prozentuale Abflussaufteilung auf die verschiedenen Korridore, berechnet auf Grundlage des mittleren Abflusses während der Untersuchungsperioden.

Korridor	N Fische	% Fische	N/1000 m ³	TL (cm)	Biomasse (kg)	% Biomasse	% Abfluss
Turbinen	198	34,9	0,01	12,1	5,7	35,8	85,0
Abstiegs- fenster	264	46,6	0,19	11,9	6,7	42,3	8,4
Fischaufstiegs- anlagen	105	18,5	0,10	10,2	3,5	21,9	6,6

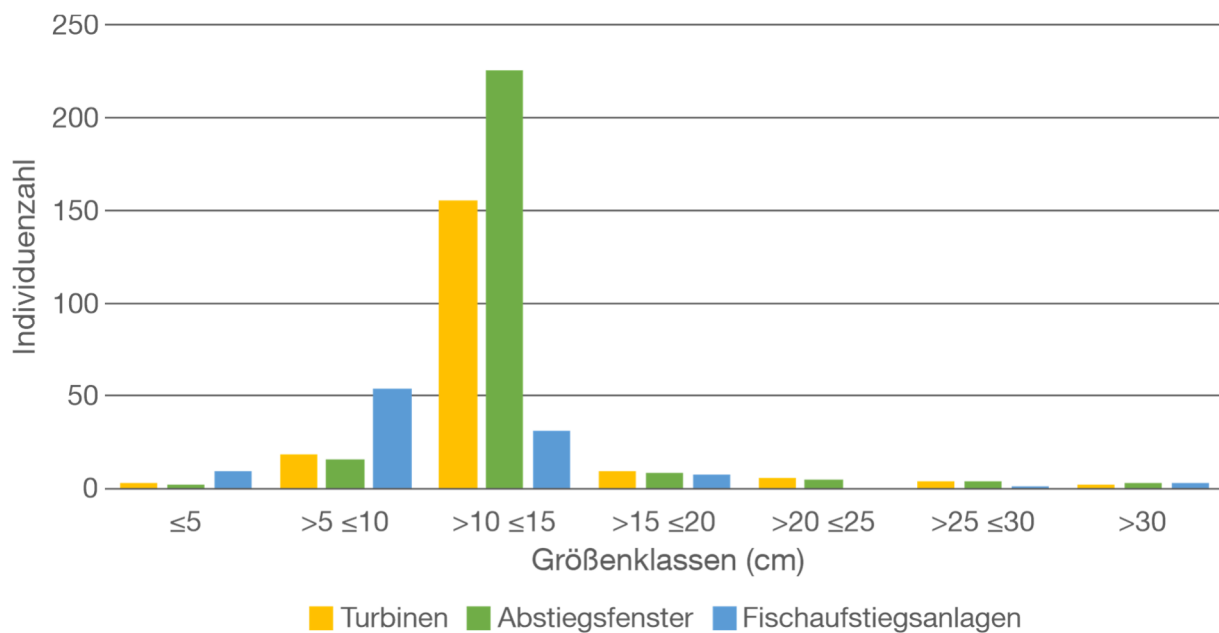


Abbildung 14 Längen-Häufigkeitsdiagramm (nach Größenklassen) aller in den Abstiegskorridoren Turbinen, Abstiegsfenster und Fischaufstiegsanlagen nachgewiesenen Fische während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Herbst 2020 und Frühjahr 2021.

Abstiegzzahlen

Bei den Frühjahrs- und Herbst-Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs an der Loisach wurden an 43 Tagen insgesamt 243 Leerungsintervalle durchgeführt, was einer Gesamtbeprobungszeit von 333 h entspricht. Im Durchschnitt wurden zwei Fische pro Untersuchungsstunde zusammen in den sechs Fangeinrichtungen für die beiden Turbinen, die drei Abstiegsfenster und die beiden Fischaufstiegsanlagen gefangen. Im Herbst wurden im Gegensatz zum Frühling durchschnittlich ca. neunmal so viele Fische pro Untersuchungsstunde in den Fangeinrichtungen nachgewiesen (Tabelle 10).

Tabelle 10 Mittelwerte (MW), Minima (MIN) und Maxima (MAX) der gefangenen Fische beim natürlichen Fischabstieg im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 pro 1 h Leerungsintervall (aufsummiert über alle Fangeinrichtungen) sowie Anzahl der Leerungen aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Intervalllängen.

	Individuen pro Stunde	Anzahl Leerungsintervalle		
	MW ± [MIN–MAX]	1 h	2 h	gesamt
Herbst 2020	3,6 [0–35]	64	41	105
Frühjahr 2021	0,4 [0–6]	89	49	138
Gesamt	1,8 [0–35]	153	90	243

Unterschiede Frühjahr/Herbst und innerhalb der saisonalen Untersuchungsperioden

Die Artenzusammensetzung der gefangenen Fische unterschied sich im Frühjahr 2021 signifikant vom Herbst 2020 (ANOSIM: R-Wert = 0,23; $P < 0,001$). Am häufigsten wurden im Frühjahr die Arten Mühlkoppe und Bachforelle in den Fangeinrichtungen erfasst, im Herbst waren dies hauptsächlich Äschen, Mühlkoppen und Elritzen. Vor allem Äsche (SIMPER: mittlere Individuenzahl pro Stunde Frühjahr 0,04; Herbst 2,9) und Elritze (SIMPER: mittlere Individuenzahl pro Stunde Frühjahr 0,0; Herbst 0,2) wurden im Herbst in größeren Individuenzahlen gefangen als im Frühjahr (Abbildung 15). Während der Untersuchungsperiode im Herbst gab es einen stärkeren Anstieg flussabwärts wandernder bzw. verdriftender Fische mit einem Spitzenwert von 35 Individuen pro 1 h Leerungsintervall am 22. September 2020 (Tabelle 10), was an einem Peak der Individuenzahlen der Äsche lag. Diese erhöhten Abstiegszahlen im Herbst 2020 gingen jedoch nicht mit einem steigenden Abfluss der Loisach einher, sondern wurden bei relativ konstanten Abflussbedingungen ermittelt (Abbildung 15).

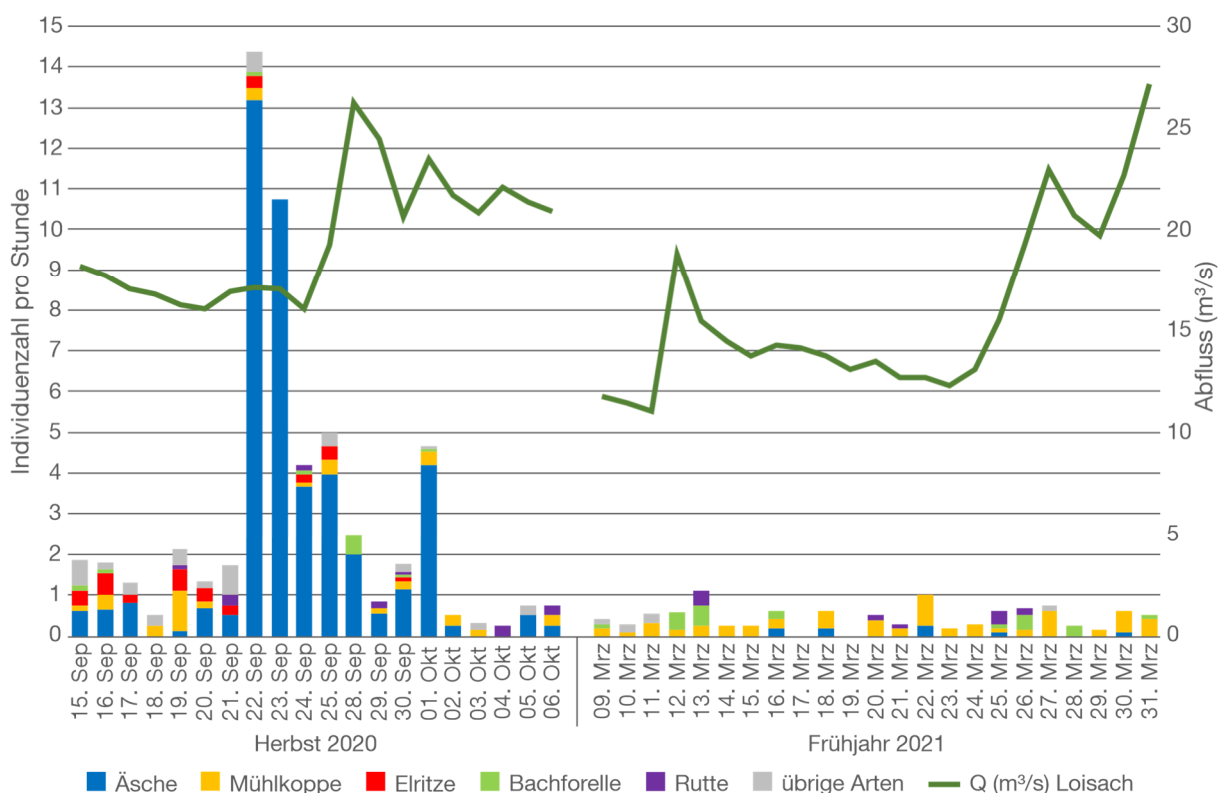


Abbildung 15 Zusammensetzung der Fischarten des natürlichen Fischabstiegs: Die Abbildung zeigt die mittlere Individuenzahl jeder Art pro Stunde (y-Achse links) und den mittleren Tagesabfluss der Loisach am Pegel Schlehdorf (y-Achse rechts) aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Herbst 2020 und 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.

Tageszeitliche Unterschiede

Die Anzahl an Fischen, die während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 gefangen wurden, unterschied sich signifikant zwischen Leerungsintervallen am Tag und in der Nacht (Mann-Whitney U-Test: $W = 7498$; $P < 0,001$; Stichprobengröße (Anzahl der Leerungsintervalle): $n_{\text{Tag}} = 169$, $n_{\text{Nacht}} = 74$). Nachts wurden in 74% der Leerungen Fische gefangen, tagsüber in 44%. Da jedoch im Zeitraum 22./23. September tagsüber auffallend viele Äschen gefangen wurden (186 Individuen, 48% der insgesamt gefangenen Äschen), war der durchschnittliche Fang pro Untersuchungsstunde tagsüber etwas höher als nachts. Im Durchschnitt wurden am Tag zwei Fische pro Stunde und in der Nacht 1,3 Fische pro Stunde zusammen in den Fangeinrichtungen der Turbinen, der Abstiegsfenster und der beiden Fischaufstiegsanlagen gefangen. Die Abstiegszahlen unterschieden sich nicht zwischen erster und zweiter Tageshälfte bzw. zwischen erster und zweiter Nachthälfte.

Neben der Anzahl an gefangenen Individuen unterschied sich auch die Fischartenzusammensetzung signifikant zwischen Tag und Nacht (ANOSIM: R-Wert = 0,07; $P < 0,05$). Die Arten Mühlkoppe, Rutte und Elritze wurden nachts häufiger gefangen als tagsüber, während Äsche und Barbe häufiger am Tag gefangen wurden. Für das Monitoring von Kraftwerksanlagen bedeutet dies, dass auf eine Nachtbefischung nicht verzichtet werden kann, wenn das gesamte Artenspektrum repräsentativ erfasst werden soll. Um die potenzielle fangbedingte Schädigung möglichst gering zu halten (siehe Band 2a; Pander et al. 2018 & 2020), ist darauf zu achten, dass auch in der Nacht, wie bei den Befischungen am Tag, möglichst kurze Leerungsintervalle eingehalten werden.

2.1.1.2. Mortalität und äußere Verletzungen

Da beim natürlichen Fischabstieg fangbedingte Verletzungen und potenzielle Vorschädigungen der Fische nicht ausreichend erfasst werden können, sind diese Ergebnisse nur in Verbindung mit den Ergebnissen der standardisierten Fischzugaben zu bewerten.

Es wurden ausschließlich Befischungsintervalle mit Leerungszeiten von 1 h und 2 h durchgeführt, da bei vorherigen Untersuchungen an anderen Standorten bei längeren Leerungsintervallen deutlich mehr Fische starben und die Verletzungsintensität höher war als bei kurzen Leerungsintervallen.

Unter Einbeziehung der verzögerten Mortalität nach 72 h ergab sich für Fische, die im Abstiegskorridor der beiden Turbinen gefangen wurden, eine Mortalität von 20% (Tabelle 11). Für Fische, die über die Abstiegsfenster ins Unterwasser gelangt sind, ergab sich eine Mortalität von 11% und bei Fischen, die in den Fangeinrichtungen der Fischaufstiegsanlagen erfasst wurden, lag die Mortalität bei 10%. Von den Fischen, die mittels Elektrofischerei im Oberwasser der Kraftwerksanlage zur Ermittlung der Vorschädigung gefangen wurden, sind 4% während der Hälterung über 72 h gestorben.

Es ist davon auszugehen, dass die Mortalitätsraten beim natürlichen Fischabstieg neben der fangbedingten Schädigung auch davon beeinflusst sind, dass bereits vorgeschädigte oder tote Fische über die Abstiegskorridore in den Fangeinheiten gefangen werden. Somit können bei der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs kraftwerksbedingte Effekte nicht eindeutig von potenziellen Vorschädigungen und fangbedingten Effekten getrennt werden.

Zum Vergleich: Bei den standardisierten Fischzugaben wurde die fangbedingte Mortalität (sofort und verzögert) über alle Fischarten separat ermittelt. Diese lag zwischen 3,2% (niedrige Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang) und 7,4% (hohe Last, Mittelwert aus allen Fischarten).

Tabelle 11 Sofortige Mortalitätsrate [%], verzögerte Mortalitätsrate [%], durchschnittliche Vitalität, durchschnittliche Anzahl und durchschnittliche Intensität der Verletzungen (Band 1, Kapitel 6.12.2) aller während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren Turbinen, Abstiegsfenster und Fischaufstiegsanlagen sowie für Fische, die im Oberwasser mittels Elektrofischerei als Referenz für die Vorschädigung gefangen wurden (E-Fischen). Bei der sofortigen und der verzögerten Mortalität ist zum Vergleich die Spannweite der bei den standardisierten Fischzugaben ermittelten fangbedingten Mortalitätsraten (Minimum und Maximum der untersuchten Fischarten) für die einzelnen Abstiegskorridore in blauer Schrift in Klammern angegeben.

	Sofortige Mortalität [%]	Verzögerte Mortalität [%]	Ø Vitalität	Ø Anzahl Verletzungen	Ø Intensität Verletzungen
Turbinen (n = 198)	15,2 [0,0–8,0]	5,1 [0,0–24,2]	0,8	6,1	8,9
Abstiegsfenster (n = 264)	2,7 [0,0–11,9]	8,3 [0,0–32,1]	0,1	5,1	7,1
Fischaufstiegs- anlagen (n = 105)	4,8 [0,0–23,4]	4,8 [0,0–34,6]	0,3	3,2	4,9
E-Fischen (n = 135)	1,5	3,7	0,1	2,1	2,5

Die Verletzungen, die am häufigsten bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstiegs auftraten, waren Schuppenverluste am Körper, Einrisse und Schnitte an den Flossen sowie Hautverletzungen am Körper (Abbildung 16). Da diese Verletzungen bereits bei Fischen der Referenzgruppe Vorschädigung (aus natürlichen Gewässern und Fischzuchten) häufig auftreten, können durch die Wasserkraftanlage bedingte Veränderungen bezüglich

dieser Verletzungen hauptsächlich anhand der Intensität dieser Verletzungsmuster abgeleitet werden.

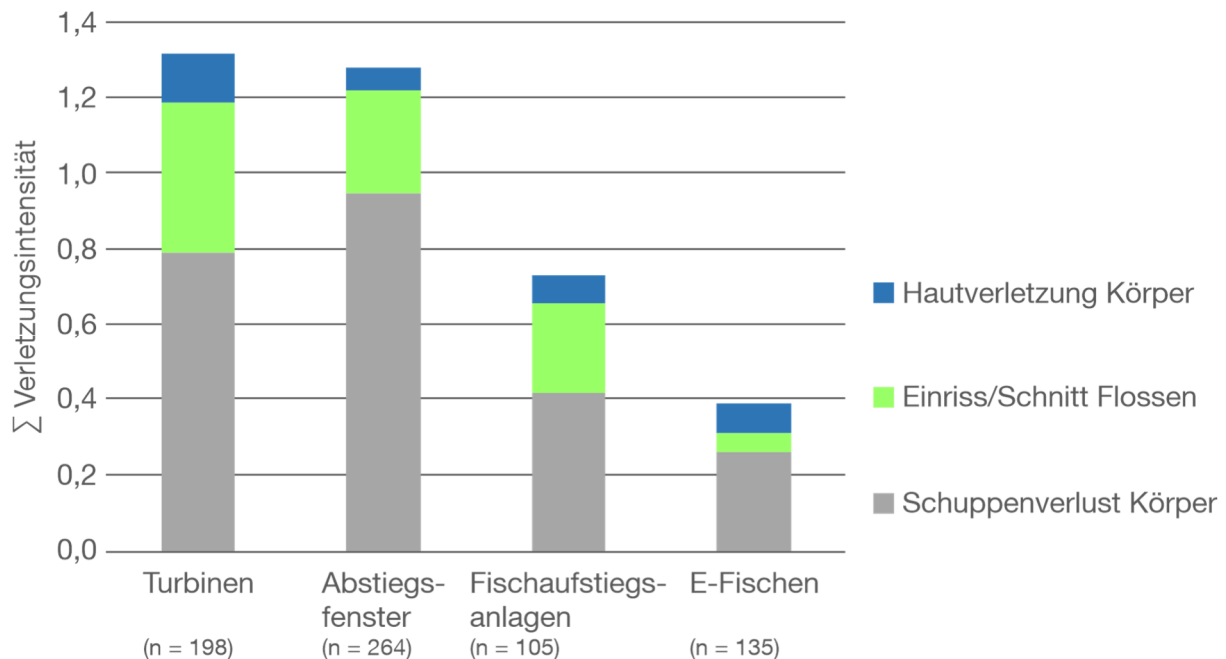


Abbildung 16 Durchschnittliche Intensität der entsprechend der SIMPER Analyse stetigsten Verletzungen bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren Turbinen, Abstiegsfenster und Fischaufstiegsanlagen sowie für Fische, die im Oberwasser mittels Elektrobefischung als Referenz für die Vorschädigung gefangen wurden (E-Fischen). Auf der y-Achse sind die durchschnittlichen Intensitäten der stetigsten Verletzungen aufsummiert.

Die höchste Verletzungsanzahl und -intensität trat bei Fischen auf, die die Turbinen und die Abstiegsfenster passiert haben. Wie in Kapitel 1.3.6 beschrieben, kann aufgrund der standörtlichen Gegebenheiten hinsichtlich der Untersuchung des Verletzungspotenzials beim natürlichen Fischabstieg und bei den standardisierten Fischzugaben nicht zwischen dem oberflächen- und dem sohlnahen Abstiegsfenster unterschieden werden. Die geringste Verletzungsanzahl und -intensität wurde bei Fischen festgestellt, die bei der Elektrobefischung im Oberwasser gefangen wurden (Tabelle 11, Abbildung 16).

Fische, die die Fischaufstiegsanlagen nutzten, hatten signifikant weniger Verletzungen (paarweiser Mann-Whitney U-Test: $P < 0,001$) als Fische, die über die Turbinen oder die Abstiegsfenster ins Unterwasser gelangt sind. Auch die Verletzungsintensität der gefangenen Fische war in den Fischaufstiegsanlagen signifikant niedriger (paarweiser Mann-Whitney U-Test: $P < 0,001$) als im Turbinenkorridor oder in den Fangeinrichtungen der Abstiegsfenster. Hinsichtlich der Anzahl der Verletzungen (paarweiser Mann-Whitney U-Test: $P = 0,20$) und der Verletzungsintensität (paarweiser Mann-Whitney U-Test: $P = 0,64$) gab es keine signifikanten

Unterschiede zwischen Fischen, die die Turbinen passiert haben und Fischen, die in den Fangeinrichtungen der Abstiegsfenster erfasst wurden.

Die Mortalität sowie die Anzahl und Intensität der Verletzungen nach der Turbinenpassage unterschieden sich deutlich zwischen den einzelnen Fischarten. Von den im Turbinenkorridor am häufigsten gefangenen Arten wies die Barbe die höchste sofortige Mortalität und die durchschnittlich höchste Anzahl und Intensität von Verletzungen auf. Bei Äsche, Mühlkoppe und Rutte lag die sofortige Mortalität mit 15% (Äsche) bzw. 14% (Mühlkoppe, Rutte) in einem ähnlichen Bereich. Im Vergleich zu den anderen im Turbinenkorridor am häufigsten gefangenen Arten war die Anzahl und Intensität der Verletzungen bei der Mühlkoppe am geringsten (Tabelle 12). Aufgrund der sehr geringen Individuenzahlen von Barbe und Rutte (Gesamtfang 5 Barben bzw. 7 Rutten im Turbinenkorridor) sind die Ergebnisse zu Mortalität und Verletzungen für diese Arten jedoch nur bedingt aussagekräftig.

Tabelle 12 Anzahl der gefangenen Fische, sofortige Mortalitätsrate [%], verzögerte Mortalitätsrate [%], durchschnittliche Vitalität (Skala: 0 = vollkommen vital, 5 = tot), durchschnittliche Anzahl und Intensität der Verletzungen (Band 1, Kapitel 6.12.2) der häufigsten während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle im Turbinenkorridor gefangenen Fischarten im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 sortiert nach absteigender Häufigkeit. Die Spannweite der bei den standardisierten Fischzugaben ermittelten fangbedingten Mortalitätsraten im Turbinenhamen (Minimum und Maximum der untersuchten Fischarten) betrug für die sofortige Mortalität 0,0–8,0% und für die verzögerte Mortalität 0,0–24,2%.

Deutscher Artnamen	Anzahl	Sofortige Mortalität %	Verzögerte Mortalität %	Ø Vitalität	Ø Anzahl Verletzungen	Ø Intensität Verletzungen
Äsche	152	15,1	5,3	0,8	6,0	8,1
Mühlkoppe	21	14,3	0,0	0,8	2,3	3,7
Rutte	7	14,3	14,3	1,1	5,1	8,6
Barbe	5	40,0	0,0	2,2	17,4	41,8

2.1.1.3. Innere Verletzungen

Bei der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs am Standort Großweil wurden insgesamt 144 Individuen aus neun Fischarten aus den verschiedenen Abstiegskorridoren und der Elektrofischerei geröntgt und mit dem Protokoll für innere Verletzungen ausgewertet (siehe Band 1, Kapitel 6.3, 2. aktualisierte Auflage 2022). Für die statistische Analyse wurden die inneren Verletzungsmuster von 57 Fischen aus dem Turbinen-Abstiegskorridor (Tabelle 14) und 49 Fischen ohne Turbinenpassage aus der Elektrofischerei im Oberwasser verglichen. Zusätzlich wurden die inneren Verletzungen von Fischen, welche die Turbinenpassage überlebt haben mit toten Fischen direkt nach der Turbinenpassage und nach 72 h Hälterung verglichen.

Tabelle 13 Anzahl der konservierten und ausgewerteten Individuen des natürlichen Fischabstiegs aus dem Turbinen-Abstiegskorridor (= Abstiegskorridor Turbine) und Aufteilung in sofort tote Individuen (= sofort tot), nach der Turbinenpassage lebende Referenzfische (= Referenz sofort lebend), tote Individuen während 72 h Hälterung (= tot nach 72 h) und lebende Referenzfische nach 72 h Hälterung (= Referenz nach 72 h lebend).

Deutscher Artname	Abstiegskorridor Turbine			
	sofort tot	Referenz sofort lebend	tot nach 72 h	Referenz nach 72 h lebend
Äsche	12	5	6	7
Mühlkoppe	3	7		5
Rutte	1		1	3
Bachforelle				1
Barbe	2			1
Rotfeder				2
Renke			1	
Alle Arten	18	12	8	19

Die inneren Verletzungsmuster der Fische mit und ohne Turbinenpassage unterschieden sich nicht signifikant voneinander (ANOSIM: R-Wert = 0,01; $P > 0,05$). Das zeigt sich auch in der grafischen Darstellung der Ähnlichkeitsverhältnisse (MDS), in der sich die Versuchsgruppen mit und ohne Turbinenpassage nur geringfügig voneinander unterscheiden (Abbildung 45 im Anhang). Bei den Individuen mit Turbinenpassage kamen Gasblasen im Schwanzbereich und in der Leibeshöhle nur mit leicht erhöhter Intensität vor, wohingegen röntgendichtes Material und Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle sowie Veränderungen der Schwimmblase mit deutlich niedrigerer Intensität als bei den Individuen ohne Turbinenpassage vorkamen (Abbildung 17). Es ist zu beachten, dass die Stichprobenzahlen der inneren Verletzungsmuster des natürlichen Fischabstiegs zum Teil sehr gering waren und sich allgemein stark zwischen den getesteten Gruppen unterschieden, was möglicherweise zu falsch negativen statistischen Testergebnissen geführt hat. Daher sollten auch die Ergebnisse der SIMPER Analyse bei der Interpretation der Daten berücksichtigt werden.

Über alle Arten hinweg wurde ein statistisch signifikanter Unterschied der inneren Verletzungsmuster zwischen lebenden und toten Individuen direkt nach der Turbinenpassage festgestellt (ANOSIM: R-Wert = 0,16; $P < 0,05$). Die Variabilität der Verletzungsmuster in der Gruppe der toten Fische aus dem Turbinenkorridor war verhältnismäßig groß (Abbildung 45 im Anhang). Bei den toten Individuen direkt nach der Turbinenpassage kamen Gasblasen im Schwanzbereich, Gasblasen sowie röntgendichtes Material in der Leibeshöhle und Verformungen der Rumpfwirbelsäule mit höherer Intensität vor als bei den lebenden Individuen (Abbildung 17). Dies deutet darauf hin, dass bei den Fischen aus dem natürlichen Fischabstieg, die die Turbine passiert haben, eher Verletzungen der knöchernen Elemente zur sofortigen Mortalität beitrugen. Zwischen den während der 72 h Hälterung gestorbenen

Fischen mit Turbinenpassage und den nach der Hälterung lebenden Fischen wurde ebenfalls ein statistisch signifikanter Unterschied in den inneren Verletzungsmustern festgestellt (ANOSIM: R-Wert = 0,47; $P < 0,01$). Insbesondere kamen Gasblasen im Schwanzbereich und in der Leibeshöhle sowie röntgendichtes Material in der Leibeshöhle mit deutlich höherer Intensität bei den während der 72 h Hälterung gestorbenen Fischen vor als bei den lebenden Fischen nach der Hälterung (Abbildung 17).

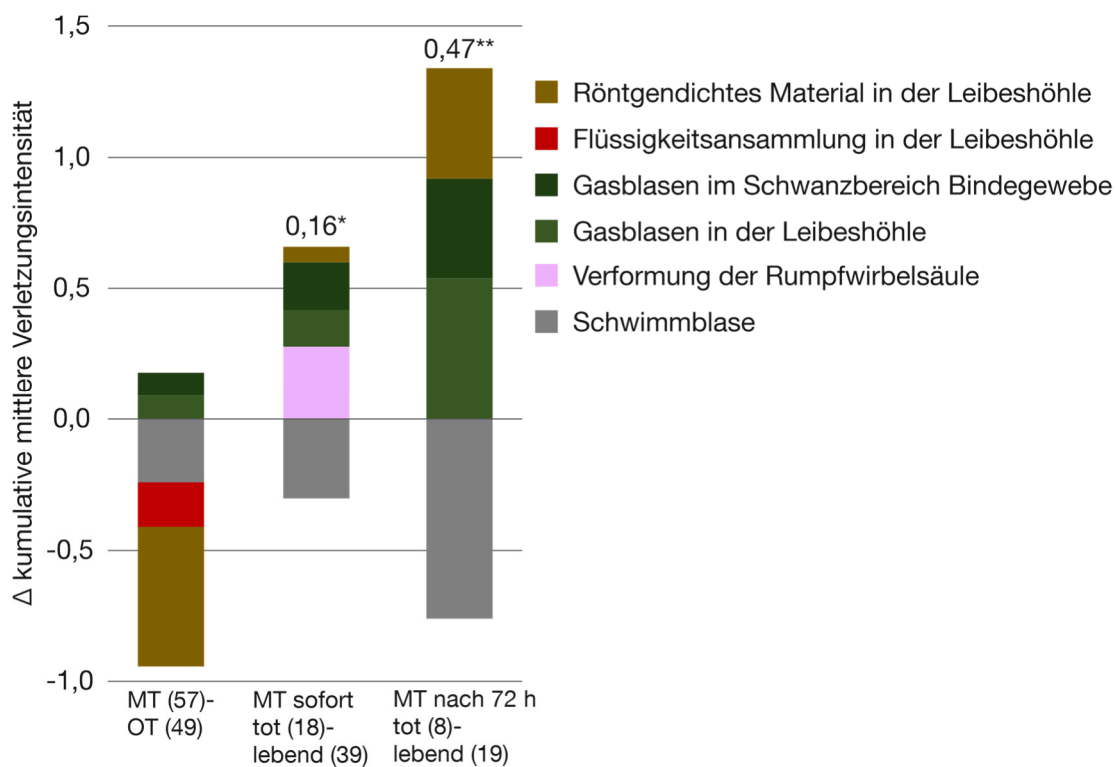


Abbildung 17 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die wichtigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$), die nach der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen Fischen mit Turbinenpassage (MT) und Fischen ohne Turbinenpassage (OT), zwischen lebenden (Vitalität 0) und toten (Vitalität 5) Individuen direkt nach der Turbinenpassage sowie lebenden (Vitalität 0) und toten (Vitalität 5) Individuen nach der 72 h Hälterung beitragen, aufgetragen für alle sieben auf innere Verletzungen untersuchten Fischarten des natürlichen Fischabstiegs am Standort Großweil. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der toten Individuen bzw. der Individuen mit Turbinenpassage, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität der lebenden Individuen bzw. der Individuen ohne Turbinenpassage. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

2.1.2. Standardisierte Fischzugaben

2.1.2.1. Wiederfang

Insgesamt wurden bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Großweil an der Loisach 20.899 Fische aus acht Fischarten (Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche, Huchen) in das Gewässer eingesetzt sowie von 1.727 Fischen die Vorschädigung erhoben. Von den eingesetzten Fischen wurden 10.487 Fische wiedergefangen (Wiederfangrate: 50%). Damit fällt die Wiederfangrate geringer aus als die bei der Fallzahlplanung für den Tierversuch, basierend auf den zur Verfügung stehenden Literaturangaben (Lagarrigue & Frey 2010, Schneider et al. 2012), angenommenen 77%. Die Wiederfangraten unterschieden sich bei beiden Lastzuständen in allen Versuchsgruppen deutlich zwischen den Arten (Tabelle 14). Bei hoher Last war die Wiederfangrate deutlich höher als bei niedriger Last.

Bei der mit unterschiedlich schweren Plastikbällen durchgeführten Hamenvalidierung (Band 1, Kapitel 6.8, 2. aktualisierte Auflage 2022) wurden im Durchschnitt 83,0% der Plastikbälle in den Turbinenhamen, 52,8% in den beiden Fangeinrichtungen der Abstiegsfenster und 99,9% in den beiden Fischaufstiegsanlagen wiedergefangen. In den Turbinenhamen und den Fangeinrichtungen der Abstiegsfenster war dabei die Fangeffektivität mit luft- (Turbinen 86%, Abstiegsfenster 59%) und wassergefüllten (Turbinen 86%, Abstiegsfenster 56%) Plastikbällen etwas höher als mit salzgefüllten (Turbinen 76%, Abstiegsfenster 43%) Plastikbällen. Auffällig war, dass sich die durchschnittliche Wiederfangrate der Plastikbälle in den beiden Fangeinrichtungen der Abstiegsfenster sehr deutlich zwischen orografisch linker (20%) und orografisch rechter (86%) Fangeinrichtung unterschied. Dieser Unterschied ist auf die Strömungsverhältnisse im Unterwasser der Segmentschütze zurückzuführen: Der auf eine geringe Fläche konzentrierte Abfluss von ca. 0,5 m³/s des sohlnahen Abstiegsfensters des orografisch rechten Segmentschützes (Abbildung 6) bewirkt, dass sich auf der orografisch linken Seite des Segmentschützes eine permanent zirkulierende Rückströmung bildet. Dadurch war die Strömungsgeschwindigkeit am orografisch linken Hameneingang sehr gering (durchschnittlich 0,14–0,18 m/s, siehe Tabelle 5, Tabelle 26), weshalb insbesondere ein Großteil der salzgefüllten Plastikbälle unmittelbar nach der Zugabe auf den Gewässerboden sank und nicht in die Fangeinrichtung transportiert wurde. Grundsätzlich wiesen die Fangeinrichtungen am Standort Großweil jedoch eine hohe Fängigkeit über den gesamten Gewässerquerschnitt auf. Die Diskrepanz zwischen der Wiederfangrate der Plastikbälle und der Wiederfangrate der Fische ist daher wahrscheinlich auf deren spezifische

Verhaltensweisen (z.B. aktives Aufsuchen von Verstecken, Flucht ins Oberwasser) zurückzuführen.

Die verwendeten Fischzahlen wurden für eine angenommene Mortalitätsrate (Effektstärke) von 3% berechnet (siehe Band 1, Kapitel 6.12.1, 2. aktualisierte Auflage 2022). Mit der Anzahl wiedergefangener Fische ist eine statistische Absicherung der nachgewiesenen Mortalitätsraten am Standort Großweil sehr gut möglich.

Tabelle 14 Artsspezifische Wiederfangraten in % in den verschiedenen Versuchsgruppen des Turbinenkorridors unterteilt nach niedrigem und hohem Lastzustand.

Referenz- /Versuchsgruppe	Last	Aal	Nase	Bach- forelle	Fluss- barsch	Barbe	Rotaugen	Äsche	Huchen	Alle Arten
Hamen	niedrig	100,0	98,1	72,4	100,0	100,0	79,8	99,4	100,0	96,1
	hoch	100,0	83,1	84,3	100,0	100,0	92,3	100,0	96,8	96,9
Turbine	niedrig	60,2	8,7	19,4	32,0	14,6	24,0	38,5	47,2	28,6
	hoch	89,5	39,3	33,2	62,8	22,7	51,0	84,5	85,3	52,5
Turbine & Rechen	niedrig	39,9	5,3	19,8	25,2	11,8	5,8	23,0	6,8	15,5
	hoch	76,7	35,9	27,3	75,2	39,0	30,7	72,8	47,4	46,4

75% aller in den verschiedenen Fangeinrichtungen wiedergefangenen Fische, die im Oberwasser der Kraftwerksanlage am oberstromigen Ende der Rechenebene eingesetzt wurden (ohne Fische, die in der Versuchsgruppe Turbine über ein Rohr direkt in den Turbinenschacht zugegeben wurden), nutzten den Turbinenkorridor für den Abstieg. Über die Abstiegsfenster sind 21% der wiedergefangenen Fische ins Unterwasser gelangt und 4% der Fische nutzten die beiden Fischaufstiegsanlagen für den Abstieg (Abbildung 18). Insbesondere Aale (98% der oberhalb der Kraftwerksanlage eingesetzten und wiedergefangenen Individuen), Äschen (93%) und Bachforellen (91%) wurden überwiegend in den Fangeinrichtungen des Turbinenkorridors gefangen. Im Gegensatz dazu nutzten mehr Huchen die Abstiegsfenster (48%) als den Turbinenkorridor (44%) für den Abstieg (Abbildung 18). Beim Vergleich zwischen dem orografisch linken, oberflächennahen Abstiegsfenster und den beiden orografisch rechten Abstiegsfenstern (oberflächennah und sohl nah), 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 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.

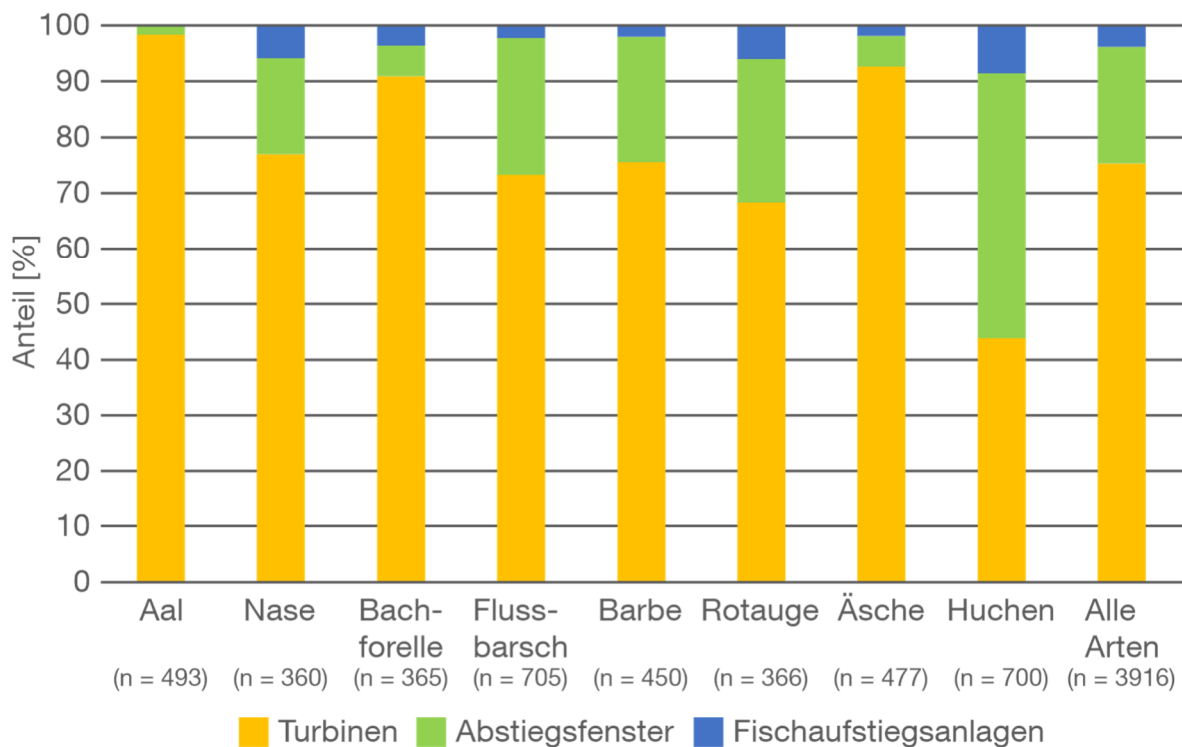


Abbildung 18 Prozentuale Aufteilung der im Oberwasser der Kraftwerksanlage Großweil bei den standardisierten Fischzugaben eingesetzten und in den verschiedenen Fangeinrichtungen wiedergefangenen Fische unterteilt nach den Abstiegskorridoren Turbinen, Abstiegsfenster sowie Fischaufstiegsanlagen.

Bezüglich der eingesetzten Fischgrößen konnte von den Versuchsfischen Flussbarsch, Rotaugen und Äsche nahezu das gesamte Größenspektrum in den Fangeinrichtungen der beiden Kaplan-Rohrturbinen wiedergefangen werden. Bei diesen Arten gab es an der unteren und oberen Größengrenze lediglich kleinere Differenzen zwischen den eingesetzten und den wiedergefangenen Fischgrößen (Tabelle 15). Bei Aal (max. 57,7 cm), Nase (max. 22,0 cm), Bachforelle (max. 20,2 cm), Barbe (max. 30,1 cm) und Huchen (max. 36,4 cm) kam es zu einer Größenselektion (Ausschluss großer Individuen) durch den horizontal angeordneten Rechen mit 20 mm Stababstand (Tabelle 15). Größere Individuen dieser Arten haben jedoch selten die Abstiegsfenster genutzt, um ins Unterwasser zu gelangen (zwei Aale > 57,7 cm, vier Nasen > 22,0 cm, zwei Bachforellen > 20,2 cm, drei Huchen > 36,4 cm). Bei Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe und Huchen lagen die Maximallängen der wiedergefangenen Fische, die den horizontal angeordneten Rechen mit 20 mm Stababstand passiert haben, über den Werten für die physische Durchlässigkeit eines 20 mm Rechens nach Ebel (2013). Insbesondere bei Flussbarsch, Barbe und Huchen kam es zu einer deutlichen Überschreitung der kritischen Körperlängen nach Ebel (2013; Flussbarsch 16,7 cm, Barbe 18,2 cm, Huchen 20,0 cm) um 42% bei Flussbarsch (max. 23,7 cm), 65% bei Barbe (max. 30,1 cm) bzw. 82% bei Huchen (max. 36,4 cm; Tabelle 15).

Tabelle 15 Übersicht über die bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Großweil eingesetzten und aus der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (T&R) wiedergefangenen Fischgrößen (Totallängen TL) über alle getesteten Fischarten und für jede Fischart einzeln. N (T&R) = Anzahl der über Turbine & Rechen abgestiegenen Versuchsfische. SD = Standardabweichung.

	Verwendete TL [cm]		TL Wiederfang T&R [cm]		N (T&R)
	Min–Max	Mittelwert $\pm$ SD	Min–Max	Mittelwert $\pm$ SD	
Alle Arten	2,9–66,7	17,9 $\pm$ 11,6	3,4–57,7	16,5 $\pm$ 11,3	2950
Aal	23,1–66,7	41,4 $\pm$ 7,8	23,1–57,7	40,2 $\pm$ 6,4	485
Nase	7,2–29,7	13,2 $\pm$ 4,1	7,8–22,0	11,8 $\pm$ 2,4	277
Bachforelle	2,9–38,8	13,4 $\pm$ 8,4	3,4–20,2	11,5 $\pm$ 3,5	332
Flussbarsch	6,6–25,8	13,0 $\pm$ 5,1	6,7–23,7	11,1 $\pm$ 3,3	517
Barbe	6,2–37,4	12,7 $\pm$ 6,0	6,2–30,1	10,4 $\pm$ 2,9	340
Rotauge	5,2–19,5	13,1 $\pm$ 1,6	9,7–18,0	12,8 $\pm$ 1,3	250
Äsche	4,8–20,3	11,5 $\pm$ 3,2	4,8–16,8	10,6 $\pm$ 2,8	442
Huchen	9,2–59,3	20,1 $\pm$ 8,4	9,6–36,4	15,8 $\pm$ 4,3	307

2.1.2.2. Mortalität

Unter Berücksichtigung aller getesteten Arten, der verzögerten Mortalität sowie verschiedener Berechnungsmöglichkeiten wurde für die Kraftwerksanlage Großweil bei den standardisierten Fischzugaben in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen je nach Lastzustand eine unkorrigierte Mortalitätsrate zwischen 13,6% (hohe Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang) und 19,6% (niedrige Last, Mittelwert aus allen Fischarten) festgestellt (Abbildung 19; Berechnung siehe Band 1, 2. aktualisierte Auflage 2022 und Mueller et al. 2022). Bezieht man die Mortalitätsraten der Versuchsgruppe Turbine mit in die Berechnung der kraftwerksbedingten Mortalität ein, so wurden sehr ähnliche Werte ermittelt (13,6–18,9%) wie bei der alleinigen Betrachtung der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (Abbildung 19).

Ein großer Teil der Fische (51–74%; Anteil der insgesamt gestorbenen Individuen über alle Fischarten und Lastzustände) starb unmittelbar nach der Turbinenpassage, ein geringerer Anteil (26–49%) verzögert innerhalb der 96 h Beobachtungsphase (Abbildung 19). Es wurden Leerungsintervalle von 1 h und 2 h durchgeführt, da bei vorherigen Untersuchungen an anderen Standorten bei längeren Leerungsintervallen die fangbedingte Mortalität zunahm (siehe Band 2a; Pander et al. 2018 & 2020).

Die Mortalitätsraten müssen um die fangbedingte Mortalität korrigiert werden (Referenzgruppe Hamen). Diese Versuchsgruppe beinhaltet auch eine Bewertung des Ausgangszustands der Versuchsfische. Die Mortalität in der Referenzgruppe Hamen betrug über alle Fischarten unter Berücksichtigung der verzögerten Mortalität zwischen 3,2% (niedrige Last, Anteil toter Individuen am Gesamtfang) und 7,4% (hohe Last, Mittelwert aus

allen Fischarten). Die Mortalitätsraten der Fische mit Turbinenpassage waren im Vergleich zu der fangbedingten Mortalität deutlich höher.

Nach Verrechnung beider Lastzustände (siehe Band 1, 2. aktualisierte Auflage 2022) und Korrektur um die Mortalität der Referenzgruppe Hamen unter Berücksichtigung von sofortiger und verzögerter Mortalität ergaben sich über alle Fischarten je nach Berechnungsweg für den Turbinenkorridor Mortalitätsraten zwischen 9,4% (Anteil toter Individuen am Gesamtfang) und 12,8% (Mittelwert aus allen Fischarten; Abbildung 20). Es traten deutliche Unterschiede zwischen den einzelnen Fischarten mit Mortalitätsraten zwischen < 1% bei der Bachforelle und 44% beim Rotaugen auf.

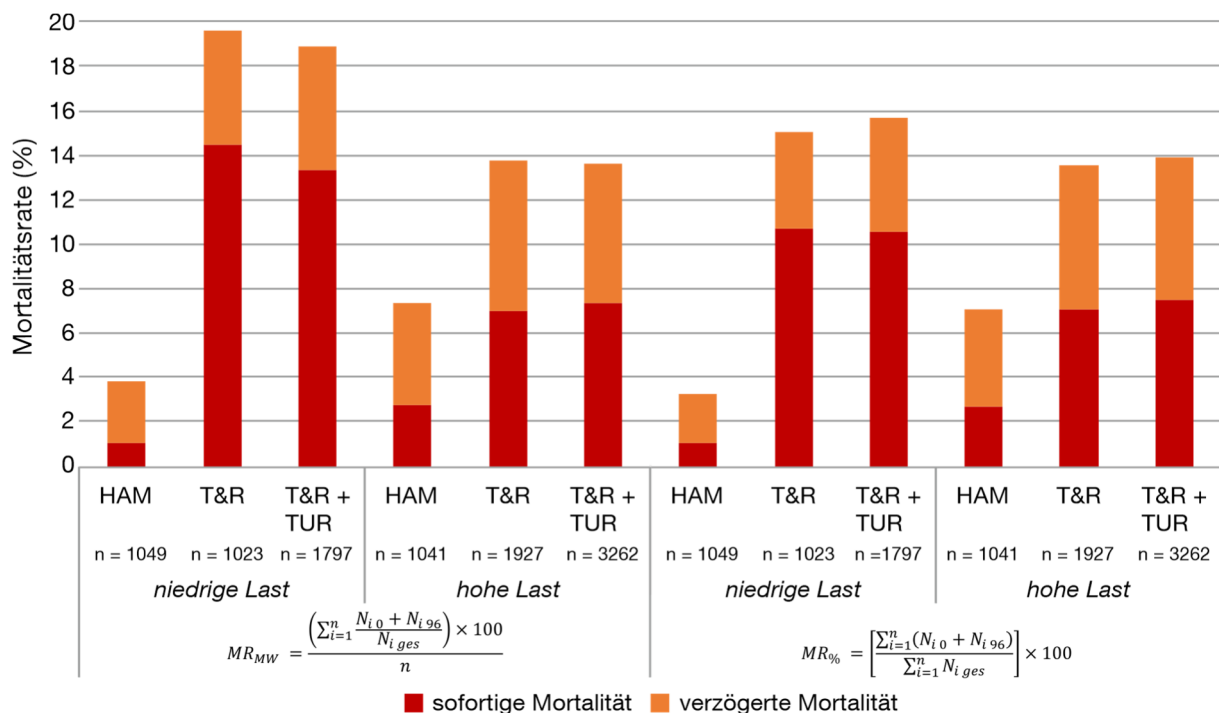


Abbildung 19 Sofortige und verzögerte Mortalitätsraten der acht untersuchten Fischarten in den Referenz- und Versuchsgruppen Hamen (HAM), Turbine & Rechen (T&R) und zusammengefasst die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine & Rechen und Turbine (T&R + TUR) bei niedriger und hoher Turbinenlast am Standort Großweil. Die Berechnung der Mortalitätsraten auf der linken Diagrammhälfte erfolgt durch Mitteln der fischartspezifischen Mortalitätsraten, die Mortalitätsraten auf der rechten Diagrammhälfte werden aus dem Anteil toter Individuen am Gesamtfang berechnet. MR = Mortalitätsrate, MW = Mittelwert, % = prozentualer Anteil toter Individuen am Gesamtfang, n = Anzahl untersuchter Fischarten, i = Wert für eine spezifische Fischart, N = Individuenzahl, 0 = sofort tot, 96 = tot nach 96 h in der Hälterung, ges = Gesamtindividuenzahl in der jeweiligen Referenz-/Versuchsgruppe.

Die höchste turbinenbedingte Mortalität (Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine) wurde je nach Berechnungsweg mit 20% bis 44% beim Rotaugen 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% bzw. 0,2% und 17%. Aal (< 2%) und Bachforelle (< 1%) wiesen im Vergleich zu den übrigen Fischarten die niedrigste Mortalität auf.

Bei der Bachforelle kam es aufgrund fang- und handlingsbedingter Effekte teilweise zu höheren Mortalitätsraten in der Referenzgruppe Hamen als in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage, was bei Bildung der Differenz zwischen diesen Versuchsgruppen zu negativen Werten führte. Dieses Ergebnis kam dadurch zustande, dass der Anteil an wiedergefangenen Bachforellen < 5 cm in der Referenzgruppe Hamen mit 18% mehr als dreimal so hoch war als in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage (5%) und die Mortalität dieser Größenklasse in der Referenzgruppe Hamen mit Werten zwischen 21% und 82% (9 von 11 Fischen) deutlich höher war als bei Bachforellen > 5 cm der gleichen Referenzgruppe mit 0–2% Mortalität. Diese methodischen Probleme, die beim Wiederfang von Bachforellen < 5 cm in der Referenzgruppe Hamen auftraten, führen vermutlich zu einer Unterschätzung der turbinenbedingten Mortalität bei der Bachforelle. Ohne Berücksichtigung der Größenklasse < 5 cm lag die turbinenbedingte Mortalität (Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine) für standardisiert zugegebene Bachforellen > 5 cm zwischen 4,4% und 5,4%.

Auffällig ist, dass bei den Arten Nase, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen die Mortalitätsraten bei niedriger Turbinenlast meist deutlich höher waren als bei hoher Turbinenlast (Abbildung 20). Beim Flussbarsch hingegen war die Mortalität während Hochlast etwas höher als während Niedriglast. Bei der Berechnung der Mortalität basierend auf dem Anteil toter Individuen am Gesamtfang ergaben sich für die meisten Arten etwas niedrigere Mortalitätsraten als bei Berechnung mittels Mittelwertbildung über beide Lastzustände (Abbildung 20).

Nach der Passage der Abstiegsfenster und der beiden Fischaufstiegsanlagen wurde bei einigen Arten eine geringe Mortalität festgestellt (Tabelle 16). Nach Korrektur um die Mortalität der jeweils zugehörigen Referenzgruppe Hamen und unter Berücksichtigung von sofortiger und verzögerter Mortalität lag diese in den Abstiegsfenstern für Nase, Flussbarsch, Äsche und Huchen zwischen 1% und 3% (jeweils berechnet aus dem Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Für den Aal wurde keine Mortalität bei der Passage der Abstiegsfenster festgestellt und auch bei Bachforelle, Barbe und Rotaugen waren die Unterschiede zwischen

den Effekten bei der Passage dieses Korridors und den fangbedingten Effekten so gering, dass es zufallsbedingt zu höheren Mortalitätsraten in der Referenzgruppe Hamen kam.

In den beiden Fischaufstiegsanlagen wurde nach Korrektur um die Mortalität der jeweils zugehörigen Referenzgruppe Hamen und unter Berücksichtigung von sofortiger und verzögerter Mortalität nur bei der Fischart Äsche eine Mortalität beobachtet, die jedoch aufgrund der sehr geringen Individuenzahl (Gesamtang 9 Äschen, davon 1 Äsche verzögert gestorben) nur bedingt aussagekräftig ist (Tabelle 16).

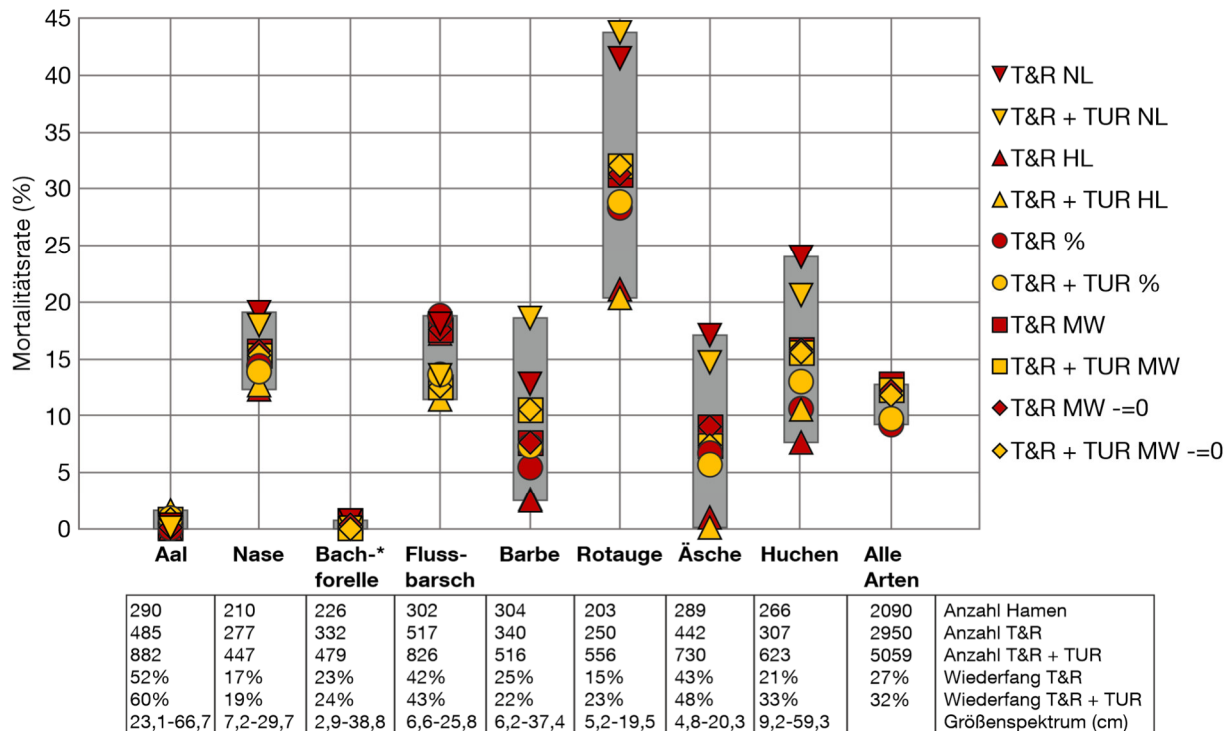


Abbildung 20 Fischartenspezifische Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (T&R) und zusammengefasst für die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine (T&R + TUR) nach Korrektur um die Mortalität der Referenzgruppe Hamen bei niedriger (NL) und hoher (HL) Turbinenlast. Für die Berechnung wurde die Summe sofort und verzögert nach 96 h gestorbener Fische berücksichtigt. Abgebildet sind für die einzelnen Fischarten sowie für alle Fischarten insgesamt die anteilmäßig berechneten Raten (%) bzw. über niedrige und hohe Turbinenlast gemittelte Raten (MW) am Standort Großweil. Für die Berechnung der kombinierten Mortalitätsrate (T&R + TUR) wurden nur rechengängige Fische der Versuchsgruppe Turbine berücksichtigt. Im Falle von höheren Mortalitäten in der Referenzgruppe Hamen ergaben sich negative kraftwerksbedingte Mortalitätsraten. Diese wurden 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 Band 1.

Tabelle 16 Übersicht der in den verschiedenen Referenz- und Versuchsgruppen ermittelten Mortalitätsraten (%) unmittelbar nach dem Fang (sofort) und nach 96 h in der Hälterung (96 h) der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen bei Niedriglast (niedrig) und bei Hochlast (hoch). Für die Berechnung der Mortalitätsrate in der Versuchsgruppe Turbine wurden nur rechengängige Fische berücksichtigt. Unterschiedliche Kleinbuchstaben an den Mortalitätsraten symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Referenz- bzw. Versuchsgruppen innerhalb eines Lastzustandes nach Proportion-Test. Unterschiedliche Großbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen (Referenzgruppe Hamen) der einzelnen Fangeinrichtungen. Signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen und der Vorschädigung sind mit * gekennzeichnet; n.v. = nicht verfügbar.

Referenz- /Versuchsgruppe	Last	Aal	Nase	Bachforelle	Flussbarsch	Barbe	Rotaugen	Äsche	Huchen
Vorschädigung	sofort	0,0 n=225	0,0 n=240	0,0 n=240	0,0 n=180	0,0 n=180	0,0 n=240	0,0 n=240	0,0 n=182
	96 h	0,0	0,0	0,4	1,1	0,0	2,1	0,0	4,4
Hamen	sofort niedrig	0,0 n=160	0,0 ^a n=102	4,4 ^{A*} n=113	2,5 ^a n=163	0,0 ^a n=162	0,0 ^a n=83	0,0 ^a n=151	1,7 ^a n=115
	96 h	0,0	1,0	0,9	4,3	0,0	14,5	1,3	0,0
	sofort hoch	0,0 ^{ab} n=130	1,9 ^a n=108	8,0 ^{AB*} n=113	6,5 ^{a*} n=139	0,7 n=142	1,7 ^a n=120	3,6 [*] n=138	0,0 ^a n=151
	96 h	0,0	0,0	1,8	10,1	0,7	24,2	0,0	0,0
Turbine	sofort niedrig	0,0 n=177	16,7 ^b n=30	1,7 n=58	5,6 ^{ab} n=126	25,0 ^b n=60	16,3 ^b n=98	12,9 ^b n=116	19,3 ^b n=109
	96 h	0,0	0,0	1,7	7,1	1,7	36,7	0,0	0,9
	sofort hoch	3,6 ^a n=220	8,6 ^{ab} n=140	6,7 n=89	12,0 ^{ab} n=183	4,3 n=116	11,5 ^b n=208	2,3 n=172	13,0 ^b n=207
	96 h	0,0	6,4	3,4	6,0	0,0	28,8	0,0	1,0
Turbine & Rechen	sofort niedrig	0,4 n=248	18,2 ^b n=55	4,9 n=163	12,1 ^b n=207	11,8 ^b n=85	26,7 ^b n=60	16,9 ^b n=142	25,4 ^b n=63
	96 h	0,0	1,8	1,2	11,6	1,2	23,3	1,4	0,0
	sofort hoch	0,0 ^b n=237	9,9 ^b n=222	7,7 n=169	15,5 ^b n=310	2,7 n=255	8,4 ^{ab} n=190	4,3 n=300	7,4 ^b n=244
	96 h	0,0	4,1	0,0	15,5	1,2	33,2	0,3	0,4
Abstiegsfenster Hamen	sofort	0,0 n=205	0,4 n=231	8,8 ^{AB*} n=102	4,9 [*] n=306	0,0 n=184	1,1 n=184	1,0 n=98	0,5 n=198
	96 h	0,0	0,0	2,9	10,1	1,1	26,1	0,0	0,5
Abstiegsfenster	sofort	0,0 n=8	3,2 n=62	0,0 n=20	4,7 n=172	0,0 n=101	3,2 n=94	3,8 n=26	0,6 n=333
	96 h	0,0	0,0	0,0	11,6	0,0	22,3	0,0	1,8
Fischaufstiegs- anlagen Hamen	sofort	0,0 n=91	0,0 n=99	18,8 ^{B*} n=80	1,0 n=104	0,0 n=77	0,0 n=102	2,0 n=100	0,0 n=93
	96 h	0,0	0,0	1,3	13,5	0,0	27,5	0,0	2,2
Fischaufstiegs- anlagen	sofort	n.v. n=0	0,0 n=21	0,0 n=13	0,0 n=16	0,0 n=9	0,0 n=22	0,0 n=9	0,0 n=60
	96 h	n.v.	0,0	0,0	12,5	0,0	22,7	11,1	1,7

2.1.2.3. Vitalität

Über alle Fischarten hinweg wurde bei den Fischen der Referenzgruppe Vorschädigung kein Vitalitätsverlust (Vitalitätsstufe 0) festgestellt (Abbildung 21). Die Effekte des Transports und der Umstellung auf den Wasserchemismus der Loisach auf die Vitalität der Versuchsfische waren offensichtlich minimal.

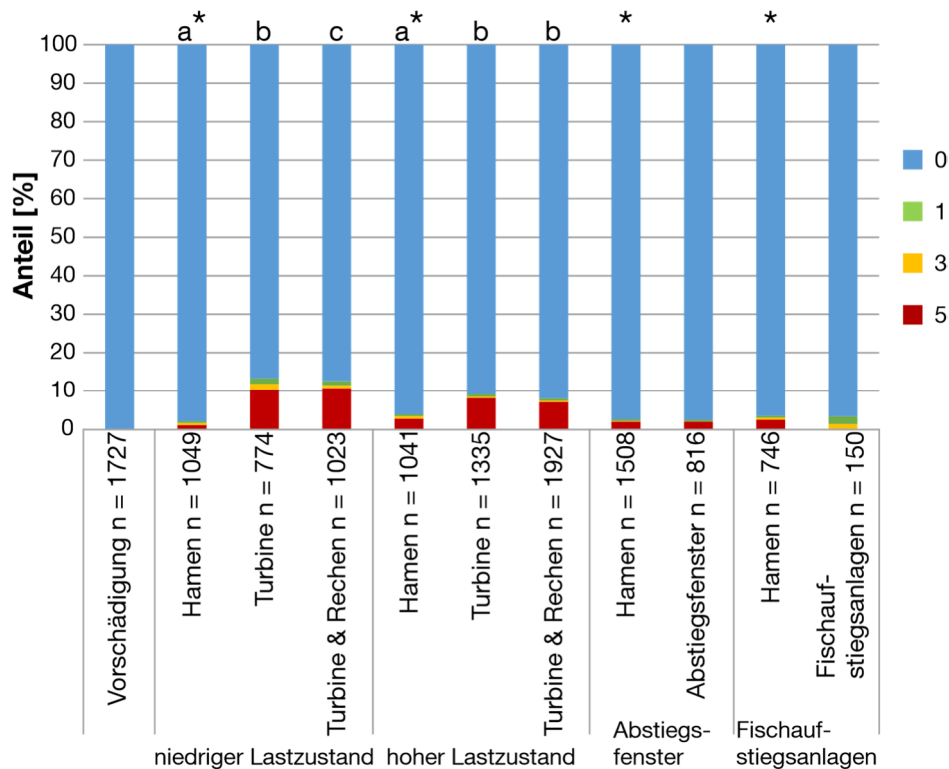


Abbildung 21 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) der acht Versuchsfischarten bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Großweil im Herbst 2020 und Frühjahr 2021, aufgeteilt in die verschiedenen Referenz- und Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen (jeweils niedriger und hoher Lastzustand), Abstiegswasser sowie Fischaufstiegsanlagen. Die unterschiedlichen Farben im Stapelbalken symbolisieren die Vitalitätsstufen (rot = 5, orange = 3, grün = 1, hellblau = 0). Unterschiedliche Kleinbuchstaben oberhalb der Stapelbalken symbolisieren signifikante Unterschiede (paarweiser Mann-Whitney U-Test) zwischen den einzelnen Versuchsgruppen innerhalb eines Abstiegswasserkorridors (Turbine, Abstiegswasser, Fischaufstiegsanlagen) und Lastzustandes (nur Turbinenkorridor). Signifikante Unterschiede ($P < 0,05$) zwischen den fangbedingten Verletzungen der verschiedenen Fangeinrichtungen und der Vorschädigung sind mit * gekennzeichnet. n = Individuenzahl.

In allen Abstiegswasserkorridoren wurde ein signifikanter negativer Effekt des Fangs der Fische im Hamen auf deren Vitalität nachgewiesen (Vergleich der Referenzgruppen Vorschädigung vs. Hamen, Abbildung 21). Darüber hinaus wurde ein signifikanter Unterschied zwischen den fangbedingten und den turbinenbedingten Auswirkungen auf die Vitalität, sowohl bei Niedriglast als auch bei Hochlast, festgestellt. Die stärksten Effekte auf die Vitalität der

Versuchsfische wurden in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen detektiert. 10% aller wiedergefangenen Fische mit Turbinenpassage (Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen) wiesen eine reduzierte Vitalität auf (Vitalitätsstufen 1, 3, 5: 1 = gering reduzierte Vitalität, 3 = mäßig reduzierte Vitalität, 5 = tot; siehe Band 1, 2. aktualisierte Auflage 2022). Generell fällt bei den Fischen mit Turbinenpassage auf, dass die stärksten Vitalitätsverluste bzw. die höchste Letalität bei niedrigem Lastzustand auftraten. Nach Passage der Abstiegsfenster und der Fischaufstiegsanlagen wurde im Vergleich zur jeweils zugehörigen Referenzgruppe Hamen keine signifikante Reduzierung der Vitalität festgestellt (Abbildung 21).

Entsprechend den Ergebnissen zur Mortalität hatte die Turbinenpassage nur sehr geringe Auswirkungen auf die Vitalität der **Aale**. Neben neun sofort gestorbenen Individuen wurden Aale mit mäßigem Vitalitätsverlust nur in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen in ebenfalls sehr geringer Anzahl detektiert. Ein signifikanter Unterschied zur Referenzgruppe Hamen ergab sich bei den Aalen nur in der Versuchsgruppe Turbine während Hochlast (Abbildung 22).

Die Vitalität der **Nasen** war in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen sowohl bei Niedrig- als auch bei Hochlast gegenüber der zugehörigen Referenzgruppe Hamen signifikant reduziert (Abbildung 22). Der höchste Anteil an Nasen mit reduzierter Vitalität wurde in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen bei Niedriglast festgestellt. Im Abstiegskorridor Abstiegsfenster waren zwei Nasen sofort tot.

Bei den **Bachforellen** fiel auf, dass im Vergleich zu den anderen Fischarten der Vitalitätsverlust in den Referenzgruppen Hamen in allen Abstiegskorridoren am höchsten war. Bis auf die Versuchsgruppe Turbine & Rechen bei Niedriglast war der Vitalitätsverlust in der Referenzgruppe Hamen sowohl im Turbinenkorridor als auch in den Abstiegskorridoren Abstiegsfenster und Fischaufstiegsanlagen größer als in den zugehörigen Versuchsgruppen (Abbildung 22). Statistisch signifikante Unterschiede zwischen Versuchsgruppen und Referenzgruppen wurden jedoch nicht festgestellt, allerdings zwischen den Referenzgruppen Hamen und der Vorschädigung. Dieses Ergebnis kann darauf zurückgeführt werden, dass überdurchschnittlich viele Bachforellen < 5 cm in den Referenzgruppen Hamen sofort tot waren (z.B. Turbinenhamen bei Hochlast 64%, 7 von 11 Fischen; siehe dazu Erläuterung in Kapitel 2.1.2.2). Im Gegensatz dazu war der Vitalitätsverlust von Bachforellen in der Größenklasse < 5 cm nach Passage der verschiedenen Abstiegskorridore deutlich geringer.

Bei den **Flussbarschen** war der Anteil an Individuen mit reduzierter Vitalität in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen sowohl bei Niedrig- als auch bei Hochlast

höher als in der zugehörigen Referenzgruppe Hamen. Dieser Unterschied war jedoch nur während Hochlast zwischen der Versuchsgruppe Turbine & Rechen und der Referenzgruppe Hamen statistisch signifikant (Abbildung 22). Es wurde auch ein signifikanter negativer Effekt des Fangs der Flussbarsche im Hamen auf die Vitalität nachgewiesen (Vergleich Vorschädigung vs. Hamen).

Der höchste Anteil an **Barben** mit reduzierter Vitalität wurde in der Versuchsgruppe Turbine bei Niedriglast nachgewiesen, wobei hier 25% sofort tot waren. Im Vergleich dazu war der Anteil an Barben mit reduzierter Vitalität bei Hochlast deutlich geringer. Während Niedriglast war die Vitalität der Barben nach der Turbinenpassage im Vergleich zur zugehörigen Referenzgruppe Hamen signifikant reduziert, während Hochlast gab es keinen signifikanten Unterschied zur Referenzgruppe Hamen (Abbildung 23). Bei der Passage der Abstiegskorridore Abstiegsfenster und Fischaufstiegsanlagen wurde kein Vitalitätsverlust festgestellt.

Die Vitalität der **Rotaugen** war in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen bei Niedriglast und Turbine bei Hochlast im Vergleich zur zugehörigen Referenzgruppe Hamen signifikant reduziert (Abbildung 23). Insbesondere in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen bei Niedriglast war der Anteil an Individuen mit reduzierter Vitalität mit bis zu 37% besonders hoch. Neben einem hohen Anteil an sofort toten Individuen, wiesen etliche Rotaugen in diesen Versuchsgruppen eine gering bis mäßig reduzierte Vitalität auf. Die Vitalität der Rotaugen war zudem in den Referenzgruppen Hamen (außer bei Niedriglast) gegenüber der Vorschädigung signifikant reduziert. Im Vergleich zu den anderen Fischarten wurde bei den Rotaugen in den verschiedenen Versuchsgruppen am häufigsten eine reduzierte Vitalität festgestellt.

Bei den **Äschen** wurde nur während Niedriglast nach der Turbinenpassage eine signifikant reduzierte Vitalität im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen festgestellt (Abbildung 23). Neben den letal geschädigten Individuen wurden nur einzelne Fische mit einer gering bis mäßig reduzierten Vitalität beobachtet (Vitalitätsstufen 1 und 3). Die Vitalität der Äschen in den Referenzgruppen Hamen (Turbinkorridor & Fischaufstiegsanlagen) war im Vergleich zur Vorschädigung signifikant reduziert.

Bei den **Huchen** war die Vitalität im Turbinenkorridor sowohl bei Hoch- als auch bei Niedriglast im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen signifikant reduziert. Bei Niedriglast war der Anteil an Huchen mit reduzierter Vitalität nach der Turbinenpassage deutlich höher als bei Hochlast (Abbildung 23).

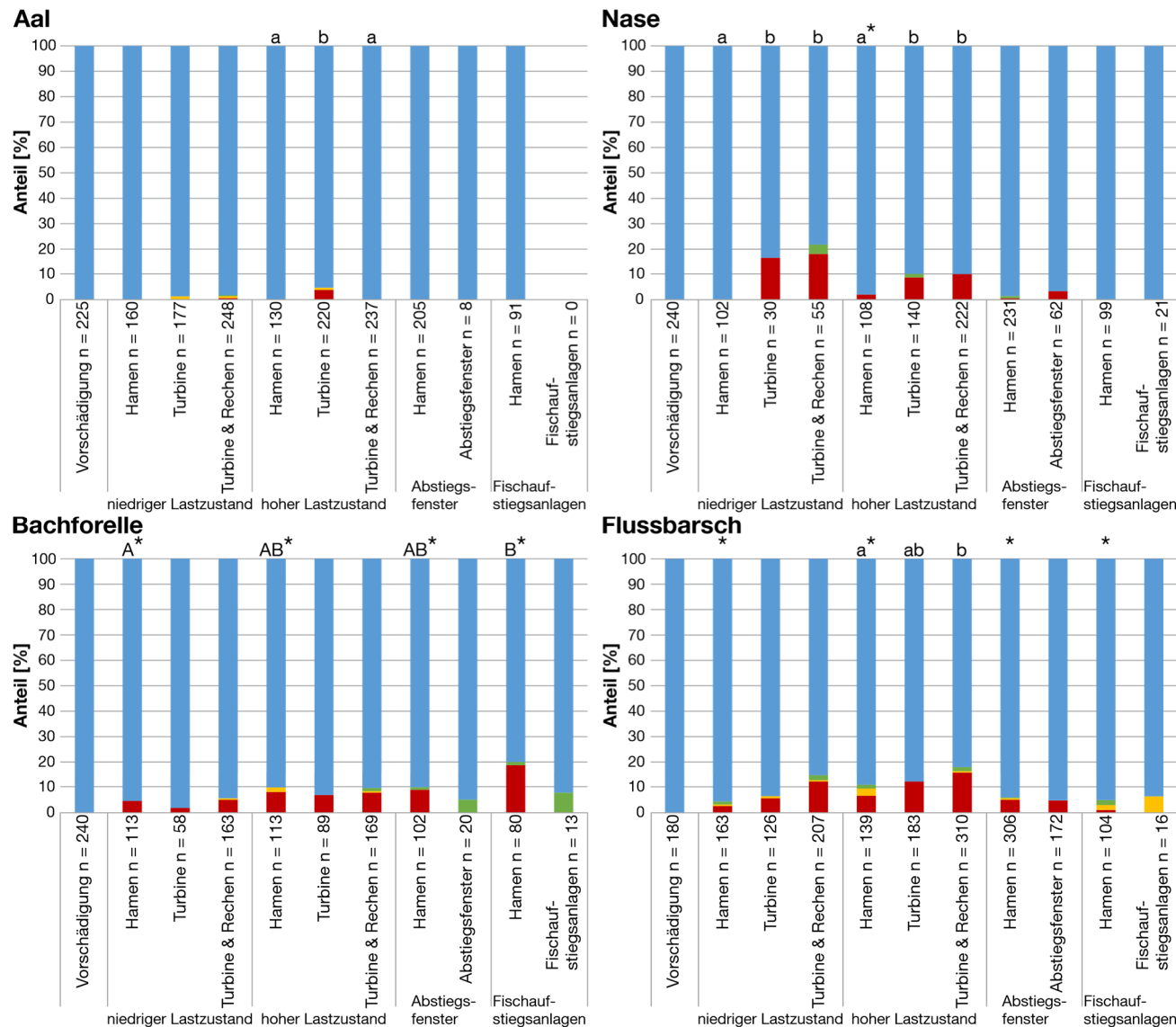
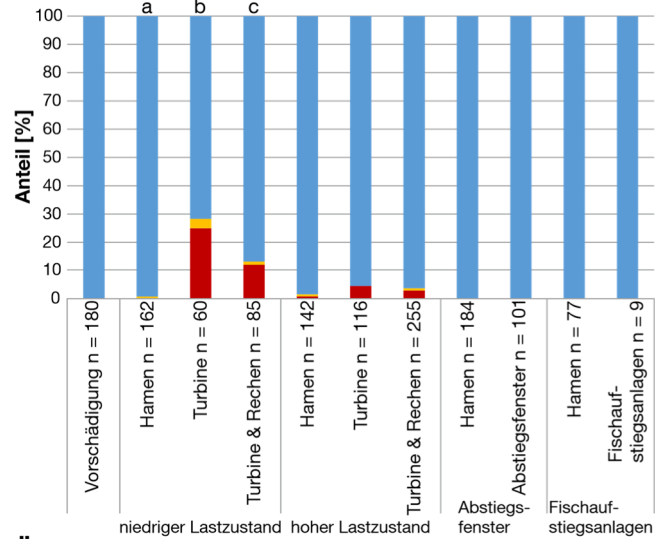
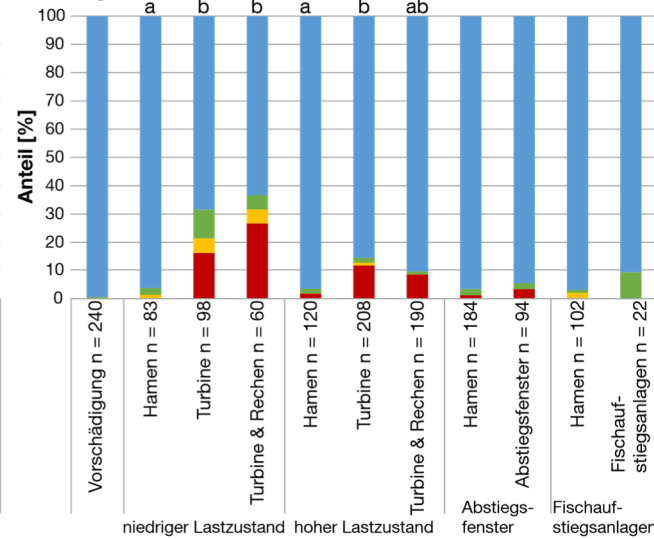


Abbildung 22 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Großweil im Herbst 2020 und Frühjahr 2021, aufgeteilt in die verschiedenen Referenz- und Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen (jeweils niedriger und hoher Lastzustand), Abstiegswasser sowie Fischauflage. Die unterschiedlichen Farben im Stapelbalken symbolisieren die Vitalitätsstufen (rot = 5, orange = 3, grün = 1, hellblau = 0). Unterschiedliche Kleinbuchstaben oberhalb der Stapelbalken symbolisieren signifikante Unterschiede (paarweiser Mann-Whitney U-Test) zwischen den einzelnen Referenz-/Versuchsgruppen innerhalb eines Abstiegs-korridors (Turbinen, Abstiegswasser, Fischauflage) und Lastzustandes (nur Turbinenkorridor). Unterschiedliche Großbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen (Hamen) der einzelnen Fangeinrichtungen bzw. Lastzuständen. Signifikante Unterschiede ($P < 0,05$) zwischen den fangbedingten Verletzungen der verschiedenen Fangeinrichtungen und der Vorschädigung sind mit * gekennzeichnet. n = Individuenzahl.

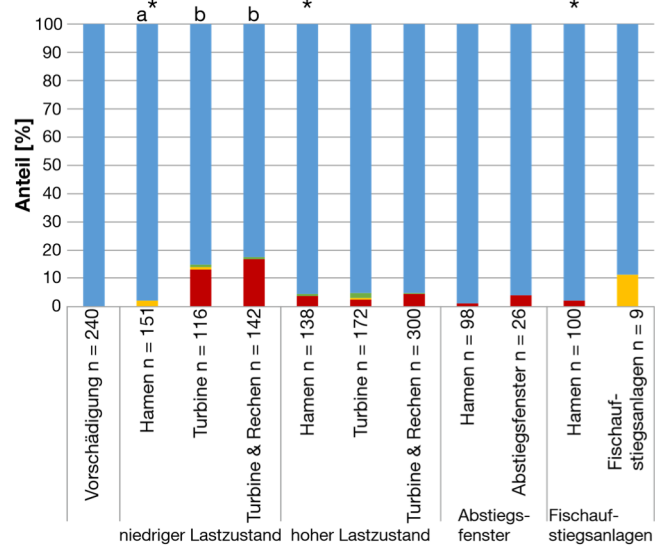
Barbe



Rotaue



Äsche



Huchen

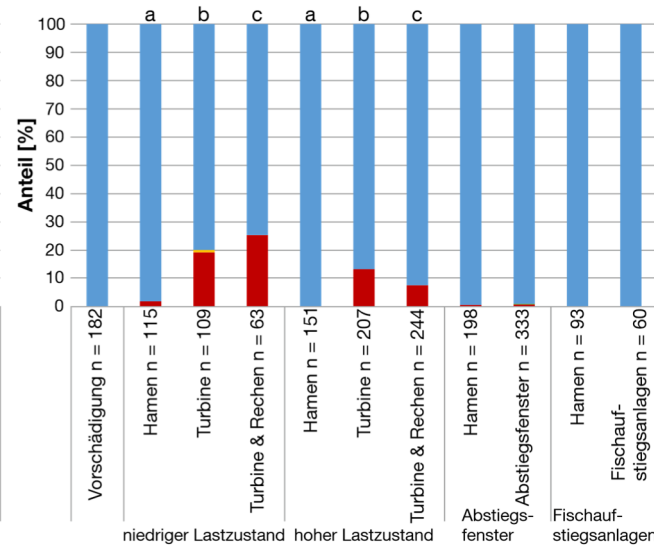


Abbildung 23 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) der Fischarten Barbe, Rotaue, Äsche und Huchen bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Großweil im Herbst 2020 und Frühjahr 2021, aufgeteilt in die verschiedenen Referenz- und Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen (jeweils niedriger und hoher Lastzustand), Abstiegswasser sowie Fischauflage. Die unterschiedlichen Farben im Stapelbalken symbolisieren die Vitalitätsstufen (rot = 5, orange = 3, grün = 1, hellblau = 0). Unterschiedliche Kleinbuchstaben oberhalb der Stapelbalken symbolisieren signifikante Unterschiede (paarweiser Mann-Whitney U-Test) zwischen den einzelnen Referenz-/Versuchsgruppen innerhalb eines Abstiegswasserkorridors (Turbine, Abstiegswasser, Fischauflage) und Lastzustandes (nur Turbinenkorridor). Signifikante Unterschiede ($P < 0,05$) zwischen den fangbedingten Verletzungen der verschiedenen Fangeinrichtungen und der Vorschädigung sind mit * gekennzeichnet. n = Individuenzahl.

2.1.2.4. Äußere Verletzungen

Die multivariate Analyse der einzelnen Verletzungstypen und deren Intensität über alle acht getesteten Fischarten mittels NMDS ergab eine zum Teil deutliche Trennung der äußeren Verletzungsmuster zwischen den Fischarten (Abbildung 24). Dabei unterschieden sich vor allem die Verletzungsmuster der Aale sowie der Flussbarsche und Bachforellen von den Verletzungsmustern der übrigen Fischarten. Diese artspezifischen Verletzungsmuster überlagern im Gesamtdatensatz die Effekte der einzelnen Versuchsgruppen und Lastzustände nahezu vollständig. Mittels ANOSIM wurden im Gesamtdatensatz und bei den fischartenspezifischen Analysen statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Verletzungsmustern der verschiedenen Versuchsgruppen festgestellt, die Güte der Trennung (R-Wert) war aber zum Teil sehr gering. Über alle Fischarten hinweg kamen Schuppenverluste und Einrisse/Schnitte an den Flossen stetig in allen Versuchsgruppen vor. 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.

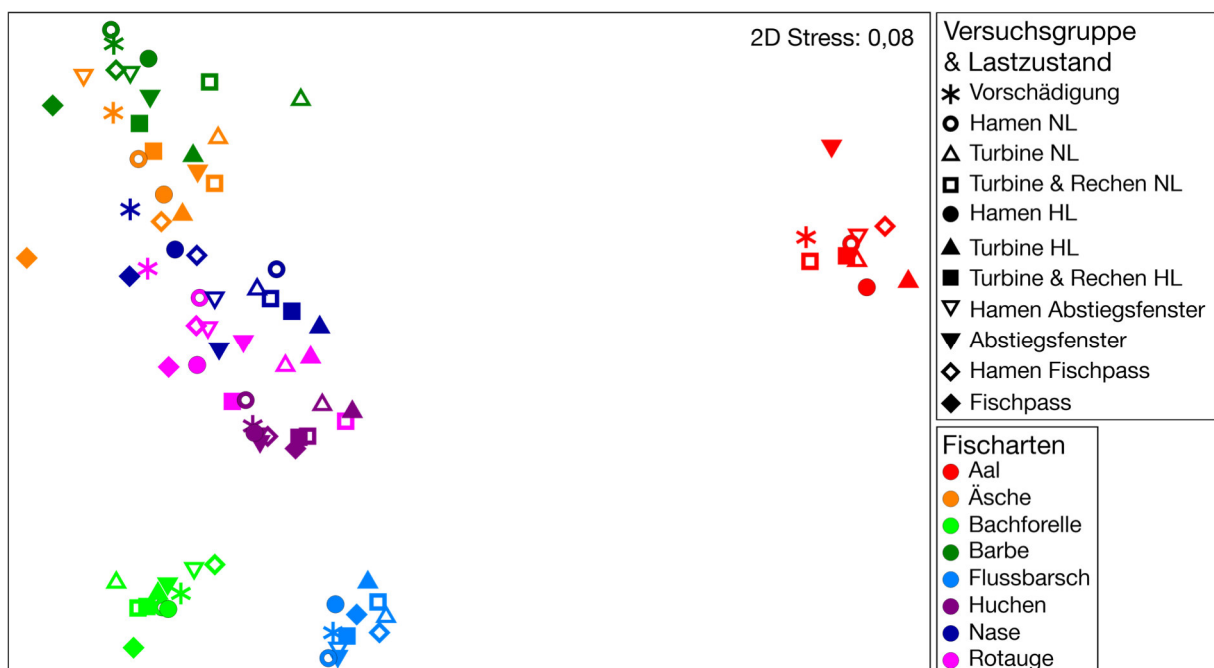


Abbildung 24 Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der äußeren Verletzungsmuster am Standort Großweil unterteilt nach Fischarten und den verschiedenen Versuchsgruppen (Band 1). NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Zur übersichtlicheren Darstellung wurden die Werte aller Individuen für jede Fischart und Versuchsgruppe gemittelt. Der Abstand der Versuchsgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

Beim **Aal** wurde ein signifikanter Unterschied der äußeren Verletzungsmuster zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage (Turbine und Turbine & Rechen) und der Referenzgruppe Hamen nachgewiesen (Abbildung 27). Dies ist überraschend, da beim Aal

sowohl die Mortalität als auch der Anteil an Individuen mit gering bis mäßig reduzierter Vitalität nach der Turbinenpassage sehr gering waren. In den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage wurden vor allem Hautverletzungen an Kopf und Kiemendeckel sowie Pigmentveränderungen am Kiemendeckel in höherer Intensität als in der Referenzgruppe Hamen festgestellt. Die äußeren Verletzungsmuster der Aale unterschieden sich innerhalb der Referenzgruppe Hamen signifikant zwischen Hoch- und Niedriglast, was sich auch in einer Trennung in der grafischen Darstellung der MDS widerspiegelt (Abbildung 25). Dabei waren insbesondere die mittlere Intensität von Hautverletzungen an Kopf und Kiemendeckel sowie von Pigmentveränderungen am Kopf bei Niedriglast deutlich höher als bei Hochlast. Auch innerhalb der Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster statistisch signifikant zwischen den Lastzuständen (Abbildung 27).

Bei den **Nasen** wurde ein signifikanter Unterschied der äußeren Verletzungsmuster zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage (Turbine und Turbine & Rechen) und der Referenzgruppe Hamen nachgewiesen (Abbildung 27). Dabei war die durchschnittliche Verletzungsintensität (v.a. Schuppenverluste, Einrisse/Schnitte an den Flossen, Pigmentveränderungen am Kopf) in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage höher. Die Variabilität der äußeren Verletzungsmuster war dabei insbesondere in der Referenzgruppe Hamen und der Versuchsgruppe Turbine jeweils bei Niedriglast hoch (Abbildung 25). Der Vergleich der Lastzustände ergab, dass sich die äußeren Verletzungsmuster in der Referenzgruppe Hamen und der Versuchsgruppe Turbine & Rechen zwischen Hoch- und Niedriglast signifikant unterschieden (Abbildung 27). Bei Hochlast traten vor allem Schuppenverluste am Körper mit höherer Intensität auf (Abbildung 27).

Die Verletzungsmuster der Fischart **Bachforelle** unterschieden sich zwischen den Referenzgruppen Hamen und Vorschädigung, zwischen der Referenzgruppe Hamen und den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage (Turbine und Turbine & Rechen) sowie innerhalb der Referenzgruppe Hamen und der Versuchsgruppe Turbine & Rechen zwischen Hoch- und Niedriglast signifikant (Abbildung 27). In den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage waren insbesondere die Verletzungsintensitäten von Einrissen/Schnitten an den Flossen sowie von Schuppenverlusten höher als in der Referenzgruppe Hamen (Abbildung 27).

Bei der Fischart **Flussbarsch** unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster in der Versuchsgruppe Turbine signifikant von der Referenzgruppe Hamen (Abbildung 27). Während Niedriglast war insbesondere die Verletzungsintensität von Einblutungen am Kopf in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen höher als während Hochlast (Abbildung 27). Auffällig war, dass in der Versuchsgruppe Abstiegsfenster, deren Verletzungsmuster sich signifikant von denen der Referenzgruppe Hamen Abstiegsfenster unterschieden, eine

deutlich höhere Intensität von Gasblasen in den Augen, Einblutungen und Hautverletzungen am Kopf sowie Einrisse/Schnitte an den Flossen festgestellt wurde (Abbildung 27).

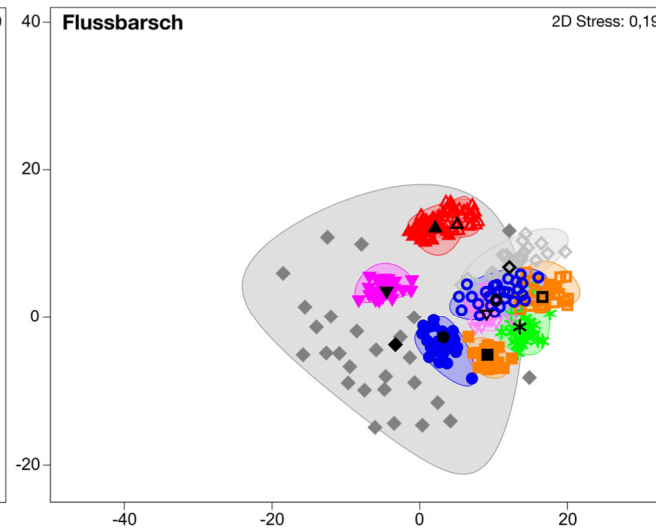
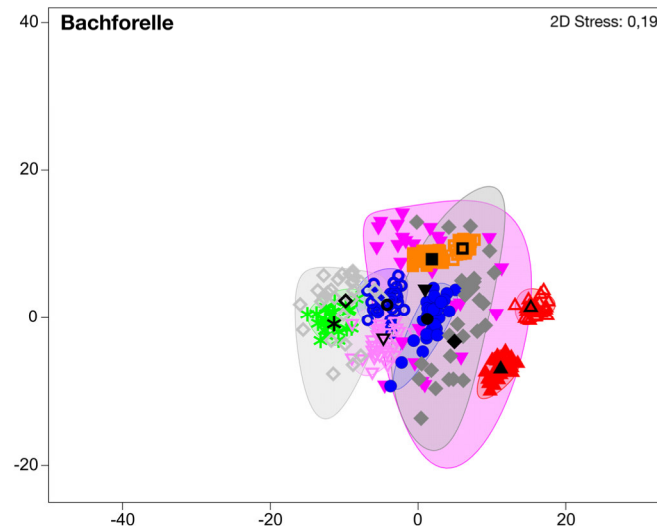
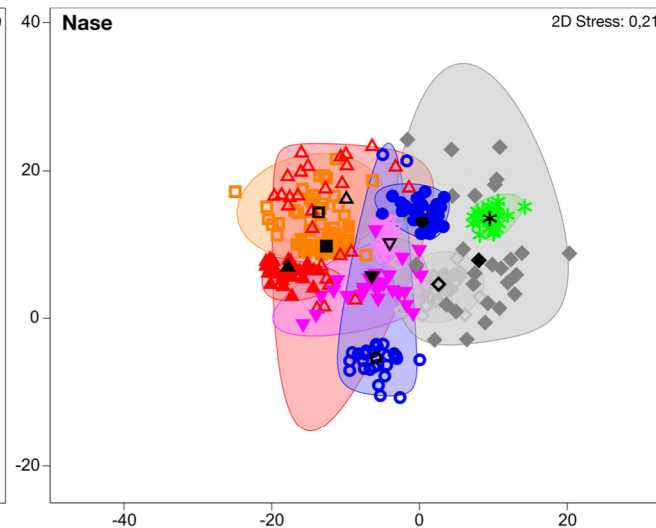
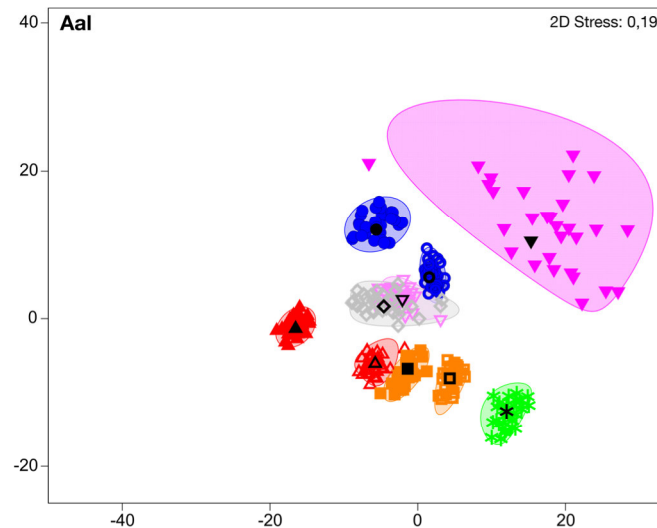
Bei den **Barben** unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage (Turbine und Turbine & Rechen) und der Referenzgruppe Hamen sowie zwischen der Versuchsgruppe Turbine und Turbine & Rechen signifikant (Abbildung 28). Auch in der MDS ist eine deutliche Trennung der Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen zu erkennen, wobei die Variabilität der Verletzungsmuster innerhalb der Versuchsgruppen, außer in der Versuchsgruppe Turbine bei Niedriglast, jeweils gering war (Abbildung 26). In der Versuchsgruppe Turbine kamen Hautverletzungen an den Kiemendeckeln, Schuppenverluste, Einrisse/Schnitte an den Flossen sowie Einblutungen am Kopf mit höherer Intensität vor als in der Referenzgruppe Hamen. In der Versuchsgruppe Turbine & Rechen wurden Einrisse/Schnitte an den Flossen und Schuppenverluste mit etwas höherer Intensität festgestellt als in der Referenzgruppe Hamen (Abbildung 28). In der Referenzgruppe Hamen und der Versuchsgruppe Turbine unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster signifikant zwischen Hoch- und Niedriglast (Abbildung 28). In der Versuchsgruppe Turbine bei Niedriglast kamen Hautverletzungen an Kopf und Kiemendeckel sowie Einblutungen und Pigmentveränderungen am Kopf mit deutlich höherer Intensität vor als bei Hochlast (Abbildung 28).

Für die Fischart **Rotaugen** ergab die ANOSIM einen signifikanten Unterschied in den äußeren Verletzungsmustern zwischen der Referenzgruppe Hamen und der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (Abbildung 28). In den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage traten vor allem Einblutungen an Kopf und Körper, Einrisse/Einschnitte in den Flossen und Schuppenverluste mit deutlich höherer Intensität auf als in der Referenzgruppe Hamen (Abbildung 28). Signifikante Unterschiede in den Verletzungsmustern wurden innerhalb der Referenz- und Versuchsgruppen Hamen und Turbine & Rechen zwischen Hoch- und Niedriglast nachgewiesen, wobei die Variabilität der Verletzungsmuster bei Niedriglast höher war als bei Hochlast (Abbildung 26). Insbesondere die Intensität von Hautverletzungen an Kopf und Kiemendeckel, Einblutungen an Kopf, Körper und Flossen, Einrisse/Einschnitten in den Flossen und Schuppenverlusten war bei Niedriglast in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen höher (Abbildung 28).

Bei den **Äschen** unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster der Versuchsgruppe Turbine signifikant von der Referenzgruppe Hamen (Abbildung 28). In der Versuchsgruppe Turbine traten Einblutungen am Körper, am Kopf und in den Augen sowie Einrisse/Einschnitte in den Flossen mit etwas höherer Intensität auf als in der Referenzgruppe Hamen (Abbildung 28). In den beiden Versuchsgruppen mit Turbinenpassage (Turbine und Turbine & Rechen)

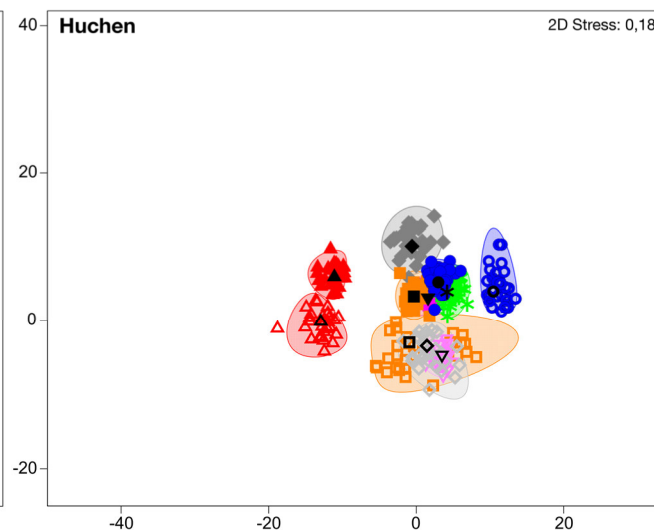
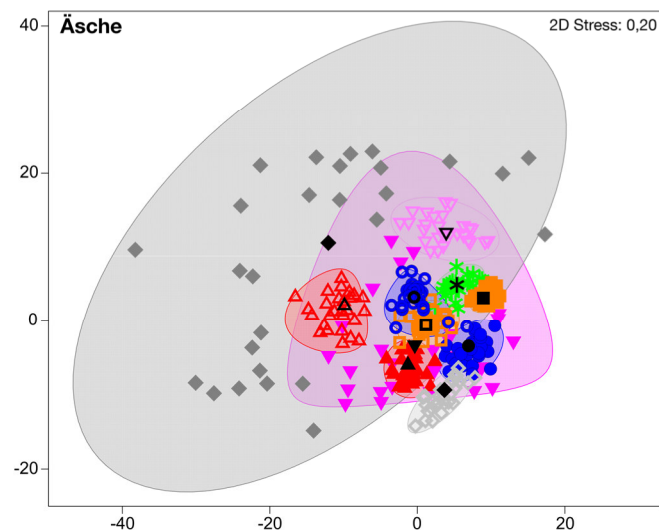
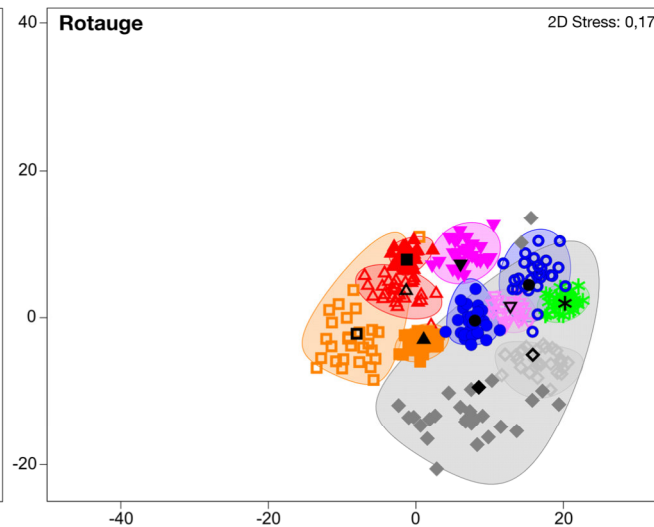
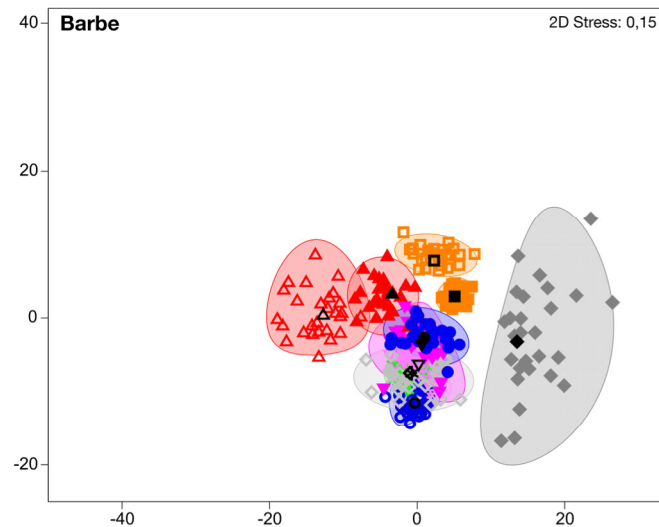
gab es signifikante Unterschiede in den äußeren Verletzungsmustern zwischen den Lastzuständen. Bei Niedriglast kamen besonders Einblutungen mit etwas höherer Intensität vor (Abbildung 28). In der Versuchsgruppe Fischaufstiegsanlagen unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster signifikant von der zugehörigen Referenzgruppe Hamen. Dabei traten Hautverletzungen an den Kiemendeckeln und Schuppenverluste mit höherer Intensität in der Versuchsgruppe Fischaufstiegsanlagen auf (Abbildung 28). Die Anzahl wiedergefangener Äschen war jedoch in der Versuchsgruppe Fischaufstiegsanlagen sehr gering ($n = 9$) und die Variabilität der Verletzungsmuster sehr hoch (Abbildung 26).

Beim **Huchen** wurden signifikante Unterschiede in den äußeren Verletzungsmustern zwischen der Referenzgruppe Hamen und den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage (Turbine und Turbine & Rechen) festgestellt (Abbildung 28). Im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen kamen Pigmentveränderungen am Kopf und am Kiemendeckel, Schuppenverluste sowie Hautverletzungen am Kopf mit deutlich höherer Intensität in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage vor (Abbildung 28). Signifikante Unterschiede gab es innerhalb der Versuchsgruppen Hamen und Turbine & Rechen beim Vergleich von Hoch- und Niedriglast (Abbildung 28). In der Referenzgruppe Hamen war die kumulative Verletzungsintensität bei Hochlast höher als bei Niedriglast, während im Gegensatz dazu in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen die kumulative Verletzungsintensität bei Niedriglast höher war (Abbildung 28). Insbesondere vollständige oder teilweise Amputationen des Kopfes traten in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen während Niedriglast (9,5% aller wiedergefangenen Huchen) deutlich häufiger auf als während Hochlast (3,4%). In der Versuchsgruppe Fischaufstiegsanlagen unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster signifikant von der zugehörigen Referenzgruppe Hamen. Dabei war vor allem die Intensität von Schuppenverlusten am Körper, Hautverletzungen am Kopf und Pigmentveränderungen am Kopf in der Versuchsgruppe Fischaufstiegsanlagen höher als in der Referenzgruppe Hamen (Abbildung 28).



- * Vorschädigung
- Hamen NL
- △ Turbine NL
- Turbine & Rechen NL
- Hamen HL
- ▲ Turbine HL
- Turbine & Rechen HL
- ▽ Hamen Abstiegsfenster
- ▼ Abstiegsfenster
- ◇ Hamen Fischaufstiegsanlagen
- ◆ Fischaufstiegsanlagen

Abbildung 25 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch am Standort Großweil unterteilt nach den Referenz- und Versuchsgruppen und Lastzuständen (Band 1). NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe der Referenz-/Versuchsgruppe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Referenz-/Versuchsgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).



* Vorschädigung

○ Hamen NL

△ Turbine NL

□ Turbine & Rechen NL

● Hamen HL

▲ Turbine HL

■ Turbine & Rechen HL

▽ Hamen Abstiegsfenster

▼ Abstiegsfenster

◇ Hamen Fischaufstiegsanlagen

◆ Fischaufstiegsanlagen

Abbildung 26 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen am Standort Großweil unterteilt nach den Referenz- und Versuchsgruppen und Lastzuständen (Band 1). NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe der Referenz-/Versuchsgruppe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Referenz-/Versuchsgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

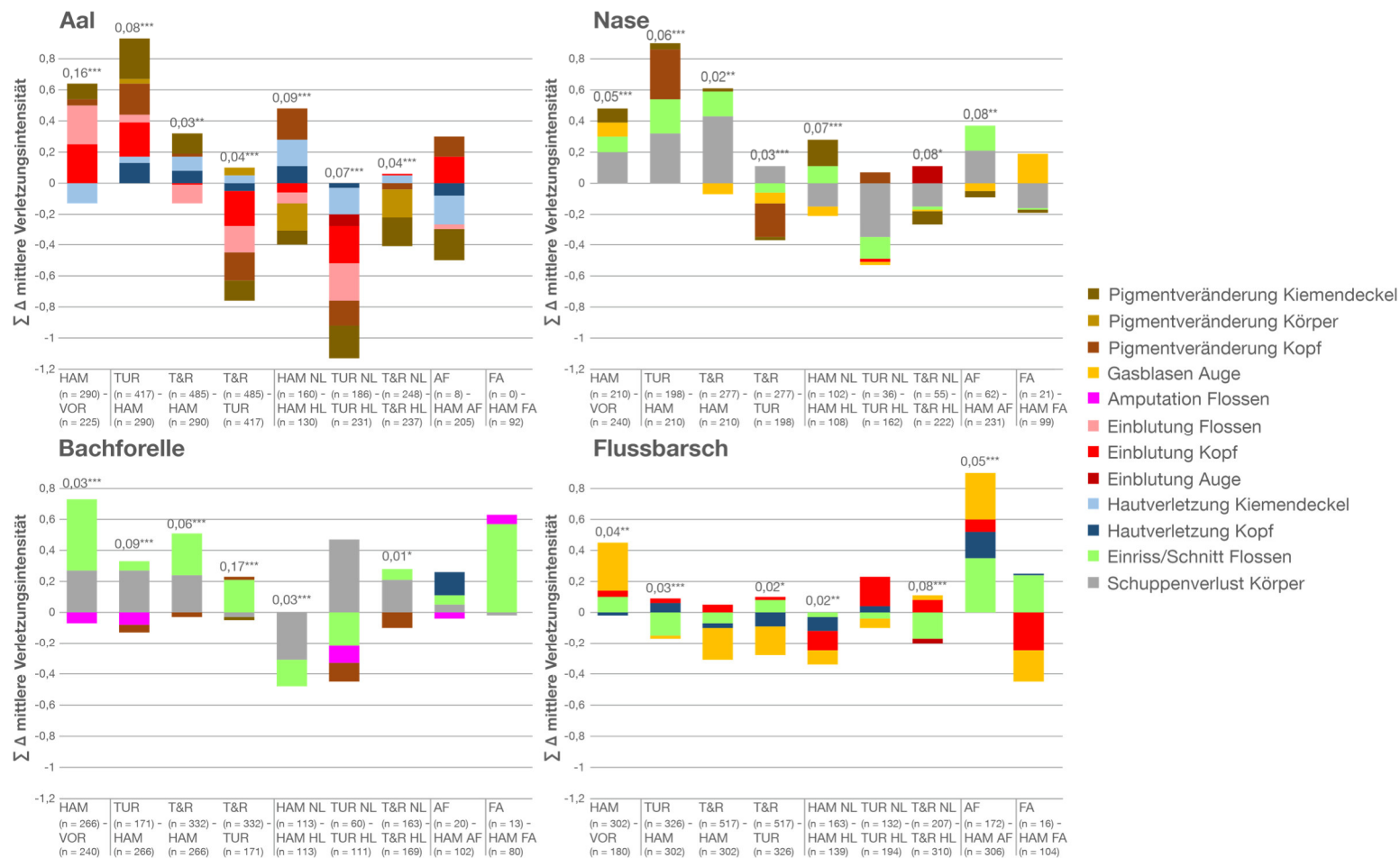


Abbildung 27 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 5\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Referenz- und Versuchsgruppen (x-Achse) für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch am Standort Großweil. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der jeweiligen Verletzungskategorie des Minuenden an, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität des Subtrahenden. HAM = Hamen, VOR = Vorschädigung, TUR = Turbine, T&R = Turbine & Rechen, AF = Abstiegsfenster, FA = Fischeaufstiegsanlagen, NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Referenz- und Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

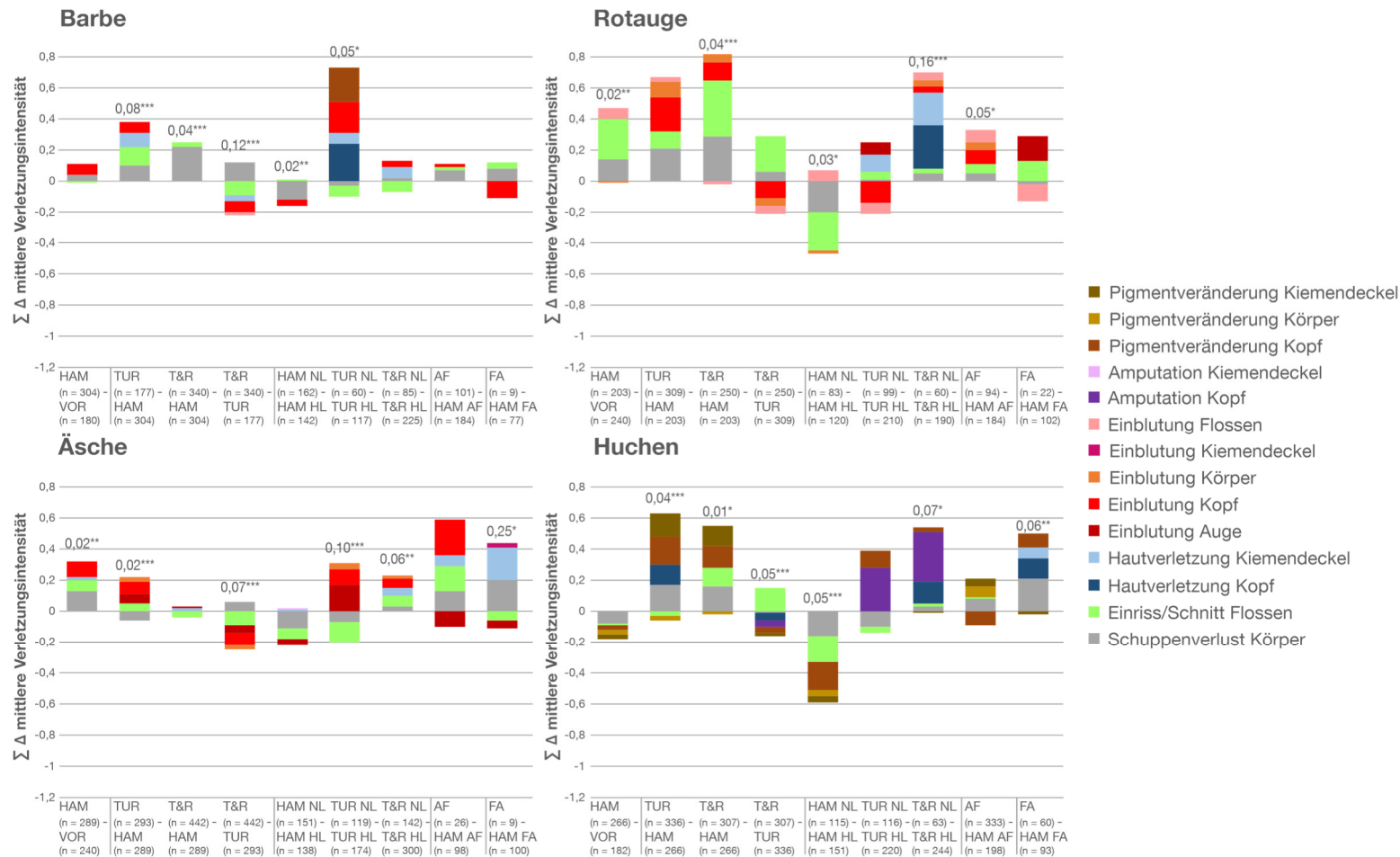


Abbildung 28 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 5\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Referenz- und Versuchsgruppen (x-Achse) für die Fischarten Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen am Standort Großweil. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der jeweiligen Verletzungskategorie des Minuenden an, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität des Subtrahenden. HAM = Hamen, VOR = Vorschädigung, TUR = Turbine, T&R = Turbine & Rechen, AF = Abstiegsfenster, FA = Fischeaufstiegsanlagen, NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Referenz- und Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

2.1.2.5. Innere Verletzungen

Aus der Referenzgruppe Vorschädigung und den Referenz- und Versuchsgruppen Hamen, Turbine und Turbine & Rechen des Turbinenkorridors wurde eine Stichprobe toter ($n = 777$) und lebender ($n = 1.226$) Fische konserviert (insgesamt 2.003, Tabelle 17). Aus dem Abstiegskorridor Abstiegsfenster wurden insgesamt 654 Fische konserviert, davon 239 Fische nach Passage der Abstiegsfenster und 415 Fische der Referenzgruppe Hamen Abstiegsfenster. Nachfolgend wurden diese mittels Kontaktradiographie und dem standardisierten Protokoll (Band 1, Kapitel 6.3.1, 2. aktualisierte Auflage 2022; Mueller et al. 2020) auf innere Verletzungen hin untersucht. Hierbei wurden auch innere Verletzungen gewertet, die mutmaßlich von außen erkennbar waren, aber im Feld nicht detailliert und sicher erfasst werden können (z.B. Frakturen). Bei der statistischen Auswertung wurde die Anzahl und Intensität der inneren Verletzungen (univariat) sowie die inneren Verletzungsmuster (multivariat) berücksichtigt (Berechnung siehe Band 1, Kapitel 6.12.2 und 6.12.3, 2. aktualisierte Auflage 2022). Für den Turbinenkorridor wurden Fische mit Turbinenpassage (Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen) und ohne Turbinenpassage (Referenzgruppen Vorschädigung und Hamen), ebenso wie lebende und tote Fische direkt nach der Turbinenpassage bzw. ohne Turbinenpassage miteinander verglichen. Im Abstiegskorridor Abstiegsfenster wurden Fische nach Passage der Abstiegsfenster mit Fischen der Referenzgruppe Hamen Abstiegsfenster verglichen.

Tabelle 17 Übersicht der aus der Referenzgruppe Vorschädigung und den Referenz- und Versuchsgruppen Hamen, Turbine und Turbine & Rechen des Turbinenkorridors konservierten und ausgewerteten Individuen ($n = 2003$) der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen. In Klammern ist die Anzahl der toten Fische, die während des Versuchs gestorben sind, angegeben. Signifikante Unterschiede (nach Mann-Whitney U-Test) in der mittleren ($\bar{x}$) Verletzungsanzahl und -intensität zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage sind mit dem Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$. MT = mit Turbinenpassage (Turbine und Turbine & Rechen), OT = ohne Turbinenpassage (Vorschädigung und Hamen).

	Gesamt	Anzahl MT		Anzahl OT		Ø Anzahl Verletzungen		Ø Intensität Verletzungen	
		Turbine	Turbine & Rechen	Vorschädigung	Hamen	MT	OT	MT	OT
Aal	162	47 (9)	35 (1)	40	40	2,6	2,3	5,6	5
Nase	233	67 (32)	82 (41)	41	43 (2)	2,2	1,3	5,3*	1,6
Bachforelle	209	48 (14)	64 (22)	40	57 (16)	3,8*	2,1	9,3**	3,2
Flussbarsch	338	80 (47)	162 (121)	35 (2)	61 (29)	2,5	1,9	5**	2,7
Barbe	197	60 (23)	57 (16)	39	41 (2)	2,4**	1,4	4,2**	1,5
Rotaugen	428	165 (125)	137 (98)	46 (5)	80 (39)	1,7*	1,2	2,4*	1,4
Äsche	209	58 (19)	68 (33)	37	46 (7)	3,2	2,3	8,6	4,5
Huchen	227	75 (37)	60 (21)	49 (7)	43 (2)	3,9*	1,8	11,8*	3,4
Alle Arten	2003	600 (307)	665 (359)	327 (14)	411 (97)	2,6***	1,8	5,9***	2,8

Anzahl und Intensität der inneren Verletzungen

Bei den Fischen aus den verschiedenen Versuchsgruppen wurden innere Verletzungen unterschiedlicher Intensität festgestellt (Tabelle 17; Berechnung siehe Band 1, Kapitel 6.12.2, 2. aktualisierte Auflage 2022). Über alle Fischarten hinweg hatten Fische mit Turbinenpassage eine signifikant höhere Anzahl und Intensität der inneren Verletzungen als Fische ohne Turbinenpassage. Bei der Einzelbetrachtung der Fischarten waren bei allen Arten sowohl die durchschnittliche Anzahl als auch die durchschnittliche Intensität der inneren Verletzungen bei Individuen mit Turbinenpassage höher als bei Individuen ohne Turbinenpassage (Tabelle 17). Die durchschnittliche Anzahl und Intensität der inneren Verletzungen war bei Bachforelle und Huchen am größten und unterschied sich signifikant zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage, ebenso wie bei Barbe und Rotaugen. Bei Nase und Flussbarsch wurde kein signifikanter Unterschied in der Anzahl der inneren Verletzungen zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage nachgewiesen, jedoch unterschied sich die Verletzungsintensität signifikant zwischen diesen Gruppen.

Weder über alle Arten hinweg, noch bei der Einzelbetrachtung der Fischarten konnte ein signifikanter Unterschied in der Anzahl bzw. Intensität der inneren Verletzungen zwischen Fischen mit Passage durch das Abstiegsfenster und Fischen der Referenzgruppe Hamen Abstiegsfenster festgestellt werden.

Multivariater Vergleich der inneren Verletzungsmuster aller Fischarten

In der graphischen Darstellung der inneren Verletzungsmuster mittels MDS ist erkennbar, dass sich die Fischart Aal deutlich von den anderen sieben Fischarten unterscheidet (Abbildung 46 im Anhang). Insbesondere bei Aal, Nase und Rotaugen gab es keine deutliche Trennung der Verletzungsmuster zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage (Abbildung 46 im Anhang). Über alle Fischarten hinweg ähnelten sich die inneren Verletzungsmuster der lebenden Fische mit Turbinenpassage und der lebenden Fische der Referenzgruppen Vorschädigung und Hamen. Die inneren Verletzungsmuster der toten Individuen mit Turbinenpassage hingegen unterschieden sich deutlich von den inneren Verletzungsmustern der Fische, die die Turbinenpassage überlebt haben sowie auch von den toten und lebenden Fischen ohne Turbinenpassage der Referenzgruppen Vorschädigung und Hamen. Die Variabilität der inneren Verletzungsmuster der toten Fische ohne Turbinenpassage war dabei besonders groß (Abbildung 46 im Anhang).

Bei allen Fischarten war die kumulative Verletzungsintensität bei Individuen mit Turbinenpassage bzw. bei toten Individuen mit Turbinenpassage höher als in der jeweiligen zugehörigen Referenzgruppe, wobei sie bei den toten Individuen mit Turbinenpassage am

höchsten war (Abbildung 29). Für die Fischarten Bachforelle, Flussbarsch und Barbe wurde ein statistisch signifikanter Unterschied der inneren Verletzungsmuster zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage nachgewiesen. Zwischen toten und lebenden Individuen mit Turbinenpassage wurde bei den Nasen und Äschen ein signifikanter Unterschied der inneren Verletzungsmuster festgestellt, wobei vor allem Verformungen und Frakturen knöcherner Elemente und Veränderungen der Schwimmblase in höherer Intensität bei toten Individuen auftraten (Abbildung 29).

Beim **Aal** kamen nach der Turbinenpassage röntgendichtes Material, Gasblasen im Schwanzbereich und Veränderungen der Schwimmblase in etwas höherer Verletzungsintensität vor als bei Aalen ohne Turbinenpassage (Abbildung 29). Bei toten Aalen mit Turbinenpassage traten vor allem Frakturen an Kopf und Halswirbelsäule sowie Veränderungen der Schwimmblase mit deutlich höherer kumulativer Verletzungsintensität auf als bei lebenden Aalen (Abbildung 29).

Bei den **Nasen** mit Turbinenpassage war die kumulative Verletzungsintensität nur geringfügig größer als bei den Individuen ohne Turbinenpassage. Hierbei kamen besonders Gasblasen in der Leibeshöhle bei den Individuen mit Turbinenpassage mit etwas höherer Intensität vor (Abbildung 29). Die toten Individuen mit Turbinenpassage unterschieden sich statistisch signifikant von den lebenden Individuen mit Turbinenpassage. Bei den nach der Turbinenpassage toten Nasen traten Verformungen der Rippen und Rumpfwirbelsäule sowie Frakturen der Rippen und Veränderungen der Schwimmblase mit deutlich höherer Intensität auf (Abbildung 29).

Die inneren Verletzungsmuster der **Bachforelle** unterschieden sich signifikant zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage (Abbildung 29). Dabei traten Flüssigkeitsansammlungen und Gasblasen in der Leibeshöhle sowie Stauchungen der Schwanz- und Rumpfwirbelsäule mit höherer Intensität bei Individuen mit Turbinenpassage auf als bei Individuen ohne Turbinenpassage (Abbildung 29). Dies ist überraschend, da bei der Bachforelle eine sehr niedrige turbinenbedingte Mortalität nachgewiesen wurde (Abbildung 20), die jedoch aufgrund der in Kapitel 2.1.2.2 geschilderten methodischen Probleme vermutlich unterschätzt wurde. Die kumulative Verletzungsintensität der toten Bachforellen nach der Turbinenpassage war nach den Huchen am zweithöchsten (Abbildung 29). Es traten insbesondere Verformungen der Rumpfwirbelsäule und Rippen sowie Stauchungen der Rumpfwirbelsäule, Veränderungen der Schwimmblase und Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle mit deutlich höherer Intensität auf als bei den lebenden Fischen nach der Turbinenpassage (Abbildung 29). Der Unterschied zwischen

lebenden und toten Bachforellen nach der Turbinenpassage war jedoch nicht signifikant und die Anzahl der toten Fische verhältnismäßig gering.

Beim **Flussbarsch** gab es einen signifikanten Unterschied in den inneren Verletzungsmustern zwischen Fischen mit und ohne Turbinenpassage (Abbildung 29). Die Intensität der Verletzungen nach der Turbinenpassage (Gasblasen in der Leibeshöhle und im Kopf, Verformungen der Rumpfwirbelsäule, Veränderungen der Schwimmblase) war geringfügig höher als bei den Flussbarschen ohne Turbinenpassage. Bei den toten Individuen nach der Turbinenpassage traten besonders Verformungen der Wirbelsäule, Gasblasen und Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle sowie Verformungen der Leibeshöhle mit höherer Intensität auf als bei den lebenden Fischen nach der Turbinenpassage (Abbildung 29).

Auch bei den **Barben** wurde ein signifikanter Unterschied zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage festgestellt (Abbildung 29). Dabei kamen v.a. röntgendichtes Material und Gasblasen in der Leibeshöhle sowie Veränderungen der Schwimmblase mit etwas höherer Intensität bei Individuen mit Turbinenpassage vor. Bei den toten Barben mit Turbinenpassage traten insbesondere Frakturen am Kopf und den Rippen, Verformungen der Rippen und der Rumpfwirbelsäule und Veränderungen der Schwimmblase mit deutlich höherer Intensität auf als in der Referenzgruppe (Abbildung 29).

Die inneren Verletzungsmuster der **Rotaugen** mit Turbinenpassage bzw. der toten Individuen mit Turbinenpassage traten nur mit geringfügig höherer Intensität auf, als in der jeweiligen Referenzgruppe (Abbildung 29). Bei den toten Rotaugen nach der Turbinenpassage traten Gasblasen in der Leibeshöhle und im Auge, Frakturen der Rippen und Veränderungen der Schwimmblase mit etwas höherer Intensität auf als bei lebenden Individuen mit Turbinenpassage (Abbildung 29). Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass die vergleichsweise hohe Mortalität beim Rotauge (Abbildung 20) eher durch äußere Verletzungen (Abbildung 28) oder auch Stress hervorgerufen wurde und nicht durch innere Verletzungen erklärt werden kann.

Bei der multivariaten Auswertung der inneren Verletzungen für die Fischart **Äsche** wurde kein signifikanter Unterschied zwischen den Versuchsgruppen mit und ohne Turbinenpassage detektiert (Abbildung 29). Jedoch traten Gasblasen und Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle, Verformungen der Dornfortsätze sowie Veränderungen der Schwimmblase bei den Äschen mit Turbinenpassage mit größerer Intensität auf. Die kumulative Verletzungsintensität der toten Äschen nach der Turbinenpassage war nach den Huchen und Bachforellen am höchsten (Abbildung 29). Es traten insbesondere Verformungen der Rumpfwirbelsäule und Rippen, Stauchungen der Rumpfwirbelsäule, Veränderungen der

Schwimmbase und Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle mit deutlich höherer Intensität im Vergleich zu den lebenden Fischen mit Turbinenpassage auf (Abbildung 29).

Die inneren Verletzungsmuster beim **Huchen** unterschieden sich weder zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage noch zwischen lebenden und toten Individuen nach der Turbinenpassage signifikant voneinander (Abbildung 29). Dennoch war die kumulative Verletzungsintensität bei Huchen mit Turbinenpassage (Vergleich mit vs. ohne Turbinenpassage, Abbildung 29 links) und toten Huchen mit Turbinenpassage (Vergleich tot vs. lebend nach Turbinenpassage, Abbildung 29 rechts) im Vergleich zu den übrigen Arten jeweils am höchsten (v.a. Verformungen knöcherner Elemente und Stauchungen der Wirbelsäule und Verformungen der Schwimmbase).

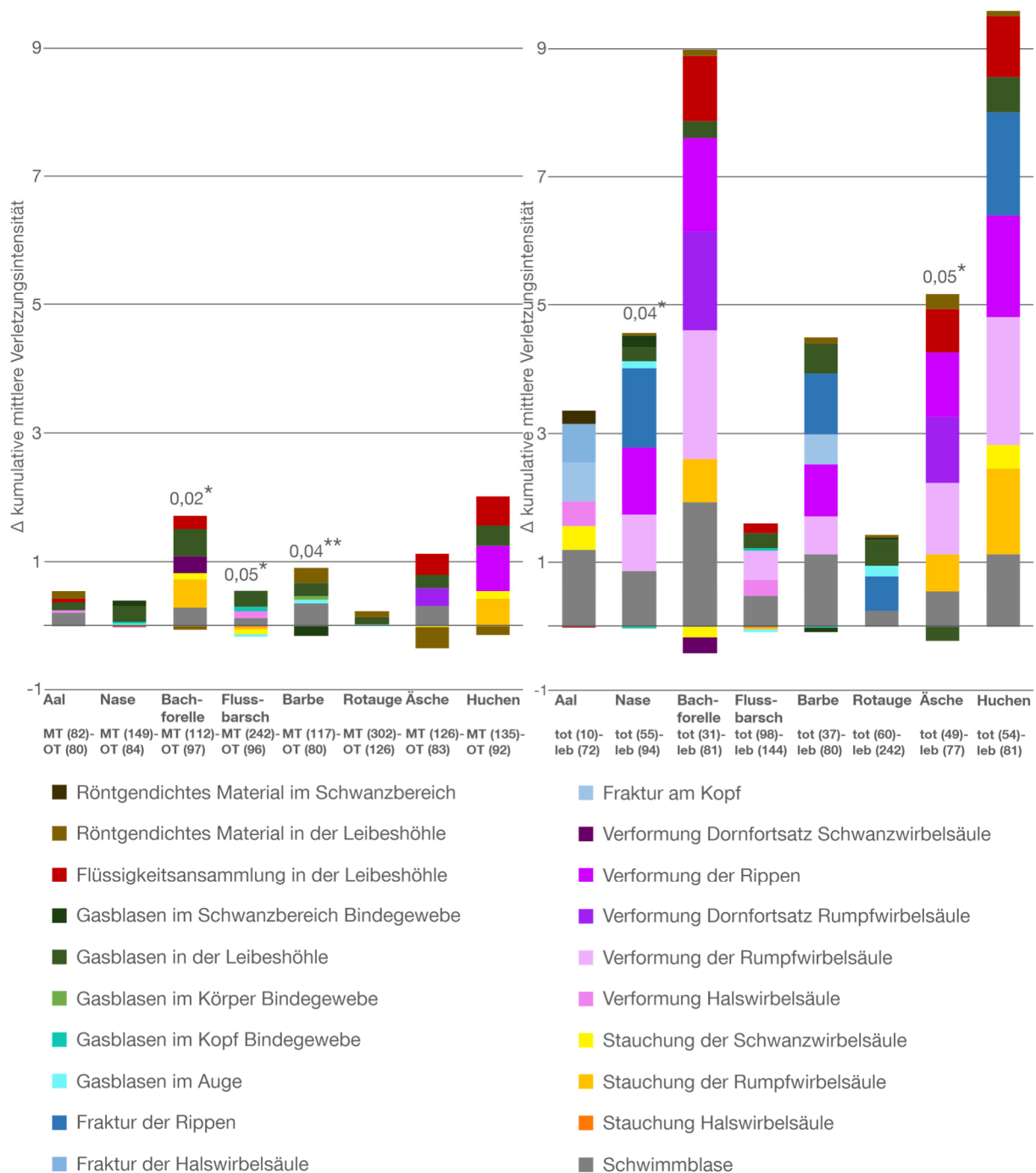


Abbildung 29 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit (MT) und ohne Turbinenpassage (OT) sowie zwischen lebenden (leb) und toten (tot) Individuen direkt nach der Turbinenpassage für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen am Standort Großweil. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der jeweiligen Verletzungskategorie des Minuenden, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität des Subtrahenden. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Referenz- und Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

2.1.2.6. Zusammenhänge zwischen Totallänge und Fischverletzungen/Mortalität nach der Turbinenpassage

Für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Äsche und Huchen wurde ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen der Totallänge und der Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen an Kopf und Körper nach der Turbinenpassage beobachtet (je größer der Fisch desto höher die Verletzungsintensität) (Abbildung 30, Tabelle 27 im Anhang), wobei das Gütemaß des linearen Zusammenhangs (R^2) zum Teil sehr gering war. Bei den Fischarten Aal, Nase, Barbe, und Huchen wurde außerdem ein signifikanter positiver Zusammenhang zwischen der Mortalität nach der Turbinenpassage und der Fischlänge festgestellt, d.h. je größer die Individuen dieser Arten waren, desto höher war die Wahrscheinlichkeit die Turbinenpassage nicht zu überleben. Beim Flussbarsch und beim Rotaugen wurde ebenfalls ein signifikanter, jedoch negativer Zusammenhang zwischen der Mortalität nach der Turbinenpassage und der Fischlänge festgestellt. Hier erhöhte sich mit zunehmender Totallänge die Wahrscheinlichkeit die Turbinenpassage zu überleben (Tabelle 27 im Anhang).

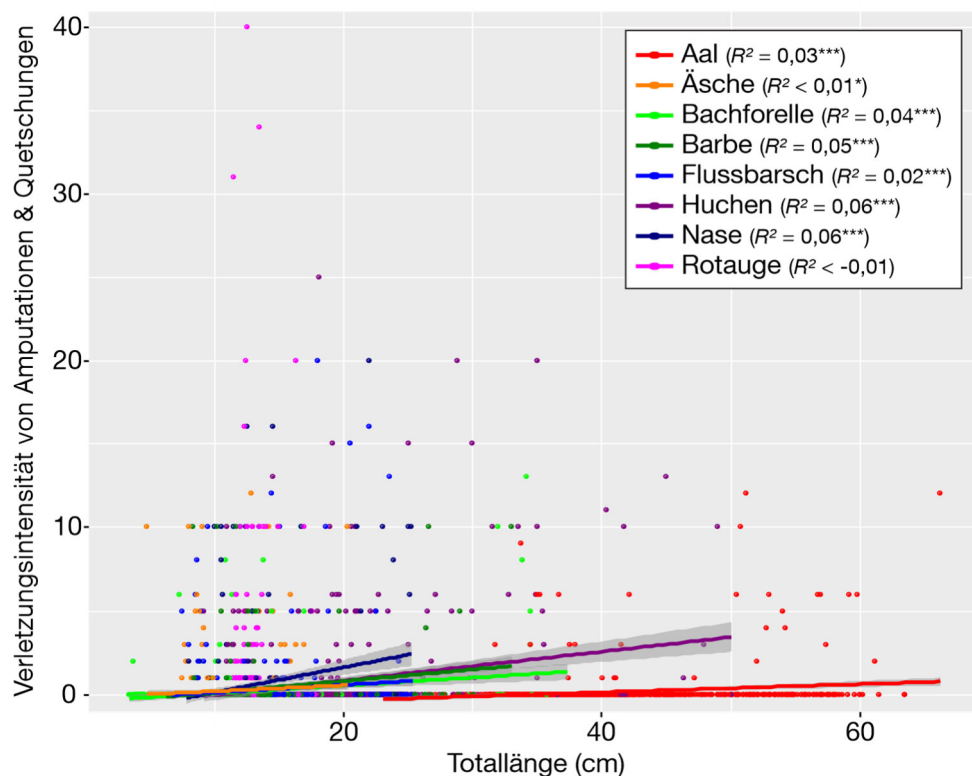


Abbildung 30 Lineare Regression der kumulativen Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen am Körper nach der Turbinenpassage in Abhängigkeit von der Totallänge der acht untersuchten Fischarten am Standort Großweil. Graue Bereiche an der Regressionsgeraden symbolisieren das 95% Konfidenzintervall. In Klammern ist das adjustierte Bestimmtheitsmaß (R^2) und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

2.1.3. Messung physikalischer Parameter mittels Sensorfisch

2.1.3.1. Physikalische Bedingungen während der Turbinenpassage

Die folgenden Abbildungen zeigen Beispiele von Druck- und Beschleunigungsprofilen, die mit den Sensorfischen an der orografisch rechten Kaplan-Rohrturbine des Schachtkraftwerks in Großweil bei Niedrig- und Hochlast aufgezeichnet wurden (Abbildung 31, Abbildung 32, Achtung: unterschiedliche Skalierung der y-Achsen). Die einzelnen Zeitabschnitte in den Graphen zeigen die verschiedenen Zonen während der Turbinenpassage auf. Anhand der dargestellten grafischen Beispiele von Druck- und Beschleunigungsprofilen kann jedoch nicht unmittelbar auf die gemessenen Unterschiede in den physikalischen Bedingungen zwischen Hoch- und Niedriglast bei der Turbinenpassage sowie auf die Unterschiede zwischen Turbinenkorridor und alternativen Abstiegskorridoren geschlossen werden. Diese Unterschiede werden nachfolgend textlich erläutert und sind in Tabelle 28 (im Anhang) zusammengefasst.

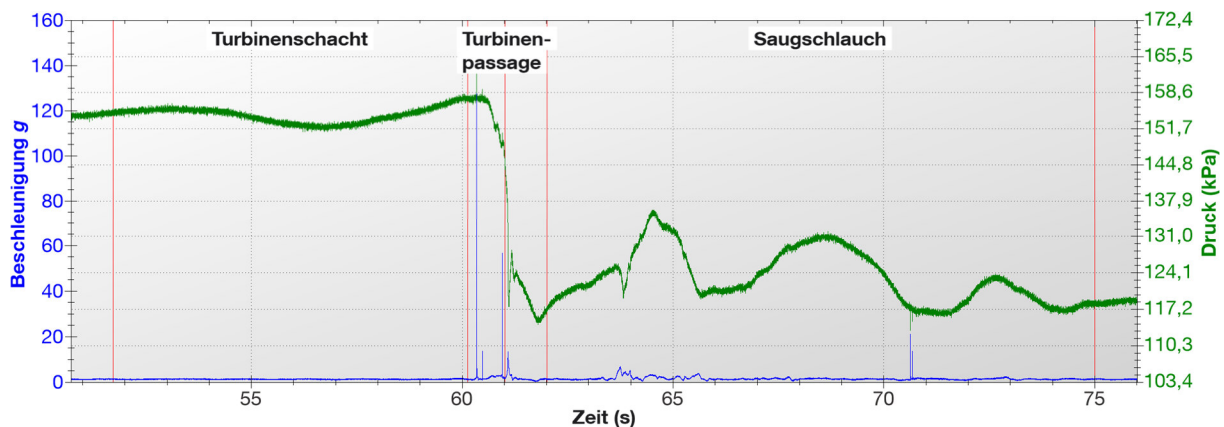


Abbildung 31 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage der orografisch rechten Kaplan-Rohrturbine des Schachtkraftwerks während niedriger Turbinenlast gemessen wurde. Die Spitzenausschläge der blauen Linie (Beschleunigung) zeigen Kollisionsereignisse an, die der grünen Linie (Druck) Dekompressionsereignisse. Die Beschleunigung wird als Faktor der Erdbeschleunigung g ($= 9,81 \text{ m/s}^2$) angegeben.

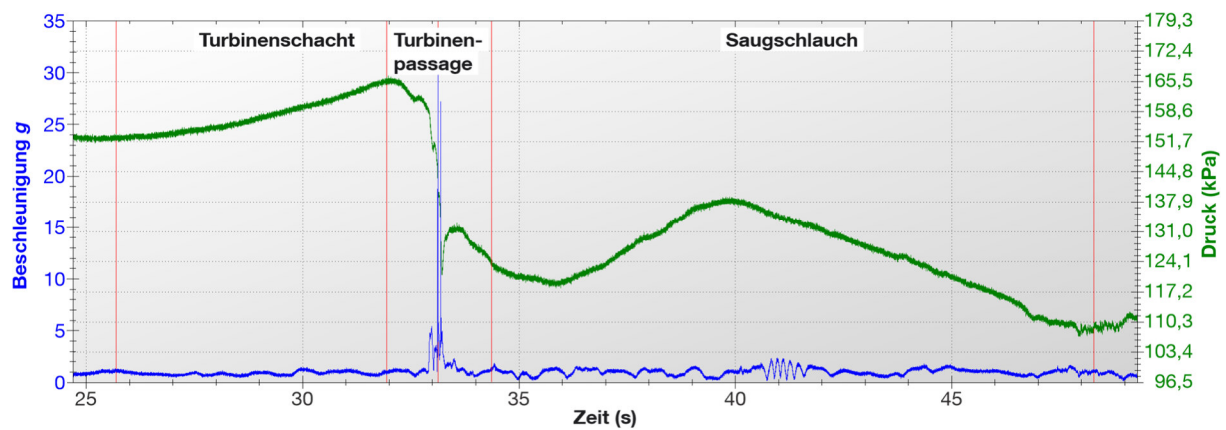


Abbildung 32 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage der orografisch rechten Kaplan-Rohrturbine des Schachtkraftwerks während hoher Turbinenlast gemessen wurde. Die Spitzenausschläge der blauen Linie (Beschleunigung) zeigen Kollisionsereignisse an, die der grünen Linie (Druck) Dekompressionsereignisse. Die Beschleunigung wird als Faktor der Erdbeschleunigung g ($= 9,81 \text{ m/s}^2$) angegeben.

Der Sensor zeichnete während dem Abtauchen in den Turbinenschacht durch das Zugaberohr einen Druckanstieg bis auf maximal 160 kPa auf (Luftdruck ca. 95 kPa), gefolgt von einem schnellen Druckabfall während der Turbinenpassage. Anschließend wurde ein schrittweiser Anstieg des Drucks im Saugrohr beobachtet bis der Sensor im Unterwasser angekommen war und wieder ca. 110 kPa (Druckbedingungen im Hamen in ca. 1,0–1,5 m Wassertiefe) erreicht hatte. Der niedrigste Druck während der Turbinenpassage (Nadir-Druck) variierte zwischen 55,3–124,0 kPa (MW $\pm$ SD: $109,7 \pm 12,2$ kPa) und die Dekompressionsrate betrug zwischen 8,0–377,1 kPa/s (MW $\pm$ SD: $88,4 \pm 74,6$ kPa/s) (Tabelle 28 im Anhang). Der im Schachtkraftwerk in Großweil gemessene niedrigste Druck ist damit ähnlich wie in ebenfalls mit dem Sensorfisch untersuchten Kaplan-Turbinen mit wesentlich größeren Fallhöhen zwischen 24 m und 31 m (Nadir-Druck 70–144 kPa, Deng et al. 2010, Martinez et al. 2019). Im Vergleich zu Francis-Turbinen bei großen Fallhöhen waren die hier beobachteten Druckveränderungen jedoch deutlich weniger gravierend (Nadir-Druck 6–71 kPa, Fu et al. 2016).

Basierend auf den beobachteten Nadir-Drücken während der Turbinenpassage kann eine maximale Druckveränderungsrate von 0,58 (MW $\pm$ SD: $1,16 \pm 0,13$) für oberflächenadaptierte Fische erwartet werden bzw. von 0,38 (MW $\pm$ SD: $0,75 \pm 0,08$) für tiefenadaptierte Fische. Die Druckveränderungsrate gibt das Verhältnis des Nadir-Drucks zum Akklimatisierungsdruck unmittelbar vor der Turbinenpassage an. Dabei ist der Akklimatisierungsdruck vor der Turbinenpassage von der Wassertiefe abhängig, in der sich der Fisch vor der Turbinenpassage aufhielt und sich dieser entsprechend angepasst hat. D.h. je größer diese Wassertiefe und je niedriger der Tiefstdruck während der Turbinenpassage ist, desto höher

ist die Druckänderung und desto niedriger somit die Druckveränderungsrate. Die maximale Wassertiefe, in der sich ein Fisch vor der Turbinenpassage am Standort Großweil potenziell aufhalten kann, beträgt ca. 6,5 m (= Schachttiefe ca. 5 m + 1,5 m Wassertiefe bis zur Rechenebene). Maximal tiefenadaptiert sind folglich Fische, die vor der Turbinenpassage noch am Schachtgrund ihre Schwimmblasenfüllung an diese Wassertiefe anpassen. In Laborversuchen an australischen Barschen (Murray-Dorsch, Australischer Silberbarsch) wurden schwerwiegende Verletzungen erst bei Druckveränderungsraten unter 0,7 festgestellt (Boys et al. 2016). Bei 13% der Sensorfisch-Durchgänge wurden solche Werte auch am Schachtkraftwerk erreicht (maximale Druckveränderungsrate für tiefenadaptierte Fische: 0,38, für oberflächenadaptierte Fische: 0,58).

Die Druckbedingungen zwischen hoher und niedriger Turbinenlast waren sehr ähnlich (Tabelle 28 im Anhang). Lediglich die Dekompressionsraten unterschieden sich zwischen den beiden Lastzuständen (Wilcox-Test: $W = 493$; d.f. = 1; $P < 0,05$), mit einer höheren Dekompressionsrate während Niedriglast ($MW \pm SD: 119,5 \pm 86,5$ kPa/s) im Vergleich zu Hochlast ($MW \pm SD: 75,6 \pm 65,9$ kPa/s). Entsprechend der gemessenen Drücke schwankte das Risiko für Barotrauma-Verletzungen von Fischen bei der Turbinenpassage des Schachtkraftwerks relativ stark (vgl. Boys et al. 2018). Nadir-Drücke unterhalb des atmosphärischen Drucks wurden bei insgesamt sechs Sensorfisch-Passagen aufgezeichnet (6,7%), was darauf schließen lässt, dass auch oberflächenadaptierte Fische bei der Passage der Turbinen im Schachtkraftwerk Dekompressionen erfahren. Tiefenadaptierte Fische weisen allerdings ein höheres Barotrauma-Risiko auf und können durch die bei der Turbinenpassage im hier untersuchten Schachtkraftwerk auftretenden Dekompressionen Verletzungen erleiden, wie auch Untersuchungen an Königslachsen und australischen Silberbarschen unter ähnlichen Druckszenarien gezeigt haben (Boys et al. 2016, Brown et al. 2012). Aufgrund der Bauweise des Schachtkraftwerks ist eine Passage von tiefenadaptierten Fischen hier besonders wahrscheinlich.

Mit dem Sensorfisch wurden bei der Passage des Schachtkraftwerks in Großweil keine Scherkräfte nachgewiesen (Tabelle 28 im Anhang).

In 82% der Sensorfisch-Durchgänge wurden Kollisionseignisse > 10 g aufgezeichnet und bei 43% der Durchgänge wurde der Sensor mehrfach getroffen. Kollisionen ereigneten sich im Turbinenschacht (10% der Sensoren), in der Turbine (74% der Sensoren) und am Turbinenauslauf (23% der Sensoren). Die Stärke des Aufpralls reichte von gering bis schwer (min 10,1 – max 348,1 g; zur Einstufung siehe Hou et al. 2018) und war im Durchschnitt an der Grenze zu schwer ($94,9 \pm 90,5$ g). Schwere Kollisionseignisse > 95 g traten während

59% der Durchgänge bei Niedriglast, beziehungsweise während 34% der Sensorfisch-Durchgänge bei Hochlast auf. Die häufigeren schweren Kollisionen während der Niedriglast-Durchgänge lassen sich durch die engere Stellung der Turbinenschaufeln erklären, wodurch weniger Raum für Fische zur Verfügung steht, um das Laufrad unbeschadet zu passieren. Die größere Intensität der Kollisionen lässt sich vermutlich dadurch erklären, dass es bei einer engen Stellung der Turbinenschaufeln häufiger zu einem stumpfen Aufprall der Turbinenschaufeln auf die Sensorfische kommt, wodurch der Aufprall stärker ist als wenn die geöffneten Turbinenschaufeln bei Hochlast in einem spitzeren Winkel auf die Sensorfische treffen und diese unter Umständen dabei nur gestreift werden.

Die häufigeren schweren Kollisionseignisse $> 95\text{ g}$ der Sensorfische bei Niedriglast spiegeln sich auch in den Mortalitätsraten (insbesondere Nase, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen; Kapitel 2.1.2.2) und den äußeren und inneren Verletzungen der Fische wider (Kapitel 2.1.2.4 und 2.1.2.5). Beispielsweise wurden bei mehreren Fischarten (z.B. Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche) deutlich mehr Hautverletzungen und Einblutungen bei Niedriglast als bei Hochlast festgestellt. Auch eine höhere Intensität der inneren Verletzungen Veränderungen der Schwimmblase, Gasblasen in der Leibeshöhle und innere Blutungen von Fischen mit Turbinenpassage deuten sowohl auf kollisionsbedingte Verletzungen als auch auf deutliche Barotrauma-Auswirkungen hin.

2.1.3.2. Physikalische Bedingungen in alternativen Abstiegskorridoren

Die Sensorfisch-Untersuchungen der alternativen Abstiegskorridore am Standort Großweil legen nahe, dass auch die Passage der verschiedenen Korridore der Segmentschütze oder des Klappenwehrs mit anschließender rauen Rampe zu Verletzungen bei Fischen führen kann.

Bei der Passage des sohnahen Abstiegsfensters (Abbildung 33) kommt es zu einem raschen Druckabfall. Die maximalen und mittleren Druckveränderungsraten waren bei der Passage des sohnahen Abstiegsfensters (maximale Druckveränderungsrate $0,70$; $MW \pm SD$: $0,86 \pm 0,06$) jedoch höher und damit potenziell weniger schädigend für Fische als bei der Turbinenpassage (maximale Druckveränderungsrate $0,38$; $MW \pm SD$: $0,75 \pm 0,08$). Vereinzelt traten auch schwere Kollisionseignisse $> 95\text{ g}$ auf, die sich überwiegend unmittelbar an der Austrittsöffnung ereigneten.

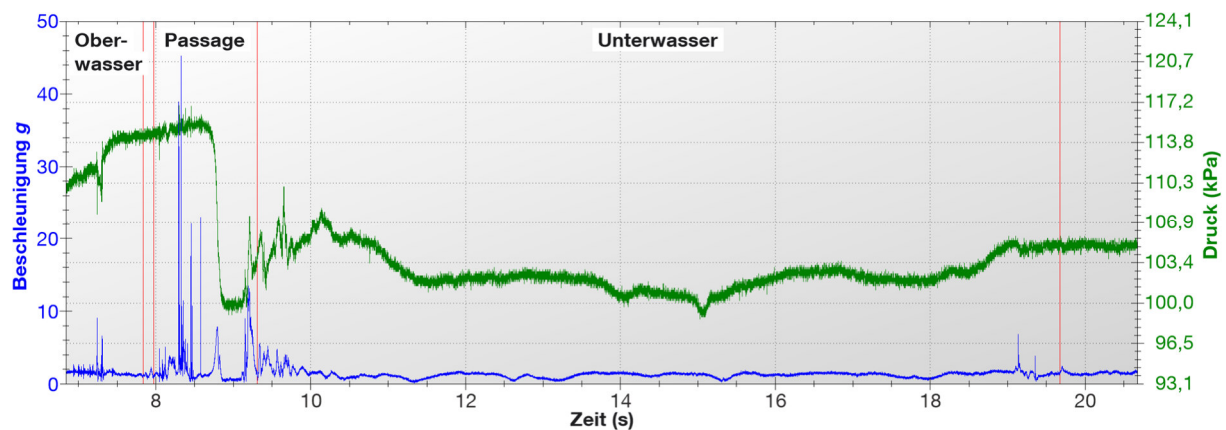


Abbildung 33 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage des sohnahen Abstiegsfensters gemessen wurde. Die Spitzenausschläge der blauen Linie (Beschleunigung) zeigen Kollisionsereignisse an, die der grünen Linie (Druck) Dekompressionsereignisse. Die Beschleunigung wird als Faktor der Erdbeschleunigung g ($= 9,81 \text{ m/s}^2$) angegeben.

Die Passage des orografisch rechten oberflächennahen Abstiegsfensters erwies sich dagegen als potenziell ungefährlicher für Fische (Abbildung 34). Im Gegensatz zum sohnahen Abstiegsfenster kam es hier zu keinem raschen Druckabfall und der Druckanstieg beim Eintauchen ins Unterwasser sollte bei Fischen keine schwerwiegenden Verletzungen hervorrufen (Achtung: unterschiedliche Skalierung der y-Achsen in Abbildung 33 und Abbildung 34). Ähnliche Ergebnisse wurden auch bei einem Vergleich von sohnahen und oberflächennahen Abstiegsmöglichkeiten in Australien festgestellt (Pflugath et al. 2019a).

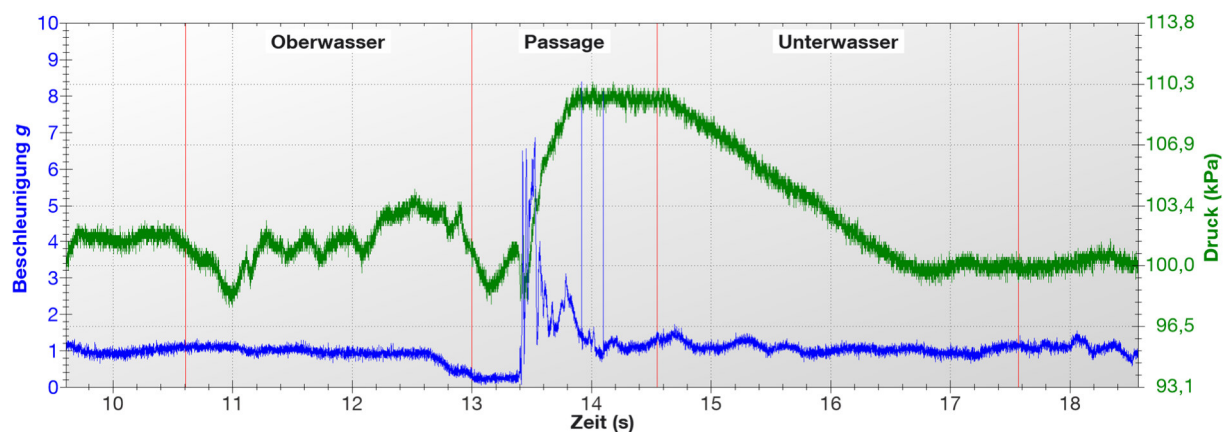


Abbildung 34 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage des orografisch rechten oberflächennahen Abstiegsfensters gemessen wurde. Die Spitzenausschläge der blauen Linie (Beschleunigung) zeigen Kollisionsereignisse an, die der grünen Linie (Druck) Dekompressionsereignisse. Die Beschleunigung wird als Faktor der Erdbeschleunigung g ($= 9,81 \text{ m/s}^2$) angegeben.

Bei der Passage des angehobenen Segmentschützes während des Spülvorgangs kommt es, ähnlich wie bei der Passage des sohnahen Abstiegsfensters, zu einem raschen Druckabfall (bei 3 s in Abbildung 35) und auch zu schweren Kollisionseignissen $> 95\text{ g}$, die sich an der Austrittsöffnung oder im Unterwasser vermutlich bei Kollisionen mit Betonbauteilen des Kraftwerks ereigneten (Achtung: unterschiedliche Skalierung der y-Achsen in Abbildung 33 und Abbildung 35). Die gemessenen Druckveränderungsraten bei der Passage des angehobenen Segmentschützes und des sohnahen Abstiegsfensters (Tabelle 28 im Anhang) liegen grundsätzlich in einem Bereich, in welchem schwerwiegende Barotrauma-Verletzungen wie Verletzungen der Schwimmblase oder Blutungen von inneren Organen in der Regel nicht zu erwarten sind (Boys et al. 2016, Pflugrath et al. 2019b).

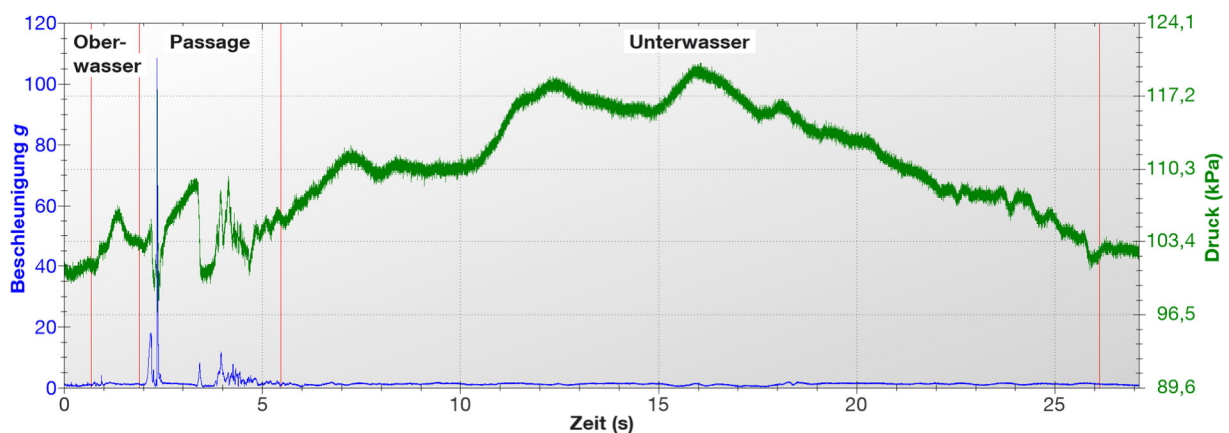


Abbildung 35 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage des angehobenen Segmentschützes (Hub 35 cm) während des Spülvorgangs gemessen wurde. Die Spitzenausschläge der blauen Linie (Beschleunigung) zeigen Kollisionseignisse an, die der grünen Linie (Druck) Dekompressionsereignisse. Die Beschleunigung wird als Faktor der Erdbeschleunigung g ($= 9,81\text{ m/s}^2$) angegeben.

Bei der Passage des Klappenwehrs und der anschließenden rauen Rampe kam es bei 96% der Versuchsdurchgänge zu schweren Kollisionen $> 95\text{ g}$ (Abbildung 36, Tabelle 28 im Anhang), die zu Verletzungen von Fischen führen können. Diese schweren Kollisionen ereigneten sich überwiegend beim nahezu senkrechten Absturz der Sensorfische über das Klappenwehr aus ca. 1,4 m Höhe auf die betonierte Sohle im oberen Bereich der Rampe. Der Aufprall erfolgte hier unmittelbar auf eine betonierte Fläche, da kein Unterwasserpolster vorhanden ist. Leichte bis schwere Kollisionseignisse $> 95\text{ g}$ wurden auch im weiteren Verlauf der rauen Rampe festgestellt, die aus Kollisionen mit Wasserbausteinen resultierten. Druckunterschiede spielen bei diesem Abstiegskorridor dagegen keine Rolle.

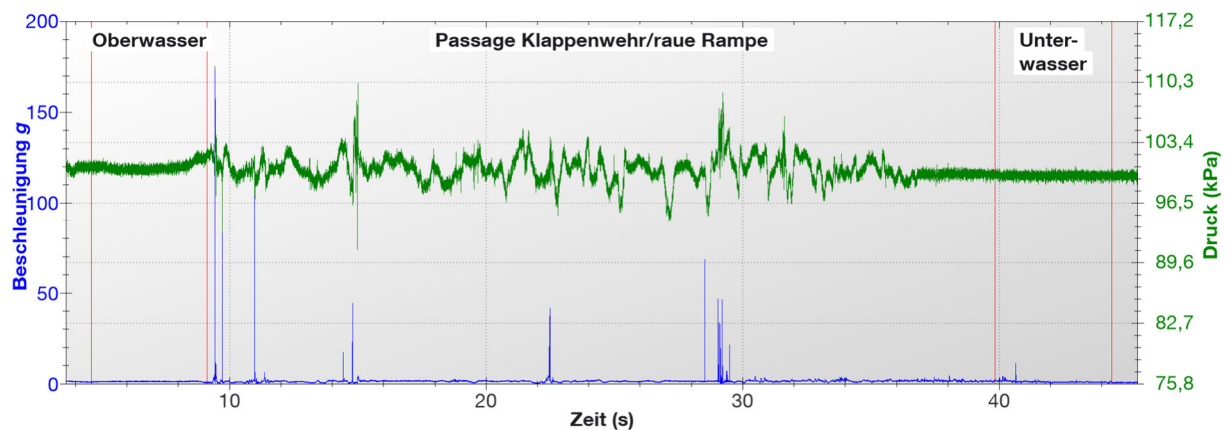


Abbildung 36 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage des Klappenwehrs und der anschließenden rauen Rampe gemessen wurde. Die Spitzenausschläge der blauen Linie (Beschleunigung) zeigen Kollisionseignisse an, die der grünen Linie (Druck) Dekompressionseignisse. Die Beschleunigung wird als Faktor der Erdbeschleunigung g ($= 9,81 \text{ m/s}^2$) angegeben.

2.1.4. Sonaruntersuchung

Insgesamt wurden bei den Sonaruntersuchungen im Herbst 2020 und im Frühjahr 2021 1.600 Fische beobachtet. Dabei wurden 870 Fische den bodenorientierten und 730 Fische den freiwasserorientierten Arten zugeordnet (Tabelle 18). Die meisten der beobachteten Fische hielten sich grundnah auf und bevorzugten das Rechenfeld im Sonar-Beobachtungsbereich als ihren Hauptaufenthaltsort. Sowohl boden- als auch freiwasserorientierte Arten zeigten meist deutlich erkennbare Schwimmbewegungen (= aktives Verhalten) und hielten sich nach dem Erscheinen im Sonar überwiegend an derselben Position auf oder schwammen in einem räumlich eng begrenzten Bereich umher (= Verhaltensmuster „Verweilen“).

Von den bodenorientierten Arten passierten 64 der 870 mit dem Sonar erfassten Fische den Rechen, wovon bei 35 Individuen eine aktive Schwimmbewegung während der Rechenpassage festgestellt wurde. Im Gegensatz dazu zeigten 29 Individuen ein passives Verhalten, was bedeutet, dass diese mit der Strömung durch den Rechen gedriftet sind und maximal leichte Gegenbewegungen zu erkennen waren (Abbildung 37). Von den freiwasserorientierten Arten passierten 56 von 730 Fischen den Rechen. Hierbei wurde bei 55 Fischen ein aktives Verhalten und lediglich bei einem Fisch eine passive Rechenpassage beobachtet (Abbildung 37). Bodenorientierte Fischarten haben signifikant häufiger passiv den Rechen passiert als freiwasserorientierte Arten (Proportion-Test: $\chi^2 = 27,9$; $P < 0,001$), während eine zielgerichtete aktive Rechenpassage signifikant häufiger bei den freiwasserorientierten Arten beobachtet wurde (Proportion-Test: $\chi^2 = 27,9$; $P < 0,001$).

Tabelle 18 Bewertungshäufigkeiten der boden- und freiwasserorientierten Fischarten unterschieden nach den verschiedenen Bewertungskategorien; n = Anzahl der Fische.

Bewertungskategorie		bodenorientierte Arten (n = 870)	freiwasserorientierte Arten (n = 730)
Position in der Wassersäule	grundnah	860	653
	mittig	10	77
Hauptaufenthaltort	Spundwand	76	265
	Rechenfeld	469	388
	hinter Rechenreiniger	131	19
	freie Wassersäule	194	58
Fischaktivität	aktiv	833	710
	passiv	37	20
Verhaltensmuster	Passage durch Rechen	64	56
	Suchverhalten	24	2
	Durchzug	87	268
	Verweilen	688	403
	Meiden	7	1

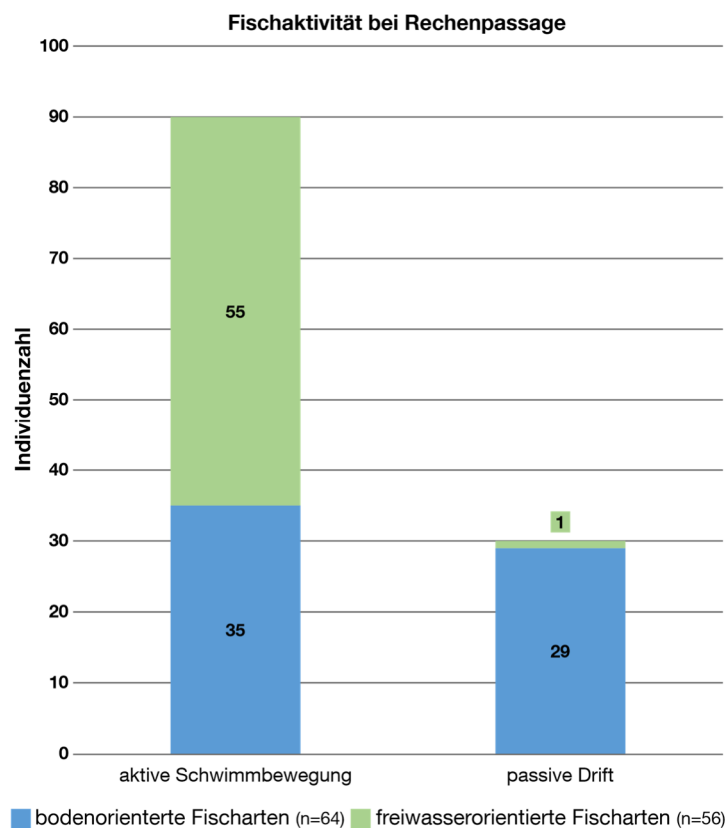


Abbildung 37 Mit dem Sonar beobachtete Fischaktivität boden- und freiwasserorientierter Fische während der Rechenpassage.

Bei 50% der bodenorientierten Fische, die den Rechen passierten, erfolgte die Passage unmittelbar nach dem Erscheinen auf dem Sonar, ohne vorher längere Zeit auf dem Rechenfeld zu verweilen oder andere Verhaltensweisen zu zeigen (Abbildung 38). Im Gegensatz dazu war der Anteil an freiwasserorientierten Fischen, die vor der Rechenpassage noch längere Zeit auf dem Rechenfeld verweilten oder hin und her schwammen

(= Verhaltensmuster „Verweilen“ und „Durchzug“) deutlich höher (Proportion-Test: $X^2 = 32,1$; $P < 0,001$). Bodenorientierte Fische zeigten zudem signifikant häufiger ein Suchverhalten als freiwasserorientierte Arten (Proportion-Test: $X^2 = 8,6$; $P < 0,01$). Eine mögliche Erklärung für dieses Verhalten ist, dass bodenorientierte Arten wie Aal und Barbe auch natürlicherweise Verstecke am Gewässergrund aufsuchen und den unter dem Rechenfeld gelegenen Turbinenschacht als potenzielle Versteckmöglichkeit wahrgenommen haben. Entgegen der Beobachtungen von Geiger et al. (2016) konnten keine ausgeprägten verhaltensbeeinflussenden Effekte auf die Fische durch den Rechen beobachtet werden, die beispielsweise ein deutliches Meidungsverhalten oder eine gerichtete Ableitung der Fische in Richtung der Abstiegsfenster hervorgerufen hätten. Es wurden keine statistisch signifikanten Unterschiede in den Verhaltensmustern der beobachteten Fische zwischen Niedrig- und Hochlastbetrieb festgestellt.

Der überwiegende Anteil der boden- (54%) und der freiwasserorientierten (53%) Arten hielt sich grundnah auf dem Rechenfeld auf (Tabelle 18). Jedoch war die Beobachtung von Fischen nahe der Wasseroberfläche aufgrund des auf den Rechen fokussierten Einstellwinkels des Sonars nur bedingt möglich. Die Beobachtungen, dass 75% der Rechenpassagen durch aktive Schwimmbewegungen erfolgten und ein großer Anteil der Fische unmittelbar auf dem Rechen verweilte ohne diesen zu passieren, lässt einen Sogeffekt am Rechen, welcher die maximale Dauerschwimmgeschwindigkeit der untersuchten Fischarten überschreitet und diese in den Turbinenschacht einsaugt, nahezu ausschließen. Diese Annahme wird durch GoPro Videoaufnahmen während des Versuchszeitraums und die gemessenen Strömungswerte am Rechen, die im Durchschnitt bei 0,31 m/s lagen und nur vereinzelt die maximal zulässigen Anströmgeschwindigkeiten von 0,5 m/s nach Ebel (2013) überschritten, gestützt.

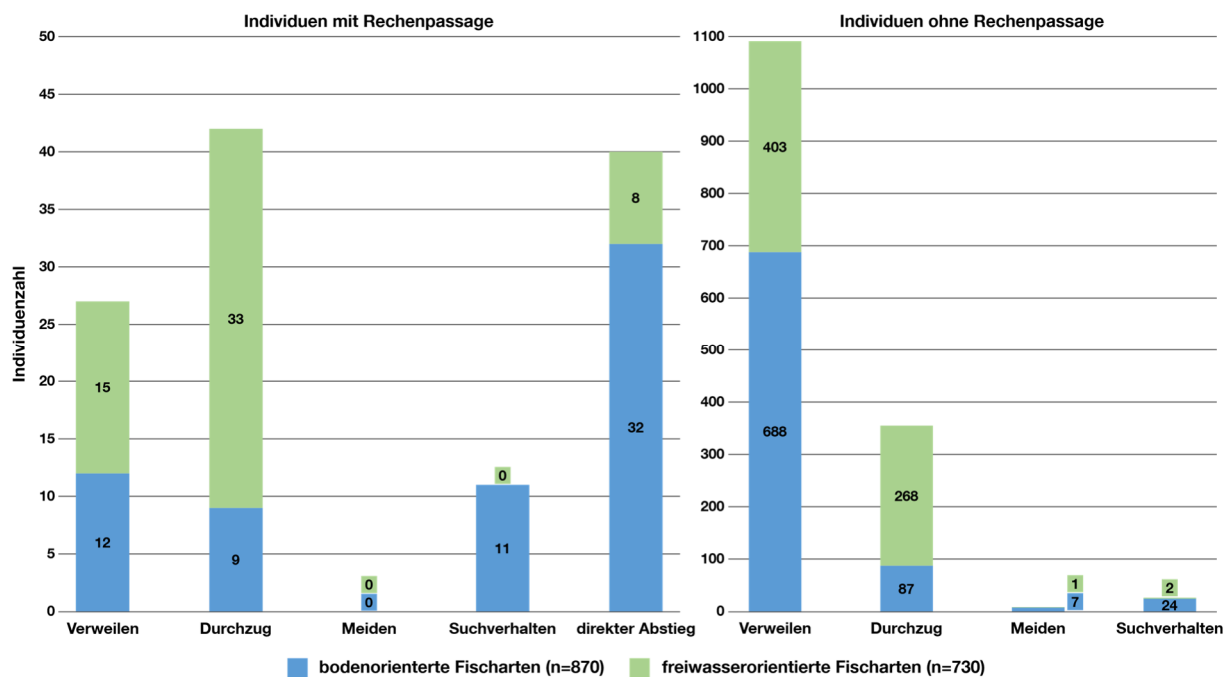


Abbildung 38 Verhaltensmuster der boden- und freiwasserorientierten Fischarten unterschieden nach Fischen mit und ohne Rechenpassage.

Während des Versuchszeitraums der Sonaraufnahmen wurden 229 bodenorientierte Fische (davon 161 Fische > 10 cm und 80 Fische > 15 cm) und 562 freiwasserorientierte Fische (davon 381 Fische > 10 cm und 92 Fische > 15 cm) in den jeweiligen Fangeinrichtungen des Turbinenkorridors gefangen. Berücksichtigt man, dass Fische erst ab 10 cm Totallänge mit dem Sonar identifiziert werden können (vgl. Egg et al. 2018) und das Sonar ca. 50-60% des Rechenfeldes eines Turbinenschachts abdeckt, lag die Detektionsrate der mit dem Sonar beobachteten Rechenpassagen für die Größenklasse > 10 cm bei ca. 40%. Da auch in der Größenklasse zwischen 10 cm und 15 cm vermutlich nicht alle Fische, die den Rechen passierten, eindeutig mit dem Sonar erfasst werden konnten, lässt sich folglich aus der Anzahl der mit dem Sonar beobachteten Rechenpassagen näherungsweise auf den Fang von Fischen > 15 cm im Turbinenhamen schließen.

Die Auswertung der Sonardaten im Frühjahr 2021 ergab, dass insgesamt 12 Fische während des Untersuchungszeitraums das sohlnahe Abstiegsfenster passierten (Sequenzdauer Videomaterial 18 h; 0,7 Fische pro Stunde). Eine gleichzeitige Beobachtung des Fischabstiegs über die oberflächennahen Abstiegsfenster war aus technischen Gründen nicht möglich. Bei den Sonarbeobachtungen des um ca. 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. Auch bei zeitgleich durchgeführten GoPro Videoaufnahmen während eines Spülvorgangs wurde kein Fischabstieg beobachtet. Es kann jedoch nicht ausgeschlossen

werden, dass während dieser Beobachtungszeiträume kleine Fischgrößen, die mit dem Sonar nicht detektiert werden können (i.d.R. < 10 cm), über das sohlnahe Abstiegsfenster und das orografisch rechte angehobene Segmentschütz ins Unterwasser gelangten. Die Sonarbeobachtungen des angehobenen orografisch rechten Segmentschützes erfolgten jeweils am Ende der Versuchswoche der standardisierten Fischzugaben mit Bachforelle und Äsche (19.03.2021) und Huchen (26.03.2021) ca. 6 h bzw. 5 h nach der letzten standardisierten Fischzugabe im Oberwasser des Kraftwerks.

2.2. Projektteil B

2.2.1. Charakterisierung der abiotischen Habitateigenschaften

Flächendeckende Substratkartierung mittels Side-Sonar

Der vorherrschende Sohlsubstrattyp der Loisach im Untersuchungsgebiet war das Mikrolithal (Tabelle 19, Abbildung 39, Abbildung 40). Dieser bedeckte im Untersuchungsgebiet sowohl vor dem Kraftwerksbau als auch nach dem Kraftwerksbau ca. 60% der kartierten Fläche. Weiterhin häufig war das Mesolithal, welches zusammen mit dem Mikrolithal sowohl vor dem Kraftwerksbau als auch nach dem Kraftwerksbau mehr als 90% der kartierten Fläche bedeckte. Nach dem Kraftwerksbau wurde im Oberwasser ein leichter Rückgang im Flächenanteil des Mikrolithals und eine Zunahme im Flächenanteil des Mesolithals beobachtet. Konträr dazu nahm nach dem Kraftwerksbau im Unterwasser der Flächenanteil des Mikrolithals zu und der Flächenanteil des Mesolithals um den gleichen Betrag ab (Tabelle 19). Die Loisach ist im kartierten Abschnitt trotz anthropogener Veränderungen noch relativ dynamisch und es kann bei Hochwasserereignissen ein ausgeprägter Sedimenttransport mit Umlagerungen von Kiesbänken stattfinden, was auch visuell während der Untersuchungsperiode festgestellt wurde. Auch nach dem Kraftwerksbau kann trotz der errichteten Wehranlage bei Hochwasser ein Transport von kiesigem Sediment ins Unterwasser erfolgen, da bei hohen Abflüssen die individuell steuerbaren Segmente des Klappenwehres gelegt werden können. Die Unterschiede in den Flächenanteilen der verschiedenen Substrattypen zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau sind vermutlich vielmehr natürlichen Prozessen bzw. auch der Störung durch die Bauphase geschuldet, als Effekten durch den Betrieb der Wasserkraftanlage. Teilweise könnten die beobachteten Unterschiede auch methodisch bedingt sein, da sich die Substratklassen Mikro- und Mesolithal bei der Kartierung nicht immer eindeutig voneinander abgrenzen lassen. Beide Substratklassen sind jedoch charakteristisch für diesen Fließgewässertyp und aufgrund der

hohen Abflussdynamik sind große dynamische Anteile bei diesen kiesigen und steinigen Sohlsubsubstratklassen typisch und zu erwarten (Dahm et al. 2014).

Tabelle 19 Prozentuale Flächenanteile der verschiedenen, mittels Side Sonar Kartierung ermittelten Sohlsubstrattypen am Untersuchungsstandort Großweil. Vorher = vor dem Kraftwerksbau, nachher = nach dem Kraftwerksbau.

	Megalithal (> 40 cm)	Makrolithal (20–40 cm)	Mesolithal (6,0–20 cm)	Mikrolithal (2,0–6,0 cm)
Oberwasser vorher	2,1	7,2	39,4	51,4
Oberwasser nachher	1,1	3,9	49,6	45,5
Unterwasser vorher	2,3	6,1	26,3	65,3
Unterwasser nachher	5,2	3,2	10,8	80,8
Gesamtgebiet vorher	2,2	6,6	32,7	58,5
Gesamtgebiet nachher	3,2	3,6	29,8	63,5

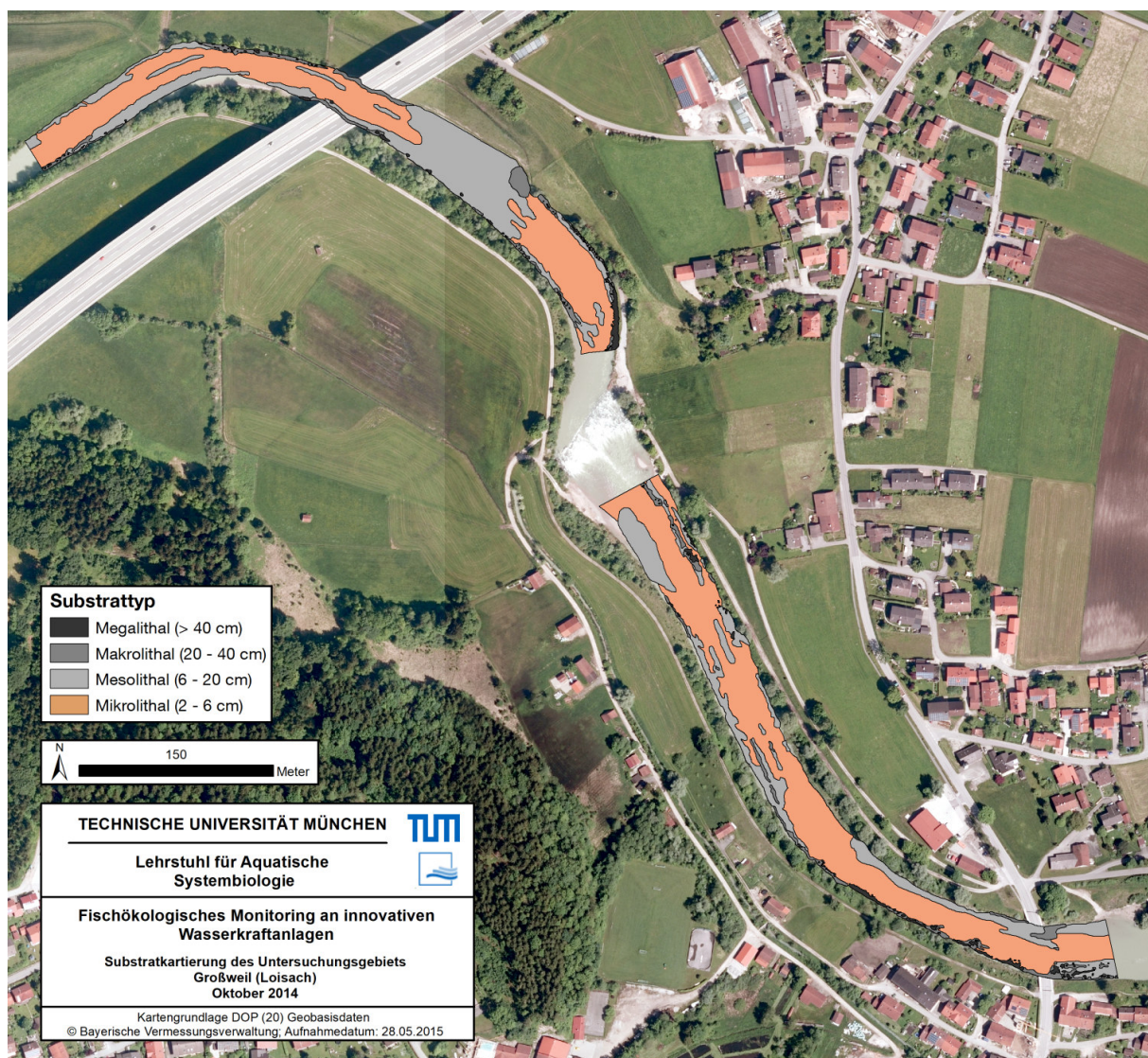


Abbildung 39 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Großweil an der Loisach vor dem Kraftwerksbau. Fließrichtung von Nordwest nach Südost.

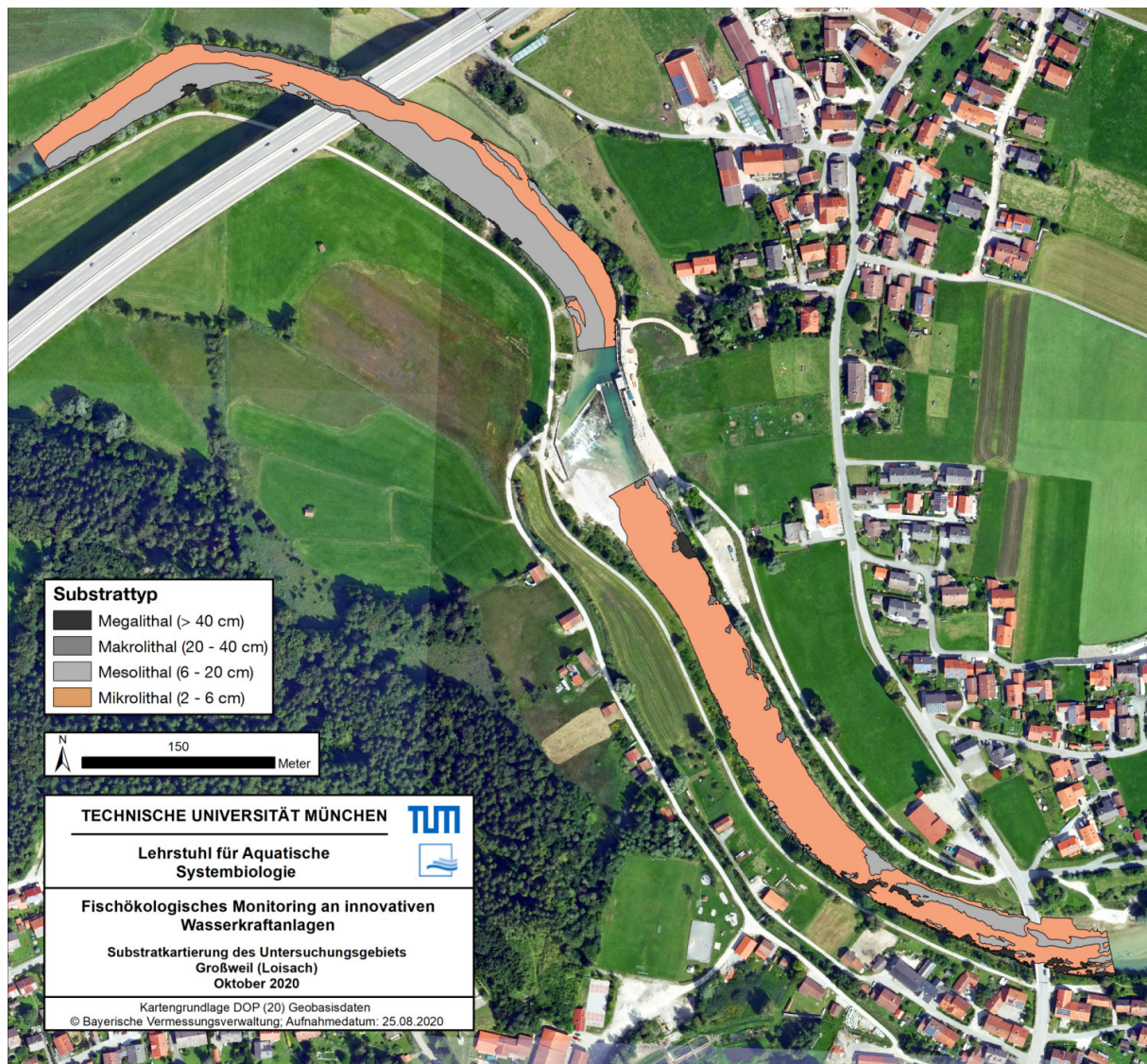


Abbildung 40 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Großweil an der Loisach nach dem Kraftwerksbau. Fließrichtung von Nordwest nach Südost.

Physikalisch-chemische Messungen

Die abiotischen Habitateigenschaften der Loisach unterschieden sich vor dem Kraftwerksbau nur geringfügig zwischen dem Ober- und Unterwasser der damals noch bestehenden rauen Rampe (Tabelle 20). Im Gegensatz zu den klassischen Unterschieden mit höheren Wassertiefen und geringeren Strömungsgeschwindigkeiten im Oberwasser, wie sie bei wehrbeeinflussten Fließgewässern auftreten können (vgl. auch Mueller et al. 2011), wurden vor dem Kraftwerksbau keine Unterschiede bei diesen Parametern zwischen Ober- und Unterwasser festgestellt. Auch die Sauerstoffversorgung des Interstitials war vor dem Kraftwerksbau im Ober- und Unterwasser annähernd gleich hoch.

Die Unterschiede zwischen Ober- und Unterwasser bei den Parametern Wassertiefe, Strömungsgeschwindigkeit und Sauerstoffversorgung des Interstitials waren nach dem Kraftwerksbau größer als vor dem Bau (Tabelle 20). Infolge des verstärkten Aufstaus erhöhte sich die in den Untersuchungsperioden (Abflussverhältnisse siehe Kapitel 1.4) gemessene Wassertiefe im Oberwasser um durchschnittlich ca. 47% im Vergleich zu den Werten vor Kraftwerksbau und die Strömungsgeschwindigkeit verringerte sich durchschnittlich um ca. 41% an der Wasseroberfläche und 48% über Grund. Diese Veränderungen haben anscheinend auch den Wasseraustausch zwischen Interstitial und Freiwasser im Oberwasserbereich beeinträchtigt, was sich in der niedrigeren mittleren Sauerstoffkonzentration im Interstitial im Vergleich zur Beprobung vor dem Kraftwerksbau widerspiegelt. Die Sauerstoffversorgung des Interstitials lag zwar in den untersuchten Transekten 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).

Generell wurden sowohl vor dem Kraftwerksbau als auch nach dem Kraftwerksbau keine ausgeprägten Unterschiede in der Substratzusammensetzung der untersuchten Transekte zwischen Ober- und Unterwasser festgestellt. Das Substrat im untersuchten Abschnitt der Loisach bestand überwiegend aus mittlerem und grobem Kies (Korngrößen 6,3–20 mm und > 20 mm; Tabelle 20). Der mittlere Anteil an Feinsediment (Korngrößen < 2 mm) war sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau in beiden Gewässerbereichen relativ gering.

Tabelle 20 Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Ober- (OW) und Unterwasser (UW) der Kraftwerksanlage Großweil vor (2014/15) und nach (2020/21) dem Kraftwerksbau (jeweils gemittelt über alle Transekte und beide Probenahmetermine). Das Δ bezieht sich auf die Differenz zwischen dem entsprechenden Wert im Freiwasser und im Interstitial. Hohe Werte zeigen eine geringe Austauschrate, negative Werte zeigen einen höheren Wert im Interstitial; dg = medianer Korndurchmesser.

	OW 2014/15 (n = 30)	UW 2014/15 (n = 30)	OW 2020/21 (n = 30)	UW 2020/21 (n = 30)
Sauerstoff Freiwasser [mg/l]	9,8 $\pm$ 0,5	10,0 $\pm$ 0,5	10,6 $\pm$ 0,1	10,6 $\pm$ 0,2
Sauerstoff Interstitial [mg/l]	8,0 $\pm$ 1,6	7,9 $\pm$ 1,3	6,6 $\pm$ 2,6	7,8 $\pm$ 2,2
Temperatur Freiwasser [°C]	11,9 $\pm$ 1,9	13,9 $\pm$ 2,4	11,0 $\pm$ 1,5	11,0 $\pm$ 1,8
Temperatur Interstitial [°C]	14,0 $\pm$ 2,6	15,3 $\pm$ 2,8	13,1 $\pm$ 3,1	13,5 $\pm$ 4,2
Leitfähigkeit Freiwasser [μ S/cm]	418 $\pm$ 35	417 $\pm$ 31	377 $\pm$ 43	375 $\pm$ 39
Leitfähigkeit Interstitial [μ S/cm]	435 $\pm$ 65	460 $\pm$ 63	401 $\pm$ 58	402 $\pm$ 48
pH Freiwasser	8,2 $\pm$ 0,1	8,5 $\pm$ 0,1	8,1 $\pm$ 0,1	8,3 $\pm$ 0,1
pH Interstitial	8,2 $\pm$ 0,2	8,2 $\pm$ 0,3	7,8 $\pm$ 0,2	8,0 $\pm$ 0,3
Redoxpotential Freiwasser [mV]	481,2 $\pm$ 14,6	475,4 $\pm$ 8,8	473,3 $\pm$ 15,3	471,9 $\pm$ 19,8
Redoxpotential Interstitial [mV]	439,3 $\pm$ 35,3	432,9 $\pm$ 29,9	433,0 $\pm$ 41,7	441,3 $\pm$ 45,1
Strömung Wasseroberfläche [m/s]	0,90 $\pm$ 0,27	0,89 $\pm$ 0,29	0,53 $\pm$ 0,27	0,77 $\pm$ 0,38
Strömung 10 cm über Grund [m/s]	0,67 $\pm$ 0,22	0,63 $\pm$ 0,22	0,35 $\pm$ 0,22	0,58 $\pm$ 0,28
Wassertiefe [cm]	62 $\pm$ 29	60 $\pm$ 23	91 $\pm$ 37	59 $\pm$ 34
Δ Sauerstoff [mg/l]	1,8 $\pm$ 1,6	2,1 $\pm$ 1,1	4,0 $\pm$ 2,6	2,8 $\pm$ 2,2
Δ Temperatur [°C]	-2,0 $\pm$ 1,0	-1,4 $\pm$ 1,2	-2,1 $\pm$ 1,6	-2,6 $\pm$ 2,6
Δ Leitfähigkeit [μ S/cm]	-17 $\pm$ 61	-43 $\pm$ 56	-24 $\pm$ 45	-27 $\pm$ 47
Δ pH	0,1 $\pm$ 0,2	0,3 $\pm$ 0,3	0,3 $\pm$ 0,3	0,3 $\pm$ 0,2
Δ Redoxpotential [mV]	42,0 $\pm$ 28,3	42,4 $\pm$ 27,7	40,3 $\pm$ 43,2	30,5 $\pm$ 38,3
Anteil > 20 mm [%]	28 $\pm$ 17	32 $\pm$ 17	30 $\pm$ 23	30 $\pm$ 16
Anteil 6,3-20 mm [%]	38 $\pm$ 12	36 $\pm$ 12	39 $\pm$ 13	40 $\pm$ 12
Anteil 2,0-6,3 mm [%]	22 $\pm$ 14	20 $\pm$ 10	20 $\pm$ 11	19 $\pm$ 9
Anteil 0,85-2,0 mm [%]	6 $\pm$ 5	4 $\pm$ 3	5 $\pm$ 4	5 $\pm$ 4
Anteil < 0,85 mm [%]	7 $\pm$ 6	8 $\pm$ 8	7 $\pm$ 6	5 $\pm$ 6
dg [mm]	9,0 $\pm$ 5,2	9,3 $\pm$ 4,7	9,8 $\pm$ 6,0	10,1 $\pm$ 4,7

Die abiotischen Habitatbedingungen im Mühlbach haben sich nach dem Kraftwerksbau nur geringfügig verändert: Neben einer Reduzierung des Feinsedimentanteils (Korngrößen < 2 mm) und einer geringfügigen Verbesserung der Sauerstoffversorgung des Interstitials hat sich auch die durchschnittliche Wassertiefe etwas erhöht und die Strömungsgeschwindigkeit etwas reduziert (Tabelle 21). Diese Veränderungen sind vermutlich primär auf Pflegemaßnahmen am Mühlbach zurückzuführen, da den Beprobungen nach Kraftwerksbau eine sichtbare Entlandung des Mühlbachs vorangegangen ist.

In den technischen Fischaufstiegsanlagen ähnelten die abiotischen Habitatbedingungen überwiegend denen der Loisach (Tabelle 20, Tabelle 21). Das Substrat bestand in beiden

Fischaufstiegsanlagen vor allem aus grobem Kies mit einem Durchmesser > 20 mm, wobei der Feinsedimentanteil in der orografisch rechten Fischaufstiegsanlage deutlich höher war als in der linken. Ursächlich dafür ist die durch den wehrbedingten Aufstau verursachte vermehrte Ablagerung von Feinsediment am oberwasserseitigen Ausstieg der orografisch rechten Fischaufstiegsanlage, welches schließlich auch in die Fischaufstiegsanlage transportiert wird und sich insbesondere in den obersten Becken akkumuliert. Weiterhin unterschieden sich die beiden Fischaufstiegsanlagen vor allem in der Wassertiefe und der mittleren Strömungsgeschwindigkeit: In der orografisch linken Fischaufstiegsanlage war die Wassertiefe mit durchschnittlich 98 cm deutlich höher als in der orografisch rechten Fischaufstiegsanlage (65 cm). Die mittlere Strömungsgeschwindigkeit war jedoch in der orografisch rechten Fischaufstiegsanlage höher als in der orografisch linken (Tabelle 21).

Tabelle 21 Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Mühlbach (MB) vor (2014/15) und nach (2020/21) dem Kraftwerksbau sowie in den neu gebauten technischen Fischaufstiegsanlagen (jeweils gemittelt über alle Transekte und beide Probenahmeterminen). FAL = orografisch linke Fischaufstiegsanlage, FAR = orografisch rechte Fischaufstiegsanlage. Das Δ bezieht sich auf die Differenz zwischen dem entsprechenden Wert im Freiwasser und im Interstitial. Hohe Werte zeigen eine geringe Austauschrate, negative Werte zeigen einen höheren Wert im Interstitial; dg = medianer Korndurchmesser.

	MB 2014/15 (n = 6)	MB 2020/21 (n = 6)	FAL 2020/21 (n = 4)	FAR 2020/21 (n = 4)
Sauerstoff Freiwasser [mg/l]	10,2 $\pm$ 0,4	10,4 $\pm$ 0,1	10,7 $\pm$ 0,2	10,7 $\pm$ 0,2
Sauerstoff Interstitial [mg/l]	1,1 $\pm$ 0,9	2,6 $\pm$ 1,3	7,2 $\pm$ 4,2	7,6 $\pm$ 3,6
Temperatur Freiwasser [°C]	10,7 $\pm$ 0,9	12,4 $\pm$ 2,5	11,9 $\pm$ 2,1	11,7 $\pm$ 1,9
Temperatur Interstitial [°C]	12,5 $\pm$ 0,8	15,7 $\pm$ 5,6	15,1 $\pm$ 5,0	13,2 $\pm$ 3,2
Leitfähigkeit Freiwasser [μ S/cm]	406 $\pm$ 50	375 $\pm$ 39	374 $\pm$ 41	368 $\pm$ 46
Leitfähigkeit Interstitial [μ S/cm]	462 $\pm$ 87	459 $\pm$ 139	376 $\pm$ 39	382 $\pm$ 35
pH Freiwasser	8,3 $\pm$ 0,1	8,2 $\pm$ 0,1	8,2 $\pm$ 0,1	8,1 $\pm$ 0,1
pH Interstitial	7,6 $\pm$ 0,3	7,4 $\pm$ 0,3	7,9 $\pm$ 0,4	8,0 $\pm$ 0,3
Redoxpotential Freiwasser [mV]	418,2 $\pm$ 34,8	461,3 $\pm$ 27,5	465,8 $\pm$ 24,4	471,6 $\pm$ 16,4
Redoxpotential Interstitial [mV]	244,9 $\pm$ 41,3	317,6 $\pm$ 57,7	419,6 $\pm$ 41,1	431,4 $\pm$ 36,6
Strömung Wasseroberfläche [m/s]	0,35 $\pm$ 0,13	0,29 $\pm$ 0,10	0,36 $\pm$ 0,02	0,46 $\pm$ 0,23
Strömung 10 cm über Grund [m/s]	0,31 $\pm$ 0,07	0,21 $\pm$ 0,10	0,42 $\pm$ 0,24	0,89 $\pm$ 0,23
Wassertiefe [cm]	48 $\pm$ 30	53 $\pm$ 8	98 $\pm$ 22	65 $\pm$ 3
Δ Sauerstoff [mg/l]	9,1 $\pm$ 0,9	7,7 $\pm$ 1,2	3,5 $\pm$ 4,4	3,0 $\pm$ 3,7
Δ Temperatur [°C]	-1,8 $\pm$ 0,7	-3,3 $\pm$ 3,1	-3,2 $\pm$ 2,9	-1,5 $\pm$ 1,3
Δ Leitfähigkeit [μ S/cm]	-56 $\pm$ 53	-84 $\pm$ 121	-3 $\pm$ 4	-14 $\pm$ 12
Δ pH	0,7 $\pm$ 0,3	0,8 $\pm$ 0,3	0,3 $\pm$ 0,5	0,1 $\pm$ 0,3
Δ Redoxpotential [mV]	173,3 $\pm$ 30,5	143,7 $\pm$ 54,9	46,1 $\pm$ 27,4	40,2 $\pm$ 29,2
Anteil > 20 mm [%]	2 $\pm$ 4	5 $\pm$ 4	65 $\pm$ 18	70 $\pm$ 30
Anteil 6,3-20 mm [%]	6 $\pm$ 12	14 $\pm$ 9	27 $\pm$ 14	11 $\pm$ 19
Anteil 2,0-6,3 mm [%]	6 $\pm$ 8	16 $\pm$ 9	7 $\pm$ 4	3 $\pm$ 5
Anteil 0,85-2,0 mm [%]	10 $\pm$ 10	6 $\pm$ 4	1 $\pm$ 0,5	1 $\pm$ 1
Anteil < 0,85 mm [%]	76 $\pm$ 24	59 $\pm$ 22	1 $\pm$ 0,3	15 $\pm$ 24
dg [mm]	0,5 $\pm$ 0,7	0,7 $\pm$ 0,4	21,8 $\pm$ 6,6	21,1 $\pm$ 14,6

2.2.2. Charakterisierung der aquatischen Lebensgemeinschaft

Fische

Am Standort Großweil wurden in den Befischungen vor (2014/2015) und nach dem Kraftwerksbau (2020/2021) insgesamt 1.999 Individuen aus 17 Arten (Tabelle 22) mit einer Gesamtbiomasse von 262,7 kg gefangen. Die häufigsten Arten waren Mühlkoppe und Regenbogenforelle, die gemeinsam hinsichtlich der Individuenzahl ca. 64% des Gesamtfangs ausmachten (Tabelle 22). Gemeinsam mit den Arten Äsche, Rutte und Bachforelle lag der Individuenanteil dieser Fischarten bei 92% des Gesamtfangs (Tabelle 22). Rheophile Fischarten hatten einen Individuenanteil von ca. 96% am Gesamtfang, wobei die Mühlkoppe mit ca. 37% Anteil am Gesamtfang (736 Individuen) die häufigste rheophile Art war. Es wurden drei gebietsfremde Fischarten (Regenbogenforelle mit 539 Individuen, Bachsaibling mit acht Individuen und ein Amerikanischer Seesaibling) mit einem Anteil am Gesamtfang von insgesamt ca. 27% nachgewiesen (Tabelle 22). Von den acht vorwiegend rheophilen Leitarten der Referenzzönose waren sechs Arten im untersuchten Gewässerabschnitt vertreten. Im Vergleich zur Referenzzönose deutlich unterrepräsentiert waren Äsche (15% vom Gesamtfang, Referenzwert 20%), Bachforelle (6% vom Gesamtfang, Referenzwert 23,1%), Aitel (3% vom Gesamtfang, Referenzwert 5%), Elritze (2% vom Gesamtfang, Referenzwert 13,1%) und Hasel (0,1% vom Gesamtfang, Referenzwert 5%; Tabelle 24 im Anhang). Die rheophile Mühlkoppe war im Vergleich zur Referenzzönose hingegen deutlich überrepräsentiert (37% Anteil an der Gesamtindividuenzahl, Referenzwert 13%). Die rheophilen Leitarten Bachschmerle und Schneider konnten in den untersuchten Gewässerabschnitten nicht nachgewiesen werden.

Tabelle 22 Gesamtindividuenzahl aller am Standort Großweil mittels Elektrobefischung gefangenen Fischarten im Ober- (OW) und Unterwasser (UW), im Mühlbach (MB) und in den neu gebauten technischen Fischaufstiegsanlagen am orografisch linken (FAL) und rechten Ufer (FAR) vor dem Kraftwerksbau (2014/15) und nach dem Kraftwerksbau (2020/21), aufgetragen nach absteigender Gesamthäufigkeit; n = Anzahl der befischten Transekte. Blaue Schrift kennzeichnet rheophile Arten nach Zauner & Eberstaller (1999), rote Schrift kennzeichnet gebietsfremde Arten. Hochgestellte Zahlen und Buchstaben symbolisieren den Status der Fischart gemäß der Roten Liste der Fische Bayerns (2021): 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste.

Deutscher Artname	Gesamt n = 140	vor Kraftwerksbau			nach Kraftwerksbau				
		OW n = 30	UW n = 30	MB n = 6	OW n = 30	UW n = 30	MB n = 6	FAL n = 4	FAR n = 4
Mühlkoppe	736	177	150	1	217	111		31	49
Regenbogenforelle	539	139	186	2	129	69	3	11	
Äsche ²	301	32	92	33	55	71	17	1	
Rutte	136	18	16	2	72	14	5	9	
Bachforelle ^V	126	30	50		13	22	1	7	3
Aitel	67		59		1	7			
Elritze ^V	43		35			8			
Barbe	10		9			1			
Bachsaibling	8			7			1		
Rotauge	8				8				
Aal	7	3	1		1		1		1
Huchen ²	6				2	1	2	1	
Nase ³	5					5			
Hecht	3		2				1		
Flussbarsch	2						2		
Amerikanischer Seesaibling	1							1	
Hasel	1					1			
Gesamtsumme	1.999	399	600	45	498	310	33	61	53

Zur Analyse der Populationsstrukturen relevanter häufiger Fischarten (Gesamtfang > 100 Individuen) am Standort Großweil wurden Längen-Häufigkeitsdiagramme für die Arten Mühlkoppe, Regenbogenforelle, Äsche, Rutte und Bachforelle erstellt, um festzustellen, ob alle für die Population relevanten Altersklassen vorkommen bzw. welche Altersklassen fehlen (Abbildung 41). Daraus wiederum können Rückschlüsse auf den Reproduktionserfolg und die Habitatnutzung der unterschiedlichen Lebensstadien relevanter Zielarten gezogen werden.

Bei der häufigsten Fischart **Mühlkoppe** (nachgewiesene Totallängen 2–14 cm) wurde ein nahezu vollständiger Populationsaufbau festgestellt, wobei die Größenklasse zwischen 5 cm und 10 cm mit einem Anteil von 65% an der Gesamtindividuenzahl am häufigsten vertreten war (Abbildung 41). Der geringe Nachweis von juvenilen Fischen ≤ 2 cm ist bei dieser bodenorientierten und speleophilen Art vermutlich methodisch bedingt. Die Eier der Mühlkoppe entwickeln sich in Höhlen und die versteckt lebenden Larven und juvenilen Mühlkoppen lassen sich mittels Elektrobefischung nur schwer detektieren.

Die zweithäufigste Art **Regenbogenforelle** (nachgewiesene Totallängen 2–58 cm) wurde in allen Größenklassen bis > 50 cm nachgewiesen, wobei 49% der Individuen $\leq$ 10 cm waren (Abbildung 41). Dieser Befund deutet darauf hin, dass eine natürliche Reproduktion der gebietsfremden Regenbogenforelle im Untersuchungsgebiet stattfindet und auch juvenile Fische geeignete Habitatbedingungen vorfinden. Die Größenklassen zwischen 10 cm und 30 cm waren jedoch deutlich unterrepräsentiert (17% Anteil an der Gesamtindividuenzahl).

Die rheophile Leitart **Äsche** (nachgewiesene Totallängen 3–49 cm) wurde am häufigsten in den Größenklassen zwischen 2 cm und 15 cm nachgewiesen (59% Anteil an der Gesamtindividuenzahl). Der Anteil an größeren Äschen in den Größenklassen zwischen 30 cm und 50 cm betrug 14%. In Vergleich zu diesen Größenklassen waren Äschen zwischen 25 cm und 30 cm etwas unterrepräsentiert (Abbildung 41). Der Nachweis juveniler und adulter Äschen deutet darauf hin, dass der untersuchte Gewässerabschnitt von den Äschen sowohl als Juvenilhabitat als auch als Reproduktionshabitat genutzt wird. Trotz eines nahezu vollständigen Populationsaufbaus würde man laut fischfaunistischer Referenzzönose (Schubert 2007; <https://www.lfl.bayern.de/ifi/flussfischerei/050504/index.php>, Referenz-Nr. 162) einen höheren Äschenbestand in diesem Gewässerabschnitt erwarten.

Bei der **Rutte** (nachgewiesene Totallängen 5–44 cm) waren die Größenklassen zwischen 15 cm und 25 cm (63% Anteil an der Gesamtindividuenzahl) am häufigsten vertreten, wobei die Größenklasse zwischen 15 cm und 20 cm im Vergleich zur Größenklasse zwischen 20 cm und 25 cm deutlich unterrepräsentiert war (Abbildung 41). Individuen < 15 cm wurden nur vereinzelt gefangen, was auf Defizite im Populationsaufbau der Rutte im untersuchten Gewässerabschnitt hindeutet.

Bei der rheophilen Leitart **Bachforelle** (nachgewiesene Totallängen 4–40 cm) wies der Populationsaufbau insbesondere in den Größenklassen $\leq$ 5 cm und zwischen 10 cm und 30 cm starke Defizite auf (Abbildung 41). Der Großteil der nachgewiesenen Bachforellen war $\leq$ 10 cm (72% Anteil an der Gesamtindividuenzahl). Der Anteil an Bachforellen in der Größenklasse zwischen 30 cm und 40 cm betrug 13%. Trotz der festgestellten Defizite im Populationsaufbau deutet der Nachweis juveniler und adulter Bachforellen, wie bei der Äsche, aber darauf hin, dass der untersuchte Gewässerabschnitt von den Bachforellen sowohl als Juvenilhabitat als auch als Reproduktionshabitat genutzt wird.

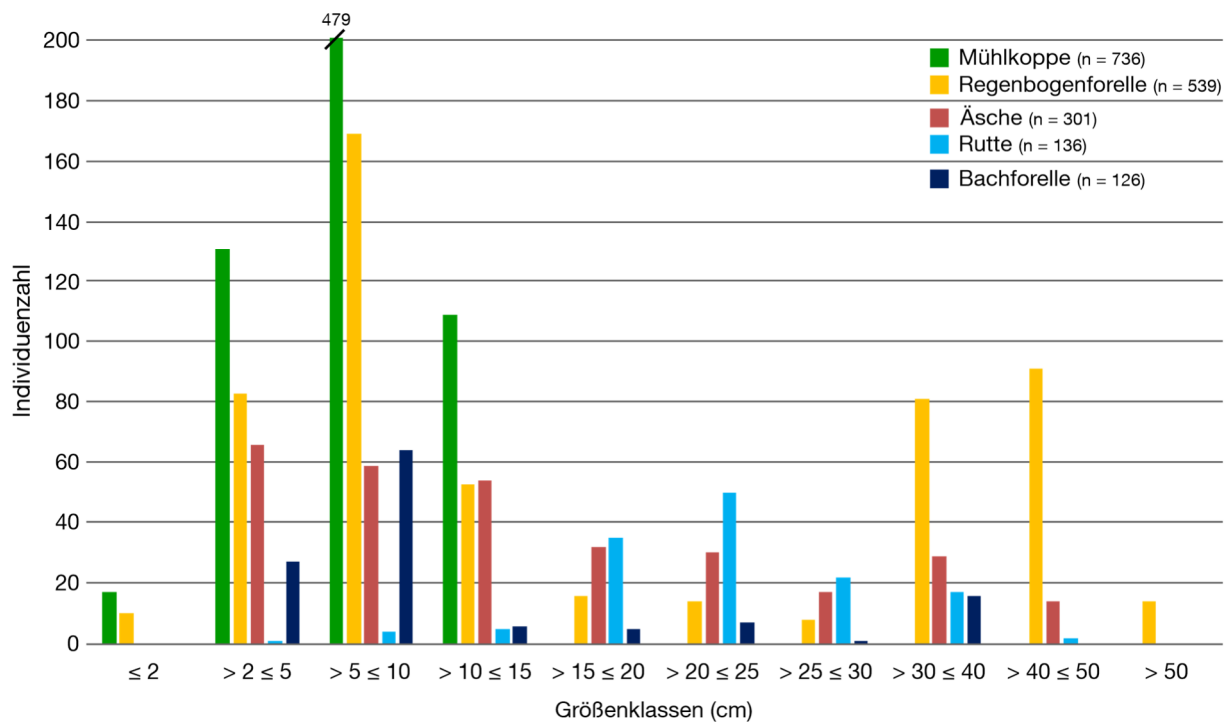


Abbildung 41 Artspezifische Längen-Häufigkeitsverteilungen für die häufigsten am Standort Großweil im Ober- und Unterwasser der Loisach, im Mühlbach und in den neu gebauten technischen Fischaufstiegsanlagen mittels Elektrofischfang gefangenen Fischarten (Mühlkoppe, Regenbogenforelle, Äsche, Rutte, Bachforelle). Die Länge der farbigen Säulen repräsentiert die Anzahl an Individuen der jeweiligen Größenklasse. Die Einteilung der Größenklassen erfolgte gemäß Wasserrahmenrichtlinie; n = Gesamtindividuenzahl.

Makrozoobenthos

Am Standort Großweil wurden insgesamt 145 Makrozoobenthos-Taxa nachgewiesen (Tabelle 29 im Anhang). Die mit Abstand häufigsten Taxa über alle Transekte und Beprobungstermine hinweg waren Steinfliegenlarven der Gattung *Leuctra* mit 13,7% Anteil an der Gesamtindividuenzahl und Zuckmückenlarven (Chironomidae, Ordnung Diptera/Zweiflügler) aus der OPDB-Gruppe (= Orthocladiinae, Podonominae, Diamesinae und Buchonomyi) mit einem Anteil von 12,4%.

Der Anteil an EPT-Taxa (Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven) an der Gesamtindividuenzahl in der Loisach war mit 59,5% relativ hoch, aber immer noch niedriger als in naturnahen Gewässern des gleichen Gewässertyps (Typ 1.2: Kleine Flüsse der Alpen, EPT-Anteil bis zu 75%; Meier et al. 2006). Im Vergleich zum Hauptfluss war der Anteil der ETP-Taxa in den Fischaufstiegsanlagen mit 66,7% noch etwas höher. Die häufigsten ETP-Taxa in den Fischaufstiegsanlagen waren Steinfliegenlarven der Gattungen *Leuctra* und *Dinocras*. Im Mühlbach betrug der Anteil an EPT-Taxa nur 2,1%. Am häufigsten wurden hier Flohkrebse der Gattung *Gammarus* nachgewiesen.

Im Untersuchungsgebiet wurden sieben Arten verschiedener Gefährdungsstufen der „Roten Liste“ Bayerns (2003 & 2021) mit insgesamt 0,5% Anteil und die gebietsfremde Neuseeländische Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*) mit 0,01% Anteil an der Gesamtindividuenzahl nachgewiesen (Tabelle 29 im Anhang).

Periphyton

Durchschnittlich wurden am Standort Großweil pro Transekt 978 Zellen/mm² aus insgesamt 77 verschiedenen Periphyton-Taxa (Tabelle 30 im Anhang) und 6 verschiedenen Stämmen nachgewiesen. Bei den Kieselalgen (Bacillariophyceae) war die Taxazahl mit 29 Taxa (38% Anteil an der Gesamttaxazahl) am höchsten, gefolgt von Blaualgen (Cyanobacteria) mit 23 Taxa (30%) und Grünalgen (Chlorophyta) mit 20 Taxa (26%). Die höchsten Zelldichten pro Transekt mit durchschnittlich 137 Zellen/mm² wiesen die Blaualgen (Cyanobacteria) und die Grünalgen (Chlorophyta) mit 75 Zellen/mm² auf. Bei den Kieselalgen (Bacillariophyceae) lag die durchschnittliche Zelldichte pro Transekt bei 12 Zellen/mm². Ebenso vertreten waren die Stämme Charophyta (2 Taxa), Cryptophyta (1 Taxon) und Rhodophyta (2 Taxa).

Makrophyten

Makrophyten waren mit insgesamt fünf Taxa in den untersuchten Transekten vertreten, wobei vier Taxa im Mühlbach und zwei Taxa im Oberwasser der Kraftwerksanlage nachgewiesen wurden. Im Mühlbach handelte es sich um die gebietsfremde Art Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*) und die heimischen Arten Flutender Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans*) und Bachbunze (*Veronica beccabunga*) sowie die Gattung der Wassersterne (*Callitriche* sp.), wobei die Deckungsanteile der Kanadischen Wasserpest (1–30%) und des Flutenden Hahnenfußes (1–10%) am höchsten waren. In drei Transekten im Oberwasser wurde der Flutende Hahnenfuß mit Deckungsanteilen < 5% kartiert, in einem Transekt gab es einen Einzelfund eines Taxons aus der Familie der Süßgräser (Poaceae). Aufgrund ihres geringen Vorkommens gingen die Makrophyten nicht in die statistische Auswertung ein.

2.2.3. Veränderungen nach dem Kraftwerksbau und serielle Diskontinuität am Standort Großweil

Am Standort Großweil konnte unter Berücksichtigung der Daten aller untersuchten taxonomischen Gruppen (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) und Gewässerbereiche (Loisach, Mühlbach, Fischaufstiegsanlagen) ein signifikanter Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft vor und nach dem Kraftwerksbau festgestellt werden (Abbildung 42). Dieser Unterschied war insbesondere durch höhere normalisierte Individuenzahlen (Berechnung siehe Band 1, Kapitel 7.4, 2. aktualisierte Auflage 2022) von Äschen, Mühlkoppen, Regenbogenforellen, Zuckmückenlarven der OPDB-Gruppe und der Blaualgen *Homoeothrix janthina* und *Lyngbya limnetica* vor dem Kraftwerksbau bedingt. Nach dem Kraftwerksbau hingegen waren vor allem Rutten und Steinfliegenlarven der Gattung *Leuctra* häufiger vertreten als vor dem Bau (Abbildung 42). Die mittlere Taxazahl über alle untersuchten taxonomischen Gruppen war nach dem Kraftwerksbau signifikant höher als vor dem Kraftwerksbau (Mann-Whitney U-Test: $W = 3523$; $P < 0,001$; Tabelle 23). Die mittlere normalisierte Individuenzahl über alle Transekte war dagegen vor dem Kraftwerksbau höher als nach dem Kraftwerksbau, wobei dieser Unterschied statistisch nicht signifikant war. Auch die Evenness und der Shannon-Index (siehe Band 1, Kapitel 7.4, 2. aktualisierte Auflage 2022) nahmen nach dem Kraftwerksbau leicht zu.

Vor dem Kraftwerksbau war bei den Untersuchungen kein signifikanter Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) zwischen Ober- und Unterwasser der ehemals bestehenden rauen Rampe festzustellen. Nach dem Kraftwerksbau hingegen wurde ein signifikanter Unterschied zwischen Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage festgestellt (Abbildung 42). Im Oberwasser kamen mehr Regenbogenforellen, Bachforellen, Mühlkoppen und Blaualgen der Art *Homoeothrix janthina* vor als im Unterwasser. Im Unterwasser hingegen waren nach dem Kraftwerksbau vor allem Äschen, Zuckmückenlarven der OPDB-Gruppe, Steinfliegenlarven der Gattung *Chloroperla* sowie Blaualgen der Art *Lyngbya limnetica* häufiger vertreten als im Oberwasser. Die mittlere Bray-Curtis Ähnlichkeit (siehe Band 1, Kapitel 7.4, 2. aktualisierte Auflage 2022) zwischen Ober- und Unterwasser war vor dem Kraftwerksbau mit 26% geringfügig niedriger als nach dem Kraftwerksbau mit 33%.

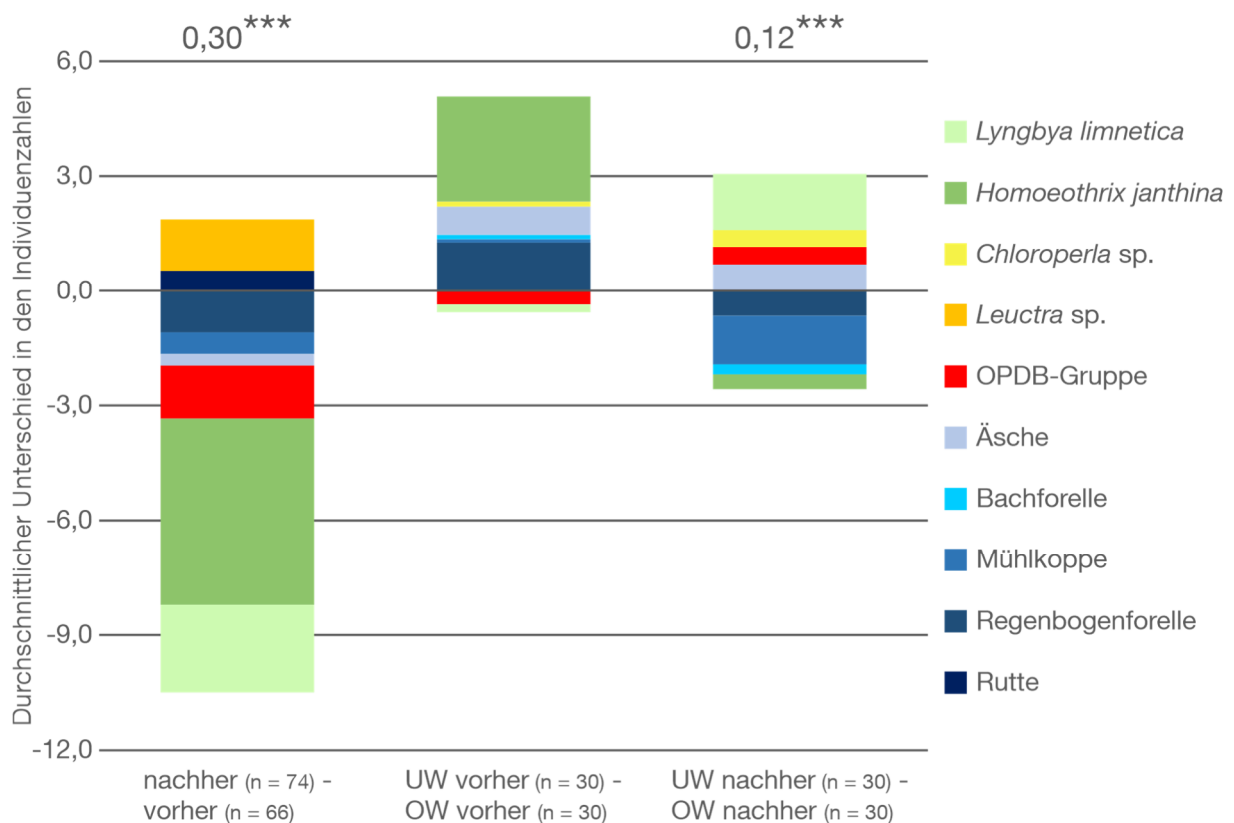


Abbildung 42 Ergebnisse der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen vor (vorher) und nach (nachher) dem Kraftwerksbau für das gesamte Untersuchungsgebiet und für Unterwasser (UW) und Oberwasser (OW) jeweils vor bzw. nach dem Kraftwerksbau. Gezeigt wird die aufaddierte absolute Differenz der mittleren normalisierten Individuenzahlen der Taxa, die am stärksten zur Unähnlichkeit zwischen den Gruppen beitragen (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$). Die Größe der Säulen-Abschnitte symbolisiert die Stärke des Unterschieds in der mittleren normalisierten Individuenzahl pro Transekt zwischen den betrachteten Gewässerabschnitten. Positive Werte zeigen eine höhere Individuenzahl dieses Taxons im jeweils zuerst genannten Gewässerbereich, negative Werte zeigen eine höhere Individuenzahl im jeweils zuletzt genannten Gewässerbereich. OPDB = Orthocladinae, Podonominae, Diamesinae, Buchonomyiinae; sp. = species. Unterscheiden sich die Artenzusammensetzungen der paarweisen Vergleiche der Gewässerbereiche nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

Tabelle 23 Mittelwerte $\pm$ Standardabweichung der Anzahl aller untersuchten Taxa, der normalisierten Individuenzahl (beinhaltet Fische, Makrozoobenthos und Periphyton, Berechnung siehe Band 1, Kapitel 7.4), der Evenness und des Shannon-Index über alle Transekte vor und nach dem Kraftwerksbau am Standort Großweil.

	Taxazahl	Normalisierte Individuenzahl	Evenness	Shannon-Index
vor Kraftwerksbau (2014/15) (n = 66)	34,4 $\pm$ 9,1	24,3 $\pm$ 22,3	0,6 $\pm$ 0,1	2,1 $\pm$ 0,4
nach Kraftwerksbau (2020/21) (n = 74)	43,1 $\pm$ 11,4	18,9 $\pm$ 14,7	0,7 $\pm$ 0,1	2,7 $\pm$ 0,4

Der statistisch signifikante Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser nach dem Kraftwerksbau ist auch in der grafischen Darstellung mittels MDS durch eine deutliche Trennung der Gewässerbereiche erkennbar (Abbildung 43). Im Vergleich dazu ist vor dem Kraftwerksbau (kein signifikanter Unterschied zwischen Ober- und Unterwasser) in der MDS eine Überlappung der Gewässerbereiche zu erkennen (Abbildung 42).

Auch im Mühlbach unterschied sich die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft signifikant zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau (ANOSIM: R-Wert = 0,51; $P < 0,01$). Dieser Unterschied war insbesondere durch höhere normalisierte Individuenzahlen von Flohkrebse der Gattung *Gammarus* und eine niedrigere Anzahl von Äschen nach dem Kraftwerksbau bedingt und ist vermutlich primär auf Pflegemaßnahmen am Mühlbach zurückzuführen, da den Beprobungen nach Kraftwerksbau eine sichtbare Entlandung des Mühlbachs vorangegangen ist. Sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau unterschied sich der Mühlbach in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zudem signifikant vom Ober- und Unterwasser der Loisach, was sich auch in der deutlichen Abgrenzung des Mühlbachs von der Loisach in der MDS widerspiegelt (Abbildung 42).

Die beiden Fischaufstiegsanlagen wurden erst im Zuge des Kraftwerksbaus angelegt, so dass eine Veränderung in der Artenzusammensetzung durch den Kraftwerksbau nicht bewertet werden kann. Die Fischaufstiegsanlagen wiesen eine mittlere Bray-Curtis Ähnlichkeit von 21% mit dem Unterwasser und von 32% mit dem Oberwasser auf. Insbesondere Mühlkoppfen waren mit durchschnittlich zehn Individuen pro Transekt in den Fischaufstiegsanlagen häufiger vertreten als in der Loisach (5 Mühlkoppfen pro Transekt). Auch bei typischen rheophilen Interstitialbesiedlern des Makrozoobenthos wie Steinfliegenlarven der Gattungen *Leuctra* und *Dinocras* war die durchschnittliche Individuendichte pro Transekt in den Fischaufstiegsanlagen höher als in der Loisach oder im Mühlbach. Die Fischaufstiegsanlagen scheinen für diese Arten einen geeigneten, wenn auch räumlich stark begrenzten Teillebensraum zu bieten.

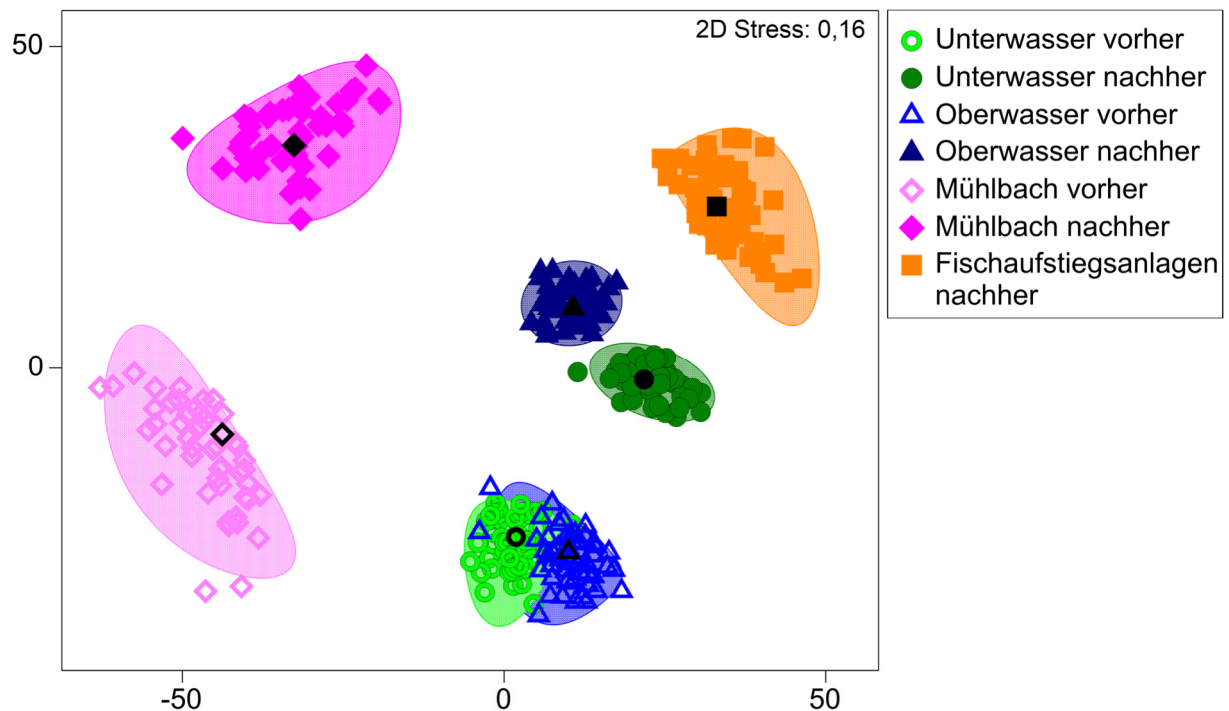


Abbildung 43 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der Taxa-Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) am Standort Großweil unterteilt nach den Gewässerbereichen Unter- und Oberwasser und Mühlbach vor dem Kraftwerksbau (vorher) und nach dem Kraftwerksbau (nachher) sowie Fischaufstiegsanlagen nach dem Kraftwerksbau (nachher). Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe der Versuchsgruppe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Versuchsgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Taxa-Zusammensetzung (geringer Abstand = große Ähnlichkeit). Für die Gewässerbereiche Mühlbach vorher ($n = 6$), Mühlbach nachher ($n = 6$) und Fischaufstiegsanlagen nachher ($n = 8$) müssen die Bootstrap Regionen mit Vorsicht interpretiert werden, da die geringe Stichprobenzahl die Gesamtheit der Taxa-Zusammensetzung möglicherweise nicht optimal repräsentiert.

2.3. Gesamtschau und Wirkung der Anlage

Artenspektrum sowie tages- und jahreszeitliche Muster des natürlichen Fischabstieges

Bei den Untersuchungen des natürlichen Fischabstieges im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 wurden insgesamt 567 Fische aus 16 Arten gefangen. Die häufigsten Arten im Fischabstieg waren Äsche, Mühlkoppe, Elritze, Bachforelle und Rutte. Rheophile Arten waren mit einem Individuenanteil von 96% vertreten, wovon die Äsche mit 68% vom Gesamtfang (387 Individuen) mit Abstand die häufigste Art war. Der Anteil an gebietsfremden Arten an der Gesamtindividuenzahl betrug ca. 1%. Einen größeren Anteil an der Gesamtindividuenzahl der

gefangenen Fische hatten kleinwüchsige Fischarten wie Mühlkoppe und Elritze (19%), die nicht als klassische Mittel- bzw. Langdistanzwanderer bekannt sind. Von den in der Fischreferenzzönose gelisteten klassischen Mitteldistanzwanderern Barbe und Nase wurde lediglich die Barbe in geringer Anzahl (5 Individuen) in den Fangeinrichtungen des Turbinenkorridors nachgewiesen. Aufgrund der o.g. auffallend hohen Anzahl an gefangenen Äschen tagsüber am 22. (Ø 13 Äschen/h) und 23.09.2020 (Ø 11 Äschen/h) lag der durchschnittliche Fang über die gesamte Untersuchungsperiode tagsüber mit zwei Fischen pro Stunde etwas höher als nachts mit 1,3 Fischen pro Stunde. Auch die Fischartenzusammensetzung unterschied sich zwischen Tag und Nacht: Die Arten Mühlkoppe, Rutte und Elritze wurden nachts häufiger in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore gefangen als tagsüber, während Äsche und Barbe häufiger am Tag gefangen wurden. Die Artenzusammensetzung unterschied sich auch zwischen den untersuchten Jahreszeiten. Im Herbst wurden vor allem die Arten Äsche und Elritze häufiger in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore erfasst als im Frühjahr. Mühlkoppe und Bachforelle hingegen wurden im Frühjahr häufiger gefangen als im Herbst. Die Anzahl gefangener Fische war durch den o.g. auffälligen „Äschen-Peak“ im Herbst durchschnittlich etwa neunmal so hoch wie im Frühjahr. Die normierte Abstiegszahl (= Individuenzahl / (Anzahl Fangtage × Mittelwasserabfluss [m^3/s])) nach Ebel (2013) beträgt am Standort Großweil 1,66. Im Vergleich dazu ist die mittlere normierte Abstiegszahl nach Ebel (2013) von 7,98 (Werte aus 12 deutschen Wasserkraftanlagen; Wertespanne: 0,33–48,55) deutlich höher.

Mortalität und Verletzungen

Die am Kraftwerk Großweil durch die standardisierten Fischzugaben (Projektteil A) ermittelten Mortalitätsraten nach Rechen- und Turbinenpassage liegen über alle getesteten Arten zwischen 9,4% und 12,8%. Bei der Berechnung wurden die fangbedingte Mortalität und die verzögerte Mortalität berücksichtigt. 39% (7.149 Individuen) der in den Versuchsgruppen Turbine & Rechen, Turbine und der zugehörigen Referenzgruppe Hamen eingesetzten Versuchsfische konnten wiedergefangen und für die Ermittlung der Mortalität im Turbinenkorridor verwendet werden.

Diese im Vergleich zu anderen Studien (z.B. Schneider et al. 2012, Lagarrigue & Frey 2010) geringeren Wiederfangraten liegen darin begründet, dass die Fische im vorliegenden Projekt nicht direkt durch Rohre auf die Turbinen dotiert, sondern am oberstromigen Ende der Rechenebene und in den Turbinenschacht eingesetzt wurden und, um ein möglichst naturnahes Verhalten zu ermöglichen, nicht gescheucht wurden. 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 (siehe Kapitel 2.1.2.1) 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 h 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 Mortalität für den Turbinenkorridor wurde bei den standardisierten Fischzugaben mit 20% bis 44% beim Rotaugen 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% bzw. 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 der in Kapitel 2.1.2.2 geschilderten methodischen Probleme, die beim Wiederfang von Bachforellen < 5 cm in der Referenzgruppe Hamen auftraten, vermutlich unterschätzt. Ohne Berücksichtigung der Größenklasse < 5 cm liegt die turbinenbedingte Mortalität für standardisiert zugegebene Bachforellen > 5 cm zwischen 4,4% und 5,4%.

An der Versuchsanstalt Oberrhein wurde eine Laborstudie an einem Prototyp eines Schachtkraftwerks mit einer doppelt-regulierten Kaplan-Rohrturbine (Fallhöhe 2,5 m, Durchfluss 1,5 m³, Drehzahl 333 U/min, Turbinendurchmesser 0,75 m) durchgeführt. Für die verwendeten 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 über den am Standort Großweil ermittelten Werten. In der Studie von Geiger et al. (2016) wurde die verzögerte Mortalität nach 96 h Hälterung berücksichtigt, jedoch wurden die Mortalitätsraten nicht um fang- bzw. 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% bzw. 21% im Bereich (Barbe) bzw. oberhalb (Äsche) der am Standort Großweil ermittelten Werte. Weitere Studien zur Mortalität am Schachtkraftwerk wurden nach unserem Wissen bisher nicht veröffentlicht.

Da im Schachtkraftwerk eine Kaplan-Turbine verbaut ist und dieser Typ in der Praxis seit längerem untersucht wird, können 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 $< 1\%$ 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, Rotaugen, 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 Analysen der äußeren und inneren Verletzungen der Fische aus den standardisierten Fischzugaben und die Messungen der physikalischen Parameter mittels Sensorfisch lassen darauf schließen, dass die Mortalität der Fische bei der Turbinenpassage vor allem durch Kollisionen und Druckunterschiede verursacht wurde. Teilweise kann auch Stress (Mortalität ohne äußerlich oder innerlich sichtbare eindeutig letale Verletzungen) als Ursache der Mortalität vermutet werden. 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 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 die höhere Intensität von Verformungen und Frakturen der knöchernen Elemente bei toten Fischen nach der Turbinenpassage, dass Kollisionen sehr wahrscheinlich eine wesentliche Mortalitätsursache waren. Weiterhin weisen eine höhere Intensität von Veränderungen der Schwimmblase, Gasblasen und Einblutungen bei Fischen mit Turbinenpassage auf Barotraumatismen infolge von Druckunterschieden als weitere mögliche Mortalitätsursache hin. Die im Vergleich zu den anderen Fischarten höchste kraftwerksbedingte Mortalität der Fischart Rotaugen lässt sich jedoch nicht eindeutig anhand von äußeren bzw. inneren Verletzungsmustern erklären. Neben möglichen Barotrauma-Verletzungen wie Gasblasen und Einblutungen war, wie bereits dargestellt, vermutlich auch Stress für die turbinenbedingte Mortalität verantwortlich.

Generell wurden bei den Arten Nase, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen während niedriger Turbinenlast höhere Mortalitätsraten festgestellt als während hoher Turbinenlast. Ursache dafür ist wahrscheinlich die engere Stellung der Turbinenschaufeln bei Niedriglast, wodurch das Kollisionsrisiko steigt. Es ist davon auszugehen, dass insbesondere größere Individuen von einem höheren Kollisionsrisiko bei Niedriglast betroffen waren, da bei den Fischarten Aal, Nase, Barbe und Huchen ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen der Totallänge und der Intensität von Amputationen und Quetschungen sowie der Mortalität nach der Turbinenpassage bestand. Auch bei Bachforelle, Flussbarsch und Äsche gab es einen signifikant positiven Zusammenhang zwischen der Totallänge und der Intensität von Amputationen und Quetschungen nach der Turbinenpassage, jedoch war bei diesen Arten kein statistisch signifikanter positiver Zusammenhang zwischen der Totallänge und der Mortalität nachweisbar. Neben den letal geschädigten Fischen hatte in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage insgesamt ein Anteil an Fischen von 1,4% eine gering bis mäßig

reduzierte Vitalität (Vitalitätsstufen 1 und 3). Unter natürlichen Bedingungen ist davon auszugehen, dass diese Fische nach der Turbinenpassage Prädatoren oder Infektionen leichter zum Opfer fallen.

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. Nach einem schnellen Druckabfall während der Turbinenpassage (Minimum und Maximum des gemessenen Tiefstdrucks: 55–124 kPa) folgte ein schrittweiser Anstieg des Drucks im Saugrohr, bis der Sensor im Unterwasser angelangt war. Die Dekompressionsraten (= Druckabfall pro Zeiteinheit) waren bei Niedriglast (MW $\pm$ SD: 119,5 $\pm$ 86,5 kPa/s) durchschnittlich höher als bei Hochlast (MW $\pm$ SD: 75,6 $\pm$ 65,9 kPa/s). Bei 13% der Sensorfisch-Durchgänge wurden Druckveränderungsraten (= Tiefstdruck bei Turbinenpassage/Akklimatisierungsdruck unmittelbar vor der Turbinenpassage) unter 0,7 festgestellt, die zu schwerwiegenden Verletzungen führen können (Boys et al. 2016). Insbesondere tiefenadaptierte Fische weisen ein höheres Barotrauma-Risiko auf und können durch die bei der Turbinenpassage im Schachtkraftwerk auftretenden Dekompressionen Verletzungen erleiden, wie auch Laboruntersuchungen an Königslachsen und australischen Silberbarschen unter ähnlichen Druckszenarien gezeigt haben (Boys et al. 2016, Brown et al. 2012). Am Schachtkraftwerk in Großweil beträgt die maximale Wassertiefe, in der sich ein Fisch vor der Turbinenpassage potenziell aufhalten kann, ca. 6,5 m (= Schachttiefe ca. 5 m + 1,5 m Wassertiefe bis zur Rechenebene). Maximal tiefenadaptiert sind folglich Fische, die vor der Turbinenpassage noch am Schachtgrund ihre Schwimmblasenfüllung an diese Wassertiefe anpassen. 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, was sich auch in den zum Teil deutlich höheren Mortalitätsraten von Nase, Barbe, Rotaugen, Äsche und Huchen während Niedriglast im Vergleich zu Hochlast widerspiegelt.

Für den natürlichen Fischabstieg lag die Mortalität (in Summe über sofortige und verzögerte Mortalität nach 72 h 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: Zum

einen kann beim natürlichen Fischabstieg die fangbedingte Mortalität aus methodischen Gründen nicht ermittelt werden. 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 ca. 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 h gestorben. Allerdings kann die Vorschädigung bei der Elektrofischung 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 bzw. 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.

Neben der Mortalität im Turbinenkorridor verursachte auch die Passage der Abstiegsfenster bei einigen Arten eine gewisse Mortalität (Gesamtwiederaufstieg 816 Fische). Diese lag für Nase, Flussbarsch, Äsche und Huchen zwischen 1% und 3%. Für Aal, Bachforelle, Barbe und Rotaugen wurde hier keine Mortalität festgestellt bzw. 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 Referenzgruppe Hamen kam. Eine Differenzierung der nach Passage der Abstiegsfenster festgestellten Mortalität getrennt nach oberflächennaher und sohlennaher Passage ist bei den Untersuchungen der Abstiegsfenster mittels standardisierter Fischzugaben, anders als bei den Sensorfisch-Untersuchungen, aus methodischen Gründen nicht möglich. Ursächlich für die beobachtete Mortalität sind vermutlich rasche Druckveränderungen und Kollisionen, die mit dem Sensorfisch bei der Passage des sohlennahen 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. 2019a). Nach Baumgartner et al. (2006) und Pflugrath et al. (2019a) sollte die Wassertiefe des Unterwasserpolsters 70% des Unterschieds zwischen Ober- und Unterwasserspiegel betragen, um einen möglichst verletzungsfreien Fischabstieg zu ermöglichen und das Mortalitätsrisiko zu minimieren. Bei der Passage der Abstiegsfenster betrug die Wassertiefe des Unterwasserpolsters während der standardisierten Fischzugaben und der Sensorfischuntersuchungen ca. 40–50% des Unterschieds zwischen Ober- und

Unterwasserspiegel und lag somit unter dieser Empfehlung. In den beiden Fischaufstiegsanlagen (Gesamtwiederaufstieg 150 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 ca. 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.

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

Bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg sind 35% aller gefangenen Fische über die beiden Turbinen ins Unterwasser gelangt, 47% über die Abstiegsfenster 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 Mühlkoppen waren.

Die Ergebnisse zur Korridornutzung beim natürlichen Fischabstieg sind vermutlich auch maßgeblich durch den beträchtlichen Höhenunterschied von ca. 1,6–2,2 m beeinflusst, welcher zwischen dem oberstromigen Ende der Rechenebene und der Gewässersohle während der Untersuchungen bestand (siehe Kapitel 1.1) und vermutlich eine Barriere vor allem für bodenorientierte Fischarten darstellte. Dies zeigt sich auch in der Korridornutzung der zweithäufigsten im natürlichen Fischabstieg gefangenen Fischart Mühlkoppe: Lediglich eine Mühlkoppe hat die Abstiegsfenster passiert und 21 Mühlkoppen (26%) gelangten über den Turbinenkorridor ins Unterwasser. Im Gegensatz dazu wurden 73% (58 Fische) aller gefangenen Mühlkoppen (80 Fische) in den Fangeinrichtungen der beiden

Fischaufstiegsanlagen nachgewiesen. Es kann nicht differenziert werden, ob die gefangenen Mühlkoppen die Fischaufstiegsanlagen als Abstiegskorridor oder als Lebensraum nutzten.

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, die im Oberwasser der Kraftwerksanlage am oberstromigen Ende der Rechenebene eingesetzt wurden (d.h. ohne Fische der Versuchsgruppe Turbine und der Referenzgruppe Hamen), den Turbinenkorridor für den Abstieg (v.a. Aal, Äsche, Bachforelle). 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 sohl nah), 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. Dadurch wurde der Fischabstieg über das orografisch linke oberflächennahe Abstiegsfenster vermutlich etwas unterschätzt.

Sowohl im Turbinenkorridor (89% aller in diesem Korridor gefangenen Individuen) als auch in den Abstiegskorridoren Abstiegsfenster (92%) und Fischaufstiegsanlagen (90%) war der Großteil der gefangenen Individuen aus dem natürlichen Fischabstieg kleiner als 15 cm. Insgesamt zeigen die Ergebnisse des natürlichen Fischabstiegs und der standardisierten Fischzugaben, dass nahezu das gesamte Größenspektrum der im Oberwasser der Kraftwerksanlage eingesetzten Versuchsfische und der gefangenen natürlich absteigenden

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 (Maximallänge 37,3 cm), Amerikanischer Seesaibling (Maximallänge 37,6 cm), Barbe (Maximallänge 27,1 cm), Äsche (Maximallänge 23,7 cm), Rutte (Maximallänge 22,5 cm) und Bachforelle (Maximallänge 20,1 cm) in den Fangeinrichtungen des Turbinenkorridors nachgewiesen. Auch bei den standardisierten Fischzugaben (Versuchsgruppe Turbine & Rechen) lagen die Maximallängen der wiedergefangenen Fische der Arten Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe und Huchen, die den horizontal angeordneten Rechen mit 20 mm Stababstand passiert haben, über den Werten für die physische Durchlässigkeit eines 20 mm Rechens nach Ebel (2013). Insbesondere bei Flussbarsch, Barbe und Huchen kam es zu einer deutlichen Überschreitung der kritischen Körperlängen nach Ebel (2013; hier: Flussbarsch 16,7 cm, Barbe 18,2 cm, Huchen 20,0 cm) um 42% (max. 23,7 cm bei Flussbarsch), 65% (max. 30,1 cm bei Barbe) bzw. 82% (max. 36,4 cm bei Huchen). Eine Größenselektion (Ausschluss großer Individuen) durch den horizontal angeordneten Rechen erfolgte beim Aal ab einer Totallänge von 57,7 cm, bei der Nase ab 22,0 cm, bei der Bachforelle ab 20,2 cm, bei der Barbe ab 30,1 cm und beim Huchen ab 36,4 cm. Folglich weist auch der hohe Anteil an Rechen- und Turbinenpassagen bei den standardisierten Fischzugaben auf eine unzureichende Fischschutzwirkung des am Standort Großweil installierten horizontal angeordneten Rechens mit 20 mm Stababstand hin.

Die durchschnittlichen Strömungsgeschwindigkeiten am Rechen waren mit ca. 0,31 m/s (basierend auf 894 Einzelmesswerten, siehe Abbildung 44 im Anhang zur Verteilung der 12 Messpunkte auf der Rechenebene mit den zugehörigen Mittelwerten und der Wertespanne) im Vergleich zu den maximal zulässigen Anströmgeschwindigkeiten von 0,5 m/s (Ebel 2013) 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).

Dass ein ausgeprägter Sog am Rechen den Fischabstieg über den Turbinenkorridor maßgeblich beeinflusst haben könnte, wird auch durch die Ergebnisse der Sonaruntersuchungen im Herbst 2020 und Frühjahr 2021 widerlegt, in denen 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 sohnahen Abstiegsfensters, welcher durch dieses verursacht wurde, hatte keinen nachweisbaren Einfluss auf die Strömungsgeschwindigkeiten am Rechen (vgl. Abbildung 44 im Anhang).

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 Rechenfeldes 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. 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 Abstiegskorridors 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.

Bei den Sonarbeobachtungen des um ca. 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 ($\varnothing$ ca. 30 s) zur Verfügung stehende Abstiegskorridor (abhängig vom Treibgutaufkommen und den bedarfsorientierten Rechenreinigungsintervallen) eine untergeordnete Rolle für den Fischabstieg spielt. Generell ist die Effektivität von temporär geöffneten Korridoren aufgrund der schlechteren Auffindbarkeit und einer potenziellen Scheuchwirkung, die bei der Öffnung des Bypasses durch eine unmittelbare Veränderung der hydraulischen Verhältnisse entstehen kann (z.B. beim Rechenreinigungs- und Spülvorgang; vgl. Blasel 2009, Williams et al. 2012), im Vergleich zu permanent funktionalen Korridoren deutlich geringer (Schwevers & Adam 2020).

Bewertung des Lebensraumes, Veränderungen nach dem Kraftwerksbau und serielle Diskontinuität

Die untersuchten Transekte an der Wasserkraftanlage Großweil zeichnen sich überwiegend durch grobkiesiges Substrat in den Korngrößen zwischen 2,0 cm und 20,0 cm aus. Nach dem Kraftwerksbau wurde im Oberwasser ein leichter Rückgang des Flächenanteils an Steinen in den Korngrößen zwischen 2 cm und 6 cm und eine Zunahme des Flächenanteils an Steinen in den Korngrößen zwischen 6 cm und 20 cm kartiert. Im Unterwasser hingegen nahm nach dem Kraftwerksbau der Flächenanteil an Steinen in den Korngrößen zwischen 2 cm und 6 cm zu und der Flächenanteil an Steinen in den Korngrößen zwischen 6 cm und 20 cm um den gleichen Betrag ab. Die Unterschiede in der Substratzusammensetzung und in den Flächenanteilen der verschiedenen Substrattypen zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau sind jedoch vermutlich vielmehr natürlichen Prozessen bzw. auch der Störung durch die Bauphase geschuldet, als Effekten 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 festgestellt als vor dem Bau. Infolge des Staueffekts erhöhte sich nach dem Kraftwerksbau die in den Untersuchungsperioden gemessene Wassertiefe im Oberwasser um durchschnittlich ca. 47% im Vergleich zu den Werten vor Kraftwerksbau und die Strömungsgeschwindigkeit verringerte sich durchschnittlich um ca. 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).

Bei den Elektrobefischungen für Projektteil B 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 lag der Individuenanteil dieser Fischarten bei 92% des Gesamtfangs. Der Anteil gebietsfremder Arten (Regenbogenforelle mit 539 Individuen, Bachsaibling mit acht Individuen und ein Amerikanischer Seesaibling) am Gesamtfang lag bei 27%. Die strömungsliebenden Leitarten Bachforelle, Äsche, Elritze und

Hasel waren mit 6,3%, 15,1%, 2,2% bzw. 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.

Die Makrozoobenthosgemeinschaft der Loisach zeichnete sich in den untersuchten Transekten durch einen hohen Anteil typischer Interstitialbesiedler, wie Steinfliegenlarven der Gattungen *Leuctra* und *Chloroperla* sowie rheophiler Steinbesiedler wie Eintagsfliegenlarven der Gattungen *Rhithrogena* und *Baetis* aus. Der Anteil EPT-Taxa (Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven), die überwiegend empfindlich auf strukturelle Degradation reagieren, war im Ober- und Unterwasser der Anlage mit insgesamt 60% relativ hoch, aber 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). Weiterhin kamen auch gegenüber den Habitatbedingungen anspruchslose Zuckmückenlarven mit einem Anteil von 20% an der Gesamtindividuenzahl vor. Insgesamt wurden sieben gefährdete Makrozoobenthos-Arten sowie ein Neozoon erfasst, die jedoch nur einen geringen Anteil (0,5% bzw. 0,01%) an der Gesamtindividuenzahl hatten.

Die beiden Fischaufstiegsanlagen scheinen als Lebensraum für die rheophile Mühlkoppe, aber auch für Steinfliegenlarven der Gattungen *Leuctra* und *Dinocras* attraktiv zu sein, welche dort in höheren Individuenzahlen pro Transekt als im Hauptfluss nachgewiesen wurden. Der Anteil an EPT-Taxa an der Gesamtindividuenzahl war mit 67% in den Fischaufstiegsanlagen etwas höher als im Hauptfluss. Für bestimmte Fischarten und Makrozoobenthos-Taxa können die Fischaufstiegsanlagen daher auch die Funktion eines Teillebensraums erfüllen, welcher jedoch räumlich stark begrenzt ist.

Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos, und Periphyton) unterschied sich deutlich vor und nach dem Kraftwerksbau. Dieser Unterschied war insbesondere durch höhere Individuenzahlen von Äschen, Mühlkoppen, Regenbogenforellen, Zuckmückenlarven und Blaualgen vor dem Kraftwerksbau bedingt. Nach dem Kraftwerksbau hingegen waren vor allem Rutten und Steinfliegenlarven häufiger vertreten als vor dem Bau. Vor dem Kraftwerksbau wurde zwischen Ober- und Unterwasser der ehemals bestehenden rauen Rampe kein signifikanter Unterschied in der

Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft nachgewiesen. Nach dem Kraftwerksbau hingegen wurde ein deutlicher Unterschied zwischen Ober- und Unterwasser der Kraftwerksanlage festgestellt. Im Oberwasser waren nach dem Kraftwerksbau insbesondere Regenbogenforellen, Bachforellen, Mühlkoppen und Blaualgen der Art *Homoeothrix janthina* häufiger vertreten, während im Unterwasser vor allem Äschen, Zuckmückenlarven, Steinfliegenlarven der Gattung *Chloroperla* sowie Blaualgen der Art *Lyngbya limnetica* häufiger vorkamen als im Oberwasser.

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 Rotaugen festgestellt. Für den Aal und die Bachforelle hingegen lagen die Mortalitätsraten mit < 2% bzw. < 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 Referenzgruppe) 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 (= ca. 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 (vgl. <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 ca. 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 (vgl. 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 sohlernen Abstiegsfensters würde den hydraulischen Reiz für Fische in Richtung Bypässe erhöhen und damit die Effektivität dieses Abstiegskorridors wahrscheinlich verbessern. Zudem könnte die Installation eines weiteren sohlernen 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; vgl. 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 ca. 1,4 m Höhe auf eine betonierte 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 rauen 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 ca. 47% im Vergleich zu vor dem Kraftwerksbau und die Strömungsgeschwindigkeit verringerte sich durchschnittlich um ca. 41% an der Wasseroberfläche und 48% über Grund, was auch den Wasseraustausch zwischen Interstitial und Freiwasser im Oberwasser beeinträchtigte. Dies führte beim Makrozoobenthos im wehrnahen Oberwasserbereich zu einer deutlich geringeren Individuendichte (33 Ind/m² nachher vs. 86 Ind/m² vorher) und einem geringeren Anteil an Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven (27% nachher vs. 50% vorher), die empfindlich auf strukturelle Degradation reagieren, im Vergleich zur Situation vor dem Kraftwerksbau. Auch die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser unterschied sich nach dem Kraftwerksbau stärker als vor dem Bau. Jedoch kann auch nach dem Kraftwerksbau, insbesondere bei Hochwasserabflüssen durch das Legen des Klappenwehres, noch ein ausgeprägter Sedimenttransport ins Unterwasser erfolgen.

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 (siehe Band 12 und Zusammenfassung zu Band 12). Konkrete Vorschläge für Verbesserungsmöglichkeiten bei der Turbinen- bzw. Anlagentechnik, für betriebliche Managementmaßnahmen sowie für die Ausführung von Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen werden in Band 11 (2. aktualisierte Auflage 2022) und der Zusammenfassung zu Band 11 (2. aktualisierte Auflage 2022) erläutert.

Literaturverzeichnis

- 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.
- Dahm V., Kupilas B., Rolauffs R., Hering D., Haase P., Kappes H., Leps M., Sundermann A., Döbbelt-Grüne S., Hartmann C., Koenzen U., Reuvers C., Zellmer U., Zins C. & Wagner F. (2014) Hydromorphologische Steckbriefe der deutschen Fließgewässertypen –

Anhang 1 von "Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle". Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltbundesamt, 43.

Deng Z., Carlson T. J., Duncan J. P., Richmond M. C. & Dauble D. D. (2010) Use of an autonomous sensor to evaluate the biological performance of the advanced turbine at Wanapum Dam. *Journal of Renewable and Sustainable Energy* 2(5), 053104.

Dußling U., Bischoff A., Haberbosch R., Hoffmann A., Klinger H., Wolter C., Wysujack K. & Berg, R. (2005) The Index of Fish Regions (FRI) – a Tool for River Assessment According to the EC Water Framework Directive. *WasserWirtschaft* 7-8, 19-24.

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.

Fu T., Deng Z. D., Duncan J. P., Zhou D., Carlson T. J., Johnson G. E. & Hou H. (2016) Assessing hydraulic conditions through Francis turbines using an autonomous sensor device. *Renewable Energy* 99, 1244-1252.

Geiger F., Schäfer S. & Rutschmann P. (2016) Monitoring of downstream passage of small fish at the TUM-Hydro Shaft Power Plant Prototype. Institute of Hydraulic and Water Resources Engineering, test report no. 429, Technical University of Munich, Germany, pp. 49.

Hou H., Deng Z. D., Martinez J. J., Fu T., Duncan J. P., Johnson G. E., Lu J., Skalski J. R., Townsend R. L. & Tan L. (2018) A hydropower biological evaluation toolset (HBET) for characterizing hydraulic conditions and impacts of hydro-structures on fish. *Energies* 11(4), 990.

Lagarrigue T. & Frey A. (2010) Test for evaluating the injuries suffered by downstream-migrating eels in their transiting through the new spherical discharge ring VLH turbogenerator unit installed on the Moselle River in Frouard. Report E. CO. GEA for MJ2 Technologies.

- LfU, Bodeninformationssystem Bayern, <http://www.bis.bayern.de/bis/initParams.do>, [abgerufen am 22.12.2014].
- LfU, Grundlegenden Daten Fließgewässer Bayern, <http://www.bis.bayern.de/bis/initParams.do>, [abgerufen am 22.12.2014].
- LfU, Kartendienst Gewässerbewirtschaftung Bayern, <http://www.bis.bayern.de/bis/initParams.do>, [abgerufen am 22.12.2014].
- LfU, UmweltAtlas Bayern: Querbauwerke und Fischaufstiegsanlagen, https://www.umweltatlas.bayern.de/mapapps/resources/apps/lfu_gewaesserbewirtschaftung_ftz/index.html?lang=de, [abgerufen am 09.02.2022].
- Martinez J. J., Deng Z. D., Titzler P. S., Duncan J. P., Lu J., Mueller R. P., Tian C., Trumbo B. A., Ahmann M. L. & Renholds J. F. (2019) Hydraulic and biological characterization of a large Kaplan turbine. *Renewable Energy* 131, 240-249.
- Meier C., Böhmer J., Rolaufts 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. (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., Sternecker K., Milz S. & Geist J. (2020) Assessing turbine passage effects on internal fish injury and delayed mortality using X-ray imaging. *PeerJ* 8, e9977.
- Mueller M., Knott J., Pander J. & Geist J. (2022) Experimental comparison of fish mortality and injuries at innovative and conventional small hydropower plants. *Journal of Applied Ecology*, online early. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14236>.
- 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. & Geist J. (2013) Ecological functions of fish bypass channels in streams: migration corridor and habitat for rheophilic species. *River Research and Applications* 29, 441-450.

- Pander J., Mueller M., Knott J. & Geist J. (2018) Catch-related fish injury and catch efficiency of stow-net-based fish recovery installations for fish-monitoring at hydropower plants. *Fisheries Management and Ecology* 25(1), 31-43.
- Pander J., Mueller M., Knott J. & Geist J. (2020) Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen: Band 2a Versuche zur fangbedingten Schädigung. Abschlussbericht. Lehrstuhl für Aquatische Systembiologie, Technische Universität München, Freising. 43 Seiten.
- 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. (2019a) Over or under? Autonomous sensor fish reveals why overshot weirs may be safer than undershot weirs for fish passage. *Ecological Engineering* 132, 41-48.
- Pflugrath B. D., Harnish R., Rhode B., Beirão B., Engbrecht K., Stephenson J. R. & Colotelo A. H. (2019b) American eel state of buoyancy and barotrauma susceptibility associated with hydroturbine passage. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems* 420, 20.
- Pottgießer T. & Sommerhäuser M. (2004) Fließgewässertypologie Deutschlands: Die Gewässertypen und ihre Steckbriefe als Beitrag zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Handbuch der Limnologie* 19(7), 04.
- Schneider J., Hübner D. & Korte E. (2012) Funktionskontrolle der Fischaufstiegs- und Fischabstiegshilfen sowie Erfassung der Mortalität bei Turbinendurchgang an der Wasserkraftanlage Kostheim am Main. Endbericht 2012. Bürogemeinschaft für Fisch- & Gewässerökologische Studien, Frankfurt am Main.
- Schneider J. & Hübner D. (2017) Funktionskontrolle der Fischwechselanlagen am Main-Kraftwerk Kostheim. *Biologische Durchgängigkeit von Fließgewässern: Ausgewählte Beiträge aus der Fachzeitschrift WasserWirtschaft*, 244.
- Schubert M. (2007) Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) aus fischereilicher Sicht – Fischereibezogenes Monitoring nach Maßgabe der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie. *VDSF Schriftenreihe* 9/2007.
- Schwevers U. & Adam B. (2020) Fish protection technologies and fish ways for downstream migration. *Springer Nature, Cham, Switzerland*, 279 S.

- Sepp A., Geiger F. & Rutschmann P. (2016) Schachtkraftwerk – Konzept und Funktionskontrollen. In Wasserbau – mehr als Bauen im Wasser. Beiträge zum 18. Gemeinschafts-Symposium der Wasserbau-Institute TU München, TU Graz und ETH Zürich, 886-895.
- 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.
- Zauner G. & Eberstaller J. (1999) Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumansprüche. *Österreichs Fischerei* 52, 198-205.

Anhang

Tabelle 24 Fischreferenzzönose (prozentuale Anteile der potenziell ursprünglich natürlicherweise vorkommenden Fischarten) der Loisach im Flusswasserkörper, in dem der Standort Großweil liegt (siehe auch <https://www.lfl.bayern.de/ifi/flussfischerei/050504/index.php>, Referenz-Nr. 162).

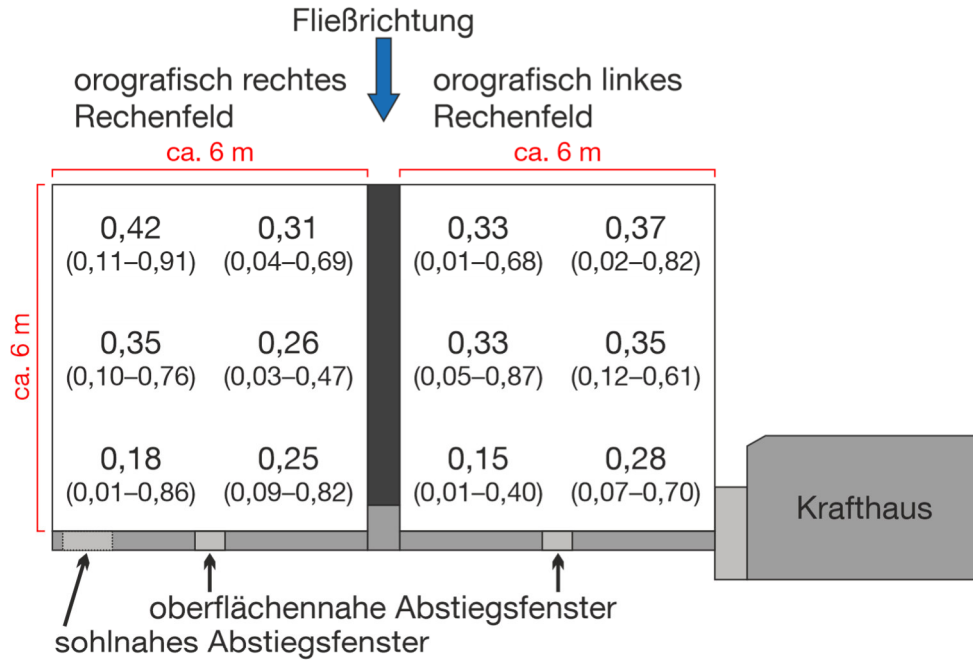
Gewässer	Loisach				
Teileinzugsgebiet	Isar				
Einzugsgebiet	Isar				
Stromgebiet	Donau				
Obere Grenze	Einmündung der Partnach				
Untere Grenze	Kochelsee				
Gewässertyp	Kleine Flüsse der Alpen				
Gefälle (%)	3,16				
Fischregion	Salmoniden dominiertes Hyporhithral				
Fischregionsindex	4,81				
Referenzarten	15				
Anzahl Leitarten	8				
Typspezifische Arten	11				
Begleitarten	4				
Aitel	5,0	Elritze	13,1	Mühlkoppe	13,0
Äsche	20,0	Gründling	0,9	Nase	1,0
Bachforelle	23,1	Hasel	5,0	Rutte	4,8
Bachschmerle	7,0	Hecht	0,1	Schneider	5,0
Barbe	1,0	Huchen	0,9	Seeforelle	0,1

Tabelle 25 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der beiden Kaplan-Rohrturbinen am Standort Großweil während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2020 und Frühjahr 2021; links = orografisch linke Turbine, rechts = orografisch rechte Turbine.

	Turbine	Laufgrad [%]	Leitapparat [%]	Leistung [kW]	Durchfluss [m³/s]	Fallhöhe [m]
Herbst 2020	links	47	54	123	5,9	2,22
	rechts	47	54	124	5,9	2,22
Frühjahr 2021	links	71	68	121	7,4	2,15
	rechts	74	69	132	7,5	2,20

Strömungsmessungen am Rechen (m/s)

Herbst 2020



Frühjahr 2021

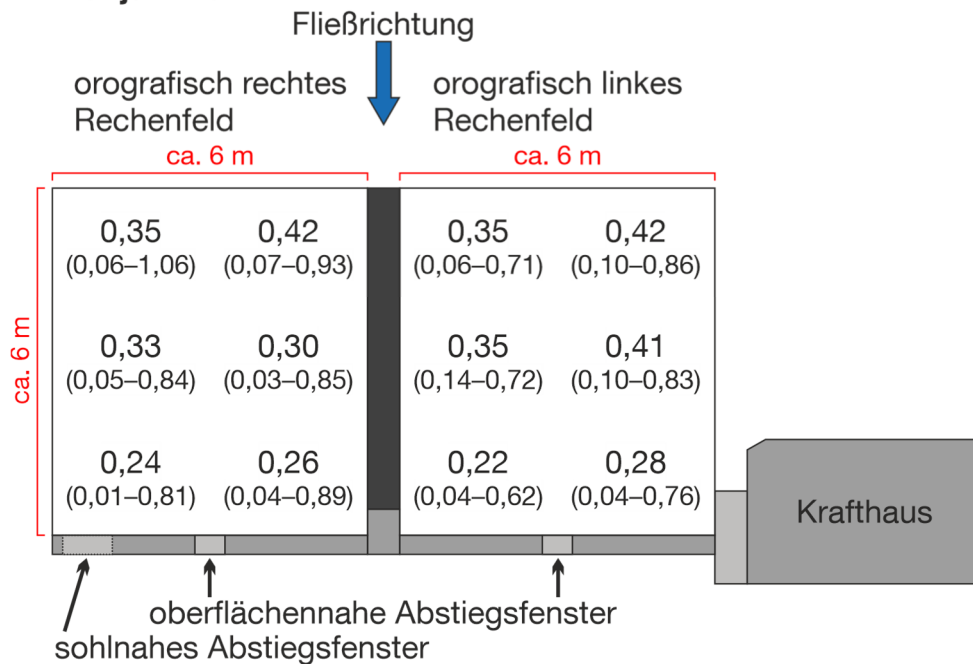


Abbildung 44 Durchschnittliche Strömungsgeschwindigkeiten (in m/s) auf der Rechenebene des Schachtkraftwerks am Standort Großweil mit Angabe der Wertespanne während der Untersuchungsperioden im Herbst 2020 (oben; Summe Einzelmesswerte: 486) und Frühjahr 2021 (unten; Summe Einzelmesswerte: 408).

Tabelle 26 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Herbst 2020 und im Frühjahr 2021 am Standort Großweil dargestellt für die unterschiedlichen Reusen: TUR li = orografisch linker Turbinenhamen, TUR re = orografisch rechter Turbinenhamen, AF li = Hamen orografisch linkes Abstiegsfenster, AF re = Hamen orografisch rechte Abstiegsfenster, FA li = Hamen orografisch linke Fischaufstiegsanlage, FA re = Hamen orografisch rechte Fischaufstiegsanlage; v Rechen = Strömungsgeschwindigkeit unmittelbar am Rechen in m/s, v Hameneingang = Strömungsgeschwindigkeit am Hameneingang in m/s, v Steert = Strömungsgeschwindigkeit entlang der Steertreuse in m/s, Treibgut pro Stunde = aufgefangenes Treibgut im Hamen pro Stunde in Liter [l], Trüb = Trübung in NTU, O₂ = Sauerstoffkonzentration in mg/l, T = Temperatur in °C, pH = pH-Wert, Lf = Leitfähigkeit in µS/cm; n.v. = nicht verfügbar, da keine Messung möglich.

	Reuse	v Rechen [m/s]	v Hamen- eingang [m/s]	v Steert [m/s]	Treibgut pro Stunde [l]	Trüb [NTU]	O ₂ [mg/l]	T [°C]	pH	Lf [µS/cm]
Herbst 2020	TUR li	0,29	n.v.	0,26	7,7	7,1	10,0	10,9	8,4	429
	TUR re	0,25	n.v.	0,23	8,6	7,1	10,0	10,9	8,4	429
	AF li		0,17	0,22	7,0	7,1	10,0	10,9	8,4	429
	AF re		0,39	0,20	19,4	7,1	10,0	10,9	8,4	429
	FA li		0,34	0,22	10,5	7,1	10,0	10,9	8,4	429
	FA re		0,42	0,48	0,5	7,1	10,0	10,9	8,4	429
Frühjahr 2021	TUR li	0,36	n.v.	0,66	2,3	10,4	11,7	5,9	8,3	441
	TUR re	0,33	n.v.	0,54	2,0	10,4	11,7	5,9	8,3	441
	AF li		0,14	0,40	0,2	10,4	11,7	5,9	8,3	441
	AF re		0,25	0,31	1,4	10,4	11,7	5,9	8,3	441
	FA li		0,36	0,34	1,4	10,4	11,7	5,9	8,3	441
	FA re		0,34	0,81	0,3	10,4	11,7	5,9	8,3	441

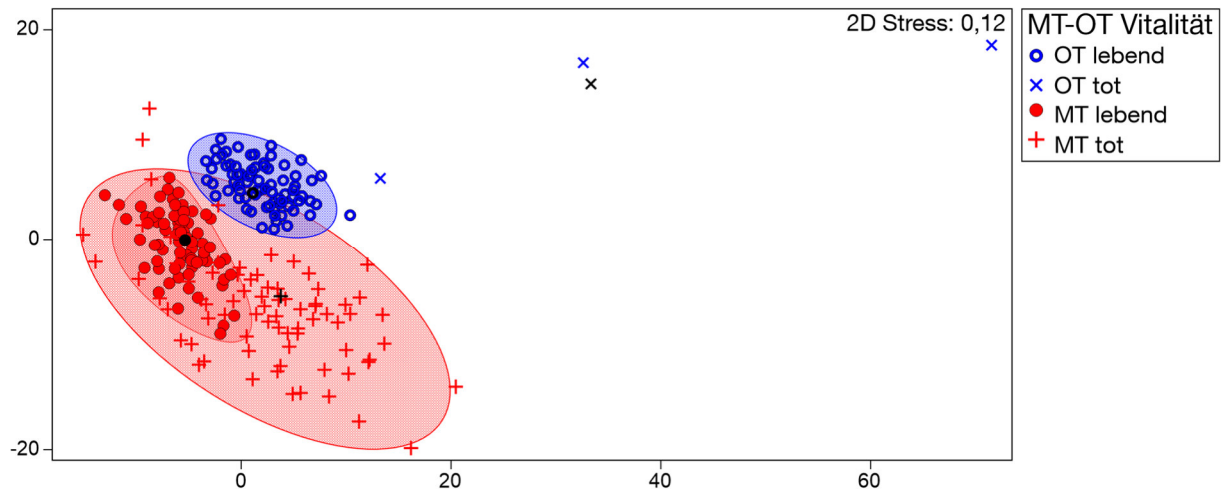


Abbildung 45 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der inneren Verletzungsmuster aller neun Fischarten des natürlichen Fischabstiegs am Standort Großweil. Die Verletzungsmuster sind unterteilt nach der Vitalität und nach Fischen mit bzw. ohne Turbinenpassage (MT-OT) dargestellt, wobei lebend = Vitalität 0 und tot = Vitalität 5 entspricht. MT = mit Turbinenpassage, OT = ohne Turbinenpassage (Elektrobefischung im Oberwasser). Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe der Versuchsgruppe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Gruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit). Für die toten Fische ohne Turbinenpassage (= OT tot) müssen die Bootstrap Regionen mit Vorsicht interpretiert werden, da die geringe Stichprobenzahl ($n = 2$) die Unterschiede in den Verletzungsmustern möglicherweise nicht optimal repräsentiert.

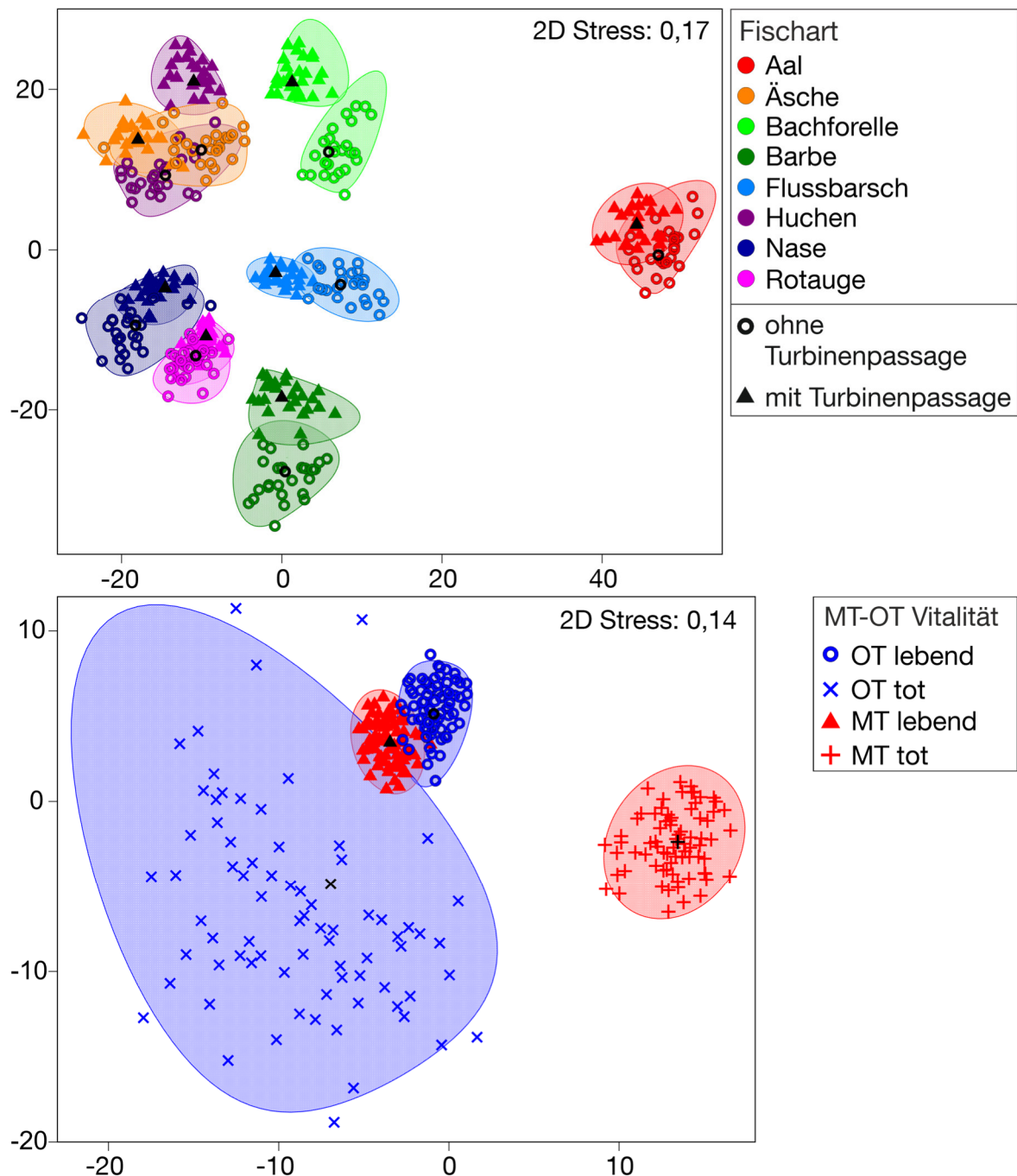


Abbildung 46 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der inneren Verletzungsmuster aller acht im Rahmen der standardisierten Fischzugaben untersuchten Fischarten (Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotaugen, Äsche, Huchen) am Standort Großweil. Auf dem oberen Diagramm sind die Arten mit und ohne Turbinenpassage dargestellt und auf dem unteren Diagramm ist die Vitalität der Fische mit und ohne Turbinenpassage dargestellt. OT = ohne Turbinenpassage (Referenzgruppe Vorschädigung & Hamen), MT = mit Turbinenpassage (Versuchsgruppe Turbine und Turbine & Rechen). Die schwarzen Symbole stellen jeweils den Mittelwert der Ausgangsstichprobe der Referenz-/Versuchsgruppe dar, die farbigen Symbole die Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen. Die transparent-farbigen Flächen kennzeichnen die Region, in die 95% der Mittelwerte aus den Stichprobenwiederholungen fallen (Bootstrap Regionen, ähnlich Konfidenzintervall). Der Abstand der Referenz-/Versuchsgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

Tabelle 27 Statistische Testergebnisse der linearen Regression zur kumulativen Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen am Körper nach der Turbinenpassage in Abhängigkeit von der Totallänge (= Lineares Modell Verletzungsintensität) sowie des generalisierten linearen Modells zur Mortalität nach der Turbinenpassage in Abhängigkeit von der Totallänge (= Generalisiertes lineares Modell Mortalität) der acht untersuchten Fischarten am Standort Großweil. R^2 = adjustiertes Bestimmtheitsmaß, AIC = Akaike-Informationskriterium.

	Lineares Modell Verletzungsintensität				Generalisiertes lineares Modell Mortalität			
	Schätz- wert	Standard- fehler	korrigiertes R^2	P-Wert	Schätz- wert	Standard- fehler	AIC-Wert	P-Wert
Aal	0,02	< 0,01	0,03	< 0,001	0,12	0,04	103,6	< 0,01
Nase	0,15	0,03	0,06	< 0,001	0,07	0,03	420,4	< 0,05
Bachforelle	0,05	0,01	0,04	< 0,001	< -0,01	0,03	273,4	0,98
Flussbarsch	0,05	0,01	0,02	< 0,001	-0,04	0,02	925,6	< 0,05
Barbe	0,07	0,01	0,05	< 0,001	0,14	0,03	277,6	< 0,001
Rotaugen	0,04	0,1	< -0,01	0,68	- 0,44	0,08	730,2	< 0,001
Äsche	0,04	0,02	< 0,01	< 0,05	0,03	0,04	428,8	0,51
Huchen	0,09	0,01	0,06	< 0,001	0,05	0,01	515,2	< 0,001

Tabelle 28 Sensorfisch-Messwerte bei der Passage der orografisch rechten Kaplan-Rohrturbine und der alternativen Abstiegskorridore orografisch rechtes oberflächen- und sohlnahes Abstiegsfenster, temporär angehobenes orografisch rechtes Segmentschütz (Öffnungshöhe ca. 35 cm) sowie Klappenwehr mit anschließender rauen Rampe am Standort Großweil im September 2020 und März 2021. MAX = Maximalwert, MIN = Minimalwert, MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung, g = Faktor der Erdbeschleunigung ($9,81 \text{ m/s}^2$), Nadir-Druck = tiefster gemessener Druck, n.r. = nicht relevant, d.h. es wurden beispielsweise keine relevanten Druckveränderungen bei der Passage des Klappenwehrs mit anschließender rauen Rampe gemessen.

	Turbine			oberflächnahe Abstiegsfenster	sohlnahes Abstiegsfenster	angehobenes Segmentschütz	Klappenwehr mit rauer Rampe
	Hochlast 61	Niedriglast 27	Gesamt 88	30	26	7	35
<u>Anzahl Sensorfisch-Durchgänge</u>							
<u>Druckveränderungen</u>							
MIN Akklimatisierungsdruck [kPa]	95	95	95	95	95	95	n.r.
MAX Akklimatisierungsdruck [kPa]	160	160	160	95	110	110	n.r.
MW Nadir-Druck $\pm$ SD [kPa]	108,7 $\pm$ 12,7	112,0 $\pm$ 10,7	109,7 $\pm$ 12,2	95,2 $\pm$ 6,8	94,9 $\pm$ 7,1	97,8 $\pm$ 4,3	n.r.
Nadir-Druck MIN-MAX [kPa]	55,3–124,0	70,4–123,2	55,3–124,0	70,9–103,8	77,1–105,6	92,6–104,5	n.r.
MW Druckveränderungsrate MIN $\pm$ SD	1,15 $\pm$ 0,13	1,18 $\pm$ 0,11	1,16 $\pm$ 0,13	1,01 $\pm$ 0,07	1,00 $\pm$ 0,07	1,03 $\pm$ 0,04	n.r.
MW Druckveränderungsrate MAX $\pm$ SD	0,74 $\pm$ 0,09	0,76 $\pm$ 0,07	0,75 $\pm$ 0,08	1,01 $\pm$ 0,07	0,86 $\pm$ 0,06	0,89 $\pm$ 0,04	n.r.
MW Dekompressionsrate $\pm$ SD [kPa/s]	75,6 $\pm$ 65,9	119,5 $\pm$ 86,4	88,4 $\pm$ 74,6	160,8 $\pm$ 122,0	233,5 $\pm$ 153,9	144,7 $\pm$ 187,7	n.r.
Dekompressionsrate MIN-MAX [kPa/s]	8,0–377,1	16,2–319,3	8,0–377,1	28,5–496,4	54,4–557,9	23,4–511,2	n.r.
<u>Kollisionen</u>							
Anzahl SF mit mind. 1 Kollision $>10 \text{ g}$	50 (82,0%)	22 (81,5%)	72 (81,8%)	24 (80,0%)	26 (100,0%)	7 (100,0%)	22 (100,0%)
Anzahl SF mit mehreren Kollisionen $>10 \text{ g}$	22 (36,1%)	16 (59,3%)	38 (43,2%)	5 (16,7%)	14 (53,8%)	3 (42,9%)	16 (72,7%)
MW Kollisionsstärke $\pm$ SD [g]	79,3 $\pm$ 80,5	104,8 $\pm$ 99,1	88,7 $\pm$ 88,2	13,6 $\pm$ 14,1	49,3 $\pm$ 52,3	54,8 $\pm$ 58,7	120,5 $\pm$ 90,7
Kollisionsstärke MIN-MAX [g]	10,3–308,3	10,1–348,1	10,1–348,1	1,3–62,6	2,1–204,1	1,4–190,6	2,0–273,8
Anteil Kollisionsereignisse $>95 \text{ g}$	34,0%	59,1%	41,7%	0,0%	30,8%	42,9%	95,5%
Anzahl SF mit Kollisionen $>10 \text{ g}$ im Turbineneinlauf	4 (6,6%)	5 (18,5%)	9 (10,2%)	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.
Anzahl SF mit Kollisionen $>10 \text{ g}$ in der Turbine	45 (73,8%)	20 (74,1%)	65 (73,9%)	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.
Anzahl SF mit Kollisionen $>10 \text{ g}$ am Turbinenauslauf	12 (19,7)	8 (29,6%)	20 (22,7%)	n.r.	n.r.	n.r.	n.r.
<u>Scherkräfte</u>							
Anzahl SF mit Scherereignissen	0	0	0	0	0	0	0
MW Scherkraft $\pm$ SD [g]	0	0	0	0	0	0	0
Scherkraft MIN-MAX [g]	0	0	0	0	0	0	0
Anteil SF mit Scherereignissen $>95 \text{ g}$	0	0	0	0	0	0	0
Anzahl SF mit Scherereignissen im Turbineneinlauf	0	0	0	0	0	0	0
Anzahl SF mit Scherereignissen in der Turbine	0	0	0	0	0	0	0
Anzahl SF mit Scherereignissen am Turbinenauslauf	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 29 Gesamt-Taxaliste aller am Standort Großweil mittels Surber-Sampler entnommenen Makroinvertebraten zusammengefasst nach dem Gewässerbereich (OW = Oberwasser, UW = Unterwasser, MB = Mühlbach, FA = Fischaufstiegsanlagen) und dem Zeitpunkt der Probenahme (vor Kraftwerksbau = 2014/15, nach Kraftwerksbau = 2020/21), aufgetragen nach absteigender Gesamthäufigkeit. Hochgestellte Zahlen und Buchstaben (grüne Schrift) symbolisieren den Status des Taxons gemäß der Roten Liste der Makrozoobenthos-Arten Bayerns (2003 & 2021): 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste, N = Neozoen (rote Schrift).

Taxon	Gesamt	vor Kraftwerksbau			nach Kraftwerksbau			
		OW (n = 30)	UW (n = 30)	MB (n = 6)	OW (n = 30)	UW (n = 30)	MB (n = 6)	FA (n = 8)
<i>Leuctra</i> sp.	5.022	494	155	2	1.156	2.773	9	433
Orthocladiinae, Podonominae, Diamesinae, Buchonomyi	4.530	2.147	1.745	0	154	267	12	205
<i>Gammarus roeselii</i>	3.596	23	19	569	206	54	2.686	39
<i>Chloroperla</i> sp.	2.907	1.166	1.304		146	287		4
<i>Gammarus pulex</i>	2.564	52	26	2.003	70	16	391	6
<i>Gammarus fossarum</i>	2.491	1	1		358	104	1.967	60
<i>Rhithrogena</i> sp.	2.238	193	206		514	1.271	1	53
<i>Baetis</i> sp.	1.718	183	404	3	394	489	89	156
Oligochaeta	1.255	387	507	124	53	115	64	5
<i>Gammarus</i> sp.	967				119	36	785	27
<i>Dinocras</i> sp.	733	50	33		159	74	1	416
<i>Dicranota</i> sp.	593	63	51		152	294	8	25
<i>Isoperla</i> sp.	566	42	72		243	138	4	67
<i>Elmis</i> sp.	464	76	38	4	124	81	4	137
Chloroperlidae	412	208	204					
<i>Serratella ignita</i>	409	6	8		116	151	14	114
<i>Rhyacophila dorsalis</i>	391	41	88		88	75		99
<i>Pisidium</i> sp.	348	1			1		346	
Dorydrilidae/Lumbriculidae	302				85	163	35	19
<i>Limnius volckmari</i>	300	15	3		59	144	1	78
<i>Simulium</i> sp.	300	45	87	1	5	84	36	42
<i>Elmis maugetii</i>	271	1			37	36		197
Chironomini	246	93	110	15	18	10		
<i>Protonemura</i> sp.	228	5	6		50	69	1	97
Tanypodinae	222	68	72		15	46	18	3
Tubificidae	207				37	1	164	5
<i>Pseudolimnophila</i> sp.	207	124	82	1				
Heptageniidae	201	48	105		22	20		6
<i>Ecdyonurus</i> sp.	192	2	6		81	69	1	33
Limoniidae	166	1			73	83	8	1
<i>Hydropsyche</i> sp.	153		1		49	17		86
<i>Eloeophila</i> sp.	148	2			56	88		2
<i>Allogamus auricollis</i>	143	13	74	22	9	17	7	1
<i>Limnius</i> sp.	141	36	20	1	53	28		3
<i>Rhyacophila</i> sp.	128	27	36		19	28	1	17
Prodiamesinae	110	4	11	2	7	3	83	
<i>Brachycentrus montanus</i> ³	103	91	9		2	1		
<i>Perlodes</i> sp.	103	5	2		75	17		4
<i>Esolus</i> sp.	98	18	15		32	24		9
<i>Hydropsyche saxonica</i>	95				3	21	2	69

Taxon	Gesamt	vor Kraftwerksbau			nach Kraftwerksbau			FA (n = 8)
		OW	UW	MB	OW	UW	MB	
		(n = 30)	(n = 30)	(n = 6)	(n = 30)	(n = 30)	(n = 6)	
<i>Electrogena</i> sp.	90				10	12		68
Limnephilidae	89	3	1		62	14	4	5
Tanytarsini	80	21	10		12	26	2	9
<i>Amphinemura</i> sp.	74	15			21	7		31
<i>Taeniopteryx</i> sp.	63	2			1			60
<i>Nemoura/Nemurella</i> sp.	61		1		26	18		16
Baetidae	57				21	17		19
<i>Hemerodromia</i> sp.	54	12	11		26	5		
<i>Riolus subviolaceus</i>	50					7		43
Clinocerinae	49	14	26		6	3		
<i>Sericostoma personatum/flavicorne</i>	47	5	2	13	4	6		17
<i>Chaetogaster</i> sp.	39	5	5	1	11	17		
<i>Chelifera</i> sp.	37	9	3	1	17	7		
<i>Heptagenia</i> sp.	35	23	1		8	3		
<i>Lepidostoma basale</i>	33	13	2	18				
<i>Perlodes jurassicus/intricatus</i> ²	30	17	11	1		1		
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	28	5	6	1	11	4		1
Chironomidae	26				5	20		1
<i>Tipula</i> sp.	25		2		6	13		4
<i>Stenelmis/Macronychus</i> sp.	24	6	14	4				
<i>Gyraulus</i> sp.	22		2	11		2	6	1
<i>Lepidostoma hirtum</i>	21	8	8			2		3
<i>Eiseniella tetraedra</i>	18				3	14		1
Nemouridae	17	6	11					
<i>Brychius elevatus</i> ³	15		1			12		2
<i>Radix balthica</i>	15			5		1	6	3
<i>Ecclisopteryx dalecarlica</i> ³	14	14						
Polycentropodidae	13		1		10	1		1
<i>Hydroptila</i> sp.	12	10			1			1
Perlodidae	12	2	10					
<i>Potamophylax</i> sp.	10		9	1				
<i>Pedicia</i> sp.	9				4	4		1
<i>Riolus</i> sp.	9				1	1		7
Empididae	8	4	3		1			
<i>Ephemera danica</i>	8			3	4		1	
<i>Micropterna</i> sp.	8		2		1	3	1	1
<i>Simulium ornatum</i>	8	3	4	1				
<i>Platambus maculatus</i>	7				6	1		
<i>Orectochilus villosus</i>	6				4			2
<i>Psychomyia pusilla</i>	6	3	1			2		
Veliidae	6		4	2				
<i>Lasiocephala basalis</i>	6	1						5
<i>Antocha</i> sp.	5	1	1		1			2
<i>Hydraena</i> sp.	5				1	2		2
<i>Hydropsyche siltalai</i>	5	1				2		2
Leptophlebiidae	5		1		1	3		
Lymnaeidae	5		1				4	
<i>Radix labiata</i>	5	1		1	2		1	

Taxon	Gesamt	vor Kraftwerksbau			nach Kraftwerksbau			
		OW	UW	MB	OW	UW	MB	FA
		(n = 30)	(n = 30)	(n = 6)	(n = 30)	(n = 30)	(n = 6)	(n = 8)
<i>Simulium (Wilhelmia)</i>	5				2	3		
<i>Brachycentrus subnubilus</i>	4	3	1					
<i>Chaetopteryx villosa/fusca</i>	4	1		3				
<i>Epeorus</i> sp.	4						1	3
<i>Ephemerella major</i>	4				3	1		
<i>Ephemerella</i> sp.	4	1			3			
<i>Halesus</i> sp.	4	3		1				
Planorbidae	4				1	1	2	
Pseudochironomini	4				2	2		
Psychodidae	4				3	1		
<i>Rhyacophila aurata</i>	4					4		
<i>Galba truncatula</i>	3						3	
<i>Hydropsyche bulbifera</i>	3					3		
<i>Micrasema minimum</i>	3					3		
<i>Potamopyrgus antipodarum</i> ^N	3						3	
<i>Rhyacophila obliterata</i>	3	1				1		1
<i>Asellus aquaticus</i>	2		1	1				
<i>Atherix ibis</i>	2		1			1		
<i>Brachycentrus maculatus</i>	2				1			1
Culicidae	2				2			
Dixidae	2					2		
<i>Ecnomus tenellus</i>	2					2		
Enchytraeidae	2					2		
<i>Ephemerella notata</i> ³	2		2					
<i>Erpobdella</i> sp.	2	2						
Leptoceridae	2					2		
Lumbricidae	2					2		
<i>Micropterna lateralis</i>	2				2			
<i>Oreodytes sanmarkii</i>	2				2			
<i>Paraleptophlebia</i> sp.	2				2			
<i>Physa fontinalis</i> ^V	2						2	
Scirtidae	2				2			
<i>Agapetus</i> sp.	1					1		
<i>Bathyomphalus contortus</i> ^V	1			1				
<i>Brachycentrus</i> sp.	1					1		
<i>Caenis</i> sp.	1							1
Chironominae	1		1					
<i>Dictyogenus</i> sp.	1	1						
Dytiscidae	1	1						
<i>Eylais</i> sp.	1		1					
<i>Gerris</i> sp.	1				1			
<i>Glossosoma boltoni</i>	1		1					
<i>Glossosoma conformis</i>	1		1					
Haplotaxidae	1						1	
<i>Helobdella stagnalis</i>	1		1					
<i>Hemiclepsis marginata</i>	1		1					
Hydrachnididae	1		1					
Hydrophilidae	1				1			
<i>Leptotaulius gracilis</i>	1	1						

Taxon	Gesamt	vor Kraftwerksbau			nach Kraftwerksbau			
		OW	UW	MB	OW	UW	MB	FA
		(n = 30)	(n = 30)	(n = 6)	(n = 30)	(n = 30)	(n = 6)	(n = 8)
<i>Micronecta</i> sp.	1	1						
<i>Oreodytes</i> sp.	1				1			
<i>Oulimnius</i> sp.	1					1		
<i>Perla marginata</i>	1	1						
<i>Polycentropus flavomaculatus</i>	1				1			
Psychomyiidae	1				1			
Sciomyzidae	1		1					
<i>Siphonoperla/Xanthoperla</i> sp.	1	1						
Gesamtsumme	36.656	5.952	5.667	2.816	5.157	7.457	6.775	2.832

Tabelle 30 Durchschnittliche Zellzahlen pro mm² aller am Standort Großweil entnommenen Periphyton-Taxa zusammengefasst nach dem Gewässerbereich (OW = Oberwasser, UW = Unterwasser, MB = Mühlbach, FA = Fischauflastungsanlagen) und dem Zeitpunkt der Probenahme (vor Kraftwerksbau = 2014/15, nach Kraftwerksbau = 2020/21).

Taxon	vor Kraftwerksbau			nach Kraftwerksbau			
	OW (n = 30)	UW (n = 30)	MB (n = 6)	OW (n = 30)	UW (n = 30)	MB (n = 6)	FA (n = 8)
<i>Achnanthes</i> sp.	33,5	35,2	18,1	27,5	21,3	22,3	29,3
<i>Amphora</i> sp.	3,1	4,6	0,9	4,2	8,6	2,5	5,4
<i>Anabaena</i> sp.					16,1		
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	1,3			1,6			
<i>Aphanocapsa</i> sp.	9,6	55,2					
<i>Aphanothece</i> sp.	32,1						
<i>Asterionella</i> sp.	3,2	4,5	1,3		1,9		
<i>Audouinella</i> sp.				42,4	11,6		22,2
<i>Botryococcus</i> sp.	32,1			61,6	96,4	64,2	116,3
Centrales	1,7	5,8	1,4	2,1	2,8	2,1	1,8
<i>Chamaesiphon</i> sp.				22,5			
<i>Characium</i> sp.		10,3					
<i>Chlamydomonas</i> sp.	1,6	2,7			0,6		
<i>Chlorella</i> sp.	64,6	73,8	45,6	127,7	115,4	134,2	147,4
Chlorophyceae	3,2	2,6					
<i>Chroococcus</i> sp.	20,0	20,5	5,1	20,9	21,3	26,6	26,7
<i>Closterium</i> sp.				0,9			
<i>Cocconeis cf. pediculus</i>	0,5	0,6		3,0	2,9		2,7
<i>Cocconeis</i> sp.	5,8	11,6	2,3	14,3	14,9	16,5	18,3
<i>Coelastrum</i> sp.	0,6						
<i>Crucigenia</i> sp.				2,6			
<i>Cryptomonas</i> sp.					1,6		
Cyanophyceae	23,983		56,21				
<i>Cyclotella</i> sp.	0,9	1,6	1,0	1,8	3,3	1,7	2,2
<i>Cymatopleura</i> sp.		1,3	0,6	2,1			0,6
<i>Cymbella</i> sp.	14,6	12,6	1,9	5,8	7,5	5,5	8,7
<i>Diatoma ehrenbergii</i>	2,1	1,3	1,3	1,6	4,6	1,6	4,8
<i>Diatoma</i> sp.	20,9	36,1	2,1	4,7	13,5	3,5	17,5
<i>Diatoma vulgare</i>		1,3		5,1	16,0		
<i>Eunotia</i> sp.		0,6		1,3	0,6		
<i>Fragilaria arcus</i>		1,3					
<i>Fragilaria</i> sp.	21,2	9,6	4,3	6,3	8,4	6,5	8,2
<i>Gloeocapsa</i> sp.		9,6		25,7	30,0		9,6
<i>Gloeocystis</i> sp.		18,6		25,4	49,2	8,0	12,2
<i>Gomphonema acuminatum</i>				0,6			
<i>Gomphonema</i> sp.	23,5	19,1	3,2	8,7	16,6	7,2	21,4
<i>Gyrosigma</i> sp.		1,3		1,0	0,6		0,6
<i>Hildenbrandia</i> sp.			12,8				
<i>Homoeothrix janthina</i>	1.347,3	2.714,9	385,4		51,4		
<i>Homoeothrix</i> sp.	21,1	22,3	21,7	77,1	156,6	69,1	87,4
<i>Hydrococcus</i> sp.	9,7	12,8	8,0	85,8	83,6	94,2	142,4
<i>Klebsormidium</i> sp.			5,8				
<i>Leptolyngbya</i> sp.		835,1					
<i>Lyngbya limnetica</i>	653,4	644,8	104,9				

Taxon	vor Kraftwerksbau			nach Kraftwerksbau			
	OW	UW	MB	OW	UW	MB	FA
	(n = 30)	(n = 30)	(n = 6)	(n = 30)	(n = 30)	(n = 6)	(n = 8)
<i>Lyngbya</i> sp.		16,9	4,8	54,1	40,5	48,2	72,5
<i>Melosira</i> sp.	6,6	18,1	1,7	15,0	23,0	11,2	17,1
<i>Meridion</i> sp.	1,0				3,2		
<i>Merismopedia</i> sp.	17,2	48,0					
<i>Micractinium</i> sp.					0,6		
<i>Microcystis</i> sp.	95,6	238,5	12,5				
<i>Monoraphidium contortum</i>				0,3			
<i>Monoraphidium griffithii</i>			0,6				
<i>Navicula linearis</i>				1,9			
<i>Navicula</i> sp.	24,8	27,9	7,3	30,4	26,2	28,3	39,6
<i>Nitzschia acicularis</i>	1,4	1,4	0,6	1,3	1,9	0,6	
<i>Nitzschia sigmaidea</i>	1,3	1,3	0,6	0,4			
<i>Nitzschia</i> sp.	9,7	10,2	1,0	5,0	5,6	2,5	5,0
<i>Oocystis</i> sp.	6,0		1,1				
<i>Oscillatoria</i> sp.		28,3	11,4	28,8	38,5		
<i>Pediastrum</i> sp.			4,8				
<i>Phormidium</i> sp.	18,8	17,7		24,1	43,6		16,1
<i>Placoneis</i> sp.			0,3				
<i>Pleurocapsa</i> sp.	9,0	16,7	1,9	12,0	20,9	3,2	21,9
<i>Pseudanabaena</i> sp.	6,7	6,4	3,7	22,9	15,4	12,8	13,9
<i>Rhoicosphenia</i> sp.	1,9	1,1	0,3	3,5	3,3	1,3	3,9
<i>Scenedesmus acutus</i>	2,6	5,1	2,6				
<i>Scenedesmus obliquus</i>		10,3	2,6				
<i>Scenedesmus</i> sp.	7,1	16,7		1,7			
<i>Scytonema</i> sp.				6,424			
<i>Spirulina</i> sp.		146,1					
<i>Stigeoclonium</i> sp.	34,2	62,1	10,3	37,9	85,9	19,0	94,8
<i>Surirella</i> sp.	1,6	2,4	0,3	2,9	3,0	1,5	0,9
<i>Synechococcus</i> sp.			0,6				
<i>Tabellaria</i> sp.					1,3		
<i>Tetrastrum glabrum</i>	2,8						
<i>Tolypothrix</i> sp.				6,4	19,3		
<i>Ulothrix</i> sp.	20,0	17,0	4,8	10,7	12,8	12,8	22,5