

TEXTE

81/2021

Evaluierung von Fischschutz- und Fischabstiegs- maßnahmen an einem Wasserkraftstandort für die Umsetzung des WHG § 35

Abschlussbericht

TEXTE 81/2021

Ressortforschungsplan des Bundesministerium für
Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit

Forschungskennzahl 3716 24 202 0
FB000220

Evaluierung von Fischschutz- und Fischabstiegsmaßnahmen an einem Wasserkraftstandort für die Umsetzung des WHG § 35

Abschlussbericht

von

Falko Wagner, Peter Warth
Institut für Gewässerökologie und Fischereibiologie Jena, Jena

Wolfgang Schmalz
Fischökologische & Limnologische Untersuchungsstelle Südthüringen,
Breitenbach

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

 [/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

 [/umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

Durchführung der Studie:

Institut für Gewässerökologie und Fischereibiologie Jena
Sandweg 3
07745 Jena

Abschlussdatum:

Oktober 2019

Redaktion:

Fachgebiet II 2.4 Binnengewässer
Stephan Naumann

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Mai 2021

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Unter Mitwirkung von:

Juliane	Beger
Joshua	Berndt
Dennis	Böttger
Richard	Felsch
Julia	Grell
Johanna	Guericke
Yannik	Hartmann
Jacob	Hofmann
Johannes	Körnig
Andreas	Lindig
Felix	Majowski
Cindy	Marin Martinez
Marius	Ritschel
Mansour	Royan
Norman	Schleitzer
Wolfgang	Schmalz
Maria	Schmalz
Jella	Schnirch
Falko	Wagner
Peter	Warth
Caspar	Wenzel

Unteraufträge wurden für Aufbau und Leihe der Antennentechnik im Rahmen der Radiotelemetrieuntersuchung (Profish Belgium: Damien Sonny, Quentin Watthez & Delphine Goffaux) sowie für die Durchführung der Strömungsmessung mittels Acoustic Doppler Current Profiler und einen Teil des Videomonitors (jeweils I am Hydro: Phillipp Thumser & Christian Haas) erteilt.

Kurzbeschreibung: Evaluierung von Fischschutz- und Fischabstiegsmaßnahmen an einem Wasserkraftstandort für die Umsetzung des WHG § 35

Für das Erreichen der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie sind in zahlreichen Fließgewässersystemen Deutschlands Maßnahmen zur Herstellung der flussauf- und flussabwärts gerichteten Durchgängigkeit für Fische erforderlich, um die anthropogen bedingten Defizite in der longitudinalen Passierbarkeit zu reduzieren. Die Errichtung von Fischaufstiegsanlagen an Wehren und sonstigen Wanderhindernissen sowie die Installation von Fischschutz- und Fischabstiegssystemen insbesondere an Wasserkraftanlagen sind hierbei von zentraler Bedeutung. In diesem Zusammenhang besteht die dringende Notwendigkeit, den Fischschutz und Fischabstieg nach dem derzeitigen Stand des Wissens auf seine Wirksamkeit hin zu überprüfen. Dafür sind methodische Ansätze erforderlich, die valide und reproduzierbare Daten liefern, um einen Vergleich der Effizienz unterschiedlicher Fischschutz- und Abstiegskonzepte zu gewährleisten und Empfehlungen für Vorzugslösungen zu ermöglichen.

Mit der „Arbeitshilfe zur standörtlichen Evaluierung des Fischschutzes und Fischabstieges“ (Schmalz et al. 2015) wurde 2015 eine Grundlage geschaffen und erste methodische Ansätze hierfür zusammengefasst. Die Praxistauglichkeit dieser Arbeitshilfe und der darin enthaltenen Methoden wurde im vorliegenden Projekt durch die exemplarische Untersuchung eines Pilotstandorts überprüft. Bei dem Pilotstandort handelt es sich um die Wasserkraftanlage Rappenberghalde im Neckar, bei Tübingen. Neben einem β -rack nach den Vorgaben von Ebel, Gluch & Kehl (2015) zum Fischschutz, gibt es eine diskontinuierlich arbeitende Bypasskonstruktion mit drei Einstiegsmöglichkeiten, verteilt über die gesamte Wassersäule.

Bei der Untersuchung konnten 16 der 20 in der „Arbeitshilfe zur standörtlichen Evaluierung des Fischschutzes und Fischabstieges“ (Schmalz et al. 2015) enthaltenen Zielparameter, durch die Kombination verschiedener Untersuchungstechniken, quantifiziert werden. Neben der Einschätzung der Wirksamkeit des Fischschutz- und Abstiegskonzeptes am Standort Rappenberghalde wurde die in der Arbeitshilfe enthaltene Methodik hinsichtlich der Durchführbarkeit und der resultierenden Datenqualität einer kritischen Prüfung unterzogen.

Abstract: Evaluation of fish protection- and downstream migration for the implementation of the WHG § 35

To achieve the objectives of the Water Framework Directive, measures to establish river connectivity up and downstream are necessary in many river systems in Germany, to reduce the effects of the anthropogenic fragmentation. Construction of fish passes for up and downstream migration and fish protection systems especially at hydro power plants are crucial. In this context we require to evaluate the efficiency of fish protection systems in the present state of the art. Methodical approaches for efficiency studies have to provide valid and repeatable results to compare the efficiency of different protection concepts and sites to enable recommendations for the best solutions.

The 2015 published working guide for the site-specific evaluation of fish protection and bypass systems (Schmalz et al. 2015) provides those methodical approaches. The present study was designed as a pilot study to test their practicability and to evaluate a pilot site. As pilot site a hydro power plant in the river Neckar near Tübingen was chosen with a fish protection by a β -rack after the specifications of Ebel, Gluch & Kehl (2015) and a discontinuously working bypass with three entrances distributed over the entire water column.

During the study 16 of the 20 target parameters included in Schmalz et al. (2015) were quantified by the combination of several techniques. Besides the efficiency of the fish protection and bypass system, the suitability of the investigation methods and the data quality was checked.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis	11
Tabellenverzeichnis	16
Abkürzungsverzeichnis	20
Zusammenfassung.....	21
Summary.....	31
1 Einleitung.....	40
1.1 Untersuchungszweck	40
1.2 Untersuchungsgebiet	41
1.3 Untersuchungsrahmen.....	51
2 Methodik	52
2.1 Untersuchungszeiträume	52
2.2 Abstimmung und Vorbereitung des Untersuchungsvorhabens.....	53
2.3 Technisch-hydraulische Charakterisierung	54
2.4 Erfassung abiotischer sowie technisch-hydraulischer Parameter während der Fischabstiegsuntersuchung	54
2.5 Hälterungseinrichtung.....	57
2.6 Biologische Funktionskontrolle	58
2.6.1 Überblick Zielparameter und Untersuchungsmethoden	58
2.6.2 Untersuchungstechniken	63
2.6.2.1 Imaging-Sonar	64
2.6.2.2 Kamerasystem.....	66
2.6.2.3 Radiotelemetrie	66
2.6.2.4 RFID-Telemetrie mit PIT-Tags (HDX Transponder).....	72
2.6.2.5 Netzfang	76
2.6.2.6 Fang-Wiederfang-Experimente mit RFID-PIT-Tag markierten Fischen.....	81
3 Ergebnisse.....	88
3.1 Technisch hydraulische Charakterisierung.....	88
3.2 Abiotische sowie technisch-hydraulische Parameter während der Fischabstiegsuntersuchung 91	
3.2.1 Wassertemperatur	91
3.2.2 pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffsättigung und -konzentration	91
3.2.3 Sichttiefe	92
3.2.4 Anströmgeschwindigkeit des Leitrechens vor der WKA	92

3.2.5	Anströmgeschwindigkeit des Fischschutzrechens vor der Restwasserturbine am Ausleitungswehr.....	93
3.3	Biologische Funktionskontrolle	93
3.3.1	Imaging Sonar	93
3.3.2	Videosystem.....	95
3.3.3	Radiotelemetrie	96
3.3.4	RFID	99
3.3.4.1	Retentionsexperiment Bypass	99
3.3.4.2	Ermittlung der Abstiegsraten an Leerschuss und Bypass	100
3.3.5	Netzfang	101
3.3.5.1	Fischzönose am Untersuchungsstandort.....	101
3.3.5.2	Zielparameter.....	104
3.3.6	Experimentelle Ermittlung von Mortalität und Schädigung der Fische mittels Wiederfang individuell markierter Fische.....	113
3.3.6.1	Korridorspezifische Mortalitäts- und Überlebensrate	113
3.3.6.2	Standortmortalitäts- und -überlebensrate	116
3.3.6.3	Vorschädigungsrate und handlingbedingte Schädigung	116
3.3.6.4	Korridorspezifische Schädigungsrate	117
3.3.6.5	Standortschädigungsrate	119
4	Diskussion	121
4.1	Praxistest Methodische Empfehlungen Arbeitshilfe Schmalz et al. 2015.....	121
4.1.1	Erstellung Untersuchungskonzept und Vorbereitung.....	121
4.1.2	Untersuchungstechniken und Methoden am WKA Standort Rappenberghalde.....	123
4.1.2.1	Imaging Sonar	123
4.1.2.2	Video	124
4.1.2.3	Radiotelemetrie	124
4.1.2.4	RFID-PIT Telemetrie	125
4.1.2.5	Netzfang.....	126
4.1.3	Erhebung und Bewertung der Parameter.....	127
4.1.3.1	Definition Schutzrate und Gefahrenbereich	127
4.1.3.2	Größenspezifische Schutzrate.....	128
4.1.3.3	Ableitrate	129
4.1.3.4	Durchflussnormierter Einheitsfang.....	129
4.1.3.5	Einschwimmrate, Suchrate, Fluchrate, Mittlere Suchzeit:	129
4.1.3.6	Artenselektivität Fischabstiegseinrichtung.....	130

4.1.3.7	Mortalität- und Schädigungsraten	130
4.1.4	Zusammenfassung der Diskussion zur Arbeitshilfe.....	136
4.2	Beurteilung des Fischschutzsystems	137
4.2.1	Leitwirkung Fischschutzrechen	137
4.2.2	Auffindbarkeit und Nutzung alternativer Fischabstiegsmöglichkeiten	138
4.2.3	Artselektivität Fischabstiegseinrichtung	141
4.2.4	Mortalität und Schädigung bei Passage.....	141
4.2.5	Zusammenfassende Bewertung des Fischschutzsystems.....	144
	Danksagung	147
	Quellenverzeichnis	148
A	Anhang.....	152
A.1	Liste der genutzten umgangssprachlichen Namen und der korrespondierenden wissenschaftlichen Artnamen	152
A.2	Relative Breite (RB) und relative Höhe (RH) sowie die daraus errechnete maximale Körperlänge (TL) mit der die jeweilige Fischart einen Rechen mit dem Stababstand von 10, 15 oder 20 mm passieren kann, wenn eine entsprechende Breite (BR) bzw. Höhe (HÖ) zu Grunde gelegt wird, Datengrundlage ist (Quelle: berechnet nach Ebel 2013 bzw. eigene Daten)	154
A.3	Relative Breite (RB) und relative Höhe (RH) für die am Standort relevanten Fischarten und die daraus errechneten minimalen Körperlängen ab denen ein Fang mit 8 mm Maschenweite möglich ist. Berechnet wurde jeweils auf Grundlage der Körperhöhe (HÖ), als auch der Körperbreite (BR), die relevante Maximalgröße ist in fett dargestellt. Datengrundlage ist, falls nicht anders gekennzeichnet, Ebel 2013	156
A.4	Durchfluss der beiden Hauptturbinen im Juni 2017, berechnet auf Grundlage der Turbinenleistung von Turbine 1 (T1) und Turbine 2 (T2) (Quelle: Stadtwerke Tübingen)..	158
A.5	Durchfluss der beiden Hauptturbinen im Oktober 2017, berechnet auf Grundlage der Turbinenleistung von Turbine 1 (T1) und Turbine 2 (T2) (Quelle: Stadtwerke Tü)	162
A.6	Durchfluss der beiden Hauptturbinen im Juni 2018, berechnet auf Grundlage der Turbinenleistung von Turbine 1 (T1) und Turbine 2 (T2) (Quelle: Stadtwerke Tübingen)..	164
A.7	Grenzwerttabelle zur Besenderung von Fischen. Die Grenzwerte wurden für die drei verschiedenen eingesetzten Sender und die am Standort vorkommenden einheimischen Arten auf Grundlage der Grenzwerte für Mindestlänge und Mindestgewicht nach Adam et al. 2013 berechnet. Aus der Masse anhand von Korpulenzfaktoren errechnete Mindestlängen können dabei nur ein Richtwert sein und es ist immer individuell zu überprüfen, ob beide Grenzwerte eingehalten sind. Der kleine HDX-Transponder ist 12 mm lang und 0,1 g schwer, woraus sich ein Grenzwert von 5 g Körpermasse und eine Mindestlänge von 7,5 cm TL für den zu besendernden Fisch ergeben. Der große HDX-Transponder ist 23,1 mm lang und 0,6 g schwer woraus sich ein Grenzwert von 30 g Körpermasse und eine Mindestlänge von 14,4 cm TL ergeben. Die Radiotelemetrie-Transponder sind 26,6 mm lang (ohne Antenne) und haben eine	

	Masse von 2 g, woraus sich ein Grenzwert von 100 g Körpermasse und eine Mindestlänge von 16,6 cm TL ergeben.	169
A.8	Verlauf der Wassertemperatur während Kampagne 1 und 2. Die Kampagnen dienten der Installation von Imaging Sonar und Radiotelemetrie, inklusive Besenderung der Fische und anschließendem Betrieb von Radiotelemetrieantennen und Imaging Sonar.....	171
A.9	Verlauf der Wassertemperatur während Kampagne 3. Die Kampagne diente dem Betrieb der Radiotelemetrieantennen und der Videokameras, sowie dem Netzfang.	172
A.10	Verlauf der Wassertemperatur während Kampagne 4. Die Kampagne diente dem Netzfang.	173
A.11	Verlauf der Wassertemperatur während der Schädigungsexperimente mit Aalen in Kampagne 5.....	174
A.12	Verlauf der Wassertemperatur während Kampagne 6. Die Kampagne diente der Videoüberwachung des Bypasses, dem Netzfang sowie den Schädigungsexperimenten mit potamodromen Arten.	175
A.13	Boxplot-Diagramm der pH-Wert Messungen während der Kampagnen zwischen Mai 2017 und Juni 2018	176
A.14	Boxplot-Diagramm der Sauerstoffkonzentrationsmessungen während der Kampagnen zwischen Mai 2017 und Juni 2018	177
A.15	Boxplot-Diagramm der Messungen zur elektrischen Leitfähigkeit während der Kampagnen zwischen Mai 2017 und Juni 2018	178
A.16	Boxplot-Diagramm der Messungen zur Sichttiefe während der Kampagnen zwischen Mai 2017 und Juni 2018	179

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Schematische Übersicht über den Standort Rappenberghalde mit den beiden Hauptkorridoren Wasserkraftanlage und Ausleitungswehr, sowie die jeweiligen Subkorridore.	22
Abbildung 2:	Draufsicht auf den Hauptkorridor Wasserkraftanlage zur Veranschaulichung der Anordnung des Horizontal-Leitrechens vor dem Krafthaus mit den Hauptturbinen sowie dem Leerschuss und dem Bypasssystem	23
Abbildung 3:	Anordnung der Radiotelemetrieantennen vor dem Leitreiben der WKA und Veranschaulichung der definierten Bewegungsrichtung	25
Abbildung 4:	Krafthaus der WKA Rappenberghalde mit horizontalem Leitreiben aus dem Oberwasser fotografiert.....	42
Abbildung 5:	Fischfaunistische Referenz 4-02 (R1) des Neckars im Bereich des Untersuchungsstandorts (LAZBW 2016).....	44
Abbildung 6:	Ausleitungswehr aus dem Unterwasser fotografiert (Krafthaus mit Restwasserturbine und Fischaufstiegsanlage außerhalb des linken Bildrandes, Kanal zum Kraftwerk außerhalb des rechten Bildrandes)	45
Abbildung 7:	Luftbild des WKA Standortes Rappenberghalde am Neckar mit markierter Ausleitungsstrecke und Kanal.....	45
Abbildung 8:	Krafthaus der Restwasserturbine mit Zufluss (mittig) und Fischaufstiegsanlage (rechts) am Ausleitungswehr.....	47
Abbildung 9:	Kanal mit Trapezprofil oberhalb der Wasserkraftanlage Rappenberghalde	47
Abbildung 10:	Ausleitungsstrecke auf Höhe der WKA Rappenberghalde im Juni 2019	48
Abbildung 11:	Teil des Fischschutzsystems an der Wasserkraftanlage Rappenberghalde am Neckar bei Tübingen. Blick auf den horizontalen Leitreiben mit 15 mm lichtem Stababstand und Betonsockel. Am rechten Bildrand ist das Schütz zum Leerschuss teilweise zu sehen.....	48
Abbildung 12:	Technische Draufsicht auf das WKA Rappenberghalde am Neckar mit rot markiertem Horizontal-Leitreichen und Bypasssystem, sowie Leerschusskanal und Krafthaus mit Hauptturbinen	49
Abbildung 13:	Schematische Übersicht über den Standort Rappenberghalde (grün umrandet) mit den beiden Hauptkorridoren Wasserkraftanlage (gelb unterlegt) und Ausleitungswehr (rot unterlegt), sowie den sieben potenziellen Subkorridore	50
Abbildung 14:	Zeitplan Durchführung des F+E Vorhabens an der WKA Rappenberghalde 2016 bis 2018 und Zeiträume für einzelne Untersuchungsmethoden; Kampagnen für die biologische Funktionskontrolle nummeriert	52
Abbildung 15:	Zeitplan Durchführung des F+E Vorhabens an der WKA Rappenberghalde 2018 bis 2019 und Zeiträume für einzelne Untersuchungsmethoden; Kampagnen für die biologische Funktionskontrolle nummeriert	53

Abbildung 16:	Ermittlung der Sichttiefe mittels Secchi-Scheibe	55
Abbildung 17:	Große Rundbecken mit 1600 Liter Fassungsvermögen zur Hälterung großer Individuen	57
Abbildung 18:	Nummerierte Kunststoffbecken der Hälterungsanlage mit Frischwasserzulauf und Frischluftversorgung	58
Abbildung 19:	Messwerte für Körperlänge und Körperbreite der Elritze in Relation zueinander. Das geringe Bestimmtheitsmaß R^2 für die Trendlinie verdeutlicht die Streuung der Messwerte.....	62
Abbildung 20:	Untersuchungsmethoden und deren Einsatz in den drei Subkorridoren an der WKA Rappenberghalde	64
Abbildung 21:	Definition der Beobachtungsbereiche bei der Auswertung der DIDSON Aufnahmesequenzen. Die rote Linie markiert den Einschwimmbereich unmittelbar um das Schütz des Bypasses. Zu beiden Seiten angrenzend ist der Suchbereich, markiert in gelb. Der Sichtungsbereich umfasst den gesamten Erfassungsbereich des Imaging Sonars, abzüglich der definierten Bereiche. Als Einschwimmen wird ein Eindringen in den rot abgegrenzten Bereich gewertet (rote Pfeile), während Ausschwimmen ein Verlassen dieses Bereiches hin zum Suchbereich beschreibt (gelbe Pfeile). Wegschwimmen bezeichnet das Verlassen des Suchbereiches in den Sichtungsbereich (grüne Pfeile). Links unten im Sichtungsbereich befindet sich ein Aal	65
Abbildung 22:	Oberer Teil der Traverse im Bypass mit daran montierten Unterwasserkameras und Scheinwerfern zur Erfassung der Ein- und Ausschwimmereignisse an den Bypassöffnungen.....	66
Abbildung 23:	Einsetzen eines Radiotelemetrietransponders in einen Blei.....	67
Abbildung 24:	Mit Radiotelemetrie-Transponder besenderte Plötze, Einschub rechts oben zeigt den verwendeten Radiosender im Maßstabsvergleich zu einer 1 Eurocent Münze	68
Abbildung 25:	Antennenarray vor der Rechenanlage.....	68
Abbildung 26:	Luftbild des WKA Standortes Rappenberghalde am Neckar mit markierten Positionen der RFID-Stationärantennen.....	69
Abbildung 27:	Anordnung der Radioantennen vor dem Leitrechen und Charakterisierung der definierten Bewegungsrichtungen. Der gelb eingezeichnete Strömungsvektor trifft im Winkel von 30° auf den Rechen, Quelle Luftbild Google Earth.	70
Abbildung 28:	A Die Zeit zwischen zwei aufeinanderfolgenden Detektionen (dti) an derselben Antenne wird der Aufenthaltszeit vollständig ($dti \leq 3\text{ s}$, blauer Pfeil) oder anteilig ($dti > 3\text{ s}$, roter Pfeil) zugerechnet. B Wechselereignis ($dti \leq dtikrit$), mit $dtikrit$ die 75 %-Perzentil-Grenze der Dauer aller aufeinanderfolgenden Detektionen zwischen den beiden spezifischen Antennen. C Verlassen-Ereignis bei	

	aufeinanderfolgenden Detektionen an unterschiedlichen Antennen ($dt_i > dt_{ikrit}$)	71
Abbildung 29:	Intraabdominale Injektion eines 12 mm langen HDX-Tags, Einschub rechts oben zeigt den verwendeten Tag im Maßstabsvergleich zu einer 2 Euro Münze	72
Abbildung 30:	Antenne am Bypassausgang. Die Antennenkabel sind zur Stabilisierung in einem Ringförmigen Kunststoffrohr verlegt und über diesen am Beton verankert	74
Abbildung 31:	Antenne (roter Pfeil) im Leerschuss vor Zusammenfluss mit Bypass. Das linke Bild zeigt den Leerschuss in geschlossenem Zustand und den Bypass gegen Ende der Entleerungsphase mit angehobenem Registerschütz (links). In der Mitte ist die Antenne durch Rechengut versetzt. Das rechte Bild zeigt den Leerschuss im geöffneten Zustand (Notfallöffnung) und den Bypass in der Wartephase mit geschlossenem Schütz und überflossenem Überlauf.....	75
Abbildung 32:	Antenne (roter Pfeil) im Unterwasser der alternativen Subkorridore Leerschuss und Bypass	75
Abbildung 33:	Schematische Übersicht über den WKA Standort Rappenberghalde mit gekennzeichneten Positionen der Fangnetze	76
Abbildung 34:	Installation des Hamens für die Hauptturbine während der ersten Untersuchungskampagne	77
Abbildung 35:	Krafthaus an der WKA Rappenberghalde mit installierten Hamennetzen	77
Abbildung 36:	Installierter Hamen hinter der rechten Hauptturbine im Krafthaus während Kampagne 4.....	78
Abbildung 37:	Bergung des zerstörten Hamens der Hauptturbine während der ersten Untersuchungskampagne.....	79
Abbildung 38:	Übersicht über die Fangzeiten in den einzelnen Subkorridoren während den Kampagnen, rot = nicht beprobt, gelb = teilweise beprob, grün = durchgängig beprobt	80
Abbildung 39:	Einsetzen eines PIT-Tags in einen betäubten Aal per Injektor	81
Abbildung 40:	Einbringung einer Kontrollgruppe in das Fanggerät des Subkorridors Restwasserturbine	82
Abbildung 41:	Schädigungsanalyse bei einem Döbel mit Flosseneinriss in der rechten Brustflosse (Intensität 3, Beeinträchtigungsgrad 2).....	84
Abbildung 42:	Anströmgeschwindigkeit am Leitrechen vor der WKA Rappenberghalde am 25.06.19 bei einem mittleren Abfluss von 5,2 m ³ /s.....	92
Abbildung 43:	Mittels Imaging Sonar (DIDSON) beobachtetes Verhalten („ein“- „aus“- „wiedereinschwimmen“) der Fische an den drei Einstiegsöffnungen (Unten, Mitte, Oben) des Bypasses	94
Abbildung 44:	Beeinträchtigte Sichtverhältnisse im Bypass. Links: Beispiel einer Videoaufnahme, entstanden bei Tageslicht am 23.06.2017. Die Sicht	

	ist durch Schwebeteilchen stark beeinträchtigt, sodass keine gesicherte Fischerkennung möglich ist. Rechts: Aufnahme bei Nacht, trotz geringer Gewässertrübung ist durch erhöhten Laubabtrieb keine klare Fischidentifikation möglich.....	95
Abbildung 45:	Nicht beeinträchtigte Sichtverhältnisse im Bypass. Links: Einschwimmen in den Bypass eines Schneiders, der trotz moderater Trübung identifiziert werden kann, da er direkt vor der Kamera kreuzte. Rechts: Einschwimmen (Schwanz voran) eines Aals in den Bypass in den frühen Morgenstunden	95
Abbildung 46:	Anteile stromauf und stromab gerichteter Bewegungen im Bereich des Leitrechens an den drei uferfernen Antennen (6 –8) nach Erstkontakt, sowie Anteil der Fische die den Rechen sofort wieder Richtung Oberwasser verließen. Absolute Anzahl [n], n = 27	97
Abbildung 47:	Anzahl der registrierten Wechsel-Ereignisse (Pfeile) und gesamten Aufenthaltszeit an den Antennen (Kreise) in stromabwärts (linke Seite) und stromaufwärts (rechte Seite). Kreisradien sind proportional zur kumulierten Aufenthaltszeit. Schwarzer Balken skizziert die Position des Rechens. Die Wechsel-Bewegungen von und nach Antenne 11 (Kanaleingang) zeigen alle Wechsel unabhängig der Wechseldauer auf.....	98
Abbildung 48:	Dominanzanteile der im Neckar an der Rappenberghalde bei Tübingen mit Netzen gefangenen Fische (Gesamtindividuenanzahl n=2203).....	101
Abbildung 49:	Anzahl der insgesamt in allen Subkorridoren der Rappenberghalde mit Netzen gefangenen Fische pro Größenklassen [cm] (Gesamtindividuenanzahl n=2203).....	102
Abbildung 50:	Dominanzen der acht häufigsten Arten, aufgeschlüsselt nach Fangzeiträumen	103
Abbildung 51:	Aufteilung der acht häufigsten Arten auf die Subkorridore Fischaufstiegsanlage (FAA), Leerschuss/Bypass, Restwasserturbine und Hauptturbine bei gleichzeitigem Betrieb aller Fanggeräte während den Kampagnen 3 und 4. Die acht Arten repräsentieren 96 % der insgesamt im Zeitraum gefangenen Fischen.	104
Abbildung 52:	Schutzrate im Hauptkorridor Ausleitungswehr	107
Abbildung 53:	Schutzrate im Hauptkorridor Wasserkraftanlage.....	108
Abbildung 54:	Schutz- und Gefährdungsrate im Hauptkorridor WKA. Aufgelistet sind die zwölf am häufigsten in den Netzfängen vertretenen Arten, die 1372 von 1394 eindeutig über die Subkorridore Leerschuss/Bypass bzw. Hauptturbine abgestiegenen Individuen ausmachten.....	110
Abbildung 55:	Höhenspezifische Schutzrate an der WKA. Berücksichtigt wurden nur Datenpunkte, die mindestens 10 Individuen umfassten. Für die Berechnung standen insgesamt 1364 Tiere zur Verfügung. 1022 davon hatten eine Körperhöhe zwischen 0,8 cm und 1,5 cm (gelber	

	Bereich) und hätten den Rechen somit in aufrechter Schwimmposition passieren können.....	112
Abbildung 56:	Konzeptentwicklung für eine biologische Fischabstiegsuntersuchung	121
Abbildung 57:	Typischer Verlauf des Abflusses im Neckar mit schnellem und starkem Anstieg am 29.08.19 und erneutem Rückgang innerhalb weniger Stunden.....	123
Abbildung 58:	Entleerungsphase des Bypasses. Das Registerschütz ist teilweise angehoben und das Wasser aus dem Evakuierungsbecken drückt durch die Spalte, eine potenzielle Schädigungsquelle für absteigende Fische	127
Abbildung 59:	Verletzungsanalyse einer Nase vor (oben) und nach (unten) dem Experiment unter Narkose. Gezeigt ist jeweils die rechte Seite (gespiegelt). Nach dem Experiment sind leichte Schuppenverluste in der Körpermitte, eine leichte Einblutung im Auge und eine leichte Amputation der Schwanzflosse vorhanden.....	132
Abbildung 60:	Fangkäfig zur Befestigung an einem Hamennetz für einen Korridor mit 1,3 m/s Durchfluss. Durch die großzügige Dimensionierung wird eine geringe fangbedingte Schädigung erreicht.....	133
Abbildung 61:	Erhebung der Verletzungen einer lebenden Elritze (<i>Phoxinus phoxinus</i>) nach Passage der Hauptturbinen am Standort Rappenberghalde (Wildfang).....	134
Abbildung 62:	Kombination der Verletzungskategorie mit dem Zustand der Fische (tot/lebend) zur Ableitung der drei Schadkategorien	135
Abbildung 63:	Vergleich der Größenverteilung der Versuchsfische aus den Fängen der Elektrofischerei im Neckar und der Fische aus dem Netzfang in den Subkorridoren. Verglichen werden nur die Fische mit einer TL >15 cm. Die Anzahl der Fische in den beiden Gruppen ist anhand der Zahl der Fische >10 – 15 cm standardisiert.	140
Abbildung 64:	Aal (<i>Anguilla anguilla</i>) mit durchtrenntem Rumpf nach Passage der Restwasserturbine (Durchströmturbine) am Ausleitungswehr der WKA Rappenberghalde.....	142
Abbildung 65:	Räumliche Trennung von Fischaufstiegsanlage und Restwasserturbine	144

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Am Hauptkorridor Ausleitungswehr experimentell ermittelte korridorspezifischen Schädigungsraten für unterschiedliche Beeinträchtigungsgrade (3 = mittelschwer, 4 = präletal, 5 = letal)- und die korridorspezifische Mortalitätsrate, - = Subkorridore wurden nicht untersucht, da sie keine Relevanz als Abstiegskorridore hatten.....	24
Tabelle 2:	Experimentell ermittelte korridorspezifische Schädigungsraten für unterschiedliche Beeinträchtigungsgrade (3 = mittelschwer, 4 = präletal, 5 = letal) sowie die Mortalitätsrate der am Hauptkorridor WKA untersuchten Subkorridore.....	27
Tabelle 3:	Standortmortalitätsrate an der Rappenberghalde im Neckar bei Tübingen während der Untersuchungskampagnen im Juni 2017 und Oktober 2017 sowie für den gepoolten Datensatz	28
Tabelle 4:	Parameter zur Charakterisierung der Hauptturbinen der WKA und der Restwasserturbine am Wasserkraftanlagenstandort Rappenberghalde (Neckar)	46
Tabelle 5:	Parameter zur allgemeinen hydrologischen Standortcharakterisierung der Wasserkraftanlage Rappenberghalde (Neckar)	49
Tabelle 6:	Bei der Planung der Untersuchungen im F+E Vorhaben an der WKA Rappenberghalde berücksichtigte Zielparameter nach Schmalz et al. (2015) mit dem berücksichtigten Zielartenspektrum bezogen auf die potenziell natürliche Fischfauna des Neckars am Untersuchungsstandort	59
Tabelle 7:	Übersicht über die Betriebszeiten des DIDSON im Mai/Juni 2017.....	64
Tabelle 8:	Übersicht der im Neckar am 23. und 24.05.2017 mittels Elektrobefischung gefangenen und mit Radiotranspondern ausgestatteten Fische, ihrer Totallänge (TL) und Masse	69
Tabelle 9:	Definition ausgewählter Verletzungen und Intensitäten nach Mueller et al. 2017	84
Tabelle 10:	Übersicht über die Beeinträchtigungsgrade bestimmter Verletzungen und Intensitäten. Die Beeinträchtigungsgrade stellen den Fitnessverlust dar, den der Fisch anhand der Verletzungen erleidet, während die Intensitäten sich nur auf die Verletzungskategorie beziehen und keine Aussage zur Auswirkung auf die Fitness zulassen. Die Beeinträchtigungsgrade reichen von 1 (unverletzt) bis 5 (letal).....	85
Tabelle 11:	Abflussaufteilung auf die einzelnen Subkorridore am Wasserkraftanlagenstandort Rappenberghalde (Neckar).....	88
Tabelle 12:	Parameter zur Charakterisierung der Querbauwerke am Wasserkraftanlagenstandort Rappenberghalde (Neckar).....	88

Tabelle 13:	Kenngrößen der Fischschutzeinrichtungen an den beiden Hauptkorridoren Wasserkraftanlage und Ausleitungswehr am Wasserkraftanlagenstandort Rappenberghalde (Neckar).....	89
Tabelle 14:	Kenngrößen der Abstiegsmöglichkeiten (ohne Gefahrenbereiche) am Standort Rappenberghalde (Neckar)	90
Tabelle 15:	Wahrscheinlichkeit einer stromab gerichteten Bewegung P(stromab) bei wiederholtem Kontakt der Fische an den Antennen 8, 7 und 6 im Bereich vor dem Leitreechen, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede im Verhalten der Fische zwischen den Antennen (paarweiser Vergleich, Chi-Quadrat-Test, $p < 0,001$)	97
Tabelle 16:	Am 06.06.2018 in den Bypass eingebrachte, transpondierte Fische, sowie die entsprechenden Detektions- und Wiederfangdaten	99
Tabelle 17:	Normierter Tagesfang der beprobten Subkorridore am Standort Rappenberghalde bei Tübingen während der verschiedenen Fangperioden. Anzahl der Individuen, die im jeweiligen Subkorridor je 24 Stunden im Mittel gefangen wurden. Der „synchrone“ Datensatz umfasst alle Perioden während derer gleichzeitig in allen Subkorridoren Netzfang betrieben wurde, während in den Gesamtdatensatz auch Fänge eingingen, die diesem Kriterium nicht entsprechen.....	105
Tabelle 18:	Abstiegsrate der Fische aufgeteilt nach Subkorridoren. Der „synchrone“ Datensatz umfasst alle Perioden während derer gleichzeitig in allen Subkorridoren Netzfang betrieben wurde, während in den Gesamtdatensatz auch Fänge eingingen, die diesem Kriterium nicht entsprechen.....	105
Tabelle 19:	Durchflusssnormierter Einheitsfang in den Subkorridoren. Werte geben die Anzahl der im Laufe eines durchschnittlichen Tages der betrachteten Periode über einen Subkorridor abgestiegenen Tiere in Relation zum durchschnittlichen Durchfluss (m^3/s) des Korridors im Zeitraum wieder. Der „synchrone“ Datensatz umfasst alle Perioden während derer gleichzeitig in allen Subkorridoren Netzfang betrieben wurde, während in den Gesamtdatensatz auch Fänge eingingen, die diesem Kriterium nicht entsprechen.	106
Tabelle 20:	Schutz- und Gefährdungsrate im Hauptkorridor WKA für die 10 häufigsten einheimischen Arten.....	109
Tabelle 21:	Datengrundlage für die Berechnung der höhenspezifischen Schutzrate im Bereich 0,8 cm bis 1,5 cm Körperhöhe. Angegeben ist jeweils die Zahl der Individuen je Datenpunkt. Datenpunkte mit weniger als 10 Individuen sind nicht dargestellt.	111
Tabelle 22:	Datengrundlage für die Berechnung der höhenspezifischen Schutzrate im Bereich 1,6 cm bis 2,4 cm Körperhöhe. Angegeben ist	

	jeweils die Zahl der Individuen je Datenpunkt. Datenpunkte mit weniger als 10 Individuen sind nicht dargestellt.	111
Tabelle 23:	Übersicht über die passagebedingte, direkte (bei Wiederfang) sowie verzögerte Mortalitätsrate (48 Stunden nach dem Wiederfang). Die im jeweiligen Kontrollversuch ermittelte handlingbedingte Mortalitätsrate ist bereits berücksichtigt. Die errechnete verzögerte Mortalität kann dadurch geringer sein als die direkte Mortalität, wenn die verzögerte Mortalität der Kontrollgruppe, die der Versuchsgruppe übersteigt.....	113
Tabelle 24:	Statistischer Vergleich der Mortalität in den einzelnen Subkorridoren. Verglichen wurden sowohl die direkte Mortalität bei Wiederfang und die verzögerte Mortalität nach 48 h Hälterungsphase. Analyse mit Fishers Exact Test und paarweisem Vergleich, Signifikanzniveau $P < 0,05$	114
Tabelle 25:	Korridorspezifische Mortalitätsrate, spezifisch errechnet für die Arten Aal (<i>Anguilla anguilla</i>), Schneider (<i>Alburnoides bipunctatus</i>) und Gründling (<i>Gobio gobio</i>). Angegeben sind die korridorspezifische Rate der direkten Mortalität bei Fang und der verzögerten Mortalität (nach 48 h Hälterung) in den beprobten Subkorridoren.....	115
Tabelle 26:	Mortalität für potamodrome Arten am Hauptkorridor WKA, errechnet aus der experimentell ermittelten korridorspezifischen Mortalitätsrate und der Abstiegsrate. Zwischen den Fangzeiträumen kommt es zu Schwankungen in der Mortalitätsrate des Hauptkorridors auf Grund des variierenden Anteils der über den Gefahrenbereich abgestiegenen Fische.	115
Tabelle 27:	Mortalitätsrate für potamodrome Arten im Hauptkorridor Ausleitungswehr, errechnet aus den experimentell ermittelten korridorspezifischen Mortalitätsraten und der aus dem Netzfang der natürlich absteigenden Fische ermittelten Abstiegsrate. Zwischen den Fangzeiträumen kommt es zu Schwankungen in der Mortalitätsrate des Hauptkorridors auf Grund des variierenden Anteils der über den Gefahrenbereich abgestiegenen Fische.	116
Tabelle 28:	Standortmortalitätsrate an der Rappenberghalde im Neckar bei Tübingen	116
Tabelle 29:	Übersicht über die Häufigkeit von Verletzungen, aufgeschlüsselt nach Beeinträchtigungsgraden (2 – 5) und Untersuchungszeitpunkt, vor bzw. nach dem Besatz in die Subkorridore und dem anschließenden Wiederfang. Angaben als absolute Anzahl und prozentualer Anteil des Auftretens bei den untersuchten Fischen.....	117
Tabelle 30:	Durch das Handling bedingte Schädigung in den einzelnen Subkorridoren unter Berücksichtigung verschiedener Beeinträchtigungsgrade.....	117

Tabelle 31:	Korridorspezifische Schädigungsraten, berechnet unter Berücksichtigung mittlerer bis schwerer Schädigungen der Beeinträchtigungsgrade 3 – 5.....	118
Tabelle 32:	Korridorspezifische Schädigungsraten berechnet unter Berücksichtigung schwerer Schädigungen der Beeinträchtigungsgrade 4 und 5	118
Tabelle 33:	Statistische Analyse zum Vergleich der Schädigung in den einzelnen Subkorridoren.....	119
Tabelle 34:	Schädigungsrate potamodromer Arten an der WKA unter Einbeziehung mittelschwerer (Beeinträchtigungsgrad 3) und schwerer Schädigungen (Beeinträchtigungsgrade 4 – 5)	119
Tabelle 35:	Schädigungsrate potamodromer Arten am Ausleitungswehr unter Einbeziehung mittelschwerer (Beeinträchtigungsgrad 3) und schwerer Schädigungen (Beeinträchtigungsgrade 4 – 5)	119
Tabelle 36:	Standortschädigungsrate anhand der Beeinträchtigungsgrade 3–5.....	120
Tabelle 37:	Übersicht über die Beeinträchtigungsgrade bestimmter Verletzungen und Intensitäten. Die Beeinträchtigungsgrade stellen den Fitnessverlust dar, den der Fisch anhand der Verletzungen erleidet, während die Intensitäten sich nur auf die Verletzungskategorie beziehen und keine Aussage zur Auswirkung auf die Fitness zulassen. Die Beeinträchtigungsgrade reichen von 1 (unverletzt) bis 5 (letal).....	135

Abkürzungsverzeichnis

ADCP	Acoustic Doppler Current Profiler
AG	Auftraggeber
DIDSON	Dual-Frequency Identification Sonar
EG-Wasserrahmenrichtlinie	Europäische Gemeinschaft-Wasserrahmenrichtlinie
FAA	Fischaufstiegsanlage
FDX	Full Duplex
FLUSS	Fischökologische & Limnologische Untersuchungsstelle Südthüringen
HDX	Half Duplex
HSR	Handlingbedingte Schädigungsrate
IGF	Institut für Gewässerökologie und Fischereibiologie Jena
LAZBW	Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg
LUBW	Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg
MHQ	Mittlerer Hochwasserabfluss
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserabfluss
MQ	Mittelwasserabfluss
MW	Mittelwasserstand
PIT	Passive Integrated Transponder
RFID	Radio Frequency Identification
RF-Telemetrie	Radiofrequenz Telemetrie
SR	Schädigungsrate
TL	Totallänge
UBA	Umweltbundesamt
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WKA	Wasserkraftanlage

Zusammenfassung

Zielstellung

Für das Erreichen der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie sind in vielen Fließgewässersystemen Deutschlands Maßnahmen zur Herstellung der flussauf- und flussabwärts gerichteten Durchgängigkeit für Fische erforderlich, um die anthropogen bedingten Defizite in der longitudinalen Passierbarkeit zu reduzieren. Die Errichtung von Fischaufstiegsanlagen an Wehren und sonstigen Wanderhindernissen sowie die Installation von Fischschutz- und Fischabstiegssystemen insbesondere an Wasserkraftanlagen (WKA) sind hierbei von zentraler Bedeutung.

In diesem Zusammenhang besteht die dringende Notwendigkeit, Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen nach dem derzeitigen Stand des Wissens auf ihre Wirksamkeit hin zu überprüfen. Dafür sind methodische Ansätze erforderlich, die valide und reproduzierbare Daten liefern, um einen Vergleich der Effizienz unterschiedlicher Fischschutz- und Abstiegskonzepte zu gewährleisten und Empfehlungen für Vorzugslösungen zu ermöglichen. Mit der 2015 publizierten „Arbeitshilfe zur standörtlichen Evaluierung des Fischschutzes und Fischabstieges“ (Schmalz et al. 2015) sind diese methodischen Ansätze verfügbar. Deren Praxistauglichkeit wurde im vorliegenden Projekt durch die exemplarische Untersuchung eines Pilotstandorts überprüft. Zudem sollte die Effizienz der Fischschutz- und Fischabstiegseinrichtungen am untersuchten Wasserkraftanlagenstandort Rappenberghalde am Neckar, bei Tübingen überprüft und gegebenenfalls Optimierungsvorschläge erarbeitet werden.

Standortbeschreibung

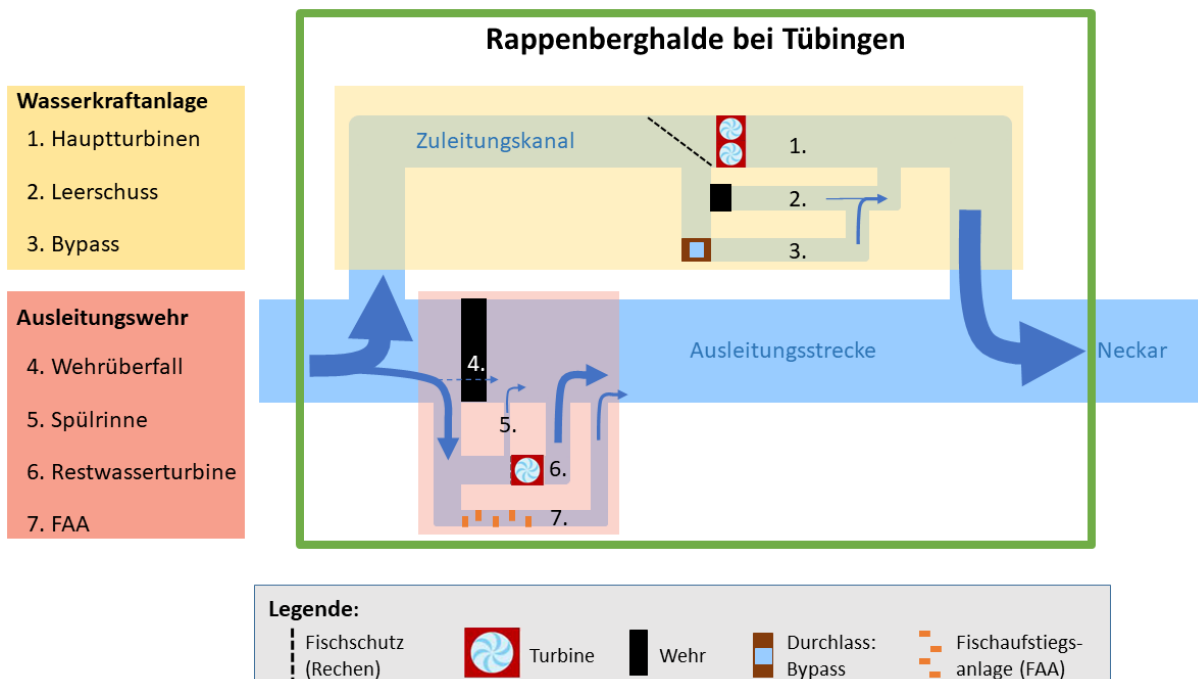
Die energetische Nutzung der Wasserkraft geschieht am Standort Rappenberghalde hauptsächlich über zwei Kaplan-Turbinen (Abbildung 1), mit einem Ausbaudurchfluss von insgesamt 22 m³/s. Hierfür wird der Neckar an einem Ausleitungswehr stromaufwärts der Wasserkraftanlage (WKA) aufgestaut und das Wasser größtenteils abgeschlagen, um es über einen Zuleitungskanal der WKA zuzuführen. Am Ausleitungswehr ist zusätzlich eine Durchströmturbine zu Verstromung des in die Ausleitungsstrecke nach behördlicher Festlegung abzugebenden Mindestwassers von 1,55 m³/s installiert. Daraus ergeben sich zwei Hauptkorridore für den Abstieg der Fische:

1. Ausleitungswehr am oberwasserseitigen Ende von Zuleitungskanal und Ausleitungsstrecke
2. WKA im Zuleitungskanal

Beide Hauptkorridore verfügen über Fischschutz- und Fischabstiegseinrichtungen, welche abstiegswillige Fische am Eindringen in den jeweiligen Gefahrenbereich hindern und einen schadigungsfreien Abstieg ermöglichen sollen.

Vor der Restwasserturbine am Ausleitungswehr ist ein Vertikalrechen mit 20 mm Stababstand errichtet. Das Rechengut wird oberflächennah über eine Spülrinne ins Tosbecken des Ausleitungswehres abtransportiert. Die Spülrinne stellt eine theoretische Abstiegsmöglichkeit für Fische dar. Zusätzlich ist über eine Fischaufstiegsanlage eine beschädigungsfreie stromab- und stromaufwärts gerichtete Passage möglich. Das Wehr selbst ist nur überspült, wenn der Abfluss am Standort die Summe des maximalen Durchflusses der übrigen Korridore übersteigt, sodass der Wehrüberfall nur bei bestimmten Abflusszuständen als Abstiegskorridor in Frage kommt. Am Hauptkorridor Ausleitungswehr sind daher vier Subkorridore ausgeprägt (Abbildung 1), über welche Fische, teilweise aber nur temporär, in das Unterwasser gelangen könnten.

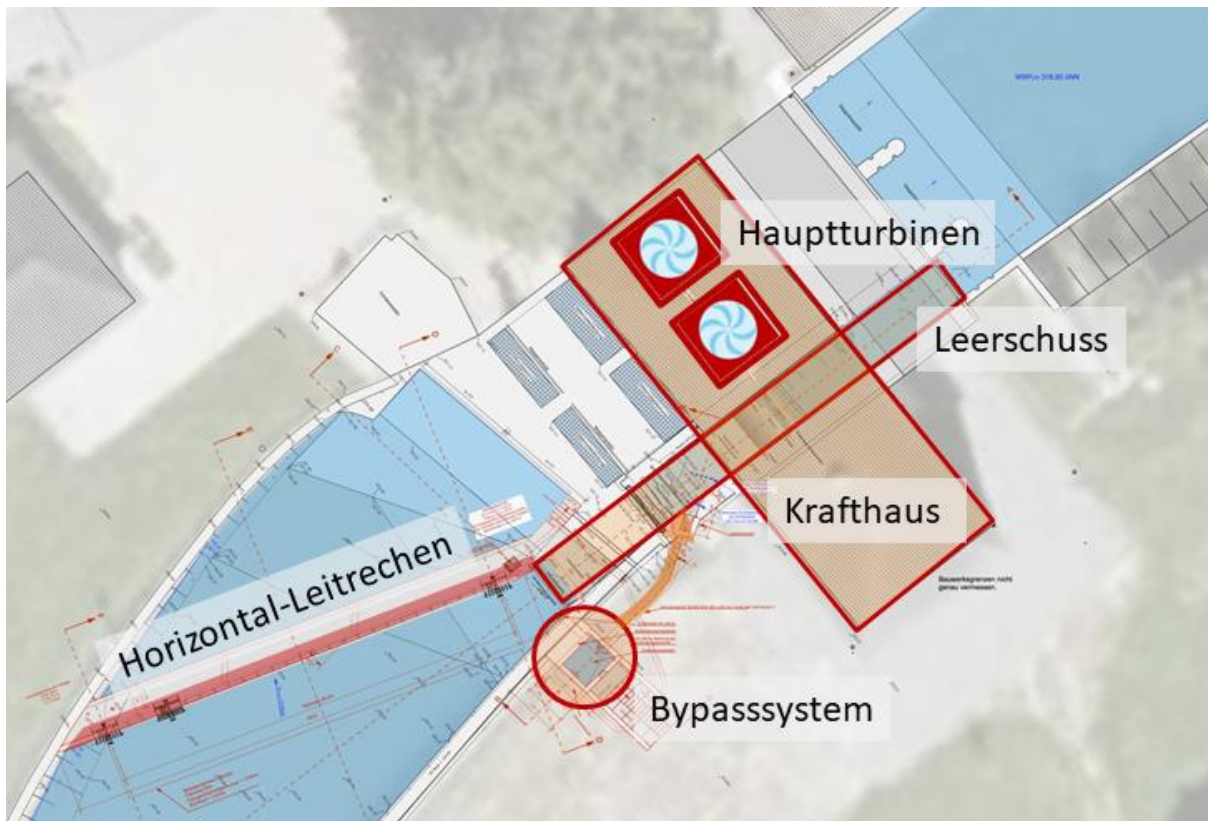
Abbildung 1: Schematische Übersicht über den Standort Rappenberghalde mit den beiden Hauptkorridoren Wasserkraftanlage und Ausleitungswehr, sowie die jeweiligen Subkorridore.



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Das 2013 am Hauptkorridor WKA umgesetzte Fischschutz- und Fischabstiegskonzept beinhaltet einen Horizontal-Leitrechen nach Ebel, Gluch & Kehl (2015) sowie eine Bypasseinrichtung (Abbildung 2). Der Horizontal-Leitrechen besitzt einen Stababstand von 15 mm und wird in einem Winkel von 30° schräg angeströmt. Der Bypass ist als diskontinuierlich arbeitende Fischschleuse konzipiert. Abstiegswilligen Fischen stehen drei Einstiegsöffnungen zur Verfügung, die über die gesamte Wassersäule verteilt sind und in eine Evakuierungskammer münden. Die Evakuierungskammer entleert periodisch in ein Tosbecken im Leerschuss, wodurch enthaltene Fische ins Unterwasser überführt werden. Zwischen den Entleerungsintervallen soll ein permanenter Durchfluss des Bypasses von 0,15 m³/s einen für die Fische wahrnehmbaren Strömungsreiz an den Bypasseinstiegen induzieren. Der Fischabstieg und die hydraulischen Verhältnisse im schleusenartigen Bypasssystem werden über ein Registerschütz geregelt. Zwischen Bypass und Rechen ist das oberwasserseitige Schütz für den Leerschuss positioniert. Es dient einerseits der Erzeugung eines Spülschalles zum Abtransport des Rechengutes über den Leerschuss gegen Ende der Rechenreinigung, kann aber im Notfall zur Ableitung des gesamten Durchflusses aus dem Zuleitungskanal auch ganz geöffnet werden. Der Hauptkorridor WKA verfügt somit über drei Subkorridore.

Abbildung 2: Draufsicht auf den Hauptkorridor Wasserkraftanlage zur Veranschaulichung der Anordnung des Horizontal-Leitrechens vor dem Krafthaus mit den Hauptturbinen sowie dem Leerschuss und dem Bypasssystem



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Vorgehensweise

Für die Untersuchungen zur Funktionskontrolle des Fischschutz- und Fischabstiegssystems waren folgende Hauptaspekte zu berücksichtigen:

1. Erfassung der Effizienz des Fischschutzes und alternativer gefahrloser Fischabstiegswege
2. Überprüfung des Schädigungs- und Mortalitätsrisikos der Fische beim Abstieg über die Korridore
3. Verhaltensuntersuchung absteigender Fische am Leitrechen sowie vor und im Bypass
4. Erläuterung erkannter Defizite
5. Optimierung des Bypassmanagements
6. Variantenvorschläge mit Verbesserungsmöglichkeiten
7. Bereitstellung der gewonnenen Daten nach Schmalz et al. (2015) mit standardisierten Methoden als Grundlage für übertragbare Aussagen zu Gestaltungs- und Bemessungskriterien des Horizontal-Leitrechens sowie des Bypasssystems
8. Bewertung der Praxistauglichkeit der Arbeitshilfe und Ergänzung der statistischen Auswertungsalgorithmen sowie gegebenenfalls Korrektur oder Erweiterung einzelner Komponenten

Zur standörtlichen Evaluierung gemäß Arbeitshilfe wurden neben der technisch-hydraulischen Charakterisierung des Standortes vor allem biologische Funktionskontrollen durchgeführt. Die hierzu

verwandte Methodik umfasste den Netzfang in allen relevanten Subkorridoren, ergänzende Telemetryuntersuchungen, sowie Videomonitoring und Imaging Sonar. Der Wehrüberfall im Hauptkorridor Ausleitungswehr war im Untersuchungszeitraum nicht überströmt und besaß daher als Korridor für den Fischabstieg keine Relevanz und wurde nicht beprobt. Im Hauptkorridor WKA war eine getrennte Beprobung von Leerschuss und Bypass mittels Netzfang nicht möglich, eine Nutzung des Leerschusses als Abstiegsmöglichkeit im Zuge des Spülschwall am Ende der Rechenreinigung, jedoch wahrscheinlich. Die Quantifizierung der Abstiegsrate in den Subkorridoren Leerschuss und Bypass musste daher per RFID-Telemetry durchgeführt werden, wozu besenderte Individuen im Oberwasser der WKA freigesetzt und die Subkorridore mit Antennen versehen wurden. In allen Subkorridoren des Hauptkorridors WKA und am Hauptkorridor Ausleitungswehr im Subkorridor Restwasserturbine, wurden Versuche zur experimentellen Ermittlung von Schädigung und Mortalität durchgeführt. Hierfür kamen Versuchsfische zum Einsatz, die im Neckar nahe des Untersuchungsstandortes gefangen, einer Voruntersuchung unterzogen und mit PIT tags versehen wurden. Für jedes Tier individuell erfolgte die Ermittlung der Vorschädigung, welche bei der Schädigungsanalyse nach dem Experiment berücksichtigt wurde. Durch Kontrollgruppen war sichergestellt, dass auch handlingbedingte Schädigungen, wie sie beispielsweise durch den Netzfang entstehen, nicht der Anlage angelastet wurden. Die Schädigungsrate nach Korridorpassage wurde für verschiedene Beeinträchtigungsgrade ermittelt. Zusätzlich zu Experimenten mit potamodromen Arten, wurden die Subkorridore Leerschuss und Bypass auch auf ihre Schädigungswahrscheinlichkeit für Aale hin untersucht.

Ergebnisse

Im Hauptkorridor Ausleitungswehr betrug die maximal gemessene Anströmgeschwindigkeit am Vertikalrechen vor der Restwasserturbine 0,65 m/s. Hierdurch ist keine Gefahr für die Fische abzuleiten, insbesondere da der Durchfluss der Restwasserturbine auch bei höheren Abflüssen nur geringfügig zunimmt und somit auch unter diesen Umständen keine bedeutende Zunahme der Anströmgeschwindigkeiten erfolgt.

Von den Ergebnissen der Experimente mit gezielt eingebrachten Fischen ist für den Subkorridor Restwasserturbine eine korridorspezifische Mortalitätsrate von 0,39 abzuleiten. Der Anteil stark geschädigter Fische lag sogar bei 0,44, wobei insgesamt über die Hälfte (0,57) der über die Restwasserturbine abgestiegenen Fische mittelschwere bis schwere Schädigungen erlitten (Tabelle 1). Auch im natürlichen Abstieg wurden deutliche Verletzungen ersichtlich, die mit großer Wahrscheinlichkeit der Restwasserturbine zuzuschreiben sind.

Tabelle 1: Am Hauptkorridor Ausleitungswehr experimentell ermittelte korridorspezifischen Schädigungsrate für unterschiedliche Beeinträchtigungsgrade (3 = mittelschwer, 4 = präletal, 5 = letal)- und die korridorspezifische Mortalitätsrate, - = Subkorridore wurden nicht untersucht, da sie keine Relevanz als Abstiegskorridore hatten

Subkorridor	Schädigungsrate Grad 3-5	Schädigungsrate Grad 4-5	Mortalitätsrate (direkt)
Wehrüberfall (nicht beprobt)	-	-	-
Spülrinne	-	-	-
Restwasserturbine	0,57	0,44	0,39
Fischaufstiegsanlage	-	-	-

Die Ergebnisse des Netzfangs belegen, dass die oberflächennahe, nur kurzzeitig während des Spülvorgangs öffnende Spülrinne am Ausleitungswehr keine Rolle für den Fischabstieg spielte und

auch die Fischaufstiegsanlage nur zu einem sehr geringen Anteil für den Abstieg genutzt wird. Die resultierende **Schutzrate** im Hauptkorridor Ausleitungswehr ist darum mit 4 % sehr niedrig. Auf den gesamten Standort bezogen, resultiert für die Restwasserturbine eine **Abstiegsrate** von 0,32.

Die Strömungszustände am Horizontal-Leitrechen im Hauptkorridor WKA waren bei den gemessenen Abflüssen ($Q = 7,0 \text{ m}^3/\text{s} = Q_{40}$) insgesamt moderat. Die Verteilung der Anströmgeschwindigkeit über den Rechen hinweg war jedoch sehr heterogen, mit punktuellen Maxima von bis zu 0,68 m/s. Insgesamt ist das Risiko des Anpressens gesunder Fische an den Rechen vor der WKA jedoch sehr gering. Hinsichtlich der Anströmungsverteilung bei höheren Durchflüssen liegen keine Daten vor, sodass hierzu keine Aussagen getroffen werden können. Zum rechten Ufer hin, wo sich der nur kurzzeitig öffnende Leerschuss befindet, nahm die Anströmgeschwindigkeit stark ab und es entstanden teilweise sogar Rückströmungen.

Die Ergebnisse der Radiotelemetrie zeigen, dass der Horizontal-Leitrechen bei Erstkontakt eine gute Leitwirkung in Richtung Bypass entfaltet. Entlang des Rechens traten stromabwärts gerichtete Bewegungen (Abbildung 3) im linken und zentralen Bereich des Rechens (Antennen 8, 7, 6, Abbildung 3) statistisch signifikant höher auf, als stromaufwärts gerichtete Bewegungen. Der Effekt reduziert sich allerdings im strömungsarmen Bereich auf der rechten Seite und wirkt nicht bis vor die Bypassöffnungen (Antenne 5, Abbildung 3). So gelangte nur einer von dreizehn Fischen, die sich nach Erstkontakt am Rechen stromab bewegten, bis vor den Bypass. Auch bei den Folgekontakten wurden im linken Bereich des Rechens (Antenne 8 und 7, Abbildung 3) häufiger stromab gerichtete Bewegungen registriert. Nicht jedoch im rechten Rechenbereich (Antenne 6 zu Antenne 5). Im Durchschnitt wurden je Fisch vierzig Detektionsereignisse am Rechen registriert. Insgesamt schwammen 8 Fische in den Bypass ein, wovon nur ein einziger abstieg, während die anderen wieder ins Oberwasser ausschwammen.

Abbildung 3: Anordnung der Radiotelemetrieantennen vor dem Leitreechen der WKA und Veranschaulichung der definierten Bewegungsrichtung



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Nachdem damit nachgewiesen wurde, dass in den Bypass eingeschwommene Fische wieder in das Oberwasser ausschwimmen, wurden alle drei Einschwimmöffnungen mit kehlenartigen Konstruktionen aus Metallstäben versehen, um den Fischen das Ausschwimmen zu erschweren. Zusätzlich wurden die Intervalle zwischen den Entleerungen der Evakuierungskammer von drei

Stunden auf eine Stunde reduziert. Die Ergebnisse des Retentionsexperimentes zur Überprüfung der Maßnahmeneffekte, bei den besenderte Fische direkt in das Evakuierungsbecken des Bypasses gegeben wurden, deuten darauf hin, dass im Vergleich zu dem bei der Radiotelemetrie erfassten Zustand weniger Fische wieder zurück ins Oberwasser ausschwammen. Ein zuverlässiger Rückhalt der Fische war jedoch auch nach diesen Modifikationen nicht gegeben.

Aufgrund geringer Sichtweiten, infolge langer Phasen mit starker Wassertrübung, war die Bildqualität der eingesetzten Videosysteme an den Bypasseinstiegen für zuverlässige Fischdetektion nur für kurze Zeiten für quantitative Aussagen ausreichend. Während Phasen geringerer Gewässertrübung, vor allem im Herbst 2017, gelangen sehr gute Aufnahmen einzelner Individuen, die eine Verhaltensbeobachtung und Artbestimmung zuließen. So konnte ein mit dem Kopf gegen die Strömung gerichtet einschwimmender Aal an der sohlnahen Einstiegsöffnung beobachtet werden. Eine quantitative Auswertung der Videodaten war auf Grund der geringen Gesamtdatenmenge guter Bildqualität jedoch nicht möglich. Zur Ermittlung der Parameter für die Auffindbarkeit und Attraktivität des Bypasses wurde daher auf das Imaging Sonar (DIDSON) zurückgegriffen. Mittels DIDSON konnten im „Suchbereich“ um die Einstiegsöffnungen herum 440 Bewegungen verzeichnet werden, die 393 Fischbeobachtungsereignissen entsprechen. Lediglich 69 „Einschwimmereignisse“, also Aufenthalte im direkten Umfeld (<1 m) um die Bypasseinstiege, konnten dokumentiert werden. Ein Großteil der Fische, die in den Bereich der Einstiegsöffnungen des Bypasses einschwammen, verließ diesen Bereich wieder ins Oberwasser. Die **Einschwimmrate** der Fische aus dem Suchbereich in den Einstiegsbereich der Bypässe betrug 0,23. Wird der Beobachtungsraum auf den gesamten Sichtungsbereich erweitert, sinkt die Einschwimmrate auf 0,16. Dementsprechend betrug die **Suchrate**, die den Anteil der im Beobachtungsraum erfassten Individuen beschreibt, der nicht in den Bypass einschwamm 0,77 bzw. 0,84 bei erweitertem Beobachtungsraum. Die mittlere **Suchzeit**, also die mittlere Dauer von der Ankunft im Suchraum bis zum Einschwimmen in den Bypass, betrug 38,8 Sekunden.

Im Hauptkorridor WKA konnten mittels Hamennetzen 21 Fischarten mit insgesamt 1757 Individuen gefangen werden. Die ermittelte **Schutzrate** beträgt 0,54. Die Schutzraten variierten zwischen den einzelnen Arten erheblich. Besonders gering war sie beim Aal (0,10; $n = 48$). Für den Subkorridor Leerschuss/Bypass wurde bezogen auf alle autochthonen Arten eine **Artenselektivität** von 0,28 ermittelt. Äsche, Bitterling, Kaulbarsch, Nase und Schleie nutzten den Subkorridor Leerschuss/Bypass nicht, waren jedoch auch nur mit wenigen Individuen vorhanden. Vertreter aller Arten mit mehr als 1 % Dominanzanteil stiegen auch über den Subkorridor Leerschuss/Bypass ab. Eine Zunahme in der **Körpergrößenabhängigen Schutzwahrscheinlichkeit** ist in der Fraktion aller Fische bis zu einer Körperhöhe von 1,5 cm deutlich erkennbar. Dies traf jedoch nicht für alle Arten zu. Beim Schneider nahm die Schutzwahrscheinlichkeit mit zunehmender Körpergröße sogar ab. Der **normierte Tagesfang**, bezogen auf die gesamte Untersuchungsdauer, betrug im Subkorridor Hauptturbine 59,4 Ind./d. und im Leerschuss/Bypass 69,2 Ind./d. Die Ergebnisse des **durchflusssnormierten Einheitsfangs** deuten auf eine Meidung des Subkorridors Hauptturbine (12,7 Ind./(m^3/s)) gegenüber Leerschuss und Bypass (369,7 Ind./(m^3/s)), was die Schutzfunktion des Fischschutzrechens belegt. Diese Meidung ist zum einen auf die physische Impermeabilität des Rechens, aber auch auf eine aktive Meidungsreaktion der Fische zurückzuführen. Anhand mittels PIT-Tag besendeter Fische wurde geprüft, ob die Fische, die nicht über die Turbine abstiegen, eher den Bypass oder den Leerschuss nutzten. Von den insgesamt 26 im Unterwasser redetektierten Fischen stiegen 21 Fische sicher über den Bypass und 3 Fische über den Leerschuss ab. Zwei weitere Fische wurden an der Antenne im Unterwasser, nicht aber an einer der Antennen in den Subkorridoren detektiert. Diese müssen über den Leerschuss abgestiegen sein, da die über den Bypass abgestiegenen Fische mehrere Antennen passierten und sehr zuverlässig detektiert wurden. Aufgrund der schnellen Passage der Fische der Leerschussantenne während des Spülschwall, war die Detektion in diesem Subkorridor unzuverlässiger. Aus den Ergebnissen folgt, dass 80,8 % der besenderten Fische über den Bypass und

19,2 % über den Leerschuss abgestiegen sind. Der Bypass wurde also bevorzugt. Aus dem Vergleich der Detektionen im Oberwasserbereich vor dem Bypass mit denen im Bypass (Nachweise Einstieg und Ausstieg) ist im Zeitraum vom 04.07.19 bis 13.07.19 eine **Suchrate** von 0,625 (n=8) abzuleiten. Dieser Wert ist ähnlich der durch DIDSON- Einsatz ermittelten Suchrate von 0,77. Die von dieser geringen Stichprobe abzuleitende **Schutzsystemableitrate** beträgt 0,25. Die tatsächliche Schutzsystemableitrate wird durch diesen Wert allerdings überschätzt, da mit hoher Wahrscheinlichkeit auch Fische abstiegswillig waren, die nicht unmittelbar im Nahbereich des Bypasseinstiegs im Oberwasser detektiert wurden, sondern an anderer Stelle im Oberwasser nach Abstiegsmöglichkeiten suchten. Da der Anteil dieser Fische jedoch unbekannt ist, wird er bei diesem Ansatz nicht berücksichtigt.

Die Versuche zur Ermittlung von Schädigung und Mortalität am Hauptkorridor WKA ergaben, dass für absteigende Fische nicht nur im Gefahrenbereich Hauptturbine ein Schädigungsrisiko besteht. Auch im Leerschuss, der als Alternative zum Bypass genutzt wurde, kam es zu Verletzungen der Fische. Dabei handelte es sich jedoch fast ausschließlich um leichte Schädigungen, von denen in der Regel keine gravierende Beeinträchtigung der Fitness dieser Tiere zu erwarten ist. Schädigungen mit mittelschwerer Beeinträchtigung traten im Subkorridor Leerschuss mit einer Rate von 0,27 auf. Schädigungen mit schwerer Beeinträchtigung kamen im Leerschuss jedoch kaum vor (0,02). Die Passage der Hauptturbine führte mit einer Rate von 0,24 zu schweren Schädigungen und war mit ebenso großer Wahrscheinlichkeit tödlich. Lediglich für den Abstieg über den Bypass konnte kein Schädigungsrisiko festgestellt werden (Tabelle 2).

Tabelle 2: Experimentell ermittelte korridorspezifische Schädigungsraten für unterschiedliche Beeinträchtigungsgrade (3 = mittelschwer, 4 = präletal, 5 = letal) sowie die Mortalitätsrate der am Hauptkorridor WKA untersuchten Subkorridore

Subkorridor	Schädigungsrate Grad 3-5	Schädigungsrate Grad 4-5	Mortalitätsrate (direkt)
Hauptturbine	0,27	0,24	0,24
Leerschuss	0,27	0,02	0,01
Bypass	0,00	0,01	0,02

Aus den durch Netzfang ermittelten Abstiegsraten und den experimentell bestimmten korridorspezifischen Schädigungs- und Mortalitätsraten leiten sich die Wahrscheinlichkeit von Schädigung und Mortalität für den Standort als Ganzes ab. Die für die einzelnen Untersuchungskampagnen ermittelten **Standortmortalitätsraten** liegen in Abhängigkeit von den Abstiegsraten über die einzelnen Subkorridore zwischen 0,11 und 0,30 (Tabelle 3). Die Daten aus dem Juni 2017 sind für das Gesamtspektrum der potamodromen Arten als repräsentativ anzusehen. Im Oktober wanderte nur ein eingeschränktes Artenspektrum ab, mit einer starken Dominanz des Dreistachligen Stichlings, der auf Grund seiner geringen Körpergröße eine geringe Trefferwahrscheinlichkeit bei der Turbinenpassage besitzt und relativ robust ist. Dies führte im Oktober zu einer niedrigeren Mortalitätsrate.

Tabelle 3: Standortmortalitätsrate an der Rappenberghalde im Neckar bei Tübingen während der Untersuchungskampagnen im Juni 2017 und Oktober 2017 sowie für den gepoolten Datensatz

Zeitraum	Juni 2017	Oktober 2017	Gepoolt
Standortmortalitätsrate	0,30	0,11	0,24
Standortüberlebensrate	0,70	0,89	0,76

Diskussion

Die „Arbeitshilfe zur standörtlichen Evaluierung des Fischschutzes und Fischabstieges“ (Schmalz et al. 2015) hat sich bei der Planung und Vorbereitung der Untersuchung an der Rappenberghalde bewährt. Die Berücksichtigung fast aller Zielparameter nach Schmalz et al. 2015 war personal- sowie zeitintensiv und verlangte den Einsatz eines großen Spektrums an Untersuchungstechniken. Die Ergebnisse der Zielparameter zeigten sich prinzipiell geeignet, um den Fischschutz und Fischabstieg eines Wasserkraftanlagenstandortes standardisiert zu evaluieren. Für die Analyse der Schädigung absteigender Fische ist allerdings eine weiterführende Standardisierung des Verfahrens notwendig, um die Vergleichbarkeit der Daten zu verbessern. Insbesondere hinsichtlich der Erfassung von Verletzungen und der Beurteilung des aus ihnen resultierenden Grades der Beeinträchtigung für den Fisch sind ergänzende methodische Vorgaben erforderlich. Im Rahmen dieser Arbeit wurden hierfür unter Berücksichtigung der nach Beginn der Untersuchungen an der Rappenberghalde 2017 erschienenen Arbeit von Müller et al. (2017) methodische Ansätze entwickelt. Sie ermöglichten eine detaillierte und vergleichbare Aufnahme von Verletzungen, sowie eine Auswertung der individuell auftretenden Beeinträchtigungen unter Ausschluss von Vorschädigungen und methodischen Einflüssen. Es zeigte sich zudem, dass die Definitionen der Zielparameter zur Quantifizierung des Fischverhaltens vor Abstiegsmöglichkeiten, wie Suchzeit, Suchrate, Einschwimmrage und Fluchtrate aus Schmalz et al. (2015) nicht ausreichen, um tatsächlich eine exakte Vergleichbarkeit zwischen den Ergebnissen unterschiedlicher Untersuchungen oder bei stark variablen Umweltbedingungen zu gewährleisten. Hierfür sind weiterführende Arbeiten und eine breite Diskussion und Abstimmung zwischen den Fachkollegen erforderlich.

Von dem Parameter durchflussnormierter Einheitsfang ließen sich Meidung und Präferenzen der Fische für die einzelnen untersuchten Subkorridore ableiten. Würden sich die Fische analog suspendierter Partikel entsprechend der Abflussverteilung passiv auf die vorhandenen Korridore verteilen, dürfte sich der durchflussnormierte Einheitsfang allenfalls geringfügig unterscheiden. Die vorliegenden Ergebnisse bestätigen, dass sich über einen Wasserkraftanlagenstandort absteigende Fische nicht wie passiv suspendierte Partikel verhalten, sondern Korridore aktiv meiden oder präferieren. Netzfänge und telemetrische Untersuchungen lieferten hingegen valide Grundlagen zur Korridornutzung sowie dem Schädigungs- und Mortalitätsrisiko der Fische bei der Standortpassage.

Der horizontal, schräg angeströmte Leitrechen mit 15 mm lichtem Stababstand im Hauptkorridor WKA gewährleistet bei Erstkontakt der Fische mit dem Fischschutzsystem eine gute Leitwirkung. Die Ergebnisse der Netzfänge belegen eine effektive Ableitung von Individuen mit minimalen Körperbreiten bzw.-höhen von 15 mm. Der Abstieg großer Fische über die Hauptturbinen wird am Standort somit, wie zu erwarten, effektiv verhindert. Darüber hinaus ist aus der größenabhängigen Schutzrate abzuleiten, dass auch Fische mit einer Körperhöhe unter 15 mm aufgrund aktiven Meidungsverhaltens der Fische geschützt und geleitet werden. Die Wahrscheinlichkeit eines Abstiegs über die Hauptturbinen reduziert sich allerdings nicht bei allen Arten einheitlich mit zunehmender Größe. Von den Ergebnissen der am Standort quantifizierten Parameter lassen sich Einschränkungen der Wirksamkeit der Fischschutz- und Fischabstiegssysteme an den beiden Hauptkorridoren, WKA und Ausleitungswehr ableiten. So konnte am Hauptkorridor Ausleitungswehr nachgewiesen werden,

dass der Hauptanteil der absteigenden Fische durch das Fischschutz- und Fischabstiegssystem nicht geschützt wird und somit einem hohen Schädigungsrisiko in der Restwasserturbine ausgesetzt ist. Weder die periodisch und lediglich oberflächennah öffnende Spülrinne noch die FAA haben eine nennenswerte Funktion für den Fischabstieg. Der Fischschutzrechen besitzt eine mechanische Schutzwirkung für Fische, die diesen aufgrund ihrer Körpermaße nicht passieren können. Ein Risiko des Anpressens dieser Tiere an den Fischschutzrechen ist weitgehend ausgeschlossen. Aufgrund der fehlenden Leitwirkung des Rechens Richtung alternativer Abstiegskorridore mit geringerem Schädigungsrisiko und deren schlechte Auffindbarkeit ist der Schutz für kleinere Fische jedoch schlecht. Bei einem Stababstand von 20 mm ist für die häufigsten Fischarten am Standort eine Passage des Rechens bis zu einer Totallänge von 20 cm und mehr problemlos möglich (A.2). Der installierte Rechen zeigt damit insgesamt nur eine stark eingeschränkte Schutzwirkung. Auch für adulte Individuen der Kleinfischarten ist kein sicherer Schutz gegeben. Dies ist aufgrund der hohen Mortalitäts- und Schädigungsraten in der Restwasserturbine besonders gravierend. Aus der hohen Frequentierung des Gefahrenbereichs und der starken Schädigungswirkung sind negative Auswirkungen auf die Fischpopulationen nicht ausgeschlossen. Dem steht die geringe Leistung der Restwasserturbine von 45 kW gegenüber.

Unter den aktuellen baulichen und räumlichen Gegebenheiten wäre eine Reduktion der Schädigung in diesem Hauptkorridor ohne größere Umbaumaßnahmen nur durch ein Abschalten der Restwasserturbine möglich. Die Mindestwasserabgabe von 1,55 m³/s in die Ausleitungsstrecke müsste dann über den Wehrüberfall erfolgen, wobei unklar ist, in welchem Maß diese von den Fischen als Abstiegsmöglichkeit genutzt würde und wie hoch hierbei das Schädigungsrisiko wäre. Zudem ist eine Meidereaktion der Fische auf den Überfall ist nicht auszuschließen. Die geänderte Abflussverteilung im Unterwasser würde zudem die Auffindbarkeit der Fischaufstiegsanlage für aufsteigende Fische verschlechtern. Ein funktionierendes Fischschutzsystem vor der Restwasserturbine müsste einen Rechen mit geringerem Stababstand und eine an die vorkommenden Fischarten angepasste Anströmgeschwindigkeit aufweisen. Bei Schutzrechen vor Durchströmturbinen ist ein möglichst geringer Stababstand und der damit verbundene Schutz für ein größeres Spektrum an Fischen besonders wichtig, da ein mit der Körpergröße zunehmendes Mortalitätsrisiko für passierende Fische besteht (Gloss & Wahl 1983). Zudem müsste ein gut auffindbarer Bypass in unmittelbarer Rechennähe positioniert werden. Eine ausschließlich oberflächennah öffnende Abstiegsanlage ist aufgrund der großen Dominanzanteile sohlorientierter Arten nicht ausreichend. Es wäre denkbar, eine Fischabstiegsmöglichkeit in die Fischaufstiegsanlage einzuleiten. Hierbei ist darauf zu achten, dass die Becken dadurch nicht hydraulisch überlastet werden. Ein Austausch der Durchströmturbine durch eine fischschonende Turbine könnte den Fischschutz und Fischabstieg in diesem Hauptkorridor ebenfalls verbessern. Standortübergreifend sollte der Einsatz von Durchströmturbinen wegen des bautypbedingten hohen Schädigungsrisikos für Fische kritisch geprüft werden sofern kein effektives Fischschutzsystem realisiert werden kann.

Die Schädigungswahrscheinlichkeit der Fische bei Passage der Kaplan-turbinen (Hauptturbinen) im Hauptkorridor WKA ist deutlich geringer als bei Passage der Durchströmturbine (Restwasserturbine) am Ausleitungswehr und auch das Fischschutzsystem funktionierte besser. Positiv hervorzuheben ist der Horizontal-Leitrechen, für den eine gute Leitwirkung nachgewiesen werden konnte. Mehr als die Hälfte der absteigenden Fische wurde durch ihn an der Turbinenpassage gehindert. Die Wirksamkeit könnte bei einer Kombination mit einer gut auffindbaren, attraktiven Fischabstiegsmöglichkeit wahrscheinlich erhöht werden. Die Ergebnisse der Radiotelemetrie zeigen jedoch, dass die Auffindbarkeit des Bypasses deutlich eingeschränkt ist. Dies ist mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die relativ große Entfernung zwischen dem Fischschutzrechen und den Einschwimmöffnungen des Bypasses sowie seine diskontinuierliche Arbeitsweise zurückzuführen. Erfolgreich am Rechen stromab geleiteten Fischen fehlen im strömungsarmen Bereich zwischen Rechen und rechter Ufermauer offensichtlich Reize, die sie in Richtung Bypasseinstiege leiten könnten. Die geringe

Einschwimmrate, von Fischen, die sich im Nahbereich der Bypasseinstiege aufhielten, deutet zudem auf eine geringe Attraktivität bzw. Wahrnehmbarkeit des Bypasses hin. Fische, die den Bypass nicht fanden bzw. nutzten, stiegen teilweise im Zuge des Spülvorganges der Rechenreinigung über den Leerschuss ins Unterwasser ab. Hierbei kam es allerdings zu Schädigungen der Fische mit mittlerem Beeinträchtigungsgrad. Da der Bypass als einziger Subkorridor kein Schädigungsrisiko birgt, sollte jedoch ein möglichst hoher Anteil der Fische hierüber absteigen. Weder mit den im Projektverlauf neu eingebauten Reusenkehlen noch durch eine Verkürzung der Schleusenzyklen des Bypasses konnte eine deutliche Verbesserung der Bypassnutzung herbeigeführt werden. Die Auffindbarkeit des Bypasses wäre möglicherweise durch eine Erhöhung des Durchflusses möglich. Inwieweit stärkere Strömungsgradienten in den Bypassöffnungen entstehen, die dann abschreckend wirken, ist vorab zu prüfen. Die Umsetzung und Prüfung einer solchen Maßnahme war in diesem Projekt nicht möglich. Besonders von der geringen Schutzrate (0,10) des Aales leitet sich Handlungsbedarf ab. Eine Verringerung des Verletzungsrisikos im Leerschuss würde die über diesen Subkorridor absteigenden Fische schonen. Hierfür müsste die beim Spülvorgang im anschließenden Kanal entstehende Energiedichte reduziert werden. Dies wäre nur durch eine Reduktion des Durchflusses oder größere Becken im Unterwasser möglich. Ob diese Vorschläge technisch umsetzbar und praxistauglich sind, wäre vom Betreiber zu prüfen. In diesem Fall könnte auch ein Einschnitt in das Leerschussschütz für eine permanente Überströmung sorgen und so eine zusätzliche Abstiegsmöglichkeit in Rechennähe schaffen. Gleichzeitig entstünde rechtsseitig, nahe der Bypasseinstiege eine höhere Strömung, welche deren Auffindbarkeit potenziell verbessern könnte.

Summary

Objectives

In order to achieve the objectives of the EU Water Framework Directive, measures are needed in many of Germany's watercourse systems to establish upstream and downstream continuity in order to reduce anthropogenic deficits in longitudinal passability. The construction of fish passages at weirs and other migration barriers as well as the installation of fish protection and fish bypass systems, especially on hydropower plants, are of central importance here.

In this context, there is an urgent need to review the effectiveness of fish protection and fish bypass systems according to the current state of knowledge. This requires methodological approaches that provide valid and reproducible data in order to ensure comparability of the evaluation of different fish protection and bypass concepts and to make recommendations for preferential solutions. These methodological approaches are available with the "Working Aid for the Evaluation of the Fish Protection and Fish Drop-Off" published in 2015 (Schmalz et al., 2015). Its practical suitability was tested in this project by the exemplary investigation of a pilot site. In addition, the efficiency of the fish protection and fish bypass facilities at the Rappenberghalde hydropower plant site at the Neckar near Tübingen was to be reviewed and, if necessary, optimization proposals developed.

Site description

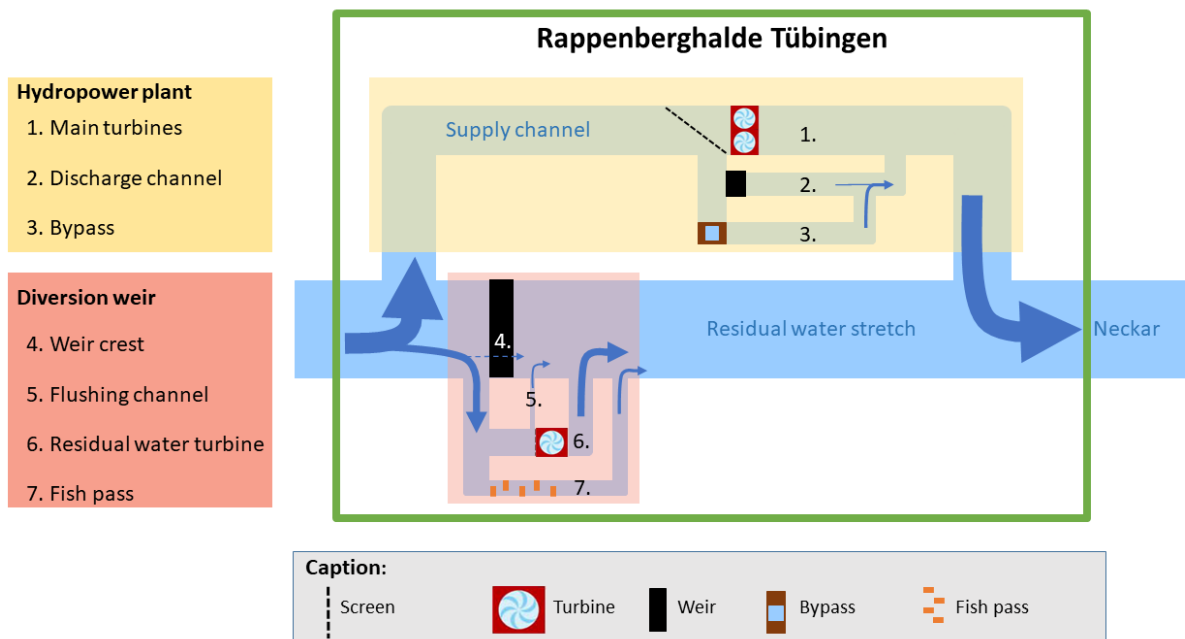
The energetic use of hydropower at the Rappenberghalde site is mainly done by two Kaplan turbines (Figure 1), with a total discharge flow of 22 m³/s. For this purpose, the Neckar is dammed at a diversion weir upstream of the Hydropower plant and the water largely diverted into a Supply channel towards the Hydropower plant. At the diversion weir, a cross-flow turbine is additionally installed to energetically use the majority of the minimum residual water of 1.55 m³/s, which is to be delivered to the residual flow stretch according to official regulations. This results in two main corridors for downstream migration:

1. "Diversion weir" at the upstream end of the supply channel and residual water stretch
2. „Hydropower plant“ in the supply channel

Both main corridors have fish protection and fish bypass facilities to prevent entrance of fish into the respective danger zone and allow a damage-free downstream migration.

A vertical screen with 20 mm bar spacing is erected in front of the residual water turbine at the diversion weir. The screenings are transported via a surface near Flushing channel into the stilling basin of the diversion weir. The flushing channel is a possible migration corridor for downstream moving fish. In addition, a damage-free downstream and upstream passage is possible via a fish pass. The weir itself is only over-flown if the runoff at the site exceeds the sum of the maximum flow volume of the remaining corridors, so that the weir crest only represents a possible passageway in certain runoff states. Therefore, the main corridor diversion weir is partitioned into four sub-corridors (Figure), via which fish, in some cases only temporarily, may pass downstream.

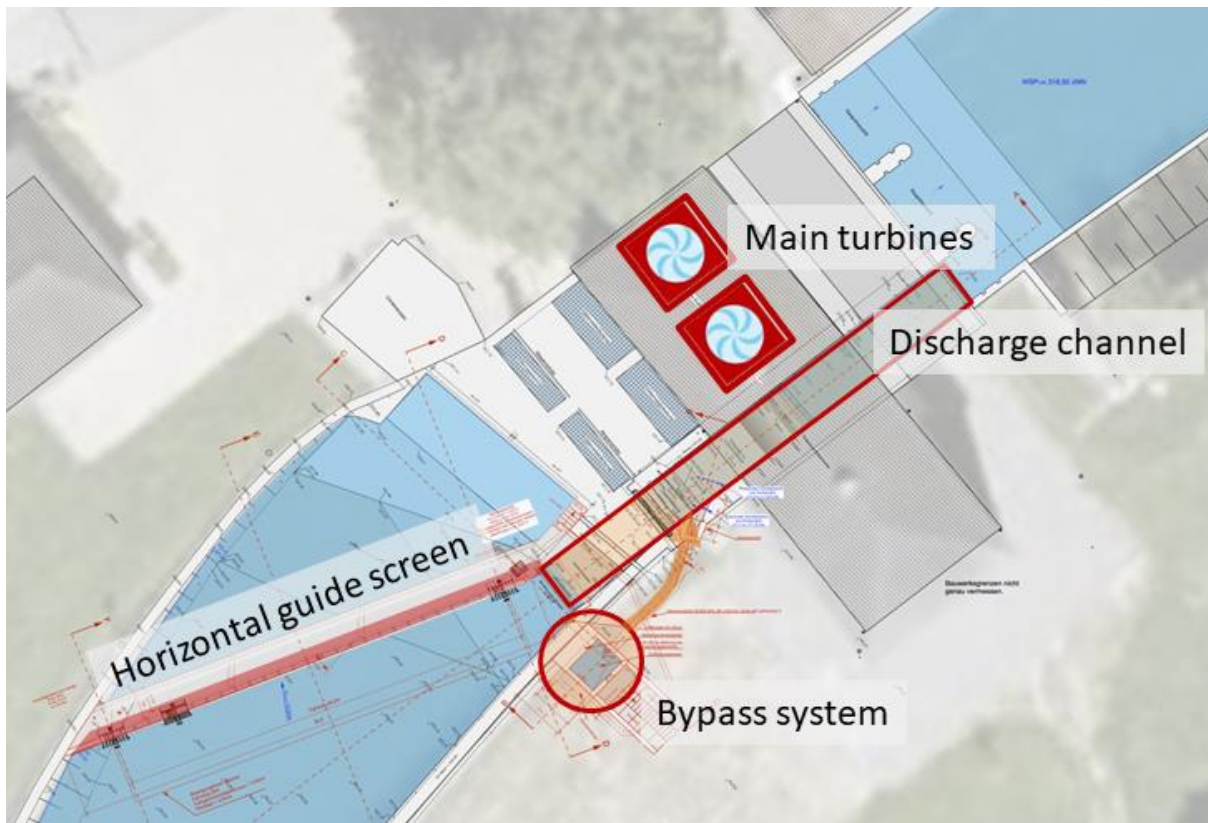
Figure 1: Schematic overview of the site Rappenberghalde with the two main corridors hydropower plant and diversion weir, as well as the respective subcorridors.



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

The fish protection and fish bypass concept implemented on the main corridor hydropower plant in 2013 includes a horizontal guide screen according to Ebel, Gluch & Kehl (2015) and a bypass facility (Figure 2). The horizontal guide screen has a bar spacing of 15 mm and the flow is directed obliquely at an angle of 30°. The bypass is designed as a discontinuous fish sluice. Three entry openings which are distributed over the entire water column and open into an evacuation chamber are available to fish that are motivated to migrate downstream. The evacuation chamber empties periodically into a stilling basin in the discharge channel, whereby contained fish are transferred to the downstream water. Between the emptying intervals, a permanent flow volume of the bypass of 0.15 m³/s should induce a perceptible flow stimulus at the bypass entrances. The fish passage and the hydraulic conditions in the sluice-type bypass system are regulated by a registration gate. Between the bypass and the screen, the gate of the discharge channel is positioned. It serves on the one hand to generate a flushing surge at the end of the screen cleaning to remove the screenings via the discharge channel, but can also be opened completely in an emergency to discharge the entire flow volume from the supply channel. The main corridor Hydropower plant thus has three sub-corridors.

Figure 2: Top view of the main-corridor Hydropower plant to illustrate the arrangement of the horizontal guidance screen in front of the powerhouse with the main turbines as well as the discharge channel and the bypass system



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Procedure and Method

The main aspects to be considered for the investigations and the functional control of the fish protection and fish bypass system were the following:

1. Assessment of the efficiency of fish protection and alternative safe fish bypass routes
2. Review the risk of damage and mortality of fish as they descend via the corridors
3. Behavioral examination of descending fish at the guidance screen as well as before and in the bypass
4. Explanation of identified deficiencies
5. Optimization of the bypass management
6. Suggestion of variants with possibilities for improvement
7. Provision of the obtained data according to Schmalz et al. (2015) using standardized methods as the basis for transferable statements on the design and dimensioning criteria of horizontal guidance screens and the bypass system
8. Assessment of the practical feasibility of the work aid and supplementing the statistical evaluation algorithms and, if necessary, correction or extension of individual components

For the site-specific evaluation according to the work aid, besides the technical-hydraulic characterization of the site, mainly biological function checks were carried out. The related methodology included net catches in all relevant subcorridors, supplementary telemetry examinations, as well as video monitoring and imaging sonar. The Weir crest in the main corridor Diversion weir was not overflowed during the investigation period and therefore had no relevance as a corridor for the fish passage and was not sampled. In the main corridor Hydropower plant, a

separate sampling of Discharge channel and Bypass by net catch was not possible. However, a use of the Discharge channel as passage corridor for fish in the course of the flushing surge at the end of the rake cleaning was probable. The quantification of the descent rate in the sub-corridors Discharge channel and Bypass had therefore to be carried out by means of RFID telemetry, for which tagged individuals were released in the headwater of the hydropower plant and the subcorridors were provided with antennas. In all sub-corridors of the main corridor Hydropower plant and at the main corridor Diversion weir in the sub-corridor Residual water turbine, experiments were carried out for the determination of damage and mortality. For this purpose, experimental fish were used which were caught in the Neckar near the investigation site, subjected to a preliminary examination and tagged with Passive-Integrated-Tags (PIT). For each animal the determination of the pre-damage was carried out individually, for it was taken into account in the damage analysis after the experiment. Control groups ensured that even damage caused by handling, such as those caused by net-catching, was not charged to the system. Damage rates after corridor passage were determined for different degrees of impairment. In addition to experiments with potamodromous species, the sub-corridors Discharge channel and Bypass were also examined for their likelihood of damage to eels.

Results

In the main corridor Diversion weir, the maximum measured inflow velocity at the vertical rake upstream of the Residual water turbine was 0.65 m/s. Thereby no risk for the fish is derived. In particular because even at higher outflows, the flow of the Residual water turbine increases only slightly and therefore a significant increase in the flow velocities does not occur under any circumstances.

From the results of the experiments with deliberately introduced fish, a corridor-specific mortality rate of 0.39 can be deduced for the sub-corridor Residual water turbine. The proportion of severely damaged fish was even 0.44, with more than half (0.57) of fish that passed the residual water turbine suffering medium to severe damage (Table). Significant injuries which are likely to be attributed to the Residual water turbine were also evident in the net catches of the natural descent.

Table 1: Experimentally determined corridor-specific damage rates for different degrees of impairment (3 = moderate, 4 = pre-lethal, 5 = lethal) and mortality rate at the main corridor Diversion weir, - = sub-corridors were not investigated, since they had no relevance as migration routes

Sub-corridor	Damage rate degree 3-5	Damage rate degree 4-5	Mortality rate (direct)
Weir crest (not sampled)	-	-	-
Flushing channel	-	-	-
Residual water turbine	0,57	0,44	0,39
Fish pass	-	-	-

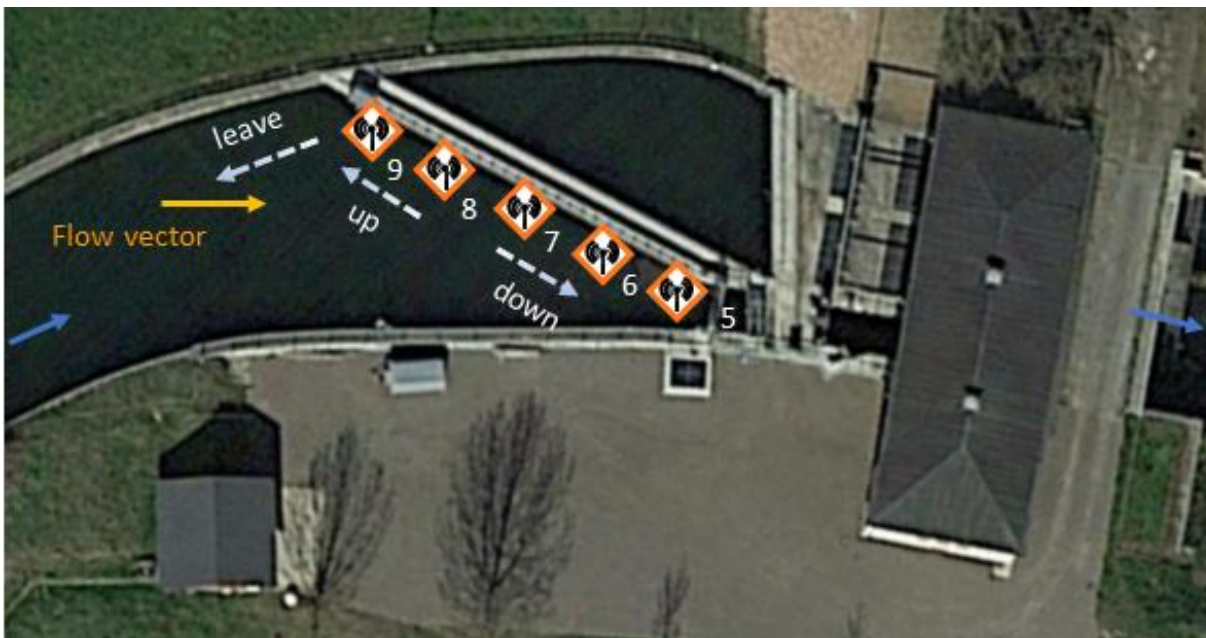
The results of the net catch at the Discharge weir show that the near-surface Flushing channel, which opens only briefly during the flushing process did not play a role for the fish passage and also the Fish pass is used only to a very small extent for downstream migration. The resulting protection rate in the main-corridor Diversion weir is therefore very low at 4%. In relation to the entire site, for the Residual water turbine results in a descent rate of 0.32.

The flow conditions on the horizontal guide screen at the Hydropower plant were overall moderate during the measurement with an outflow $Q = 7.0 \text{ m}^3/\text{s} = Q_{40}$. However, the distribution of the flow velocity across the rake was very heterogeneous, with local maxima of up to 0.68 m/s. Overall,

however, the risk of squeezing healthy fish onto the rake in front of the hydropower plant is very low. With regard to the flow distribution at higher flow rates, however, no data are available, so that no statements can be made. Towards the right bank, the inflow velocity dropped sharply and, in some cases, even backflows occurred.

The results of the radio telemetry show that the horizontal guide screen develops a good guiding effect in the direction of the bypass on first contact. In the left and central regions of the screen (antennas 8, 7, 6, Figure 3) downstream movements along the screen, were observed statistically significant more frequent than upstream movements. However, the effect is reduced in the low-flow area on the right side and does not act right up to the bypass openings (Antenna 5, Figure 3). Thus, only one of thirteen fish, which after first contact on the screen moved downstream, reached the bypass. Also, in the follow-up contacts in the left area of the screen (antenna 8 and 7), downstream movements could be registered more frequently. But not in the right-hand area (antenna 6 to antenna 5). On average, forty events per fish were registered on the screen. A total of 8 fish swam into the bypass, of which only one passed to the tailwater, while the others swam back into the headwater.

Figure 3: Arrangement of radio telemetry antennae on front of the guiding screen at the hydropower plant and illustration of the defined directions of movement.



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

After proving that fish swimming into the bypass, swim back into the head water, all three inlets were provided with metal fish-trap-like constructions to make it difficult for the fish to leave the evacuation chamber. In addition, the intervals between evacuation chamber drainings were reduced from three hours to one hour. The results of the retention experiment, in which tagged fish were fed directly into the evacuation chamber of the bypass, indicate that fewer fish swam back into the upper water compared to the condition recorded in the radio telemetry. A reliable support of the fish, however, was not given even after these modifications.

As a result of low visibility due to long periods of high water-turbidity, the image quality of the video systems used at the bypass entrances allowed reliable fish detection only during short periods of time. Especially in the autumn of 2017, periods of lesser turbidity occurred, and very good pictures of individuals could be obtained, which allowed a behavioral observation and species identification. Thus, an eel, directed with its head against the current, could be observed entering the Bypass through

the bottom-near opening. However, a quantitative evaluation of the video data was not possible due to the few data with good image quality. To determine the parameters for the findability and attractiveness of the bypass, the imaging sonar (DIDSON) was therefore used. DIDSON was able to record 440 movements in the "search area" around the entrance-openings, corresponding to 393 fish observation events. Only 69 "swim-in events", i.e. stays in the immediate vicinity (<1 m) around the bypass-openings, could be documented. Much of the fish, which swam in the area of the entrance-openings of the bypass, left this area again towards the headwater. The swim-in rate of the fish from the search area into the entry range of the bypasses was 0.23. If the observation area is extended to the entire viewing area, the swim-in rate drops to 0.16. The search rate describes the proportion of individuals, that was detected in the observation area without entering the bypass and was 0.77 or 0.84, when the observation area is extended. The mean search time, i.e. the mean time from arrival in the observation area to entering the bypass and was, based on the search area, 38.8 seconds.

In the main-corridor Hydropower plant, 21 species of fishes and a total of 1757 individuals could be caught by means of the nets. The determined protection rate is 0.54. Great differences existed in the protection rates of each species. The protection rate for eels was particularly low (0.10, n = 48). For the sub-corridor Discharge channel/Bypass a species selectivity of 0.28 was determined, if all autochthonous species are considered. Grayling, bitterling, ruffe, nase and tench did not use the sub-corridor Discharge channel/Bypass, but also occurred only occasionally. Representatives of all species with more than 1 % dominance also descended via the sub-corridor Discharge channel/Bypass. An increase in the body size-dependent protection probability is clearly visible in the fraction of fish up to a body height of 1.5 cm but could not be detected for all species. For the spiralin, the protection probability even decreased with increasing body height. The normalized day catch, based on the total duration of the investigation, was 59.4 Ind./d in the sub-corridor Main turbine. and in Discharge channel/Bypass 69,2 Ind./d. The flow-normalized standard-catch shows a clear avoidance of the sub-corridor Main turbine (12.7 Ind./m³/s) compared to Discharge channel/Bypass (369.7 Ind./m³/s)), which proves the protective function of the fish protection screen. This avoidance is partly due to the physical impermeability of the screen but also to an active reaction of the fish. PIT tagged fish were used to test, whether the fish avoiding the turbine passage more likely descended via the Bypass or the Discharge channel. Of the 26 fish that were redetected in the tailwater, 21 certainly migrated via the bypass and 3 fish via the Discharge channel. Two more fish were detected at the antenna in the tailwater, but not at one of the antennas in the sub-corridors Bypass or Discharge channel. These must have descended via the Discharge channel, because the fish descended via the Bypass passed several antennas and were detected very reliably. Fish, passing through the Discharge channel antenna do so during the rapid flush. Hence, the detection in this sub-corridor was more unreliable. Therefore, 80.8% of the fish that were caught in the Discharge channel/Bypass are assumed to have migrated via the Bypass and 19.2% via the Discharge channel. From the comparison of the detections in the headwater directly in front of the Bypass entrances, with those in the Bypass (evidence at entrance and exit), a search rate of 0.625 (n = 8) can be derived in the period from 04.07.19 to 13.07.19. This value is similar to the search rate determined by DIDSON use. The protective system diversion rates determined on the basis of this small sample is 0.25. However, the actual protective system diversion rate is overestimated by this value, since most likely not all fish willing to migrate downstream were detected in the immediate vicinity of the bypass entrance, but were searching elsewhere in the headwater for possible descent routes. However, as the proportion of these fish is unknown, it is not included in this approach.

The tests to determine damage and mortality on the main-corridor Hydropower plant revealed that not only the danger area Main turbine poses a risk of damage for descending fish. Also, in the Discharge channel, which was used as an alternative to the Bypass, it came to injuries of the fish. However, these were almost exclusively minor injuries, of which no serious impairment of the fitness of these animals is to be expected if the healing process is good. Damage with moderate impairment

occurred in the sub-corridor Discharge channel at a rate of 0.27. Damage with severe impairment was barely noticeable in the Discharge channel (0.02). The passage of the Main turbine resulted in severe damage at a rate of 0.24 and was as likely to be fatal. Only for the descent via the Bypass no damage risk could be determined (Table 2).

Table 2: Experimentally determined corridor-specific damage rates for different degrees of impairment (3 = moderate, 4 = pre-lethal, 5 = lethal) and mortality rate for all examined sub-corridors of the main corridor Hydropower plant

Sub-corridor	Damage rate degree 3-5	Damage rate degree 4-5	Mortality rate (direct)
Main turbine	0,27	0,24	0,24
Discharge channel	0,27	0,02	0,01
Bypass	0,00	0,01	0,02

The descent rates and the corridor-specific damage and mortality rates determined in the experiment are used to derive the probability of damage and mortality for the site (Table 3). The site mortality rates determined for the individual investigation campaigns range between 0.11 and 0.30, depending on the rates of descent across the individual sub-corridors. The data from June 2017 are representative of most potamodromes. In October, only a limited range of species migrated and a strong dominance of the three-spined stickleback was apparent in the net catches, which due to its small size has a low probability of hit during turbine passage.

Table 3: Site mortality rate at the Rappenberghalde in the Neckar near Tübingen during the investigation campaigns in June 2017 and October 2017 as well as for the pooled dataset

Period	Jun 17	Okt 17	Pooled
Site mortality rate	0,30	0,11	0,24
Site survival rate	0,70	0,89	0,76

Discussion

The "Working Aid for On-Site Evaluation of Fish Protection and Descent" (Schmalz et al., 2015) has proved its worth in the planning and preparation of the study at Rappenberghalde. The consideration of almost all target parameters according to Schmalz et al. 2015 was labor-intensive and time-consuming, requiring the use of a wide range of investigation techniques. The results of the target parameters were in principle suitable for the standardized evaluation of the fish protection and fish descent of a hydropower site. For the analysis of the damage of descending fish, however, a further standardization of the method is necessary to ensure comparability of the data. In particular with regard to the detection of injuries and the assessment of their resulting degree of impairment for the fish, additional methodological requirements are required. In the context of this work, taking into account the work of Müller et al. (2017), published after the beginning of the investigations at the Rappenberghalde in 2017, methodological approaches were further developed. This enables a detailed and comparable recording of injuries as well as an evaluation of the individually occurring impairments to the exclusion of predamages and methodical influences. It was also shown that the definitions of the target parameters for the quantification of fish behavior in front of bypass systems, such as search time, search rate, swim-in rate and escape rate from Schmalz et al. (2015) are insufficient to actually ensure accurate comparability between the results of different studies or in highly variable environmental conditions. This requires further work and broad discussion and coordination between the peers.

The parameter flow-normalized standard catch derives the avoidance and preferences of the fish for the individual sub-corridors examined. If the fish were passively distributed to the existing corridors in accordance with the discharge distribution, analogously to suspended particles, one would expect a nearly identical flow-standardized unit catch in all sub-corridors. The present results confirm that descending fish do not behave like passively suspended particles via a hydroelectric power plant site, but actively avoid or prefer corridors. Mesh catches and telemetric surveys, on the other hand, can provide valid basics for fish distribution in terms of corridor use.

In the main-corridor Hydropower plant, the horizontal guide screen with 15 mm clear bar span ensures a good guiding effect upon first contact of the fish with the fish protection system. The results of the net catches prove an effective mechanical deflection of individuals with minimum body widths or heights of 15 mm. The descent of large fish over the Main turbines is effectively prevented at the site. In addition, it can be deduced from the size-dependent protection rate that also fish with a body height below 15 mm are protected and guided due to active avoidance behavior of the fish. However, the likelihood of descent across the Main turbines is not uniformly reduced with increasing size for all species. However, the parameters collected at the site can also be used to derive significant restrictions on the effectiveness of the fish protection and fish descent systems on the two main corridors, Hydropower plant and Discharge weir. For example, it could be demonstrated on the main-corridor Discharge weir that the majority of the descending fish is not protected by the fish protection and bypass system and is therefore exposed to the high risk of damage in the Residual water turbine. Neither the only surface-near and periodically opening Flushing channel nor the fish pass have a significant function for downstream migration of fishes. The fish screen has a mechanical protective effect for fish that can not pass due to their body dimensions. A risk of pressing these animals to the fish screen is largely excluded. Due to the lack of guidance of the vertical screen towards alternative migration corridors with less risk of damage and their poor traceability, the protection for smaller fish is poor. With a clear bar span of 20 mm, a passage of the screen up to a total length of 20 cm and more is easily possible for the most common fish species at the location (Appendix 2), so that the installed screen has only a very limited protective effect. For small fish species, this does not provide any certain mechanical protection, even in the full-grown state. This is particularly serious due to the high mortality and damage rates in the Residual water turbine. Negative effects on fish populations can not be excluded in the light of high frequentation of the danger zone and the strong damaging effect therein. This is contrasted by the low output of the Residual water turbine of 45 kW.

Under the current structural and spatial conditions, a reduction of the damage in this main-corridor would be possible without major refurbishment measures only by switching off the Residual water turbine. The minimum water delivery of 1.55 m³/s into the residual flow stretch would then have to take place via the Weir crest, whereby it is unclear to what extent this would be used by the fish as a downstream migration route and how high the risk of damage is. A reaction of the fish to the cascade can not be ruled out. The changed discharge distribution in the underwater would also worsen the findability of the fish ladder for upstream migrating fish. A functional fish protection system in front of the Residual water turbine would have to have a screen with a smaller bar spacing and a flow velocity adapted to the occurring fish species. In protection screens upstream of cross-flow turbines, the smallest possible bar spacing and the associated protection for a larger range of fish is particularly important, since there is an increasing risk of mortality with body size for passing fish (GLOSS & WAHL 1983). In addition, a well findable bypass in the vicinity is mandatory. An exclusively surface-near bypass is not sufficient at this site due to the large dominance shares of sole-oriented species. It would be possible to introduce a bypass into the fish pass. Here it should be ensured that the basins are not hydraulically overloaded. Replacing the cross-flow turbine with a fish friendly turbine could also improve fish protection and downstream migration in this main-corridor. Cross-site, the use of through-flow turbines should be critically examined due to the construction-type-related high risk of

damage to fish as far as fish protection measures can not effectively prevent the ingress of fish and there are no functioning bypasses.

The likelihood of damage to fish passing through the Kaplan turbines (Main turbines) in the main corridor Hydropower plant is significantly lower than through the cross-flow turbine (Residual water turbine) on the Discharge weir. Also, the fish protection system worked significantly better at the main-corridor Hydropower plant. Particularly noteworthy here is the horizontal guide screen. For this, a good guiding effect could be proven. This prevents more than half of the fish from entering the turbine. This value could probably be increased in combination with a well-located and attractive fish bypass, so that overall there is also room for improvement in the fish protection concept in the main-corridor Hydropower plant. The results of the radio telemetry show that the findability of the bypass is clearly limited. This is due to the relatively large distance between the end of the fish protection screen and the inlets of the bypass and its discontinuous operation. Successfully, by the horizontal guide screen, downstream guided fish are obviously lacking stimuli in the low-flow area between the screen and the right bank, which would guide them towards bypass inlets. The low swim-in rate of fish that stayed in the vicinity of the bypass also indicates a low attractiveness of the bypass. Fish that did not find or use the bypass, then partially, migrated via the Discharge channel into the tailwater. However, this resulted in damage to some of the fish, with medium degree of impairment to the individuals. Since the Bypass is the only sub-corridor that does not pose a risk of damage, the highest possible proportion of the fish should descend there. However, a significant improvement in the use of the Bypass could not be achieved, neither with the metal fish-trap-like built in during the course of the project nor by shortening the evacuation cycles of the bypass. Increasing the flow in the bypass could improve traceability. To what extent the stronger flow gradients in the bypass openings would have a deterrent effect, however, should be critically examined. The implementation and testing of such a measure was not possible in this project. However, need for action especially derives from the low protection rate of the eels (0.10). A reduction in the risk of injury in the Discharge channel would protect the fish descending over this sub-corridor. For this purpose, the energy density arising during the flushing process in the subsequent stilling basin would have to be reduced. This would only be possible by reducing the flow or by creating larger stilling basins. Whether these proposals are technically feasible and practicable, should be examined by the operator. In this case, an incision in the gate to the Discharge channel could provide a permanent overflow and thus create an additional migration route in the vicinity of the screen. At the same time, a higher flow would be created on the right side, near the bypass entrances, which could potentially improve their findability.

1 Einleitung

1.1 Untersuchungszweck

Fließgewässer sind vom Quellbereich bis zur Mündung durch charakteristische Umweltgradienten gekennzeichnet. Die Folge der kontinuierlichen und gerichteten Änderung der Umweltfaktoren ist eine längszonale Gliederung der Gewässer (Illies & Botosaneanu 1963). Ein typisches Fließgewässer kann im Längsverlauf anhand der Charakteristik der lokalen Lebensgemeinschaften in Regionen unterteilt werden. Das bekannteste Beispiel sind die Fischregionen. Die Gliederung in Forellen-, Äschen-, Barben-, Brachsen- und Flunderregion (Huet 1959) entsprechend Gefälle und Gewässerbreite bedeutet allerdings nicht, dass es sich hierbei um eigenständige, funktional isolierte ökologische Zonen handelt. Zwischen den Regionen besteht eine hohe Konnektivität.

Das „River Continuum Concept“ von Vannote et al. (1980) beschreibt das anthropogen unbeeinflusste Fließgewässer als eine Einheit, hebt aber gleichzeitig die Änderung wichtiger ökosystemarer Prozesse von der Quelle zur Mündung hervor. Es macht deutlich, dass eine hohe energetische Abhängigkeit zwischen den Flussober- und -unterläufen besteht und kein Bereich im Längsverlauf isoliert werden kann, ohne das Gesamtökosystem gravierend zu verändern (Schönborn 2003).

Darüber hinaus besteht für viele Fischarten die Notwendigkeit im Laufe ihres Lebens zu wandern. Diese Bewegungen werden wissenschaftlich als Migration bezeichnet. Die bekanntesten Beispiele sind die Laichwanderungen diadromer Wanderfische, wie dem Atlantischen Lachs (*Salmo salar*) oder dem Europäischen Aal (*Anguilla anguilla*). Als anadromer Wanderfisch wandert der Atlantische Lachs als Jungfisch aus den Fließgewässern ins Meer ab und kehrt als Adultus zum Laichen wieder in die Oberläufe zurück. Dort entwickeln sich die Eier und Larven der nächsten Generation. Der Europäische Aal wandert als katadromer Wanderfisch in der entgegengesetzten Richtung. Er kommt als sogenannter Glasaal an Europas Küsten an und wandert in Flüssen teilweise bis weit ins Binnenland auf. Dort wächst er als Gelbaal heran, bevor er zum Blankaal transformiert und als solcher zum Laichen wieder ins Meer zurückkehrt. Auf Grund dieser extremen Wanderungen sind anadrome und katadrome Wanderfische besonders von Querbauwerken betroffen und auf longitudinal durchgängige Gewässer angewiesen. Als vagile Organismen sind die meisten Fischarten mehr oder weniger von Barrieren in Fließgewässern betroffen. Viele Arten benötigen verschiedene Habitate im Laufe ihres Lebenszyklus, welche sie sich durch mehr oder weniger ausgiebige Wanderungen erschließen. Arten, die innerhalb der Fließgewässer migrieren werden als potamodrome Arten bezeichnet. Migrationen sind daher Teil der Biologie vieler Fischarten und teilweise stark motivierte Ereignisse, bei denen die Tiere große Kraftanstrengungen auf sich nehmen. Sie dienen dem Aufsuchen von Laich- bzw. Eiablagehabitaten, der Nahrungssuche und dem Wechsel zwischen Juvenil- und Adulthabitaten sowie Ruhe- und Nahrungshabitaten. Insbesondere Laichwanderungen werden innerhalb spezifischer Zeiträume durchgeführt.

Auf verschiedenen räumlichen Skalen sind Wanderungen der Organismen für die erfolgreiche Reproduktion, den Erhalt der genetischen Vielfalt innerhalb von Populationen und den Individuenaustausch zwischen Metapopulationen notwendig (Schmutz & Jungwirth 1999).

Für das Erreichen der Ziele der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) sind in fast allen Fließgewässersystemen Deutschlands Maßnahmen zur Herstellung der flussauf- und flussabwärts gerichteten Durchgängigkeit für Fische erforderlich, um die anthropogen bedingten Defizite in der longitudinalen Passierbarkeit zu reduzieren. Die Errichtung von Fischaufstiegsanlagen an Wehren und sonstigen Wanderhindernissen sowie die Installation von Fischschutz- und Fischabstiegssystemen insbesondere an Wasserkraftanlagen (WKA) sind hierbei von zentraler Bedeutung.

Wasserkraftanlagen mit den dazugehörigen Querbauwerken schränken die stromauf und stromabwärts gerichteten Wanderungen der Fische ein. Bei der Passage von Gefahrenbereichen wie Turbinen kann ein erhebliches Schädigungsrisiko für absteigende Fische bestehen. In diesem Zusammenhang besteht die dringende Notwendigkeit, den Fischschutz und Fischabstieg nach dem derzeitigen Stand des Wissens auf seine Wirksamkeit hin zu überprüfen. Dafür sind methodische Ansätze erforderlich, die valide und reproduzierbare Daten liefern, um einen Vergleich der Effizienz unterschiedlicher Fischschutz- und Abstiegskonzepte zu gewährleisten und Empfehlungen für Vorzugslösungen zu ermöglichen.

Mit der „Arbeitshilfe zur standörtlichen Evaluierung des Fischschutzes und Fischabstieges“ (Schmalz et al. 2015) sind diese methodischen Ansätze verfügbar. Den Untersuchenden stehen dazu eine Vielzahl technischer Möglichkeiten zur Evaluierung der relevanten Parameter gemäß Arbeitshilfe zur Verfügung. Deren Praxistauglichkeit wurde im vorliegenden Projekt durch die exemplarische Untersuchung eines Pilotstandorts begutachtet. Die technischen Anforderungen an den Pilotstandort umfassten den Ausbaudurchfluss von mindestens 20 m³/s, sowie die Ausrüstung mit einem Horizontal-Leitrechen nach Ebel, Gluch & Kehl (2015) mit einem maximalen Stababstand von 15 mm unter Erfüllung der Gestaltungs- und Bemessungskriterien nach Ebel 2013. Zusätzlich sollten mindestens 3 Subkorridore für den Fischabstieg vorhanden sein. Mit der WKA Rappenberghalde bei Tübingen wurde ein solcher Standort gefunden und entsprechend der Arbeitshilfe evaluiert. Dabei kamen sowohl verschiedene Techniken (z. B. Videoaufzeichnung vs. Imaging Sonar), als auch Methoden (z. B. Wildfanganalyse und Experiment) zum Einsatz. Sie wurden ebenso kritisch überprüft wie die Zielparameter (z. B. Schutzrate), um methodische Empfehlungen für zukünftige Untersuchungen abzuleiten.

1.2 Untersuchungsgebiet

Die WKA Rappenberghalde (Abbildung 4) befindet sich am Oberen Neckar bei Tübingen. Der Standort wurde auf Grund günstiger Rahmenbedingungen für die Evaluierung von Fischschutz- und Fischabstiegsmaßnahmen und den Praxistest der „Arbeitshilfe zur standörtlichen Evaluierung des Fischschutzes und Fischabstieges“ (Schmalz et al. 2015) ausgewählt. Die räumliche Situation und die technischen Voraussetzungen am Standort ermöglichten die Erfassung aller für die Quantifizierung der Zielparameter notwendigen Untersuchungsparameter. Die Stadtwerke Tübingen, als Betreiber der WKA, sowie das Regierungspräsidium Tübingen, als zuständige Behörde, unterstützten das Vorhaben. Dies waren wichtige Voraussetzungen für die Projektdurchführung.

Der Neckar entspringt bei Villingen-Schwenningen zwischen Schwarzwald und Schwäbischer Alb. Er entwässert nach seinem 362 km langen Lauf durch Baden-Württemberg und Hessen in Mannheim in den Rhein. Im Oberlauf durchzieht der Neckar, als noch kleiner Bach die Baar-Hochebene und vereinigt sich vor Rottweil mit der Eschach, welche von links kommend einmündet und den östlichen Teil des mittleren Schwarzwalds entwässert. In Rottweil fließt rechtsseitig die Prim zu und der Neckar wächst auf einen Mittelwasserabfluss von >5 m³/s an. Er wird im Kreisgebiet mit 11 Kleinwasserkraftanlagen bereits intensiv zur Stromgewinnung genutzt. Über Oberndorf und Sulz setzt der Neckar seinen Lauf fort und empfängt oberhalb von Horb linksseitig die Glatt. Im Stadtgebiet Horb wird der Neckar durch ein Flusswasserkraftwerk aufgestaut. Unterhalb von Horb mündet die Eyach als weiterer größerer Zufluss von rechts in den Neckar. Im Bereich Rottenburg fließt zunächst rechtsseitig die Starzel zu, bevor sich das Neckartal aufweitet und über Tübingen weiter in Richtung Nordosten verläuft. Der Neckarabschnitt zwischen Rottenburg und Tübingen, sowie im gesamten Stadtgebiet Tübingen, gilt als stark bis sehr stark verändert (Becker et al. 2019). Mit dem Ausleitungswehr Hirschau, der WKA Rappenberghalde, dem Neckarwerk Brückenstraße und dem Laufwasserkraftwerk in Kirchentellinsfurt sind im Einzugsgebiet Tübingen vier Wehranlagen mit Wasserkraftnutzung in Betrieb. Die entsprechenden Zulaufkanäle der Ausleitungskraftwerke gelten in

Bezug auf ihre Strukturgüte als vollständig verändert. Zusätzlich zu den strukturellen Defiziten bestehen durch die unzureichende Durchgängigkeit in Folge der Querbauwerke im Oberen Neckar signifikante Beeinträchtigungen für die Fischfauna, da insbesondere keine der Anlagen über Fischwanderhilfen entsprechend den heutigen Qualitätsstandards verfügt (Becker et al. 2019).

Abbildung 4: Krafthaus der WKA Rappenberghalde mit horizontalem Leitrechen aus dem Oberwasser fotografiert



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Unterhalb von Tübingen setzt der Neckar seinen Lauf über weitere Staustufen hinweg nach Nordosten fort und gelangt über Nürtingen und unter Aufnahme mehrerer Zuflüsse wie Aich und Lauter bis Plochingen ans sogenannte Neckarknie, welches das Ende des Oberen Neckars markiert. Hier biegt der Neckar am rechtsseitigen Zufluss der Fils in Richtung Nordwesten ab und fließt über Esslingen in die Landeshauptstadt Stuttgart. In Stuttgart wechselt der Lauf in Richtung Norden und führt an Ludwigsburg vorbei nach Heilbronn. Noch vor Heilbronn erhält der Neckar rechtsseitig die Zuflüsse Rems und Murr sowie linksseitig die Enz. Die Enz, mit einem Mittelwasserabfluss (MQ) von $17,4 \text{ m}^3/\text{s}$ und mit dem größten Einzugsgebiet (2229 km^2), ist der Nebenfluss des Neckars mit der größten Wasserführung. Von Heilbronn aus verläuft das Neckartal weiter in Richtung Norden und es fließen rechtsseitig Kocher und Jagst zu. Nahe der nördlichen Grenze Baden-Württembergs knickt der Neckar nach Westen ab und nimmt linksseitig die Elsenz auf. Bei Heidelberg ist er auf einen Mittelwasserabfluss von $161 \text{ m}^3/\text{s}$ angewachsen und fließt weiter bis Mannheim, wo er in den Rhein mündet. Von seiner Mündung an stromaufwärts bis Plochingen ist der Neckar als Schifffahrtstrasse ausgebaut und durch mehrere Staustufen staugeregt. Davon sind 28 mit Wasserkraftwerken ausgestattet. Die im Bereich des schiffbaren Neckars an den einzelnen Standorten installierte Leistung reicht von 1,2 MW an der WKA in Esslingen bis 7,2 MW an der WKA Schwabenheim bei Heidelberg. Dort wird ein maximaler Durchfluss von über $100 \text{ m}^3/\text{s}$ über eine Fallhöhe von 8 Metern genutzt.

Das Monitoring zur EG-Wasserrahmenrichtlinie teilt den Oberen Neckar in drei Wasserkörper (WK) ein. Der ökologische Gesamtzustand und die Qualitätskomponente Fische im quellnahen Neckargebiet

bis zur Einmündung der Prim in Rottweil (WK 40-01) wird als mäßig betrachtet. In den beiden stromabwärts gelegenen Wasserkörpern (WK 4-01, WK 4-02) ist die Qualitätskomponente Fische jeweils als unbefriedigend bewertet (Stand 2015). Für den Oberen Neckar sind daher folgende Maßnahmenziele abgeleitet worden:

Verbesserung der Gewässerstruktur

Verbesserung der Wasserführung in Ausleitungsstrecken und die Reduktion von Rückstaubereichen

Verbesserung der Fischdurchgängigkeit

Reduktion der lokalen Nähr- und Schadstoffbelastung

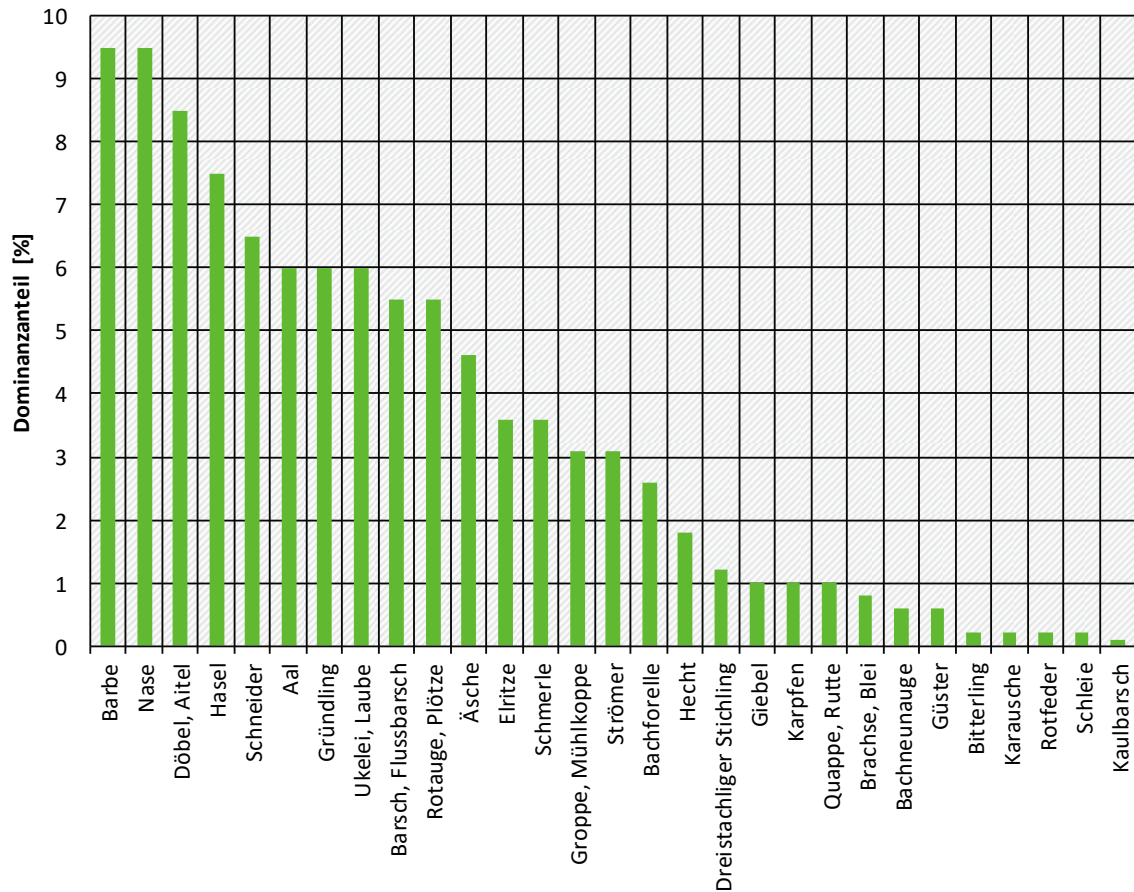
In den letzten Jahren wurden im Raum Tübingen Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur durchgeführt, um nach dem Trittsteinprinzip eine Verbesserung der ökologischen Funktionsräume zu erwirken. Ein bestehendes Problem ist die unzureichende Durchgängigkeit im gesamten Oberen Neckar.

Die WKA Rappenberghalde befindet sich im WK 4-02. Die fischzönotische Grundausrprägung am Standort ist als Cyprinidentyp des Epipotamals definiert. Zur Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie wird die Referenzfischzönose 4-02 (R1) herangezogen (Abbildung 5).

Mit Groppe, Bitterling, Bachneunauge und Strömer gehören 4 Arten zur Referenzfischzönose, für die gemäß Anhang II der FFH-Richtlinie Schutzgebiete auszuweisen sind. Mit Barbe und Äsche sind zwei Arten des Anhangs V vertreten. Arten, die gemäß FFH-Richtlinie Anhang IV als schützenswert eingestuft werden und dem Tötungsverbot unterliegen, sind nicht vorhanden. Für das Monitoring nach WRRL sind im Raum Tübingen keine Probestrecken im Neckar befischt worden. Es stehen jedoch umfangreiche und aktuelle Daten aus Becker et al. 2019 zur Bewertung der Fischzönose zur Verfügung. Nach Huet (1959) entspricht der Neckar bei Tübingen dem Barbentyp. Historisch waren vor allem Barbe, Aal, Döbel sowie Nase häufig und von fischereilicher Bedeutung in der Region Tübingen (Becker et al. 2019). Darüber hinaus sind vor allem Strömer, Schmerle, Bachneunauge, Dreistachliger Stichling, Elritze, Gründling, Rotaugen, Flussbarsch und Groppe im Oberamtsbereich Tübingen historisch als häufig nachgewiesen. Der Strömer ist im Oberen Neckar aktuell nicht mehr vertreten und lokal fehlen weitere Arten. Bei Rottenburg, stromaufwärts von Tübingen, wurde im Vergleich zur Referenzfischzönose ein Artenfehlbetrag von 17 (59 %) dokumentiert. Im Stauraum des Wehres Lustnau im Raum Tübingen beträgt der Artenfehlbetrag 11 (38 %). Die Fischzönose wird stark von Kleinfischen wie Elritze, Gründling und Schmerle dominiert. Größere Arten sind bis auf den Döbel meist nur vereinzelt anzutreffen und die Populationsstrukturen von Jungfischen <15 cm TL geprägt (Becker et al. 2019).

Abbildung 5: Fischfaunistische Referenz 4-02 (R1) des Neckars im Bereich des Untersuchungsstandorts (LAZBW 2016)

Fischfaunistische Referenz Neckar



Quelle: LAZBW

Bei der WKA Rappenberghalde in Tübingen handelt es sich um ein Ausleitungskraftwerk. Dabei wird der Neckar durch ein Ausleitungswehr (Abbildung 6) aufgestaut und Wasser der Wasserkraftanlage über einen 1,8 km langen Kanal (Abbildung 7) in Form eines Einfachtrapezgerinnes mit glatter Betonauskleidung zugeführt (Abbildung 9). Die an der Wasserkraftanlage nutzbare Fallhöhe beträgt 7,5 m, bei einem Ausbaudurchfluss von 22 m³/s (Tabelle 4). Die Leistung der Anlage wird mit 1,5 MW und der jährliche Energieertrag mit 7 Millionen kWh angegeben (Pressemitteilung der Stadtwerke Tübingen vom 13.02.2014; www.swtue.de/aktuell). Die Stromerzeugung erfolgt durch zwei Kaplan-Turbinen, den Hauptturbinen am eigentlichen Kraftwerk, sowie eine zusätzliche Restwasserturbine (*Quelle: Pressemitteilung der Stadtwerke Tübingen vom 13.02.2014 <https://www.swtue.de/unternehmen/aktuell/neuigkeiten/detail/wasserkraftwerk-rappenberghalde-fischschutz-deutlich-erhoeht.html>

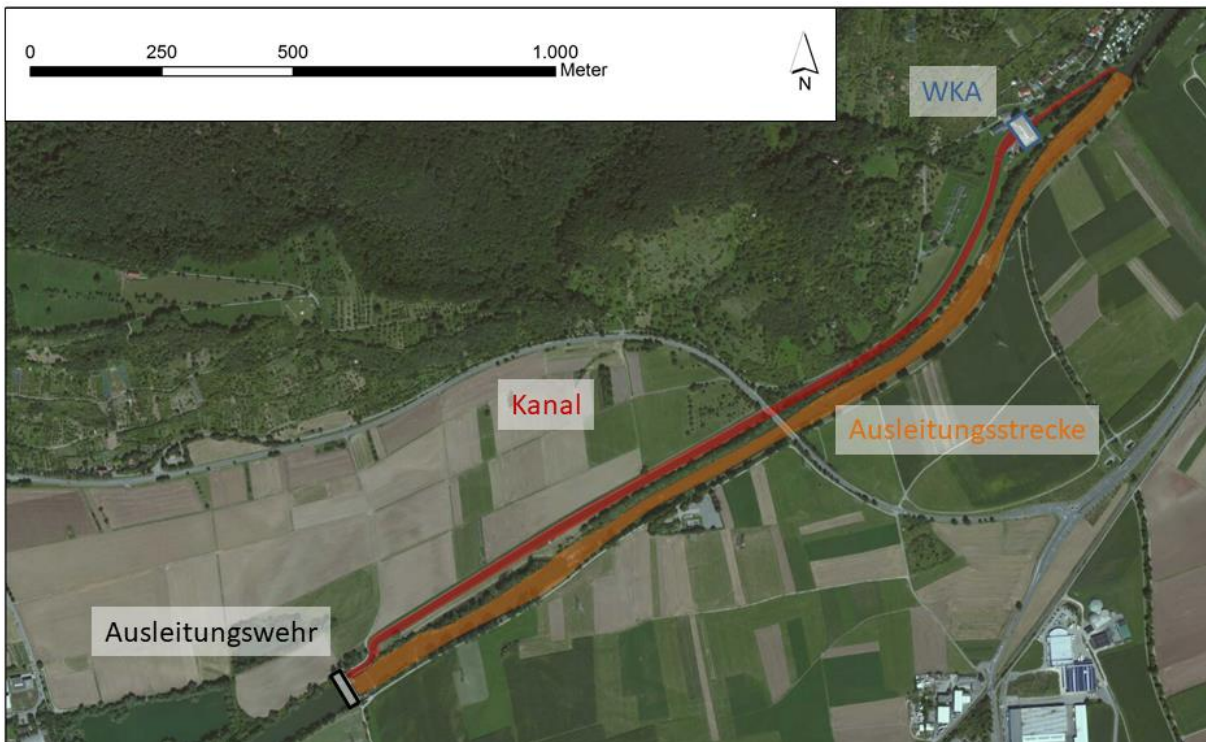
Abbildung 8) am Ausleitungswehr (Abbildung 10). Die Restwasserturbine sorgt gemeinsam mit der Fischaufstiegsanlage für die Zuleitung des behördlich festgelegten Mindestwassers von 1,55 m³/s in die Ausleitungsstrecke. Der Nenndurchfluss der beiden Hauptturbinen beträgt zusammen 22 m³/s, bei einem mittleren Abfluss MQ von 20,6 m³/s am Standort (Tabelle 5). Bei der Restwasserturbine sind es 1,3 m³/s (Tabelle 4).

Abbildung 6: Ausleitungswehr aus dem Unterwasser fotografiert (Krafthaus mit Restwasserturbine und Fischaufstiegsanlage außerhalb des linken Bildrandes, Kanal zum Kraftwerk außerhalb des rechten Bildrandes)



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Abbildung 7: Luftbild des WKA Standortes Rappenberghalde am Neckar mit markierter Ausleitungsstrecke und Kanal



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Tabelle 4: Parameter zur Charakterisierung der Hauptturbinen der WKA und der Restwasserturbine am Wasserkraftanlagenstandort Rappenberghalde (Neckar)

Parameter	Hauptturbine	Restwasserturbine
Turbinentyp	zwei Kaplan-Turbinen	Durchströmturbine
Nutzgefälle	7,5 m*	3,9 m
Maximales Schluckvermögen	22 m³/s	1,3 m³/s
Laufreddurchmesser	1,49 m	60 cm
Nabendurchmesser	600 mm	125 mm
Anzahl Laufradschaufeln	4	30
Anzahl Leitschaufeln	14	1
Drehzahl pro Minute	300	125
Baujahr/Inbetriebnahme*	1929*	1999
Datum letzter Sanierung*	1999	1999
max. Leistung	1500 kW	45 kW
Stromproduktion im Jahr	6700000 kWh	350000 kWh

*Quelle: Pressemitteilung der Stadtwerke Tübingen vom 13.02.2014

<https://www.swtue.de/unternehmen/aktuell/neuigkeiten/detail/wasserkraftwerk-rappenberghalde-fischschutz-deutlich-erhoeht.html>

Abbildung 8: Krafthaus der Restwasserturbine mit Zufluss (mittig) und Fischaufstiegsanlage (rechts) am Ausleitungswehr



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Abbildung 9: Kanal mit Trapezprofil oberhalb der Wasserkraftanlage Rappenberghalde



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Abbildung 10: Ausleitungsstrecke auf Höhe der WKA Rappenberghalde im Juni 2019



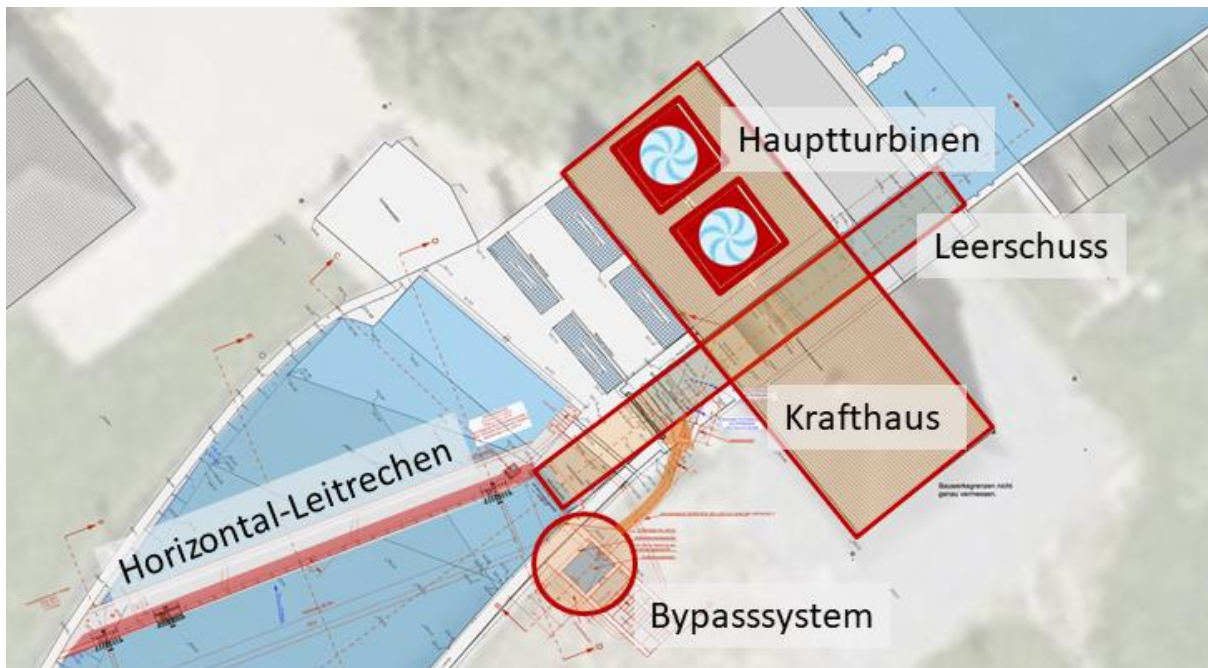
Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Abbildung 11: Teil des Fischschutzsystems an der Wasserkraftanlage Rappenberghalde am Neckar bei Tübingen. Blick auf den horizontalen Leitreehen mit 15 mm lichtem Stababstand und Betonsockel. Am rechten Bildrand ist das Schütz zum Leerschuss teilweise zu sehen



Quelle: [Ralph Raisch, Stadtwerke Tübingen]

Abbildung 12: Technische Draufsicht auf das WKA Rappenberghalde am Neckar mit rot markiertem Horizontal-Leitrechen und Bypasssystem, sowie Leerschusskanal und Krafthaus mit Hauptturbinen



Quelle: [technische Zeichnung von Hydro-Energie Roth GmbH©]

Tabelle 5: Parameter zur allgemeinen hydrologischen Standortcharakterisierung der Wasserkraftanlage Rappenberghalde (Neckar)

Parameter	Werte
Minimaler Abfluss bei Wasserkraftanlagen-Betrieb	4 m ³ /s (Durchfluss einer Turbine)
MNQ, mittlerer Niedrigwasserabfluss*	5,3 m ³ /s
MQ, langjähriger Mittelwasserabfluss*	20,6 m ³ /s
MHQ*	289,8 m ³ /s
Q30*	6,7 m ³ /s
Q330*	41,3 m ³ /s

*Mittlere Werte des Zeitraums 1932-2009 (75 Abflussjahre), Quelle: LUBW (2009): Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch – Rheingebiet, Teil I – Hoch- und Oberrhein, verrechnet mit einem einzugsgebietbezogenen Korrekturfaktor (*1,4) nach: Regierungspräsidium Karlsruhe

Das Ausleitungswehr und die WKA wurden für die Fischabstiegsuntersuchung, entsprechend der räumlichen Distanz zwischen den beiden Anlagen, als getrennte Hauptkorridore behandelt.

Der Hauptkorridor WKA verfügt über drei Subkorridore (siehe Abbildung 13):

1. Hauptturbinen
2. Leerschuss
3. Bypass

Der Hauptkorridor am Ausleitungswehr umfasst 4 weitere Subkorridore:

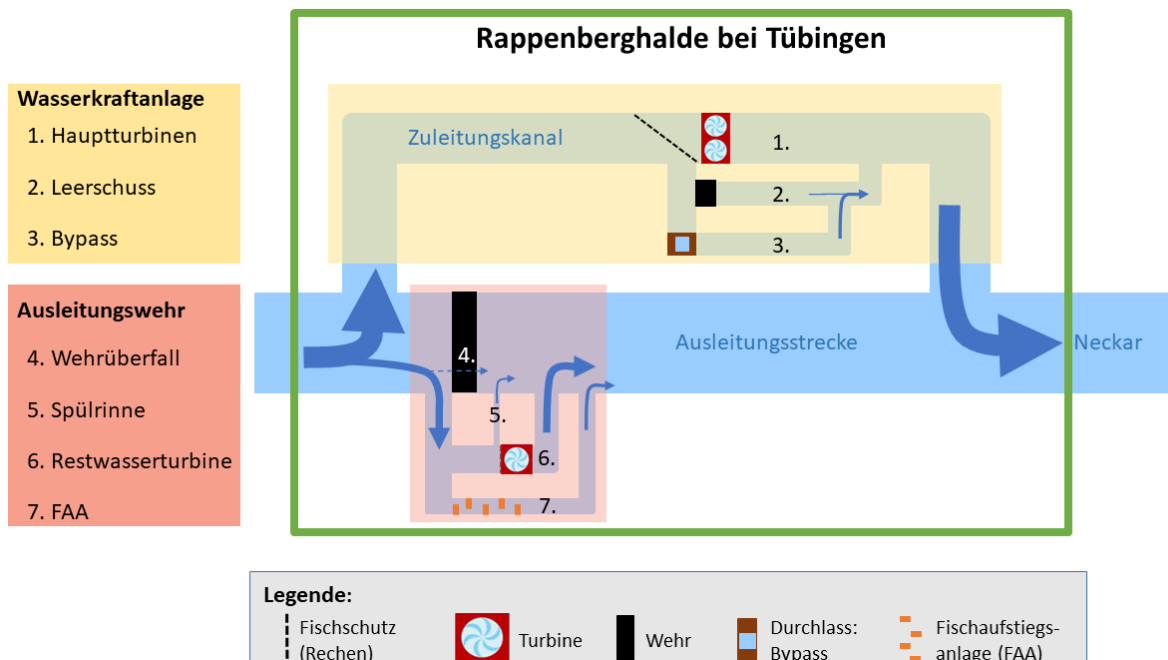
4. Wehrüberfall
5. Spülrinne der Rechenreinigung der Rest-WKA
6. Restwasserturbine
7. Fischaufstiegsanlage

Im Hauptkorridor WKA ist vor dem Subkorridor mit Gefahrenbereich, den Hauptturbinen, ein Horizontal-Leitrechen (Abbildung 11) nach Ebel, Gluch & Kehl (2015) und eine diskontinuierlich arbeitende Bypasseinrichtung (Abbildung 12) installiert. Der Horizontal-Leitrechen erfüllt mit einem horizontalen Anströmwinkel (β) von etwa 30 °, einer rechnerisch ermittelten, mittleren Anströmgeschwindigkeit von maximal 0,3 m/s und einem lichten Stababstand von 15 mm die Gestaltungs- und Bemessungskriterien Baden-Württembergs nach LUBW (2016).

An den Leitrechen schließt ein absenkbares Schütz in den Subkorridor Leerschuss an. Der Leerschuss dient sowohl der Abfuhr vom Rechenreiniger abgetragenen Geschwemmsels, als auch als Notabschlag bei zu stark ansteigendem Oberwasserpegel.

Der von Hydroenergie Roth GmbH geplante Bypass ist als schachtartige Fischschleuse mit drei Einstiegsöffnungen ausgeführt. Die Entleerung des Evakuierungsbeckens auf Oberwasserniveau erfolgt über eine sohnnahe Leitung in das Unterwasser und ein Registerschütz. Die Gerinne von Bypass und Leerschuss vereinigen sich (Abbildung 13), bevor sie im Unterwasser mit dem Turbinenauslauf zusammenfließen (Abbildung 35).

Abbildung 13: Schematische Übersicht über den Standort Rappenberghalde (grün umrandet) mit den beiden Hauptkorridoren Wasserkraftanlage (gelb unterlegt) und Ausleitungswehr (rot unterlegt), sowie den sieben potenziellen Subkorridore



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Vor der Restwasserturbine ist ein vertikal geneigter Rechen mit 20 mm lichtem Stababstand installiert, um das Eindringen von Geschwemmsel und Fischen in den Gefahrenbereich zu verhindern. Der Rechen endet nahe der Wasseroberfläche mit einer Spülrinne. Eine periodisch operierende

Rechenreinigung entfernt anfallendes Schwemmgut und befördert dieses zur Wasseroberfläche in die Spülrinne. Die Spülrinne wird bei Betrieb der Rechenreinigung geöffnet, sodass erfasstes Schwemmgut mit einem Spülschwall abgeführt wird. Abstiegswilligen Fischen steht somit während der Rechenreinigung in Form der Spülrinne eine potenzielle Abstiegsmöglichkeit zur Verfügung. Zusätzlich können abstiegswillige Fische über die oberhalb ausleitende Fischaufstiegsanlage ins Unterwasser gelangen.

1.3 Untersuchungsrahmen

Im Rahmen der standörtlichen Untersuchung des Fischschutz- und Fischabstiegssystems an der WKA Rappenberghalde waren folgende Untersuchungsaspekte vorgegeben:

1. Durchgängigkeit für absteigende Fische
2. Schädigung absteigender Fische
3. Wirksamkeit der vorhandenen Fischschutzeinrichtung
4. Ursachen für Fischschädigungen und Defizite der Durchgängigkeit

Dabei sollten alle beschriebenen Hauptkorridore und Subkorridore berücksichtigt und die wichtigsten Zielp Parameter nach Schmalz et al. 2015 bestimmt sowie auf ihre Praxistauglichkeit hin überprüft werden. Aufgrund dieser besonderen Anforderung waren der Untersuchungsaufwand sowie die Untersuchungsdauer sehr hoch.

Im Fokus der Untersuchung standen alle natürlich im Gewässer vorkommenden Arten entsprechend des Artenspektrums der fischfaunistischen Referenz des Neckars in Tübingen (Abbildung 5).

Aufgrund des Schutzstatus und der besonderen Gefährdung des Aals wurde insbesondere diese Art detailliert untersucht. Da beim Aal vor allem abwandernde Blankaale betroffen sind, wurde diesem Stadium besondere Aufmerksamkeit zuteil. Bei den übrigen Arten sollten juvenile und adulte, nicht aber Eier und Larven betrachtet werden. Um die Schädigung absteigender Fische zu bestimmen, war Netzfang unumgänglich. Diese Technik bildete einen Hauptbestandteil der Untersuchung. Daneben kamen ergänzend und zur Verifizierung der Datenqualität zahlreiche Untersuchungstechniken zum Einsatz. Radio- und RFID-Telemetrie bildeten daher einen weiteren Schwerpunkt. Insbesondere für die Verhaltensuntersuchung waren zusätzlich Imaging-Sonar und Videoaufzeichnungen erforderlich. Das Hauptaugenmerk lag auf der Betrachtung des Fischschutzsystems im Hauptkorridor WKA.

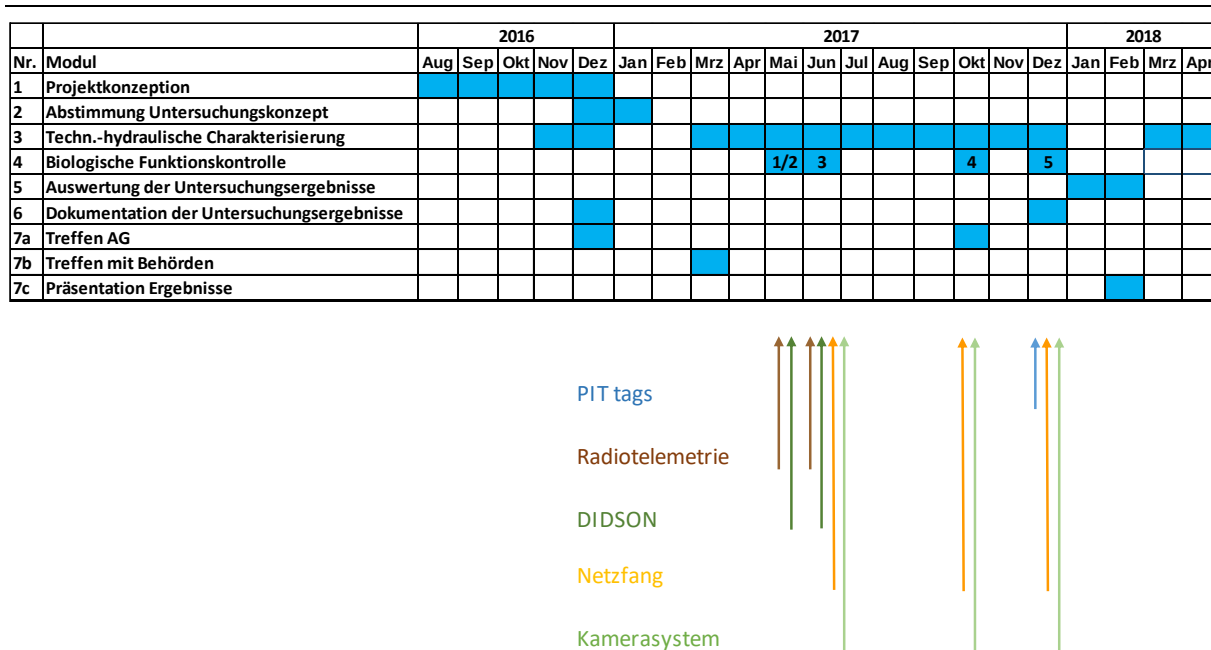
2 Methodik

2.1 Untersuchungszeiträume

Im Zeitraum August 2016 bis April 2017 erfolgte die Vorbereitung der Untersuchungen zum F+E Vorhaben an der WKA Rappenberghalde. Es wurden alle erforderlichen Genehmigungen zur Durchführung der Untersuchungsmethoden eingeholt sowie die technische Ausrüstung bereitgestellt und eingebaut. Die Freilanduntersuchungen begannen im Mai 2017 und wurden bis Juli 2019 unter Nutzung verschiedener Methoden fortgesetzt (Abbildung 14, Abbildung 15).

Die Untersuchungszeiträume richteten sich nach den natürlichen Abstiegszeiten nach Ebel (2013) der im Gewässer laut Referenz vorkommenden Arten (Abbildung 5).

Abbildung 14: Zeitplan Durchführung des F+E Vorhabens an der WKA Rappenberghalde 2016 bis 2018 und Zeiträume für einzelne Untersuchungsmethoden; Kampagnen für die biologische Funktionskontrolle nummeriert



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Abbildung 15: Zeitplan Durchführung des F+E Vorhabens an der WKA Rappenberghalde 2018 bis 2019 und Zeiträume für einzelne Untersuchungsmethoden; Kampagnen für die biologische Funktionskontrolle nummeriert

Nr.	Modul	2018								2019											
		Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
1	Projektkonzeption																				
2	Abstimmung Untersuchungskonzept																				
3	Techn.-hydraulische Charakterisierung																				
4	Biologische Funktionskontrolle		6	6												7	7				
5	Auswertung der Untersuchungsergebnisse																				
6	Dokumentation der Untersuchungsergebnisse																				
7a	Treffen AG																				
7b	Treffen mit Behörden																				
7c	Präsentation Ergebnisse																				

PIT tags

Netzfang

Kamerasystem

Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

2.2 Abstimmung und Vorbereitung des Untersuchungsvorhabens

Bereits im August 2016 erfolgte die Kontaktaufnahme mit der Fischereibehörde des Regierungspräsidiums Tübingen zur Abstimmung der Methodik und des Untersuchungsumfangs des F+E Vorhabens an der WKA Rappenberghalde. Gleichzeitig wurde das Vorhaben dem Kreisfischereiverein Tübingen e. V. als Fischereirechtsausübender vorgestellt. Der Betreiber der Wasserkraftanlage Rappenberghalde, die Stadtwerke Tübingen, wurde von Anfang an über die geplanten Untersuchungen detailliert informiert. Gemeinsam wurde die technische Umsetzung vor Ort geplant.

Am 23.03.2017 wurde das F+E Vorhaben allen Interessengruppen vorgestellt und gemeinsam abgestimmt. Vertreter folgender Institutionen nahmen teil.

- | | |
|--|--|
| 1. Stadtwerke Tübingen | Wasserkraftanlagenbetreiber |
| 2. Regierungspräsidium Tübingen | Fischereibehörde |
| 3. Landratsamt Tübingen | Wasserbehörde |
| 4. Kreisfischereiverein Tübingen e. V. | Fischereiverband |
| 5. Hydro-Energie Roth GmbH | Planer der Fischschutz- und Fischabstiegseinrichtung |
| 6. Umweltbundesamt | Auftraggeber der Evaluierung |

Im Laufe der Untersuchung wurde über die einzelnen Kampagnen hinweg enger Kontakt mit den Genehmigungsbehörden bezüglich Elektrofischereigenehmigungen und Tierversuchsgenehmigungen gehalten.

2.3 Technisch-hydraulische Charakterisierung

Im Rahmen der technisch-hydraulischen Charakterisierung wurden alle sieben nach Schmalz et al. (2015) vorgegeben Teilaspekte berücksichtigt.

1. Räumliche Standortcharakterisierung
2. Allgemeine hydrologische Standortcharakterisierung
3. Abflussaufteilung¹ am Standort auf Subkorridore (differenziert für verschiedene Gesamtabflüsse)
4. Charakterisierung der Querbauwerke am Standort
5. Kenngrößen der Fischschutzeinrichtungen
6. Kenngrößen der Triebwerke oder anderer Wassernutzungseinrichtungen
7. Kenngrößen der Bypässe und der Fischaufstiegsanlage

2.4 Erfassung abiotischer sowie technisch-hydraulischer Parameter während der Fischabstiegsuntersuchung

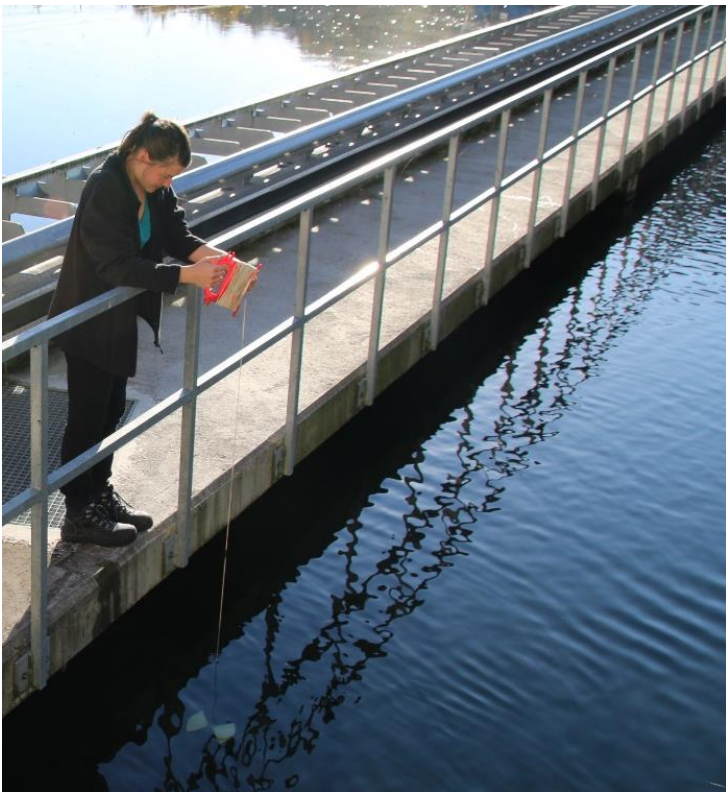
Für die Beurteilung von Wanderbewegungen wurden während der Untersuchungsperiode die nachfolgend aufgeführten chemisch-physikalischen Begleitparameter erfasst. Im Fokus der Untersuchung stand jedoch nicht die Ermittlung des Einflusses abiotischer Faktoren auf den Fischabstieg. Um Korrelationen zwischen Abstiegsmustern und abiotischen Faktoren zu belegen, sind deutlich längere Untersuchungszeiträume notwendig als im Rahmen dieses Projektes vorgesehen.

Chemisch-physikalische Parameter

1. Wassertemperatur
2. pH-Wert
3. Trübung / Sichttiefe
4. Sauerstoffsättigung und -konzentration
5. Leitfähigkeit
6. Mondphase
7. Tag / Nachtzeit
8. Gesamtabfluss am Standort
9. Anströmgeschwindigkeit des Rechens

Die Erfassung der wichtigsten abiotischen Parameter erfolgte direkt oberhalb des Turbinenhauses im Zuleitungskanal. Mit einer Multisonde (Hach HQ40D) wurden Wassertemperatur, Sauerstoffsättigung, pH-Wert und Leitfähigkeit des Wassers gemessen. Mittels Secchi-Scheibe geschah die Ermittlung der Sichttiefe (Abbildung 16). Ein oberhalb der Rechenanlage an der Kanalmauer fest angebrachter Temperaturlogger zeichnete zusätzlich den Verlauf der Wassertemperatur während den Untersuchungsphasen stündlich auf.

Abbildung 16: Ermittlung der Sichttiefe mittels Secchi-Scheibe



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Weitere Faktoren wie Mondphasen und Tag-/Nachtzyklen wurden entsprechend den für den Standort gültigen Kalenderdaten notiert. Bereits die Planung der Untersuchung schloss die Berücksichtigung der Mondphasen mit ein und die Zeiträume für den Netzfang orientierten sich, wenn möglich, an den Neumondphasen, da insbesondere in dunklen Nächten mit verstärktem Fischabstieg zu rechnen ist.

Anhand der Pegeldata (Horb) und der Turbinenleistung wurden der Gesamtabfluss am Standort errechnet und die Abflussänderungen (fallend, gleichbleibend, ansteigend) ermittelt. Die Anströmgeschwindigkeit vor dem Rechen errechnet sich aus dem Abfluss Q im Zuleitungskanal sowie dem Fließquerschnitt A im Zuleitungskanal vor dem Rechen nach der Formel $v_{\text{Anström}} = Q/A$. Eine direkte Messung der Anströmgeschwindigkeit des Rechens bei verschiedenen Abflüssen wurde an einzelnen Punkten mit einem Strömungsmessgerät durchgeführt. Eine Messung der Normalgeschwindigkeit über das gesamte Rechenprofil hinweg, geschah für einen Abflusszustand mit Hilfe eines Ultraschall-Doppler-Profil-Strömungsmessers (engl. Acoustic Doppler Current Profiler: ADCP) am 31.05.2018 bei einem Turbinendurchfluss von ca. $6 \text{ m}^3/\text{s}$. Die anhand der ADCP-Messung ermittelten Normalgeschwindigkeiten wurden entsprechend dem Anströmwinkel des Rechens ($\alpha = 30^\circ$) nach der Formel $v_{\text{Anström}} = v_{\text{Normal}} / \sin \alpha$ gemäß Ebel (2013) in die Anströmgeschwindigkeit umgerechnet.

Vom Standort selbst sind keine Pegeldata vorhanden, weshalb der nächste Pegel stromaufwärts als Referenz gewählt wurde. Dieser Pegel befindet sich in Horb ca. 30 km stromaufwärts der Anlage. Da zwischen dem Pegel und dem Standort weitere Gewässer in den Neckar münden, ist dieser nur eingeschränkt nutzbar. Der Durchfluss der Hauptturbinen wurde daher anhand der verrichteten Arbeit berechnet (A.4 bis A.6). Wobei sich der Volumenstrom, nach Umstellung der allgemeinen Turbinengleichung, aus der Arbeit der Turbine P_{Turbine} geteilt durch deren Wirkungsgrad η , multipliziert mit der Dichte des Wassers ρ_{Wasser} , der Erdbeschleunigung g und der Fallhöhe h ergibt (Formel 1).

Um den Wirkungsgrad der Hauptturbinen während des Betriebes zu bestimmen, ist zunächst die Berechnung der Beaufschlagung ε notwendig. Die gemessene Leistung P wurde dazu durch die theoretische Maximalleistung $P_{\max}$ von 750 kW geteilt. Um alterungsbedingte Verluste auszugleichen, wurde die gemäß Planung theoretisch maximale Leistung im Neuzustand mit einem Beiwert von 0,95 multipliziert (Formel 2).

Anhand der Beaufschlagung der Hauptturbinen lässt sich entsprechend des Wirkungsgradverlaufs laut Hersteller der Wirkungsgrad von Hauptturbine und Generator zum gewünschten Zeitpunkt errechnen (Formel 3).

Formel 1: Turbinengleichung

$$V = \frac{P_{\text{Turbine}}}{(\eta * \rho_{\text{Wasser}} * g * h)}$$

Formel 2: Beaufschlagung

$$\varepsilon = \frac{P}{(P_{\max} * 0,95)}$$

Formel 3: Wirkungsgrad

$$\begin{aligned} \eta = & (-18,9263420514762 * \varepsilon^6) + 74,149391483888 * \varepsilon^5 - 117,906819255697 * \varepsilon^4 \\ & + 97,6985769221838 * \varepsilon^3 - 45,1425447124076 * \varepsilon^2 + 11,3431325316304 * \varepsilon \\ & - 0,399803359324808 \end{aligned}$$

Die Berechnung des Durchflusses im Subkorridor Leerschuss erfolgte auf Grundlage der Absenktiefe des Schützes unter den Wasserspiegel ($h = 0,66$ m) und der Breite der Öffnung ($b = 3$ m) gemäß Überfallformel nach Poleni (Formel 4). Unter Beachtung der Dauer des Spülvorganges von 1 Minute und unter Annahme einer stündlichen Reinigung ergibt sich ein täglicher Durchfluss von 4440 m³/d bzw. 0,051 m³/s.

Formel 4: Überfallformel

$$Q = \frac{2}{3} * \mu * \sqrt{2g} * b * h^{(\frac{3}{2})}$$

Aus dem Volumen des Evakuierungsbeckens (23,25 m³) errechnet sich bei stündlicher Evakuierung (während der Kampagnen 4-6) ein täglicher Durchfluss von 558 m³ durch die Evakuierung, zu der 0,15 m³/s konstanter Durchfluss während der Einschwimphase hinzugerechnet werden müssen. Bei stündlicher Evakuierung ergibt sich ein Durchfluss von 13518 m³/d bzw. 0,156 m³/s. Die Subkorridore Bypass und Leerschuss erfahren folglich einen gemeinsamen Durchfluss von 0,169 m³/s (Kampagne 3) bzw. 0,208 m³/s (Kampagne 4-6). Der Bemessungswert der Fischaufstiegsanlage liegt bei 0,3 m³/s. Bei einer manuellen Überprüfung konnten 0,286 m³/s gemessen werden. Für den Subkorridor Restwasserturbine wurde gemäß der Betreiberangabe 1,3 m³/s festgelegt.

2.5 Hälterungseinrichtung

Zur Zwischenhälterung der Fische nach Fang standen insgesamt 23 Kunststoffbecken mit jeweils 300 Litern Fassungsvermögen und fünf Rundbecken mit jeweils 1600 Litern Volumen zur Verfügung (Abbildung 17, Abbildung 18). Zur Abdeckung der Rundbecken wurden Netze installiert und fest am Rand verankert, um zu verhindern, dass Fische aus den Becken springen oder Prädatoren zu den Fischen gelangen. Die Kunststoffbecken verfügten durchweg über fest abschließende Deckel. Über eine Tauchpumpe und ein Leitungssystem erfolgte eine ständige Zufuhr von Frischwasser aus dem Zuleitungskanal. Zusätzlich wurden alle Becken über eine zentrale, leistungsfähige Großmembranpumpe mit Luft versorgt, um ständig eine hohe Sauerstoffkonzentration zu gewährleisten. Die an den Ausströmern ausperlenden Luftblasen erzeugten außerdem eine Strömung in den Hälterungsbecken, wodurch eine gleichmäßige Durchmischung des Wassers erzielt wurde. Die Beschattung der gesamten Hälterungsanlage erfolgte bei Bedarf durch Beschattungsnetze, welche an einer Holzkonstruktion über der Hälteranlage befestigt waren.

Abbildung 17: Große Rundbecken mit 1600 Liter Fassungsvermögen zur Hälterung großer Individuen



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Abbildung 18: Nummerierte Kunststoffbecken der Hälterungsanlage mit Frischwasserzulauf und Frischluftversorgung



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

2.6 Biologische Funktionskontrolle

2.6.1 Überblick Zielparameter und Untersuchungsmethoden

Im Rahmen der biologischen Funktionskontrolle wurden 16 Zielparameter nach Schmalz et al. (2015) berücksichtigt (Tabelle 6). Methodisch bedingt sind nicht alle Parameter auf Basis des gesamten Spektrums der vorkommenden, typspezifischen Fischarten der Referenzfischzönose bestimmbar. Die statistisch abgesicherte Quantifizierung, insbesondere von Schädigungs- und Mortalitätsraten, erfordert zielartenspezifische, experimentelle Ansätze. Aufgrund des hohen Durchführungsaufwands der Tierversuche und der tierschutzrechtlich vorgegebenen Reduktion der Anzahl der Probanden auf die zwingend erforderliche Menge ist hierbei eine Beschränkung auf eine repräsentative Teilstichprobe typspezifischer Arten notwendig. Tabelle 6 enthält die berücksichtigten Zielparameter mit dem Zielartenspektrum. Eine Liste der genutzten umgangssprachlichen Namen, sowie die entsprechenden wissenschaftlichen Artnamen finden sich in (A.1).

Die Berechnungsgrundlage der einzelnen Zielparameter sowie deren Definition nach Schmalz et al. (2015) sind im Folgenden zusammengefasst.

Tabelle 6: Bei der Planung der Untersuchungen im F+E Vorhaben an der WKA Rappenberghalde berücksichtigte Zielparameter nach Schmalz et al. (2015) mit dem berücksichtigten Zielartenspektrum bezogen auf die potenziell natürliche Fischfauna des Neckars am Untersuchungsstandort

Lfd.-Nr.	Zielparameter	Alle Arten	Selektierte Arten
1	Vorschädigungsrate	x	x
2	Normierter Tagesfang	x	
3	Durchflussnormierter Einheitsfang	x	
4	Abstiegsrate	x	
5	Korridorspezifische Schädigungsrate	x	x
6	Standortschädigungsrate	x	x
7	Korridorspezifische Mortalitätsrate	x	x
8	Standortmortalitätsrate	x	x
9	Korridorspezifische Überlebensrate	x	x
10	Standortüberlebensrate	x	x
11	Schutzrate	x	
12	Körpergrößenspezifische Schutzwahrscheinlichkeit	x	
13	Artenselektivität von Abstiegskorridoren	x	
14	Schutzsystemableitrate	x	x
15	Standortbezogene Ableitrate	x	x
16	Einschwimmrate		x
17	Suchrate		x
18	Fluchrate		x
19	Mittlere Suchzeit		x

Vorschädigungsrate: „Anteil vorgeschädigter Fische in der Grundgesamtheit der im Oberwasser des Standorts abwandernden Fische.“

Die Vorschädigungsrate *sensu stricto* beschreibt die Schädigungsrate der Fische im Oberwasser der Wasserkraftanlage und ist Grundlage für die Berechnung der Schädigungsrate. Anhand der Befischungen im Oberwasser konnte wegen des geringen Fischbestandes keine ausreichend große Stichprobe zur repräsentativen Ermittlung der Vorschädigungsrate gewonnen werden. Die im Rahmen der Tierversuche durchgeführte experimentelle Ermittlung der Schädigungsrate mittels individuell markierter Fische beinhaltet die Aufnahme der Vorschädigung der eingebrachten Fische, sodass aus diesen Daten die Vorschädigungsrate für das Experiment errechnet werden konnte.

Normierter Tagesfang: „Anzahl der innerhalb eines Tages über einen Korridor abgestiegenen Fische.“

Der normierte Tagesfang wurde aus den Netzfangdaten errechnet und jeweils auf einen Tag normiert. Die Berechnung erfolgte zunächst für die einzelnen Subkorridore während der jeweiligen Kampagnen.

Zusätzlich wurde ein „synchroner“ Datensatz und ein „Gesamtdatensatz“ gebildet. Der „synchrone“ Datensatz umfasst alle Daten aus den Zeiträumen während derer in allen Subkorridoren simultan Netzfänge durchgeführt wurden. Der Gesamtdatensatz umfasst alle Daten jedes einzelnen Subkorridors, unabhängig davon, ob während dieser Zeiten alle anderen Subkorridore beprobt wurden.

Durchflussnormierter Einheitsfang: Der durchflussnormierte Einheitsfang ist der „auf den mittleren Durchfluss eines Korridors in der Untersuchungszeit bezogene normierte Tagesfang“.

Analog zum normierten Tagesfang, wurde der durchflussnormierte Einheitsfang für die einzelnen Kampagnen, sowie für den „synchrone“ und den gesamten Datensatz aus den Netzfängen und den wie in Kapitel 2.4 errechneten Durchflüssen bestimmt.

Abstiegsrate: „Anteil des normierten Tagesfangs eines Korridors am zeitgleichen normierten Tagesfang des Standortes (Summe aller Korridore).“

Die Abstiegsrate wurde anhand des normierten Tagesfangs für die jeweiligen Kampagnen berechnet. Zusätzlich wurde ein „synchroner“ Datensatz und ein „Gesamtdatensatz“ gebildet. Der „synchrone“ Datensatz umfasst wiederum alle Daten aus den Zeiträumen während derer in allen Subkorridoren simultan Netzfänge durchgeführt wurden. Der Gesamtdatensatz umfasst alle Daten jedes einzelnen Subkorridors, unabhängig davon, ob während diesen Zeiten die anderen Subkorridore beprobt wurden.

Korridorspezifische Schädigungsrate: „Anteil der beim Abstieg über einen Korridor geschädigten Fische, bezogen auf die Gesamtanzahl der über diesen Korridor abgestiegenen Fische.“

Die Erhebung der korridorspezifischen Schädigungsrate fand, wie in Kapitel 2.6.2.6 beschrieben, statt.

Standortschädigungsrate: „Gesamtanteil der beim Abstiegsversuch geschädigten Fische, bezogen auf alle Korridore; die Schädigungsrate bezieht sich stets auf eine definierte Schädigungskategorie.“

Die Standortschädigungsrate wurde aus den Daten der Abstiegsraten der einzelnen Subkorridore und den experimentell ermittelten korridorspezifischen Mortalitätsraten gebildet. Sie lässt sich anhand des normierten Tagesfangs der einzelnen Kampagnen spezifisch für diese Phasen bzw. anhand des „synchrone“ Datensatzes aller Kampagnen als Gesamtrate errechnen.

Korridorspezifische Mortalitätsrate: „Anteil der aus dem Oberwasser abgestiegenen Fische mit letaler Schädigung, bezogen auf die Gesamtheit der durch den Korridor abgestiegenen Fische.“

Die Erhebung der korridorspezifischen Mortalitätsrate fand wie in Kapitel 2.6.2.6 beschrieben statt.

Standortmortalitätsrate: „Anteil der beim Abstieg getöteten Fische, bezogen auf alle Korridore eines Standorts.“

Die Standortmortalitätsrate wurde aus den Daten der Abstiegsraten der einzelnen Subkorridore und den experimentell ermittelten korridorspezifischen Mortalitätsraten errechnet. Sie lässt sich anhand des normierten Tagesfangs der einzelnen Kampagnen spezifisch für diese Phasen bzw. anhand des „synchrone“ Datensatzes aller Kampagnen als Gesamtrate errechnen.

Korridorspezifische Überlebensrate: „Anteil der in einem Korridor über den Abstiegskorridor abgestiegenen Fische, die den Unterwasserkorridor ohne letale Schädigung erreichen.“

Die Korridorspezifische Überlebensrate entspricht dem Kehrwert der korridorspezifischen Mortalitätsrate.

Standortüberlebensrate: „Anteil der an einem Standort aus dem Oberwasser über alle Korridore in das Unterwasser abgestiegenen Fische, der weder sofort noch zeitverzögert letal oder präletal geschädigt wurde.“

Die Standortüberlebensrate entspricht dem Kehrwert der Standortmortalitätsrate.

Schutzrate: „Anteil der Fische, der durch eine Schutzeinrichtung an der Passage eines Gefahrenbereichs gehindert wird und erfolgreich über eine Fischabstiegsmöglichkeit in das Unterwasser gelangt.“

Am Ausleitungswehr standen im Untersuchungszeitraum alternativ zum Gefahrenbereich der Restwasserturbine deren Spülrinne und die FAA als weitere Abstiegsmöglichkeiten zur Verfügung. Der Wehrüberfall war im Zeitraum nicht überspült und somit nicht relevant. An der WKA sind durch die beiden Hauptturbinen zwei Gefahrenbereiche gegeben. In Folge geringer Abflüsse während der Untersuchungskampagnen konnte lediglich eine Hauptturbine betrieben und untersucht werden. Mit dem Bypass und dem Leerschuss sind zwei alternative Subkorridore vorhanden. Die Schutzrate wurde anhand des normierten Tagesfangs aus dem Gesamtdatensatz errechnet.

Artenselektivität Abstiegskorridor: „Anteil der im Oberwasser des entsprechenden Korridors vorhandenen Arten mit abstiegswilligen Individuen.“

Die Daten zur Berechnung des Parameters Artenselektivität stammten aus den Netzfängen der Kampagnen 3 - 6. Anhand der Netzfänge lässt sich eine Aussage zur Artenselektivität der alternativen Subkorridore treffen, aber fangbedingt keine Differenzierung in Leerschuss und Bypass vornehmen (siehe Kapitel 2.6.2). Eventuell im Oberwasser vertretene Arten, die nicht in den Netzfängen vertreten waren, konnten nicht berücksichtigt werden.

Schutzsystemableitrate: „Anteil der abstiegswilligen Fische im Oberwasser eines Hauptkorridors mit Fischschutzsystem, der durch eine Fischschutzeinrichtung an der Passage des Gefahrenbereichs gehindert wird und anschließend über eine Fischabstiegseinrichtung in das Unterwasser gelangt.“

Die Quantifizierung der abstiegswilligen Fische im Oberwasser war nicht möglich, sodass hierzu keine Aussage getroffen werden kann.

Standortbezogene Ableitrate: „Anteil der abstiegswilligen Fische im Oberwasser eines Standortes, der erfolgreich in das Unterwasser gelangt.“

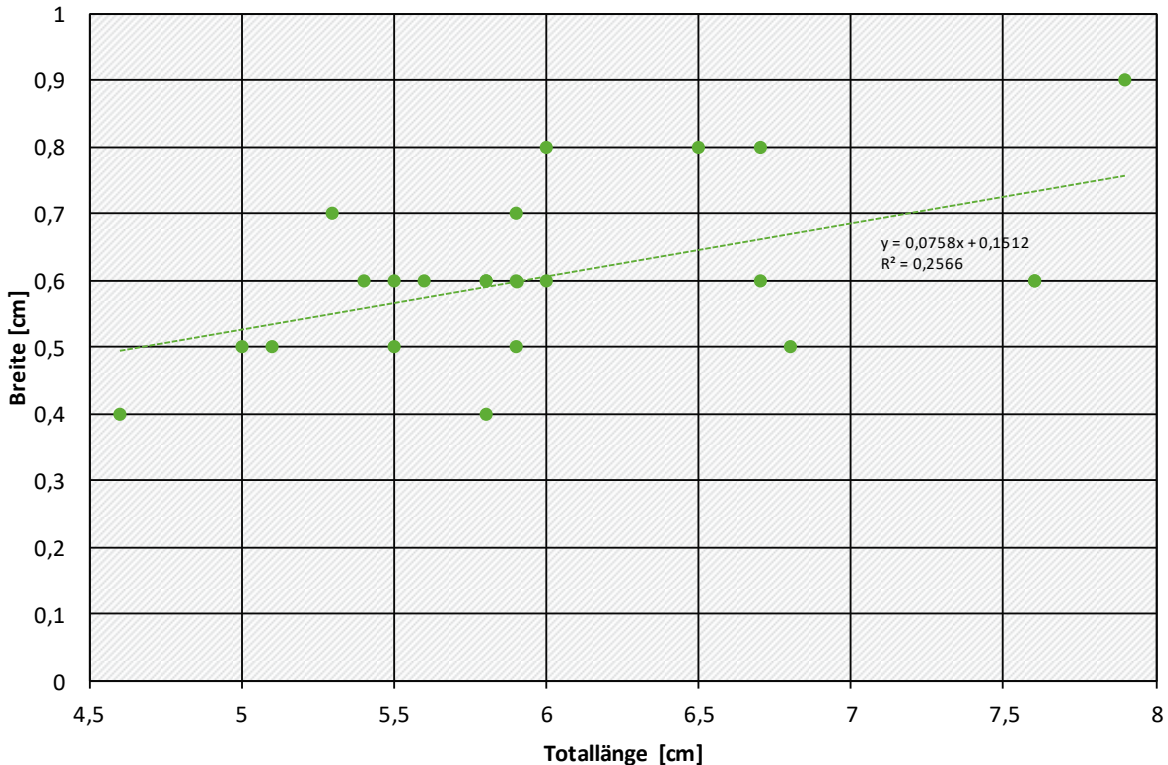
Die Quantifizierung der abstiegswilligen Fische der natürlich im Neckar absteigenden Fische war nicht möglich, sodass keine Aussage hierzu getroffen werden kann.

Körpergrößenspezifische Schutzwahrscheinlichkeit: „Maß für den Anteil von Individuen mit gegebener Körpergröße, der durch ein Schutzsystem vom Einschwimmen in den Gefahrenbereich abgehalten wird und über eine Fischabstiegseinrichtung in das Unterwasser gelangte.“

Die meisten der in deutschen Fließgewässern vorkommenden Fischarten sind höher als breit oder maximal so breit wie hoch, sodass in erster Linie die Körperbreite die physischen Passierbarkeit des Rechen bestimmt. Das setzt allerdings bei einem Rechen mit horizontal ausgerichteten Rechenstäben voraus, dass Fische ihre normale Körperausrichtung aufgeben und sich seitlich drehen, um den Rechen zu passieren. Wie stark dieses Verhalten vorkommt, ist mit hoher Wahrscheinlichkeit artspezifisch und von den lokalen Verhältnissen (z. B. Anströmgeschwindigkeit, Auffindbarkeit Bypass) abhängig. Die exakte Messung der Körperbreite und -höhe ist am nicht narkotisierten, lebenden Tier bei der Freilandarbeit schwierig. Insbesondere bei Kleinfischarten und juvenilen Fischen wirkt sich Messungenauigkeit aufgrund ihrer geringen Körpermaße besonders gravierend aus (Abbildung 19). Die Körperbreiten und -höhen wurden in der vorliegenden Untersuchung daher unter Verwendung eines artspezifischen Proportionsindex einheitlich für alle Individuen aus deren Totallänge berechnet (A.2). Diese Werte dienten als Grundlage zur Berechnung der Breitenspezifischen und Höhenspezifischen Schutzrate.

Abbildung 19: Messwerte für Körperlänge und Körperbreite der Elritze in Relation zueinander. Das geringe Bestimmtheitsmaß R^2 für die Trendlinie verdeutlicht die Streuung der Messwerte.

Messwerte für Körperproportionen der Elritze



Quelle: IGF/FLUSS

Zusätzlich zu den in der Leistungsbeschreibung der Ausschreibung zum F+E Vorhaben (UBA 2016) geforderten Zielparametern wurde das Verhalten der Fische im Nahbereich des Leitrechens sowie vor den Einschwimmöffnungen und im Bypass selbst untersucht. Für den Bypass wurden die Zielparameter Einschwimmrates, Suchrate, Fluchtrate und Mittlere Suchzeit (Schmalz et al. 2015) quantifiziert. Für diese Parameter wurden, aufbauend auf den methodischen Vorgaben in Schmalz et al. (2015), ethohydraulische Kriterien für das Untersuchungsdesign entwickelt. Im Rahmen der Untersuchungen kamen neben dem Netzfang zahlreiche berührungsfreie Methoden zum Einsatz (Abbildung 20). Für die Erfassung der Datengrundlage zur Quantifizierung mehrerer Zielparameter werden häufig verschiedene Techniken in Kombination eingesetzt. Auf dieser Basis ist eine vergleichende Bewertung der Eignung und Zuverlässigkeit der unterschiedlichen technischen Ansätze vorgesehen.

Einschwimmrates: Anteil der aus dem Beobachtungsbereich im Oberwasser eines Korridors in einen Abstiegskorridor eingeschwommenen Fische, bezogen auf die Gesamtheit aller im Beobachtungsbereich registrierten Individuen.“

Suchrate: „Anteil der innerhalb eines Beobachtungsbereiches im Oberwasser eines Korridors erfassten Individuen, die sich eine definierte Mindestdauer im Bereich aufhielten, die vorhandene(n) Einstiegsöffnung(en) eines Abstiegskorridors jedoch nicht passierten.“

Im Rahmen der Untersuchung mit dem Imaging Sonar wurden alle eindeutig im Suchbereich erfassten Individuen in die Berechnung der Suchrate mit einbezogen. Eine Mindestaufenthaltsdauer über die klare erste Sichtung hinaus wurde nicht definiert. Ebenso wurde für die Ermittlung der Suchrate mittels RFID eine einmalige Detektion an der Antenne vor den Bypassöffnungen bereits als Suchen gewertet.

Fluchtrate: „Anteil der innerhalb eines Beobachtungsbereichs im Oberwasser eines Korridors erfassten Fische, die sich der Einstiegsöffnung des Abstiegskorridors annähern und anschließend eine deutliche Fluchtreaktion zeigen.“

Im Laufe der Untersuchung wurde keine Verhaltensweise beobachtet, die als Fluchtbewegung interpretiert wurde. Als solche wäre bspw. eine Abkehr während der Annäherung an den Bypass und eine deutliche Beschleunigung bei der Entfernung eingestuft worden.

Mittlere Suchzeit: „Die mittlere Suchzeit kennzeichnet den Mittelwert des Zeitraums zwischen dem Eintreffen der Fische in einem Beobachtungsbereich im Oberwasser eines Korridors und ihrem Einschwimmen in die dazugehörige Einschwimmöffnung des Abstiegskorridors.“

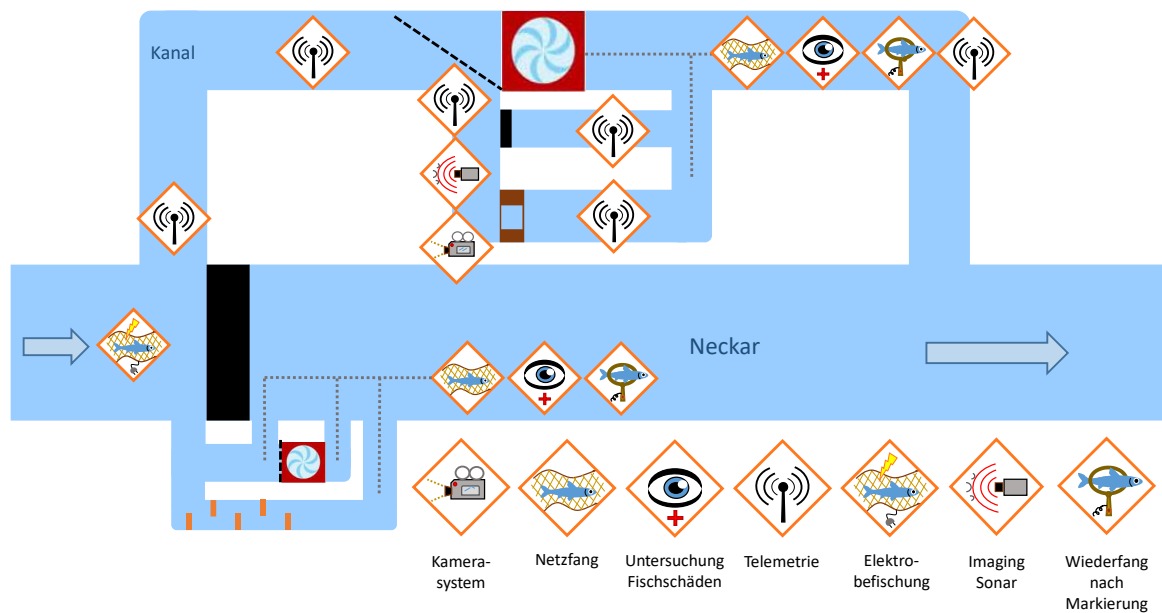
Für die Berechnung der mittleren Suchzeit wurde die Dauer, welche sich die Fische vor dem Einschwimmen im Suchraum aufhielten, summiert und durch die Anzahl der erfassten Fische geteilt. Unberücksichtigt blieben dabei Fische, für die keine exakte Aufenthaltsdauer im Suchraum abgeleitet werden konnte, bspw. weil sie aus der dritten Ebene erschienen.

2.6.2 Untersuchungstechniken

Für die biologische Funktionskontrolle an der WKA Rappenberghalde wurde der Einsatz folgender Untersuchungsmethoden geplant und durchgeführt (Abbildung 20):

1. Imaging Sonar (DIDSON) für Verhaltensuntersuchungen mit räumlicher Auflösung von weniger als einem Meter
2. Kamerasystem an Bypasseinstiegen
3. RFID-Telemetrie von Fischen mittels HDX-Transponder im Bereich der alternativen Subkorridore Bypass und Leerschuss
4. Radiotelemetrie für Verhaltensuntersuchungen vor dem Leitrechen und im Bypass mit räumlicher Auflösung von wenigen Metern
5. Netzfang mit Hamen
6. Individuelle Fischmarkierung mittels HDX-Transponder
7. Markierung und Wiederfang
8. Visuelle Untersuchung der Fische auf Verletzungen

Abbildung 20: Untersuchungsmethoden und deren Einsatz in den drei Subkorridoren an der WKA Rappenberghalde



Quelle:

[IGF Jena/FLUSS]

2.6.2.1 Imaging-Sonar

Mit dem Imaging Sonar wurde das Verhalten der Fische im Nahbereich ($< 2\text{ m}$) vor den Einstiegsöffnungen in den Bypass im Oberwasser erfasst. Das Imaging Sonar (DIDSON) wurde von der Versuchsanstalt und Prüfstelle für Umwelttechnik und Wasserbau der Uni Kassel bereitgestellt und installiert. Es standen die Zielparame-ter Einschwimmrate, Suchrate, Fluchrate und Mittlere Suchzeit auf der kleinen räumlichen Skala vor dem Bypass im Fokus. Der Betrieb des DIDSON erfolgte im Zeitraum vom 22.05. bis 29.06.2017 (Tabelle 7). Das Gerät war im Oberwasser an der Wand des Zuleitungskanals, rechtsseitig der Bypasseinstiege installiert. Der Erfassungsbereich umfasste alle drei Bypasseinstiege. Wiederholte hohe Geschwemmselablagerungen auf der Sohle des Zuleitungskanals erschwerten vorübergehend die Überwachung der sohn- nahen Öffnung. Das Problem wurde durch regelmäßige Beraumung behoben, so dass für den Hauptanteil des Erfassungszeitraumes repräsentative Daten für alle drei Öffnungen vorliegen.

Tabelle 7: Übersicht über die Betriebszeiten des DIDSON im Mai/Juni 2017

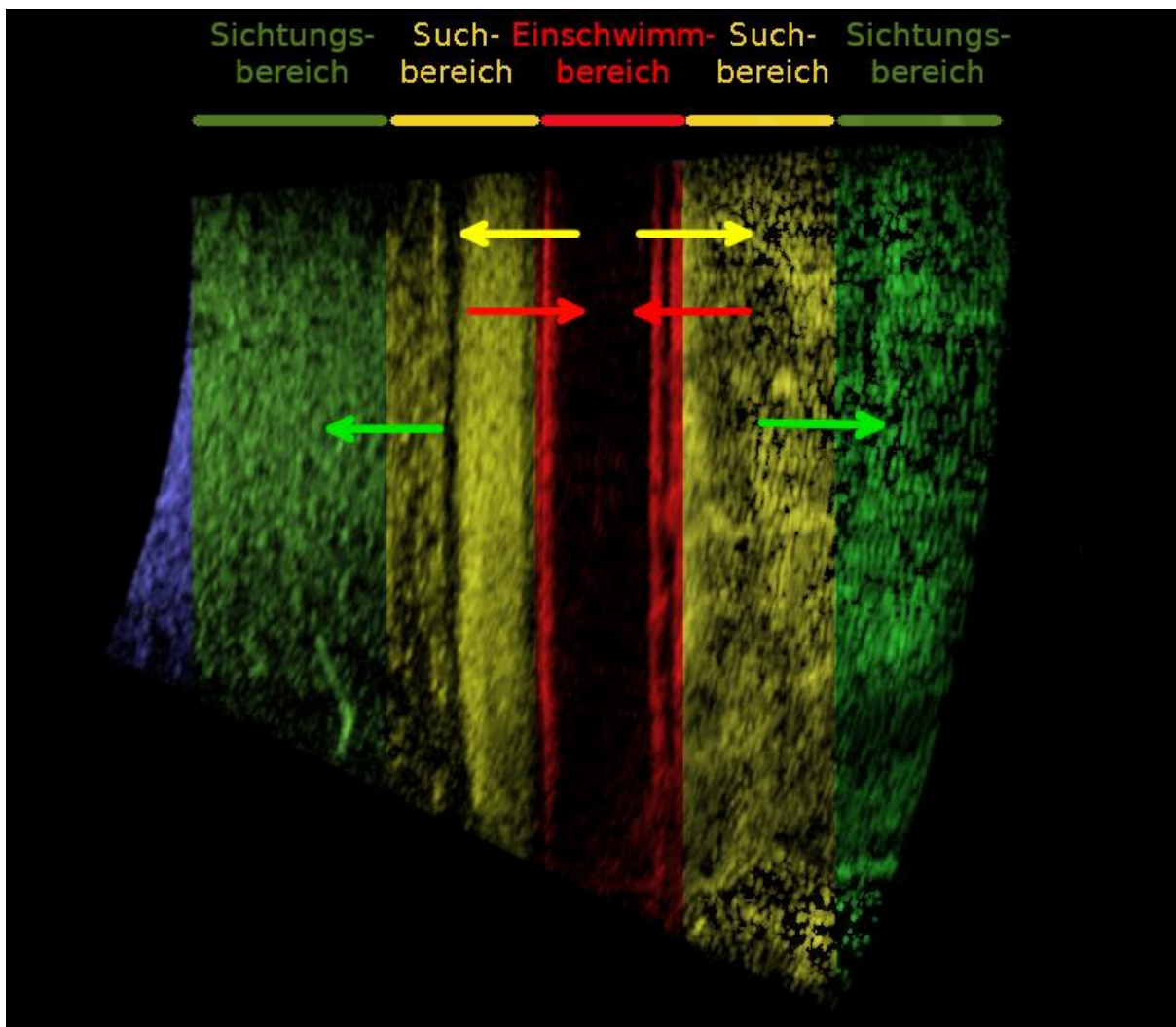
Tag	22.05.	23.05.	24.05.	...	31.05.	...	7.06.	...	20.06.	21.06.	...	29.06.
		8:18	10:16		10:00							
							13:41			15:30		12:20
	19:00	21:18	20:20		18:00				22:00		21:00	

Zur Auswertung der Daten wurden zunächst Verhaltensmuster und Beobachtungsräume definiert (Abbildung 21). Das beobachtete Verhalten wurde anschließend unter Angabe der genauen Zeit und des Ortes tabellarisch dokumentiert. Tauchte in einer Aufnahmesequenz ein Fisch auf, so wurde diesem ein Fischbeobachtungsereignis zugeordnet. Unter dieser fortlaufend geführten Nummer

wurden sämtliche beobachtete Verhaltensweisen dieses Fisches notiert. Verschwand ein Fisch kurzzeitig aus dem Sichtfeld oder war nicht mehr eindeutig zu identifizieren, wurde ein neues Fischbeobachtungsereignis notiert. Individuen in Fischschwärmen wurden unter Schwarmbeobachtungsereignis zusammengefasst. Da das Imaging Sonar in der dritten räumlichen Ebene nur für einen kleinen räumlichen Ausschnitt Daten liefert, erscheinen Fische nicht nur vom Bildrand, sondern werden auch plötzlich mitten im Bildbereich sichtbar. Aus diesem Grund wurden die Verhaltensweisen „Beam-in“ und „Beam-out“ definiert, die das Erscheinen in bzw. Verschwinden aus dieser Ebene beschreiben.

Abbildung 21: Definition der Beobachtungsbereiche bei der Auswertung der DIDSON

Aufnahmesequenzen. Die rote Linie markiert den Einschwimmbereich unmittelbar um das Schütz des Bypasses. Zu beiden Seiten angrenzend ist der Suchbereich, markiert in gelb. Der Sichtungsbereich umfasst den gesamten Erfassungsbereich des Imaging Sonars, abzüglich der definierten Bereiche. Als Einschwimmen wird ein Eindringen in den rot abgegrenzten Bereich gewertet (rote Pfeile), während Ausschwimmen ein Verlassen dieses Bereiches hin zum Suchbereich beschreibt (gelbe Pfeile). Wegschwimmen bezeichnet das Verlassen des Suchbereiches in den Sichtungsbereich (grüne Pfeile). Links unten im Sichtungsbereich befindet sich ein Aal



Quelle:

[IGF Jena/FLUSS]

2.6.2.2 Kamerasystem

Das Kamerasystem wurde ergänzend zu der Beobachtung der Einstiegsöffnungen in den Bypass und der Erfassung von Ein- und Ausstiegsereignissen installiert (siehe 2.6.2.4). Im Inneren des Bypassschachtes waren pro Bypassöffnung jeweils eine Kamera und ein zusätzlicher Infrarot-Scheinwerfer an einer Gerüstkonstruktion montiert (Abbildung 22). Die Daten wurden über Kabel an einen Computer im Krafthaus übertragen. Die starken Turbulenzen und der Wasseraufprall auf die Geräte verursachten mehrfach Teilausfälle des Systems. Es erfolgte eine ständige Optimierung der Technik. Während der Kampagne 2018 wurde ein neu entwickeltes Kamerasystem der Firma „I am Hydro“ eingesetzt. Dieses arbeitete zuverlässig über den Beobachtungszeitraum hinweg. Auf Grund der starken Trübung im Gewässer waren in den Videoaufnahmen keine zuverlässigen Fischdetektionen möglich.

Abbildung 22: Oberer Teil der Traverse im Bypass mit daran montierten Unterwasserkameras und Scheinwerfern zur Erfassung der Ein- und Ausschwimmereignisse an den Bypassöffnungen



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

2.6.2.3 Radiotelemetrie

Mithilfe der Radiotelemetrie wurde das Verhalten der Fische im Oberwasser des Zuleitungskanals untersucht. Hierbei standen die Zielparameter Einschwimmrate, Suchrate, Fluchtrate und Mittlere Suchzeit auf der räumlichen Skala des gesamten Zuleitungskanals im Fokus. Stationärantennen an 11 Positionen lieferten Daten zur Position der besenderten Fische.

Am 23. und 24.05.2017 wurden mittels Elektrofischerei im Neckar im Bereich Tübingen adulte Fische der vorkommenden Arten zur Besenderung für die Radiotelemetrie gefangen. Der geringe

Fischbestand im Untersuchungsbereich erforderte eine Verdopplung der geplanten Fangzeit auf zwei volle Tage, um die angestrebte Zahl von 65 geeigneten Fischen zu erhalten (Tabelle 8). Als Kriterien für die Besenderung waren eine minimale Masse von 200 g und eine minimale Totallänge von 16,6 cm vordefiniert. Diese Grenzwerte waren einzuhalten, um einen erheblichen Einfluss der Transpondierung auf das natürliche Schwimmvermögen und -verhalten der Tiere auszuschließen und die Tiere nicht unnötig stark zu belasten. Um die Belastung der Fische weiter zu reduzieren, wurden nur Fische > 28 cm Totallänge besendert. Die häufigsten Fischarten mit ausreichend großen Individuen waren Döbel (*Squalius cephalus*) und Nase (*Chondrostoma nasus*). Der Döbel hatte kurz vor dem Fang im Neckar bei Tübingen abgelacht, so dass bei dieser Art von einer hohen Abstiegsaktivität ausgegangen werden konnte. Über die Wandermotivation der anderen Arten liegen für den Untersuchungszeitraum keine Erkenntnisse vor.

Abbildung 23: Einsetzen eines Radiotelemetrietransponders in einen Blei



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Nach dem Einsetzen der Transponder (Abbildung 23, Abbildung 24) und einer mindestens zweitägigen Hälterung wurden alle Fische 80 m stromauf des Krafthauses nach dem Zufallsprinzip rechts- oder linksufrig wieder in das Oberwasser des Zuleitungskanals entlassen. Zur Installation der Antennen für die Radiotelemetrie (Abbildung 25, Abbildung 26) wurde die Firma Profish Belgium beauftragt. Die Empfangseinrichtungen für die Radiotelemetrie waren vom 24.05. bis 23.06.2017 aktiviert. Die Fischereiausübenden im Neckar wurden durch Anzeigen in Zeitschriften, unter anderem der lokalen Verbandszeitschrift, Aushängen und über das Internet über die Transpondierung von Fischen informiert, um Gefährdungen bei der Zubereitung oder dem Verzehr der Fische auszuschließen und über Sichtungen markierter Tiere informiert zu werden. Im Ergebnis wurde rund ein Jahr nach Freilassung der Tiere ein Döbel gesund und in guter Verfassung ca. 5 km stromauf der WKA Rappenberghalde von einem Angler gefangen und rückgemeldet. Dies belegt, dass die Besenderung zumindest bei diesem Tier zu keiner erheblichen Beeinträchtigung führte. Allgemeine Aussagen zur Beeinträchtigung für alle besenderten Fische lassen sich aus diesem Einzelnachweis allerdings nicht ableiten.

Abbildung 24: Mit Radiotelemetrie-Transponder besenderte Plötze, Einschub rechts oben zeigt den verwendeten Radiosender im Maßstabsvergleich zu einer 1 Eurocent Münze



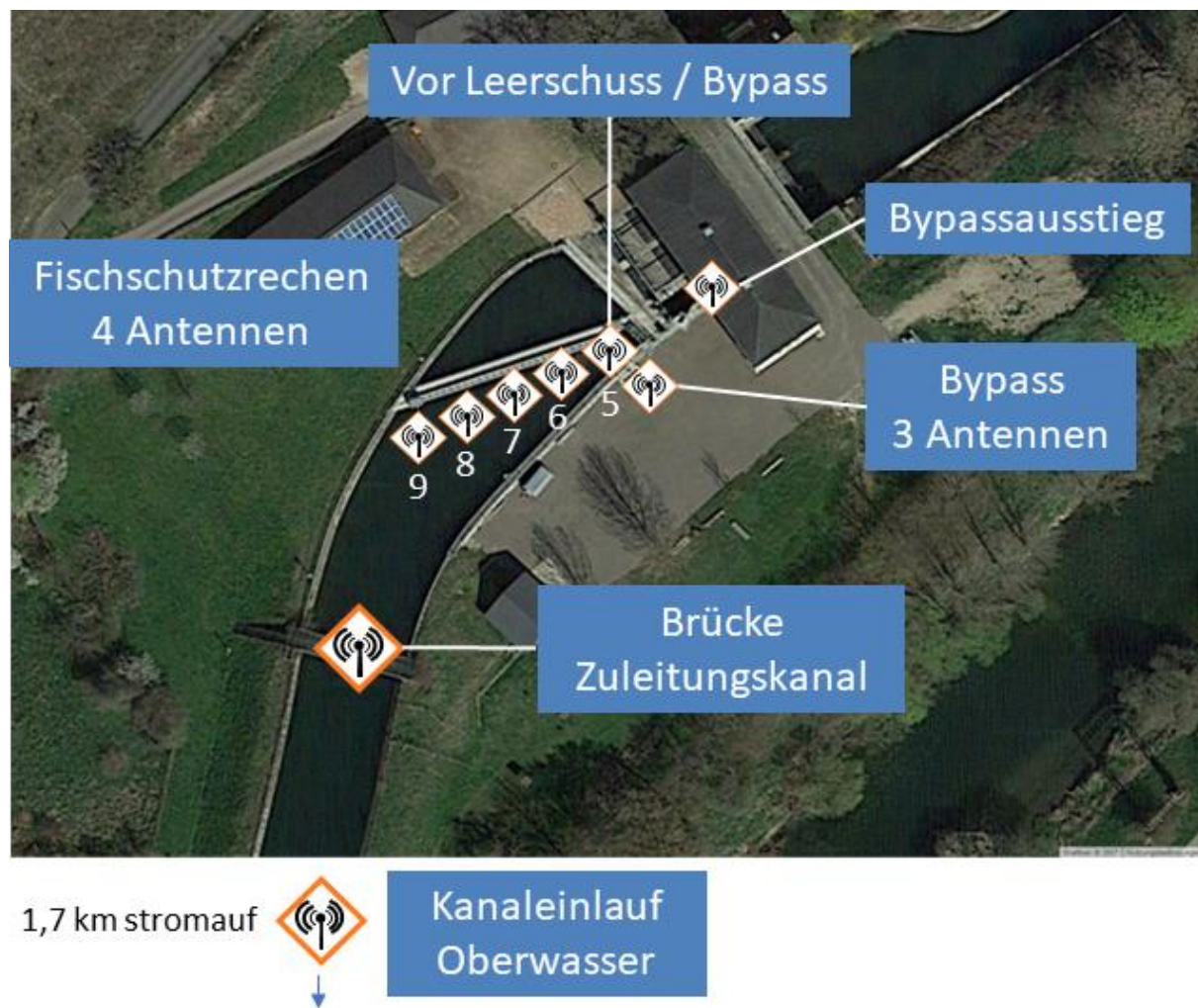
Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Abbildung 25: Antennenarray vor der Rechenanlage



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Abbildung 26: Luftbild des WKA Standortes Rappenberghalde am Neckar mit markierten Positionen der RFID-Stationärantennen



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Tabelle 8: Übersicht der im Neckar am 23. und 24.05.2017 mittels Elektrofischerei gefangenen und mit Radiotranspondern ausgestatteten Fische, ihrer Totallänge (TL) und Masse

Art	Anzahl [n]	TL min [mm]	TL max. [mm]	Masse min [g]	Masse max. [g]
Aal	7	541	750	253	846
Barbe	5	323	657	285	2578
Döbel	33	285	610	209	2371
Karpfen	1	484	484	2733	2733
Nase	17	439	538	893	1846
Schleie	1	311	311	482	482
Quappe	1	324	324	-	-
Summe	65				

Bei der Plausibilisierung der aufgezeichneten Radiosignale wurden Detektionen aus der weiteren Analyse ausgeschlossen, für die eines der folgenden Kriterien zutraf:

nicht vergebene Code-Nummer

nicht vergebene Sender-Frequenz

Fisch mit dem entsprechenden Code zur Detektionszeit noch nicht ins Gewässer ausgesetzt

Fisch tot geborgen (ab Zeitpunkt des Fundes)

Einzeldetektions-Ereignisse an einer Antenne bei gleichzeitiger Mehrfachdetektion des identischen Codes an einer anderen Antenne (Doppeldetektion)

Mehrere aufeinander folgende Doppeldetektionen

Alle Detektionen an Antenne 1 und 10, da keine zuverlässige Signalerfassung

Im Fall mehrerer Doppeldetektionen wurden diese aus dem Datensatz entfernt und dieser Zeitraum in der folgenden Auswertung weder den Aufenthalts- noch Wechselzeiten zugeordnet (siehe unten).

Es wurden die Wechsel- und Verlassen-Ereignisse sowie die Aufenthalts- und Wechselzeiten an und zwischen den Antennen bestimmt (siehe Abbildung 28). Wurde ein Fisch innerhalb von 3 s wiederholt an derselben Antenne detektiert, wurde die Zeitspanne zwischen den Detektionen der Aufenthaltszeit an dieser Antenne zugeordnet (Abbildung 28, blauer Pfeil). Verstrichen mehr als 3 s zwischen aufeinanderfolgenden Detektionen an derselben Antenne, wurde dies als Verlassen-Ereignis gewertet und pauschal 3 s der Aufenthaltszeit an dieser Antenne zugerechnet (Abbildung 28 A, roter Pfeil). Die übrige Zeit bis zur nächsten Detektion wurde als Zeitraum mit unbekanntem Aufenthalt behandelt.

Abbildung 27: Anordnung der Radioantennen vor dem Leitrechen und Charakterisierung der definierten Bewegungsrichtungen. Der gelb eingezeichnete Strömungsvektor trifft im Winkel von 30° auf den Rechen, Quelle Luftbild Google Earth.

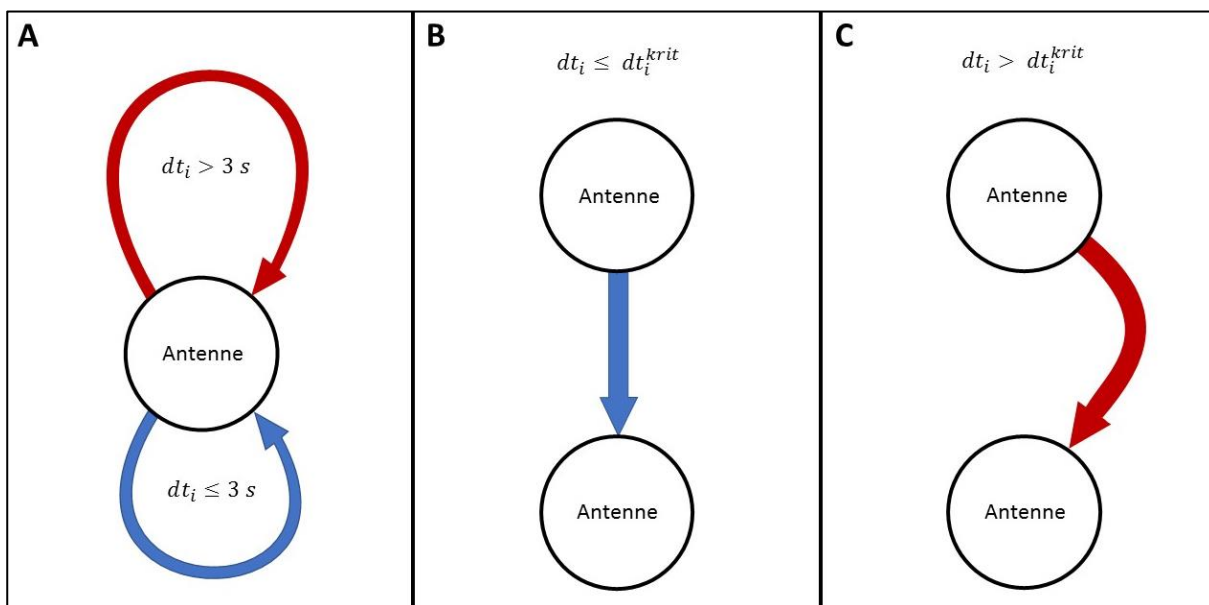


Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Bei Wechselereignissen, gerichtet von einer Antenne zu einer anderen, wurde differenziert, ob diese in Strömungsrichtung „stromab“ oder „stromauf“ erfolgte (Abbildung 27). Die Dauer des Wechsels von Antenne zu Antenne variierte aufgrund der räumlichen Beziehung und Strömungsverhältnisse stark zwischen den unterschiedlichen Antennen-Paarungen. Als Normwert der paarungsspezifischen Wechseldauer wurden das jeweilige 75 % Perzentil der beobachteten Wechselzeiten genutzt. Danach fand eine gerichtete Bewegung von einer Antenne zur nächsten statt, wenn die Dauer zwischen der letzten Detektion an einer Antenne und der folgenden Detektion an einer anderen unter dem 75 %-

Perzentil-Wert lag (dt_i^{krit} , Abbildung 28 B). War dieses Zeitintervall länger ($dt_i > dt_i^{krit}$), wurde angenommen, dass der Fisch den Rechenbereich verlassen hatte. In diesem Fall wurden 3 s der Aufenthaltszeit der ersten Antenne zugerechnet und die übrige Zeit bis zur nächsten Detektion als ein Zeitraum mit unbekanntem Aufenthalt betrachtet und als Verlassen-Ereignis registriert (Abbildung 28 C).

Abbildung 28: A Die Zeit zwischen zwei aufeinanderfolgenden Detektionen (dt_i) an derselben Antenne wird der Aufenthaltszeit vollständig ($dt_i \leq 3$ s, blauer Pfeil) oder anteilig ($dt_i > 3$ s, roter Pfeil) zugerechnet. B Wechselereignis ($dt_i \leq dt_i^{krit}$), mit dt_i^{krit} als die 75 %-Perzentil-Grenze der Dauer aller aufeinanderfolgenden Detektionen zwischen den beiden spezifischen Antennen. C Verlassen-Ereignis bei aufeinanderfolgenden Detektionen an unterschiedlichen Antennen ($dt_i > dt_i^{krit}$)



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Aufgrund der überlappenden Detektionsbereiche der Antenne 6 und Antenne 7 wurde zusätzlich die Konvention getroffen, dass ein Wechsel erst erfolgte, wenn ein Fisch dreimalig in Folge an der jeweils anderen Antenne detektiert wurde.

Die Bewegungsrichtungen der Fische bei dem Erstkontakt mit dem Rechen wurden in drei Verhaltens-Kategorien eingeteilt.

1. Schwimmen am Rechen „stromauf“
2. Schwimmen am Rechen „stromab“
3. „Verlassen“ des Rechenbereichs

Mittels einseitigem Binomialtest wurde überprüft, ob sich ein signifikant höherer Anteil der Fische nach der Erstdetektion gerichtet stromab bewegte. Die Verlassen-Ereignisse wurden bei dieser Analyse vernachlässigt. Es wurde postuliert, dass abstiegswillige Fische entlang der Barriere nach einer Abstiegsmöglichkeit suchen und nicht bei Kontakt mit einem Hindernis unverzüglich direkt gegen die Strömung stromauf, weg vom Hindernis schwimmen.

Zur quantitativen Beschreibung der Leitwirkung bei Folgekontakten mit dem Rechen flossen die Ereignisse ein, bei denen ein Fisch nach einem Verlassen-Ereignis erneut an den Rechenantennen detektiert wurde. Jeder Kontakt wurde wie oben beschrieben in Stromauf-, Stromab- und Verlassen-Ereignisse eingeteilt.

Mittels Chi-Quadrat-Homogenitätstest wurde getestet, ob sich die Anteile der Bewegungsrichtungen an den Antennen 9, 6 und 7 unterschieden. Über die Methode des paarweisen Vergleichs wurde untersucht, zwischen welchen Antennen Unterschiede bestehen. Die p -Werte des paarweisen Vergleichs wurden nach der Methode von Benjamini & Hochberg (1995) korrigiert.

Für die statistischen Analysen wurde R 3.3.3 mit R Studio 1.0.136 genutzt.

2.6.2.4 RFID-Telemetrie mit PIT-Tags (HDX Transponder)

Die RFID Telemetrie kam während Kampagne 6 im Mai/Juni 2018 und Kampagne 7 im Juni/Juli 2019 zum Einsatz, um Fragestellungen zur Bypassnutzung zu beantworten. Während Kampagne 6 wurden Antennen in den Eingängen des Bypasses verbaut, um die Effektivität eingebauter Reusenstäbe hinsichtlich des Ausschwimmverhaltens von Fischen aus dem Bypass zu überprüfen. Während Kampagne 7 wurden weitere Antennen am Standort verbaut, um den Anteil der über den Bypass und den Leerschuss absteigenden Fische zu ermitteln. Den Fischen wurden dabei vornehmlich HDX-Tags mit 12 mm Länge (Abbildung 29) per Injektor intraabdominal implantiert. Während Kampagne 7 kamen zusätzlich Tags mit 23 mm Länge zum Einsatz.

Abbildung 29: Intraabdominale Injektion eines 12 mm langen HDX-Tags, Einschub rechts oben zeigt den verwendeten Tag im Maßstabsvergleich zu einer 2 Euro Münze



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Wie im Falle der Radiotelemetrie wurden die Fischereiausübenden im Neckar durch Anzeigen in Zeitschriften, unter anderem der lokalen Verbandszeitschrift, Aushängen und über das Internet über die Transpondierung von Fischen informiert, um Gefährdungen bei der Zubereitung oder dem Verzehr der Fische auszuschließen und über Sichtungen markierter Tiere informiert zu werden.

2.6.2.4.1 Überprüfung der Wirksamkeit von Reusenstäben zur Verhinderung des Ausschwimmens aus dem Bypass

Im Mai 2018 wurden Reusenkehlen aus Rundstahl mit einem lichten Stababstand von 20 mm an den Innenseiten der Einstiegsöffnungen des Bypasses angebracht. Hierdurch sollten in den Bypass eingeschwommene Fische am Ausschwimmen ins Oberwasser gehindert werden. Die Funktionalität dieser Maßnahmen wurde am 06.06.2018 durch den Einsatz von Stationärantennen an den drei Bypasseinstiegen experimentell untersucht. Grund für den Umbau waren die Ergebnisse der radiotelemetrischen Untersuchung 2017. Sie zeigten, dass die Fische den Bypass zwar teilweise auffanden, aber bereits vor dessen Entleerung ins Unterwasser wieder zurück in das Oberwasser ausschwammen.

Zur Konstruktion der Antennen dienten Lautsprecherkabel, welche mit Kabelbindern an Holzrahmen befestigt wurden. Die Antennen waren so konstruiert und angeordnet, dass sie Fische erst detektierten, sobald sie einen der Einstiege halb durchschwommen hatten. Die drei Antennen wurden über einen Multireader (Oregon RFID) betrieben und die eingesetzten Fische wurden wie in Kapitel 2.6.2.6 beschrieben transpondiert.

Vor Versuchsstart wurde der Bypass ins Unterwasser entleert und direkt im Anschluss aus dem Oberwasser befüllt. Daraufhin wurden insgesamt 23 transpondierte Fische verschiedener Arten direkt über die Wasseroberfläche in den Bypass gegeben. Die folgende Leerung des Bypasses fand 90 Minuten nach Zugabe der Versuchsfische statt.

2.6.2.4.2 Untersuchung zur Nutzung von Bypass und Leerschuss als Abstiegsmöglichkeit

Eine getrennte Beprobung von Bypass und Leerschuss mittels Netzfang war am Standort aus Sicherheitsgründen nicht durchführbar. Die Ermittlung des Anteils der über Bypass bzw. Leerschuss abgestiegenen Fische hatte daher mit alternativen Methoden zu geschehen. Hierzu wurden zusätzlich zu den bereits in den Bypasseingängen montierten Antennen, zusätzliche Antennen installiert. Über die Antennen in den Eingängen konnte differenziert werden, über welche Öffnung das Einschwimmen geschah. Eine Antenne an der innenliegenden Öffnung des Auslassrohrs sollte ein Ausschwimmen aus dem Bypass anzeigen. Sie wurde aus herkömmlichen Stromkabeln gefertigt und in einen ringförmigen Kunststoff-Rahmen (Hula-Hoop-Reifen, $d = 60 \text{ cm}$) integriert, um diese formstabil zu halten (Abbildung 30). Im Leerschuss wurde vor dem Absturz aus dem ersten in das zweite Absturzbecken eine Antenne aus Flachbandkabel auf einem Holzrahmen installiert (Abbildung 31). Aufgrund der Größe der Antenne ($3,2 \text{ m} \times 0,5 \text{ m}$) und der am Standort vorherrschenden Bedingungen, war diese Antenne störungsempfindlicher und wies gegenüber den restlichen Antennen eine geringere Detektionsrate auf. Über eine zusätzliche Antenne im Unterwasser, nach Zusammenfluss von Bypass und Leerschuss, wurden daher die Daten dieser Antenne verifiziert. Zur Gewährleistung einer zuverlässigen Detektion passierender Fische an der Antenne wurde der Passagequerschnitt an dieser Stelle durch ein zum flussabwärts gelegenen Ende verjüngtes Hamennetz eingeengt. Die Antenne war auf einen Holzrahmen montiert und an der flussabwärts gelegenen Öffnung des Netzes befestigt (Abbildung 32).

Da in den ersten Tagen nach Freilassen der Fische trotz zuverlässiger Funktion der Antennen nur wenige Abstiege über Leerschuss und Bypass zu verzeichnen waren, wurde vor dem Eingang des Bypasses eine zusätzliche Antenne installiert, die bereits beim Anschwimmen der Öffnungen Signale empfing. Die Antenne wurde mittels Lautsprecherkabeln gefertigt und in drei ringförmigen Kunststoff-Rahmen ($d = 60 \text{ cm}$) verlegt, die so auf einen Holzrahmen befestigt wurden, dass jeweils ein Ring vor einer der Bypassöffnungen zu liegen kam.

Die Fische für den Tierversuch wurden per Elektrofischerei aus dem Gewässer entnommen und wie oben beschrieben unter Narkose besendert. Im Anschluss erfolgte eine Überwachung des Gesundheitszustands und nach erfolgreicher Erholung von der OP die Freilassung im Oberwasser der

Kraftwerksanlage. Die Fische wurden etwa im Verhältnis 50:50 am linksseitigen Ufer in einem Abstand von 15 m vor der Rechenanlage und an der gegenüberliegenden Stelle des rechtsseitigen Ufers ins Oberwasser gesetzt.

Abbildung 30: Antenne am Bypassausgang. Die Antennenkabel sind zur Stabilisierung in einem Ringförmigen Kunststoffrohr verlegt und über diesen am Beton verankert



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Abbildung 31: Antenne (roter Pfeil) im Leerschuss vor Zusammenfluss mit Bypass. Das linke Bild zeigt den Leerschuss in geschlossenem Zustand und den Bypass gegen Ende der Entleerungsphase mit angehobenem Registerschütz (links). In der Mitte ist die Antenne durch Rechengut versetzt. Das rechte Bild zeigt den Leerschuss im geöffneten Zustand (Notfallöffnung) und den Bypass in der Wartephase mit geschlossenem Schütz und überflossenem Überlauf



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Abbildung 32: Antenne (roter Pfeil) im Unterwasser der alternativen Subkorridore Leerschuss und Bypass



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

2.6.2.5 Netzfang

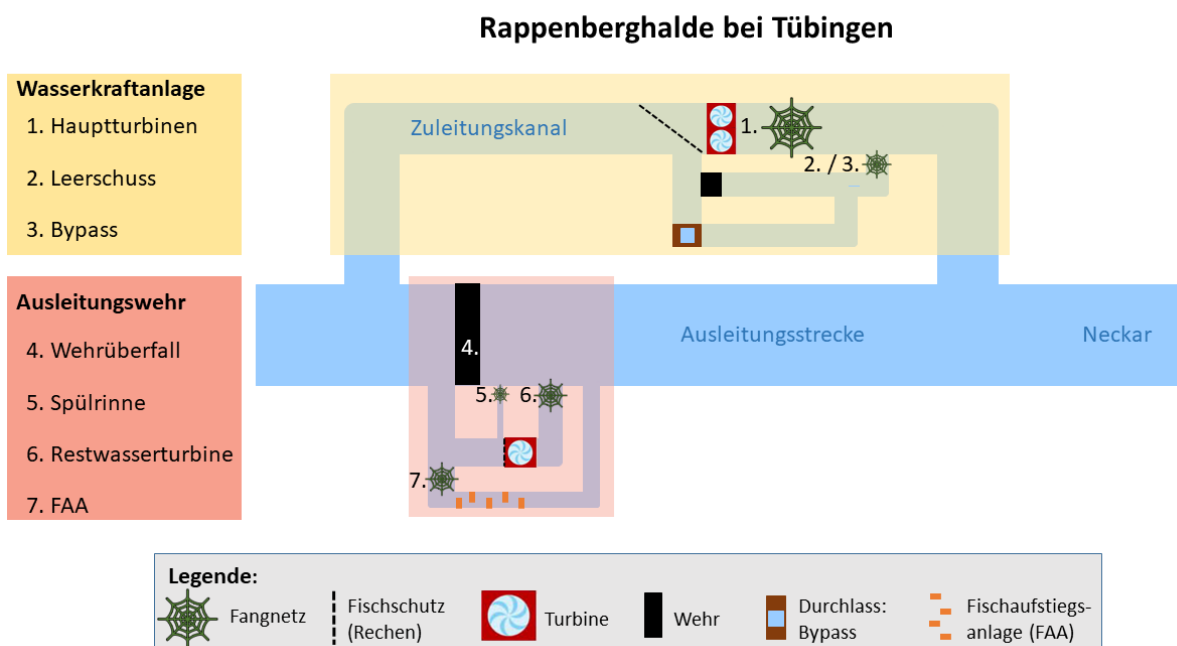
Der Netzfang bildete die Grundvoraussetzung für die Quantifizierung von 15 Zielparametern gemäß Arbeitshilfe zur standörtlichen Evaluierung (Schmalz et al. 2015) unter Berücksichtigung des gesamten Artenspektrums. Er wurde daher in allen Subkorridoren, mit Ausnahme des Wehrüberfalls, durchgeführt. Dieser war im Laufe der Untersuchungskampagnen an keinem Tag überströmt und spielte somit im Untersuchungszeitraum keine Rolle für den Abstieg.

Als Fanggeräte kamen speziell für den Standort gefertigte Hamen in folgenden Subkorridoren zum Einsatz (Abbildung 33):

1. Auslässe der Hauptturbinen
2. Auslaufkanal des Bypasses und Leerschusses (kombinierter Fang)
3. Fischaufstiegsanlage in Ausleitungsstrecke
4. Auslaufkanal der Restwasserturbine in Ausleitungsstrecke
5. Spülrinne der Restwasserturbine

Die Netze waren aus knotenlosem Garn gefertigt. Der Fangkammer mit einer Maschenweite von 8 mm schlossen sich undurchströmte Fangfässer aus glattem Kunststoff an, um das Verletzungsrisiko der sich hier sammelnden Fische zu reduzieren (strömungsberuhigte Fangkammer).

Abbildung 33: Schematische Übersicht über den WKA Standort Rappenberghalde mit gekennzeichneten Positionen der Fangnetze



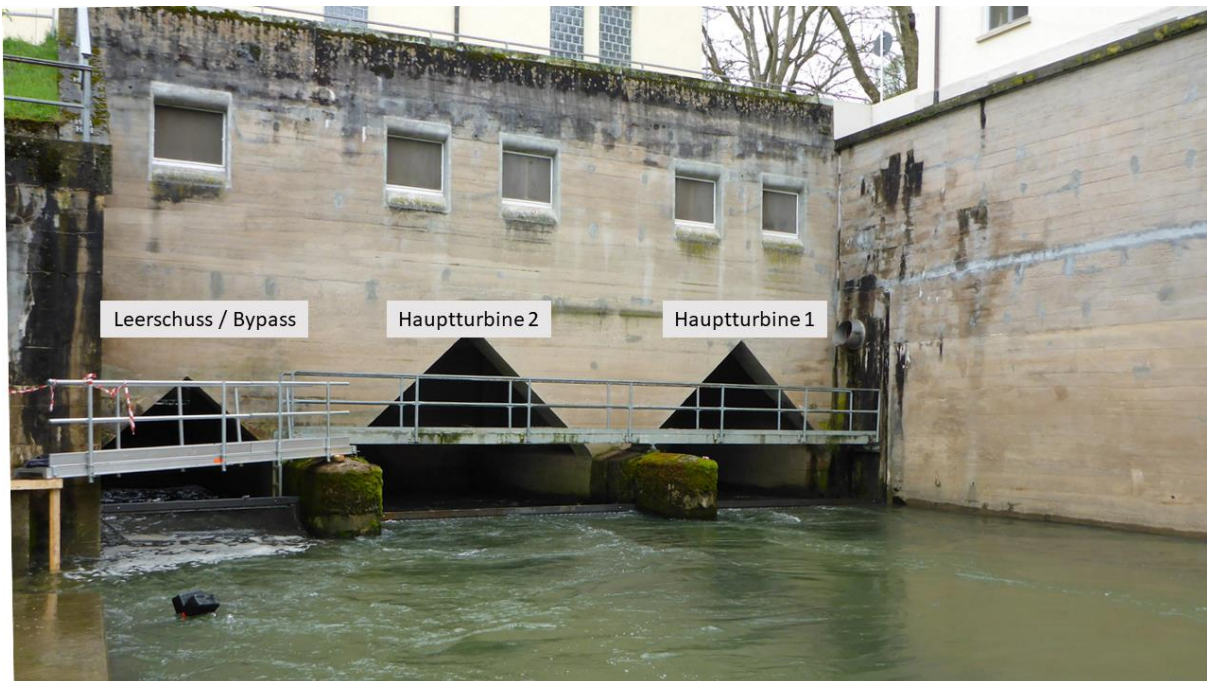
Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Abbildung 34: Installation des Hamens für die Hauptturbine während der ersten Untersuchungskampagne



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Abbildung 35: Krafthaus an der WKA Rappenberghalde mit installierten Hamennetzen



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Abbildung 36: Installierter Hamen hinter der rechten Hauptturbine im Krafthaus während Kampagne 4



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Aufgrund der Zerstörung der Hamenfangnetze in der ersten Untersuchungsphase Anfang Mai 2017 wegen Herstellungsmängeln wurde entschieden, eines der neuen Netze für den Hamen, abweichend von den anderen, mit sich von der Hauptöffnung zum Fangsack von 30 mm auf 8 mm reduzierender Maschenweite fertigen zu lassen. Derartige Hamen haben sich in anderen Untersuchungen bewährt (Schmalz & Schmalz 2007, Wagner 2013a, b, c, Müller et al. 2017) und können ein Zusetzen der Maschen bei hohen Geschwemmelmengen verzögern. Mit dem Einsatz dieses Konstruktionstyps, zeitgleich mit einem durchgängig 8 mm Maschenweite aufweisenden Hamen, sollte der Effekt der Maschenweite auf die Fangeffizienz quantifiziert werden. Der geringe Abfluss am Standort ermöglichte jedoch lediglich den Betrieb einer der Hauptturbinen, sodass die zweite Hauptturbine fast durchgängig außer Betrieb war. Der tatsächliche Fang fand daher mit dem Hamennetz mit durchgängiger Maschenweite von 8 mm statt.

Die Hamennetze unterhalb der Turbinen (Haupt- und Restwasserturbinen) und im Leerschuss waren zunächst alle an Stahlrahmen angeschlagen (Abbildung 34), welche in die U-Profile der Revisionsverschlüsse am Saugrohraustrittsprofil eingelassen wurden. Dies gewährleistete, dass mit den Netzen alle Austrittsquerschnitte wand- und sohlschlüssig abgedichtet waren. Die Installation und das Heben des Hauptturbinenhamens erfolgten mit einem Autokran (Abbildung 34).

Für die Beprobung der Spülrinne an der Restwasserturbine wurde ein kastenförmiges Netz im Unterwasser des Ausleitungswehrs installiert, in welches der Spülstrahl eintauchte. Die über die Fischaufstiegsanlage absteigenden Fische wurden mit einer Reuse gefangen. In Kampagne 4 im Oktober 2017 wurde das Rechengut wegen des hohen Laubaufkommens mittels Kescher während des Spülvorgangs direkt aus der Spülrinne entnommen. Der Netzrahmen war aufgrund der großen Geschwemmelmenge in diesem Zeitraum nicht zu heben.

Gravierende Mängel der gelieferten Hamennetze und abweichende Netzmaße machten Nacharbeiten des Herstellers erforderlich, sodass sich die Installation verzögerte. Die Netze wurden am 05.05.2017

das erste Mal in den Subkorridoren installiert. Die Netze im Unterwasser der Hauptturbinen wurden kurz nach deren Installation, infolge der vom Hersteller mangelhaft ausgeführten Nachbesserung, zerstört und waren nicht mehr einsetzbar (Abbildung 37). Auch während den folgenden Kampagnen mussten die geplanten Netzfänge abflussbedingt und wegen Anlagendefekten mehrfach unterbrochen werden, sodass anstelle längerer, kontinuierlicher Fangperioden mehrere fragmentierte Fangphasen resultierten (Abbildung 38).

Abbildung 37: Bergung des zerstörten Hamens der Hauptturbine während der ersten Untersuchungskampagne



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Wegen eines Schaltfehlers in der Leitzentrale der Wasserkraftanlage wurde am 07.05.2017 zudem der Gesamtabfluss von etwa 20 m³/s über den Leerschuss am Turbinenhaus geleitet. Dies hatte die Zerstörung des im Unterwasser der Subkorridore Leerschuss und Bypass befindlichen Fanghamens zur Folge.

Die beschädigten Netze mussten ersetzt und bei einem anderen Hersteller erneut bestellt werden. Sie standen ab Kampagne 3 (21.06.2017-30.06.2017) zur Verfügung. Für den Hamen im Leerschuss wurde ab diesem Zeitpunkt eine Holzkonstruktion mit Sollbruchstelle an Stelle des Stahlrahmens genutzt, um bei einem erneuten Ablassen des Staubereiches über den Leerschuss die Zerstörung des Netzes zu verhindern. Die korrekt gefertigten Hamennetze des anderen Herstellers unterhalb der Hauptturbinen sowie der Leerschusshamen blieben in der Folge uneingeschränkt funktionsfähig (Abbildung 36). Allerdings verhinderte während der Kampagne 3 ein Defekt und der resultierende Stillstand der Restwasserturbine die Erfassung des Abstiegs über diesen Subkorridor. Während Kampagne 4 (16.-22.10.2017) fiel am 21.10.2017 die rechte Hauptturbine im Krafthaus aus. Da daraufhin keine repräsentative Durchflusssituation der Subkorridore am Standort gegeben war, wurde der Netzfang in dieser Kampagne abgebrochen.

Aufgrund des geringen Gesamtabflusses im Neckar von Juni bis Oktober 2017 wurde stets nur eine Hauptturbine am Krafthaus betrieben. Es kam ausschließlich der Turbinenhamen mit konstant 8 mm Maschenweite zum Einsatz, da dieser den zuverlässigen Fang aller Fische mit maximalem Körperdurchmesser > 8 mm garantierte (A.3).

In der Fangperiode Mai – Juni 2018 schwankten die Abflusszustände nach einem Regenereignis während der ansonsten vorherrschenden Trockenperiode stark. Es wurde fast immer nur eine der Hauptturbinen betrieben. Während eines kurzzeitigen Abflussanstiegs infolge Starkregens lief für etwa einen Tag die zweite Hauptturbine. Die hohe Wasserführung machte es in dieser Situation unmöglich, den zweiten Hamen unterhalb der 2. Hauptturbine zu installieren. Dies hierfür erforderliche temporäre Abschaltung der Turbine war ohne ein hohes Risiko der Notfallöffnung des Leerschusses nicht möglich. Zudem stand der für die Installation erforderliche Autokran so kurzfristig nicht zur Verfügung. Der Wiederfang einer unmittelbar vor diesem Ereignis eingesetzten Gruppe besonderer Fische war daher im Subkorridor Hauptturbine erheblich beeinträchtigt. Der einzelne installierte Hamen wurde aufgrund des großen Durchflusses bei diesem Ereignis beschädigt, am folgenden Tag repariert und sofort wieder installiert. Während dieser Kampagne kam es außerdem zu einer erneuten Öffnung des Leerschusses (Notfallöffnung) mit einem resultierenden Schwall aus dem Staubereich. Die hierfür gedachte Sollbruchstelle im Holzrahmen verhinderte eine Zerstörung der Netze, erforderte jedoch eine Unterbrechung des Fangs zur Bergung und Reparatur des Rahmens.

Abbildung 38: Übersicht über die Fangzeiten in den einzelnen Subkorridoren während den Kampagnen, rot = nicht beprobt, gelb = teilweise beprobt, grün = durchgängig beprobt

Kampagne	K1	K2	K3							K4					K5	K6							
Jahr	2017											2018											
Monat	5	6	6	6	6	6	6	6	6	10	10	10	10	10	11	11	5	6	6	6	6	6	6
Tag	-	-	23	24	25	26	27	28	29	18	19	20	21	22	23	24	31	1	2	3	4	5	6
Hauptturbinen																							
Leerschuss/Bypass																							
Restwasserturbine																							
FAA																							
Spülrinne																							

Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Zur Analyse der verschiedenen Parameter mussten die Daten aus den Netzfängen plausibilisiert werden. So wurden standardmäßig die Daten des ersten Fangs nach Hamensetzung verworfen, um einen Effekt von aus dem Unterwasser in den Fangbereich eingeschwommener bzw. dort befindlicher Fischen zu eliminieren. Zusätzlich wurden Einzeltiere, die aufgrund ihrer Größe mit Sicherheit nicht durch Engstellen (Fischschutzrechen) im Subkorridor gepasst hätten und sich problemlos im strömungsstarken Bereich zwischen Fangnetz und Hauptturbine aufhalten konnten, aus den darauffolgenden Fängen entfernt. Während Kampagne 6 wurden die Hamen alternativ bereits 24 Stunden vor der Inbetriebnahme installiert, jedoch nicht fängig gestellt. Dadurch konnten absteigende Fische passieren, jedoch keine Fische mehr aus dem Unterwasser einschwimmen. Des Weiteren wurden, basierend auf den artspezifischen Körperproportionen, die Individuen aus dem Datensatz eliminiert, die aufgrund ihrer Körpergröße potenziell durch die Maschen des Hamens aus dem Unterwasser hätten einschwimmen können. Die berechnete Mindestgröße richtete sich nach den in Ebel (2013) enthaltenen Proportionen. Anhand der Fangdaten wurden die nach Schmalz et al. (2015) relevanten Parameter (durchflussnormierter Einheitsfang, normierter Tagesfang und Schutzrate) berechnet.

2.6.2.6 Fang-Wiederfang-Experimente mit RFID-PIT-Tag markierten Fischen

Die im Rahmen der Verletzungsanalyse von Wildfängen ermittelte Schädigung in den verschiedenen Subkorridoren ermöglicht keine Analyse der auftretenden Schädigungen, da weder die Vorschädigung der Fische bekannt sind, noch eine geeignete Kontrollgruppe zur Ermittlung methodisch bedingter Schäden mitgeführt werden kann. Die Summe der methodisch bedingten Schädigungen durch den Fang, aber auch den Umgang mit den Tieren durch die Bearbeitenden sowie die Hälterung, werden gemäß Arbeitshilfe, als „handlingbedingte Schädigung“ bezeichnet. Handlingbedingte Schädigungen rühren beispielsweise von Kontakt mit dem Netz (Schuppenverlust). Besonders in Phasen hohen Geschwemmselaufkommens und turbulenter Zustände im Fanggerät stromabwärts einer Turbine kann es zu erheblichen handlingbedingten Schädigungen kommen, welche mit Hilfe einer Kontrollgruppe quantifiziert werden müssen, um sie nicht turbinenbedingten Schäden zuzuschreiben. Aus diesem Grund erfolgten Fang-Wiederfang-Experimente mit individuell markierten Tieren. Dabei wurden die Tiere im Zuge der Markierung auf Vorschäden untersucht und mittels Kontrollgruppen die handlingbedingte Schädigung in den untersuchten Subkorridoren ermittelt. Die Behandlung der Kontrollgruppen erfolgte analog der jeweiligen Versuchsgruppe. Die Kontrollgruppen passierten jedoch zuvor keinen der Korridore, sondern wurden direkt in die Fangnetze eingebracht. Aus den Daten dieser Gruppe sind die handlingbedingte Schädigungs- und Mortalitätsrate abzuleiten.

Für die Markierung wurden HDX-Transponder mit 12 mm Länge und 2,1 mm Durchmesser eingesetzt. Bei Wiederfang können diese Transponder mittels Handlesegeräten detektiert und die darauf gespeicherte Identifikationsnummer ausgelesen werden. Jeder transpondierte Fisch ist somit eindeutig identifizierbar und im Falle des Wiederfangs können Schädigungen vor und nach Passage eines bestimmten Korridors verglichen werden. Die Fische wurden durch die aktuell kleinste verfügbare HDX-Transpondergröße nur gering beeinträchtigt. Die Besenderung erfolgt unter Narkose per Injektor (Abbildung 39).

Abbildung 39: Einsetzen eines PIT-Tags in einen betäubten Aal per Injektor



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Nachdem die Tiere im gut belüfteten Aufwachbecken wieder vollständig normales Schwimmverhalten zeigten, wurden sie in die flusswassergespeisten Hälterbecken überführt. Zu Beginn der Wiederfangexperimente wurden die Fische aus diesen Hälterbecken in Transportbehälter überführt

und im Oberwasserbereich des zu untersuchenden Subkorridors freigelassen oder im Fall der Kontrollgruppen direkt in die Fangnetze eingebracht (Abbildung 40).

Abbildung 40: Einbringung einer Kontrollgruppe in das Fanggerät des Subkorridors Restwasserturbine



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Vor Verwendung der Tiere im Experiment wurde der Gesundheitszustand der Fische mindestens 48 h nach der Transpondierung überwacht. Der überwiegende Anteil der aus den Netzfängen zur Verfügung stehenden Fische war aufgrund ihrer geringen Körpergröße nicht zur Markierung mit den vorgesehenen HDX-Tags geeignet. Aus Gründen des Tierschutzes war für die Transpondierung ein Mindestkörpergewicht von 5 g und eine minimale Totallänge von 7,5 cm der Probanden erforderlich (Transponder maximal 2 % des Fischgewichtes und maximal 16 % der Körperlänge, Adam et al. 2013). Für statistisch belastbare Aussagen war vorab mittels Power-Test eine Mindeststichprobengröße von insgesamt 425 transpondierten Fischen pro Subkorridor ($n_{\text{Kontrolle}} = 165$, $n_{\text{Test}} = 260$) errechnet worden. Da der natürliche Wildfischbestand des Neckars am Standort nicht ausreichte, um die Mindeststichprobengröße zu gewährleisten, wurden im Oktober 2017 vornehmlich Blankaale über den am Neckar und Rhein tätigen Berufsfischer Dr. Kuhn bezogen, um sie zur Evaluierung der Schädigung zu transpondieren und über den Bypass einzusetzen. Die Genehmigung des zuständigen Regierungspräsidiums für den Fang der Aale im Rhein und deren Nutzung im Projekt lag rechtzeitig vor und die Versuche konnten wie geplant durchgeführt werden, um für Aale das Schädigungsrisiko bei der Bypass- und Leerschusspassage zu ermitteln. Die Aale wurden im Anschluss an die Experimente flussabwärts transportiert und im Rhein entlassen, damit sie ihre Wanderung möglichst ungefährdet fortsetzen konnten.

Zusätzlich zu den 210 zugekauften Aalen, konnten im Zeitraum 24.05.2018 bis 02.06.2018 potamodrome Wildfische im Neckar mittels Elektrofischung für die Transpondierung gefangen werden. 1868 Individuen waren aufgrund ihrer Größe und des Gesundheitszustandes für die Transpondierung geeignet.

Für die potamodromen Arten wurden alle Subkorridore (außer der nicht relevanten Fischaufstiegsanlage) getestet. Die katadrome Wanderart Aal kam lediglich in den Subkorridoren Leerschuss und Bypass zum Einsatz. Diese Auswahl wurde getroffen, da der Subkorridor Hauptturbine im Hauptkorridor Wasserkraftanlage auf Grund des horizontalen Rechens mit 15 mm lichtem Stababstand rechnerisch für große Blankaale (>50 cm TL) nicht passierbar ist. Ausgewachsene Aale transformieren mit Erreichen der Geschlechtsreife zu sogenannten Blankaalen und steigen aus den Flüssen ins Meer ab. Die im Binnenland dominierenden, weiblichen Tiere weisen zu diesem Zeitpunkt eine Mindestgröße von 50 cm auf und können daher den am Standort vorhandenen horizontalen Leitreechen mit 15 mm lichtem Stababstand nicht passieren. Für weibliche Blankaale besteht daher theoretisch keine Schädigungsgefahr durch einen Abstieg über den Subkorridor Hauptturbine, sofern der horizontale Leitreechen, wie dies am Standort der Fall war, intakt ist. Ein künstliches Einbringen von Aalen in den Subkorridor Hauptturbine war unter diesen Umständen nicht gerechtfertigt, da kein relevanter Erkenntnisgewinn zu erwarten war. Im Zuge der Beprobung des natürlichen Abstieges am Standort mittels Netzfängen, konnten allerdings einige Gelbaale nachgewiesen werden. Aus diesen Daten wurde die Mortalitätsrate für den Subkorridor Hauptturbine errechnet.

Der Subkorridor Restwasserturbine ist mit einem vertikalen Fischschutzreechen und 20 mm lichtem Stababstand ausgestattet. Er ist daher für Aale bis zu einer Körperlänge (TL) von 66,6 cm völlig problemlos passierbar und somit ein potenzieller Gefahrenbereich für abwandernde Blankaale. Die hier installierte Durchströmturbine birgt für den Aal, aufgrund seiner länglichen Körperform ein hohes Schädigungs- und Mortalitätsrisiko, sodass von einer Schädigungsrate nahe 100 % auszugehen ist (Dainys et al. 2018). Auf Grund der in den Wildfängen an Einzeltieren dokumentierten schweren Verletzungen, war ein Einbringen in diesen Subkorridor ethisch nicht vertretbar.

2.6.2.6.1 Fischschädigung Fang-Wiederfang-Experimente

Im Zuge der Markierung mit HDX-Transpondern wurden die narkotisierten Fische einer Schädigungsanalyse unterzogen. Zusätzlich zur schriftlichen Dokumentation, wurde der Zustand fotografisch festgehalten. Die Schädigungsanalyse des Aals bei den Fang-Wiederfang-Experimenten erfolgte in Anlehnung an das Protokoll von Mueller et al. 2017. Dieses gibt 9 Verletzungstypen (z. B. Amputation, Hautverletzung) vor, die entsprechend des Körperteils notiert und in 3 Verletzungsintensitäten unterschieden werden.

- 1 Leichte Verletzungsintensität
- 3 Mittlere Verletzungsintensität
- 5 Starke Verletzungsintensität

Nach dem Wiederfang der Tiere erfolgte eine erneute Schädigungsanalyse, analog der vor dem Experiment. Die individuelle Markierung der Tiere ermöglichte einen direkten Vergleich der Verletzungsintensitäten jedes einzelnen Fisches vor und nach dem Wiederfang.

Die Grenzen der Intensitäten sind für jeden Verletzungstyp einzeln definiert, wobei eine höhere Intensität einer Verletzung auch eine Zunahme der Schwere bedeutet. Die Definitionen der einzelnen Verletzungstypen, der betrachteten Körperregionen und der Intensitäten sind in Mueller et al. 2017 detailliert aufgeführt und bebildert. Die dort eingeführte Intensität der notierten Verletzungen reicht jedoch nicht aus, um die tatsächlich resultierende Beeinträchtigung für den Fisch zu beschreiben, wie am folgenden Beispiel von Flosseneinriss und Amputation gezeigt wird (Tabelle 9). Im Falle des Verletzungstyp Flosseneinriss beschreibt die Intensität eine Kombination aus Anzahl und Tiefe von Einrissen in den jeweils aufgeschlüsselten Flossen (Brustflosse links/rechts, Bauchflosse links/rechts, Afterflosse, Rückenflosse, Schwanzflosse). Ein Tier, welches einen Flosseneinriss der Intensität 3 erleidet (Abbildung 41), ist dadurch kaum und aufgrund der guten Heilungsprognose allenfalls zeitweilig in seiner Fitness beeinträchtigt. Der Verletzungstyp Amputation wird nach Körperregion

(Kopf, Körper vorne, Körper hinten) unterschieden und ist nicht zwangsweise mit einer Totaldurchtrennung gleichzusetzen, sondern umfasst auch subtotale Amputationen. Eine Amputation am Körper oder Kopf ist jedoch bereits bei der Intensität 1 als ernstzunehmende Beeinträchtigung der Fitness anzusehen.

Tabelle 9: Definition ausgewählter Verletzungen und Intensitäten nach Mueller et al. 2017

Verletzungstyp & Region	Intensität 1	Intensität 3	Intensität 5
Amputation Kopf	Kopf teilweise amputiert < 50 %	Großteil des Kopfes amputiert 50 % - 75 %	Kopf komplett amputiert >75 %
Flosseneinriss	Einzelne kurze Einrisse	>5 Einrisse oder sehr weite Einrisse	Flosse komplett zerrissen

Abbildung 41: Schädigungsanalyse bei einem Döbel mit Flosseneinriss in der rechten Brustflosse (Intensität 3, Beeinträchtigungsgrad 2)



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Vor der statistischen Analyse der Daten wurden die dokumentierten Verletzungen entsprechend ihrer Relevanz für die weitere Fitness der Tiere in ein fünfstufiges System von Beeinträchtigungsgraden umkodiert (Tabelle 10). Der Grad der Beeinträchtigung steigt mit zunehmendem Wert, wobei 1 dem unverletzten Zustand entspricht. Der Beeinträchtigungsgrad 2 umfasst alle Tiere mit leichten Verletzungen, die nur eine geringe oder, aufgrund bestehender Heilungschancen, vorübergehende Beeinträchtigung bedeuten. Der Beeinträchtigungsgrad 3 entspricht mittelschweren Verletzungen, die eine dauerhafte Beeinträchtigung wie der Amputation eines Kiemendeckels oder der großflächigen Amputation der Flosse bzw. eine zeitweilige deutliche Beeinträchtigung mit Infektionsgefahr wie einer Hautverletzung zur Folge haben. Sie sind als ernsthafte und teilweise dauerhafte Beeinträchtigung des Individuums zu bewerten, jedoch bei normalem Heilungsverlauf nicht tödlich. Verletzungen des Beeinträchtigungsgrades 4 sind als potenziell tödlich (präletal) und solche des Grades 5 als letal anzusehen.

Tabelle 10: Übersicht über die Beeinträchtigungsgrade bestimmter Verletzungen und Intensitäten. Die Beeinträchtigungsgrade stellen den Fitnessverlust dar, den der Fisch anhand der Verletzungen erleidet, während die Intensitäten sich nur auf die Verletzungskategorie beziehen und keine Aussage zur Auswirkung auf die Fitness zulassen. Die Beeinträchtigungsgrade reichen von 1 (unverletzt) bis 5 (letal).

Verletzungen	Intensität 1	Intensität 3	Intensität 5
Amputation Kopf	4	4	5
Amputation Kiemendeckel	3	3	3
Amputation Körper	4	5	5
Amputation Flossen	2	2	3
Schuppenverlust Körper	2	3	4
Hautverletzung/Wunden Kopf	3	3	3
Hautverletzung/Wunden Körper	3	3	3
Einblutung/Hämatom Auge	2	2	2
Einblutung/Hämatom Kopf	2	2	2
Einblutung/Hämatom Körper	2	2	2
Einblutung/Hämatom Flossen	2	2	2
Quetschung	3	3	3
Einriss Flossen	2	2	2
Pigmentveränderung Kopf	2	2	2
Pigmentveränderung Körper	2	2	2
Verletzung Rückgrat	4	4	4
Glotzauge	2	2	2
Gasblasen Auge	2	2	2
Gasblasen Flossen	2	2	2

Verletzungen des Beeinträchtigungsgrades 2 wurden nach Betrachtung der Daten aus der Analyse ausgeschlossen. Grund hierfür ist das sehr häufige Vorkommen kleiner Verletzungen im Wildtierbestand und eine weitere Anhäufung dieser Verletzungen durch die versuchsbegleitenden Bedingungen wie Netzfang und Hälterung („handling“). Dies führt zu einem sehr hohen Anteil geschädigter Tiere, sowohl in der Kontroll- als auch der Versuchsgruppe, sodass passagebedingte Verletzungen maskiert sein können. Da diese kleinen Verletzungen nur bedingt Beeinträchtigungen darstellen, vermutlich schnell wieder verheilen und nicht klar zwischen versuchsbegleitenden („handling“) und im Versuch zu untersuchenden Ursachen („treatment“) differenziert werden kann, bleibt der Beeinträchtigungsgrad 2 in der statistischen Analyse unberücksichtigt.

Der Vergleich des Schädigungsrisikos zwischen den Subkorridoren erfolgte anhand der korridorspezifischen Schädigungsraten. Dabei waren die bei der Vorkontrolle ermittelten bereits vorhandenen und handlingbedingten Schädigungen zu berücksichtigen.

Die Vorschäden wurden eliminiert, indem von den nach dem Wiederfang festgestellten Schäden die Vorschäden abgezogen wurden (Formel 5).

Formel 5: Schädigungsrate

$$SR_{Kx} = 1 - \frac{\left(\frac{N_{Ab_{Kx}} - N_{S_{Kx}}}{N_{Ab_{Kx}}} \right)}{(1 - HSR_{Kx})}$$

SR_{Kx} = korridorspezifische Schädigungsrate [-]

$N_{S_{Kx}}$ = Anzahl der über Korridor x abgewanderten und geschädigten Fische [n]

$N_{Ab_{Kx}}$ = Anzahl der über Korridor x abgewanderten Fische [n]

HSR_{Kx} = handlingbedingte Schädigungsrate im Korridor x [-]

Zur Berechnung der korridorspezifischen Schädigungsrate wurde zunächst für jeden Verletzungstyp und die jeweiligen Positionen am Körper die Differenz zwischen dem Beeinträchtigungsgrad nach und vor dem Experiment errechnet. Somit galten sowohl in der Passage- als auch in der Kontrollgruppe nur die Individuen als geschädigt, deren Beeinträchtigungsgrad sich bei mindestens einem Verletzungstyp erhöhte.

Zur statistischen Analyse der Ergebnisse auf Unterschiede zwischen den Subkorridoren wurde ein Fisher's Exact Test verwendet. Dieser liefert auch bei kleinen Stichprobengrößen noch belastbare Ergebnisse. Im Falle eines signifikanten Unterschieds zwischen den Ergebnissen wurde in einem Post-Hoc Verfahren ein paarweiser Vergleich für alle möglichen Kombinationen durchgeführt. Der Signifikanzwert P muss im Fall von paarweisen Vergleichen angepasst werden, um eine Alphafehler-Kumulierung zu umgehen und insgesamt das Signifikanzniveau von $P < 0,05$ zu unterschreiten. Für den paarweisen Vergleich galt daher ein Signifikanzniveau von $p = 0,008$.

2.6.2.6.2 Fischmortalität Fang-Wiederfang-Experimente

Die Mortalitätsanalyse basiert auf den getaggtten und in den jeweiligen Subkorridoren wiedergefangen Fischen ($n = 874$).

Zusätzlich zur direkten Mortalität beim Wiederfang, wurde die verzögerte Mortalität zu zwei Zeitpunkten gemessen. Es wurden daher drei Mortalitätsraten berechnet:

1. direkte Mortalität beim Fang
2. verzögerte Mortalität nach 24 Stunden
3. verzögerte Mortalität nach 48 Stunden

Die verzögerte Mortalität wird über die Anzahl der bereits zum Fangzeitpunkt und im entsprechenden Bezugszeitraum zeitverzögert gestorbenen Tiere ermittelt. Die Berechnung geschah für jeden Subkorridor einzeln, um die korridorspezifische Mortalität zu ermitteln. Für jeden beprobten Subkorridor wurde eine Kontrollgruppe mitgeführt, wobei für die Subkorridore Leerschuss und

Bypass aufgrund des Fangs mit demselben Fangnetz eine gemeinsame Kontrollgruppe genutzt wurde. Die Mortalität der entsprechenden Kontrollgruppe wurde von der Versuchsgruppe abgezogen (Formel 6).

Die statistische Auswertung der berechneten korridorspezifischen Mortalitätsraten erfolgte analog zur Auswertung der korridorspezifischen Schädigungsrate.

Formel 6: Mortalitätsrate

$$MR_{Kx} = 1 - \frac{\left(\frac{N_{Ab_{Kx}} - (N_{M_{sofort_{Kx}}} + N_{M_{verzögert_{Kx}}})}{N_{Ab_{Kx}}} \right)}{(1 - HMR_{Kx})}$$

$$MR_{Kx} = 1 - \ddot{U}R_{Kx}$$

MR_{Kx} = korridorspezifische Mortalitätsrate [-]

$N_{M_{sofort_{Kx}}}$ = Anzahl der über Korridor x abgewanderten Fische mit unmittelbar letaler Schädigung [n]

$N_{M_{verzögert_{Kx}}}$ = Anzahl der über Korridor x abgewanderten Fische mit verzögert letaler Schädigung [n]

HMR_{Kx} = handlingbedingte Mortalitätsrate im Korridor x [-]

$N_{Ab_{Kx}}$ = Anzahl der über Korridor x abgewanderten Fische [n]

3 Ergebnisse

3.1 Technisch hydraulische Charakterisierung

Die Ergebnisse der technisch hydraulischen Untersuchung sind in den folgenden Tabellen (Tabelle 11 - Tabelle 14) zusammengefasst. Der überwiegende Teil des Abflusses wird in den Hauptturbinen verstromt.

Tabelle 11: Abflussaufteilung auf die einzelnen Subkorridore am Wasserkraftanlagenstandort Rappenberghalde (Neckar)

Subkorridor	Vorgesehener Durchfluss	Tatsächlicher Durchfluss
Hauptturbinen WKA	22 m³/s	0 – 25,9
Restwasserturbine (Ausleitungswehr)	1,3 m³/s	nicht gemessen
Leerschuss (WKA)	nicht relevant	0,0513 m³/s
Bypass (WKA)	0,15 m³/s	0,17 m³/s
Fischaufstiegsanlage (Ausleitungswehr)	0,3 m³/s	0,281 m³/s
Spülrinne (Ausleitungswehr)	nicht relevant	0,00065 m³/s
Wehrkante (Ausleitungswehr)	Überströmung nur zur Entlastung bei Abflüssen über Q ₂₇₀ vorgesehen	0 m³/s

Tabelle 12: Parameter zur Charakterisierung der Querbauwerke am Wasserkraftanlagenstandort Rappenberghalde (Neckar)

Parameter	Ausleitungswehr	Krafthaus WKA
Wehrtyp	3 Felder, Fischbauchklappen	Absenkschütz
Wehrlänge	44 m	3 m
Wasserspiegeldifferenzen Ober- zu Unterwasser	max. 3,9 m	max. 7,5 m
Wassertiefen der Bereiche, in welche Fische eintauchen, wenn sie mit herabstürzendem Wasser in das Unterwasser gelangen	Tosbecken Ausleitungswehr: 1,86-2,00 m	Leerschuss: 1,95 m (Fallhöhe 2,85 m)
Auflistung aller Korridorelemente, die zu Fischschäden im Wanderkorridor führen können	Wehrkante, Absturz ins Tosbecken und Oberkante Tosbeckenmauer	Leerschussschütz, Bremswehr, Absturz ins Tosbecken

Tabelle 13: Kenngrößen der Fischschutzeinrichtungen an den beiden Hauptkorridoren Wasserkraftanlage und Ausleitungswehr am Wasserkraftanlagenstandort Rappenberghalde (Neckar)

Mechanische Rechen	Wasserkraftanlage	Ausleitungswehr
Rechentyp/ Stabausrichtung	Horizontal-Leitrechen nach Ebel, Gluch & Kehl (2015)	Vertikal-angeströmter Fischschutzrechen
Lichter Stababstand	15 mm	20 mm
Stabbreite	Nicht zu ermitteln	6 mm
Stabtiefe	Nicht zu ermitteln	50 mm
Profiltyp des Rechenstabes	Flachprofil	Flachprofil
Anströmwinkel	Horizontaler Anströmwinkel $\beta = 30^\circ$	Vertikaler Anströmwinkel $\alpha = 70^\circ$
Leitrichtung	tangential zu seitlichem Bypass	zur Wasseroberfläche
Mittlere und maximale Anströmgeschwindigkeit während Untersuchung*	Mittlere: 0,19 m/s Max.: 0,68 m/s	Mittlere: 0,41 m/s Max.: 0,65 m/s
Rechenfeldlänge	25 m	2,70 m
Rechenfeldhöhe	2,2 m	ca. 2,036 m
Größe der durchströmten Rechenfläche	55 m ²	~5,5 m ²
Wartungszustand des Rechens	keine Schäden erkennbar	keine Schäden erkennbar
Art der Rechenreinigung	mechanisch in Intervallen	mechanisch in Intervallen
Behandlung Rechengut	Weiterführung durch Spülvorgang über Leerschuss in Kanal	Weiterführung durch Spülvorgang über Spülrinne in Neckar
Sohlschwellenhöhe unterhalb des Rechens	zwischen 0,92 m - 1,68 m	keine Sohlschwelle

Tabelle 14: Kenngrößen der Abstiegsmöglichkeiten (ohne Gefahrenbereiche) am Standort Rappenberghalde (Neckar)

Parameter	Bypass	Leerschuss	FAA	Spülrinne	Wehrüberfall
Bauform/ -typ	Fischschleuse	Absenkbare Wehrklappe	Raugerinne-beckenpass	Überlauf	Absenkbare Wehrklappe
Querprofilgeometrie	viereckige und kreisrunde Elemente	Rechteckig	Trapezprofil mit naturnahem Sediment	rechteckig	Rechteckig
Horizontaler Abstand zur Fischschutteinrichtung	ca. 4,40 m	ca. 1 m	ca. 45 m	-	ca. 10 m
Vertikaler Abstand zur Fischschutteinrichtung	-	-	-	0 m, direkt anschließend	-
Höhe der Einstiegsöffnungen	alle drei 0,45 m	ca. 0,65 m	gesamte Wassersäule, da Umgehungsgerinne	0,12 m	variabel
Breite der Einstiegsöffnungen	alle drei gleich = 0,45 m	3 m	1 m	gesamte Breite, 2,7 m	ca. 12 m
Fließgeschwindigkeiten Einstiegsöffnungen Abstiegskorridor	0,28 m/s (bei 0,168 m³/s)	1,56 m/s	0,4 – 0,6 m/s	0,19 m/s während Reinigungsvorgang	-
Position und Höhe von Sohlschwellen in und vor Einstiegsöffnungen	vor: 0,13 m bei sohlnaher Öffnung	vor: 4 m Wehrklappe	keine Sohlschwelle	keine Sohlschwelle, 2 m Rechen	vor: ca. 4 m Wehrklappe
Art, Lage und Betriebsweise von Leiteinrichtungen	keine Leiteinrichtungen	keine Leiteinrichtungen	keine Leiteinrichtungen	keine Leiteinrichtungen	keine Leiteinrichtung
Korridorelemente, die zu Fischschäden führen können	Registerschütz, Bremswehr Leerschuss	Absturz ins Tosbecken, Bremswehr	Querriegel	Rechenreiniger; Absturz ins Tosbecken	Wehrkante, Absturz in Tosbecken
Nutzungshäufigkeit und Nutzungszeiten	permanenter Durchlauf mit Leerungszyklus Fischschleuse alle 1 h - 3 h	Variabler Reinigungszyklus des Rechenreinigers	kontinuierlich	Variabler Reinigungszyklus des Rechenreinigers	ca. 65 Tage im Jahr
Gesamtlänge von Bypässen und Fischaufstiegsanlage	14,5 m	18,3 m	65 m	3 m	65 m

3.2 Abiotische sowie technisch-hydraulische Parameter während der Fischabstiegsuntersuchung

3.2.1 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur stieg während der ersten beiden Kampagnen ab dem 10.05.17 entsprechend der Jahreszeit an. Ausgehend von einem Minimum um 10°C Anfang Mai erreichte die Wassertemperatur ein Maximum bei knapp über 20°C gegen Ende des Monats. Dazwischen schwankte die Wassertemperatur im typischen Tag / Nacht-Zyklus, erhöhte sich jedoch im Mittel kontinuierlich. Lediglich zwischen dem 19.05.17 und dem 21.05.17 sank die Wassertemperatur kurzfristig um ca. 4°C ab (A.8), bevor sie in der eigentlichen Betriebszeit von Imaging Sonar und Radiotelemetrieantennen wieder anstieg.

Während der dritten Kampagne wiederholten sich die Schwankungen der Wassertemperatur im Laufe des Tag- / Nacht-Zyklus entsprechend der Sonneneinstrahlung. Im Mittel stieg die Wassertemperatur, bedingt durch die sommerlichen Temperaturen, weiter an. Während des Netzfanges war die Wassertemperatur durchgängig hoch und lag zwischen 20°C und 25°C (A.9).

Die Kampagnen im Herbst fanden bei deutlich niedrigeren Wassertemperaturen statt und die Schwankungen waren in diesem Zeitraum sehr gering. Lagen die Wassertemperaturen während den Netzfängen im Oktober noch bei ca. 11°C (A.10), so sanken sie bis zu den Schädigungsexperimenten im November auf 6°C (A.11).

Im Jahr 2018 erwärmte sich das Wasser unter teilweise stark ausgeprägten Tag-/Nacht-Zyklen (>2°C) bis Ende Mai auf knapp über 20°C an, kühlte sich Anfang Juni kurzfristig auf 17°C ab und erwärmte sich in den folgenden Tagen wieder auf über 20°C (A.12).

Während der Untersuchungen verliefen die Schwankungen der Wassertemperatur, sowie deren Minima und Maxima zumeist im für die Fische unbedenklichen Bereich. Die gemessenen Maxima nahe der 25°C Marke während der dritten Kampagne können für temperatursensible einheimische Arten wie die Bachforelle unter Umständen kritisch sein, temperatur- und sauerstoffsensitive Arten waren im Neckar jedoch nur zu geringen Anteilen vorhanden. Eine maßgebliche Beeinflussung des Abstiegsverhaltens und der Ergebnisse des Netzfanges ist daher unwahrscheinlich.

3.2.2 pH-Wert, Leitfähigkeit, Sauerstoffsättigung und -konzentration

Die chemisch-physikalischen Parameter des Wassers im Neckar an der Rappenberghalde, pH-Wert, Leitfähigkeit und Sauerstoffkonzentration blieben im Laufe der Untersuchungen im Rahmen der für die Fische physiologisch unbedenklichen Grenzen. Lediglich der pH-Wert sank Anfang Juni 2017 in einen kritischen Bereich auf bis zu 5,05 ab. Während dieser Zeit wurde kein Netzfang betrieben, sodass keine Daten zur Untersuchung einer eventuellen Korrelation mit dem Fischabstieg zur Verfügung stehen. Ein Grund für die starke Veränderung im pH-Wert im Gewässer ist nicht bekannt. Ebenso kann ein Messfehler durch einen Defekt der pH-Elektrode nicht ausgeschlossen werden. Der pH-Wert betrug während der übrigen Zeiträume stets über 7,4 und schwankte nur wenig, um den Median von 7,65 (A.13).

Die im Wasser gemessene Sauerstoffkonzentration war stets hoch und betrug im Minimum 7,01 mg/l (A.14) bzw. 79 % bei 19,3°C Wassertemperatur (03.06.18, 22 Uhr). Der Median für die Sauerstoffkonzentration betrug 8,4 mg/l. Die höchsten Messwerte für die Sauerstoffkonzentration entstammen der fünften Kampagne im November 2017. In diesem Zeitraum wurden konstant über 11 mg/l Sauerstoff im Wasser nachgewiesen. Dies entspricht bei den vorgefundenen Wassertemperaturen ca. 96 % Sättigung. Die höchsten Sättigungswerte wurden jeweils nachmittags Ende Mai 2017 und 2018 erreicht (119 % bzw. 114 %).

Die elektrische Leitfähigkeit betrug im Median 814 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und schwankte in den Sommermonaten innerhalb weniger Tage zwischen den Extrema von 603 – 937 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (A.15).

Anhand der erhobenen Messwerte kann eine abnorme Beeinflussung des Abstiegsverhaltens weitgehend ausgeschlossen werden.

3.2.3 Sichttiefe

Die Sichttiefe im Zuleitungskanal variierte zwischen 45 cm im Juni 2018 und 190 cm im November 2017 bei einem Median von 80 cm (A.16).

3.2.4 Anströmgeschwindigkeit des Leitrechens vor der WKA

Ultraschall-Doppler-Profil-Strömungsmessung (ADCP)

Die mittels ADCP am 31.05.2018 exemplarisch am Leitrechen gemessene Normalgeschwindigkeit betrug bei Betrieb der rechten Hauptturbine mit 6,5 m^3/s Durchfluss (Abfluss: 8,31 $\text{m}^3/\text{s} = Q_{70}$) maximal 0,22 m/s, wobei die mittlere Normalgeschwindigkeit am Rechen mit 0,12 m/s deutlich geringer war. Die Anströmgeschwindigkeit betrug folglich lokal maximal 0,44 m/s und im Mittel 0,24 m/s.

Messung mit Strömungsmessgerät

Am 25.06.2019 wurde die Strömung am Leitrechen bei einem Abfluss von 7,0 m^3/s (ca. Q_{40}) in einer Wassertiefe von 0,5 m, 1,5 m und 3 m über die gesamte Länge von 23,5 m hinweg mit einem horizontalen Abstand von 1 m zwischen den Messpunkten vermessen. Dabei wurde im Zentrum des Rechens in 0,5 m Tiefe ein Maximalwert von 0,68 m/s gemessen. Die Anströmgeschwindigkeit nahm zu beiden Ufern hin ab, wobei zwischen benachbarten Messpunkten deutliche Schwankungen ermittelt wurden (Abbildung 42). Die aus allen Messwerten gemittelte Anströmgeschwindigkeit betrug 0,19 m/s.

Abbildung 42: Anströmgeschwindigkeit am Leitrechen vor der WKA Rappenberghalde am 25.06.19 bei einem mittleren Abfluss von 5,2 m^3/s

Tiefe	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
0,5	0,2		0,15		0,39		0,23	0,31	0,34	0,3	0,1	0,1	0,4
1,5	0,26		0,02		0,29		0,24	0,23	0,33	0,38	0,2	0,2	0,5
3	0		0,08		0,02		0,12	0,14	0,04	0,24	0,09	0	0,29

Tiefe	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24
0,5	0,23	0,08	0,2	0,38	0,68	0,22	0,15	0,4	0,18	0,07	0,2	0
1,5	0,31	0,3	0,33	0,4	0,31	0,2	0,02	0,18	-0,01	0,01	-0,11	0,11
3	0,3	0,04	0,19	0,25	0,26	0,47	0,05	0	0,03	0,05	-0,3	0

Berechnung der mittleren Anströmgeschwindigkeit vor dem Leitrechen

Aus dem Querschnitt des Kanals auf mittlerer Höhe des Rechens und dem Durchfluss Q der Hauptturbinen ergibt sich bei voller Beaufschlagung und einem Volumenstrom von 22 m^3/s eine

mittlere Anströmgeschwindigkeit von 0,31 m/s. Bei einem Durchfluss von 5,2 m³/s beträgt die errechnete mittlere Anströmgeschwindigkeit 0,072 m/s und bei einem Durchfluss von 6,5 m³/s entsprechend 0,09 m/s.

3.2.5 Anströmgeschwindigkeit des Fischschutzrechens vor der Restwasserturbine am Ausleitungswehr

Messung mit Strömungsmessgerät

Am 20.10.2017 wurde in 0,4 m Wassertiefe eine maximale Strömungsgeschwindigkeit von 0,65 m/s im rechten Bereich des Fischschutzrechens gemessen. Im zentralen Bereich betrug die Strömung 0,41 m/s und am linken Rand 0,26 m/s. Die Strömungswerte in 1 m Tiefe unterschieden sich nur unwesentlich. Eine Wiederholung der Messungen direkt nach der Rechenreinigung ergab niedrigere Werte für die maximale Anströmgeschwindigkeit. Der Maximalwert wurde in diesem Zustand zentral in 0,4 m Tiefe gemessen und betrug 0,47 m/s. Zum Rand hin war die Strömungsgeschwindigkeit geringfügig herabgesetzt und betrug 0,41 m/s am linken Rand und 0,31 m/s am rechten Rand. Auch in 1 m Tiefe wurden in den seitlichen Bereichen Werte zwischen 0,41 m/s und 0,35 m/s gemessen.

Berechnung der Anströmgeschwindigkeit vor dem Rechen

Aus der Querschnittsfläche des Kanals (5,4 m²) und dem konstanten Durchfluss $Q = 1,3 \text{ m}^3/\text{s}$ der Restwasserturbine errechnet sich eine mittlere Anströmgeschwindigkeit von 0,24 m/s.

3.3 Biologische Funktionskontrolle

3.3.1 Imaging Sonar

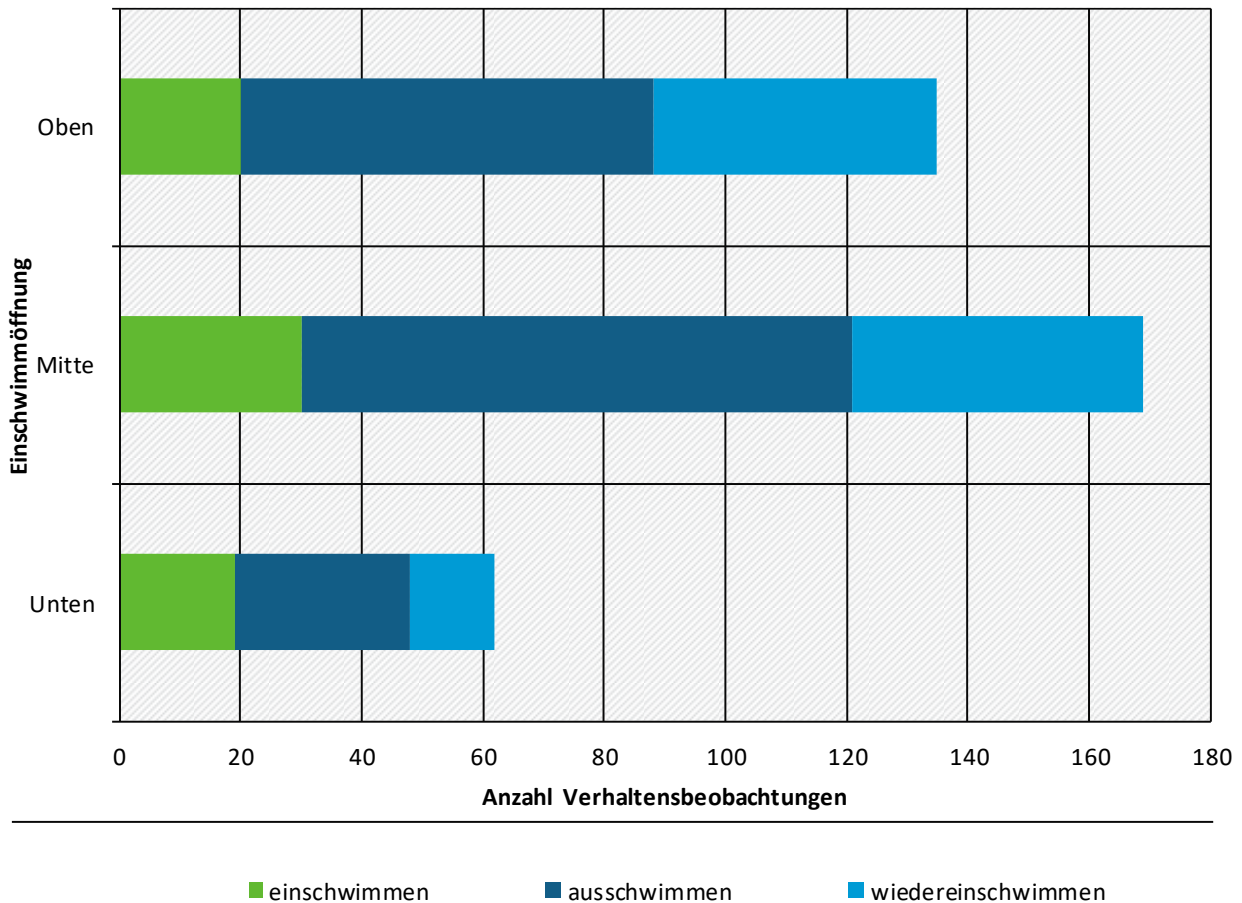
Anhand der Aufzeichnungen des Imaging Sonars konnten insgesamt 938 Fischbeobachtungen beschrieben werden. Die Ausrichtung des Imaging Sonars mit Aufsicht auf die Bypassöffnung erlaubte eine sehr gute Beobachtung von Fischen im Bereich der rechtsseitigen Ufermauer. Auf Grund des eingeschränkten Auflösungsvermögens in der dritten Dimension konnten Fische, welche vom linken Ufer bzw. aus der Gewässermite in den Beobachtungsbereich einschwammen, zunächst nicht erfasst werden. Etwa ein Drittel der beobachteten Fische (311) erschien auf diese Weise aus der dritten Ebene und schwamm nicht vom Bildrand aus ein. Etwas weniger Fische (270) verschwanden in der dritten räumlichen Ebene. Es wurde 753 Mal ein Fisch im „Sichtungsbereich“ dokumentiert, wobei dies 623 Fischbeobachtungsereignissen zugewiesen werden konnte.

Im „Suchbereich“ um die Einstiegsöffnungen herum wurden 440 Bewegungen verzeichnet, die 393 Fischbeobachtungsereignissen entsprechen. Lediglich 69 „Einschwimmereignisse“, also Aufenthalte im direkten Umfeld (<1 m) um die Bypasseinstiege, konnten dokumentiert werden. Ein Großteil der Fische, die in den Bereich der Einstiegsöffnungen des Bypasses einschwammen, verließen diesen Bereich auch wieder ins Oberwasser, von wo aus sie jedoch häufig wieder in den „Suchbereich“ und den Bereich der Öffnungen zurückkehrten („Wiedereinschwimmen“). Die Anzahl der „Ausschwimmereignisse“ übersteigt die Summe der „Einschwimm-“ und „Wiedereinschwimmereignisse“ (Abbildung 43).

Die Einschwimmrate der Fische aus dem Suchbereich in den Einstiegsbereich der Bypässe betrug 0,23. Wird der Beobachtungsraum auf den Sichtungsbereich erweitert, sinkt die Einschwimmrate auf 0,16. Die Suchrate betrug 0,77 bzw. 0,84 bei erweitertem Beobachtungsraum. Die mittlere Suchzeit betrug, bezogen auf den Suchraum, 38,8 Sekunden.

Abbildung 43: Mittels Imaging Sonar (DIDSON) beobachtetes Verhalten („ein“- „aus“- „wiedereinschwimmen“) der Fische an den drei Einstiegsöffnungen (Unten, Mitte, Oben) des Bypasses

Beobachtetes Verhalten der Fische an den drei Einstiegsöffnungen des Bypasses



Quelle: IGF/FLUSS

3.3.2 Videosystem

Aufgrund geringer Sichtweiten (A.16) infolge langer Phasen mit starker Wassertrübung war die Bildqualität der eingesetzten Videosysteme für zuverlässige Fischdetektion meist nicht ausreichend (Abbildung 44). Während Phasen geringerer Gewässertrübung, vor allem im Herbst 2017, gelangen sehr gute Aufnahmen einzelner Individuen (Abbildung 45). Eine quantitative Auswertung war auf Grundlage der vorhandenen geringen Datenbasis jedoch nicht möglich.

Abbildung 44: Beeinträchtigte Sichtverhältnisse im Bypass. Links: Beispiel einer Videoaufnahme, entstanden bei Tageslicht am 23.06.2017. Die Sicht ist durch Schwebeteilchen stark beeinträchtigt, sodass keine gesicherte Fischerkennung möglich ist. Rechts: Aufnahme bei Nacht, trotz geringer Gewässertrübung ist durch erhöhten Laubabtrieb keine klare Fischidentifikation möglich



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Abbildung 45: Nicht beeinträchtigte Sichtverhältnisse im Bypass. Links: Einschwimmen in den Bypass eines Schneiders, der trotz moderater Trübung identifiziert werden kann, da er direkt vor der Kamera kreuzte. Rechts: Einschwimmen (Schwanz voran) eines Aals in den Bypass in den frühen Morgenstunden



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

3.3.3 Radiotelemetrie

Von den insgesamt 65 mit Radiotransponder ausgestatteten Fischen schwammen zwei Fische im Zuleitungskanal unmittelbar nach dem Freilassen stromauf, verließen das mit Antennen bestückte Erfassungsgebiet Richtung Oberwasser des Ausleitungswehrs und wurden anschließend nicht mehr redetektiert.

Bypassnutzung

Von den insgesamt 65 mit Radiotransponder ausgestatteten Fischen wurden 8 Fische in einem der Bypasseingänge registriert. Die Detektion im Bypass bedeutet, dass diese Fische mindestens einmalig in den Bypass eingeschwommen sind, jedoch nicht, dass sie tatsächlich über diesen in das Unterwasser abstiegen. Anhand der Detektionen im Oberwasser lässt sich belegen, welche Fische den Bypass wieder Richtung Oberwasser verließen. Im Untersuchungszeitraum ist nur einer der 65 markierten Fische, eine Nase, sicher über den Bypass abgestiegen. Die anderen 7 im Bypass detektierten Fische haben diesen wieder Richtung Oberwasser verlassen.

Verhalten am Leitrechen bei Erstkontakt

Die übrigen 63 Fische, die den Zuleitungskanal nicht verließen, wurden alle mindestens einmal im Bereich des Leitrechens detektiert. Von diesen Fischen hatten 27 Fische ihren Erstkontakt an den drei uferfernen Antennen (Antennen 6 – 8). Elf der Fische verließen den Rechenbereich direkt wieder in Richtung Oberwasser (Abbildung 46). Die übrigen 16 Fische, die im Bereich des Rechens verblieben, bewegten sich signifikant häufiger stromab (13 Tiere, 81 %) als stromauf (3 Tiere, 19 %) (Binomialtest: $n(\text{stromab}) = 13$, $n(\text{Gesamt}) = 16$, $p = 0,032$). Ein Fisch bewegte sich nach der Erstdetektion am Leitrechen bis zu Antenne 5 im Bereich vor dem Leerschuss und der Bypassöffnung.

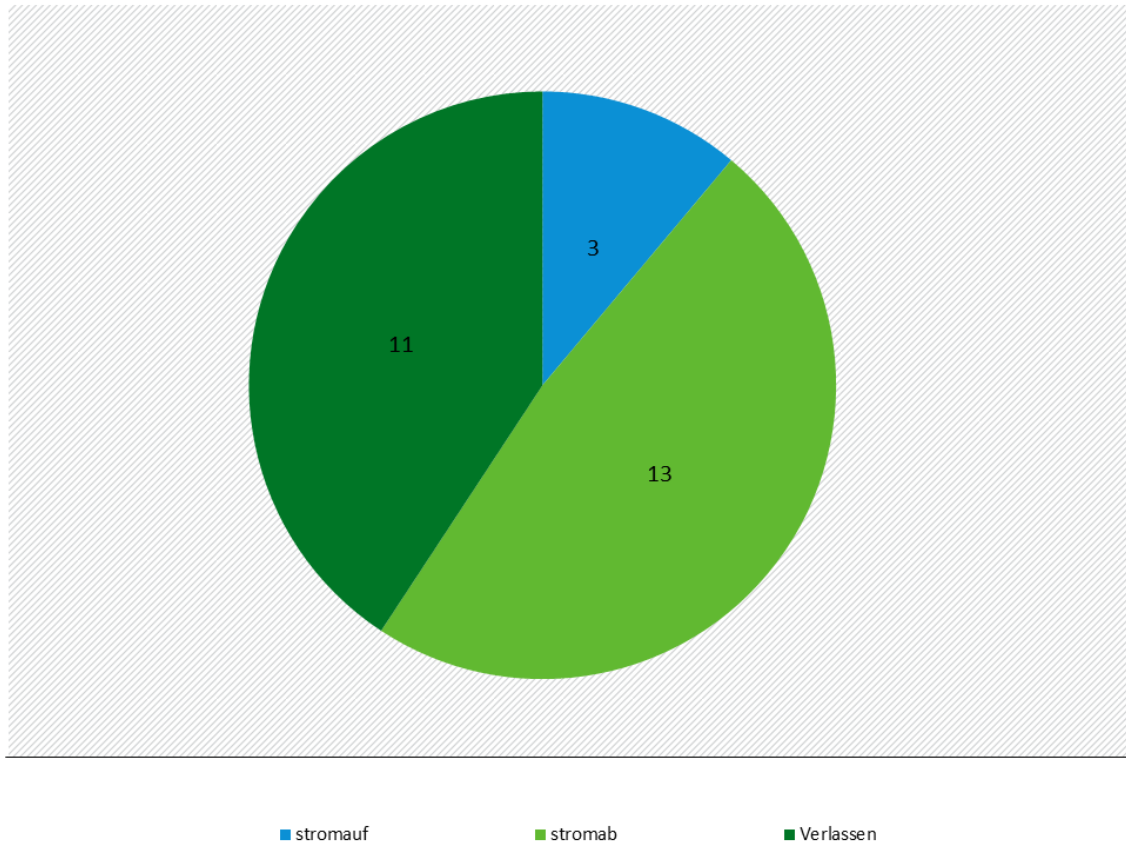
Verhalten am Leitrechen bei Folgekontakten

Fast alle Fische wurden im Beobachtungszeitraum wiederholt (Folgekontakt) an der Rechenanlage detektiert (Median individueller Detektionshäufigkeit = 40). Die Verweildauer an den einzelnen Antennen und Wechselhäufigkeit zwischen Antennenpaaren unterschied sich stark (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) und lässt Rückschlüsse zur Raumnutzung der Fische im Bereich des Leitrechens zu. An den mittleren Rechenantennen (7, 8; **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) bewegten sich die Fische nach einem Folgekontakt häufiger weiter stromab. Es gab keinen statistisch signifikanten Unterschied im Verhalten der Fische an den Antennen 8 und 7 (**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Das Verhalten im Bereich von Antenne 6, am äußeren rechten Rand des Rechens, unterschied sich allerdings signifikant davon. Hier schwammen die Fische häufiger stromauf (Tabelle 15). Eine Leitwirkung Richtung Leerschuss/Bypass (5; **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**) war somit bei den Folgekontakten nicht mehr gegeben.

Abbildung 46: Anteile stromauf und stromab gerichteter Bewegungen im Bereich des Leitrechens an den drei uferfernen Antennen (6 –8) nach Erstkontakt, sowie Anteil der Fische die den Rechen sofort wieder Richtung Oberwasser verließen. Absolute Anzahl [n], n = 27

Stromauf und stromab gerichtete Bewegung am Fischschutzrechen

nach Erstkontakt an uferfernen Antennen 6-8

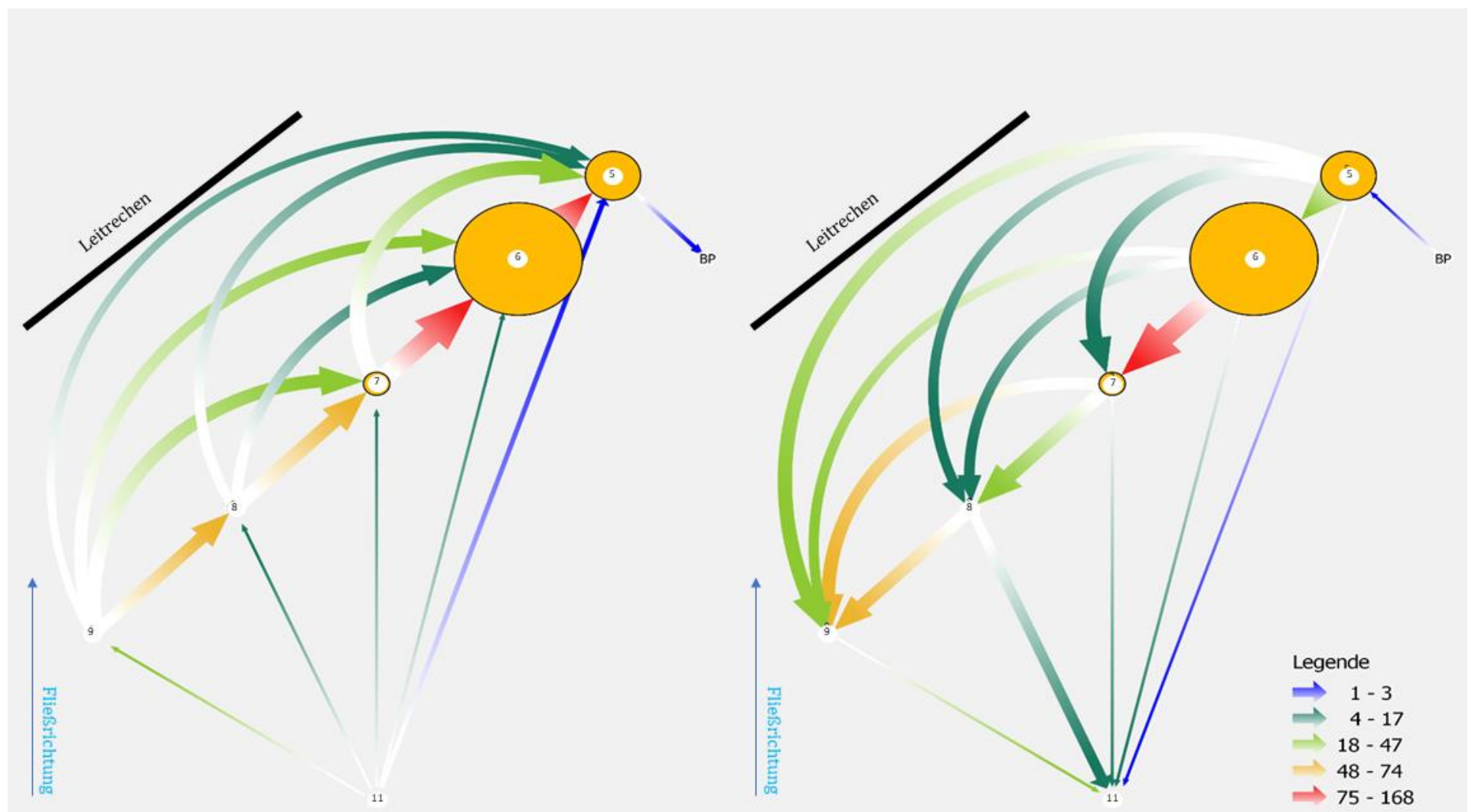


Quelle: IGF/FLUSS

Tabelle 15: Wahrscheinlichkeit einer stromab gerichteten Bewegung P(stromab) bei wiederholtem Kontakt der Fische an den Antennen 8, 7 und 6 im Bereich vor dem Leitrechen, unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede im Verhalten der Fische zwischen den Antennen (paarweiser Vergleich, Chi-Quadrat-Test, $p < 0,001$)

Antenne	P(stromab) [%]	Signifikanz
8	55,2	a
7	62,4	a
6	35	b

Abbildung 47: Anzahl der registrierten Wechsel-Ereignisse (Pfeile) und gesamten Aufenthaltszeit an den Antennen (Kreise) in stromabwärts (linke Seite) und stromaufwärts (rechte Seite). Kreisradien sind proportional zur kumulierten Aufenthaltszeit. Schwarzer Balken skizziert die Position des Rechens. Die Wechsel-Bewegungen von und nach Antenne 11 (Kanaleingang) zeigen alle Wechsel unabhängig der Wechseldauer auf.



3.3.4 RFID

3.3.4.1 Retentionsexperiment Bypass

Von den insgesamt 23 in den Bypass eingebrachten und mit HDX-Transponder versehenen Fischen, wurden 3 im Unterwasser im Fangnetz als erfolgreiche Absteiger nachgewiesen. Auf Basis der Detektionen im Bereich der Bypasseinstiegsöffnungen ist ein Ausschwimmen von 13 Fischen aus der Evakuierungskammer in das Oberwasser vor Beendigung des Leerungszyklus belegt (Tabelle 16). Bei zwölf Fischen erfolgte dieser Nachweis direkt über die rechtzeitige Detektion. Ein Tier wurde erstmalig nach Beendigung des Leerungszyklus in der Einstiegsöffnung detektiert (ID: 92545 um 15:33:39 Uhr). Dies lässt auf ein vorheriges, jedoch undetektiertes Ausschwimmen schließen. 13 detektierte Fische wurden nicht von den 2018 neu eingebauten Kehlen an den 3 Einstiegsöffnungen zurückgehalten (Tabelle 16). Zehn davon nutzten dabei die obere Einstiegsöffnung, zwei die mittlere und keines die untere Einstiegsöffnung. Zu beachten ist hierbei allerdings, dass die transpondierten Fische im gefüllten Bypasszustand an der Oberfläche zugegeben wurden und sich somit zunächst alle oberflächennah befanden. Nur eines dieser 13 Tiere, die zunächst ins Oberwasser ausschwammen, wurde später im Fangnetz im Unterwasser wiedergefangen. Es ist wahrscheinlich, dass dieses Tier über den Leerschuss in das Unterwasser abstieg, da keine erneute Detektion im Bypass erfolgte. Von den 10 nicht detektierten Fischen konnten zwei im Unterwasser wiedergefangen werden. Acht Fische wurden weder wiedergefangen noch redetektiert.

Tabelle 16: Am 06.06.2018 in den Bypass eingebrachte, transpondierte Fische, sowie die entsprechenden Detektions- und Wiederfangdaten

ID	Art	Größe	Detektion	Uhrzeit	Wiederfang	Datum	Uhrzeit
91457	Döbel	26,5	Ja	12:33:10	Leerschuss/Bypass	06.06.2018	16:00:00
91450	Döbel	30,5	Nein				
91224	Döbel	34	Nein				
91453	Döbel	34,4	Nein				
91517	Döbel	38,3	Ja	12:25:27			
91212	Döbel	43	Nein				
91498	Döbel	43,2	Nein				
91208	Döbel	44,5	Nein				
91448	Döbel	44,7	Ja	12:25:28			
91169	Döbel	45	Ja	12:33:04			
91405	Döbel	45,3	Ja	12:33:04			
91174	Döbel	47	Nein				
91509	Döbel	48,6	Ja	12:27:24			
91183	Döbel	48,7	Ja	12:33:09			
92464	Gründling	13,6	Ja	12:26:58			
92469	Gründling	13,6	Ja	12:56:55	Leerschuss/Bypass	06.06.2018	16:00:00

ID	Art	Größe	Detektion	Uhrzeit	Wiederfang	Datum	Uhrzeit
92502	Gründling	13,7	Nein				
92489	Gründling	14,2	Ja	12:27:55			
91273	Schneider	12	Nein				
91870	Schneider	12,5	Nein		Leerschuss/Bypass	06.06.2018	16:00:00
92462	Schneider	12,5	Ja	12:45:40			
92472	Schneider	12,6	Ja	12:26:53			
92545	Schneider	13,6	Ja	15:33:39			

3.3.4.2 Ermittlung der Abstiegsraten an Leerschuss und Bypass

Von 721 im Oberwasser der Wasserkraftanlage freigelassenen, mit HDX-Tags besenderten Fischen wurden 27 im Bypass, Leerschuss bzw. im Unterwasser redetektiert. Die geringe Redetektionsrate ist teilweise in einer Notöffnung des Leerschussschützes und dem dadurch erfolgten Ablassen des Staubereiches begründet, wodurch ein Teil der Versuchsfische ausgeschwemmt wurde.

Insgesamt wurden 22 Fische im Bypass detektiert. Die einzelnen Öffnungen des Bypasses waren unterschiedlich stark frequentiert. Die mittlere Öffnung wurde am häufigsten genutzt. Es konnten 10 Einschwimmereignisse an der mittleren Öffnung, 6 an der oberen Öffnung und nur ein Einschwimmereignis an der unteren Öffnung nachgewiesen werden. Fünf Fische schwammen, ohne detektiert zu werden, in den Bypass ein, wurden aber am Ausgang detektiert. Bis auf eine Ausnahme stiegen alle in den Bypass eingeschwommenen Fische über diesen ab (21 von 22).

Von den Insgesamt 26 im Unterwasser redetektierten Fischen stiegen 21 Fische sicher über den Bypass und 3 Fische über den Leerschuss ab. Zwei weitere Fische wurden an der Antenne im Unterwasser, nicht aber an einer der Antennen in den Subkorridoren detektiert. Diese müssen über den Leerschuss abgestiegen sein, da die über den Bypass abgestiegenen Fische mehrere Antennen passierten und sehr zuverlässig detektiert wurden. Aufgrund der schnellen Passage der Fische der Leerschussantenne während des Spülschwall war die Detektion in diesem Subkorridor unzuverlässiger. Aus den Ergebnissen folgt, dass 80,8 % der besenderten Fische über den Bypass und 19,2 % über den Leerschuss abgestiegen sind.

Aus dem Vergleich der Detektionen im Oberwasserbereich vor dem Bypass mit denen im Bypass (Nachweise Einstieg und Ausstieg) ist im Zeitraum vom 04.07. bis 13.07.19 eine Suchrate von 0,625 (n=8) abzuleiten. Die auf Basis dieser geringen Stichprobe ermittelte Schutzsystemableitrate beträgt 0,25. Die tatsächliche Schutzsystemableitrate wird durch diesen Wert allerdings mit hoher Wahrscheinlichkeit überschätzt, da mit hoher Wahrscheinlichkeit auch Fische abstiegswillig waren, die nicht unmittelbar im Nahbereich des Bypasseinstiegs im Oberwasser detektiert wurden, sondern an anderer Stelle im Oberwasser nach Abstiegsmöglichkeiten suchten. Da der Anteil dieser Fische jedoch unbekannt ist, kann er bei diesem Ansatz nicht berücksichtigt werden.

3.3.5 Netzfang

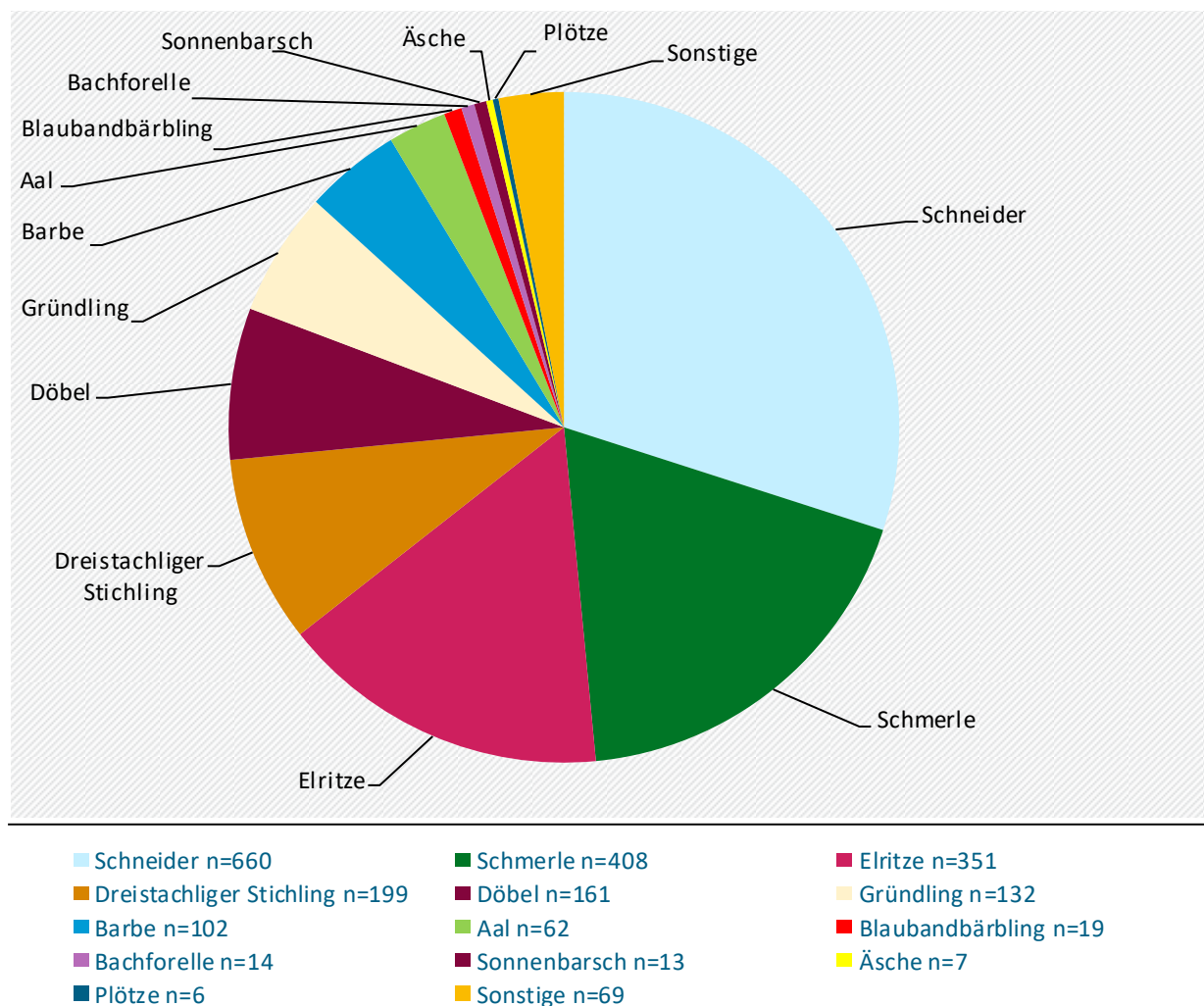
3.3.5.1 Fischzönose am Untersuchungsstandort

3.3.5.1.1 Artenspektrum und Größenklassen

Anhand der über alle Subkorridore hinweg mit Netzen gefangenen 2203 Individuen lässt sich die mobile Komponente der Fischzönose am Untersuchungsstandort wie folgt beschreiben. Die mit Abstand häufigste Art war mit 660 Individuen der Schneider (Abbildung 48), gefolgt von Schmerle (n=408), Elritze (n=351), Dreistachligem Stichling (n=199), Döbel (n=161), Gründling (n=132) und Barbe (n=102). Bei fünf dieser sieben Arten handelt es sich um Kleinfische, die als Adultiere eine Totallänge von 15 cm nicht oder selten erreichen und problemlos die Fischschutzrechen passieren könnten. Entsprechend hoch war der Anteil kleiner Individuen in den Netzen an den Hauptturbinenausläufen, mit einer ausgeprägten Dominanz von Fischen unter 10 cm Totallänge (Abbildung 49).

Abbildung 48: Dominanzanteile der im Neckar an der Rappenberghalde bei Tübingen mit Netzen gefangenen Fische (Gesamtindividuenanzahl n=2203)

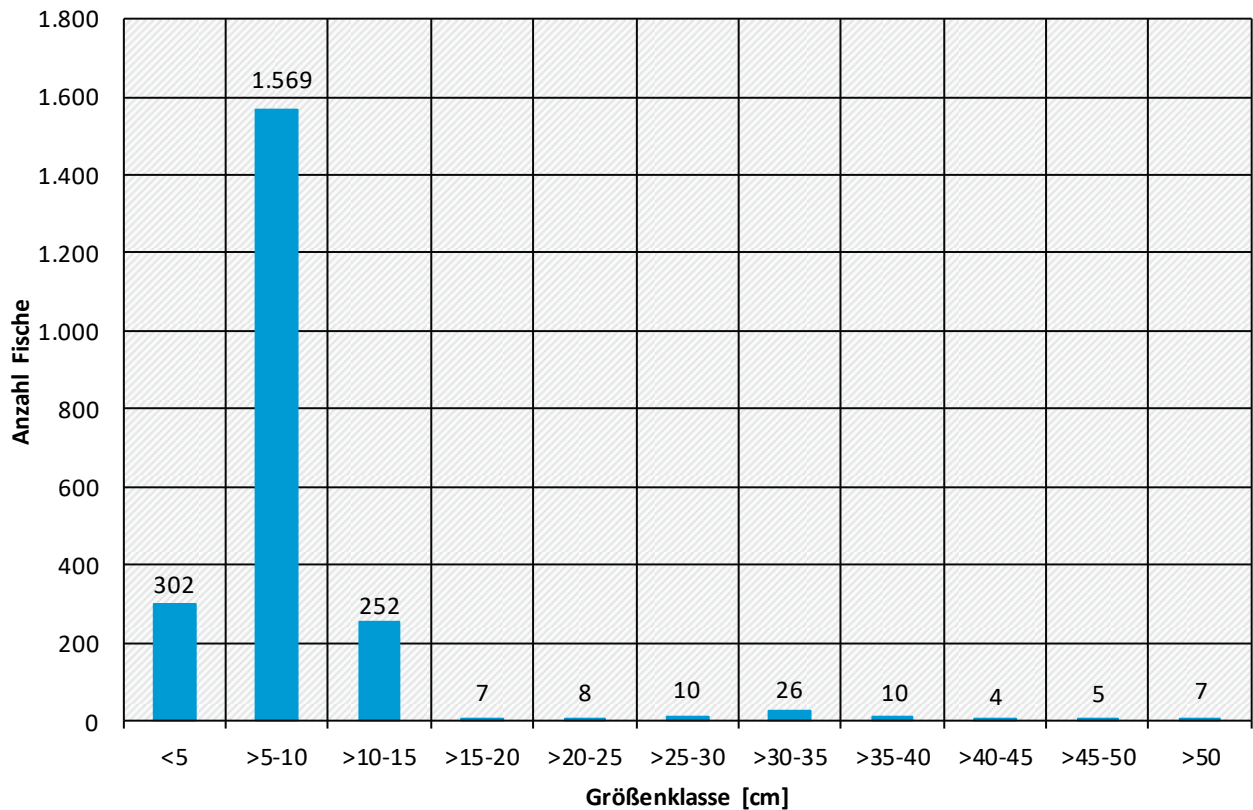
Artenspektrum der im Neckar an der Rappenberghalde gefangenen Fische



Quelle: IGF/FLUSS

Abbildung 49: Anzahl der insgesamt in allen Subkorridoren der Rappenberghalde mit Netzen gefangenen Fische pro Größenklassen [cm] (Gesamtindividuenanzahl n=2203)

Anzahl der per Netzfang gefangenen Fische je Größenklasse



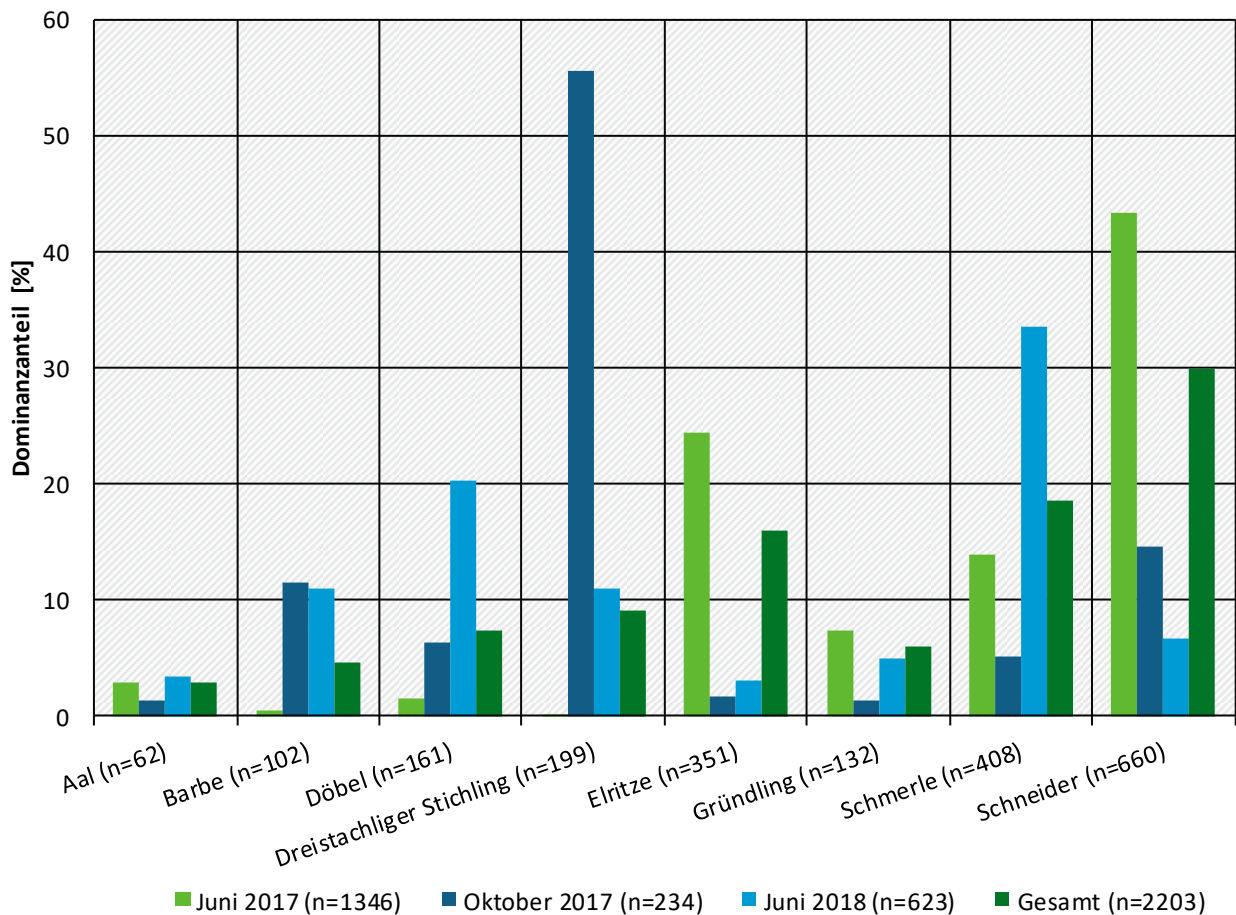
Quelle: IGF/FLUSS

3.3.5.1.2 Schwankungen zwischen den Fangzeiträumen

Zwischen den Kampagnen gab es ausgeprägte Unterschiede in den Dominanzen der einzelnen Arten (Abbildung 50). Die stärkste Schwankung betraf den Dreistachligen Stichling, welcher während Kampagne 3 im Juni 2017, nur ein einziges Mal auftrat (<0,1 % Dominanzanteil) aber in Kampagne 4 im Oktober desselben Jahres 55 % und im Juni 2018 knapp 11 % des Gesamtfangs bildete. Der Anteil des Schneiders sank von 48 % im Juni 2017 auf knapp 16 % im Oktober 2017 und 7 % im Juni 2018. Im Juni 2017 wurden mit 1346 Individuen die meisten Individuen gefangen, so dass diese Art mit einem Anteil von über 61 % zum Gesamtfang beitrug. Aus diesem Grund beeinflusst die Zusammensetzung des Fangs dieser Kampagne das Gesamtergebnis in starkem Maße.

Abbildung 50: Dominanzen der acht häufigsten Arten, aufgeschlüsselt nach Fangzeiträumen

Dominanzanteile der acht häufigsten Arten in den Netzfängen



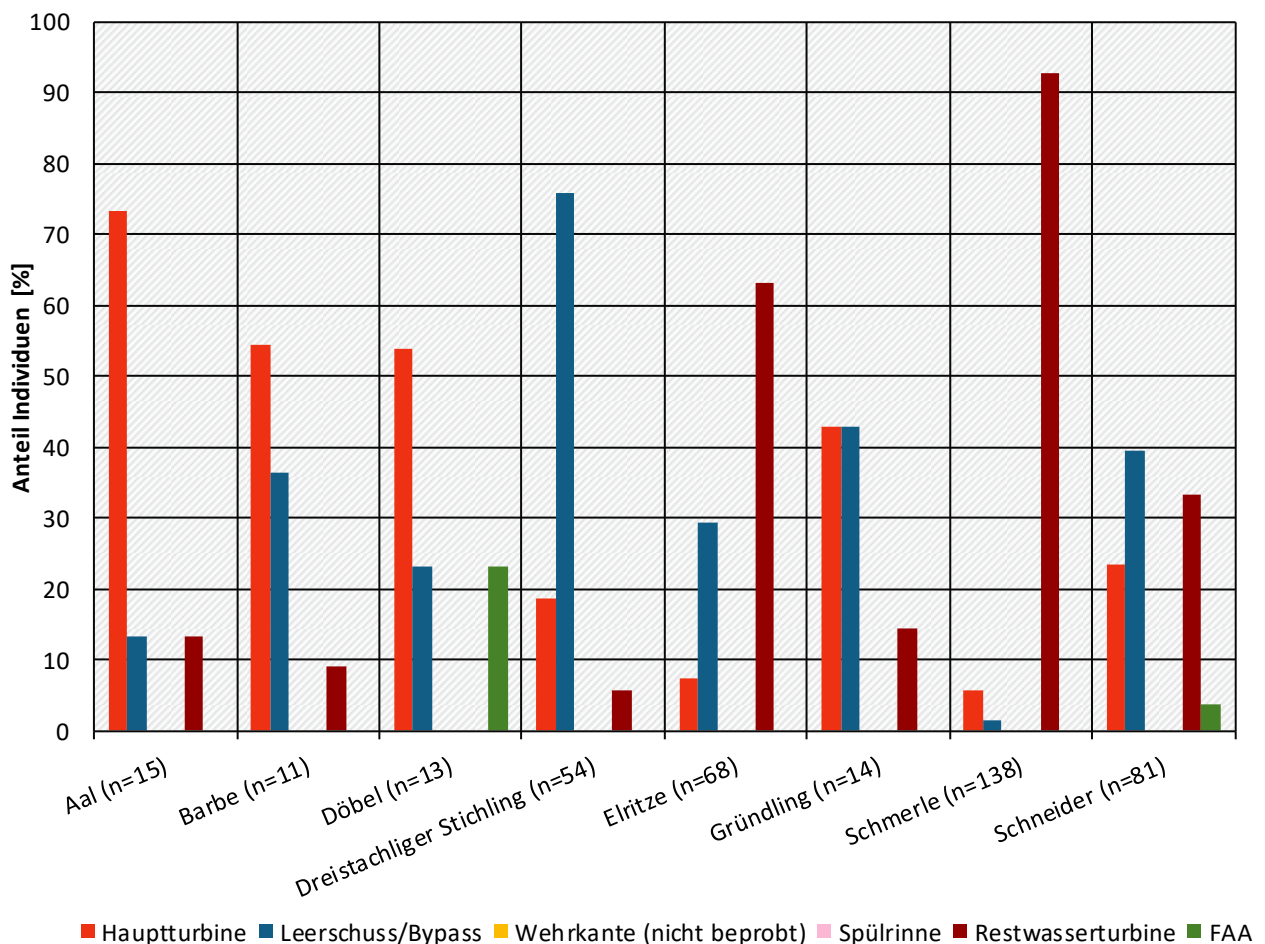
Quelle: IGF/FLUSS

3.3.5.1.3 Korridoraufteilung der Arten

Aus den Dominanzverhältnissen der Arten in den einzelnen Subkorridoren lässt sich wegen der geringen Datenmenge kein belastbarer Vergleich für seltene Arten ableiten. Für häufige Arten können jedoch Aussagen zu verstärkter Nutzung von Subkorridoren getroffen werden (Abbildung 51). Schmerlen und Elritzen waren im Hauptkorridor Ausleitungswehr besonders häufig und stiegen dort vor allem über den Subkorridor Restwasserturbine ab. Dreistachlige Stichlinge waren deutlich häufiger im Hauptkorridor WKA und nutzten hauptsächlich den Subkorridor Leerschuss/Bypass als Abstiegsweg. Dies deutet auf Unterschiede bezüglich der Wirksamkeit der Fischschutzeinrichtung für verschiedene Arten hin. Zudem scheint es einen Unterschied im mobilen Anteil der Fischzönose zwischen den 1,5 km getrennten Standorten zu geben.

Abbildung 51: Aufteilung der acht häufigsten Arten auf die Subkorridore Fischaufstiegsanlage (FAA), Leerschuss/Bypass, Restwasserturbine und Hauptturbine bei gleichzeitigem Betrieb aller Fanggeräte während den Kampagnen 3 und 4. Die acht Arten repräsentieren 96 % der insgesamt im Zeitraum gefangenen Fischen.

Aufteilung der acht häufigeren Arten auf die Subkorridore



Quelle: IGF/FLUSS

3.3.5.2 Zielparameter

3.3.5.2.1 Normierter Tagesfang

Der normierte Tagesfang variierte zwischen den Kampagnen beträchtlich (Tabelle 17). So wurden im Juni 2017 im Mittel über 117 Fische pro Tag im Subkorridor Restwasserturbine gefangen, während im Oktober 2017 lediglich 9,1 Fische pro Tag nachgewiesen wurden. Der nur in sehr geringem Maße frequentierte Subkorridor Fischaufstiegsanlage zeigt ein gegenläufiges Muster im normierten Tagesfang mit 1,8 Fischen im Juni 2017 und 3,4 Fischen im Oktober 2017. Der Berechnung des normierten Tagesfangs liegen im Juni 2017 während der dritten Kampagne 39 und im Oktober 2017 während der vierten Kampagne 42 Fangstunden zu Grunde. Dem normierten Tagesfang in den Subkorridoren Leerschuss/Bypass und Hauptturbine im Mai/Juni 2018 liegen während der sechsten Kampagne 51 Fangstunden zu Grunde.

Tabelle 17: Normierter Tagesfang der beprobten Subkorridore am Standort Rappenberghalde bei Tübingen während der verschiedenen Fangperioden. Anzahl der Individuen, die im jeweiligen Subkorridor je 24 Stunden im Mittel gefangen wurden. Der „synchrone“ Datensatz umfasst alle Perioden während derer gleichzeitig in allen Subkorridoren Netzfang betrieben wurde, während in den Gesamtdatensatz auch Fänge eingingen, die diesem Kriterium nicht entsprechen.

Subkorridor	Jun 17	Okt 17	Jun 18	Synchron	Gesamt
Hauptturbine	35,7	14,3	179,8	24,6	59,4
Leerschuss/Bypass	24,6	42,3	69,3	33,8	69,2
Wehrüberfall	-	-	-	-	-
Spülrinne	0,0	0,0	-	0,0	0,0
Restwasserturbine	117,5	9,1	-	61,3	61,3
Fischaufstiegsanlage	1,8	3,4	-	2,1	2,7

3.3.5.2.2 Abstiegsrate

Zwischen den Untersuchungskampagnen zeigen sich deutliche Unterschiede bei dem Vergleich der Anzahl absteigender Fische zwischen den beiden räumlich weit voneinander getrennten Hauptkorridore Ausleitungswehr und WKA. In der dritten Kampagne im Juni 2017 stiegen die meisten Fische über die Subkorridore am Ausleitungswehr ab (Tabelle 18). In der Kampagne 4 im Oktober desselben Jahres zeigte sich dagegen ein umgekehrtes Bild mit deutlich höheren Abstiegsraten an der WKA.

Tabelle 18: Abstiegsrate der Fische aufgeteilt nach Subkorridoren. Der „synchrone“ Datensatz umfasst alle Perioden während derer gleichzeitig in allen Subkorridoren Netzfang betrieben wurde, während in den Gesamtdatensatz auch Fänge eingingen, die diesem Kriterium nicht entsprechen.

Hauptkorridor	Subkorridor	Jun 17	Okt 17	Jun 18	Synchron	Gesamt
WKA	Hauptturbine	0,199	0,207	0,722*	0,202	0,308
WKA	Leerschuss**	0,026	0,117	0,053*	0,053	0,069
WKA	Bypass**	0,111	0,494	0,225*	0,224	0,290
Ausleitungswehr	Wehrüberfall	-	-	-	-	-
Ausleitungswehr	Spülrinne	0,000	0,000	-	0,000	0,000
Ausleitungswehr	Restwasserturbine	0,654	0,132	-	0,504	0,318
Ausleitungswehr	Fischaufstiegsanlage	0,010	0,050	-	0,017	0,014

*Rate bezieht sich nur auf den Hauptkorridor WKA

**aus Rohdaten der undifferenzierten Beprobung von Leerschuss/Bypass gemäß der per RFID ermittelten Raten für Leerschuss (0,192) und Bypass (0,808) errechnet

Im Juni 2017 wurden bei gleichzeitigem Betrieb aller Fanggeräte 65,4 % aller Fische im Subkorridor Restwasserturbine und lediglich 14 % im Leerschuss/Bypass gefangen. Im Oktober desselben Jahres (Kampagne 4) wurden nur 13 % der Fische im Fangnetz unterhalb der Restwasserturbine gefangen und 61 % der Fische im Leerschuss/Bypass. Während beider Kampagnen betrug der Anteil der Fänge im Subkorridor Hauptturbine ungefähr 20 %. Aus den Fangdaten der Kampagne 6 im Juni 2018 ist lediglich das Verhältnis von Leerschuss/Bypass (29 %) zu Hauptturbine (71 %) ableitbar, da in diesem Zeitraum die Subkorridore am Ausleitungswehr nicht synchron beprobt wurden.

3.3.5.2.3 Durchflussnormierter Einheitsfang

Der durchflussnormierte Einheitsfang ist, über den Gesamtzeitraum betrachtet, im Subkorridor Leerschuss/Bypass am höchsten (Tabelle 19) und übersteigt den Wert des Subkorridors Hauptturbine um den Faktor 29. Der Wert war in beiden Subkorridoren im Juni 2018 am höchsten. Er erreichte im Subkorridor Leerschuss/Bypass 353,2 und in der Hauptturbine 20,4.

Der Wert für die Restwasserturbine schwankte zwischen den Kampagnen besonders stark. So wurden im Juni 2017 je m³/s tagesgemitteltem Durchfluss 90,4 Individuen gefangen, während im Oktober nur 7,0 Individuen in diesem Subkorridor auftraten.

Tabelle 19: Durchflussnormierter Einheitsfang in den Subkorridoren. Werte geben die Anzahl der im Laufe eines durchschnittlichen Tages der betrachteten Periode über einen Subkorridor abgestiegenen Tiere in Relation zum durchschnittlichen Durchfluss (m³/s) des Korridors im Zeitraum wieder. Der „synchrone“ Datensatz umfasst alle Perioden während derer gleichzeitig in allen Subkorridoren Netzfang betrieben wurde, während in den Gesamtdatensatz auch Fänge eingingen, die diesem Kriterium nicht entsprechen.

Hauptkorridor	Subkorridor	Jun 17	Okt 17	Jun 18	Synchron	Gesamt
WKA	Hauptturbine	4,6	11,0	20,4	5,6	12,7
WKA	Leerschuss/Bypass	145,4	203,4	353,2	178,5	369,7
Ausleitungswehr	Wehrüberfall	-	-	-	-	-
Ausleitungswehr	Spülrinne	0	0	-	0	0
Ausleitungswehr	Restwasserturbine	90,4	7,0	-	47,2	47,2
Ausleitungswehr	Fischaufstiegsanlage	6,2	11,4	-	6,9	8,9

3.3.5.2.4 Schutzrate

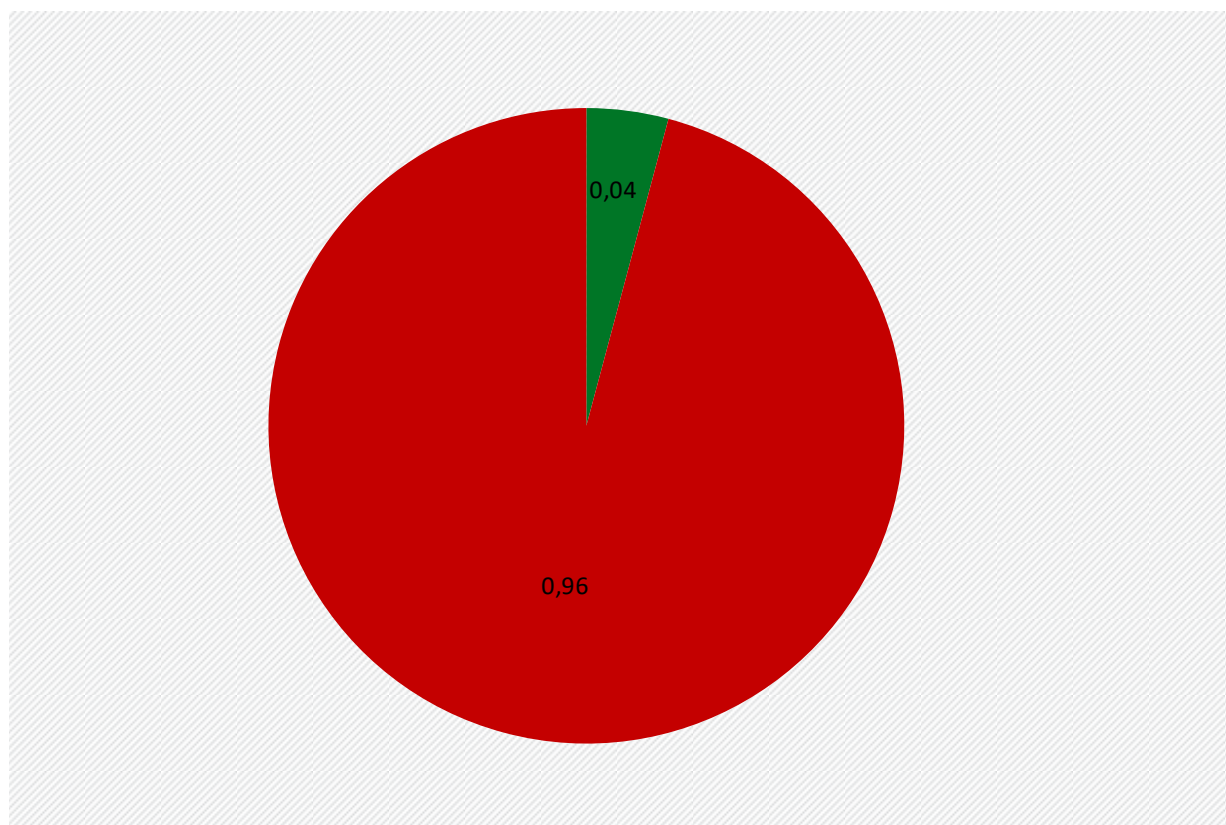
Aus den Daten der Netzfänge wurden die größenspezifischen Schutzwahrscheinlichkeiten und die Schutzrate (Schmalz et al. 2015) errechnet. Die beiden räumlich weit voneinander getrennten Hauptkorridore der Wasserkraftanlage und des Ausleitungswehres wurden separat betrachtet. Für das Fischschutzsystem am Ausleitungswehr ergibt sich eine Schutzrate von 4 % (Abbildung 52). Eine effektive Ableitung aus dem Subkorridor Restwasserturbine hin zur Fischaufstiegsanlage bzw. Spülrinne findet nicht statt.

Für die WKA im Zuleitungskanal ergibt sich über alle Kampagnen hinweg eine Schutzrate von 54 % (Abbildung 53). Der Berechnung liegen nur die Fische zugrunde, die während Phasen mit gleichzeitiger Beprobung der Subkorridore Hauptturbine und Leerschuss/Bypass-Komplex gefangen wurden, und für die ein Einschwimmen vom Unterwasser her in den Subkorridor ausgeschlossen ist. Zwischen den Kampagnen kam es dabei zu beträchtlichen Schwankungen, die teilweise auf die variierenden Abflüsse zurück zu führen sind (vgl. durchflussnormierter Einheitsfang).

Abbildung 52: Schutzrate im Hauptkorridor Ausleitungswehr

Schutzrate

Hauptkorridor Ausleitungswehr



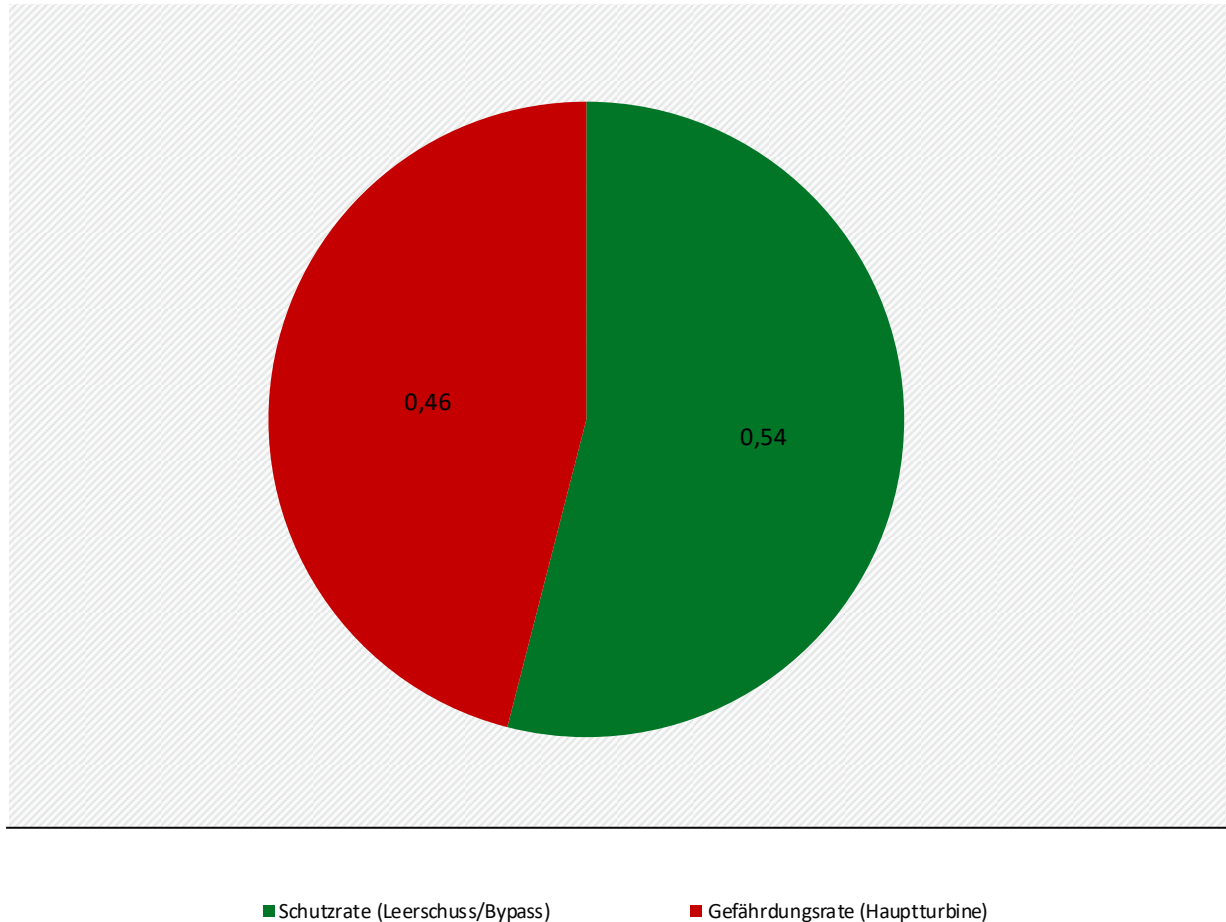
■ Schutzrate (Spülrinne/Fischaufstiegsanlage/Wehrkante)

■ Gefährdungsrate (Restwasserturbine)

Abbildung 53: Schutzrate im Hauptkorridor Wasserkraftanlage

Schutzrate

Hauptkorridor Wasserkraftanlage



Quelle: IGF/FLUSS

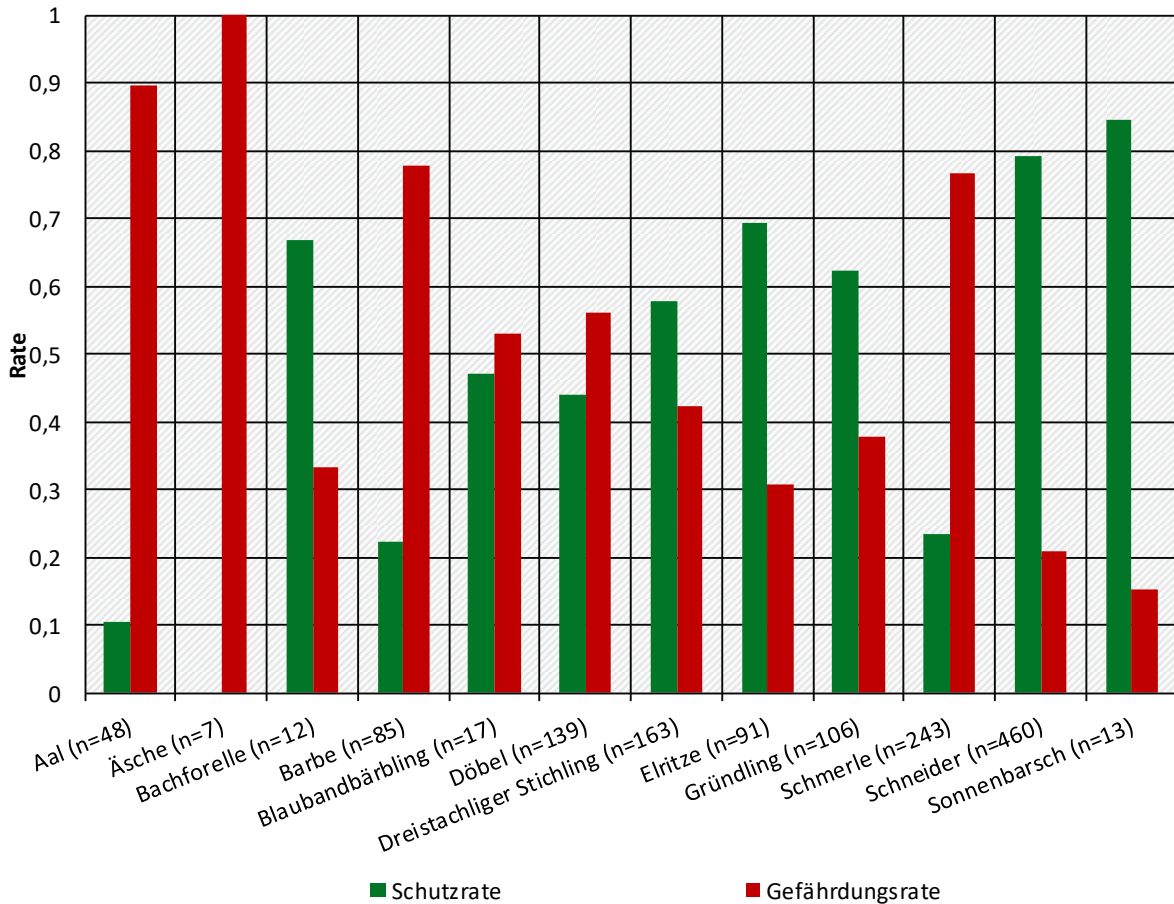
Für die in den Netzfängen dominante Art Schneider wird an der WKA eine Schutzrate von 0,791 erreicht. Die zweithäufigste Art Schmerle stieg zu größeren Anteilen über die Hauptturbine als über die alternative Fischabstiegsmöglichkeit ab, sodass die Schutzrate für diese Art im Hauptkorridor WKA lediglich 0,235 beträgt. Über die Hälfte der Dreistachligen Stichlinge konnten im Subkorridor Leerschuss/Bypass gefangen werden. Für diese Art ergibt sich eine Schutzrate von 0,577, während der Döbel lediglich mit einer Rate von 0,439 geschützt wurde. Gründling und Elritze wurden mehrheitlich geschützt und wiesen Schutzraten von 0,623 bzw. 0,692 auf. Die stark sohlorientierten Arten Aal und Barbe hingegen stiegen hauptsächlich über den Gefahrenbereich Hauptturbine ab (Abbildung 54 und Tabelle 20).

Tabelle 20: Schutz- und Gefährdungsrate im Hauptkorridor WKA für die 10 häufigsten einheimischen Arten

Art	Schutzrate	Gefährdungsrate
Aal (n=48)	0,104	0,896
Äsche (n=7)	0,000	1,000
Bachforelle (n=12)	0,667	0,333
Barbe (n=85)	0,224	0,777
Döbel (n=139)	0,439	0,561
Dreistachliger Stichling (n=163)	0,577	0,423
Elritze (n=91)	0,692	0,308
Gründling (n=106)	0,623	0,377
Schmerle (n=243)	0,235	0,765
Schneider (n=460)	0,791	0,209

Abbildung 54: Schutz- und Gefährdungsrate im Hauptkorridor WKA. Aufgelistet sind die zwölf am häufigsten in den Netzfängen vertretenen Arten, die 1372 von 1394 eindeutig über die Subkorridore Leerschuss/Bypass bzw. Hauptturbine abgestiegenen Individuen ausmachten

Schutz- und Gefährdungsrate der 12 häufigsten Arten in den Netzfängen



Quelle: IGF/FLUSS

3.3.5.2.5 Körpergrößenspezifische Schutzrate

Für die Berechnung der Körpergrößenspezifischen Schutzrate im Hauptkorridor WKA standen 1390 Individuen mit bekannter Totallänge zur Verfügung. Der Anteil der einzelnen Arten an den Datenpunkten für die Körperhöhen spezifische Schutzrate variierte entsprechend den arttypischen Körperdimensionen stark (Tabelle 21, Tabelle 22).

Tabelle 21: Datengrundlage für die Berechnung der höhenpezifischen Schutzrate im Bereich 0,8 cm bis 1,5 cm Körperhöhe. Angegeben ist jeweils die Zahl der Individuen je Datenpunkt. Datenpunkte mit weniger als 10 Individuen sind nicht dargestellt.

	0,8 cm	0,9 cm	1,0 cm	1,1 cm	1,2 cm	1,3 cm	1,4 cm	1,5 cm
Aal	3	6	7	12	4	4	4	-
Barbe	2	12	10	9	12	12	7	6
Döbel	-	1	14	6	14	19	13	14
Dreist. Stichling	-	14	35	46	44	15	5	2
Elritze	1	9	33	24	10	6	5	1
Gründling	-	-	4	4	4	11	8	5
Schmerle	8	48	100	53	21	8	3	2
Schneider	1	4	14	32	55	37	66	52
Sonstige	1	6	3	6	7	10	4	4
Gesamt	16	100	220	192	171	122	115	86

Tabelle 22: Datengrundlage für die Berechnung der höhenpezifischen Schutzrate im Bereich 1,6 cm bis 2,4 cm Körperhöhe. Angegeben ist jeweils die Zahl der Individuen je Datenpunkt. Datenpunkte mit weniger als 10 Individuen sind nicht dargestellt.

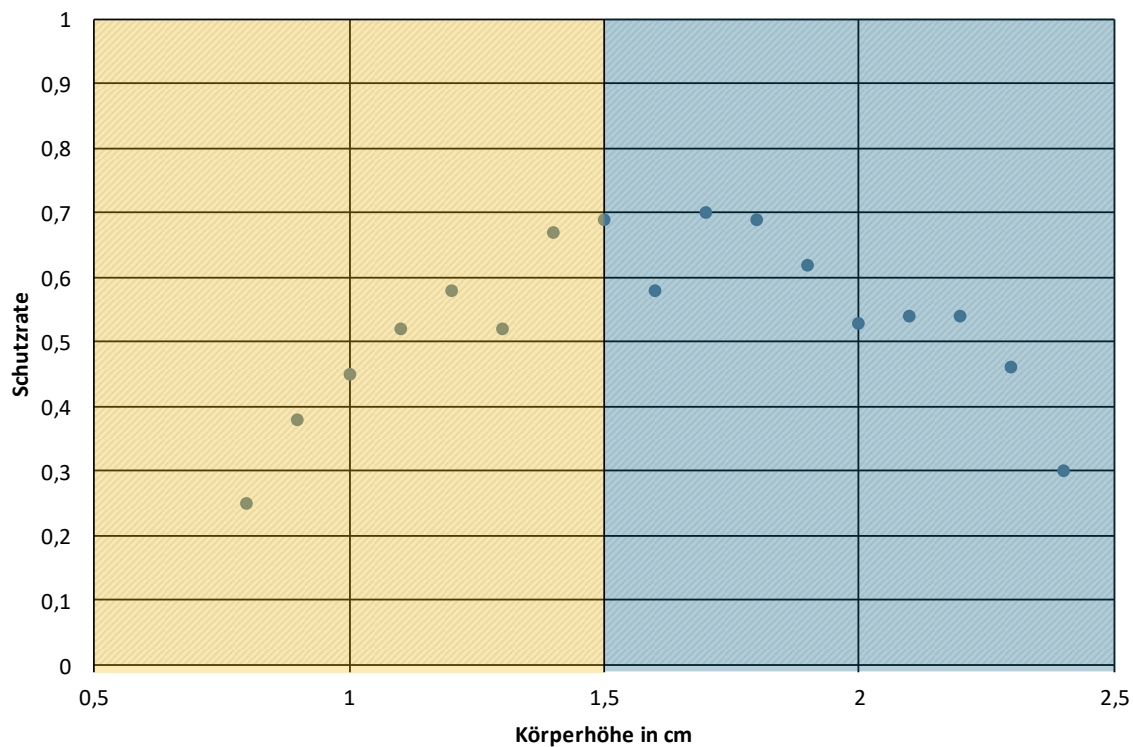
	1,6 cm	1,7 cm	1,8 cm	1,9 cm	2,0 cm	2,1 cm	2,2 cm	2,3 cm	2,4 cm
Aal	5	-	1	1	-	-	-	-	-
Barbe	2	3	1	1	-	1	-	1	-
Döbel	15	13	6	2	6	5	4	2	-
Dreist. Stichling	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Elritze	2	-	-	-	-	-	-	-	-
Gründling	6	7	14	16	15	9	2	1	-
Schmerle	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Schneider	30	20	19	16	34	20	17	20	9
Sonstige	4	3	4	1	2	-	1	-	1
Gesamt	64	46	45	37	57	35	24	24	10

Für die Fische mit einer aus der Totallänge errechneten Körperhöhe zwischen 0,8 cm und 1,5 cm besteht zwischen Körperhöhe und Schutzrate ein positiver (Abbildung 55) statistisch signifikanter Zusammenhang (Likelihood Ratio Test logistische Regression $P < 0,001$). Es gibt also zunächst eine deutliche größenabhängige Zunahme in der Schutzwirkung. Bei den Fischen mit einer Körperhöhe über 1,5 cm ist dieser Zusammenhang nicht mehr gegeben (Likelihood Ratio Test logistische Regression $P = 0,705$). Diese Tiere müssen ihre normale Schwimmlage verändern, um zu passieren, was bis zu einer Körperbreite von theoretisch 1,5 cm möglich ist. Aufgrund ihrer geringen Körpergröße hätten so 98,1 % der im Rahmen dieser Untersuchung unterhalb der Wasserkraftanlage in den Subkorridoren Hauptturbine und Leerschuss/Bypass

gefangenen Fische ($n = 1390$) den horizontalen Leitrechen vor der Wasserkraftanlage an der Rappenberghalde passieren können. Fische, für die der Rechen auf Grund der Körpergröße eine undurchdringliche Barriere darstellt, waren in den Fängen kaum vertreten ($n=27$) wurden aber in der Regel zuverlässig geschützt. Allerdings gelang einzelnen Individuen mit errechneter Körperbreite von bis zu 1,6 cm (drei Gründlinge, vier Aale) bzw. 1,8 cm (ein Aal) die Rechenpassage.

Abbildung 55: Höhenspezifische Schutzrate im Hauptkorridor WKA. Berücksichtigt wurden nur Datenpunkte, die mindestens 10 Individuen umfassten. Der gelbe Bereich markiert das Höhenspektrum von 0,8 cm bis 1,5 cm und damit die Datenpunkte der Fische, welche den Rechen in aufrechter Schwimmposition passieren können.

Höhenspezifische Schutzrate an der WKA



Quelle: IGF/FLUSS

3.3.5.2.6 Artenselektivität Fischabstiegsanlage

Im Hauptkorridor Wasserkraftanlage konnten insgesamt 21 Arten in den Netzfängen der Subkorridore nachgewiesen werden. Vertreter von 16 dieser 21 Arten stiegen über den Subkorridor Leerschuss/Bypass ab, woraus sich ein Wert von 0,24 für die Artenselektivität ergibt. Werden lediglich Arten die auch in der Referenz angegeben werden betrachtet, steigt der Wert auf 0,28. Bei den im Korridor Leerschuss/Bypass fehlenden Arten handelte es sich jedoch durchweg um Arten, die auch in den Netzfängen des Subkorridors Hauptturbine lediglich

vereinzelt auftraten. Arten die mit mehr als 1 % Dominanzanteil in den Netzfängen vertreten waren, konnten durchweg auch im Abstieg über Leerschuss/Bypass nachgewiesen werden.

3.3.6 Experimentelle Ermittlung von Mortalität und Schädigung der Fische mittels Wiederfang individuell markierter Fische

Die experimentell ermittelte Schädigung und Mortalität mittels individuell markierter Fische wurde für alle potamodromen Arten gepoolt ausgewertet. Darüber hinaus fand eine artspezifische Betrachtung für den katadromen Aal sowie die am Standort besonders häufigen Leitarten Schneider und Gründling statt. Die beiden letztgenannten Arten unterscheiden sich in ihrem präferierten Schwimmhorizont und ihrer Körperform voneinander. Während der Gründling sohlorientiert und einen spindelförmigen Körper besitzt, bevorzugt der Schneider das Freiwasser und ist hochrückig. Sie stehen damit stellvertretend für Arten mit ähnlichen Eigenschaften.

3.3.6.1 Korridorspezifische Mortalitäts- und Überlebensrate

Subkorridore

Die direkte Mortalität für potamodrome Arten war in der Restwasserturbine mit 38,4 % (n = 49) am höchsten. An der Hauptturbine im Zuleitungskanal der WKA Rappenberghalde wurde eine direkte Mortalität von 23,7 % (n = 55) registriert. Diese Ergebnisse beziehen sich auf den Betriebszustand während der Untersuchung und ausschließlich auf die rechte Kaplanturbine, da die linke aufgrund des geringen Abflusses während der Untersuchungskampagnen nicht betrieben wurde. Demgegenüber stehen die alternativen Fischabstiegsmöglichkeiten Bypass mit 1,6 % (n = 122) und Leerschuss mit 0,9 % (n = 116) direkter Mortalität (Tabelle 23).

Das Ergebnis der statistischen Analyse und des paarweisen Vergleiches der Mortalität in den Subkorridoren ist in Tabelle 24 zusammengefasst. Der Unterschied der direkten Mortalitätsrate zwischen den Subkorridoren Hauptturbine und Restwasserturbine wird durch die statistische Analyse als nicht signifikant eingestuft.

Tabelle 23: Übersicht über die passagebedingte, direkte (bei Wiederfang) sowie verzögerte Mortalitätsrate (48 Stunden nach dem Wiederfang). Die im jeweiligen Kontrollversuch ermittelte handlingbedingte Mortalitätsrate ist bereits berücksichtigt. Die errechnete verzögerte Mortalität kann dadurch geringer sein als die direkte Mortalität, wenn die verzögerte Mortalität der Kontrollgruppe, die der Versuchsgruppe übersteigt.

Subkorridor	Direkte Mortalität	Verzögerte Mortalität
Hauptturbine	0,237	0,237
Leerschuss	0,009	0,024
Bypass	0,016	0,014
Restwasserturbine	0,384	0,375

Trotz geringer Stichprobengröße ist der deutliche Unterschied zwischen den Subkorridoren Hauptturbine und Bypass bzw. Hauptturbine und Leerschuss signifikant. Die beiden Subkorridore Leerschuss und Bypass weichen nicht signifikant voneinander ab. Die Wiederfangraten waren mit 0,66 im Bypass und 0,41 im Leerschuss deutlich höher als in den übrigen Subkorridoren.

Tabelle 24: Statistischer Vergleich der Mortalität in den einzelnen Subkorridoren. Verglichen wurden sowohl die direkte Mortalität bei Wiederfang und die verzögerte Mortalität nach 48 h Hälterungsphase. Analyse mit Fishers Exact Test und paarweisem Vergleich, Signifikanzniveau $P < 0,05$

Subkorridor	P-Wert (direkt)	Signifikanz (direkt)	P-Wert (verzögert)	Signifikanz (verzögert)
Hauptturbine vs. Restwasserturbine	0,136		0,198	
Hauptturbine vs. Bypass	0,000	***	0,000	***
Hauptturbine vs. Leerschuss	0,000	***	0,000	***
Bypass vs. Leerschuss	0,999		0,677	

Die verzögerte Mortalität, gemessen nach 24 Stunden und nach 48 Stunden, unterscheidet sich nur geringfügig von der direkten Mortalität. Sowohl in der Passagegruppe als auch in der Kontrollgruppe starben in der Hälterung einzelne Fische, in der Kontrolle teilweise sogar geringfügig mehr als in der Passagegruppe. Durch die Verrechnung der Mortalität aus dem Treatment und der in der Kontrollgruppe kommt es daher im Subkorridor Restwasserturbine zu einer minimalen Verringerung des errechneten Mortalitätswertes nach 48 Stunden gegenüber der direkten Mortalität.

In den mittels gezielter Einbringung individuell markierter Aale untersuchten Subkorridoren Bypass und Leerschuss trat keinerlei Mortalität auf, weder direkt noch verzögert nach 48 Stunden Hälterung (Tabelle 25). Im Zuge der Schädigungsexperimente im Juni 2018 stiegen von den im Oberwasser des Hauptkorridors WKA eingesetzten, markierten Tieren zwei Gelbaale über den Subkorridor Hauptturbine ab. Eines der Tiere war bei Wiederfang tot, während das andere auch die 48 Stunden Hälterungsphase überlebte. Aus den Netzfängen sind Daten zur Mortalität nach Wiederfang von 46 unmarkierten und natürlich über den Subkorridor Hauptturbine abgestiegenen Gelbaalen verfügbar. Von den 46 natürlich abgestiegenen Gelbaalen wurden 27 Tiere über einen Zeitraum von 48 Stunden nach Fang gehältert. Zwei der Tiere waren bereits bei Fang verstorben und zwei Tiere weitere Tiere verstarben innerhalb von 48 Stunden nach dem Fang. Da der Gesundheitszustand dieser Tiere vor Turbinenpassage unbekannt ist, können davon keine sicheren Aussagen zum Mortalitätsrisiko abgeleitet werden.

In den Korridoren Leerschuss und Bypass konnten für die Arten Schneider und Gründling keine bzw. nur sehr geringe Mortalität festgestellt werden. Im Subkorridor Restwasserturbine trat beim Gründling eine deutlich höhere Mortalitätsrate (Rate der verzögerten Mortalität 0,39) auf, als im Subkorridor Hauptturbine (Rate der verzögerten Mortalität 0,18). Der Schneider hingegen zeigte eine deutlich höhere Mortalität im Subkorridor Hauptturbine (Rate der verzögerten Mortalität 0,40) als im Subkorridor Restwasserturbine (0,30). Dabei ist anzumerken, dass die Probandenzahl für den Schneider gering war und der Wert auf 12 wiedergefangenen Individuen im Subkorridor Restwasserturbine und 15 wiedergefangenen Individuen im Subkorridor Hauptturbine beruht.

Tabelle 25: Korridorspezifische Mortalitätsrate, spezifisch errechnet für die Arten Aal (*Anguilla anguilla*), Schneider (*Alburnoides bipunctatus*) und Gründling (*Gobio gobio*). Angegeben sind die korridorspezifische Rate der direkten Mortalität bei Fang und der verzögerten Mortalität (nach 48 h Hälterung) in den beprobten Subkorridoren

	Aal (direkt)	Aal (verzögert)	Schneider (direkt)	Schneider (verzögert)	Gründling (direkt)	Gründling (verzögert)
Hauptturbine	0,064*	0,138*	0,40	0,40	0,18	0,18
Leerschuss	0	0	0	0	0,02	0,08
Bypass	0	0	0	0	0,03	0,03
Restwasserturbine	-	-	0,25	0,30	0,42	0,39

Hauptkorridor Wasserkraftanlage

Die Mortalitätsrate im Hauptkorridor Wasserkraftanlage variiert zwischen den Kampagnen entsprechend der Abstiegsrate in den einzelnen Subkorridoren. Werden Subkorridore mit hohem Mortalitätsrisiko bevorzugt, ist sie höher als wenn sich der Abstieg auf die Subkorridore mit niedrigem Risiko konzentriert. Während der Kampagne im Herbst 2017 war die Mortalität mit 8 % am niedrigsten, stieg jedoch während der Abstiegszeiten der meisten potamodromen Arten im Frühsommer auf 15 % bzw. 18 % an. Bezogen auf den gesamten Untersuchungszeitraum resultiert eine mittlere Mortalität von 12 % (Tabelle 26).

Tabelle 26: Mortalität für potamodrome Arten am Hauptkorridor WKA, errechnet aus der experimentell ermittelten korridorspezifischen Mortalitätsrate und der Abstiegsrate. Zwischen den Fangzeiträumen kommt es zu Schwankungen in der Mortalitätsrate des Hauptkorridors auf Grund des variierenden Anteils der über den Gefahrenbereich abgestiegenen Fische.

Zeitraum	Juni 2017	Oktober 2017	Juni 2018	Gesamt
Mortalitätsrate Hauptkorridor WKA	0,15	0,08	0,18	0,12
Überlebensrate Hauptkorridor WKA	0,85	0,92	0,82	0,88

Hauptkorridor Ausleitungswehr

Die Mortalitätsrate im Hauptkorridor Ausleitungswehr ist mit 36 % sehr hoch. Sie variiert zwischen den Kampagnen entsprechend der Abstiegsrate in den einzelnen Subkorridoren. Werden Subkorridore mit hohem Mortalitätsrisiko bevorzugt, ist sie höher, als wenn sich der Abstieg auf die Subkorridore mit niedrigem Risiko konzentriert. Während der Kampagne im Herbst 2017 war die Mortalität mit 27 % am niedrigsten, betrug jedoch während der Abstiegszeiten der meisten potamodromen Arten im Frühsommer 2017 37 % (Tabelle 27). Die Stichprobe aus dem Herbst ist allerdings sehr gering.

Tabelle 27: Mortalitätsrate für potamodrome Arten im Hauptkorridor Ausleitungswehr, errechnet aus den experimentell ermittelten korridorspezifischen Mortalitätsraten und der aus dem Netzfang der natürlich absteigenden Fische ermittelten Abstiegsrate. Zwischen den Fangzeiträumen kommt es zu Schwankungen in der Mortalitätsrate des Hauptkorridors auf Grund des variierenden Anteils der über den Gefahrenbereich abgestiegenen Fische.

Zeitraum	Juni 2017	Oktober 2017	Juni 2018	Gesamt
Mortalitätsrate Hauptkorridor Ausleitungswehr	0,37	0,27	-	0,36
Überlebensrate Hauptkorridor Ausleitungswehr	0,63	0,73	-	0,64

3.3.6.2 Standortmortalitäts- und -überlebensrate

Resultierend aus den Schwankungen in der Abstiegsrate der Subkorridore variiert die Standortmortalitätsrate zwischen den Beprobungszeiträumen (Tabelle 28). Die hohe Frequentierung der Gefahrenbereiche, insbesondere des Subkorridors Restwasserturbine im Juni 2017 führte zu einer Standortmortalitätsrate von 0,30 während dieser Untersuchungsperiode. Dieser Zeitraum entspricht der Hauptabstiegszeit der meisten potamodromen Arten und ist somit repräsentativ. Durch die niedrige Frequentierung der Restwasserturbine im Oktober 2017 sank die Standortmortalitätsrate für diesen Zeitraum auf 0,11. In diesem Zeitraum verschob sich der Dominanzanteil der Arten, mit einem überproportionalen Anteil des Dreistachligen Stichlings (Abbildung 50). Werden nur die Zeiträume mit synchroner Beprobung aller Subkorridore betrachtet, beträgt die Standortmortalitätsrate 0,24. Die Standortmortalitätsrate, errechnet aus den experimentell ermittelten korridorspezifischen Mortalitätsraten und der Abstiegsrate der Subkorridore, beträgt im Gesamtdatensatz 0,20. Im Gesamtdatensatz sind Fänge aus dem Jahr 2018 enthalten, in dem keine Beprobung des Ausleitungswehrs stattfand. Der Hauptkorridor Ausleitungswehr, und somit auch der Subkorridor Restwasserturbine, welcher eine höhere Mortalitätsrate aufweist, ist somit in diesem Datensatz unterrepräsentiert.

Tabelle 28: Standortmortalitätsrate an der Rappenberghalde im Neckar bei Tübingen

Zeitraum	Juni 2017	Oktober 2017	Synchron	Gesamt
Standortmortalitätsrate	0,30	0,11	0,24	0,20
Standortüberlebensrate	0,71	0,89	0,76	0,80

3.3.6.3 Vorschädigungsrate und handlingbedingte Schädigung

Ein zentraler Punkt für die Bewertung der Schädigung ist die Betrachtung der unterschiedlichen Beeinträchtigungsgrade. Eine gesonderte Berechnung der Schädigungsrate für die jeweiligen Beeinträchtigungsgrade ist daher notwendig.

Die Schädigungsanalyse zeigte, dass nahezu 89 % der individuell markierten Fische nach dem Wiederfang mindestens Verletzungen der Kategorie 2 aufwiesen. Bei den Verletzungen handelte es sich meist um kleinflächige Schuppenverluste (26%) sowie Einrisse (36%), Hämatome (14%) und Teilamputationen (10%) der Flossen (Tabelle 29). Diese Schäden stellen für die Fische in der Regel allenfalls geringfügige Beeinträchtigungen dar und heilen normalerweise wieder gut ab. Diese als leicht einzustufenden Verletzungen sind auch beim allgemeinen „Handling“ nicht zu vermeiden.

Tabelle 29: Übersicht über die Häufigkeit von Verletzungen, aufgeschlüsselt nach Beeinträchtigungsgraden (2-5) und Untersuchungszeitpunkt, vor bzw. nach dem Besatz in die Subkorridore und dem anschließenden Wiederfang. Angaben als absolute Anzahl und prozentualen Anteil des Auftretens bei den untersuchten Fischen

Schädigung	N (vorher)	Rate (vorher)	N (nachher)	Rate (nachher)
Beeinträchtigungsgrad 2	490	0,561	775	0,887
Beeinträchtigungsgrad 3	256	0,293	495	0,566
Beeinträchtigungsgrad 4	0	0,0	19	0,022
Beeinträchtigungsgrad 5	0	0,0	56	0,064

Da Leerschuss und Bypass nicht getrennt beprobt werden konnten, gibt es für diese nur eine gemeinsame Kontrollgruppe und einen gemeinsamen handlingbedingten Schädigungswert. Der Anteil der durch das Handling geschädigten Fische variierte in den Subkorridoren zwischen 89 % (Restwasserturbine) und 68 % (Leerschuss/Bypass). Ohne Berücksichtigung der Kategorie 2 sinkt dieser Wert auf 36 % bzw. 21 % (Tabelle 30).

Bei Betrachtung des Gesamtdatensatzes der wiedergefangenen Fische aller Subkorridore waren Flosseneinrisse (59 %), Hautverletzungen/Wunden (55 %) sowie Schuppenverlust (46 %) und Hämatome (42 %) am häufigsten. Weitere regelmäßig diagnostizierte Verletzungen waren Amputationen im Körperbereich (29 %) und Pigmentveränderungen (9 %). Quetschungen wurden selten (2 %) und Rückgratverletzungen nur einmal beobachtet. Lediglich 43 von 874 Fischen zeigten bei der Voruntersuchung und nach dem Wiederfang keinerlei Verletzungen.

Tabelle 30: Durch das Handling bedingte Schädigung in den einzelnen Subkorridoren unter Berücksichtigung verschiedener Beeinträchtigungsgrade

Subkorridor	Grad 2-5	Grad 3-5	Grad 4-5
Restwasserturbine (Ausleitungswehr)	0,89	0,36	0,05
Hauptturbine (WKA)	0,86	0,35	0,02
Leerschuss/Bypass (WKA)	0,68	0,21	0,01

3.3.6.4 Korridorspezifische Schädigungsrate

Subkorridore

Mittlere bis schwere Schädigungen der Beeinträchtigungsgrade 3-5

Die leichten Schädigungen des Beeinträchtigungsgrades 2 wurden nicht berücksichtigt, da aufgrund der großen handlingbedingten Häufigkeit dieser Schädigungen die Effekte der Korridorpassage maskiert werden. Von den Schädigungen der Kategorie 2 sind zudem keine mittel- bis langfristigen Beeinträchtigungen der Fische zu erwarten.

Die, für die mittleren bis schweren Schädigungen der Beeinträchtigungsgrade 3 - 5, errechneten, korridorspezifischen Schädigungsrate zeigen mit 0,52 eine hohe Wahrscheinlichkeit der Schädigung für potamodrome Arten im Subkorridor Restwasserturbine an (Tabelle 31). Trotz der geringen Stichprobengröße (n = 49) ist dieser Wert im Vergleich zu allen anderen korridorspezifischen Schädigungsrate signifikant höher (Tabelle 33). Leerschuss (n = 116) und

Hauptturbine (n = 55) wiesen mit 0,26 bzw. 0,19 ähnliche Schädigungsraten auf, während die Bypasspassage (n = 122) keinerlei Schädigung hervorrief (0,00).

Die Korridorspezifische Schädigungsrate zeigt, dass die Passage von Leerschuss, Hauptturbine und Restwasserturbine relativ häufig zu Verletzungen führt, während der Bypass schadlos passierbar ist. Die hohen Schädigungsraten im Subkorridor Leerschuss sind vor allem auf Schäden der Kategorie 3 zurückzuführen und umfassen kleinflächige Schuppenverluste und oberflächliche Hautverletzungen.

Tabelle 31: Korridorspezifische Schädigungsraten, berechnet unter Berücksichtigung mittlerer bis schwerer Schädigungen der Beeinträchtigungsgrade 3 - 5

	Potamodrome Arten	Aal	Schneider	Gründling
Leerschuss	0,27	0,00	0,26	0,26
Bypass	0,00	0,00	0,03	0,00
Hauptturbine	0,27	-	0,34	0,39
Restwasserturbine	0,57	-	0,39	0,58

Wie bei der Mortalität wurden auch bei der Schädigungsanalyse für die Aale keinerlei Experimente in den Subkorridoren Hauptturbine und Restwasserturbine durchgeführt. In den beiden Subkorridoren Leerschuss (n = 70) und Bypass (n = 67) traten keine relevanten Schäden auf, sodass die korridorspezifische Schädigungsrate hier 0 beträgt und somit deutlich vom Ergebnis für potamodrome Arten abweicht.

Bei den Arten Schneider und Gründling beträgt die Schädigungsrate im Leerschuss jeweils 0,26 und weicht somit nur geringfügig von dem für alle potamodrome Arten gemeinsam ermittelten Wert ab. Sowohl Schneider als auch Gründling weisen im Subkorridor Hauptturbine höhere Schädigungsraten als die gesamten potamodromen Arten auf. Im Subkorridor Restwasserturbine wurde der Schneider hingegen mit geringerer Häufigkeit als Gründling und die übrigen potamodromen Arten geschädigt.

Schwere Schädigungen der Beeinträchtigungsgrade 4 und 5

Schwere Schädigungen der Beeinträchtigungsgrade 4 und 5 traten in den Gefahrenbereichen Hauptturbine und Restwasserturbine deutlich häufiger auf als in den Subkorridoren Leerschuss und Bypass. Dort konnten diese Schädigungen nur vereinzelt beobachtet werden (Tabelle 32). Die Restwasserturbine verursachte bei den potamodromen Arten höhere Schädigungsraten als die Hauptturbine. Dies lässt sich auch in der artspezifischen Auswertung für Gründling und Schneider beobachten.

Tabelle 32: Korridorspezifische Schädigungsraten berechnet unter Berücksichtigung schwerer Schädigungen der Beeinträchtigungsgrade 4 und 5

	Potamodrome Arten	Aal	Schneider	Gründling
Leerschuss	0,02	0,00	0,00	0,08
Bypass	0,01	0,00	0,00	0,03
Hauptturbine	0,24	-	0,33	0,18
Restwasserturbine	0,44	-	0,47	0,44

Tabelle 33: Statistische Analyse zum Vergleich der Schädigung in den einzelnen Subkorridoren

Subkorridore	P-Wert (Grad 3-5)	Signifikanz (Grad 3-5)	P-Wert (Grad 4-5)	Signifikanz (Grad 4-5)
Hauptturbine vs. Restwasserturbine	0,0027	***	0,046	
Hauptturbine vs. Bypass	0	***	0,000	***
Hauptturbine vs. Leerschuss	1		0,000	***
Bypass vs. Leerschuss	0	***	0,677	

Hauptkorridor Wasserkraftanlage

An der WKA werden auf Basis der berechneten Werte für die Standortschädigungsrate insgesamt 15 % der Fische mit einem Beeinträchtigungsgrad von mindestens 3 geschädigt (Tabelle 34). Werden nur die schweren Beeinträchtigungsgrade 4 und 5 in die Berechnung einbezogen, verbleibt ein Wert von 12 %.

Tabelle 34: Schädigungsrate potamodromer Arten an der WKA unter Einbeziehung mittelschwerer (Beeinträchtigungsgrad 3) und schwerer Schädigungen (Beeinträchtigungsgrade 4 – 5)

Zeitraum	Jun 17	Okt 17	Jun 18	Gesamt
Schädigungsrate Grad 3-5	0,18	0,11	0,21	0,15
Schädigungsrate Grad 4-5	0,15	0,04	0,18	0,12

Hauptkorridor Ausleitungswehr

Zur Berechnung der Schädigungsrate am Hauptkorridor Ausleitungswehr stehen die notwendigen Daten für den normierten Tagesfang lediglich aus Juni und Oktober 2017 zur Verfügung, sodass für Kampagne 6 keine Schädigungsrate berechnet werden kann. Die Berechnung anhand der Daten aus 2017 ergibt für den Hauptkorridor Ausleitungswehr eine Schädigungsrate von 0,55 unter Berücksichtigung der Schädigungen mit Beeinträchtigungsgrad 3-5 (Tabelle 35). Werden ausschließlich die schweren Schädigungen der Beeinträchtigungsgrade 4 und 5 in die Berechnung einbezogen, beträgt die Schädigungsrate am Ausleitungswehr 0,42.

Tabelle 35: Schädigungsrate potamodromer Arten am Ausleitungswehr unter Einbeziehung mittelschwerer (Beeinträchtigungsgrad 3) und schwerer Schädigungen (Beeinträchtigungsgrade 4 – 5)

Zeitraum	Jun 17	Okt 17	Jun 18	Gesamt
Schädigungsrate Grad 3-5	0,56	0,41	-	0,55
Schädigungsrate Grad 4-5	0,43	0,32	-	0,42

3.3.6.5 Standortschädigungsrate

Als relevant erachtete Schädigungen der Beeinträchtigungsgrade 3 – 5 traten am Standort insgesamt mit einer Rate von 0,28 auf. Während des Fangzeitraums im Juni 2017 stiegen die Fische besonders häufig über den Subkorridor Restwasserturbine ab, der eine besonders hohe

korridorspezifische Schädigungsrate aufwies, sodass für diesen Zeitraum die Standortschädigungsrate 0,43 betrug.

Schwere Schädigungen der Beeinträchtigungsgrade 4 – 5 traten am Standort insgesamt mit einer Rate von 0,22 auf. Während des Fangzeitraums im Juni 2017 stiegen die Fische besonders häufig über den Subkorridor Restwasserturbine ab, der eine besonders hohe korridorspezifische Schädigungsrate aufwies, sodass für diesen Zeitraum die Standortschädigungsrate 0,34 betrug (Tabelle 36).

Tabelle 36: Standortschädigungsrate anhand der Beeinträchtigungsgrade 3 – 5

Zeitraum	Jun 17	Okt 17	Synchron	Gesamt
Standortschädigungsrate Grad 3-5	0,43	0,16	0,36	0,28
Standortschädigungsrate Grad 4-5	0,34	0,12	0,28	0,22

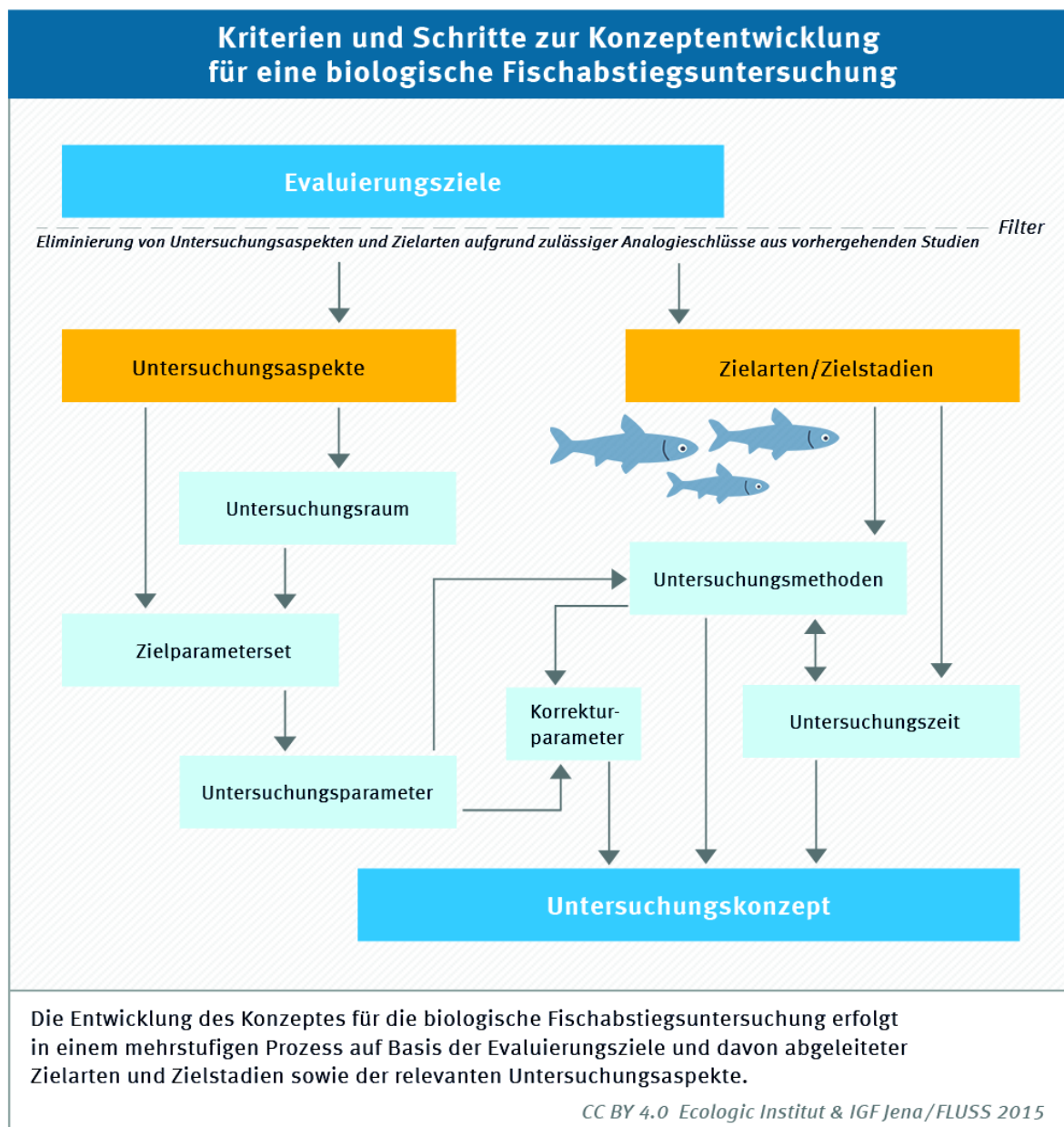
4 Diskussion

4.1 Praxistest Methodische Empfehlungen Arbeitshilfe Schmalz et al. 2015

4.1.1 Erstellung Untersuchungskonzept und Vorbereitung

Die durch die Arbeitshilfe (Schmalz et al. 2015) vorgegebene Vorgehensweise zur Erstellung eines Untersuchungskonzeptes (Abbildung 56) und die Vorbereitung der Untersuchung auf dessen Grundlage, erwies sich als problemlos. Die Definition von Evaluierungszielen fand bereits durch die Ausschreibung des Fördermittelgebers statt. Auf Basis der Evaluierungsziele konnte der Untersuchungsraum abgegrenzt sowie geeignete Methoden und Untersuchungszeiträume festgelegt werden.

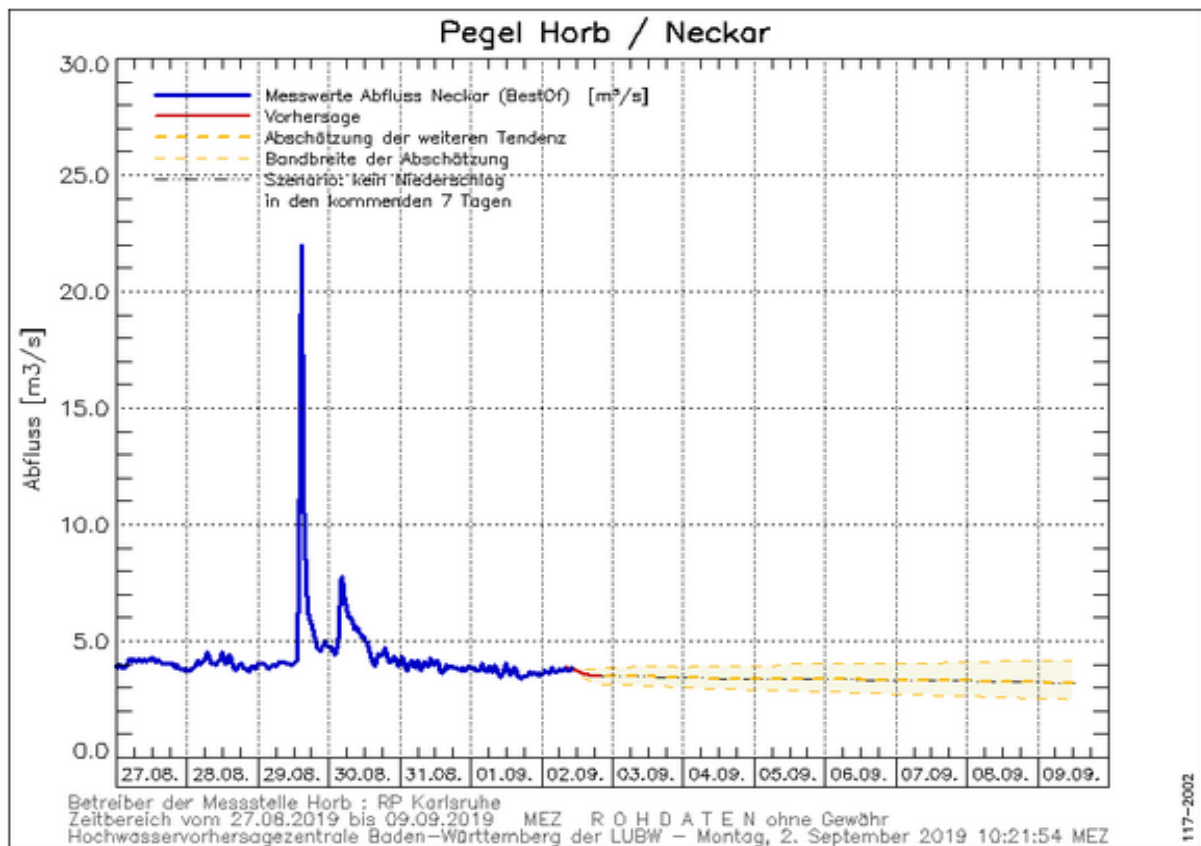
Abbildung 56: Konzeptentwicklung für eine biologische Fischabstiegsuntersuchung



Die Einbindung aller Interessengruppen durch eine frühzeitige Informationsveranstaltung und permanenten Informationsaustausch führte zu einer breiten Unterstützung des Projekts bei den zuständigen Behörden, dem Betreiber und Planern der WKA sowie Angel- und Naturschutzvereinen. Die enge Zusammenarbeit mit dem Anlagenbetreiber und dem Planer war unverzichtbar, um das Untersuchungsdesign abzustimmen, Optimierungen an der Anlage im Projektverlauf zu realisieren und wichtige Grundlagendaten zum Beispiel die technischen Daten zu den baulichen und hydraulischen Parametern der Anlagen zu erhalten. Die Behörden trugen durch schnelle Genehmigungsverfahren wesentlich zum pünktlichen Beginn der Untersuchungen bei. Die Fischereirechtsausübenden unterstützten das Projekt durch Zustimmung zur Fischentnahme und Besenderung sowie durch die Verbreitung der Information bei den Fischereirechtsausübenden.

Bei den Freilandarbeiten führten unplanbare und unvorhersehbare Vorkommnisse mehrfach zu Verzögerungen oder Unterbrechungen der Untersuchungen. Fertigungsmängel der Hamennetze eines Herstellers waren hierbei am gravierendsten. Hinzu kamen Störungen im Wasserkraftanlagenbetrieb und sehr schnelle, starke Abflusserhöhungen in Verbindung mit Starkregenereignissen (Abbildung 31). Dies machte bisweilen Abweichungen vom ursprünglichen Untersuchungskonzept erforderlich, wodurch nicht immer die gewünschte Datenqualität oder Datenumfang zur Auswertung zur Verfügung stand. Eine gesonderte Betrachtung verschiedener Abfluss- oder Betriebszustände während der natürlichen Fischabstiegsphasen war beispielsweise nicht möglich. Der Abfluss im Neckar an der Rappenberghalde war während der Untersuchungsphasen fast immer ungewöhnlich gering mit einzelnen kurzzeitigen Abflussanstiegen (Abbildung 57). Technische Probleme und Witterungseinflüsse sind in der Planung der Untersuchung nicht vorhersehbar. Aus diesem Grund wird empfohlen, möglichst von vornherein, zusätzliche Ressourcen für ergänzende Untersuchungsphasen einzuplanen.

Abbildung 57: Typischer Verlauf des Abflusses im Neckar mit schnellem und starkem Anstieg am 29.08.19 und erneutem Rückgang innerhalb weniger Stunden



Quelle: [<https://www.hvz.baden-wuerttemberg.de/> abgerufen am 02.09.19]

4.1.2 Untersuchungstechniken und Methoden am WKA Standort Rappenberghalde

Am Standort Rappenberghalde kamen (Abbildung 20) verschiedene Techniken zum Einsatz. Auf Basis der Erfahrungen bei deren Einsatz an der WKA Rappenberghalde wird ein kurzes Fazit über deren Vorteile und Einschränkungen gezogen.

4.1.2.1 Imaging Sonar

Der Praxistest zeigte, dass das eingesetzte Imaging Sonar eine Detektion von Fischen im Oberwasser vor Leerschuss und Bypass erlaubte. Dort versagte das konventionelle Videomonitoring aufgrund geringer Sichtweiten. Eine Klassifizierung des Verhaltens war aufgrund der geringen Auflösung und mangelnder Darstellung der dritten Dimension erschwert und insbesondere bei kleinen Fischen mit Unsicherheit verbunden. Die quantitative Auswertung der Sonardaten ist sehr zeitaufwändig. Im konkreten Anwendungsfall waren mehr Aus- als Einschwimmereignisse an den Bypassöffnungen zu beobachten. Sofern sich vor Beginn der Aufnahmesequenz bereits Fische im Bypass befanden, ist dies theoretisch möglich. Wahrscheinlicher ist jedoch, dass nicht alle Einschwimmereignisse zuverlässig erkannt werden konnten. Auch andere Studien zur Validität der Auswertung von Imaging Sonar Sequenzen zeigen sehr geringe Übereinstimmungen in der Detektionshäufigkeit, selbst zwischen erfahrenen Bewertern (Keefer et al. 2017). Eine exakte Quantifizierung von Ein- und Ausschwimmereignissen an Bypässen scheint oft nicht möglich. Der Einsatz hochauflösender Imaging Sonare der neuesten Generation sowie der parallele Betrieb mehrerer Systeme, kann

die Zuverlässigkeit sicher erheblich verbessern. Aufgrund der damit verbundenen hohen Kosten und begrenzten Ressourcen war dies im vorliegenden Projekt nicht möglich.

Die prinzipielle Eignung der Technik zur Detektion von Fischen steht allerdings außer Frage und ein erfolgreicher Einsatz bei der Evaluierung von Wasserkraftwerken erfolgte bereits mehrfach (Ransom & Steig 1994; Steig & Iverson 1998; Loures & Pompeu 2015). Ebenso wie die Videoüberwachung ist das Imaging Sonar als nicht-invasive Technik den experimentellen Ansätzen mit Telemetrie und Netzfang aus tierschutzrechtlicher Sicht vorzuziehen. Der Einsatz des Imaging Sonars hat somit seine Berechtigung. Durch technische Weiterentwicklung ist zunehmend eine automatische Fischerkennung möglich (Schmidt, Tuhtan & Schletterer 2018). Die resultierende Reduktion des Auswertungsaufwandes wird das Potenzial der Technik weiter erhöhen. Die derzeit verfügbaren Geräte ermöglichen bereits wertvolle Beobachtungen des Fischverhaltens bspw. im Bereich von Einstiegsöffnungen. Wichtige Hinweise, ob Fische vor bestimmten Strukturen oder Strömungsgeschwindigkeitsänderungen zurückschrecken können daraus abgeleitet werden.

4.1.2.2 Video

Der Einsatz von Videotechnik am Standort lieferte nur phasenweise auswertbares Material. Der Grund hierfür war die starke Wassertrübung, mit Sichtweiten deutlich < 1 m. Wann die Videotechnik zuverlässige Ergebnisse liefert, war vorher nicht planbar. An der Rappenberghalde war die Videoanalyse zur Plausibilisierung anderer Techniken sehr hilfreich. Da aber über ausreichend lange Phasen keine uneingeschränkte zuverlässige Sichtung gelang, war keine quantitative Auswertung der Daten möglich. Sie lieferte darum keine Grundlagendaten für die zu ermittelnden Zielparameter. Ein Problem stellt die Beleuchtung dar. Um unabhängig von der Tageszeit qualitativ hochwertige Aufnahmen mit einer geeigneten räumlichen und zeitlichen Auflösung zu erzeugen, ist eine Lichtquelle notwendig, die eine potenzielle Beeinflussung des Fischverhaltens mit sich bringen kann. Manche Fische, darunter auch der Karpfen, können auch Wellenlängen im Infrarotbereich wahrnehmen (Matsumoto & Kawamura 2005). Eine Verhaltensbeeinflussung durch aktive Beleuchtung ist darum möglich. Dennoch gelangen bei verschiedenen Projekten durch den Einsatz von Infrarotlicht gute Videoaufnahmen ohne wahrnehmbare Verhaltensbeeinflussung der Fische (Schmalz 2012, 2013, 2014, 2015).

Ein Vorteil der Videotechnik gegenüber dem Imaging Sonar ist die Möglichkeit des Einsatzes automatisierter Fischerkennungssoftware und die dadurch stark verringerten Kosten in der Auswertung (Negrea et al. 2014). Darüber hinaus kann die Videotechnik Erkenntnisse zum Verhalten wie bspw. aktives Suchen, Meideverhalten, etc. an einem Bypasseinstieg liefern und eine Artdifferenzierung ermöglichen.

4.1.2.3 Radiotelemetrie

Die bei der Radiotelemetrie erzeugten Datenmengen waren so groß, dass für die Analyse gängige Tabellenkalkulationsprogramme nicht mehr geeignet waren. Für die Datenanalyse wurde daher teilweise mit der Programmiersprache „R“ gearbeitet. Bei der Radiotelemetrie empfangen die Receiver generell neben den Signalen der Transponder mitunter große Mengen von Störsignalen. An der Rappenberghalde war insbesondere die Antenne im Unterwasser hiervon stark betroffen. Ein Positivnachweis eines Abstieges über den Bypass, war dadurch nicht zuverlässig zu erbringen. Detektionen an den Antennen im Bypass mussten mit den zeitlich korrespondierenden Daten des Imaging Sonars gegengeprüft werden. Es zeigte sich, dass es sich bei den jeweils letzten Detektionsereignissen eines Fisches an den Bypasseinstiegen durch Radiotelemetrie meist um Ausschwimmereignisse handelte. Antennendaten aus dem Oberwasser belegen zudem, dass 7 von 8 in den Bypass eingeschwommenen Fischen, nach dem

Einschwimmereignis wieder im Oberwasser auftauchen, folglich nicht abgestiegen sind. An der Rappenberghalde war die Kombination und Plausibilisierung der Daten der Radiotelemetrie mit Daten anderer Techniken erforderlich, um wirklich belastbare Aussagen zum Fischabstieg über den Bypass zu ermöglichen. Für die Analyse der Raumnutzung der Fische im Nahbereich des Fischschutzrechens funktionierte die Methode hingegen auch ohne ergänzende Techniken hervorragend.

Die Besenderung von Fischen mittels aktiver Radiotransmitter wird als mittelschwerer Eingriff am Tier eingestuft und ist als Tierversuch genehmigungspflichtig. Die Besenderung erfordert geschultes Personal und Erfahrung in der Narkose und Operation von Fischen. Meist ist eine Eröffnung der Bauchhöhle zur intraabdominalen Implantation der Sender notwendig und es verbleibt eine Wunde, die mittels Wundnaht zu verschließen ist. Da im Freiland trotz hohem Hygieneaufwand eine Infektion der Wunde nicht völlig ausgeschlossen werden kann, ist eine Beeinträchtigung über die Last des Senders und den Stress durch den operativen Eingriff hinaus möglich. Besenderungsbedingte Mortalität ist möglich. Um die Belastung so gering wie möglich zu halten, ist die Sendergröße zu minimieren. Technisch bedingt ist die Radiotelemetrie momentan eher für relativ große Individuen geeignet. Bei Kleinfisch unter 15 cm Totallänge ist es problematisch. An der Rappenberghalde stellte letzteres ein Problem dar, da es aufgrund des geringen Fischbestands im Untersuchungsgebiet sehr schwierig war, die erforderliche Anzahl geeigneter Versuchsfische entsprechender Körpergröße zu beschaffen. Der Bezug von potamodromen Fischen aus weiter entfernten Regionen war ausgeschlossen, da das natürliche Wanderverhalten der Fische vor Ort untersucht werden sollte.

Wird die Radiotelemetrie über längere Zeiträume durchgeführt, ist die regelmäßige Überprüfung der Datenqualität, des Detektionsbereiches sowie eine eventuelle Nachjustierung der Antennen unvermeidlich und bereits in der Planung zu berücksichtigen. Fehldetektionen sind dennoch nicht zu vermeiden und die Plausibilisierung der Daten ist unabdingbar und zeitaufwändig.

Insgesamt ist die Radiotelemetrie eine geeignete Methode, um das Verhalten von Fischen zu untersuchen und kann einen wichtigen Beitrag zur Evaluation von Fischschutzeinrichtungen leisten. Die Einsatzmöglichkeit zur Datenbereitstellung für Zielparameter wie beispielsweise Einschwimmrate oder Suchzeit ist jedoch aufgrund verschiedener Faktoren (Stichprobengröße, Individuengröße, Artenselektivität, Kosten) nicht uneingeschränkt möglich.

4.1.2.4 RFID-PIT Telemetrie

Ähnlich wie bei der Radiotelemetrie ist die Durchführung der Besenderung als Tierversuch klassifiziert und entsprechend zu planen. Die Beeinträchtigung der Tiere ist jedoch in der Regel geringer als bei der Radiotelemetrie, da die batterielosen Sender in erheblich geringeren Größen zur Verfügung stehen. Die passiven Sender können entweder durch eine Kanüle injiziert oder durch einen kleinen Skalpellschnitt appliziert werden. Es ist meist keine Wundnaht notwendig, wodurch die Narkosedauer und das Infektions- und Schädigungsrisiko geringer sind. Es können auch Kleinfischarten besendert werden, wodurch auch in Gewässern mit geringerer Großfischdichte leichter eine ausreichende Stichprobengröße erreicht werden kann. Die gegenüber der Radiotelemetrie geringeren Kosten für die Transponder ermöglichen größere Stichproben.

Planung und Konstruktion der Antennen sind aufwändig und die Rahmenantennen im Vergleich zu den Dipolantennen der Radiotelemetrie in der Regel anfälliger für Geschwemmseablagerungen, sodass es insbesondere im Hochwasserfall zu Zerstörung kommen kann. Im Falle gewöhnlicher HDX-Antennen ist die Eigenkonstruktion relativ kostengünstig und einfach möglich. Kommerziell gefertigte HDX- oder FDX-Antennen sind kostenintensiver. Durch

elektromagnetische Felder, wie sie im Bereich von Wasserkraftanlagen häufig vorkommen, kann das Detektionsfeld erheblich eingeschränkt werden. Die Einsatzmöglichkeit der RFID-Telemetrie ist daher am Standort zu prüfen und auch von der Erfahrung der Durchführenden abhängig.

Ein generelles Problem der HDX-Technik ist die Unzuverlässigkeit der Detektion beim Aufenthalt mehrerer besendeter Fische gleichzeitig im Feld der Antenne. Bei Standortauswahl und Konstruktion der Antennen ist dies ebenso zu beachten wie bei der Anzahl der gleichzeitig auszusetzenden besenderten Individuen und der Interpretation der Daten. Die FDX-Technik ist diesbezüglich überlegen, da mehrere Sender gleichzeitig gelesen werden können.

Die Technik ist insgesamt sehr gut geeignet, um Fragestellungen zur Fischmigration zu bearbeiten. Insbesondere die Möglichkeit auch kleine Individuen zu besendern und über deren komplette Lebensdauer zu verfolgen, erlaubt den Einsatz bei vielen Fragestellungen. In Kombination mit dem Netzfang zur individuellen Markierung der Versuchsfische ist zudem eine exakte Schadensbewertung jedes Individuums vor und nach Standortpassage sowie eine Korrektur der methodischen Beeinflussung möglich.

4.1.2.5 Netzfang

Der Netzfang mit Hamen bildete die Grundlage der Erfassung der Daten für viele der Zielparameter. Wenngleich der Netzfang einen großen personellen Aufwand mit sich bringt, ist er beispielsweise zur Ermittlung von Schädigungs- und Mortalitätsraten derzeit alternativlos. Bei den Daten aus den Netzfängen ist die körpergrößenabhängige Fangeffizienz zu berücksichtigen. Die Berechnung der Körpermaße der Fische, welche Netze aber auch Fischschutzrechen passieren können erfolgte auf Grundlage der relativen Breite/Höhe für die einzelnen Arten (A.2). Die natürliche Variabilität der Körperproportionen innerhalb einer Art bleibt dabei unberücksichtigt. Die Fänge der Turbinenhamen können daher beispielsweise einzelne Individuen enthalten, die aufgrund ihrer errechneten Maße den Rechen theoretisch nicht passieren können, aber aufgrund ihrer individuellen Proportionen gerade noch dazu in der Lage waren. Hierzu zählen Fische, deren Totallänge (TL) ihren spezifischen Grenzwert eigentlich überschreitet: Aale bis 60 cm (Grenzwert TL 50 cm) und Gründlinge bis 13,5 cm (Grenzwert TL 9,4 cm). Es ist bekannt, dass Aale sich aktiv durch Barrieren hindurchbewegen, die enger sind als der maximale Körperdurchmesser. Bei der Berechnung der Passierbarkeit von Rechen oder Netz ist dies und die natürliche Varianz der Körperproportionen zu berücksichtigen. Eine Beschädigung des Rechens als Ursache für das Eindringen größerer Individuen kann an der WKA Rappenberghalde ausgeschlossen werden. Der Rechen wurde im trockenen Zustand des Zulaufkanals unmittelbar nach Abschluss unserer Untersuchungen einer Überprüfung unterzogen. Der lichte Stababstand des Leitrechens von 15 mm wurde an keiner Stelle durch Beschädigungen oder Verschleiß überschritten.

Aufgrund mitunter schneller und starker Abflussanstiege nach schweren Gewittern kam es zu Problemen in der Handhabbarkeit der Netze, sodass der Fang unterbrochen werden musste. Dies ist niemals auszuschließen, weshalb für Netzfänge bereits in der Planung Ausweichtermine einzuplanen sind. Die Unterschiede im tagesnormierten Einheitsfang zwischen den Kampagnen zeigen, dass eine Fangdauer über mehrere Wochen hinweg zu verschiedenen Zeiträumen über das Jahr verteilt unvermeidbar ist, um eine realistische Bewertung einer Anlage vornehmen zu können.

Anhand der Daten aus den Netzfängen ließ sich belegen, dass der Subkorridor Leerschuss/Bypass zeitweilig häufiger genutzt wird, als aus den Daten der Experimente mit RFID und Radiotelemetrie sowie den Beobachtungen mit Hilfe des DIDSON für den Bypass zu schließen war. Eine Differenzierung der Subkorridore Leerschuss und Bypass war aufgrund der

räumlichen Situation mit Netzfang nicht möglich, sodass alternative Techniken wie RFID-Telemetrie einzusetzen waren.

4.1.3 Erhebung und Bewertung der Parameter

4.1.3.1 Definition Schutzrate und Gefahrenbereich

Die Schutzrate stellt ein Maß für die Effizienz des installierten Fischschutzsystems dar. Sie beschreibt den „Anteil der Fische, der durch eine Schutzeinrichtung an der Passage eines Gefahrenbereichs gehindert wird und erfolgreich über eine Fischabstiegsmöglichkeit in das Unterwasser gelangt“ (Schmalz et al. 2015). Der Gefahrenbereich, ursprünglich als „Zone des Gewässers, in der Fische geschädigt werden können (z. B. Turbine, Pumpe)“ definiert (Schmalz et al. 2015), ist dabei a priori durch die Planung des Fischschutzsystems festgelegt. Eine Schädigung der Fische in den Subkorridoren, die als schonende Fischabstiegsmöglichkeit vorgesehen sind (Abbildung 58), ist nicht ausgeschlossen und muss beachtet werden. Hierfür stehen die Parameter „korridorspezifische Schädigungsrate“ bzw. „korridorspezifische Mortalitätsrate“ bereit, welche auch in den Parametern „Standortschädigungsrate“ bzw. „Standortmortalitätsrate“ zu berücksichtigen sind. Beim Umgang mit dem Begriff Schutzrate ist also zu beachten, dass diese allein nicht ausreicht, um die Effizienz des Fischschutzsystems zu beschreiben und eine Evaluierung der Schädigung im Gefahrenbereich allein nicht genügt, um die Standortschädigung zu quantifizieren.

Abbildung 58: Entleerungsphase des Bypasses. Das Registerschütz ist teilweise angehoben und das Wasser aus dem Evakuierungsbecken drückt durch die Spalte, eine potenzielle Schädigungsquelle für absteigende Fische



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

4.1.3.2 Größenspezifische Schutzrate

Aus der Körperhöhenpezifischen Schutzrate lässt sich für den Leitrechen mit horizontaler Stabausrichtung und 1,5 cm lichtem Stababstand eine positive Beziehung zwischen Körperhöhe und Schutzwahrscheinlichkeit für Tiere bis 1,5 cm Körperhöhe ableiten. Das Fischschutzsystem hat folglich eine verhaltensbedingte Schutzwirkung über die Wirkung als mechanische Barriere hinaus. Bei den Tieren mit einer Körperhöhe über 1,5 cm, die den Leitrechen in normaler Schwimmlage nicht mehr passieren können, besteht kein positiver Zusammenhang mehr zwischen Körperhöhe und Schutzwahrscheinlichkeit. Dieses Ergebnis widerspricht zunächst der Erwartung, dass die Schutzwahrscheinlichkeit mit zunehmender Körperhöhe bis auf den Wert 1 steigt. Für Fische deren Körperhöhe und Körperbreite jeweils 1,5 cm übersteigen, sollte der Rechen ein unüberwindbares Hindernis darstellen. Im gesamten Untersuchungszeitraum wurden allerdings lediglich 27 solcher Fische im Unterwasser des Hauptkorridors Wasserkraftanlage gefangen. Belastbare Aussagen zu dieser Gruppe sind daher auf Grundlage der verfügbaren Daten nicht möglich. Die Fangergebnisse zeigen zudem, dass aufgrund verschiedener Ursachen auch einzelne Fische den Leitrechen passierten, die theoretisch Körperhöhen und Körperbreiten über 1,5 cm aufwiesen. So durchdrangen einzelne Gründlinge mit einer Totallänge bis zu 13,5 cm und einer errechneten Körperbreite von 1,6 cm den Rechen. Hierfür sind mit hoher Wahrscheinlichkeit kleinere Abweichungen im Stababstand oder durch die natürliche Variabilität des Körperbreiten-/längenverhältnisses verantwortlich. Kleinere Deformationen des Rechens und lokale Vergrößerung des Stababstandes sind auch bei gutem Wartungszustand nicht auszuschließen. Durch die natürliche intraspezifische Variabilität in den Körperproportionen kommt es zwangsweise dazu, dass der über einen Proportionsindex für Körperbreite oder Körperhöhe errechnete Wert bei manchen Individuen den realen Wert über- bzw. unterschätzt. Es gibt Belege dafür, dass Aale sich aktiv durch Hindernisse und Öffnungen zwängen (Adam et al. 2000), was erklärt, dass auch der Leitrechen an der WKA Rappenberghalde von Aalen mit mehr als 1,5 cm Durchmesser passierten wurde. Für alle anderen Arten war ein zuverlässiger Schutz ab einer Totallänge von 14 cm gegeben, wobei nur wenige Tiere der entsprechenden Größe in den Fängen vorhanden waren (n=9 im Hautkorridor WKA).

Diese Punkte erklären jedoch nicht den fehlenden Anstieg in der Schutzrate im Bereich von 1,5 cm bis 2,5 cm Körperhöhe. Hierfür kommen neben den oben genannten methodischen Einflüssen mehrere Erklärungen in Betracht.

1. Zum einen führt der nicht optimal funktionierende Bypass dazu, dass Fische bei Erstkontakt mit dem Fischschutzsystem nicht zuverlässig in das Unterwasser geleitet werden. In der Folge schwimmen sie wiederholt den Rechen an. Passieren die Fische dann in Ermangelung einer auffindbaren Abstiegsmöglichkeit aktiv und unter Veränderung ihrer Lageorientierung den Rechen, erhöht sich die Varianz der Daten.
2. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Individuum vom Rechen abgeleitet wird, hängt neben der Körpergröße auch vom artspezifischen Verhalten. Bei den meisten heimischen Süßwasserfischarten übersteigt die Körperhöhe die Körperbreite (Ausnahme Groppe, Schmerle, Aal etc.). Viele Tiere mit einer Körperhöhe über 1,5 cm können so den Rechen bei um bis zu 90° gedrehter Körperachse theoretisch passieren. Die Daten aus den Netzfängen unterstützen diese Annahme. Das aktive Verändern der Lageorientierung und Durchdringen des Rechens ist mit hoher Wahrscheinlichkeit artabhängig was die Varianz der Daten erhöht. Die einzelnen Datenpunkte bei der Höhenspezifischen Schutzrate sind möglicherweise stärker durch artspezifische, als durch größenspezifische Faktoren bestimmt. Arten wie Schmerle, Elritze oder Dreistachliger Stichling beeinflussen aufgrund ihres geringen Größenspektrums die Werte im unteren

Bereich des Spektrums besonders stark (Für die Berechnung der Körpergrößenspezifischen Schutzrate im Hauptkorridor WKA standen 1390 Individuen mit bekannter Totallänge zur Verfügung. Der Anteil der einzelnen Arten an den Datenpunkten für die Körperhöhenpezifische Schutzrate variierte entsprechend den arttypischen Körperdimensionen stark (Tabelle 21, Tabelle 22).

3. Tabelle 21). Stark sohlnah orientierte Arten werden wahrscheinlich vermehrt von der Sohllleitwand abgeleitet, sodass der Rechenstababstand bei diesen Arten allenfalls einen geringen Einfluss hat.

Aufgrund artspezifischer Verhaltensunterschiede wäre eine artspezifische Betrachtung der Schutzrate und vor allem der Größenspezifischen Schutzrate notwendig gewesen, um Aussagen zur Schutzfunktion des Rechens abzuleiten. Die hierfür erforderliche Datenbasis war allerdings nicht vorhanden.

4.1.3.3 Ableitrate

Für die Überprüfung der Funktion einer Fischabstiegseinrichtung mittels Netzfang ist die Kenntnis des mobilen Anteils der im Oberwasser befindlichen Fischzönose erforderlich. Nur so können die mittels Netzfang nachgewiesenen Abstiegsraten zuverlässig interpretiert werden. Optimalerweise sollten daher zeitgleich Netzfänge im Oberwasser erfolgen, um den mobilen Anteil der Fischzönose zu erfassen. Wo dies nicht möglich ist, können beispielsweise alternative Methoden wie Telemetrie, Echolot mit Splitbeamtechnologie oder Imaging Sonar für die Evaluation des Fischschutzsystems eingesetzt werden, sofern damit die Wanderaktivität vergleichend in Kontrollstrecken erfasst wird. Bei der Untersuchung der WKA Rappenberghalde erwies sich die Radio-Telemetrie als geeignete Methode. Auch die Ergebnisse der Untersuchung der WKA Unkelmühle (Okland et al. 2016, 2017a, b) belegen die Eignung der Radiotelemetrie für diesen Zweck. Darüber hinaus kann anhand der geringen Redetektionsrate während der RFID-Experimente im Juni 2019 auf eine geringe Ableitrate geschlossen werden.

4.1.3.4 Durchflusssnormierter Einheitsfang

Der Parameter durchflusssnormierter Einheitsfang eignet sich dazu eine Meidung/Bevorzugung von Korridoren anzuzeigen und kann als Maß für die Effizienz eines Schutzsystems dienen. Ausgangssituation hierfür, ist die Annahme, dass sich Fische wie passive Partikel gemäß der Abflussaufteilung auf Subkorridore verteilen sofern sie unbeeinflusst von Fischschutzzeineinrichtungen bleiben. Dabei handelt es sich um ein stark vereinfachtes Modell. Weicht der durchflusssnormierte Einheitsfang zwischen den Subkorridoren stark voneinander ab, kann davon ausgegangen werden, dass ein entsprechender Reiz oder eine Barriere das Verhalten der Fische beeinflusst hat.

4.1.3.5 Einschwimmrate, Suchrate, Fluchtrate, Mittlere Suchzeit:

Die Parameter zur Beurteilung der Auffindbarkeit und Attraktivität einer Fischabstiegsmöglichkeit konnten mit Hilfe des Imaging Sonars und teilweise auch per RFID Telemetrie (Einschwimmrate, Suchrate) bestimmt werden. Der Praxistest zeigte jedoch auch die Schwierigkeiten bei der Definition der Parameter Einschwimmrate, Suchrate, Fluchtrate und Mittlere Suchzeit auf. Die Parameter beziehen sich jeweils auf einen durch die Bearbeitenden für jede Untersuchung individuell zu definierenden Beobachtungsraum, woraus keine uneingeschränkte Vergleichbarkeit zwischen Untersuchungen resultiert. Je größer der Beobachtungsraum gewählt wird, desto größer ist die mittlere Suchzeit, auf Grund der größeren für den Fisch zurückzulegenden Strecke. Die Suchrate ist sowohl vom Beobachtungsraum als auch von der definierten Mindestaufenthaltsdauer abhängig. Bei zu klein definiertem

Beobachtungsraum werden unter Umständen abstiegswillige Fische nicht erfasst, während bei zu großem Suchraum Fische erfasst werden, die gar nicht absteigen wollen. Die Definition einer Mindestdauer kann dazu dienen, letzteres auszuschließen. Doch auch dies ist problematisch, da auch nicht aktiv nach einem Abstiegsweg suchende Fische, sich unter Umständen über eine längere Zeit im Beobachtungsraum aufhalten. Der Parameter Fluchtrate wiederum bezieht sich laut Arbeitshilfe auf eine „deutliche Fluchtreaktion“, welche schwer allgemeingültig zu definieren ist. Die Messung einer „deutlichen Fluchtreaktion“ ist mit Hilfe von Telemetriedaten kaum möglich und kann per Video oder Imaging Sonar nur schwer quantitativ ausgewertet werden. Dennoch ist die wiederholte Beobachtung einer eindeutigen, durch Expertenwissen identifizierten „Fluchtreaktion“ vor einer Fischabstiegseinrichtung als Mangel erkennbar. Einschwimmrate, Suchrate, Fluchtrate und Mittlere Suchzeit sind auf Grund der angesprochenen Schwierigkeiten bisher nur eingeschränkt zwischen Standorten und Untersuchungen vergleichbar.

4.1.3.6 Artenselektivität Fischabstiegseinrichtung

Die Arbeitshilfe enthält keine Vorgaben für die Berechnung des Zielparameters Artenselektivität bezüglich der zu berücksichtigenden Arten. Bei Berücksichtigung des kompletten Arteninventars sind auch seltene Arten bewertungsrelevant, die nur mit sehr wenigen Individuen vertreten und aus diesem Grund nur mit geringer Wahrscheinlichkeit im Fang enthalten sind. Das Fehlen dieser Arten ist folglich nicht zwingend auf Defizite der Fischabstiegsmöglichkeit zurückzuführen. In der vorliegenden Arbeit blieb dieser Aspekt zunächst unberücksichtigt. Analog der Konventionen bei Funktionskontrollen von Fischaufstiegsanlagen nach BWK-Methodenstandard (Ebel et al. 2006) könnte ein Grenzwert für die Mindesthäufigkeit seltener Arten als Filterkriterium genutzt werden und das Spektrum der bewertungsrelevanten Arten eingrenzen. Alternativ wäre auch ein absoluter Abundanzwert denkbar.

4.1.3.7 Mortalität- und Schädigungsraten

Für eine vergleichende Untersuchung der Schädigung an Wasserkraftanlagen ist eine standardisierte Methodik und deren konsequente Anwendung notwendig. In den vergangenen Jahren sind in einer Serie von Forschungsprojekten und Untersuchungen grundlegende Gedanken zur Durchführung formuliert und unterschiedliche Ansätze genutzt worden (z.B. Holzner 1999; DWA 2005; Benitez et al. 2011; Edler et al. 2011; Dumont et al. 2012; Schmalz et al. 2015; Mueller et al. 2017; Wagner et al. 2019). Dabei konnten Fortschritte erzielt, jedoch keine standardisierte Methode geschaffen werden. Ob es möglich ist, bezüglich der anzuwendenden Methode einen Konsens zwischen verschiedenen Bearbeitenden zu finden, wird sich zukünftig zeigen. Die Erkenntnisse aus diesem Praxistest werden im folgenden Kapitel aus Sicht der Anwender diskutiert, wobei ethische, finanzielle und rechtliche Aspekte weitgehend ausgeklammert sind und die Vor- und Nachteile der angewandten Methode bezüglich der Genauigkeit der durch sie zu erzielenden Ergebnisse und ihre Replizierbarkeit im Vordergrund stehen.

4.1.3.7.1 Wildfanganalyse gegenüber Tierversuchen

Wie in der Arbeitshilfe beschrieben, stehen prinzipiell (1) die Schadensbewertung und Mortalitätsanalyse natürlich absteigender Fische und (2) die experimentelle Einbringung von Fischen zur Verfügung, um die Schädigung und Mortalität an einem Standort zu untersuchen. Beide Methoden haben ihre Vor- und Nachteile. Bezüglich der Genauigkeit der abgeleiteten Aussagen sind folgende zu berücksichtigen:

1. Sowohl bei Wild-, als auch bei Zuchtfischen können erhebliche Vorschädigungen bestehen, die nicht zwingend von zu untersuchenden Schadbildern unterscheidbar sind. Diese können das Ergebnis entsprechend verfälschen.
2. Methodisch bedingte (handlingbedingte) Einflüsse, wie beispielsweise der Schädigung im Fanggerät, Transport und während der weiteren Behandlung beeinflussen die Ergebnisse.

Die Erhebung der Schädigung und Mortalität an einem Standort mit Hilfe des natürlichen Abstieges kann diese Aspekte nur eingeschränkt berücksichtigen. Reusenfänge im Oberwasser zur Ermittlung der Vorschädigung anhand einer repräsentativen Stichprobe sind zwar prinzipiell möglich, jedoch sehr aufwändig, standortabhängig kompliziert zu bewerkstelligen und sind nicht uneingeschränkt auf die Passagegruppe zu übertragen. Darüber hinaus ist die Ermittlung der handlingbedingten Schädigung durch den Fang mit dieser Methode nur möglich, sofern eine zusätzliche Kontrollgruppe mit einem experimentellen Ansatz eingesetzt wird. Aus diesem Grund ist die an der Rappenberghalde erfolgte experimentelle Vorgehensweise, inklusive der Ermittlung von Vorschädigung und handlingbedingten Schädigungen, zu präferieren.

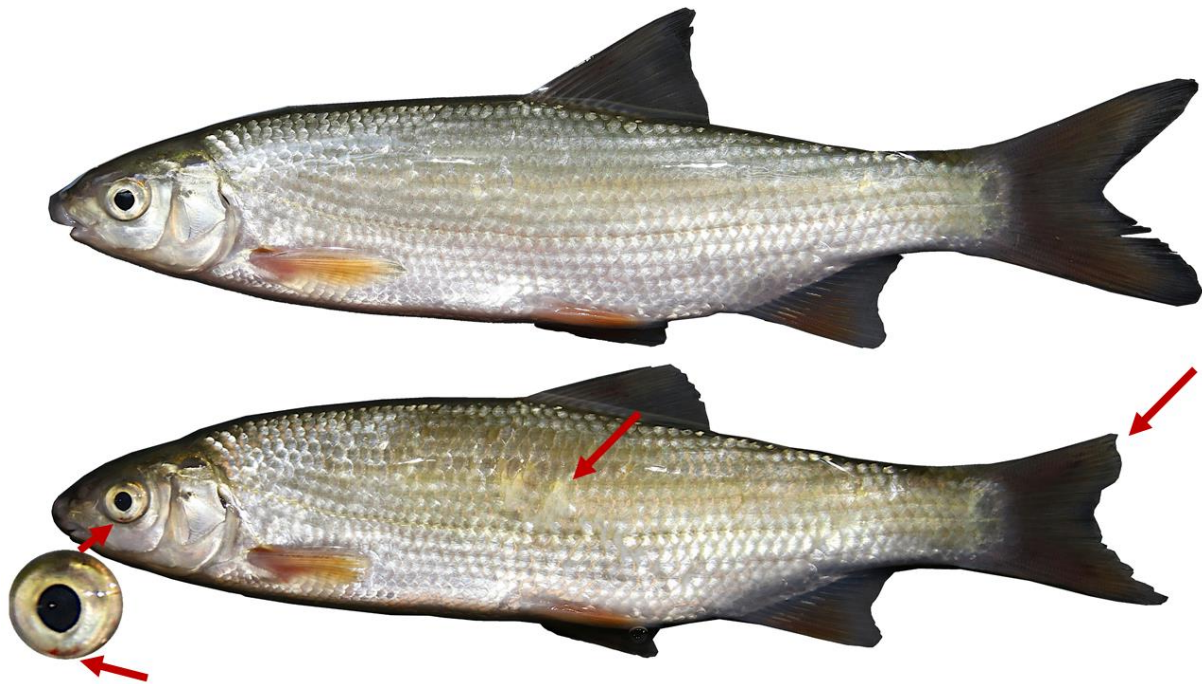
4.1.3.7.2 Individuelle Markierung im Tierversuch zur Eliminierung der Vorschäden

Voraussetzung für ein experimentelles Einbringen von Versuchsfischen ist die Differenzierbarkeit der eingesetzten Tiere gegenüber dem Wildfang. Die Tiere müssen also markiert werden. Hierbei sind Techniken vorzuziehen, die eine individuelle Wiedererkennung ermöglichen. Dadurch ist es, möglich, Verletzungen eines Individuums bei der Nachuntersuchung mit dem Schadbild zum Zeitpunkt der Voruntersuchung zu vergleichen. Die Methode erlaubt bei jedem Individuum die Unterscheidung von Vorschäden und während dem Experiment hinzugekommenen Schäden (Abbildung 1), sodass nur letztere in der weiteren Analyse berücksichtigt werden. Dies erhöht ganz wesentlich die Genauigkeit der Aussagen zur Schädigung- und Mortalitätsrate. Ohne die individuelle Betrachtung von Vor- und passagebedingten Schädigungen steigt die Unschärfe der Aussagen mit dem Anteil der vorgeschädigten Fische.

Werden keine individuellen Markierungen vorgenommen, kann lediglich anhand der Untersuchung einer repräsentativen Teilstichprobe zu Beginn des Experiments die Vorschädigungsrate bestimmt werden.

Der Vergleich der individuellen Schädigung vor und nach dem Experiment durch individuelle Markierung liefert also ein exakteres Ergebnis als die Ermittlung einer Vorschädigungsrate anhand einer Teilstichprobe.

Abbildung 59: Verletzungsanalyse einer Nase vor (oben) und nach (unten) dem Experiment unter Narkose. Gezeigt ist jeweils die rechte Seite (gespiegelt). Nach dem Experiment sind leichte Schuppenverluste in der Körpermitte, eine leichte Einblutung im Auge und eine leichte Amputation der Schwanzflosse vorhanden



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

4.1.3.7.3 Messung methodischer Einflüsse

Fische unterliegen unabhängig von den zu untersuchenden Effekten während der Standortevaluierung vielfältigen Einflüssen. Diese Faktoren sind zu minimieren (siehe unten), können jedoch niemals gänzlich ausgeschlossen werden und variieren zwischen verschiedenen Untersuchungen. Zur Ermittlung einer aussagekräftigen Schädigungs- und Mortalitätsrate gehört daher zwingend die Betrachtung der methodischen Einflüsse. Wie bereits erläutert, ist dies nur durch Tierversuche, unter Einbezug von Kontrollgruppen möglich. Die Kontrollgruppen müssen bis auf den zu messenden Faktor, dieselben Behandlungen erfahren wie die eigentliche Versuchsgruppe. Für die Ermittlung der handlingbedingten Schädigung/Mortalität ist ebenfalls die individuelle Markierung, insbesondere mittels Transponder, gut geeignet. Dadurch können die Tiere vor dem Experiment ohne Vorauswahl markiert und bis zum Start des Experiments, sowie nach Wiederfang gemeinsam gehalten werden. Die Durchführung von Kontrolle und Experiment kann dadurch ebenso parallel verlaufen, wodurch eine maximale Vergleichbarkeit der Bedingungen erzielt wird.

Mittels statistischer Verfahren, kann abgesichert werden, ob zwischen Versuchs- und Kontrollgruppe Unterschiede bestehen, also unterschiedliche Schädigungs- und Mortalitätsraten auftraten. Diese Aussage allein ist jedoch nicht bedeutungsvoll. Es ist notwendig die rein passagebedingte Schädigung bzw. Mortalität zu ermitteln. Entsprechend der Vorgehensweise in der Arbeitshilfe nach Schmalz et al. (2015) müssen hierfür die gemessenen Schädigungen bzw. Mortalitäten in den Kontrollgruppen von den Werten der Versuchsgruppen abgezogen werden. Hierbei besteht das bereits bei der Vorschädigungsrate erläuterte Problem. Die Genauigkeit des Endwerts, also der passagebedingten Schädigung/Mortalität, sinkt mit steigender Schädigung/Mortalität in der Kontrollgruppe. Die Angabe der Schädigung/Mortalität in der

jeweiligen Kontrollgruppe ist also zwingend notwendig, um den Wert der passagebedingten Schädigung zu interpretieren (Tabelle 30).

4.1.3.7.4 Verringerung methodischer Einflüsse

Die Minimierung von Schädigungen durch das Versuchsdesign steht bereits aus tierschutzrechtlicher Sicht im Fokus jeder Tierversuchsplanung. Aus wissenschaftlicher Sicht beeinträchtigt die methodisch bedingte Schädigung zudem die Exaktheit der Ergebnisse. Schäden können beispielsweise durch die eingesetzten Fanggeräte (Abbildung 60) und die Leerungsintervalle (Pander et al. 2018) gezielt reduziert werden.

Abbildung 60: Fangkäfig zur Befestigung an einem Hamennetz für einen Korridor mit 1,3 m/s Durchfluss. Durch die großzügige Dimensionierung wird eine geringe fangbedingte Schädigung erreicht.



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

4.1.3.7.5 Schädigungsanalyse

Die Standardisierung der Schädigungsanalyse beginnt bei der Art der Aufnahme von Verletzungen durch die Bewertenden, welche zwischen einer rein äußerlichen Betrachtung und einer Bewertung mittels Durchleuchtung, welche auch innere Verletzungen mit einbezieht, variieren kann. Bei toten oder narkotisierten Fischen kann eine detailliertere Aufnahme durchgeführt werden als dies bei wachen und aktiven Fischen (Abbildung 61) der Fall ist.

Ein Protokoll, welches klare Kategorien und Intensitäten vorgibt, ist notwendig, um eine gleichmäßige Bewertung zu gewährleisten. Ein standardisiertes Protokoll zur Erhebung individueller Verletzungen ist mit der Arbeit von Mueller et al. 2017 verfügbar. Die mit diesem Protokoll aufgenommenen Daten, eignen sich für multivariate Statistiken anhand derer beispielsweise korridorspezifische oder artspezifische Verletzungsmuster erkannt werden können. Für das Erkennen besonderer Gefahrenquellen für die Fische am Standort ist dies sinnvoll. Der Vergleich zwischen verschiedenen Standorten ist auf dieser Basis allerdings

schwierig. Hierfür eignet sich die Schädigungsrate nach Schmalz et al. 2015 besser. Die Daten nach Mueller et al. 2017 können nicht ohne weitere Bearbeitungsschritte zur Ermittlung einer aussagekräftigen Schädigungsrate herangezogen werden. Grund hierfür ist die fehlende Bewertung des Beeinträchtigungsgrades, also der Konsequenzen für die Fitness der Tiere. Schmalz et al. (2015) haben eine Einteilung in „Verletzungskategorien“ vorgenommen, die eine direkte Ableitung von „Schadkategorien“ ermöglichen (Abbildung 62). Generell können Verletzungen vorliegen, die bei äußerlicher Untersuchung nicht erkennbar sind. Aus diesem Grund ist zur Einschätzung der Schädigung zusätzlich zu berücksichtigen, ob Individuen tot oder lebendig im Fanggerät bzw. nach der Kontrollphase vorgefunden werden. Aus der Kombination dieser Informationen mit der Verletzungskategorie werden in der Arbeitshilfe nach Schmalz et al. 2015 drei Schadkategorien gebildet (Abbildung 62). Kategorie „A“ umfasst alle lebenden, unverletzten und leichtverletzten Fische, bei denen eine bleibende Beeinträchtigung nach der Passage des Standortes unwahrscheinlich ist. In Kategorie „B“ werden die Fische eingestuft, die ebenfalls leben aber mäßige Verletzungen aufweisen. Bei dieser Gruppe ist beispielsweise aufgrund sekundärer Infektionen, einer schlechten allgemeinen Konstitution oder einem erhöhten Prädationsrisiko von einer Beeinträchtigung der Fitness oder einem vorzeitigen Tod auszugehen. Die Kategorie „C“ umfasst Fische der Verletzungskategorien IV und V, die mit hoher Wahrscheinlichkeit kurzfristig diesen Verletzungen erliegen oder bereits tot sind, sowie alle toten Tiere der anderen Verletzungskategorien.

Abbildung 61: Erhebung der Verletzungen einer lebenden Elritze (*Phoxinus phoxinus*) nach Passage der Hauptturbinen am Standort Rappenberghalde (Wildfang)



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Abbildung 62: Kombination der Verletzungskategorie mit dem Zustand der Fische (tot/lebend) zur Ableitung der drei Schadkategorien

Zustand	Verletzungskategorien				
	I	II	III	IV	V
lebend	A (keine/ gering)		B (mittel)		
tot	C (letal/ präletal)				

CC BY 4.0 IGF Jena/FLUSS 2015

Kategorie A – keine oder nur geringe Schädigungen – eine Beeinträchtigung ist unwahrscheinlich

Kategorie B – mittlere Schädigung – eine Beeinträchtigung ist nicht ausgeschlossen

Kategorie C – letale oder präletale Schädigung – eine Beeinträchtigung und resultierender Tod des Tieres sind sicher

Quelle: [SCHMALZ et al. 2015]

Die Begriffsverwendung Verletzungskategorie in der Arbeitshilfe (Schmalz et al. 2015) ist nicht ganz präzise, da hiermit eigentlich Beeinträchtigungsgrade bezeichnet werden. Als Verletzungskategorie im engeren Sinne würden eher Hämatome oder Schuppenverluste etc. eingeordnet werden. Beeinträchtigungsgrad beschreibt die Kriterien besser und ist somit vorzuziehen. Die ursprüngliche Einteilung von Verletzungen in Kategorien unterschied zudem keine Intensitäten. In diesem Forschungsprojekt wurden die dokumentierten Verletzungen daher entsprechend ihrer Relevanz für die weitere Fitness der Tiere in ein fünfstufiges System von Beeinträchtigungsgraden umkodiert (Tabelle 37), welches die Intensitäten miteinbezieht. Unabhängig von den dokumentierten Verletzungen wurden Fische im Fall innerhalb 48 h eintretenden Todes, dem Beeinträchtigungsgrad 5 zugeordnet. Anhand dieser Daten lassen sich Schädigungsraten für verschiedene Beeinträchtigungsgrade berechnen und einfache Vergleiche zwischen Korridoren oder Standorten herstellen. Dadurch steht eine Methode zur Verfügung, die eine vergleichbare Aufnahme und Analyse der Daten zur Schädigung erlaubt und darüber hinaus anschaulich Auskunft gibt, wie stark die Beeinträchtigung für die Fische ist.

Tabelle 37: Übersicht über die Beeinträchtigungsgrade bestimmter Verletzungen und Intensitäten. Die Beeinträchtigungsgrade stellen den Fitnessverlust dar, den der Fisch anhand der Verletzungen erleidet, während die Intensitäten sich nur auf die Verletzungskategorie beziehen und keine Aussage zur Auswirkung auf die Fitness zulassen. Die Beeinträchtigungsgrade reichen von 1 (unverletzt) bis 5 (letal).

Verletzungen	Intensität 1	Intensität 3	Intensität 5
Amputation Kopf	4	4	5
Amputation Kiemendeckel	3	3	3
Amputation Körper	4	5	5
Amputation Flossen	2	2	3
Schuppenverlust Körper	2	3	4
Hautverletzung/Wunden Kopf	3	3	3
Hautverletzung/Wunden Körper	3	3	3
Einblutung/Hämatom Auge	2	2	2
Einblutung/Hämatom Kopf	2	2	2

Verletzungen	Intensität 1	Intensität 3	Intensität 5
Einblutung/Hämatom Körper	2	2	2
Einblutung/Hämatom Flossen	2	2	2
Quetschung	3	3	3
Einriss Flossen	2	2	2
Pigmentveränderung Kopf	2	2	2
Pigmentveränderung Körper	2	2	2
Verletzung Rückgrat	4	4	4
Glotzaugen	2	2	2
Gasblasen Auge	2	2	2
Gasblasen Flossen	2	2	2

4.1.4 Zusammenfassung der Diskussion zur Arbeitshilfe

Zur Bewertung von Wasserkraftstandorten steht eine Vielzahl von Methoden für unterschiedliche Fragestellungen zur Verfügung. Zur Bereitstellung vergleichbarer Daten zur Mortalität und Schädigung sind Netzfänge unumgänglich. Diese sollten idealerweise mit experimentellen Daten, wie dem gezielten Einbringen individuell markierter Fische, ergänzt werden, um eine Bewertung unter Berücksichtigung von Vorschädigungsrate und handlingbedingter Schädigung zu ermöglichen. Grundlagen für eine standardisierte Verletzungsanalyse sind gegeben (Müller et al. 2017), jedoch müssen in einem weiteren Schritt die resultierende Beeinträchtigung der Fische aus den aufgenommenen Schäden abgeleitet werden. Ergänzend zu den Netzfängen war im Rahmen der Untersuchung an der Rappenberghalde RFID-Telemetrie notwendig, um eine abschließende Bewertung der Bedeutung von Leerschuss und Bypass als Abstiegsmöglichkeiten zu treffen. Telemetrie und Video- bzw. Sonarmonitoring können darüber hinaus wertvolle Erkenntnisse zu Einzelfragen liefern, wie etwa der Leitwirkung des Fischschuttrechens oder bestimmter Verhaltensmuster. Die Qualität der Kamera- und Sonaraufnahmen an der Rappenberghalde reichte nicht aus, um alle relevanten Verhaltensweisen und Vorgänge quantitativ zu erfassen, lieferten aber wichtige Informationen zum Fischverhalten. Besonders die kleineren Fische unter 10 cm Totallänge werden mit diesen Methoden jedoch nur unzuverlässig detektiert (Egg et al. 2018). Die Telemetrie kann diese Fische auf Grund der Limitierungen durch die Transpondergrößen ebenfalls nicht erfassen (ausgenommen RFID, A.7), sodass keine dieser Methoden eine Möglichkeit darstellte, quantitativ belastbare Aussagen zu den Individuen zu treffen, die potenziell auch den Fischschuttrechen passieren könnten.

4.2 Beurteilung des Fischschutzsystems

4.2.1 Leitwirkung Fischschutzrechen

Der am Standort horizontale, schräg angeströmte Leitrechen mit 15 mm lichtem Stababstand entspricht dem aktuellen Stand der Technik (Ebel, Gluch & Kehl 2015). Durch die geringe mittlere Anströmgeschwindigkeit (Kapitel 3.1) besteht für gesunde Fische der Zielarten theoretisch keine Gefahr des Anpressens an die Rechenstäbe. Bei den Fischen, welche nicht durch die Rechenstäbe passen, übersteigt die Dauerschwimmgeschwindigkeit nach Ebel (2013, bezogen auf 5 °C Wassertemperatur) die mittlere Anströmgeschwindigkeit des Rechens. Eine aktive Meidung des Hindernisses ist darum möglich. Auch die mit dem Strömungsmessgerät gemessenen lokalen Maxima übersteigen die Sprintgeschwindigkeiten nicht.

Kleine Individuen mit Körperbreiten bzw. -höhen unter 15 mm, für die der Rechen keine physische Barriere darstellt, profitieren von geringen, jedoch wahrnehmbaren Anströmgeschwindigkeiten und werden aufgrund ihres Meidungsverhalten teilweise zum Bypass abgeleitet (Geiger, Sepp und Rutschmann, 2016). Die Messung der Strömungsgeschwindigkeit am Rechen zeigte jedoch eine sehr ungleichmäßige Verteilung der Anströmgeschwindigkeit mit lokalen Spitzen deutlich über der berechneten mittleren Anströmgeschwindigkeit. Die bei geringen Durchflüssen während der Untersuchungen gemessenen Strömungsmaxima überstiegen allerdings nicht die kurzfristige Schwimmleistungsfähigkeit der kleinsten Fische, die den Rechen nicht mehr passieren können. Da jedoch auch die lokalen Maxima der Anströmgeschwindigkeit mit zunehmenden Durchflüssen steigen, ist bei stärkerer Beaufschlagung der Hauptturbinen ein lokales Anpressrisiko nicht ausgeschlossen. Im Laufe der Untersuchung konnten diese Zustände nicht untersucht werden, da sie nicht auftraten.

Insgesamt war eine gute Leitwirkung durch den Fischschutzrechen, zumindest bei Erstkontakt, gegeben (Kapitel 0). Die Ergebnisse der Netzfänge (Kapitel 3.3.5) belegen eine effektive mechanische Ableitung von Individuen mit minimalen Körperbreiten bzw.-höhen von 15 mm. Der Abstieg großer Fische über die Hauptturbinen wird am Standort effektiv verhindert. Darüber hinaus ist aus der größenabhängigen Schutzrate abzuleiten, dass auch Fische mit einer Körperhöhe unter 15 mm durch den Rechen geschützt und geleitet werden. Die Wahrscheinlichkeit eines Abstiegs über die Hauptturbinen reduziert sich allerdings nicht bei allen Arten einheitlich mit zunehmender Größe. Die Gründe hierfür waren aus den vorliegenden Ergebnissen nicht eindeutig abzuleiten. Artspezifische Verhaltensmuster haben hierbei wahrscheinlich einen großen Einfluss. Der geringe Durchflussnormierte Einheitsfang (Kapitel 0) belegt, dass die Fische den Subkorridor Hauptturbine mieden. Dies bestätigt die Leit- und Schutzwirkung des Rechens. Letztere ist jedoch auch von der Funktion der Fischabstiegseinrichtung abhängig. So konnte bereits in früheren Untersuchungen an zwei seriellen Wasserkraftanlagenstandorten mit identischen Fischschutzrechen nachgewiesen werden, dass am Standort mit schlechter auffindbaren Bypasseinstiegen eine geringere Schutzrate auftrat als am Standort mit optimal platzierter Einstiegsöffnung (Wagner 2016). Ohne gut funktionierende Fischabstiegseinrichtung kommt es bei gleichzeitigem Rückhalt vor dem Gefahrenbereich durch einen Fischschutzrechen zur Verzögerung oder sogar zum Abbruch des Abstiegs. Die Fische halten sich lange vor der Anlage auf und schwimmen den Fischschutzrechen wiederholt an. Theoretisch erhöht sich für die zunächst zurückgehaltenen Individuen dadurch die Wahrscheinlichkeit eines Abstiegs über den Gefahrenbereich bzw. die Kollisionswahrscheinlichkeit mit dem Rechen.

4.2.2 Auffindbarkeit und Nutzung alternativer Fischabstiegsmöglichkeiten

Im Bereich des Hauptkorridors Ausleitungswehr ist eine Ableitung der Fische durch den Fischschutzrechen vor der Restwasserturbine Richtung Fischaufstiegsanlage aufgrund der räumlichen Situation unwahrscheinlich. Die potenziell als Abstiegsmöglichkeit dienende Fischaufstiegsanlage leitet 45 m entfernt im Oberwasser aus, sodass das Auffinden dieser Alternative für abstiegswillige Fische kaum möglich ist. Entsprechend wenige Fische konnten in diesem Subkorridor gefangen werden. Die Spülrinne am vertikal schräg angeströmten Fischschutzrechen ist nur kurz während des Spülvorgangs geöffnet und als alternativer Subkorridor allenfalls in dieser Phase für die Fische wahrnehmbar. Da sich zu diesem Zeitpunkt der Rechenreiniger am Rechen entlangbewegt, ist eine Flucht der Fische aus dem Nahbereich der Rinne wahrscheinlich. Ein Ausschwimmen der Fische aus der Spülrinne aufgrund der Strömungsänderung bei seitlicher Öffnung der Rinne wurde von Schmalz 2012 an einem Wasserkraftanlagenstandort an der Werra nachgewiesen. Dass kein Fisch über die Spülrinne der an der Rappenberghalde untersuchten Restwasserkraftanlage abstieg belegt, dass sie als Abstiegsmöglichkeit hier keine Bedeutung besitzt.

Die Ergebnisse der Untersuchungen zum Verhalten der Fische im Hauptkorridor Wasserkraftanlage zeigen, dass der Bypass von den Fischen nicht gut aufgefunden und genutzt wird. Zwar entfaltet der horizontale, schräg angeströmte Leitrechen zunächst eine gute Leitwirkung in Richtung Leerschuss/Bypass, der Anteil der Fische, welche die Einstiege in den Bypass fanden, war jedoch gering (Kapitel 0). Mit dem Imaging Sonar konnte nachgewiesen werden, dass der Bereich vor Leerschuss und Bypass von Fischen frequentiert wird, die Einschwimmrate in die Bypassöffnungen jedoch gering ist. Ein großer Anteil der Fische, die dennoch in den Bypass einschwammen, verließ diesen wieder ins Oberwasser (Kapitel 3.3.4). Diese Beobachtung wird durch die Ergebnisse der Radiotelemetrie bestätigt. Hiermit wurde nachgewiesen, dass 8 transpondierte Fische in den Bypass einschwammen und dies teilweise wiederholten, jedoch nur einer den Bypass als Abstiegsmöglichkeit nutzte. Aus den Ergebnissen der Retentionsexperimente mit RFID-Tag-transpondierten Fischen lässt sich ableiten, dass weder eine Verkürzung des Betriebszyklus des Bypasses von drei Stunden auf eine Stunde noch die Installation von Reusenkehlen im Laufe dieses Projektes an der Innenseite der Bypassöffnungen das Ausschwimmen effektiv verhinderte. Dem gegenüber steht die Tatsache, dass während der Abstiegsversuche mit transpondierten Fischen im Juni 2019, ein großer Anteil der frei motiviert in den Bypass eingeschwommenen Fische über diesen abstieg, wenngleich die Stichprobengröße insgesamt sehr gering war. Dennoch deutet dieses Resultat darauf hin, dass die Verkürzung der Leerungsintervalle oder die Reusenkehlen das Ausschwimmen der Fische aus dem Evakuierungsbecken doch reduziert. Die widersprüchlichen Ergebnisse zeigen, wie unterschiedliche methodische Ansätze zu widersprüchlichen Ergebnissen führen können. Eine mögliche Ursache in diesem Fall sind Unterschiede in der Abstiegs motivation der beiden Probandengruppen. 2019 schwammen die Fische frei motiviert in den Bypass ein. Es kann somit allen eine Abstiegs motivation unterstellt werden. 2018 wurden die Fische gezielt in das Evakuierungsbecken eingebracht. Wie groß in diesem Fall der Anteil der abstiegswilligen Fische in der Stichprobe war, ist unbekannt. Vor diesem Hintergrund sind die Ergebnisse von 2019 als belastbarer einzustufen, wenngleich die geringe Stichprobengröße eine statistische Absicherung nicht zulässt.

Es bleibt jedoch der Fakt, dass die Bypasseinstiege schlecht aufgefunden werden. Dies belegt sowohl die geringe Redetektionsrate der mit RFID Transpondern versehenen Fische im Experiment 2019, als auch die Ergebnisse der Radiotelemetrie 2017. Im Hauptkorridor WKA ist daher von einem Sackgasseneffekt auszugehen und die (Schutzsystem-) Ableitrate deutlich geringer anzusetzen als die Schutzrate. Grund für die eingeschränkte Funktionalität des

Bypasses als Fischabstiegsmöglichkeit ist die Positionierung der Einstiege zu weit entfernt vom Fischschutzrechen und seine diskontinuierliche Arbeitsweise mit geringer Leitströmung. Erfolgreich am Rechen stromab geleiteten Fischen fehlen im strömungsarmen Bereich zwischen Rechen und rechter Ufermauer offensichtlich Reize, die sie in Richtung Bypasseinstiege leiten würden. Die geringe Einschwimmrate von Fischen, die sich im Nahbereich der Bypasseinstiege aufhielten deutet zudem auf eine geringe Attraktivität des Bypasses für Fische hin, die den Bypass nicht fanden bzw. nutzten, stiegen dann teilweise im Zuge des Spülvorganges der Rechenreinigung über den Leerschuss ins Unterwasser ab. Der Strömungsreiz im Oberwasser an den Einstiegen reicht nicht aus, um eine gute Auffindbarkeit und Attraktivität der Bypasseinlässe zu gewährleisten. Ursprünglich wurde das Evakuierungsbecken an der WKA Rappenberghalde so konzipiert, dass eine Lockstropumppe eine inverse Lockströmung entgegen der Abstiegsrichtung induziert. Hiermit sollten die Fische aus dem strömungsarmen Bereich in Richtung Bypass geleitet werden. Diese Idee beruhte auf unveröffentlichten ethohydraulischen Experimenten des Karlsruher Instituts für Technologie. Eine Untersuchung vor Ort zeigte jedoch, dass diese inverse Lockströmung die Attraktivität des Bypasses für den Fischabstieg nicht erhöht, sondern eher reduziert (Baer & Konrad 2016). Eine Durchflusserhöhung könnte Auffindbarkeit und Attraktivität des Bypasses für die Fische verbessern. Diese kann jedoch nicht beliebig erfolgen und es wäre kritisch zu überprüfen, inwieweit erhöhte Strömungsgradienten in den Bypassöffnungen abschreckend wirken. Die Auswirkung verschiedener Durchflusserhöhungen im Bypass konnte im vorliegenden Projekt nicht untersucht werden.

Die vorliegenden Ergebnisse des Standorts Rappenberghalde zeigen jedoch, dass Fische neben dem Bypass auch den Leerschuss zum Abstieg nutzen. Hierbei kam es allerdings zu Schädigungen der Fische mit mittlerem Beeinträchtigungsgrad. Da der Bypass als einziger Subkorridor kein Schädigungsrisiko birgt, sollte ein möglichst hoher Anteil der Fische hierüber absteigen. Der Parameter Schutzrate wird durch den Abstieg über den Leerschuss erhöht, auch wenn dieser Abstiegsweg nicht unmittelbar zum Fischschutzsystem gehört und teilweise Schädigungen erzeugt. In Anbetracht der Dominanz von Kleinfischen in den Fängen im Leerschuss/Bypass besteht die Möglichkeit, dass diese zufällig bei den Spülvorgängen in Verbindung mit der Rechenreinigung in diesen Subkorridor verdriftet werden. Eine aktive Nutzung ist jedoch ebenfalls nicht ausgeschlossen. Mittels RFID Telemetrie konnten im Juni 2019 die Anteile des Abstiegs über Leerschuss und Bypass quantifiziert werden. Von den erfolgreich abgeleiteten Fischen nutzten 19,2 % den Leerschuss und 80,8 % den Bypass. Dieser Befund basiert allerdings auf einer kleinen Stichprobe und Aussagen über den Anteil nicht abgeleiteter und im Oberwasser verbliebener bzw. über die Turbine abgestiegener Fische sind nicht möglich.

Fische, die aufgrund ihrer Größe nicht durch den Rechen gelangen konnten, waren in den Netzfängen, auch im Subkorridor Leerschuss/Bypass, fast nicht enthalten. Mit hoher Wahrscheinlichkeit ist dies auf den geringen Anteil von Fischen mit Totallänge >15 cm im lokalen Fischbestand des Neckars zurückzuführen. Der sehr geringe Anteil großer Fische ist auch durch ökologische Untersuchungen für den Oberen Neckar belegt (Becker et al. 2019). Da mittels Elektrofischerei keine repräsentative Erfassung des Fischbestandes im Oberwasser möglich war, ist der Anteil von Fischen mit einer Totallänge > 15 cm im Oberwasser unbekannt. Die Daten der Elektrofischereien zum Fang der Versuchsfische im Neckar im Bereich in und nahe Tübingen belegen ebenfalls, dass große Fische unterrepräsentiert waren. Dennoch betrug der Anteil von Fischen > 15 cm Totallänge etwa das Fünffache des Anteils im Netzfang (Abbildung 63). Wenngleich diese Ergebnisse nicht direkt auf den Oberwasserbestand der WKA Rappenberghalde übertragbar sind, ist das Fehlen großer Fische in den Netzfängen von Bypass/Leerschuss mit großer Wahrscheinlichkeit auch auf eine mangelhafte Funktion des

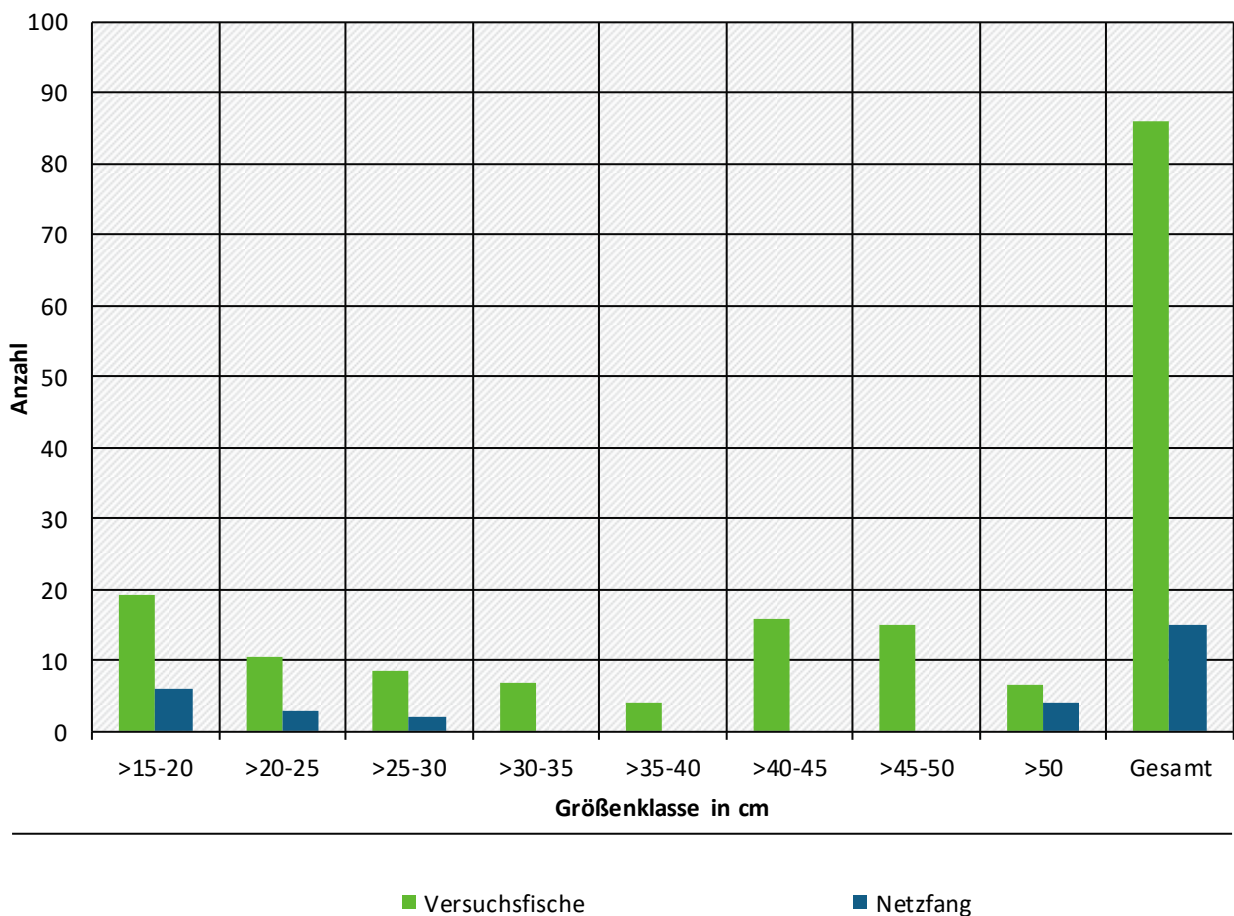
Bypasses zurückzuführen. Dies wird durch die mittels Radiotelemetrie für das Größenspektrum > 15 cm Totallänge ermittelte Ableitrate von nur 1,6 % bestätigt.

Unklar ist, ob es größenspezifische Unterschiede im Abwanderverhalten der Fische gibt. Denkbar wäre zum Beispiel, dass Abwanderereignisse großer Fische stärker an Abflussanstiege gekoppelt sind als dies bei kleinen der Fall ist. Hierzu fehlen allerdings belastbare Daten.

Die Abstiegsmöglichkeit im Hauptkorridor Wasserkraftanlage wird dennoch als eingeschränkt beurteilt. Die Durchgängigkeit des Standortes stromab ist eingeschränkt. Inwieweit sich daraus Konsequenzen für die betroffenen Arten auf Populationsniveau ergeben ist mit den vorliegenden Ergebnissen allerdings nicht zu klären.

Abbildung 63: Vergleich der Größenverteilung der Versuchsfische aus den Fängen der Elektrofischfang im Neckar und der Fische aus dem Netzfang in den Subkorridoren. Verglichen werden nur die Fische mit einer TL >15 cm. Die Anzahl der Fische in den beiden Gruppen ist anhand der Zahl der Fische >10 – 15 cm standardisiert.

Vergleich Größenverteilung Versuchsfische und Fische aus Netzfang



Quelle: IGF/FLUSS

4.2.3 Artselektivität Fischabstiegsanlage

Im Laufe der Untersuchung konnte keine effektive Ableitung vor dem Gefahrenbereich Restwasserturbine nachgewiesen werden. Die Schutzrate von 4 % (Abbildung 52) ist äußerst gering, sodass die Fischschutzeinrichtung für alle Arten als schlecht anzusehen und darüber hinaus keine artspezifische Aussage möglich ist.

Für den Subkorridor Leerschuss/Bypass wurde eine **Artenselektivität** von 0,28 ermittelt, wenn alle autochthonen Arten in Betracht gezogen werden. Äsche, Bitterling, Kaulbarsch, Nase und Schleie nutzten den Subkorridor Leerschuss/Bypass nicht. Da die meisten Arten an der Rappenbeghalde bei Tübingen im Neckar nur mit sehr wenigen Individuen vertreten waren, ist die Aussagekraft des Parameters Artenselektivität der Fischschutzeinrichtung jedoch sehr eingeschränkt. Beispielsweise wurden insgesamt nur sieben Äschen (juvenil) gefangen, sämtlich im Subkorridor Hauptturbine. Diese geringe Individuenzahl erlaubt keine gesicherte Aussage. Das Ergebnis deutet aber darauf hin, dass für diese Art am Standort keine ausreichende Schutzwirkung erzielt wird. Vertreter aller Arten mit mehr als 1 % Dominanzanteil an den Netzfängen im Hauptkorridor WKA stiegen auch über den Subkorridor Leerschuss/Bypass ab, sodass unter Berücksichtigung dieses Kriteriums keine Artenselektivität vorliegt. Bei den häufigeren Arten zeigt sich, dass die pelagischen Vertreter wie der Schneider deutlich höhere Schutzraten aufweisen, als die sohlorientierten Arten Aal, Barbe und Schmerle (Abbildung 54). Für den Aal als katadrome Wanderart und die Barbe als Mitteldistanzwanderer ist dieses Ergebnis besonders kritisch, da sie besonders lange Distanzen zwischen Laich- und Aufwuchshabitaten zurücklegen und somit mehrere Wasserkraftstandorte durchwandern müssen. Besonders von der geringen Schutzrate (0,10) des Aales leitet sich Handlungsbedarf ab. Am Standort ist sohlseitig des horizontal schräg angeströmten Leitrechens eine mindestens 0,92 m hohe Sohlleitwand verbaut (Abbildung 11). Damit sollte eine gute Schutz- und Leitwirkung für sohlorientierte Arten gegeben sein (Ebel 2013). Ein möglicher Grund für die geringe Schutzrate sohlorientierter Arten ist die Anfälligkeit des Bereiches vor der sohnahen Bypassöffnung für Verschlammung und Verklausung. Dies schränkt die Auffindbarkeit der bodennahen Einstiegsöffnung in den Bypass zumindest zeitweise stark ein. Parallel reduziert diese Ablagerung den Abstand des Rechen zur Sohle. Vor den Untersuchungen der Kampagne 3 erfolgte darum eine intensive Sohlberäumung. In der darauffolgenden Phase konnte eine Nutzung des sohnahen Einstiegs, wenn auch geringer als die mittleren und oberen Einstiegsöffnung mit dem Imaging Sonar (Abbildung 43) belegt werden. Da keine Information bezüglich der Artzugehörigkeit der beobachteten Bewegung möglich ist, kann nicht abschließend evaluiert werden, ob die Beräumung einen Effekt speziell für Sohlorientierte hatte oder nicht. Eine systematische Untersuchung des Effektes der Sohlberäumung auf die Bypassnutzung war nicht möglich. Die Anfälligkeit der sohnahen Einstiegsöffnung gegenüber Verschlammung und Verklausung für den Dauerbetrieb ist kritisch, da dieser Bereich durch die regelmäßigen gezielten Spülvorgänge des Oberwassers nur unzureichend geräumt wird.

4.2.4 Mortalität und Schädigung bei Passage

Die passagebedingte Mortalität und Schädigung, konnte unter Berücksichtigung der Vorschädigung sowie der handlingbedingten Schädigung, für alle relevanten Subkorridore quantifiziert werden. Unter handlingbedingter Schädigung und Mortalität sind alle Einflüsse zusammengefasst, die auf die Untersuchungsmethodik zurückzuführen ist (Fang, Transport, Hälterung, Umgang). Wenngleich ein starker Temperaturanstieg und gleichzeitigen Abfall der Sauerstoffsättigung im Neckar während des extrem heißen Sommers 2018 eine relativ hohe methodenbedingte Schädigungs- bzw. Mortalitätsrate verursachte, zeigten sich signifikante

Unterschiede zwischen den Turbinenpassanten und den Fischen, welche den Bypass oder Leerschuss zum Abstieg nutzen

Die deutlich höhere direkte Mortalität in der Restwasserturbine im Vergleich zur Hauptturbine wird durch die statistische Analyse nicht signifikant abgesichert. Der Grund hierfür ist die kleine Stichprobengröße wegen der geringen Verfügbarkeit geeigneter Versuchsfische im Neckar und die niedrige Wiederfangraten von 21 % im Subkorridor Hauptturbine und 19 % im Subkorridor Restwasserturbine bewirkten. Eine Erhöhung der Wiederfangrate wäre durch eine Injektionseinrichtung bis unmittelbar vor den Turbineneinlauf möglich gewesen. Die Fische wären dadurch zum Abstieg durch die Turbine gezwungen, jedoch möglicherweise in ihrem natürlichen Verhalten eingeschränkt, was potenziell Auswirkungen auf die Schädigungswahrscheinlichkeit haben kann. Ein im Vergleich zu Kaplan-turbinen höheres Mortalitätsrisiko für Fische in der für die Restwasserverstromung genutzten Durchströmturbine ist plausibel. Eine hohe direkte Schädigungseinwirkung durch Kontakt mit dem Laufrad und eine daraus resultierende hohe direkte Mortalitätsrate ist mehrfach belegt (Gloss & Wahl 1983; Dubois & Gloss 1993, Dainys et al. 2018). Grund hierfür ist die Tatsache, dass das Wasser bei Durchströmturbinen orthogonal auf die horizontal liegende, walzenförmige Turbine trifft und Fische sowohl beim Eintritt in die Walze als auch beim Austritt, direkte Treffer erleiden können. Für besonders langgestreckte Fische wie den Aal, ist dies besonders gefährlich (Abbildung 64).

Abbildung 64: Aal (*Anguilla anguilla*) mit durchtrenntem Rumpf nach Passage der Restwasserturbine (Durchströmturbine) am Ausleitungswehr der WKA Rappenberghalde



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Die Kombination aus geringer Schutzrate und hoher Gefahr durch die Restwasserturbine führt am Hauptkorridor Ausleitungswehr zur Schädigung von 55 % der Tiere und einer Mortalitätsrate von 35,9 %. Dieser Wert erscheint zunächst hoch, liegt jedoch noch im unteren bis mittleren Bereich, der für diesen Turbinentypus ermittelten Mortalitätsraten. Dies ist wahrscheinlich in der Dominanz der relativ kleinen Fische im Experiment begründet. Gloss & Wahl (1983) beziffern die Mortalitätsrate in Durchströmturbinen für Fische mit 85 mm TL mit 15 %, während sie für Fische mit 280 mm TL bereits 70 % angeben. Dies verdeutlicht die Notwendigkeit effizienter Fischschutz- und Fischabstiegssysteme mit geringem Stababstand vor Durchströmturbinen. Der Subkorridor Wehrüberfall konnte im Rahmen der Untersuchung nicht beprobt werden. Dies ist vor allem in der geringen Wasserführung des Neckars ohne Wehrüberströmung begründet. Zudem ist es technisch sehr aufwendig, die Fische nach dem Wehrabstieg, ohne starke methodenbedingte Schäden schonend zu fangen. Mit einer Überströmung des Wehrüberfalls ist zu rechnen, sobald der Abfluss die Summe der Durchflüsse

der übrigen Subkorridore übersteigt. Dies ist ab einem Abfluss von 24 – 28 m³/s der Fall. Gemäß offiziellem Korrekturfaktor (1,4) in Bezug auf den Pegel Horb entspricht dies einem Abfluss von 17 – 20 m³/s am Pegelstandort (LUBW 2009). Die gemittelten Abflusswerte zwischen 1932 und 2009 überstiegen an ca. 65 Tagen im Jahr diesen Abfluss ($Q_{270} = 16,1 \text{ m}^3/\text{s}$, $Q_{300} = 20,6 \text{ m}^3/\text{s}$). In dieser Zeit ist theoretisch ein Abstieg über die Wehrkante möglich. Ähnlich wie im Leerschuss wird dieser aufgrund der hohen Energiedichte im Tosbecken nicht komplett schadlos verlaufen. Nach Dumont et al. (2005, S. 88) besteht in Tosbecken ein mäßiges Schadpotential für Fische. Entsprechend der Arbeitshilfe zu Fischaufstiegsanlagen an Bundeswasserstraßen BAW/BfG (2015) sind ggf. Schädigungen von Fischen bei der Tosbeckenpassage neben unvermeidbaren plötzlichen Fließwechseln auch aufgrund von Scherspannungen, physischen Einwirkungen, Druckunterschieden, Turbulenzen und Energiedissipationsraten zu erwarten. Die Energiedissipationsrate kann nach BAW/BfG (2015) nicht beliebig reduziert werden, da das Maß der kinetischen Energie auf ein Niveau reduziert werden muss, bei dem der Abfluss über das Wehr für das anschließende Gewässerbett unschädlich ist. Zu starke Scherspannungen können vermieden werden, wenn das Tosbecken ein Volumen von mindestens 10 m³ pro 1 m³/s Abfluss aufweist (Odeh & Orvis, 1998). Für das Tosbecken am Ausleitungswehr der WKA Rappenberghalde ist dieser Grenzwert bis zum Abfluss Q_{362} eingehalten.

Mit Sicherheit dürfte die Wehrpassage ein geringeres Schädigungspotenzial besitzen als die Restwasserturbine. Die reale, auf das gesamte Abflussspektrum bezogene Mortalitätsrate im Hauptkorridor Ausleitungswehr wird daher etwas geringer ausfallen als während der Untersuchungskampagnen ermittelt.

Am Hauptkorridor Wasserkraftanlage wurde neben dem Bypass auch der Leerschuss als alternativer Abstiegsweg genutzt. Bei der Passage der Fische über den Bypass traten sowohl bei potamodromen Arten, als auch beim Aal nahezu keine Schädigungen mittleren bis schweren Schweregrades auf während im Leerschuss zumindest Schädigungen mittleren Schweregrades nicht selten waren. Eine Erhöhung der Attraktivität des Bypasses, mit resultierendem reduziertem Anteil über den Leerschuss absteigender Fische, würde die Schädigungsrate im Hauptkorridor Wasserkraftanlage reduzieren. Zusätzlich wäre zu prüfen, ob Modifikationen am Leerschuss das Schädigungsrisiko in diesem Subkorridor verringern könnten. Als potenzielle Gefahrenquellen sind im Leerschuss die Kante des Spülschützes und das Tosbecken zu nennen. Im Tosbecken können Schädigungen bei hohen Scherspannungen oder bei Kollisionen mit Treibgut und den Tosbeckenbegrenzungen hervorgerufen werden. Das Spülschütz ist aus einem glatten ausgezogenen Blech geformt und somit bereits für Fische schädlich. Der für die Vermeidung schädigender Scherspannungen gegebene Grenzwert von mindestens 10 m³ Tosbeckenvolumen je m³/s Durchfluss (Odeh & Orvis 1998) wird nicht überschritten (hier: 18,3 m³/(m³/s)). Auch die nach Dumont et al. (2005) empfohlene minimale Wassertiefe von 1/4 der Fallhöhe (hier: 2/3) ist gegeben. Dass dennoch Schädigungen der Fische auftraten, deutet darauf hin, dass weitere Faktoren zu berücksichtigen sind. Bei den beobachteten hochturbulenten Zuständen sind Kollisionen mit Treibgut und den Tosbeckenbegrenzungen nicht auszuschließen. Nach Ebel (2013) wird entsprechend den Erfahrungen aus vorhergehenden Untersuchungen ein maximaler Energieeintrag als indirektes Maß für den Turbulenzgrad von 500 W/m³ für Fischabstiegsmöglichkeiten als vorläufiger Grenzwert vorgeschlagen. Für das Tosbecken im Leerschuss wird dieser deutlich überschritten (1529 W/m³). Den Kontakt mit Geschwemmsel oder den Tosbeckenwänden und der Sohle können die Fische unter diesen Umständen offensichtlich nicht zuverlässig vermeiden.

Um die Schädigungswahrscheinlichkeit im Leerschuss zu reduzieren, wäre die Verringerung der Leistungsdichte bei der Energiedissipation bspw. durch eine Vergrößerung der Tosbeckendimensionierung oder Reduktion der Spülwassermenge möglich. Des Weiteren kann

eine höhere Reinigungsfrequenz die Kollisionswahrscheinlichkeit der Fische mit Geschwemmseel verringern.

4.2.5 Zusammenfassende Bewertung des Fischschutzsystems

Die vorliegenden Daten lassen fundierte Aussagen zur Wirksamkeit der Fischschutzeinrichtungen an der Wasserkraftanlage Rappenberghalde zu. Die Situationen der räumlich und funktional getrennten Hauptkorridore Ausleitungswehr und Wasserkraftanlage unterscheiden sich dabei. An der Restwasserturbine passierten viele absteigenden Fische den vertikal schräg angeströmten Fischschutzrechen mit 20 mm lichtem Stababstand und wurden folglich nicht an der Turbinenpassage gehindert. Eine Ableitung zur benachbarten Fischaufstiegsanlage (FAA), wo ein schadloser Abstieg möglich wäre, war nicht nachweisbar. Der alternative Subkorridor ist für absteigende Fische kaum auffindbar. Der oberwasserseitige Einstieg in die Fischaufstiegsanlage ist zu weit vom Fischschutzrechen entfernt (Abbildung 65) und wegen einer langen Trennmauer im Zulaufkanal (Abbildung 8) ist keine Leitwirkung des Rechens Richtung FAA gegeben.

Abbildung 65: Räumliche Trennung von Fischaufstiegsanlage und Restwasserturbine



Quelle: [IGF Jena/FLUSS]

Auch zur Spülrinne hin erfolgte durch den vertikal schräg angeströmten Fischschutzrechen keine Ableitung der Fische. Der Fischschutzrechen besitzt eine mechanische Schutzwirkung für Fische, die diesen aufgrund ihrer Körpermaße nicht passieren können. Bei einem Stababstand von 20 mm ist für die häufigsten Fischarten am Standort allerdings eine Passage des Rechens bei einer Totallänge von 20 cm und mehr problemlos möglich (A.2), sodass der installierte Rechen nur eine stark eingeschränkte Schutzwirkung entfaltet. Dieser Umstand ist durch die hohen Mortalitäts- und Schädigungsraten in der als Durchströmturbine ausgeführten Restwasserturbine besonders gravierend. Aus der hohen Frequentierung des Gefahrenbereichs

und der starken Schädigungswirkung sind negative Auswirkungen auf die Ökologie und die Fischpopulationen zu erwarten. Diesen stehen die geringe Leistung der Restwasserturbine von 10 kW gegenüber. Unter den aktuellen baulichen und räumlichen Gegebenheiten wäre eine Reduktion der Schädigung in diesem Hauptkorridor ohne größere Umbaumaßnahmen nur durch ein Abschalten der Restwasserturbine möglich. Die Mindestwasserabgabe von 1,55 m³/s in die Ausleitungsstrecke müsste dann über den Wehrüberfall erfolgen, wobei unklar ist, in welchem Maß diese von den Fischen als Abstiegsmöglichkeit genutzt würde. Eine Meidereaktion der Fische auf den Überfall ist nicht auszuschließen. In diesem Fall wäre durch die geänderte Abflussverteilung im Unterwasser zudem die Auffindbarkeit der Fischaufstiegsanlage für aufsteigende Fische verschlechtert. Auf Grund der räumlichen Situation ist die Installation eines funktionalen Fischschutzsystems vor der Restwasserturbine schwierig. Dieses müsste einen Rechen mit geringerem Stababstand und eine an die vorkommenden Fischarten angepasste Anströmgeschwindigkeit aufweisen. Zudem wäre ein gut auffindbarer Bypass in unmittelbarer Rechnenähre zu positionieren. Eine ausschließlich oberflächennah öffnende Abstiegsanlage ist aufgrund der großen Dominanzanteile sohlorientierter nicht ausreichend. Es wäre denkbar, den Bypass in die Fischaufstiegsanlage einzuleiten. Hierbei wäre darauf zu achten, dass die Becken dadurch nicht hydraulisch überlastet werden. Ein Austausch der Durchströmturbine durch eine fischschonende Turbine könnten den Fischschutz und Fischabstieg in diesem Hauptkorridor deutlich verbessern. Standortübergreifend sollte der Einsatz von Durchströmturbinen aufgrund des baulich bedingten hohen Schädigungsrisikos für Fische kritisch geprüft werden sofern durch Fischschutzmaßnahmen das Eindringen der Fische nicht effektiv verhindert werden kann und keine funktionierenden Bypässe vorhanden sind. Das Schädigungsrisiko der Fische bei Passage der Kaplan turbinen am Standort Rappenberghalde war deutlich geringer als bei der Durchströmturbine.

Im Hauptkorridor Wasserkraftanlage funktioniert das Fischschutzsystem, bestehend aus horizontalem Leitreehen und Bypass, besser. Der horizontal, schräg angeströmte Fischschutzreehen der Wasserkraftanlage mit 15 mm lichtem Stababstand und einem Anströmwinkel von 30° zeigte eine gute mechanische, aber auch verhaltensbedingte Schutzwirkung wie sie für andere Anlagen ähnlicher Bauart belegt ist (Ebel 2013). Dies führt dazu, dass 54 % der Fische nicht über die Hauptturbine, sondern über den Leerschuss oder Bypass absteigen. Dennoch ist der Anteil der Fische, die den Bypass als den schonendsten Subkorridor nutzen zu gering. Die Hauptursache hierfür ist mit hoher Wahrscheinlichkeit die räumliche Anordnung der Bypassöffnungen im Oberwasser zu weit entfernt vom Fischschutzreehen und in einem sehr strömungsarmen Bereich. Die Ergebnisse der Untersuchung zeigen, dass die Auffindbarkeit des Bypasses dadurch eingeschränkt ist. Zudem verlässt ein Teil der Fische das Evakuierungsbecken des Bypasses wieder bevor sie beim Leerungsvorgang des Evakuierungsbeckens in das Unterwasser gelangen können. Ursache hierfür ist die diskontinuierliche Arbeitsweise des als Fischschleuse ausgelegten Bypasses. Eine Verkürzung der Intervalle zwischen den Leerungen des Evakuierungsbeckens und der Einbau von Kehlenkonstruktionen an den Bypasseinstiegen brachten keine deutliche Verbesserung. Der Bypass weist in seiner jetzigen Betriebsweise einen geringen Wasserverbrauch auf und ist im Hinblick auf die Wassernutzung sehr effizient. Die diskontinuierliche Arbeitsweise schränkt jedoch die Passagemöglichkeit auf begrenzte Zeitfenster ein. Der ebenfalls nur periodisch während der Spülvorgänge zur Geschwemmselabführung geöffnete Leerschuss wird ebenfalls von den Fischen für den Abstieg in das Unterwasser genutzt. Das Schädigungsrisiko ist hierbei aber höher als bei der Bypassnutzung (Kapitel 3.3.6.4). Die Standort schädigungsrate ist aktuell hierdurch höher als wenn alle Fische den Bypass nutzten. Trotz des hervorragend funktionierenden Fischschutzreehens und seiner guten Schutz- und Leitfunktion verhindern Defizite im Bypass einen effektiven Fischschutz und Fischabstieg. Modifikationen des

Bypasssysteme könnten die aktuelle Situation weiter verbessern. Eine deutliche Verbesserung der Schutzrate im Bereich des Hauptkorridors Wasserkraftanlage wäre durch den Betrieb einer kontinuierlichen Abstiegsmöglichkeit denkbar. Eine optimale Position für die Einstiege wäre unmittelbar am Ende des Fischschutzrechens im Bereich des Leerschusses. Es wäre zu prüfen, ob der Bypass direkt in das Tosbecken des Leerschusses münden könnte. Dabei wäre sicherzustellen, dass die Energiedichte in den Becken des Leerschusses so gering ist, dass Schädigungen durch Turbulenzen während der Spülvorgänge ausgeschlossen sind. Der oberflächennahe Abstieg über den Leerschuss ist für stark sohlorientierte Fischarten keine geeignete Alternative. Für diese Gruppe ist eine sohlnahe Bypassöffnung zwingend erforderlich.

Danksagung

Mit Stephan Naumann (Umweltbundesamt) hatten wir einen konstruktiven und engagierten Vertreter des Auftraggebers. Die Autoren danken darüber hinaus den Stadtwerken Tübingen für die Möglichkeit, den Standort untersuchen zu können und die große Hilfsbereitschaft bei den Untersuchungskampagnen vor Ort. Besonderer Dank gilt Ralph Raisch als direktem Ansprechpartner der Stadtwerke Tübingen, der organisatorische und logistische Probleme an der Anlage löste und gemeinsam mit dem Planer Andreas Roth (Hydro-Energie Roth GmbH) umfangreiche Informationen zum Standort zur Verfügung stellte. Beide sorgten zudem noch während der Untersuchung für die Umsetzung erster Optimierungsvorschläge. Clemens Schorp sowie Volker Fleck (beide Stadtwerke Tübingen) unterstützten unser Vorhaben tatkräftig vor Ort. Die Abteilungen Fischerei, insbesondere Dr. Manuel Konrad, Christoph Dapp und Uwe Dußling sowie Frau Dr. Hogreve von der Abteilung Veterinärwesen des Regierungspräsidiums ermöglichten uns durch Ihre Beratungen und schnelle Verfahren einen reibungslosen Ablauf. Frau Maria Schmalz und Frau Dr. Schletz begleiteten das Vorhaben als Tierschutzbeauftragte bzw. fachkundige Tierärztin. Der Kreisfischereiverein Tübingen zeigte sich dem Vorhaben gegenüber stets offen und interessiert, stimmte jederzeit der Durchführung der Elektrofischerei in seinen Gewässern und der Entnahme zur Besenderung zu. Darüber hinaus informierte er die Fischereirechtsausübenden umfassend über die durchgeführten Besenderungen. Chris Morres half selbst am Sonntag Hamennetze per Kran zu bergen. Besonderer Dank gilt allen Helfern im Freiland, die mit großem Einsatz Tag und Nacht Netze leerten und Daten erhoben.

Quellenverzeichnis

- Adam, B.; Schwevers, U. & Dumont, U. (2000): Beiträge zum Schutz abwandernder Fische – Verhaltensbeobachtungen in einem Modellgerinne. VNW-Verlag Natur und Wissenschaft Solingen
- Adam, B.; Schürmann, M. & Schwevers, U. (2013): Zum Umgang mit aquatischen Organismen - Versuchstierkundliche Grundlagen. Springer Spektrum, Wiesbaden.
- Baer J.; Konrad, M.(2016): Go against the flow? Untersuchungen zur Auswirkung einer inversen Lockströmung in einer Fischabstiegsanlage. Korrespondenz Wasserwirtschaft. 9. 467-471.
- (BAW)/BfG Bundesanstalt für Wasserbau/ Bundesanstalt für Gewässerkunde (2015): Arbeitshilfe Fischaufstiegsanlagen an Bundeswasserstraßen (AH FAA), Version 2.0, 26.06.2015
- Becker, A.; Rey, P.; Ortlepp, J.; Hesselschwerdt, J.; Konrad, M.; Winkler, J.; Dussling U. (2019): Vom Wildfluss zur Wasserstraße – Fischfauna und Fischerei im Oberen Neckar. Landesfischereiverband Baden-Württemberg e.V., Fellbach, 108 S.
- Benitez, J.P., Dierckx, A., Goffaux, D., Sonny, D. & Ovidio, M., (2011). Mise en place et suivi scientifique d'un protocole experimental visant à évaluer la mortalité de l'ichtyofaune suite à la dévalaison à travers une roue de moulin. Rapport final au ministère de la Région Wallonne, DGRNE--- Division de l'Eau, Direction des Cours d'eau non navigables. Université de Liège, Laboratoire de Démographie des Poissons et d'Hydroécologie, 35 S., Dezember 2011.
- Benjamini, Y.; Hochberg, Y. (1995): Controlling the false discovery rate: a practical and powerful approach to multiple testing. Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological), Vol. 57, No. 1.
- Dainys, J.; Stakėnas, S.; Gorfine, H.; Ložys, L. (2018): Mortality of silver eels migrating through different types of hydropower turbines in Lithuania. In: River Res Applic 34 (1), S. 52–59. Online verfügbar unter <https://doi.org/10.1002/rra.3224>.
- Dubois, R. B.; Gloss, S. P. (1993): Mortality of juvenile American shad and striped bass passed through Ossberger crossflow turbines at a small-scale hydroelectric site. In: North American Journal of Fisheries Management 13 (1), S. 178–185.
- Dumont, U., Anderer, P. & Schwevers, U. (2005): Handbuch Querbauwerke. Ministerium für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft des Landes Nordrhein-Westfalen, Düsseldorf.
- Dumont, U., Anderer, P. & Schwevers, U. (2012): Methoden zur Untersuchung von Fischwanderungen und der Schädigung von Fischen an Wasserkraftstandorten. Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau
- DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2005): Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle, 2. korrigierte Auflage, Juli 2005
- Ebel, G. (2013): Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen. Handbuch Rechen- und Bypasssysteme. Hg. v. Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie. Halle (Saale) (Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie, 4).
- Ebel, G; Fredrich, F.; Gluch, A.; Lecour, C.; Wagner, F.: Methodenstandard für die Funktionskontrolle von Fischaufstiegsanlagen. Sindelfingen. In: BWK-Methodenband, 2006
- Ebel, G.; Gluch, A.; Kehl, M. (2015): Einsatz des Leitrechen-Bypass-Systems nach Ebel, Gluch & Kehl (2001) an Wasserkraftanlagen – Grundlagen, Erfahrungen und Perspektiven. Wasserwirtschaft 7-8/2015: 44-50, Hennef.
- Edler, C., O. Diestelhorst & M. Kock (2011): Untersuchungen zur Abwanderung und Schädigung von Fischen an der Wasserkraftschnecke Rhede-Krechting (Bocholter Aa, Kreis Borken) im Sommer und Herbst 2010. Abschlussbericht im Auftrag des Landesfischereiverbandes Westfalen und Lippe e.V., Münster. – Planungsgemeinschaft terra aqua, Bochum.

Egg, L.; Pander, J.; Mueller, M. & Geist, J. (2018): Comparison of sonar-, camera- and net-based methods in detecting riverine fish-movement patterns. *Marine and Freshwater Research*. 12/69: 1905–1912. <https://doi.org/10.1071/MF18068>.

Geiger, F., Sepp, A. & Rutschmann, P. (2016): Fischabstiegsuntersuchungen am Schachtkraftwerk. In: „Wasserbau – mehr als Bauen im Wasser“. Beiträge zum 18. Gemeinschafts-Symposium der Wasserbau-Institute TU München, TU Graz und ETH Zürich: 672–681.

Gloss, S. P.; Wahl, J. R. (1983): Mortality of juvenile salmonids passing through Ossberger crossflow turbines at small-scale hydroelectric sites. In: *Transactions of the American Fisheries Society* 112 (2A), S. 194–200.

Holzner, M. (1999): Untersuchungen zur Vermeidung von Fischschäden im Kraftwerksbereich. – SchrR. Landesfischereiverband Bayern 1, 224 S.

Huet, M. (1959): Profiles and Biology of Western European Streams as Related to Fish Management. *Transactions of the American Fisheries Society* 88, 155–163.

Illies, J. & Botosaneanu, L. (1963): Problèmes et methodes de la classification et de la zonation ecologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung der Theoretischen und Angewandten Limnologie*, 1-57.

Keefer, M. L.; Caudill, C. C.; Johnson, E. L.; Clabough, T. S.; Boggs, C. T.; Johnson, P. N. & Nagy, W. T. (2017): Inter-Observer Bias in Fish Classification and Enumeration Using Dual-frequency Identification Sonar (DIDSON): A Pacific Lamprey Case Study. *Northwest Science*. 91: 41–53. <https://doi.org/10.3955/046.091.0106>.

LAZBW Landwirtschaftliches Zentrum Baden-Württemberg (2016). *FischRef BW 2.0 Überarbeitete fischfaunistische Referenzen zur ökologischen Fließgewässerbewertung gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie in Baden-Württemberg*.

LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hg.) (2009): *Deutsches Gewässerkundliches Jahrbuch – Rheingebiet, Teil I – Hoch- und Oberrhein*. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg., 159 S., Karlsruhe.

LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg (Hg.) (2016): *Handreichung Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen - Fachliche Grundlagen*. LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg., 30 S., Karlsruhe.

Loures, R.C.; Pompeu, P.S. (2015): Seasonal and diel changes in fish distribution in a tropical hydropower plant tailrace: Evidence from hydroacoustic and gillnet sampling. *Fish. Manag. Ecol.* 2015, 22, 185–196.

Matsumoto, T.; Kawamura, G. (2005): The eyes of the common carp and Nile tilapia are sensitive to near-infrared. *Fisheries Science*. 2/71: 350–355. <https://doi.org/10.1111/j.1444-2906.2005.00971.x>.

Mueller M.; Pander, J. & Geist, J. (2017): Evaluation of external fish injury caused by hydropower plants based on a novel field-based protocol. *Fisheries Management and Ecology*, 240–255.

Negrea, C.; Thompson, D. E.; Juhnke, S. D.; Fryer, D. S. & Loge, F. J. (2014): Automated Detection and Tracking of Adult Pacific Lampreys in Underwater Video Collected at Snake and Columbia River Fishways. *North American Journal of Fisheries Management*. 1/34: 111-118. Taylor & Francis.

Odeh, M.; Orvis, C. (1998): Downstream Fish Passage Design Considerations and Developments on Hydroelectric Projects in the North USA. - in: Jungwirth, M. et al. (HRS.G.): *Fish Migration and Fish Bypasses*. - Oxford (Fishing News Books), S. 67 - 280.

Økland, F., Teichert, M. A. K., Thorstad, E. B., Havn, T. B., Heermann, L., Sæther, S. A., Diserud, O. H., Tambets, M., Hedger, R. D., Borcharding, J. (2016). Downstream migration of Atlantic salmon smolt at three German hydropower stations. NINA Report 1203: 1-47. Norwegian Institute for Nature research (NINA), Trondheim, Norwegen.

Økland, F., Teichert, M.A.K., Havn, T.B., Thorstad, E.B., Heermann, L., Sæther, S.A., Tambets, M. & Borchering, J. (2017a). Downstream migration of European eel at three German hydropower stations. NINA Report 1355: 53 pages, including appendix. Norwegian Institute for Nature research (NINA), Trondheim, Norwegen.

Økland, F., Teichert, M.A.K., Thorstad, E.B., Havn, T.B., Heermann, L., Sæther, S.A., Diserud, O.H., Tambets, M. & Borchering, J. (2017b). Downstream migration of Atlantic salmon smolt at Unkelmühle power station in 2016. NINA Report 1412: 38 S. Norwegian Institute for Nature research (NINA), Trondheim, Norwegen.

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: 31–43. <http://dx.doi.org/10.1111/fme.12263>.

Ransom, B.H.; Steig, T.W. (1994): Using Hydroacoustics to Monitor Fish at Hydropower Dams. Lake Reserv. Manag. 1994, 9, 163–169.

Schmalz, M. (2012): Funktionskontrolle der Fischaufstiegsanlagen an den Wasserkraftanlagen Spichra, Mihla und Falken an der Werra - Abschlussbericht.

Schmalz, M. (2014): Funktionskontrolle der Fischschleuse an der Wasserkraftanlage Höllenstein am Schwarzen Regen. Gutachten im Auftrag der Kraftwerk am Höllenstein GmbH

Schmalz, M. (2015): Funktionskontrolle der Fischschleuse an der Wasserkraftanlage Höllenstein am Schwarzen Regen. Anhang zum Abschlussbericht. Erweiterung des Monitorings 2015 Gutachten im Auftrag der Kraftwerk am Höllenstein GmbH

Schmalz, W. (2002): Modifizierung, Erprobung und Untersuchung einer neuartigen Fangtechnik zur Erforschung des Fischabstiegs im Bereich von Wasserkraftanlagen. - Abschlussbericht zum DBU-geförderten Projekt, Az: 18620.

Schmalz, W.; Schmalz, M. (2007): Durchführung systematischer Untersuchungen zur Konzeption funktionsgerechter Wanderhilfen im Bereich von Wasserkraftanlagen am Beispiel der Wasserkraftanlage Camburg/Döbritschen (Thüringen). - Abschlussbericht zum DBU-geförderten Projekt, Az: 18364/01.

Schmalz, W. (2010): Untersuchungen zum Fischabstieg und Kontrolle möglicher Fischschäden durch die Wasserkraftschnecke an der Wasserkraftanlage Walkmühle an der Werra in Meiningen. Untersuchungen im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie.
https://www.thueringen.de/imperia/md/content/tlug/wasserwirtschaft/wasserbau/wasserkraft/abschlussbericht_wasserkraftschnecke.pdf

Schmalz, W. (2013): Funktionskontrollen der Fischaufstiegs- und Fischabstiegsanlage an der Wasserkraftanlage Hüttengrund an der Steinach. - Gutachten im Auftrag der Muldekraftwerk Greppin GmbH

Schmalz, W.; Wagner, F.; Sonny, D. (2015): Arbeitshilfe zur standörtlichen Evaluierung des Fischschutzes und Fischabstieges. Studie im Auftrag des Ecologic Institutes gemeinnützige GmbH (Hrsg. Umweltbundesamt), 216 S., Berlin.

Schmidt, M.; Tuhtan, J. & Schletterer, M. (2018): Hydroacoustic and Pressure Turbulence Analysis for the Assessment of Fish Presence and Behavior Upstream of a Vertical Trash Rack at a Run-of-River Hydropower Plant. Applied Sciences. 10/8: 1723.

Schmutz, S. & Jungwirth, M. (1999): Fish as indicators of large river connectivity: the Danube and its tributaries. Arch. Hydrobiol. Suppl. 115, 329-348.

Schönborn, W. (2003): Lehrbuch der Limnologie. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 588 S. Stuttgart.

Stadtwerke Tübingen (13.02.2014): Pressemitteilung der Stadtwerke Tübingen.
<https://www.swtue.de/unternehmen/aktuell/neuigkeiten/detail/wasserkraftwerk-rappenberghalde-fischschutz-deutlich-erhoeht.html>. Aufgerufen am 10.11.2016.

Steig, T.W.; Iverson, T.K. (1998): Acoustic monitoring of salmonid density, target strength, and trajectories at two dams on the Columbia River, using a split-beam scanning system. Fish. Res. 1998, 35, 43–53.

UBA (2016): Ausschreibung zum F+E Vorhaben Forschungskennzahl [3716 24 202 0]. Dessau-Roßlau.

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R. & Cushing, C. E. (1980): The river continuum concept. Can. J. Fish. Aq. Sci. 37, 130-137.

Wagner, F. (2013a): Überprüfung der Fischschutz- und Fischabstiegseinrichtungen sowie der Fischschädigung an der WKA Wehlitz/Weiße Elster. Studie im Auftrag des WKA-Betreibers Andreas Knapikowski, 79 S., Jena.

Wagner, F. (2013b): Überprüfung der Fischschutz- und Fischabstiegseinrichtungen sowie der Fischschädigung an der WKA Lützschena/Weiße Elster. Studie im Auftrag des WKA-Betreibers Josef Bauer, 87 S., Jena.

Wagner, F. (2013c): Überprüfung der Fischschutz- und Fischabstiegseinrichtungen sowie der Fischschädigung an der WKA Stahmeln/Weiße Elster. Studie im Auftrag der Mühlenwerke Stahmeln GmbH, 89 S., Jena.

Wagner, F. (2016): Vergleichende Analyse des Fischabstiegs an drei Wasserkraftanlagen einer Kraftwerkskette. Wasserwirtschaft. 2-3: 35–41.

Wagner, F.; Warth, P.; Royan, M.; Lindig, A.; Müller, N.; Stamm, J. (2019): Laboruntersuchungen zum Fischabstieg über ein Wasserwirbelkraftwerk. Wasserwirtschaft. 9/2019: 64–67.

A Anhang

A.1 Liste der genutzten umgangssprachlichen Namen und der korrespondierenden wissenschaftlichen Artnamen

Umgangssprachlicher Name	wissenschaftlicher Artnamen
Aal	<i>Anguilla anguilla</i>
Äsche	<i>Thymallus thymallus</i>
Atlantischer Lachs	<i>Salmo salar</i>
Bachforelle	<i>Salmo trutta</i>
Barbe	<i>Barbus barbus</i>
Bachneunauge	<i>Lampetra planeri</i>
Bitterling	<i>Rhodeus amarus</i>
Blaubandbärbling	<i>Pseudorasbora parva</i>
Blei	<i>Abramis brama</i>
Döbel, Aitel	<i>Squalius cephalus</i>
Dreist. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>
Elritze	<i>Phoxinus phoxinus</i>
Flussbarsch	<i>Perca fluviatilis</i>
Giebel	<i>Carassius gibelio</i>
Goldfisch	<i>Carassius auratus</i>
Groppe, Mühlkoppe	<i>Cottus gobio</i>
Gründling	<i>Gobio gobio</i>
Güster	<i>Blicca bjoerkna</i>
Hasel	<i>Leuciscus leuciscus</i>
Karpfen	<i>Cyprinus carpio</i>
Karusche	<i>Carassius carassius</i>

Umgangssprachlicher Name	wissenschaftlicher Artname
Kaulbarsch	<i>Gymnocephalus cernua</i>
Nase	<i>Chondrostoma nasus</i>
Quappe	<i>Lota lota</i>
Rotaugen, Plötze	<i>Rutilus rutilus</i>
Rotfeder	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>
Schleie	<i>Tinca tinca</i>
Schmerle	<i>Barbatula barbatula</i>
Schneider	<i>Alburnoides bipunctatus</i>
Sonnenbarsch	<i>Lepomis gibbosus</i>
Strömer	<i>Telestes souffia</i>
Ukelei	<i>Alburnus alburnus</i>

A.2 Relative Breite (RB) und relative Höhe (RH) sowie die daraus errechnete maximale Körperlänge (TL) mit der die jeweilige Fischart einen Rechen mit dem Stababstand von 10, 15 oder 20 mm passieren kann, wenn eine entsprechende Breite (BR) bzw. Höhe (HÖ) zu Grunde gelegt wird, Datengrundlage ist (Quelle: berechnet nach Ebel 2013 bzw. eigene Daten)

Art	RB	RH	BR 10 mm	HÖ 10 mm	BR 15 mm	HÖ 15 mm	BR 20 mm	HÖ 20 mm
Aal	0,03	0,03	33,3	33,3	50,0	50,0	66,7	66,7
Äsche	0,1	0,18	10,0	5,6	15,0	8,3	20,0	11,1
Bachforelle	0,1	0,19	10,0	5,3	15,0	7,9	20,0	10,5
Barbe	0,11	0,17	9,1	5,9	13,6	8,8	18,2	11,8
Bitterling	0,1	0,26	10,0	3,8	15,0	5,8	20,0	7,7
Döbel, Aitel	0,12	0,21	8,3	4,7	12,5	7,1	16,7	9,5
Dreist. Stichling	0,12	0,22	8,3	4,6	12,5	6,9	16,7	9,2
Elritze	0,11	0,19	9,1	5,3	13,6	7,9	18,2	10,5
Flussbarsch	0,12	0,27	8,3	3,7	12,5	5,6	16,7	7,4
Giebel	0,15	0,3	6,7	3,3	10,0	5,0	13,3	6,7
Goldfisch	0,16	0,3	6,3	3,3	9,4	5,0	12,5	6,7
Groppe, Mühlkoppe	0,28	0,08	3,6	12,5	5,4	18,8	7,1	25,0
Gründling	0,12	0,16	8,3	6,3	12,5	9,4	16,7	12,5
Karpfen	0,20	0,29	5,0	3,45	7,5	5,2	10,0	6,9
Kaulbarsch	0,14	0,23	7,1	4,3	10,7	6,5	14,3	8,7

Art	RB	RH	BR 10 mm	HÖ 10 mm	BR 15 mm	HÖ 15 mm	BR 20 mm	HÖ 20 mm
Nase	0,11	0,24	9,1	4,2	13,6	6,3	18,2	8,3
Rotauge, Plötze	0,11	0,25	9,1	4,0	13,6	6,0	18,2	8,0
Schleie	0,13	0,22	7,7	4,5	11,5	6,8	15,4	9,1
Schmerle	0,1	0,14	10,0	7,1	15,0	10,7	20,0	14,3
Schneider*	0,09	0,196	11,1	5,1	16,7	7,7	22,2	10,2

* eigene Daten

A.3 Relative Breite (RB) und relative Höhe (RH) für die am Standort relevanten Fischarten und die daraus errechneten minimalen Körperlängen ab denen ein Fang mit 8 mm Maschenweite möglich ist. Berechnet wurde jeweils auf Grundlage der Körperhöhe (HÖ), als auch der Körperbreite (BR), die relevante Maximalgröße ist in fett dargestellt. Datengrundlage ist, falls nicht anders gekennzeichnet, Ebel 2013

Umgangssprachlicher Name	RB	RH	BR 8 mm	HÖ 8 mm	BR 10 mm	HÖ 10 mm	BR 20 mm	HÖ 20 mm
Aal	0,03	0,03	26,7	26,7	33,3	33,3	66,7	66,7
Äsche	0,1	0,18	8,0	4,4	10,0	5,6	20,0	11,1
Bachforelle	0,1	0,19	8,0	4,2	10,0	5,3	20,0	10,5
Barbe	0,11	0,17	7,3	4,7	9,1	5,9	18,2	11,8
Bitterling	0,1	0,26	8,0	3,1	10,0	3,8	20,0	7,7
Döbel, Aitel	0,12	0,21	6,7	3,8	8,3	4,8	16,7	9,5
Dreist. Stichling	0,12	0,22	6,7	3,6	8,3	4,5	16,7	9,1
Elritze	0,11	0,19	7,3	4,2	9,1	5,3	18,2	10,5
Flussbarsch	0,12	0,27	6,7	3,0	8,3	3,7	16,7	7,4
Giebel	0,15	0,3	5,3	2,7	6,7	3,3	13,3	6,7
Goldfisch	0,16	0,3	5,0	2,7	6,3	3,3	12,5	6,7
Groppe, Mühlkoppe	0,28	0,08	2,9	10,0	3,6	12,5	7,1	25,0
Gründling	0,12	0,16	6,7	5,0	8,3	6,3	16,7	12,5
Karpfen	0,2	0,29	4,0	2,8	5,0	3,4	10,0	6,9
Kaulbarsch	0,14	0,23	5,7	3,5	7,1	4,3	14,3	8,7

Umgangssprachlicher Name	RB	RH	BR 8 mm	HÖ 8 mm	BR 10 mm	HÖ 10 mm	BR 20 mm	HÖ 20 mm
Nase	0,11	0,24	7,3	3,3	9,1	4,2	18,2	8,3
Rotauge, Plötze	0,11	0,25	7,3	3,2	9,1	4,0	18,2	8,0
Schleie	0,13	0,22	6,2	3,6	7,7	4,5	15,4	9,1
Schmerle	0,1	0,14	8,0	5,7	10,0	7,1	20,0	14,3
Schneider*	0,09	0,196	8,9	4,1	11,1	5,1	22,2	10,2

* eigene Daten

A.4 Durchfluss der beiden Hauptturbinen im Juni 2017, berechnet auf Grundlage der Turbinenleistung von Turbine 1 (T1) und Turbine 2 (T2) (Quelle: Stadtwerke Tübingen)

Datum	Uhrzeit	Leistung (T1)	Beaufschlagung [%](T1)	Wirkungsgrad [%](T1)	Durchfluss [m³/s] (T1)	Leistung (T2)	Beaufschlagung [%](T2)	Wirkungsgrad [%](T2)	Durchfluss [m³/s] (T2)
23.06.2017	02:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	85,0	12,9%	46,3%	2,6
	04:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	114,3	16,0%	58,6%	3,7
	06:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	108,4	15,2%	56,5%	3,7
	08:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	102,6	14,4%	54,1%	3,6
	10:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	79,2	14,5%	52,4%	2,6
	12:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	116,6	17,2%	61,8%	3,6
	14:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	125,2	17,6%	62,3%	3,8
	16:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	101,0	15,2%	54,5%	3,1
	18:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	104,5	15,1%	54,2%	3,2
	20:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	122,5	17,2%	61,3%	3,8
	22:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	119,7	16,8%	60,6%	3,8
	00:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	125,2	17,6%	62,4%	3,8
24.06.2017	02:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	55,4	10,0%	36,5%	1,8
	04:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	115,4	16,3%	58,9%	3,7
	06:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	122,8	17,2%	61,7%	3,8
	08:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	115,4	16,2%	59,3%	3,7
	10:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	121,7	17,1%	61,1%	3,8

Datum	Uhrzeit	Leistung (T1)	Beaufschlagung [%](T1)	Wirkungsgrad [%](T1)	Durchfluss [m³/s] (T1)	Leistung (T2)	Beaufschlagung [%](T2)	Wirkungsgrad [%](T2)	Durchfluss [m³/s] (T2)
25.06.2017	12:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	96,7	14,6%	52,7%	3,1
	14:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	79,2	13,3%	47,3%	2,4
	16:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	117,8	16,5%	60,3%	3,7
	18:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	111,1	15,6%	57,5%	3,7
	20:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	57,3	11,3%	39,8%	1,7
	22:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	117,8	16,5%	59,7%	3,8
	00:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	124,8	17,5%	62,1%	3,8
	02:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	88,5	14,2%	44,7%	2,3
	04:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	101,4	15,8%	55,9%	3,0
	06:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	65,5	10,4%	37,8%	2,1
	08:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	112,7	15,8%	58,1%	3,7
	10:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	113,5	15,9%	58,6%	3,7
	12:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	100,6	14,1%	53,2%	3,6
	14:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	72,5	12,2%	44,7%	2,4
	16:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	110,8	15,5%	57,5%	3,7
	18:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	78,0	11,9%	43,6%	2,6
26.06.2017	20:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	106,1	15,9%	58,2%	3,5
	22:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	117,8	16,5%	60,1%	3,7
	00:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	122,5	17,2%	61,3%	3,8
26.06.2017	02:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	58,9	8,8%	31,5%	1,8

Datum	Uhrzeit	Leistung (T1)	Beaufschlagung [%](T1)	Wirkungsgrad [%](T1)	Durchfluss [m³/s] (T1)	Leistung (T2)	Beaufschlagung [%](T2)	Wirkungsgrad [%](T2)	Durchfluss [m³/s] (T2)
27.06.2017	04:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	111,9	17,1%	61,5%	3,5
	06:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	88,1	13,1%	47,1%	2,7
	08:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	79,2	14,9%	53,8%	2,5
	10:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	110,0	16,2%	59,0%	3,6
	12:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	81,5	13,1%	46,6%	2,5
	14:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	113,9	16,0%	58,4%	3,7
	16:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	54,6	11,3%	39,9%	1,6
	18:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	46,8	8,6%	30,9%	1,5
	20:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	105,7	14,9%	53,6%	3,3
	22:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	15,6	2,3%	8,0%	0,5
	00:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	71,4	13,3%	47,2%	2,2
	02:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	69,8	10,3%	37,6%	2,2
	04:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	48,0	8,4%	30,4%	1,5
	06:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	75,3	12,9%	46,2%	2,3
	08:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	32,8	6,4%	23,0%	1,0
	10:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	67,5	12,3%	44,9%	2,2
	12:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	107,2	15,9%	58,3%	3,5
	14:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	78,4	15,2%	54,5%	2,4
	16:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	113,1	15,9%	58,4%	3,7
	18:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	98,7	14,7%	54,5%	3,5

Datum	Uhrzeit	Leistung (T1)	Beaufschlagung [%](T1)	Wirkungsgrad [%](T1)	Durchfluss [m³/s] (T1)	Leistung (T2)	Beaufschlagung [%](T2)	Wirkungsgrad [%](T2)	Durchfluss [m³/s] (T2)
28.06.2017	20:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	111,1	15,6%	57,3%	3,7
	22:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	102,6	15,4%	57,0%	3,5
	00:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	12,1	2,3%	8,0%	0,4
	02:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	148,2	20,8%	66,9%	4,2
	04:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	269,5	37,8%	82,3%	6,3
	06:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	284,7	40,0%	82,9%	6,6
	08:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	249,6	35,0%	81,4%	5,9
	10:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	254,3	35,7%	81,6%	6,0
	12:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	298,3	41,9%	83,3%	6,8
	14:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	355,7	49,9%	85,0%	8,0
	16:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	340,5	47,8%	84,7%	7,7
	18:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	360,4	50,6%	85,1%	8,1
	20:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	434,5	61,0%	85,9%	9,7
	22:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	425,9	59,8%	85,8%	9,5
29.06.2017	00:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	524,9	73,7%	85,0%	11,8
	02:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	536,6	75,3%	85,1%	12,1
	04:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	541,7	76,0%	85,1%	12,2
	06:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	468,0	65,7%	85,7%	10,4
	08:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	454,7	63,8%	85,9%	10,1
	10:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	442,6	62,1%	86,0%	9,8

A.5 Durchfluss der beiden Hauptturbinen im Oktober 2017, berechnet auf Grundlage der Turbinenleistung von Turbine 1 (T1) und Turbine 2 (T2) (Quelle: Stadtwerke Tü)

Datum	Uhrzeit	Leistung (T1)	Beaufschlagung [%] (T1)	Wirkungsgrad [%] (T1)	Durchfluss [m³/s] (T1)	Leistung (T2)	Beaufschlagung [%] (T2)	Wirkungsgrad [%] (T2)	Durchfluss [m³/s] (T2)
18.10.2017	12:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	88,1	12,4%	57,8%	3,7
	14:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	84,6	11,9%	56,5%	3,7
	16:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	87,7	12,3%	55,6%	3,7
	18:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	86,6	12,2%	60,1%	3,8
	20:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	89,3	12,5%	55,0%	3,7
	22:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	92,0	12,9%	59,5%	3,7
	00:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	37,8	5,3%	61,7%	3,8
19.10.2017	02:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	0,0	0,0%	63,9%	3,8
	04:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	56,2	7,9%	63,9%	3,8
	06:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	84,2	11,8%	58,6%	3,7
	08:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	11,3	1,6%	61,9%	3,8
	10:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	49,5	7,0%	61,7%	3,8
	12:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	26,1	3,7%	61,9%	3,8
	14:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	65,5	9,2%	63,9%	3,8
	16:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	82,3	11,5%	60,0%	3,8
	18:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	45,2	6,3%	63,9%	3,8
	20:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	79,9	11,2%	60,8%	3,8

Datum	Uhrzeit	Leistung (T1)	Beaufschlagung [%] (T1)	Wirkungsgrad [%] (T1)	Durchfluss [m³/s] (T1)	Leistung (T2)	Beaufschlagung [%] (T2)	Wirkungsgrad [%] (T2)	Durchfluss [m³/s] (T2)
20.10.2017	22:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	73,3	10,3%	63,9%	3,8
	00:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	87,0	12,2%	55,2%	3,7
	02:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	125,2	17,6%	62,2%	3,8
	04:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	37,8	5,3%	60,6%	3,8
	06:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	65,5	9,2%	60,4%	3,8
	08:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	55,8	7,8%	60,4%	3,8
	10:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	32,8	4,6%	62,5%	3,8
	12:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	82,3	11,5%	58,5%	3,7
	14:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	39,4	5,5%	62,7%	3,8
	16:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	72,9	10,2%	63,9%	3,8
	18:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	71,0	10,0%	61,7%	3,8
	20:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	58,1	8,2%	63,9%	3,8
21.10.2017	22:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	64,0	9,0%	62,5%	3,8
	00:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	44,5	6,2%	63,9%	3,8
	02:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	72,9	10,2%	62,3%	3,8
	04:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	43,7	6,1%	63,9%	3,8
	06:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	80,3	11,3%	59,8%	3,8
	08:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	46,8	6,6%	61,9%	3,8
	10:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	75,7	10,6%	62,5%	3,8

A.6 Durchfluss der beiden Hauptturbinen im Juni 2018, berechnet auf Grundlage der Turbinenleistung von Turbine 1 (T1) und Turbine 2 (T2) (Quelle: Stadtwerke Tübingen)

Datum	Uhrzeit	Leistung (T1)	Beaufschlagung [%] (T1)	Wirkungsgrad [%] (T1)	Durchfluss [m³/s] (T1)	Leistung (T2)	Beaufschlagung [%] (T2)	Wirkungsgrad [%] (T2)	Durchfluss [m³/s] (T2)
31.05.2018	02:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	429,4	60,3%	85,7%	9,6
	04:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	317,8	44,6%	84,1%	7,2
	06:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	331,1	46,5%	84,4%	7,5
	08:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	448,8	63,0%	85,9%	10,0
	10:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	371,3	52,1%	85,2%	8,3
	12:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	410,7	57,6%	85,8%	9,1
	14:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	432,1	60,6%	86,0%	9,6
	16:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	382,5	53,7%	85,5%	8,6
	18:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	438,3	61,5%	85,7%	9,8
	20:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	407,5	57,2%	85,7%	9,1
	22:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	327,6	46,0%	84,3%	7,4
	00:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	431,3	60,5%	85,9%	9,6
01.06.2018	02:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	550,3	77,2%	84,6%	12,4
	04:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	606,0	85,1%	84,0%	13,8
	06:00:00	6,2	0,9%	2,6%	0,6	626,3	87,9%	83,6%	14,3
	08:00:00	169,6	23,8%	71,2%	4,5	395,4	55,5%	83,6%	9,0
	10:00:00	317,4	44,6%	83,7%	7,2	400,1	56,2%	85,2%	9,0

Datum	Uhrzeit	Leistung (T1)	Beaufschlagung [%] (T1)	Wirkungsgrad [%] (T1)	Durchfluss [m³/s] (T1)	Leistung (T2)	Beaufschlagung [%] (T2)	Wirkungsgrad [%] (T2)	Durchfluss [m³/s] (T2)
	12:00:00	122,8	17,2%	51,1%	3,9	104,1	14,6%	45,5%	4,5
	14:00:00	158,3	22,2%	71,2%	4,2	236,3	33,2%	80,1%	5,6
	16:00:00	161,8	22,7%	71,7%	4,3	444,2	62,3%	85,2%	10,0
	18:00:00	103,7	14,6%	46,5%	3,3	640,7	89,9%	83,3%	14,7
	20:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	721,5	101,3%	79,0%	17,7
	22:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	710,2	99,7%	81,4%	16,7
	00:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	708,6	99,5%	81,6%	16,6
02.06.2018	02:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	710,9	99,8%	81,5%	16,7
	04:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	725,0	101,8%	80,9%	17,1
	06:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	720,3	101,1%	81,2%	17,0
	08:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	724,2	101,6%	81,0%	17,1
	10:00:00	233,6	32,8%	63,6%	5,8	520,6	73,1%	84,5%	11,8
	12:00:00	414,9	58,2%	85,8%	9,2	496,8	69,7%	85,7%	11,1
	14:00:00	430,1	60,4%	85,9%	9,6	492,1	69,1%	85,5%	11,0
	16:00:00	296,8	41,7%	83,0%	6,8	358,0	50,2%	84,5%	8,1
	18:00:00	377,9	53,0%	85,0%	8,5	449,2	63,1%	85,5%	10,0
	20:00:00	323,3	45,4%	84,0%	7,3	372,4	52,3%	85,1%	8,4
	22:00:00	343,6	48,2%	84,5%	7,8	427,4	60,0%	85,6%	9,5
02.06.2018	00:00:00	264,8	37,2%	81,1%	6,2	334,2	46,9%	84,2%	7,6
03.06.2018	02:00:00	258,1	36,2%	80,6%	6,1	344,7	48,4%	84,6%	7,8

Datum	Uhrzeit	Leistung (T1)	Beaufschlagung [%] (T1)	Wirkungsgrad [%] (T1)	Durchfluss [m³/s] (T1)	Leistung (T2)	Beaufschlagung [%] (T2)	Wirkungsgrad [%] (T2)	Durchfluss [m³/s] (T2)
	04:00:00	261,3	36,7%	81,6%	6,1	345,5	48,5%	84,6%	7,8
	06:00:00	237,9	33,4%	80,6%	5,6	289,0	40,6%	83,0%	6,6
	08:00:00	260,1	36,5%	81,9%	6,1	331,1	46,5%	84,3%	7,5
	10:00:00	226,6	31,8%	80,0%	5,4	301,4	42,3%	83,6%	6,9
	12:00:00	260,9	36,6%	81,9%	6,1	333,8	46,9%	84,5%	7,5
	14:00:00	231,2	32,5%	80,0%	5,5	306,1	43,0%	83,6%	7,0
	16:00:00	190,3	26,7%	76,5%	4,8	264,4	37,1%	82,2%	6,1
	18:00:00	213,3	29,9%	78,9%	5,2	271,8	38,2%	82,5%	6,3
	20:00:00	183,3	25,7%	74,9%	4,7	264,4	37,1%	82,2%	6,1
	22:00:00	244,5	34,3%	81,0%	5,8	313,2	44,0%	83,8%	7,1
	00:00:00	88,9	12,5%	35,7%	2,3	234,4	32,9%	79,9%	5,6
04.06.2018	02:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	313,9	44,1%	83,7%	7,2
	04:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	490,6	68,9%	85,7%	10,9
	06:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	398,9	56,0%	85,4%	8,9
	08:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	396,6	55,7%	85,0%	8,9
	10:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	486,3	68,3%	85,7%	10,8
	12:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	370,1	51,9%	84,8%	8,3
	14:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	450,4	63,2%	85,4%	10,1
	16:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	438,7	61,6%	85,8%	9,8
	18:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	407,5	57,2%	85,3%	9,1

Datum	Uhrzeit	Leistung (T1)	Beaufschlagung [%] (T1)	Wirkungsgrad [%] (T1)	Durchfluss [m³/s] (T1)	Leistung (T2)	Beaufschlagung [%] (T2)	Wirkungsgrad [%] (T2)	Durchfluss [m³/s] (T2)
05.06.2018	20:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	378,7	53,1%	85,4%	8,5
	22:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	393,9	55,3%	85,7%	8,8
	00:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	443,0	62,2%	86,0%	9,8
	02:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	424,7	59,6%	85,9%	9,4
	04:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	340,8	47,8%	84,7%	7,7
	06:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	384,9	54,0%	85,4%	8,6
	08:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	358,8	50,4%	85,1%	8,1
	10:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	367,4	51,6%	85,2%	8,2
	12:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	441,4	62,0%	85,4%	9,9
	14:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	385,3	54,1%	84,9%	8,7
05.06.2018	16:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	201,6	28,3%	76,1%	5,0
	18:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	262,0	36,8%	81,9%	6,1
	20:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	312,0	43,8%	83,7%	7,1
	22:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	366,6	51,5%	85,2%	8,2
05.06.2018	00:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	416,5	58,5%	85,3%	9,3
06.06.2018	02:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	356,0	50,0%	84,8%	8,0
	04:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	333,8	46,9%	83,9%	7,6
	06:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	416,5	58,5%	85,3%	9,3
	08:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	286,2	40,2%	83,0%	6,6
	10:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	328,0	46,0%	84,2%	7,4

Datum	Uhrzeit	Leistung (T1)	Beaufschlagung [%] (T1)	Wirkungsgrad [%] (T1)	Durchfluss [m³/s] (T1)	Leistung (T2)	Beaufschlagung [%] (T2)	Wirkungsgrad [%] (T2)	Durchfluss [m³/s] (T2)
	12:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	370,5	52,0%	85,2%	8,3
	14:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	442,2	62,1%	85,9%	9,8
	16:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	361,5	50,7%	84,7%	8,1
	18:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	115,8	16,3%	34,3%	4,0
	20:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	221,9	31,1%	77,8%	5,4
	22:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	331,8	46,6%	84,4%	7,5
	00:00:00	0,0	0,0%	0,0%	0,0	351,7	49,4%	84,9%	7,9

A.7 Grenzwerttabelle zur Besenderung von Fischen. Die Grenzwerte wurden für die drei verschiedenen eingesetzten Sender und die am Standort vorkommenden einheimischen Arten auf Grundlage der Grenzwerte für Mindestlänge und Mindestgewicht nach Adam et al. 2013 berechnet. Aus der Masse anhand von Korpulenzfaktoren errechnete Mindestlängen können dabei nur ein Richtwert sein und es ist immer individuell zu überprüfen, ob beide Grenzwerte eingehalten sind. Der kleine HDX-Transponder ist 12 mm lang und 0,1 g schwer, woraus sich ein Grenzwert von 5 g Körpermasse und eine Mindestlänge von 7,5 cm TL für den zu besendernden Fisch ergeben. Der große HDX-Transponder ist 23,1 mm lang und 0,6 g schwer woraus sich ein Grenzwert von 30 g Körpermasse und eine Mindestlänge von 14,4 cm TL ergeben. Die Radiotelemetrie-Transponder sind 26,6 mm lang (ohne Antenne) und haben eine Masse von 2 g, woraus sich ein Grenzwert von 100 g Körpermasse und eine Mindestlänge von 16,6 cm TL ergeben.

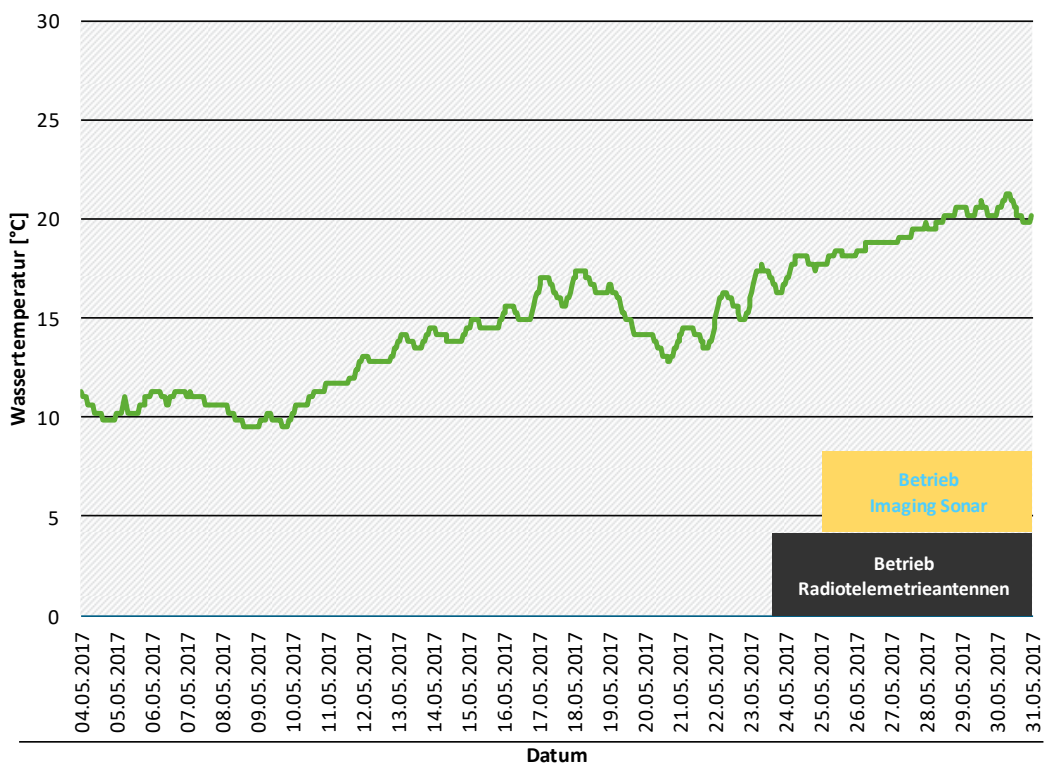
Art	HDX (klein) TL anhand Masse	HDX (klein) TL anhand Länge	HDX (groß) TL anhand Masse	HDX (groß) TL anhand Länge	Radiotelemetrie TL anhand Masse	Radiotelemetrie TL anhand Länge
Aal	13,8	7,5	25,1	14,4	37,5	16,6
Äsche	8,5	7,5	15,5	14,4	23,2	16,6
Bachforelle	7,9	7,5	14,4	14,4	21,5	16,6
Barbe	7,5	7,5	13,6	14,4	20,3	16,6
Bitterling	7,9	7,5	14,4	14,4	21,5	16,6
Döbel, Aitel	7,7	7,5	14,0	14,4	20,9	16,6
Dreist. Stichling	6,9	7,5	12,6	14,4	18,8	16,6
Elritze	7,5	7,5	13,6	14,4	20,3	16,6
Flussbarsch	7,3	7,5	13,2	14,4	19,7	16,6
Giebel	6,3	7,5	11,4	14,4	17,1	16,6
Groppe, Mühlkoppe	7,5	7,5	13,6	14,4	20,3	16,6

Art	HDX (klein) TL anhand Masse	HDX (klein) TL anhand Länge	HDX (groß) TL anhand Masse	HDX (groß) TL anhand Länge	Radiotelemetrie TL anhand Masse	Radiotelemetrie TL anhand Länge
Gründling	7,9	7,5	14,4	14,4	21,5	16,6
Karpfen	6,3	7,5	11,4	14,4	17,1	16,6
Kaulbarsch	7,1	7,5	12,9	14,4	19,3	16,6
Nase	7,7	7,5	14,0	14,4	20,9	16,6
Rotaugen, Plötze	7,5	7,5	13,6	14,4	20,3	16,6
Schleie	6,9	7,5	12,6	14,4	18,8	16,6
Schmerle	8,5	7,5	15,5	14,4	23,2	16,6
Schneider	7,4	7,5	13,4	14,4	20,0	16,6

A.8 Verlauf der Wassertemperatur während Kampagne 1 und 2. Die Kampagnen dienten der Installation von Imaging Sonar und Radiotelemetrie, inklusive Besenderung der Fische und anschließend Betrieb von Radiotelemetrieantennen und Imaging Sonar.

Verlauf der Wassertemperatur während Kampagnen 1 und 2

Radiotelemetrie, Imaging Sonar

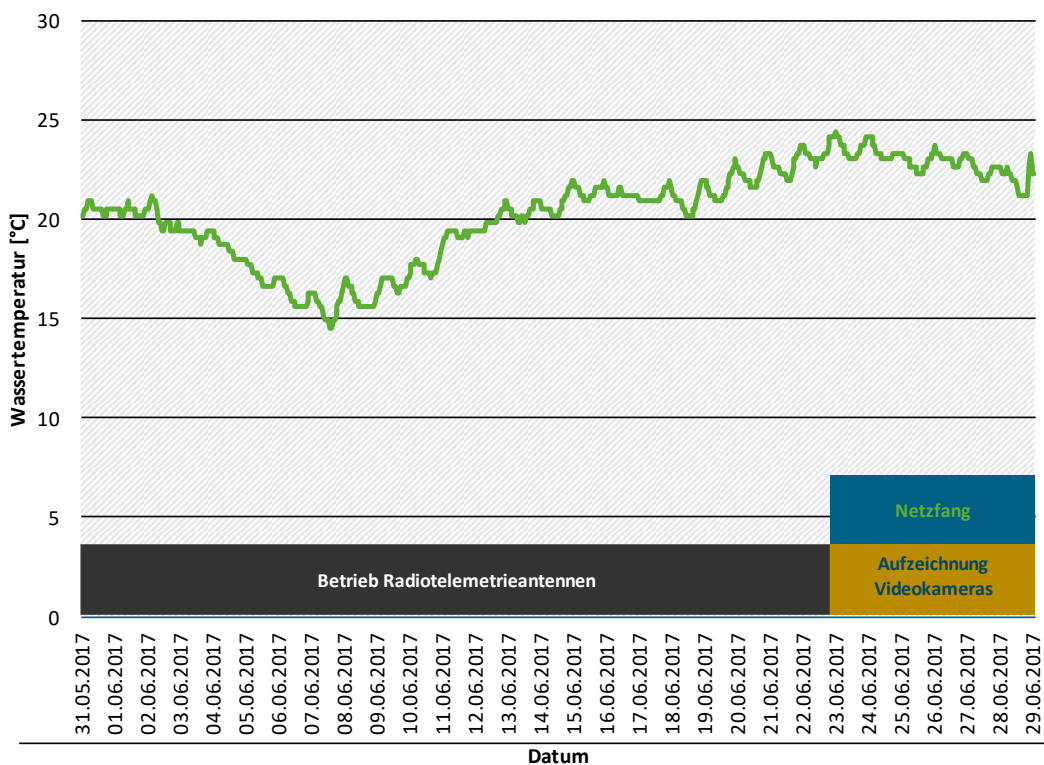


Quelle: IGF/FLUSS

A.9 Verlauf der Wassertemperatur während Kampagne 3. Die Kampagne diente dem Betrieb der Radiotelemetrieantennen und der Videokameras, sowie dem Netzfang.

Verlauf der Wassertemperatur während Kampagne 3

Netzfang, Radiotelemetrie, Videoaufzeichnung

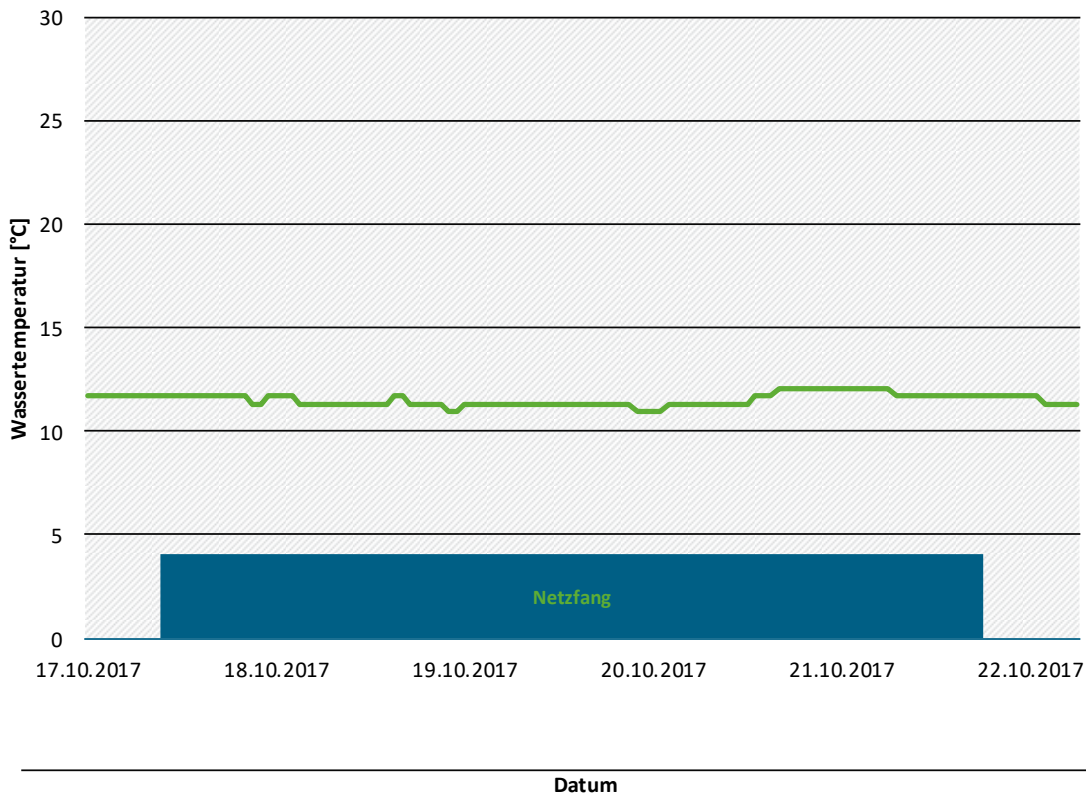


Quelle: IGF/FLUSS

A.10 Verlauf der Wassertemperatur während Kampagne 4. Die Kampagne diente dem Netzfang.

Verlauf der Wassertemperatur während Kampagne 4

Netzfang

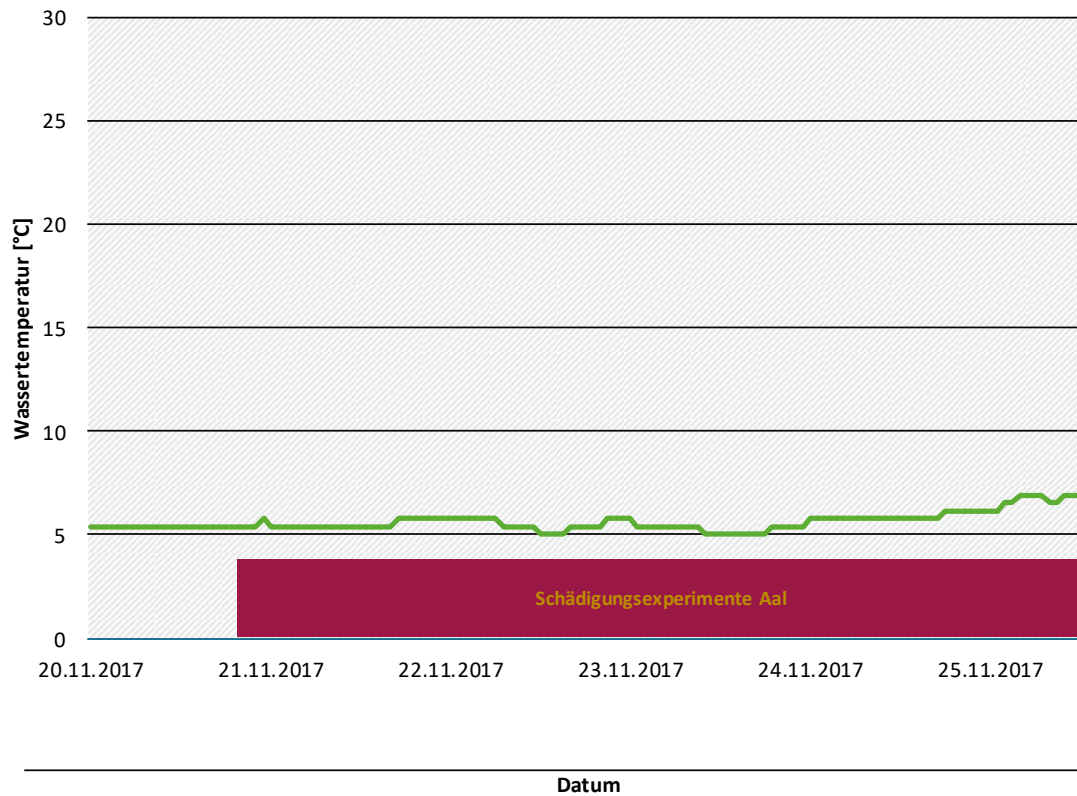


Quelle: IGF/FLUSS

A.11 Verlauf der Wassertemperatur während der Schädigungsexperimente mit Aalen in Kampagne 5.

Verlauf der Wassertemperatur während Kampagne 5

Schädigungsexperimente Aal

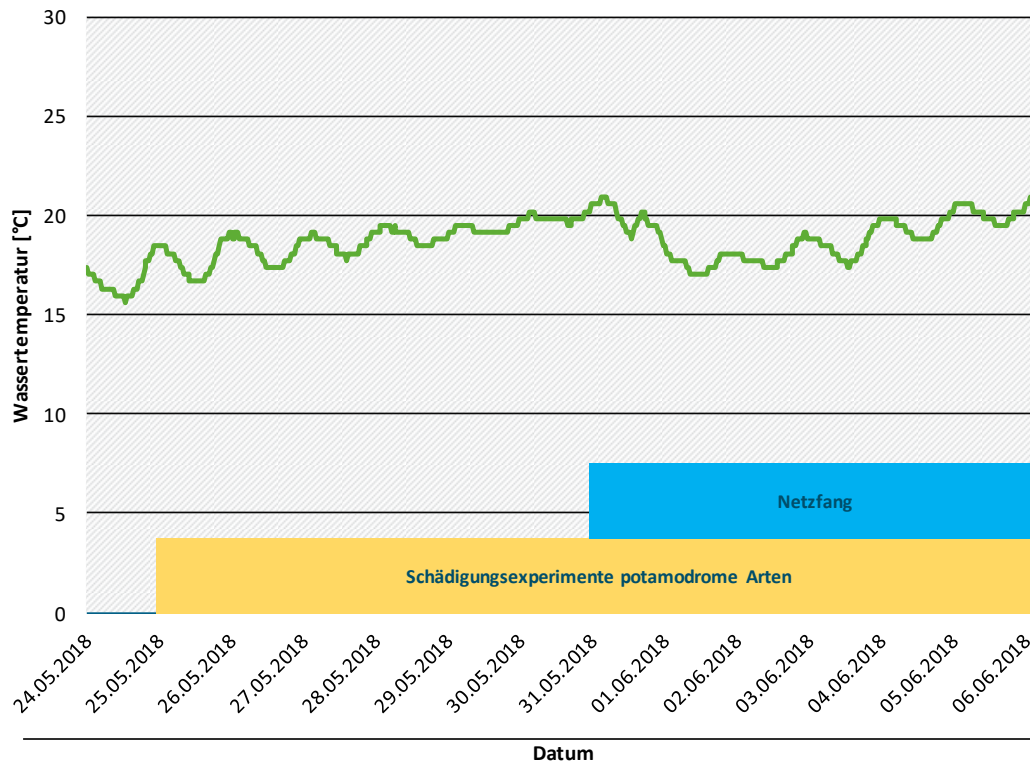


Quelle: IGF/FLUSS

A.12 Verlauf der Wassertemperatur während Kampagne 6. Die Kampagne diente der Videoüberwachung des Bypasses, dem Netzfang sowie den Schädigungsexperimenten mit potamodromen Arten.

Verlauf der Wassertemperatur während Kampagne 6

Netzfang, Schädigungsexperimente potamodrome Arten

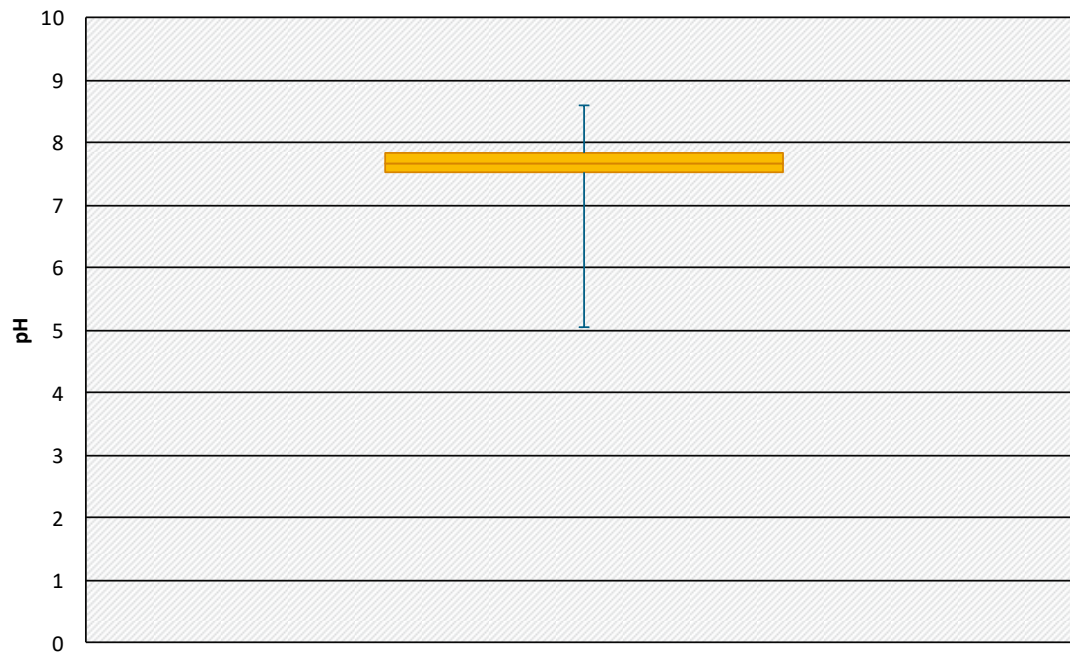


Quelle: IGF/FLUSS

A.13 Boxplot-Diagramm der pH-Wert Messungen während der Kampagnen zwischen Mai 2017 und Juni 2018

Wasserwerte im Neckar an der Rappenberghalde

Messungen zwischen Mai 2017 und Juni 2018

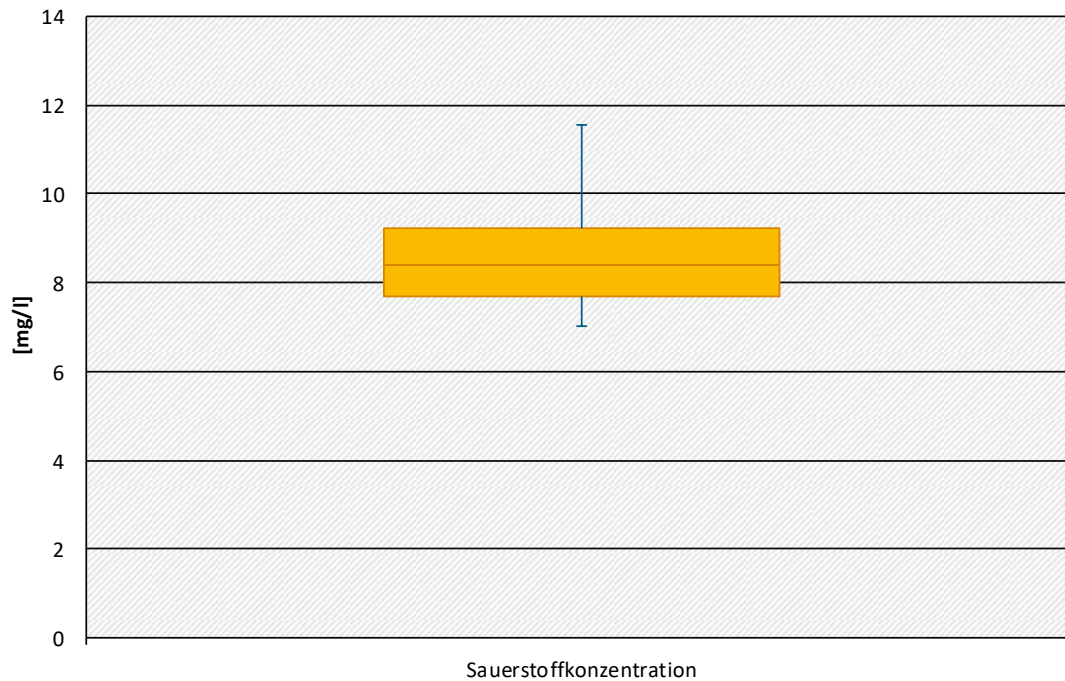


Quelle: IGF/FLUSS

A.14 Boxplot-Diagramm der Sauerstoffkonzentrationsmessungen während der Kampagnen zwischen Mai 2017 und Juni 2018

Wasserwerte im Neckar an der Rappenberghalde

Messungen zwischen Mai 2017 und Juni 2018

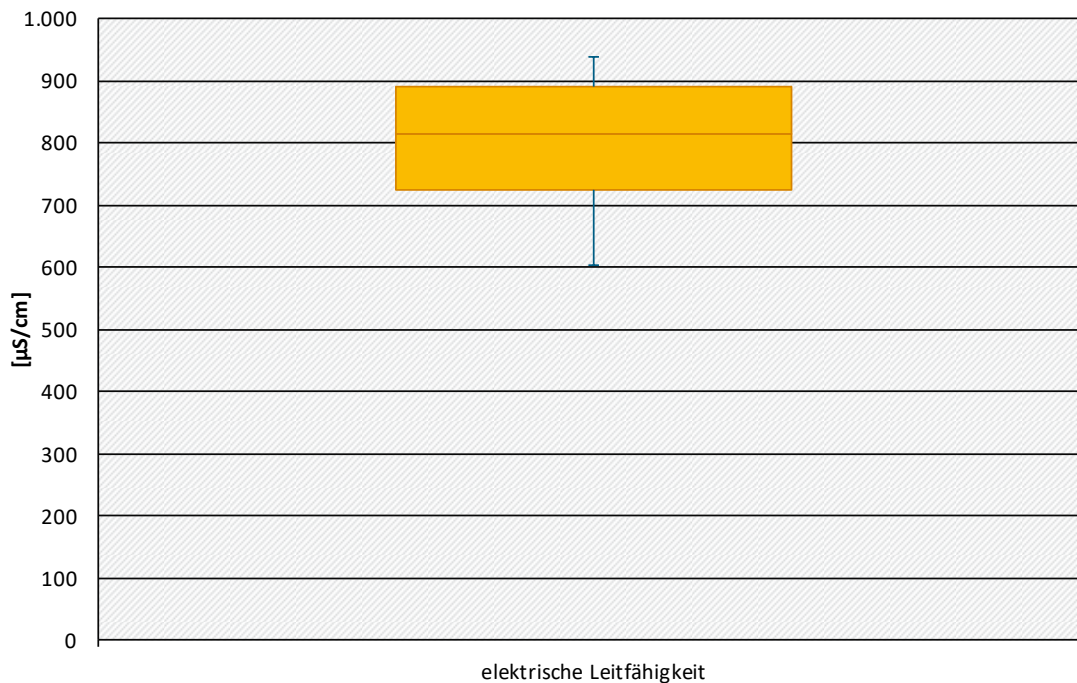


Quelle: IGF/FLUSS

A.15 Boxplot-Diagramm der Messungen zur elektrischen Leitfähigkeit während der Kampagnen zwischen Mai 2017 und Juni 2018

Wasserwerte im Neckar an der Rappenberghalde

Messungen zwischen Mai 2017 und Juni 2018

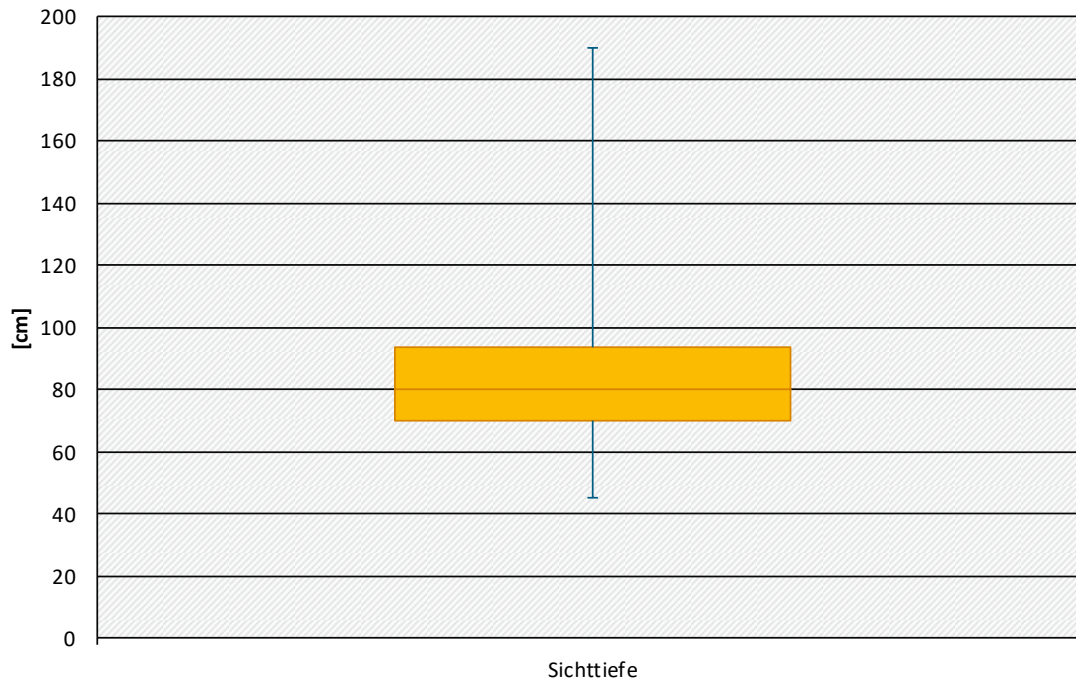


Quelle: IGF/FLUSS

A.16 Boxplot-Diagramm der Messungen zur Sichttiefe während der Kampagnen zwischen Mai 2017 und Juni 2018

Wasserwerte im Neckar an der Rappenberghalde

Messungen zwischen Mai 2017 und Juni 2018



Quelle: IGF/FLUSS