

LEHRSTUHL FÜR AQUATISCHE SYSTEMBIOLOGIE
TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN
WISSENSCHAFTSZENTRUM WEIHENSTEPHAN

Fischökologisches Monitoring an innovativen Wasserkraftanlagen

Abschlussbericht 2020
Band 5: Au an der Iller



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

30. JUNI 2020

Inhalt

Abbildungsverzeichnis	II
Tabellenverzeichnis	V
1. Methoden.....	1
1.1. Standortbeschreibung.....	1
1.2. Zeitlicher Ablauf der Untersuchungen	4
1.3. Projektteil A.....	5
1.3.1. Fangeinrichtung	5
1.3.2. Hälterungssystem	5
1.3.3. Fischzahlen und Versuchsfische	6
1.3.4. Abflussbedingungen, abiotische Gewässerparameter und Turbinenlast	6
1.3.5. Messung abiotischer Turbinenparameter mittels Sensorfisch	8
1.3.6. Sonstige technische Ausstattung.....	8
1.4. Projektteil B.....	10
2. Ergebnisse & Diskussion	13
2.1. Projektteil A.....	13
2.1.1. Natürlicher Fischabstieg.....	13
2.1.2. Standardisierte Fischzugaben.....	24
2.1.3. Messung abiotischer Turbinenparameter mittels Sensorfisch	49
2.2. Projektteil B.....	53
2.2.1. Charakterisierung der abiotischen Habitateigenschaften	53
2.2.2. Charakterisierung der aquatischen Lebensgemeinschaft.....	59
2.2.3. Veränderungen nach dem Kraftwerksbau und serielle Diskontinuität am Standort Au/Iller	63
2.3. Gesamtschau und Wirkung der Anlage	67
Literaturverzeichnis	74
Anhang.....	VII

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1 Wehranlage Au/Iller vor dem Bau des Kraftwerks	2
Abbildung 2 Kraftwerk Au/Iller nach der Fertigstellung.....	3
Abbildung 3 Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Au an der Iller.....	3
Abbildung 4 Abflussganglinie der Iller am Pegel Kempten während der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr 2016 und im Herbst 2016	7
Abbildung 5 Leerung der Steertreuse mithilfe des Pontonbootes	9
Abbildung 6 Abflussganglinie der Iller am Pegel Kempten während der Untersuchungen im Projektteil B im Herbst 2014 vor dem Kraftwerksbau und im Herbst 2016 nach dem Kraftwerksbau.....	10
Abbildung 7 Lage der Transekte im Oberwasser des Kraftwerks Au.....	11
Abbildung 8 Lage der Transekte im Unterwasser des Kraftwerks Au.....	12
Abbildung 9 Längen-Häufigkeitsdiagramm aller in den Abstiegskorridoren Turbine und Fischpass nachgewiesenen Fische während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 2016.....	16
Abbildung 10 Zusammensetzung der Fischarten beim natürlichen Fischabstieg aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Frühjahr und Herbst 2016	17
Abbildung 11 Durchschnittliche Intensität der stetigsten Verletzungen bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2016.....	20
Abbildung 12 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die wichtigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage sowie lebenden und toten Individuen direkt nach der Turbinenpassage und nach der Hälterung.....	23
Abbildung 13 Sofortige und verzögerte Mortalitätsraten der acht untersuchten Fischarten in den Versuchsgruppen Hamen, Turbine & Rechen und zusammengefasst die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine bei niedriger und hoher Turbinenlast	27
Abbildung 14 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 Versuchsgruppe Hamen bei niedriger und hoher Turbinenlast	28
Abbildung 15 Prozentualer Anteil der nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen der acht Versuchsfischarten bei den standardisierten Fischzugaben im Frühjahr und Herbst 2016...	31

Abbildung 16 Prozentualer Anteil der nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch bei den standardisierten Fischzugaben a im Frühjahr und Herbst 2016.....	34
Abbildung 17 Prozentualer Anteil der nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen der Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen bei den standardisierten Fischzugaben im Frühjahr und Herbst 2016.....	35
Abbildung 18 NMDS der äußeren Verletzungsmuster am Standort Au/Iller unterteilt nach Fischarten und den verschiedenen Versuchsgruppen.....	36
Abbildung 19 MDS der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen.....	40
Abbildung 20 MDS der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen.....	41
Abbildung 21 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch	42
Abbildung 22 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen für die Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen	43
Abbildung 23 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage aufgetrennt nach den acht getesteten Fischarten	46
Abbildung 24 Aufsummierte Differenz der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien zur Unähnlichkeit zwischen toten und lebenden Individuen direkt nach der Turbinenpassage aufgetrennt nach den acht untersuchten Fischarten	48
Abbildung 25 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage einer VLH-Turbine während niedriger Turbinenlast gemessen wurde	50
Abbildung 26 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage einer VLH-Turbine während hoher Turbinenlast gemessen wurde	50
Abbildung 27 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Au an der Iller vor dem Kraftwerksbau	54
Abbildung 28 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Au an der Iller nach dem Kraftwerksbau	55
Abbildung 29 Artspezifische Längen-Häufigkeitsverteilungen am Standort Au/Iller für die Fischarten Aitel, Äsche, Mühlkoppe und Bachschmerle.....	61

Abbildung 30 Ergebnisse der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau.....	64
Abbildung 31 MDS der Taxa-Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaften am Standort Au/Iller unterteilt nach den Gewässerbereichen Unter- und Oberwasser, Fischpass sowie Stauwurzel vor dem Kraftwerksbau und nach dem Kraftwerksbau	66
Abbildung 32 MDS der inneren Verletzungsmuster aller im Abstiegskorridor Turbine und bei der Elektrofischung gefangenen Fischarten des natürlichen Fischabstiegs.....	IX
Abbildung 33 MDS der inneren Verletzungsmuster aller acht untersuchten Fischarten (Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche, Huchen) am Standort Au/Iller	X

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1 Übersicht über die Untersuchungszeiträume in Projektteil A und Projektteil B.....	4
Tabelle 2 Technische Daten der verwendeten Fangeinrichtungen.....	5
Tabelle 3 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der beiden VLH-Turbinen am Standort Au/Iller während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Frühjahr und Herbst 2016 bei niedriger und hoher Turbinenlast.....	7
Tabelle 4 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Frühjahr und Herbst 2016.....	8
Tabelle 5 Artenliste der bei der Untersuchung zum natürlichen Fischabstieg im Jahr 2016 nachgewiesenen Fischarten sortiert nach absteigender Gesamthäufigkeit und unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren	14
Tabelle 6 Anzahl, durchflusnormierter Abstieg, durchschnittliche Totallänge und Biomasse der in den verschiedenen Abstiegskorridoren am Standort Au bei der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 2016 gefangenen Fische sowie eine prozentuale Abflussaufteilung auf die verschiedenen Korridor	15
Tabelle 7 Mittelwerte, Minima und Maxima der gefangenen Fische beim natürlichen Fischabstieg im Frühjahr und Herbst 2016 pro 1 h Leerungsintervall und Anzahl der Leerungen aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Intervalllängen	16
Tabelle 8 Sofortige und verzögerte Mortalitätsrate, durchschnittliche Vitalität, durchschnittliche Anzahl und Intensität der Verletzungen aller während der 1 h und 2 h Leerungsintervalle gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2016	19
Tabelle 9 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 in den Turbinenhamen gefangenen Fischarten im Frühjahr und Herbst 2016	21
Tabelle 10 Anzahl der konservierten und ausgewerteten Individuen des natürlichen Fischabstiegs aus den beiden Turbinen-Abstiegskorridoren und Aufteilung in sofort tote Individuen, nach der Turbinenpassage lebende Referenzfische, tote Individuen nach 72 h Hälterung und lebende Referenzfische nach 72 h Hälterung	22
Tabelle 11 Artspezifische Wiederfangraten in % in den verschiedenen Versuchsgruppen des Turbinenkorridors unterteilt nach niedrigem und hohem Lastzustand	25
Tabelle 12 Übersicht über die bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Au/Iller eingesetzten und aus der Versuchsgruppe Turbine & Rechen wiedergefangenen Fischgrößen über alle getesteten Fischarten und für jede Fischart einzeln.....	25

Tabelle 13 Übersicht der in den verschiedenen Versuchsgruppen ermittelten Mortalitätsraten unmittelbar nach dem Fang und nach 96 h in der Hälterung der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen bei Niedriglast und bei Hochlast	29
Tabelle 14 Übersicht der im Abstiegskorridor Turbine und den Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen konservierten und ausgewerteten Individuen der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen.....	44
Tabelle 15 Prozentuale Flächenanteile der verschiedenen, mittels Side Sonar Kartierung ermittelten Sohlsustrattypen am Untersuchungsstandort Au/Iller	53
Tabelle 16 Mittelwerte \pm Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Ober- und Unterwasser vor und nach dem Kraftwerksbau	57
Tabelle 17 Mittelwerte \pm Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter in den Fischpässen und an der (prognostizierten) Stauwurzel vor und nach dem Kraftwerksbau	58
Tabelle 18 Gesamtindividuenzahl aller am Standort Au/Iller mittels Elektrofischung gefangenen Fischarten im Ober- und Unterwasser, der prognostizierten Stauwurzel und den jeweiligen Fischpässen vor dem Kraftwerksbau und nach dem Kraftwerksbau	60
Tabelle 19 Mittelwerte \pm Standardabweichung für die Anzahl der Taxa, die normalisierte Individuenzahl sowie die Evenness und den Shannon-Index über alle Transekte vor und nach dem Kraftwerksbau am Standort Au/Iller	65
Tabelle 20 Fischreferenzzönose (prozentuale Anteile der potenziell vorkommenden Fischarten) der Iller am Standort Au	VII
Tabelle 21 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der beiden VLH-Turbinen während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2016	VIII
Tabelle 22 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2016 am Standort Au	VIII
Tabelle 23 Sensorfisch-Messwerte an den VLH-Turbinen im September 2016	XI
Tabelle 24 Gesamt-Taxaliste aller am Standort Au/Iller mittels Surber-Sampler entnommenen Makroinvertebraten zusammengefasst nach dem Gewässerbereich und dem Zeitpunkt der Probenahme.....	XII
Tabelle 25 Durchschnittliche Zellzahlen pro mm ² aller am Standort Au/Iller entnommenen Periphyton-Taxa zusammengefasst nach dem Gewässerbereich und dem Zeitpunkt der Probenahme.....	XV

1. Methoden

1.1. Standortbeschreibung

Die Wasserkraftanlage in Kempten/Au an der Iller (Abbildung 1, Abbildung 2, WGS 84: 47°41'05" N, 10°19'12" E, 685 m NN) liegt im Landkreis Oberallgäu (Regierungsbezirk Schwaben), welcher im Großraum Alpenvorland zur Naturraumeinheit Iller Vorberge zählt. Die Jahresniederschlagssummen schwanken zwischen 1300 mm und 1500 mm, die Jahresmitteltemperatur liegt bei 6°C bis 7°C (LfU 2014, Bodeninformationssystem Bayern). Die Gesamtlänge der Iller beträgt 170,1 km bei einem Einzugsgebiet von 2146,8 km² (LfU 2014, Grundlagendaten Fließgewässer Bayern).

Die Iller gehört zur Flussgebietseinheit Donau (LfU 2014, Kartendienst Gewässerbewirtschaftung Bayern) und zählt nach Pottgießer & Sommerhäuser (2004) am Untersuchungsstandort zum Fließgewässertyp 1.2: Flüsse der Kalkalpen. Durch ihr alpin geprägtes Abflussregime treten an der Iller insbesondere zur Zeit der Schneeschmelze und nach Starkregenereignissen hohe Abflüsse auf, die mit einem hohen Geschiebe- und Totholztransport einhergehen. Am Pegel Kempten, ca. 5,7 Fl.km unterhalb der Wasserkraftanlage, liegt der mittlere Abfluss (MQ) bei 46,6 m³/s (<http://www.hnd.bayern.de/>).

Dieser Abschnitt der Iller wird mit einem Fischregionsindex von 5,27 (Dußling et al. 2005) als Salmoniden dominiertes Hyporhithral (obere Äschenregion) eingestuft. Von den 19 hier potenziell vorkommenden Referenzarten sind die rheophilen Arten Äsche, Nase, Hasel, Gründling und die indifferente Art Aitel neben den Arten Mühlkoppe und Schmerle als Leitarten (Anteil > 5%) in der Referenzzönose gelistet (Schubert 2007; Tabelle 20 im Anhang).

Vor dem Bau der Kraftwerksanlage befand sich am Standort Au ein permanent überströmtes festes Wehr (Abbildung 1) mit einem ca. 30 m langen Raugerinne Beckenpass als Fischaufstiegsanlage auf der orografisch linken Wehrseite. Das mit dem Kraftwerksbau im Jahr 2015 neu erstellte Schlauchwehr umfasst die gesamte Gewässerbreite und ist in zwei Funktionsbereiche getrennt. Das auf der orografisch linken Flussseite gelegene Hauptwehr dient zur Regulierung des variablen Stauziels und zur Hochwasserentlastung (Abbildung 2). Die variable Stauzielregelung soll variablere Wasserspiegellagen im Oberwasser erhalten und damit für bestimmte Abflusssituationen höhere Strömungsgeschwindigkeiten als in einem Stauraum mit konstantem Stauziel ermöglichen. Die neben der Turbinenanlage auf der orografisch rechten Flussseite gelegene Kiesschleuse kann bei auflaufendem Hochwasser vollständig abgesenkt werden und soll den ungehinderten Geschiebetransport ins

Unterwasser gewährleisten. Auf der orografisch rechten Wehrseite befindet sich die neu errichtete Wasserkraftanlage mit zwei VLH-Turbinen. Die beiden Turbinen haben einen Laufraddurchmesser von 5,0 m, acht bewegliche Laufradschaufeln und drehen sich je nach Durchfluss zwischen 20 und 30 mal pro Minute. Bei einer Fallhöhe zwischen 1,32 m und 2,32 m und einem Durchfluss von insgesamt 54 m³/s (27 m³/s pro Turbine) liegt die Ausbauleistung bei 450 kW pro Turbine. Dem Turbineneinlauf ist ein Grobrechen mit horizontalen Stäben und einem Stababstand von 300 mm vorgeschaltet. Unmittelbar an der Turbineneinheit befindet sich zudem ein vorgeschalteter Rechen mit rotierender Rechenreinigungsanlage, welcher Schwemmgut über eine Spülklappe abführt. Die lichte Weite der Rechenstäbe beträgt innen im Zentrum 110 mm und außen am Rand des Rechens 270 mm. Auf der orografisch rechten Uferseite wurde ein technischer Fischpass (Schlitzpass) mit mehreren höhenversetzten Ausstiegen gebaut, die im Turbinenzulaufkanal zwischen Grobrechen und Turbineneinlauf positioniert sind (Abbildung 3).



Abbildung 1 Wehranlage Au/Iller vor dem Bau des Kraftwerks, Blick vom Unterwasser auf die orografisch rechte Wehrseite.



Abbildung 2 Kraftwerk Au/Illler nach der Fertigstellung, Blick vom Unterwasser auf die orografisch rechts gelegenen Turbinenausläufe. Orografisch links befindet sich das Schlauchwehr.

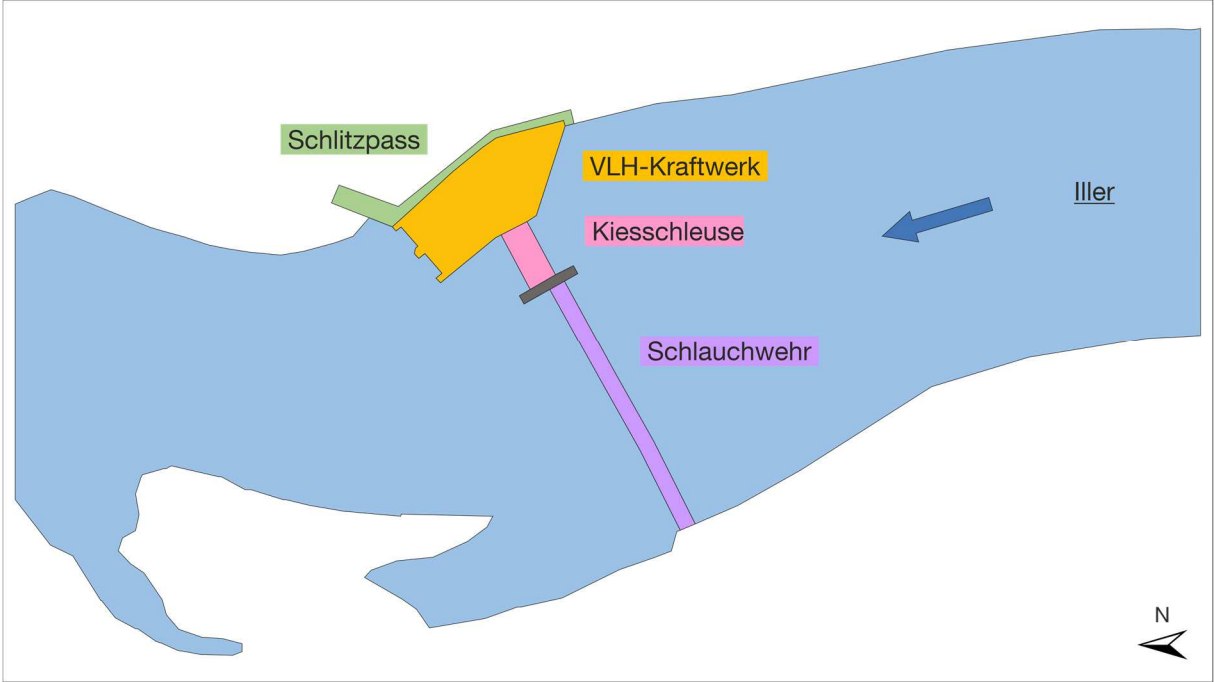


Abbildung 3 Schematische Lageskizze des Untersuchungsstandorts Au an der Iller.

1.2. Zeitlicher Ablauf der Untersuchungen

Der Standort Kempten/Au an der Iller wurde am 30.06.2014 zum ersten Mal besichtigt. Nach dem Kraftwerksbau im Jahr 2015 wurden im Frühjahr 2016 und Herbst 2016 die standardisierten Fischzugaben für den Projektteil A durchgeführt. Zeitgleich wurde jeweils der natürliche Fischabstieg untersucht (Tabelle 1).

Vom 08.09. bis 11.09.2014 fand die Habitatuntersuchung vor dem Bau des Kraftwerks für den Projektteil B statt. Die Untersuchungen an der Stauwurzel erfolgten am 07.10.2014. Aufgrund der schnellen Durchführung des Kraftwerkbaus konnte die Beprobung vor dem Bau des Kraftwerks nur einmal durchgeführt werden. Daher erfolgte nach dem Bau des Kraftwerks ebenfalls nur eine Beprobung zwischen August und September 2016 (Tabelle 1).

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

			2014	2016
Projektteil A	Standardisierte Fischzugaben und abiotische Parameter	Frühjahr		09.03.2016–11.03.2016, 15.03.2016–17.03.2016 (Huchen, Bachforellen) 21.03.2016–23.03.2016, 30.03.2016–01.04.2016 (Äsche, Barbe)
		Herbst		06.09.2016–09.09.2016 (Aal, Nase) 27.09.2016–30.09.2016 (Flussbarsch, Rotaugen, Nase)
	Natürlicher Fischabstieg	Frühjahr		12.03.2016–04.04.2016
		Herbst		09.09.2016–04.10.2016
	Sensorfisch			26.09.2016–27.09.2016 30.09.2016
	Projektteil B	Vor Bau des Kraftwerks	September Oktober	08.09.2014–11.09.2014 07.10.2014 (Stauwurzel)
Nach Bau des Kraftwerks		August September		16.08.2016–18.08.2016 01.09.2016–02.09.2016 29.09.2016 (Stauwurzel)

1.3. Projektteil A

1.3.1. Fangeinrichtung

Die Kraftwerksanlage Au/Iller verfügt über drei mögliche Abstiegskorridore für Fische: zwei VLH-Turbinen und einen technischen Fischpass. Temporär können die Fische zusätzlich über die Wehranlage ins Unterwasser gelangen. Dieser Korridor konnte aber aufgrund der räumlichen Situation nicht beprobt werden. An den beiden Turbinenausläufen wurden die beiden Turbinenhamen (Tabelle 2) in die Revisionsverschlüsse des Kraftwerks mithilfe eines Schwerlastkrans eingehoben. In die Revisionsverschlüsse am Eingang des technischen Fischpasses wurde ein weiterer Hamenrahmen (Tabelle 2) sohlgleich eingehoben. Die insgesamt 36,5 m langen Turbinenhamen und der 8,5 m lange Fischpasshamen (jeweils inklusive Steertreuse) wurden wie in Band 1 beschrieben geleert. Dazu wurde ein Pontonboot mit elektrischer Seilwinde verwendet.

Tabelle 2 Technische Daten der verwendeten Fangeinrichtungen.

Abstiegskorridor	Fangeinrichtung	Abmessungen/ Materialeigenschaften
Turbine 1 & 2	2 Hamen	Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: orografisch linker Turbinenauslauf 6,99 m x 4,50 m, orografisch rechter Turbinenauslauf 6,94 m x 4,50 m; Vierkanthrohr: 120/180/5 mm, umlaufende Relling: Ø 30 mm, Fanghamen: Länge 29 m, Endring: Ø 70 cm, Maschenweiten: 30 mm, 20 mm, 15 mm, 10 mm, Steertreuse: Länge 7,50 m, Maschenweite 8 mm, 3 Niro Ringe Ø 70-65 cm
Fischpass	1 Hamen	Metallrahmenkonstruktion Rahmen: L x H: 2,08 m x 1,40 m, Vierkanthrohr: 40/80/5 mm, umlaufende Relling: Ø 12 mm, Fanghamen: Länge 3,0 m, Endring: Ø 60 cm, Maschenweiten: 30 mm, 20 mm, 15 mm, 10 mm, Steertreuse: Länge 5,50 m, Maschenweite 8 mm, 3 Niro Ringe Ø 60-50 cm

1.3.2. Hälterungssystem

Das Hälterungssystem an diesem Standort bestand im Frühjahr 2016 aus 14 Langstromrinnen (siehe Beschreibung in Band 1) und zwei Netzhälterungen im Unterwasser des Kraftwerkes. Wegen der höheren Fischzahlen im Herbst 2016 wurde das Hälterungssystem auf 20 Langstromrinnen erweitert. Eine Übersicht mit den erforderlichen Genehmigungen für die Durchführung findet sich in Band 1.

1.3.3. Fischzahlen und Versuchsfische

An der Wasserkraftanlage Au/Iller wurden bei den standardisierten Fischzugaben im Rahmen eines genehmigten Tierversuches (ROB-55.2-2532.Vet_02-15-31) insgesamt 22.843 Fische der Arten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen verwendet. Davon wurden 20.463 Fische in das Gewässer eingesetzt. Zusätzlich wurden 2.380 Fische verwendet, um die Vorschädigung zu ermitteln.

Um möglichst natürliche Bedingungen für die Fische beim Abstieg durch die Turbine zu ermöglichen, wurden die Versuchsfische im Oberwasser der jeweiligen Korridore bzw. im Turbinenschacht ausgesetzt und nicht direkt auf die Turbinenschaufeln dotiert. Es wurden auch 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 natürlich dazu führen, dass ein großer Teil der Fische nicht absteigt.

Von den 22.843 bei den standardisierten Fischzugaben verwendeten Fischen, wurden 1.396 Individuen eingefroren, geröntgt und mit dem standardisierten Protokoll zur Erfassung der inneren Verletzungen (Band 1, Kapitel 6.3.1) ausgewertet. Vom natürlichen Fischabstieg und dem Elektrofischen im Oberwasser des Kraftwerks wurden 447 Individuen aus 17 Fischarten eingefroren, geröntgt und ausgewertet.

1.3.4. Abflussbedingungen, abiotische Gewässerparameter und Turbinenlast

Während der Frühjahrsuntersuchung lag der Abfluss der Iller im Durchschnitt bei 34,9 m³/s, das Abflussminimum lag bei 16,0 m³/s und das Abflussmaximum bei 65,0 m³/s. Die Herbstbeprobung fand bei durchschnittlich 27,9 m³/s statt. Das Abflussminimum lag bei 20,0 m³/s und das Abflussmaximum bei 56,0 m³/s (Abbildung 4).

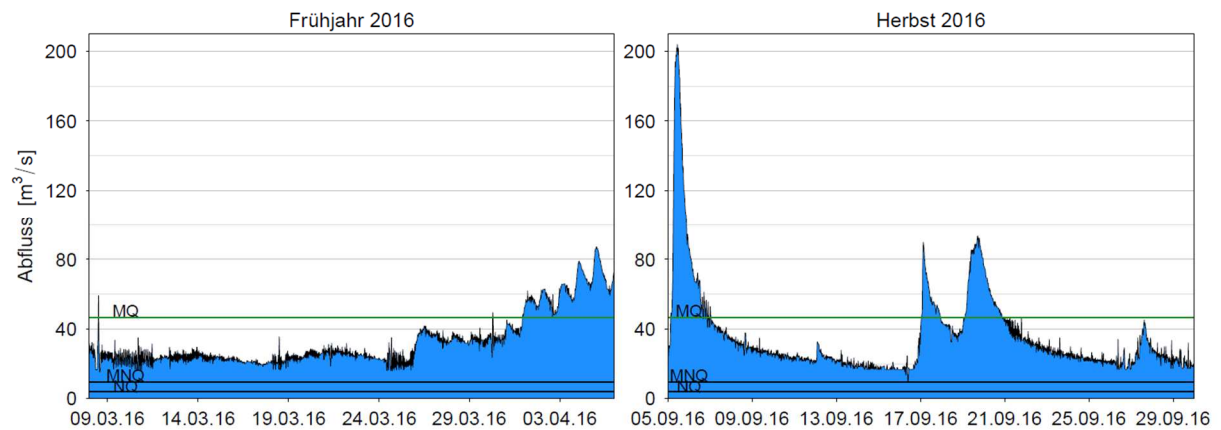


Abbildung 4 Abflussganglinie der Iller am Pegel Kempten während der standardisierten Fischzugaben und der Untersuchung des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr 2016 (links) und im Herbst 2016 (rechts). Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.gkd.bayern.de; ungeprüfte Rohdaten.

Die standardisierten Fischzugaben wurden bei zwei verschiedenen Lastzuständen durchgeführt: niedrige und hohe Turbinenlast. Die technischen Daten der VLH-Turbinen sowie die Fallhöhe wurden während der Versuchsdauer protokolliert (Tabelle 3). Die Turbinendaten während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs sind in Tabelle 21 im Anhang dargestellt.

Tabelle 3 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der beiden VLH-Turbinen am Standort Au/Iller während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Frühjahr und Herbst 2016 bei niedriger und hoher Turbinenlast. VLH 1: orografisch rechte Turbine; VLH 2: orografisch linke Turbine.

	Turbine	Last	Laufgrad [%]	Leistung [kW]	Drehzahl [U/min]	Durchfluss [m³/s]	Fallhöhe [m]
Frühjahr 2016	VLH 1	niedrig	39	86	23,9	8,8	1,69
		hoch	78	237	28,7	17,4	1,75
	VLH 2	niedrig	42	106	24,6	9,4	1,74
		hoch	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
Herbst 2016	VLH 1	niedrig	41	92	22,9	8,7	1,60
		hoch	83	214	25,4	21,1	1,37
	VLH 2	niedrig	43	97	23,6	9,2	1,58
		hoch	78	198	27,0	17,4	1,49

Bei den standardisierten Fischzugaben wurden zusätzlich abiotische Standortparameter gemessen (Tabelle 4). Die gemessenen abiotischen Standortparameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs sind in Tabelle 22 im Anhang dargestellt.

Tabelle 4 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Versuchsblöcke zu den standardisierten Fischzugaben im Frühjahr und Herbst 2016 am Standort Au/Iller aufgetrennt nach den unterschiedlichen Reusen: OATL = orografisch linker Turbinenhamen, OATR = orografisch rechter Turbinenhamen, OAFP = Fischpasshamen; v Rechen = Strömungsgeschwindigkeit unmittelbar am Rechen in m/s, v Hameneingang = Strömungsgeschwindigkeit am Hameneingang in m/s, v Hamen = Strömungsgeschwindigkeit entlang des Fanghamens und der Steertreuse in m/s, Treibgut = aufgefangenes Treibgut pro Hamenleerung in Liter [l], Trüb = Trübung in NTU, O₂ = Sauerstoffkonzentration in mg/l, T = Temperatur in °C, pH = pH-Wert, Lf = Leitfähigkeit in µS/cm.

	Reuse	v Rechen [m/s]	v Hamen- eingang [m/s]	v Steert [m/s]	Treibgut [l]	Trüb [NTU]	O ₂ [mg/l]	T [°C]	pH	Lf [µS/cm]
Frühjahr 2016	OATL	0,46	n.v.	0,35	16,7	3,4	11,9	5,6	8,5	401
	OATR	0,42	n.v.	0,46	20,0					
	OAFP		n.v.	0,27	0,2					
Herbst 2016	OATL	0,44	n.v.	0,29	104,6	7,2	10,1	12,9	8,2	382
	OATR	0,42	n.v.	0,29	97,6					
	OAFP		n.v.	0,15	1,7					

1.3.5. Messung abiotischer Turbinenparameter mittels Sensorfisch

Die physikalischen Bedingungen, denen Fische bei der Passage der VLH-Turbinen in Au/Iller ausgesetzt sind, wurden mittels „Sensorfisch“ (siehe Band 1) unter niedriger und hoher Turbinenlast getestet (Tabelle 3). Insgesamt wurden 56 Sensorfisch-Durchgänge durchgeführt, davon 29 bei niedriger Turbinenlast und 27 bei hoher Turbinenlast. Da ein Teil der Sensorfische nicht wieder geborgen werden konnte bzw. technische Fehler bei der Datenaufzeichnung auftraten, resultierten daraus 34 verwertbare Datensätze (19 für niedrige Turbinenlast und 15 für hohe Turbinenlast).

1.3.6. Sonstige technische Ausstattung

Aufgrund des dort eingebauten Grobrechens, des dadurch entstehenden großen Aufkommens an grobem Treibgut und der Größe der Hamen wurde am Standort Au/Iller eine schwimmende Aluminium-Arbeitsplattform mit aufgesetztem Kran zur Leerung der Steertreusen verwendet. Der 6,0 m lange und 4,0 m breite Katamaran bestand aus zwei Schwimmkörpern, die mit Aluminium Vierkantrohren miteinander verschraubt wurden. Der entstehende Zwischenraum kann mit Einlegeböden individuell abgedeckt werden. In der Mitte des Bootes wurde eine Hebevorrichtung mit einer aufgesetzten elektrischen Seilwinde installiert, mit deren Hilfe es möglich ist, die Steertreuse komplett aus dem Wasser zu heben. Die Seilwinde wurde mit einem auf der Plattform befindlichen Stromgenerator betrieben. Bei

der Leerung wurde das Pontonboot über die geschlossenen Steertreusen navigiert. Anschließend wurden diese mit einem Schlupf-Bergegurt in die Seilwinde eingehängt und aus dem Wasser gehoben (Abbildung 5).

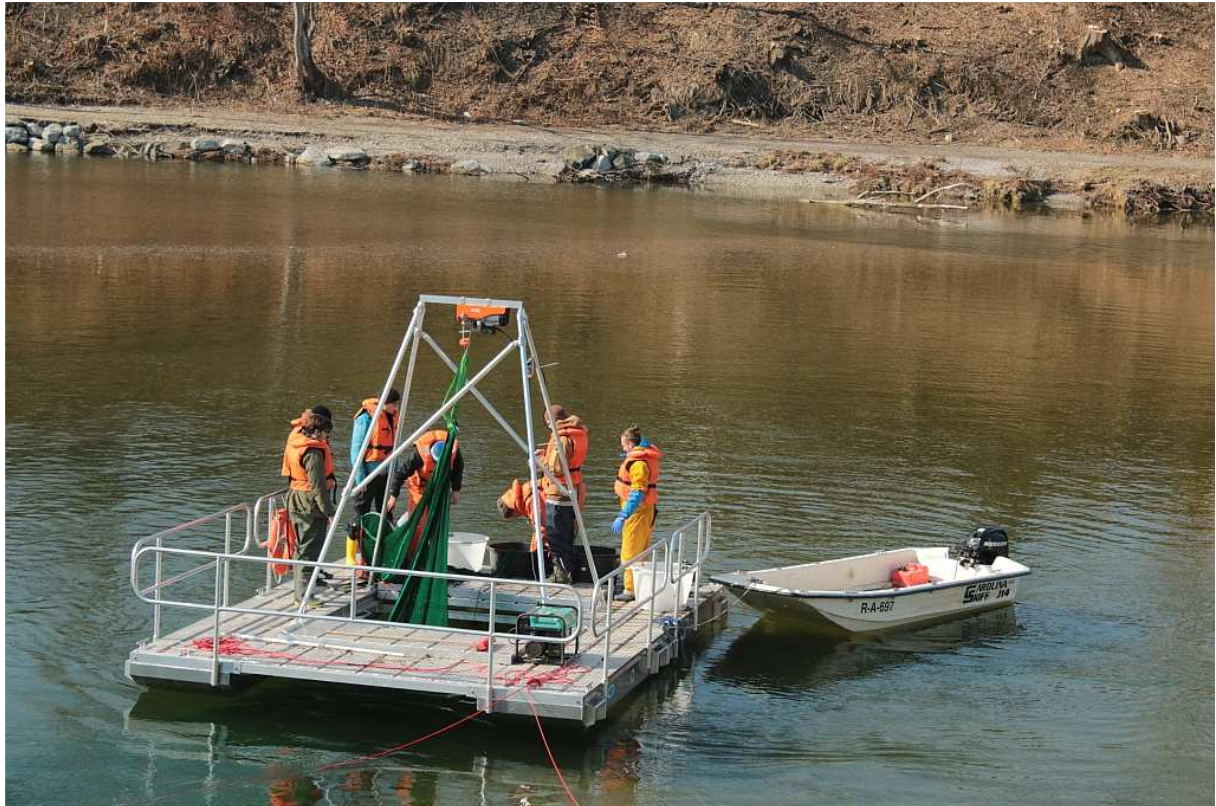


Abbildung 5 Leerung der Steertreue mithilfe des Pontonbootes.

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 ausgemarkt (Abbildung 7, Abbildung 8). Mit einem GPS-Gerät (Garmin GPS Map 76 CSx) wurden die exakten Koordinaten jedes einzelnen Transekts ermittelt, um diese im Nachgang in Luftbildern verorten und digitalisieren zu können. Zusätzlich zu den jeweils 20 Transekten im Ober- und Unterwasser des Wehres wurden vier weitere Transekte im Bereich der prognostizierten Stauwurzel (Flusskilometer 111, ca. 1.850 m flussaufwärts des Wehres) festgelegt. Vor dem Kraftwerksbau wurde außerdem ein Transekt im alten Raugerinne Beckenpass auf der orografisch linken Wehrseite platziert. Zusätzlich zu den oben beschriebenen Transekten wurden nach dem Kraftwerksbau drei weitere Transekte im neu entstandenen Schlitzpass auf der orografisch rechten Wehrseite festgelegt. Nach Festlegung aller Transekte erfolgte die Erhebung der biotischen und abiotischen Parameter. Aufgrund der hohen Wassertiefen musste die überwiegende Anzahl der Sedimentproben tauchend geborgen werden. Die genaue Vorgehensweise bei den Untersuchungen für den Projektteil B „Ökologische Auswirkungen“ ist in Band 1, Kapitel 7 nachzulesen. Der durchschnittliche Abfluss am Pegel Kempten lag während den Beprobungen vor dem Bau des Kraftwerks im September 2014 bei $39,3 \text{ m}^3/\text{s}$, das Minimum bei $23,4 \text{ m}^3/\text{s}$ und das Maximum bei $91,9 \text{ m}^3/\text{s}$. Nach dem Bau des Kraftwerks im September 2016 lag der durchschnittliche Abfluss während den Beprobungen mit $22,2 \text{ m}^3/\text{s}$ deutlich niedriger als im September 2014, das Abflussminimum lag bei $18,2 \text{ m}^3/\text{s}$ und das Abflussmaximum bei $31,0 \text{ m}^3/\text{s}$ (Abbildung 6).

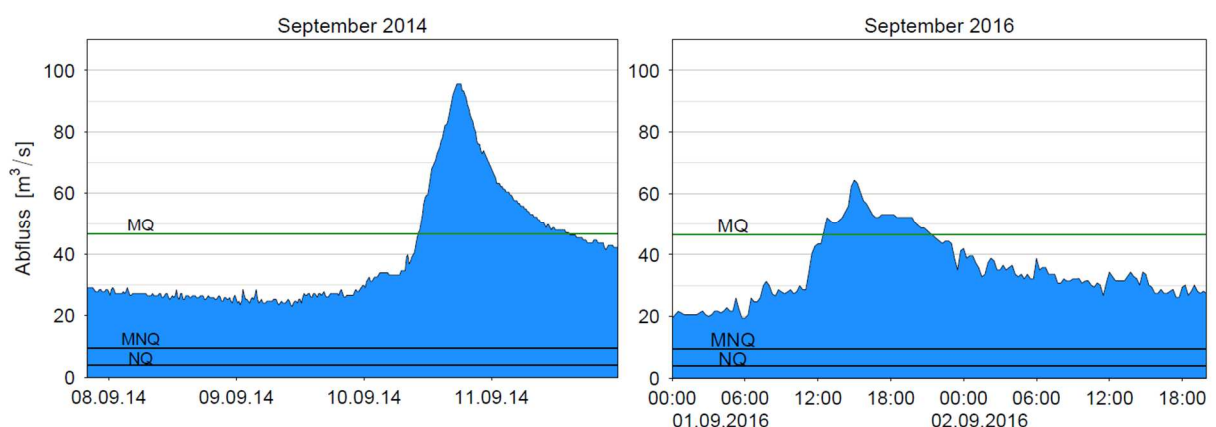


Abbildung 6 Abflussganglinie der Iller am Pegel Kempten während der Untersuchungen im Projektteil B im Herbst 2014 vor dem Kraftwerksbau (links) und im Herbst 2016 nach dem Kraftwerksbau (rechts). Quelle: Bayerisches Landesamt für Umwelt, www.gkd.bayern.de; ungeprüfte Rohdaten.

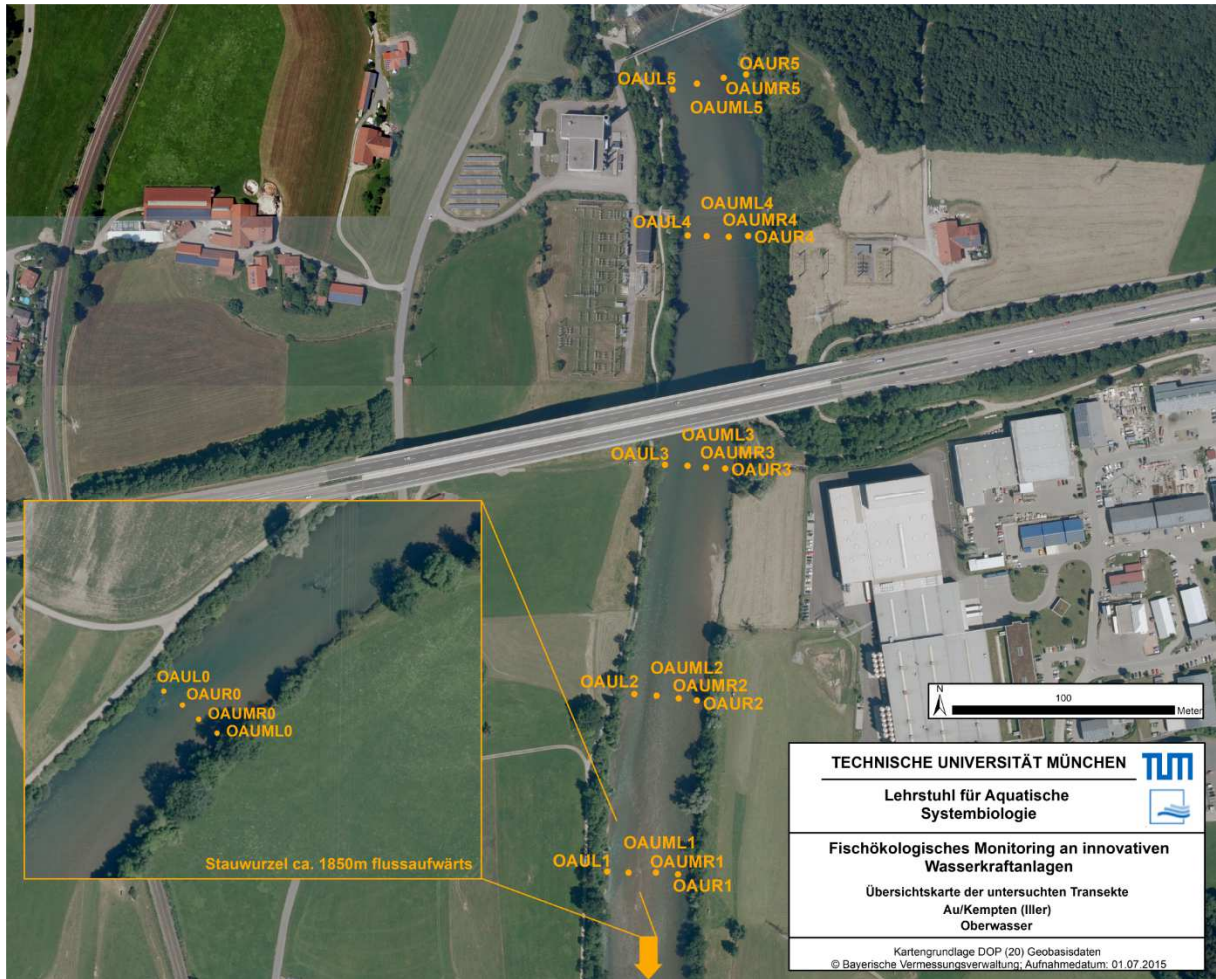


Abbildung 7 Lage der Transekte im Oberwasser des Kraftwerks Au.

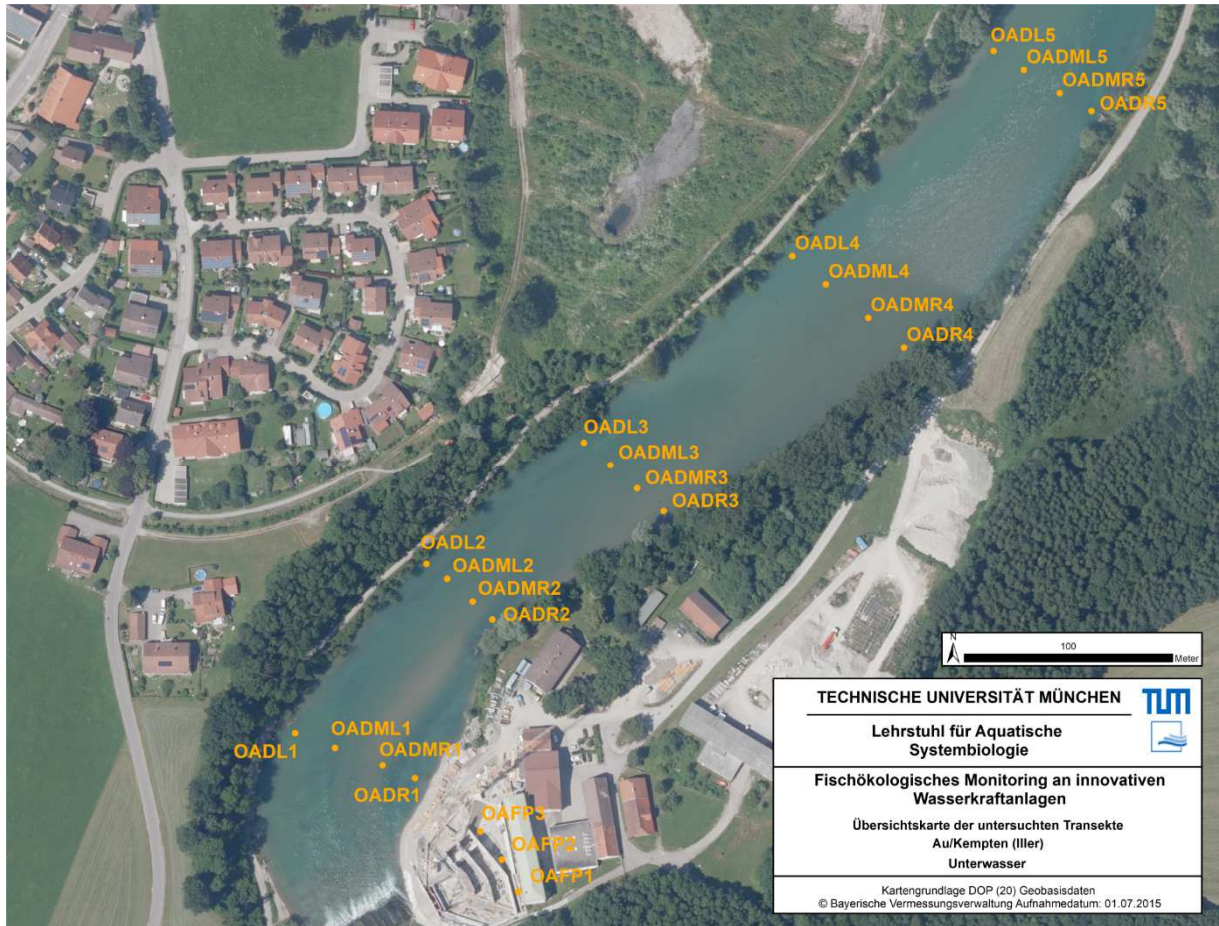


Abbildung 8 Lage der Transekte im Unterwasser des Kraftwerks Au.

2. Ergebnisse & Diskussion

2.1. Projektteil A

2.1.1. Natürlicher Fischabstieg

2.1.1.1. Artenspektrum sowie Muster des Fischabstiegs

An 42 Versuchstagen im Frühjahr und Herbst 2016 wurde der natürliche Fischabstieg beprobt. Dabei wurden insgesamt 867 Fische aus 26 Arten in den Fangeinrichtungen der verschiedenen Abstiegskorridore gefangen und ausgewertet. Bei den Elektrobefischungen zur Erfassung der Vorschädigung wurden im Oberwasser der Kraftwerksanlage 84 Individuen aus zehn Arten erfasst und ausgewertet.

Artenspektrum

Die häufigsten Arten, die über die verschiedenen Abstiegskorridore ins Unterwasser gelangt sind, waren Äsche, Rotauge, Mühlkoppe und Flussbarsch (Tabelle 5). Der Anteil der gebietsfremden Arten (7 Individuen) an der Gesamtindividuenzahl (867 Individuen) betrug weniger als 1%. Rheophile Arten waren mit einem Anteil von 50% (430 Individuen) vertreten, wovon die Äsche die häufigste Art war (Tabelle 5). Den größten Anteil an der Gesamtindividuenzahl hatten Fischarten wie Rotauge und Mühlkoppe, die üblicherweise nicht über weitere Strecken wandern. Die starke flussabwärts gerichtete Verbreitung dieser Fischarten durch aktive Wanderung oder passive Drift wurde bislang offensichtlich deutlich unterschätzt (vergleiche auch Pander et al. 2013). Dies deutet darauf hin, dass diese Arten und speziell junge Altersstadien besser in die Überlegungen zum Fischschutz an Kraftwerksanlagen einbezogen werden müssen. Eine weiterreichende Abwanderung der klassischen Mitteldistanzwanderer (z.B. Nase und Barbe) durch die Turbine fand während des Untersuchungszeitraums nicht in größerem Maße statt. Weder Nasen noch Barben, die in diesem Abschnitt der Iller laut Fischreferenzzönose potentiell vorkommen könnten (Tabelle 20 im Anhang), wurden bei den Elektrobefischungen des Oberwassers nachgewiesen oder in größeren Individuenzahlen im Fischabstieg gefangen (1 Nase und 13 Barben stammen höchstwahrscheinlich aus den standardisierten Fischzugaben). Auch an der nächstgelegenen WRRM-Messstelle (ca. 5,7 km flussabwärts) gibt es keinen aktuellen Nachweis von Nasen, jedoch wurden dort Barben erfasst. Generell unterschied sich die Artenzusammensetzung beim natürlichen Fischabstieg deutlich von der Artenzusammensetzung, die bei den Elektrobefischungen im Projektteil B erfasst wurde (Knott et al. 2020; Tabelle 5, Tabelle 18).

Tabelle 5 Artenliste der bei der Untersuchung zum natürlichen Fischabstieg im Jahr 2016 nachgewiesenen Fischarten sortiert nach absteigender Gesamthäufigkeit und unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren. TL (cm) MIN–MAX = minimale und maximale Totallänge aller nachgewiesenen Fische in cm. Fischarten, die mittels Elektrofischung (E-Fischen) im Oberwasser des Kraftwerks und an der nächstgelegenen WRRL-Messstelle (ca. 5,7 km flussabwärts) nachgewiesen wurden sind mit x gekennzeichnet. Blau markierte Artnamen symbolisieren rheophile Arten, rot markierte Artnamen symbolisieren gebietsfremde Arten.

Deutscher Artnamen	Turbine	Fischpass	TL (cm) MIN–MAX	E-Fischen	WRRL-Messstelle
Äsche	190	11	7,0–46,3	x	x
Rotauge	187	6	3,0–15,3	x	x
Mühlkoppe	151	6	3,7–14,0	x	x
Flussbarsch	87	11	4,2–21,5	x	
Güster	55	2	1,8–18,6		
Aitel	35	2	2,5–17,5	x	x
Bachschmerle	30	7	6,5–11,3	x	x
Brachse	17		2,9–16		
Barbe	12	1	7,6–14,2		x
Dreistachliger Stichling	12		3,6–6,0	x	
Hecht	9	1	6,1–24,6	x	
Bachforelle	5	1	7,0–32,0	x	x
Regenbogenforelle	5		13,7–44,5	x	x
Rutte	4	1	11,3–55,0	x	
Wels	4		11,2–19,3		
Rotfeder	3		4,7–8,2		
Huchen		2	49,9–53,5	x	x
Aal	2		73,0–80,0	x	
Blaubandbärbling	1		9,7		
Elritze	1		5,1	x	
Goldfisch	1		11,8		
Hasel	1		4,5		
Nase	1		10,0		
Schleie	1		17,6		
Schneider	1		4,4		
Zander	1		13,6		
Gesamtsumme	816	51			

Nutzung der Abstiegskorridore

94% aller gefangenen Fische des natürlichen Fischabstiegs sind über die beiden Turbinen (orografisch linker Turbinenhamen: 53%, orografisch rechter Turbinenhamen: 41%) und nur 6% über den Fischpass ins Unterwasser gelangt. Der sehr hohe Fang im Turbinenkorridor verdeutlicht, wie wichtig die Hauptströmung für die abwärts gerichtete Wanderung ist (Johnson et al. 2000, Lundström et al. 2010). Bezogen auf die Biomasse ist ebenfalls der überwiegende Anteil der Fische über den Turbinenkorridor ins Unterwasser gelangt, auch wenn der Anteil etwas geringer war (Turbinen: 82%, Fischpass: 18%), was vor allem auf die etwas größere mittlere Totallänge der Fische, die den Fischpass passiert haben, zurückzuführen ist (Tabelle 6). Da der Großteil des Abflusses durch die beiden Turbinen fließt, ergibt sich für den Fischpass ein höherer durchflussnormierter Abstieg (Individuen pro 1000 m³ Wasservolumen) als für den Turbinenkorridor (Tabelle 6).

Bei den Elektrofischungen im Oberwasser der Kraftwerksanlage dominierten Aitel, Äschen und Mühlkoppen den Fang, während beim Fischabstieg neben Äschen und Mühlkoppen Rotaugen am häufigsten die Turbinen passiert haben. Somit waren Rotaugen im Vergleich zu ihrer relativen Häufigkeit im Oberwasser beim Abstieg überrepräsentiert. Der Fischpass wurde am häufigsten von Äschen und Flussbarschen genutzt.

Sowohl im Turbinenkorridor als auch im Fischpass war der Großteil der gefangenen Fische kleiner als 15 cm (Abbildung 9). Die Totallängen der gefangenen Fische im Turbinenhamen lagen zwischen 1,8 cm (Güster) und 80 cm (Aal) und im Fischpass zwischen 2,2 cm (Güster) und 53,5 cm (Huchen).

Tabelle 6 Anzahl (N), durchflussnormierter Abstieg (Individuen pro 1000 m³ Wasservolumen, N/1000 m³), durchschnittliche Totallänge (TL) und Biomasse der in den verschiedenen Abstiegskorridoren am Standort Au bei der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 2016 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
Turbine	816	94,1	0,03	8,6	20,5	81,7	97,4
Fischpass	51	5,9	0,08	10,8	4,6	18,3	2,6

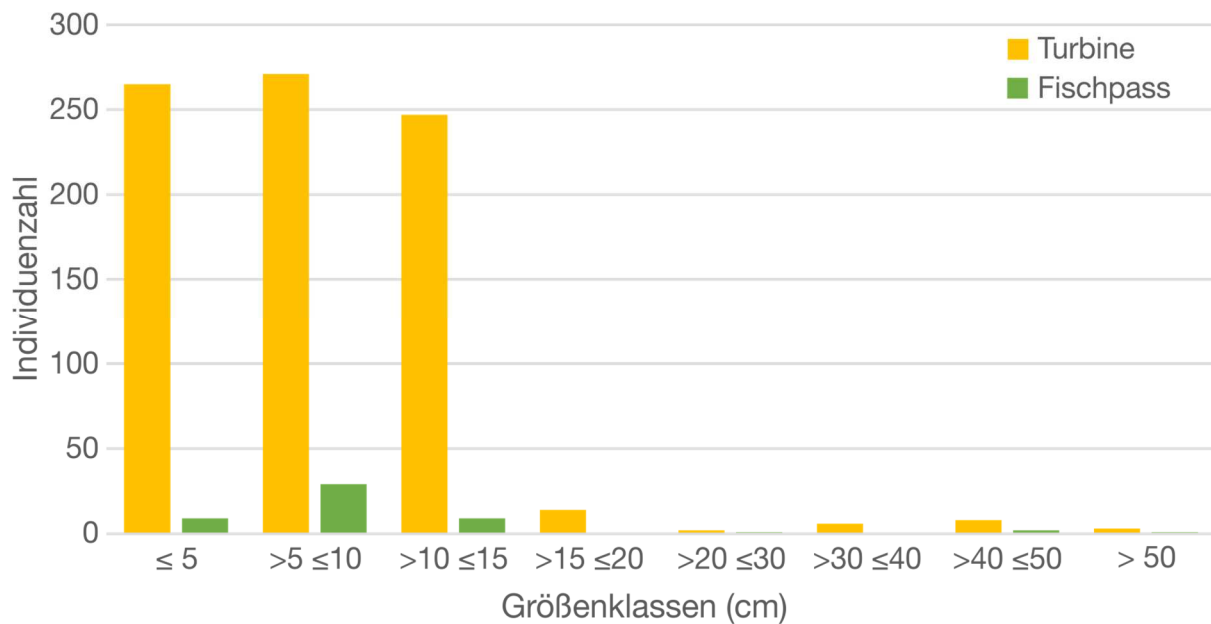


Abbildung 9 Längen-Häufigkeitsdiagramm (nach Größenklassen) aller in den Abstiegskorridoren Turbine und Fischpass nachgewiesenen Fische während der Beprobung des natürlichen Fischabstieges im Frühjahr und Herbst 2016.

Abstiegzzahlen

Bei den Frühjahrs- und Herbst-Untersuchungen an der Iller wurden an 42 Versuchstagen insgesamt 267 Leerungsintervalle durchgeführt, was einer Gesamtbeprobungszeit von 645 h entspricht. Im Durchschnitt wurden zwei Fische pro 1 h Leerungsintervall zusammen in den drei Fangeinrichtungen für den Turbinenhamen rechts, Turbinenhamen links und den Fischpass gefangen. Im Herbst wurden im Vergleich zum Frühjahr durchschnittlich ca. zehnmal so viele Fische pro 1 h Leerungsintervall in den Fischabstiegsskorridoren erfasst (Tabelle 7).

Tabelle 7 Mittelwerte (MW), Minima (MIN) und Maxima (MAX) der gefangenen Fische beim natürlichen Fischabstieg im Frühjahr und Herbst 2016 pro 1 h Leerungsintervall (aufsummiert über alle Fangeinrichtungen) und Anzahl der Leerungen aufgeschlüsselt nach den verschiedenen Intervalllängen.

	Individuen pro Stunde	Anzahl Leerungsintervalle									
	MW [MIN-MAX]	1 h	2 h	4 h	6 h	8 h	10 h	12 h	14 h	gesamt	
Frühjahr	0,4 [0-8]	65	68	7	4	9	3	6	2	164	
Herbst	3,9 [0-35]	50	49	0	1	0	0	3	0	103	
gesamt	1,8 [0-35]	115	117	7	5	9	3	9	2	267	

Unterschiede Frühjahr/Herbst und innerhalb der Perioden

Die Artenzusammensetzung der gefangenen Fische unterschied sich im Frühjahr 2016 signifikant vom Herbst 2016 (ANOSIM: R-Wert = 0,28; $P < 0,001$). Am häufigsten wurden im Frühjahr die Arten Mühlkoppe, Rotauge, Flussbarsch und Aitel in den Fischabstiegskorridoren erfasst, im Herbst waren dies hauptsächlich Rotaugen und Äschen. Vor allem Äschen (SIMPER: mittlere Individuenzahl pro Stunde Frühjahr 0,0; Herbst 1,0), Rotaugen (SIMPER: mittlere Individuenzahl pro Stunde Frühjahr 0,1; Herbst 1,0) und Mühlkoppen (SIMPER: mittlere Individuenzahl pro Stunde Frühjahr 0,1; Herbst 0,5) wurden im Herbst in wesentlich größeren Individuenzahlen gefangen als im Frühjahr (Abbildung 10). Während der Untersuchungsperiode im Herbst gab es an drei Versuchstagen einen stärkeren Anstieg des Fischabstiegs mit einem Spitzenwert von einmalig 35 Individuen pro 1 h Leerungsintervall am Nachmittag des 12. September 2016 (Tabelle 7), der vor allem auf eine Zunahme der Individuenzahlen der Art Äsche zurückzuführen war. Dieser erhöhte Abstieg ging jedoch nicht mit einem steigenden Abfluss der Iller einher, sondern fand bei relativ konstanten Abflussbedingungen statt.

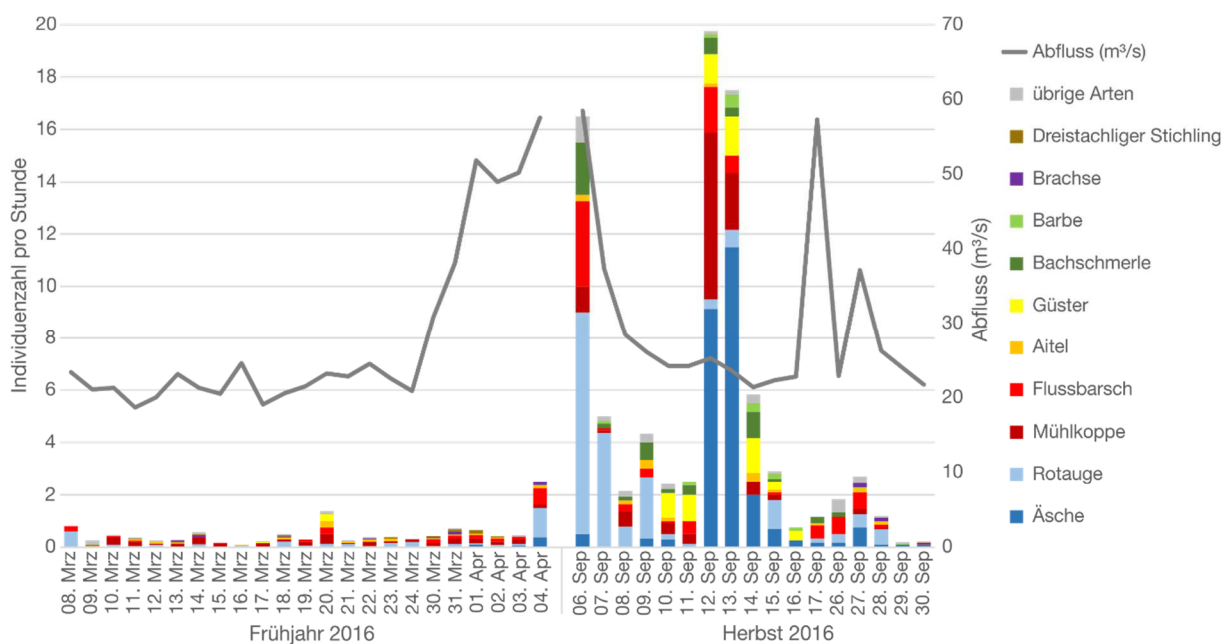


Abbildung 10 Zusammensetzung der Fischarten beim natürlichen Fischabstieg: Die Abbildung zeigt die mittlere Individuenzahl jeder Art pro Stunde (y-Achse links) und den mittleren Tagesabfluss der Iller am Pegel Kempton (y-Achse rechts) aufgeschlüsselt nach den einzelnen Untersuchungstagen im Frühjahr und Herbst 2016. Einzeln dargestellt sind die zehn 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

Während der Nachtintervalle wurden signifikant mehr Fische pro Stunde gefangen als am Tag (Mann-Whitney U-Test: $W = 12514$, $P < 0,001$; Stichprobengröße (Anzahl der Leerungsintervalle): $n_{\text{Tag}} = 186$, $n_{\text{Nacht}} = 81$). Im Durchschnitt wurden am Tag ein Fisch pro Stunde und in der Nacht vier Fische pro Stunde in den Fangeinrichtungen der Abstiegskorridore Turbine und Fischpass 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 = 0,39; $P < 0,001$). Nachts wurden überwiegend Äschen, Rotaugen und Mühlkoppen in den Fischabstiegskorridoren erfasst. Tagsüber wurde am stetigsten der Flussbarsch gefangen, wobei auch diese Art nachts in höheren Individuenzahlen nachgewiesen wurde als am Tag. Für das Monitoring von Kraftwerksanlagen bedeutet dies, dass auf eine Nachtbefischung nicht verzichtet werden kann, wenn das gesamte Artenspektrum repräsentativ erfasst werden soll. In diesem Zusammenhang ist besonders zu bedenken, dass Leerungsintervalle die gleichen kurzen Abstände haben sollten wie am Tag, um erhöhter Schädigung der Fische durch den Fang vorzubeugen (vgl. Band 2a, Pander et al. 2018).

2.1.1.2. Mortalität und äußere Verletzungen

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

Es wurden überwiegend Befischungsintervalle mit Leerungszeiten von 1 h und 2 h durchgeführt, da bei vorherigen Untersuchungen an anderen Standorten bei längeren Leerungsintervallen deutlich mehr Fische starben als bei den kurzen Leerungsintervallen. Die Mortalitätsraten und Verletzungen wurden nur unter Einbeziehung dieser kurzen Leerungsintervalle ermittelt.

Unter Einbeziehung der verzögerten Mortalität nach 72 h ergab sich für alle Fische, die in den Turbinenhamen gefangen wurden, eine Mortalität von 44% (berechnet als Anteil toter Individuen am Gesamtfang; Tabelle 8). Für Fische, die über den Fischpass ins Unterwasser gelangt sind, ergab sich eine Mortalität von 42%. Von den Fischen, die mittels

Elektrobefischung im Oberwasser der Kraftwerksanlage zur Ermittlung der Vorschädigung gefangen wurden, sind 2% während der Hälterung über 72 h gestorben.

Es ist davon auszugehen, dass die hohen Mortalitätsraten neben der fangbedingten Schädigung auch darauf zurückzuführen sind, dass bereits vorgeschädigte oder tote Fische über die Abstiegskorridore in den Fangeinheiten landen. Bei den standardisierten Fischzugaben lag die fangbedingte Mortalität (sofort und verzögert) über alle Fischarten zwischen 4,8% (niedrige Last, Mittelwert aus allen Fischarten) und 10,3% (hohe Last, Mittelwert aus allen Fischarten).

Tabelle 8 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 Frühjahr und Herbst 2016 unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren Turbine und Fischpass sowie für Fische, die im Oberwasser mittels Elektrobefischung als Referenz für die Vorschädigung gefangen wurden (E-Fischen). Bei der sofortigen und der verzögerten Mortalität ist die Spannweite der bei den standardisierten Fischzugaben ermittelten fangbedingten Mortalitätsraten (Minimum und Maximum der untersuchten Fischarten) für die einzelnen Abstiegskorridore in Klammern angegeben.

	Sofortige Mortalität [%]	Verzögerte Mortalität [%]	Ø Vitalität	Ø Anzahl Verletzungen	Ø Intensität Verletzungen
Turbine (n = 707)	24,6 [0,0–13,2]	19,4 [0,0–36,8]	1,4	6,4	14,2
Fischpass (n = 48)	29,2 [0,0–26,7]	12,5 [0,0–31,8]	1,5	5,1	9,7
E-Fischen (n = 84)	0,0	2,4	0,0	2,7	3,4

Die Verletzungen, die am häufigsten bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstiegs auftraten, waren Schuppenverluste am Körper und Einrisse und Schnitte an den Flossen (Abbildung 11). Da diese Verletzungen bereits bei Fischen der Kontrollgruppe Vorschädigung (aus natürlichen Gewässern und Fischzuchten) sehr häufig auftreten, können durch die Wasserkraftanlage bedingte Veränderungen bezüglich dieser Verletzungen hauptsächlich durch eine höhere Intensität dieser Verletzungsmuster nachgewiesen werden.

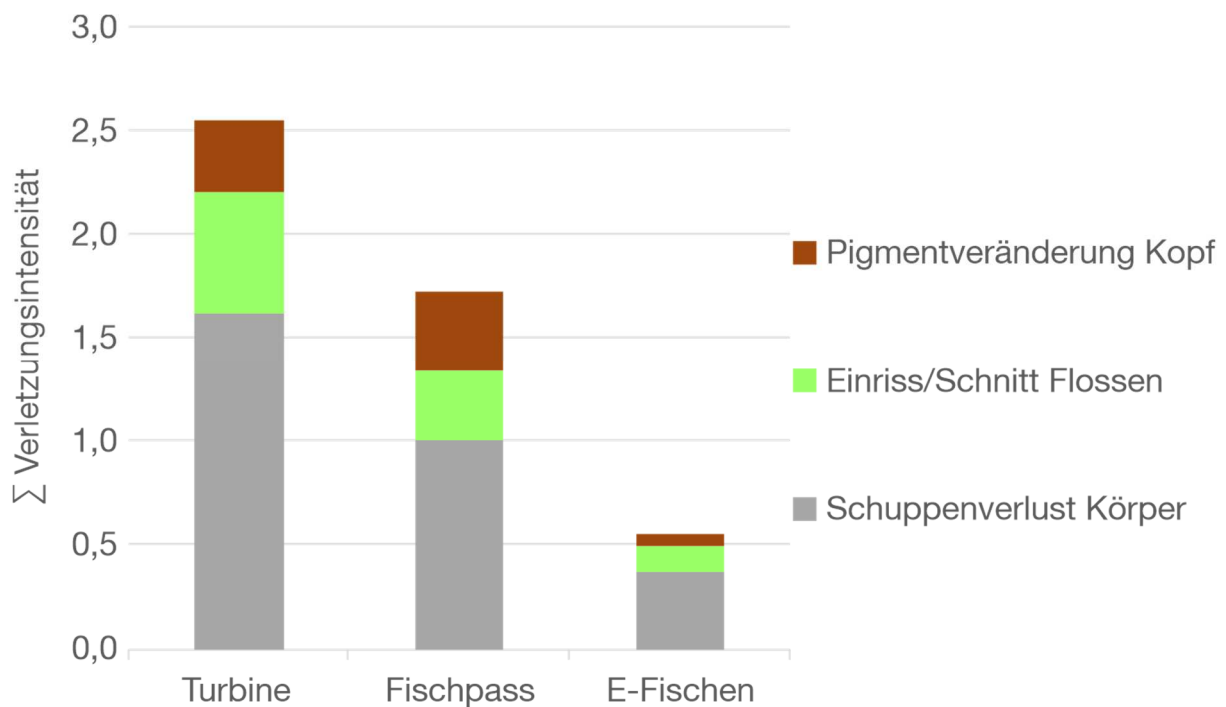


Abbildung 11 Durchschnittliche Intensität der entsprechend der SIMPER Analyse stetigsten Verletzungen bei den gefangenen Fischen des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2016 unterteilt nach den verschiedenen Abstiegskorridoren Turbine, Fischpass und für Fische, die im Oberwasser mittels Elektrofischung 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 nach der Turbinenpassage gefangen wurden. Die geringste Verletzungsanzahl und Verletzungsintensität wurde bei Fischen festgestellt, die bei der Elektrofischung im Oberwasser gefangen wurden (Abbildung 11).

Fische, die den Fischpass passierten, hatten signifikant weniger schwere Verletzungen (paarweiser Mann-Whitney U-Test: $P < 0,05$) als Fische, die über die Turbinen ins Unterwasser gelangt sind, aber signifikant mehr (paarweiser Mann-Whitney U-Test: $P < 0,001$) und schwerere Verletzungen (paarweiser Mann-Whitney U-Test: $P < 0,001$) als Fische, die bei der Elektrofischung im Oberwasser gefangen wurden.

Die Mortalität sowie die Anzahl und Intensität der Verletzungen nach der Turbinenpassage unterschieden sich deutlich zwischen den einzelnen Fischarten. Von den am häufigsten gefangenen Arten wiesen Güster und Rotauge die höchste sofortige Mortalität und durchschnittlich höchste Anzahl und Intensität der Verletzungen auf. Am geringsten waren von den am häufigsten gefangenen Arten Mühlkoppe und Bachschmerle geschädigt (Tabelle 9). Fische mit Kammschuppen (Flussbarsch, Zander) waren durchschnittlich weniger stark geschädigt als Fische mit Rundschuppen (mittlere Verletzungsintensität: Rundschupper 14,9; Kammschupper 8,8).

Tabelle 9 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 in den Turbinenhamen gefangenen Fischarten im Frühjahr und Herbst 2016 sortiert nach absteigender Häufigkeit. Die Spannweite der bei den standardisierten Fischzugaben ermittelten fangbedingten Mortalitätsraten (Minimum und Maximum der untersuchten Fischarten) im Turbinenhamen betrug für die sofortige Mortalität 0,0–13,2% und für die verzögerte Mortalität 0,0–36,8%. Grüne Schriftfarbe kennzeichnet Fischarten mit Rundschuppen, orange Schriftfarbe Fischarten mit Kammschuppen; die Mühlkoppe (nicht eingefärbt) ist schuppenlos.

	Anzahl	Sofortige Mortalität [%]	Verzögerte Mortalität [%]	Ø Vitalität	Ø Anzahl Verletzungen	Ø Intensität Verletzungen
Äsche	190	14,2	25,8	0,8	6,9	10,0
Rotauge	170	44,7	32,4	2,5	9,3	27,7
Mühlkoppe	112	2,7	2,7	0,2	1,4	2,9
Flussbarsch	76	25,0	14,5	1,4	5,5	8,8
Güster	53	69,8	17,0	3,7	9,0	26,5
Bachschmerle	28	3,6	0,0	0,2	1,7	3,3
Aitel	25	20,0	8,0	1,2	7,8	15,5
Barbe	12	0,0	0,0	0,1	6,9	8,9
Brachse	9	22,2	55,6	1,3	6,8	19,7
Regenbogenforelle	5	20,0	0,0	1,2	9,8	11,0

2.1.1.3. Innere Verletzungen

Insgesamt wurden 447 Individuen von 17 Fischarten aus den verschiedenen Abstiegskorridoren und der Elektrofischung geröntgt und mit dem Protokoll für innere Verletzungen ausgewertet. Für die statistischen Analysen wurden 336 Fische aus den beiden Turbinen-Abstiegskorridoren (nur 1 h und 2 h Leerungsintervalle, Tabelle 10) und 28 bei der Elektrofischung im Oberwasser gefangene Fische verwendet.

Tabelle 10 Anzahl der konservierten und ausgewerteten Individuen des natürlichen Fischabstiegs aus den beiden Turbinen-Abstiegskorridoren (Turbine) und Aufteilung in sofort tote Individuen (sofort tot), nach der Turbinenpassage lebende Referenzfische (Referenz sofort lebend), tote Individuen nach 72 h Hälterung (tot nach 72 h) und lebende Referenzfische nach 72 h Hälterung (Referenz nach 72 h lebend).

Deutscher Arname	Turbine	sofort tot	Referenz sofort lebend	tot nach 72 h	Referenz nach 72 h lebend
Rotauge	120	59	6	48	7
Äsche	83	25	4	46	8
Flussbarsch	44	19	8	11	6
Güster	36	21	6	8	1
Mühlkoppe	15	3	3	3	6
Aitel	12	4	2	2	4
Bachschmerle	9	1	4		4
Brachse	6	1		4	1
Dreistachliger Stichling	3				3
Rotfeder	2		1		1
Bachforelle	1	1			
Barbe	1				1
Elritze	1			1	
Hasel	1	1			
Hecht	1				1
Schneider	1			1	
Alle Arten	336	135	34	124	43

Von Interesse sind vor allem Unterschiede in den inneren Verletzungsmustern zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage und zwischen lebenden und toten Fischen direkt nach der Turbinenpassage. In der graphischen Darstellung der Ähnlichkeitsverhältnisse (MDS) wird deutlich, dass sich die lebenden und toten Individuen mit Turbinenpassage nicht deutlich voneinander unterscheiden (Abbildung 32 im Anhang). Über alle Fischarten hinweg unterschieden sich Fische mit Turbinenpassage und Fische ohne Turbinenpassage aus der Elektrofischung höchst signifikant (ANOSIM: R-Wert = 0,35; $P < 0,001$). Es wurde jedoch kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den lebenden und toten Individuen direkt nach der Turbinenpassage festgestellt (ANOSIM: R-Wert = -0,03, $P > 0,05$).

Die SIMPER-Analyse zeigte, dass zu dem Unterschied der inneren Verletzungsmuster zwischen Fischen mit und ohne Turbinenpassage insbesondere eine deutlich höhere Intensität von Veränderungen der Schwimmblase (Expansion oder Kompression) und Gasblasen in der Leibeshöhle bei Fischen mit Turbinenpassage beigetragen hat. Bei den toten Individuen nach der Turbinenpassage kamen Veränderungen der Schwimmblase sowie Gas- und Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle mit etwas höherer Intensität vor (Abbildung 12).

Die inneren Verletzungsmuster unterschieden sich signifikant zwischen den lebenden und den toten Individuen nach der Hälterung (ANOSIM: R-Wert = 0,48; $P < 0,001$). Dabei kamen Veränderungen der Schwimmblase, Gas- und Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle mit deutlich höherer Intensität bei den toten Fischen vor (Abbildung 12).

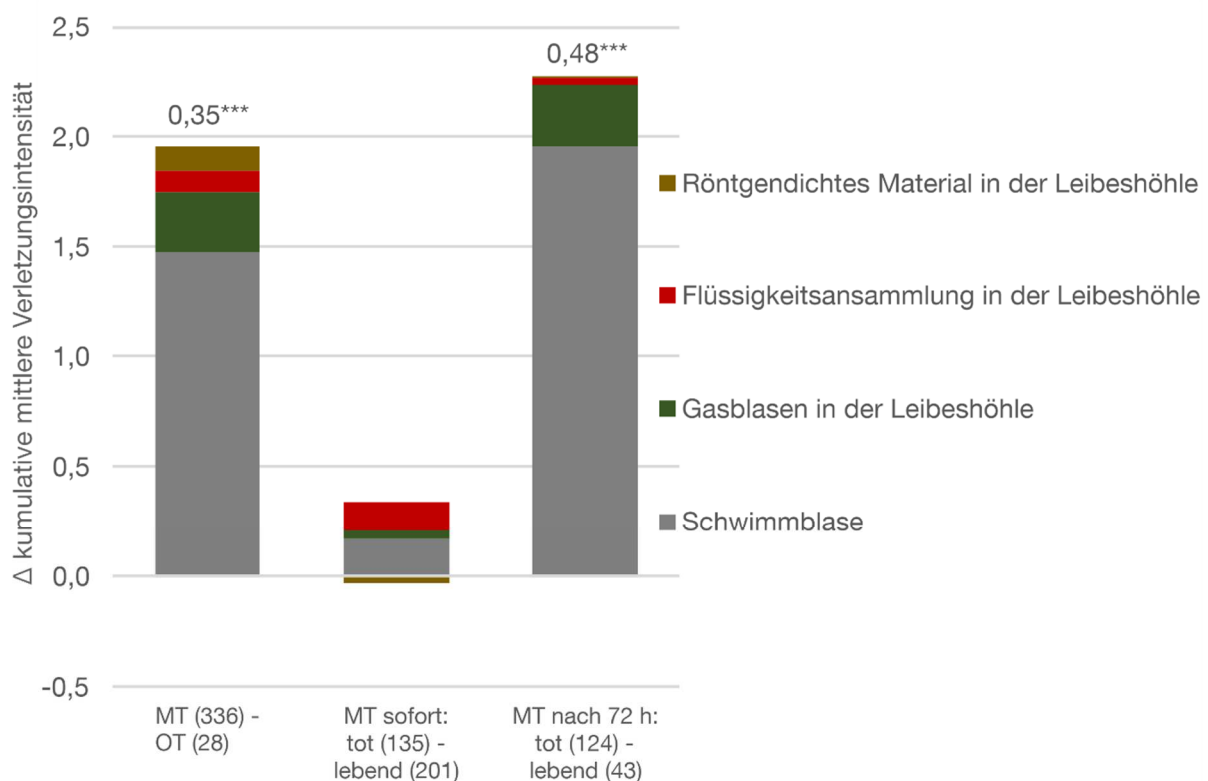


Abbildung 12 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die wichtigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$), die nach der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit (MT) und ohne Turbinenpassage (OT), lebenden (Vitalität 0) und toten (Vitalität 5) Individuen direkt nach der Turbinenpassage und nach der Hälterung beitragen, aufgetragen für alle auf innere Verletzungen untersuchten Fischarten des natürlichen Fischabstiegs aus dem Turbinenkorridor und der Elektrofischung am Standort Au/IIIer. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der toten Individuen bzw. mit Turbinenpassage, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität der lebenden Individuen bzw. 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 Au/Iller 20.463 Fische aus acht Fischarten (Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche, Huchen) in das Gewässer eingesetzt sowie von 2.380 Fischen die Vorschädigung erhoben. Davon wurden 10.078 Fische wiedergefangen (Wiederfangrate: 49%). 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. Bei hoher Last war die Wiederfangrate deutlich höher als bei niedriger Last (Tabelle 11).

Bei der mit unterschiedlich schweren Plastikbällen durchgeführten Hamenvalidierung (Band 1, Kapitel 6.8) wurden im Durchschnitt 96,4% der Plastikbälle in den Turbinenhamen und 79,7% der Plastikbälle im Fischpasshamen wiedergefangen. Im Turbinenhamen gab es nur geringe Unterschiede in der Fangeffektivität zwischen luft- (98%), wasser- (100%) und salzgefüllten (88%) Plastikbällen. Im Fischpasshamen war die Wiederfangrate der am Gewässerboden treibenden salzgefüllten (47%) Plastikbälle deutlich niedriger als bei den luft- (99%) und wassergefüllten (93%) Plastikbällen, was vermutlich an der geringen Strömungsgeschwindigkeit am Hameneingang des Fischpasses lag. Grundsätzlich wiesen die Fangeinrichtungen am Standort Au/Iller jedoch eine sehr 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. Aufsuchen von Verstecken, Flucht ins Oberwasser) zurückzuführen. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass bewusst keine Maßnahmen unternommen wurden, um die Fische zu einer Abwanderung zu zwingen. Dadurch wird einerseits ein naturnahes Verhalten der Fische beim Abstieg ermöglicht, andererseits kann dies natürlich dazu führen, dass ein großer Teil der Fische nicht absteigt.

Die verwendeten Fischzahlen wurden für eine Mortalitätsrate (Effektstärke) von 3% berechnet. Mit der Anzahl wiedergefangener Fische ist eine statistische Absicherung der nachgewiesenen Mortalitätsraten am Standort Au sehr gut möglich.

Tabelle 11 Artspezifische Wiederfangraten in % in den verschiedenen Versuchsgruppen des Turbinenkorridors unterteilt nach niedrigem und hohem Lastzustand.

Versuchsgruppe	Last	Aal	Nase	Bachforelle	Flussbarsch	Barbe	Rotauge	Äsche	Huchen	Alle Arten
Hamen	niedrig	32,7	50,4	69,6	66,0	18,7	22,0	45,2	70,2	46,8
	hoch	48,0	80,0	100,0	68,0	42,9	100,0	100,0	100,0	77,4
Turbine	niedrig	28,2	22,8	35,0	64,1	13,4	12,0	34,9	74,4	32,4
	hoch	77,9	94,9	84,8	77,7	36,0	98,1	87,2	97,7	80,8
Turbine & Rechen	niedrig	26,6	18,7	22,9	44,9	3,9	24,1	16,3	62,4	26,6
	hoch	62,6	86,1	64,8	93,2	17,7	93,2	76,7	88,4	69,2

Von den eingesetzten Fischgrößen der Versuchsfische konnte über alle Arten hinweg das gesamte Größenspektrum im Turbinenkorridor wiedergefangen werden (Tabelle 12). Der horizontale Grobrechen mit einem Stababstand von 300 mm stellte somit erwartungsgemäß keine Barriere für das Einschwimmen der Versuchsfische in die Turbinen dar.

Tabelle 12 Übersicht über die bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Au/Iller eingesetzten und aus der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (= T&R, Abstieg durch Rechen und Turbine) 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 ± SD	Min–Max	Mittelwert ± SD	
Alle Arten	4,4–65,9	17,4 ± 12,3	4,4–65,9	18,0 ± 12,6	4555
Aal	21,0–65,9	40,9 ± 8,6	21,0–65,9	40,9 ± 8,6	606
Nase	6,6–16,5	11,6 ± 1,3	8,5–16,5	11,4 ± 1,2	773
Bachforelle	8,5–34,0	19,0 ± 5,0	9,9–31,3	17,4 ± 4,1	614
Flussbarsch	4,4–13,3	6,7 ± 0,8	4,4–13,3	6,6 ± 0,9	377
Barbe	5,3–17,1	9,0 ± 2,6	6,2–16,3	8,6 ± 2,0	149
Rotauge	5,0–13,5	7,3 ± 1,1	5,6–13,5	7,1 ± 1,0	412
Äsche	7,1–18,3	11,9 ± 1,7	7,5–18,3	12,0 ± 1,6	575
Huchen	7,0–55,8	24,2 ± 12,9	7,0–55,5	23,0 ± 12,1	1049

2.1.2.2. Mortalität

Unter Berücksichtigung aller getesteten Arten, der verzögerten Mortalität sowie verschiedener Berechnungsmöglichkeiten wurde für die Kraftwerksanlage Au/Iller in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen je nach Lastzustand eine unkorrigierte Mortalitätsrate zwischen 8,3% (niedrige Last, Mittelwert aus allen Fischarten) und 11,6% (hohe Last, Mittelwert aus allen Fischarten) festgestellt (Abbildung 13, Berechnung siehe Band 1). Bezieht man die Mortalitätsraten der Versuchsgruppe Turbine mit in die Berechnung der kraftwerksbedingten Mortalität ein, so wurden ähnliche Werte ermittelt (8,1–12,9%), wie bei der alleinigen Betrachtung der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (Abbildung 13).

Ein großer Teil der Fische verstarb verzögert innerhalb der 96 h Beobachtungsphase (Abbildung 13). Es wurden Leerungsintervalle von 1 h und 2 h durchgeführt, da bei vorherigen Untersuchungen an anderen Standorten bei längeren Leerungsintervallen deutlich mehr Fische starben als bei den kurzen Leerungsintervallen.

Diese Mortalitätsraten müssen um die fangbedingte Mortalität korrigiert werden (Versuchsgruppe Hamen). Diese Versuchsgruppe beinhaltet auch eine Bewertung des Ausgangszustands der Versuchsfische. Die Mortalität in der Versuchsgruppe Hamen (sofortige und verzögerte Mortalität) betrug zwischen 4,8% (niedrige Last, Mittelwert aus allen Fischarten) und 10,3% (hohe Last, Mittelwert aus allen Fischarten). Die Mortalitätsraten nach der Kraftwerkspassage waren im Vergleich zu der fangbedingten Mortalität nur leicht erhöht.

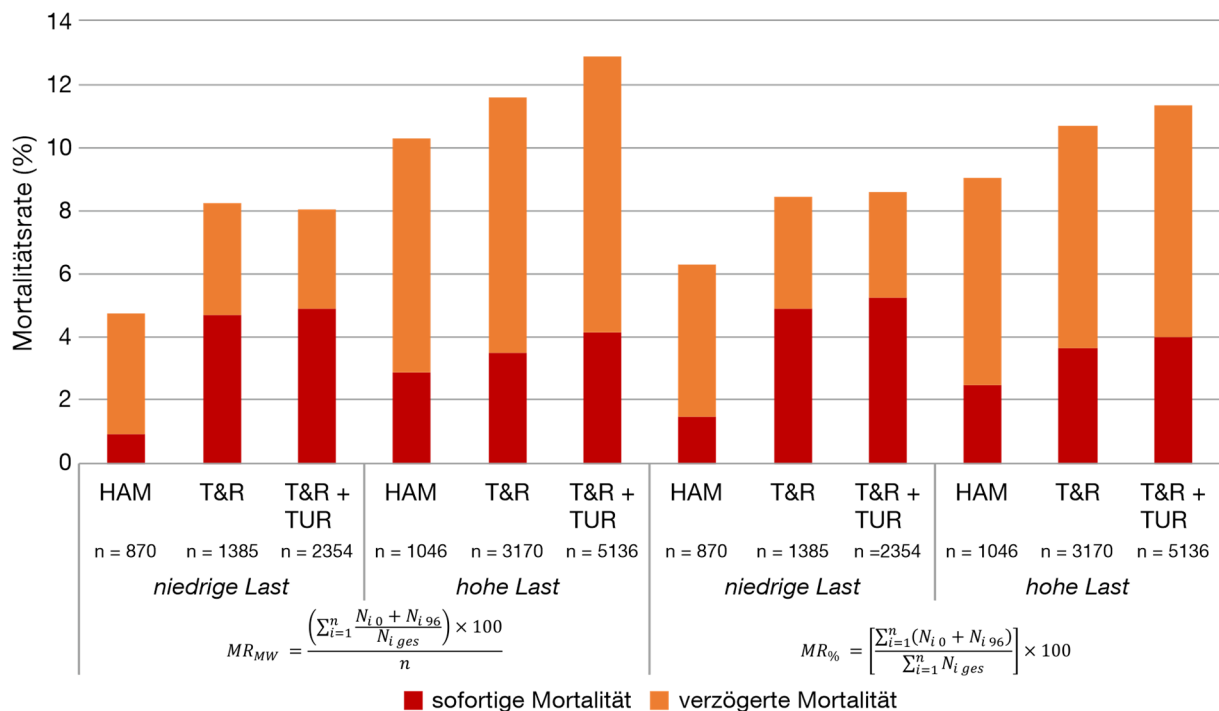


Abbildung 13 Sofortige und verzögerte Mortalitätsraten der acht untersuchten Fischarten in den Versuchsgruppen Hamen (HAM), Turbine & Rechen (T&R) und zusammengefasst die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine (T&R + TUR) bei niedriger (MW 23,7 ± 1,0 U/min) und hoher (MW 28,2 ± 2,7 U/min) Turbinenlast am Standort Au/Iller. 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 Versuchsgruppe.

Nach Verrechnung beider Lastzustände (siehe Band 1) und Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe Hamen unter Berücksichtigung von sofortiger und verzögerter Mortalität ergaben sich über alle Fischarten je nach Berechnungsweg kraftwerksbedingte Mortalitätsraten zwischen 2,4% (Anteil toter Individuen am Gesamtfang) und 5,7% (Mittelwert aus allen Fischarten; Abbildung 14).

Der Aal wies im Vergleich zu den übrigen Fischarten die niedrigste Mortalität auf (< 1%; Abbildung 14). Für die Arten Nase, Flussbarsch und Barbe lagen die Mortalitätsraten je nach Berechnungsweg zwischen 0% und 5%. Bei Äsche und Huchen wurden Mortalitätsraten von 2% bis 10% errechnet, bei Bachforelle und Rotauge von 0,2% bis 22%. Die Unterschiede zwischen kraftwerksbedingten und fangbedingten Effekten waren teilweise so gering, dass es zufallsbedingt in einzelnen Fällen zu höheren Mortalitätsraten in der Kontrollgruppe Hamen als in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage kam. Bei den Arten Bachforelle und Äsche

wurde bei niedriger Turbinenlast eine höhere Mortalität festgestellt als bei hoher Turbinenlast, bei den Arten Rotauge und Huchen war die Mortalität hingegen bei hoher Turbinenlast höher (Tabelle 13). Bei 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 14).

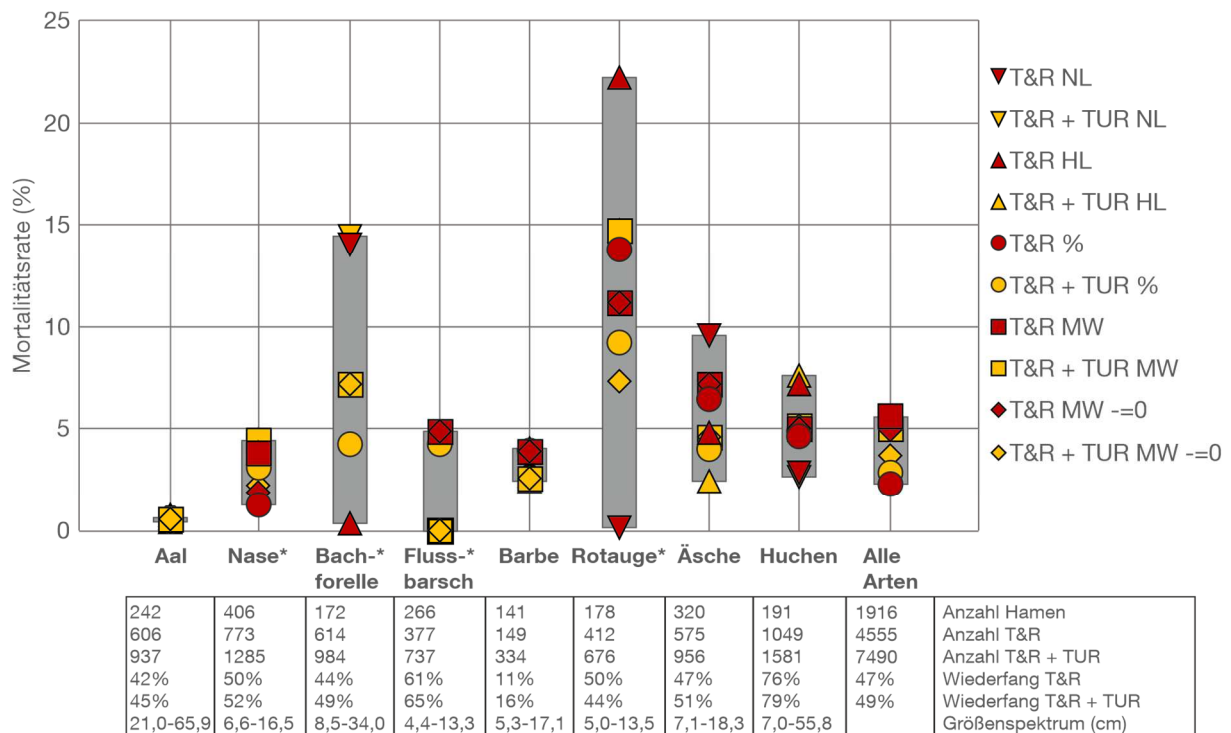


Abbildung 14 Fischartenspezifische Mortalitätsraten bei den standardisierten Fischzugaben in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen (T&R) und zusammengefasst für die Versuchsgruppen Turbine & Rechen und Turbine (T&R + TUR) nach Korrektur um die Mortalität der Versuchsgruppe Hamen bei niedriger (NL) und hoher (HL) Turbinenlast. Für die Berechnung wurde die Summe sofort und verzögert nach 96 h verstorbener Fische berücksichtigt. Abgebildet sind für die einzelnen Fischarten sowie für alle Fischarten insgesamt die anteilmäßig berechneten Raten (%) bzw. über niedrige und hohe Turbinenlast gemittelte Raten (MW) am Standort Au/Iller. Im Falle von höheren Mortalitäten in der Kontrollgruppe Hamen ergaben sich negative kraftwerksbedingte Mortalitätsraten. Diese wurden entweder aus der Berechnung ausgeschlossen oder gleich 0 gesetzt (--=0). 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 13 Übersicht der in den verschiedenen 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). Unterschiedliche Kleinbuchstaben an den Mortalitätsraten symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Versuchsgruppen innerhalb eines Lastzustandes nach Proportion-Test. Unterschiedliche Großbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen (Hamen) der einzelnen Fangeinrichtungen. Signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen und der Vorschädigung sind mit * gekennzeichnet.

Versuchsgruppe	Last	Aal	Nase	Bachforelle	Flussbarsch	Barbe	Rotaugen	Äsche	Huchen
Vorschädigung	sofort	0,0 n=240	0,0 n=331	0,0 n=498	0,0 n=120	0,0 n=276	0,0 n=123	0,0 n=326	0,0 n=466
	96 h	0,0	11,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,2
Hamen	sofort niedrig	0,0 n=98	0,8 ^a n=126	0,0 ^a n=117	4,5 [*] n=198	0,0 n=39	0,0 n=33	1,4 ^{aA} n=141	0,8 ^a n=118
	96 h	0,0	12,7	0,9	9,6	0,0	3,0	0,0	4,2
	sofort hoch	0,0 n=144	3,6 [*] n=280	1,8 n=55	13,2 ^{ab*} n=68	0,0 n=102	1,4 n=145	1,7 ^{abA} n=179	1,4 n=73
	96 h	0,0	7,5	0,0	36,8	0,0	12,4	2,8	0,0
Turbine	sofort niedrig	1,1 n=88	9,3 ^b n=118	13,9 ^b n=108	6,5 n=200	1,9 n=54	0,0 n=62	3,7 ^{ab} n=109	4,8 ^{ab} n=230
	96 h	0,0	11,0	1,9	3,0	0,0	1,6	1,8	2,6
	sofort hoch	0,0 n=243	5,3 n=394	0,8 n=262	20,0 ^a n=160	0,8 n=131	3,0 n=202	0,7 ^a n=272	8,3 n=302
	96 h	0,0	10,7	0,4	44,4	0,8	14,4	2,2	1,7
Turbine & Rechen	sofort niedrig	0,5 n=219	2,6 ^a n=152	11,0 ^b n=155	5,4 n=185	3,8 n=26	0,0 n=124	7,9 ^b n=101	6,4 ^b n=423
	96 h	0,0	3,9	3,9	13,0	0,0	3,2	3,0	1,4
	sofort hoch	0,8 n=387	5,0 n=621	2,0 n=459	5,7 ^b n=192	3,3 n=123	1,7 n=288	4,0 ^b n=474	5,6 n=626
	96 h	0,0	9,5	0,2	15,1	0,8	31,3	5,1	2,9
Fischpass Hamen	sofort	0,0 n=17	2,9 [*] n=103	2,4 n=41	12,0 [*] n=50	0,0 n=50	0,0 n=204	12,5 ^{B*} n=32	0,0 n=36
	96 h	0,0	21,4	0,0	6,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Fischpass	sofort	0,0 n=7	25,0 n=4	2,6 n=39	0,0 n=2	0,0 n=6	0,0 n=8	10,3 n=29	6,8 n=44
	96 h	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	11,4

2.1.2.3. Vitalität

Über alle Fischarten hinweg wiesen die Fische der Versuchsgruppe Vorschädigung überwiegend die Vitalitätsstufe 0 (kein Vitalitätsverlust) auf (Abbildung 15). Lediglich einzelne Individuen hatten eine leicht verringerte Vitalität (Vitalitätsstufen 1 und 3). Die Effekte des Transports und der Umstellung auf den Wasserchemismus der Iller auf die Vitalität der Versuchsfische waren offensichtlich minimal. Im Abstiegskorridor Turbine konnte bei Niedrig- und Hochlast ein signifikanter negativer Effekt des Fangs der Fische im Hamen auf die Vitalität festgestellt werden (Vergleich Vorschädigung vs. Hamen, Abbildung 15). Darüber hinaus konnte ein signifikanter Unterschied zwischen den fangbedingten und den turbinenbedingten Auswirkungen auf die Vitalität, insbesondere bei Niedriglast, festgestellt werden (Abbildung 15). Die stärksten Effekte auf die Vitalität der Versuchsfische wurden in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen detektiert. Generell fällt bei den Fischen nach der Kraftwerkspassage auf, dass die stärksten Vitalitätsverluste bzw. Letalität bei niedrigem Lastzustand auftraten. Bei den Fischen aus dem Abstiegskorridor Fischpass wurde überraschenderweise ebenfalls ein hoher Vitalitätsverlust festgestellt, vergleichbar mit der Versuchsgruppe Turbine und Turbine & Rechen bei Niedriglast. Allerdings ergab sich hier aufgrund der geringen Anzahl der im Fischpass wiedergefangenen Fische weder über alle Fischarten hinweg (Abbildung 15) noch bei den einzelnen Fischarten (Abbildung 16; Abbildung 17) ein signifikanter Unterschied zu der zugehörigen Referenzgruppe Hamen.

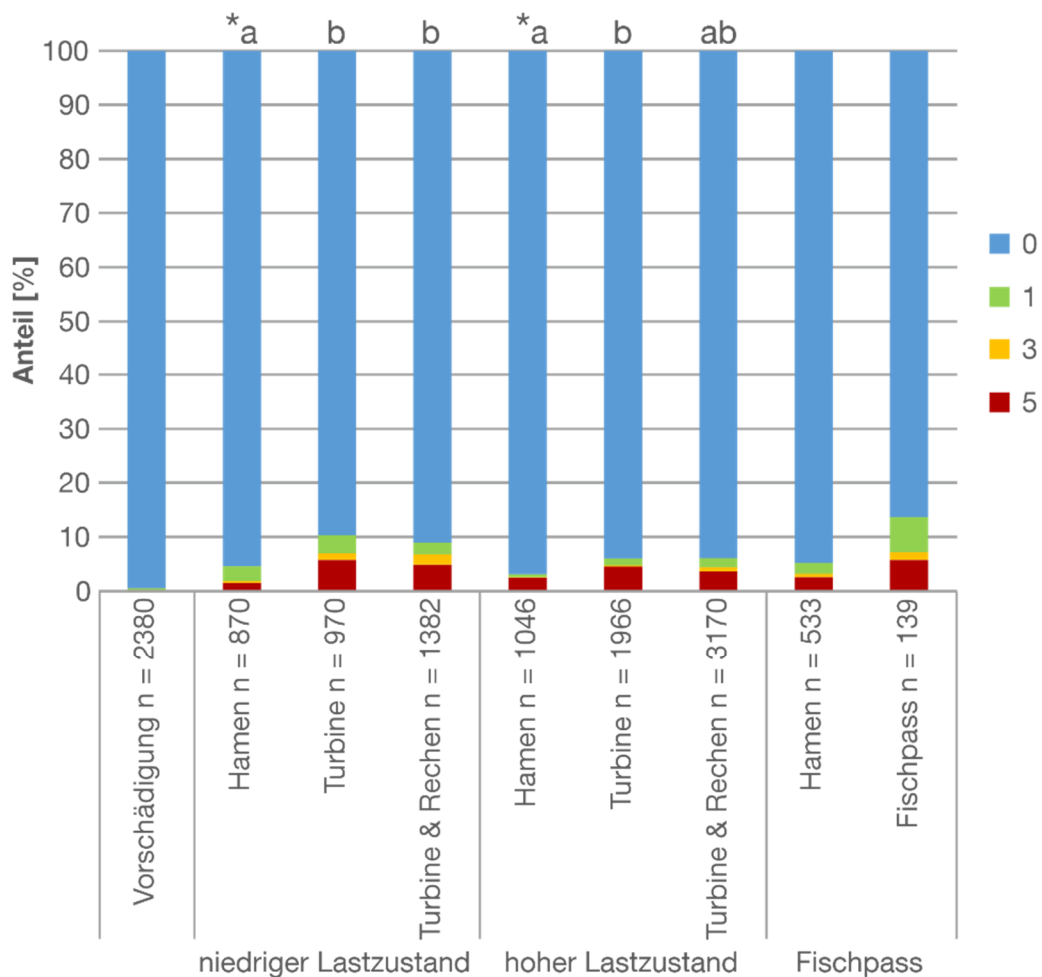


Abbildung 15 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) der acht Versuchsfischarten bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Au/Iller im Frühjahr und Herbst 2016, aufgetrennt in die verschiedenen Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen, jeweils zu zwei unterschiedlichen Lastzuständen (hoch und niedrig) und für Fische, die den Fischpass passiert haben sowie die Versuchsgruppe Fischpass Hamen. Die unterschiedlichen Farben in den 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 Abstiegskorridor (Turbine bzw. Fischpass) und Lastzustandes (nur Turbinenkorridor). Signifikante Unterschiede ($P < 0,05$) zwischen den fangbedingten Verletzungen der verschiedenen Fangeinrichtungen und der Vorschädigung sind mit * gekennzeichnet. n = Individuenzahl.

Bei den **Aalen** war die Vitalität durch die Turbinenpassage kaum beeinträchtigt (Abbildung 16). In den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen wurden nur fünf verstorbene Individuen (Vitalitätsstufe 5) sowie einzelne Tiere mit Vitalitätsstufe 3 (mittlerer Vitalitätsverlust) detektiert (Abbildung 16). Signifikante Effekte auf die Vitalität konnten beim Aal nicht nachgewiesen werden.

Bei den **Nasen** war die Vitalität nach der Kraftwerkspassage im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen bei Niedriglast in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen signifikant verringert (Abbildung 16). Insbesondere bei Niedriglast wurden in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen ein relativ großer Anteil an Individuen mit subletalen (= nicht unmittelbar tödlich) Auswirkungen auf die Vitalität (Vitalitätsstufen 1 und 3) vorgefunden (Abbildung 16). Auch in der Versuchsgruppe Hamen kamen sowohl tote Fische als auch Fische mit reduzierter Vitalität (Vitalitätsstufen 1 und 3) vor (Abbildung 16). Dieses Ergebnis deutet darauf hin, dass die Fischart Nase besonders empfindlich auf das Handling während des Versuchs reagierte.

Bei den **Bachforellen** wurden ausschließlich bei Niedriglast signifikante Effekte der Turbinenpassage auf die Vitalität nachgewiesen (Abbildung 16). In den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen wurden insbesondere bei Niedriglast auch einige Individuen mit subletalen Effekten auf die Vitalität (Stufe 1 und 3) beobachtet, was die verzögerte Mortalität innerhalb von 96 h erklären könnte.

Beim **Flussbarsch** wurden keine signifikanten Effekte der Turbinenpassage im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen auf die Vitalität beobachtet. Allerdings wurde eine signifikante fangbedingte Beeinträchtigung (Hamen vs. Vorschädigung) festgestellt. Generell war der Vitalitätsverlust während Hochlast höher als während Niedriglast (Abbildung 16). Der höchste Vitalitätsverlust wurde in der Versuchsgruppe Turbine bei Hochlast beobachtet. Ähnlich wie beim Aal konnten kaum subletale Effekte auf die Vitalität nachgewiesen werden. Der Großteil der wiedergefangenen Tiere war entweder tot oder vollkommen vital (Vitalitätsstufe 0). Dennoch resultierten offenbar vorhandene subletale Effekte der Versuchsbedingungen beim Flussbarsch in einer verzögerten Mortalität nach 96 h, die in den Versuchsgruppen Hamen und Turbine bei Hochlast deutlich höher war als bei allen anderen getesteten Arten.

Bei den **Barben** waren keine signifikanten Effekte der Turbinenpassage gegenüber der Referenzgruppe Hamen auf die Vitalität nachweisbar (Abbildung 17). In den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen wiesen lediglich einzelne Tiere einen geringen Vitalitätsverlust (Vitalität 1) auf oder waren sofort tot (Vitalität 5) (Abbildung 17). Entsprechend der geringen verzögerten Mortalität konnten sich die Tiere mit subletalen Effekten auf die Vitalität vermutlich überwiegend während der 96-stündigen Hälterungsphase erholen.

Bei den **Rotaugen** waren ebenfalls keine signifikanten Effekte der Turbinenpassage gegenüber der Referenzgruppe Hamen auf die Vitalität nachweisbar (Abbildung 17). Tote Individuen (Vitalitätsstufe 5) gab es ausschließlich bei Hochlast. Subletale Effekte auf die Vitalität (hier nur Vitalitätsstufe 1) kamen mit Ausnahme von einem Rotauge in der

Versuchsgruppe Hamen ebenfalls nur bei Hochlast vor. Dieses Ergebnis ist überraschend, da sowohl in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage als auch in der Referenzgruppe Hamen eine zum Teil hohe verzögerte Mortalität festgestellt wurde (vgl. Tabelle 13).

Bei den **Äschen** wurde ein signifikanter Unterschied zur Referenzgruppe Hamen nur für die Versuchsgruppe Turbine & Rechen während Niedriglast nachgewiesen (Abbildung 17). Generell hatte die Turbinenpassage bei Niedriglast etwas stärkere Auswirkungen auf die Vitalität der Äschen als bei Hochlast (Abbildung 17). Von allen Fischarten wurde bei den Äschen der höchste Anteil an Individuen mit subletalen Effekten auf die Vitalität beobachtet (Vitalitätsstufen 1 und 3). Dies erklärt möglicherweise die deutliche, gegenüber den anderen Fischarten aber nicht übermäßig verzögerte Mortalität. Ähnlich wie die Fischart Nase ist auch die Äsche erfahrungsgemäß sehr empfindlich gegenüber dem Handling während der Versuche, was die generell starken subletalen Effekte, die auch im Abstiegskorridor Fischpass auftraten, erklären kann.

Beim **Huchen** wurde ein signifikanter Effekt der Kraftwerkspassage auf die Vitalität nur während Niedriglast bei der Versuchsgruppe Turbine & Rechen nachgewiesen (Abbildung 17). Ähnlich wie bei Nase, Bachforelle und Äsche wurde insbesondere bei Niedriglast ein relativ hoher Anteil an Fischen mit subletalen Effekten auf die Vitalität (Vitalitätsstufe 1 und 3) beobachtet.

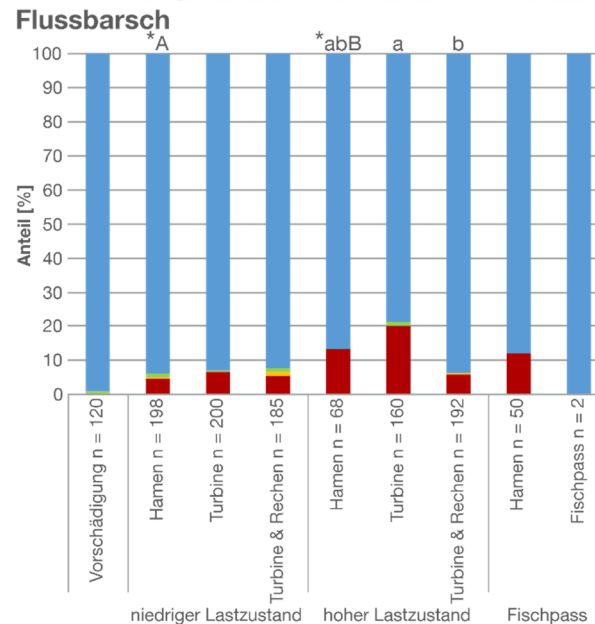
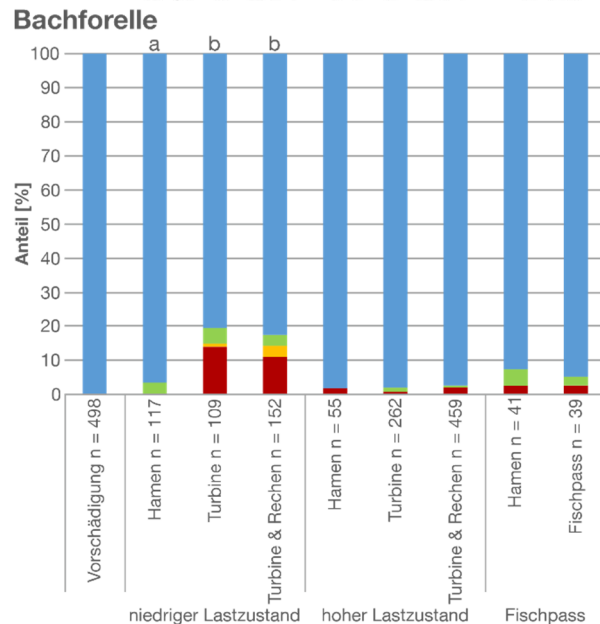
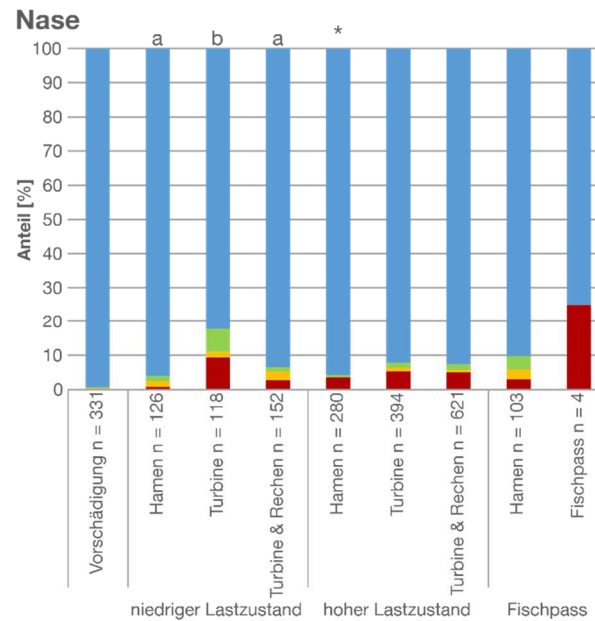
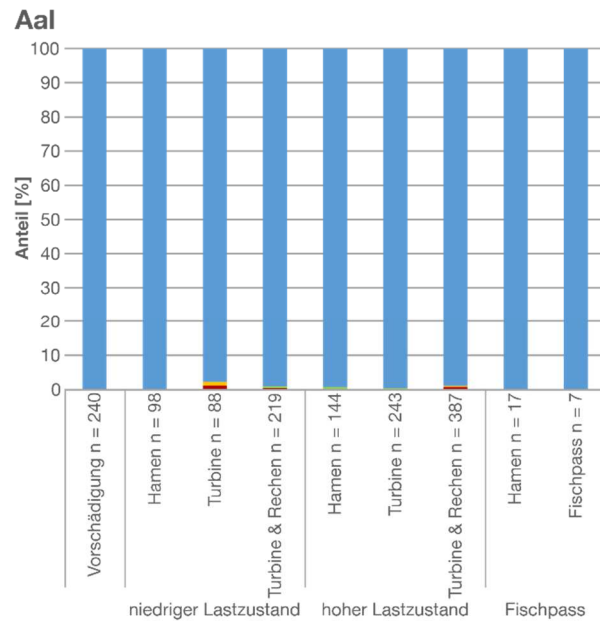
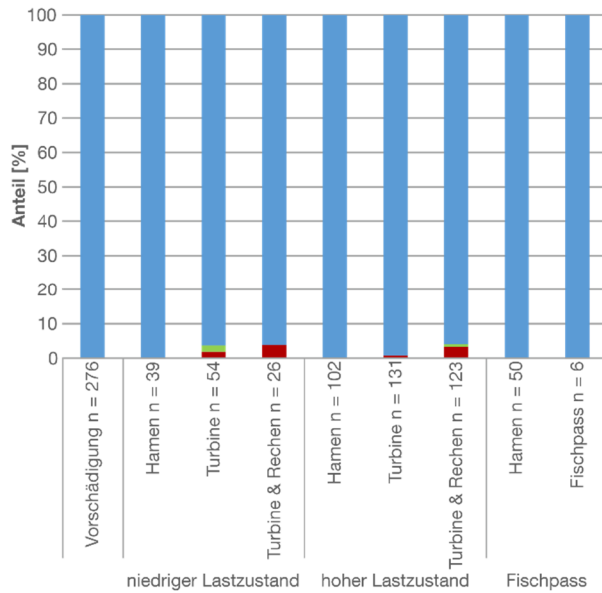
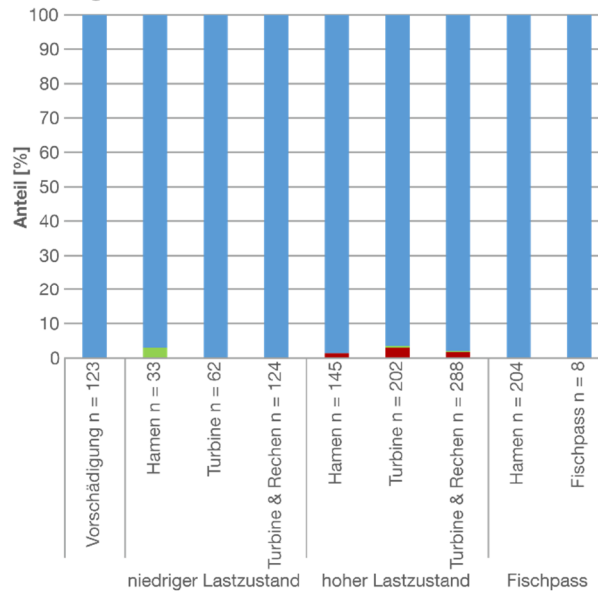


Abbildung 16 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Au/Illler im Frühjahr und Herbst 2016, aufgetrennt in die verschiedenen Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen, jeweils zu zwei unterschiedlichen Lastzuständen (hoch und niedrig) und für Fische, die den Fischpass passiert haben sowie die Versuchsgruppe Fischpass Hamen. 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 Lastzustandes. Unterschiedliche Kleinbuchstaben oberhalb der Stapelbalken symbolisieren signifikante Unterschiede (paarweiser Mann-Whitney U-Test) zwischen den einzelnen Versuchsgruppen innerhalb eines Abstiegskorridors (Turbine bzw. Fischpass) und Lastzustandes (nur Turbinenkorridor). Unterschiedliche Großbuchstaben symbolisieren signifikante Unterschiede zwischen den fangbedingten Verletzungen (Versuchsgruppe Hamen) der einzelnen Fangeinrichtungen bzw. Lastzustände. Signifikante Unterschiede ($P < 0,05$) zwischen der Versuchsgruppe Hamen und der Vorschädigung sind mit * gekennzeichnet. n = Individuenzahl.

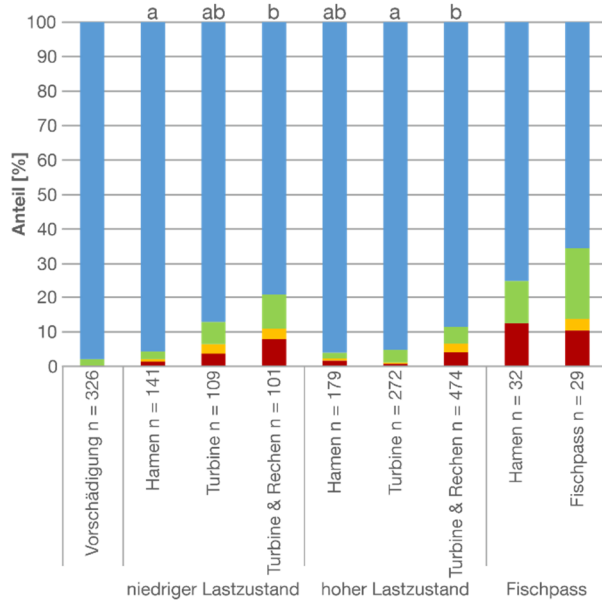
Barbe



Rotauge



Äsche



Huchen

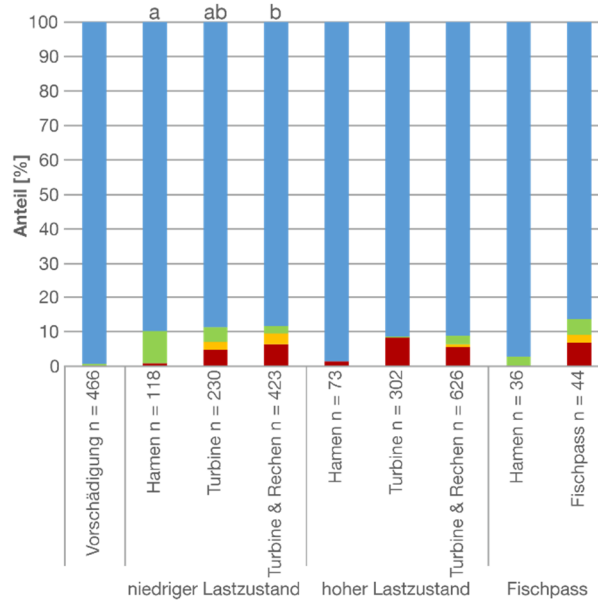


Abbildung 17 Prozentualer Anteil der unmittelbar nach dem Fang erhobenen Vitalitätsstufen 0 (= vollkommen vital) bis 5 (= tot; siehe Band 1) der Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen bei den standardisierten Fischzugaben am Standort Au/Iller im Frühjahr und Herbst 2016, aufgetrennt in die verschiedenen Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen, jeweils zu zwei unterschiedlichen Lastzuständen (hoch und niedrig) und für Fische, die den Fischpass passiert haben sowie die Versuchsgruppe Fischpass Hamen. 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 Lastzustandes. Unterschiedliche Kleinbuchstaben oberhalb der Stapelbalken symbolisieren signifikante Unterschiede (paarweiser Mann-Whitney U-Test) zwischen den einzelnen Versuchsgruppen innerhalb eines Abstiegskorridors (Turbine bzw. Fischpass) und Lastzustandes (nur Turbinenkorridor). n = Individuenzahl.

2.1.2.4. Äußere Verletzungen

Die multivariate Analyse mittels NMDS ergab eine deutliche Trennung der äußeren Verletzungsmuster zwischen den Fischarten (Abbildung 18). Diese artspezifischen Verletzungsmuster überlagern im Gesamtdatensatz die Effekte der einzelnen Versuchsgruppen und Abstiegskorridore nahezu vollständig. Über alle Fischarten hinweg kamen Schuppenverluste, Einrisse und Schnitte an den Flossen sowie Pigmentveränderungen in allen Versuchsgruppen stetig vor. Amputationen und Totaldurchtrennungen traten nur bei einzelnen Fischen auf, was vermutlich auf die im Vergleich zu konventionellen Turbinen sehr geringe Drehzahl der VLH-Turbinen zurückzuführen ist. Dennoch kann es aufgrund der relativ hohen Anzahl an Turbinenschaufeln (8 Stück) relativ häufig zu Kollisionen kommen (siehe auch Ergebnisse Sensorfisch Kapitel 2.1.3), die aber in den meisten Fällen nicht in sofort letalen Verletzungen enden.

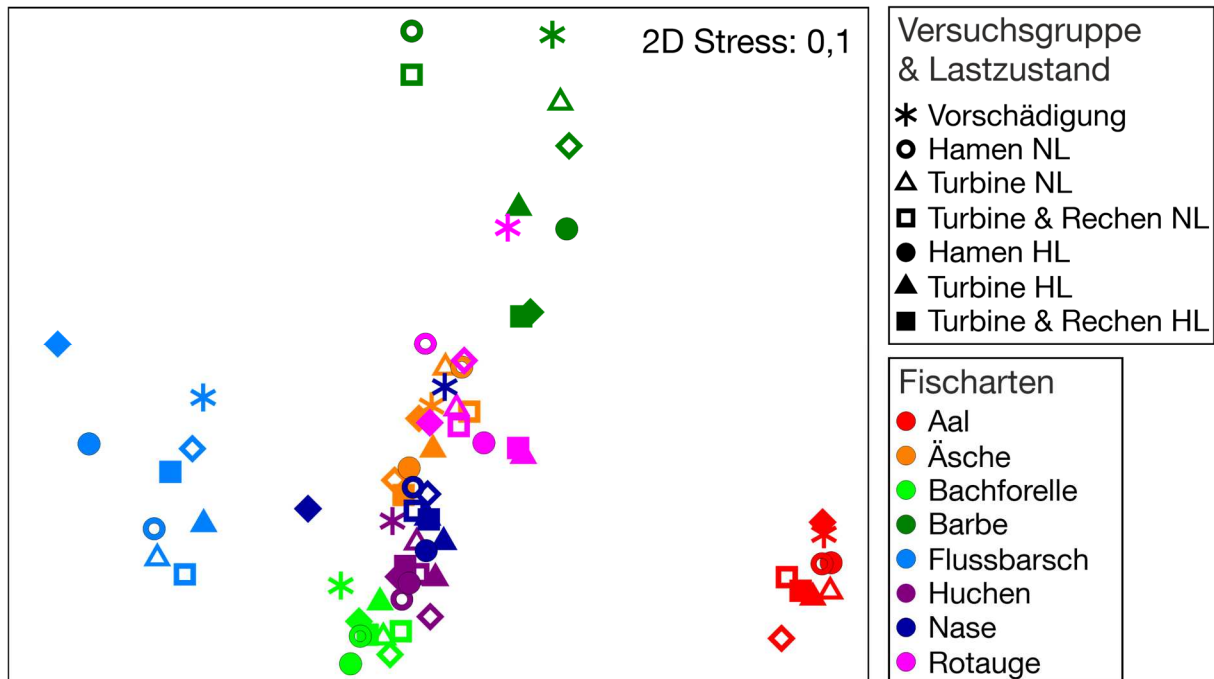


Abbildung 18 Nicht-metrische multidimensionale Skalierung (NMDS) der äußeren Verletzungsmuster am Standort Au/Iller unterteilt nach Fischarten und den verschiedenen Versuchsgruppen (Band 1). NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Zur übersichtlicheren Darstellung wurden die Werte aller Individuen für jede Fischart und Versuchsgruppe gemittelt. Der Abstand der Versuchsgruppen im Diagramm entspricht der Ähnlichkeit der Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

Bei der Fischart **Aal** war kein statistisch signifikanter Unterschied der äußeren Verletzungsmuster zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage (Turbine und Turbine & Rechen) und der Referenzgruppe Hamen nachweisbar (Abbildung 21). Die

Verletzungsmuster waren besonders beim Fischpass und in der zugehörigen Referenzgruppe Hamen sehr variabel und überlappten stark zwischen den einzelnen Versuchsgruppen (Abbildung 19). Innerhalb der Versuchsgruppen Hamen und Turbine & Rechen gab es statistisch signifikante Unterschiede zwischen Niedrig- und Hochlast, wobei die Güte der Trennung (R-Werte) jeweils gering war (Abbildung 21). In der Versuchsgruppe Hamen war insbesondere die mittlere Intensität von Schuppenverlusten und Einblutungen am Kopf bei Niedriglast etwas höher als bei Hochlast, während bei Hochlast Hautverletzungen und Einrisse/Schnitte an den Flossen in etwas höherer Intensität detektiert wurden. In der Versuchsgruppe Turbine & Rechen war insbesondere die Intensität von Schuppenverlusten bei Niedriglast etwas höher als bei Hochlast.

Die Verletzungsmuster der Fischart **Nase** unterschieden sich signifikant zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage und der Referenzgruppe Hamen, wobei die Güte der Trennung (R-Werte) aber sehr gering war (Abbildung 21). Außerdem gab es innerhalb der Versuchsgruppen im Turbinenkorridor einen signifikanten Unterschied der Verletzungsmuster zwischen Niedrig- und Hochlast. Allgemein war die Intensität der Verletzungen bei Hochlast höher (Abbildung 21). Auffällig war, dass bei Hochlast insbesondere die Intensität von Schuppenverlusten höher war als bei Niedriglast. Die stärkeren Schuppenverluste bei Hochlast können eventuell durch die größeren Turbulenzen bei höherem Durchfluss erklärt werden, wodurch es zu mehr und intensiveren Berührungen mit dem Netz kommen kann. Dies passt mit der Beobachtung zusammen, dass die Schuppenverluste bei Hochlast auch in der Versuchsgruppe Hamen erhöht waren.

Bei den **Bachforellen** war im Vergleich zur Referenzgruppe Hamen nur für die Versuchsgruppe Turbine ein statistisch signifikanter, aber gering ausgeprägter Unterschied in den äußeren Verletzungsmustern nachweisbar (Abbildung 21). Dabei war die durchschnittliche Verletzungsintensität (v.a. Hautverletzungen und Pigmentveränderungen an Kopf und Körper) in der Versuchsgruppe Turbine etwas höher als in der Referenzgruppe Hamen. In der MDS ist bei der Bachforelle von allen Fischarten die geringste Trennung zwischen der Versuchsgruppen zu erkennen (Abbildung 19). Der Vergleich der Lastzustände ergab, dass sich die äußeren Verletzungsmuster in den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen signifikant zwischen Hoch- und Niedriglast unterschieden. Dabei waren während Niedriglast die Intensitäten von Schuppenverlusten und Pigmentveränderungen am Körper höher. Während Hochlast waren ähnlich wie beim Aal die Intensitäten von Einrissen/Schnitten an den Flossen und von Hautverletzungen am Kopf höher (Abbildung 21).

Beim **Flussbarsch** unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster im Abstiegskorridor Turbine in allen Versuchsgruppen signifikant voneinander, wobei die Güte der Trennung (R-Werte) zum Teil sehr gering war (Abbildung 21). Die Variabilität der Verletzungsmuster innerhalb der Versuchsgruppen war jedoch relativ gering (Abbildung 19). In den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen waren vor allem die Intensitäten von Einrissen/Schnitten an den Flossen, Gasblasen im Auge und Pigmentveränderungen am Kopf höher als in der Referenzgruppe Hamen. In der Versuchsgruppe Turbine waren die mittleren Intensitäten von Schuppenverlusten, Einblutungen und Pigmentveränderungen etwas höher als in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen. Bei Niedriglast wurden, wie bei der Fischart Nase, in allen Versuchsgruppen höhere Intensitäten von Gasblasen im Auge und Einblutungen am Kopf festgestellt als bei Hochlast. Zudem war auch die Intensität von Einrissen/Schnitten an den Flossen und Pigmentveränderungen am Kopf bei Niedriglast höher als bei Hochlast. Allgemein war die Intensität der Verletzungen, die zum Unterschied zwischen den beiden Lastzuständen beitrugen, bei Niedriglast höher. Schuppenverluste kamen generell seltener vor als bei den anderen Versuchsfischen, was daran liegt, dass Flussbarsche Kammschupper sind und fest verankerte, harte Schuppen besitzen.

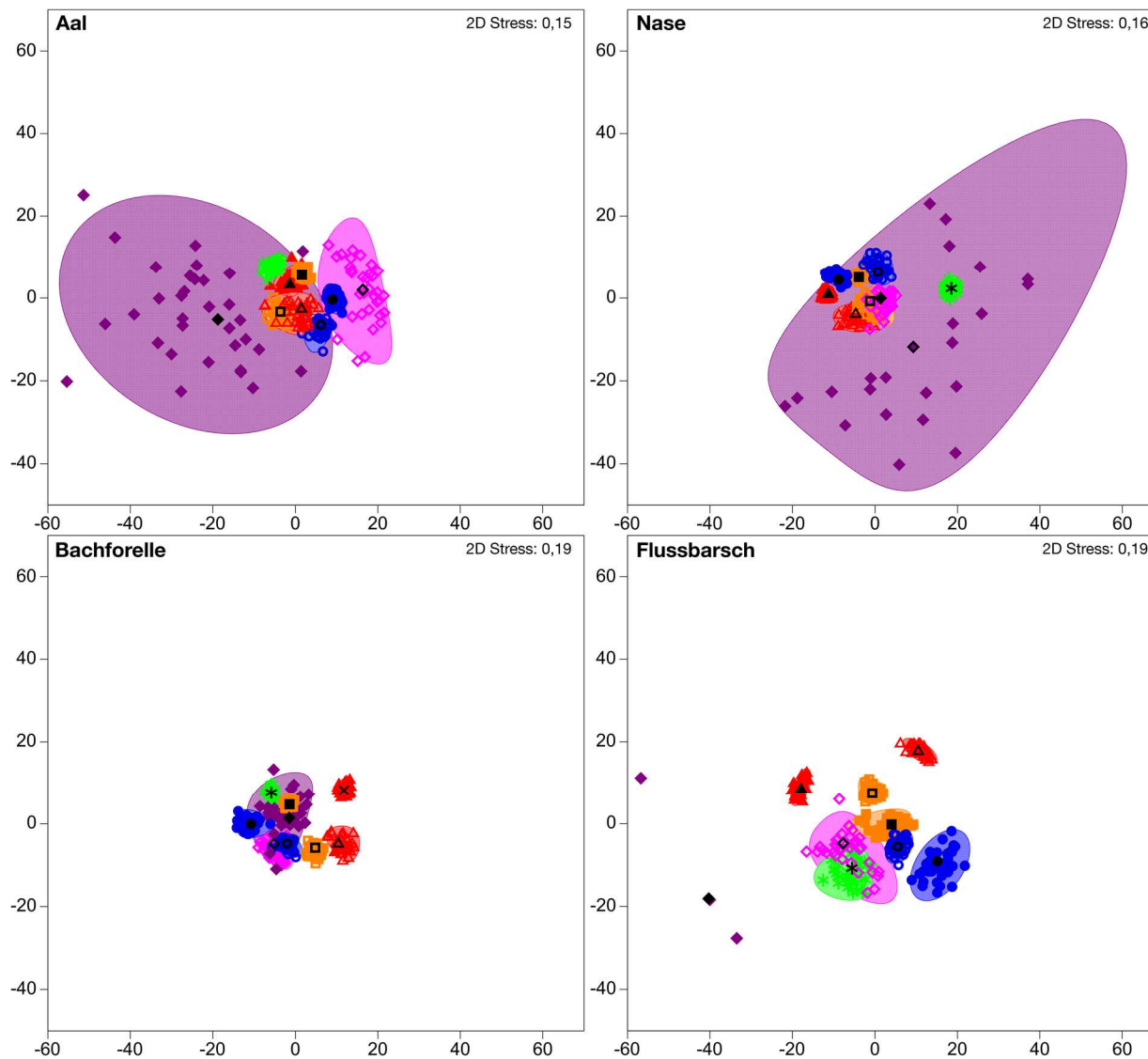
Bei der Fischart **Barbe** war kein signifikanter Unterschied in den äußeren Verletzungsmustern zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage und der Referenzgruppe Hamen nachweisbar. Signifikante Unterschiede in den Verletzungsmustern gab es nur innerhalb der Versuchsgruppen des Turbinenkorridors beim Vergleich von Niedrig- und Hochlast (Abbildung 22). Dabei war vor allem, ähnlich wie bei der Fischart Nase, die Intensität von Schuppenverlusten bei Hochlast deutlich höher als bei Niedriglast. Außerdem waren Einblutungen am Kopf und Einrisse/Schnitte an den Flossen bei Hochlast etwas höher als bei Niedriglast (Abbildung 22). Die Variabilität der Verletzungsmuster hingegen war bei Niedriglast deutlich höher als bei Hochlast (Abbildung 20).

Die äußeren Verletzungsmuster der **Rotaugen** unterschieden sich in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage signifikant von der Referenzgruppe Hamen, wobei die Güte der Trennung gering war (Abbildung 22). Vor allem die Intensitäten von Schuppenverlusten und Pigmentveränderungen waren nach der Turbinenpassage etwas höher. Generell unterschieden sich auch die Verletzungsmuster in allen Versuchsgruppen des Turbinenkorridors signifikant zwischen den Lastzuständen. Ähnlich wie bei den anderen karpfenartigen Fischen Nase und Barbe war insbesondere die Intensität von Schuppenverlusten bei Hochlast erheblich höher als bei Niedriglast. Außerdem waren die Intensitäten von Einblutungen im Auge und Pigmentveränderungen bei Hochlast höher als bei Niedriglast. Während Niedriglast war hingegen in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage

die Intensität von Einblutungen am Kopf und Einrissen/Schnitten an den Flossen etwas höher als bei Hochlast (Abbildung 22).

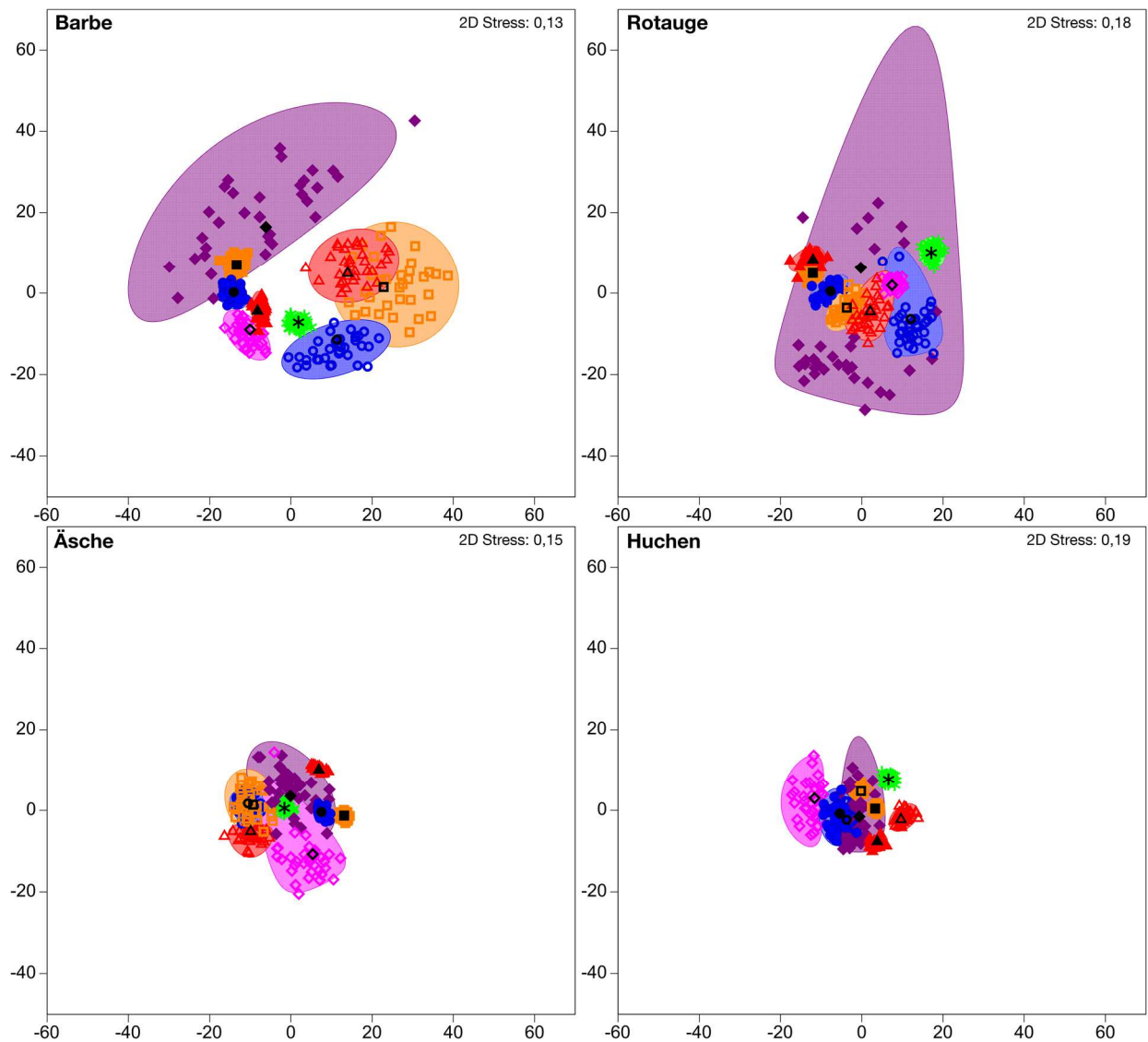
Bei der Fischart **Äsche** unterschieden sich die äußeren Verletzungsmuster in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage ebenfalls signifikant von der Referenzgruppe Hamen, wobei auch hier die Güte der Trennung (R-Werte) sehr gering war. In der Versuchsgruppe Turbine & Rechen kamen vor allem Einrisse/Schnitte an den Flossen, Einblutungen und Pigmentveränderungen in etwas höherer Intensität vor. Zudem war die Verletzungsintensität aller Verletzungen in der Versuchsgruppe Turbine & Rechen etwas höher als in der Versuchsgruppe Turbine. Signifikante Unterschiede in den Verletzungsmustern gab es auch innerhalb der einzelnen Versuchsgruppen zwischen Niedrig- und Hochlast. Insbesondere die Intensitäten von Schuppenverlusten, Einrissen/Schnitten an den Flossen und Einblutungen im Auge waren bei Hochlast deutlich höher als bei Niedriglast (Abbildung 22). Bei Hochlast war auch die Variabilität der Verletzungsmuster geringer als bei Niedriglast (Abbildung 20).

Bei den **Huchen** wurde kein signifikanter Unterschied in den Verletzungsmustern zwischen den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage und der Referenzgruppe Hamen nachgewiesen (Abbildung 22). Jedoch waren die Intensitäten von Schuppenverlusten, Einrissen/Schnitten und Einblutungen in den Flossen in der Versuchsgruppe Hamen durchschnittlich etwas höher. In den Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen wurden signifikante Unterschiede der Verletzungsmuster zwischen den Lastzuständen festgestellt, wobei die Güte der Trennung sehr gering war (Abbildung 22). In der Versuchsgruppe Turbine war die Verletzungsintensität (v.a. Schuppenverluste, Hautverletzungen) insgesamt bei Hochlast höher als bei Niedriglast. In der Versuchsgruppe Turbine & Rechen wurden bei Niedriglast etwas höhere Intensitäten von Schuppenverlusten und Pigmentveränderungen detektiert, während bei Hochlast die Intensitäten von Einrissen/Schnitten in den Flossen und Hautverletzungen etwas höher waren (Abbildung 22).



- * Vorschädigung
- Hamen NL
- △ Turbine NL
- Turbine & Rechen NL
- Hamen HL
- ▲ Turbine HL
- Turbine & Rechen HL
- ◇ Fischpass Hamen
- ◆ Fischpass

Abbildung 19 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch am Standort Au/Iller unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen (Band 1). NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. 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 Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit). Für Nase (n = 4) und Flussbarsch (n = 2) müssen die Bootstrap Regionen der Versuchsgruppe Fischpass mit Vorsicht interpretiert werden, da die geringe Stichprobenzahl die Gesamtheit aller Verletzungsmuster möglicherweise nicht optimal repräsentiert.



- * Vorschädigung
- Hamen NL
- △ Turbine NL
- Turbine & Rechen NL
- Hamen HL
- ▲ Turbine HL
- Turbine & Rechen HL
- ◇ Fischpass Hamen
- ◆ Fischpass

Abbildung 20 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der äußeren Verletzungsmuster für die Fischarten Barbe, Rotaue, Äsche und Huchen am Standort Au/Illler unterteilt nach den Versuchsgruppen und Lastzuständen (Band 1). NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. 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 Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

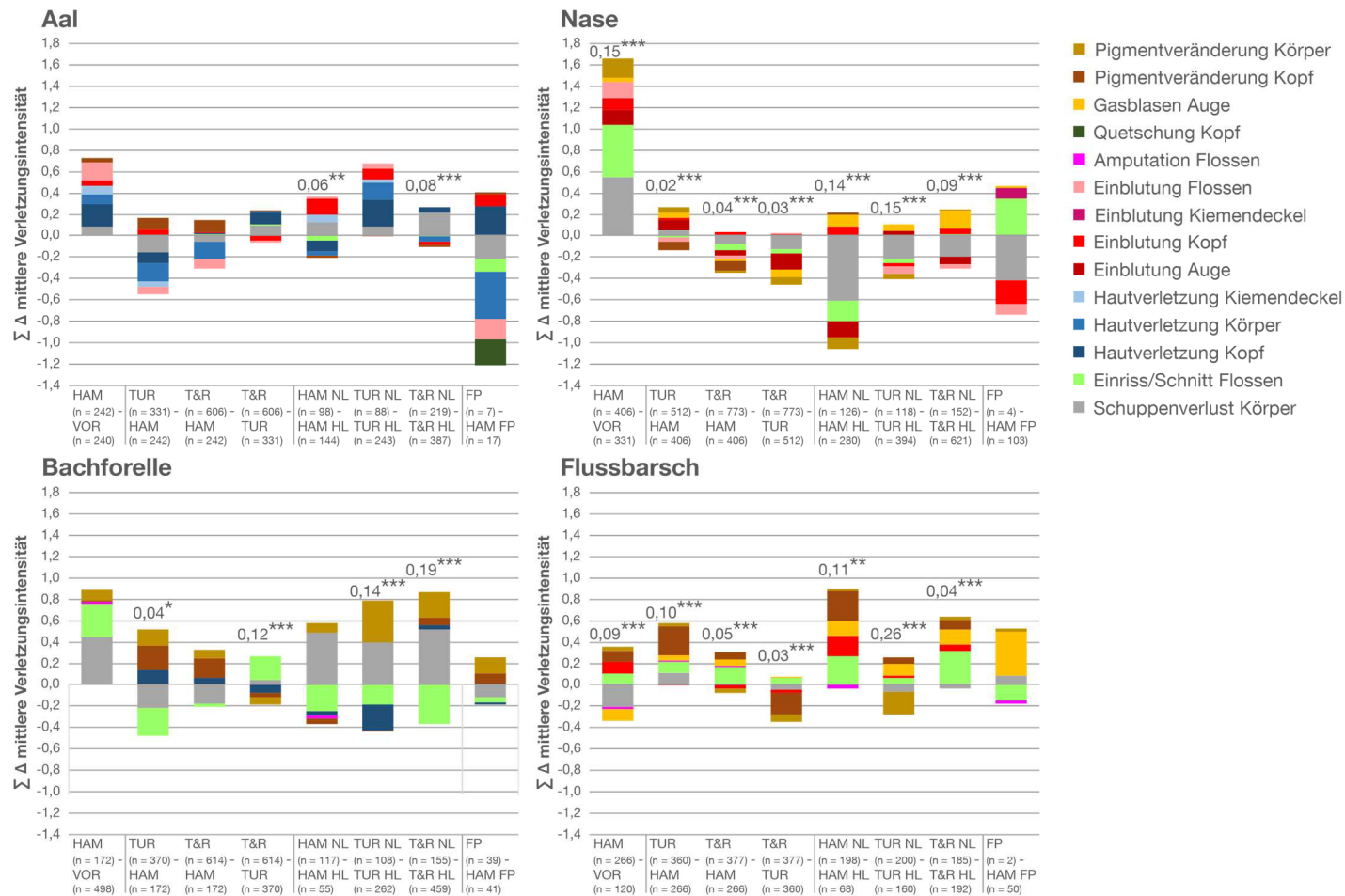


Abbildung 21 Aufsummierte Differenz ($\Sigma \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 5\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen (x-Achse) für die Fischarten Aal, Nase, Bachforelle und Flussbarsch am Standort Au/Iller. 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, T&R = Turbine & Rechen, TUR = Turbine, FP = Fischpass, NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

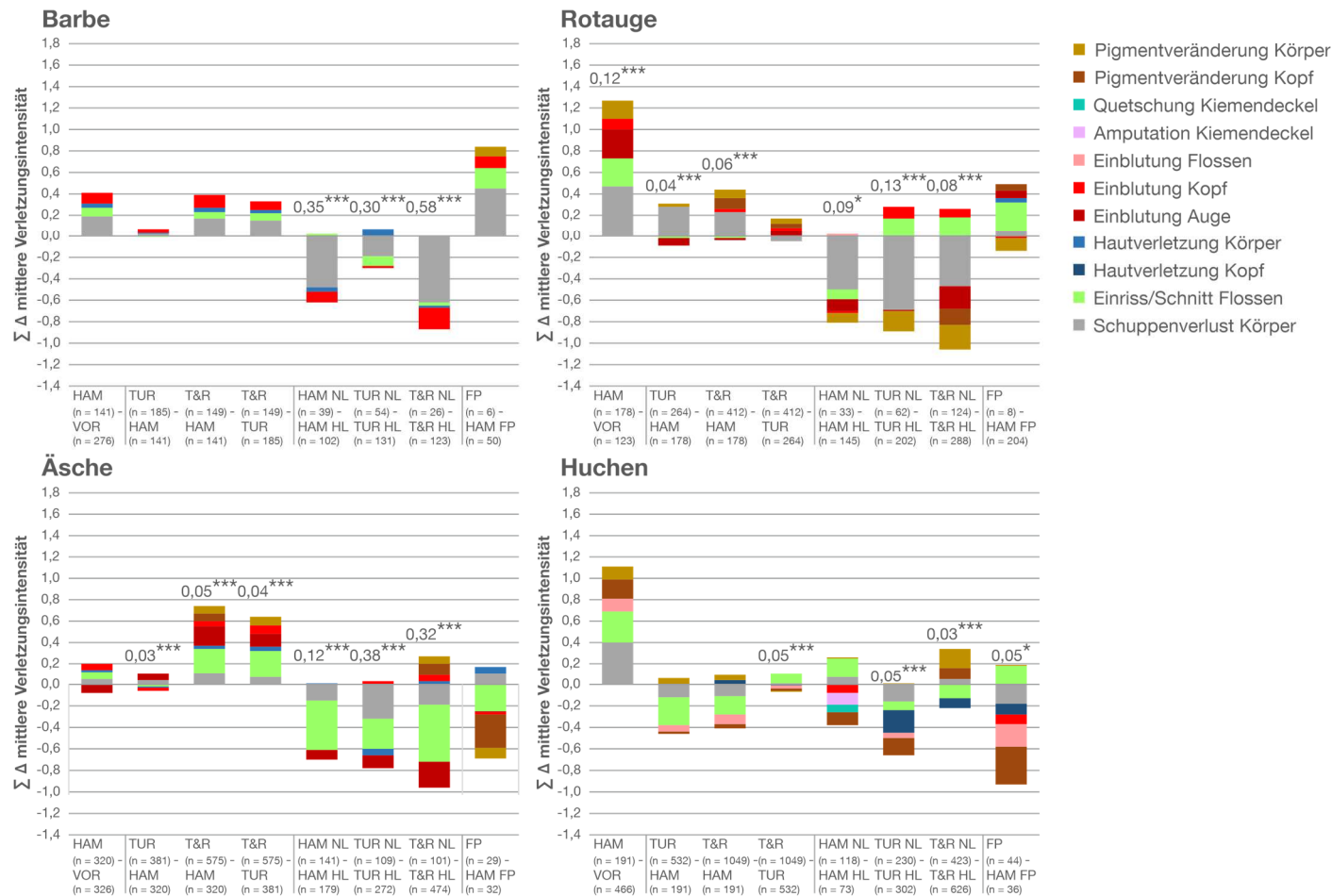


Abbildung 22 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 5\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen den verschiedenen Versuchsgruppen (x-Achse) für die Fischarten Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen am Standort Au/Iller. 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, T&R = Turbine & Rechen, TUR = Turbine, FP = Fischpass, NL = niedrige Turbinenlast, HL = hohe Turbinenlast. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

2.1.2.5. Innere Verletzungen

Aus dem Abstiegskorridor Turbine und den Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen wurde eine Stichprobe toter (n = 808) und lebender (n = 588) Fische (insgesamt 1.396 Individuen) konserviert (Tabelle 14). Nachfolgend wurden diese mittels Kontaktradiographie und dem standardisierten Protokoll (Band 1, Kapitel 6.3.1) 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). Es wurden Fische mit Turbinenpassage (Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen) und ohne Turbinenpassage (Versuchsgruppen Vorschädigung und Hamen), ebenso wie lebende und tote Fische direkt nach der Turbinenpassage miteinander verglichen.

Tabelle 14 Übersicht der im Abstiegskorridor Turbine und den Versuchsgruppen Vorschädigung, Hamen, Turbine und Turbine & Rechen konservierten und ausgewerteten Individuen (n = 1.396) der Fischarten Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche und Huchen. In Klammern ist die Anzahl der toten Fische 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).

	Anzahl MT		Anzahl OT		Ø Anzahl Verletzungen		Ø Intensität Verletzungen	
	Turbine	Turbine & Rechen	Vorschädigung	Hamen	MT	OT	MT	OT
Aal	20 (1)	23 (3)	15	11	3,4	2,8	8,3	3,8
Nase	94 (73)	111 (87)	55 (36)	60 (38)	1,4	1,4	2,8	3,1
Bachforelle	47 (20)	54 (32)	5	15 (2)	3,2	3,5	3,9	4,6
Flussbarsch	96 (76)	69 (48)	15	67 (48)	0,9	1,1	1,0	1,5
Barbe	12 (1)	10	33	15 (3)	1,6	1,8	2,2	2,3
Rotauge	51 (28)	118 (93)	20	36 (20)	1,7	1,3	3,1*	2,0
Äsche	34 (11)	68 (51)	1 (1)	33 (14)	1,8	1,6	2,1	1,7
Huchen	68 (44)	102 (74)	14 (1)	24 (3)	1,9	1,7	3,3	2,6
Alle Arten	422 (254)	555 (388)	158 (38)	261 (128)	1,8	1,6	2,9	2,5

Anzahl und Intensität der inneren Verletzungen

Über alle Fischarten hinweg wurde kein signifikanter Unterschied in der Anzahl bzw. Intensität der inneren Verletzungen zwischen Fischen mit und ohne Turbinenpassage festgestellt (Tabelle 14). Auch bei Einzelbetrachtung der Fischarten wurde bei keiner Fischart ein signifikanter Unterschied in der Anzahl der inneren Verletzungen zwischen Individuen mit und

ohne Turbinenpassage gefunden (Tabelle 14). Bei den Fischarten Aal, Äsche, Huchen und Rotaugen war die mittlere Intensität der inneren Verletzungen bei Individuen mit Turbinenpassage höher als bei Individuen ohne Turbinenpassage, wobei aber nur bei den Rotaugen ein signifikanter Unterschied nachweisbar war (Tabelle 14). Das stützt die Ergebnisse der Mortalitätsraten, da die Rotaugen die höchste kraftwerksbedingte Mortalität aufwiesen. Die höchsten mittleren Anzahlen und Intensitäten innerer Verletzungen traten bei den Aalen und den Bachforellen auf. Die geringsten mittleren Intensitäten der Verletzungen kamen bei den Flussbarschen und den Äschen vor.

Multivariater Vergleich der Verletzungsmuster aller Fischarten

In der graphischen Darstellung der inneren Verletzungsmuster mittels MDS ist erkennbar, dass sich die Arten teilweise erheblich unterscheiden, es kann jedoch nur bei manchen Arten, z.B. Bachforelle, Äsche, Rotaugen und Huchen, eine deutliche Auftrennung in Fische mit und ohne Turbinenpassage festgestellt werden (Abbildung 33 im Anhang). Bei den lebenden und toten Fischen unterschieden sich vor allem die toten Individuen mit und ohne Turbinenpassage (Abbildung 33 im Anhang).

Bei keiner der untersuchten Fischarten war ein statistisch signifikanter Unterschied der inneren Verletzungsmuster zwischen Individuen mit und ohne Turbinenpassage nachweisbar (Abbildung 23). Auch zwischen lebenden und toten Individuen nach der Turbinenpassage ließ sich mit Ausnahme des Aals bei keiner Fischart ein signifikanter Unterschied feststellen (Abbildung 24). Hierbei ist zu berücksichtigen, dass die Stichprobenzahlen 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.

Bei den **Aalen** kamen einige Verletzungen, insbesondere Veränderungen der Schwimmblase, mit höherer Intensität bei Individuen mit Turbinenpassage vor (Abbildung 23). Der Aal ist die einzige Fischart, bei der sich die inneren Verletzungsmuster signifikant zwischen toten und lebenden Individuen nach der Turbinenpassage unterschieden. Die kumulative mittlere Verletzungsintensität der toten Aale war im Vergleich zu allen anderen untersuchten Arten um ein Vielfaches höher. Insgesamt traten sechzehn innere Verletzungen bei toten Aalen in deutlich höherer Intensität auf als bei lebenden Aalen (Abbildung 24). Unter anderem wurden Frakturen und Verformungen der knöchernen Elemente mit 15–30 mal so hoher Intensität bei den toten Individuen festgestellt. Aufgrund der relativ geringen Mortalität der Aale konnten nur vier tote Aale untersucht werden, die sehr hohe Intensität der inneren Verletzungen bei

den toten Individuen zeigte aber, wie schwerwiegend diese bei der Passage von VLH-Kraftwerken sein können.

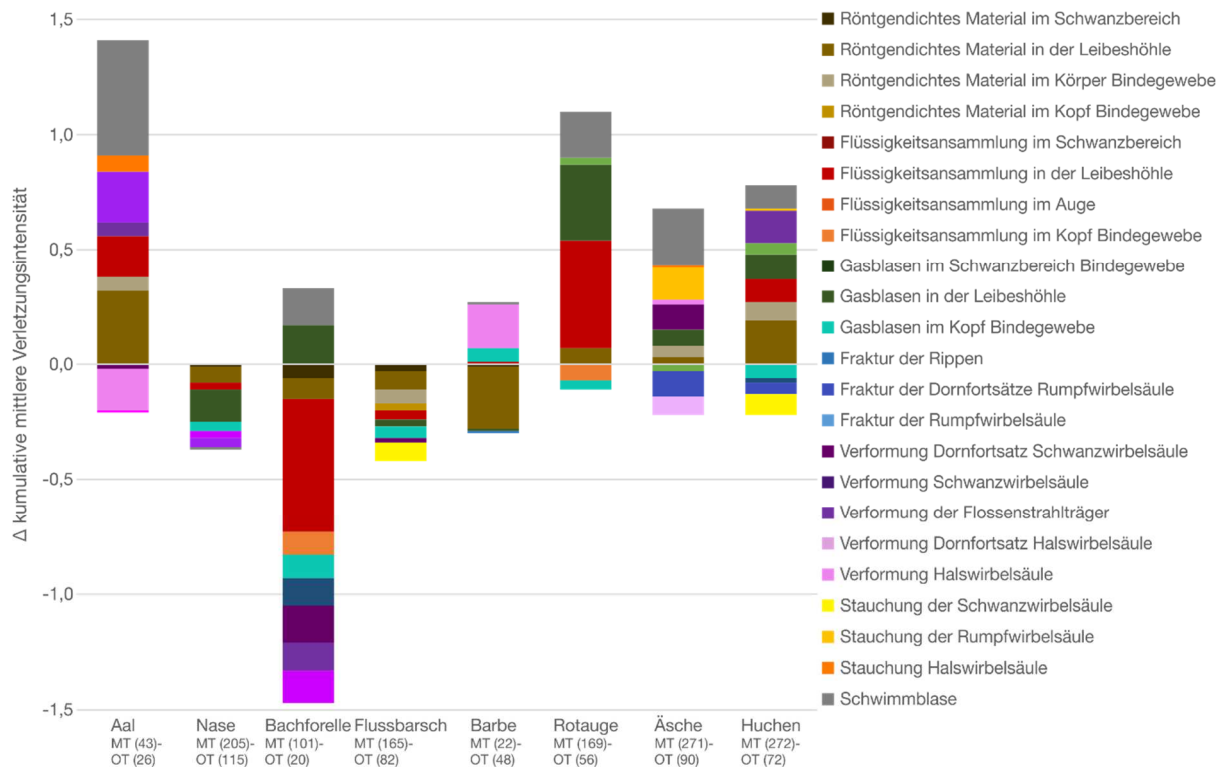


Abbildung 23 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen Individuen mit (MT) und ohne Turbinenpassage (OT) aufgetrennt nach den acht getesteten Fischarten am Standort Au/Iller. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der jeweiligen Verletzungskategorie bei den Individuen mit Turbinenpassage an, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität bei den Individuen ohne Turbinenpassage. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$.

Bei den **Nasen** fiel insbesondere auf, dass die inneren Verletzungen großteils sogar in den Referenzgruppen (Individuen ohne Turbinenpassage bzw. lebende Individuen) mit höherer Intensität auftraten (Abbildung 23, Abbildung 24). Dies kann zum einen darin begründet sein, dass die Nasen besonders empfindlich gegenüber Handling oder Hälterungsbedingungen waren. Daraufhin deutet auch die vergleichsweise hohe Mortalität in der Versuchsgruppe Vorschädigung hin (Kapitel 2.1.2.2). Zum anderen waren die Effekte der VLH-Turbine und die fangbedingten Effekte auf die Mortalität und äußere Verletzungen (Kapitel 2.1.2.2, Kapitel 2.1.2.4) ähnlich stark, wodurch eine klare Differenzierung erschwert wird. Bei den inneren Verletzungen wird diese durch die geringe und außerdem ungleiche Stichprobenzahl zusätzlich erschwert. Bei sehr geringen Unterschieden in der Effektstärke zwischen Behandlung und Referenz kann es daher bei ökologischen Daten aus Freilanduntersuchungen,

die grundsätzlich einer sehr hohen natürlichen Variabilität unterliegen, durch Zufallseffekte zu höheren Werten in den Kontrollen kommen.

Bei den **Bachforellen** kam es zu ähnlichen Schwierigkeiten bei der Unterscheidung von Individuen mit und ohne Turbinenpassage wie bei Nase und Flussbarsch. Die Effekte der VLH-Turbine auf innere Verletzungen der Bachforellen waren offensichtlich zu gering, um bei der vorhandenen Stichprobenzahl eine klare Differenzierung zu erlauben. Der Vergleich von lebenden und toten Bachforellen resultierte in etwa gleich vielen inneren Verletzungen mit ähnlicher Intensität, was ebenfalls darauf hindeutet, dass die Passage der VLH-Turbine über die äußerlich sichtbaren Verletzungen hinaus keine nennenswerten inneren Verletzungen verursacht, welche die beobachtete Mortalität erklären könnten.

Bei den **Flussbarschen** mit Turbinenpassage traten ebenfalls mehr Verletzungen in höherer Intensität auf als bei Flussbarschen ohne Turbinenpassage (Abbildung 23). Dazu passt, dass die Flussbarsche auch in der Referenzgruppe Hamen eine relativ hohe verzögerte Mortalität aufwiesen, was darauf hindeutet, dass sie ähnlich wie die Nasen besonders empfindlich gegenüber Handling, Fang oder Hälterungsbedingungen reagierten (Kapitel 2.1.2.2). Die Effekte der VLH-Turbine können auch hier nicht anhand der inneren Verletzungen erklärt werden.

Barben mit und ohne Turbinenpassage wiesen etwa gleich viele innere Verletzungen in ähnlicher kumulativer Intensität auf (Abbildung 23). Bei den toten Barben traten mehr Verletzungen (u.a. Veränderungen der Schwimmblase und Verformungen der Halswirbelsäule) mit höherer Intensität auf als bei den lebenden Barben (Abbildung 24). Möglicherweise sind bei den Barben Wirbelsäulenverletzungen durch (wenn auch schwache) Kollisionsereignisse mit den Turbinenschaufeln und Barotraumata die Ursache für die beobachtete Mortalität.

Bei den **Rotaugen** mit Turbinenpassage war die Verletzungsintensität (insbesondere Gasblasen und Flüssigkeitsansammlungen in der Leibeshöhle) höher als bei Rotaugen ohne Turbinenpassage (Abbildung 23). Bei den toten Rotaugen kamen lediglich Gasblasen im Schwanzbereich-Bindegewebe mit etwas höherer Intensität vor als bei den lebenden Rotaugen, während einige Verletzungen (v.a. Flüssigkeitsansammlungen und Gasblasen in der Leibeshöhle) bei lebenden Rotaugen in höherer Intensität vorkamen (Abbildung 24). Trotz der im Verhältnis zu den anderen Arten relativ hohen Mortalität zeigte die Analyse der inneren Verletzungsmuster keine starken Effekte durch die Turbinenpassage.

Bei den **Äschen** wurden sowohl bei Individuen mit Turbinenpassage als auch bei toten Individuen nach der Turbinenpassage ebenfalls mehr Verletzungen (v.a. Gasblasen in der Leibeshöhle, Verformungen der Rippen und Flossenstrahlträger und Veränderungen der

Schwimmbläse) mit höherer Intensität gefunden als in der zugehörigen Referenzgruppe (Abbildung 23, Abbildung 24). Möglicherweise stehen diese inneren Verletzungen im Zusammenhang mit der bei der Äsche beobachteten dritthöchsten Mortalität von allen Fischarten. Da die Fischart generell als sehr empfindlich gilt, können sich mittelschwere Verletzungen wie Verformungen von knöchernen Strukturen und Barotraumata durchaus stärker auswirken als bei robusteren Fischarten.

Bei den **Huchen** mit Turbinenpassage kamen, ähnlich wie bei den Äschen, deutlich mehr Verletzungen mit höherer Intensität vor als bei Huchen ohne Turbinenpassage (Abbildung 23). Bei lebenden und toten Huchen traten etwa gleich viele Verletzungen in ähnlicher kumulativer Intensität auf (Abbildung 24).

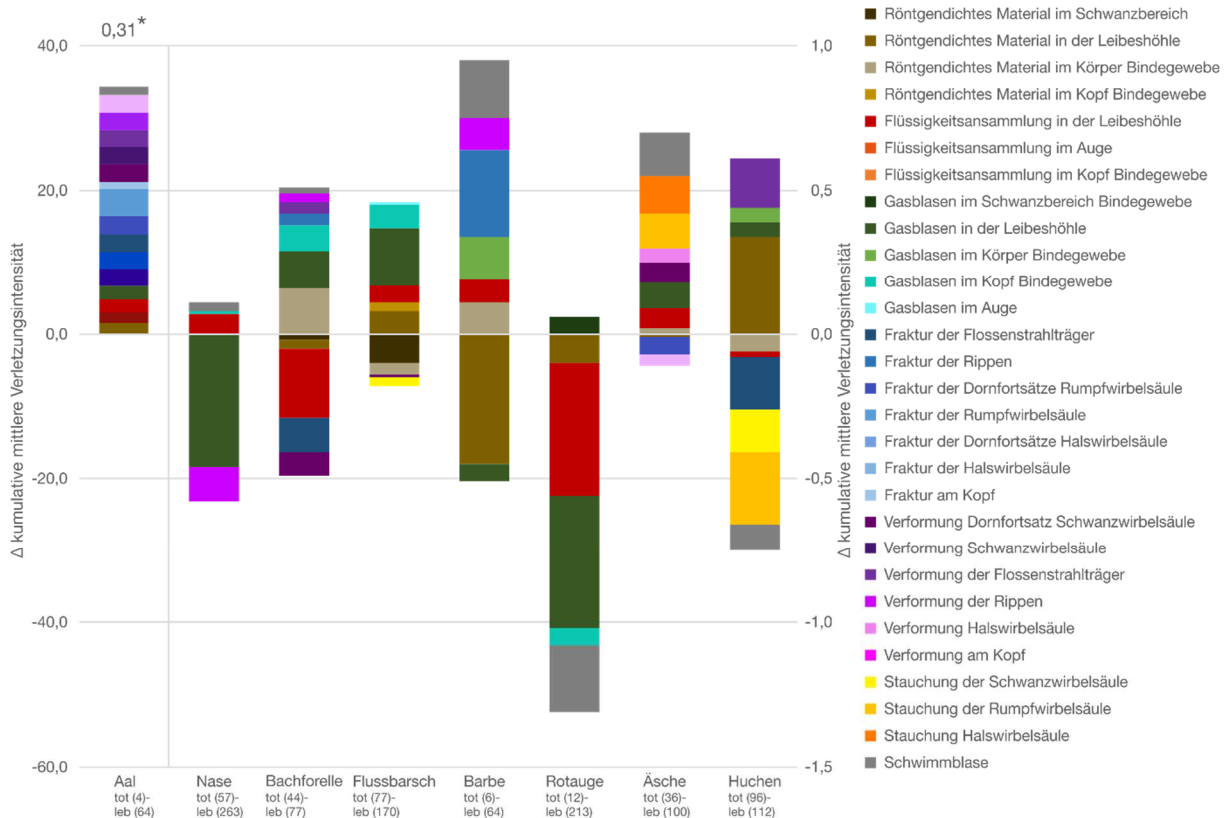


Abbildung 24 Aufsummierte Differenz ($\sum \Delta$) der mittleren Verletzungsintensitäten für die häufigsten Verletzungskategorien (Beitrag zur Unähnlichkeit $\geq 3\%$) aus der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit zwischen toten (tot) und lebenden (leb) Individuen direkt nach der Turbinenpassage aufgetrennt nach den acht untersuchten Fischarten am Standort Au/Iller. Positive Werte zeigen eine höhere mittlere Verletzungsintensität der jeweiligen Verletzungskategorie bei den toten Individuen an, negative Werte eine höhere mittlere Verletzungsintensität bei den lebenden Individuen. Unterscheiden sich die Verletzungsmuster der paarweisen Vergleiche der Versuchsgruppen nach ANOSIM signifikant voneinander, ist der R-Wert und das Signifikanzniveau angegeben: * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, *** = $P < 0,001$. Man beachte die unterschiedliche Skalierung der beiden y-Achsen: Die linke y-Achse gilt für den Aal, die rechte y-Achse für alle anderen Fischarten.

2.1.2.6. Zusammenhänge zwischen Totallänge und Fischverletzungen

Bei keiner der untersuchten Fischarten wurde ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen an Kopf und Körper und der Totallänge festgestellt.

Für die Fischarten Nase, Flussbarsch, Rotaugen und Huchen ergab sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Mortalität nach der Turbinenpassage und der Fischlänge. Dabei stieg die Wahrscheinlichkeit, die Turbinenpassage zu überleben, mit zunehmender Totallänge der Arten Flussbarsch (Generalisiertes lineares Modell: Standardfehler = 0,18, AIC = 423,6, $P < 0,001$), Rotaugen (Standardfehler = 0,66, AIC = 102,4, $P < 0,01$) und Huchen (Standardfehler = 0,01, AIC = 718,0, $P < 0,001$). Im Gegensatz dazu erhöhte sich die Anzahl verstorbener Nasen (Standardfehler = 0,10, AIC = 520,68, $P < 0,01$) nach der Turbinenpassage mit zunehmender Totallänge. Für Aal, Bachforelle, Barbe und Äsche wurde kein derartiger signifikanter Zusammenhang beobachtet.

2.1.3. Messung abiotischer Turbinenparameter mittels Sensorfisch

Die folgenden Abbildungen zeigen typische Beispiele von Druck- und Beschleunigungsprofilen, die mit den Sensorfischen an der VLH-Turbine bei Niedrig- und Hochlast (Abbildung 25, Abbildung 26) aufgezeichnet wurden. Die einzelnen Bereiche im Graphen zeigen die verschiedenen Zonen während der Turbinenpassage auf.

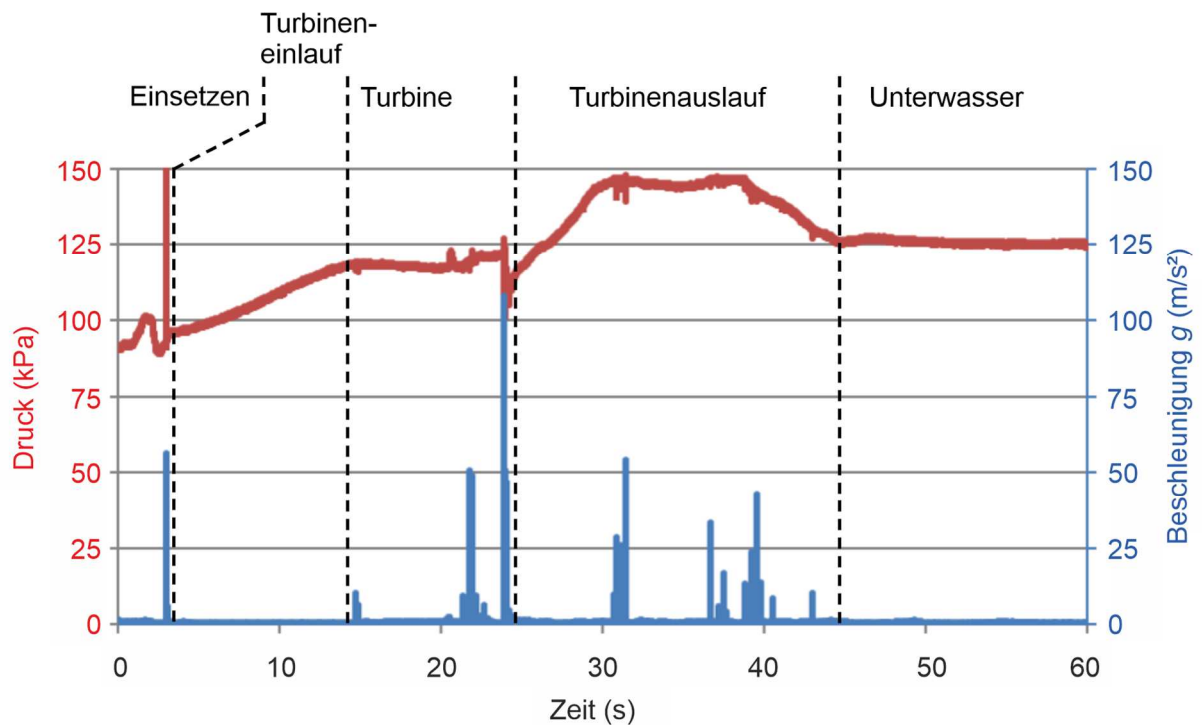


Abbildung 25 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage einer VLH-Turbine während niedriger Turbinenlast gemessen wurde. Die Spitzenausläge der blauen Linie (Beschleunigung) zeigen Kollisionsereignisse an, die der roten Linie (Druck) Dekompressionsereignisse. Die Beschleunigung wird als Faktor der Erdbeschleunigung g angegeben.

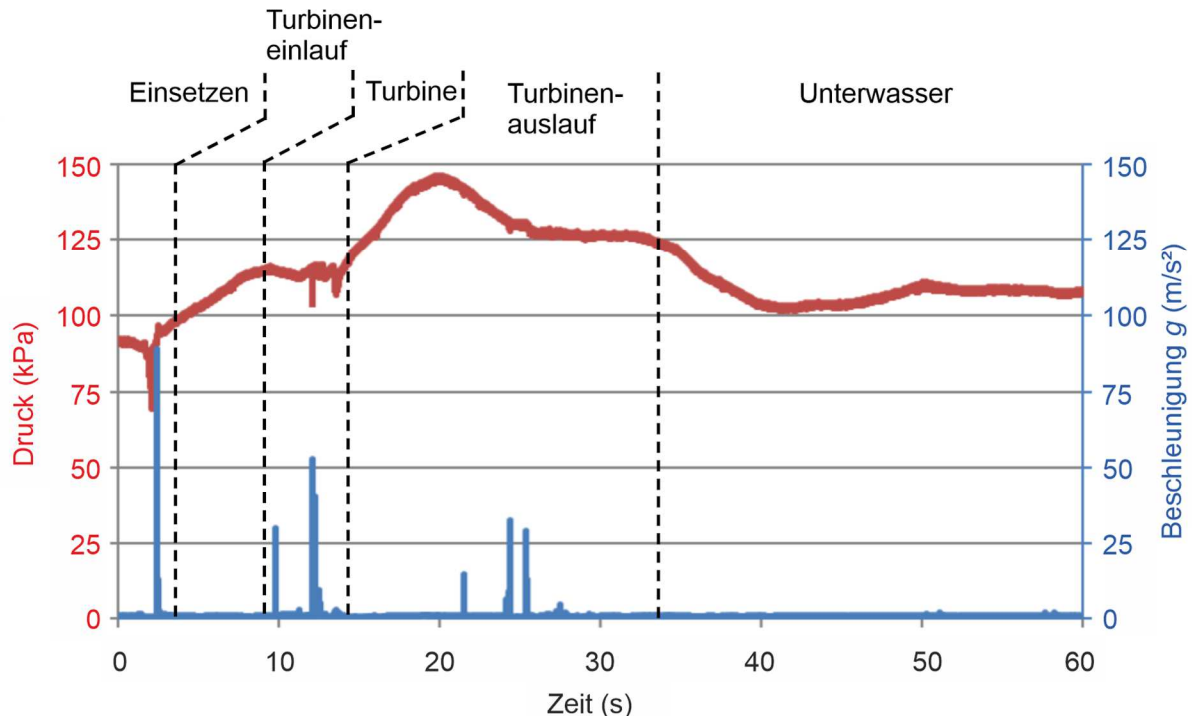


Abbildung 26 Beispiel eines typischen Druck- und Beschleunigungsprofils, das mit dem Sensorfisch bei der Passage einer VLH-Turbine während hoher Turbinenlast gemessen wurde. Die Spitzenausläge der blauen Linie (Beschleunigung) zeigen Kollisionsereignisse an, die der roten Linie (Druck) Dekompressionsereignisse. Die Beschleunigung wird als Faktor der Erdbeschleunigung g angegeben.

Die Sensorfische zeichneten beim Eintritt in die Turbinen einen Zeitraum von langsamer Kompression auf, gefolgt von einem schnellen aber schwachen Absinken des Drucks während der Turbinenpassage. Anschließend wurde ein Anstieg des Drucks beobachtet, während die Sensorfische ins Unterwasser eintauchten. Der niedrigste Druck während der Turbinenpassage (Nadir-Druck) variierte zwischen 85,9–117,8 kPa (MW \pm SD: 106,7 \pm 6,6 kPa) und die Dekompressionsrate betrug zwischen 43,3–362,3 kPa/s (MW \pm SD: 133,3 \pm 58,4 kPa/s).

Basierend auf dem beobachteten mittleren Nadir-Druck, kann eine Druckveränderungsrate (RPC = potential ratio of pressure change) von 1,06 \pm 0,07 (MW \pm SD) für oberflächenadaptierte Fische erwartet werden bzw. eine maximale Druckveränderungsrate von 0,71 \pm 0,04 (MW \pm SD) für tiefenadaptierte Fische. In Laborversuchen an australischen Barschen wurden schwerwiegende Verletzungen erst bei Druckveränderungsraten unter 0,7 festgestellt (Boys et al. 2016).

Die Druckbedingungen zwischen linker und rechter Turbine sowie hoher und niedriger Turbinenlast waren sehr ähnlich (Tabelle 23 im Anhang). Lediglich die Dekompressionsraten unterschieden sich zwischen den beiden Lastzuständen (ANOVA: $F = 10,9$; d.f. = 1; $P < 0,01$), mit einer höheren Dekompressionsrate (MD \pm SD: 159,2 \pm 61,5 kPa/s) während Niedriglast im Vergleich zu Hochlast (MD \pm SD: 100,4 \pm 31,7 kPa/s). Entsprechend der gemessenen Drücke ist das Risiko für Barotraumata für Fische bei der Passage der hier untersuchten VLH-Turbinen relativ gering (Boys et al. 2018). Negative Drücke wurden nur selten aufgezeichnet, was darauf schließen lässt, dass oberflächenadaptierte Fische bei der Passage der Turbinen keine Dekompression erfahren. Tiefenadaptierte Fische weisen allerdings ein höheres Barotrauma-Risiko auf und könnten auch in den hier untersuchten VLH-Turbinen bereits Verletzungen erleiden, wie Untersuchungen bei ähnlichen Druckszenarien an Königslachsen und Silberbarschen gezeigt haben (Boys et al. 2016, Brown et al. 2012).

Mit dem Sensorfisch wurden in den beiden VLH-Turbinen in Au an der Iller keine Scherkräfte nachgewiesen (Tabelle 23 im Anhang).

In 94% der Sensorfisch-Durchgänge wurden Kollisionseignisse aufgezeichnet und bei 82% der Durchgänge wurde der Sensor mehrfach getroffen. Kollisionen ereigneten sich in der Turbine (95% der Sensoren) und im Unterwasser (44%). Das generell hohe Kollisionsrisiko ist auch an dem starken Anstieg der Beschleunigung bei der Turbinenpassage zu erkennen (Abbildung 25) und vermutlich der hohen Anzahl von acht Turbinenschaufeln zuzuschreiben. Die Schwere des Aufpralls reichte von mäßig bis stark (min 12,5 – max 230,1 g) und war im Durchschnitt mäßig (90,9 \pm 59,3 g). Heftige Kollisionen > 95 g traten während 61% der

Durchgänge bei Niedriglast beziehungsweise während 21% der Sensorfischdurchgänge bei Hochlast auf. Das Auftreten und die Schwere des Aufpralls unterschied sich nicht zwischen der rechten und der linken Turbine. Allerdings wurden bei Niedriglast im Vergleich zur Hochlast signifikant stärkere Kollisionen gemessen (MW \pm SD: Niedriglast: 112,0 \pm 61,3 g, Hochlast: 63,9 \pm 43,8 g; ANOVA: $F = 5,7$; d.f. = 1; $P < 0,05$). Die häufigeren Kollisionen während der Niedriglast-Durchgänge lassen sich durch die engere Stellung der Turbinenschaufeln erklären, wodurch weniger Raum für die Passage der Fische zwischen den Schaufeln besteht. Die größere Intensität der Kollisionen lässt sich vermutlich dadurch erklären, dass der Sensorfisch bei der engeren Stellung der Schaufeln auf eine größere Fläche trifft und diese nicht nur am Rand streift.

Die häufigeren Kollisionen der Sensorfische bei Niedriglast spiegeln sich teilweise auch in den Mortalitätsraten bzw. subletalen Effekten auf die Fische wider (z.B. Bachforelle, Huchen und Aal; Kapitel 2.1.2), wobei dies jedoch nicht für alle Arten zutrifft (z.B. nicht bei Nase, Rotauge und Barbe). Beispielsweise war bei der Bachforelle die Mortalität und die Verletzungsintensität bei Niedriglast deutlich höher als bei Hochlast. Im Gegensatz dazu war beim Rotauge die Mortalität und die Verletzungsintensität bei Hochlast deutlich höher als bei Niedriglast. Darüber hinaus würde man aufgrund der mit dem Sensorfisch gemessenen Kollisionsereignisse mehr und schwerwiegendere Verletzungen der Fische erwarten, als bei den standardisierten Fischzugaben und auch bei den Untersuchungen der VLH-Turbine in Frankreich (Lagarrigue et al. 2008, Lagarrigue & Frey 2010, Lagarrigue 2013) beobachtet wurden. Eine mögliche Erklärung dafür könnte sein, dass der Sensorfisch passiv von der Strömung durch die Turbine getrieben wird, während Fische die Möglichkeit haben aktiv zu schwimmen und eventuell in der Lage waren den Turbinenblättern auszuweichen. Diese Zusammenhänge müssen aber zunächst im Detail für die einzelnen Fischarten untersucht werden, bevor abschließende Schlussfolgerungen diesbezüglich getroffen werden können. Die Ergebnisse zu den inneren Verletzungen deuten hingegen bei manchen Arten (z.B. Barbe und Äsche) auf stärkere Barotrauma-Auswirkungen hin, als entsprechend der gemessenen Druckunterschiede und den bisher bekannten Toleranzgrenzen zu erwarten gewesen wären (Boys et al. 2016, Brown et al. 2012). Die Stichprobenzahl toter Tiere, anhand derer dies im hier vorliegenden Datensatz untersucht werden konnte, ist aufgrund der generell geringen Mortalität allerdings zu gering, um diese Ergebnisse solide statistisch abzusichern. Da die bekannten Toleranzgrenzen aber bislang nur anhand australischer und nordamerikanischer Fischarten ermittelt wurden, ist durchaus denkbar, dass manche der in Bayern einheimischen Fischarten deutlich sensibler auf Druckunterschiede reagieren als bisher bekannt oder angenommen.

2.2. Projektteil B

2.2.1. Charakterisierung der abiotischen Habitateigenschaften

Flächendeckende Substratkartierung mittels Side-Sonar

Die Side Sonar Kartierung der Sohlsubstrattypen an der Iller ergab, dass der vorherrschende Substrattyp in den untersuchten Transekten das Mikrolithal ist (Abbildung 27, Abbildung 28, Tabelle 15). Dieser war im Oberwasser sowohl vor dem Kraftwerksbau als auch nach dem Kraftwerksbau mit ca. 82% Flächenanteil zu finden. Im Unterwasser war der Flächenanteil des Mikrolithals etwas geringer und reduzierte sich nach dem Kraftwerksbau um ca. 6% auf ca. 67%. Im Gegensatz dazu stieg der Flächenanteil des Makrolithals nach dem Kraftwerksbau im Unterwasser um ca. 6% an. Im Oberwasser hat sich der Flächenanteil des Makrolithals nach dem Kraftwerksbau um etwa 6% reduziert, während der Anteil des Mesolithals in gleichem Maße zugenommen hat. Betrachtet man den gesamten Untersuchungsbereich der Iller vor und nach dem Kraftwerksbau, konnten nur geringfügige Veränderungen in den Flächenanteilen der Sohlsubstrattypen festgestellt werden. Lediglich der Flächenanteil des Mesolithals hat sich nach dem Kraftwerksbau mit nunmehr 7% mehr als verdoppelt und der Anteil des Mikrolithals hat sich um ca. 3% verringert (Tabelle 15).

Tabelle 15 Prozentuale Flächenanteile der verschiedenen, mittels Side Sonar Kartierung ermittelten Sohlsubstrattypen am Untersuchungsstandort Au/Iller. Vorher = vor dem Kraftwerksbau, nachher = nach dem Kraftwerksbau.

	Megalithal (> 40 cm)	Makrolithal (20–40 cm)	Mesolithal (6,0–20 cm)	Mikrolithal (2,0–6,3 cm)
Oberwasser vorher	0,8	14,7	1,9	82,6
Oberwasser nachher	1,6	8,7	7,4	82,4
Unterwasser vorher	5,0	16,6	5,2	73,1
Unterwasser nachher	4,0	22,8	6,4	66,8
Gesamtgebiet vorher	2,6	15,5	3,3	78,6
Gesamtgebiet nachher	2,6	14,6	7,0	75,8

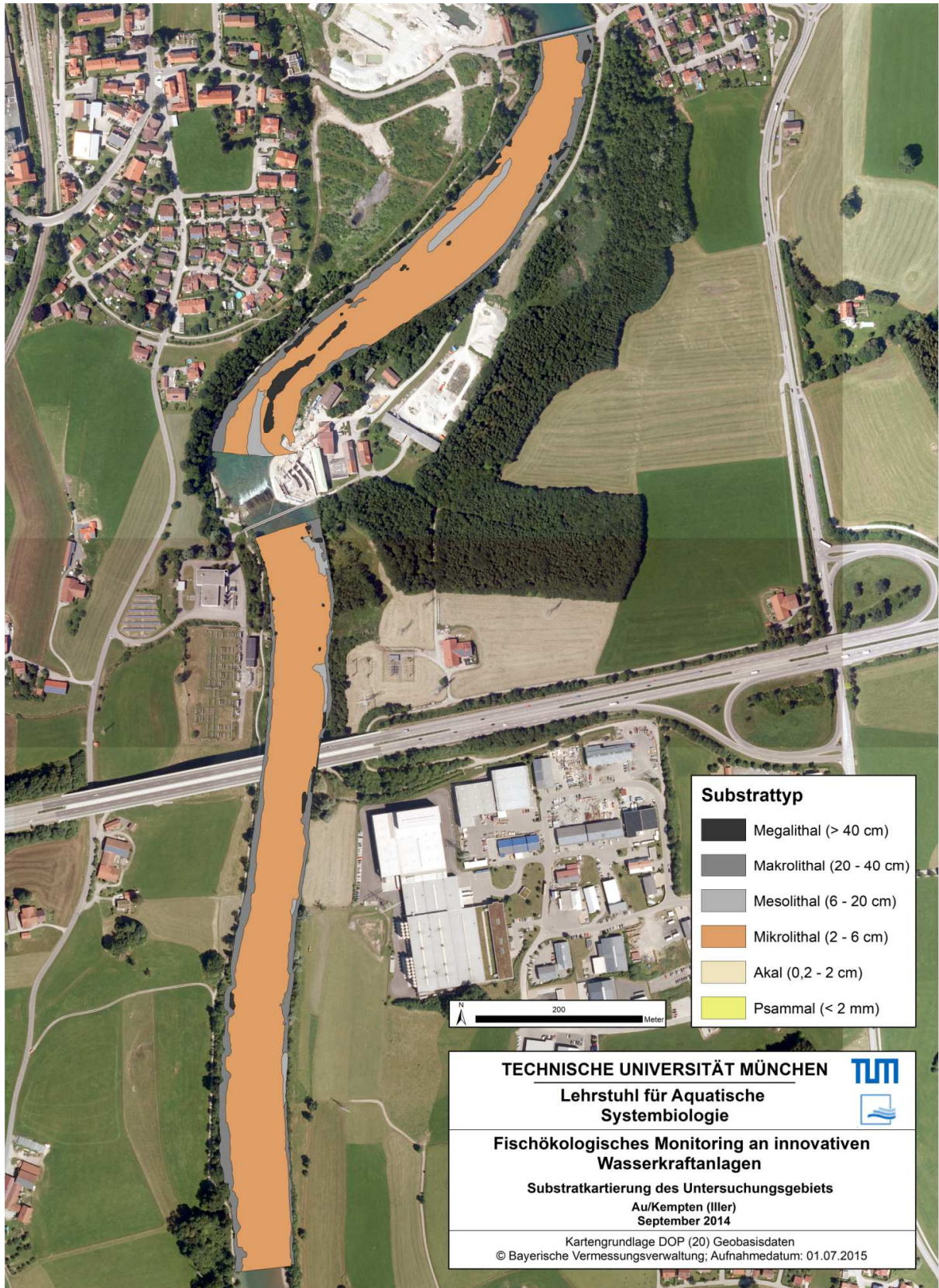


Abbildung 27 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Au an der Iller vor dem Kraftwerksbau.

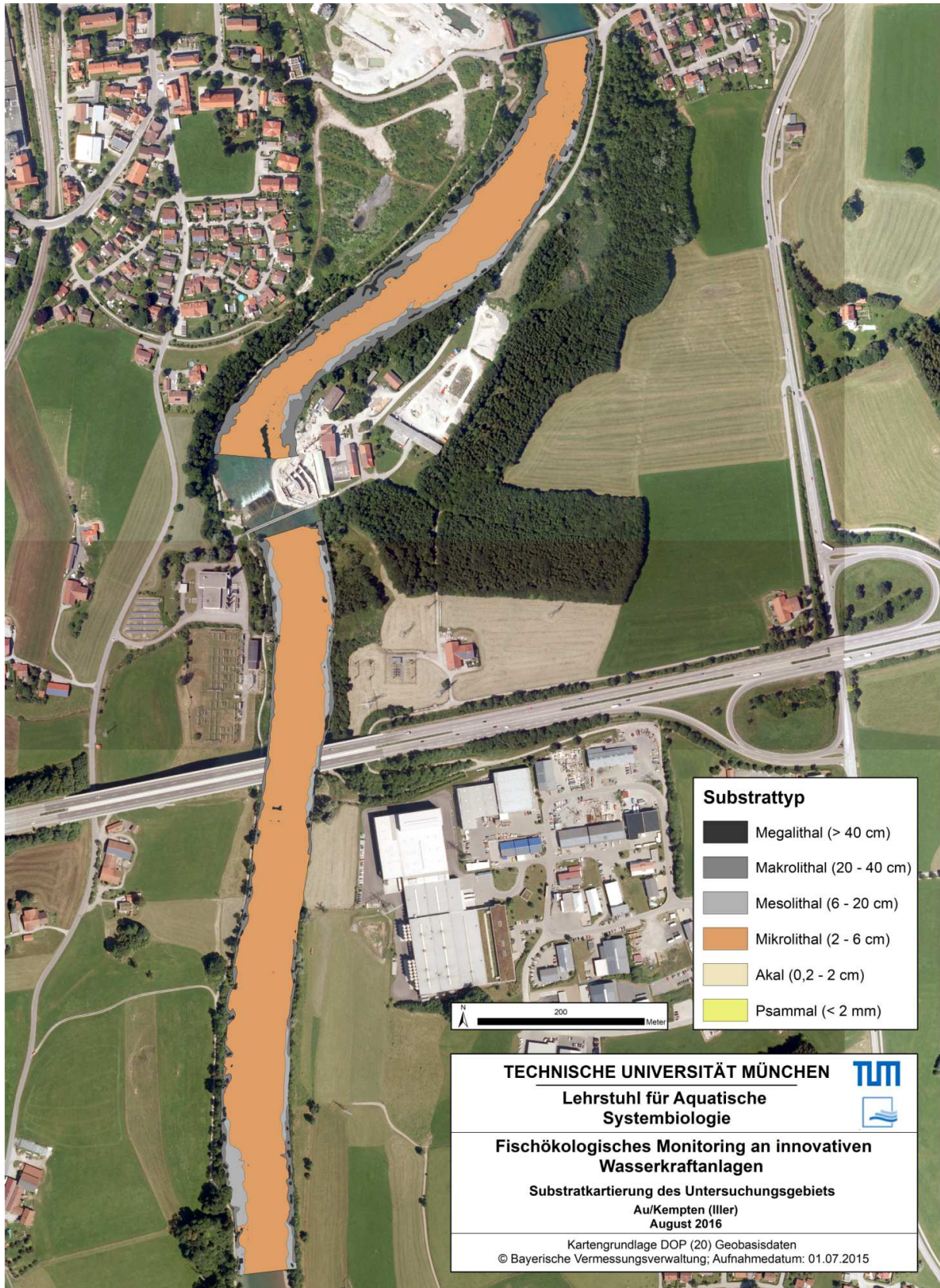


Abbildung 28 Substratkartierung des Untersuchungsgebiets am Standort Au an der Iller nach dem Kraftwerksbau.

Physikalisch-chemische Messungen

Die Analyse der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitateigenschaften im wehrnahen Bereich zeigte sowohl vor dem Kraftwerksbau als auch danach keine starke Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums durch das entsprechende Wehrbauwerk. Zwar wurden für einige Messgrößen (z.B. Strömungsgeschwindigkeit, Wassertiefe, medianer Korndurchmesser) generell Unterschiede zwischen Ober- und Unterwasser festgestellt, diese lagen aber im Rahmen der natürlichen Variabilität eines Fließgewässers und stellten keine stark ausgeprägten Gradienten zwischen Ober- und Unterwasser dar (Tabelle 16).

Das Substrat im untersuchten Abschnitt der Iller bestand größtenteils aus mittlerem und grobem Kies (Korngrößen 6,3–20 mm und > 20 mm; Tabelle 16). Vor dem Bau des Kraftwerks gab es größere Unterschiede in der Substratzusammensetzung zwischen Ober- und Unterwasser als nach dem Bau: Insbesondere der Anteil an grobem Kies (> 20 mm) und der mediane Korndurchmesser haben sich nach dem Kraftwerksbau zwischen Ober- und Unterwasser angeglichen (Tabelle 16). Dieser Angleich deutet auf einen verbesserten Geschiebetransport durch die Kiesschleuse und das große Schlauchwehr hin, wodurch bei ausreichendem Abfluss auch grobes Substrat über den gesamten Gewässerquerschnitt transportiert werden kann. Außerdem hat sich die Sauerstoffversorgung im Interstitial nach dem Bau deutlich verbessert: Sowohl im Ober- als auch im Unterwasser war die Differenz der Sauerstoffkonzentration zwischen Oberflächenwasser und Interstitialwasser nach dem Kraftwerksbau im Jahr 2016 signifikant niedriger als vor dem Kraftwerksbau im Jahr 2014 (paarweiser Mann-Whitney U-Test: O2014-O2016: $P < 0,001$, U2014-U2016: $P < 0,05$; Tabelle 16). Die Verbesserung der Sauerstoffversorgung im Interstitial ist wahrscheinlich Folge eines erhöhten Austauschs zwischen sauerstoffreichem Oberflächenwasser und Interstitialwasser, der wiederum sehr wahrscheinlich auf den verbesserten Sedimenttransport über das Schlauchwehr und insbesondere über die Kiesschleuse zurückzuführen ist. Somit hatte die verbesserte Geschiebedurchgängigkeit des Schlauchwehres einen positiven Effekt auf die Habitatqualität des Interstitials.

Tabelle 16 Mittelwerte \pm Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter im Ober- (O) und Unterwasser (U) vor (2014) und nach (2016) dem Kraftwerksbau, ohne Stauwurzel (jeweils gemittelt über alle Transekte und beide Probenahmeterminen). 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.

	O 2014 (n = 20)	U 2014 (n = 20)	O 2016 (n = 20)	U 2016 (n = 20)
Sauerstoff Freiwasser [mg/l]	10,2 \pm 0,2	10,0 \pm 0,2	9,7 \pm 0,2	9,9 \pm 0,1
Sauerstoff Interstitial [mg/l]	4,2 \pm 2,4	4,6 \pm 2,5	7,4 \pm 1,9	6,8 \pm 3,2
Temperatur Freiwasser [°C]	13,7 \pm 0,7	12,9 \pm 0,4	14,1 \pm 0,3	15,1 \pm 0,5
Temperatur Interstitial [°C]	14,9 \pm 0,6	13,8 \pm 0,8	14,8 \pm 0,5	16,9 \pm 2,3
Leitfähigkeit Freiwasser [μ S/cm]	393 \pm 4	395 \pm 2	389 \pm 6	383 \pm 2
Leitfähigkeit Interstitial [μ S/cm]	471 \pm 160	423 \pm 55	424 \pm 74	504 \pm 407
pH Freiwasser	8,1 \pm 0,1	8,0 \pm 0,1	8,0 \pm 0,1	8,0 \pm 0,0
pH Interstitial	7,6 \pm 0,2	7,6 \pm 0,2	7,7 \pm 0,2	7,7 \pm 0,3
Redoxpotential Freiwasser [mV]	461,9 \pm 75,0	473,5 \pm 16,8	463,5 \pm 7,0	468,3 \pm 8,7
Redoxpotential Interstitial [mV]	265,4 \pm 76,5	263,0 \pm 62,0	400,4 \pm 74,2	420,2 \pm 18,7
Strömung Wasseroberfläche [m/s]	0,31 \pm 0,1	0,24 \pm 0,1	0,26 \pm 0,1	0,27 \pm 0,1
Strömung 10 cm über Grund [m/s]	0,23 \pm 0,08	0,17 \pm 0,1	0,17 \pm 0,1	0,16 \pm 0,1
Wassertiefe [cm]	108,5 \pm 44,9	126,7 \pm 54,0	119,4 \pm 48,4	134,8 \pm 66,9
Δ Sauerstoff [mg/l]	6,0 \pm 2,3	5,4 \pm 2,4	2,3 \pm 1,9	3,1 \pm 3,2
Δ Temperatur [°C]	-1,2 \pm 0,9	-0,9 \pm 0,6	-0,7 \pm 0,4	-1,8 \pm 2,6
Δ Leitfähigkeit [μ S/cm]	-77,3 \pm 160	-0,3 \pm 55	-35,1 \pm 75	-120,9 \pm 409
Δ pH	0,5 \pm 0,3	0,4 \pm 0,2	0,3 \pm 0,2	0,3 \pm 0,3
Δ Redoxpotential [mV]	196,5 \pm 137,7	210,0 \pm 59,5	63,1 \pm 69,9	48,1 \pm 17,5
Anteil > 20 mm [%]	38 \pm 19	51 \pm 27	55 \pm 24	53 \pm 39
Anteil 6,3–20 mm [%]	43 \pm 18	31 \pm 18	27 \pm 17	21 \pm 23
Anteil 2–6,3 mm [%]	7 \pm 4	9 \pm 7	4 \pm 5	6 \pm 9
Anteil 0,85–2 mm [%]	1 \pm 1	3 \pm 3	2 \pm 6	1 \pm 2
Anteil < 0,85 mm [%]	11 \pm 24	6 \pm 7	12 \pm 22	19 \pm 37
dg [mm]	12,9 \pm 6,1	15,7 \pm 9,7	17,2 \pm 10,1	18,5 \pm 13,2

Im alten Fischpass (vor dem Kraftwerksbau) und im neu entstandenen Fischpass (nach dem Kraftwerksbau) waren die Messwerte der physikalisch-chemischen Parameter im Freiwasser und die hydromorphologischen Parameter vergleichbar (Tabelle 17).

Im Bereich der Stauwurzel (etwa 1850 m oberhalb des Wehres) war die mittlere Strömungsgeschwindigkeit an der Wasseroberfläche und 10 cm über Grund nach dem Kraftwerksbau geringer. Dies könnte einerseits auf unterschiedliche Abflussbedingungen während der Beprobungen zurückzuführen sein, andererseits könnte es aber auch ein Zeichen dafür sein, dass der Aufstau der Iller durch das neu gebaute Schlauchwehr diesen Bereich beeinflusst. Die Substratzusammensetzung blieb im Bereich der Stauwurzel zwischen den Untersuchungsjahren annähernd gleich (Tabelle 17).

Tabelle 17 Mittelwerte \pm Standardabweichung der physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Habitatparameter in den jeweiligen Fischpässen (FP) und an der (prognostizierten) Stauwurzel (SW) vor (2014) und nach (2016) dem Kraftwerksbau. 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.

	FP 2014 (n = 1)	FP 2016 (n = 3)	SW 2014 (n = 4)	SW 2016 (n = 4)
Sauerstoff Freiwasser [mg/l]	10,2	9,4 \pm 0,1	11,4 \pm 0,1	10,0 \pm 0,03
Sauerstoff Interstitial [mg/l]	-	8,3 \pm 0,8	8,6 \pm 1,1	7,6 \pm 2,2
Temperatur Freiwasser [°C]	13,8	13,3 \pm 0,0	10,5 \pm 0,1	14,3 \pm 0,1
Temperatur Interstitial [°C]	-	14,5 \pm 0,2	14,2 \pm 1,3	14,6 \pm 0,2
Leitfähigkeit Freiwasser [μ S/cm]	396	390 \pm 1	402 \pm 1	379 \pm 1
Leitfähigkeit Interstitial [μ S/cm]	-	401 \pm 7	408 \pm 3	444 \pm 126
pH Freiwasser	8,1	7,9 \pm 0,0	8,2 \pm 0,1	8,0 \pm 0,1
pH Interstitial	-	7,8 \pm 0,1	8,1 \pm 0,1	7,6 \pm 0,4
Redoxpotential Freiwasser [mV]	482	434,0 \pm 11,6	494,2 \pm 8,7	448,2 \pm 11,5
Redoxpotential Interstitial [mV]	-	409,4 \pm 31,9	433,1 \pm 32,9	422,8 \pm 12,3
Strömung Wasseroberfläche [m/s]	0,23	0,27 \pm 0,10	0,86 \pm 0,4	0,50 \pm 0,2
Strömung 10 cm über Grund [m/s]	0,44	0,32 \pm 0,28	0,62 \pm 0,3	0,44 \pm 0,1
Wassertiefe [cm]	43	85,3 \pm 5,5	52,3 \pm 19,9	67,0 \pm 33,7
Δ Sauerstoff [mg/l]	-	1,1 \pm 0,7	2,8 \pm 1,0	2,4 \pm 2,2
Δ Temperatur [°C]	-	-1,2 \pm 0,2	-3,8 \pm 1,4	-0,4 \pm 0,2
Δ Leitfähigkeit [μ S/cm]	-	-10 \pm 7	-6 \pm 3	-65 \pm 125
Δ pH	-	0,1 \pm 0,1	0,2 \pm 0,1	0,4 \pm 0,4
Δ Redoxpotential [mV]	-	24,7 \pm 21,9	61,1 \pm 35,2	25,4 \pm 11,8
Anteil > 20 mm [%]	83,5	62,8 \pm 14,2	62,9 \pm 12,0	74,5 \pm 25,0
Anteil 6,3-20 mm [%]	15,8	35,2 \pm 13,8	28,4 \pm 9,0	21,1 \pm 21,0
Anteil 2-6,3 mm [%]	0,4	1,7 \pm 0,4	4,1 \pm 5,0	3,7 \pm 7,0
Anteil 0,85-2 mm [%]	0,2	0,02 \pm 0,0	1,1 \pm 2,0	0,1 \pm 0,0
Anteil < 0,85 mm [%]	0,2	0,2 \pm 0,1	3,5 \pm 4,0	0,6 \pm 1,0
<i>dg</i> [mm]	28,9	22,6 \pm 3,9	19,2 \pm 6,9	25,7 \pm 7,7

2.2.2. Charakterisierung der aquatischen Lebensgemeinschaft

Fische

Am Standort Au/Iller wurden in den beiden Befischungen vor und nach dem Kraftwerksbau insgesamt 583 Individuen aus 15 Fischarten mit einer Gesamtbiomasse von 109,2 kg gefangen (Tabelle 18). Die häufigsten Arten waren Aitel, Äsche, Mühlkoppe und Regenbogenforelle, die gemeinsam ca. 78% des Gesamtfangs ausmachten (Tabelle 18). Zusammen mit den Arten Bachschmerle und Flussbarsch stellten diese Arten 94% des Gesamtfangs dar (Tabelle 18). Rheophile Fischarten hatten einen Anteil von ca. 61% am Gesamtfang. Im Vergleich zur Referenzzönose, in der rheophile Arten über 85% der Fischartengemeinschaft ausmachen, wurde somit eine Abweichung festgestellt. In keiner der Befischungen konnten die rheophilen Leitarten Nase, Gründling und Hasel (Tabelle 20 im Anhang) nachgewiesen werden. Die Äsche war mit ca. 22% Anteil an der Gesamtindividuenzahl zwar die häufigste rheophile Art, im Vergleich zur Referenzzönose (34% Anteil) war sie jedoch unterrepräsentiert.

Als gebietsfremde Fischarten wurden die Regenbogenforelle mit einem Anteil von ca. 12% an der Gesamtindividuenzahl und der Bachsaibling mit einem Anteil von ca. 2% nachgewiesen. Insbesondere das Vorkommen der Regenbogenforelle im Untersuchungsgebiet ist vermutlich auf Besatzmaßnahmen des örtlichen Fischereivereins zurückzuführen, die aufgrund des in der Iller herrschenden Bachforellen-Sterbens mit Regenbogenforellen anstatt mit Bachforellen durchgeführt wurden.

Tabelle 18 Gesamtindividuenzahl aller am Standort Au/Iller mittels Elektrofischung gefangenen Fischarten im Ober- (OW) und Unterwasser (UW), der prognostizierten Stauwurzel (SW) und den jeweiligen Fischpässen (FP) vor dem Kraftwerksbau (2014) und nach dem Kraftwerksbau (2016), aufgetragen nach absteigender Gesamthäufigkeit; n = Anzahl der befischten Transekte. Blaue Schrift kennzeichnet rheophile Arten nach Zauner & Eberstaller (1999), rote Schrift kennzeichnet gebietsfremde Arten.

Deutscher Artname	Gesamt n = 92	vor Kraftwerksbau				nach Kraftwerksbau			
		OW n = 20	UW n = 20	SW n = 4	FP n = 1	OW n = 20	UW n = 20	SW n = 4	FP n = 3
Aitel	171	6	64		22	14	60	5	
Äsche	126	11	38		6	29	42		
Mühlkoppe	86		25	28		3	20	10	
Regenbogenforelle	72	29	12	1	2	22	5	1	
Bachschmerle	48		29	1	3		15		
Flussbarsch	43	16	3		1	4	19		
Bachsaibling	9			4	5				
Hecht	9		7			1	1		
Rutte	6		2	2		2			
Bachforelle	5			1	3	1			
Huchen	3						1		2
Karpfen	2						2		
Aal	1						1		
Dreistachliger Stichling	1		1						
Elritze	1		1						
Gesamtsumme	583	62	182	37	42	76	166	16	2

Zur Analyse der Populationsstrukturen relevanter häufiger Fischarten am Standort Au/Iller wurden Längen-Häufigkeitsdiagramme der rheophilen Arten Äsche, Mühlkoppe, Bachschmerle und des indifferenten Aitels erstellt, um festzustellen, ob alle für die Population relevanten Altersklassen vorkommen bzw. welche Altersklassen fehlen (Abbildung 29). Daraus wiederum können Rückschlüsse auf den Reproduktionserfolg und die Habitatnutzung der unterschiedlichen Lebensstadien relevanter Zielarten gezogen werden.

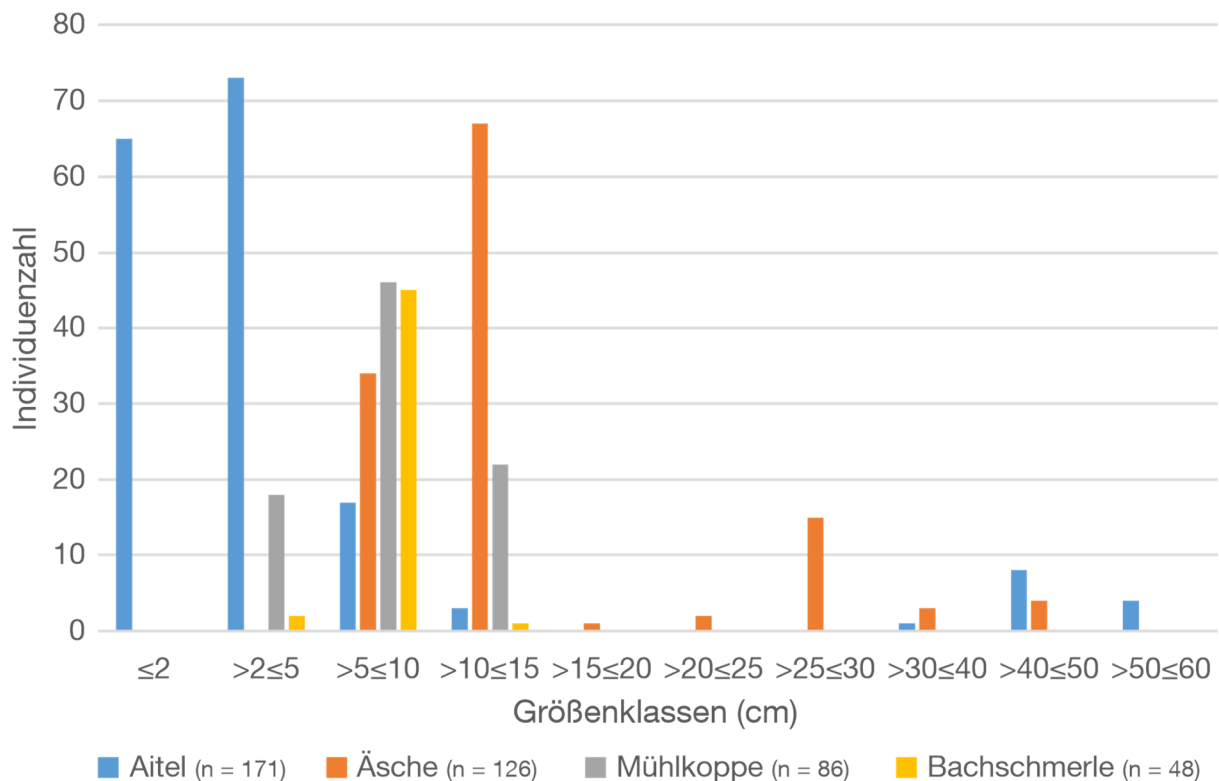


Abbildung 29 Artspezifische Längen-Häufigkeitsverteilungen am Standort Au/Iller für die Fischarten Aitel, Äsche, Mühlkoppe und Bachschmerle. Die Länge der farbigen Säulen repräsentiert die Anzahl an Individuen der jeweiligen Größenklasse. Die Einteilung der Größenklassen erfolgte gemäß Wasserrahmenrichtlinie; n = Gesamtindividuenzahl.

Bei der häufigsten Fischart **Aitel** waren 81% der nachgewiesenen Individuen einsömmrige Jungfische ≤ 5 cm (Abbildung 29). Weiterhin wurden Aitel in den Größenklassen zwischen 5 cm und 15 cm (12% Anteil an der Gesamtindividuenzahl) und zwischen 30 cm und 60 cm (7%) detektiert. Die große Zahl kleiner Fische weist auf eine erfolgreiche Reproduktion des indifferenten Aitels im Untersuchungsgebiet hin und auch größere Individuen scheinen das Gebiet als Habitat zu nutzen und geeignete Bedingungen vorzufinden. Die mittleren Größenklassen fehlten jedoch weitestgehend.

Es konnten vor allem ein- bis zweisömmrige **Äschen** zwischen 5 cm und 15 cm (80% Anteil an der Gesamtindividuenzahl) gefangen werden (Abbildung 29). In den Größenklassen > 15 cm gab es erhebliche Defizite (15–30 cm: 14%, > 30 cm: 6% Anteil an der Gesamtindividuenanzahl).

Die **Mühlkoppe** wurde in drei Größenklassen zwischen 2 cm und 15 cm erfasst und zeigte einen gleichmäßigen Populationsaufbau (Abbildung 29). Dabei war die Größenklasse zwischen 5 cm und 10 cm (53% Anteil an der Gesamtindividuenzahl) am häufigsten vertreten.

Die **Bachschmerle** wurde fast ausschließlich in der Größenklasse zwischen 5 cm und 10 cm (94% Anteil an der Gesamtindividuenzahl) nachgewiesen (Abbildung 29). Kleinere und größere Individuen wurden nur vereinzelt detektiert.

Makrozoobenthos

Insgesamt wurden am Standort Au/Iller 106 Makrozoobenthos-Taxa nachgewiesen (Tabelle 24 im Anhang). Die häufigsten nachgewiesenen Taxa im Untersuchungsgebiet waren Steinfliegen der Gattung *Leuctra* mit 21% Anteil gefolgt von nicht näher bestimmten Wenigborstern (Oligochaeta) mit 17% Anteil und Eintagsfliegen der Gattung *Heptagenia* mit 13% Anteil an der Gesamtindividuenanzahl. Der Anteil an EPT-Taxa (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) an der Gesamtindividuenanzahl war mit insgesamt 59% relativ hoch und lag damit in einem für diesen Gewässertyp typischen Bereich (Typ 2.1: Flüsse der Kalkalpen, EPT-Anteil bis zu 75%; Meier et al. 2006).

Weiterhin wurden jeweils zwei Individuen aus zwei Arten der „Roten Liste“ Bayerns (2003) nachgewiesen (Tabelle 24 im Anhang). Es wurden keine gebietsfremden Makrozoobenthos-Arten in den untersuchten Transekten detektiert.

Periphyton

Durchschnittlich wurden am Standort Au/Iller pro Transekt 267 Zellen/mm² aus 69 verschiedenen Taxa und fünf verschiedenen Stämmen nachgewiesen (Tabelle 25 im Anhang). Bei den Kieselalgen (Bacillariophyta) war die Taxazahl mit 31 Taxa (45% Anteil an der Gesamttaxazahl) am höchsten, gefolgt von Grünalgen (Chlorophyta) mit 18 Taxa (26%) und Blaualgen (Cyanobacteria) mit 16 Taxa (23%). Die höchsten Zelldichten mit durchschnittlich 185 Zellen/mm² wiesen die Blaualgen (Cyanobacteria) und die Kieselalgen (Bacillariophyta) mit 42 Zellen/mm² auf. Ebenso vertreten waren die Stämme Euglenophyta (3 Taxa) und Rhodophyta (1 Taxon).

Makrophyten

Makrophyten waren mit drei Arten überwiegend im Unterwasser der Iller vertreten. Dabei handelte es sich um die Arten Flutender Hahnenfuß (*Ranunculus fluitans*), Faden-Laichkraut (*Stuckenia filiformis*) und Kanadische Wasserpest (*Elodea canadensis*). Der Flutende Hahnenfuß wurde am häufigsten kartiert (3 Transekte) mit Deckungsanteilen von 1% bis 20%.

Das Faden-Laichkraut und die Kanadische Wasserpest wurden jeweils in einem Transekt kartiert. 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 Au/Iller

Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) unterschied sich signifikant zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau (Abbildung 30). Dieser Unterschied war insbesondere durch höhere normalisierte Individuenzahlen der Blaualge *Homoeothrix janthina*, von Eintagsfliegenlarven der Gattung *Heptagenia*, von Steinfliegenlarven der Gattung *Leuctra* und der Fischarten Mühlkoppe und Regenbogenforelle vor dem Kraftwerksbau bedingt. Die mittlere normalisierte Individuenzahl über alle Transekte war vor dem Kraftwerksbau mehr als doppelt so hoch als nach dem Kraftwerksbau (Tabelle 19). Die Evenness und der Shannon-Index hingegen waren vor dem Bau des Kraftwerks etwas niedriger als nach dem Bau. Bei der Interpretation dieser Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass jeweils nur eine Beprobung vor und nach dem Kraftwerksbau möglich war. Daher lässt sich nicht mit Sicherheit sagen, ob es sich bei den Veränderungen nach dem Kraftwerksbau um Auswirkungen des Kraftwerkbaus handelt, oder ob sie auf natürliche Variabilität zurückzuführen sind.

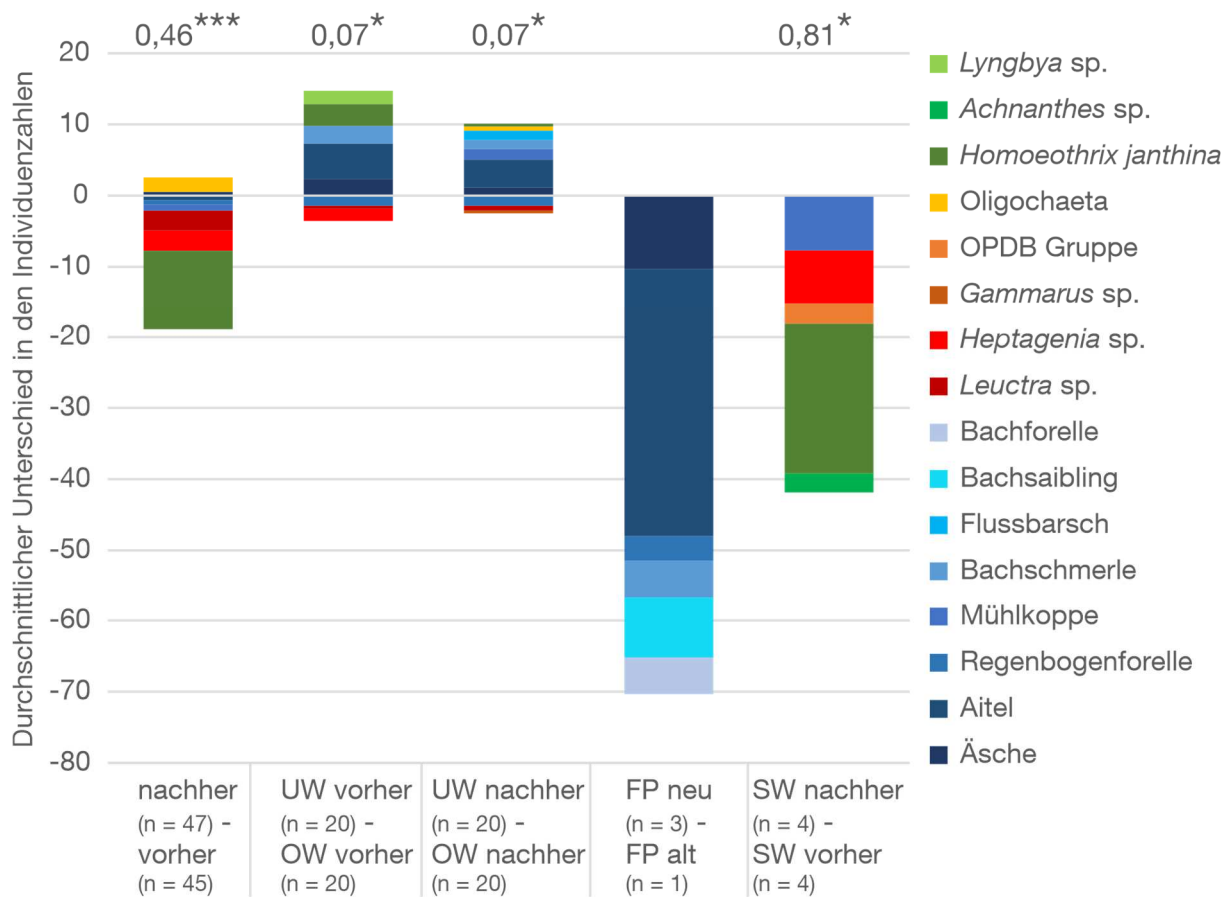


Abbildung 30 Ergebnisse der SIMPER Analyse zur Unähnlichkeit in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen vor (vorher) und nach (nachher) dem Kraftwerksbau für das gesamte Untersuchungsgebiet, für Unterwasser (UW) und Oberwasser (OW), für die jeweiligen Fischpässe (FP) und die Stauwurzel (SW) 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 19 Mittelwerte \pm Standardabweichung der Anzahl der Taxa, die normalisierte Individuenzahl (beinhaltet Fische, Makrozoobenthos und Periphyton, Berechnung siehe Band 1, Kapitel 7.4) sowie die Evenness und den Shannon-Index über alle Transekte vor und nach dem Kraftwerksbau am Standort Au/Iller.

	Taxazahl	Norm. Individuenzahl	Evenness	Shannon-Index
vor Kraftwerksbau (2014) (n = 40)	34,5 \pm 6,6	44,3 \pm 36,6	0,6 \pm 0,1	2,2 \pm 0,4
nach Kraftwerksbau (2016) (n = 40)	33,6 \pm 6,9	21,4 \pm 22,6	0,7 \pm 0,1	2,4 \pm 0,5

Sowohl vor dem Kraftwerksbau als auch nach dem Kraftwerksbau gab es einen signifikanten Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) zwischen Ober- und Unterwasser (Abbildung 30). Allerdings weisen die geringen R-Werte darauf hin, dass dieser Unterschied nicht sehr stark ausgeprägt war (Abbildung 30). Der Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft vor und nach dem Kraftwerksbau war stärker ausgeprägt als die serielle Diskontinuität zwischen Ober- und Unterwasser nach dem Kraftwerksbau (Abbildung 30, Abbildung 31). Im Unterwasser kamen sowohl vor als auch nach dem Kraftwerksbau mehr Aitel, Äschen und Bachschmerlen vor als im Oberwasser. Zudem waren im Unterwasser vor dem Kraftwerksbau die Blaualgen-Taxa *Homoeothrix janthina* und *Lyngbya* sp. häufiger als im Oberwasser. Im Oberwasser hingegen wurden vor dem Kraftwerksbau etwas höhere Individuenzahlen der Makrozoobenthos-Taxa *Leuctra* sp. und *Heptagenia* sp. nachgewiesen als im Unterwasser. Dieser Unterschied wurde nach dem Kraftwerksbau noch geringer (Abbildung 30). Die mittlere Bray-Curtis Ähnlichkeit zwischen Ober- und Unterwasser war vor dem Kraftwerksbau mit 63% geringfügig höher als nach dem Kraftwerksbau mit 60%.

Aufgrund der geringen Stichprobenanzahl in den Fischpässen ließ sich nicht durch einen statistischen Test nachweisen, ob sich die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen dem alten Raugerinne Beckenpass (vor Kraftwerksbau, n = 1) und dem neuen Schlitzpass (nach Kraftwerksbau, n = 3) unterschied. Allerdings deutet die geringe Bray-Curtis Ähnlichkeit von 4% darauf hin, dass die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft in den Fischpässen sehr verschieden war. Das liegt insbesondere an den Fischarten Aitel, Äsche, Bachsaibling, Bachschmerle, Bachforelle und Regenbogenforelle, die ausschließlich im alten Fischpass vor dem Kraftwerksbau nachgewiesen werden konnten (Abbildung 30). Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft an der Stauwurzel unterschied sich statistisch signifikant zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau, was vor allem durch höhere normalisierte Individuenzahlen der Blaualge *Homoeothrix janthina*, der Fischart Mühlkoppe und von Eintagsfliegenlarven der Gattung *Heptagenia* vor dem Kraftwerksbau bedingt war (Abbildung 30; Abbildung 31).

Allerdings ist auch hier zu berücksichtigen, dass auf Grundlage einer einmaligen Beprobung keine sichere Aussage dazu möglich ist, ob dieser Unterschied auf den Kraftwerksbau bzw. die variable Stauzielregelung zurückzuführen ist.

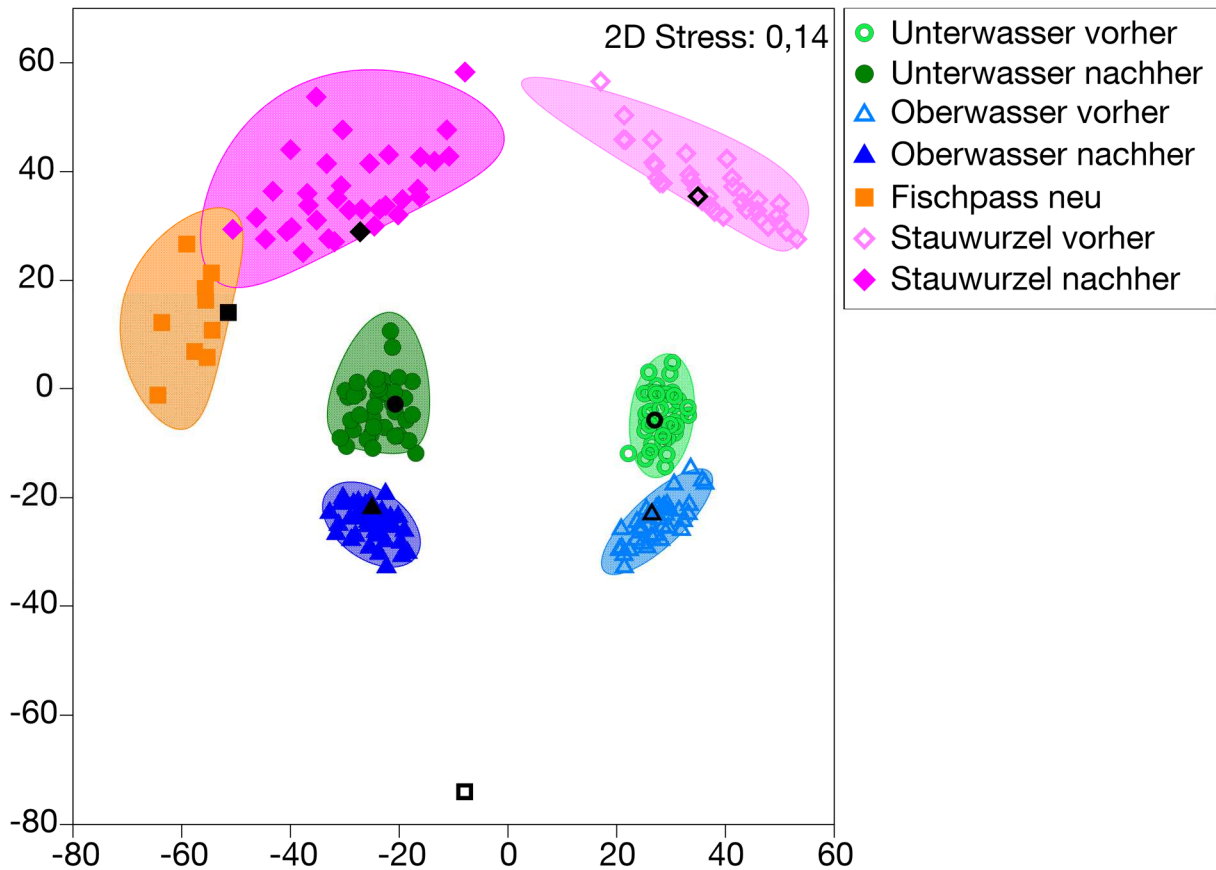


Abbildung 31 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der Taxa-Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) am Standort Au an der Iller unterteilt nach den Gewässerbereichen Unter- und Oberwasser, Stauwurzel vor dem Kraftwerksbau (vorher) und nach dem Kraftwerksbau (nachher) sowie Fischpass neu (nach dem Kraftwerksbau). 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 Fischpass neu ($n = 3$) und Stauwurzel ($n = 4$) müssen die Bootstrap Regionen mit Vorsicht interpretiert werden, da die geringe Stichprobenzahl die Gesamtheit der Taxa-Zusammensetzung möglicherweise nicht optimal repräsentiert. Der alte Fischpass (vor dem Kraftwerksbau) ging aufgrund der zu geringen Stichprobenzahl ($n = 1$) nicht mit in die Auswertung ein.

2.3. Gesamtschau und Wirkung der Anlage

Artenspektrum sowie tages- und jahreszeitliche Muster des Fischabstieges

Bei den Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Jahr 2016 wurden insgesamt 867 Fische aus 26 Arten gefangen. Die häufigsten Arten im Fischabstieg waren Äsche, Rotauge, Mühlkoppe und Flussbarsch. Rheophile Arten waren mit einem Anteil von 50% vertreten, wovon die Äsche die häufigste Art war. Der überwiegende Anteil waren ein- bis zweisömmerige Äschen zwischen 7 cm und 18 cm (96% Anteil an der Gesamtindividuenzahl). Es wurden jedoch auch einzelne adulte Äschen bis zu 46 cm im Fischabstieg nachgewiesen. Der Anteil an gebietsfremden Arten betrug weniger als 1%. Den Großteil der gefangenen Fische machten junge Altersstadien bzw. kleinwüchsige Fischarten aus, die nicht als klassische Wanderfischarten bekannt sind. Eine weiterreichende Abwanderung der klassischen Mitteldistanzwanderer (z.B. Nase und Barbe) fand während des Untersuchungszeitraums nicht in größerem Maße statt. Generell wurden nachts mehr Fische (vier Individuen pro Stunde) gefangen als tagsüber (ein Individuum pro Stunde). Auch die Fischartenzusammensetzung unterschied sich zwischen Tag und Nacht (Knott et al. 2020). Nachts wurden überwiegend Äschen, Rotaugen und Mühlkoppen in den Fischabstiegskorridoren erfasst, während tagsüber am häufigsten Flussbarsche gefangen wurden. Bezüglich der Jahreszeiten unterschieden sich die Präferenzen ebenfalls artspezifisch. Im Frühjahr wurden am häufigsten Mühlkoppe, Rotauge, Flussbarsch und Aitel in den Abstiegskorridoren erfasst und im Herbst vor allem Äsche und Rotauge. Die Anzahl gefangener Fische war im Herbst jedoch deutlich höher als im Frühjahr. Die normierte Abstiegszahl (= Individuenzahl / (Anzahl Fangtage x Mittelwasserabfluss [m^3/s])) nach Ebel (2013) beträgt am Standort Au 1,28. 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 Au durch die standardisierten Fischzugaben (Projektteil A) ermittelten Mortalitätsraten durch Turbine und Rechen liegen über alle getesteten Arten zwischen 2,4% und 5,7%. Bei der Berechnung wurden die fangbedingte Mortalität und die verzögerte Mortalität berücksichtigt.

Die ermittelten Werte liegen deutlich unter dem Bereich, der für konventionelle Kraftwerke mit Kaplan oder Francis Turbinen bekannt ist (vgl. Ebel 2013). Insbesondere beim Aal ergaben sich sehr niedrige Mortalitätsraten (< 1%), die vergleichbar mit den Ergebnissen von

Lagarrigue & Frey (2010) in Frankreich sind. Bei konventionellen Anlagen liegen die Mortalitätsraten für Aale im Vergleich dazu deutlich höher (z.B. Calles et al. 2010: 30%, Calles et al. 2012: 67%, Schneider & Hübner 2017: 32%). Für die Arten Nase, Flussbarsch und Barbe lagen die Mortalitätsraten je nach Berechnungsweg zwischen 0% und 5%. Bei Äsche und Huchen wurden Mortalitätsraten von 2% bis 10% errechnet, bei Bachforelle und Rotaugen von 0,2% bis 22%. Die Mortalitätsrate der Bachforelle liegt bei Niedriglast im Bereich der an konventionellen Kraftwerken ermittelten Werte (z.B. Schneider & Hübner 2017: 14%, Calles & Greenberg 2009: 11% bei Meerforellensmolts).

In den Studien von Lagarrigue et al. (2008) und Lagarrigue (2013) lagen die Mortalitätsraten an VLH-Turbinen für Lachssmolts bei 3,1%, für Regenbogenforellen zwischen 0–4,4% und für Karpfen und Schleien zwischen 0–1,1%. In einer weiteren an einer VLH-Turbine in Kanada durchgeführten Studie mit besenderten Fischen (u.a. mit den Arten Hecht, Schwarz- und Forellenbarsch) wurden Mortalitätsraten unter 2% festgestellt (Tuononen 2019). Für die hier getesteten Fischarten sind uns aus der wissenschaftlichen Literatur derzeit keine weiteren Studien zu Mortalitätsraten an VLH-Turbinen bekannt. Generell ist beim Vergleich mit Literaturwerten zu berücksichtigen, dass in den meisten Studien die Fische nicht auf Vorschäden untersucht wurden, häufig auch die Verletzungen durch die Fangtechnik nicht differenziert erhoben wurden und keine verzögerte Mortalität berücksichtigt wurde, bzw. nicht mit Hamenfängen sondern grundsätzlich mit anderer Methodik gearbeitet wurde. In den Studien von Lagarrigue et al. (2008), Lagarrigue (2013) und Tuononen (2019) wurden jedoch sowohl fangbedingte Effekte als auch verzögerte Mortalitätsraten berücksichtigt. Des Weiteren müssen bei solchen Vergleichen auch immer das Größenspektrum der eingesetzten Versuchsfische sowie weitere standortspezifische Unterschiede, wie Drehzahl, Anzahl der Schaufelblätter, Turbinendurchmesser, Fallhöhe, untersuchte Lastzustände und Wiederfangraten berücksichtigt werden. Ein Vergleich mit Literaturdaten ist deshalb nur bedingt aussagekräftig, erlaubt aber dennoch eine grobe Einordnung in den Gesamtkontext anderer Wasserkraftanlagen.

Bei Nase und Flussbarsch war die Mortalität in der Referenzgruppe Hamen teilweise höher als in den Versuchsgruppen mit Turbinenpassage, was bei der Korrektur um fangbedingte Effekte zu negativen Mortalitätsraten führte. Ursache dafür war eine hohe verzögerte Mortalität innerhalb der 96 h Beobachtungsphase in der Referenzgruppe Hamen (bei der Nase auch in der Referenzgruppe Vorschädigung). Dies deutet darauf hin, dass die im Versuch verwendeten Nasen und Flussbarsche im Vergleich zu den anderen Arten empfindlicher gegenüber Handling oder Hälterungsbedingungen waren, so dass sich die im Bereich weniger Prozent liegenden Effekte des Kraftwerks bei der verwendeten

Stichprobenzahl nicht von den sonstigen Effekten (Vorschädigung, Handling und Fang) trennen lässt. Bei sehr geringen Unterschieden in der Effektstärke zwischen Behandlung und Referenz kann es bei ökologischen Daten aus Freilanduntersuchungen, die grundsätzlich einer sehr hohen natürlichen Variabilität unterliegen, durch Zufallseffekte zu solchen Ergebnissen (höhere Mortalitätsraten in der Referenzgruppe) kommen.

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungen lässt darauf schließen, dass durch die Passage der VLH-Turbinen überwiegend nicht sofort letale Verletzungen wie Schuppenverluste, Hautverletzungen und Pigmentveränderungen entstehen. Allerdings ist davon auszugehen, dass diese subletalen Verletzungen erheblich zur kraftwerksbedingten Mortalität am Standort Au beigetragen haben, da die verzögerte Mortalität im Vergleich zur sofortigen Mortalität auffällig hoch war. Für die einzelnen letal geschädigten Fische wurden Kollisionen während der Turbinenpassage als Haupttodesursache identifiziert, was auch durch die Ergebnisse der Sensorfischuntersuchungen unterstützt wurde. Bei einzelnen Fischarten (z.B. Barbe, Äsche) spielten möglicherweise auch Barotraumatata eine Rolle, obwohl die mit dem Sensorfisch gemessenen Druckveränderungen sehr gering waren. Bei den Fischarten Bachforelle und Aal, von denen Individuen > 20 cm für die Versuche zur Verfügung standen, wurde eine höhere Mortalität (Bachforelle) bzw. etwas höhere Intensität subletaler Verletzungen (Aal) bei Niedriglast festgestellt. Ursache dafür war wahrscheinlich die engere Stellung der Turbinenschaufeln bei Niedriglast, wodurch das Kollisionsrisiko steigt. Dies wird auch durch die Ergebnisse der Sensorfischuntersuchungen unterstützt, in denen heftige Kollisionen (> 95 g) etwa dreimal so häufig bei Niedriglast auftraten (Niedriglast: 61% der Durchgänge, Hochlast: 21% der Durchgänge). Ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Verletzungsintensität von Amputationen und Quetschungen an Kopf und Körper und der Totallänge wurde jedoch nicht festgestellt.

Für den natürlichen Fischabstieg lag die Mortalität (sofortige und verzögerte Mortalität nach 72 h Hälterung) durch Turbine und Rechen bei 44% (berechnet als Anteil toter Individuen am Gesamtfang). Unter den am häufigsten gefangenen Fischarten (Arten mit mehr als zehn gefangenen Fischen) war die Mortalität bei Güster und Rotauge am höchsten: Die Mortalitätsrate lag hier bei 87% (53 Fische) bzw. 77% (170 Fische). Am geringsten fielen die Mortalitätsraten bei Mühlkoppe und Bachschmerle mit 5% (112 Fische) bzw. 4% (28 Fische) aus. Bei der Bewertung dieser Ergebnisse sind jedoch mehrere Faktoren zu berücksichtigen. Beim natürlichen Fischabstieg kann die fangbedingte Mortalität aus methodischen Gründen nicht ermittelt werden. Sie lag bei den standardisierten Fischzugaben zwischen 0% und 50% (Minimum und Maximum der getesteten Fischarten; Maximum: Flussbarsch bei Hochlast; Mittelwert über alle Fischarten: 8%). Von den Fischen, die mittels Elektrofischung im

Oberwasser der Kraftwerksanlage zur Abschätzung der Vorschädigung gefangen wurden, sind etwa 2% während der Hälterung über 72 h gestorben. Allerdings kann die Vorschädigung bei der Elektrobefischung nur begrenzt erfasst werden, da nur mobile Fische, die auf Strom reagieren, gefangen werden können und somit nicht bekannt ist, wie viele der Fische bereits tot bzw. stark vorgeschädigt am Kraftwerk ankamen. Damit lässt sich vermutlich zumindest zum Teil erklären, warum die Mortalitätsrate beim natürlichen Fischabstieg im Vergleich zu den standardisierten Fischzugaben um ein Vielfaches höher war. Auch das Größenspektrum der abgestiegenen Fische hat einen Einfluss auf die Mortalität. Dieses war am Standort Lindesmühle vergleichbar mit dem Größenspektrum der bei den standardisierten Fischzugaben eingesetzten Fische.

Nutzung der Abstiegskorridore

Bei den Untersuchungen zum natürlichen Fischabstieg sind nahezu alle Fische (94%) über die Turbinen ins Unterwasser gelangt. Über alle Arten hinweg wurde das gesamte Größenspektrum wiedergefangen (Tabelle 12). Über den Fischpass sind 6% der Fische ins Unterwasser gelangt. Der überproportional hohe Fang im Turbinenkorridor verdeutlicht, wie wichtig der Bereich der Hauptströmung als Wanderkorridor für die abwärts gerichtete Wanderung ist (Johnson et al. 2000, Lundström et al. 2010). Der am Kraftwerk Au eingesetzte Grobrechen mit einem Stababstand von 300 mm soll keine entsprechende Barriere darstellen, und ist wie erwartet für das gesamte im Gewässerabschnitt vorkommende Artenspektrum physisch durchlässig (vgl. kritische Körperlängen nach Ebel (2013)).

Bewertung des Lebensraumes, Veränderungen nach dem Kraftwerksbau und serielle Diskontinuität

Die Untersuchung der abiotischen Parameter ergab messbare Unterschiede nach dem Umbau des festen Wehrs in ein absenkbares Schlauchwehr mit Kiesschleuse. Das Sohlsubstrat in den untersuchten Streckenabschnitten an der Wasserkraftanlage Au war zwar sowohl vor dem Kraftwerksbau als auch danach überwiegend grobkiesig mit Korngrößen zwischen 2 cm und 6 cm. Nach dem Kraftwerksbau 2015 haben sich jedoch der mediane Korndurchmesser und die flächige Verteilung der Substrattypen im Ober- und Unterwasser einander angeglichen. Außerdem hat sich die Sauerstoffversorgung im Kieslückensystem nach dem Kraftwerksbau sowohl im Ober- als auch im Unterwasser deutlich verbessert. Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass sich durch die Kiesschleuse und die Möglichkeit, das Schlauchwehr bei Hochwasser komplett abzusenken, auch der Sedimenttransport verbessert hat.

Bei den Elektrofischungen wurden 15 Fischarten gefangen. Die häufigsten Arten waren Aitel, Äsche, Mühlkoppe und Regenbogenforelle mit einem Gesamtanteil von 78%. Als gebietsfremde Fischarten wurden die Regenbogenforelle mit einem Anteil von ca. 12% an der Gesamtindividuenzahl und der Bachsaibling mit einem Anteil von ca. 2% nachgewiesen. Die rheophilen Leitarten Nase, Gründling und Hasel wurden nicht detektiert. Insgesamt wurden rheophile Arten nur mit einem Anteil von 61% statt 85% nach Referenzzönose nachgewiesen. Die Äsche war mit ca. 22% Anteil an der Gesamtindividuenzahl die häufigste rheophile Art, im Vergleich zur Referenzzönose (34,4%) aber dennoch unterrepräsentiert. Die Äsche konnte zwar in allen Größenklassen zwischen 5 cm und 50 cm nachgewiesen werden, jedoch gab es vor allem in den Größenklassen zwischen 15 cm und 50 cm erhebliche Defizite. Die Makrozoobenthosgemeinschaft zeichnete sich durch einen relativ hohen Anteil anspruchsvoller Taxa (z.B. Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven) aus. Darunter waren vor allem typische Interstitialbesiedler wie Steinfliegen der Gattung *Leuctra* und rheophile Steinbesiedler wie Eintagsfliegen der Gattungen *Heptagenia* und *Rhithrogena*. Es wurden keine gebietsfremden Makrozoobenthos-Arten in den untersuchten Transekten nachgewiesen.

Die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft (Fische, Makrozoobenthos und Periphyton) unterschied sich deutlich zwischen vor und nach dem Kraftwerksbau. Dieser Unterschied war insbesondere durch höhere Individuenzahlen der Blaualge *Homoeothrix janthina*, von Eintagsfliegenlarven der Gattung *Heptagenia*, von Steinfliegenlarven der Gattung *Leuctra* und der Fischarten Mühlkoppe und Regenbogenforelle vor dem

Kraftwerksbau bedingt. Nach dem Kraftwerksbau waren hingegen vor allem Wenigborster häufiger vertreten als vor dem Bau. Da jeweils nur eine Beprobung vor und nach dem Kraftwerksbau möglich war, lässt sich allerdings nicht mit Sicherheit sagen, ob die Unterschiede zwischen den Beprobungszeitpunkten tatsächlich auf den Kraftwerksbau, oder aber auf natürliche Variabilität zurückzuführen sind. Sowohl vor dem Kraftwerksbau als auch nach dem Kraftwerksbau unterschied sich die Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser, wobei dieser Unterschied an beiden Beprobungszeitpunkten relativ gering ausgeprägt war. Insgesamt war der Unterschied in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft vor und nach dem Kraftwerksbau stärker ausgeprägt als die serielle Diskontinuität zwischen Ober- und Unterwasser nach dem Kraftwerksbau.

Mögliche Auswirkungen des am Standort Au an der Iller betriebenen variablen Stauziels konnten mit dem Untersuchungsdesign für Projektteil B innerhalb der einjährigen Untersuchungsperiode nicht abgebildet werden.

Gesamtwirkung der Anlage

Die ermittelten Mortalitätsraten nach der Turbinenpassage an der Wasserkraftanlage Au liegen im Vergleich zu Literaturwerten für andere VLH-Standorte in einem ähnlichen Bereich, aber deutlich unter denen, die bisher von konventionellen Kraftwerksanlagen bekannt sind.

Aber auch die VLH-Turbinen am Standort Au verursachen unter den standörtlichen Gegebenheiten (Fallhöhe 1,3–2,3 m, Turbinendurchmesser 5,0 m, Drehzahl 20–30 U/min) eine gewisse Mortalität bei den untersuchten Fischen, die zwischen den verschiedenen Fischarten variiert.

Die Analyse der äußeren und inneren Verletzungsmuster hat gezeigt, dass die Turbinenpassage am Standort Au überwiegend Verletzungen verursachen kann, die nicht sofort tödlich waren. Dazu zählen etwa Schuppenverluste, Hautverletzungen und Pigmentveränderungen. Allerdings haben diese subletalen Verletzungen wahrscheinlich erheblich zur aufgetretenen verzögerten Mortalität beigetragen. Über alle Arten hinweg kamen Amputationen von Körperteilen nach der Passage der VLH-Turbine in Au an der Iller bei weniger als 1% der Fische vor.

Bereits vor dem Einbau der VLH-Turbinen war die Iller im Bereich des Kraftwerks Au ein anthropogen verändertes und reguliertes Gewässer. Das schon länger bestehende Wehr unterbricht das Fließgewässerkontinuum, wodurch sich wiederum der Lebensraum für die

aquatische Lebensgemeinschaft verändert hat. Nach dem Kraftwerksbau hat sich die flächige Verteilung der Sohlsubstrattypen zwischen Ober- und Unterwasser angeglichen und die Sauerstoffversorgung im Kieslückensystem verbessert. Dies weist darauf hin, dass der Umbau der festen Wehranlage in ein absenkbares Schlauchwehr mit Kiesschleuse die Auswirkungen der Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums vermindert und innerhalb kurzer Zeit eine Verbesserung gebracht hat. Anders als bei den abiotischen Habitateigenschaften hat sich das Ausmaß des Unterschieds in der Zusammensetzung der aquatischen Lebensgemeinschaft zwischen Ober- und Unterwasser nach dem Kraftwerksbau nicht wesentlich verändert. Ob und inwiefern sich der Einbau der VLH-Turbinen langfristig auf die aquatische Lebensgemeinschaft auswirkt, lässt sich anhand der vorliegenden Ergebnisse nicht abschließend bewerten. Der Untersuchung zufolge könnte sich die Kiesschleuse aber langfristig positiv auf die Habitatqualität des Kieslückensystems und damit möglicherweise auch auf die aquatische Lebensgemeinschaft auswirken. Sie sollte daher wann immer möglich bei erhöhten Abflüssen betrieben werden.

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

Literaturverzeichnis

- 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.
- 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).
- Johnson G. E., Adams N. S., Johnson R. L., Rondorf D. W., Dauble D. D. & Barila T. Y. (2000) Evaluation of the prototype surface bypass for salmonid smolts in spring 1996 and 1997

- at Lower Granite Dam on the Snake River, Washington. Transactions of the American Fisheries Society, 129(2), 381-397.
- Knott J., Mueller M., Pander J. & Geist J. (2020) Seasonal and diurnal variation of downstream fish movement at four small-scale hydropower plants. Ecology of Freshwater Fish, 29(1), 74-88.
- Lagarrigue T., Voegtle B. & Lascaux J.M. (2008) Tests for evaluating the injuries suffered by downstream migrating salmonid juveniles and silver eels in their transiting through the VLH turbogenerator unit installed on the Tarn River in Millau. Prepared by ECOGEA for Forces Motrices de Farebout Company, France.
- Lagarrigue T. & Frey A. (2010) Test for evaluating the injuries suffered by downstream-migrating eels in their transiting through the new spherical discharge ring VLH turbogenerator unit installed on the Moselle River in Frouard. Report E. CO. GEA for MJ2 Technologies.
- Lagarrigue T. (2013) Tests for evaluating damage to fish species migrating downstream during their transit through the VLH hydraulic turbine installed on the Tarn River in Millau–report on tests run in May and June 2013. Prepared by Etudes et Conseils en Gestion de l’Environnement Aquatique (ECOGEA), Pins-Justaret, France.
- LfU, Bodeninformationssystem Bayern, <http://www.bis.bayern.de/bis/initParams.do>, [abgerufen am 22.12.2014].
- LfU, Grundlagendaten 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].
- Lundström T. S., Hellström J. G. I. & Lindmark E. M. (2010) Flow design of guiding device for downstream fish migration. River Research and Applications, 26(2), 166-182.
- Meier C., Böhmer J., Rolauffs P. & Hering D. (2006) Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“. Stand Juni 2006.
- Mueller M., Pander J. & Geist J. (2011) The effects of weirs on structural stream habitat and biological communities. Journal of Applied Ecology 48, 1450-1461.

- 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.
- 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 Fischwechsellanlagen 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.
- Tuononen E. I. (2019) Fish Community Interactions with Very Low Head (VLH) Turbine Technology. Doctoral dissertation, Carleton University.
- Zauner G. & Eberstaller J. (1999) Klassifizierungsschema der österreichischen Flußfischfauna in Bezug auf deren Lebensraumansprüche. *Österreichs Fischerei*, 52, 198-205.

Anhang

Tabelle 20 Fischreferenzzönose (prozentuale Anteile der potenziell vorkommenden Fischarten) der Iller am Standort Au.

Gewässer	Iller				
Teileinzugsgebiet	Iller-Lech				
Einzugsgebiet	Iller				
Stromgebiet	Donau				
Obere Grenze	Einmündung der Ostrach bei Sonthofen				
Untere Grenze	Einmündung Lautrach				
Gewässertyp	Flüsse der Kalkalpen				
Gefälle (%)	1,78				
Fischregion	Salmoniden dominiertes Hyporhithral				
Fischregionsindex	5,27				
Referenzarten	19				
Anzahl Leitarten	7				
Typspezifische Arten	15				
Begleitarten	4				
Aitel	8,0	Hasel	8,0	Schneider	1,0
Äsche	34,4	Hecht	0,1	Schrätzer	0,1
Bachforelle	2,5	Huchen	1,0	Steingressling	1,0
Bachschmerle	7,0	Mühlkoppe	7,0	Streber	0,1
Barbe	4,8	Nase	8,5	Strömer	1,0
Elritze	4,9	Quappe	2,5	Zingel	0,1
Gründling	8,0				

Tabelle 21 Mittelwerte der erfassten Turbinendaten der beiden VLH-Turbinen am Standort Au während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2016. VLH 1: orografisch rechte Turbine; VLH 2: orografisch linke Turbine.

	Turbine	Laufgrad [%]	Leistung [kW]	Drehzahl [U/min]	Durchfluss [m ³ /s]	Fallhöhe [m]
Frühjahr 2016	VLH 1	53	152	26,0	11,9	1,83
	VLH 2	50	139	24,3	10,7	1,87
Herbst 2016	VLH 1	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.	n.v.
	VLH 2	68	163	26,1	14,2	1,55

Tabelle 22 Mittelwerte der erfassten abiotischen Parameter während der Untersuchungen des natürlichen Fischabstiegs im Frühjahr und Herbst 2016 am Standort Au aufgetrennt nach den unterschiedlichen Reusen: OATL = orografisch linker Turbinenhamen, OATR = orografisch rechter Turbinenhamen, OAFP = Fischpasshamen; v Rechen = Strömungsgeschwindigkeit unmittelbar am Rechen in m/s, v Hameneingang = Strömungsgeschwindigkeit am Hameneingang in m/s, v Hamen = Strömungsgeschwindigkeit entlang des Fanghamens und der Steertreuse in m/s, Treibgut = aufgefangenes Treibgut pro Hamenleerung in Liter [l], Trüb = Trübung in NTU, O₂ = Sauerstoffkonzentration in mg/l, T = Temperatur in °C, pH = pH-Wert, Lf = Leitfähigkeit in µS/cm.

	Reuse	v Rechen [m/s]	v Hamen- eingang [m/s]	v Steert [m/s]	Treibgut [l]	Trüb [NTU]	O ₂ [mg/l]	T [°C]	pH	Lf [µS/cm]
Frühjahr 2016	OATL	0,45	n.v.	0,32	40,6	3,6	11,9	6,7	8,5	380
	OATR	0,45	n.v.	0,43	38,1					
	OAFP			n.v.	0,15	0,3				
Herbst 2016	OATL	0,47	n.v.	0,28	65,0	44,4	9,8	14,4	8,2	380
	OATR	0,46	n.v.	0,23	63,3					
	OAFP			n.v.	0,14	2,1				

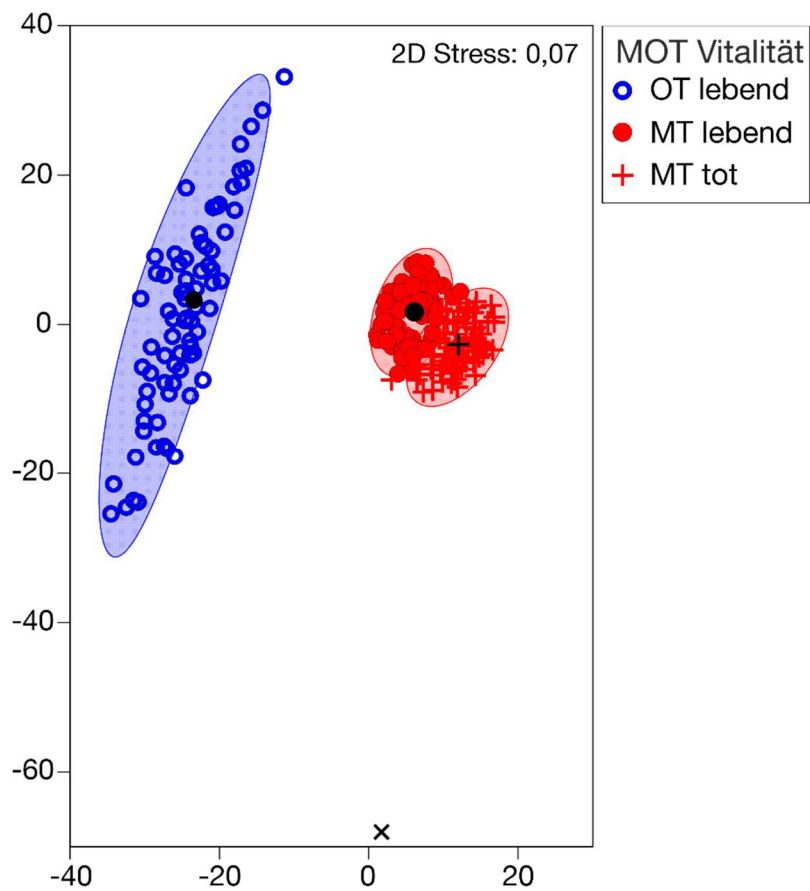


Abbildung 32 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der inneren Verletzungsmuster aller im Abstiegskorridor Turbine und bei der Elektrofischung gefangenen Fischarten des natürlichen Fischabstiegs am Standort Au/Iller. Es sind die inneren Verletzungsmuster unterteilt nach der Vitalität der Fische (lebend = Vitalität 0, tot = Vitalität 5) unmittelbar nach der Turbinenpassage (MT) und ohne Turbinenpassage (OT) dargestellt. 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 Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

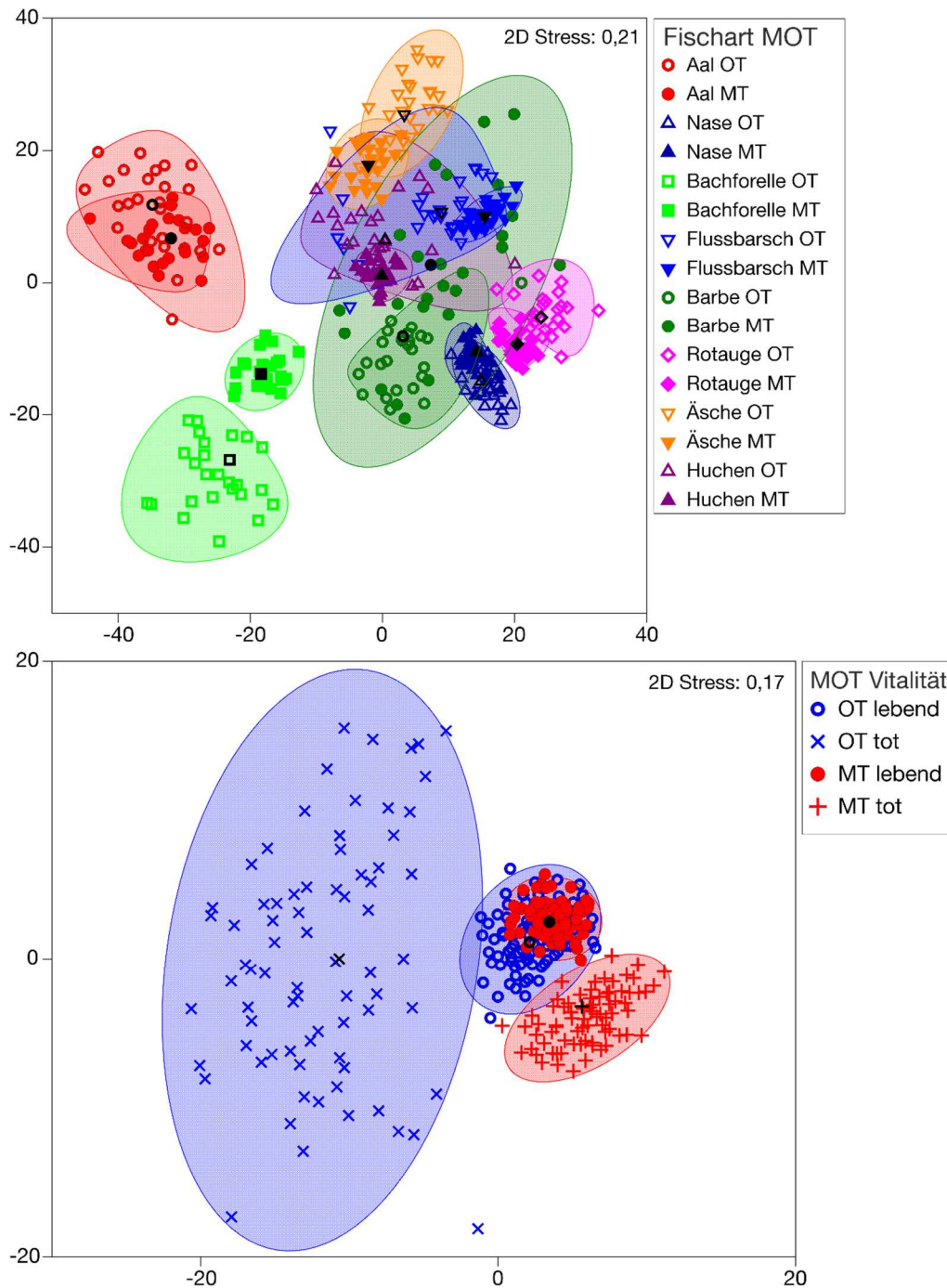


Abbildung 33 Metrische multidimensionale Skalierung (MDS) basierend auf Mittelwerten aus Stichprobenwiederholungen (Bootstrap Averages) der inneren Verletzungsmuster aller acht untersuchten Fischarten (Aal, Nase, Bachforelle, Flussbarsch, Barbe, Rotauge, Äsche, Huchen) am Standort Au/Iller. Auf dem oberen Diagramm sind die Arten mit und ohne Turbinenpassage und auf dem unteren Diagramm die Vitalität der Fische mit und ohne Turbinenpassage dargestellt. OT = ohne Turbinenpassage (Versuchsgruppen Vorschädigung & Hamen), MT = mit Turbinenpassage (Versuchsgruppen Turbine und Turbine & Rechen). Lebend = Vitalität 0, tot = Vitalität 5. 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 Verletzungsmuster (geringer Abstand = große Ähnlichkeit).

Tabelle 23 Sensorfisch-Messwerte an den VLH-Turbinen am Standort Au/Illler im September 2016. MAX = Maximalwert, MIN = Minimalwert, MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung, RPC = Ratio of Pressure Change, g = Erdbeschleunigung, VLH = Very Low Head, Nadir-Druck = tiefster gemessener Druck.

	Hochlast			Niedriglast			VLH Gesamt
	Linke Turbine	Rechte Turbine	Gesamt	Linke Turbine	Rechte Turbine	Gesamt	
Anzahl Sensorfisch-Durchgänge	12	3	15	7	12	19	34
<u>Druckveränderungen</u>							
MAX Akklimatisierungsdruck [kPa]	150	150	150	150	150	150	150
MW Nadir-Druck \pm SD [kPa]	108,1 \pm 4,9	106,1 \pm 10,8	107,7 \pm 6,6	107,8 \pm 5,1	104,6 \pm 7,0	105,8 \pm 6,6	106,7 \pm 6,6
Nadir-Druck MIN-MAX [kPa]	98,1-115,4	91,1-115,8	91,1-115,8	102,0-117,8	85,9-113,0	85,9-117,8	85,9-117,8
MW RPC MIN \pm SD	1,07 \pm 0,05	1,05 \pm 0,11	1,07 \pm 0,07	1,07 \pm 0,05	1,04 \pm 0,07	1,05 \pm 0,06	1,06 \pm 0,07
MW RPC MAX \pm SD	0,72 \pm 0,03	0,71 \pm 0,07	0,72 \pm 0,04	0,72 \pm 0,03	0,70 \pm 0,05	0,71 \pm 0,04	0,71 \pm 0,04
MW Dekompressionsrate \pm SD [kPa/s]	102,7 \pm 28,2	91,3 \pm 41,5	100,4 \pm 31,7	134,3 \pm 17,8	173,8 \pm 72,3	159,2 \pm 61,5	133,3 \pm 58,4
Dekompressionsrate MIN-MAX [kPa/s]	43,0-144,4	61,2-150,0	43,0-150,0	113,5-171,8	93,3-362,3	93,3-362,3	43,3-362,3
<u>Kollisionen</u>							
Anzahl Kollisionsereignisse	11 (91,7%)	3 (100,0%)	14 (93,3%)	6 (85,7%)	12 (100,0%)	18 (94,7%)	32 (94,1%)
MW Kollisionsstärke \pm SD [g]	56,9 \pm 35,8	89,3 \pm 58,6	63,9 \pm 43,8	130,7 \pm 82,6	102,6 \pm 44,3	112,0 \pm 61,3	90,9 \pm 59,3
Kollisionsstärke MIN-MAX [g]	12,5-136,4	21,7-164,6	12,5-164,6	21,2-230,1	36,2-185,0	21,2-230,1	12,5-230,1
% Kollisionsereignisse $>95 g$	18,2%	33,3%	21,4%	50,0%	66,7%	61,1%	43,8%
Anzahl Ereignisse Turbineneinlauf	1 (8,3%)	0	1 (6,7%)	0	0	0	1 (2,9%)
Anzahl Ereignisse Turbine	11 (91,7%)	3 (100%)	14 (93,3%)	6 (85,7%)	12 (100%)	18 (94,7%)	32 (94,1%)
Anzahl Ereignisse Turbinenauslauf	3 (25,0%)	0	3 (20,0)	2 (28,6%)	10 (83,3%)	12 (63,2%)	15 (44,1%)
<u>Scherkräfte</u>							
Anzahl Scherereignisse	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
% Scherereignisse $>95 g$	0	0	0	0	0	0	0
Anzahl Ereignisse Turbineneinlauf	0	0	0	0	0	0	0
Anzahl Ereignisse Turbine	0	0	0	0	0	0	0
Anzahl Ereignisse Turbinenauslauf	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 24 Gesamt-Taxaliste aller am Standort Au/Iller mittels Surber-Sampler entnommenen Makroinvertebraten zusammengefasst nach dem Gewässerbereich (OW = Oberwasser, UW = Unterwasser, SW = Stauwurzel, FP = Fischpass) und dem Zeitpunkt der Probenahme (vor Kraftwerksbau = 2014, nach Kraftwerksbau = 2016), aufgetragen nach absteigender Gesamthäufigkeit. Hochgestellte Zahlen und Buchstaben (grüne Schrift) symbolisieren den Status des Taxons gemäß der Roten Liste der Makrozoobenthos-Arten Bayerns (2003): 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste, G = Gefährdung anzunehmen.

Taxon	gesamt	vor Kraftwerksbau				nach Kraftwerksbau			
		OW	UW	SW	FP	OW	UW	SW	FP
<i>Leuctra sp.</i>	1.922	803	727	5	1	238	119	26	3
Oligochaeta	1.551	134	168	24	1	535	651	20	18
<i>Heptagenia sp.</i>	1.164	599	291	274					
<i>Gammarus sp.</i>	420					179	107	62	72
<i>Baetis sp.</i>	380	152	119	55	2	8	25	10	9
<i>Dinocras sp.</i>	274	81	61	79	4	12	10	8	19
<i>Chloroperla sp.</i>	236	106	113	16			1		
<i>Rhithrogena sp.</i>	217	4	15	13		31	88	59	7
<i>Ecdyonurus sp.</i>	203	47	64		1	32	9	18	32
<i>Limnius sp.</i>	199	36	18	31		80	9	16	9
<i>Elmis sp.</i>	191	23	27	36	2	36	42	15	10
Chironomidae	190	6	9	110	6	20	37	2	
<i>Ephemerella ignita</i>	183	22	29	1		79	46	6	
Prodiamesinae	178	5	1			62	100	4	6
<i>Gammarus pulex</i>	176	62	108	1		2			3
<i>Capnia sp.</i>	140					102	17	17	4
<i>Gammarus fossarum</i>	112					34	39	19	20
<i>Caenis robusta</i>	106					55	42	9	
<i>Esolus sp.</i>	102	13	11	3		58	5	3	9
Chironomini	94	3	5	1		29	49	4	3
<i>Sericostoma personatum/flavicorne</i>	79	12	28	6		13	5	15	
<i>Stenelmis/Macronychus sp.</i>	65	31	6	28					
Baetidae	61					9	13	33	6
<i>Allogamus auricollis</i>	53	9	44						
<i>Simulium sp.</i>	51		8	29	4	1		4	5
Heptageniidae	50					12	18	17	3
<i>Pseudolimniophila sp.</i>	49	31	14	4					
<i>Caenis sp.</i>	47	17	19		1	2	4	4	
Tanypodinae	47	5	1	2	1	19	18	1	
Plecoptera	44					28	14	1	1
Hydrachnidia	39					10	18	8	3
Tanytarsini	38	3	2	2		21	9	1	
<i>Perlodes sp.</i>	33	12	5	2		8	6		
<i>Dicranota sp.</i>	27	4	9	1		4	4	4	1
<i>Oulimnius tuberculatus</i>	26	7	5	3	1	4	5	1	
<i>Eloeophila sp.</i>	25	2	2	9		4	5	2	1
<i>Perla sp.</i>	25	7	3				4	10	1
<i>Ephemerella sp.</i>	24					11	11	2	
<i>Gammarus roeselii</i>	23	3	5	1		2	10		2
<i>Oreodytes sanmarkii</i>	22	1	6			1	13	1	
<i>Diura bicaudata</i>	17					3	9	3	2
<i>Isoperla sp.</i>	17	2	6	1		1	7		
<i>Oreodytes sp.</i>	17					4	13		

Taxon	gesamt	vor Kraftwerksbau				nach Kraftwerksbau			
		OW	UW	SW	FP	OW	UW	SW	FP
<i>Esolus parallelepipedus</i>	16					4	5	4	3
<i>Perla abdominalis</i>	16					4		5	7
<i>Rhyacophila sensu stricto</i>	14	1	3	9	1				
<i>Chaetogaster sp.</i>	13	6	1			6			
<i>Glossosoma conformis</i>	13	1	11	1					
<i>Pisidium sp.</i>	13					10	2	1	
<i>Ephemera danica</i>	12		1			3	7	1	
Ephemeroptera	10					5	4	1	
<i>Glossosoma sp.</i>	10	7	3						
<i>Caenis luctuosa</i>	9					6	3		
Limnephilidae	9		8				1		
<i>Protonemura sp.</i>	9	3	4			1		1	
<i>Rhyacophila dorsalis</i>	8	1	2	4		1			
<i>Ancylus fluviatilis</i>	7					2	5		
Ceratopogonidae	6					1	3	1	1
<i>Limnius volckmari</i>	6	2	2	2					
<i>Nemoura/Nemurella sp.</i>	6					2	4		
<i>Agabus sp.</i>	5					2	3		
<i>Dictyogenus sp.</i>	5						2	3	
Dytiscidae	4			2		1	1		
<i>Rhyacophila sp.</i>	4						3		1
<i>Hydropsyche angustipennis</i>	3			2		1			
<i>Hydropsyche sp.</i>	3			3					
Turbellaria	3					3			
<i>Anabolia nervosa</i>	2						2		
<i>Brychius elevatus</i> ³	2					1	1		
Chironominae	2							2	
Clinocerinae	2		1			1			
<i>Cloeon dipterum</i>	2		2						
Diptera	2					1	1		
<i>Electrogena sp.</i>	2		2						
<i>Erpobdella sp.</i>	2		1				1		
<i>Gyraulus albus</i> ^v	2		1	1					
Hydroporinae	2		2						
<i>Hydropsyche siltalai</i>	2							2	
Limoniidae	2			1		1			
Orthoclaadiinae	2					1	1		
<i>Riolus sp.</i>	2						2		
<i>Sphaerium sp.</i>	2					2			
Trichoptera	2					1	1		
<i>Atherix ibis</i>	1		1						
<i>Chaetopteryx villosa/fusca</i>	1						1		
<i>Dina lineata</i>	1		1						
<i>Dina punctata</i>	1	1							
Elmidae	1				1				
<i>Epeorus sp.</i>	1			1					
<i>Glossiphonia sp.</i>	1					1			
Haliplidae	1						1		
Heteroptera	1						1		
<i>Hydropsyche pellucidula</i>	1	1							
<i>Hydroptila sp.</i>	1					1			

Taxon	gesamt	vor Kraftwerksbau				nach Kraftwerksbau			
		OW	UW	SW	FP	OW	UW	SW	FP
<i>Oligoneuriella sp.</i>	1	1							
Phryganeidae	1						1		
<i>Pilaria sp.</i>	1					1			
<i>Plea minutissima</i>	1					1			
<i>Asellus aquaticus</i>	1						1		
Psychodidae	1					1			
<i>Ptychoptera sp.</i>	1						1		
<i>Rhyacophila obliterata</i>	1	1							
<i>Sialis sp.</i>	1	1							
Simuliidae	1								1
Gesamtsumme	9.174	2.268	1.975	763	26	1.814	1.640	426	262

Tabelle 25 Durchschnittliche Zellzahlen pro mm² aller am Standort Au/Iller entnommenen Periphyton-Taxa zusammengefasst nach dem Gewässerbereich (OW = Oberwasser, UW = Unterwasser, SW = Stauwurzel, FP = Fischpass) und dem Zeitpunkt der Probenahme (vor Kraftwerksbau = 2014, nach Kraftwerksbau = 2016).

Taxon	vor Kraftwerksbau				nach Kraftwerksbau			
	OW	UW	SW	FP	OW	UW	SW	FP
<i>Achnanthes sp.</i>	121	333	280	0,4	71	50	17	2
<i>Amphora sp.</i>	14	74	54	0,2	23	39	18	1
<i>Anabaena sp.</i>	5	145	3		4			
<i>Ankistrodesmus sp.</i>					1			
<i>Aphanocapsa sp.</i>	117	61	5		14			
<i>Asterionella sp.</i>	2							
<i>Audouinella sp.</i>	635	446	56		30	46	4	133
<i>Botryococcus sp.</i>	548	308	233					
<i>Chamaesiphon sp.</i>	18	42		0,1				
<i>Characium sp.</i>	0,4	1						
<i>Chlamydomonas sp.</i>	288	323	86	7	91	82	38	3
<i>Chlorella sp.</i>					81	51	71	11
<i>Chlorophyceae spp.</i>	3	1						
<i>Chroococcus sp.</i>	55	187	3		16	9	21	4
<i>Cocconeis pediculus</i>					0,4	0,2		0,4
<i>Cocconeis spec</i>	39	138	12	0,4	96	32	8	30
<i>Coelastrum sp.</i>	0,4	1						
<i>Crucigenia tetrapedia</i>		1						
<i>Cyclotella sp.</i>	2	11	6		6	3	3	1
<i>Cymbella microcephala</i>	0,2	2						
<i>Cymbella minuta</i>	1							
<i>Cymbella sp.</i>	1	13	51		14	6	9	1
<i>Denticula tenuis</i>			1					
<i>Diatoma sp.</i>	4	76	225	0,1	10	4	1	0,2
<i>Euglena sp.</i>	0,2							
<i>Fragilaria sp.</i>	1	39	10		26	18	2	1
<i>Gloeocapsa sp.</i>	149	166	38	3	0,2	1		1
<i>Gloeocystis sp.</i>					4	4	1	
<i>Gomphonema sp.</i>	28	170	224	0,1	43	70	4	1
Bacillariophyta	11	44	15		2	1		
<i>Gyrosigma sp.</i>	2	4			0,2	1	1	
<i>Haematococcus sp.</i>		1	1				13	
<i>Hannaea arcus</i>					1			0,2
<i>Hantzschia sp.</i>		0,2						
<i>Homoeothrix janthina</i>	4667	6180	2079	4	209	379	8	18
<i>Hydrococcus rivularis</i>	85	146			16			
<i>Hydrococcus sp.</i>	2							
<i>Lyngbya sp.</i>	85	987	131					
<i>Melosira sp.</i>		9	6		2	2	0,3	
<i>Meridion circulare</i>		1						
<i>Meridion sp.</i>						1		
<i>Merismopedia sp.</i>		15						
<i>Microcystis sp.</i>	13					0,4		

Taxon	vor Kraftwerksbau				nach Kraftwerksbau			
	OW	UW	SW	FP	OW	UW	SW	FP
<i>Navicula sp.</i>	60	400	155	1	50	72	26	3
<i>Nitzschia acicularis</i>					0,2	1		
<i>Nitzschia constricta</i>		2						
<i>Nitzschia sigmoidea</i>						0,3	1	
<i>Nitzschia sp.</i>	13	198	63	0,3	10	19	11	3
<i>Oedogonium sp.</i>	6							
<i>Oscillatoria sp.</i>	36	39				45		
<i>Pediastrum boryanum</i>	2							
<i>Phormidium sp.</i>	33	323	32	1	2	21	52	
<i>Pinnularia sp.</i>			0,4					
<i>Pleurocapsa sp.</i>	23				12	29	21	5
<i>Pseudanabaena sp.</i>	18							
<i>Reimeria sinuata</i>	0,3	0,2						
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	5	34	9	0,1				
<i>Rhoicosphenia sp.</i>					9	41	2	1
<i>Scenedesmus ecornis</i>		4						
<i>Scenedesmus quadricauda</i>		1			1			
<i>Scenedesmus sp.</i>	0,4							
<i>Spirulina sp.</i>					135	96		
<i>Stigeoclonium sp.</i>					6	9		
<i>Surirella brebissonii</i>		10	1		0,4	1		
<i>Surirella sp.</i>					0,2		1	
<i>Trachelomonas hispida</i>	1	1						
<i>Trachelomonas sp.</i>	26	22	2	1				
<i>Ulothrix sp.</i>	5	22	3		1	2		1
<i>Uronema sp.</i>	7							