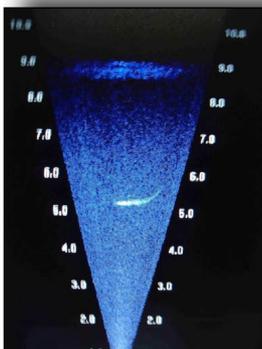


Funktionskontrolle der Fischaufstiegs- und Fischabstiegshilfen sowie Erfassung der Mortalität bei Turbinendurchgang an der Wasserkraftanlage Kostheim am Main

Endbericht 2012



Im Auftrag der WKW Staustufe Kostheim/Main GmbH & Co. KG

DR. JÖRG SCHNEIDER, DR. DIRK HÜBNER & DR. EGBERT KORTE

Bürogemeinschaft für fisch- und gewässerökologische Studien - BFS

Verantwortlicher Verfasser:

Frankfurt am Main, 30.4.2012

.....

(Dr. Jörg Schneider)

Kontakt: Dr. Jörg Schneider, BFS-Frankfurt, Unterlindau 78, 60323 Frankfurt a. M.

bfs-schneider@web.de

www.lachsprojekt.de

Für den Betreiber der WKW Staustufe Kostheim/Main GmbH & Co. KG:

Ulm,

.....

(Peter Schmidberger)

BFS Büro Frankfurt

Dr. Jörg Schneider

Unterlindau 78

D- 60323 Frankfurt am Main

Tel. 069-97203407

BFS Büro Marburg

Dr. Dirk Hübner

Über dem Grund 1

D-35041 Marburg-Michelbach

Tel. 06420-839118

BFS Büro Riedstadt

Dr. Egbert Korte

Plattenhof

D-64560 Riedstadt-Erfelden

Tel. 06158-748624

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	3
1. Anforderungen und Aufgabenstellung	5
1.1 Beschreibung der Wasserkraftanlage und Fischwechseleinrichtungen	5
1.2 Auflagen des Planfeststellungsbescheids	12
1.3 Untersuchungsdesign	14
1.3.1 Untersuchungsteil 1 – Fischaufstieg	14
1.3.2 Untersuchungsteil 2 – Fischabstieg	17
1.3.3 Untersuchungsteil 3 – Mortalitätsrate bei Turbinenpassage	21
2. Material und Methoden	22
2.1 Erhebungsmethoden und Zeiträume	22
2.1.1 Elektrofischerei	22
2.1.2 Kastenreusen Umgehungsgerinne	23
2.1.3 VAKI-Fischzähler	25
2.1.4 DIDSON-Sonar	26
2.1.5 Hamen Turbinenauslauf	28
2.1.6 Hamen Aalbypass	31
2.1.7 Reusen Salmonidenabstieg	31
2.1.8 Rechengutkontrollen	32
2.1.9 Markierungsmethoden	32
2.1.10 Hälterung	34
2.2 Besatzfische	34
2.2.1 Besatzversuch mit markierten Lachsen	34
2.2.2 Besatzversuch mit markierten Aalen	35
2.2.3 Tierversuch	35
2.3 Datenaufnahme	38
2.4 Kategorisierung und Bewertung der Schädigungsmuster	38
3. Ergebnisse Fischaufstieg	46
3.1 Fischbesiedlung und Markierung Unterwasser	46
3.2 Reuse Aufstieg Umgehungsgerinne	47
3.3 Besiedlung Umgehungsgerinne	52
3.4 Nachweise vor Turbinenauslauf	54
3.5 DIDSON-Beobachtungen Aufstieg	57
3.6 VAKI-Fischzählung Aufstieg	66
3.7 Hydraulische Messungen Umgehungsgerinne	73
3.8 Synthese Ergebnisse Fischaufstieg	78

4. Ergebnisse Fischabstieg	80
4.1 Abstieg Umgehungsgerinne	80
4.1.1 Reuse Abstieg Umgehungsgerinne	80
4.1.2 VAKI-Fischzählung Abstieg	82
4.1.3 DIDSON-Beobachtungen Abstieg	83
4.2 Untersuchungen Rechengut	84
4.3 Abstiegsversuche	89
4.3.1 Referenzmortalität Hamen	89
4.3.2 Abstiegsversuch Lachssmolts April 2011	90
4.3.2.1 Versuchsablauf	90
4.3.2.2 Schädigungen bei Rechen- und Turbinenpassage	90
4.3.2.3 Wahl der Abwanderkorridore	98
4.3.2.4 DIDSON-Beobachtungen Verhalten Smolts	102
4.3.3 Abstiegsversuch September 2011	105
4.3.4 Abstiegsversuch Aal Dezember 2011	107
4.3.4.1 Versuchsablauf	107
4.3.4.2 Auffindbarkeit und Nutzung Bypass	108
4.3.4.3 Vorschädigungen als Einflussgröße	113
4.3.4.4 Schädigung durch Rechenreinigung	113
4.3.4.5 DIDSON-Beobachtungen Verhalten Aal	117
4.4 Tierversuch Mortalitätsrate bei Turbinenpassage ohne Rechen	124
4.4.1 Versuchsablauf und Versuchsfische	124
4.4.2 Mortalitätsraten bei Turbinenpassage	124
4.4.3 Zusammenhang zwischen Fischlänge und Mortalität	130
4.5 Synthese Ergebnisse Fischabstieg	135
5. Schlussfolgerungen	137
5.1 Funktionsfähigkeit und Effizienz Fischaufstiegsanlage	137
5.2 Funktionsfähigkeit und Effizienz Fischabstiegshilfen	137
5.2.1 Wahl der Abwanderkorridore	137
5.2.2 Schutzfunktion des 20 mm - Rechens	138
5.2.3 Mortalität am Rechen	139
5.3 Mortalität bei der Turbinenpassage	139
6. Zitierte und verwendete Literatur	141
Danksagung	147
ANHANG	148 ff.

Zusammenfassung

Die Funktionskontrolle der Fischaufstiegs- und Fischabstiegshilfen sowie der Mortalität bei Turbinendurchgang an der Wasserkraftanlage Kostheim am Main erbrachte folgende Ergebnisse:

Fischaufstieg

1. Im Umgehungsgerinne sind größere (> 30 cm) und schwimmstarke Arten bzw. Individuen deutlich unterrepräsentiert.
2. Mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ist die Auffindbarkeit aufgrund der ungünstigen Lage des Auslaufs (40 m unterhalb Turbinenauslauf) für diese Selektivität verantwortlich.
3. Im Unterwasser liegt ein Sackgasseneffekt für große, schwimmstarke Individuen vor. Schwimmstarke Individuen (darunter auch Lachs und Meerforelle) ziehen der Hauptströmung nach bis zum Turbinenauslass und/oder Bypassauslauf und suchen dort nach einem Aufstieg. Hier sollte ein zusätzlicher Einstieg installiert werden.
4. Die hydraulischen Verhältnisse in zwei steileren, turbulenten Abschnitten des Umgehungsgerinnes und die Positionierung und geringen Lückenbreiten einiger Störsteine sind für große Potamalarten (z.B. Brachsen, Wels, Hecht, Zander) kritisch. Eine Nachbesserung ist jedoch mit geringem Aufwand möglich.

Fischabstieg

1. An der Wasserkraftanlage Kostheim verursachen Schäden durch die Rechenreinigung, Schäden durch die Rechenpassage (Schuppenverluste, Hämatome) und turbinenbedingte Verletzungen derzeit eine Gesamtmortalität von rund 50% (varrierend nach Abfluss, Fischart, Individuengröße, Intervallen der Rechenreinigung etc.).
2. Der Rechen mit einem Stababstand von 20 mm ist für Aale kleiner ca. 65 cm Totallänge und für andere Arten kleiner 25-30 cm TL (je nach Körperumfang) passierbar.
3. Unter normalen Betriebsbedingungen wird der Aalbypass weder vom Aal noch von anderen Fischarten als Fischabstiegskorridor angenommen. Selbst bei für Fische „optimalen“ Betriebsbedingungen (= geringe Auslastung der Turbinen) verenden noch immer rund 50% der größeren Aale im Rechengut.

4. Das Umgehungsgerinne hat aufgrund der Lage (Entfernung) des Einlaufs und der verhältnismäßig geringen Dotation keine wesentliche Bedeutung für den Fischabstieg und insbesondere nicht für die Abwanderung von Wanderfischen.
5. Der Salmondienabstieg ist wegen mangelnder Leitströmung und extremer Wartungsprobleme ohne Funktion. Im Rahmen von DIDSON-Sonaruntersuchungen wurden nur wenige Individuen im Bereich der oberflächennah angeordneten Einstiegsöffnungen verzeichnet.
6. Mangels funktionsfähiger Abwanderhilfen wandern bei normalen Abflussbedingungen (geringer Wehrüberfall, hohe Auslastung der Turbinen) Aale < 65 cm Totallänge und andere Arten < 25-30 cm TL überwiegend über die Turbine ab (auch DIDSON-Beobachtungen), größere Individuen gelangen häufig mit dem Rechenreiniger ins Rechengut.
7. Über 50% der Individuen im Rechengut Kostheim sind durch die hiesige Rechenreinigungsanlage letal geschädigt worden.
8. Fische, die vom Rechenreiniger erfasst werden, erleiden häufig Total- und Teilabtrennungen sowie Schuppenverluste, Fleischwunden und Quetschungen.
9. Aale scheinen oft nicht vor dem herannahenden Rechenreiniger zu fliehen, sondern klemmen sich mit dem Schwanz in den Rechenstäben fest.
10. Vitale bzw. gering geschädigte Fische bilden im Rechengut die Ausnahme; unter den gegebenen Bedingungen verenden diese Individuen wie die geschädigten Fische im Rechengutcontainer (Mortalität 100%).
11. Ein Abbau des 20 mm – Rechens und/oder eine Vergrößerung des Stababstands des Rechens ist nicht zielführend, da die Mortalität bei Turbinenpassage mit 20% - 30% zu veranschlagen ist und damit insgesamt deutlich über dem „Sollwert“ von 10% liegt.
12. Neben der Installation eines feineren Rechens ist insbesondere die Bereitstellung *auffindbarer* sohlennaher und oberflächennaher Abwanderkorridore zielführend.

1. Anforderungen und Aufgabenstellung

1.1 Beschreibung der Wasserkraftanlage und Fischwechseleinrichtungen

Die Staustufe Kostheim befindet sich etwa 3,2 km oberhalb der Einmündung des Mains in den Rhein. Die Staustufe besitzt drei Walzenwehre. Linksseitig der Wehrfelder befinden sich ein veralteter Fischpass und eine Kahnschleuse. Die Nutzung der Wehrfelder erfolgt zum Schutz dieser Kahnschleuse vor Turbulenzen erst mittig, dann rechtsseitig. Erst bei Hochwasserereignissen wird das linke Wehrfeld beaufschlagt. Die Wehre werden ab einer Wasserführung von 160 m³/s (= Ausbaumenige der WKA) überströmt. Bei Abflüssen größer als 300 m³/s werden die Walzenwehre hochgezogen, sodass sie unterströmt werden.

Bei großen Abflüssen, die bedingen, dass im Ober- und Unterwasser gleiche Wasserspiegellagen vorherrschen, erfolgt der Schiffsverkehr nicht mehr über die Schleusen, sondern durch die Walzenwehre. Das Unterwasser der Staustufe wird maßgeblich durch die Wasserspiegellagen des Rheins beeinflusst. Abfluss und Wasserspiegel des Rheins sind daher für die Unterwasserstände der Staustufe eher relevant als der eigene Abfluss des Mains.

Die maximale Wasserspiegeldifferenz an der Staustufe wird mit 3,74 m angegeben, die durchschnittliche Wasserspiegeldifferenz beträgt bei MQ 2,36 m.

Im Jahr 2002 wurde die Errichtung und der Betrieb einer Wasserkraftanlage (Abb. 1.1-1.3) an der bestehenden Wehranlage planfestge-

stellt (vgl. 26.9.2002, AZ IV/WI -41.2- 79 k 02.17). Die WKA ist seit 2010 in Betrieb. Die energetische Nutzung erfolgt über zwei horizontale Kaplan-Pit-Maschinen am rechten, nördlichen Ufer des Mains. Die dreiflügeligen Laufräder werden mit vergleichsweise geringen Umdrehungszahlen von max. 85 U/min betrieben und können nach Angaben der Betreiberin somit als „fischfreundliche“ oder „schädigungsarme“ Anlagen charakterisiert werden. Die Betreiberin geht von einer Mortalitätsrate von $\leq 10\%$ aus.

Ergänzt werden soll der Fischschutz durch je einen vertikalen Rechen pro Turbine, die einen Stababstand von 20 mm aufweisen; die Neigung der Rechen beträgt 25 Grad (Abb. 1.2). Die Anströmgeschwindigkeit zwischen den Rechenstäben soll mit 0,5 m/s kleiner sein als die Abflussgeschwindigkeit vor den Fischabstiegsanlagen.

Der Fischabstieg soll u. a. über in den Rechen integrierte oberflächennahe Salmonidenabstiege mit 30 cm breiten und 20 cm hohen Abstiegsöffnungen gewährleistet werden, wobei die Abwanderung durch die Position der Rechenharke begünstigt werden soll (Abb. 1.2, 1.4 & 1.5). Die Dotation beträgt planerisch rund 100 l/s. Die Ausläufe der über zwei unterirdische (nicht beleuchtete) Rohrleitungen (Durchmesser 40 cm) abgeführten Abstiege verlaufen parallel zum Kraftwerk über rund 50 m ins Unterwasser (Abb. 1.6). Im Verlauf besteht jeweils ein 90°-Winkel. Diese Abstiegs-einheit wird im Folgenden als Salmonidenabstieg bezeichnet.¹

¹ Der installierte Salmonidenabstieg ist nicht Bestandteil der Planfeststellung und – genehmigung (vgl. Kap. 1.2).



Abb. 1.1a: Wasserkraftwerk Kostheim: Ansicht von Unterstrom; im Bild ganz rechts das angrenzende Wehr.



Abb. 1.1b: Wasserkraftwerk Kostheim: Einlaufbereich; im Hintergrund das Kraftwerk mit Rechenreinigungsanlage, links: Wehrpfeiler.

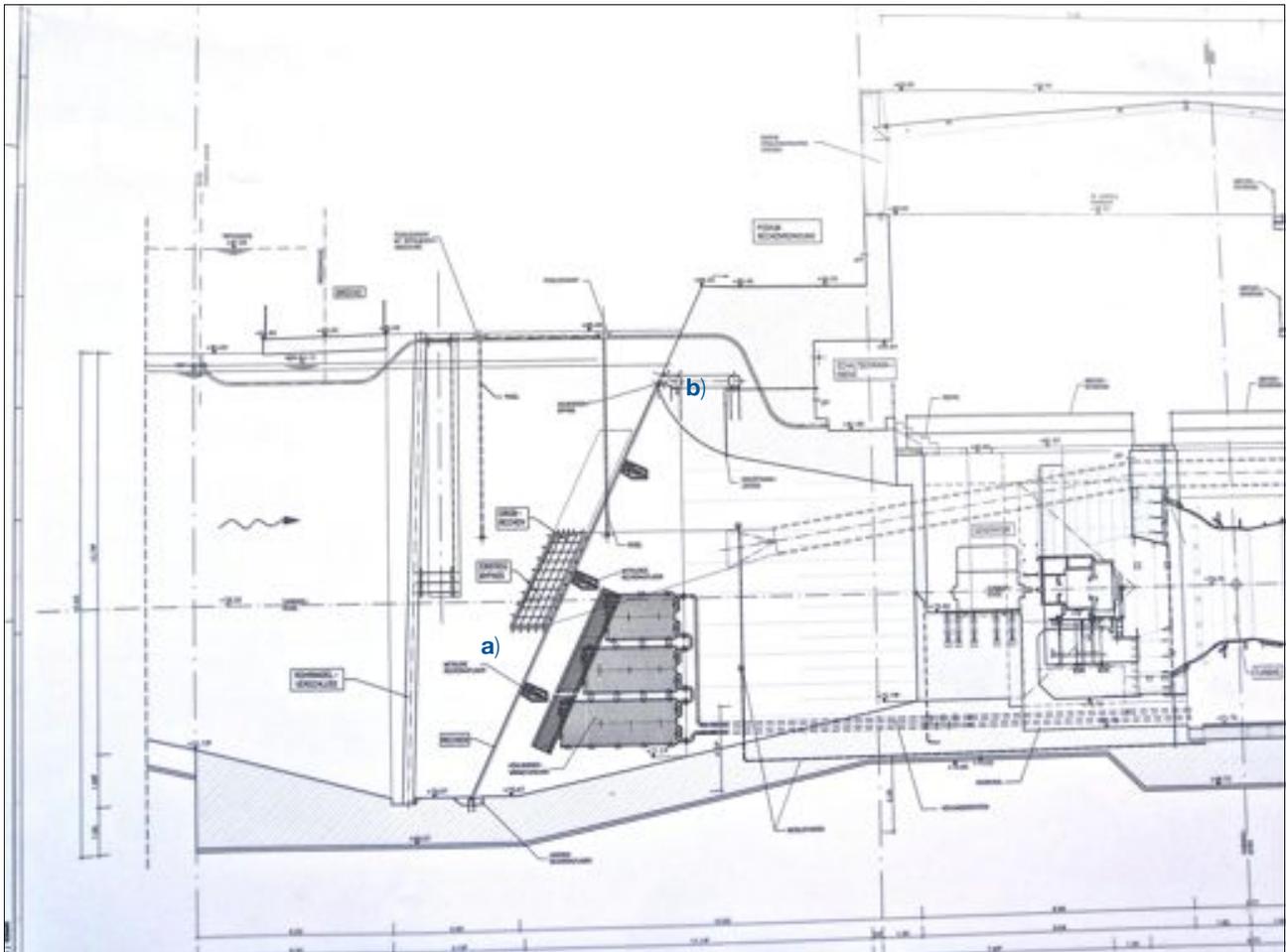


Abb. 1.2: Blick auf den 20 mm - Rechen und den in der Mitte der Wassersäule gelegenen Bypass a); oben die Lage des Salmonidenabstiegs b).

<ul style="list-style-type: none"> • Bauzeit: November 2007 bis September 2009 • Baukosten: 20 Mio. Euro Erdaushub: 53.000 m³ Verbauter Beton: 15.000 m³ Spundwände: 2500 m² Bohrpfähle: 5000 m/d 1,20 m Tiefe der Bohrpfähle: bis 28,5 m Baustahl (Armierung): 1.100 t Stahlhochbau Halle: 480 m² Turbinen-Rechen: 2 x 175 m² (größter Feinrechen Deutschlands) • Leistung des Wasserkraftwerks: 4,9 MW Der erzeugte Strom wird ins Netz der Stadtwerke Mainz eingespeist und nach dem Erneuerbaren-Energien-Gesetz vergütet. • Jahreserzeugung: 18,5 Millionen kWh Strom diese Menge entspricht dem Strombedarf einer Kleinstadt: rund 5.200 Haushalte mittlerer Größe könnten durch das Wasserkraftwerk versorgt werden. • Erzeugt wird der Strom durch zwei so genannte Kaplan Pit-Rohrturbinen. Eine neuartige Technik, der Hydrive, bewirkt, dass der Strom erzeugende Generator konstant mit 1.500 Umdrehungen pro Minute arbeitet, unabhängig von der Drehzahl des Laufrads. Dieses läuft dann immer im besten hydraulischen Wirkungsgrad. Dieses spezielle Getriebe, das sonst in Windkraftanlagen verwendet wird, sorgt für die optimale Stromerzeugung. 	<ul style="list-style-type: none"> • Technische Daten 2 doppelt regulierte KAPLAN-Rohrturbinen von VOITH Hydro je 130 t/3,71 m Drehzahl: 77-94 U/min Max. Leistung: 2480 kW • Das Kraftwerk nutzt das Gefälle an der 1934 gebauten Mainschleuse Kostheim. Zur Stromerzeugung wird eine mittlere Fallhöhe von 3 Metern genutzt. • Wasserdurchfluss durch die 2 Turbinen: 160 m³ pro Sekunde • Schutz der Fische Über einen rund 200m langen und 2,50 m breiten, eigens angelegten Bach („Umgehungsgerinne“ genannt) können Fische am Kraftwerk vorbei auf- und absteigen. Ein besonders feiner Rechen im Einlauf des Kraftwerks verhindert, dass Kleingetier in die Turbinen gerät. Für den Auf- und Abstieg von Aalen wurde vor dem Rechen ein eigener Einlass ausgespart. Über diesen gelangen Aale in ein wasserdurchströmtes Rohr. Es führt durch das Turbinenhaus hindurch und endet hinter dem Krafthaus im Unterwasser. • Das Kraftwerk arbeitet vollautomatisch Es ist angeschlossen an die Netzleitstelle der SWU in Ulm, von dieser Leitwarte aus wird der Betrieb in Kostheim überwacht. Die Wartung vor Ort erledigen Techniker der Mainova AG (Frankfurt).
---	--

Abb. 1.3: Informationstafel im Innenbereich des Kraftwerks.

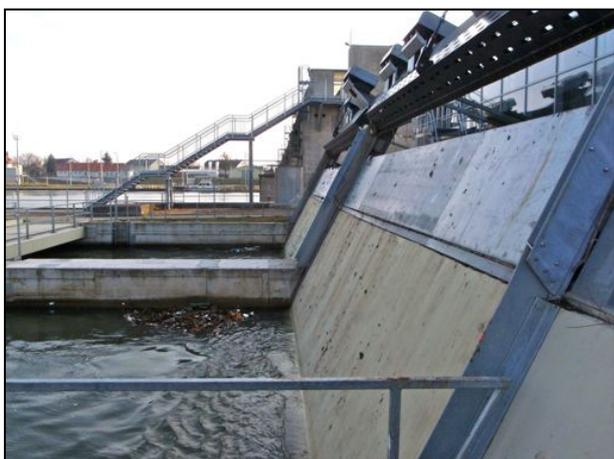


Abb. 1.4: Rechenauflage und Rechenreinigungsanlage.



Abb. 1.5: Die Abstiegsöffnungen im Rechen (Pfeile) befinden sich rund 30 cm unter der Wasseroberfläche.

Der Betrieb des Salmonidenabstiegs ist bei Abflüssen bis 160 m³/s an die Reinigungsintervalle angelehnt, bei Abflüssen > 160 m³/s sollen die Abstiege probeweise (zunächst im Tageswechsel) permanent geöffnet werden.

Als weiterer Abstieg wurde am Mittelpfeiler zwischen den Turbinen je eine Einstiegsöffnung mit einer Höhe von 2 m und einer Breite von 0,8 m installiert. Die beiden Öffnungen befinden sich etwa in der Mitte der Wasser-

säule. Die Abstiegsleitung wurde durch eine Rohrleitung mit einem Durchmesser von 800 mm realisiert. Die Durchflussmenge beträgt rund 1 m³/s. Dieser (im Wesentlichen für abwandernde Aale konzipierte) Abstieg wird im Folgenden als (Aal)Bypass bezeichnet (vgl. Abb. 1.2 und 1.6 - 1.9).



Abb. 1.6: Ausläufe Salmonidenabstieg (Pfeile) und Austritt Bypass im Mitteltrennpfeiler (Mitte rechts).

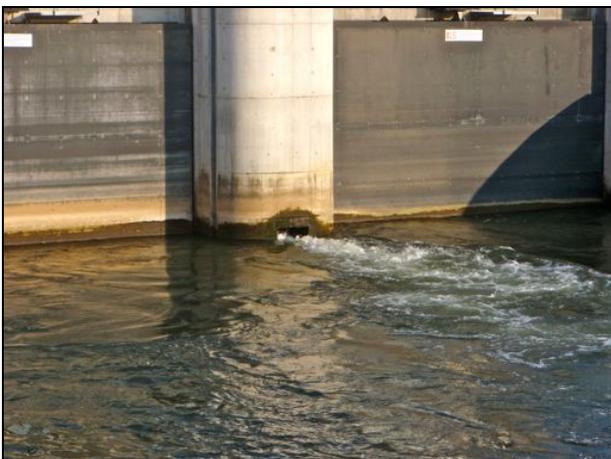


Abb. 1.7: Austrittsöffnung Bypass im Mitteltrennpfeiler.

Der Bypassauslauf im Unterwasser befindet sich im Mitteltrennpfeiler etwa unterhalb der Mittelwasserlinie.

Vor dem Austritt des Bypasses ins Unterwasser befindet sich ein sogenanntes Beruhigungsbecken mit einem Schütz, das ursprünglich für Monitoringzwecke eingerichtet wurde. Hier strömt das Wasser von unten ein

und durch einen Schacht mit einem Gefälle von rund 1:2 mit hoher Geschwindigkeit ins Unterwasser aus (Abb. 1.9).

Es wurde bereits vor Untersuchungsbeginn angenommen, dass sich am Bypassauslauf die Ausströmung von 1 m³/s ins Unterwasser als sogenannte „irreführende“ Leitströmung für schwimmstarke aufstiegswillige Individuen auswirken würde (und bei höheren Unterwasserständen auch Fische in den Bypass einschwimmen). Je nach Unterwasserstand ist diese Leitströmung auch oberhalb des Wasserspiegels mehr oder weniger stark ausgeprägt (vgl. Abb. 1.6-1.8).



Abb. 1.8: Austrittsöffnung Bypass im Mitteltrennpfeiler bei niedrigem Unterwasserstand; die deutlich erkennbare Austrittsfahne (Bildmitte) wirkt sich potenziell als „irreführende“ Leitströmung aus.



Abb. 1.9: Becken vor dem Austrittsbereich des Bypasses.

Für den *Fischaufstieg* ist ein naturnahes Umgehungsgerinne mit einer Länge von rund 200 m und einem mittlere Gefälle von 2,1 % eingerichtet worden. Die Anbindung im Oberwasser erfolgte rund 60 m oberhalb der Rechenanlage, die Anbindung im Unterwasser etwa 40 m unterhalb der WKA-Auslässe. Das Umgehungsgerinne selbst weist einen gestreckten Verlauf auf, wobei Strömungsumlenkungen bzw. Beruhigungen durch den Einbau von Strukturelementen, Gewässeraufweitungen etc. realisiert wurden. Durch die Eingabe von Sohlsubstraten wird auch die Wanderung des Makrozoobenthon gewährleistet. Das Umgehungsgerinne ist für eine Wassermenge von 1,5 m³/s ausgelegt.



Abb. 1.10: Einlaufbereich des Umgehungsgerinnes bei geschlossenem (oben) und geöffnetem (unten) Einlaufschütz.



Abb. 1.11: Einlaufbauwerk und Oberwasserbereich Umgehungsgerinne.



Abb. 1.12: Oberlauf des Umgehungsgerinnes; oben: Blick stromauf, unten: Blick stromab auf Durchlass Überfahrt.

Abb. 1.10 bis 1.15 zeigen verschiedene Abschnitte des Umgehungsgerinnes, insbesondere die Ausgestaltung des Bauwerks mit Störsteinen.



Abb. 1.13: Unterlauf des Umgehungsgerinnes bei geschlossenem (oben) und geöffnetem (unten) Einlaufschütz.

Insbesondere im Unterlauf (Abb. 1.13) ist die Steinsetzung sehr eng und das Gefälle hoch; hier kommt es bei niedrigem Unterwasser-

stand des Mains (kein Rückstau in das Umgehungsgerinne) zu einer mit bloßem Auge erkennbaren hydraulischen Überlastung (vgl. Abb. 1.13 und 1.15).

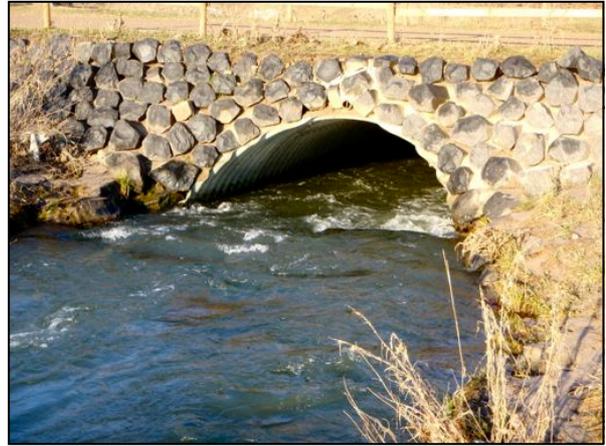


Abb. 1.14: Mittelabschnitt des Umgehungsgerinnes; Blick stromab auf den Durchlass der Überfahrt.



Abb. 1.15: Auslaufbereich des Umgehungsgerinnes bei niedrigem Unterwasserstand (oben) und bei Einstau in Folge hohen Unterwasserstandes (unten).

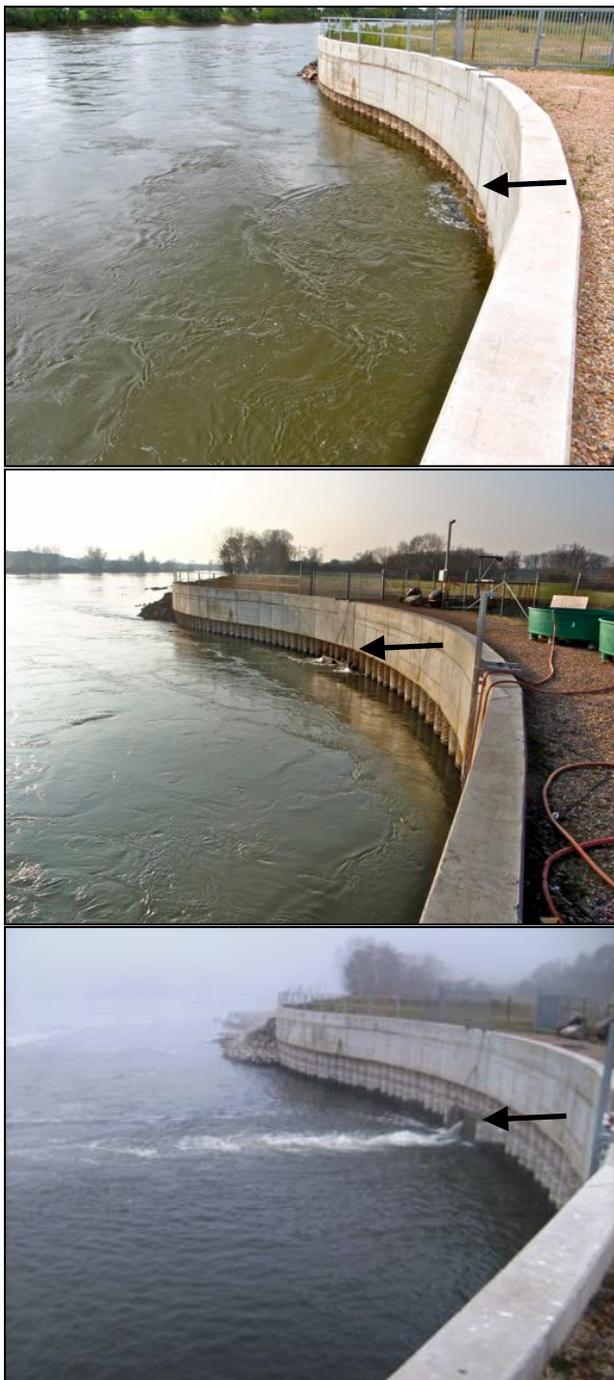


Abb. 1.16: Ausprägung der sichtbaren Leitströmung (Pfeile) im Auslaufbereich des Umgehungsgerinnes bei verschiedenen Unterwasserständen; oben: bei normaler Wasserführung und Turbinenbetrieb; Mitte: bei Niedrigwasser und Turbinenbetrieb; unten: bei extremem Niedrigwasser und abgeschalteten Turbinen.

Der Auslauf des Umgehungsgerinnes liegt rund 40 m unterhalb des Saugschlauchendes im Unterwasser. Aufgrund der Lage war bereits vor Untersuchungsbeginn durch das BFS

auf einen möglichen Sackgasseneffekt aufgrund einer mangelhaften Auffindbarkeit des Einstiegs des Umgehungsgerinnes hingewiesen worden.

Zur Erhöhung der Leitströmung im Unterwasser wurde am 22.6.2011 am äußeren Auslauf des Umgehungsgerinnes versuchsweise eine Schütztafel mit verstellbarem Schlitz eingebaut (Abb. 1.17). Hiermit konnte das austretende Wasser zwar sichtbar gebündelt werden (Abb. 1.16). Es ist jedoch hervorzuheben, dass die konkurrierende Turbinenwasserströmung auch bei Verengung des Auslaufs zumindest optisch deutlich ausgeprägter war als die Leitströmung aus dem Umgehungsgerinne.

Bei Wehrüberfall kommt eine weitere Strömungskomponente hinzu, die die Auffindbarkeit des Umgehungsgerinnes je nach Abflussbedingungen vermutlich nochmals deutlich einschränkt (Abb. 1.18).



Abb. 1.17: Schütztafel mit verstellbarem vertikalen Schlitz (Öffnungsbreite hier 40 cm).



Abb. 1.18: Blick von der Wehrbrücke ins Unterwasser bei Wehrüberfall; oben rechts der Auslaufbereich des Kraftwerks.

Am 14.12.2011 wurde zur Abweisung von Schwemmgut vor den Turbinenzuläufen ein Schwimmbalken installiert. Der schräg nach Unterwasser weisende Schwimmbalken hat eine Eintauchtiefe von rund 50 cm und reicht von der Trennmauer des Umgehungsgerinnes zum rechten Turbinenzulauf bis zur linken Trennmauer des Turbinenzulaufs.

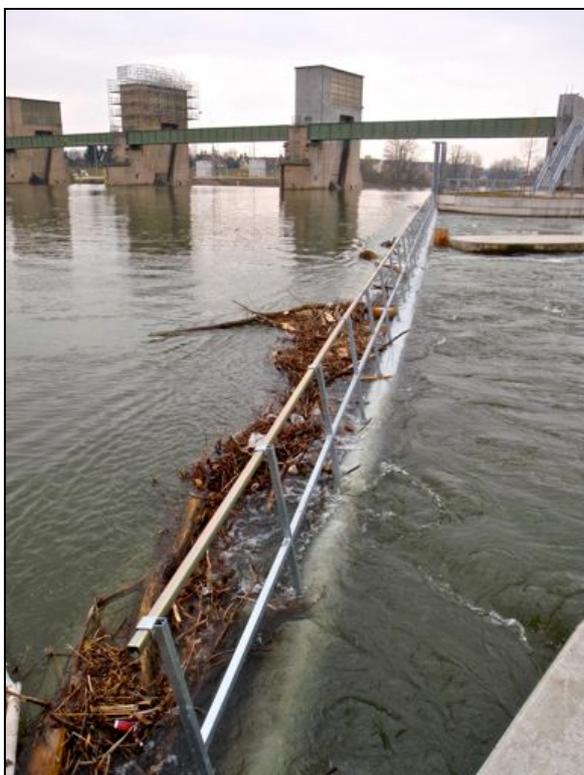


Abb. 1.19: Schwimmbalken im Einlaufbereich der Turbinenkanäle.

Hinweis: Der Schwimmbalken wurde erst kurz vor Abschluss der Funktionskontrolle installiert. Es ist anzunehmen, dass dem Schwimmbalken auch eine „fischabweisende“ Funktion (oberflächennah abwandernde Arten, z.B. Salmonidensmolts) zukommt und – insbesondere bei Wehrüberfall – eine Leitwirkung am Kraftwerk vorbei in Richtung Wehr eintritt. Auch die Funktion des Umgehungsgerinnes für den *Fischabstieg* könnte durch die Barrierewirkung des Schwimmbalkens erhöht sein.

1.2 Auflagen des Planfeststellungsbescheids

Im Planfeststellungsbescheid vom 26.9.2002 werden verschiedene Auflagen zum Fischschutz und zur Gewährleistung der Passierbarkeit der Anlage für aufsteigende und absteigende Fische aufgeführt. Aus dem Planfeststellungsbescheid lassen sich die Eckpunkte des Fischschutzes für die Wasserkraftanlage am Wehr Kostheim wie folgt zusammenfassen:

Feinrechen

- Stabweite 20 mm, Neigung 25 Grad,
- Anströmgeschwindigkeit < 0,5 m/s

Bypass für den Fischabstieg

Verwendung einer „fischfreundlichen Turbine“

- nur 3 Laufradschaufeln
- 85 U/min
- druckwechselharmonisierte Konstruktion
- Mortalitätsrate höchstens 10 % für Fische bei Turbinendurchgang
- Vorbehalt für nachträgliche Anforderung eines Turbinenmanagements

Umgehungsgerinne für den Fischaufstieg

- Dotierung $\geq 1 \text{ m}^3/\text{sec}$, regulär $1,5 \text{ m}^3/\text{sec}$
- Tiefe 30-60 cm

Für das Monitoring relevante Nebenbestimmungen im Planfeststellungsbescheid

27.

Der Fischaufstieg ist durch eine funktionsfähige Fischaufstiegsanlage in Form eines naturnahen Umgehungsgerinnes mit wechselnden Sohlbreiten und Böschungsneigungen gemäß DVWK-Merkblatt 232/1996 zu gewährleisten. Der Auslauf des Fischaufstiegs soll unmittelbar an den Auslauf des Kraftwerks im Unterwasser anschließen. Der Auslaufbereich des Fischaufstiegs ist so zu gestalten, dass die Mündung in einem spitzen Winkel von ca. 45 Grad zur Uferlinie des Mains angeordnet ist und die Lockströmung und der Einstieg für Fische weitgehend unabhängig vom Unterwasserstand gewährleistet werden.

31.

Die Funktion der Fischaufstiegsanlage ist von der Unternehmerin in einer Erstbeprobung durch einen Fischereisachverständigen über einen Zeitraum von einem Jahr nachzuweisen. Die Untersuchungen sind unmittelbar nach Abschluss des Probebetriebs zu beginnen, spätestens jedoch ein Jahr nach Inbetriebnahme. Der Untersuchungsplan ist der Planfeststellungsbehörde zur Zustimmung vorzulegen. Der Abschlussbericht ist der Planfeststellungsbehörde 14 Monate nach Untersuchungsbeginn vorzulegen.

32.

Zur Vermeidung des Eindringens von Fischen in die Turbinen ist ein Feinrechen mit einem lichten Stababstand von höchstens 20 mm und einer Neigung von 25 Grad zur Vertikalen

einzubauen. Die Strömungsgeschwindigkeit auf Höhe des Rechens und im Einlaufkanal vor dem Rechen darf höchstens 0,5 m/s betragen.

33.

Der Fischabstieg ist durch einen funktionsfähigen Bypass zu gewährleisten. Die Abflussmenge im Bypass muss bei Normalstau mindestens $1,0 \text{ m}^3/\text{s}$ betragen. Die Strömungsgeschwindigkeit im Bypass soll an keiner Stelle größer als 2,0 m/s sein. Die Einstiegsfenster sind grundnah am Pfeiler anzubringen. Zur Verbesserung der Auffindbarkeit der Einstiegsfenster ist ein geeignetes Fischleitsystem zu installieren. Am Auslauf des Bypasses ist eine geeignete Vorrichtung für das Zurückführen der Fische in das Unterwasser an der dem Auslauf des Umgehungsgerinnes gegenüber liegenden Seite anzubringen.

34.

Die Funktion des Bypasses ist von der Unternehmerin in einer Erstbeprobung durch einen Fischereisachverständigen über einen Zeitraum von einem Jahr nachzuweisen. Die Untersuchungen sind unmittelbar nach Abschluss des Probebetriebs zu beginnen, spätestens jedoch ein Jahr nach Inbetriebnahme. Die zur Funktionskontrolle notwendigen Vorrichtungen sind entweder am Auslauf oder im Unterwasserbecken des Bypasses anzubringen. Der Untersuchungsplan ist der Planfeststellungsbehörde zur Zustimmung vorzulegen. Der Abschlussbericht ist der Planfeststellungsbehörde 14 Monate nach Untersuchungsbeginn vorzulegen.

35.

Die Mortalitätsrate der Fische beim Durchgang durch die Turbine ist von der Unternehmerin auf dem Stand der Wissenschaft durch einen Fischereisachverständigen zu untersuchen.

Dazu ist über einen Zeitraum von einem Jahr in geeigneten Zeitfenstern die Mortalitätsrate aller Fische bis zu einer Zeit von 48 Stunden nach dem Durchgang durch die Turbine zu untersuchen und zu dokumentieren. [...] Wird die in der Risikoeinschätzung der Unternehmerin prognostizierte Mortalitätsrate von 10% für abwandernde Fische überschritten, so behält sich die Behörde vor, weitere Maßnahmen zum Schutz abwandernder Fische, z.B. durch ein geeignetes Turbinenmanagement in Verbindung mit der Installation einer Fischwarnanlage, zu verlangen.

1.3 Untersuchungsdesign

Die Untersuchungen fanden im Frühjahr, Sommer und Herbst 2011 statt. Sie untergliedern sich in die zu bearbeitenden Fragestellungen Fischaufstieg, Fischabstieg und Mortalität bei Turbinenpassage.

Es ist darauf hinzuweisen, dass aufgrund der extremen hydrologischen Situation im Jahr 2011 und der Zwischenergebnisse der Abstiegsuntersuchungen im Frühjahr 2011 in Abstimmung mit der Genehmigungsbehörde erhebliche Veränderungen gegenüber dem ursprünglich aufgestellten Untersuchungsplan erfolgten. Die nachfolgenden Fragestellungen wurden entsprechend der tatsächlich durchgeführten Untersuchungsschritte aktualisiert.

Die im Folgenden aufgeführten Methoden werden in Kap. 2 detailliert vorgestellt.

1.3.1 Untersuchungsteil 1 – Fischaufstieg

Es wird auf die Nebenbestimmungen im Planfeststellungsbescheid 27. und 31. verwiesen (vgl. Kap. 1.2). Die Funktionsfähigkeit war über einen Zeitraum von einem Jahr nachzuweisen,

wobei (auch) eine Reuse eingesetzt werden sollte.

Der Fischaufstieg in Kostheim kann theoretisch nicht nur über das Umgehungsgewässer (Raugerinne), sondern auch über den alten Beckenfischpass und die (allerdings selten betriebene) Kahnschleuse am linken Ufer sowie über die Schiffsschleusen erfolgen. Bei gelegten Wehren (sehr hohe Wasserführung) steht auch dieser Wanderkorridor offen (vgl. Abb. 1.20). Ggf. ist ein Aufstieg für sehr schwimmstarke (und hoch motivierte) Individuen (z.B. Lachs, Forelle) zeitweise (insbesondere bei hohem Unterwasserstand) auch über den Bypass möglich (vgl. Abb. 1.6 - 1.8).

Eine ausschließliche Beprobung des Umgehungsgewässers über Reusen, automatische Fischzählsysteme oder Elektrofischerei kann nur qualitative Hinweise, jedoch keine quantitativen Informationen zur Auffindbarkeit und Passierbarkeit des Fischpasses bereitstellen, da nicht bekannt ist:

- wie viele aufstiegswillige Individuen im Unterwasser vorhanden sind (fehlende Ausgangsbasis);
- wie viele dieser aufstiegswilligen Individuen die aufgeführten alternativen Aufstiegsmöglichkeiten genutzt haben.



Abb. 1.20: Gehobene Wehrwalze im Januar 2011.

Die potenzielle Barrierewirkung einer Reusenkehle (Meidungsreaktionen von Fischen, speziell Salmoniden) musste gesondert überprüft werden, denn bei Meidungsreaktionen oder Flucht der Fische aus der Reuse würde die Funktionsfähigkeit des Umgehungsgerinnes zu schlecht bewertet.

Um neben den qualitativen Daten aus der Reusenkontrolle zumindest semiquantitative Daten zur Auffindbarkeit zu erhalten, wurden mehrere Methoden und Systeme (teilweise) parallel eingesetzt. Folgende Fragestellungen wurden bearbeitet:

Fragestellung Aufstieg I: Nutzung Umgehungsgerinne / Auffindbarkeit & Artselektivität

Welche Fischarten nutzen das Umgehungsgerinne (absolute Zahlen, relative Anteile, Größen und Altersstadien, zeitliche Muster)?

Wie ist die Auffindbarkeit (semiquantitativ und exemplarisch für ausgewählte Arten)?

Liegt eine Artselektivität vor?

Gibt es Auffälligkeiten im Aufstiegsgeschehen, die abflussbedingt sein könnten?

Welchen Einfluss haben unterschiedliche Wasserstände auf die Auffindbarkeit des Umgehungsgerinnes?

Hinweis: Die an unterschiedliche Abflussverhältnisse angelehnten Fragestellungen, insbesondere die Frage, welchen Effekt ein Rückstau in den Unterlauf des Umgehungsgerinnes hinsichtlich der Auffindbarkeit hat, konnten wegen der in 2011 nahezu ununterbrochen niedrigen Wasserstände nicht befriedigend herausgearbeitet werden.

Als Erfassungsmethoden wurden Reusenfänge, Markierung-Wiederfang-Experimente und Aufzeichnungen eines VAKI-Infrarotcounters kombiniert:

Die qualitative Erfassung der Fische, die über das Umgehungsgerinne aufwandern, erfolgte mittels eines VAKI-Infrarotcounters (inklusive Videoerfassung) sowie einer nachgeschalteten Kastenreuse. Der VAKI-Fischzähler ging am 22.6.2011 in Betrieb. Zwischen 5.7.2011 und 10.8.2011 war die Registrierung wegen eines technischen Defekts (Kabelbruch) unterbrochen.

Der Beprobungszeitraum des Umgehungsgerinnes erstreckte sich vom 10. März bis 23. Dezember 2011, wobei zwischen 30.3. und 23.12. die Aufstiegsreuse (vgl. Kap. 2.1.2) mit Ausnahme der Kontrollintervalle kontinuierlich fängig gestellt war; die Leerungen erfolgten je nach Migrationsaktivität meist nach 24 bzw. 48 Stunden.

Die Aufstiegsreuse wurde direkt im Einlaufbereich des Umgehungsgerinnes installiert. Das VAKI-Erfassungssystem wurde auf der Innenseite der Überführung (Bezeichnung im Plan: „Überfahrt 2“) im Auslaufbereich und damit zwischen Einstieg und Fangreuse positioniert. Durch die Positionierung vor der Reuse konnte die Passage des Erfassungssystems mit den Reusenfängen abgeglichen werden.

Die *Auffindbarkeit* des Umgehungsgerinnes wurde unter Einsatz des VAKI-Erfassungssystems und Reusenkontrollen über Markierung-Wiederfangexperimente (mit äußerlich anzubringenden sog. *Anchor*-Marken) semiquantitativ untersucht. Die markierten Fische wurden über Elektrofischerei im Unterwasser, Hamenfänge und Angelfänge bereitgestellt.

Die *Anchor*-Marken wurden für spätere Rückmeldungen mit individuellen, fortlaufenden Nummern und der Telefonnummer der Fischereibehörde des RP Darmstadt versehen.

Hinweis: Zur Erfassung des Abstiegs wurde oberhalb der Aufstiegsreue eine Abstiegsreue gleicher Bauart installiert. Die Fänge im Umgehungsgerinne wurden also über eine Doppelreue mit je einer Öffnung stromauf- und stromabwärts (simultan für Auf- und Abwanderung) durchgeführt.

Fragestellung Aufstieg II: Hydraulik des Umgehungsgerinnes

Die Durchführung der hydraulisch-hydrologischen Untersuchungsschritte erfolgte durch die Versuchsanstalt und Prüfstelle für Umwelttechnik und Wasserbau (Dr.-Ing. R. HASSINGER). Die Messergebnisse werden zur Interpretation des Fischanfalls im Umgehungsgerinne herangezogen.

Es wurden Strömungs- und Tiefenmessungen im Längsverlauf des Umgehungsgerinnes durchgeführt. Außerdem wurde die Durchflussmenge des Umgehungsgerinnes aufgezeichnet. Die Abflussmessung wurde nach einem Tracerverfahren mit Salzverdünnung durchgeführt.

Fragestellung Aufstieg III: Lockwirkung Bypass und Turbinenauslass / potenzieller Sackgasseneffekt

Werden unter bestimmten Abflusssituationen *alternative Wanderkorridore* aufgesucht? Suchen Fische außerhalb des Einstiegsbereiches des Umgehungsgerinnes nach Aufstiegsmöglichkeiten (u.a. Turbinenauslass)?

Welche Rolle spielt der (zunächst für den Fischabstieg konzipierte) Bypass aufgrund seiner Positionierung und hohen Dotation in der Gesamtbilanz des Fischaufstiegs?

Liegt ggf. eine unerwünschte Lockwirkung und damit ein Sackgasseneffekt vor, der die Funktionsfähigkeit des Umgehungsgerinnes negativ beeinflusst?

Da der Bypass aufgrund der Positionierung des Auslaufs (direkter Anschluss an den Austrittsbereich des Turbinenwassers) bei Einhaltung der hydraulischen Grenzwerte auch als Fischaufstieg in Betracht kommt, ist er in die Gesamtbewertung des Aufstiegs einzubeziehen. Im derzeitigen Bauzustand können jedoch allenfalls sehr schwimmstarke Individuen (z.B. adulte Lachse) potenziell in den Auslauf einschwimmen und zumindest bis in das Zähl- und Beruhigungsbecken vordringen.

Für die Gesamtinterpretation der Aufstiegsergebnisse ist zudem relevant, ob durch die austretende Strömung am Trennpfeiler eine irreführende Lockströmung und damit ein sog. Sackgasseneffekt vorliegt. Ein Sackgasseneffekt würde sich u.a. negativ auf die Auffindbarkeit des Umgehungsgerinnes auswirken. Gleiches gilt für die Strömung am Turbinenauslass.

Als Erfassungsmethoden wurden ein DIDSON-Sonar eingesetzt, gezielte Angelfänge getätigt, Elektrofischerei durchgeführt (Boot) und Nachweise in Turbinen- und Bypassshamen ausgewertet (hier Individuen, die aus dem Unterwasser eingeschwommen sein müssen; vgl. Kap. 2.3). Die Daten wurden mit den Reusen- und VAKI-Daten aus Umgehungsgerinne abgeglichen.

Zur Prüfung der Auffindbarkeit des Umgehungsgerinnes und zur Prüfung der Nutzung alternativer Wanderkorridore wurde das DIDSON-Sonar in drei ausgewählten Zeiträumen mit hoher Wanderaktivität eingesetzt:

- April/Mai
- Juni/Juli
- Ende September.

Ein Einsatz im November/Dezember konnte wegen der niedrigen Wasserstände nicht erfolgen weil die Länge der Haltekonstruktion nicht ausreichte. Ausweislich der Nachweise im Umgehungsgerinne und Ergebnissen aus diversen Elektrobefischungen sowie aus dem Fischpass Koblenz an der Mosel war jedoch der Aufstieg im Herbst 2011 insgesamt gering.

Hinweis: Über das DIDSON-Sonar lassen sich zusätzlich Fragestellungen zur Funktionsfähigkeit der Fischabstiegssysteme bearbeiten. Diese sind im Kap. 1.3.2 aufgeführt.

Fragestellung Aufstieg IV: Besiedlung Umgehungsgerinne durch Fische

Wie ist die **Besiedlungsdichte und Artensammensetzung** im naturnah ausgestalteten **Umgehungsgerinne**? Welche Rückschlüsse lassen sich aus der Besiedlung im Hinblick auf die Funktionsfähigkeit ziehen?

Die *Besiedlung* (Arten, Lebensstadien, Dichten) des Umgehungsgerinnes durch Fische ist ein wichtiger Indikator zur Beurteilung der hydraulischen Gegebenheiten. Sie wurde mittels Elektrofischerei auf der gesamten Fläche des Umgehungsgerinnes überprüft.

Es wurden im Jahresverlauf insgesamt drei Elektrobefischungsdurchgänge (Frühjahr, Sommer und Herbst) durchgeführt:

1. Elektrobefischung im Frühjahr 2011 (ab $\geq 10^{\circ}\text{C}$ Wassertemperatur)
2. Elektrobefischung im Sommer 2011 (bei $> 18^{\circ}\text{C}$ Wassertemperatur)
3. Elektrobefischung im Herbst 2011 (ab $\leq 10^{\circ}\text{C}$ Wassertemperatur)

1.3.2 Untersuchungsteil 2 – Fischabstieg

Vorbemerkung: Im Sinne einer Aufwandsminimierung sollten sämtliche Aspekte des Fischabstiegs parallel und methodisch abgestimmt untersucht werden. Entsprechend war vorgesehen, die im Planfeststellungsbescheid unter 34. und 35. geforderten Untersuchungen zusammenzulegen.

Nebenbestimmung 34. im Planfeststellungsbescheid besagt: Die Funktion des Bypasses ist von der Unternehmerin in einer Erstbeprobung durch einen Fischereisachverständigen über einen Zeitraum von einem Jahr nachzuweisen. [...]

Nebenbestimmung 35. im Planfeststellungsbescheid besagt: Die Mortalitätsrate der Fische beim Durchgang durch die Turbine ist von der Unternehmerin auf dem Stand der Wissenschaft durch eine Fischereisachverständigen zu untersuchen. Dazu ist über einen Zeitraum von einem Jahr in geeigneten Zeitfenstern die Mortalitätsrate aller Fische bis zu einer Zeit von 48 Stunden nach dem Durchgang durch die Turbine zu untersuchen und zu dokumentieren. [...]

Die Funktion des Bypasses kann jedoch nicht isoliert von den anderen Abstiegsmöglichkeiten im direkten Umfeld geprüft werden. Im unmittelbaren Kraftwerksbereich bestehen mit dem Bypass, dem Salmonidenabstieg, dem Umgehungsgerinne und der Turbinenpassage grundsätzlich vier Abwandermöglichkeiten, die parallel (zeitgleich) beprobt werden müssen. Eine weitere Beprobungsquelle bildet das Rechengut. Erst die Zusammenführung der verschiedenen Teilergebnisse liefert belastbare Daten hinsichtlich der Verteilung von Fischen auf die vier Quellen und erlaubt so eine Einschätzung der Funktion des Bypasses (relative

Nutzung des Bypasses im Vergleich zu den weiteren Abwandermöglichkeiten).

Die Nutzung der Schiffsschleusen und – bei höherer Wasserführung – der Wehre kann aufgrund methodischer Probleme und eines unverhältnismäßig hohen Aufwands nicht erfasst werden.

Folgende Untersuchungsaspekte sollten zusammengeführt werden:

- Auffindbarkeit Bypass
 - o Anteil Salmonidenabstiege
 - o Anteil Rechengut
 - o Anteil Turbinenpassage
 - o Anteil Bypass
- Mortalitätsrate bei Durchgang durch die Turbine (inkl. Rechenpassage*)

Abstieg über Salmonidenabstiege

Die beiden Salmonidenabstiege wurden am jeweiligen Auslauf mit Netzreusen abgesperrt. Hierdurch konnten nahezu 100 % der abwandernden Individuen abgefangen werden.

Aufgrund von Verlegungen in den Leitungen war nur eine Leitung während des Lachsabstiegsversuchs im April (vgl. Kap.4.2.2) für 1 Stunde in Betrieb.

Rechengutanfall

Der Fischanfall im Rechengut wurde je nach Fisch- und Treibgutanteil über Kontrollen des Treibgutcontainers am Ende des Förderbands oder direkt über Auslesen der Fische während des Förderbandbetriebs untersucht. Bei den Kontrollen wurden annähernd 100 % der Individuen registriert (Ausnahmen: durch Vögel oder Ratten aus dem Container entfernte Fische).

Abstieg über die Turbinen

Aufgrund der Baugleichheit der Turbinen war die Erfassung an lediglich einer Turbine repräsentativ und damit zur Erfassung der Mortalitätsrate ausreichend. Untersucht wurde aufgrund der leichteren Zugänglichkeit die uferseitige (rechte) Turbine.

Unterhalb des rechten Turbinenauslasses wurde ein Hamen eingesetzt. Der Hamen ist ein sackartiges Netz, dessen Öffnung von einem festen rechteckigen Rahmen umgeben wird. Hamen werden stationär positioniert und eignen sich besonders zur schonenden Fischerei im Turbinen-Unterwasser.

Die Fängigkeit über den Hamen war sehr unterschiedlich.

* Die im Untersuchungsteil 2 festgestellten Schädigungsformen legten nahe, dass ein erheblicher Teil der Individuen bei der Rechenpassage geschädigt wird. Um Verletzungen am Rechen von tatsächlichen Turbinenschäden unterscheiden zu können, wurden in Untersuchungsteil 3 insgesamt 1.200 Fische hinter dem Rechen direkt in die laufende Turbine eingeführt (vgl. Kap. 1.3.3).

Abstieg Bypass

Am Bypassauslauf im Mitteltrennpfeiler wurde ein Hamen mit anschließender Netzreuse angebracht. Hiermit dürften annähernd 100% der Abwandernden Individuen registriert worden sein.

Abstieg Umgehungsgerinne

Am Einlauf des Umgehungsgerinnes wurde eine Kastenreuse eingesetzt. Die Fängigkeit der Reuse lag nahe 100%.

Fragestellung Abstieg I: Verteilung der Abwanderung auf verschiedene Korridore

Wie hoch ist der *relative Anteil* abwandernder Fische im **Bypass** im Vergleich zu **anderen Abwandermöglichkeiten**?

Die Erfassung abwandernder Fische erfolgte über den zeitgleichen Einsatz der Netzreusen unterhalb Auslass Salmonidenabstieg (nur April, danach verlegt), den Einsatz des „kleinen“ Hamens am Auslauf Bypass, der Kontrolle der Kastenreuse im Umgehungsgerinne (Öffnung stromaufwärts), der Untersuchung des Rechenguts aus den Rechenreinigungsvorgängen und (nur April und September) den Einsatz des „großen“ Hamens am uferseitigen Turbinenauslass (einer von zwei Turbinenauslässen).

Ausgewertet werden die Fänge/Funde nach Fischart, Individuengröße und Kondition bzw. äußerlichem Zustand.

Die Beprobungen fanden im April (9.4.-14.4., davon mit Turbinenhamen 14 h, Bypasshamen 24 h), 27. September (24 Stunden, davon Turbinenhamen 6 h) und Dezember (5.12. bis 23.12., ohne Turbinenhamen) statt. Die Untersuchungsintervalle richteten sich nach der Wanderaktivität (Fischanfall) und variierten zwischen 1 und 12 Stunden. Der Turbinenhamen wurde meist nach 60 Minuten, in einem Fall nach 90 Minuten geleert. Die Ergebnisse sind in Kap. 4.2.2, 4.2.3 und 4.2.4 dargestellt.

Hinweis: Der Salmonidenabstieg sollte auch dahingehend überprüft werden, ob sich eine permanente (von Rechenreinigungsintervallen unabhängige) Öffnung positiv auf die Auffindbarkeit bzw. Abstiegsrate auswirkt. Hierzu sollte der Salmonidenabstieg abwechselnd permanent und in Intervallen geöffnet werden. Aufgrund der nach April permanenten Verlegung musste dieser Versuchsteil entfallen.

Fragestellung Abstieg II: Quantitative Nutzung Bypass durch Testfische

Wie hoch ist die **Auffindbarkeit des Bypasses** (quantitativ für ausgewählte Arten)?

Die Funktion der Fischabstiegshilfen kann nur dann *quantitativ* beurteilt werden, wenn die Ausgangszahl abwanderbereiter Individuen bekannt ist. Hierzu werden zwei Versuche mit ausgewählten Arten (exemplarisch: Lachs, und Aal) im Frühjahr und Herbst 2011 durchgeführt. Die Erfassung erfolgte unterhalb der Turbinen über Hamenfänge (ein Hamen eingesetzt), im Bypass über eine Kontrollreuse am Auslauf, im Salmonidenabstieg über eine Kontrollreuse am Auslauf und durch Untersuchung des Rechenguts aus den Rechenreinigungsvorgängen. Außerdem erfolgte eine tägliche Kontrolle der Kastenreuse im Umgehungsgerinne (Öffnung stromaufwärts). Die sonstigen Untersuchungsintervalle richteten sich nach der Wanderaktivität (Fischanfall) und variierten zwischen 1 und 12 Stunden. Der Turbinenhamen wurde meist nach 60 Minuten, in einem Fall nach 90 Minuten geleert.

Es wurden folgende Fischchargen im Oberwasser vor dem Rechen ausgesetzt:

1. Im April 2011 wurden 2.500 markierte, abwanderbereite Lachssmolts im Oberwasser vor dem Rechen eingesetzt. Die Besatzlachse (Herkunft: Elternfischhaltung Ätran) wurden vom Lachszentrum Hasper Talsperre bezogen. Der Smoltabwanderungsversuch wird unter Kap. 4.2.2 abgehandelt.
2. Im Dezember 2011 wurden bei steigendem Wasserstand 800 zwischengehaltene markierte Blankaale im Oberwasser vor dem Rechen eingesetzt. Die abwanderbereiten Blankaale wurden zuvor im

Main durch einen Berufsfischer (Herr Schätzl) gefangen².

Hinweis: Der Teilversuch Lachsabwanderung im April 2011 musste wegen einer Havarie des Hamens nach 14 Stunden hinsichtlich Erfassung der Turbinenpassage abgebrochen werden. Hier stehen vom 9.4.-14.4. nur die Daten aus der Rechengutkontrolle und der Abstiegsreue Umgehungsgerinne zur Verfügung.

Das Verhalten der Fische, also die Orientierungsmöglichkeiten, Suchbewegungen usw. wurden zusätzlich mittels eines DIDSON-Sonars (siehe Kap. 2.1.4) geprüft.

Fragestellung Abstieg III: Mortalität besetzter Fische

Wie hoch ist die **Mortalitätsrate bei Rechen- und Turbinenpassage?**

Die Bearbeitung der Fragestellung „Mortalitätsrate bei Durchgang durch Turbinen“ wurde über kontrollierte Versuche mittels Hamenfängen durchgeführt. Die Fragestellung sollte durch eine Auswertung der Schädigungsformen und Mortalitätsraten an den markiert eingesetzten (definitiv nicht vorgeschädigten) 2.500 Lachssmolts erfolgen (siehe oben). Die (äußerlich unversehrten!) Fische wurden über 48 Stunden gehältert, wobei nach 24 Stunden eine Zwischenkontrolle erfolgte. Parallel wurden alle weiteren Fischarten, die im Rahmen der Teilversuche im Hamen anfielen, ebenfalls zwischengehältert.

Die im Untersuchungsteil 2 festgestellten Schädigungsformen wie Schuppenverluste am Hinterleib und Hämatome im Schwanzwurzelbereich legten jedoch nahe, dass ein erheblicher Teil der Individuen bereits bei der

Rechenpassage geschädigt wird. Um Verletzungen am Rechen von tatsächlichen Turbinenschäden unterscheiden zu können, wurden in Untersuchungsteil 3 insgesamt 1.200 Fische (Aale, Cypriniden, Barsche, Forellen) hinter dem Rechen direkt in die laufende Turbine eingeführt (vgl. Kap. 1.3.3).

Hinweis: Durch die Verwendung *markierter* Individuen wird auch ausgeschlossen, dass vorgeschädigte Individuen, die aus dem Oberwasser antreiben, die Untersuchungsergebnisse verfälschen. Im Umkehrschluss kann so auch die (wahrscheinlich geringe) Schädigungsrate durch die Rechenreinigungsanlage beurteilt werden. Da in 2010 immer wieder stark geschädigte Individuen im Rechengut gefunden wurden, die typische „Schiffsschraubenverletzungen“ und „Turbinenverletzungen“ aufweisen, erschien eine Klärung dieses Sachverhalts notwendig.

Referenz „Mortalität durch Hamenfang“

Vor Versuchsbeginn musste die fang- und hälterungsbedingte Mortalität erhoben werden. Diese Mortalitätsrate bildet die Referenz und muss von der Mortalitätsrate, die in den Teilversuchen ermittelt wird, abgezogen werden. Die Mortalität Hamenfang + Hälterung (Referenz) wurde über 300 markierte Lachssmolts ermittelt, die ohne Passage der Turbine und des Bypasses, aber bei laufendem Turbinenbetrieb in den Hamen gelangen. Das Einbringen der Fische erfolgt direkt vor dem Hamen (hineintreiben lassen). Nach 1 h Hamenaufenthalt erfolgte eine 48 h Hälterung.

Eine Bestimmung der Hamenmortalität bei Aalen wurde wegen der Robustheit der Tiere für nicht notwendig erachtet.

² Herrn Dr. Wondrak sei für die Vermittlung der Blankaale herzlich gedankt.

1.3.3 Untersuchungsteil 3 - Mortalitätsrate bei Turbinenpassage

Die im Versuchsteil 2 festgestellten Schädigungsformen legten nahe, dass ein erheblicher Teil der Individuen bei der Rechenpassage geschädigt wird. Um Verletzungen am Rechen von tatsächlichen Turbinenschäden unterscheiden zu können, wurde im Dezember 2011 ein durch das Regierungspräsidium Darmstadt (Veterinärbehörde) genehmigter Tierversuch durchgeführt, bei dem insgesamt 1.200 Fische über ein Rohr hinter dem Rechen direkt in die nahe Volllast laufende Turbine eingeführt wurden.

Als Versuchsfische dienten 300 Aale (Bezug von Berufsfischer aus dem Main, markiert), 521 Cypriniden und 79 Barschartige (aus Reusenfängen Umgehungsgerinne Kostheim; markiert) sowie 300 Forellen (Aquakultur; unmarkiert) verschiedener Größenklassen.

Analog zu den Versuchen des Untersuchungsteils 2 erfolgte nach 1 h Hamenaufenthalt eine Leerung und anschließend eine 48 h Hälterung mit Zwischenkontrolle nach 24 h.

2. Material und Methoden

2.1 Erhebungsmethoden und Zeiträume

Aufstieg

Der Fischaufstieg über das Umgebungsgewässer wurde ab dem 31.3.2011 kontinuierlich über eine am Einlaufbauwerk positionierte Kastenreuse sowie ab 22.6.2011 über einen VAKI-Zähler erfasst. Außerdem wurden drei Wat-Elektrobefischungen im Umgehungsgerinne durchgeführt.

Zum Abgleich der Ergebnisse mit dem Fischbestand des Unterwassers erfolgten unterstrom des Kraftwerks drei Elektrobefischungen mit einem Boot sowie gezielte Angelfänge im unmittelbaren Auslaufbereich der beiden Turbinen bzw. des Aalbypasses. Dabei wurden gefangene Individuen ab 20 cm Totallänge mit Anchor-tags (individuell nummerierte Ankermarken) markiert und zurückgesetzt.

Abstieg

Der Fischabstieg über das Umgebungsgewässer wurde ab dem 31.3.2011 nahezu kontinuierlich über eine am Einlaufbauwerk positionierte Kastenreuse sowie ab 22.6. über einen VAKI-Zähler erfasst. Weitere Daten wurden über Kontrollen des Rechengutes gewonnen (diskontinuierlich).

Für Abstiegsversuche im April, September und Dezember 2011 wurden drei weitere Migrationskorridore mit folgenden Gerätschaften untersucht:

Turbinenpassage - großer Hamen;

Aalbypass - kleiner Hamen;

Salmonidenabstiege - zwei Schwimmreusen.

2.1.1 Elektrofischerei

Watfischerei Umgehungsgerinne

Am 18.4., 14.6. und 30.11.2011 erfolgten im Lauf des Umgehungsgerinnes Elektro-Watbefischungen zur Dokumentation der Besiedlung. Verwendet wurden ein oder zwei Gleichstrom-Elektrofischereigeräte der Marke EFGI 650 (Fa. Bretschneider). Die Beifangkescher (meist ein Kescher pro Anodenführer) hatten eine Maschenweite von 5 mm und ließen auch eine Erfassung der Brut zu. Gefischt wurde gegen die Strömung.

Aus Sicherheitsgründen und zur besseren Erfassung der Fische wurde der Durchfluss im Umgehungsgerinne während der Befischung stark reduziert (Abb. 2.1).

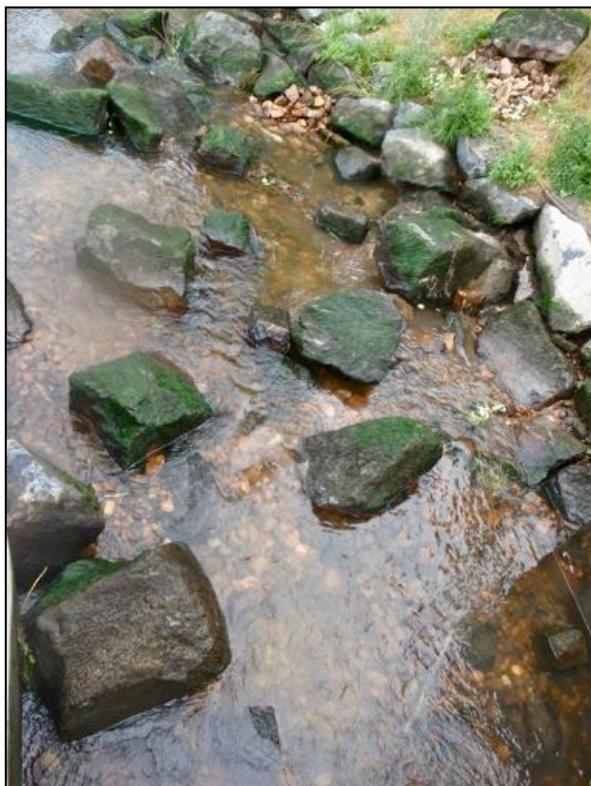


Abb. 2.1: Bei Elektrobefischungen wurde die Fängigkeit durch Absenkungen der Wasserführung im Umgehungsgerinne optimiert.

Hinweis: Die Daten der Wat-Elektrobefischungen lassen nur bedingt Rückschlüsse hinsichtlich der *Auf- und Abwanderung* von Fischen zu, weil unbekannt ist, ob die festgestellten Individuen migrieren oder das Umgehungsgerinne temporär aufsuchen bzw. besiedeln (Lebensraumfunktion). Ausnahmen bilden Arten bzw. Lebensstadien, für die im relevanten Zeitraum Migrationsbewegungen in die eine oder andere Richtung verhaltenstypisch sind (z.B aufsteigende anadrome adulte Neunaugen im Zeitraum Dezember bis April; aufsteigende adulte Nasen und Barben im Frühjahr oder abwandernde Lachs- und Meerforellensmolts im Frühjahr).

Bootsfischerei Unterwasser

Bei den Bootsbesichtigungen unterhalb des Kraftwerks wurde ein leistungsstarkes stationäres Elektrofischereigerät des Typs EFGI 4000 (Bretschneider) mit einem motorisierten Nachen (25 PS 4-Takt Bodensee 1-Norm) mit Ausleger zur Streifenanodenbefischung eingesetzt (Abb. 2.2 & 2.3).



Abb. 2.2: Elektrobefischung im Unterwasser des Kraftwerks.



Abb. 2.3: Aggregat (Mitte) und Streifenanode am Bug.

Die Bootsbesichtigungen erstreckten sich auf den direkten Auslaufbereich der Turbinen sowie auf repräsentative Gewässerabschnitte unterhalb des Kraftwerks und der Wehranlage.

2.1.2 Kastenreusen Umgehungsgerinne

Der Fischauf- und Fischabstieg über das Umgehungsgerinne wurde zwischen dem 30.3.2011 und dem 23.12.2011 über zwei am Einlaufbauwerk positionierte Kastenreusen aus Edelstahl-Lochblech erfasst (Abb. 2.4).

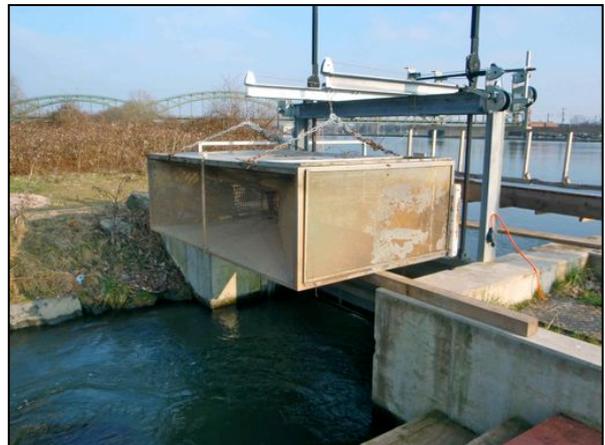


Abb. 2.4: Kastenreusen Umgehungsgerinne.

Tab. 2.1: Termine der Reusenkontrollen 2011

März	April	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober	November	Dezember	
10.03.11	01.04.11	01.05.11	01.06.11	01.07.11	01.08.11	01.09.11	02.10.11	01.11.11	01.12.11	
15.03.11	05.04.11	02.05.11	03.06.11	02.07.11	02.08.11	02.09.11	03.10.11	02.11.11	02.12.11	
30.03.11	06.04.11	03.05.11	04.06.11	03.07.11	03.08.11	03.09.11	04.10.11	03.11.11	03.12.11	
31.03.11	07.04.11	04.05.11	05.06.11	04.07.11	04.08.11	04.09.11	05.10.11	04.11.11	04.12.11	
	08.04.11	05.05.11	06.06.11	05.07.11	05.08.11	05.09.11	05.10.11	06.11.11	05.12.11	
	09.04.11	06.05.11	07.06.11	06.07.11	06.08.11	06.09.11	06.10.11	07.11.11	06.12.11	
	12.04.11	09.05.11	08.06.11	07.07.11	09.08.11	07.09.11	07.10.11	08.11.11	07.12.11	
	13.04.11	10.05.11	09.06.11	08.07.11	10.08.11	08.09.11	08.10.11	09.11.11	08.12.11	
	14.04.11	11.05.11	10.06.11	09.07.11	11.08.11	09.09.11	09.10.11	10.11.11	09.12.11	
	15.04.11	12.05.11	12.06.11	11.07.11	12.08.11	10.09.11	10.10.11	11.11.11	11.12.11	
	16.04.11	13.05.11	13.06.11	12.07.11	14.08.11	11.09.11	11.10.11	12.11.11	12.12.11	
	18.04.11	14.05.11	14.06.11	13.07.11	15.08.11	13.09.11	12.10.11	13.11.11	13.12.11	
	20.04.11	15.05.11	15.06.11	14.07.11	16.08.11	14.09.11	13.10.11	14.11.11	14.12.11	
	21.04.11	16.05.11	16.06.11	15.07.11	17.08.11	15.09.11	14.10.11	15.11.11	15.12.11	
	22.04.11	17.05.11	17.06.11	17.07.11	18.08.11	16.09.11	15.10.11	16.11.11	16.12.11	
	25.04.11	18.05.11	19.06.11	19.07.11	19.08.11	22.09.11	16.10.11	17.11.11	17.12.11	
	26.04.11	19.05.11	21.06.11	20.07.11	20.08.11	23.09.11	17.10.11	18.11.11	19.12.11	
	27.04.11	20.05.11	24.06.11	21.07.11	21.08.11	25.09.11	18.10.11	20.11.11	20.12.11	
	28.04.11	21.05.11	25.06.11	22.07.11	22.08.11	26.09.11	19.10.11	21.11.11	21.12.11	
	30.04.11	22.05.11	26.06.11	24.07.11	23.08.11	27.09.11	20.10.11	22.11.11	22.12.11	
		23.05.11	27.06.11	25.07.11	24.08.11	28.09.11	21.10.11	23.11.11	23.12.11	
		24.05.11	28.06.11	26.07.11	25.08.11	29.09.11	23.10.11	24.11.11		
		25.05.11	29.06.11	26.07.11	26.08.11	30.09.11	24.10.11	25.11.11		
		26.05.11	30.06.11	27.07.11	28.08.11		25.10.11	28.11.11		
		27.05.11		28.07.11	29.08.11		26.10.11	29.11.11		
		28.05.11		29.07.11	30.08.11		27.10.11	30.11.11		
		30.05.11		31.07.11	31.08.11		28.10.11			
		31.05.11					30.10.11			
							31.10.11			
Σ	4	20	28	24	27	27	23	29	26	21



Abb. 2.5: Kehle der Kastenreusen.

Die beiden Kastenreusen waren identisch dimensioniert und hatten folgende Maße: Länge (in Fließrichtung): 180 cm; Breite: 296 cm; Höhe: 90 cm; Lochweite: 5 mm; Kehlenhöhe: 30 cm; Kehlenbreite: 20 cm; Maschenweite Netzstoff Kehlensack: 1 cm (vgl. Abb. 2.5).

Vor Installation der Kastenreusen und im Rahmen von Wartungsarbeiten wurden einzelne Aufstiegsereignisse im Rahmen der Installationsarbeiten bei stark reduzierter Wasserführung protokolliert (Sichtungen und Kescherfänge; 10.3., 15.3., 30.3., 31.3. und 28.4.2011).



Abb. 2.6: Die 5 mm-Lochung machte eine intensive und häufige Wartung der Kastenreusen notwendig.

Die Leerung der Reusen erfolgte nahezu täglich (mit Ausnahme einiger Wochenenden mit geringem Fischanfall bzw. geringer Migrationsaktivität) (vgl. Tab. 2.1).

Die Weite der Lochung der Kastenreusen war mit 5 mm zwar klein genug, um auch sehr kleine Jungfische und sogar Fischbrut zu erfassen. Das Lochblech war jedoch auch entsprechend anfällig für Verschmutzungen und es wurden häufige Wartungsarbeiten notwendig (vgl. Abb. 2.6). Trotz intensiver Wartung verringerte sich in Zeiträumen mit hohem Geschwemmselanfall bereits nach weniger als 24 Stunden der Durchfluss durch die Abstiegsreuse so stark, dass es zu einer merklichen Reduktion des Abflusses im Umgehungsgerinne kam. Diese Durchflussänderungen müssen bei der Interpretation der Fangergebnisse berücksichtigt werden.

2.1.3 VAKI-Fischzähler

Am 22.6.2011 wurde im Umgehungsgerinne zusätzlich ein VAKI-Fischzählsystem zur kontinuierlichen Aufzeichnung von Fischbewegungen im Einstiegsbereich oberhalb der uferseitigen Überfahrt in Betrieb genommen (Abb. 2.7 & 2.8).

Das Modell „Riverwatcher“ der isländischen Firma VAKI (www.vaki.is) ermöglicht eine elektronische Zählung und Erfassung wandernder Fische an Engpässen wie z.B. Fischpässen. Die Fische werden dabei durch einem Infrarot-Scanner geleitet, der die Umrisse der Tiere erfasst und als Silhouette in zwei Bildern abspeichert. Die Infrarottechnik erlaubt es, die Fische auch bei trübem Wasser sicher zu erkennen. Zusätzlich passieren die Fische einen Videotunnel, in dem sie in

Abhängigkeit von der Trübung des Wassers in einer Folge von Standbildern und in einem kurzen Video registriert werden. Die Kamera setzt dabei erst ein, wenn der Scanner ein passierendes Individuum meldet (Abb. 2.7). Im vorliegenden Fall war nur eine Kamera oberhalb des Scanners installiert, so dass zwar aufsteigende Fische die Kamera auslösten, abwandernde Individuen jedoch nur gescannt, nicht aber gefilmt wurden.

Der Abstand zwischen den 50 cm hohen Paneelen betrug 30 cm (Abb. 2.8, Mitte).

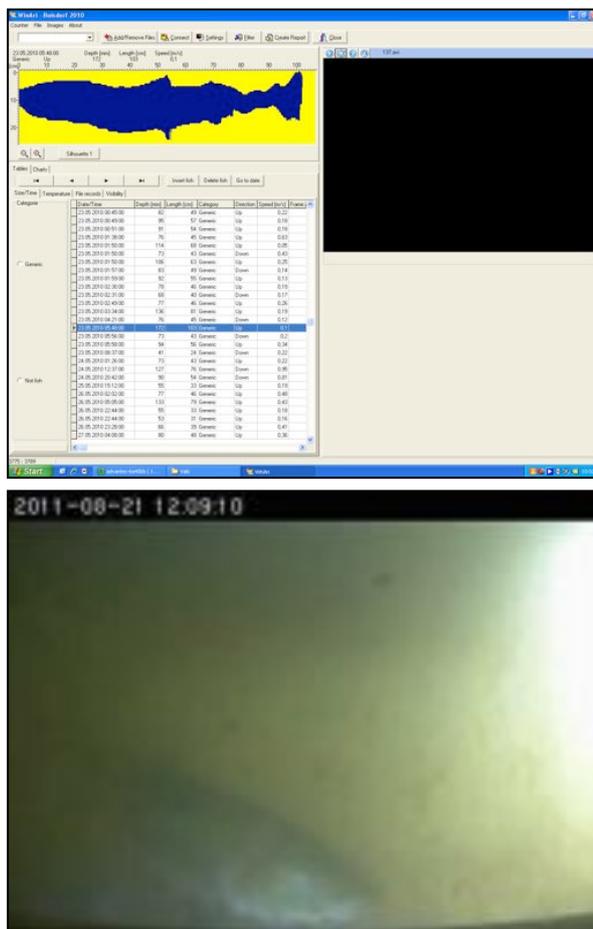


Abb. 2.7: Infrarot-Image (oben) und Videobild (unten) eines durch den VAKI-Fischzähler erfassten Großsalmoniden.

Hinweis: Wegen einer Havarie (Kabelbruch durch Treibgut) war der VAKI zwischen 5.7. und 10.8.2011 nicht aktiv.



Abb. 2.8: VAKI-Fischzähler am Auslauf des Umgehungsgerinnes; unten: im eingetauchten Zustand.

Funktionsweise des VAKI-Infrarotcounters:

Der Counter schaltet ein, wenn der Scanner ein Objekt bzw. einen Fisch registriert. Über das angeschlossene Videosystem werden drei Bilder des Objekts abgespeichert, die eine nachträgliche Verifizierung und eine Identifikation bis auf Artniveau zulassen. Außerdem können äußere Markierungen an großen Individuen, z.B. Anker-Marken und Fettflossenschnitte, erkannt werden. Das System ist Stand der Technik und bietet diverse Vorteile: Der Scanner ist ein stationäres System und arbeitet unabhängig von Trübung und Abfluss. Das Gerät ist an verschiedenen Engstellen im Umgehungsgerinne einsetzbar (inkl. Einlaufbereich). Die Datenspeicherung erfolgt automatisiert über die Software und es ist eine nachträgliche Auswertung möglich. Die Handhabung ist relativ einfach. Nachteilig ist, dass bei starker Trübung (wenn keine Verifizierung durch Video möglich ist) lediglich das Infrarot-Image ausgewertet werden kann; eine Unterscheidung ähnlicher Arten (z.B. Lachs und Meerforelle; verschiedene Cypriniden) ist dann nicht sicher möglich.

2.1.4 DIDSON-Sonar

Das DIDSON-Sonar als ein hochauflösendes Echolot ist in der Lage, Schallbilder von Fischen in Videoqualität auch unter extrem schlechten Sichtverhältnissen zu erzeugen (vgl. www.soundmetrics.com). Diese Videosequenzen lassen in einigen Fällen auch Unterscheidungen einzelner Fischarten zu. Das Didson-Sonar arbeitet unabhängig von Trübung und Abfluss. Die Aufnahmequalität nimmt jedoch bei eingetragenen Luftblasen in stark turbulenten Bereichen ab. Die Reichweite, in der noch gut interpretierbare Aufnahmen möglich sind, liegt bei rund 15 m.

Die automatische Datenspeicherung erlaubt eine nachträgliche Auswertung (vgl. Abb. 2.9).

Als mobiles System wurde das Sonar an verschiedenen Stellen im Unterwasser (vor dem Auslauf des Bypasses, vor dem Einstieg ins Umgehungsgerinne, an den Turbinenausläufen) und im Oberwasser (vor dem Rechen, am Einlaufbereich Umgehungsgerinne) eingesetzt. Zur Fixierung wurde von der Uni Kassel ein Traversensystem entwickelt, welches vom Ufer aus angebracht wurde und so auch ohne Bootseinsatz Standortwechsel ermöglichte.

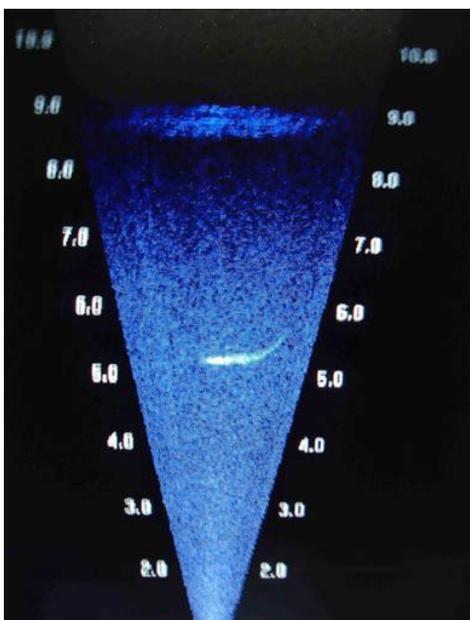


Abb. 2.9: Wels in der Darstellung des DIDSON-Sonars.



Abb. 2.10: DIDSON-Sonar (links).

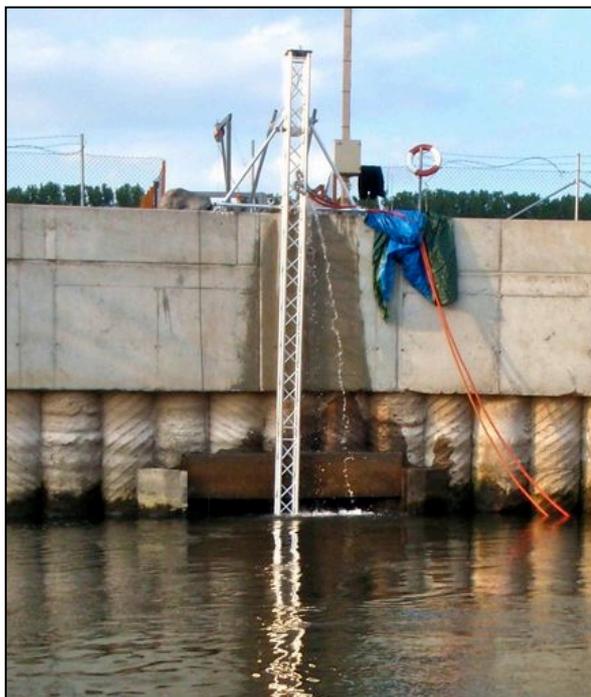


Abb. 2.11: Aufbau des DIDSON-Sonars vor dem Auslauf Umgehungsgerinne (oben) und vor dem Rechen im Oberwasser (unten).

Die Termine der DIDSON-Sonaruntersuchungen sowie die Einsatzbereiche und bearbeiteten Fragestellungen sind in Tab. 2.2 zusammengefasst.

Tab. 2.2: Termine der DIDSON-Sonar-Untersuchungen 2011.

Fragestellung DIDSON	Abstieg		Aufstieg		
	Vor Rechen	Fischabstieg Umgehungs- gewässer	Turbinen- auslauf	Fischaufstieg Umgehungs- gewässer	Aalabstieg
11.04.11	X				
27.04.11			X		X
19.05.11	X	X			X
22.06.11			X		X
26.07.11				X	X
27.09.11				X	
17.12.11	X				
18.12.11	X				
Σ	4	1	2	2	4
	Σ Abstieg: 5		Σ Aufstieg: 8		

2.1.5 Hamen Turbinenauslauf

Der Hamen zum Fang von Fischen, die die Turbine passiert hatten, bestand aus einem langen Netz, das mit einer Hilfskonstruktion in den Führungsschienen (Dammbalkennische) des uferseitigen Turbinenauslaufs (Turbine 2) befestigt wurde. Die Befestigung und das Netz wurden im Untersuchungsverlauf verändert; die ursprüngliche Ausfertigung wird mit Variante 1, die modifizierte Konstruktion mit Variante 2 bezeichnet.

Variante 1: Der erste Hamen bestand aus folgenden Komponenten mit folgenden Maßen und Gewichten (vgl. Abb. 2.12):

Das Netz wurde an einem Stahlrahmen mit einer Breite von 9,30 m und einer Höhe von 8,00 m angeschlagen. Der Rahmen bestand aus Vierkantrohr mit den Maßen 60 x 60 x 3 mm (mit Anschlagösen für Kranhaken). Das Gewicht des Hamens einschließlich des Stahlrahmens lag bei ca. 2,5 to (= Nutzlast).

Das Hamennetz musste aufgrund der turbulenten Abflussverhältnisse im Unterwasser eine Länge von ca. 40 m aufweisen und im

Endstück über 3 Kehlen verfügen. Das Endstück war 5 m lang, die Ringe wiesen einen Durchmesser von 65, 60 und 60 cm auf.

Die Maschenweite des Netzes musste an die Turbulenz und Strömungsgeschwindigkeit des Unterwasserbereichs angepasst werden. Das Netz verfügte im oberen Abschnitt über eine Maschenweite von 30 mm und am Fangsack von 10 mm.

Die Maschenweiten stellen einen Kompromiss dar zwischen der Betriebssicherheit und der Notwendigkeit, insbesondere auch kleinere Individuen erfassen zu müssen. Dies bedeutet, dass aus technischen Gründen lediglich Individuen ab ca. 8 cm Körperlänge (Aal/Neunaugen: ab ca. 40 cm) und diese auch nur bei Variante 1 mit hoher Effizienz erfasst werden konnten. Für kleinere Individuen bestehen nach Stand der Technik unter den gegebenen Verhältnissen keine ausgereiften Methoden zur effektiven Erfassung; kleinere Fische konnten entsprechend nur semiquantitativ erfasst werden.

Aufgrund einer Havarie des Turbinenhamens (Verziehen des Stahlrahmens und Loslösung aus der Führungsschiene, vgl. Abb. 2.13) musste der Abstiegsversuch im April abgebrochen werden. Vermutlich hatte hohes Aufkommen von Geschwemmsel (nach Sturmböen) zu einer Überlastung geführt. Die Stahlrahmenkonstruktion bei Hamenvariante 1 wurde im Laufe des Sommers umkonstruiert in eine mit Doppelseilzug zu hebende Variante 2, in der das Netz am Grund mit einem Stahlrohr fixiert wurde (vgl. Abb. 2.14 & 2.15).



Abb. 2.12: Einbau des Hamens (oben) und Netz im Fangbetrieb (unten), beide Variante 1.



Abb. 2.13: Verzogener Stahlrahmen Hamenvariante 1.

In Variante 2 wurde neben der veränderten Hebeteknik aus Sicherheitsgründen ein 3 m breites Zwischenstück mit einer Maschenweite von 30 mm eingesetzt. Die Aufhängung an der Wasseroberfläche und am Stahlrohr an der Sohle erfolgte mit Laschen.

Durch diese beiden Veränderungen konnte eine Entlastung der Konstruktion erreicht werden, die jedoch - insbesondere weil das Netz nun nicht mehr bündig abschloss (vgl. Abb. 2.16) - auch zu Lasten der Fängigkeit ging. Die geringeren Fangquoten bei Variante 2 hatten einen wesentlichen Einfluss auf die Interpretation der Tierversuchsergebnisse (vgl. Kap. 4.4).



Abb. 2.14: Doppelseilwinde zum Heben und Ablassen des am Stahlrohr fixierten Hamennetzes.

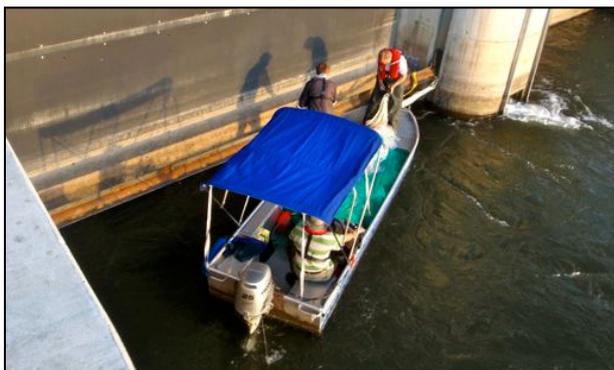


Abb. 2.15: Stahlrohr zur Grundbefestigung des Hamens (oben), Anschlagen des Netzes am Stahlrohr (mitte) und Bergung bei Unterbrechung des Fangbetriebs (unten), alle Variante 2.

Für jeden Untersuchungszeitraum wurde der komplette Hamen in die unterwasserseitige nördliche Dammbalkennische der Wasserkraftanlage eingesetzt. Dann wurde stündlich das mit einer Boje markierte Endstück des Netzes von einem Boot aus von Hand gehoben. Es erwies sich als nicht erforderlich, den Hamen auf eine komplette Höhe von 40 m vertikal anzuheben (Abb. 2.17).

Der Transport der Fische zu den Hälterbecken (vgl. Kap. 2.1.10) erfolgte in belüfteten Wannen.



Abb. 2.16: Fangbetrieb Hamen Variante 2; zur Entlastung des Hamens schloss das Netz nicht mehr bündig ab.



Abb. 2.17: Die Bergung des Hamenendstücks und der Transport der Fische zu den Hälterbecken erfolgte vom Boot aus.

2.1.6 Hamen Aalbypass

Der („kleine“) Hamen zur Beprobung des Bypasses maß 100 x 100 cm. Der Rahmen bestand aus einem Stahlrohr (Stärke 25 mm), dass in ein U-Profil eingeführt werden konnte (Abb. 2.18 - 2.20). Das Netz war 8,60 m lang, mit 3 Ringen versehen (Durchmesser 80, 70 und 60 cm) und verfügte über eine Maschenweite von 10 mm.



Abb. 2.18: Kleiner Hamen zur Kontrolle des Bypassauslaufs.



Abb. 2.19: Einsetzen des kleinen Hamens am Aalbypass.

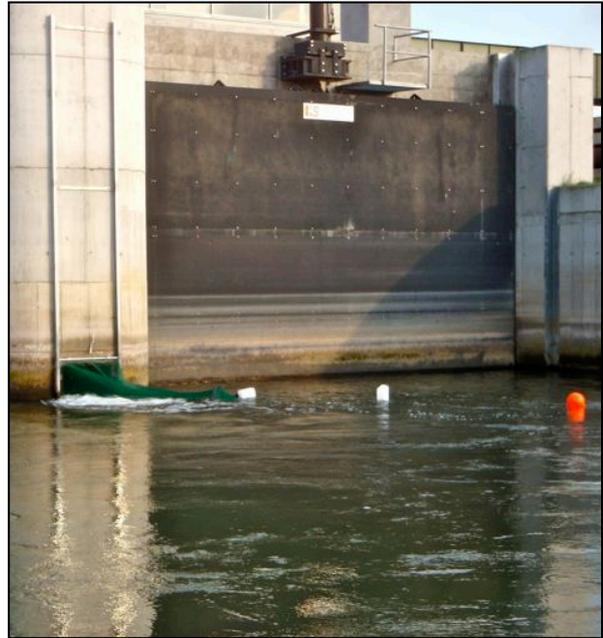


Abb. 2.20: Betrieb des kleinen Hamens am Aalbypass.

Die Bergung des Hamens konnte sowohl vom Boot aus als auch durch Heben im U-Profil vom Mitteltrennpfeiler aus erfolgen.

2.1.7 Reusen Salmonidenabstieg

Die beiden Reusen hatten eine Länge von 5,60 m lang und waren jeweils mit 3 Ringen versehen (Durchmesser 50, 47 und 45 cm); die Maschenweite lag bei 10 mm (Abb. 2.21). Der jeweils vorderste Ring wurde über ein an der Abstiegsöffnung angebrachtes gewinkeltes Rohr (Durchmesser 45 cm) gestülpt, das im 45°-Winkel stromabwärts gerichtet war. Die Reusenenden wurden mit Seilen in Richtung Unterwasser abgespannt.



Abb. 2.21: Reuse Salmonidenabstieg.

Zur Lage der Ausläufe des Salmonidenabstiegs vgl. Abb. 1.6 (Kap. 1).

Hinweis: Die Reusen am Salmonidenabstieg waren aufgrund irreversibler Verlegungen der Ableitungsröhre lediglich im Rahmen des Abstiegsversuchs im April 2011 für 1,5 Stunden in Betrieb.

2.1.8 Rechengutkontrollen

Die Kontrolle des Rechengutes erfolgte in unregelmäßigen Abständen ganzjährig durch Bergung von Fischen aus dem Rechengutcontainer (Abb. 2.22). Im Herbst 2011 wurde aufgrund des hohen Laubanfalls im Rahmen des Tierversuchs sowie des Aalabstiegsversuchs mit markierten Besatzaalen das Rechengut bereits auf dem Förderband nach Fischen abgesucht (Abb. 2.23).



Abb. 2.22: Rechengutcontainer (oben), verendeter Aal im Rechengut (unten).



Abb. 2.23: Kontrolle des Rechenguts auf dem Förderband.

2.1.9 Markierungsmethoden

Die Auffindbarkeit des Umgehungsgerinnes wurde unter Einsatz des VAKI-Erfassungssystems und der Reusenkontrollen über Markierungs-Wiederfangexperimente mit äußerlich angebrachten sog. Anker-Marken (*anchor-tags*) der Firma Hallprint (South Australia) an ausgewählten Arten untersucht.

Die Marken waren durchlaufend nummeriert und in drei Größen und Farben unterteilt: Farbe pink, 30 mm, Nr. 001-500; Farbe weiß, 40 mm, Nr. 501-1000 und Farbe gelb, 50 mm, Nr. 1001-1200 (vgl. Abb. 2.25 sowie Abb. 2.24 für eine exemplarische Darstellung).

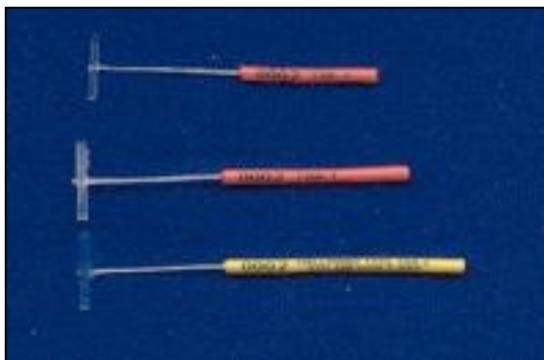


Abb. 2.24: Anker-Marken zur individuellen Markierung von Fischen (exemplarische Darstellung).

Neben fortlaufenden Nummern war auf den Marken auch der Buchstabe K (für Kostheim) und die Telefonnummer der Oberen Fischereibehörde des Regierungspräsidiums (RP) Darmstadt angegeben: K TEL.06151/125271.

Die Applikation der Anker-Marken erfolgte mit Applikationspistolen (Dennison applicator; Paxar tagging applicator).



Abb. 2.25: Mittels weißer Anker-Marke individuell markierte adulte Barbe.

In Untersuchungsteilen, die eine potenzielle oder erzwungene Passage durch die Turbine beinhalteten, wurden Gruppenmarkierungen durchgeführt. Hiermit sollten insbesondere Vorschädigungen durch die Wiedererkennung definitiv nicht vorgeschädigter Besatzfische ausgeschlossen werden. Hierzu wurden Aale, Cypriniden und Barsche mit Farbpunkten am Schwanzwurzelbereich markiert. Die Injektion erfolgte mit einem „Panjet-Inoculator“. Hierbei handelt es sich um ein ursprünglich zahnmedizinisches Instrument zur nadellosen Applikation von Betäubungsmitteln, das in der Fischereiforschung schon seit einigen Jahrzehnten verbreitet Verwendung findet.

Das Markierungsmittel wird aus etwa 2 cm Entfernung mit hohem Druck, durch eine Rubindüse gebündelt, schadlos unter die Haut gespritzt.

Die Methode erwies sich insgesamt als sehr praktikabel. Lediglich bei Aalen drang aufgrund der festen Haut der Tiere der Großteil der Farbe nicht in die Haut ein; hier waren die Farbpunkte zwar noch deutlich, aber meist nur als eher kleine Punkte erkennbar (Abb. 2.26).



Abb. 2.26: Massenfarbmarkierung mittels Panjet (oben), wiedergefangener farbmarkierter Aal mit rotem Markierungspunkt (unten).

Die im April besetzten Lachssmolts wurden bereits mit Adiposenschnitt (abgetrennter Fettflosse) gruppenmarkiert angeliefert (vgl. Kap. 2.2.1).

2.1.10 Hälterung

Bei den Untersuchungen zur Schädigung von Fischen bzw. der Mortalitätsrate bei Turbinenpassage war eine Hälterung aller gefangenen Individuen über einen Zeitraum von 48 Stunden vorzusehen (vgl. Nebenbestimmung 35. im Planfeststellungsbescheid).

Die Hälterung der Fische erfolgte in vier GFK-Rundbecken (Firma Aquafuture) mit einem Durchmesser von 3 m und einer Wassertiefe von 60 cm (Abb. 2.27). Die Frischwasserversorgung erfolgte über leistungsstarke Pumpen aus dem Unterwasser.



Abb. 2.27: GFK-Rundbecken zur Hälterung der Fische.

2.2 Besatzfische

2.2.1 Besatzversuch mit markierten Lachsen

Am 11.4.2011 wurden aus der Anlage „Lachszentrum Hasper Talsperre“ von Herrn Firzlaff insgesamt 2.800 einjährige, mit Fettflossenschnitt markierte Lachssmolts (Herkunft Ätran) an das Wasserkraftwerk Kostheim angeliefert (11:30 Uhr) (Abb. 2.29). Der Transport erfolgte in Umlaufcontainern ohne zusätzliche Belüftung oder Zugabe von Sauerstoff.

Die Lachssmolts wurden nicht vermessen, um keinen zusätzlichen Stress auszulösen. Nach Angabe von Herrn Firzlaff maßen die Fische zwischen 12 und 18 cm; diese Angabe ließ sich bei den Wiederfängen bestätigen.

Die Wassertemperatur in den Transportcontainern betrug 11°C, im Main 14°C. Die dadurch notwendige Temperaturanpassung erfolgte durch Zugabe von Mainwasser über einen Zeitraum von 2,5 Stunden.

Versuch Referenzmortalität Hamen

Zunächst wurden bei laufender Turbine 300 Lachssmolts über ein Rohr direkt in den Hamen überführt (14:40 Uhr) (Abb. 2.28). Nach einer Stunde Hamenaufenthalt wurden um 15:40 alle im Netzsack befindlichen Fische (Lachssmolts und „Beifang“) in Becken 1 überführt und über 48 h gehältert. Die Entnahme wird im Folgenden als Hol 0 bezeichnet.



Abb. 2.28: Vorrichtung zum Einsatz der Lachssmolts in den Hamen.

Abstiegsversuch Frühjahr

Nach Abschluss des Referenzversuchs wurden die Reusen Salmonidenabstieg, Hamen Aalbypass sowie der Turbinenauslaufshamen fängig gestellt. Der Besatz der 2.500 Versuchslachse erfolgte ca. 12 m oberhalb der Oberkante des Rechens der Maschine 2 (uferseitige Maschine). Der Besatz dauerte ca. 30 Minuten. Das erste Hol (Hol 1) erfolgte 1,0 - 1,5 Stunden nach Besatz (alle Fangeinrichtungen). Danach wurden die Fangeinrichtungen stündlich geleert. Die Salmonidenabstiegsreuse war jedoch nach Hol 1 verstopft und außer Funktion.



Abb. 2.29: Besatzsmolts.

2.2.2 Besatzversuch mit markierten Aalen

Am 14.12.2011 erfolgte die Anlieferung und Markierung (Farbpunktmarkierung) von 800 Aalen aus dem bayerischen Main (Lieferung: Herr Schätzl). Die Aale maßen zwischen 39 und 90 cm (Abb. 2.30).

Der Besatz der markierten Aale erfolgte vor Turbine 2.

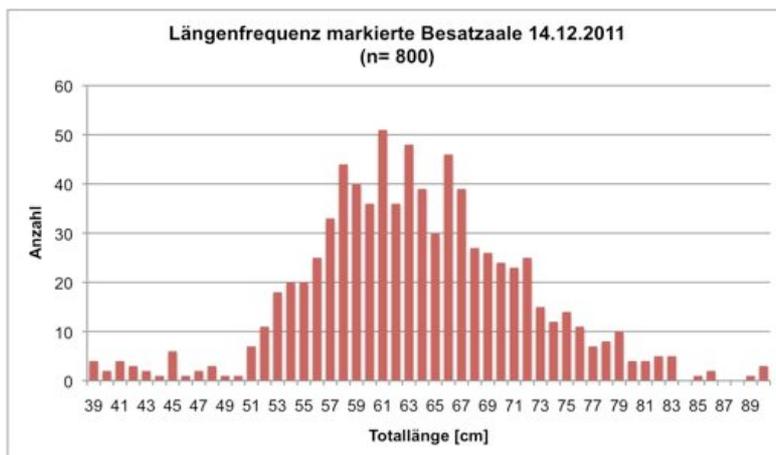


Abb. 2.30: Längenfrequenz der Besatzaale des Aalabstiegsversuchs.

2.2.3 Tierversuch

Ziel des Tierversuchs war die Bestimmung der turbinenbedingten Schädigung verschiedener Arten und Längensklassen ohne Kontakt mit dem Rechen bzw. Rechenreiniger. Gemäß Tierversuchsgenehmigung durften hierzu maximal 1.200 Individuen (300 Aale, 600 Cypriniden/Barsche und 300 Forellen) verwendet werden.

Die für den Tierversuch am 1.12.2011 verwendeten Versuchsfische stammten aus folgenden drei Quellen (vgl. Abb. 2.31, 2.32 & Tab. 2.3, 2.4):

1. Aale: Herkunft bayerischer Main, Schokker- und Elektrofänge abwandernde Individuen (Blankaale), Lieferung durch Berufsfischer Schätzl am 30.11.2011
2. Cypriniden und Barsche: Reusenfänge Aufstiegsreuse Umgehungsgerinne Kostheim vom Oktober/November 2011, vor Ort gehältert
3. Forellen: Herkunft Fischzucht Herzberger, Aquakultur, drei Altersklassen, Lieferung am 1.12.2011

Messung und Markierung:

Es wurden 300 Aale, 521 Cypriniden und 79 Barschartige mit roten Farbpunkten (Panjet) markiert und gemessen. Die Markierung erfolgte am 30.11.2011 (ca. 24 h vor Besatz). Während der Zwischenhälterung kam es zu keinen Verlusten.

Die 300 Forellen blieben unmarkiert, weil zum Untersuchungszeitpunkt keine Forellen abwanderten und die Besatzfische zudem an ihrer Färbung und ihrem Habitus sicher erkennbar waren. Hier wurde eine Stichprobe von 65 Individuen gemessen.

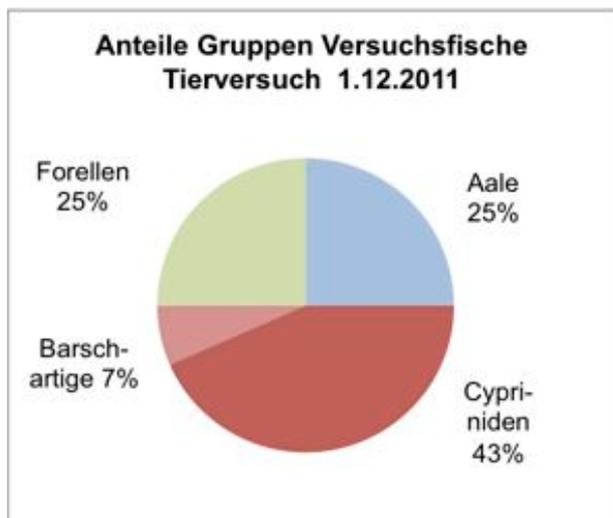


Abb. 2.31: Anteile Versuchsfischgruppen Tierversuch.

Tab. 2.3: Arten und Anzahl Versuchsfische Tierversuch.

Art	Anzahl
Aal	300
Forelle	300
Rotaugen	298
Hasel	99
Flussbarsch	74
Barbe	39
Aland	27
Döbel	24
Rapfen	13
Ukelei	9
Nase	7
Zander	4
Brachsen	2
Schleie	2
Kaulbarsch	1
Rotfeder	1
Σ	1.200

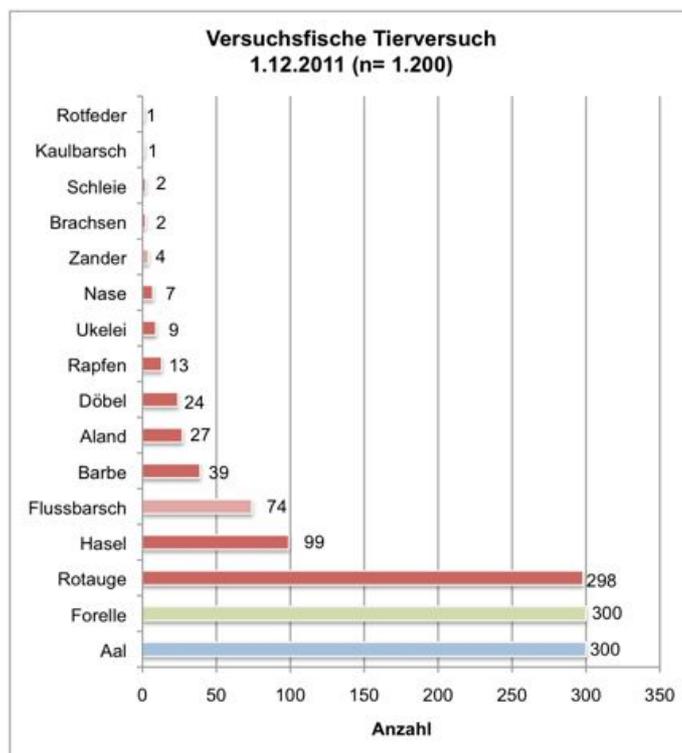


Abb. 2.32: Häufigkeitsverteilung der Fischarten, Versuchsfische Tierversuch.

Tab. 2.4: Längenklassen Aale. Individuen > 65 cm können den 20 mm-Rechen definitiv nicht passieren.

Min./Max. TL [cm]	Anzahl	Mittelwert TL [cm]
30-65 cm	167	59,4
70-100 cm	133	75,5
Σ / Ø	300	66,5

Neben den 1.200 Versuchsfischen wurden zusätzlich 102 Dummies (handelsübliche Bockwürste 15,8 – 16,0 cm) verwendet (Abb. 2.33). Hiermit sollte geprüft werden, wie hoch die Aussagekraft der Schädigungen der Dummies ist und ob die Ergebnisse ggf. auf lebende Fische übertragen werden können. Außerdem wurden hinsichtlich der Wiederfangrate Anhaltspunkte für die Interpretation der Wiederfangergebnisse lebender Individuen (die teilweise den Hamen stromaufwärts durchschwimmen und entkommen) erwartet.



Abb. 2.33: 102 Bockwürste wurden als Dummys eingesetzt.

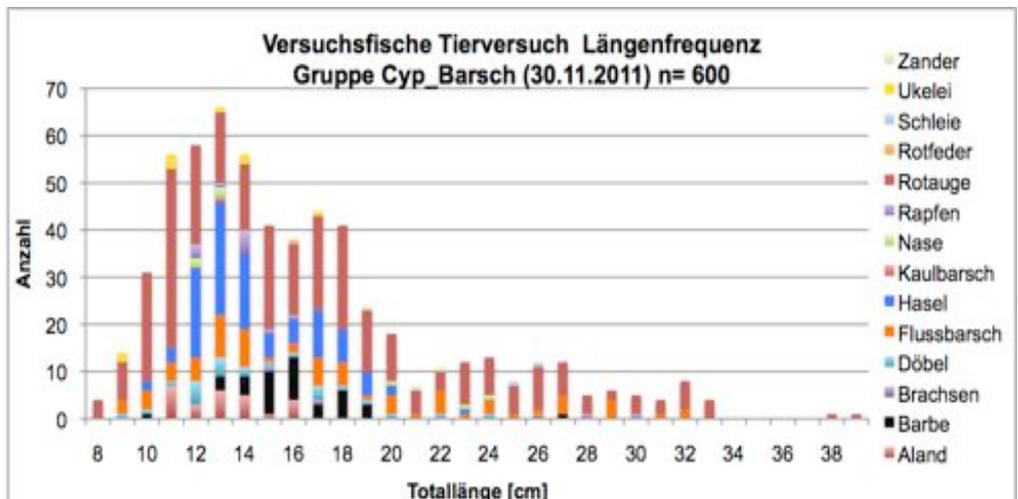
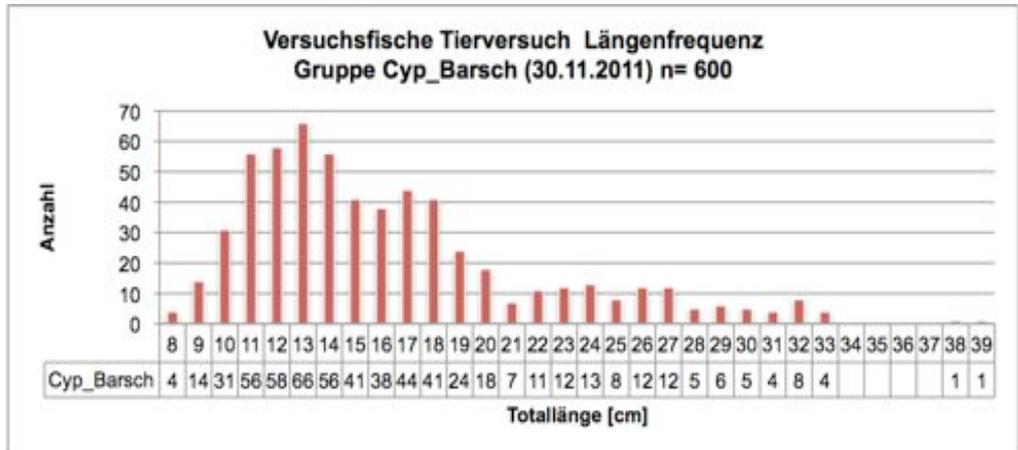
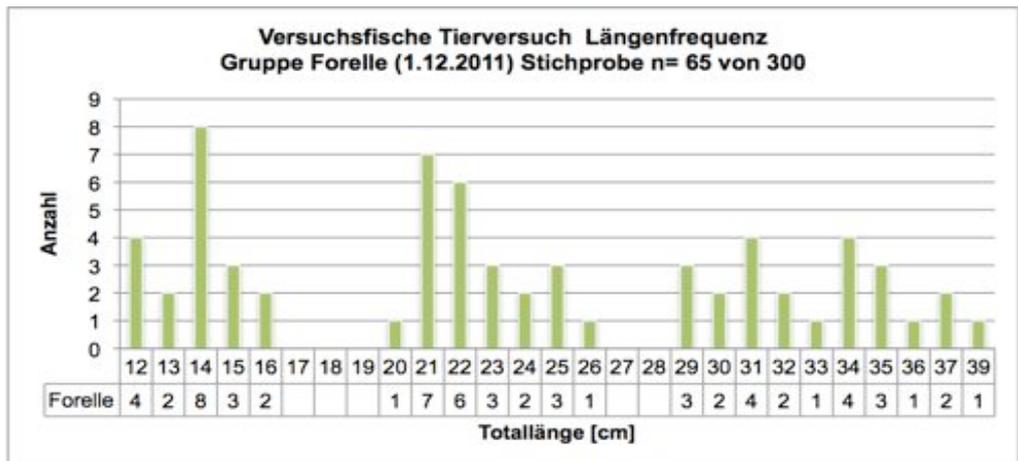
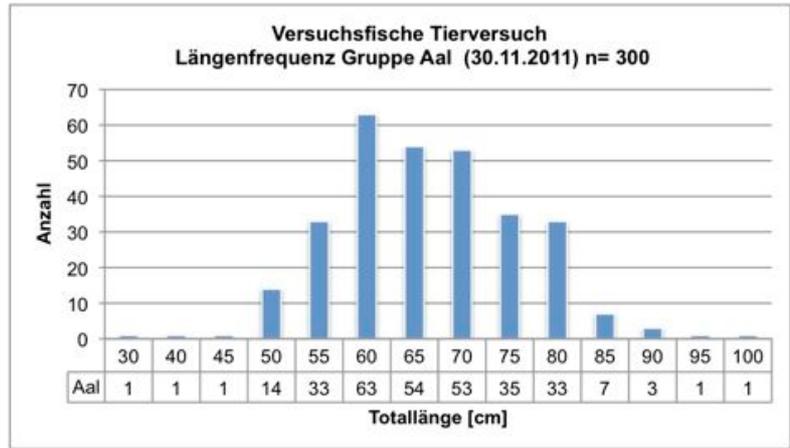


Abb. 2.34: Längenfrequenzen der Versuchsfische im Tierversuch nach Gruppen.

2.3 Datenaufnahme

Längenmessungen:

Alle registrierten Fische wurden, sofern es der äußere Erhaltungszustand zuließ, auf die Art genau bestimmt und vermessen. Dabei wurden die Längen der Fänge in den Kastenreusen sowie die Funde im Rechengut in 5 cm - Schritten notiert. Die Fänge in Turbinenhamen, Bypasshamen und Salmonidenreusen wurden auf den Zentimeter genau gemessen.

Bei Individuen mit Totalabtrennungen wurden die Längen geschätzt.

Einordnung der Hamenfänge:

Einige Individuen in den Hamenfängen waren zu groß, als dass sie durch den 20 mm – Rechen abgewandert sein konnten. Als Grenzwerte maximaler Körperlängen, die *zweifelsfrei* nicht über die Turbine abgewandert sind, wurden bei hochrückigen, schmalen Cypriniden wie Zobel, Brachsen, Blicke, Hasel, Rotauge Individuen ≥ 30 cm, bei Zander und Flussbarsch Individuen ≥ 25 cm und bei Aal Individuen ≥ 80 cm angesetzt. Nachweise größerer Individuen im Hamen sind im Umkehrschluss auf Individuen zurückzuführen, die sich am Saugschlauchende aufgehalten haben und von Unterwasser in den Hamen eingeschwommen sind.

Die Kraftwerksbetriebsdaten und Abflussdaten wurden von der SWU zur Verfügung gestellt.

2.4 Kategorisierung und Bewertung der Schädigungsmuster

Die Kategorisierung der vorgefundenen Schädigungen ist in Tab. 2.5 zusammengefasst.

In der Auflistungen sind außer für die Kategorien „keine“ und „tot ohne sichtbare Schäden“ Mehrfachnennungen möglich; bei Schuppenverlust wurde eine von drei Kategorien ausgewählt (z.B. Innere Verletzung + Quetschung/Hämatom + Schuppenverlust gering = iV, Q, Sg).

Die Schädigungsform „Schuppenverlust“ als besonders häufig auftretende Schädigung bei Cypriniden (und Smolts) wurde in folgender Weise nach Schwere (Anteil der betroffenen Körperoberfläche) in die Unterkategorien „gering“, „mittel“ und „stark“ unterteilt:

Als geringe Schuppenverluste wurden Muster definiert, wenn die betroffenen Flächen bis maximal 10% der Körperoberfläche ausmachten.

Mittlere Schuppenverluste reichten von >10 % bis < 50%.

Als starke bis totale Schuppenverluste wurden Schädigungen klassifiziert, die 50% bis 100 % der Körperoberfläche betreffen.

Die in Tab. 2.5 aufgeführten Schädigungen wurden in einem weiteren Beurteilungsschritt in folgende Schädigungsklassen mit den folgenden Überlebensprognosen unterteilt:

A. Prognose positiv, „Fisch überlebt“:

Vital = keine äußerlich sichtbaren Schädigungen (inkl. Verhalten)

Gering geschädigt = geringe äußerlich sichtbaren Schädigungen, die jedoch mit hoher Wahrscheinlichkeit verheilen bzw. eher nicht tödlich verlaufen und den Fisch auch in seinem Prädationsvermeidungsverhalten und seiner Orientierung vermutlich nicht wesentlich beeinträchtigen. Hierunter fallen geringe Schuppenverluste und kleine Wunden (jeweils sofern sie nicht in Kombination mit anderen Schädigungsformen auftreten).

Hinweis: Geringe Schädigungen können auch durch den Fang im Hamen auftreten (vgl. Kapitel 3.1 „Referenz“, 17,3 % geringe Schädigung ohne Turbinenpassage).

B. Prognose negativ, „Fisch überlebt nicht“:

Mittel geschädigt = der Fisch weist kritische Verletzungen auf, die mit hoher Wahrscheinlichkeit zu „verspäteter Mortalität“ führen (z.B.

durch Infektionen bei mittleren Schuppenverlusten, Augeneinblutungen und Afterbluten als Indiz für innere Blutungen und Gefäßverletzungen, Fleischwunden, Quetschungen und Hämatome, Flossenschäden, Verhaltensauffälligkeiten als Indiz für Brüche und innere Verletzungen).

Kritisch geschädigt = der Fisch hat Verletzungen, die innerhalb eines kurzen Zeitraums zum Tod führen (z.B. starke bis totale Schuppenverluste, Fleischwunden, Augenverluste, starke Hämatome, Wirbelsäulenbruch, geplatzte Schwimmblasen, Teilabtrennungen).

Tot = kürzlich letal geschädigt (Individuen können äußerlich unauffällig sein, aber auch starke Verletzungen bis zur Teil- und Totalabtrennung aufweisen).

Tab. 2.5: Kürzel der Schädigungsformen.

Te:	Teilabtrennung
To:	Totalabtrennung
Q:	Quetschungen, Hämatome
Fw:	Fleischwunden oberflächlich (auch Furunkulose; Verletzungen d. Vögel o.ä.)
Sg:	Schuppenverlust gering
Sm:	Schuppenverlust mittel
St:	Schuppenverlust stark bis total
Av:	Augenverlust
Ab:	Augenblutung
F:	Flossenschäden oder -bruch
W:	Wirbelsäulenbruch
P:	Pilzbefall (Schädigung älter)
V:	Verhaltensauffällig (ggf. innere Verletzungen)
iV:	innere Verletzung (Afterbluten, Kiemenbluten)
SB:	Schwimmblase geplatzt (1: ja; 0: nein)
keine:	lebend, ohne sichtbare Schäden
?	tot, ohne sichtbare Schäden
unbekannt	nicht geprüft (z.B. Sichtungen)

Tote Individuen im Verwesungszustand und / oder mit blassen Kiemen, verpilzten Wunden u.ä. Anzeichen wurden als „tot_länger“ klassifiziert und gingen *nicht* in die Bestimmung der Mortalitätsrate ein.

Abb. 2.35. - 2.45 zeigen exemplarisch die Zuordnung bzw. den Grad der Schädigung bei verschiedenen häufigen Fischarten nach Turbinenpassage.



Abb. 2.35: Vier markiert besetzte Lachssmolts mit unterschiedlicher Schädigung (von oben nach unten): Schuppenverlust stark-total; Schuppenverlust mittel, Schuppenverlust gering und kein Schuppenverlust = vital (ungeschädigt).



Abb. 2.36: Einjähriger Brachsen mit multipler Schädigung; Augeneinblutung, Schuppenverlust „stark“ sowie Flossenschaden (Einblutung Brustflosse). Dieses Individuum wurde als „kritisch geschädigt“ eingestuft.

Abb. 2.35 zeigt dabei markierte Lachssmolts mit den drei Schuppenverlust-Kategorien sowie ein unversehrtes Individuum zum direkten Vergleich.



Abb. 2.37: Juveniler Flussbarsch ohne sichtbare Schädigung (vital).



Abb. 2.38: Karpfen mit typischer Schädigung durch Auflage auf dem Rechen (Schuppenverlust total = kritisch geschädigt).



Abb. 2.39: Einjährige Brachsen mit multipler Schädigung; Augeneinblutung, Schuppenverlust „stark“ sowie teilweise Flossenschaden (Einblutung Schwanzflosse). Alle Individuen wurden als „kritisch geschädigt“ eingestuft.



Abb. 2.40: Ukeleien mit multipler Schädigung; Augeneinblutung, Schuppenverlust „stark“ sowie teilweise Flossenschaden (Einblutung Schwanzflosse). Alle Individuen wurden als „kritisch geschädigt“ eingestuft.



Abb. 2.43: Markierte Lachssmolts mit starken Schuppenverlusten, Hämatomen und teilweise Afterbluten = innere Verletzung (alle letal geschädigt).



Abb. 2.41: Forellen mit Schuppenverlust „stark“ (oben) und Schuppenverlust mittel (Tendenz zu stark).



Abb. 2.44: Unmarkierte Lachssmolts („Wildlachse“, Fettflossen vorhanden) mit starken - totalen Schuppenverlusten; Mitte: auch Flossenschaden. Alle Individuen letal geschädigt.



Abb. 2.42: Markierter Lachssmolt mit Teillabtrennung nach Passage der Turbine.



Abb. 2.45: Unmarkierte Lachssmolts („Wildlachse“) mit starken - totalen Schuppenverlusten; unten: auch Teilabtrennung durch Turbine. Alle Individuen letal geschädigt.

Abb. 2.46. - 2.55 zeigen exemplarisch die Zuordnung bzw. den Grad der Schädigung bei Nachweisen aus dem Rechengut. Hier muss herausgestellt werden, dass sich die Verletzungen bei Rechengutfunden nur in wenigen Fällen eindeutig einer Ursache zuordnen ließen. Insgesamt war in der Mehrzahl der Fälle nicht bekannt:

- a) ob die Tiere bereits verendet, geschwächt oder lebend am Rechen angekommen sind;
- b) ob und in welchem Ausmaß bereits Vorschädigungen durch stromauf operierende Wasserkraftanlagen, durch Schraubenverletzungen bei Schiffsverkehr, durch Angelfischerei oder andere Quellen vorlagen;
- c) ob Fleischwunden nicht auch auf Vogelfraß oder Rattenbisse zurückgeführt werden können (gilt vor allem bei während der Nacht angefallenen Rechengutfunden, die erst morgens untersucht wurden).

Abb. 2.47 zeigt ein Schadensbild, das bei Rechengutfunden (außer Aal) sehr häufig verzeichnet wurde. Allerdings handelt es sich bei dem dargestellten Rechengutfund um einen Meeresfisch (Meerbrasse), der

zweifelsfrei im Süßwasser nicht lebensfähig ist und daher tot angeschwemmt worden sein muss (vermutlich entsorgt als „Gastronomieabfall“). Die Entschuppung ist wahrscheinlich sekundär durch Auflage und „Auf- und Abrollen“ auf dem Rechen in Kostheim entstanden. Vergleicht man diese Schädigung mit Abb. 2.48 (Rapfen), wird die Schwierigkeit deutlich, „rechenbedingte“ Mortalität der Anlage Kostheim zuzuordnen.



Abb. 2.46: Funde im Rechengut mit schweren Schnittverletzungen bzw. Totalabtrennungen; oben: Hecht mit Schnittverletzung, die von einer Schiffsschraube stammen könnte (Totfund); mitte: Zander mit alter, verheilter Schwanzflossenteilabtrennung und frischer Schnittwunde unterhalb der Brustflosse (Individuum frisch verendet); unten: Brachsen mit abgetrennter Schwanzflosse, frisch verendet.



Abb. 2.47: Tote Meerbrasse (!) aus dem Rechengut in Kostheim - dieser Meeresfisch kann nur verendet angeschwemmt worden sein.



Abb. 2.48: Verendeter Rapfen mit besonders starkem Schuppenverlust (Vorschädigung unbekannt).

Die Schadensbilder beim Aal wiesen mehrere Besonderheiten auf, die auf das Verhalten und die gestreckte Körperform zurückzuführen sind. Abb. 2.49 zeigt einen vitalen Aal. Die Abb. 2.50 - Abb. 2.55 zeigen exemplarische Schadensbilder an Aalen (und einer Schlange), die im Rechengut gefunden wurden.



Abb. 2.49: Aal ohne sichtbare Schädigung (vital).



Abb. 2.50: Verendete Aale mit charakteristischer 40 mm - Quetschung - diese Schädigungsform weist auf eine Vorschädigung hin.

Abb. 2.50 zeigt ein Schadensbild (parallel verlaufende Quetschungen im Abstand von ca. 40 mm), das immer wieder bei Aalen verzeichnet wurde. Diese Schädigung ist ganz offensichtlich auf einen Stabrechen zurückzuführen, dessen Stabweite größer sein muss als der Stababstand am Kraftwerk Kostheim (hier: 20 mm). Bei Aalen mit diesem charakteristischen Schadensbild wurde von einer Vorschädigung ausgegangen.

In Abb. 2.51 ist ein noch lebender Aal mit einem mehrfachen Wirbelsäulenbruch im Schwanzbereich zu erkennen. Abb. 2.52 und 2.53 zeigen Schwanzverletzungen gleichen Typs bei verendet vorgefundenen Aalen. Diese

Verletzungen - durch den Rechenreinigungsvorgang verursacht - ziehen sich die Aale gemäß Laborbeobachtungen (HÜBNER, 2009) beim Versuch zu, den Rechen zu passieren bzw. sich mit dem Schwanz voran hindurchzuzwängen. Auch eine Ringelnatter mit identischem Schadensbild wurde im Rechengut gefunden (Abb. 2.54).



Abb. 2.51: Lebender Aal mit mehrfachem Wirbelsäulenbruch im Schwanzbereich.

Nach eigenen Beobachtungen können lethal geschädigte Aale je nach Häufigkeit der Rechenreinigung auch erst Tage oder Wochen später ins Rechengut gelangen, wie der fortgeschrittene Verwesungszustand des Individuums in Abb. 2.52 veranschaulicht.



Abb. 2.53: Im Rechengutcontainer vorgefundene Aale mit charakteristischer Schwanzverletzung.



Abb. 2.52: Vom Rechenreiniger geborgener verweseter Aal mit charakteristischer Schwanzverletzung.



Abb. 2.54: Im Rechengutcontainer vorgefundene Ringelnatter mit Wirbelsäulenbruch.

Eine weitere, häufig parallel zur Wirbelsäulenfraktur auftretende Schädigungsform waren komplette Durchtrennungen des Körpers, die sowohl durch Turbinenkontakt als auch durch den Rechenreiniger verursacht sein können (Abb. 2.55). Eine eindeutige Zuordnung war

hier nur im Besatzversuch durch den Einsatz markierter unversehrter Aale im Oberwasser des Kraftwerks und anschließender Rechengutkontrolle möglich.



Abb. 2.55: Im Rechengutcontainer vorgefundene Aale mit Totalabtrennungen und/oder charakteristischer Schwanzwirbelverletzung.

3. Ergebnisse Fischaufstieg

3.1 Fischbesiedlung und Markierung Unterwasser

Die Ermittlung des Artenbestandes im Unterwasser des Umgehungsgerinnes und insbesondere der Fischbestand im Kraftwerksbereich um die Turbinenausläufe geben Hinweise auf die im Fischaufstieg zu erwartenden Arten und Größenklassen.

Im Unterwasser wurden im Rahmen von Boots-Elektrofischungen (n= 76), Angelfängen (n= 8), Hamenfängen (n= 41) und einem Zufallsfund insgesamt 126 Individuen dokumentiert. Abb. 3.1 zeigt die Arten und Längen der Nachweise im Unterwasser. Danach kommen im Unterwasser des Kraftwerks

Kostheim neben juvenilen Fischen auch regelmäßig Individuen zwischen > 30 und 80 cm Totallänge vor. Hierunter sind adulte Zander, Barben, Rapfen, Zobel und Brachsen, seltener auch Flussbarsch, Rotauge, Nase und Aland.

Das aufgeführte Artenspektrum und insbesondere die Größenklassenverteilung kann als Anhaltspunkt für die Interpretation der Fangergebnisse der Aufstiegsreise im Umgehungsgerinne herangezogen werden. Dabei ist zu beachten, dass große Individuen bei Elektrofischungen in großen, tiefen Gewässern aus methodischen Gründen eher unterrepräsentiert sind.

Insgesamt 44 größere Individuen wurden markiert (43 x Anchor-Marken, 1 x Punktmarkierung) und im Unterwasser ausgesetzt (Abb. 3.2). Außerdem wurden im Rahmen des Tier-

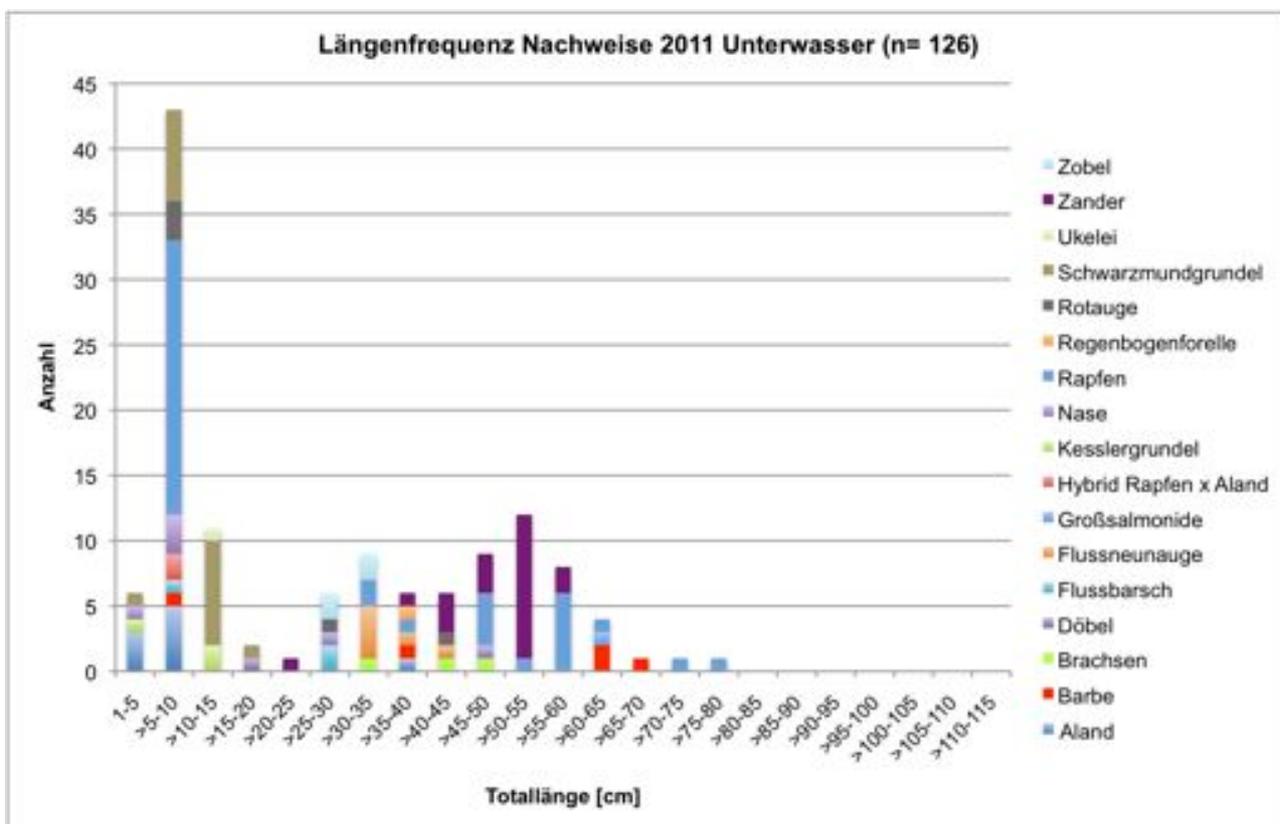


Abb. 3.1: Längen und Artenspektrum der Nachweise im Unterwasser des Kraftwerks Kostheim 2011, diverse Fangmethoden (vgl. Text).

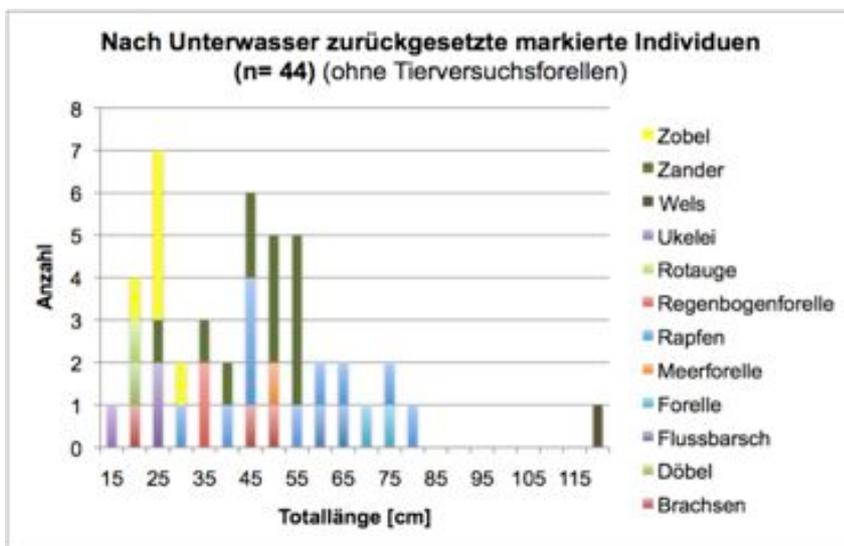


Abb. 3.2: Markiert im Unterwasser des Kraftwerks Kostheim ausgesetzte Fische.

versuchs 92 vitale Bachforellen ins Unterwasser gesetzt. Diese Forellen aus der Aquakultur waren zwar unmarkiert, jedoch eindeutig an ihrer Färbung und ihrem Habitus wiederzuerkennen. Damit waren 136 „sicher identifizierbare“ Fische im Unterwasser präsent. Hiervon wurden keines der markierten Individuen (vgl. Abb. 3.2) und 13 der 92 Bachforellen im Umgehungsgerinne nachgewiesen (Tab. 3.1).

Tab. 3.1: Nach Unterwasser zurückgesetzte markierte Individuen (* Bachforelle: zurückgesetzte, ungeschädigte Individuen aus Tierversuch; alle unmarkiert, jedoch sicher an Färbung und Habitus zu identifizieren) und Wiederfänge in der Aufstiegsreue des Umgehungsgerinnes.

Art	Daten	Anzahl
Bachforelle*	Anzahl - zurückgesetzt	92
	vitale Ind. aus Tierversuch	13
Barbe	Anzahl - markiert	2
	Anzahl - Wiederfang	0
Brachsen	Anzahl - markiert	3
	Anzahl - Wiederfang	0
Döbel	Anzahl - markiert	1
	Anzahl - Wiederfang	0
Flussbarsch	Anzahl - markiert	2
	Anzahl - Wiederfang	0
Forelle	Anzahl - markiert	2
	Anzahl - Wiederfang	0
Meerforelle	Anzahl - markiert	1
	Anzahl - Wiederfang	0
Rapfen	Anzahl - markiert	10
	Anzahl - Wiederfang	0
Regenbogenforelle	Anzahl - markiert	2
	Anzahl - Wiederfang	0
Rotauge	Anzahl - markiert	1
	Anzahl - Wiederfang	0
Ukelei	Anzahl - markiert	1
	Anzahl - Wiederfang	0
Wels	Anzahl - markiert	1
	Anzahl - Wiederfang	0
Zander	Anzahl - markiert	12
	Anzahl - Wiederfang	0
Zobel	Anzahl - markiert	6
	Anzahl - Wiederfang	0
Summe - markiert		136
Summe - Wiederfang		13

3.2 Reuse Aufstieg Umgehungsgerinne

Im Beprobungszeitraum 10.3. bis 23.12.2011 wurden im Umgehungsgerinne insgesamt 25.184 aufsteigende Individuen (inkl. 1 Signalkrebs) registriert. Die Fische ließen sich 36 Arten zuordnen (Bach- und Meerforellen zusammengefasst). Abb. 3.3 zeigt die Nachweise nach relativer Häufigkeit in der Übersicht.

Die mit Abstand häufigste Art bildete der Rapfen, gefolgt von Rotauge, Flussbarsch und Ukelei. Die gebietsfremde Schwarzmundgrundel folgt vor dem Brachsen auf Rang 5.

Bemerkenswert sind die Nachweise der im Main seit Jahrzehnten verschollenen Arten Schneider und Äsche.

Unter den seltenen Nachweisen ist neben Meerneunauge und Flussneunauge auch der erste sicher identifizierte Lachsrückkehrer im Main seit dem Aussterben der Population Mitte des 20. Jahrhunderts. Es handelte sich um einen abgelaichten Rogner mit 60 cm Total-

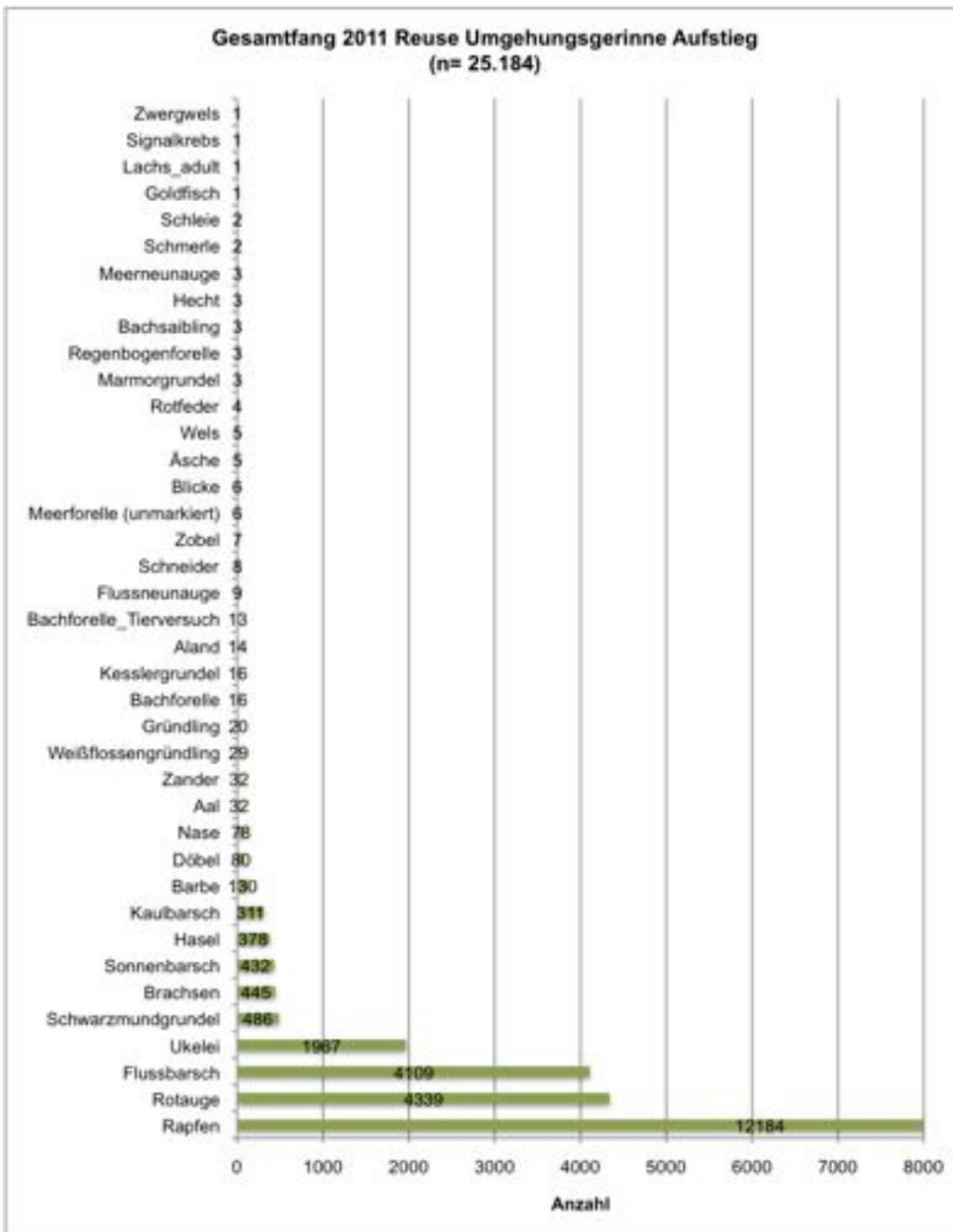


Abb. 3.3: Gesamtfang Reuse Umgehungsgerinne Fischaufstieg März bis Dezember 2011.

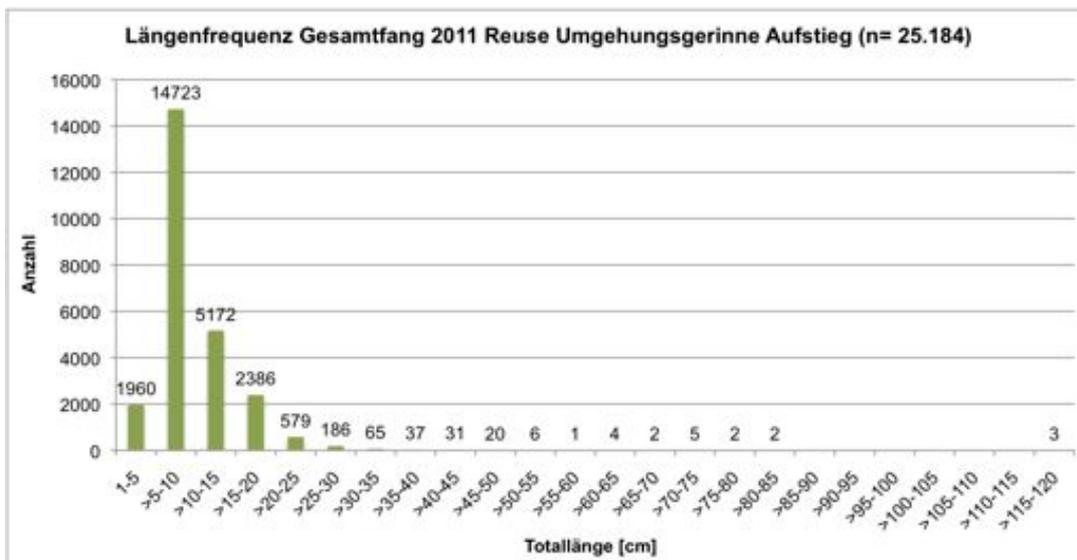


Abb. 3.4: Längen Gesamtfang Reuse Umgehungsgerinne Fischaufstieg März bis Dezember 2011.

länge. Der Lachs wurde mit der Anker-Marke Weiß Nr. 518 im Oberwasser ausgesetzt.

Von den 6 registrierten Meerforellen konnten nur 2 Rogner (50 und 55 cm TL) als adulte Fische angesprochen werden, die restlichen 4

Individuen waren 20-25 cm lang und smoltifiziert (Abwanderstadium, dennoch in Aufstiegsreise registriert).

Hinweis: Drei weitere Meerforellen (35, 38 & 48 cm) wurden elektrisch gefangen.

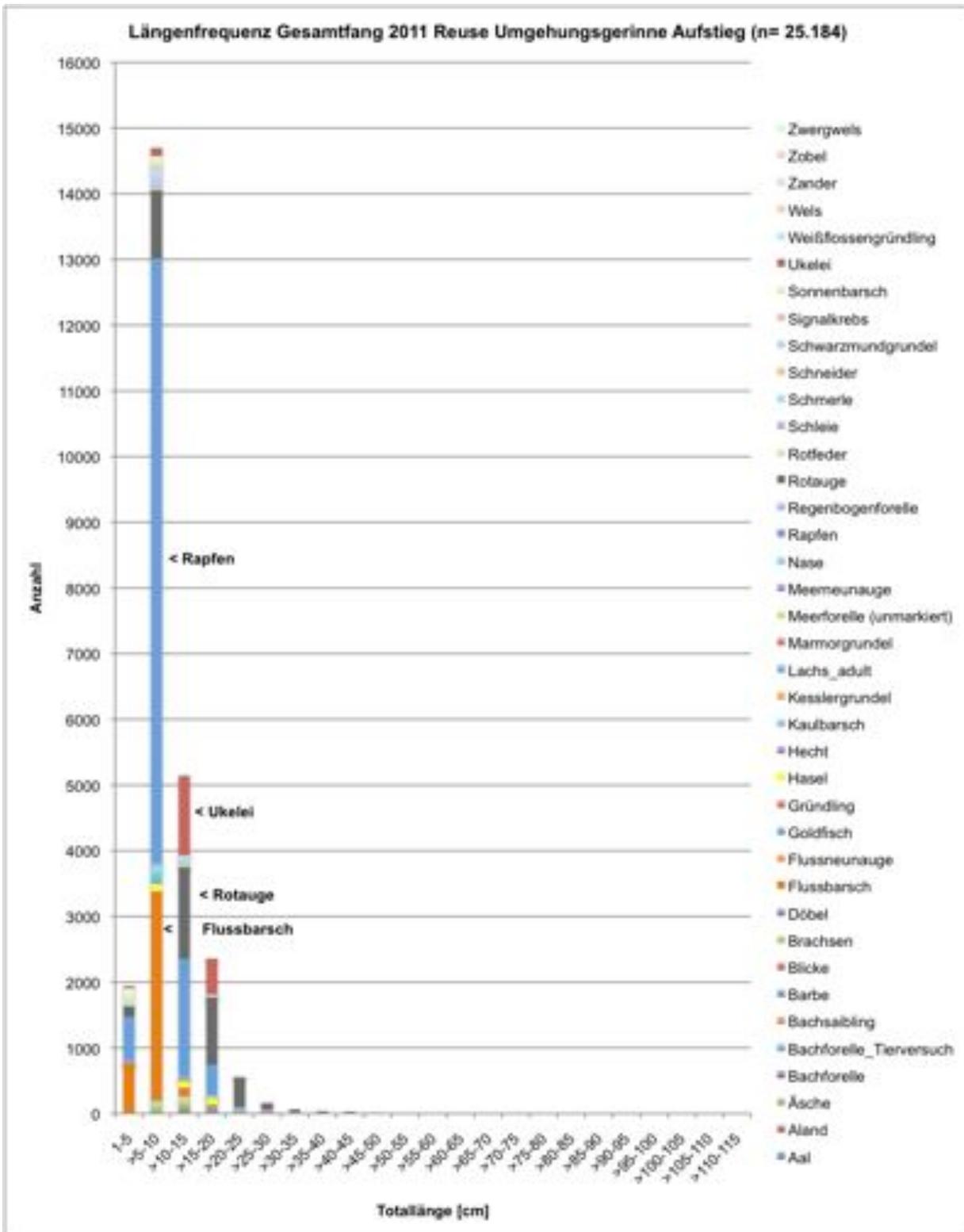


Abb. 3.5: Längen und Artenspektrum Gesamtfang Reuse Umgehungsgerinne Fischaufstieg März bis Dezember 2011.



Abb. 3.6: Längen der im Unterwasser Kostheim registrierten Fische im Vergleich zu den Längen der Reusenfänge Aufstieg. Bei den Reusenfängen wird ein Defizit bei größeren Fischen - hier Individuen > 25 cm - deutlich.

Unter den Nachweisen finden sich auch einige Vertreter sogenannter „schwimmschwacher Arten“, also Fischarten, die an stehende und/oder langsam fließende Gewässer angepasst sind, wie Sonnenbarsch, Kaulbarsch, Rotfeder, Schleie und Goldfisch. Insgesamt stellen diese „schwimmschwachen“ Arten 3,0 % der Gesamtnachweise.

Die meisten Individuen der strömungsliebenden Arten waren zudem eher schwimmschwache juvenile Tiere der Altersklassen 0+ und 1+ mit Längen zwischen 1 und 10 cm (Abb. 3.4 & 3.5). Beide Teilaspekte sprechen dafür, dass das Umgehungsgerinne für schwimmschwache Individuen wahrscheinlich gut passierbar ist.

Auffällig ist in Abb. 3.4 jedoch das deutliche Defizit bei den größeren Individuen (> 25 cm) – insbesondere auch im Vergleich zum Arten- und Größenklassenspektrum des Unterwassers (vgl. Abb. 3.1). Abb. 3.6 stellt die Längen der Individuen in der Aufstiegsreuse den Längen der im Unterwasser registrierten Individuen gegenüber.

In der Aufstiegsreuse wurden keine adulten Rapfen, Brachsen, Zander, Hechte und nur drei Döbel sowie zwei Barben > 40 cm gefangen. Lediglich die Nase war mit 50 Individuen > 35-50 cm vertreten (wobei auch diese Aufstiegszahl als eher gering einzuschätzen ist). Der Wels wurde mit zwei Individuen 80 cm und drei Individuen 120 cm als größte Individuen in den Reusenfängen dokumentiert.

Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass das geschilderte Defizit auf eine mangelhafte Auffindbarkeit (und nicht auf Einschränkungen der Passierbarkeit) zurückzuführen ist (vgl. auch DIDSON-Aufnahmen in Kap. 3.5 und VAKI-Registrierungen in Kap. 3.6).

Tab. 3.2 und Abb. 3.7 zeigen die zeitliche Staffelung der aufwärtsgerichteten Migration gemäß der Nachweise im Umgehungsgerinne. Der Schwerpunkt der Aufwanderung lag in 2011 in den Monaten Juni bis Oktober. Das Rotauge wurde nahezu in allen Monaten nachgewiesen. Flussbarsch und Rapfen zeigten ein deutliches Peak im Sommer.

Tab. 3.2: Zeitfenster des Fischaufstiegs Umgehungsgerinne Kostheim 2011.

Art	März	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez	Σ
Aal			4	24	3			1			32
Aland			1		4	2			1	5	14
Äsche			5								5
Bachforelle			1	6	4				1	3	16
Bachforelle_Tierversuch										13	13
Bachsaibling			1	1	1						3
Barbe			3		1	3	2	12	54	51	130
Blicke			1			4	1				6
Brachsen			4	339	70	4	15	7	4		445
Döbel			2	13	17	5	11	9	14	7	80
Flussbarsch					811	2622	448	69	126	31	4109
Flussneunauge		8									9
Goldfisch								1			1
Gründling			3	6	5			1	5		20
Hasel			3	8	6	25	87	51	159	38	378
Hecht						1			2		3
Kaulbarsch				3	1	304	1		2		311
Kesslergrundel			2	2	3	1	1	4	3		16
Lachs_adult										1	1
Marmorgrundel			2	1							3
Meerforelle (unmarkiert)			2	1	1					1	6
Meerneunauge			2	1							3
Nase	36	14	1		1	12	1	6	5	2	78
Rapfen				1271	7433	3028	114	335	2	1	12.184
Regenbogenforelle	1					1					3
Rotaug	1	188	404	289	75	314	1558	1240	126	144	4339
Rotfeder			2	2							4
Schleie									2		2
Schmerle			1			1					2
Schneider							1	1	1	5	8
Schwarzmundgrundel			24	54	39	7	11	27	285	39	486
Signalkrebs				1							1
Sonnenbarsch					431			1			432
Ukelei			33	9	54	130	266	1229	243	3	1967
Weißflossengründling				3	22	1	1	1		1	29
Wels					4	1					5
Zander						8	7	12	3	2	32
Zobel						7					7
Zwergwels					1						1
Σ	46	296	879	3040	10.636	4206	3099	2486	320	176	25.184

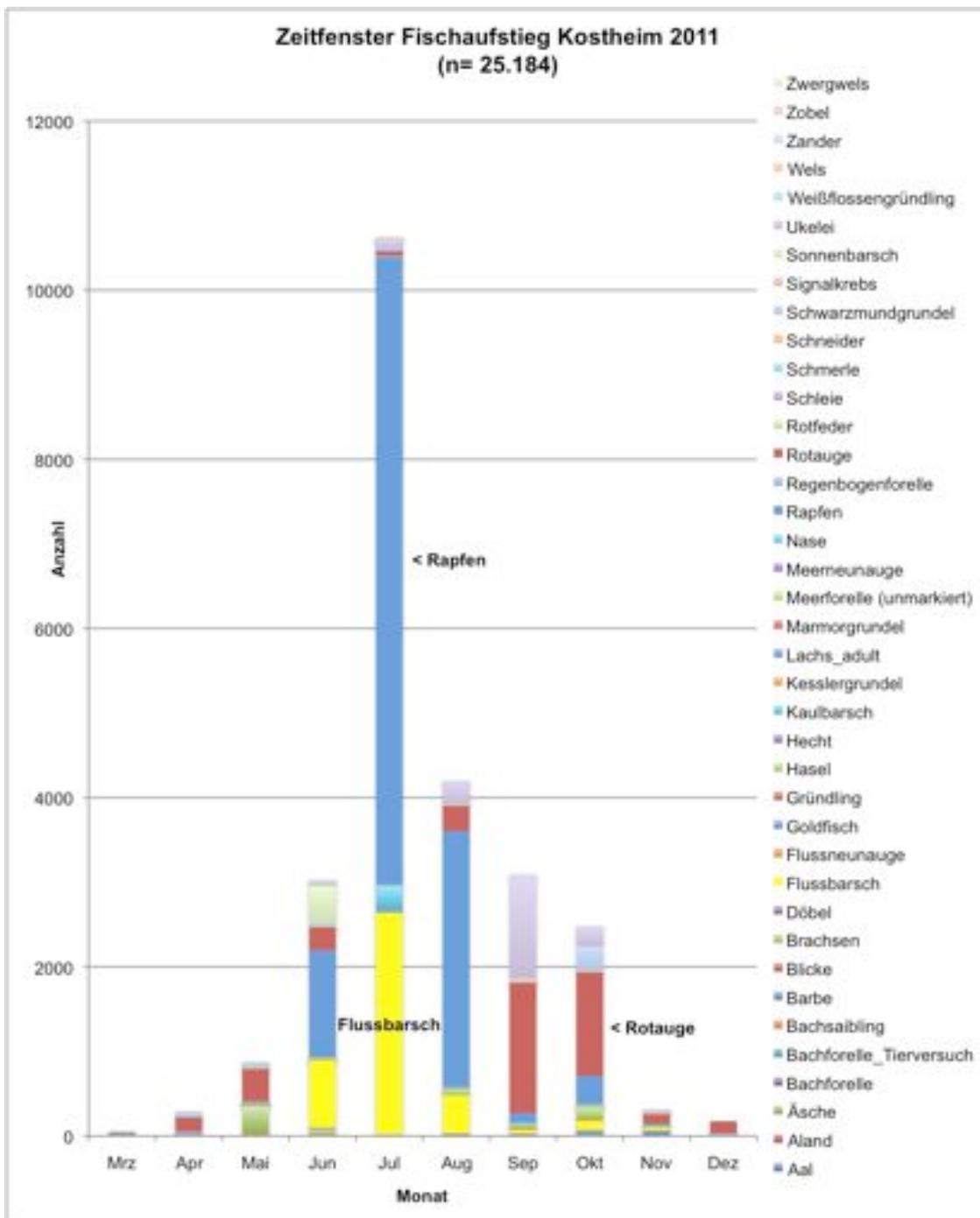


Abb. 3.7: Zeitfenster des Fischaufstiegs März bis Dezember 2011 im Umgehungsgerinne Kostheim.

3.3 Besiedlung Umgehungsgerinne

Aufgrund der naturnahen Gestaltung des Umgehungsgerinnes war grundsätzlich auch eine intensive Besiedlung dieses insbesondere für rheophile (strömungsliebende) Arten attrakti-

ven Ersatzlebensraums zu erwarten. Die Besiedlung wurde am 18.4., 14.6. und 30.11.2011 mittels Elektrobefischungen (jeweils gesamte Strecke) untersucht. Um die Befischungseffizienz zu erhöhen, wurde jeweils der Wasserstand im Umgehungsgerinne für einige Stunden abgesenkt.

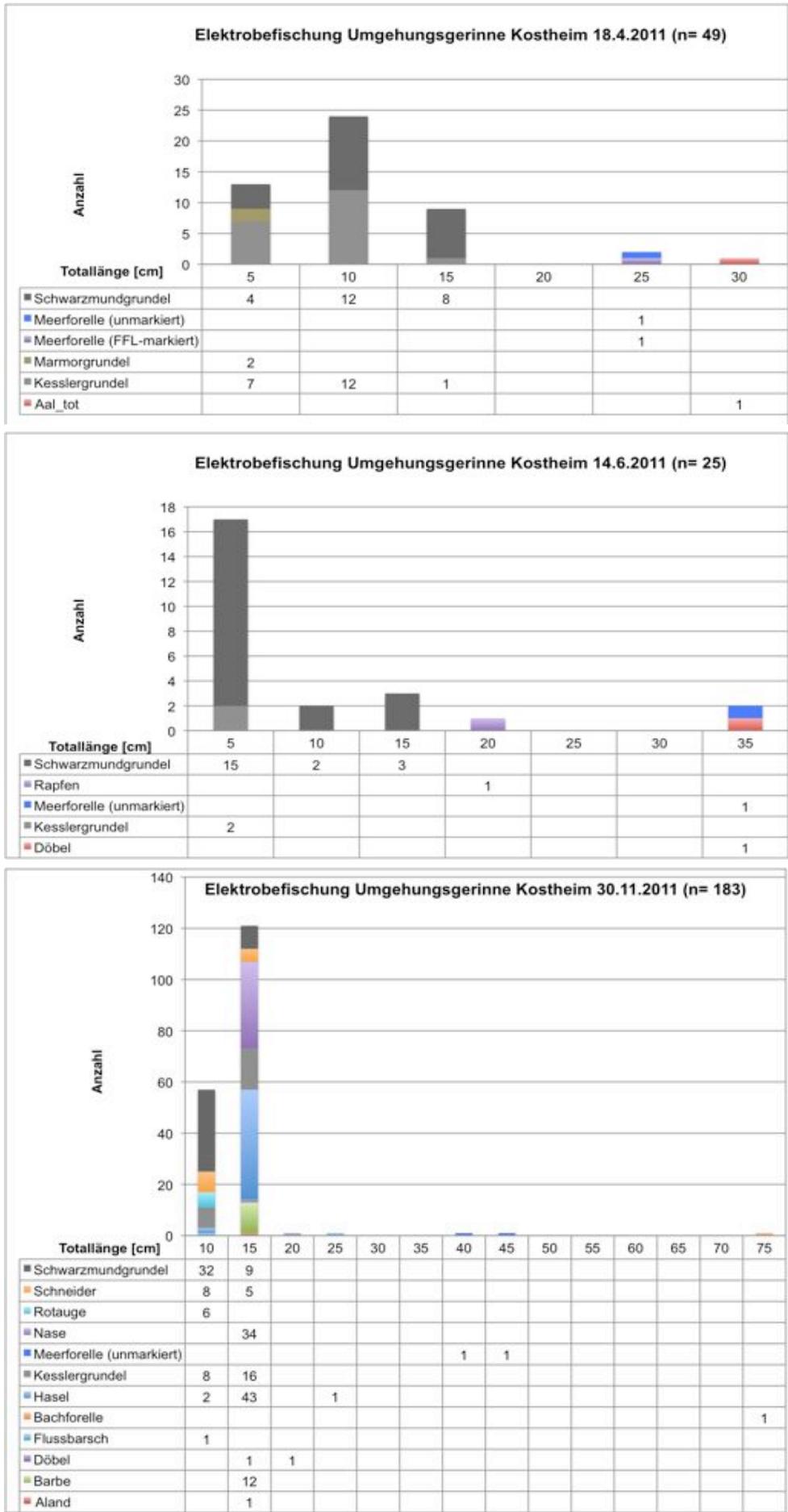


Abb. 3.8: Ergebnisse der Elektrofischungen im Umgehungsgerinne im Frühjahr, Sommer und Herbst 2011.

Bei den drei Befischungsdurchgängen wurden insgesamt 257 Individuen nachgewiesen (Abb. 3.8).

Sowohl im Frühjahr (n= 49) als auch im Sommer (n= 25) war die Besiedlung des Umgehungsgerinnes überraschend gering. Die Mehrzahl der festgestellten Individuen waren gebietsfremde Grundeln (Marmorgrundel, Kesslergrundel und Schwarzmundgrundel). Die Ursachen für die geringe Besiedlung insbesondere im Sommer (also bei höheren Wassertemperaturen) sind unklar. Möglicherweise haben die Installations- und Wartungsarbeiten (Reusen, VAKI-Zähler) mit vorübergehend geringeren Dotationen einen negativen Einfluss auf die Besiedlung gehabt.

Bei der Herbstbefischung wurde hingegen eine individuenreiche (n= 183) und artenreiche (12 Arten) Fischartengemeinschaft angetroffen. Die meisten Individuen waren Jungfische der rheophilen Arten Barbe, Hasel, Nase und Schneider. Außerdem wurden 2 Meerforellen (40 und 45 cm) und eine Bachforelle um 75 cm Totallänge gefangen.

Damit ist die Eignung des Umgehungsgerinnes als Lebensraum für rheophile Arten und schwimmschwache kleinere Fische grundsätzlich bestätigt. Für größere Individuen potamaler Arten (typische „Flussfische“), die in allen Erhebungen fehlten, dürften das räumliche Angebot durch die dicht stehenden Störsteine sowie die hydraulischen Verhältnisse mit erheblichen Turbulenzen das Umgehungsgerinne als Lebensraum unattraktiv bzw. schwer besiedelbar machen.

Anmerkung: Der im April registrierte Aal war vorgeschädigt (Teilabtrennung) in das Umgehungsgerinne eingespült worden und bereits in Verwesung begriffen.

3.4 Nachweise vor Turbinenauslauf

Sowohl im Auslaufbereich des Bypasses wie auch am Turbinenauslauf nahe Saugschlauch wurden Nachweise erbracht, die für die Interpretation der Daten zur Funktionsfähigkeit des Umgehungsgerinnes bzw. des potenziellen Sackgasseneffekts - insbesondere für große und schwimmstarke Arten - von Bedeutung sind (vgl. auch DIDSON-Untersuchungen in Kap. 3.5). Es handelt sich hierbei um Zufallsfänge, gezielte Angefänge und Nachweise aus Bootsbefischungen (vgl. Kap. 3.1).

Anmerkung: Nicht aufgeführt sind hierbei zahllose weitere Sichtungen jagender Rapfen und Zander im Turbulenzbereich des Turbinenauslaufs.

Folgende Nachweise liegen vor (vgl. Tab. 3.3 & 3.4):

Bypassauslauf:

Am 3. Juli 2011 wurde im Rahmen gezielter Angelbefischungen im Unterwasser ein Rapfen (46 cm TL) direkt in der turbulenten Strömung des Auslaufs des Bypasses gefangen. Der Fisch stand weniger als einen Meter vor dem Auslauf.

Am 12. Juli 2011 wurde bei einer Elektrobefischung (Boot) ein Großsalmonide (Lachs oder Meerforelle) direkt in der turbulenten Strömung des Auslaufs des Bypasses aufgescheucht. Das Tier entkam nach einem Sprung aus dem Wasser. Die Totallänge wurde auf ca. 65 cm geschätzt.

Im Dezember 2011 wurden insgesamt fünf Flussneunaugen im kleinen Hamen des Bypasses und ein Flussneunauge in der Aufstiegsreuse des Umgehungsgerinnes vorgefunden (Tab. 3.3). Da der Dezember zur Auf-

Tab. 3.3: Nachweise im Turbulenzbereich des Bypassauslaufs.

Datum	Lokalität	Auf/Abstieg	Methode	Art	TL [cm]	Bemerkung
03.07.11	Bypass Turbulenzbereich	Aufstieg	Angelfang_gezielt	Rapfen	46	Standort: direkt in Strömung Aalbypass
12.07.11	Bypass Turbulenzbereich	Aufstieg	E-Fisch_Boot	Großsalmonide	65	Standort: direkt in Strömung Aalbypass
15.12.11	Hamen Bypass	Aufstieg	Hamenfang	Flussneunauge	34	von unten in Aalbypass eingestiegen und in Reuse verdriftet
21.12.11	Hamen Bypass	Aufstieg	Hamenfang	Flussneunauge	33	von unten in Aalbypass eingestiegen und in Reuse verdriftet
22.12.11	Hamen Bypass	Aufstieg	Hamenfang	Flussneunauge	35	von unten in Aalbypass eingestiegen und in Reuse verdriftet
22.12.11	Hamen Bypass	Aufstieg	Hamenfang	Flussneunauge	40	von unten in Aalbypass eingestiegen und in Reuse verdriftet
22.12.11	Hamen Bypass	Aufstieg	Hamenfang	Flussneunauge	41	von unten in Aalbypass eingestiegen und in Reuse verdriftet

stiegssaison der Flussneunaugen gehört und die Tiere im April-Mai nach dem Laichgeschäft ausnahmslos sterben sind die Nachweise im Aalbypass nur dadurch zu erklären, dass einzelne Neunaugen durch den Spalt zwischen Mitteltrennpfeiler und Rahmen der Reuse in den Aalbypass einsteigen und dann von der Strömung in die Reuse gedrückt werden.

Die fünf Neunaugenfänge im Aalbypass (gegenüber nur einem Nachweis im Umgehungsgerinne) wie auch die nachweise von Rapfen und Großsalmoniden *im direkten Turbulenzbereich des Bypassauslaufs* sind entsprechend als deutliche Hinweise für eine irreführende Lockströmung des Bypassauslaufs zu interpretieren.

Turbinenauslauf:

Einige Individuen in den Hamenfängen waren zu groß, als dass sie durch den 20 mm – Rechen abgewandert sein konnten. Nachweise größerer Individuen im Hamen sind entsprechend auf Individuen zurückzuführen, die sich

am Saugschlauchende aufgehalten haben und von Unterwasser in den Hamen eingeschwommen sind. Sie gehören folglich (ebenso wie die Angelfänge) zum Unterwasserbestand.

Tab. 3.4 stellt die registrierten Individuen unter Angabe der Lokalität und der Nachweismethode zusammen. (Als Grenzwerte maximaler Körperlängen wurden bei hochrückigen, schmalen Cypriniden wie Zobel, Brachsen, Blicke, Hasel, Rotaugen Individuen ≥ 30 cm, bei Zander und Flussbarsch Individuen ≥ 25 cm und bei Aal Individuen > 80 cm veranschlagt).

Hinweis: Das Vorkommen entsprechender Individuen im Unterwasser wird durch die DIDSON-Aufzeichnungen bestätigt (vgl. Kap. 3.5).

Tab. 3.4: Nachweise im Turbulenzbereich nahe Saugschlauch Turbinenauslauf der WKA.

Datum	Lokalität	Auf/Abstieg	Methode	Art	TL [cm]	Bemerkung
11.04.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Brachsen	50	
11.04.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Regenbogenforelle	37	
11.04.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	51	
14.04.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Barbe	39	
14.04.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Nase	30	
14.04.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Nase	47	
12.04.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Rotauge	45	
14.04.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Rotauge	30	
12.04.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	48	
11.04.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	50	
11.04.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	60	
14.04.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zobel	30	
14.04.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zobel	30	
14.04.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zobel	31	
14.04.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zobel	32	
07.07.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Angelfang_gezielt	Rapfen	50	
07.07.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Angelfang_gezielt	Rapfen	55	
26.07.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Angelfang_gezielt	Rapfen	60	
26.07.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Angelfang_gezielt	Rapfen	80	
26.07.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Angelfang_gezielt	Rapfen	46	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Flussbarsch	26	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Flussbarsch	26	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	37	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	51	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	54	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	54	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	42	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	46	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	53	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Brachsen	43	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Angelfang_gezielt	Zander	56	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	25	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	43	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	51	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Rapfen	31	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Brachsen	35	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	43	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	50	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	51	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	52	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	52	
27.09.11	Unterwasser vor Turbine 2	unbekannt	Hamen Turbine	Zander	55	
12.12.11	Unterwasser Pumpe der Beckenversorgung	Aufstieg	Zufallsfund Uferbereich	Flussneunauge	35	in Pumpe eingedrungen

3.5 DIDSON-Beobachtungen Aufstieg

Kontrolle Unterwasser Aalbypass und Turbinenauslauf

Am 27.04.2011 wurde das Unterwasser des Bypasses („Aalabstieg“) und des Turbinenauslaufes der rechten Uferseite kontrolliert. Die Fragestellung war, ob aufwandernde Fische in großen Mengen an den Umgehungsgerinne vorbeischwimmen und sich unterhalb der Turbinen sammeln (Sackgasseneffekt). Ferner sollte geklärt werden, ob schwimmstarke Arten den Aalbypass als Aufwanderungsmöglichkeiten nutzen wollen, da von dort eine starke Leitströmung ausgeht. Dies betraf in diesem Zeitraum insbesondere die in Schwärmen aufsteigende, sehr schwimmstarke und großwüchsige Barbe. Das DIDSON wurde an der rechten Uferseite befestigt und kontrollierte den Bereich von 17:00-20:30 Uhr.

Ergebnis: Im gesamten Unterwasserbereich befanden sich nur sehr wenige Fische. Größere Schwärme, die nach einer Aufstiegsmöglichkeit suchten, wurden nicht entdeckt. Die meisten beobachteten Tiere schwammen einzeln (37%) oder in Zweiergruppen (38%). Es wurden nie Gruppen von mehr als vier Tieren verzeichnet. Fast alle Individuen schwammen sehr schnell und verschwanden flussauf- und abwärts. In keinem Fall wurde beobachtet, dass ein Fisch permanent vor dem Bypass stand oder aufwandern wollte. Die meisten Fische bewegten sich entlang der Ufermauer in einem Abstand von 2-6 m. Die Anzahl der Fischbewegungen nahm

gegen Abend zu und sank nach Einbruch der Dunkelheit leicht ab.

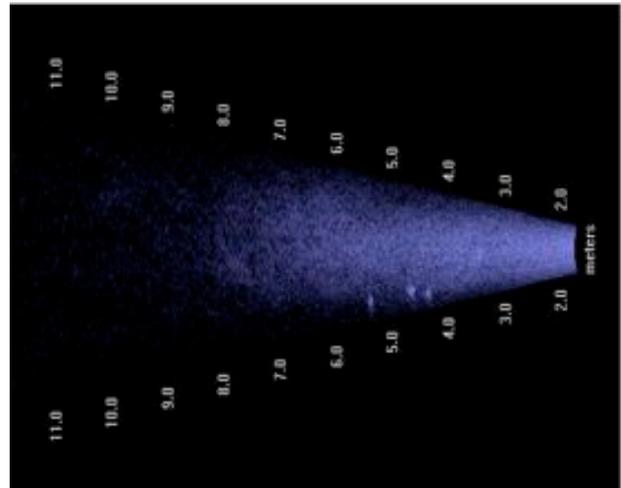


Abb. 3.9: DIDSON-Kontrolle 27.04.2011 im Unterwasser des Bypasses: drei größere Individuen ziehen an der Ufermauer entlang.

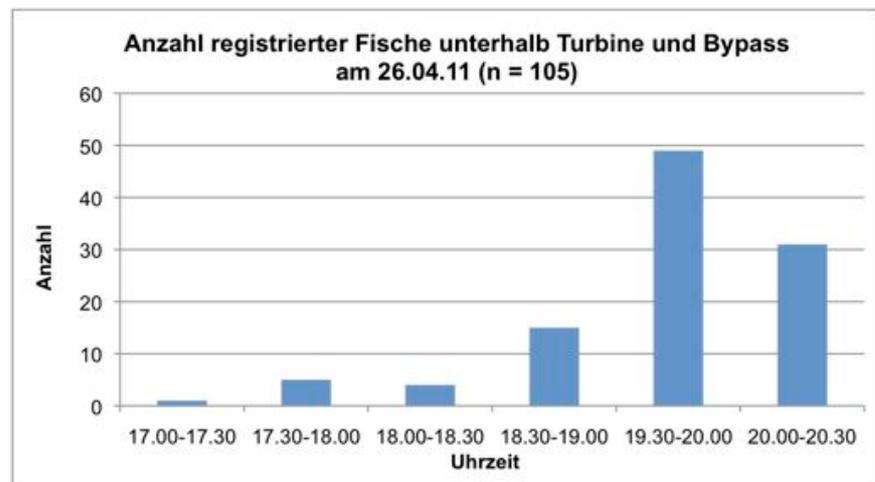


Abb. 3.10: Zeitliche Staffelung der Fischbewegungen im Rahmen der DIDSON-Kontrolle am 27.04.2011 im Unterwasser des Bypasses („Aalabstieg“) und nahe des Turbinenauslaufes der rechten Uferseite.

Am 19.05.2011 wurde der Unterwasserbereich nahe des Turbinenauslaufs (rechte Ufermauer) untersucht. Die Kontrolle dauerte von 18.00 Uhr bis 19.30 Uhr.

Ergebnis: Insgesamt wurden 59 Fische registriert. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass bis auf 3 kleine Tiere im unmittelbaren Uferbereich (Abstand 2 m zur Ufermauer) es sich bei den registrierten Fischen nur um die

Bewegungen von 2-3 großen Tieren handelte. Diese tauchten regelmäßig einzeln oder zu dritt immer an der gleichen Stelle in einem Abstand von 6-7 m vom Ufer auf (Abb. 3.11). Auf einer Aufnahme war eine Messung der Körperlänge eines Tieres möglich. Demnach waren die Fische ca. 55 cm lang und hatten eine Körperhöhe von ca. 16 – 20 cm. Unter Berücksichtigung der Elektrofangergebnisse des gleichen Tages und der Fänge mit der Angel an anderen Tagen könnte es sich dabei um große Rapfen gehandelt haben, die im Unterwasser der Turbine jagten.

Es wurden an diesem Tag weder Fischschwärme mit mehr als drei Individuen (s.o.) noch Suchbewegungen von Fischen nach einer Aufstiegsmöglichkeit verzeichnet.

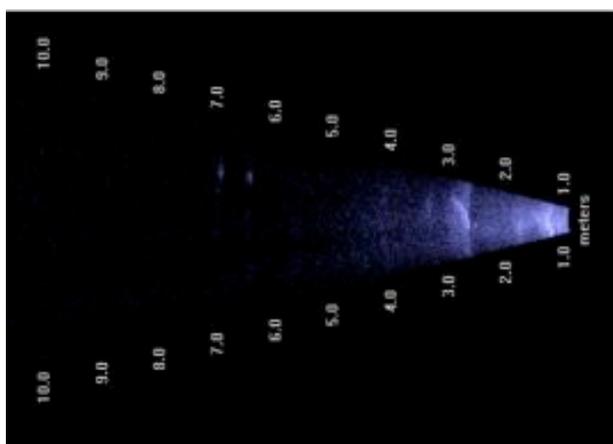


Abb. 3.11: DIDSON-Kontrolle 19.05.2011 im Unterwasser von der rechten Ufermauer; bei den beobachteten Fischen handelte es sich vermutlich um jagende Rapfen.

Am 22.6.2011 wurde die Untersuchung im Unterwasser fortgesetzt. Der Bereich unterhalb Turbinenauslauf und Bypassauslauf wurde zwischen 13.30-16.30 Uhr beobachtet. Bis 15 Uhr konnten mehrere große Fische (Totallängen 50 - 57 cm) beobachtet werden (Abb. 3.12). Diese schwammen einzeln oder in kleinen Gruppen bis zu vier Tieren.

Einzelne kleinere Exemplare (Totallängen zwischen 15 - 40 cm) wurden ebenfalls erfasst. Ab 15.00 Uhr wurden die ersten Schwärme registriert. Die Schwärme hatten eine Größe zwischen 8-20 Tieren. Die Fische im Schwarm waren in der Regel kleiner als die oben genannten Tiere und hatten Totallängen zwischen 20-30 cm (Abb. 3.13 - 3.15). Nur selten wurden größere Individuen (TL 40-45cm) im Schwarm entdeckt. Bei den Schwärmen könnte es sich gemäß der Totallängen und der Hochrückigkeit der Fische um Rotaugen verschiedener Altersklassen gehandelt haben.

Es wurden bis zu drei Schwärme zeitgleich beobachtet, die entlang der Turbulenzzone kreisten. Allerdings kann nicht gesagt werden, inwieweit es sich bei den Schwärmen um unterschiedliche Tiere handelte.

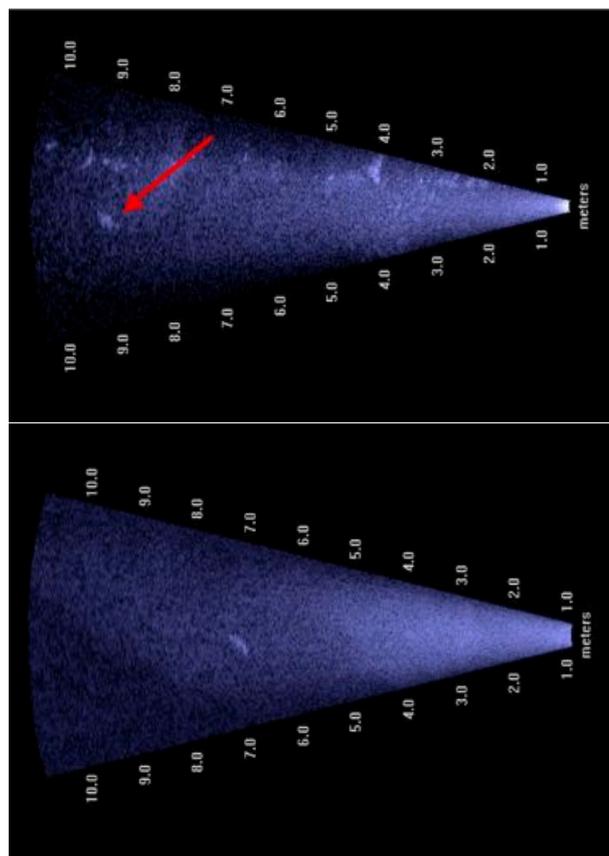


Abb. 3.12: DIDSON-Kontrolle 22.6.2011 im Unterwasser; große Individuen um 50 cm Totallänge unterhalb Turbinenauslauf.

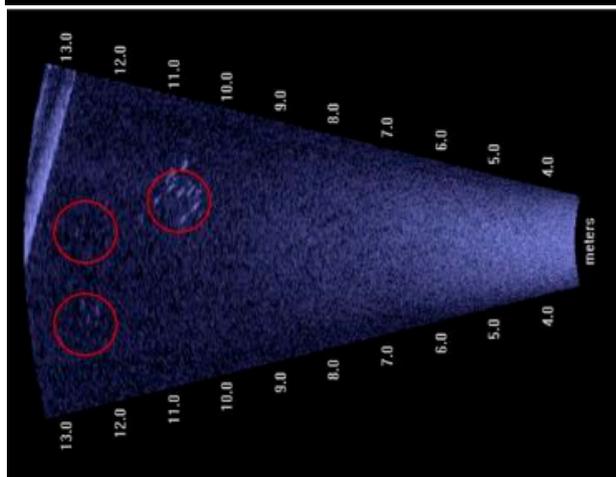
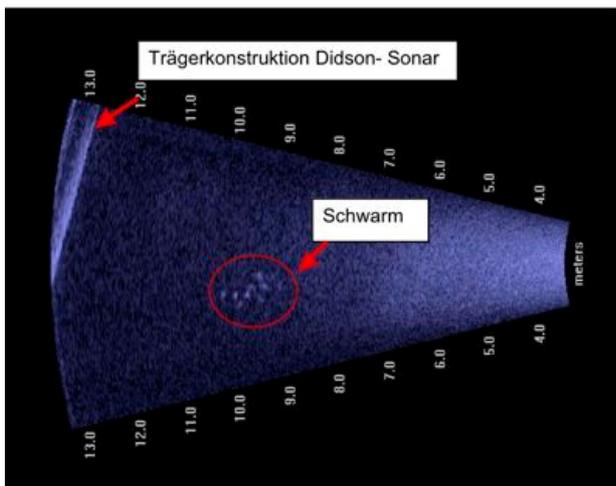


Abb. 3.13: DIDSON-Kontrolle 22.6.2011 im Unterwasser; Fischschwärme (Kreise) unterhalb Turbinenauslauf.

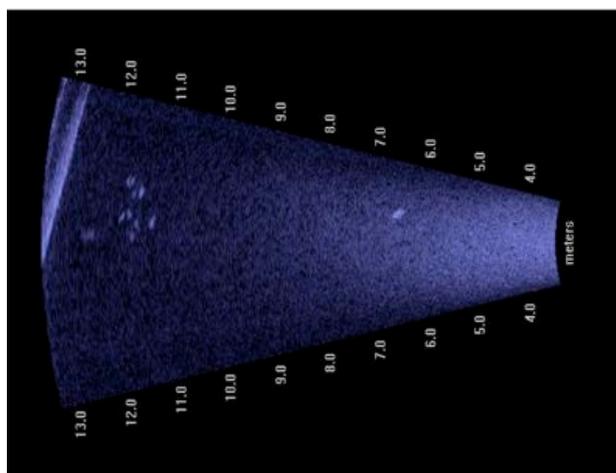


Abb. 3.14: DIDSON-Kontrolle 22.6.2011 im Unterwasser; Fischschwarm und größere einzelne Tiere unterhalb Turbinenauslauf.

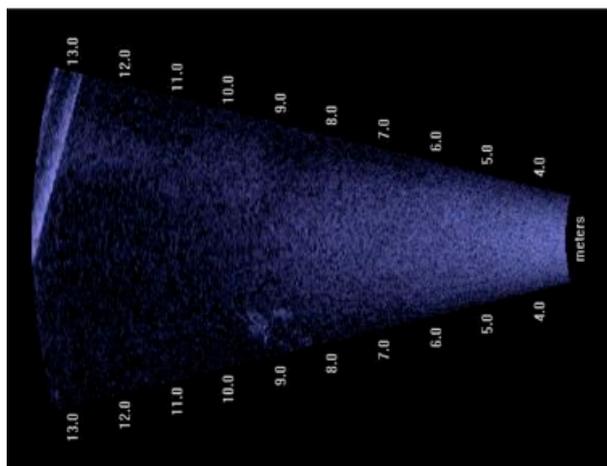


Abb. 3.15: DIDSON-Kontrolle 22.6.2011 im Unterwasser; Fischschwarm größerer Tiere um 40-45 cm Totallänge unterhalb Turbinenauslauf.

Am 26.07.2011 wurde das Unterwasser der Turbine und des Bypasses über zwei Stunden kontrolliert (16.30-18.30 Uhr). Dabei wurde jeweils eine Stunde der Abfluss über den Bypass auf Null reduziert (16.30-17.30 Uhr) und danach wieder in Betrieb genommen (17.30-18.30 Uhr).

Bei stillgelegtem Bypass konnten unterhalb des Turbinenauslaufes regelmäßig mehrere große Fische am Rand und innerhalb der Turbulenzzone beobachtet werden (bis zu 6 Individuen auf einmal im Beobachtungsbereich). Es handelte sich dabei um Tiere mit einer Totallänge (≥ 55 cm). Auch kleine und mittelgroße Fische konnten am Rand der Turbulenzzone beobachtet werden (Abb. 3.16). Inwieweit diese auch in die Turbulenzzone schwimmen, kann aufgrund Überlagerung der Fische durch die vielen Luftblasen nicht gesagt werden.

Bei durchströmtem Bypass änderte sich das Verhalten der *großen* Fische nicht wesentlich. Sie schwammen sowohl durch die Turbulenzzone des Aalbypasses als auch durch die der Turbinenausläufe. *Kleine* und *mittelgroße* Fische dagegen standen jetzt häufiger unterhalb der Turbulenzzonen (Abb. 3.17 & 3.18).

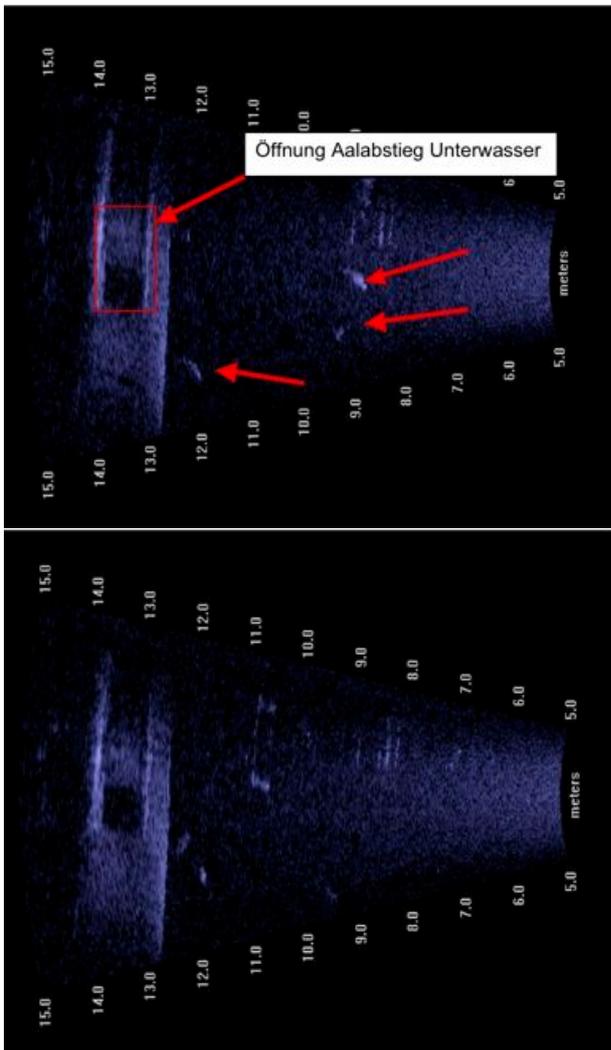


Abb. 3.16: DIDSON-Kontrolle 26.7.2011 im Unterwasser; große Fische unterhalb bei *stillgelegten* Bypass („Aalabstieg“).

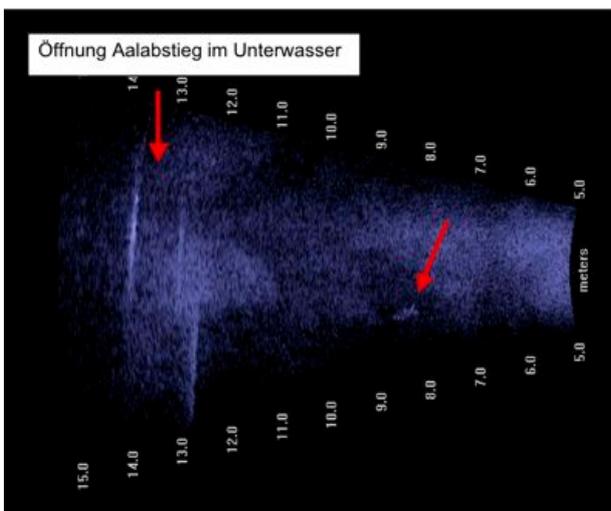


Abb. 3.17a: DIDSON-Kontrolle 26.7.2011 im Unterwasser; großer Fisch (rechter Pfeil) unterhalb bei *aktiviertem* Bypass („Aalabstieg“; linker Pfeil).

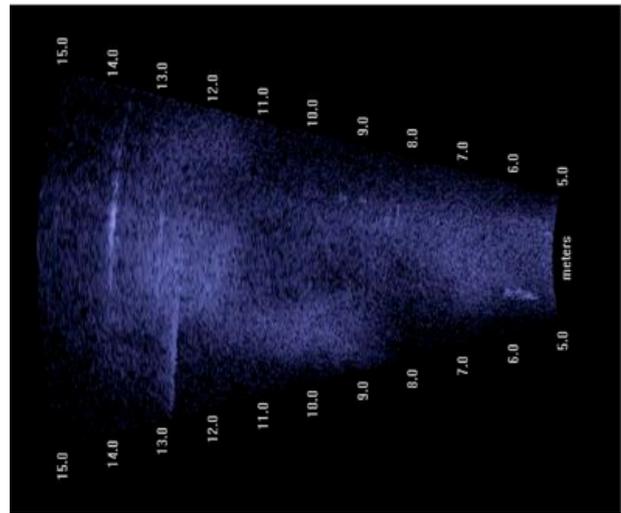


Abb. 3.17b: DIDSON-Kontrolle 26.7.2011 im Unterwasser; großer Fisch unterhalb bei *aktiviertem* Bypass („Aalabstieg“).

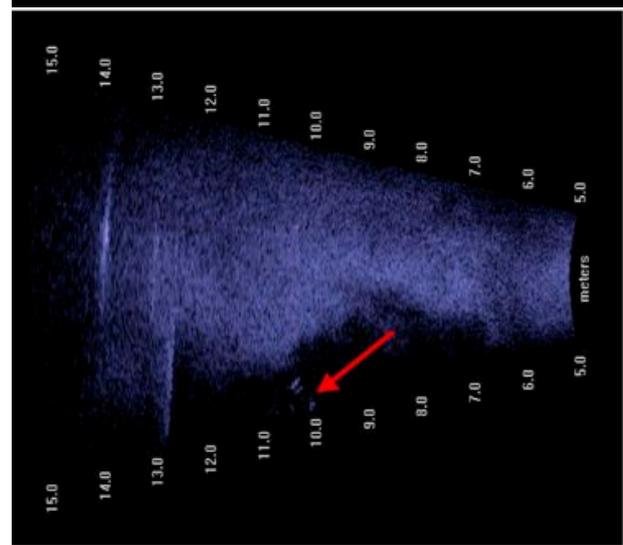
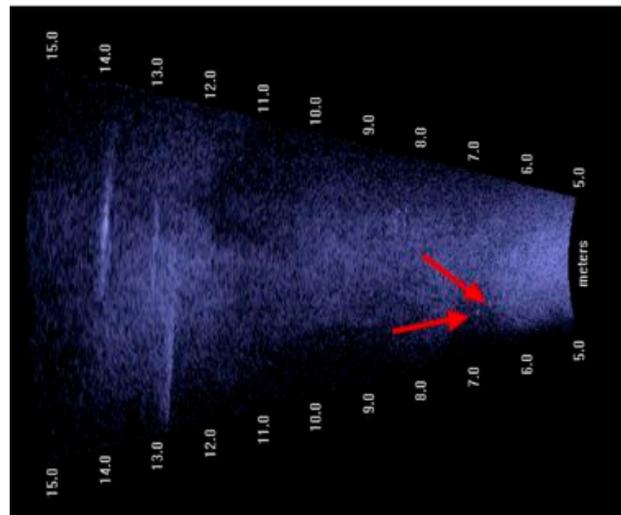


Abb. 3.18: DIDSON-Kontrolle 26.7.2011 im Unterwasser; Fischschwarm mit kleinen und mittelgroßen Individuen *unterhalb* Turbulenzzone Bypass („Aalabstieg“).

Verhalten vor Einstieg Umgehungsgerinne

Am 26.7. und 27.9.2011 wurde jeweils der unmittelbare Einstiegsbereich des Umgehungsgerinnes mit dem DIDSON-Sonar kontrolliert, um die Auffindbarkeit der Fischaufstiegsanlage im Nahbereich des Auslaufs zu kontrollieren.

Ergebnisse 26.07.2011: Der Einstiegsbereich wurde insgesamt 1,5 Std. kontrolliert. Dabei wurde mehrmals der Aufstieg kleiner Fischschwärme (bis 10-20 Tiere) in das Umgehungsgerinne beobachtet. Die Schwärme mit kleinen Fischen (TL < 15 cm) waren stark bodenorientiert und brauchten einige Zeit, um gegen die Strömung in das Gerinne einzuschwimmen (Abb. 3.19). Teilweise wurden sie auch wieder herausgespült und benötigten einen zweiten Anlauf. Zweimal wurde an der Einstiegsöffnung beobachtet, wie ein Schwarm das Umgehungsgerinne wieder verließ.

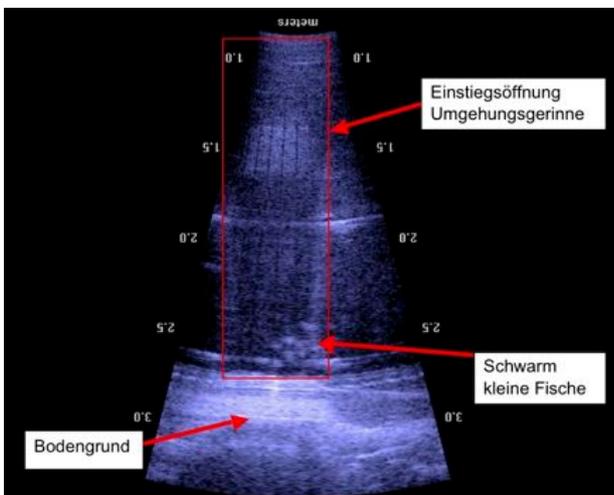


Abb. 3.19: DIDSON-Kontrolle 26.7.2011 im Unterwasser; Einstieg Schwarm kleiner Fische bodennah in das Umgehungsgerinne.

Mittelgroße Fische (TL ca. 15-20 cm) wurden selten beobachtet und schwammen als kleiner Schwarm (ca. 15 Tiere) mit deutlichen Abstand vom Boden seitlich an die Einstiegsöff-

nung heran. Sobald sie von der Strömung aus dem Umgehungsgerinne erfasst wurden, tauchten sie zum Grund ab und passierten die Öffnung bodennah unter Ausnutzung der Rauheit der Sohle des Umgehungsgerinnes (Abb. 3.20).

Größere Fische mit einer Totallänge >20 cm wurden nicht registriert. Diese kamen am gleichen Tag nur unterhalb der Öffnungen der Turbinen und des Bypasses vor.

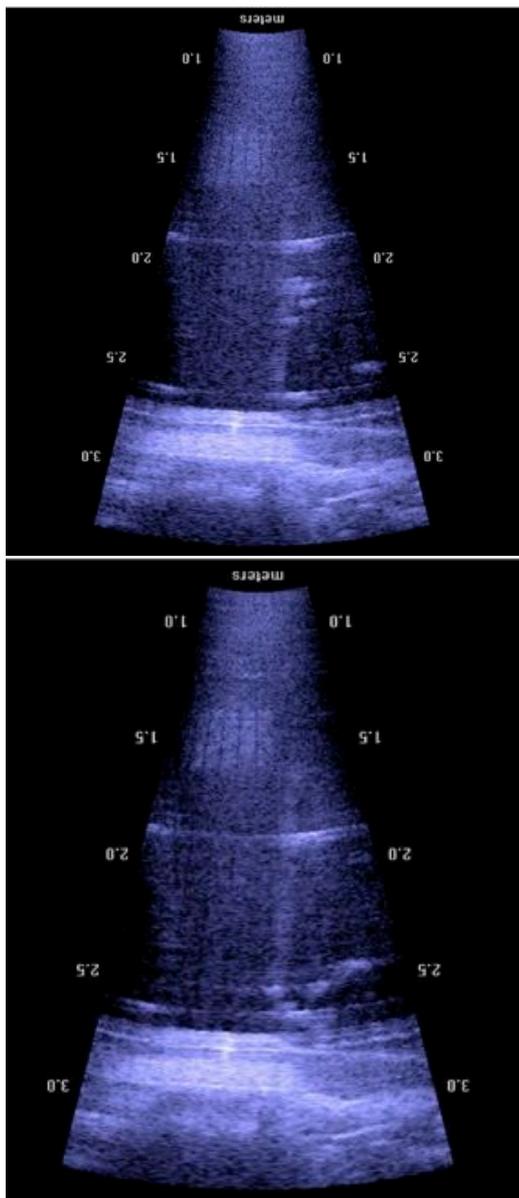


Abb. 3.20: DIDSON-Kontrolle 26.7.2011 im Unterwasser; Anschwimmen mittelgroßer Fische von der Seite an die Einstiegsöffnung Umgehungsgerinne (oben); Abtauchen mittelgroßer Fische zum Bodengrund und Einschwimmen bodennah in die Einstiegsöffnung (unten).

Die Kontrolle am 27.9.2011 erfolgte zwischen 13.00 – 20.00 Uhr. Davon konnten 5,5 Stunden ausgewertet werden. Wieder wurde der unmittelbare Einstiegsbereich des Umgehungsgerinnes mit dem DIDSON-Sonar beobachtet.

Ergebnisse 27.9.2011: Der größte Teil der registrierten Fische hatte eine Totallänge unter 15 cm (1.232 kleine Fische von insgesamt 1.677 Individuen). Diese kleinen Fische bewegten sich fast ausschließlich zwischen den Steinen am Boden. Einige Exemplare bewegten sich sehr langsam (vermutlich Grundeln), die meisten schwammen jedoch ausgesprochen schnell über den Grund. Die schnell schwimmenden Fische tauchten einzeln oder in kleinen Schwärmen auf (> 20 Tiere) und schwammen am Einstiegsbereich des Umgehungsgerinne vorbei (96% aller kleinen Fische).

Insgesamt wurden mehr aufwärts gerichtete Bewegungen als abwärts gerichtete Bewegungen von kleinen Fischen registriert (712 vs. 458). Die wenigen kleinen Tiere, die den Einstieg in das Umgehungsgerinne aufwärts passierten (3% aller kleinen Fische) nutzten den Strömungsschatten der Steine, um gegen die Strömung anzukommen.

Insgesamt zweimal wurde beobachtet, wie ein Schwarm wieder in das Unterwasser zurückgespült wurde und erst nach mehrmaligen Anläufen im Umgehungsgerinne verschwand. Nur wenige Individuen verließen das Umgehungsgerinne flussabwärts (1% aller kleinen Fische) (Abb. 3.21, 3.22).

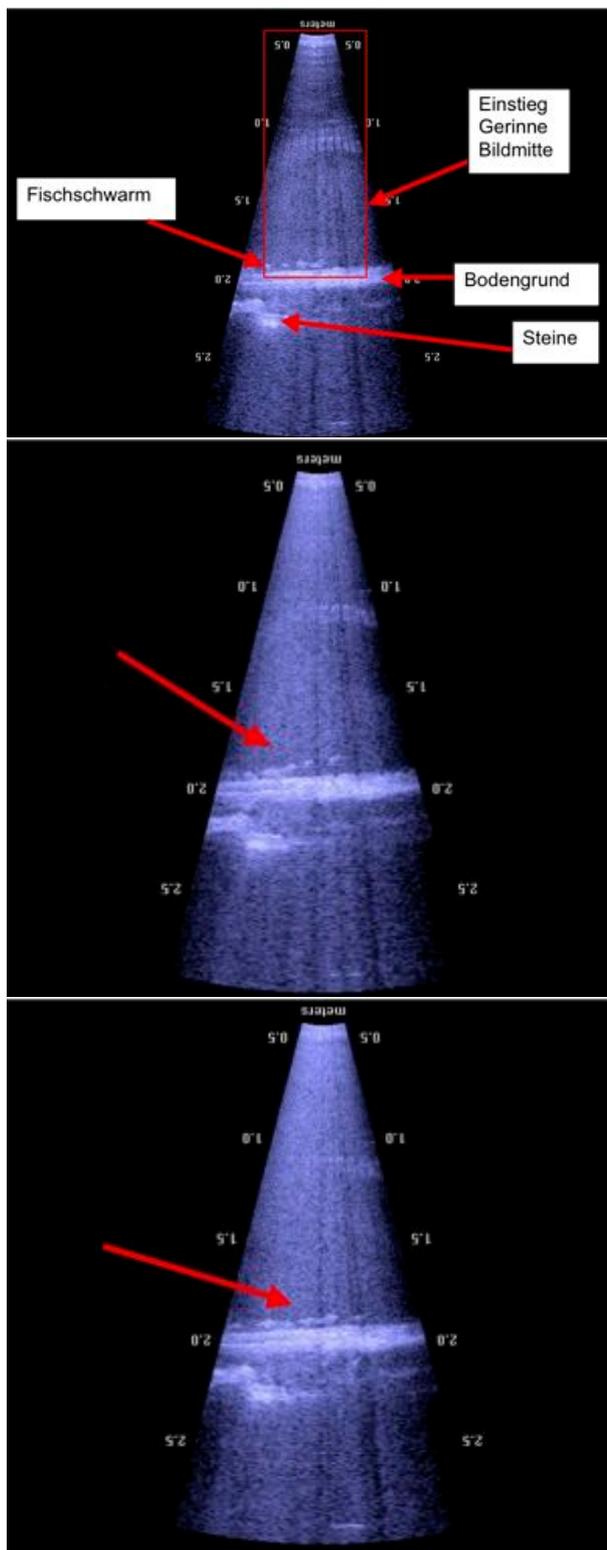


Abb. 3.21: DIDSON-Kontrolle 27.09.2011 im Unterwasser vor dem Auslauf des Umgehungsgerinnes; Fischschwarm beim Aufstieg in das Umgehungsgerinne.

Die mittelgroßen Fische (TL 15-25 cm) schwammen am häufigsten in das Umgehungsgerinne ein (12 % aller mittelgroßen Fi-

sche), kamen jedoch zu gleichen Anteilen wieder aus den Umgehungsgerinne heraus. Ob es sich um die selben Tiere handelte, kann nicht gesagt werden. Es schwammen fast gleich viele mittelgroße Fische flussaufwärts oder flussabwärts am Umgehungsgerinne vorbei (125 vs. 136 Bewegungen mittelgroßer Fische). Die Tiere waren bei abwärts gerichteten Bewegungen nicht mehr so deutlich bodenorientiert. In einigen Fällen sprinteten sie auch mit deutlichem Abstand über dem Grund flussabwärts (Fluchtverhalten?).

Die großen Fische tauchten meist in kleinen Gruppen auf und schwammen meist kurz über dem Grund. Einige Tiere schwammen in das Umgehungsgerinne hinein (7 % aller registrierten großen Fische). Viele Tiere kamen allerdings kurz danach wieder aus dem Gerinne heraus (Abb. 3.22). Im Beobachtungszeitraum wurden mehr aus dem Umgehungsgerinne abwandernde Fische beobachtet als hineinwandernde.

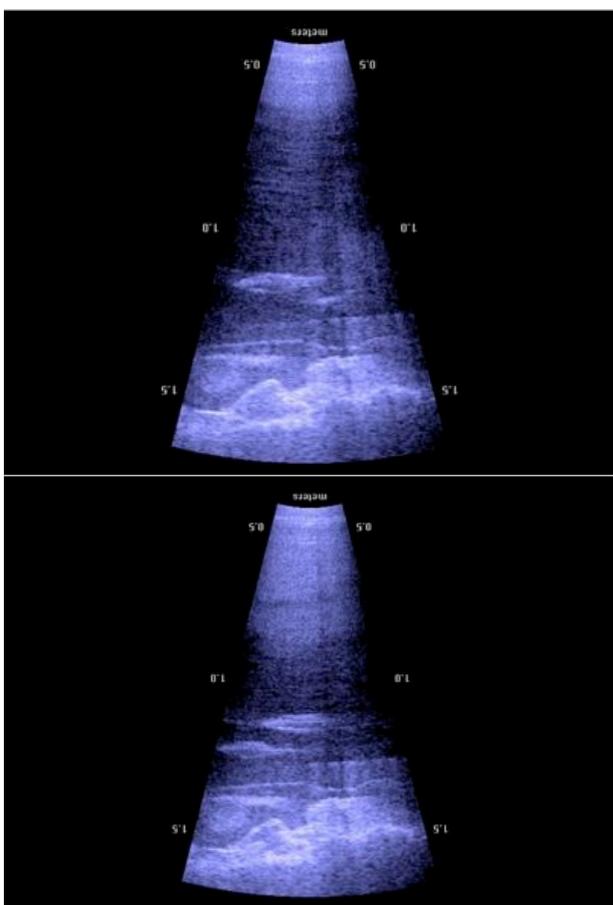


Abb. 3.22: DIDSON-Kontrolle 27.09.2011 im Unterwasser vor dem Auslauf des Umgehungsgerinnes; große Fische bei Abwanderung aus dem Umgehungsgerinne.

Über die Hälfte der großen Fische schwamm flussaufwärts am Einstieg zum Umgehungsgerinne vorbei (58% aller großen Fische). Nur vergleichsweise wenige Individuen taten dies in umgekehrter Richtung (18% aller großen Fische) (Abb. 3.23 & 3.24).

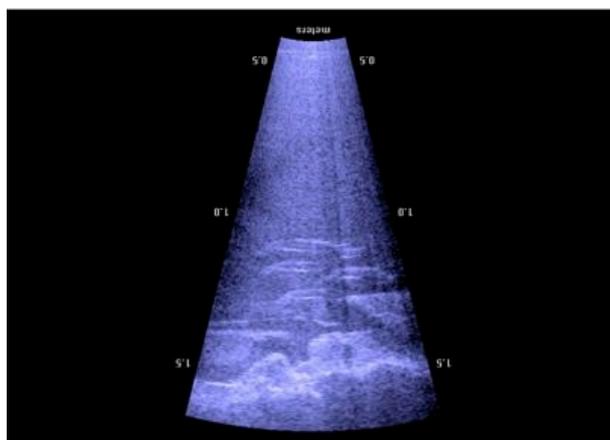


Abb. 3.23: DIDSON-Kontrolle 27.09.2011 im Unterwasser vor dem Auslauf des Umgehungsgerinnes; Fische schwimmen flussaufwärts am Einstieg des Umgehungsgerinnes vorbei.

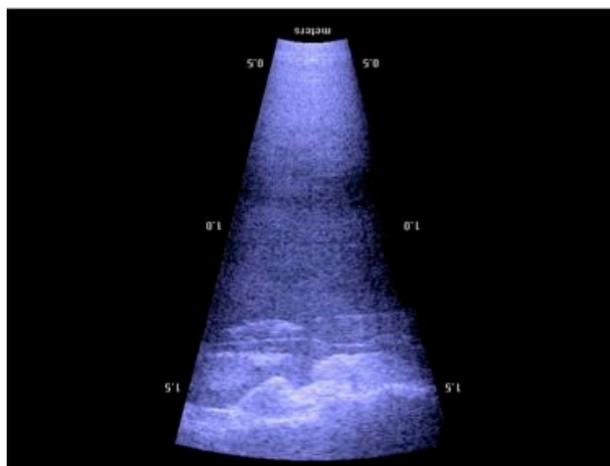


Abb. 3.24: DIDSON-Kontrolle 27.09.2011 im Unterwasser vor dem Auslauf des Umgehungsgerinnes; Fische schwimmen flussabwärts am Einstieg des Umgehungsgerinnes vorbei.

Außerdem wurden in unregelmäßigen Abständen mehrere Schwanzflossen von großen Fischen oberhalb der Einstiegsöffnung gesichtet. Deshalb ist davon auszugehen, dass sich mehrere große Fische unterhalb der Turbinenausläufe aufgehalten haben.

Die Fische traten in unterschiedlicher Anzahl innerhalb der Beobachtungszeit auf (Abb. 3.26). So konnten kurz vor Einsetzen der Dämmerung besonders viele Bewegungen kleiner Fische aufgenommen werden (Zeitraum 15.30-17.00 Uhr). Mittelgroße Fische verhielten sich ähnlich. Große Fische wurden dagegen vorrangig zwischen 15.00-16.30 Uhr beobachtet, sie tauchten danach nur sehr selten auf.

Aus den Beobachtungen am Einstiegsbereich des Umgehungsgerinnes lassen sich folgende Schlussfolgerungen ableiten:

Die meisten Tiere schwimmen am Umgehungsgerinne vorbei (Abb. 3.25). Dabei ist die Auffindbarkeit des Umgehungsgerinnes vor allem für größere Fische ganz offensichtlich schlechter als für kleinere Individuen.

Die Fischarten des Mains erreichen ihre Geschlechtsreife mit unterschiedlicher Größe und haben dementsprechend unterschiedliche Größen bei ihrer flussaufwärts gerichteten Laichwanderung. Einige erreichen ihre Geschlechtsreife mit ca. 10 cm (z.B. Gründling, Weißflossengründling, Grundeln, Schmerlen, Flussbarsch, Kaulbarsch,

Ukelei), viele mit ca. 15 cm Totallänge (Rotauge, Nase, Blicke, Hasel, Karausche, Rotfeder, Schleie) und 20 cm (Brachsen, Döbel, Forelle, Zährte, Zope) und wenige mit über 25 cm Totallänge (Aland, Barbe, Hecht, Rapfen, Wels). Für die meisten großen Fische (TL > 20 cm) scheint die Leitströmung aus dem Umgehungsgerinne zu gering zu sein, um den Einstieg zu finden.

Die Größenverteilungen der Reusenfänge (Kap. 3.2) und der VAKI-Aufzeichnungen (Kap. 3.6) zeigen ein vergleichbares Ergebnis. Es ist davon auszugehen, dass die großen und schwimmstarken Arten den Aufstieg direkt unterhalb der Turbine suchen, weil dort die Leitströmung am ausgeprägtesten ist. Dem Ergebnis der DIDSON-Sonaruntersuchung, dass im Unterwasser ein Sackgasseneffekt vorliegt, stehen zudem Einzelbeobachtungen zu Seite, die auch den Abfluss des Bypassauslaufs (am Mitteltrennpfeiler) als irreführende Lockströmung in den Blickpunkt rücken (Kap. 3.4).

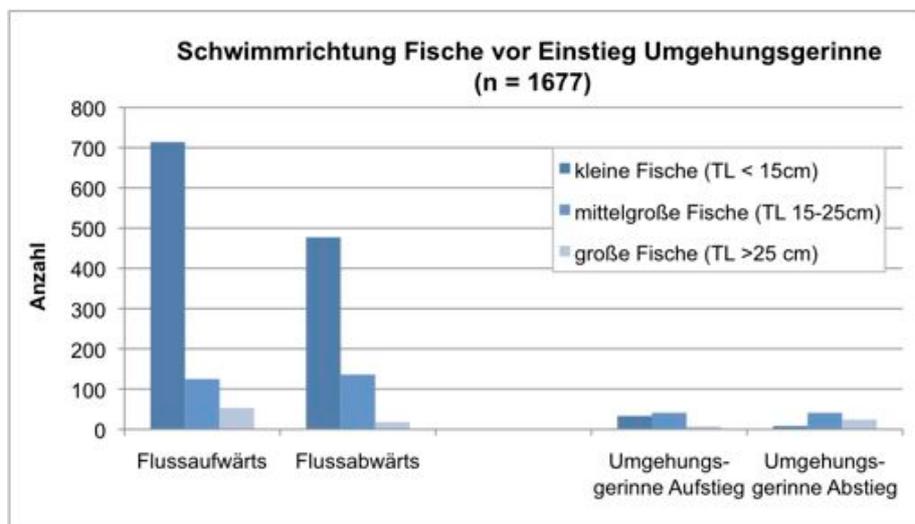


Abb. 3.25: DIDSON-Kontrolle 27.09.2011 im Unterwasser vor dem Auslauf des Umgehungsgerinnes; Schwimmrichtung der Fische.

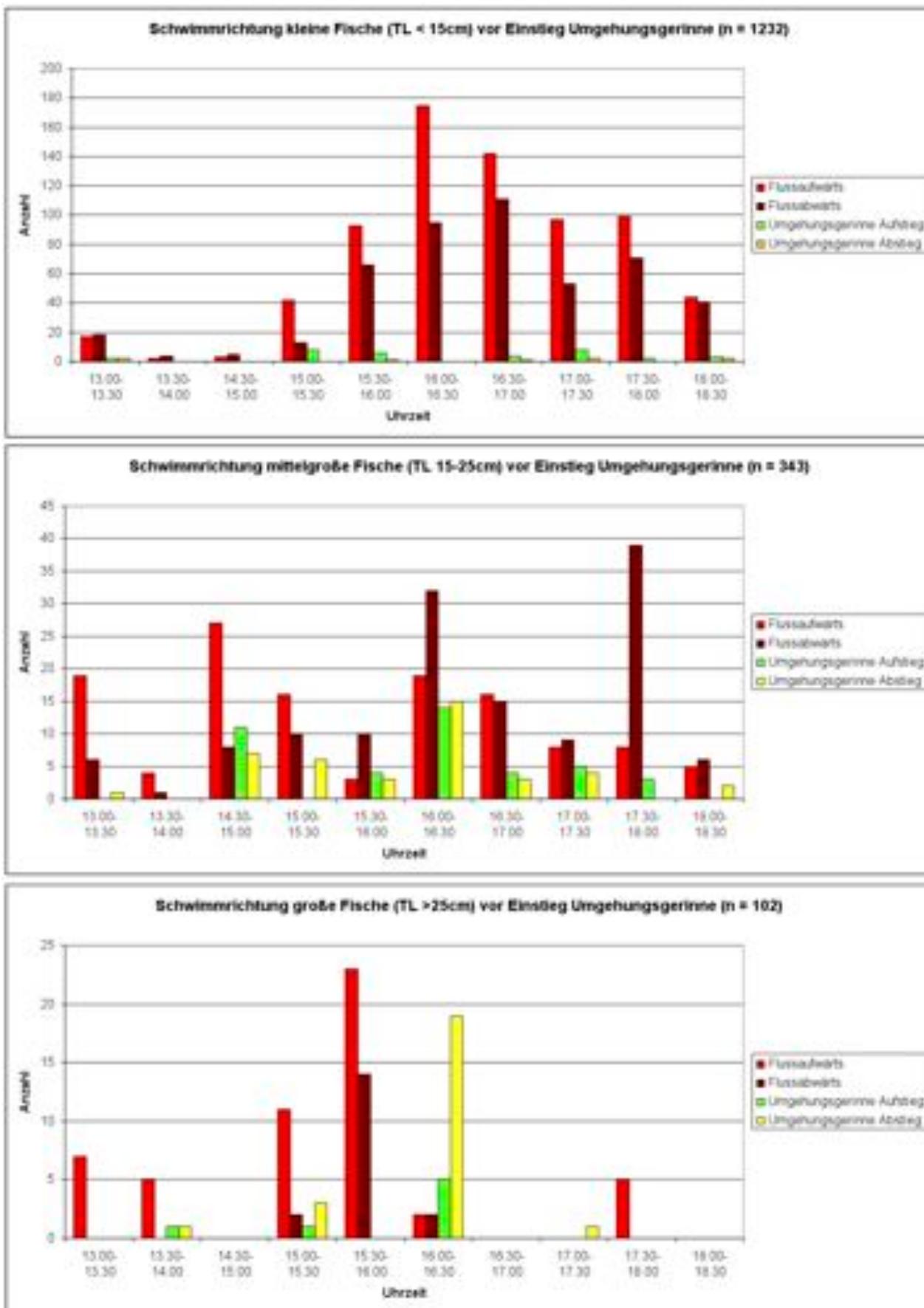


Abb. 3.26: DIDSON-Kontrolle 27.09.2011 im Unterwasser vor dem Auslauf des Umgehungsgerinnes; Schwimmrichtung der Fische und Fischlängen zwischen 13:00 und 18:30 Uhr.

3.6 VAKI-Fischzählung Aufstieg

Vorbemerkung: Die Daten zur VAKI-Registrierung sind der Auswertung im Report von Fisckevårdsteknik AB (M. HEBRAND) entnommen. Der komplette Jahresreport 2011 mit sämtlichen Einzelregistrierungen, Graphiken und Tabellen befindet sich im ANHANG (englische Fassung).

Der VAKI-Zähler operierte im Zeitraum 22.6. bis 23.12.2011 mit Ausnahme 5.7. bis 10.8. (Ausfall wegen Kabelbruch). In diesem Zeitraum wurden 1.132 aufsteigende Individuen registriert (29 Salmoniden, 1.103 sonstige Arten) (Abb. 3.28). Diese Zahlen geben lediglich an, wie viele Individuen den Einstieg in das Umgehungsgerinne gefunden haben. 360 Individuen wurden als absteigende Fische re-

Tab. 3.5: Aufgestiegene (links) und abgestiegene (Mitte) Individuen und daraus errechnete Nettobilanz der Aufsteiger (rechts) (vgl. Text).

Art	2011		Aufstieg		Abstieg		Aufstieg_netto	
	n	[%]	n	[%]	n	[%]	n	[%]
Rotauge + ähnliche	542	47,9	150	41,7	392	50,8		
Ukelei, Rapfen + ähnliche	57	5,0	5	1,4	52	6,7		
Wels	88	7,8	50	13,9	38	4,9		
Flussbarsch	45	4,0	15	4,2	30	3,9		
Forelle	28	2,5	4	1,1	24	3,1		
Brachsen	10	0,9	1	0,3	9	1,2		
Döbel	4	0,4	0	0,0	4	0,5		
Rapfen	5	0,4	3	0,8	2	0,3		
Kesslergrundel	1	0,1	0	0,0	1	0,1		
Nase	1	0,1	0	0,0	1	0,1		
Lachs	1	0,1	0	0,0	1	0,1		
Schleie	2	0,2	1	0,3	1	0,1		
Hasel	2	0,2	2	0,6	0	0,0		
nicht ident.	346	30,6	129	35,8	217	28,1		
Σ	1132	100	360	100	772	100		

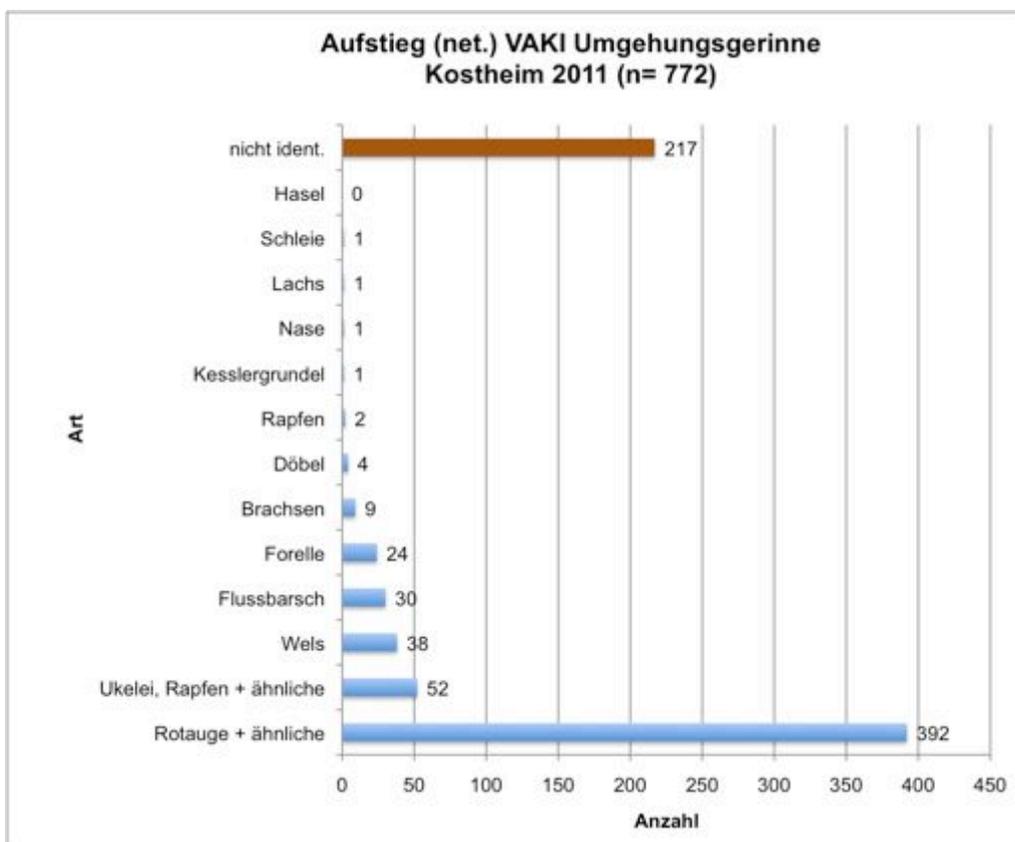


Abb. 3.27: Artenspektrum und Häufigkeit der (netto) als Aufsteiger im VAKI-Zähler registrierten Fische.

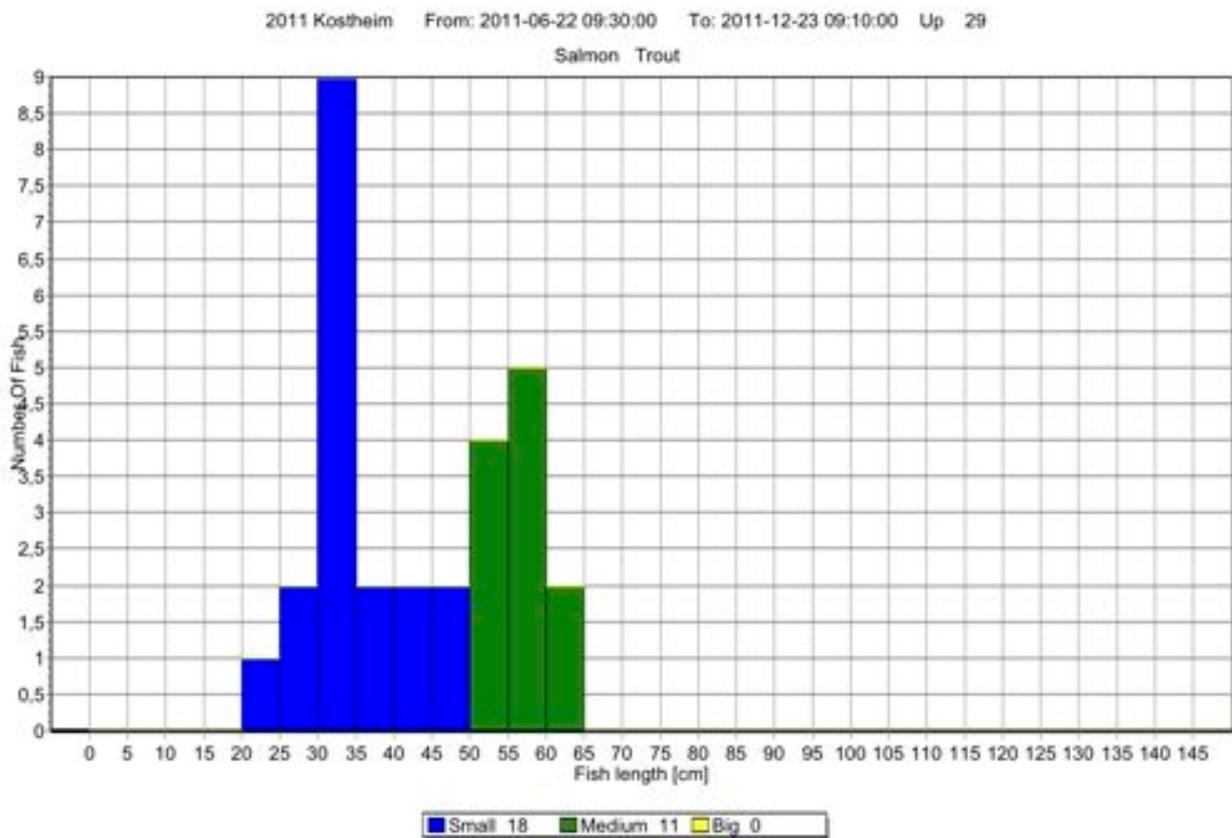
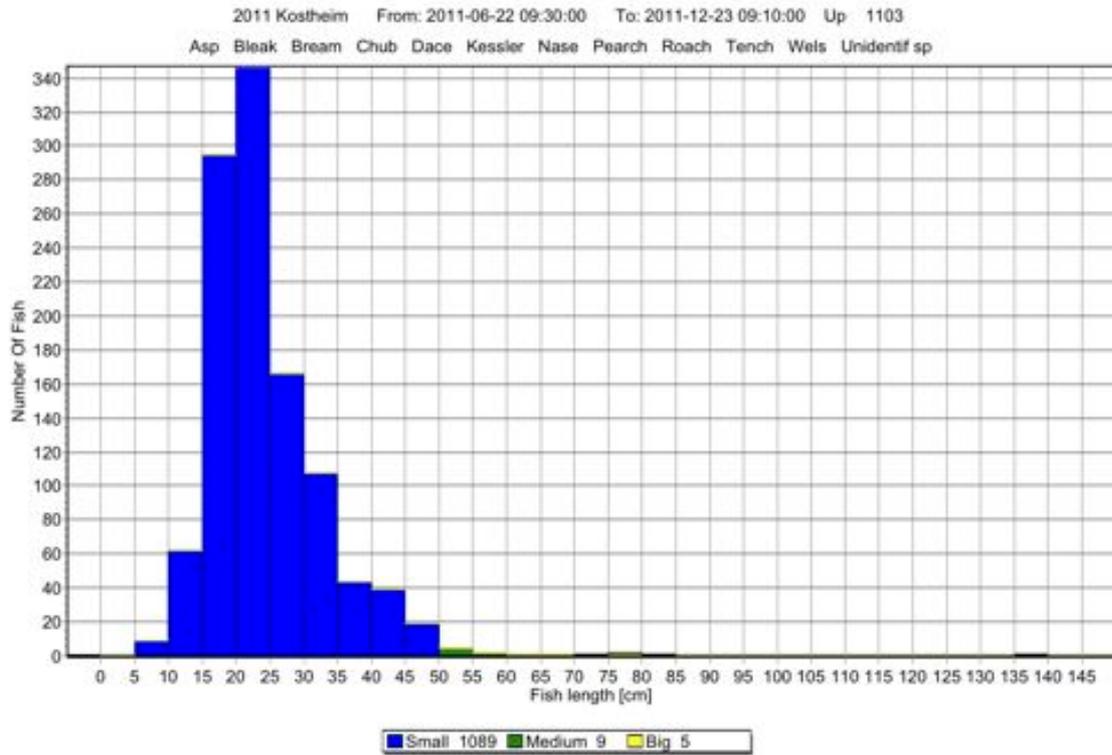


Abb. 3.28: Längenfrequenz der im VAKI-Zähler registrierten aufsteigenden Fische (oben: alle Arten ohne Salmoniden, n= 1.103; unten: nur Salmoniden, n= 29).

gistriert (4 Salmoniden, 356 sonstige Arten). Da der Großteil der Absteiger wegen der Reusen im Einlaufbereich nicht von oben in das Umgehungsgerinne eingewandert sein dürfte, wird die Nettoaufstiegszahl durch Subtraktion der Absteigerzahl von der Aufsteigerzahl errechnet (Abb. 3.27; Tab. 3.5, Tab. 3.6).



Abb. 3.29a: Videobilder von aufgestiegenen Individuen; von oben nach unten: Lachs oder Meerforelle (Bestimmung unsicher), Forelle, Wels.



Abb. 3.29b: Videobilder von aufgestiegenen Individuen; von oben nach unten: Flussbarsch, Brachsen und Ukeleien im Schwarm.

Die Längenfrequenzdaten zeigen analog zu den Daten aus den Reusenkontrollen (Kap. 3.2) ein deutliches Defizit bei den größeren Individuen. 1.107 der 1.132 registrierten Individuen (97,8 %) waren als „klein“ einzustufen (5-50 cm), wobei der Schwerpunkt bei 15-25 cm liegt (Abb. 3.28). Lediglich 25 Individuen waren größer als 50 cm, darunter viele Welse.

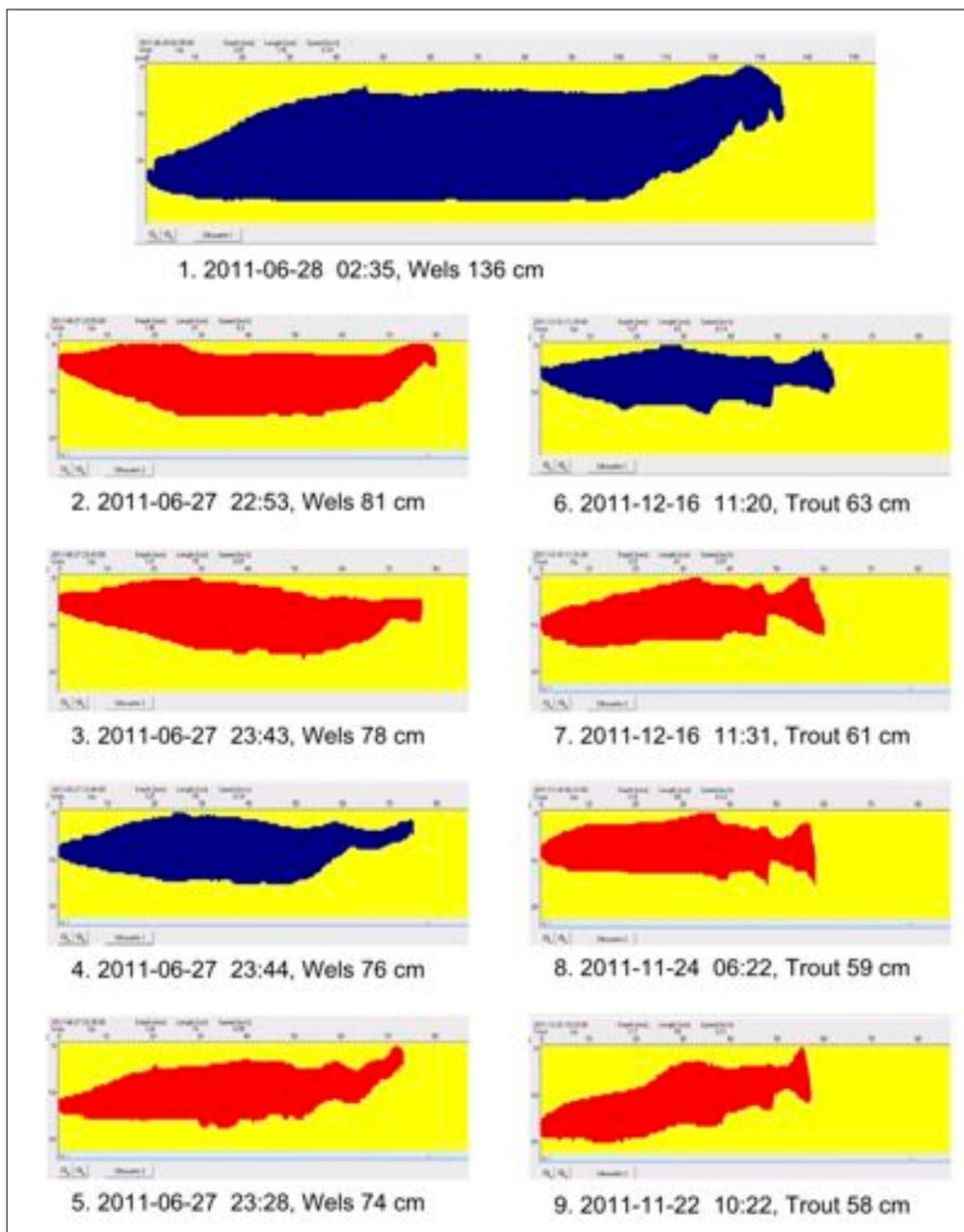


Abb. 3.30: Infrarot-Images der größten aufgestiegenen Individuen (Trout = Forelle).

Bei den Reusenkontrollen im Umgehungsgerinne (Aufstieg; vgl. Abb. 3.4) war die Mehrzahl der Individuen 5-10 cm lang - diese Größenklasse wie auch die Größenklasse 10-15 cm sind jedoch in der VAKI-Erfassung aus methodischen Gründen stark unterrepräsentiert.

Die Ergebnisse des VAKI-Zählers im zweiten Halbjahr 2011 weisen darauf hin, dass das bereits bei den Reusenkontrollen verzeichnete Defizit des Aufstiegs größerer Fische nicht erst

im Laufe des Umgehungsgerinnes auftritt, sondern sich bereits im Einstiegsbereich manifestiert.

Abb. 3.29a & 3.29b zeigen exemplarisch die Videobilder einiger Fischarten (Lachs/Meerforelle, Forelle, Wels, Flussbarsch, Brachsen und Ukeleien im Schwarm). Der am 11.11.2011 in der Aufstiegsreuse gefangene Lachs wurde im VAKI-Zähler nicht registriert.



Abb. 3.31: Anzahl der VAKI-Registrierungen pro Tag und Temperaturverlauf (oben: alle Arten ohne Salmoniden, n= 1.103; unten: nur Salmoniden, n= 29). Hinweis: zwischen 5.7. und 10.8. erfolgte keine VAKI-Registrierung.

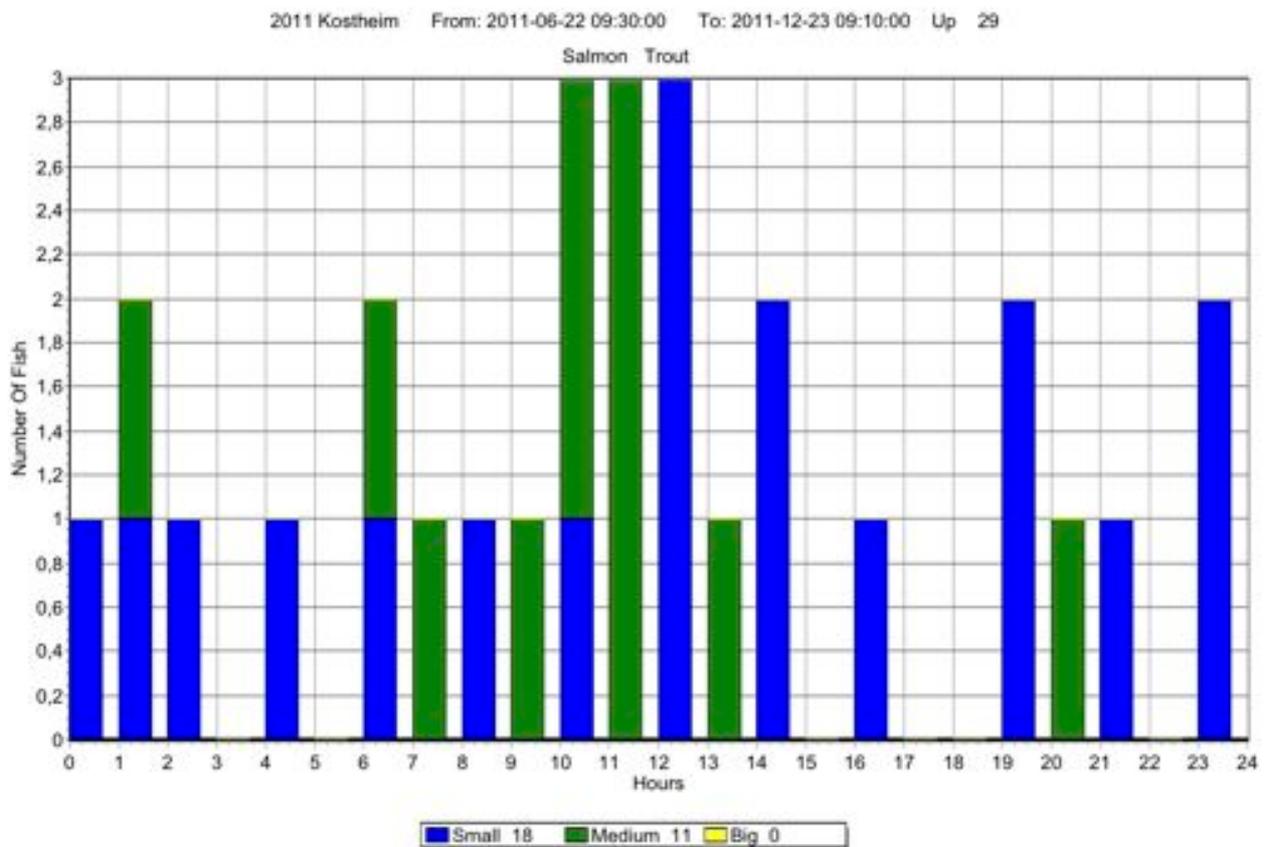
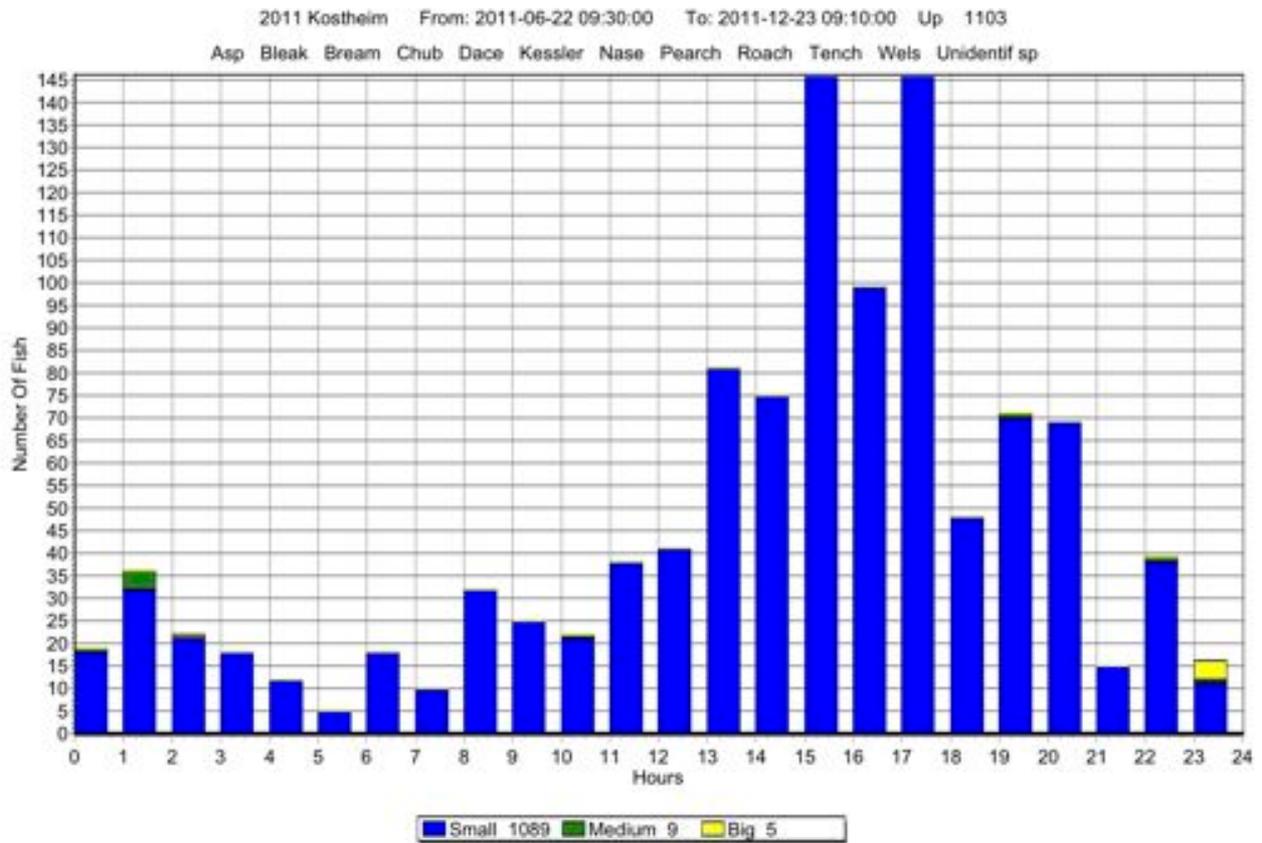


Abb. 3.32: Anzahl der VAKI-Registrierungen im Tagesverlauf (24 h - Darstellung) (oben: alle Arten ohne Salmoniden, n= 1.103; unten: nur Salmoniden, n= 29).

Abb. 3.30 zeigt die Infrarot-Images der neun größten aufgestiegenen Individuen.

Die Migrationsaktivität im zweiten Halbjahr weist wie bei den Reusenergebnissen die Monate August und September sowie den Anfang Oktober als Zeitraum hoher Aktivität aus (zur Beachtung: zwischen 5.7. und 10.8.2011 erfolgte keine VAKI-Registrierung!). Überraschend ist die relativ hohe Aktivität der „Nicht-Salmoniden“ im Dezember. Viele Aufstiegsergebnisse (Peaks) bei den „Nicht-Salmoniden“ korrelieren mit Temperaturanstiegen, insbesondere im Herbst (Abb. 3.31).

Im 24-Stunden-Verlauf lässt sich ein deutliches Peak in den Nachmittagsstunden verzeichnen; am frühen Morgen (5 bis 6 Uhr) wurde die geringste Aktivität verzeichnet. Größere Individuen bei den „Nicht-Salmoniden“ wurden dagegen ausschließlich in den Nachtstunden registriert (Abb. 3.32).

Tab. 3.6: Aufgestiegene (oben) und abgestiegene (Mitte) Individuen und daraus errechnete Nettobilanz der Aufsteiger (unten) nach Längenklassen und Monaten in der Zusammenfassung (vgl. Text). [All fish = alle Fische; Trout = Forelle; Salmon = Lachs]

Tabel 1. Summary of result from the automatic control of upstream migrating fish at the monitoring station in Kostheim in 2011.

Group	Length (cm)	Month												Sum	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	(n)	(%)
1 All fish	<19	-	-	-	-	-	6	0	76	261	21	1	1	366	32,3
2 All fish	20-39	-	-	-	-	-	22	34	200	246	45	46	86	679	60,0
3 All fish	40-59	-	-	-	-	-	1	6	28	7	0	12	24	78	6,9
4 All fish	60-79	-	-	-	-	-	4	0	1	0	0	0	2	7	0,6
5 All fish	80>	-	-	-	-	-	2	0	0	0	0	0	0	2	0,2
6 Trout		-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	1	27	28	2,5
7 Salmon		-	-	-	-	-	0	0	1	0	0	0	0	1	0,1
Total	Sum	-	-	-	-	-	35	40	305	514	66	59	113	1132	100,0

Tabel 2. Summary of result from the automatic control of downstream migrating fish at the monitoring station in Kostheim in 2011.

Group	Length (cm)	Month												Sum	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	(n)	(%)
1 All fish	<19	-	-	-	-	-	0	0	11	87	0	1	0	99	27,5
2 All fish	20-39	-	-	-	-	-	22	9	62	88	18	4	25	228	63,3
3 All fish	40-59	-	-	-	-	-	0	3	14	5	0	1	5	28	7,8
4 All fish	60-79	-	-	-	-	-	3	0	2	0	0	0	0	5	1,4
5 All fish	80>	-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
6 Trout		-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	1	3	4	1,1
7 Salmon		-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0
Total	Sum	-	-	-	-	-	25	12	89	180	18	6	30	360	100,0

Tabel 3. Summary of result from the automatic control of net upstream migrating fish at the monitoring station in Kostheim in 2011.

Group	Length (cm)	Month												Sum	
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	(n)	(%)
1 All fish	<19	-	-	-	-	-	6	0	65	174	21	0	1	267	34,6
2 All fish	20-39	-	-	-	-	-	0	25	138	158	27	42	61	451	58,4
3 All fish	40-59	-	-	-	-	-	1	3	14	2	0	11	19	50	6,5
4 All fish	60-79	-	-	-	-	-	1	0	-1	0	0	0	2	2	0,3
5 All fish	80>	-	-	-	-	-	2	0	0	0	0	0	0	2	0,3
6 Trout		-	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	24	24	3,1
7 Salmon		-	-	-	-	-	0	0	1	0	0	0	0	1	0,1
Total	Sum	-	-	-	-	-	10	28	216	334	48	53	83	772	100,0

3.7 Hydraulische Messungen Umgehungsgerinne

Vorbemerkung:

Es sollte neben der Feststellung der Abflussmenge überprüft werden, ob innerhalb der Fischaufstiegsanlage kritische hydraulische Belastungen für Fische vorliegen.

Die Erfassung hydraulischer Parameter am Umgehungsgerinne der Wasserkraftanlage Kostheim wurde von der Universität Kassel (R. HASSINGER) vorgenommen. Der diesbezügliche Kurzbericht vom 25.4.2012 bildet - unter geringen Veränderungen - das vorliegende Kapitel 3.7.

Abflussmessung:

Die Abflussmessung wurde am 14.03.2012 durchgeführt. Wegen des über längere Zeit trockenen Wetters herrschte im Main ein vergleichsweise geringer Abfluss vor, der zusammen mit den für die Jahreszeit recht niedrigen Rheinwasserständen zu einer großen Fallhöhe führte. Der Oberwasserstand war nach Aussagen des Betriebspersonals etwas höher als sonst. Da der Zulauf zum Umgehungsgerinne oberstrom des Schwimmbalkens am Kraftwerkszulauf liegt, ist der Zustrom zum Umgehungsgerinne durch die dort entstehende Absenkung des Wasserspiegels nicht betroffen. Es kann im Gegenteil davon ausgegangen werden, dass der Oberwasserstand am Einlauf des Umgehungsgerinnes durch den Schwimmbalken etwas gestützt wird.

Die Abflussmessung wurde nach einem Tracerverfahren mit Salzverdünnung durchgeführt. Hierzu steht der Versuchsanstalt an der Uni Kassel ein Gerät des Typs SalinoMADD der Firma Madd Technologies SARL (Yverdon-les-Bains, Schweiz; www.madd.ch) zur Verfü-

gung. Das Gerät arbeitet mit einer Leitfähigkeitselektrode. Zur Geräteausstattung gehören auch Salzlösungen zum Kalibrieren. Mit diesen Lösungen war das Gerät vor dem Messeinsatz in Kostheim nach der im Betriebssystem eingebauten Prozedur frisch kalibriert worden.

Es wurden am 14.03.2012 zwei Durchflussmessungen durchgeführt. Die Messungen erfolgten jeweils mit 1,000 bzw. 1,500 kg Kochsalz, das in einem Eimer aufgelöst wurde. Bei der ersten Messung wurde in einem Zeitraster von 2 Sekunden aufgezeichnet; bei der zweiten Messung war das Intervall auf 1 Sekunde gekürzt.

Die Lösung wurde direkt nach dem Zulaufbauwerk der Strömung im Umgehungsgerinne mittig zugegeben. Wegen der hohen Turbulenz ist eine vollständige Durchmischung sichergestellt, wenn, wie im vorliegenden Fall, die Probestelle etwa 30 m weiter unterstrom gewählt wird. Der Durchfluss wird im Gerät durch Integration der Konzentrationsganglinie ermittelt. Näheres zur Auswertemethode findet sich in der Bedienungsanleitung zum Gerät, die im Internet unter

[http://www.jdc.ch/site/downloads/FT_SalinoMADD\(E\).pdf](http://www.jdc.ch/site/downloads/FT_SalinoMADD(E).pdf)

angesehen werden kann. Die Versuchsanstalt hat für eigenständige Auswertungen ein EXCEL-Berechnungsblatt entwickelt, das zur Nachauswertung der Durchflüsse aus den aufgezeichneten Ganglinien verwendet wurde.

Eine Beispiel-Ganglinie des Salzdurchgangs ist in Abb. 3.33 verzeichnet.

Die Durchflüsse waren:

Messung: 1760 l/s

Messung: 1730 l/s

Mittelwert: 1745 l/s.

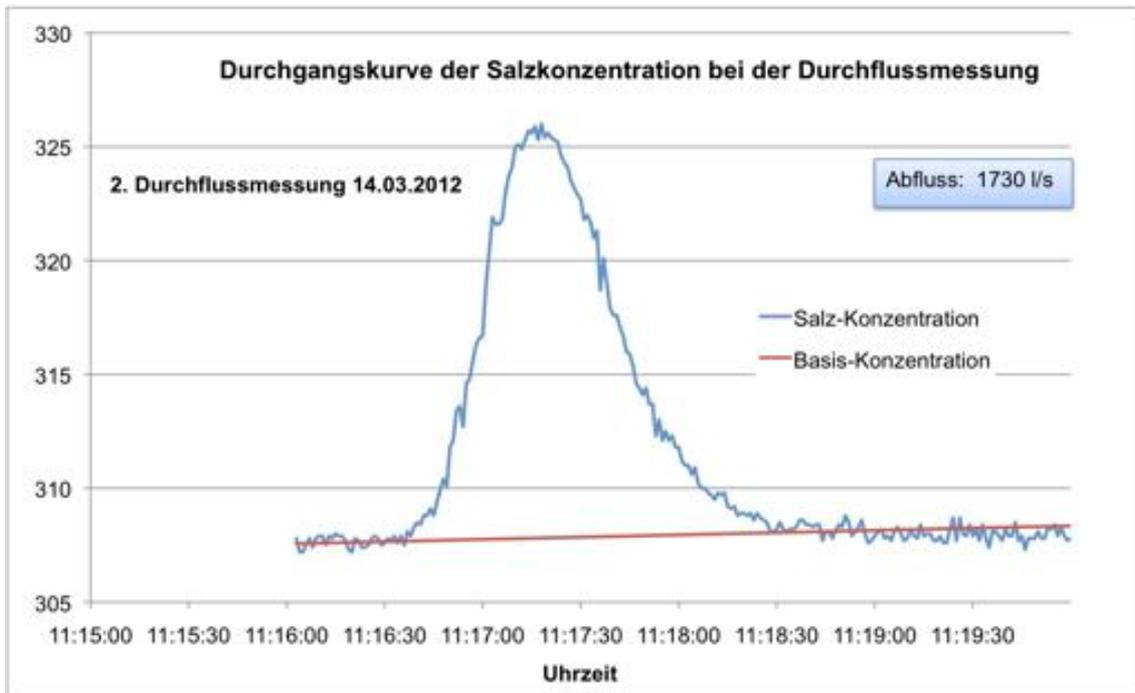


Abb. 3.33: Beispiel-Ganglinie des Salzdurchgangs am 14.3.2012.

Die am 14.3.2012 ermittelten Durchflüsse sind höher als der Bemessungswert, der bei 1500 l/s liegt. Sie sind bedingt durch den erhöhten Oberwasserstau, der am 14.03.2012 gefahren wurde. Außerdem war das Einlaufbauwerk ohne Abflusshindernisse (Reusen ausgebaut). Sehr wahrscheinlich trägt auch die Tatsache zu dem hohen Abfluss bei, dass durch den Schwimmbalken eine Absenkungskurve zum Kraftwerks-Einlauf hin abgeschwächt wird. Im Einlaufbauwerk lag eine ruhige Strömung vor. Es ist für Fische aller Arten gut durchwanderbar.

Messung der hydraulischen Bedingungen im Wanderkorridor:

a) Beschreibung der Strömungsbedingungen: Das Raugerinne ist eine Kombination aus einem Raugerinne mit Riegel-Becken-Struktur und mit verteilten Einzel-Rauheiten in Form von Störsteinen. Diese Bauweisen werden normalerweise klar auseinander gehalten, da die hydraulische Berechnung mit unterschiedlichen Ansätzen zuführen ist:

Bei den Riegel-Becken-Pässen erfolgt die hydraulische Berechnung mit dem Energiesatz (Bernoulli-Gleichung) an den Engstellen in den Riegeln. Diese Gleichung liefert in Kombination mit der Kontinuitätsgleichung (Massenerhaltung) Informationen über die Geschwindigkeiten in den Engstellen sowie den Abfluss. Die Räume zwischen den Riegeln dienen als Becken der Energieumwandlung. Für den Nachweis einer Leistungsdichte sind definierte Beckenvolumina abgrenzbar.

Raugerinne mit verteilten Einzelrauheiten werden dagegen mit Hilfe eines Fließgesetzes (Strömung als Funktion von Gefälle, hydraulischem Radius und Rauheitseinflüssen) nachgewiesen. Die Energieumwandlung erfolgt verteilt im Wasservolumen. Die den Fischen zur Verfügung stehenden Räume sind über die Abstände der Störkörper nachzuweisen. Die Leistungsdichte ergibt sich rechnerisch aus dem Gefälle und dem durchflossenen Querschnitt.

Da im vorhandenen Umgehungsgerinne das letztgenannte Konzept mit verteilten Einzelrauheiten überwiegt, wird die Strömung nach den dafür maßgebenden Kriterien betrachtet, ohne die Bemessung im Einzelnen nachzuvollziehen.

b) Messungen:

Zur Erfassung der hydraulischen Bedingungen im für große Fische wichtigen Wanderkorridor wurde im Stromstrich (Linie mit Hauptströmung) ein Längsprofil mit folgenden Parametern aufgenommen. Die obere Hälfte des Gerinnes war am 14.03.2012 aufgenommen worden. Dieser Gerinneabschnitt enthält vergleichsweise flache Ufer, so dass mit einer Messbrücke die Profile von oben trocken erreichbar waren.

Der untere Abschnitt weist immer steiler werdende Uferböschungen auf, die nicht mehr sicher begehbar sind. Außerdem waren zum Tage der ersten Messung diese Böschungen mit einer Schicht aus weichem Schlamm belegt, die den Einsatz der Messbrücke unmöglich machten. Deshalb musste für diesen Abschnitt die Aufnahmemethodik geändert werden, indem am 19.04.2012 das Gerinne mit Wathose begangen wurde und die Höhen und Koordinaten mit einem Tachymeter bestimmt wurden.

- ▶ Sohlverlauf
- ▶ Wassertiefe im Wanderkorridor -> Wasserspiegelverlauf
- ▶ Strömungsgeschwindigkeit in halber Wassertiefe

Diese Größen erlauben die Beurteilung der hydraulischen Bedingungen für große Fische, die dem beschriebenen Wanderkorridor folgen werden. Für die kleinen Fische gibt es zusätzliche Korridore durch Nebenlücken.

Für die Geschwindigkeitsmessung wurde ein induktiver Sensor des Typs Flo-Mate des US-amerikanischen Herstellers Marsh-McBirney verwendet. Das Gerät erlaubt eine zeitliche Mittelung, die auf 30 Sekunden eingestellt wurde. Wiederholungsmessungen an den gleichen Punkten zeigen, dass mit dieser Einstellung die Unsicherheit infolge Makroturbulenz gering ist.

Die Strömungsgeschwindigkeit stellt damit einen zeitlichen Mittelwert dar. Bezüglich der Aussagekraft über den Querschnitt ist festzustellen, dass der Messwert die Spitze der Geschwindigkeitsverteilung im Profil markiert. Er wird deshalb in der Regel deutlich größer als der Querschnittsmittelwert sein. Lokale Mehrfachmessungen in Messlotrechten zeigten, dass in Sohlnähe die Geschwindigkeiten wegen der großen Rauheiten kleiner sind. Es können auch lokal noch größere Geschwindigkeiten vorkommen, wenn z.B. an einer gekrümmten Kontur die Strömung nach den Gesetzen der Potentialtheorie beschleunigt wird. Diese lokalen Effekte haben für die Fischpassage keine Bedeutung, da die betroffenen kleineren Fische mehrere Wanderkorridore nutzen können.

In Abb. 3.34 & 3.35 sind die Messergebnisse zusammengestellt. Der abzuleitende Befund kann wie folgt zusammengefasst werden:

Beurteilung:

Das Strömungsbild ist gekennzeichnet durch eine Wechselfolge von Engstellen und ruhigeren Zonen, wie es für Riegel-Becken-Strukturen typisch ist. Der Verlauf der Hauptströmung ist gut zu erkennen, da in den riegelähnlichen Bereichen die Hauptlücken gut definiert sind. Somit ist zu erwarten, dass bei niedrigeren Abflüssen die Strömung in diesen Bereichen konzentriert bleibt und sich nicht zu sehr verteilt.

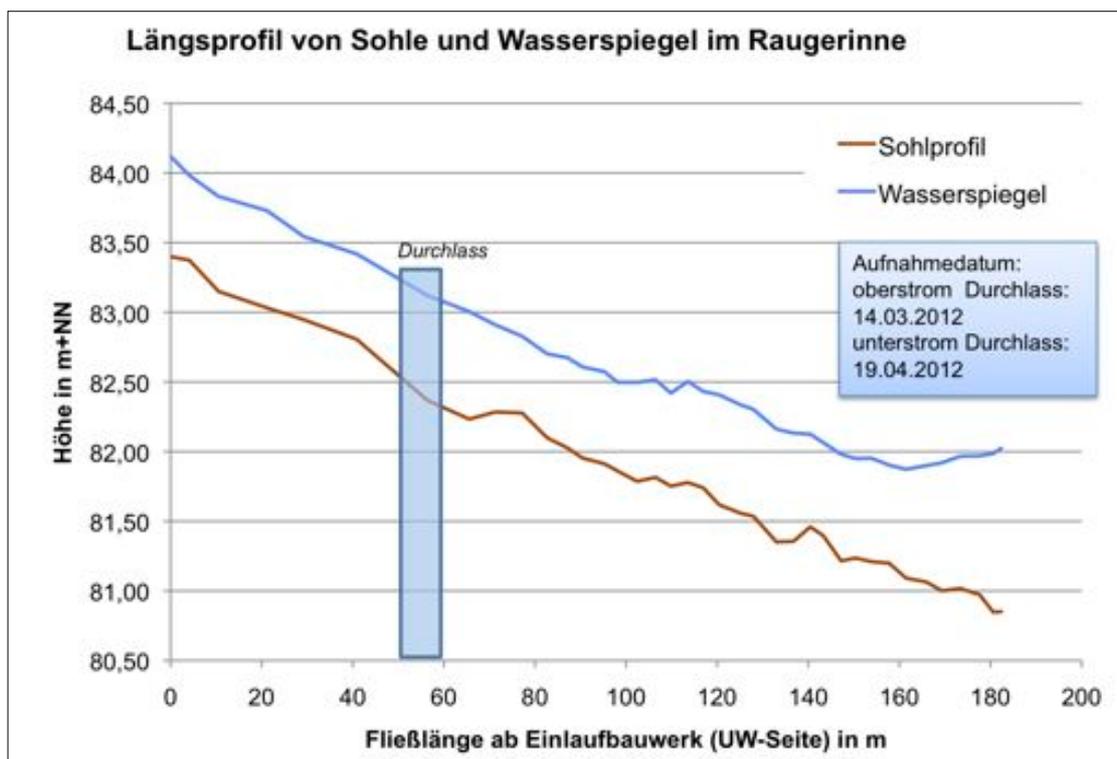


Abb. 3.34: Längsprofile von Sohle und Wasserspiegel.

Die festgestellten Wassertiefen waren überall größer als 50 cm, so dass hier auch für große Fische keine oder nur geringe Einschränkungen gegeben sind (Abb. 3.34).

Das in Abb. 3.35 dargestellte Geschwindigkeitsniveau entspricht weitgehend den Werten, die aufgrund des Gefälles und der Strukturen zu erwarten sind. Die für die Fischregion als grenzwertig angesehenen Werte werden nur an wenigen Stellen und lokal überschritten. Da in den Vorschriften (DWA-M 509) die zulässigen Geschwindigkeiten, die in dieser Fischregion bei 1,5 m/s liegen, als Querschnittsmittel anzusehen sind, werden sie eingehalten.

Lediglich eine Stelle sticht mit besonders hohen Geschwindigkeiten hervor. Es ist die Passage wenige Meter unterstrom des Einlaufbauwerks, wo der Querschnitt schmaler und das Gefälle steiler ist (Profile 1 und 2). Hier sind sowohl das gemessene Sohl- als auch das Wasserspiegelgefälle besonders groß. Die Stelle ist auch rein optisch als Stromschnelle

zu erkennen. Eine weitere sichtbare Stromschnelle ist in der Natur noch etwa 10 m vor dem beginnenden Rückstau auszumachen, die in den Messdaten jedoch nicht besonders auffällt, weil sie zum Zeitpunkt der Aufnahme des unteren Abschnittes durch Rückstau vom Auslauf her schon etwas eingestaut war. Wie in Abb. 1.13 (Kap. 1) zu erkennen ist, muss dieser Abschnitt bei niedrigem Unterwasserstand durchaus als kritisch betrachtet werden. Eine weitere markante und kritische Stelle ist der Bereich der Auslaufblende. Hier wurde beim ersten Messtermin am 14.03.2012 eine teilweise Verlegung festgestellt, die vor Beginn der Messungen beseitigt wurde. Im angetroffenen Zustand war die Höhendifferenz an der Auslaufblende sicher größer als 0,20 m, so dass Strömungsgeschwindigkeiten von sicher mehr als 2 m/s vorlagen. Nach Beseitigung der Verlegung durch Entnehmen und Wiedereinsetzen der Schütztafel, in der die Blende integriert ist, betrug die Fallhöhe 17 cm. Dieser Wert ist für diese Fischregion als zu hoch an-

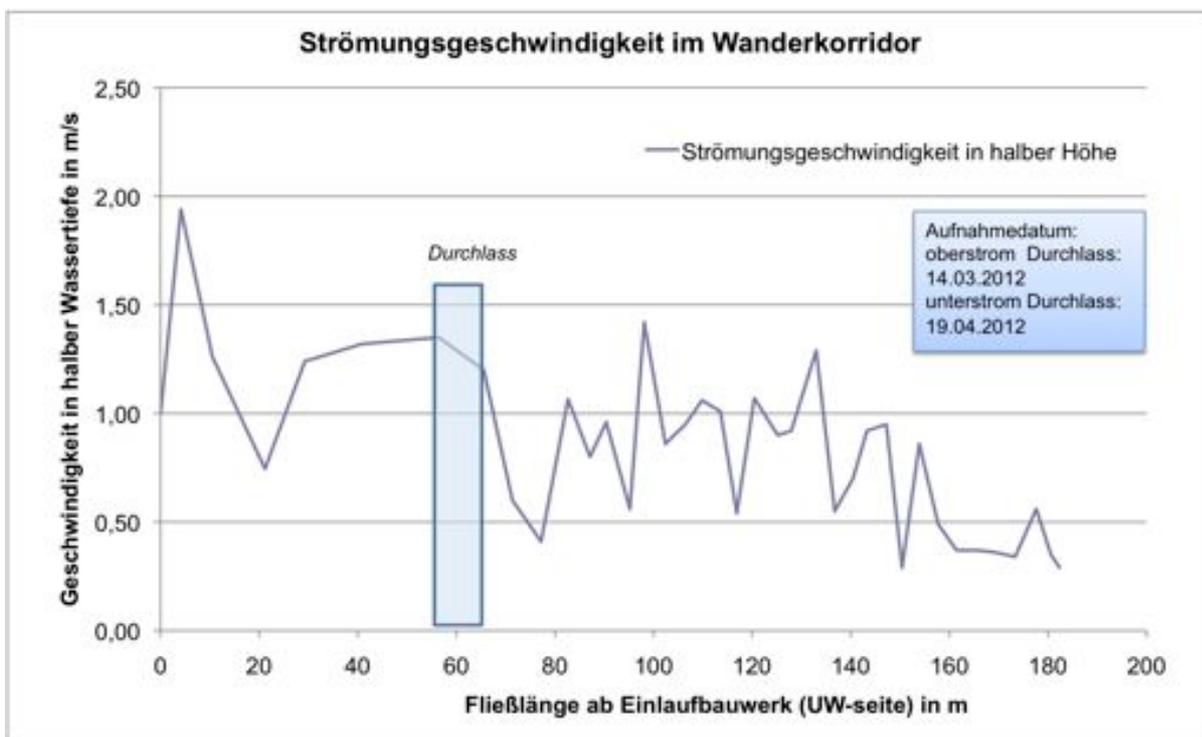


Abb. 3.35: Längsprofil der gemessenen Strömungsgeschwindigkeit.

zusehen, denn neue Fischpässe werden am Untermain derzeit mit 12 cm Abfallhöhe an den Schlitzten geplant. Derartige Verlegungen sind nur durch Ziehen und Wiedereinsetzen der Auslauf-Schütztafel zu beseitigen, da sie innerhalb des Durchlasses im Fischpass liegen, indem die Strömung nicht zugänglich ist. Am zweiten Messtag (19.04.2012) war die Verlegung der Blende noch gravierender. Die Fallhöhe betrug mehr als 30 cm. Der dadurch verursachte Rückstau staute mehr als 20 m in das Umgehungsgerinne zurück. Eine Fischpassage ist unter diesen Bedingungen nur für schwimmstarke Individuen möglich.

Fazit und Maßnahmen:

Für eine einwandfreie Funktion lassen sich aus den Messungen und Beobachtungen folgende Hinweise ableiten:

Die festgestellten Abschnitte mit steilerem Gefälle und zu hohen Geschwindigkeiten sollten durch Umlagern von Störsteinen entschärft werden. Der erste Abschnitt dieser Art befindet

det sich wenige Meter unterstrom des Einlaufbauwerks. Der zweite liegt im unteren Abschnitt am Ende der Engstelle. Erste Maßnahme wäre die Reduzierung des Gefälles, in dem unterstrom der Steilstrecke mit Störsteinen eine Engstelle geschaffen wird, die die Steilstrecke leicht einstaut.

Die Auslaufblende ist für die festgestellten Durchflüsse zu klein. Sie sollte auf 70 cm Breite vergrößert werden. Dies reduziert auch drastisch die Verlegungsneigung.

Gegen die verbleibende Verlegungsanfälligkeit der Auslaufblende sollten umgehend Gegenmaßnahmen getroffen werden. Zu empfehlen ist die Ergänzung einer Tauchwand am Einlauf zum Fischpass.

Um Verlegungen leicht beseitigen zu können, ist ein sehr grober Rechen (Stababstand ca. 25 cm) in einem gut zugänglichen Abschnitt z.B. unterstrom des Einlaufbauwerks hilfreich. Das sich dort ansammelnde Treibholz wäre gut sichtbar und von einem Holz-Steg aus leicht manuell zu entfernen.

3.8 Synthese Ergebnisse Fischaufstieg

Das Umgehungsgerinne wurde von juvenilen Cypriniden und Barschen sehr gut angenommen. Phasenweise befanden sich weit über 1.000 Individuen pro Tag in der Reuse. Dabei handelte es sich mehrheitlich um juvenile Rapfen, Barsche, Rotaugen und Ukeleien < 10 cm. Auffällig ist jedoch das deutliche Defizit bei den größeren Individuen (> 25 cm) – insbesondere auch im Vergleich zum Arten- und Größenklassenspektrum des Unterwassers.

Zwar wurden bei den Reusenkontrollen und Elektrobefischungen ein Lachs, 3 adulte (und 2 subadulte) Meerforellen, drei Welse (bis 120 cm), neun Flussneunaugen, zwei Meerneunaugen und ein Schwarm Nasen (ca. 50 Individuen) im Umgehungsgerinne registriert. Nach knapp 10 Monaten Reusenkontrollen muss jedoch konstatiert werden, dass größere (> 30 cm) und schwimmstarke Arten bzw. Individuen unterrepräsentiert sind (z.B. Barbe, Brachsen, Rapfen, Döbel, Flussbarsch, Zander, Zobel, Meerforelle).

Das relativ zum Unterwasserbestand geringe Aufkommen größerer und schwimmstarker Individuen ist zum einen mit einer mangelhaften Auffindbarkeit aufgrund der ungünstigen Lage des Auslaufs/Einstiegs rund 40 m unterhalb des Turbinenauslaufs erklärbar. Die „fehlenden“ Arten und Größenklassen kommen im Unterwasser durchaus häufig vor. So wurden bei Elektrobefischungen, DIDSON-Untersuchungen und „Testangeln“ große Individuen der genannten Arten (Rapfen, Döbel, Zander, Barbe) im Unterwasser nachgewiesen und teilweise markiert zurückgesetzt. Bis zum Kontrollende am 23. Dezember 2011 gelangen im Umgehungsgerinne weder bei Reusenkon-

trollen noch bei Elektrobefischungen Wiederfänge markierter Fische der genannten Arten.

Von den 92 im Rahmen des Tierversuchs vital zurückgesetzten Besatzforellen wurden in den Folgetagen 13 Individuen in der Aufstiegsreuse wiedergefangen. Da Forellen im Herbst/Winter stromaufwärts wandern und die Besatzforellen nur 15 m oberhalb des Auslaufs des Umgehungsgerinnes zurückgesetzt wurden, ist die Wiederfangrate (14%) als eher gering einzustufen. Auch hier ist eine mangelhafte Auffindbarkeit des Umgehungsgerinnes wahrscheinlich.

Für einen Sackgasseneffekt bzw. für eine Lockwirkung durch den Bypassauslauf sprechen auch mehrere Einzelbeobachtungen. Im hochturbulenten Auslauf des Aalbypasses wurde ein großer Rapfen geangelt, ein Großsalmonide (Lachs oder Meerforelle um 60 – 70 cm) wurde dort bei der Elektrofischerei aufgescheucht und entkam. Zumindest der Großsalmonide versuchte offensichtlich gerade, über den Bypass aufzusteigen. In der Aufstiegsphase des Flussneunauges im Dezember 2011 wurden insgesamt fünf adulte, aufsteigende Flussneunaugen in der Reuse des Aalbypass registriert. In allen Fällen wirkte offenbar der *Auslauf des Bypasses als irreführende Lockströmung*.

Die Ergebnisse des VAKI-Zählers und der DIDSON-Beobachtungen bestätigen grundsätzlich, dass das Defizit bei großen Individuen nicht erst im Laufe des Umgehungsgerinnes auftritt (z.B. durch hydraulische Überlastung, zu enge Durchlässe), sondern bereits im Einstiegsbereich vorliegt. Entsprechend weisen auch die VAKI-Daten klar auf eine mangelhafte Auffindbarkeit des Einstiegs hin.

Insgesamt liegt folglich zumindest ein Sackgasseneffekt für große, schwimmstarke Individuen vor. Schwimmstarke Individuen (darunter auch Lachs und Meerforelle) ziehen der Hauptströmung nach bis zum Turbinenauslass und suchen dort nach einem Aufstieg – den 40 m unterhalb gelegenen Auslauf des Umgehungsgerinnes nehmen sie nicht wahr oder finden ihn nur durch Zufall auf. Dieser positionsbedingte Sackgasseneffekt ist einer der bekanntesten Fehler bei der Konzeption von Fischaufstiegsanlagen. Dabei läßt er sich wegen der dominierenden Strömung aus den Turbinen selbst durch eine deutlich höhere Dotation des Umgehungsgerinnes nicht aufheben, sondern nur durch die Einrichtung eines zweiten, am Turbinenauslass positionierten Einstiegs.

Verschärft wird der Sackgasseneffekt bei hohem Unterwasserstand des Mains, weil dann ein Rückstau in das Umgehungsgerinne entsteht und die Leitströmung kaum noch wahrnehmbar ist (vgl. Abb. 1.15 & 1.16 in Kap. 1).

Besiedlung des Umgehungsgerinnes

Die Eignung des Umgehungsgerinnes als Lebensraum für rheophile Arten und Jungfische wurde grundsätzlich bestätigt. Da im Herbst 2011 Jungfische in normaler Dichte angetroffen wurden, kann neben der Passierbarkeit auch die Besiedlungsmöglichkeit durch *schwimmschwächere kleine* Individuen bestätigt werden. Das Fehlen größerer schwimmschwacher Arten bzw. potamaler Arten (typische „Flussfische“) ist auch hier mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die geschilderten Lebensraumdefizite (teils dicht stehende Störsteine, hydraulische Überlastung) zurückzuführen. Die Ergebnisse der drei Elektrobefischungen bestätigen damit die getroffenen

Aussagen zur eingeschränkten Funktionsfähigkeit des Umgehungsgerinnes als Fischaufstieg.

Geometrie und Hydraulik des Umgehungsgerinnes

Die festgestellten Wassertiefen waren überall größer als 50 cm und damit für alle Fischarten des Mains günstig bis zumindest knapp ausreichend.

Das geringe Aufkommen größerer *schwimmschwacher* Arten bzw. potamaler Arten (typische „Flussfische“) könnte mit den strukturellen und hydraulischen Defiziten in Zusammenhang stehen. Zu nennen sind hier die teilweise sehr dicht stehende Störsteine mit entsprechend geringer Lückenbreite sowie die hydraulische Überlastung (zu hohe Fließgeschwindigkeiten und Turbulenzen) in zwei relativ steilen Abschnitten des Umgehungsgerinnes (vgl. Abb. 1.10 - 1.13. in Kap. 1). Eine weit reichende Barrierewirkung, welche das Defizit schwimmschwacher großer Individuen vollständig erklärt, dürfte jedoch nicht vorliegen.

Anmerkung: Die festgestellten Abschnitte mit steilerem Gefälle und zu hohen Geschwindigkeiten sollten dennoch durch Umlagern von Störsteinen entschärft werden.

4. Ergebnisse Fischabstieg

4.1 Abstieg Umgehungsgerinne

4.1.1 Reuse Abstieg Umgehungsgerinne

In der Abstiegsreuse des Umgehungsgerinnes wurden deutlich weniger Individuen registriert als in der Aufstiegsreuse (vgl. Kap. 3.2). Ein Abstieg über das Umgehungsgerinne wurde von lediglich 2.774 Individuen vorgenommen (Abb. 4.1; vergleiche Aufstieg: 25.184 Individuen).

Bei den meisten abwandernden Individuen handelte es sich um Jungfische der Altersklassen 0+ und 1+ bis 10 cm Totallänge (Abb. 4.2). Allein 80,5% der Nachweise in der Abstiegsreuse waren juvenile Rapfen, gefolgt von Hasel, Rotauge, Ukelei und der allochthonen Schwarzmundgrundel (Abb. 4.3). Die Nachweise hoher Individuenzahlen bei den juvenilen Cypriniden erfolgten im Wesentlichen kurz nach einem intensiven Aufstiegsereignis.

Unter den Wanderfischen fanden sich drei Lachssmolts, acht Meerforellensmolts, vier adulte Aale sowie ein adultes Flussneunauge.

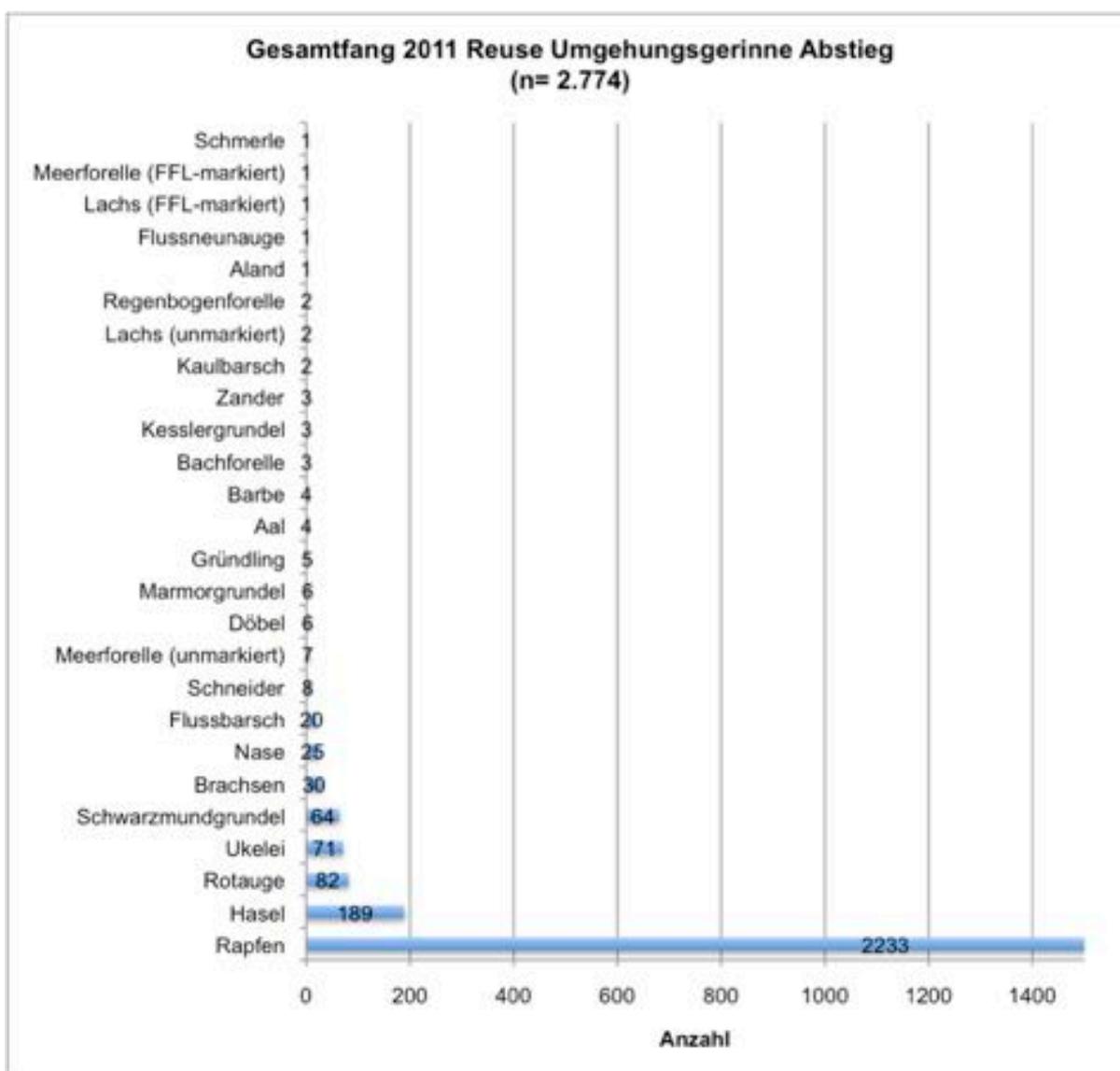


Abb. 4.1: Gesamtfang Reuse Umgehungsgerinne Fischabstieg März bis Dezember 2011.

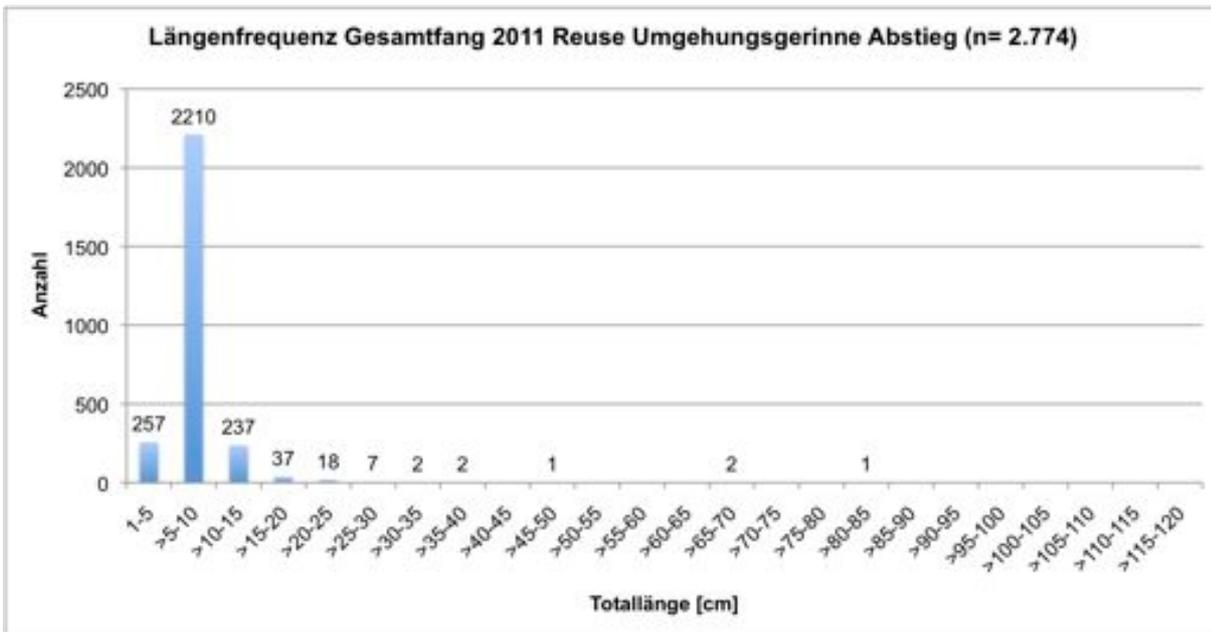


Abb. 4.2: Längen Gesamtfang Reuse Umgehungsgerinne Fischabstieg März bis Dezember 2011.

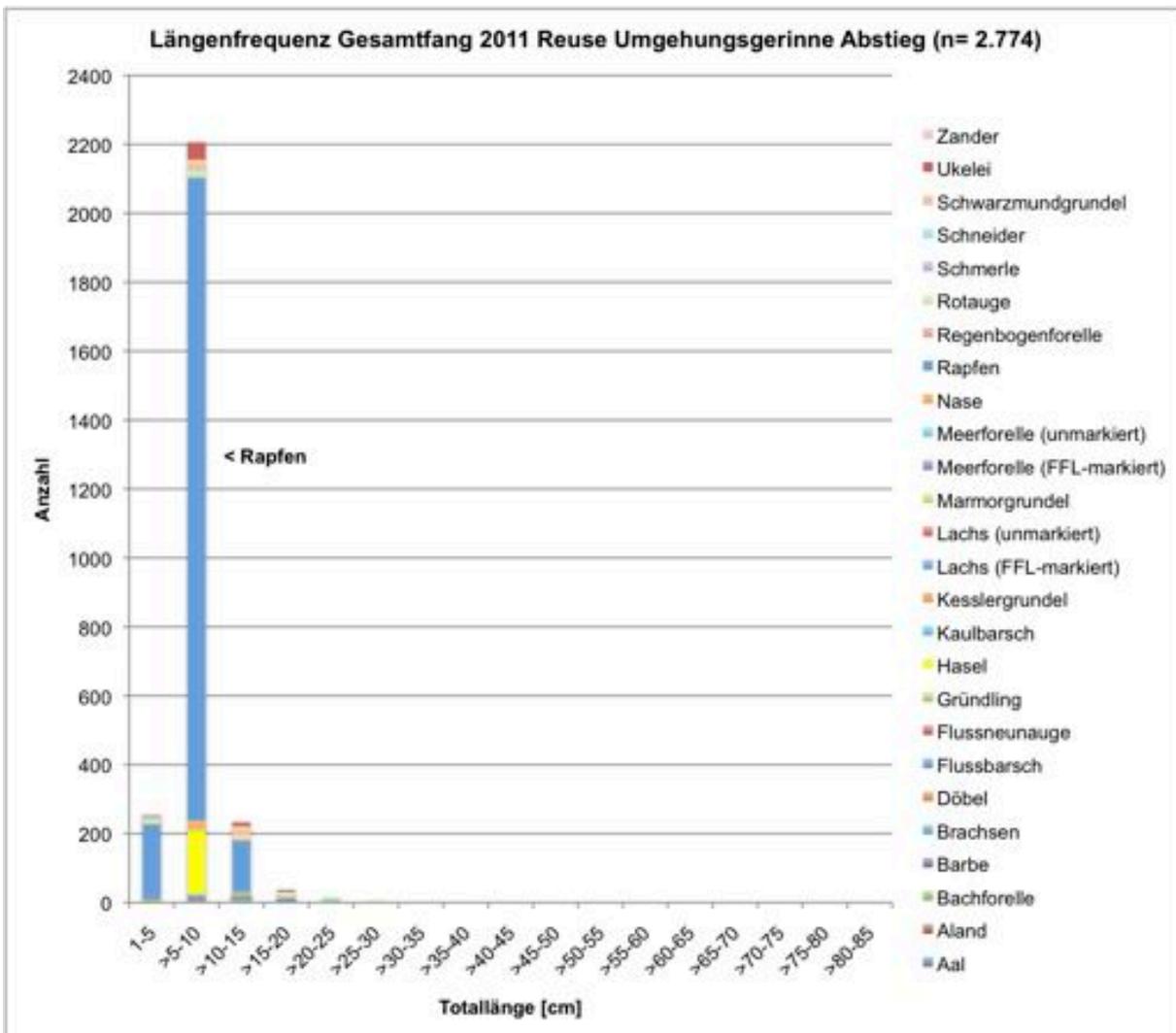


Abb. 4.3: Längen und Artenspektrum Reuse Umgehungsgerinne Fischabstieg März bis Dezember 2011.

Das Umgehungsgerinne bildet nach den vorliegenden Daten weder für Wanderfische noch für potamodrome Arten einen wesentlichen Wanderkorridor für den Fischabstieg. Dies ist darauf zurückzuführen, dass der Einlauf nur zufällig aufgefunden wird und die Dotation des Umgehungsgerinnes in Relation zur turbinieren und der über das Wehr abgegebenen Wassermenge sehr gering ist (vgl. auch DIDSON-Aufzeichnung, Kap. 4.1.3).

4.1.2 VAKI-Fischzählung Abstieg

Da die Abstiegsreue und die Aufstiegsreue den gesamten Querschnitt des Einlaufbereichs des Umgehungsgerinnes abdecken, war eine stromabwärtige Passage ohne Registrierung in der Kastenreue nur in kurzen Zeiträumen während der Hebung der Reusen sowie bei Überströmung möglich.

Entsprechend handelt es sich bei der Mehrzahl der im VAKI-Zähler erfassten absteigenden

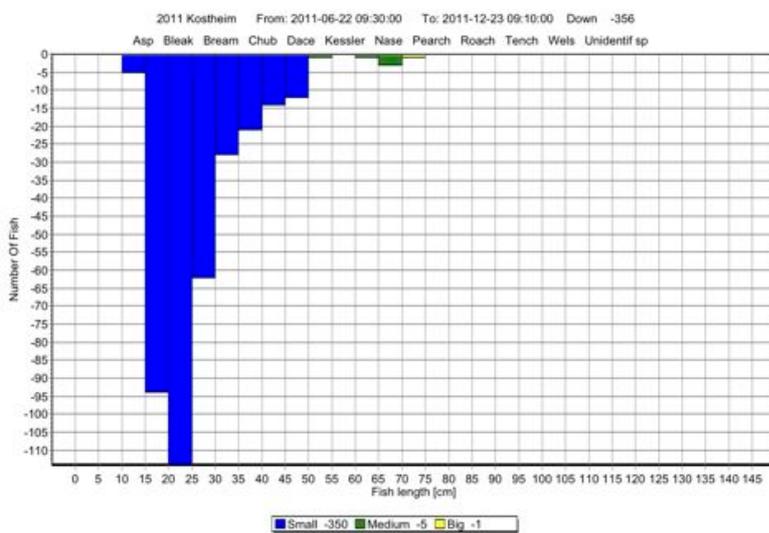


Abb. 4.4: Längenfrequenz der im VAKI-Zähler registrierten absteigenden Fische (ohne Salmoniden, n= 356).

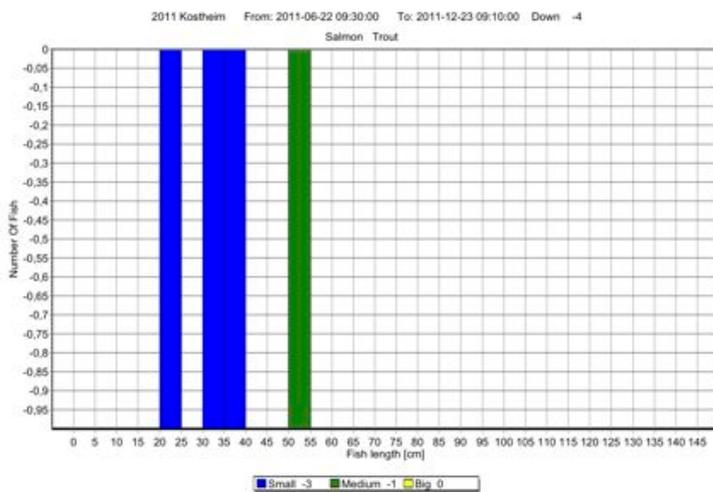


Abb. 4.5: Längenfrequenz der im VAKI-Zähler registrierten absteigenden Salmoniden (n= 4).

den Fische um Individuen, die den VAKI stromaufwärts passiert hatten, sich dann jedoch in die Zählkammer zurückfallen ließen. Hierbei dürfte auch die für Fische bekannte Attraktivität der Zählkammer als Deckungsstruktur für entsprechende Artefakte sorgen (HEBRAND, pers. Mittlg.). Die VAKI-Daten zum Fischabstieg sind daher lediglich der Vollständigkeit halber dargestellt und entsprechend zu interpretieren (Abb. 4.4 & 4.5).

Hinweis: Zur Berechnung der Netto-Aufsteigerzahl vgl. Kap. 3.7, Tab. 3.6.

4.1.3 DIDSON-Beobachtungen Abstieg

Am 19.05.2011 wurde der Fischabstieg über das Umgehungsgerinne über drei Stunden kontrolliert. Dazu wurde das DIDSON-Sonar oberhalb des Umgehungsgerinnes platziert.

Insgesamt wurden 21 Fische registriert. Kein Tier schwamm von oben in das Umgehungsgerinne hinein. Drei kleine Fische tauchten insgesamt dreimal zusammen vor der dem Umgehungsgerinne auf. Vermutlich hielten sie sich während der Untersuchungsphase in diesem Bereich auf. Die anderen Tiere schwammen flussabwärts in den Zulaufgraben des Kraftwerkes. Aufschwimmende Tiere wurden nicht beobachtet.

Zum Zeitpunkt der Beobachtung fand folglich kein flussabwärts gerichteter Fischabstieg in bzw. über das Umgehungsgerinne statt.

4.2 Untersuchungen Rechengut

Die Untersuchungen des Rechengutanfalls erfolgten diskontinuierlich an 94 Tagen mit Schwerpunkt auf den Monaten April, Mai, September und Dezember:

April	Mai	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
22	21	6	1	0	26	1	0	17

In den Sommermonaten sowie im Oktober und November wurden im Rahmen der Nied-

rigwasserphasen kaum Fische und insbesondere kaum Aale gesichtet und nur sporadisch Aufzeichnungen angefertigt. Im Dezember wurden mit Einsetzen der Aalwanderung am 5.12. mindestens tägliche Kontrollen durchgeführt. Nach Besatz mit markierten Aalen am 17.12. (vgl. Abstiegsversuch in Kap. 4.3.4) erfolgten die Kontrollen bei hohem Rechengutanfall mit jedem Reinigungsvorgang (Intervalle ca. 30 bis 90 Minuten), bei moderatem Rechengutanfall alle 12 Stunden.

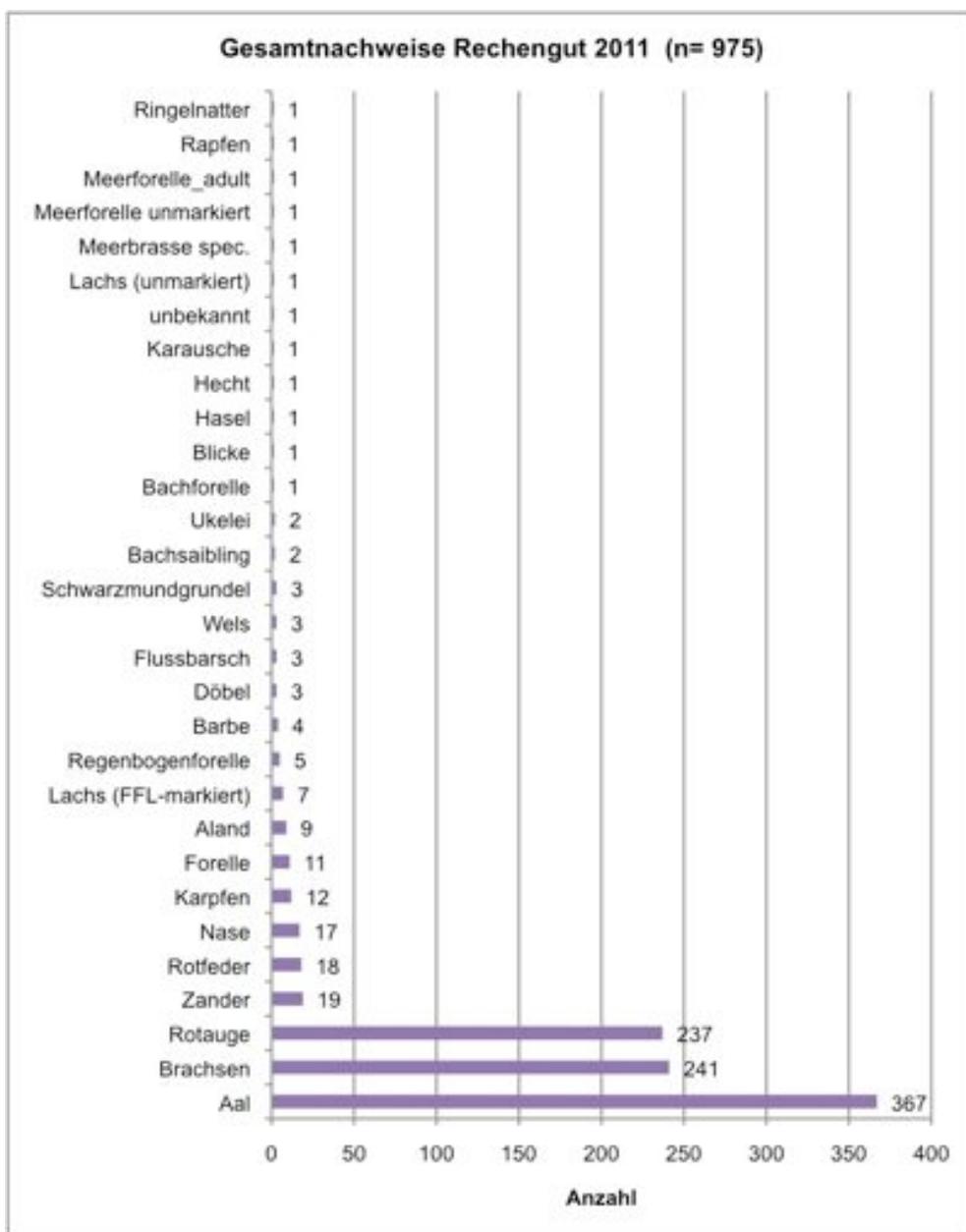


Abb. 4.6: Artenspektrum im Rechengut Kostheim 2011.

Insgesamt wurden im Rechengut 975 Individuen registriert. Knapp 38% der Funde waren Aale, 25% waren Brachsen und 24% wurden als Rotauge identifiziert (Abb. 4.6 & 4.7). Außergewöhnliche Funde waren eine im Main bzw. im Süßwasser nicht lebensfähige Meerbrasse (wahrscheinlich „Gastronomiemüll“), eine Ringelnatter und eine adulte Meerforelle.

Die Größenklassen 5-15 cm waren in den Funden deutlich unterrepräsentiert (Abb. 4.7; vgl. Reusenfänge Umgehungsgerinne, Abb.

4.2 & 4.3); dies ist darauf zurückzuführen, dass kleinere Individuen den Rechen passieren können und dadurch entsprechend seltener im Rechengut anfallen.

Die überwiegende Mehrzahl der Funde ≥ 50 cm waren Aale (Abb. 4.15), unter den restlichen großen Individuen waren sporadische Funde großer Zander, Welse (vgl. Abb. 4.14) und Karpfen sowie ein Hecht und die adulte Meerforelle (vgl. Abb. 4.11).

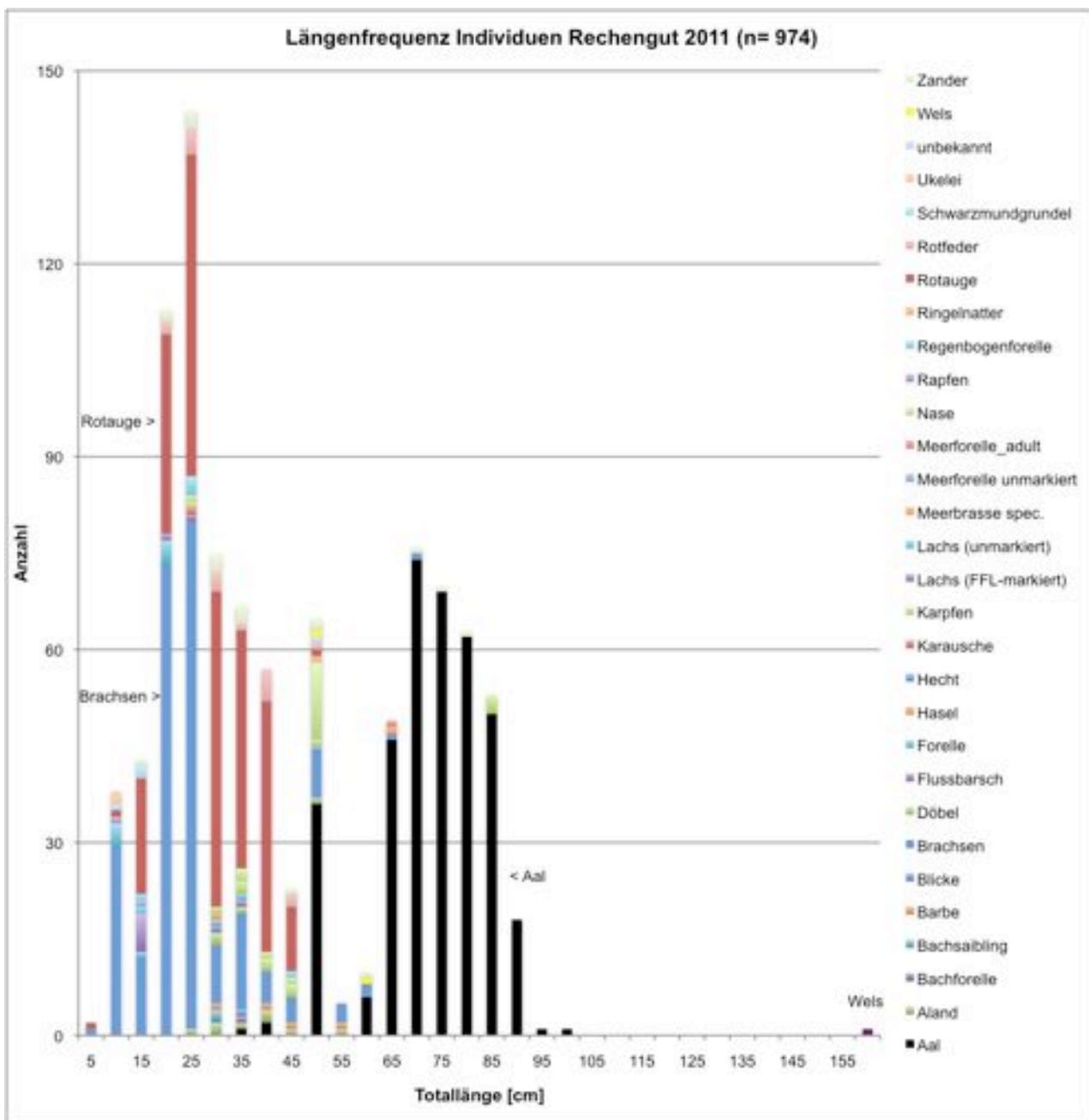


Abb. 4.7: Längenfrequenzen der Arten, Rechengutfunde Kostheim 2011.

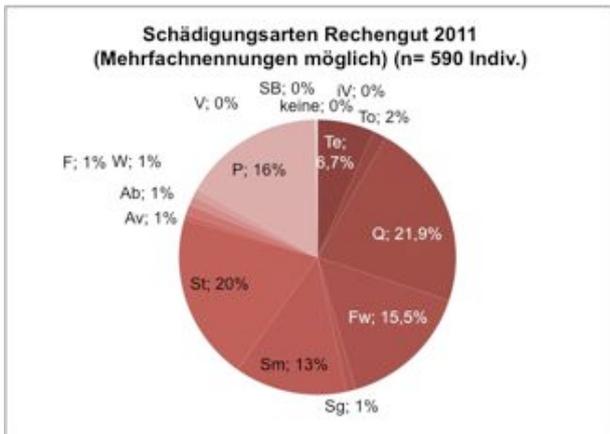


Abb. 4.8: Schadensbilder bei 590 Individuen im Rechengut. Kürzel: Te = Teilabtrennung; To = Totalabtrennung; Q = Quetschung, Hämatom; Fw = Fleischwunde; Sg = Schuppenverlust gering; Sm = Schuppenverlust mittel; St = Schuppenverlust stark; Av = Augenverlust; Ab = Augenblutung; F = Flossenschäden (Hämatom, Einblutung/Bruch); W = Wirbelsäulenbruch; P = Pilzbefall (Schädigung älter); V = Verhaltensauffällig (ggf. innere Verletzungen); IV= innere Verletzung (Afterbluten, Kiemenbluten); SB = Schwimmblase geplatzt (nur bei Obduktion anzugeben); keine = lebend, ohne sichtbare Schäden; ? = tot, ohne sichtbare Schäden.



Abb. 4.9: Einschätzung der Schädigungsquelle bei den Rechengutfunden Kostheim 2011.

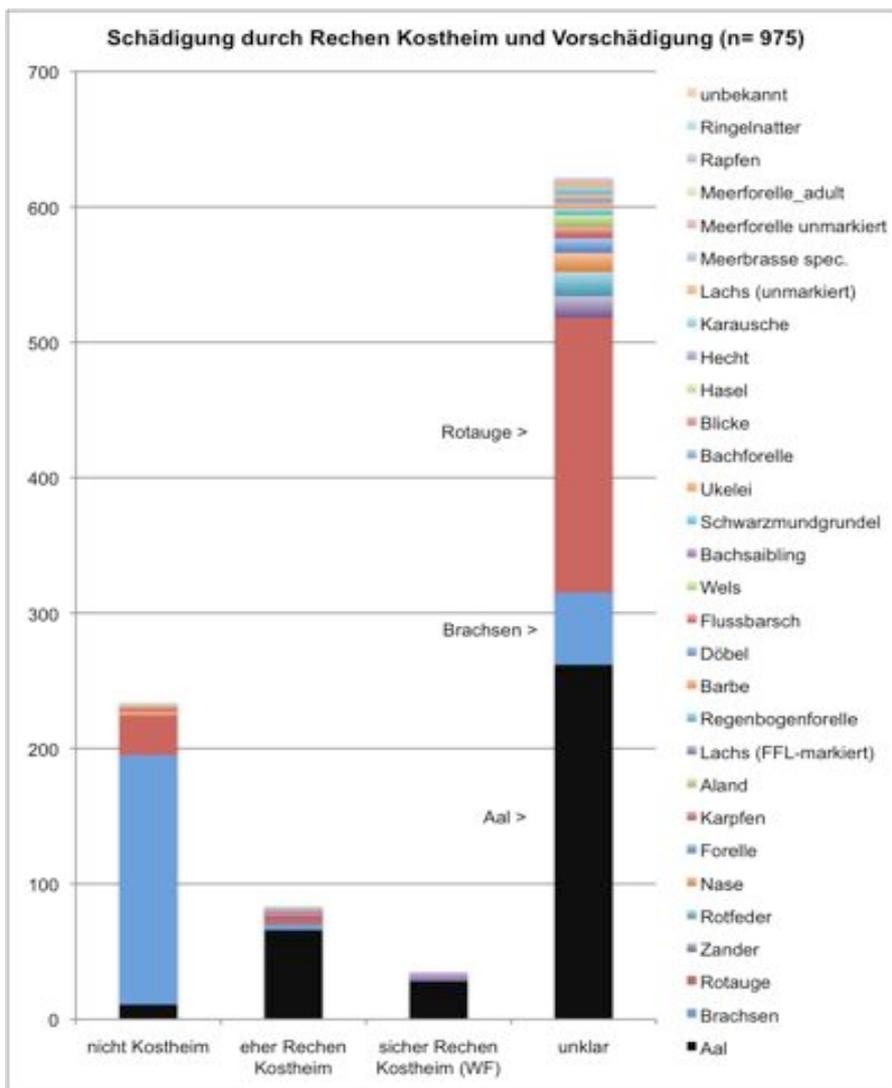


Abb. 4.10: Einschätzung der Schädigungsquelle bei den Rechengutfunden Kostheim 2011 nach Arten.

Von 590 Individuen liegen schriftliche Aufzeichnungen über Schadensbilder vor (Abb. 4.7). Die häufigsten Schädigungsarten waren starke und mittlere Schuppenverluste (typisch für Rechenkontakt) sowie Fleischwunden und Quetschungen (typisch für Kontakt mit der Rechenreinigungsanlage). Allerdings wiesen 16% der Fische Verpilzungen („P“) auf, die entweder durch akute Erkrankungen bei lebenden Individuen (hier sehr viele Brachsen im Frühjahr 2011) oder auf Verwesungsercheinungen bei schon länger verendeten Fischen (verschieden Arten) zurückzuführen waren.

Bei der Einschätzung, ob bei den im Rechengut Kostheim angefallenen Fischen bereits Vorschädigungen vorlagen, kann bei 24% der Individuen eine Vorschädigung angenommen werden (Abb. 4.9 und Abb. 4.10). Hierunter sind neben einer hohen Zahl erkrankter Brachsen (Abb. 4.13) und Rotaugen im Frühjahr (Verpilzungen lebender Individuen; Nachweise aus Rechengut *und* Abstiegsreue Umgehungsgerinne) auch direkte Beobachtungen tot oder geschädigt herantreibender Individuen (darunter 3 Karpfen um 85 cm, einige Rotaugen und Aale) sowie aufgrund des Verwesungsgrades als „länger tot“ eingestufte Individuen.

Für 64% der Individuen konnte keine Einschätzung erfolgen, ob eine Vorschädigung vorlag (Abb. 4.9). Die Schadensbilder weisen jedoch auf Schädigungen durch den Rechenreiniger hin. Auch wurden die vorgeschädigt antreibenden Fische meist in Gruppen gesichtet und dann auch detaillierter protokolliert, womit diese Gruppe eher überrepräsentiert

ist. Entsprechend muss angenommen werden, dass die Mehrzahl der Fische tatsächlich durch die Rechenreinigung in Kostheim zu Tode kam. Hierfür sprechen auch die Ergebnisse des Aalabstiegversuchs (Kap. 4.3.4).

Weitere Hinweise liegen durch Beobachtungen von vitalen Fischen vor, die durch den Rechenreiniger über die Wasseroberfläche gezogen wurden und dabei versuchten, durch Zappeln aus dem Reinigungsapparat zu entkommen. Abb. 4.12 zeigt einen Lachssmolt und eine Forelle, die im Frühjahr 2010 während der Abwanderphase der Smolts in die Rechenreinigung gerieten.

Insgesamt dürften folglich die meisten Individuen, die im Rechengut Kostheim anfallen, auch durch den hiesigen Rechen bzw. den Rechenreiniger letal geschädigt werden. Die Anteile variieren zwischen den Arten und sind beim Aal besonders hoch. Die Ursachen für die besonders hohe Schädigungswahrscheinlichkeit beim Aal (hier: insbesondere großwüchsige weibliche Individuen > 65 cm) werden in Kap. 4.3.4.4 ausführlich behandelt.



Abb. 4.11: Frisch verendete Meerforelle im Rechengut (April 2011).



Abb. 4.12: Lachssmolt (rechts) und Forelle (links) beim Versuch, aus dem Rechenreiniger zu entkommen (April 2010).



Abb. 4.14: Wels im Rechengut.

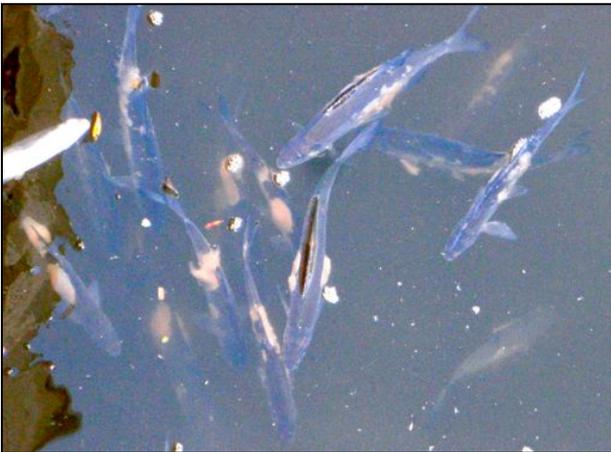


Abb. 4.15: Aale im Rechengut.



Abb. 4.13: Vorgeschädigt (verpilzt) am Rechen angetriebene Brachsen; oben: lebend im Oberwasser, unten: am Folgetag, verendet im Rechengut.

4.3 Abstiegsversuche

4.3.1 Referenzmortalität Hamen

Zur Überprüfung der fanggerätbedingten Mortalität wurden am 11.4.2011 zu Beginn der Abstiegsversuche 300 markierte Lachssmolts direkt in den großen Turbinenhamen eingeführt. Die Schädigung im Hamen ohne Rechen- und Turbinenpassage diente als Referenz für Lachssmolts und andere empfindliche Arten und Lebensstadien. Für den robusten Aal wurde keine Schädigung im Hamen erwartet.

Wiederfangrate:

Es wurden nach 1 Stunde Expositionszeit 221 von 300 direkt in den Hamen eingebrachten (markierten) Lachssmolts im Netzsack wiedergefangen (Hol 0). Dies entspricht 73,7% der Versuchsfische (Abb. 4.16).

Schädigungsrate:

Ein wiedergefangenes Individuum war bereits länger tot (Kiemen relativ blass, eher Transportschaden) und geht nicht in die Berechnung der Mortalitätsrate ein. Die Schädigungsrate der verbleibenden 220 Lachse betrug:

- 74,55 % vital
- 17,27 % gering geschädigt
- => 91,8 % Überlebensrate
- 5,00 % mittel geschädigt
- 0,46 % kritisch geschädigt
- 2,73 % tot
- => 8,2 % Hamenmortalität

Der Referenzwert Hamenmortalität (methodisch bedingte Mortalität durch das Handling, das Fanggerät und die 48 h - Hälterung) von 8,2 % ist angesichts der Empfindlichkeit der Versuchsfische (Lachssmolts mit locker sitzenden Schuppen) als sehr gering einzustufen.

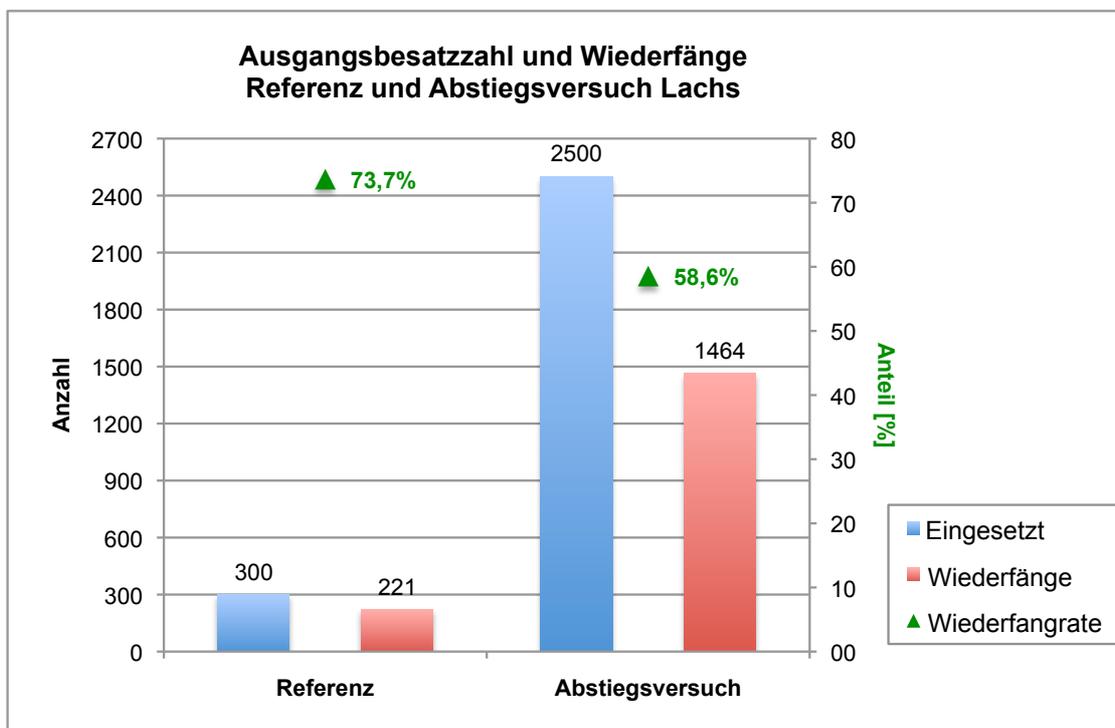


Abb. 4.16: Besatzzahl und Wiederfänge Referenzversuch und Abstiegsversuch Lachs, April 2011.

fen. Das Ergebnis zeigt zudem, dass die transportbedingten Verluste marginal waren und keinen Einfluss auf die Aussagekraft der Daten haben.

4.3.2 Abstiegsversuch Lachssmolts April 2011

4.3.2.1 Versuchsablauf

Der Abstiegsversuch erfolgte am 11.4.2011 im Anschluss an die Ermittlung der Referenzmortalität (vgl. Kap. 4.3.1). Die Smolts wurden im Oberwasser auf Höhe der oberen Brücke eingesetzt. Der Besatz der 2.500 markierten Versuchslachse dauerte rund 30 Minuten (16:30 - 17:00 Uhr).

Aufgrund einer Havarie des Turbinenhamens (Verziehen des Stahlrahmens und Loslösung aus der Führungsschiene) musste der Abstiegsversuch nach 14 Stunden abgebrochen werden. In diesen 14 Stunden erfolgten 13 Hols (stündliche Beprobung).

In Hol 1 (1,0 - 1,5 Stunden nach Besatz; 18:00 Uhr) wurden bereits 1.010 markierte Smolts zuzüglich 80 weitere Fische (Brachsen, Flussbarsch, Hasel, Kesslergrundel, Rotaugen, Ukelei und Schwarzmundgrundel) gefangen. Aufgrund des unerwartet hohen Fischanfalls (über 40% der markierten Smolts waren nahezu umgehend durch die Turbine abgewandert!) kam es zu einer hohen Mortalität im Hamen und beim Transfer in die Hälterbecken.

Hol 1 kann folglich aus methodischen Gründen nicht für die Bestimmung der Mortalität bei Turbinenpassage herangezogen werden und geht nicht in diesen Auswertungsschritt ein (siehe getrennte Darstellung in Abb. 4.20 & 4.21). Dieser Datensatz wurde entsprechend ausschließlich für die Bestimmung der von den Smolts gewählten Abwanderkorridore herangezogen (Abb. 4.27-4.29).

In Hol 2-13 wurden 436 markierte Lachssmolts registriert. Dieser Datensatz konnte sowohl für die Bestimmung der Schädigungsrate als auch für die Wahl der Abwanderkorridore verwendet werden. Die Individuenzahl ist dabei auch für statistisch abgesicherte Aussagen zur Mortalität ausreichend.

Der Aalbypasshamen wurde parallel zum Turbinenhamen beprobt (Hol 1-13).

Der Salmonidenabstieg war nach Hol 1 beidseitig verlegt (kein Durchfluss); hier konnte lediglich eine Beprobung (Hol 1) vorgenommen werden.

Wiederfangrate:

Es wurden insgesamt 1.464 (markierte) Lachssmolts im Turbinenhamen sowie im Aalhamen und in der Abstiegsreuse wiedergefangen (Hol 1-13), weitere Smolts wurden innerhalb von 72 Stunden ab Besatz im Rechengut gefunden. Dies entspricht einer Wiederfangrate von 58,6% der Versuchsfische (Abb. 4.16). Die fehlenden rund 1.000 Individuen sind nach Beobachtungen mehrheitlich über Turbine 1 abgewandert. Da im Zeitraum der Frühjahrsuntersuchung kaum Wehrüberfall stattfand, wurde dieser Abwanderungsweg wahrscheinlich kaum genutzt. Weitere nicht quantifizierbare Verluste dürften auf Prädation vor dem Rechen zurückzuführen sein (vgl. DIDSON-Untersuchung in Kap. 4.3.4.5: große Welse vor Rechenfeld 1).

4.3.2.2 Schädigungen bei Rechen- und Turbinenpassage

Schädigungsrate Lachssmolts:

Lediglich 214 von 436 Versuchslachsen im Turbinenhamen konnten als vital oder gering geschädigt angesprochen werden (zusammen 49,1 %) (Abb. 4.20 & 4.21). 50,9 % der Ver-

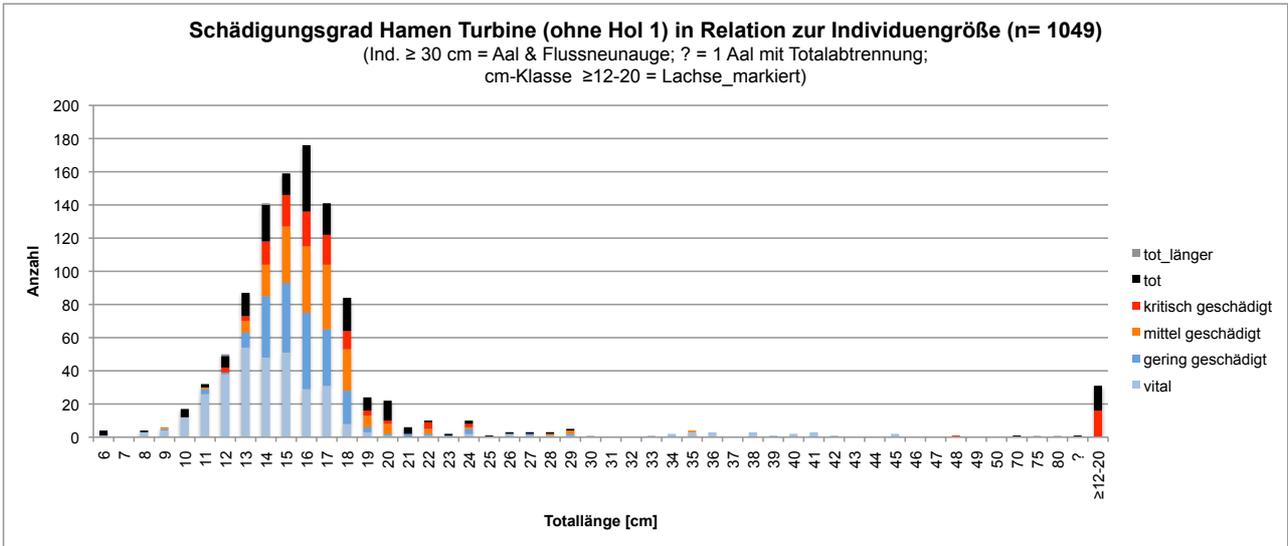


Abb. 4.17: Schädigungsgrad aller im Turbinenhamen registrierten Individuen. Individuen > 30 cm = Aal und Flussneunauge; Individuen $\geq 12-20$ cm = nicht vermessene Versuchslachse.

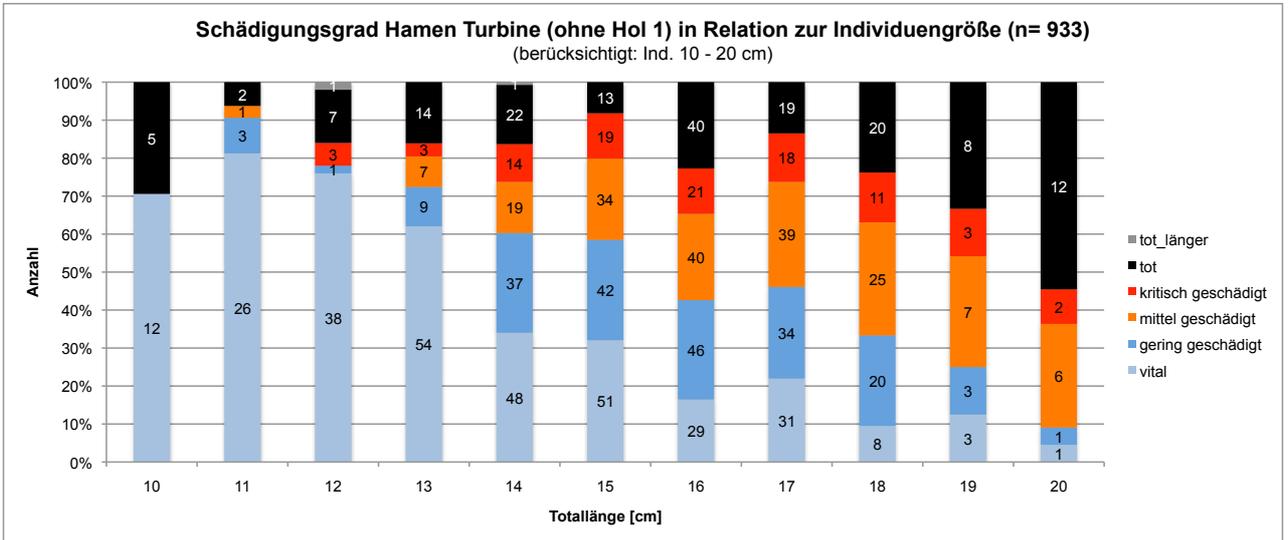


Abb. 4.18: Schädigungsgrad in Prozent pro cm-Klasse (nur Individuen 10-20 cm) (Beschriftung Balken: Anzahl).

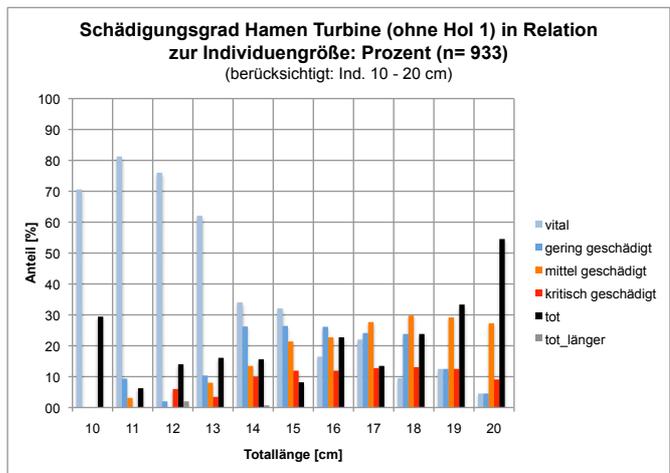
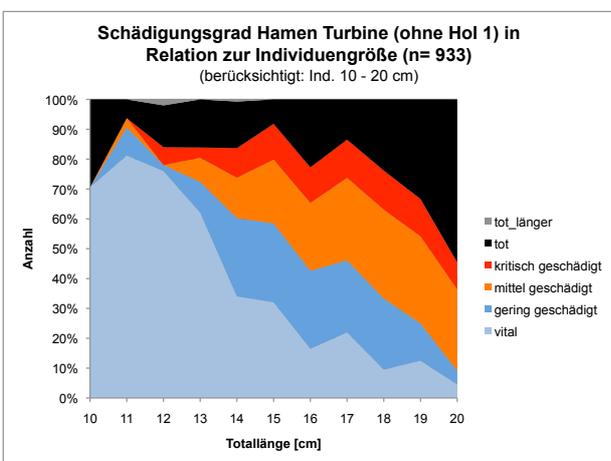


Abb. 4.19: Schädigungsgrad in Prozent pro cm-Klasse (nur Individuen 10-20 cm). Die Schädigungswahrscheinlichkeit und der Grad der Schädigung steigt bei Individuen 10-20 cm mit zunehmender Körperlänge an.

suchslachse waren tot (10,3%), kritisch geschädigt (14,5%) oder mittel geschädigt (26,2 %). Von der Mortalitätsrate von 50,9% sind 8,2% methodisch bedingte Mortalität („Hamenmortalität“, vgl. Referenz in Kap. 4.3.1) abzuziehen.

Die bereinigte Mortalitätsrate für Lachse bei Turbinen- und Rechenpassage liegt entsprechend zwischen 40% und 45% (rechnerisch: 42,7 %) und damit um das vierfache über dem „Sollwert“ von < 10%.

Von den restlichen 18 Individuen, die im Rechengut, im Aalbypass und in der Abstiegsreue registriert wurden (Abb. 4.20), waren 8 Individuen verendet, 10 waren vital. Aufgrund der geringen Stückzahlen und der ähnlichen

Anteile [tot : lebend] haben diese Befunde keinen Einfluss auf das Gesamtergebnis (vgl. auch Kap. 4.3.2.3).

Schädigungen sonstiger Fischarten:

Die Schädigungsmuster und der Schädigungsgrad der restlichen Fischarten waren je nach Art und Körperform bzw. Körperlänge stark unterschiedlich. Abb. 4.17 - 4.19 zeigen den positiven Zusammenhang zwischen Körperlänge und Schwere der Schädigung: Die Schädigungswahrscheinlichkeit und der Grad der Schädigung steigt bei Individuen 10-20 cm mit zunehmender Körperlänge an (Lachse und sonstige Arten). Die meisten der 26 gefangenen Aale und alle drei Flussneunaugen

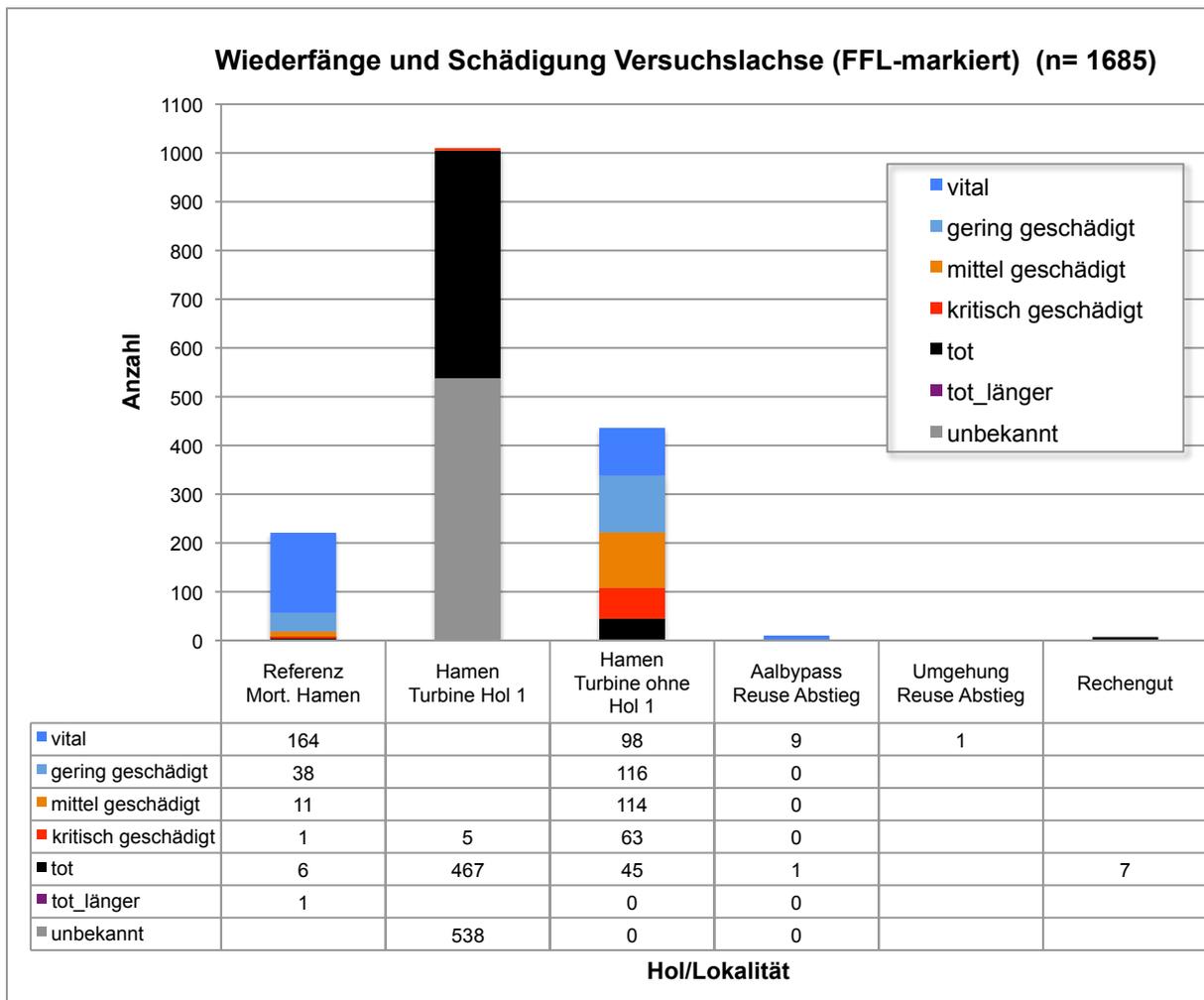


Abb. 4.20: Übersicht der Wiederfänge der Versuchslachse und der jeweiligen Schädigungsschwere; absolute Zahlen.

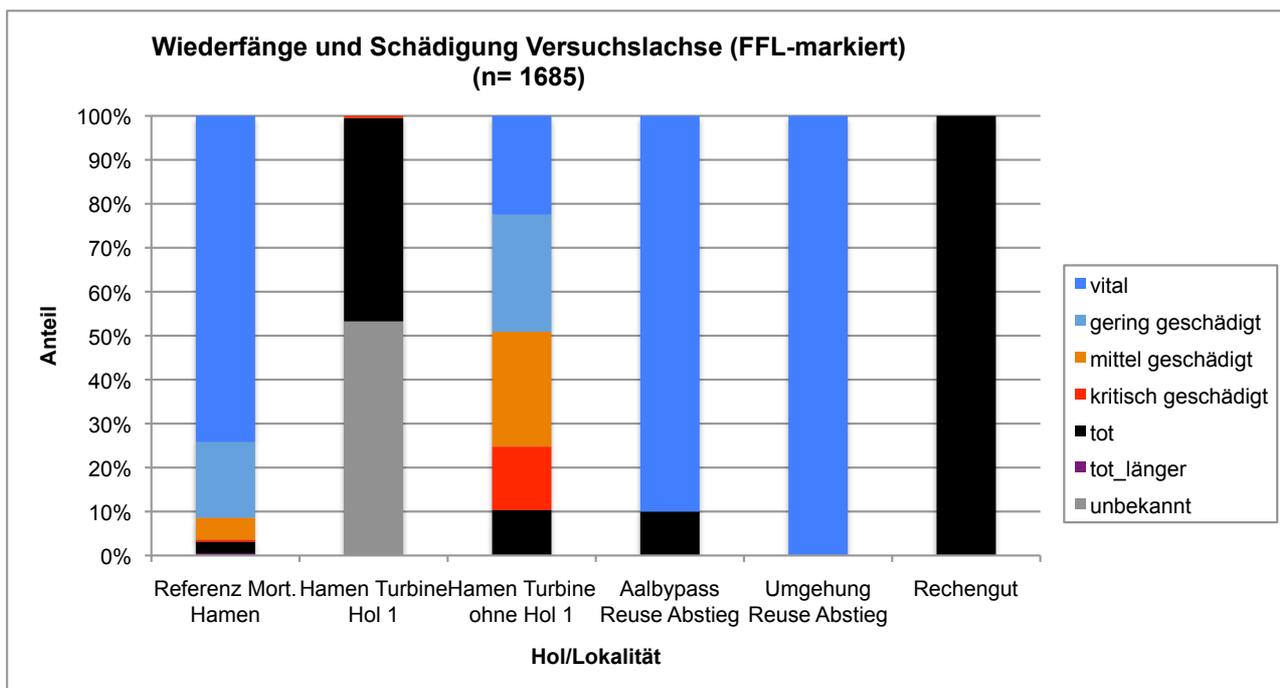


Abb. 4.21: Übersicht der Wiederfänge der Versuchslachse und der jeweiligen Schädigungsschwere; relative Anteile (vgl. Abb. 4.20 wegen absoluter Zahlen / Datenbasis).

wiesen dagegen keine Schädigungen auf (Flussneunaugen: nur Schäden aus dem Laichgeschäft). Auch die meisten Grundeln (überwiegend Schwarzmundgrundel und Kesslergrundel) waren vital (vgl. Tab. 4.1).

Unter den Cypriniden waren nahezu sämtliche Brachsen und Hasel und jeweils über 50% der Rotaugen und Ukeleien letal geschädigt (Abb. 4.23. & 4.24). Die Schädigungsmuster entsprachen den Befunden an Lachssmolts (Hämatome im Schwanzbereich und Schuppenverluste am Hinterleib; vgl. Abb. 4.22 & 4.25).

Ergebnisse stichprobenhafter Obduktionen:

Tab. 4.2 fasst die Ergebnisse stichprobenhafter Obduktionen zusammen, die an 21 toten oder kritisch geschädigten Individuen verschiedener Arten vorgenommen wurden. Es wurden neben Gewebeeinblutungen insbesondere geplatzte Schwimm- und Gallenblasen festgestellt.

Vergleich der Schädigungsmuster bei markierten Smolts und unmarkierten Salmoniden:

Die Schädigungsmuster wiesen keine Unterschiede zwischen markierten (Versuchslachse) und unmarkierten („Wildlachse“ aus Schwarzbach und/oder Kinzig) auf (Abb. 4.22).



Abb. 4.22: Unmarkierte Lachse und Meerforellen (links) und markierte Lachse (rechts) wiesen ähnliche Schädigungsmuster auf (Schuppenverluste, Hämatome). Mitte: Individuum wegen Totalabtrennung nicht zuzuordnen.

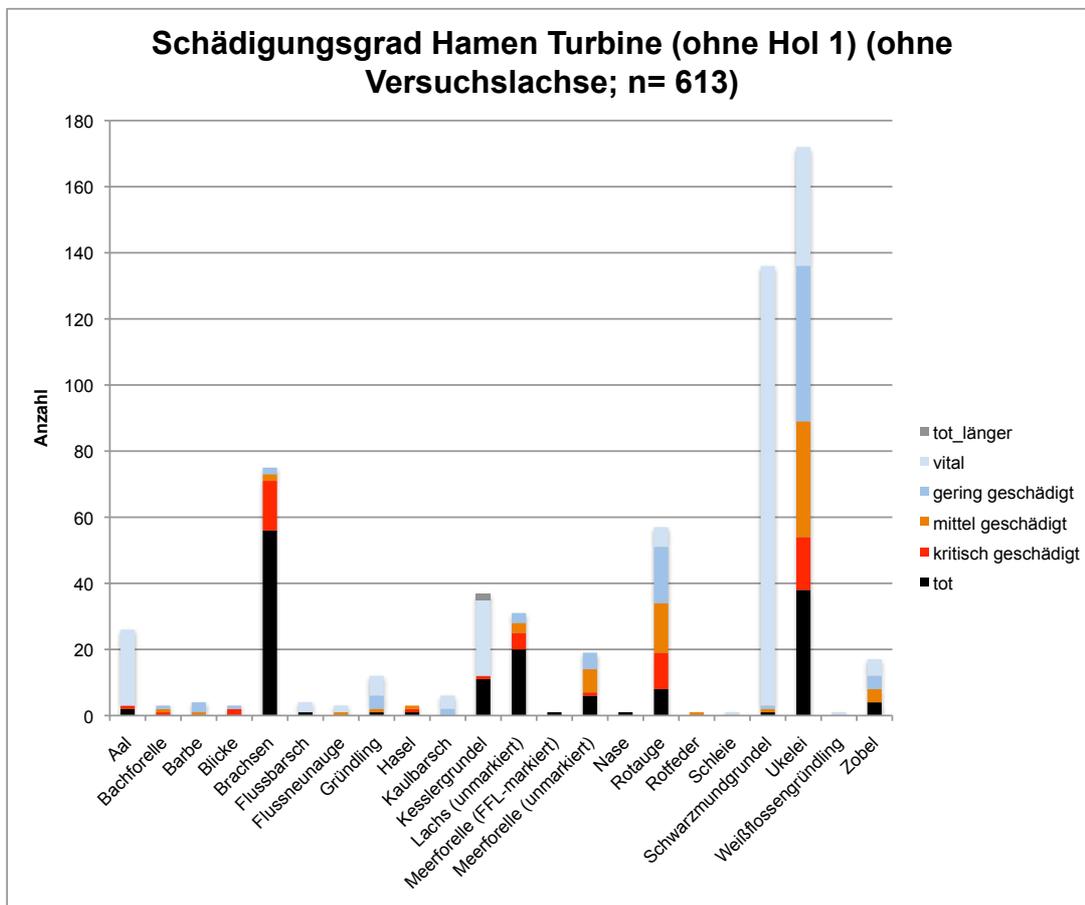
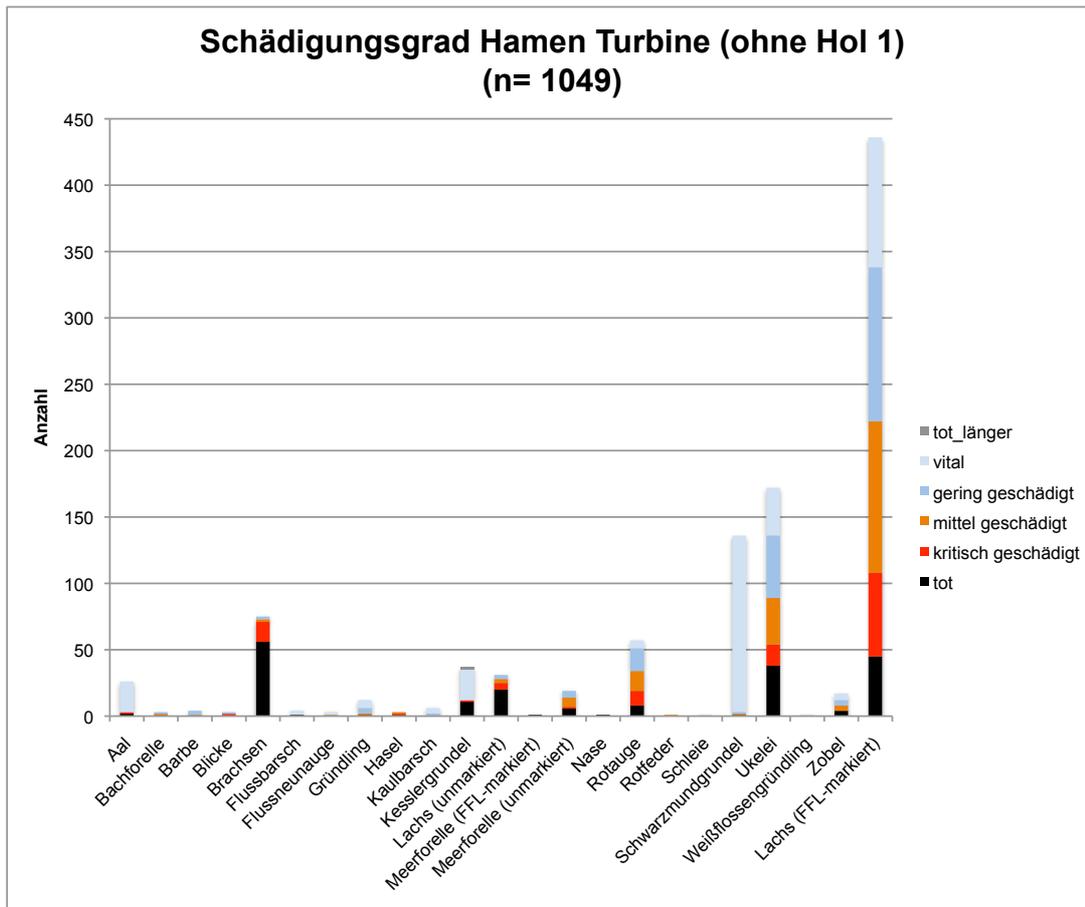


Abb. 4.23: Schädigungen nach Passage von Rechen und Turbine (ohne Hol 1); oben inkl. Versuchslachse, unten ohne VL.

Die Mehrzahl der unmarkierten Lachse stammt gemäß Besatzhistorie aus dem Schwarzbach im Taunus (vgl. SCHNEIDER, 2010a; 2010b; 2011b) und hat als einzige WKA das Mainwasserkraftwerk Eddersheim passiert.

Sichere Hinweise auf vorgeschädigte Fische im Hamen lagen lediglich für wenige Individuen vor (z.B. drei Flussneunaugen mit Laichverletzungen, diverse in fortgeschrittener Verwesung befindliche Grundeln).

Interpretation der Schädigungsmuster:

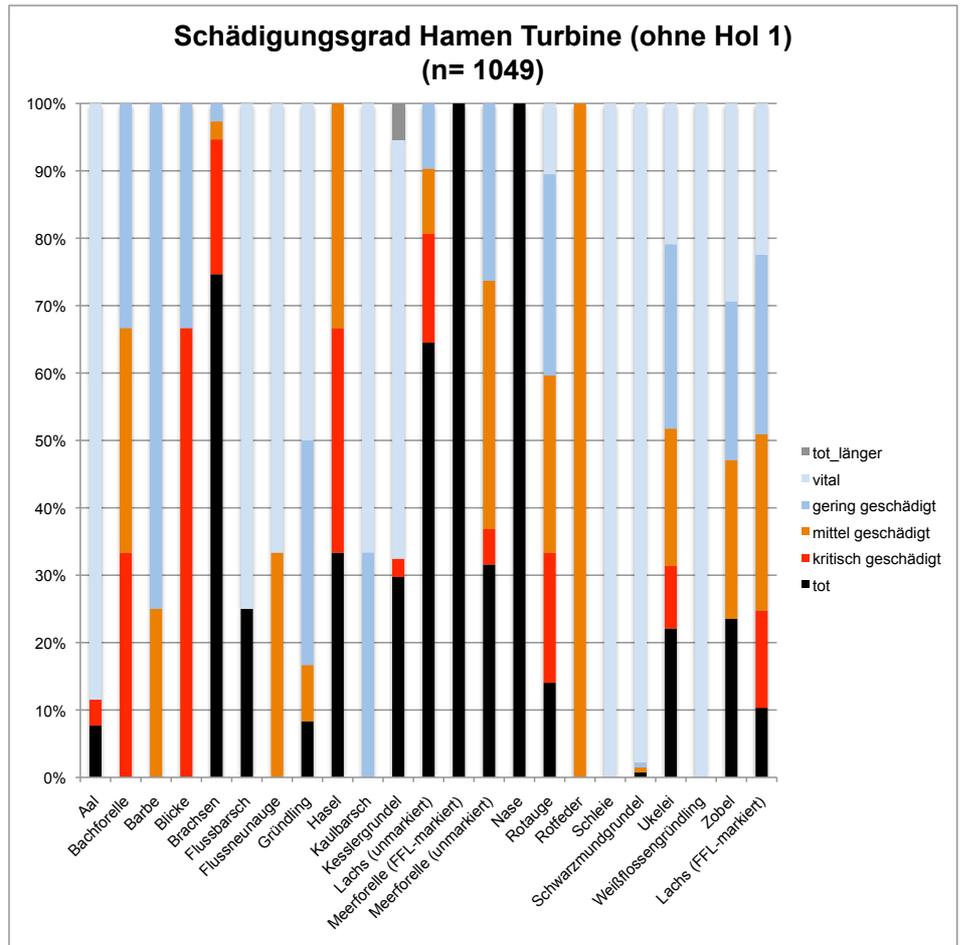


Abb. 4.24: Schädigungen nach Passage von Rechen und Turbine (ohne Hol 1) nach Arten in Prozent.

Typische „Turbinenverletzungen“ wie Abtrennungen und Fleischwunden bildeten die Ausnahme. Die Schädigungsarten der im Hamen registrierten Fische, wie erhebliche Schuppenverluste, Hämatome im hinteren Körperbereich und an der Schwanzwurzel, deuten vielmehr klar darauf hin, dass die Schäden im Wesentlichen auf einen Kontakt mit dem Rechen zurückzuführen sind.

Die Mortalität bei der Abwanderung über die Turbine betrug bei den Ver-



Abb. 4.25: Typisches Schädigungsbild bei Lachssmolts: Die starken Schuppenverluste am Hinterleib deuten auf Abschürfungen bei der Rechenpassage hin. Siehe zum Vergleich auch Abb. 4.30: Schadensbild Rechengutfunde.

Tab. 4.1: Schädigungen nach Passage von Rechen und Turbine (ohne Hol 1)

Schädigung > Fischart	tot	kritisch geschädigt	mittel geschädigt	gering geschädigt	vital	tot_länger	Σ
Aal	2	1			23		26
Bachforelle		1	1	1			3
Barbe			1	3			4
Blicke		2		1			3
Brachsen	56	15	2	2			75
Flussbarsch	1				3		4
Flussneunauge			1		2		3
Gründling	1		1	4	6		12
Hasel	1	1	1				3
Kaulbarsch				2	4		6
Kesslergrundel	11	1			23	2	37
Lachs (unmarkiert)	20	5	3	3			31
Meerforelle (FFL-markiert)	1						1
Meerforelle (unmarkiert)	6	1	7	5			19
Nase	1						1
Rotauge	8	11	15	17	6		57
Rotfeder			1				1
Schleie					1		1
Schwarzmundgrundel	1		1	1	133		136
Ukelei	38	16	35	47	36		172
Weißflossengründling					1		1
Zobel	4		4	4	5		17
Lachs (FFL-markiert)	45	63	114	116	98		436
Σ	196	117	187	206	341	2	1.049

Tab. 4.2: Ergebnisse Obduktionen										
Zeit	Art	TL (cm)	Zustand	Schwimmblase geplatzt	Galle geplatzt	Gewebe- einblutung	Kiemen- blutung	Augen- blutung	Be- merkung	Methode
13.4.11 / 12:00	Lachs (unmarkiert)	17	tot	1	0	1	0	0		Turbinenpassage, Hol 2_13, 30 h Hälter
13.4.11 / 12:00	Meerforelle (unmarkiert)	17	tot	0	0	0	0	0		Turbinenpassage, Hol 2_13, 30 h Hälter
13.4.11 / 12:00	Lachs (unmarkiert)	19	tot	0	0	0	0	0		Turbinenpassage, Hol 2_13, 30 h Hälter
13.4.11 / 12:00	Lachs (unmarkiert)	19	tot	1	0	0	0	0		Turbinenpassage, Hol 2_13, 30 h Hälter
13.4.11 / 12:00	Kessler- grundel	13	tot	-	0	0	0	0	Kopf- verletzung	Turbinenpassage, Hol 2_13, 30 h Hälter
13.4.11 / 12:00	Rotauge	17	tot	0	1	1	0	1		Turbinenpassage, Hol 2_13, 30 h Hälter
13.4.11 / 12:00	Ukelei	17	tot	0	0	1	0	1		Turbinenpassage, Hol 2_13, 30 h Hälter
13.4.11 / 12:00	Ukelei	16	tot	0	1	1	0	0		Turbinenpassage, Hol 2_13, 30 h Hälter
13.4.11 / 12:00	Ukelei	14	tot	0	0	1	1	0		Turbinenpassage, Hol 2_13, 30 h Hälter
13.4.11 / 12:00	Ukelei	13	tot	0	0	1	0	0		Turbinenpassage, Hol 2_13, 30 h Hälter
13.4.11 / 12:00	Lachs (FFL- markiert)	18	tot	0	1	0	0	0		Turbinenpassage, Hol 2_13, 30 h Hälter
13.4.11 / 12:00	Lachs (FFL- markiert)	13	tot	0	1	0	0	1		Turbinenpassage, Hol 2_13, 30 h Hälter
13.4.11 / 12:00	Lachs (FFL- markiert)	18	tot	0	0	0	0	0		Turbinenpassage, Hol 2_13, 30 h Hälter
13.4.11 / 12:00	Lachs (FFL- markiert)	16	tot	1	0	0	0	0		Turbinenpassage, Hol 2_13, 30 h Hälter
13.4.11 / 12:00	Lachs (FFL- markiert)	16	tot	1	1	1	0	0		Turbinenpassage, Hol 2_13, 30 h Hälter
14.4.11 / 7:30	Lachs (FFL- markiert)	14	kritisch geschädigt	1	0	1	0	0		Turbinenpassage, Hol 2_13, 48 h Hälter
14.4.11 / 7:31	Lachs (FFL- markiert)	15	kritisch geschädigt	1	0	1	0	0		Turbinenpassage, Hol 2_13, 48 h Hälter
14.4.11 / 7:32	Lachs (FFL- markiert)	16	kritisch geschädigt	1	0	1	0	0		Turbinenpassage, Hol 2_13, 48 h Hälter
14.4.11 / 7:33	Lachs (FFL- markiert)	16	kritisch geschädigt	1	0	1	0	0		Turbinenpassage, Hol 2_13, 48 h Hälter
14.4.11 / 7:34	Lachs (FFL- markiert)	17	kritisch geschädigt	1	0	1	0	0		Turbinenpassage, Hol 2_13, 48 h Hälter
14.4.11 / 7:35	Lachs (FFL- markiert)	17	kritisch geschädigt	1	0	1	0	0		Turbinenpassage, Hol 2_13, 48 h Hälter
Σ				10	5	13	1	3		

suchslachsen und Ukeleien rund 50%, bei Brachsen rund 90 %, beim Aal hingegen nur um 10%. Die verzeichneten Verletzungen der (markierten) Lachse und sonstigen Fische im Turbinenhamen indizieren auch, dass es sich in diesem Fall nicht um Vorschädigungen aus oberhalb gelegenen Kraftwerken handelt, sondern um Schäden, die sich die Fische erst am Feinrechen in Kostheim zugezogen haben.

Wie Laborversuche an Brachsen und Rotaugen in einer Versuchsanlage der Uni Kassel aufzeigen, ziehen sich Fische die charakteristischen Schuppenverluste und Hämatome oft dadurch zu, dass sie mit dem Schwanz voran (Kopf gegen die Strömung gerichtet) in den Rechen gelangen (HÜBNER *et al.*, 2011; Aufzeichnungen DIDSON-Sonar in Kap. 4.3.2.4). Sobald die Schwanzflosse, die für den Vortrieb unerlässlich ist, zwischen den Stäben eingeklemmt ist, kann der Fisch keine Schwimmbewegungen mehr ausführen. Die Hämatome im Schwanzbereich sind auf entsprechend panische Fluchtversuche der Fische zurückzuführen. Die Schuppenverluste beschränken sich aus gleichem Grund auf den Hinterleib bis zur dicksten Stelle des Körpers (MATK, 2012) (vgl. Abb. 4.25). Um diese Indizien zu bestätigen, wurde ein Untersuchungsschritt „Unterscheidung Turbinenschädigung und Rechenschädigung“ in die Studie integriert (Kap. 4.4). Hierbei wurden vitale Fische verschiedener Arten und Größen *hinter* dem Rechen eingesetzt. Auf diese Weise sollte festgestellt werden, wie hoch die eigentliche „Turbinenmortalität“ ist und ob sich der 20 mm - Feinrechen sich nicht sogar für einige Arten und/oder Größenklassen im Sinne des Fischschutzes kontraproduktiv auswirkt.

Anmerkung: Für diesen Untersuchungsschritt war eine Genehmigung gem. § 8 Abs. 1 Tierschutzgesetz erforderlich.

4.3.2.3 Wahl der Abwanderkorridore

Anteile:

Sowohl die Versuchslachse (1446 von 1463 registrierten Individuen = 98,8%) als auch alle anderen Arten (693 von 791 registrierten Individuen = 87,6%) wanderten in der überwiegenden Mehrzahl über die Turbine ab (vgl. Abb. 3.1- 3.5). Der Aalbypass wurde lediglich von 19 Individuen (2,4%) anderer Arten genutzt.

Der Anteil der Versuchslachse im Aalbypass lag bei nur 0,7% - obwohl beobachtet wurde, dass mehrere Hundert Versuchslachse den Aalbypass-Einstieg durchquert hatten und vor dem Rechen von Maschine 1 nach einer Abwanderungsmöglichkeit suchten.

Von den 2.500 im Oberwasser ausgesetzten markierten Lachssmolts fanden sich im Zeitraum von 4 Tagen ab Besatz nur insgesamt 7 Individuen im Rechengut (vgl. Abb. 4.25).

Von 29 Aalen fanden sich 3 Individuen (10,3%) im Aalbypass und 26 Individuen (89,7%) im Turbinenhamen (zuzüglich 11 möglicherweise stark vorgeschädigte Individuen im Rechengut).

Exogene Einflüsse:

Während des Abstiegsversuchs lag die Wassertemperatur bei rund 14°C (Besatzzeitpunkt 11.4.2011, 15:00 Uhr: 14,0° C). Ein Einfluss niedriger Wassertemperatur auf die Aktivität bzw. Mobilität der Fische (Versuchslachse wie sonstige Arten) kann folglich als potenzielle Ursache für die mehrheitliche Wahl der Abwanderung über die Turbine mit Sicherheit ausgeschlossen werden.

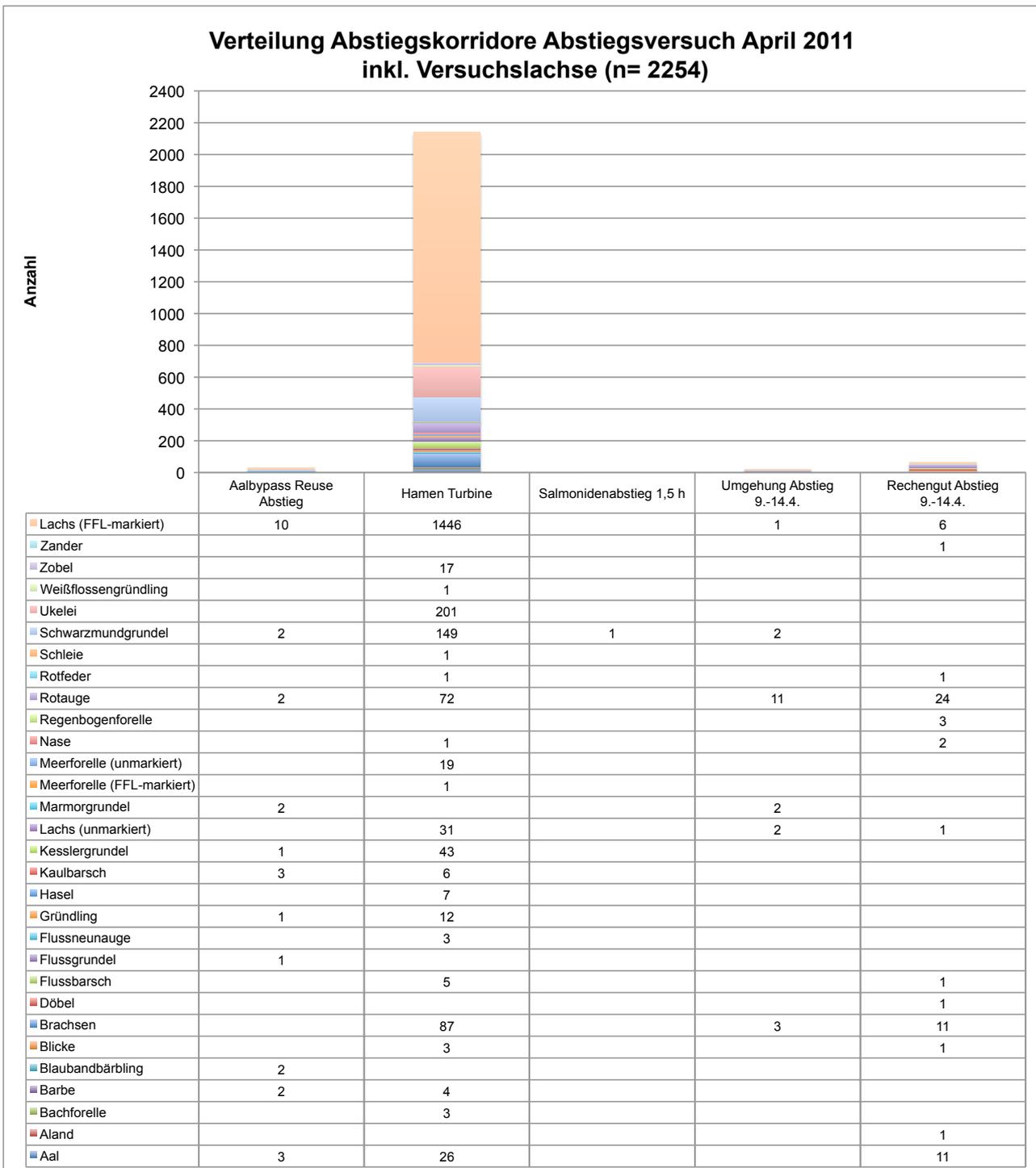


Abb. 4.27: Verteilung der registrierten Fische auf die beprobten Abwanderkorridore (inkl. Versuchslachse).

Gleiches gilt für die Strömungsgeschwindigkeit (um 0,5 m/s) vor dem Rechen. Zudem herrschten normale Betriebsbedingungen und ein mittlerer Abfluss.

Interpretation der Verteilung auf die Abwanderkorridore:

Die Ergebnisse der Frühjahrskampagne zeigen auf, dass der Abwanderweg über den Bypass sowohl für Lachse als auch für nahezu alle

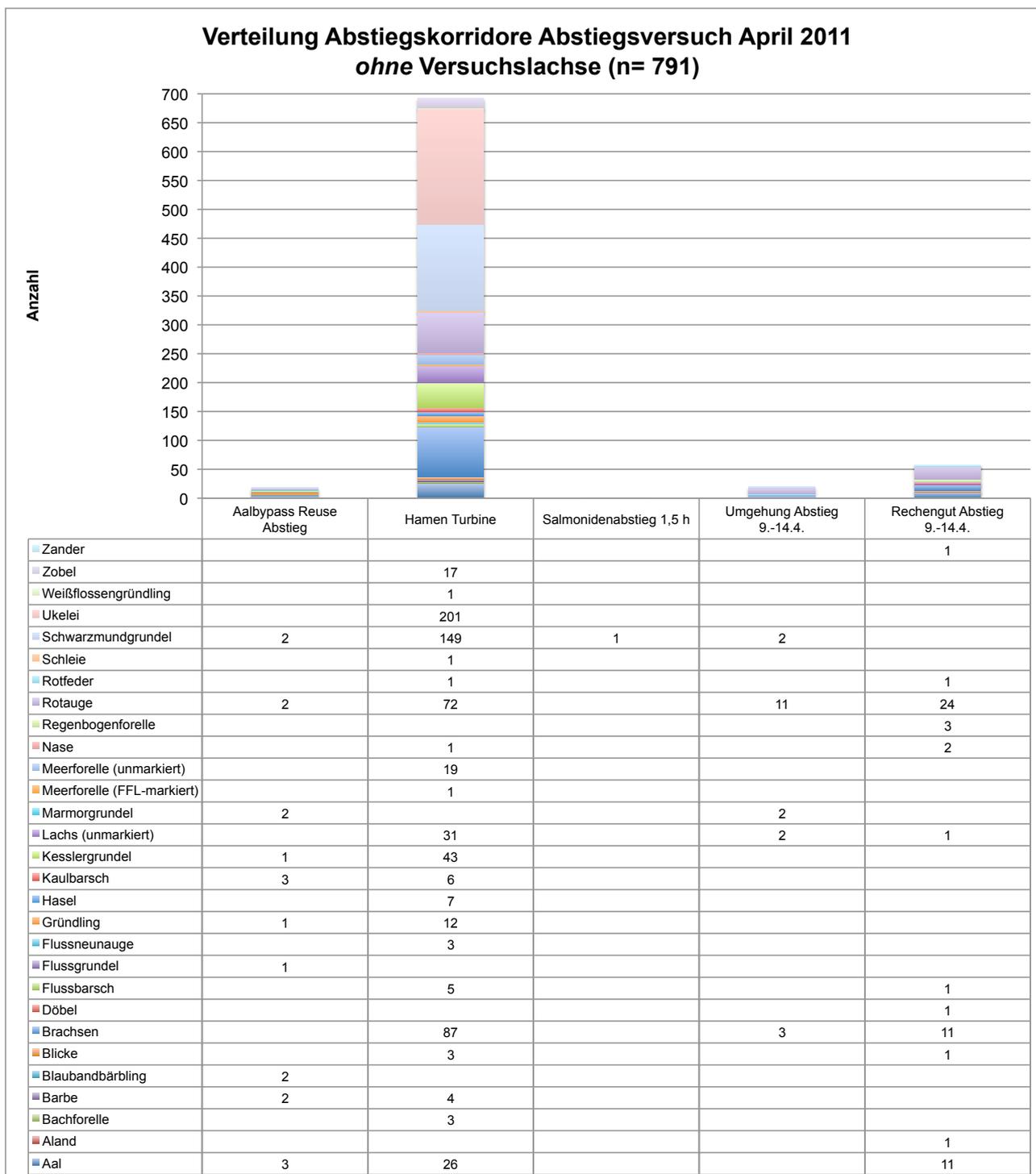


Abb. 4.28: Verteilung der registrierten Fische auf die beprobten Abwanderkorridore (Darstellung ohne Versuchslachse)

weiteren Arten (insbesondere Cypriniden) in der momentanen Form nahezu funktionslos ist.

Die Tatsache, dass im Untersuchungszeitraum 95% der registrierten Fische im Hamen unter-

halb Turbine 2 angefallen sind (Abb. 4.29), lässt nur die Interpretation zu, dass der Aalbypass in der gegenwärtigen Form nicht angenommen wird. Bei den vor der uferseitigen Maschine 2 besetzten (markierten) Lachsen ließ sich sogar beobachten, dass einige Hun-

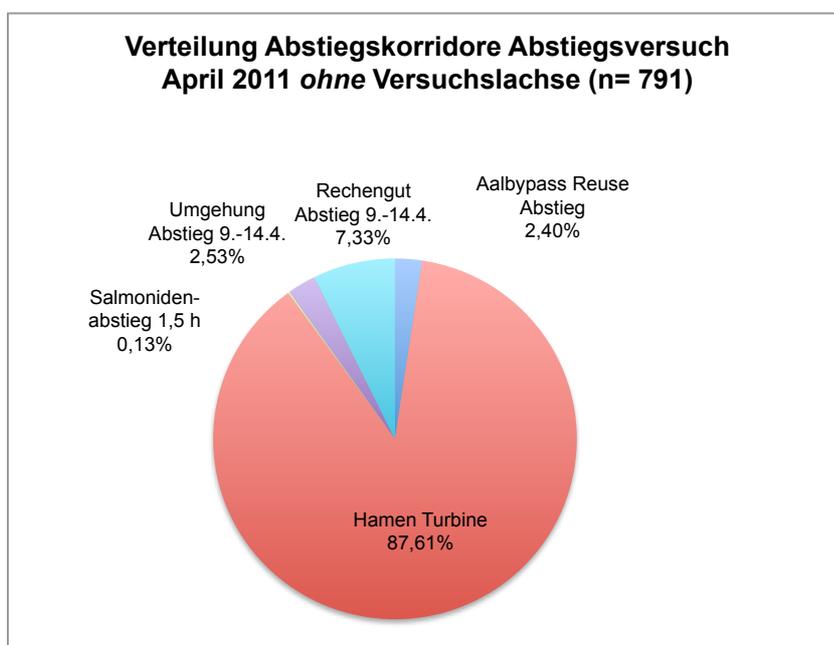
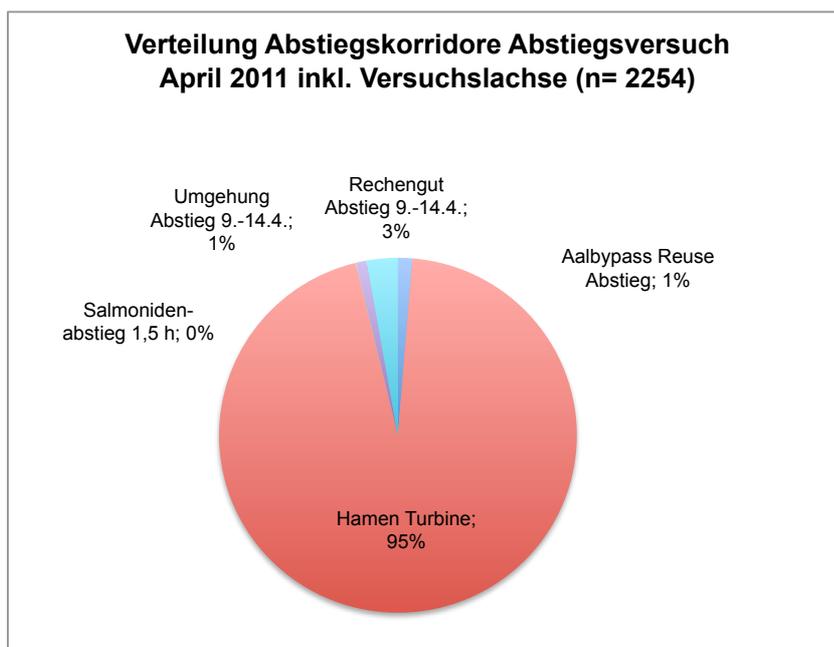


Abb. 4.29: Verteilung der registrierten Fische auf die beprobten Abwanderkorridore (oben inkl. Versuchslachse; unten: ohne Versuchslachse)

dert Individuen den Aalbypasseinlauf durchquert hatten und vor dem Rechen der Maschine 1 einen Abwanderkorridor suchten. Lediglich 10 Lachse wurden im kleinen Hamen unterhalb des Bypasses registriert, 1.446 Lachse wanderten innerhalb von 20 Stunden über die Turbine 2 ab (Rechengut: 6, Umgehungsgerinne: 1; jeweils innerhalb von 72 Stunden).

Für den Aal waren die Stückzahlen im Frühjahr 2011 noch zu gering gewesen (n= 40), um eine sichere Aussage zu treffen. Dennoch kann das Verhältnis drei Aale im Aalbypass gegenüber 26 Aale im Hamen unterhalb der Turbine (zuzüglich 11 vermutlich vorgeschädigte Individuen im Rechengut; fünf Tage berücksichtigt) als Indiz gewertet werden, dass der Bypass auch für den Aal nicht die prognostizierte Wirkung entfaltet. Die Annahme wurde im Rahmen des "Abstiegsversuchs Aal Dezember 2011" (siehe Kap. 4.3.4) bestätigt.

Ob der Salmonidenabstieg – der während der Untersuchung gänzlich verstopft war und wegen der fehlenden Zugänglichkeit im Untersuchungszeitraum 2011 nicht mehr freizulegen war – einen wesentlich Beitrag für den Abstieg oberflächennah abwandernder Arten leisten könnte, ist zu bezweifeln. Da die Rohrleitungen über 40 m Strecke unter dem Außengelände entlang führen und dunkel sind, ist eine intensive Nutzung durch oberflächennah abwandernde Fische zumindest am Tag sehr unwahrscheinlich.

Außerdem ist aus hydraulischen Gründen eine Leitströmung lediglich im unmittelbaren Randbereich vor Eintritt in das Ableitungsrohr gegeben. Vor der überwiegenden Fläche des Einstiegsbereichs (auf gesamter Rechenbreite) liegt folglich keine Orientierungsmöglichkeit für Fische vor.

Anmerkung: Nach zahlreichen Gesprächen mit Vertretern der SWU (Herr Georg Schneider und Herr Sven Dorfelder) erscheint das Wartungsproblem der bestehenden Salmonidenabstiege zu gravierend, als dass dieser Anlagenteil in seiner jetzigen Bauform zukünftig zu einer verlässlichen Verbesserung der Situation beitragen könnte. Das Hauptproblem scheint zu sein, dass bei der Rechenreinigung das Treibgut über die Öffnungen des Salmonidenabstiegs gezogen wird und so in die Abstiegskanäle gelangt. Die Abstiegskanäle werden dann getrennt über ein enges Rohr über mehr als 40 m zum Unterwasser geführt. Auf dieser Strecke befindet sich lediglich ein Wartungsschacht, der zur Reinigung des Rohres nicht ausreicht.



Abb. 4.30: Markierte Versuchslachse; alle Totfunde im Rechengut (Hinweis: die markanten Abschürfungen bzw. Schuppenverluste fehlen; vgl. Abb. 4.25).

Zusatztest Bypass April 2011

Am 20.4.2011 wurde der kleine Hamen am Bypassauslauf zwischen 11:00 Uhr und 15:00 Uhr fängig gestellt. Nach 4 Stunden erfolgte die Leerung. Ergebnis: Es befanden sich keine Fische im Bypasshamen.

4.3.2.4 DIDSON-Beobachtungen Verhalten Smolts

Aufbau:

Am 11.04.2011 wurde der Abwanderungsversuch mit den Lachssmolts mithilfe des DIDSON-Sonars dokumentiert. Dazu wurde die Kamera vor dem rechten Rechenfeld an der rechten Uferseite befestigt. Im Blickfeld der Kamera war ein Teil vom oberen Drittel des Rechens und zwei Abstiegsöffnungen für die Lachssmolts. Die Aufzeichnungen wurden mit Beginn des Abwanderungsversuches um 17:00 Uhr gestartet und um 14:30 Uhr des Folgetages (12.04.2011) beendet.

Ergebnisse:

Von Beginn des Versuches bis zum Ende sind Lachssmoltschwärme vor dem Rechen zu sehen. Während in den ersten zwei Stunden die Schwärme sehr häufig im Bild auftauchten, nahm die Frequenz mit fortschreitender Dauer immer mehr ab. Die meisten Tiere schwammen nicht oberflächennah vor dem Rechen, sondern deutlich tiefer und meist ca. 0,5 - 1,0 m unterhalb der Abstiegsöffnungen (Abb. 4.31). Die Schwärme waren ständig in Bewegung und blieben wenn dann nur sehr kurz in einer Position vor dem Rechen stehen. Meist schwammen sie von einer Seite zur anderen in einem Abstand von 0,5 - 1 m vor dem Rechen entlang. In einigen Fällen schwamm der Schwarm auch in sehr geringen Abstand an den Rechenstäben vorbei. Die seitlichen Bewegungen entlang des Rechens waren kombiniert mit einem leichten Aufwärts- und Abwärtsschwimmen. In vielen Fällen verließ der Schwarm den unmittelbaren Rechenbereich und schwamm flussaufwärts.

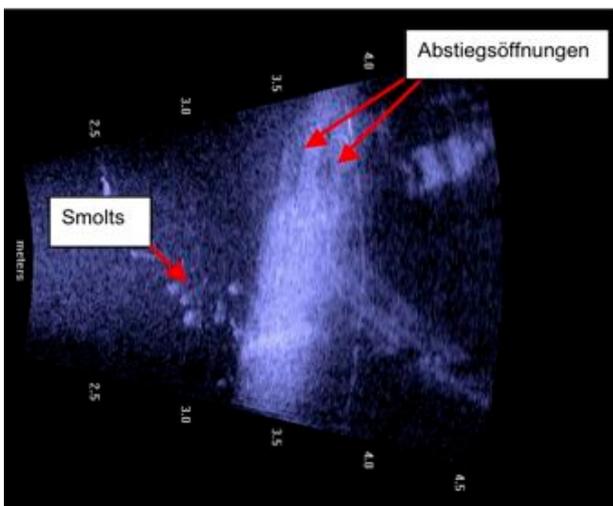


Abb. 4.31: DIDSON-Aufnahme Versuchslachse; Schwarm unterhalb der Abstiegsöffnung des Salmonidenabstiegs.

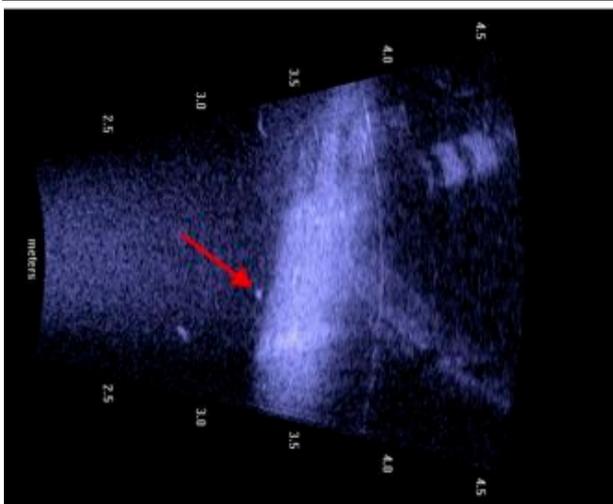
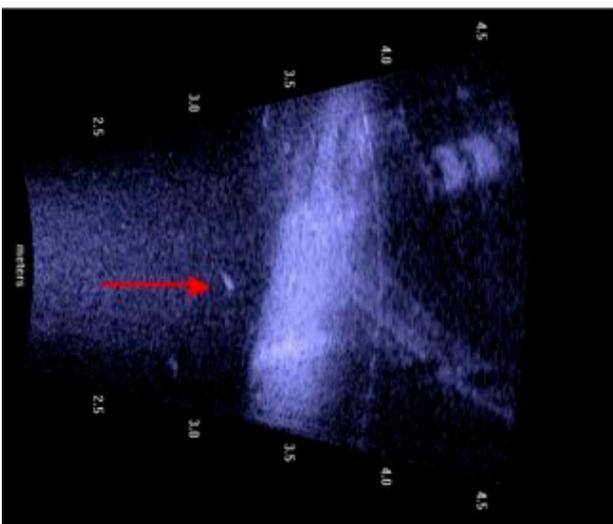


Abb. 4.32: DIDSON-Aufnahme Versuchslachse; Smolts bei der Rechenpassage.

In der ersten halben Stunde nach Einsetzen der Tiere konnte beobachtet werden, dass viele Lachse durch den Rechen in die Turbine

einschwammen (Abb. 4.32). In den nachfolgenden Stunden wurden diese Rechenpassagen seltener dokumentiert. Die Smolts driften dabei mit dem Schwanz voran durch den Rechen. In einigen Fällen durchschwammen die Lachse den Rechen aktiv mit dem Kopf voran.

Es wurden immer wieder Suchbewegungen an der Oberfläche beobachtet. Dabei schwamm der Schwarm regelmäßig in unmittelbarer Nähe an den Abstiegsöffnungen vorbei (Abb. 4.33).

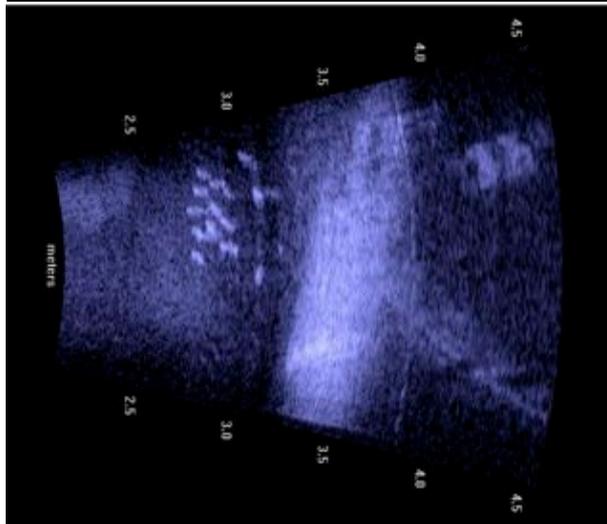
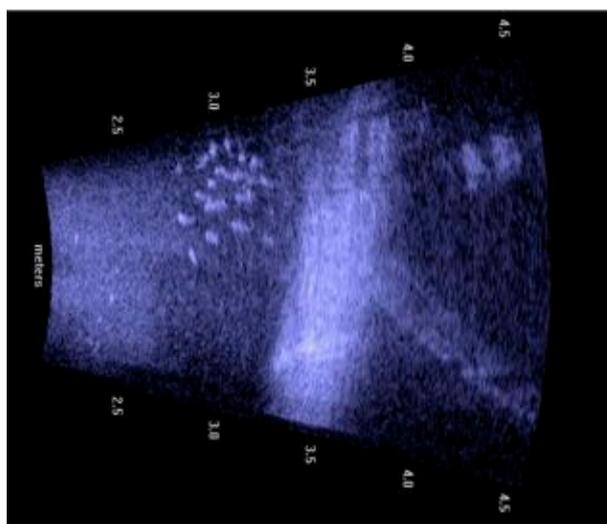


Abb. 4.33: DIDSON-Aufnahme Versuchslachse; Smolts suchen oberflächennah nach einem Abstiegsweg.

Ferner wurden einzelne Tiere beobachtet, die die Abstiegsöffnung anschwammen und kurz davor wieder umdrehten (Abb. 4.34).

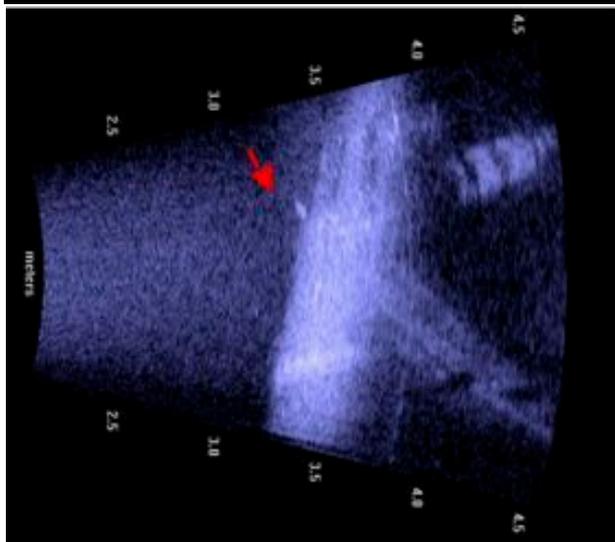
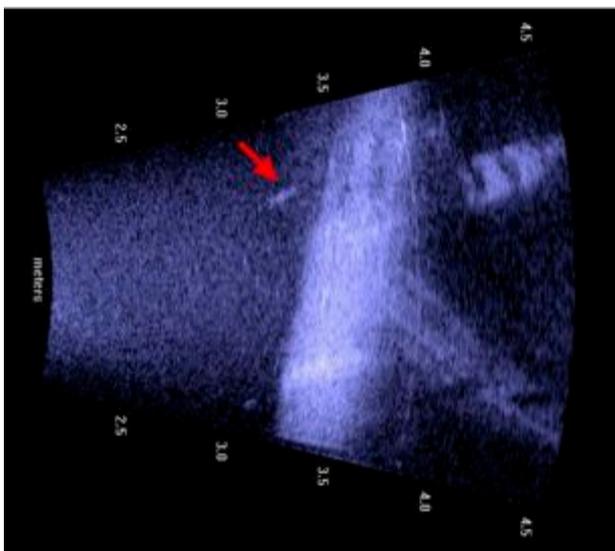


Abb. 4.34: DIDSON-Aufnahme Versuchslachse; Smolts vor Abstiegsoffnung - kein Einschwimmen

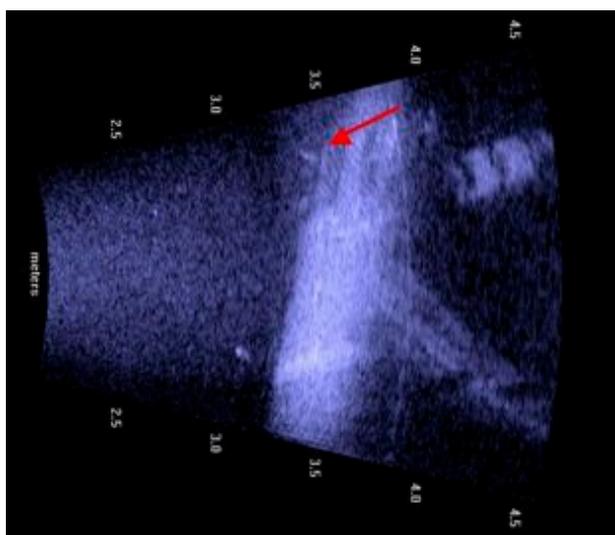


Abb. 4.35: DIDSON-Aufnahme Versuchslachse; ein einzelner Smolt schwimmt vorübergehend in die Abstiegsoffnung ein.

Nur in wenigen Einzelfällen wurde ein Einstieg (Suchbewegung) einzelner Lachssmolts in die Öffnungen des Salmonidenabstiegs beobachtet (Abb. 4.35).

Anmerkung: In den Reusen des Salmonidenabstiegs wurden keine Smolts registriert; in den Salmonidenabstieg eingeschwommene Individuen sind folglich an anderer Stelle wieder ausgeschwommen.

Zeitgleich mit den Lachssmolts wurden mehrere große Barben vor den Rechen beobachtet (Abb. 4.36). Sie verhielten sich nicht anders als die Lachssmolts und schwammen ebenfalls einige Male oberflächennah an den Abstiegsoffnungen vorbei (Barben bewegen sich normalerweise nahe der Gewässersohle).

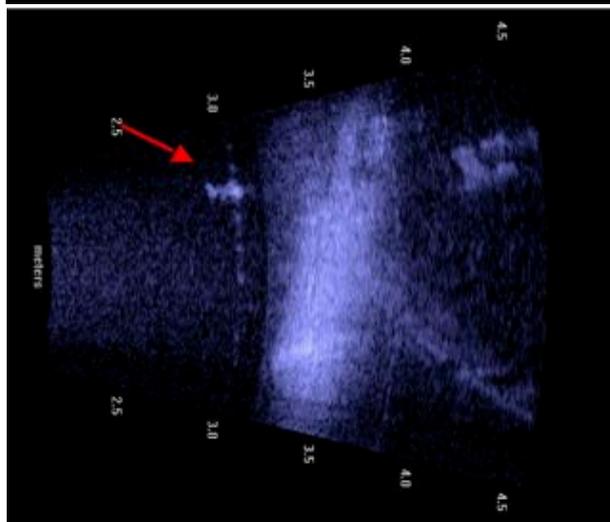
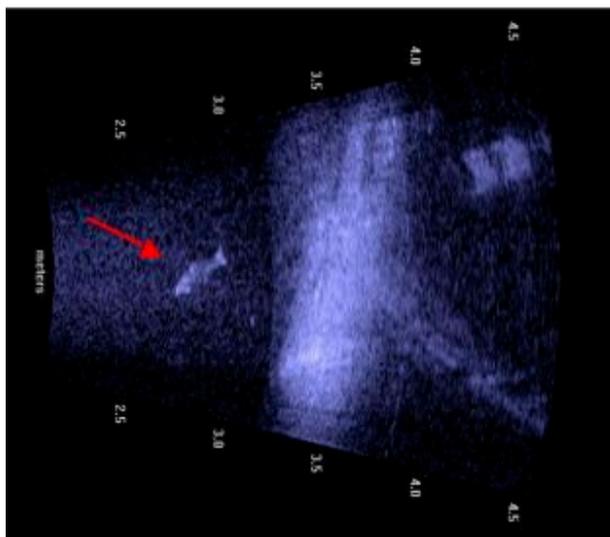


Abb. 4.36: DIDSON-Aufnahme; eine große Barbe wendet oberflächennah vor dem Rechen.

Schlussfolgerungen DIDSON-Beobachtung Lachssmolts:

Die Verhaltensbeobachtungen zeigen eindeutig, dass die Lachssmolts in der überwiegenden Mehrzahl zügig mit dem Schwanz voran (passiv) durch den Rechen in die Turbine einschwammen. Nur wenige Smolts passierten im Rahmen von Suchbewegungen die Rechenstäbe mit dem Kopf voran (aktiv). Mit der Körperseite an den Rechen angepresste Individuen wurden nicht verzeichnet.

Im Rahmen des Abstiegsversuchs war der Salmonidenabstieg 1 wegen Verlegung außer Betrieb, der Salmonidenabstieg 2 war zumindest nach einer Stunde kaum noch durchströmt. Unter diesen Bedingungen war die Attraktivität des Salmonidenabstiegs entsprechend stark herabgesetzt, so dass die Abstiegsöffnungen von den Smolts nicht aufgefunden werden konnten. Gleiches gilt auch für andere Fischarten (Barben).

Herauszuheben ist jedoch, dass viele Lachssmolts bereits innerhalb der ersten 40 Minuten bei einer Anströmgeschwindigkeit von 0,5 m/s den Rechen passierten. Dies steht in Übereinstimmung mit eigenen Beobachtungen im Labor der Universität Kassel (HÜBNER, unveröffentlicht). Die meisten Tiere schwammen dabei nicht direkt oberflächennah vor dem Rechen, sondern deutlich tiefer und meist ca. 0,5 - 1,0 m unterhalb der Abstiegsöffnungen. Entsprechend ist es sehr unwahrscheinlich, dass der Salmonidenabstieg selbst im Falle der vollen Durchströmung einen wesentlichen Beitrag zum sicheren Fischabstieg im Allgemeinen und Smoltabstieg im Besonderen leisten würde.

Damit stützen die Didsonsonaruntersuchungen die im Zusammenhang mit den Fangversuchen getroffenen Schlussfolgerungen:

1. Der Salmonidenabstieg ist im Wesentlichen unwirksam.
2. Der 20 mm Rechen bildet keinen wirksamen Schutz für Smolts und andere Fische vergleichbarer Größe (vergleichbaren Körperumfangs) vor einer Turbinenpassage.
3. Die charakteristischen Verletzungsmuster vieler Smolts (wie auch vieler Cypriniden), nämlich großflächige Entschuppungen im Hinterleibsbereich und Hämatome an der Schwanzwurzel, sind auf eine passive Rechenpassage mit dem Schwanz voran zurückzuführen.

4.3.3 Abstiegsversuch September 2011

Am 27.9.2011 wurde zwischen 13:00 Uhr und 19:00 der neue Hamen (Variante 2; vgl. Kap. 2.1.5) getestet (unterhalb Turbine 2). Parallel wurde die Reuse am Bypass fängig gestellt. Beide Fanggeräte wurden in jeweils 5 Hols betrieben. Dabei wurden in 6 Stunden lediglich 43 absteigende Fische gefangen. Im parallel untersuchten Rechengut (Container) fanden sich weitere 2 Fische (Abb. 4.37).

Die Abstiegsreuse des Umgehungsgerinnes war wegen des geringen Abflusses zur Hebung des Durchflusses des Umgehungsgerinnes nicht gesetzt.

29 der registrierten Fische waren nicht-heimische (allochthone) Grundeln (64%) (Abb. 4.38). Diese fanden sich sowohl im Hamen wie auch im Aalbypass. Im Aalbypass stellten sie die einzigen Nachweise. Die restlichen Ar-

ten nutzten den Bypass nicht, sondern wanderten über die Turbine ab. Hierbei wurde der Großteil der Individuen > 18 cm stark geschädigt (Abb. 4.39). Von den 23 im Hamen gefangenen Grundeln (Schwarzmundgrundeln 9-17 cm) waren 2 länger tot und 21 Individuen ungeschädigt (vital).

Aufgrund des geringen Abwandergeschehens – das durchaus repräsentativ für den abflussarmen Sommer war – wurde der Versuch nicht weitergeführt.

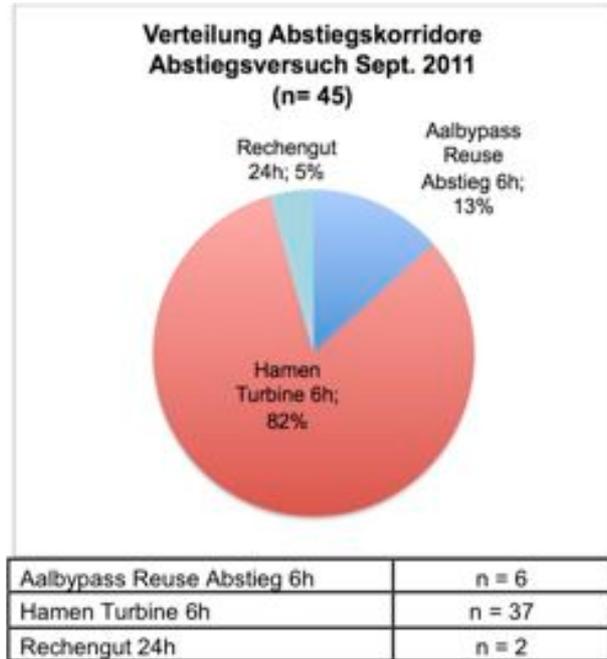


Abb. 4.37: Verteilung der Fische auf Abwanderkorridore.

Die beiden registrierten Aale nutzten den Aalbypass ebenfalls nicht; sie wurden verendet im Rechengut aufgefunden.

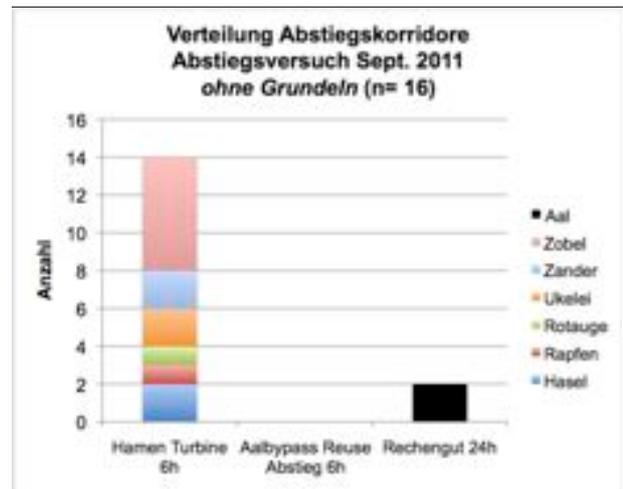
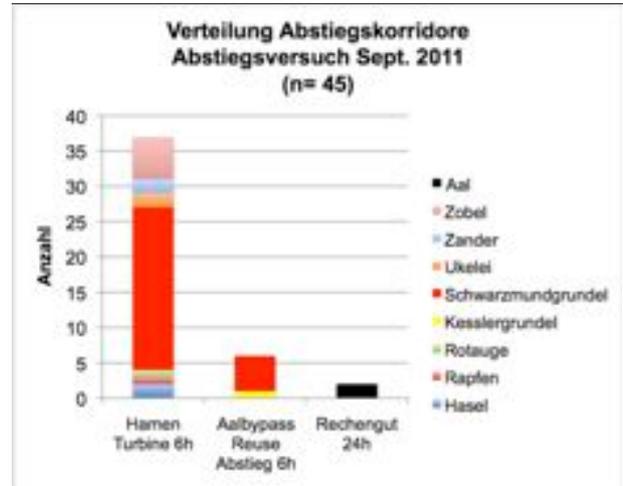


Abb. 4.38: Verteilung der Arten auf Abwanderkorridore.

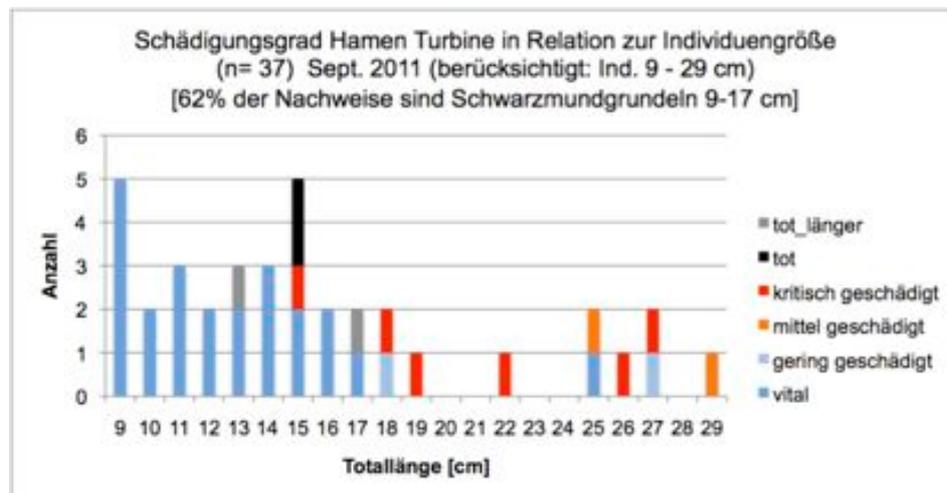


Abb. 4.39: Schädigungen der im Hamen gefangenen Individuen.

Der „Aalbypass“ wurde – außer von einzelnen Grundeln - nicht genutzt (Abb. 4.38). Die im kleinen Hamen am Auslauf Bypass vorgefundenen Grundeln (wie auch im Hamen) dürften jedoch eher verdriftet worden sein. Grundeln saugen sich am Grund wie

auch an vertikalen Strukturen wie Betonwänden mit ihren scheibenförmigen Bauchflossen fest. Aufgrund ihrer hohen Dichte geraten immer wieder Grundeln in die Bypassöffnung und in die Turbinen. Dabei sind Schädigungen bei diesen robusten Tieren eher die Ausnahme; sie verfügen zudem nicht über eine Schwimmblase.

Unter den Schädigungen der im Hamen gefangenen Individuen waren Schuppenverluste und Quetschungen die wesentlichsten Schädigungsformen. Abtrennungen und Fleischwunden als typische „Turbinenschädigungen“ wurden nicht verzeichnet (Abb. 4.39).

Schlussfolgerung Abstiegsversuch September 2011:

Trotz der geringen Zahl an Nachweisen deckt sich das Ergebnis der Erhebung im September 2011 mit den Ergebnissen der Frühjahrsuntersuchungen (April 2011) und den Aalabstiegsuntersuchungen im Dezember 2011 (vgl. folgendes Kap. 4.3.4). Danach wird der potenzielle Abwanderkorridor „Aalbypass“ so gut wie nicht genutzt. Die Schädigungsmuster der im Hamen gefangenen Individuen entsprechen im Wesentlichen den Beobachtungen der Frühjahrsuntersuchungen. Danach bildet der Rechen selbst eine erhebliche Schädigungsgefahr – auch, weil die Abwanderkorridore Aalbypass (kaum genutzt), Salmonidenabstieg (verlegt; außer Betrieb) und Umgehungsgerinne (kaum genutzt) keine Alternative darstellen.

4.3.4 Abstiegsversuch Aal Dezember 2011

4.3.4.1 Versuchsablauf

Der Aalabstiegsversuch begann bei Einsetzen der Aalabwanderung am 5.12.2011 mit der Fängigstellung und täglichen Kontrolle der Reuse unterhalb Aalbypass und der parallelen Kontrolle des Rechenguts (Förderband und Container). Die Abstiegsreuse am Einlauf des Umgehungsgerinnes konnte wegen des hohen Geschwemmselanfalls im Dezember nur über 9 Tage betrieben werden. Der Versuch endete nach 18 Tagen mit dem Nachlassen der Aalabwanderungswelle am 23.12.2011.

Am 14.12.2011 erfolgte die Markierung von 800 Aalen (TL 39 und 90 cm; vgl. Längenfrequenz in Abb. 2.30). Im Laufe der Einstellung des Hamens am 15.12.2011 auftretende Gewitter (!) und starke Windböen führten zu der Entscheidung, den Bootseinsatz zur Leerung des Hamens aus Sicherheitsgründen zu unterlassen. Aufgrund der weiter instabilen Wetterlage und weiteren Sturmwarnungen wurde der Besatztermin auf den 17.12.2011 verschoben.

Der Besatz der markierten Aale erfolgte (wegen der im Rahmen des Tierversuchs angelegten und noch nicht verschlossenen Rechenöffnung vor Turbine 2) an der oberen Brücke vor Turbine 1. Die Besatzaale sollten dadurch Gelegenheit bekommen, wie bei der natürlich vollzogenen Abwanderung den Gewässergrund zu erreichen.

Am 17.12. wurde bei anhaltenden sturmartigen Böen entschieden, den Aalabstiegsversuch mit markierten Aalen ohne Einsatz des Hamens durchzuführen, weil ein Bootsbetrieb nicht verantwortet werden konnte. Ein noch späterer Besatztermin hätte mit hoher Wahr-

scheinlichkeit zur Folge gehabt, dass das Zeitfenster der Abwanderung verpasst worden wäre und die Migrationsaktivität stark nachgelassen hätte.

Zwar hatte der Verzicht auf den Einsatz des Hamens zur Konsequenz, dass kleine Aale (bis knapp 65 cm), die den Rechen passieren konnten, nur wiedergefangen werden konnten, wenn sie den Abstieg über den Aalbypass oder über das Umgehungsgerinne wählten. Im Rechengut werden kleine Aale im Allgemeinen nicht vorgefunden, weil sie den Rechen offenbar sehr schnell passieren und kaum vom Rechenreiniger erfasst werden (zu den Mortalitätsraten in der Turbine vgl. Kap. 4.4). Aale \geq 65 cm wären hingegen aufgrund des für diese Größenklasse unpassierbaren Rechens ohnehin nicht im Hamen gefangen worden. Diese

größeren Individuen konnten im Kraftwerksbereich lediglich über den Aalbypass abwandern oder beim Versuch der Rechenpassage vom Rechenreiniger erfasst werden. Da durch die stark angestiegenen Abflüsse des Mains auch Wehrüberfall herrschte, stand auch dieser Wanderkorridor offen. Im pessimalen Fall (alle kleinen Aale wandern über die Turbine ab) konnten somit rund 50% der 800 Besatzaale aus methodischen Gründen nicht mehr erfasst werden.

4.3.4.2 Auffindbarkeit und Nutzung Bypass

Insgesamt wurden im Dezember 597 Individuen gefangen (Tab. 4.3). 76,4 % der Nachweise entfielen auf den Aal, gefolgt von Rotauge (13,9%), Zander (2,5%) und Brachsen (2,2%).

Tab. 4.3: Gesamtnachweise Abstiegsversuch Dezember 2011;

* Flussneunaugen: aufsteigende Tiere.

Art	Bypass	Rechengut	Abstiegs- reuse Umgehung	Σ
Aal	145	310	1	456
Aland	3			3
Bachforelle		1		1
Barbe	3			3
Brachsen		13		13
Flussbarsch	2	2		4
Flussneunauge*	5			5
Forelle	1			1
Hasel	7		1	8
Hecht	1			1
Karausche		1		1
Karpfen		1		1
Kaulbarsch	1			1
Kesslergrundel	1			1
Nase	1			1
Rapfen	5		1	6
Rotauge	43	14	11	68
Rotfeder	1			1
Schuppenkarpfen		1		1
Schwarzmundgrundel	2	2		4
Ukelei	2			2
Zander	1	14		15
Σ	224	359	14	597

Unter den Nachweisen waren auch fünf Flussneunaugen im Bypasshamen. Da der Dezember zur Aufstiegssaison der Flussneunaugen gehört und die Tiere im April-Mai nach dem Laichgeschäft sterben, sind diese Nachweise nur dadurch zu erklären, dass aufwandernde Neunaugen durch den Spalt zwischen Mittel-trennpfeiler und Rahmen der Fangvorrichtung in den Bypass einsteigen und dann von der Strömung in den Netzsack gedrückt werden.

Anmerkung: Das Auftreten der Flussneunaugen im Bypasshamen ist ein weiterer Hinweis für die irreführende Lockströmung des Bypassauslaufs.

Von den 456 registrierten Aalen wurden lediglich 145 Individuen (32%) im Bypass registriert. 310 Aale (68%) wurden im Rechengut aufgefunden (!), ein Aal (0,2%) wurde in der Abstiegsreue im Umgehungsgerinne gefangen (Abb. 4.40, oben).

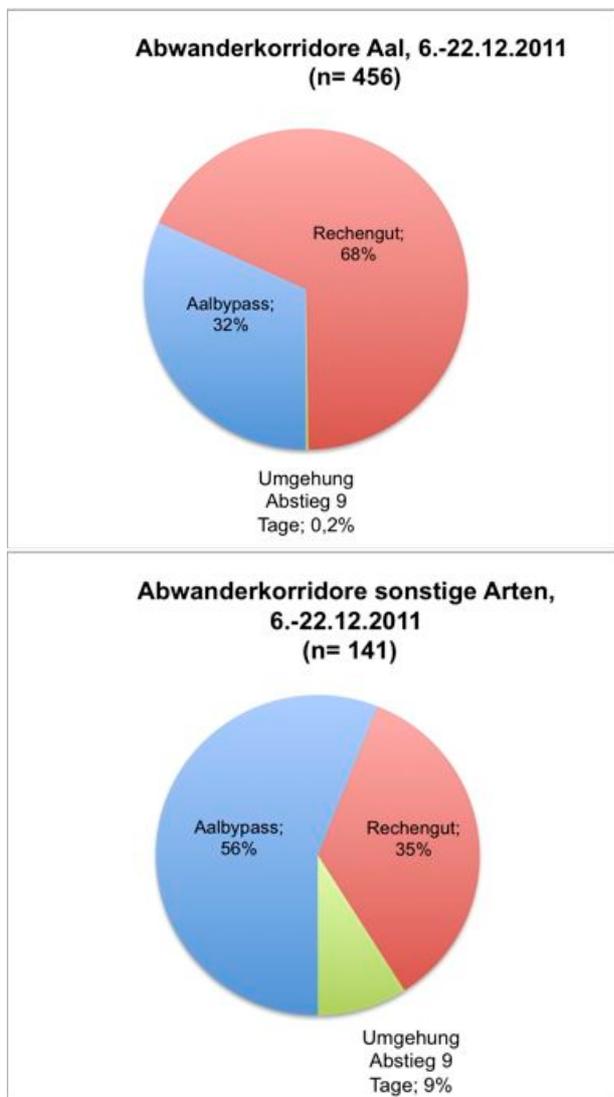


Abb. 4.40: Nutzung des Aalbypasses und des Umgehungsgerinnes (9 Tage) durch Aale (oben) und sonstige Fischarten (unten), Dezember 2011.

Bei den restlichen Fischarten wurden 79 Individuen (56%) im Aalbypass registriert (Abb. 4.40, unten). Diese in der Gesamtbetrachtung relativ hohe Anzahl ist jedoch im Wesentlichen auf das Auftreten von 43 Rotaugen zurückzuführen.

Anmerkung: Die hohe Migrationsaktivität der Rotaugen im Winter ist ein nur wenig bekanntes Phänomen.

Betriebsbedingungen als Einflussgröße:

Stellt man die Nutzung des Aalbypasses in Zusammenhang mit den Betriebsbedingungen des Kraftwerks, wird die geringe Funktionsfähigkeit des Aalbypasses noch deutlicher. Die Abb. 4.41 - 4.43 stellen die Verteilung der Aale und der Gesamtnachweise auf Rechengut und Aalabstieg in Zusammenhang mit dem Abfluss am Pegel Raunheim, dem mittleren Durchfluss der Turbinen Kostheim und den Turbinenabschaltungen. Die Reuse unterhalb Aalbypass wurde am 5.12. aktiviert (erste Leerung 6.12.). Zunächst fällt auf, dass zwischen 6.12. und 13.12. keine Aale im Aalbypass auftraten, jedoch (inkl. 5.12.) 190 Aale im Rechengut aufgefunden wurden (!). Am 14.12. wurden die Turbinen zum Einbau des Treibgutabweisers (Schwimmbalken) im Oberwasser für 5 Stunden gestoppt. In dieser Situation erfolgte der gesamte Abfluss aus dem Obergraben über den Aalbypass.

Folgerichtig wurden bei der nächsten Kontrolle am 15.12. erstmals im Dezember nennenswerte Individuenzahlen im Aalbypass verzeichnet. Abb. 4.42 zeigt weiterhin, dass mit zurückgehendem Turbinendurchfluss durch den steigenden Unterwasserstand die „Attraktivität“ des Aalbypasses vorübergehend zunimmt.

Die Nutzung des Aalbypasses durch den Aal und andere Fischarten steht folglich in direktem Zusammenhang mit der Dotation des Aalbypasses in Relation zu der turbinierten Wassermenge bzw. zu Abschaltereignissen (dann vorübergehend Gesamtlockströmung in den Bypass).

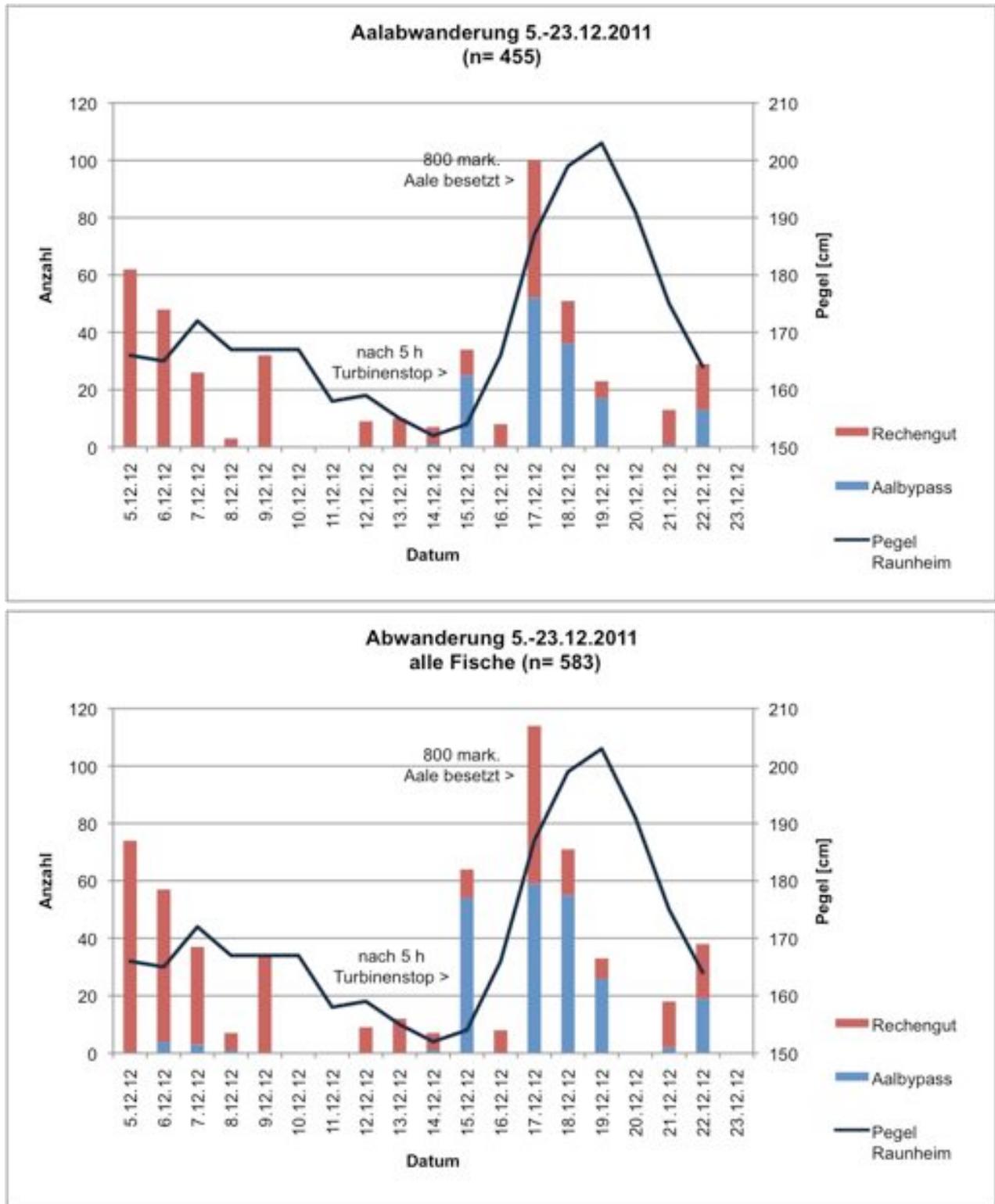


Abb. 4.41: Nutzung des Aalbypasses in Abhängigkeit des Pegels Raunheim. Da in den meisten Fällen (Ausnahmen 17.12.-19.12.) die Kontrollen Aalbypass und Rechengut morgens erfolgten, sind die Werte (Pegel, Durchfluss Turbine) des Vortages für die Wahl des Abwanderweges von Bedeutung.

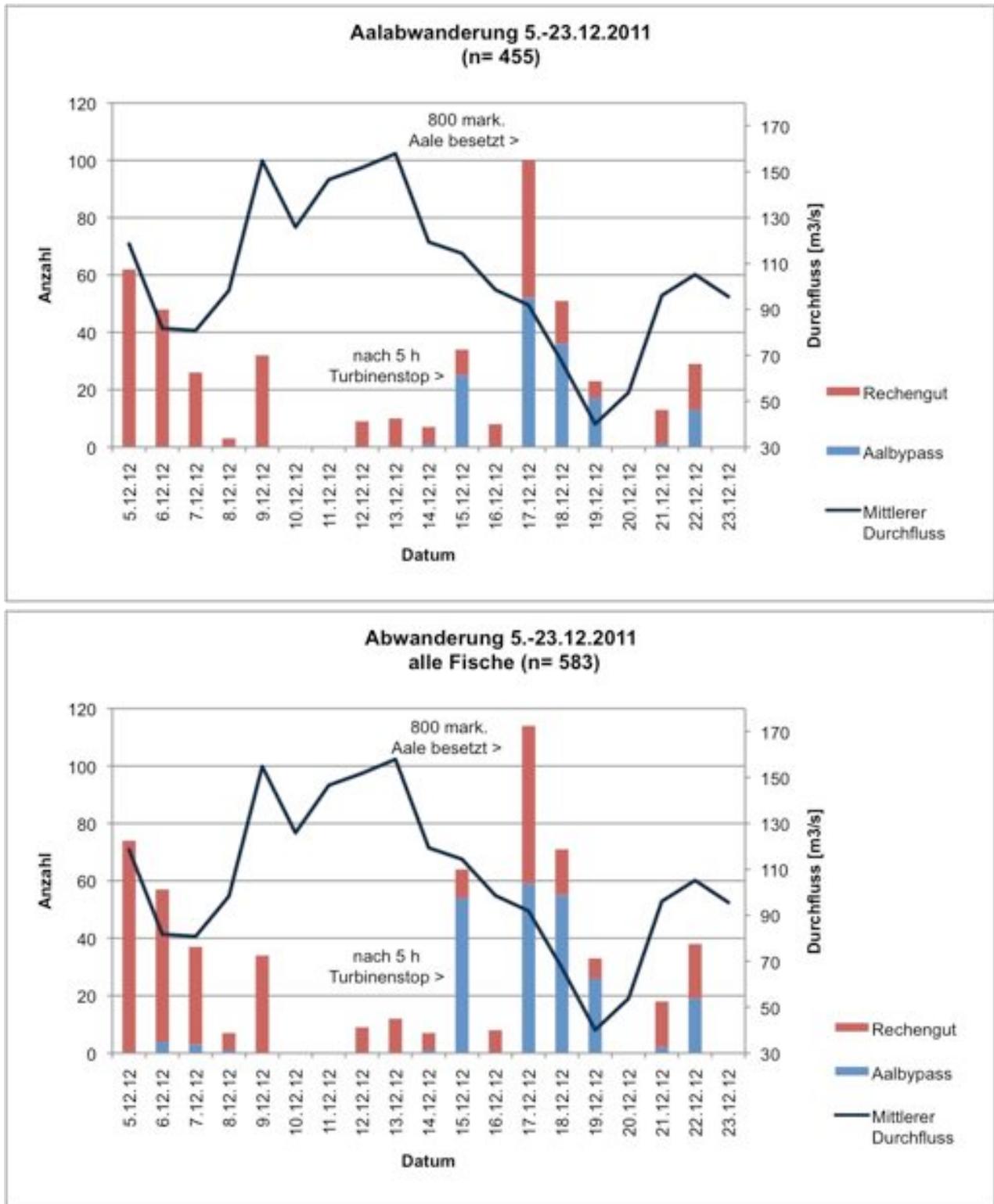


Abb. 4.42: Nutzung des Aalbypasses in Abhängigkeit des mittleren Turbinendurchflusses. Da in den meisten Fällen (Ausnahmen 17.12.-19.12.) die Kontrollen Aalbypass und Rechengut morgens erfolgten, sind die Werte (Pegel, Durchfluss Turbine) des Vortages für die Wahl des Abwanderweges von Bedeutung.

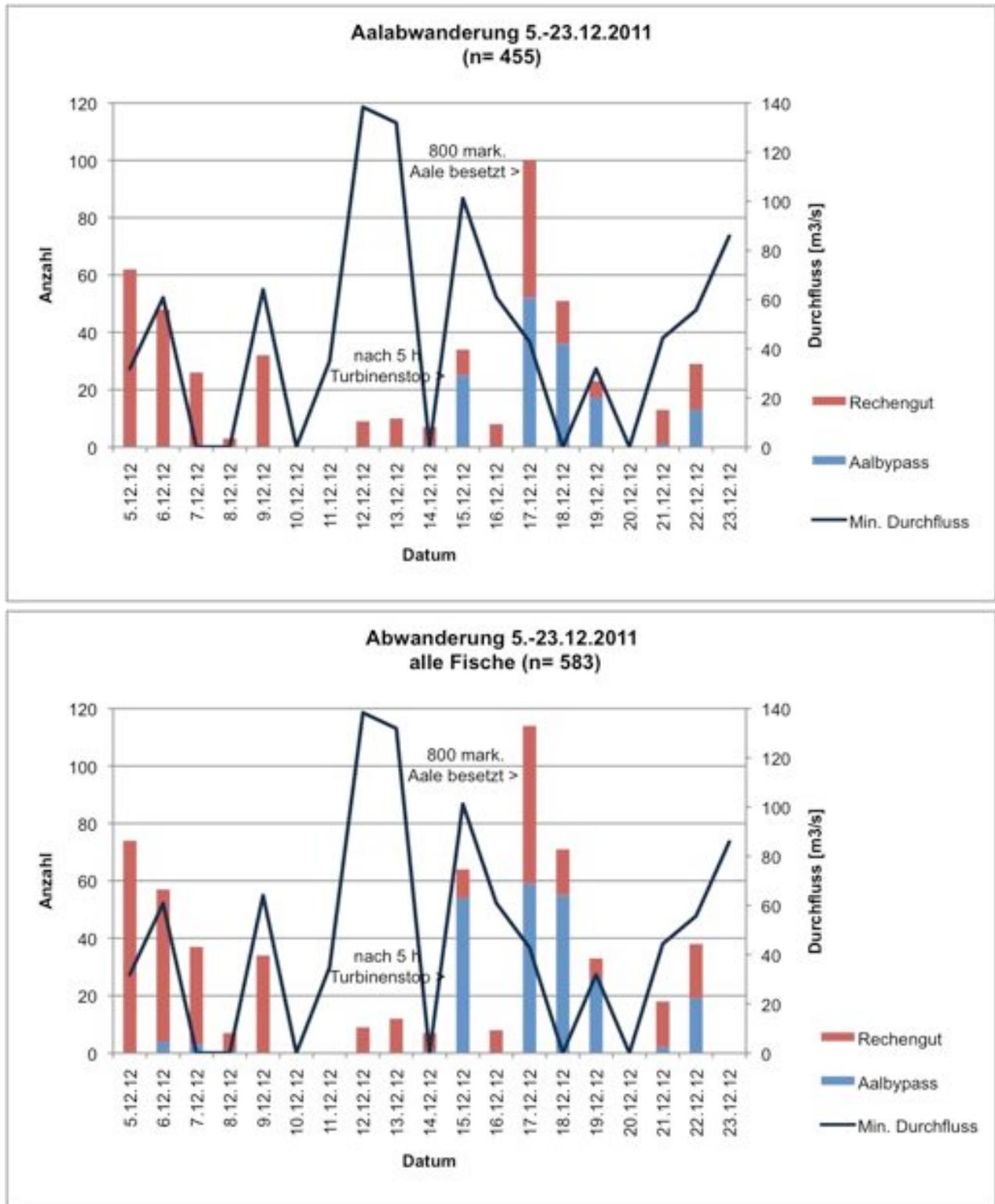


Abb. 4.43: Nutzung des Aalbypasses in Abhängigkeit des minimalen Turbinendurchflusses. Nullwerte bedeuten Abschaltereignisse, in diesen Zeiträumen erfolgte der Abfluss ausschließlich über den Aalbypass. Da in den meisten Fällen (Ausnahmen 17.12.-19.12.) die Kontrollen Aalbypass und Rechengut morgens erfolgten, sind die Werte (Pegel, Durchfluss Turbine) des Vortages für die Wahl des Abwanderweges von Bedeutung.

4.3.4.3 Vorschädigungen als Einflussgröße

Die Abb. 4.44 veranschaulicht, dass sowohl markierte (= sicher nicht vorgeschädigte) und unmarkierte (= Vorschädigung möglich) Aale jeweils in vergleichbaren Anteilen im Aalbypass und im Rechengut vorgefunden wurden. Etwaige Vorschädigungen einzelner Aale können folglich nicht als Ursache für den hohen Anteil an Aalen im Rechengut angeführt werden. Die vor dem Markierungsversuch und während des Versuchs im Rechengut angefallenen Individuen sind – auch gemäß direkter Beobachtung – mehrheitlich durch den Rechenreinigungsvorgang am Kraftwerk Kostheim zu Schaden gekommen.



Abb. 4.44: Nutzung des Aalbypasses und Anfall im Rechengut bei markierten (= zweifelsfrei nicht vorgeschädigte) und unmarkierten (Vorschädigung möglich) Aalen.

4.3.4.4 Schädigung durch Rechenreinigung

Durch den Einsatz markierter, definitiv nicht vorgeschädigter Aale sollte überprüft werden, ob und in welcher Größenordnung die im Rechengut anfallenden Aale durch den hiesigen Rechenreiniger oder durch andere Quellen stromauf (Kraftwerke, Schiffsverkehr) geschädigt werden.

Lediglich 70 der 800 markierten Aale wurden im Versuchsverlauf wiedergefangen (Wiederfangrate 8,75%) (Abb. 4.46). Neben den 70 markierten Aalen wurden im Versuchsverlauf auch 147 unmarkierte Aale gefangen. Weitere 239 Aale wurden zwischen dem 5.12. und dem Besatz am 17.12. registriert. Insgesamt wurden damit 456 Aale bei ihrer Abwanderung registriert.

Die in Abb. 4.44-4.47 dargestellten Längenfrequenzen bestätigen die mehrheitliche Abwanderung kleiner Aale über die Turbine, da diese Größenklasse weder im Aalabstieg noch im Rechengut repräsentativ vertreten war. Für diese Größenklasse sind Schäden durch den Rechenreinigungsvorgang von untergeordneter Bedeutung.

Abb. 4.48 zeigt die mittleren Längen der markierten Besatzaale (n= 800), der Wiederfänge markierter Besatzaale (n= 70), der parallel zu den Besatzaalen gefangenen unmarkierten Aale (n= 146) und der vor dem Besatz gefangenen Aale (n= 239). Die Mittelwerte weichen teilweise erheblich voneinander ab: In der Gruppe der Besatzaale sind auch die kleinen Individuen enthalten; die Größenklasse < 65 cm ist bei den Wiederfängen und den unmarkierten Aalen dagegen unterrepräsentiert, weil kleine Aale sich durch den Rechen zwängen können und über die Turbine abwandern (Mittelwerte nicht signifikant unterschiedlich). Die Aalnachweise vor Besatz sind fast ausschließlich Totfunde aus dem Rechengut; diese Gruppe weist den höchsten Mittelwert auf, weil kleine Aale hier praktisch nicht vorkommen.

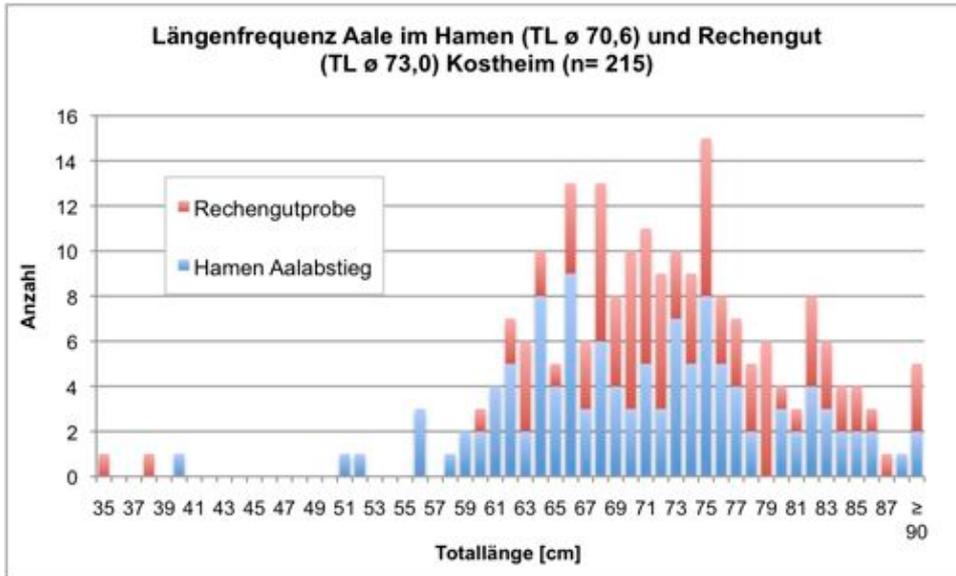


Abb. 4.45: Längenfrequenz Aale nach Methode; kleinere Aale ≤ 65 cm wandern mehrheitlich über die Turbine ab, da der Rechen keine Barrierewirkung für diese Größenklasse hat. Aale < 63 cm bilden im Rechengut daher die Ausnahme.

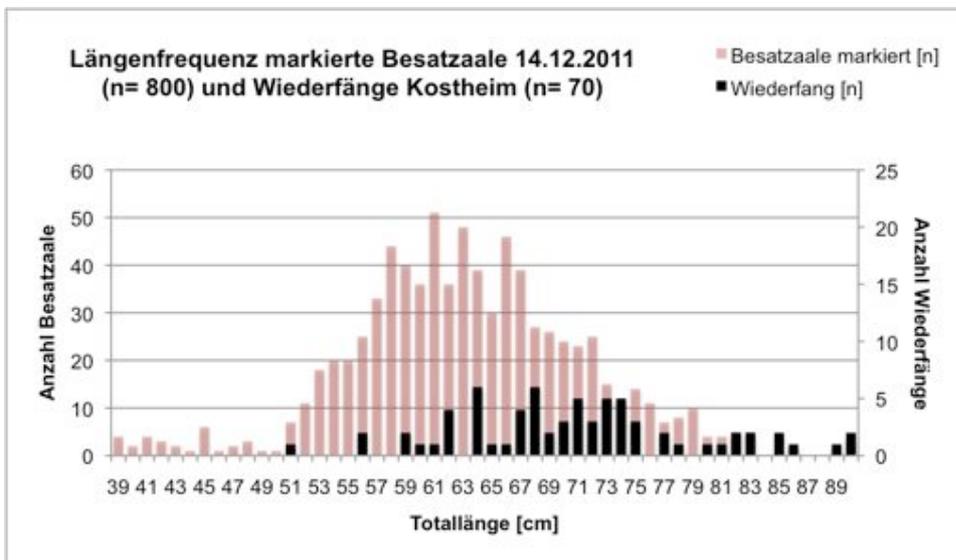


Abb. 4.46: Längenfrequenz markierte Versuchsaaale Aalabstieg und Wiederfänge. Kleinere Aale ≤ 65 cm wandern mehrheitlich über die Turbine ab, da der Rechen keine Schutzfunktion für diese Größenklasse hat.

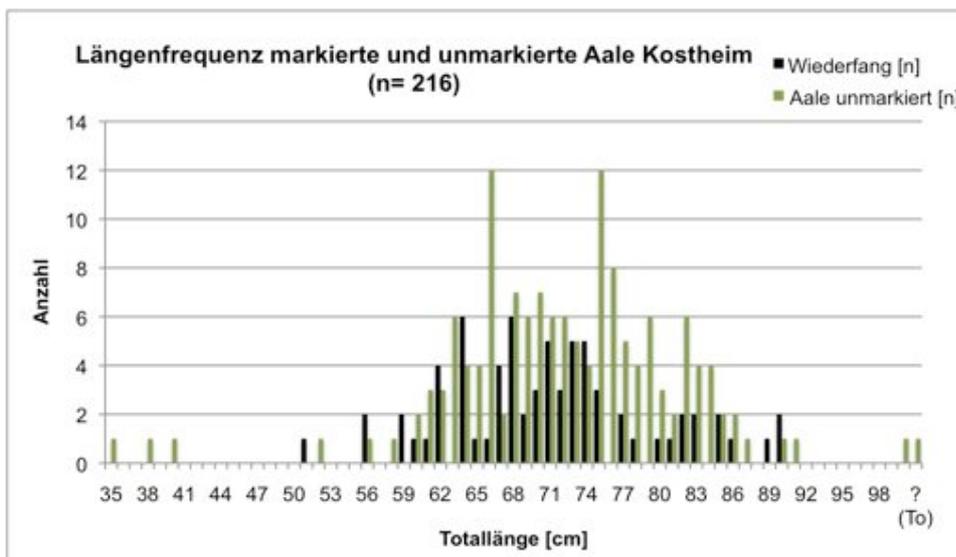


Abb. 4.47: Längenfrequenz Wiederfänge markierte Versuchsaaale und Fänge unmarkierter Aale im gleichen Zeitraum.

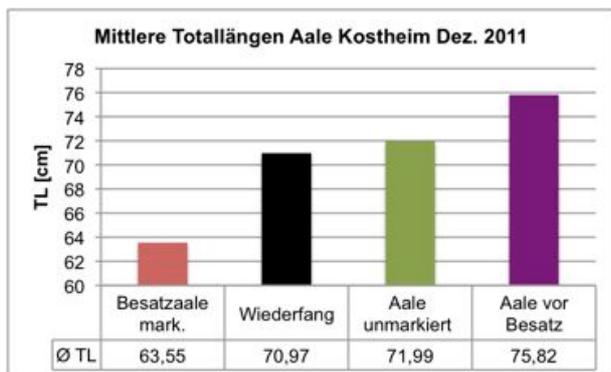


Abb. 4.48: Längen verschiedener Chargen Aale, Kostheim im Dezember 2011.

Rechenreinigung erlittenen Quetschungen, Total- und Teilabtrennungen meist tot bzw. verendeten nach wenigen Minuten (auch bei Bergung direkt auf dem Förderband während des Reinigungsvorgangs!). Dies betraf sowohl markierte (= zuvor definitiv unversehrte) wie auch unmarkierte (Vorschädigung unbekannt) Aale. Konträr waren die Aale im Bypasshamen fast alle vital und unversehrt.

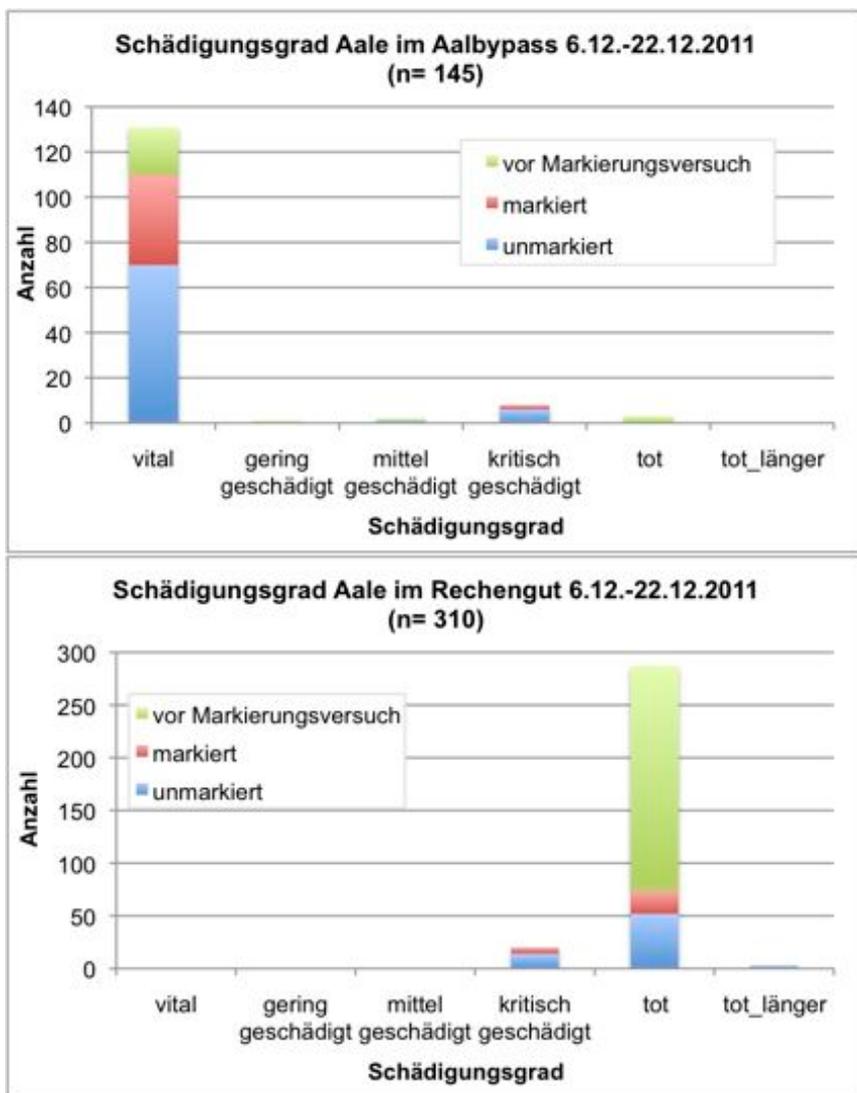


Abb. 4.49: Schädigungsklassen Aale im Aalbypass (oben) und im Rechengut (unten).

Geschädigte Individuen im Bypass wiesen die Schädigungsmuster auf, die von der Rechenreinigung bekannt sind und dürften während des Reinigungsvorgangs passiv in den Aalbypass gelangt sein.

Auffällig ist, dass die Schädigungen unabhängig von der Körperlänge der Aale meist in der hinteren Körperhälfte auftraten (Abb. 4.50 & 4.51). Dies erklärt sich in der (in Laborversuchen bestätigten) typischen Verhaltensweise des Aals an stehenden Rechen: Die Tiere zwingen sich mit dem Schwanz durch die Gitterstäbe und versuchen, sich hindurchzuziehen bzw. die Stäbe wegzudrücken (HÜBNER, 2009). Bei aufsteigendem Rechenreiniger wird die Umklammerung des Rechens beibehalten und es kommt zu den verzeichneten Quetschungen und Abtrennungen.

Die Schädigungsrate der im Aalabstieg gefangenen Aale und der Aale im Rechengut ist stark unterschiedlich (Abb. 4.49). Individuen im Rechengut waren in Folge der während der

Schlußfolgerungen Aalabstieg:

Die Nutzung des Aalbypasses steht in direktem Zusammenhang mit der Dotation des Bypasses in Relation zu der turbinieren Was-

sermenge. Ist die konkurrierende Wassermenge, die durch den Rechen fließt, nahe der Ausbauwassermenge, ist der Aalbypass für den Aal und die meisten anderen Fischarten nicht auffindbar und/oder nicht attraktiv und somit funktionsuntüchtig. Selbst bei für Fische „optimalen“ Betriebsbedingungen, also einer geringen Auslastung der Turbinen, verenden noch immer rund 50% der größeren Aale im Rechengut, weil sie nicht durch den Bypass abgestiegen sind.

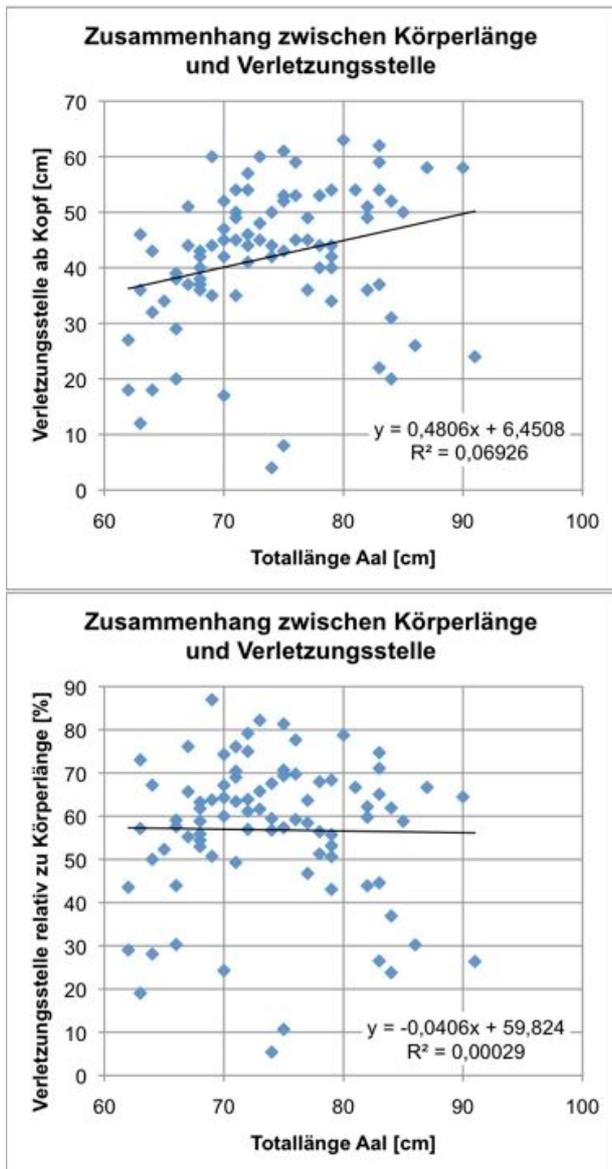


Abb. 4.50: Zusammenhang zwischen Körperlänge der Aale und Stelle der Schädigung: die Schädigungen treten unabhängig von der Körperlänge meist im hinteren Körperbereich auf. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die Aale während des Rechenreinigungsvorgangs die Rechenstäbe mit dem Schwanz umgreifen.



Abb. 4.51: Schädigungen bei Aalen treten unabhängig von der Körperlänge meist im hinteren Körperbereich auf.

Die verzeichneten Schädigungen betrafen in vergleichbaren Anteilen markierte und unmarkierte Aale. Die im Rechengut anfallenden toten und letal geschädigten Aale wiesen – markiert und unmarkiert – zudem gleiche Verletzungen auf. Damit ist der Rechenreiniger in Kostheim als Hauptquelle der Aalschädigungen identifiziert; Vorschädigungen spielen lediglich eine untergeordnete Rolle.

Aalschäden am Rechen treten meist bei Individuen ≥ 60 -65 cm auf – also bei weiblichen Aalen, die physisch nicht durch den Rechen passen. Kleinere Aale wandern mehrheitlich über die Turbinen ab. Größere Aale machten die größte Zahl der im Rechengut gefundenen Fische aus.

Das Umgehungsgerinne hat für den Aalabstieg keine Bedeutung, da es lediglich zufällig aufgefunden wird.

Hinweis: Zu den Schadensbildern der Rechengutfunde anderer Arten im Gesamtzeitraum 2011 siehe Kap. 4.2.

4.3.4.5 DIDSON-Beobachtungen Verhalten Aal

Vorversuch Beobachtungen vor dem Kraftwerksrechen

Nachdem im April und Anfang Mai abwandernde Aale im Rechengut vorgefunden wurden, erfolgte im Frühjahr ein erster Versuch, Aale (und potenzielle Prädatoren) am Rechen aufzuzeichnen.

Am 19.05.2011 wurde über zwei Stunden (20.30 Uhr bis 22.30 Uhr) das rechte Rechenfeld mit dem DIDSON-Sonar beobachtet. Das Sonar war dabei frontal auf das obere Drittel des Rechenfeldes gerichtet.

Ergebnisse: Vor den Rechen wurden insgesamt 8 kleine Fische beobachtet, die quer vor dem Rechen schwammen und sich dann flussaufwärts bewegten. Aale wurden nicht gesichtet. Ab 21.30 Uhr tauchten erstmals Welse vor dem Rechen auf und wurden bis zur Beendigung der Beobachtungsphase immer wieder gesehen. Es handelte sich dabei um drei große Tiere (Totallänge ca. 1,27 m, 1,45 m und 0,90 m). Die Tiere schwammen mit ruhigen Bewegungen vor den Rechen hin und her, wobei die Aktivität gegen Ende der Beobachtungsphase deutlich zunahm.

Da Aale vorwiegend nachts migrieren, unterliegen sie einem Frassdruck durch die ebenfalls nachtaktiven Welse. Die vor dem Rechen patrouillierenden Welse dürften sich jedoch insbesondere auf vorgeschädigte Aale und andere Fische „spezialisiert“ haben.

Die Beobachtungen machen auch deutlich, dass ein rasches Auffinden von Abwanderkorridoren zur Vermeidung hoher Mortalität unerlässlich ist.

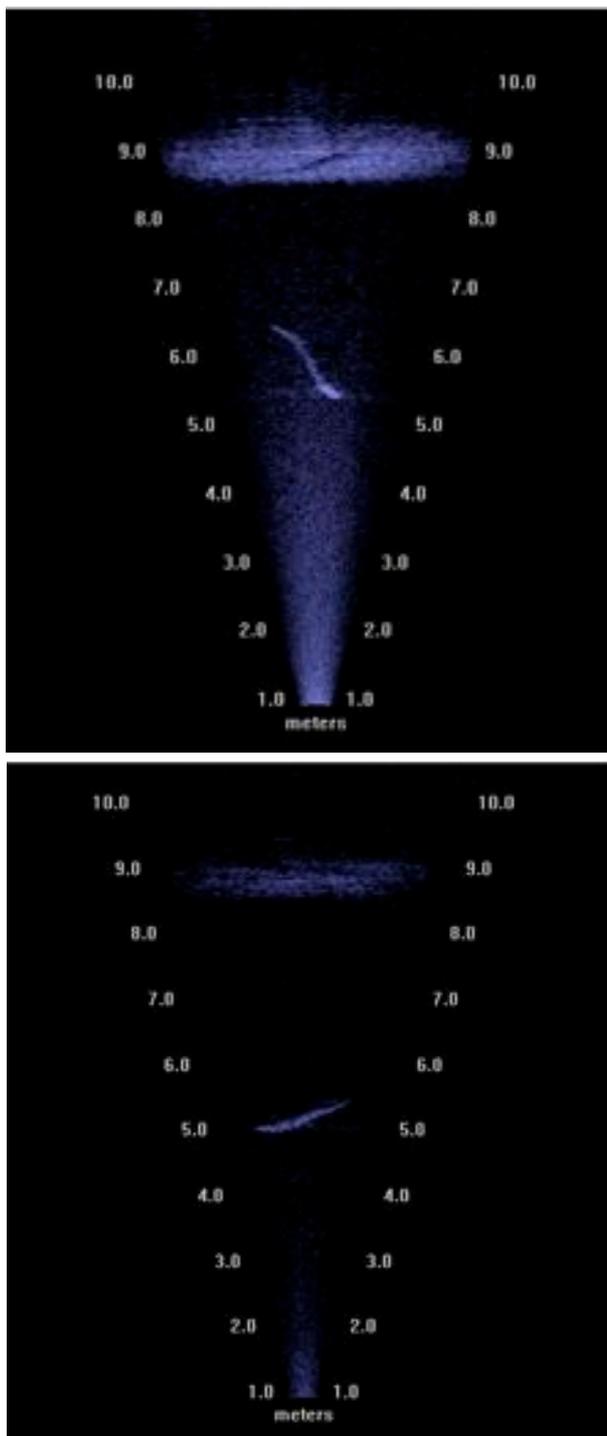


Abb. 4.52: Nächtliche DIDSON-Aufnahmen im Oberwasser; Welse am 19.05.2011 vor dem Kraftwerksrechen.

Abstiegsverhalten Aale an Rechen und Aalbypassöffnung

Am 17.12. und 18.12.2011 wurde im Zuge der Aalabstiegsversuche der Bypass („Aalabstieg“) kontrolliert. Ausweislich der Rechengutaufzeichnungen fand diese DIDSON-Un-

tersuchung damit innerhalb der „Kernzeit“ der Aalabwanderung im Main im Herbst 2011 statt (vgl. Kap. 4.3.4).

Am 17.12.11 wurde die Öffnung des Bypasses am Rechenfeld der rechten Uferseite über 11 Std. und 45 min beobachtet (15.45 Uhr – 03.30 Uhr). Am 18.12.11 wurde ein Teilstück des rechten Rechenfeldes über 5 Std. (22.00 Uhr - 3.00 Uhr) aufgenommen.

Ergebnis 17.12.2011: Insgesamt konnte das Verhalten von 249 Aalen vor der Abstiegsöffnung beobachtet werden. Dabei wurden die meisten Beobachtungen eine halbe Stunde nach Versuchsbeginn registriert (55 Beobachtungen pro 0,5 Stunden). Danach nahm die Anzahl der Beobachtungen stark ab. Bereits 3,5 Stunden nach Versuchsbeginn wurden durchschnittlich nur 6 Ereignisse pro 0,5 Stunden aufgenommen (Abb. 4.53).

Grundsätzlich schwammen fast alle Tiere an der Seitenwand vor dem Rechen entlang. Ho-

rizontale oder vertikale Bewegungen entlang des Rechens wurden an diesem Tag nicht beobachtet. Bei der Abwärtswanderung schwammen auch einige Tiere in größerer Entfernung zur Wand. Diese passierten allerdings meist sofort den Rechen (s.u.).

Der Großteil der Tiere schwamm an der Abstiegsöffnung vorbei (114 Tiere = 46% aller registrierten Aalbeobachtungen) (Abb. 4.54). Die meisten Aale nahmen den Abstieg schon bei der Abwärtswanderung in Richtung Rechen nicht wahr (70 Tiere = 28% aller beobachteten Aalbewegungen). Viele schwammen in der Regel ohne eine Reaktion in 1-2 m Entfernung oder in noch kürzerem Abstand an der Öffnung vorbei. Insgesamt 14 Tiere passierten sofort den Rechen nachdem sie an der Abstiegsöffnung vorbeigeschwommen waren (6% aller Beobachtungen). Die restlichen Aale verfehlten die Abstiegsöffnung auf dem Rückweg vom Rechen stromaufwärts, wobei fast alle beobachteten Tiere entlang der Seitenwand schwammen (44 Tiere = 18 % aller Beobachtungen). Dabei wurden 8 Tiere beobachtet, wie sie in sehr geringem Abstand an dem Aalabstieg entlang schwammen.

Bei 13 Tieren (5% aller Beobachtungen) war eine deutliche Meidung des Aalabstiegs zu sehen. Meist kamen diese Aale von stromabwärts und schreckten bei Erreichen der Öffnung zurück. Danach flüchteten sie in der Regel wieder flussaufwärts.

Insgesamt 86 Tiere wurden beim Einstieg in den Aalabstieg beobachtet (35% aller beobachteten Aalbewegungen). Allerdings muss-

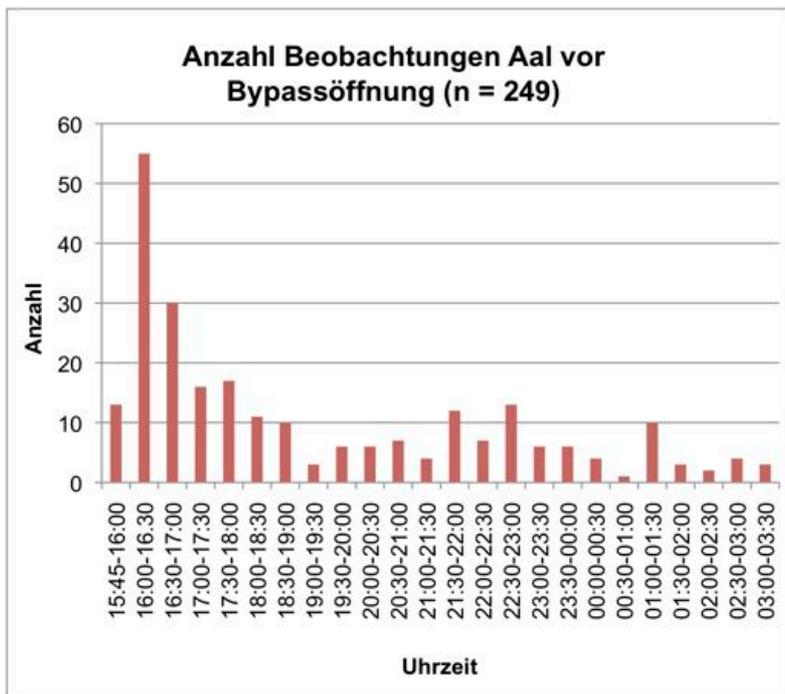


Abb. 4.53: DIDSON-Beobachtungen Oberwasser Dezember 2011: zeitliche Staffelung der Aalbeobachtungen an der Bypassöffnung.

ten 43% dieser Aale vorher an den Aalabstieg vorbeigeschwommen sein, da sie sich aus der Richtung des Rechens der Abstiegsöffnung näherten. Die restlichen 57 % der absteigenden Aale schwammen von stromaufwärts oder von oberhalb in den Aalabstieg hinein.

Immer wieder wurde beobachtet wie Aale den Aalabstieg wieder verließen. Ein Teil der Tiere verließ die Öffnung kurz nachdem ein Einstieg erfolgte. Ob es sich jeweils um dasselbe Tier handelte, kann nicht beurteilt werden. Deshalb wurden diese Tiere

mit Anderen zusammengefasst, die plötzlich ohne eine vorhergehende Aktion an der Öffnung auftauchten und den Abstieg verließen. Ein Teil der Tiere könnte auch aus dem Bereich des links gelegenen Rechenfeldes stammen, da der Aalabstieg eine Verbindung zwischen den durch eine Wand getrennten Rechenfeldern schafft. Insgesamt schwammen 35 Aale aus dem Aalabstieg heraus (14% aller registrierten Aalbewegungen) (Abb. 4.54).

In einigen Fällen wurden die Aale von der Rechenreinigung aufgescheucht (5 Rechenreinigerbewegungen von insgesamt 37 Bewegungen) und flüchteten. Zwei Tiere schwammen bei der Abwärtsfahrt des Reinigers hinterher und verschwanden im Aalabstieg. Zwei weitere Aale schwammen am Abstieg vorbei in Richtung Rechen. Ein Tier verließ den Aalabstieg nachdem der Reiniger vorbeigefahren war. Der Zusammenhang von Reinigungsfahrt und dem Auftauchen von Aalen unterstützt die im Labor gemachten Befunde, dass sich einige Aale mehr oder minder lange direkt am Rechen aufhalten (HÜBNER 2009).

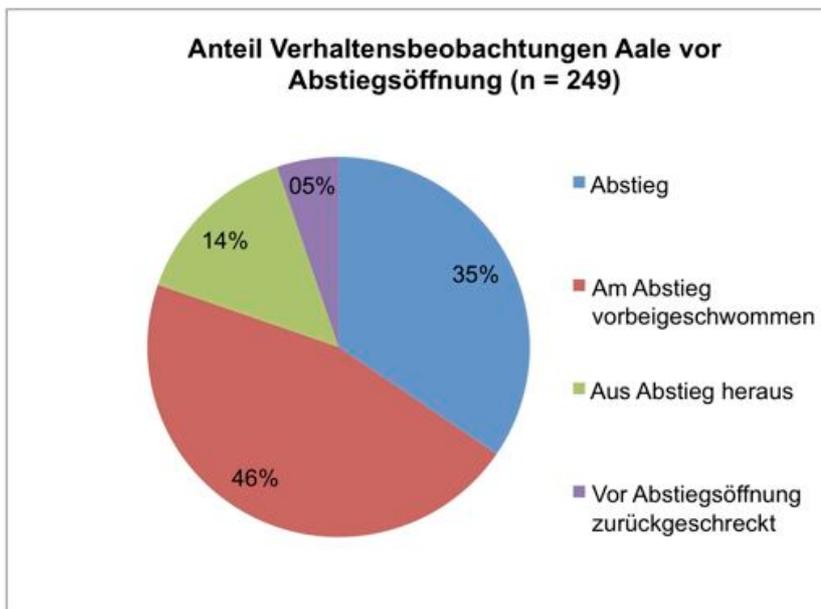


Abb. 4.54: DIDSON-Beobachtungen Oberwasser Dezember 2011: relative Häufigkeit spezifischer Verhaltensmuster von Aalen an der Bypassöffnung.

Auch andere Fische wurden in der Nähe des Aalabstiegs beobachtet. Es handelte sich dabei um ausschließlich wenige kleine Exemplare und ein größeres Tier (TL ca. 27 cm), die wie die Aale in kurzem Abstand an den Abstieg vorbeischwammen. Nur zweimal wurde beobachtet, wie ein kleiner Fisch in die Abstiegsöffnung einschwamm.

Ergebnis 18.12.2011: Im Gegensatz zum Vortag konnten Bewegungen des Aals entlang des Rechens beobachtet werden (insgesamt 26 Beobachtungen). Dabei waren horizontale und vertikale Bewegungen zu sehen.

Die Tiere tauchten nur kurz innerhalb der Beobachtungsebene auf und verschwanden sofort wieder. Einige Tiere schienen dabei mit leicht mit nach unten geneigtem Kopf gegen die Strömung zu schwimmen.

Abb. 4.55 - 4.64 zeigen exemplarisch die geschilderten Verhaltensweisen.

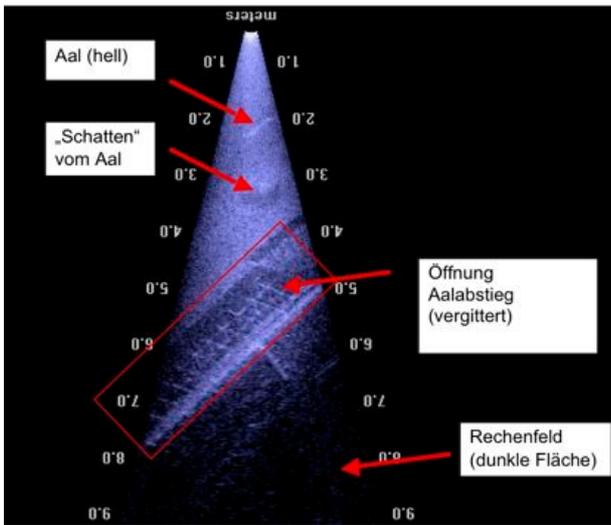


Abb. 4.55: DIDSON-Beobachtungen Oberwasser vom 17.12. 2011: Aal schwimmt in größerer Entfernung flussabwärts an Aalbypass vorbei.

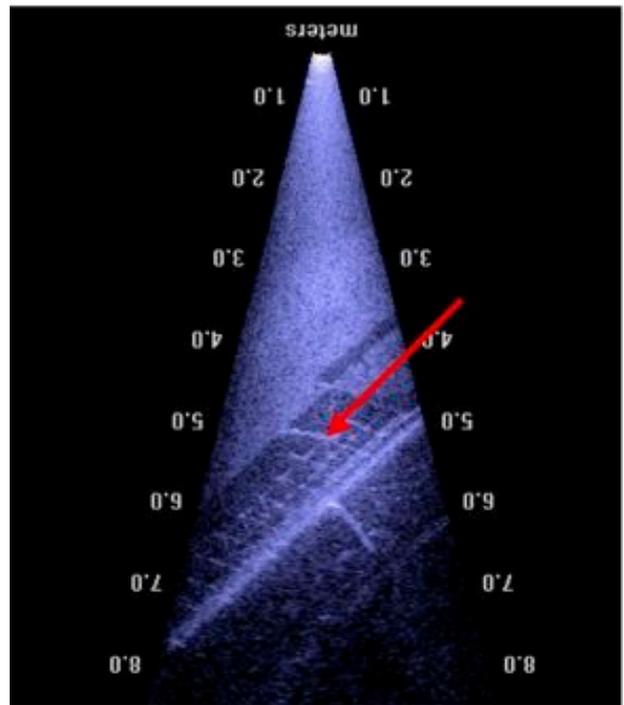


Abb. 4.57: DIDSON-Beobachtungen Oberwasser vom 17.12. 2011: Aal schwimmt in kurzem Abstand an Abstiegsöffnung flussaufwärts vorbei.

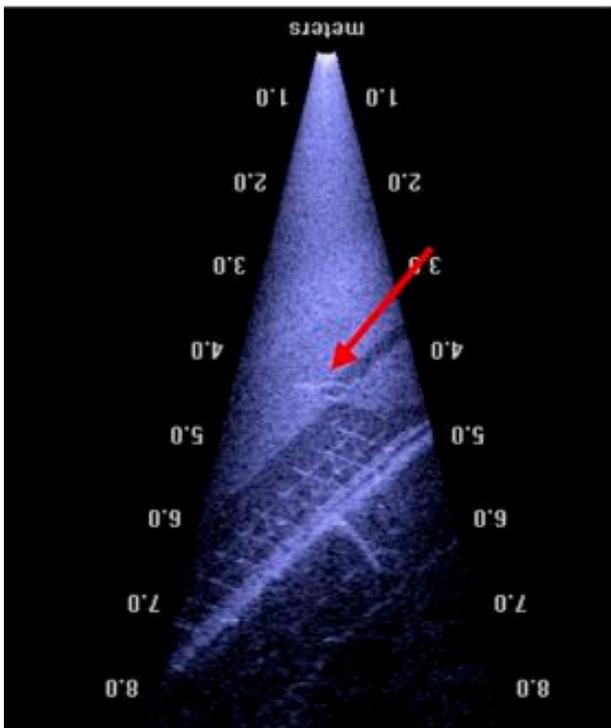


Abb. 4.56: DIDSON-Beobachtungen Oberwasser vom 17.12. 2011: Aal schwimmt in kurzer Entfernung flussabwärts an Aalbypass vorbei.

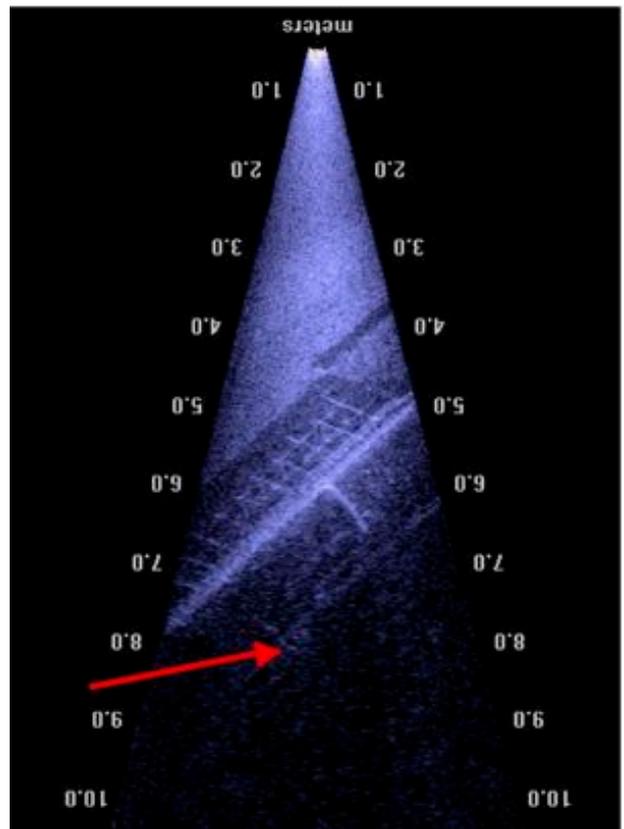


Abb. 4.58: DIDSON-Beobachtungen Oberwasser vom 17.12. 2011: Aal kurz vor der Rechenpassage.

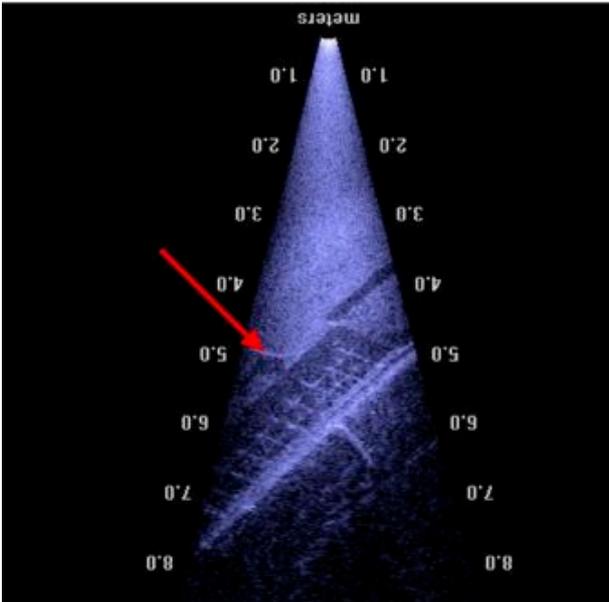


Abb. 4.59: DIDSON-Beobachtungen Oberwasser vom 17.12. 2011: Aal demonstriert vor der Bypassöffnung eine Schreckreaktion.

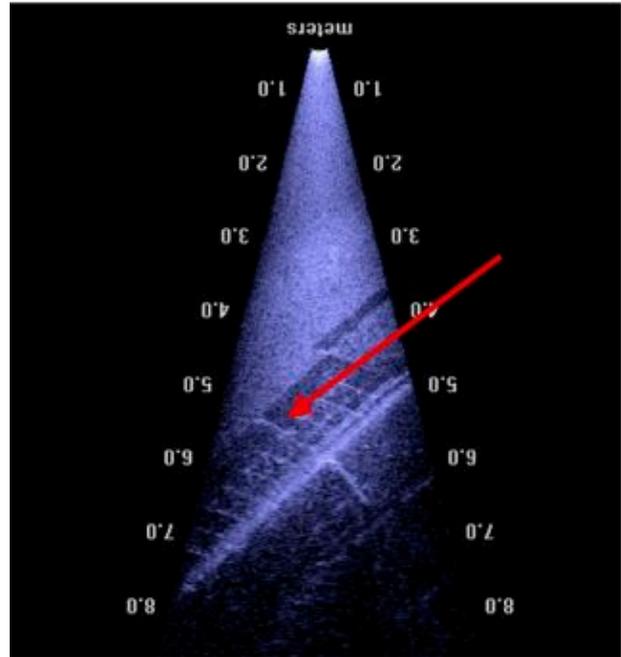


Abb. 4.61: DIDSON-Beobachtungen Oberwasser vom 17.12. 2011: Aal schwimmt über die gesamte Länge nahe am Aalbypass vorbei flussaufwärts.

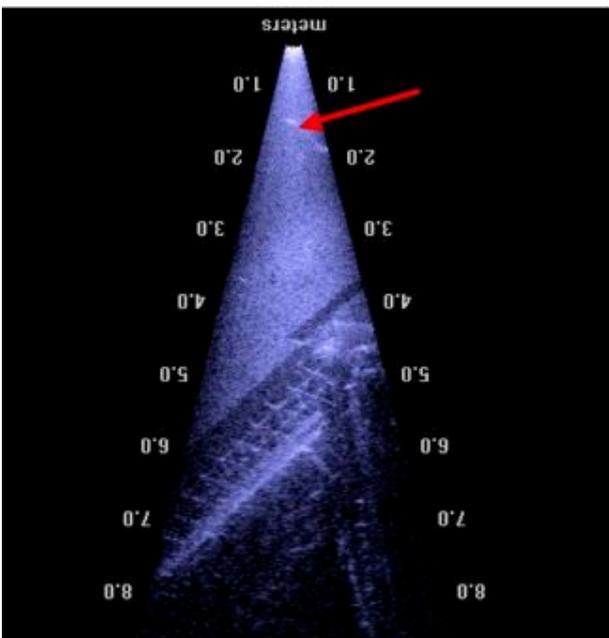


Abb. 4.60: DIDSON-Beobachtungen Oberwasser vom 17.12. 2011: Aal flieht vor Rechenreinigung flussaufwärts.

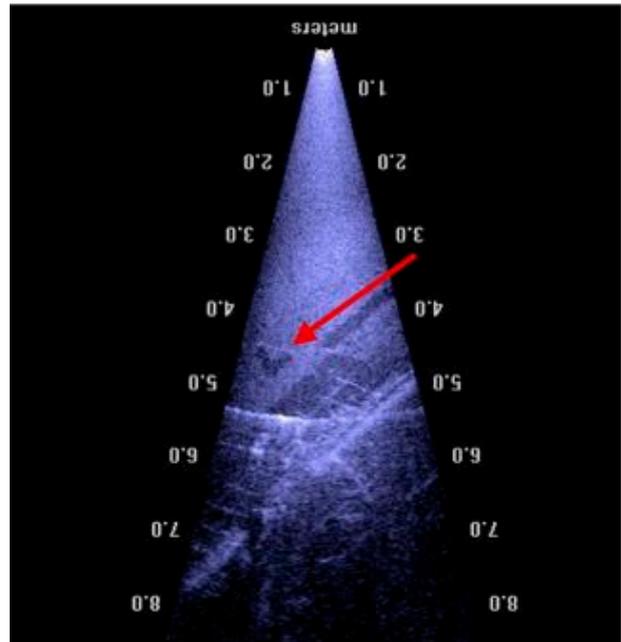


Abb. 4.62: DIDSON-Beobachtungen Oberwasser vom 17.12. 2011: Aal folgt zunächst dem Rechenreiniger und verschwindet dann im Aalbypass.

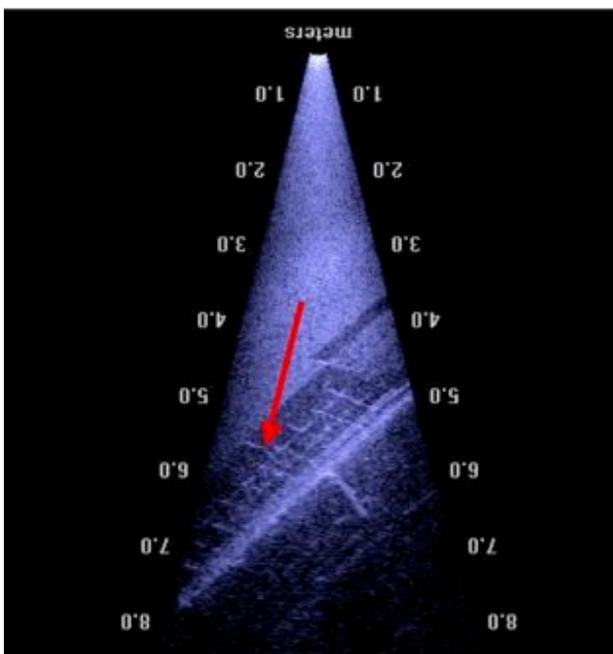


Abb. 4.63: DIDSON-Beobachtungen Oberwasser vom 17.12. 2011: Aal schwimmt wieder aus Aalabstieg heraus.

der Öffnung vorbei, da sie das einströmende Wasser nicht wahrnehmen können und daher den Abwanderweg nicht finden. Der Grund für die schlechte Auffindbarkeit ist u.a. neben der Lage (siehe unten) auch hydraulisch bedingt: Eine Öffnung, in die das Wasser hineinströmt, bezieht das Wasser von allen Seiten gleichmäßig. Deshalb verliert sich der Strömungsimpuls in einer konkurrierenden Strömung sehr schnell. Die Hauptströmung bleibt weiterhin in Richtung Rechen gerichtet, wo die Aale weiterhin ihren Abstiegsweg suchen. Nur von Aalen, die sich an der Wandstruktur entlangbewegen und zufällig in Höhe der Öffnung vorbeikommen, wird der Abstieg gefunden. Die meisten Tiere dürften aber weit entfernt von den Seitenwänden mit der Hauptströmung abwandern.

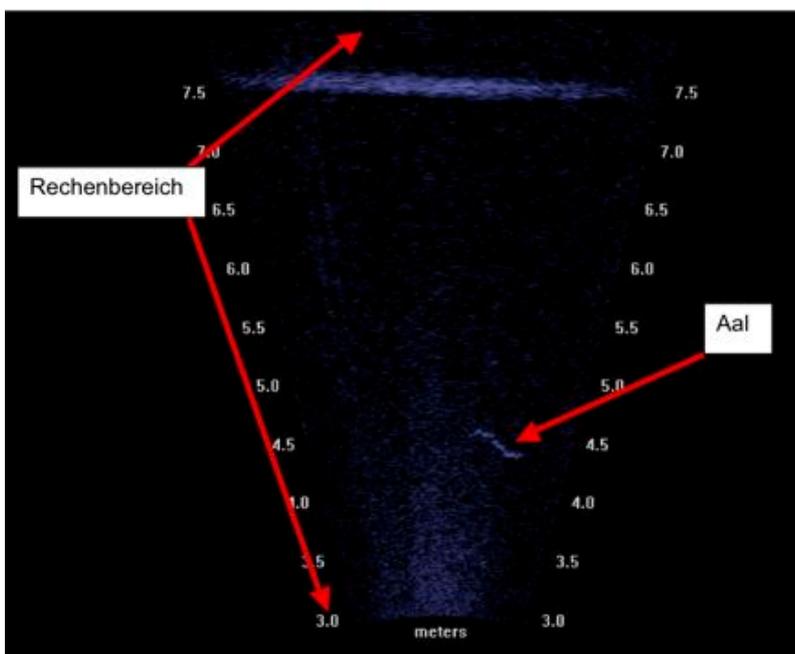


Abb. 4.64: DIDSON-Beobachtungen Oberwasser vom 17.12. 2011: Aal wandert in horizontaler Richtung entlang des Rechens.

Laboruntersuchungen mit Blankaalen zeigten, dass der Aal ohne einen für ihn wahrnehmbaren Abwanderweg vor dem Rechen zunächst mit dem Rechen kollidiert (ADAM *et al.*, 1997) oder/ und vorher abtaucht (HÜBNER, 2009). Nach Kollision schrecken die Tiere im Allgemeinen zurück und schwimmen flussaufwärts.

Am Kraftwerk Kostheim dürften einige Tiere aufgrund des 20 mm - Rechens auch sofort in die Turbine einschwimmen, da der Rechen von Aalen bis 62 cm Totallänge problemlos passiert werden kann (HÜBNER, 2009). Die verbliebenen Individuen tauchen rasch auf den

Grund ab. Die Ergebnisse der DIDSON-Aufnahmen zeigten dieses Verhalten ebenfalls. Wenn beim Abtauchen die Abstiegsöffnung in unmittelbarer Nähe passiert wird, wandern die Aale in den Abstieg ein.

Schlussfolgerung DIDSON-Untersuchung

Aalabwanderung:

Der vornehmlich als „Aalabstieg“ konzipierte Bypass ist für die meisten Aale nicht auffindbar. Die meisten Tiere schwimmen an

Wie Laboruntersuchungen zeigten, sucht der Aal, nachdem er den Grund erreicht hat, zuerst am Rechenfuß nach einem weiteren Abwanderungsweg. Erst später, wenn die Suche dort erfolglos war, wandert er entlang des Rechens oder der Wände wieder in Richtung Oberfläche. Nicht wenige Tiere ruhen am Rechen und umschlingen dabei den Rechenstab mit dem Schwanzende (HÜBNER, 2009). Bei der Rechenreinigung werden sie dann vom Reinigungsapparat erfasst und getötet (vgl. Kap. 4.3.4.4 Schädigung durch Rechenreinigung).

Die DIDSON-Aufnahmen zeigen diesen Vorgang nicht. Aufgescheuchte Aale nach einer Reinigungsfahrt geben jedoch indirekt einen Hinweis darauf, dass sich Tiere am Rechen befanden. Das Verhalten des Aals am Rechen konnte nur unzureichend beobachtet werden (18.12.2011). Ob die horizontalen und vertikalen Bewegungen tatsächlich eine Wanderung entlang des Rechens zeigen, kann nicht gesagt werden; hierfür war die Beobachtungsebene am schräg geneigten Rechen in Aufsicht zu klein.

Der Aalbypass seitlich in der Mitte des Rechenfeldes ist für den Aal schon aufgrund seiner Lage schwer auffindbar, da er sich bei seiner Suche nach dem Abstiegsweg primär zum Boden orientiert. Aalabstiege sollten daher stets auf dem Grund positioniert sein und zusätzlich unbedingt auch Leitstrukturen haben, die den Aal zu den Abstiegsöffnungen hinführen. Leitelemente erwiesen sich im Labor als sehr effektiv (HASSINGER & HÜBNER 2009), wohingegen große Einströmmengen in den Abstieg grundsätzlich kontraproduktiv für den Aal sind.

Abwanderungswillige Aale schrecken vor Abstiegsöffnungen zurück, die eine Einströmgeschwindigkeit von über 0,4 m/s aufweisen (GÖHL 2004, HÜBNER 2009). Vermutlich waren am Einstieg des Bypasses in Kostheim diese Geschwindigkeiten partiell überschritten, was die Schreckreaktion einiger Aale erklären würde.

4.4 Tierversuch Mortalitätsrate bei Turbinenpassage ohne Rechen

4.4.1 Versuchsablauf und Versuchsfische

Ziel des Tierversuchs war die Bestimmung der turbinenbedingten Schädigung verschiedener Arten und Längensklassen ohne Kontakt mit dem Rechen bzw. Rechenreiniger. Gemäß Tierversuchsgenehmigung durften 300 Aale, 600 Cypriniden/Barsche und 300 Forellen als Versuchsfische eingesetzt werden. Neben den 1.200 Versuchsfischen wurden zusätzlich 102 Dummys (handelsübliche Bockwürste 15,8 – 16,0 cm) verwendet. Die Zusammensetzung, Herkunft und Längenfrequenzen sind in Kap. 2.2.3 (Abb. 2.31 - 2.34) zusammengestellt.

Der Versuch erfolgte in zwei Durchgängen, um im Falle einer sofortigen Mortalität $\geq 50\%$ bei einer oder mehreren Gruppen einen Versuchsabbruch gewährleisten zu können. Da die sofortige Mortalität deutlich unter 50% betrug, werden beide Durchgänge zusammengefasst.

Der Tierversuch zur Erfassung der Mortalität bei Turbinenpassage begann mit dem Besatz am 1.12.2011 und endete am 3.12.2011 nach 48 Stunden Hälterung der überlebenden Individuen.

Die Versuchsfische und Dummys wurden in drei Durchgängen über ein Rohr hinter den Rechen direkt in Turbine 2 eingeführt:

1. Durchgang, 11:00 Uhr: ca. 300 Cypriniden und Barsche; 150 Aale; 54 Dummys
2. Durchgang, 13:00 Uhr: ca. 300 Cypriniden und Barsche; 150 Aale; 48 Dummys
3. Durchgang, 15:30 Uhr: 300 Forellen

Um zu vermeiden, dass unmarkierte Fische, die nicht Teil des Versuchs waren, ebenfalls im Hamen gefangen werden, wurde der Hamen

erst kurz vor Durchgang 1 unterhalb Turbine 2 installiert. Zudem wurde jeder in die Auswertung eingegangene Fisch auf seine Markierung geprüft.

Jeweils nach 60 und 90 Minuten (ab Einsatz letzter Besatzfisch) wurde der Hamen vom Boot aus geleert. Alle Fische und Dummys wurden in ein Becken überführt und sofort nach den Kategorien „lebend“ und „tot bzw. sehr stark geschädigt“ sortiert. Die sehr stark geschädigten Fische ohne Überlebenschance wurden abgeschlagen und sofort vermessen. Die lebenden Fische wurden zwischengehört. Eine weitere Sortierung erfolgte aus Tierschutzgründen bereits nach 24 h. Die überlebenden Fische wurden insgesamt 48 h gehältert. Alle Fische wurden auf Schädigungen untersucht und protokolliert.

Die Dummys (Bockwürste) wurden umgehend auf Schäden (Risse, Abtrennungen) geprüft und protokolliert.

4.4.2 Mortalitätsraten bei Turbinenpassage

Es wurden 629 von 1.200 eingesetzten Versuchsfischen (Wiederrangrate 52%) und 63 von 102 eingesetzten Dummys (Bockwürste) (Wiederrangrate 62%) wiederrangefangen (Abb. 4.65).

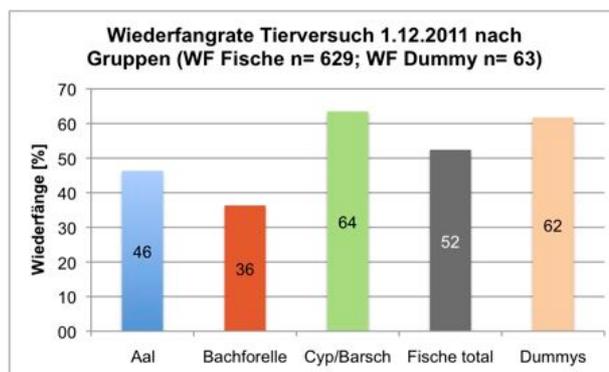


Abb. 4.65: Fische und Dummys im Tierversuch: Wiederrangraten im Hamen.

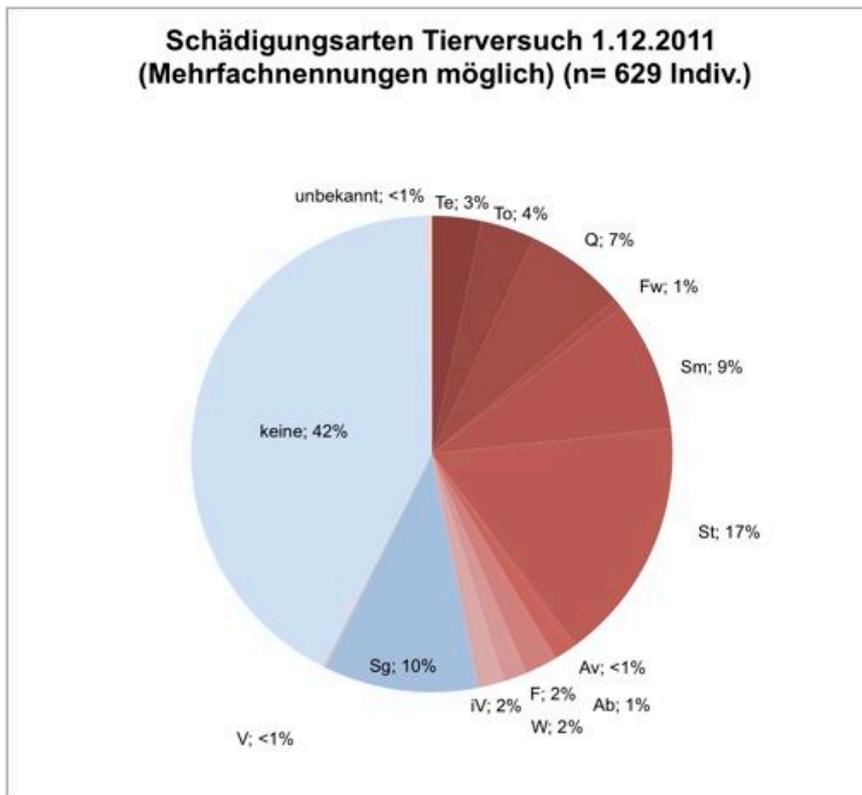


Abb. 4.66: Relative Häufigkeit der aufgetretenen Schädigungsformen (ohne Dummies). Kürzel: Te = Teilabtrennung; To = Totalabtrennung; Q = Quetschung, Hämatom; Fw = Fleischwunden; Sg = Schuppenverlust gering; Sm = Schuppenverlust mittel; St = Schuppenverlust stark; Av = Augenverlust; Ab = Augenblutung; F = Flossenschäden (Hämatom, Einblutung oder Bruch; W = Wirbelsäulenbruch; P = Pilzbefall (Schädigung älter); V = Verhaltensauffälligkeit (ggf. innere Verletzungen); iv= innere Verletzung (Afterbluten, Kiemenbluten); SB = Schwimmblase geplatzt (nur bei Obduktion anzugeben) keine = lebend, ohne sichtbare Schäden; ? = tot, ohne sichtbare Schäden.

Die Wiederfangrate der Gruppe Cyp_Barsch war von allen Fischgruppen die höchste und entsprach nahezu der Wiederfangrate der Dummies. Die niedrigste Wiederfangrate demonstrierten die Forellen mit 36%. Die Wiederfangraten der Fischgruppen korrelieren mit den jeweiligen Mortalitätsraten (siehe unten).

Abb. 4.66 zeigt die relative Häufigkeit der Schädigungsformen beim Tierversuch (ohne Dummies). Die aufgeführten Schädigungen wurden in einem weiteren Beurteilungsschritt in Schädigungsklassen mit den in Kap. 2.4 detailliert beschriebenen Überlebensprognosen unterteilt:

Prognose positiv, „Fisch überlebt“

- ▶ Vital = keine sichtbaren Schädigungen
- ▶ Gering geschädigt = geringe sichtbaren Schädigungen.

Prognose negativ, „Fisch überlebt nicht“:

- ▶ Mittel geschädigt = der Fisch weist kritische Verletzungen auf, die langfristig zu „verspäteter Mortalität“ führen.
- ▶ Kritisch geschädigt = der Fisch hat schwere Verletzungen, die kurzfristig zum Tod führen
- ▶ Tot = letal geschädigt

Es wurden die in Abb. 4.67 dargestellten Häufigkeiten der Schädigungsklassen festgestellt.

Gering und mittel geschädigte Individuen wurden bei Aal

und Forelle nur ausnahmsweise festgestellt. Die Mehrzahl der Individuen war vital, gefolgt von umgehend verendeten Individuen (meist Teil- und Totalabtrennungen). Nach der registrierten sofortigen Mortalität am Versuchstag kamen über die 48 h – Hälterung keine weiteren Todesfälle hinzu (!). Bei Cypriniden & Barschen traten hingegen sehr differenzierte Schädigungsmuster auf (insbesondere bedingt durch Schuppenverluste, Quetschungen und Blutungen) (Abb. 4.68).

Unter den Dummies (Bockwürsten) fanden sich 11% geschädigte Exemplare mit „Totalabtrennungen“ (Abb. 4.69 & 4.70). Die Dummies wie-

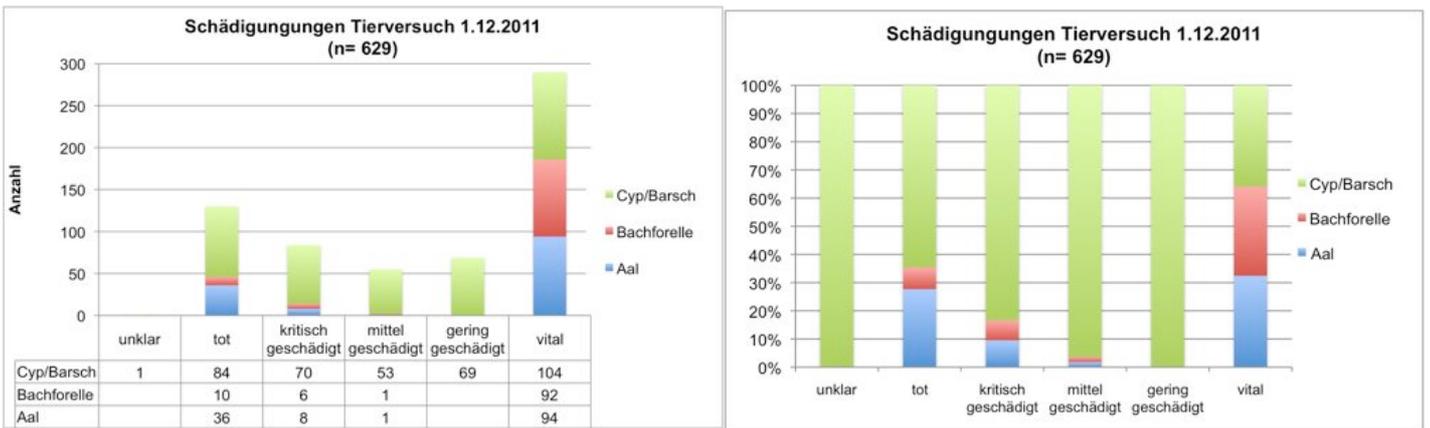


Abb. 4.67: Anzahl (links) und Anteile (rechts) der Versuchsfische in verschiedenen Schädigungsklassen.

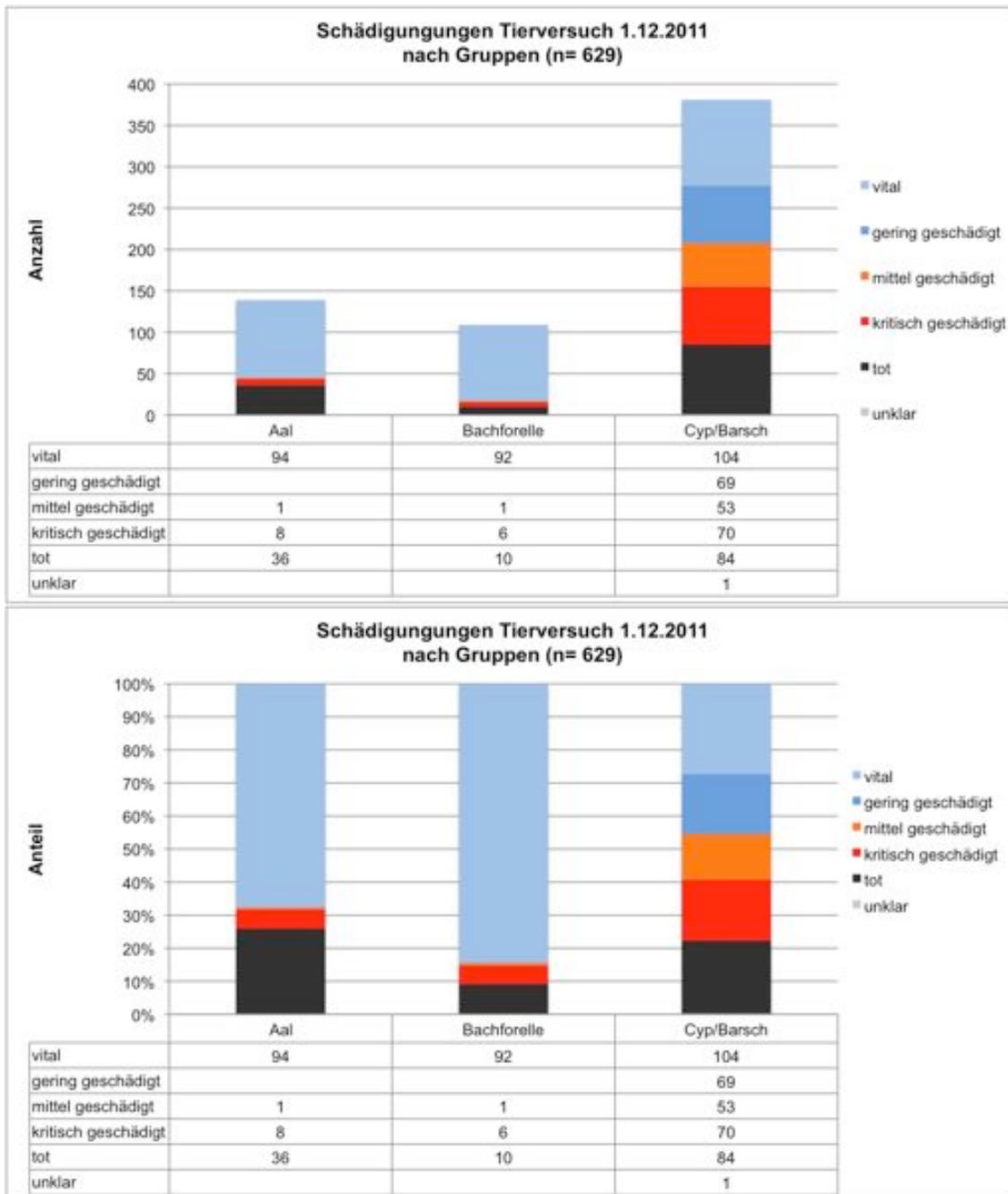


Abb. 4.68: Häufigkeit der Schädigungsklassen nach Versuchsfischgruppen.

sen folglich charakteristische Turbinenschädigungen auf.

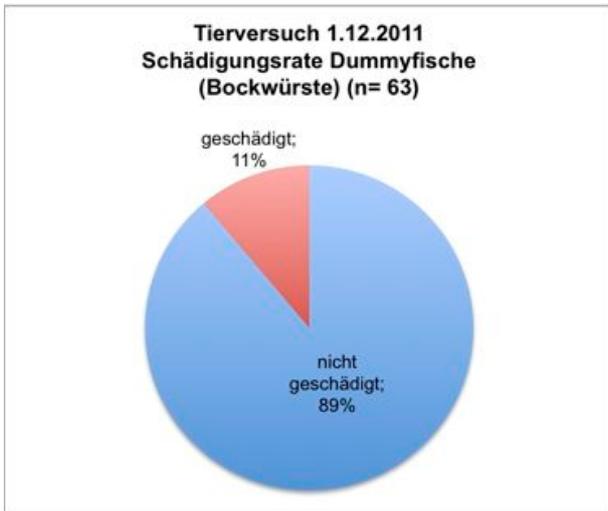


Abb. 4.69: Anteil geschädigter / ungeschädigter Dummys



Abb. 4.70: Dummys (Bockwürste) mit charakteristischen Turbinenschäden.

Bei Wiederfangraten unter 90% stellt sich die grundsätzliche Frage nach dem Zustand der nicht wiedergefangenen Individuen. Sind die verlustigen Fische in gleichen Anteilen geschädigt und ungeschädigt wie die Unterprobe im Hamen oder sind geschädigte Individuen im Hamen (wesentlich) überrepräsentiert?

Wenn die Fangwahrscheinlichkeit für ungeschädigte Individuen deutlich schlechter wäre

als für geschädigte Individuen, darf sich die Berechnung der Mortalitätsrate nicht auf die Fangzahl als Bezugsgröße stützen, sondern es muss eine Bezugsgröße verwendet werden, die zwischen der Besatzzahl und der Fangzahl liegt.

Die Hypothese einer sinnvollen Bezugsgröße zwischen Besatzzahl und Fangzahl wird durch folgenden Auswertungsschritt gestützt:

Besonders mobile, ungeschädigte oder gering geschädigte Individuen haben - insbesondere bei Hamenvariante 2 - grundsätzlich die Möglichkeit, gegen die Strömung aus dem Hamen auszuweichen, bevor sie in den Netzsack (45 m vom Hamenkopf entfernt) gelangen. Entsprechend müsste sich dies in einem Zusammenhang zwischen Mortalitätsrate und Wiederfangrate ausdrücken: je geringer die Mortalitätsrate, desto mehr Individuen bleiben mobil und verlassen das Netz, wodurch die Wiederfangrate sinkt. Je mehr Individuen durch Schädigungen immobil sind, umso mehr werden wiedergefangen – vergleichbar zu immobilen Dummys, die hier als „Kontrollgruppe“ herangezogen werden können. Je nach Expositionsdauer und Strömungsverhältnissen wird der Effekt auch von der art-spezifischen „Schwimmstärke“ überlagert.

Dennoch ist in Abb. 4.71 ein deutlicher Zusammenhang zwischen Wiederfangrate und Mortalitätsrate erkennbar. Die Korrelation ist bei Zugrundelegung der Wiederfangzahl (oben) ebenso deutlich wie bei der Zugrundelegung der Besatzzahl (unten; inkl. 10% Hamenmortalität außer Aal, keine Hamenmortalität).

Abb. 4.72 zeigt die ermittelten Mortalitätsraten (oben: ohne Hamenmortalität; unten: mit 10%

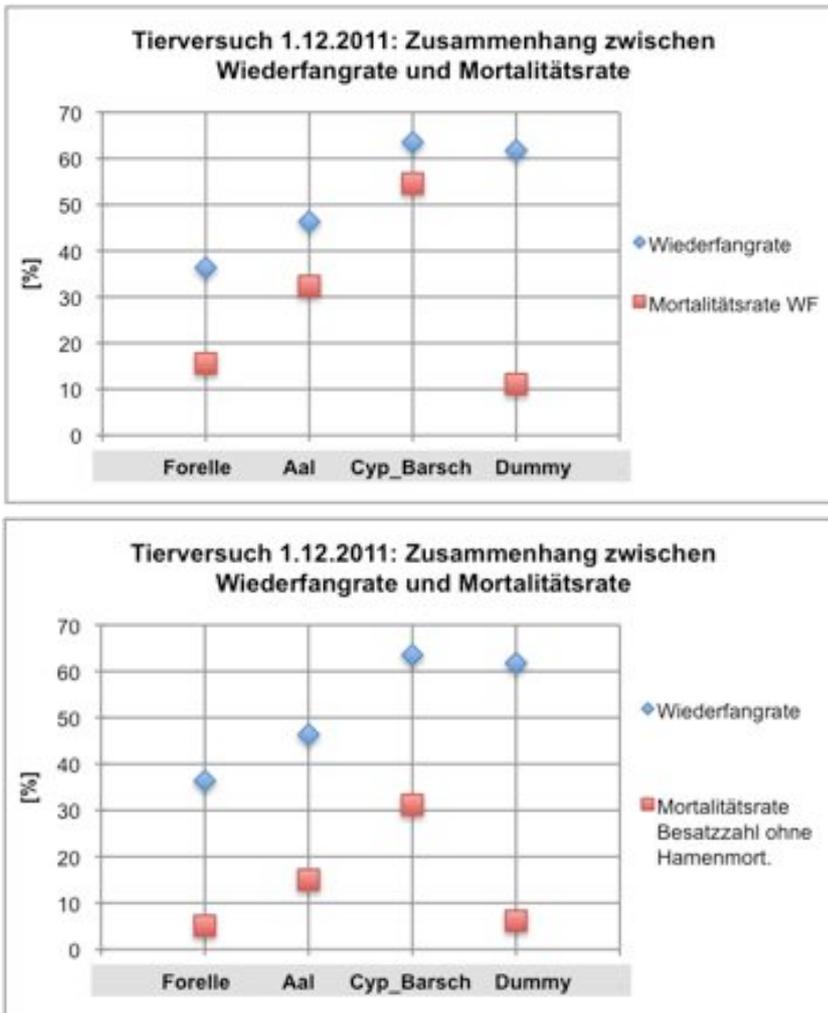


Abb. 4.71: Zusammenhang zwischen Wiederfangrate und Mortalitätsrate (Anteil in Bezug zur Wiederfangzahl); die Korrelation ist bei der Wiederfangzahl als Bezugsgröße (oben) ebenso deutlich wie bei der Bezugsgröße Besatzzahl (unten; 10% Hamenmortalität herausgerechnet; außer Aal: keine Hamenmortalität).

Hamenmortalität; für Lachssmolts berechnet: 8,2%).

Es wird deutlich, dass die Mortalitätsrate für alle 1.200 Versuchsfische selbst bei der Bezugsgröße Besatzzahl und unter Einbeziehung der Hamenmortalität mit 20,3% deutlich über dem „Sollwert“ von 10% liegt. Lediglich die Gruppe „Forelle“ unterschreitet hier den „Sollwert“ (Hauptschädigung Totalabtrennungen, Teilabtrennungen).

Der Aal unterliegt auch bei optimistischer Auslegung (alle entkommenen Individuen ungeschädigt) noch einer Mortalitätsrate von

15,0% (durch Totalabtrennungen, Teilabtrennungen, Wirbelsäulenbrüche und schwere Hämatomate). Für den Aal wird keine Hamenmortalität angenommen, da die Tiere äußerst robust sind und die kleinen, kaum sichtbaren Schuppen tief und fest in der Haut sitzen sowie von einer dicken Schleimhaut geschützt werden. Die Gruppe Cypriniden & Barsche demonstriert mit 31,2% die höchste Mortalitätsrate; hier waren vorrangig kleine Individuen tot oder letal geschädigt (siehe unten).

Nicht ausgeschlossen werden kann, dass die Hamenmortalität bei den Cypriniden mit 10% unterschätzt wurde. Eine höhere Hamenmortalität könnte auf den gemeinsamen Fang mit Barschartigen (insbesondere Flussbarsch) liegen, die über sogenannte raue Kammschuppen (Ctenoid-Schuppen) verfügen, die auf dem freien Rand

mit Zähnen besetzt sind. Außerdem verfügen Barschartige über zwei Rückenflossen, von denen die erste mit harten, spitzen Strahlen bewehrt ist. Der Flussbarsch (n= 40 im Hamenfang Tierversuch) war bei der Bestimmung der Hamenmortalität im April 2011 nicht vertreten. Die Forellen wurden in Durchgang 3 ohne Barsche und Cypriniden eingesetzt und waren diesem Schädigungsrisiko entsprechend nicht ausgesetzt. Die zusammen mit den Barschen eingebrachten Bockwürste (Dummys) wiesen allerdings keine Spuren auf, die auf eine Beeinträchtigung durch Kamm-

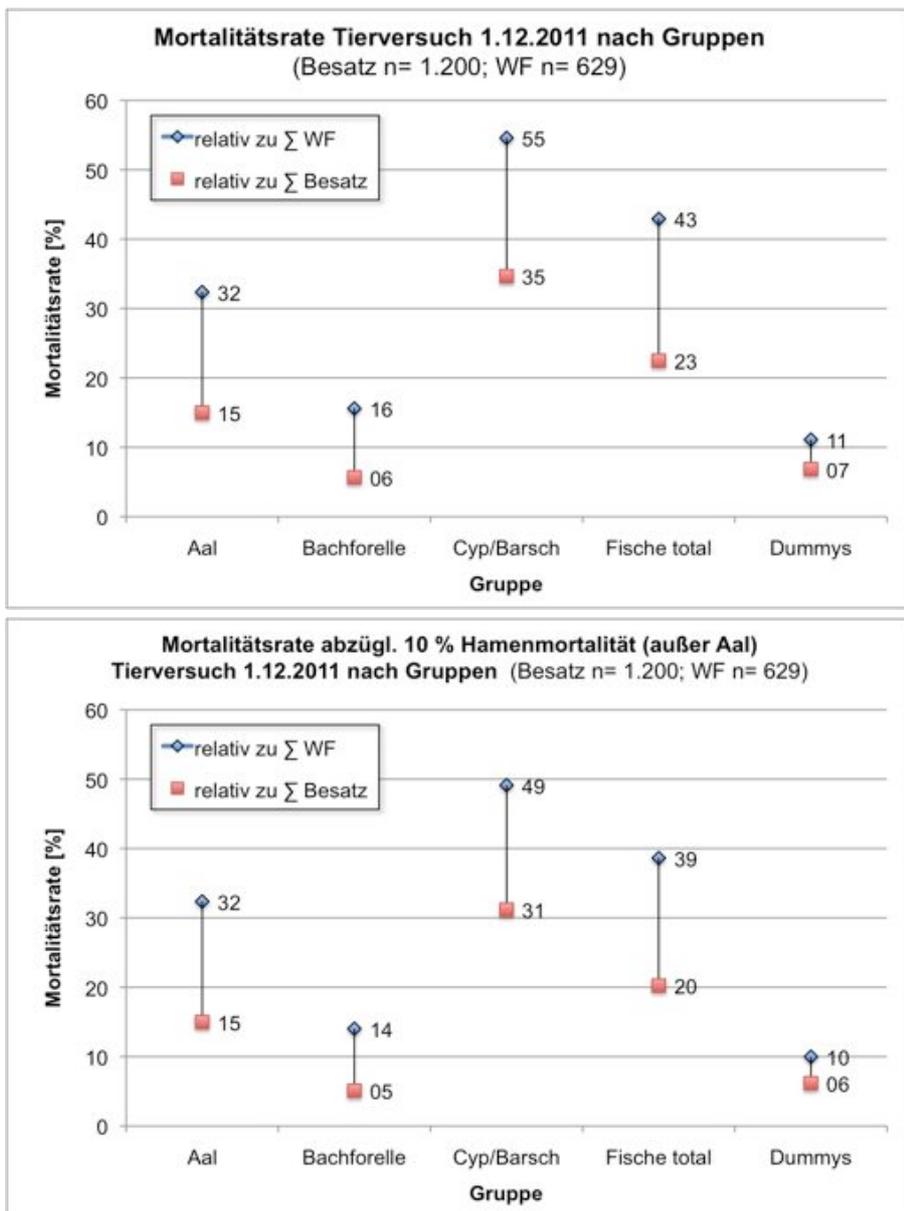


Abb. 4.72: Mortalitätsraten (oben: ohne Hamenmortalität; unten: mit Hamenmortalität) in Bezug zur Wiederfangzahl und zur Besatzzahl.

schuppen hindeuten würden. Sie zeigten zudem keine netzartigen Spuren, die auf eine Schädigung durch den Fangsack des Hamens hindeuten könnten (vgl. Abb. 4.70).

Eine ggf. deutlich höhere Hamenmortalität der Cypriniden ist nach bisherigem Kenntnisstand nicht ursächlich für die deutliche Überschreitung des 10%-Sollwerts.

Zudem muss berücksichtigt werden, dass Cypriniden einen hohen Anteil kleiner Individuen stellten (vgl. Kap. 2.2.3; Abb. 2.34), die zumindest im vorderen Drittel des Hamens durch die Maschen des Netzes entkommen bzw. durchrutschen konnten. Die oben getroffene Annahme, dass die überwiegende Mehrheit der verlustigen Aale und Fo-

Tab. 4.4: Zusammenfassung der Schädigungsarten und der der Mortalitätsberechnungen zu Grunde gelegten Ausgangswerte „Wiederfänge“ und „Besatzzahl“.

Einschätzung	Aal	Bachforelle	Cyp/Barsch	\sum Fische	Dummys
unklar			1	1	
tot	36	10	84	130	7
kritisch geschädigt	8	6	70	84	
mittel geschädigt	1	1	53	55	
gering geschädigt			69	69	
vital	94	92	104	290	56
Ausgangszahl \sum Wiederfänge	139	109	381	629	63
Ausgangszahl \sum Besatz	300	300	600	1.200	102

Tab. 4.5: Zusammenfassung der Mortalitätsberechnungen mit verschiedenen Ausgangswerten;* Aale: keine Hamenmortalität (WF = Wiederfang).

Raten [%]	Aal*	Bachforelle	Cyp/Barsch	Fische total	Dummys
Wiederfangrate	46,3	36,3	63,5	52,4	61,8
Mortalitätsrate relativ zu \sum WF	32,4	15,6	54,6	42,9	11,1
Mortalitätsrate relativ zu \sum Besatz	15,0	5,7	34,7	22,5	6,9
Mortalitätsrate relativ zu \sum WF ohne Hamenmortalität	32,4	14,0	49,1	38,6	10,0
Mortalitätsrate relativ zu \sum Besatz ohne Hamenmortalität	15,0	5,1	31,2	20,3	6,2

rellen ungeschädigt sei, lässt sich entsprechend nicht auf die Cypriniden übertragen.

Tab. 4.4 und Tab. 4.5 fassen die graphisch dargestellten Werte zusammen.

4.4.3 Zusammenhang zwischen Fischlänge und Mortalität

Bei Schädigungen im Rahmen der Turbinenpassage ist hinsichtlich der Kollisionswahrscheinlichkeit mit Anlagenteilen (Nabe, Laufschaufel etc.) ein positiver Zusammenhang zwischen der Körperlänge der Fische und der Schädigungsrate zu erwarten. Andererseits sind kleine Individuen auch empfindlicher gegenüber Druckunterschieden bei Turbinenpassage, die zu Schuppenverlusten und inneren Verletzungen führen können; zudem liegt für kleine Fische (insbesondere Cypriniden) die Hamenmortalität höher als bei größeren Fischen.

Für den Aal wurde bei der Größenklasse 70-95 cm eine letale Schädigungsrate von 36% registriert. Bei kleineren Aalen 45-65 cm betrug die Schädigungsrate jedoch immerhin noch 28% (Abb. 4.73).

Bei den Barschartigen (Abb. 4.74) und den Cypriniden (Abb. 4.75) zeigen sich die geringsten Schädigungsraten bei den mittleren Größenklassen, was auf eine Kombination der Effekte „Druckschäden“ bei kleinen und „Kollisionsschäden“ bei größeren Individuen hinweist. Die Schädigungsraten bei den Individuen der größeren Größenklassen lassen sich zwar wegen der geringen Nachweiszahl nicht sicher bestimmen. Gestützt wird die Aussage jedoch durch die zunehmende Schadenshäufigkeit bei den Forellen (Abb. 4.76). Bei den Klassen 10-15 cm, 20-25 cm und 30-40 cm steigt die Rate letaler Schädigungen von 0% über 5% auf 48% an.

Damit kann ausgesagt werden, dass das Mortalitätsrisiko bei Turbinenpassage für größere Individuen deutlich höher ist als für mittelgroße Individuen. Die Größenabhängigkeit ist jedoch gruppenspezifisch – es besteht kein linearer Zusammenhang zwischen Körperlänge und Schädigungsrate (vgl. Gesamtfang in Abb. 4.77). So liegt die Schädigungsrate bei Forellen 30-40 cm mit 48% deutlich höher als bei Aalen 45-65 cm (28%). Dies dürfte auf die hohe Beweglichkeit des schlangenförmigen Aals und seine Fähigkeit, in gekrümmter Haltung die Turbine zu passieren, zurückzuführen

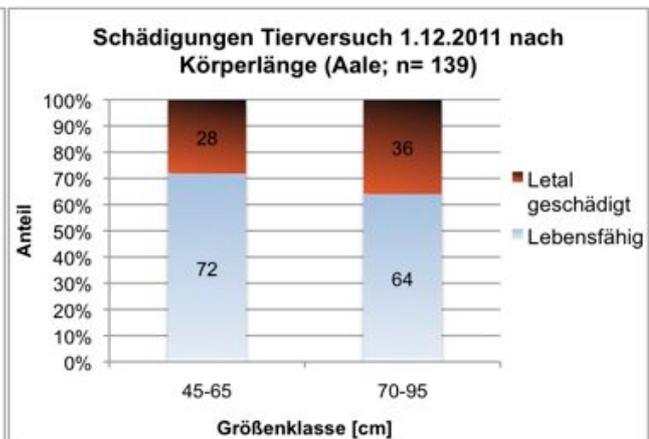
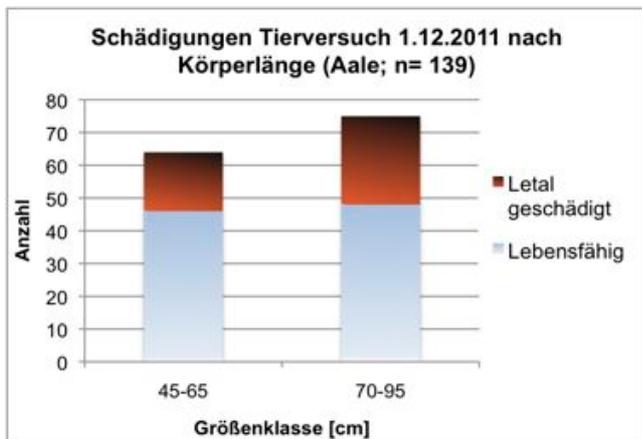
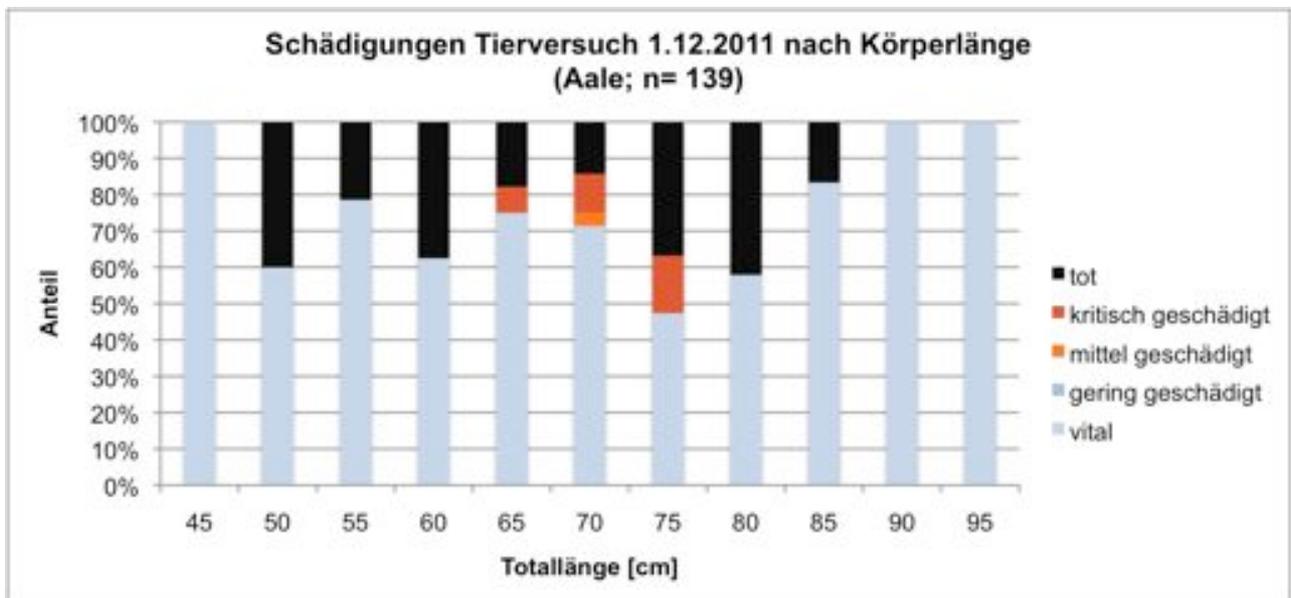
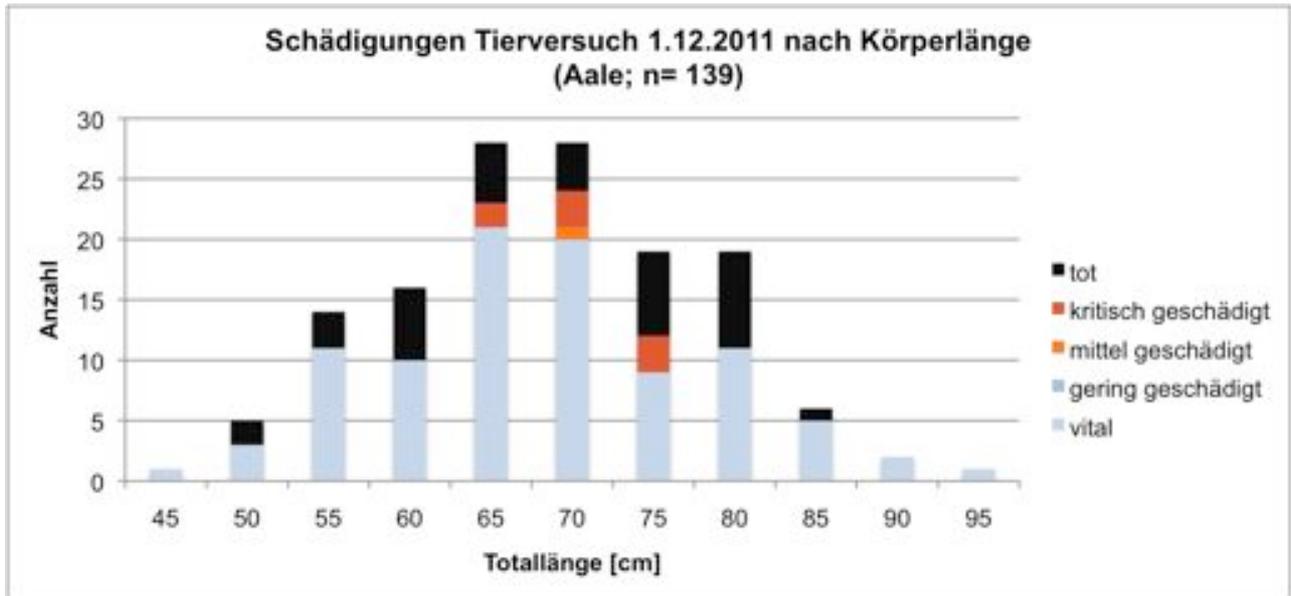


Abb. 4.73: Erfasste Schädigungsklassen in Bezug zur Körperlänge der Aale.

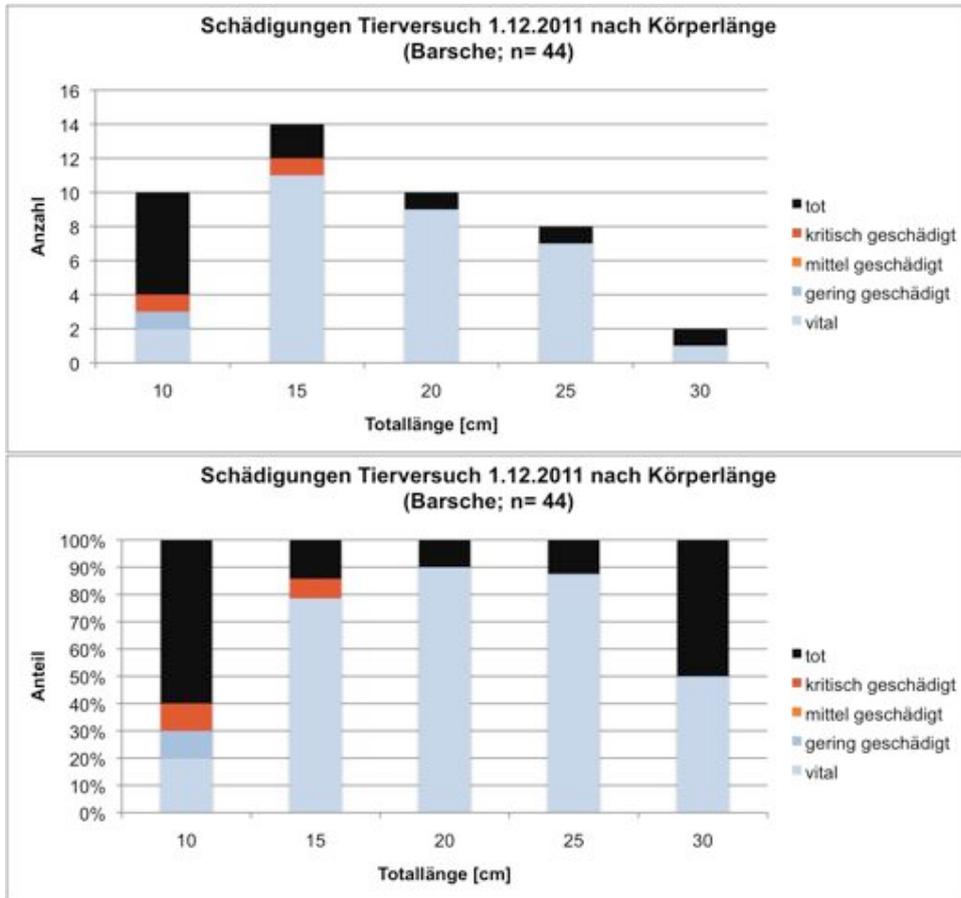


Abb. 4.74: Erfasste Schädigungsklassen in Bezug zur Körperlänge der Barschartigen.

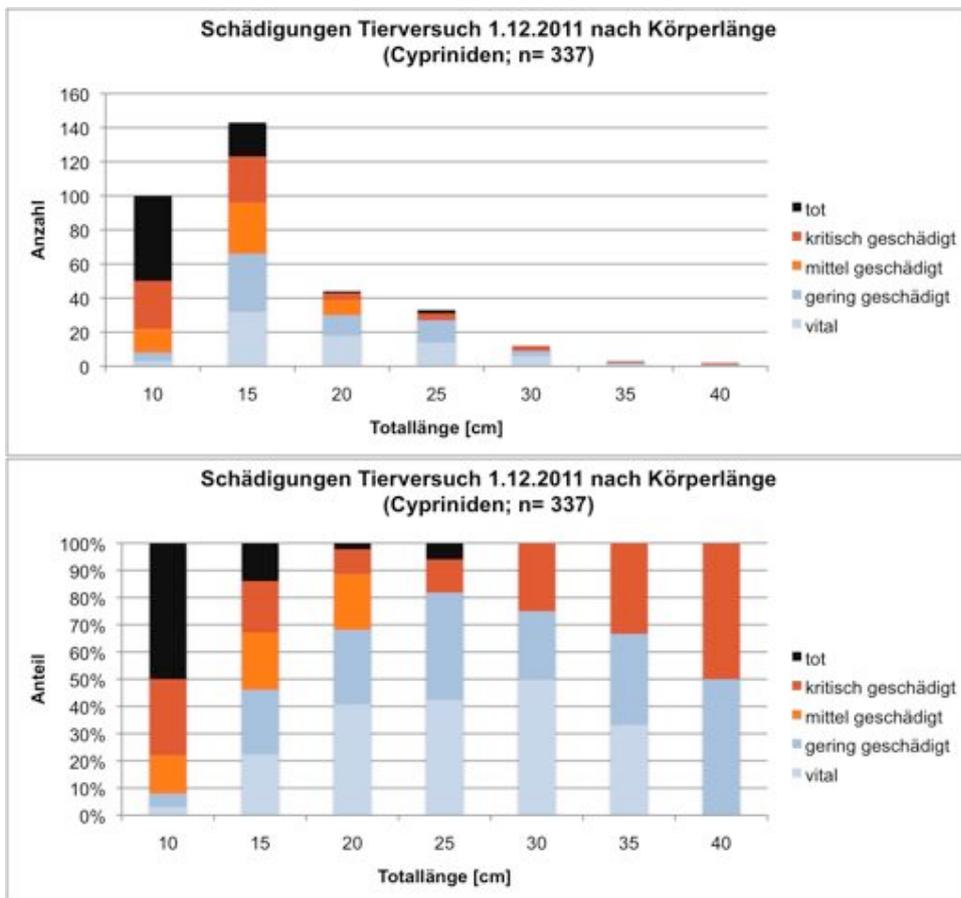


Abb. 4.75: Erfasste Schädigungsklassen in Bezug zur Körperlänge der Cypriniden.

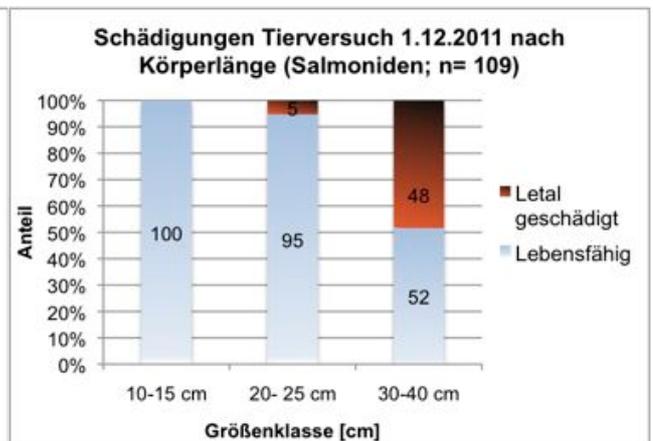
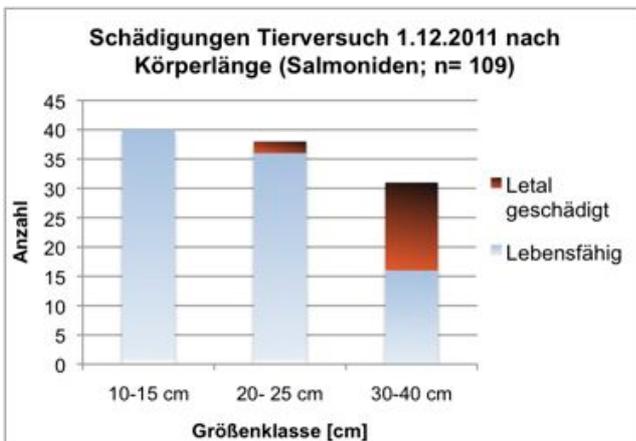
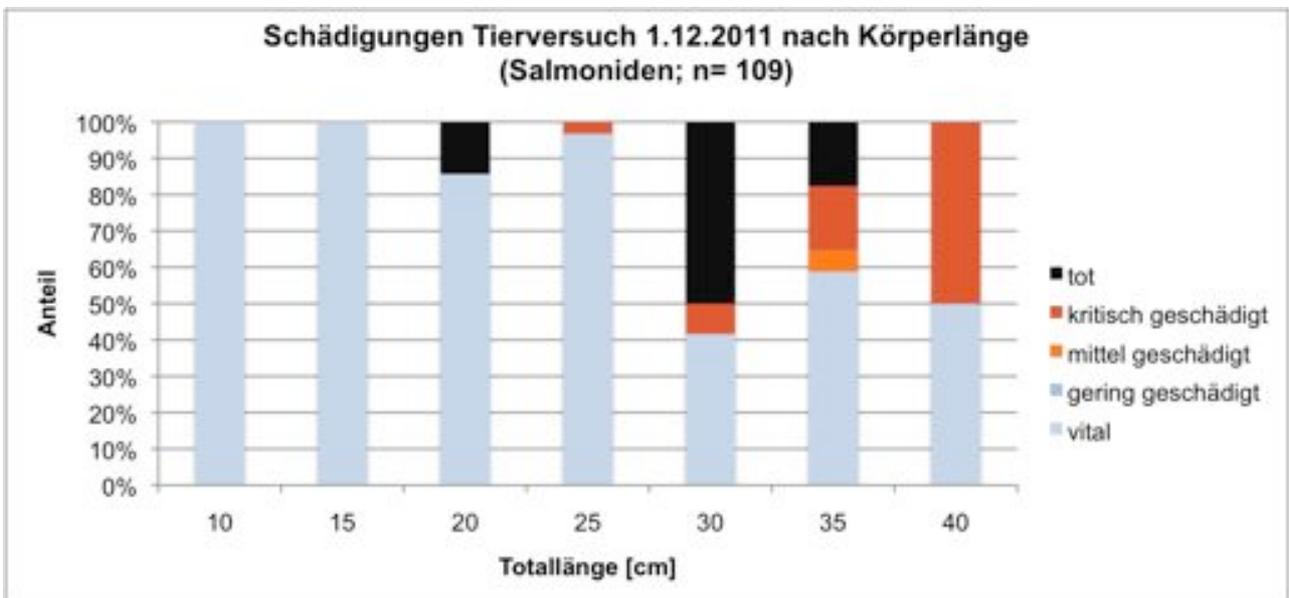
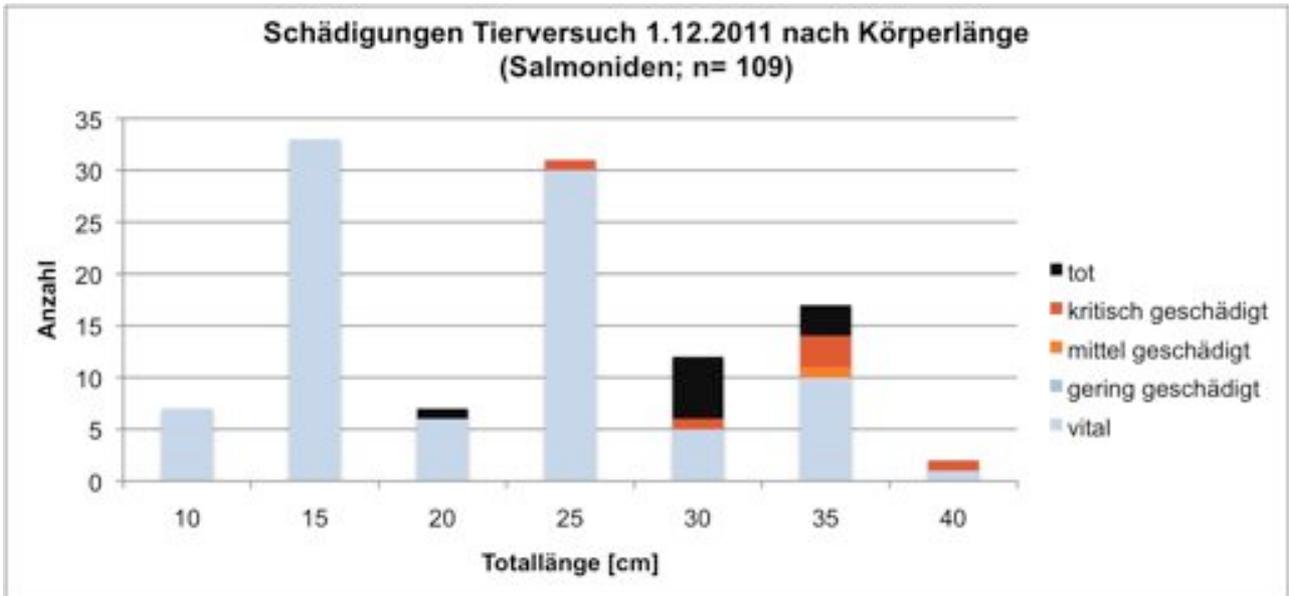


Abb. 4.76: Erfasste Schädigungsklassen in Bezug zur Körperlänge der Salmoniden.

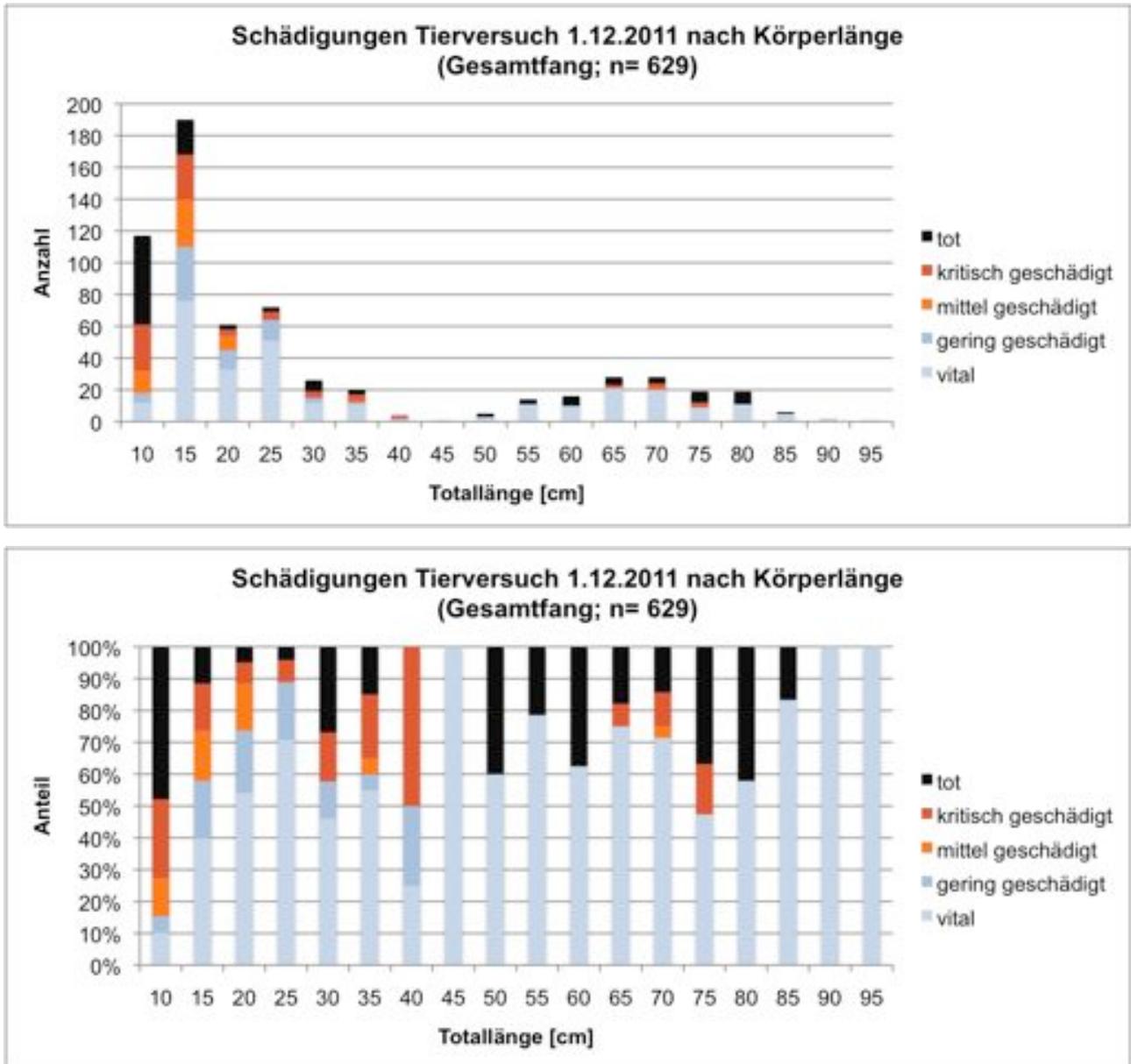


Abb. 4.77: Erfasste Schädigungsklassen in Bezug zur Körperlänge aller registrierten Individuen (Gesamtumfang).

sein. Durch eine Krümmung würde sich die Kollisionswahrscheinlichkeit mit Anlagenteilen zweifelsfrei stark reduzieren.

über dem „Sollwert“ von 10% liegt. Größere Fische sind zudem mehr gefährdet als kleinere Individuen.

Schlussfolgerung Tierversuch:

Ein Abbau des 20 mm – Rechens und/oder eine Vergrößerung des Stababstands des Rechens ist nicht zielführend, da die Mortalität bei Turbinenpassage mit 20% - 30% zu veranschlagen ist und damit insgesamt deutlich

4.5 Synthese Ergebnisse Fischabstieg

Wahl des Abwanderkorridors

Lachssmolts und Cypriniden vergleichbarer Größe und kleinere Individuen wandern gemäß der Hamenfänge vorrangig über die Turbine ab. Die Verhaltensbeobachtungen mittels DIDSON-Sonar an Lachssmolts bestätigten die Fangergebnisse. Es wurde beobachtet, dass die Lachssmolts in der überwiegenden Mehrzahl zügig mit dem Schwanz voran (passiv) durch den Rechen in die Turbine einschweben. Nur wenige Smolts passierten im Rahmen von Suchbewegungen die Rechenstäbe mit dem Kopf voran (aktiv). Damit stützen die DIDSON-Sonaruntersuchungen die im Zusammenhang mit den Fangversuchen getroffenen Schlussfolgerungen.

Die Mehrzahl der abwanderwilligen Fische, die aufgrund ihres Körperumfangs nicht durch den Rechen passt, gerät früher oder später über die Rechenreinigungsanlage in den Rechengutcontainer und verendet.

Insgesamt werden wahrscheinlich rund 3 von 4 Individuen, die im Rechengut Kostheim anfallen, durch den hiesigen Rechen bzw. den Rechenreiniger letal geschädigt. Die Schädigungsraten in Kostheim variieren zwischen den Arten und sind beim Aal besonders hoch. Der Rechenreiniger in Kostheim wurde im Dezember als Hauptquelle der Aalschädigungen identifiziert; Vorschädigungen kommen zwar regelmäßig vor, sie spielen insgesamt jedoch nur eine untergeordnete Rolle.

Das Umgehungsgerinne ist für den Fischabstieg nahezu ohne Bedeutung. Hierfür dürften die relativ geringe Dotation, die weite Entfernung vom Rechen (ca. 80 m) und ggf. der 90°-Winkel im Einlaufbereich verantwortlich sein.

Der Salmonidenabstieg war beidseitig verlegt (kein Durchfluss); hier konnte lediglich eine Beprobung (Hol 1, April 2011) vorgenommen werden. Ob und in welchen Anteilen ein funktionstüchtiger Salmonidenabstieg in der gegenwärtigen Ausführung (dunkles, langes Rohr) von abwandernden Fischen als Wanderkorridor genutzt worden wäre, kann entsprechend aus den vorliegenden Daten nicht abgeleitet werden.

Der Bypass erwies sich für den Aal wie für andere Arten bei normalem Turbinenbetrieb als nahezu funktionslos. Dies dürfte neben der ungünstigen Lage des Einlaufs in der Mitte der Wassersäule auch auf die geringe Leitströmung im Einlaufbereich zurückzuführen sein (0,5 m³/s bei einer Öffnung von 80 x 200 cm sind im Abstand von 50 cm für Fische kaum noch wahrnehmbar).

Schädigungen bei der Abwanderung:

Der 20 mm Rechen bildet keinen wirksamen Schutz für Smolts und andere Fische vergleichbarer Größe (vergleichbaren Körperumfangs) vor einer Turbinenpassage. Die charakteristischen Verletzungsmuster vieler Smolts (wie auch vieler Cypriniden), nämlich großflächige Entschuppungen im Hinterleibsbereich und Hämatome an der Schwanzwurzel, sind auf die passive Rechenpassage mit dem Schwanz voran zurückzuführen. Dies wurde auch durch die DIDSON-Untersuchungen bestätigt.

Die Mortalitätsrate für Lachse (markierte, nicht vorgeschädigte Individuen) bei Turbinen- und Rechenpassage liegt zwischen 40% und 45% (rechnerisch: 42,7 %) und damit um das vierfache über dem „Sollwert“ von < 10%. Bei Cypriniden wurden vergleichbare Werte ermittelt. Obgleich hier Vorschädigungen nicht völ-

lig ausgeschlossen werden konnten, bestätigen die Befunde die Ergebnisse der Smoltuntersuchung.

jeweils der optimale Fall (alle nicht-registrierten Individuen sind lebensfähig), der pessimale Fall (die Mortalitätsraten der wiedergefangenen Fische sind repräsentativ für die Gesamtgruppe) und der jeweilige Durchschnitt aus beiden Werten angegeben.

Tab. 4.6 fasst die Mortalitätsraten für die einzelnen Gruppen und die Ergebnisse der Frühjahrsuntersuchungen zusammen. Dabei wird

Tab. 4.6: Zusammenfassung der Schädigungsraten. Hamenmortalität; angesetzt: 10%; rechnerisch: 8,2%; Aale: keine Hamenmortalität.

Versuchsmodus	relativ zu Anzahl										relativ zu Anzahl			Schädigungsraten		
	Besatzmodus	n Besatz	n Wiederfänge	n Schädigungsquellen	wertet	n vital + geringerschäd.	n letal geschäd.	[%] letal geschäd.	abzgl. Hamenmortalität	[%] letal geschäd.	Besatz		abzgl. Hamenmortalität		Max. Mortalität	
abzgl. Hamenmortalität											[%] letal geschäd.	abzgl. Hamenmortalität	Min. Mortalität	Ø Mortalität		
Referenzmortalität Hamen (Hol 0)	300 Smolts direkt in Hamen	300	221	Hamen	220	202	18	8,2		6,0	6,0	7,1	8,2			
Abstiegsversuch Smolts	2.500 Smolts Turbinenzulauf	2.500	1.464	Rechen + Turbine + Hamen	436	214	222	50,9	45,8	14,8	13,3	29,6	45,8			
Abstiegsversuch Smolts	sonstige Arten			Rechen + Turbine + Hamen	611	333	278	45,5	40,9							
Tierversuch 3 Gruppen	1.200 Fische direkt in Turbine	1.200	629	Turbine + Hamen	629	359	270	42,9	38,6	22,5	20,3	29,4	38,6			
Tierversuch Gruppe Aal	300 Aale direkt in Turbine	300	139	Turbine + Hamen	139	94	45	32,4	32,4	15,0	15,0	23,7	32,4			
Tierversuch Gruppe Cyp	600 Cyp-Barsche direkt in Turbine	600	381	Turbine + Hamen	381	173	208	54,6	49,1	34,7	31,2	40,2	49,1			
Tierversuch Gruppe Forellen	300 Forellen direkt in Turbine	300	109	Turbine + Hamen	109	92	17	15,6	14,0	5,7	5,1	9,6	14,0			
Versuch Dummy Bockwurst	102 Bockwürste direkt in Turbine	102	63	Turbine + Hamen	63	56	7	11,1	10,0	6,9	6,2	8,1	10,0			

5. Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse der fischbiologischen Untersuchung zum Fischaufstieg, zur Auffindbarkeit der Abwanderkorridore und zur Mortalität bei Turbinenpassage an der Wasserkraftanlage Kostheim am Main belegen, dass die Anlage im momentanen baulichen Zustand nicht geeignet ist, die Auflagen aus dem Genehmigungsbescheid zu erfüllen. Die Defizite werden abschließend in den Kap. 5.1 bis 5.3 zusammengefasst.

5.1 Funktionsfähigkeit und Effizienz Fischaufstiegsanlage

Für das Umgehungsgerinne ist nach knapp 10 Monaten Reusenkontrollen zu konstatieren, dass größere (> 30 cm) und schwimmstarke Arten bzw. Individuen deutlich unterrepräsentiert sind oder ganz fehlen.

Auch bei den VAKI-Aufzeichnungen im Einstiegsbereich waren größere Arten bzw. Individuen deutlich unterrepräsentiert.

Mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit ist die Auffindbarkeit aufgrund der ungünstigen Lage des Auslaufs (40 m unterhalb Turbinenauslauf) für diese Selektivität verantwortlich. Im Unterwasser liegt ein Sackgasseneffekt für große, schwimmstarke Individuen vor. Schwimmstarke Individuen (darunter auch Lachs und Meerforelle) ziehen der Hauptströmung nach bis zum Turbinenauslass und/oder Bypassauslauf und suchen dort nach einem Aufstieg.

Durch einen zweiten Einstieg nahe des Turbinenauslaufs ließe sich die Auffindbarkeit der Fischaufstiegshilfe signifikant verbessern.

Die hydraulischen Verhältnisse und die Positionierung und Lückenbreiten der Störsteine sind verbesserungswürdig.

5.2 Funktionsfähigkeit und Effizienz Fischabstiegshilfen

5.2.1 Wahl der Abwanderkorridore

Die Ergebnisse der Frühjahrskampagne zeigen auf, dass der Abwanderweg über den Bypass sowohl für Lachse als auch für nahezu alle weiteren Arten (insbesondere Cypriniden) in der momentanen Form nahezu funktionslos ist. Die Tatsache, dass im Untersuchungszeitraum 95% der registrierten Fische im Hamen unterhalb Turbine 2 angefallen sind, lässt nur die Interpretation zu, dass der Bypass in der gegenwärtigen Form weder von Smolts noch von Cypriniden angenommen wird.

Für den Aal wurde in mehreren Einzeluntersuchungen und im Rahmen des Abstiegsversuchs (inkl. DIDSON-Beobachtungen) zur Hauptwanderzeit im Dezember belegt, dass der Bypass unter normalen Betriebsbedingungen auch für diese Art eindeutig nicht die prognostizierte Wirkung entfaltet.

Die untergeordnete Frequentierung des Bypasssystems dürfte neben der ungünstigen Lage des Einlaufs in der Mitte der Wassersäule auch auf die geringe Leitströmung im Einlaufbereich zurückzuführen sein (0,5 m³/s bei einer Öffnung von 80 x 200 cm sind im Abstand von 50 cm für abwanderbereite Fische kaum noch wahrnehmbar).

Für den Aal ist zudem hinreichend bekannt, dass er vornehmlich sohlennah abwandert bzw. bei Rechenkontakt nach unten strebt.

Die Eintrittsöffnungen für Aalabstiege – gleich welcher Bauart – müssen sich entsprechend an der Sohle oder dicht über der Sohle befinden, um effektiv zu sein. Die Erwartung, der Einstieg läge günstig, weil er auf dem Niveau der Sohle des Mains vor dem Einlaufbauwerk liegt, widerspricht fachlichen Erkenntnissen und auch den Ergebnissen aus Laborversuchen in einem Versuchsgerinne der Uni Kassel (HÜBNER, 2009; HASSINGER, mündl. Mittlg.). Danach ist zu erwarten, dass sich die meisten abwandernden Aale bei einem Niveauabfall der Sohle - wie in Kostheim vorhanden - beim Eintreffen vor dem Rechen bereits nach unten zur Sohle orientiert haben. Spätestens beim Kontakt mit dem Rechen orientiert sich ein vitaler Aal zunächst umgehend auf den Gewässergrund. Bei geringen Wassertemperaturen (eingeschränkte Schwimmaktivität) sind jedoch in Abhängigkeit von der Strömungsgeschwindigkeit nur bedingt Ausgleichsbewegungen möglich. In solchen Fällen erfolgt die Abwanderung durch die Turbine (sofern der Rechen passiert werden kann) oder die Tiere werden gegen den Rechen gepresst und schließlich von der Rechenreinigungsanlage erfasst. Insbesondere bei niedrigen Temperaturen ist also ein aktives Suchen eines Abwanderkorridors im rechten Winkel zum Rechen und in der Mitte der Wassersäule besonders unwahrscheinlich.

Ob der Salmonidenabstieg – der während der Untersuchung meist gänzlich verstopft war und wegen der fehlenden Zugänglichkeit kaum noch freizulegen ist – einen wesentlich Beitrag für den Abstieg oberflächennah abwandernder Arten leisten könnte, ist stark zu bezweifeln. Da die Rohrleitungen über 40 m führen und dunkel sind, ist eine intensive Nutzung durch oberflächennah abwandernde Fische zumindest am Tag nicht zu erwarten

(siehe Problem Aalabstieg). Für den bodenorientierten Aal ist eine Nutzung ebenfalls auszuschließen.

Das im Vergleich zur Turbinendotation nur gering beaufschlagte Umgehungsgerinne ist für die Abwanderung von Wanderfischen bei normalen Betriebsbedingungen von absolut untergeordneter Bedeutung.

5.2.2 Schutzfunktion des 20 mm - Rechens

Der 20 mm - Rechen bildet keinen wirksamen Schutz für Smolts (12-20 cm) und andere Fische vergleichbarer Größe (vergleichbaren Körperrumfangs) vor einer Turbinenpassage. Knapp 99% der Smolts und wahrscheinlich auch der sonstigen Individuen vergleichbarer Form und Größe (sowie alle kleinen Individuen) wanderten innerhalb weniger Stunden (zwei Drittel nach 1,5 Stunden) über die Turbinen ab. Die charakteristischen Verletzungsmuster vieler Smolts (wie auch vieler Cypriniden), nämlich großflächige Entschuppungen im Hinterleibsbereich und Hämatome an der Schwanzwurzel, sind dabei auf die passive Rechenpassage mit dem Schwanz voran zurückzuführen (Kap. 5.2.3).

Für den Aal liegt ebenfalls keine ausreichende Schutzfunktion vor. Kleine Aale bis 60-65 cm zwängen sich durch den 20 mm - Rechen und wandern über die Turbine ab. Aale > 65 cm haken sich im Rechen ein und werden häufig vom Rechenreiniger erfasst und letal geschädigt. Aus dieser Aufstellung wird deutlich, dass der 20 mm - Rechen für kleine Aale keine Schutzfunktion hat, für große Aale ist die Barrierewirkung sogar kontraproduktiv, weil der Rechen als Falle wirkt und keine attraktiven alternativen Abwanderkorridore vorliegen (Kap. 5.2.1).

5.2.3 Mortalität am Rechen

Die Schädigungsarten der im Hamen registrierten Fische nach Rechen- und Turbinenpassage, wie erhebliche Schuppenverluste, Hämatome im hinteren Körperbereich und an der Schwanzwurzel, weisen darauf hin, dass die Schäden im Wesentlichen auf einen Kontakt mit dem Rechen zurückzuführen sind. Typische „Turbinenverletzungen“ wie Abtrennungen und Fleischwunden bildeten die Ausnahme. Die verzeichneten Verletzungen der (markierten) Lachse und sonstigen Fische im Turbinenhamen indizieren auch, dass es sich nicht um Vorschädigungen aus oberhalb gelegenen Kraftwerken handelte, sondern um Schäden, die sich die Fische erst am Feinrechen in Kostheim zugezogen haben.

Wie neueste Versuche in einer Versuchsanlage der Uni Kassel aufzeigen, ziehen sich die Fische ihre Schuppenverluste und Hämatome dadurch zu, dass sie mit dem Schwanz voran (Kopf gegen die Strömung gerichtet) in den Rechen gelangen (HÜBNER *et al.*, 2011). Sobald die Schwanzflosse, die für den Vortrieb unerlässlich ist, zwischen den Stäben eingeklemmt ist, kann der Fisch keine Schwimmbewegungen mehr ausführen. Die Hämatome im Schwanzbereich sind auf entsprechend panische Fluchtversuche der Fische zurückzuführen. Die Schuppenverluste beschränken sich aus gleichem Grund auf den Hinterleib bis zur dicksten Stelle des Körpers (vgl. auch HÖFER & RIEDMÜLLER, 1996; HOLZNER, 1999; EBEL, 2008; MATK, 2012). Dieses Abwanderverhalten wurde auch durch die DIDSON-Untersuchungen in Kostheim bestätigt.

Je nach Berechnungsansatz liegt die Mortalität bei Smolts bei Rechen- und Turbinenpassage zwischen 13,3% und 44,8% (Mittel 30 %).

Kleine Aale bis 60-65 cm passen physisch durch den 20 mm - Rechen und wandern über die Turbine ab. Hierbei erleiden 25-30% (Ergebnis Tierversuch: 28%) der Aale tödliche Verletzungen. Von den Aalen 70-95 cm wurden im Tierversuch 36% letal geschädigt. Da diese größeren Aale den Rechen nicht passieren können, geraten sie je nach Betriebsbedingungen (Verhältnis Abfluss durch Bypass : Abfluss durch Turbine) zu 50% - 100% über die Rechenreinigung ins Rechengut. Aufgrund von Quetschungen und Wirbelbrüchen ist die Mortalitätsrate der vom Rechenreiniger erfassten großen Aale dann nahe 100%; die wenigen ungeschädigten Individuen verenden schließlich im Rechengutcontainer.

Ein Abbau des 20 mm – Rechens und/oder eine Vergrößerung des Stababstands des Rechens ist nicht zielführend, da die Mortalität bei Turbinenpassage insgesamt deutlich über dem „Sollwert“ von 10% liegt (Kap. 5.3).

5.3. Mortalität bei Turbinenpassage

Die Mortalität bei Turbinenpassage ist mit 20% bis 30% zu veranschlagen („Sollwert“: 10%). Lediglich bei Forellen (keine Smolts!) wurde der „Sollwert“ unterschritten. Der Aal unterliegt auch bei optimistischer Auslegung (alle entkommenen Individuen blieben ungeschädigt) noch einer Mortalitätsrate von 15,0% (durch Totalabtrennungen, Teilabtrennungen, Wirbelsäulenbrüche und schwere Hämatome). Die Cypriniden und Barsche demonstrierten mit 31,2% die höchste Mortalitätsrate; hier waren vorrangig kleine Individuen tot oder kritisch geschädigt.

Insgesamt sind größere Fische mehr gefährdet als kleinere Individuen. Für den Aal wurde bei der Größenklasse 70-95 cm eine letale Schädigungsrate von 36% registriert. Bei kleineren Aalen 45-65 cm betrug die Schädigungsrate noch 28%. Bei den Barschartigen und den Cypriniden zeigten sich die geringsten Schädigungsraten bei den mittleren Größenklassen, was auf eine Kombination der Effekte „Druckschäden“ und „Kollisionsschäden“ hinweist. Bei Forellen lag eine mit der Körperlänge zunehmende Schadenshäufigkeit vor; sie betrug bei den Größenklassen 10-15 cm 0%, 20-25 cm 5% und bei 30-40 cm bereits 48%.

Insgesamt kann ausgesagt werden, dass das Mortalitätsrisiko bei Turbinenpassage für größere Individuen deutlich höher ist als für mittelgroße Individuen. Die Größenabhängigkeit ist jedoch gruppenspezifisch – es besteht kein linearer Zusammenhang zwischen Körperlänge und Schädigungsrate. So liegt die Schädigungsrate bei Forellen 30-40 cm mit 48% deutlich höher als bei Aalen 45-65 cm (28%). Die Problematik des Fischabstiegs lässt sich dementsprechend nicht durch den Abbau des 20 mm – Rechens oder eine Vergrößerung des Stababstands des Rechens lösen.

6. Zitierte und verwendete Literatur

- Abernethy, C. S.; Amidan, B. G. & Čada, G. F. (2001): Laboratory Studies of the Effects of Pressure and Dissolved Gas Supersaturation on Turbine-Passed Fish. PNNL-13470, Pacific Northwest National Laboratory, Richland, WA; prepared for the U.S. Department of Energy.
- Abernethy, C. S.; Amidan, B. G. & Čada, G. F. (2002): Simulated Passage Through A Modified Kaplan Turbine Pressure Regime: A Supplement to "Laboratory Studies of the Effects of Pressure and Dissolved Gas Supersaturation on Turbine-Passed Fish". – PNNL-13470-A, Pacific Northwest National Laboratory Richland, WA; prepared for the U.S. Department of Energy.
- Adam, B.; Schwevers, U. & Gumpinger, C. (1997): Verhaltensbeobachtung zur Abwanderung von Aalen (*Anguilla anguilla*) und Lachsen (*Salmo salar*) unter Laborbedingungen. Versuchsbericht im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel, Kirtorf-Wahlen, Juni 1997
- ALDEN (2011): Hydroelectric Turbine Design. - www.aldenlab.com
- Anonymus (1878): Fischereiverhältnisse im Regierungsbezirk Wiesbaden. - Königliche Regierung zu Wiesbaden, Verlag Rud. Bechthold & Comp., Wiesbaden, 1878.
- ATV-DVWK (2004): Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. - ATV-DVWK-Themen, Hennef.
- Berg, K. (1954): Wasserwirtschaftlicher Generalplan des Schwarzbaches (Main-Taunus).- Wiesbaden.
- Bley, P.W. (1987): Age, growth, and mortality of juvenile Atlantic salmon in streams: a review. - U.S. Fish Wildl. Serv., Biol. Rep. 87(4): 25 pp.
- Borggreve, B. (1897): Die Wirbelthiere des Regierungsbezirkes Wiesbaden.- Wiesbaden.
- Borne, M. v.d. (1883): Die Fischereiverhältnisse des Deutschen Reiches, Oestereich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs. - Moeser, Berlin.
- Bouck, G.R. & Smith, S.D. (1979): Mortality of Experimentally Descaled Smolts of Coho Salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in Fresh and Salt Water. - Transactions of the American Fisheries Society, Vol. 108, p 67-89.
- Brown, C. & Laland, K. (2001): Social learning and life skills training for hatchery reared fish. - J.Fish Biol. 59, 471-493.
- Brujijns, M. C. M., Hadderingh, R. H., Schwevers, U., Adam, B., Dumont, U., and Winter, H. V. (2009): Managing Human Impact on Downstream Migrating European Eel in the River Meuse. - American Fisheries Society Symposium SCIENCE STATUS AND CONSERVATION CONCERNS, 381-390.
- Bürger, F. (1926): Die Fischereiverhältnisse im Rhein im Bereich der preußischen Rheinprovinz. - Zeitschrift für Fischerei 24: 217-398.
- Carlin, B. (1969): The migration of salmon. - Swedish Salmon Research Institut, LFI Meddelande 4: 14-21.
- Consuegra, S. & Nielsen, E.E. (2007): Population size reductions. – in: Verspoor, E., Stradmeyer, L. & Nielsen, J.L.: The Atlantic salmon – Genetics, conservation and management. Blackwell Publishing, 2007; p 239-269.
- Cramer F. K. & R. C. Oligher (1964): Passing fish through hydraulic turbines. – Trans. Am. Fish. Soc. 93: 243 – 259
- Crisp, D.T. (2000): Trout and Salmon – Ecology, Conservation, and Rehabilitation. Fishing News Books. An imprint of Blackwell Science
- Cross, T.F., McGinnity, P., Coughlan, J., Dillane, E., Ferguson, A., Koljonen, M.-L., Milner, N., O'Reilly, P. & Vasemägi, A. (2007): Stocking and ranching. - In: Verspoor, E., Stradmeyer, L. & Nielsen, J.L.: The Atlantic salmon – Genetics, conservation and management, p. 325–356. Blackwell Publishing, 2007.
- Denzer, J. (1992-2010): Fangaufzeichnungen der Reusenkontrollen am Moselfischpaß am Kraftwerk Koblenz. – Unveröffentlichte Daten; Erhebung im Auftrag der SGD Nord Koblenz.
- Dumont, U. (2006): Hydraulische und geometrische Dimensionierung von Fischaufstiegsanlagen. DWA-Themen, „Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna“; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., 31-41.
- DVWK (1996): Fischaufstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. – Merkblätter zur Wasserwirtschaft 232/1996; Kommissionsvertrieb Wirtschafts- und Verlagsgesellschaft Gas und Wasser mbH; Bonn, 110 S.

- Ebel, G. (2008): Turbinenbedingte Schädigung des Aals (*Anguilla anguilla*) - Schädigungsraten an europäischen Wasserkraftanlagenstandorten und Möglichkeiten der Prognose. - Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel (BGF), Halle; 176 pp.
- Elliott, J.M. (1991): Tolerance and resistance to thermal stress in juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*. - *Freshwater Biol.* 25: 61-70.
- Elson, P.F. (1957): The importance of size in the change from parr to smolt in Atlantic salmon. - *Can. Fish Cult.* 21: 1-6.
- Ferguson, J.W.; Poe, T.P. & Carlson, T.J. (1998): Surface oriented Bypass Systems for Juvenile Salmonids on the Columbia River, USA. In: Jungwirth, M., Schmutz, S. & S.Weiss: Fish migration and fish bypasses. Fishing News Books, Oxford: 315-328.
- Ferguson, J.W. ; Absolon, R.F. ; Carlson T.J. & Sandford B.P. (2006): Evidence of delayed mortality on juvenile pacific salmon passing through turbines at columbia river dams. - *Transactions of the American Fisheries Society* 2006, vol. 135, no1, pp. 139-150.
- Freyhof, J. & Kottelat, M. (2008): *Anguilla anguilla*. In: IUCN 2011. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011.1. <www.iucnredlist.org>. Download 16.8.2011.
- Gebler, R.-J., (1991): Sohlrampen und Fischaufstiege. - Dissertation, Walzbachtal, 1991.
- Gerstmeier, R. & Romig, T. (1998): Die Süßwasserfische Europas für Naturfreunde und Angler. - Kosmos, Stuttgart, 368 S.
- Gibson, R.J. (1978): The behaviour of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) with regard to temperature and to water velocity. - *Trans. Am. Fish. Soc.* 107: 703-712.
- Gibson, R.J. (1993): The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. - *Reviews in Fish Biology and Fisheries* 3: 39-73.
- Gibson, R.J. & Cutting, R.E. [eds] (1993): The production of juvenile Atlantic salmon, *Salmo salar*, in natural waters. - *Can. spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 118: 262 pp.
- Göhl, C. (2004): Bypasseinrichtungen zum Abstieg von Aalen an Wasserkraftanlagen. Bericht des Lehrstuhls und der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft, Nr. 98 München 2004.
- Graham, D.W., Thorpe, J.E. & Metcalfe, N.B. (1996): Seasonal current holding performance of juvenile Atlantic salmon in relation to temperature and smolting. - *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 80-86.
- Groot, S.J. de (1989): Literature survey into the possibility of restocking the river Rhine and its tributaries with Atlantic salmon (*Salmo salar*). - RIVO report: MO 88-205/89.2, Ijmuiden, The Netherlands, 56 pp.
- Haddingh, R.H. & Bakker, H.D. (1998): Fish mortality due to passage through hydroelectric power stations on the Meuse and Vecht river. In: Jungwirth, M., Schmutz, S. & S. Weiss: Fish migration and fish bypasses. Fishing News Books, Oxford: 315-328.
- Hassinger, R. (2009): FischSchonRechen - ein fischschonender Rechen für Wasserkraftanlagen. - Versuchsanstalt und Prüfstelle für Umwelttechnik u. Wasserbau Universität Kassel. www.uni-kassel.de/.../FischSchonRechen/.
- Hassinger, R. & Hübner, D. (2009): Entwicklung eines neuartigen Aal-Abstiegsystems mithilfe von Laboruntersuchungen. *KW - Korrespondenz Wasserwirtschaft* 2009 (2): 276-281.
- Hecker, G.E. & Cook, C. (2003): Development and Evaluation of a New Helical Fish-Friendly Hydroturbine. - *Journal of Hydraulic Engineering*, Vol. 131, No. 10, October 2005, pp. 835-844.
- Heggenes, J. & Metcalfe, N.B. (1991): Bimodal size distributions in wild juvenile Atlantic salmon populations and their relationship with age at smolt migration. - *J. Fish Biol.* 39: 905-907.
- Höfer, R. & Riedmüller, U. (1996): Fischschäden bei Salmoniden durch Turbinen von Wasserkraftanlagen. - *Gutachten, Kirchzarten*; 86 p.
- Hübner, D. (2009): Funktionskontrolle eines neuartigen Aalabstieges mit unterschiedlicher Einstiegsanordnung einschließlich des hydraulischen Tests eines neuartigen fischschonenden Rechens -Laboruntersuchungen- 61 S. Im Auftrag der Versuchsanstalt und Prüfstelle für Umwelttechnik und Wasserbau. Univ. Kassel.
- Hübner, D.; Menzel, C.; Fricke, R.; Hassinger, R. & Rahn, S. (2011): Laboruntersuchungen zu Auswirkungen von Kraftwerksrechen auf Rotaugen (*Rutilus rutilus*) und Brassen (*Abramis brama*) in Abhängigkeit von Stababstand und Anströmgeschwindigkeit. - Studie im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel, Obere Fischereibehörde. Marburg, August 2011; 54 p.

- Hvidsten, N.A., Jensen, A.J., Vival, H., Bakke, O. & Heggberget, T.G. (1995): Downstream migration of Atlantic salmon smolts in relation to water flow, water temperature, moon phase and social interaction. - *Nordic J. Freshwat. Res.* 70: 38-48.
- Hynes, H.B.N. (1970): *The Ecology of Running Waters*. - Toronto (Univ. Toronto Press), 555 pp.
- Illies, J. (1961): Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. - *Int. rev. Ges. Hydrobiol.* 46: 205-213.
- Ingendahl, D. (2007): Downstream migration of Atlantic salmon smolts in the Rhine delta: results of a transponder study 2006/2007. - Vortrag.
- Ingenieurbüro Floecksmühle (2005a): *Handbuch Querbauwerke*. - Ministerium f. Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW [Hrsg.]; Düsseldorf, 212 pp.
- IKSR (2004): Auswirkungen von Wasserkraftanlagen in den Rheinzufüssen auf den Wanderfischabstieg. IKSR-Bericht Nr. 140, 70. Plenarsitzung – 8./9. Juli 2004, Bern.
- Jäger, P. (2002): *Salzburger Fischpass-Fibel*. - Amt der Salzburger Landesregierung, Reihe Gewässerschutz, Band 1, 2. Auflage, 152 S.
- Jones, J.W. (1959): *The salmon* - Collins, London.
- Jonsson, N., Jonsson, B. & Hansen, L.P. (1990): Partial segregation in the timing of migration of Atlantic salmon of different ages. - *Anim. Behav.* 40: 313-321.
- Jungwirth, M., Haidvogel, G., Moog, O., Muhar, S. & Schmutz, S. (2003): *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. - Facultas Verlag, Wien, 547 S.
- Jurjens, H. (2006): The migration of salmonids through the Rhine delta. - Thesis Aquatic Ecology and Water Quality Management, AEW-80439, Report Nr. 007/2006, Wageningen University; 63 pp. + Annex
- Klemetsen, A., Amundsen, P.-A., Dempson, J.B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M.F., Mortensen, E. (2003): Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.): a review of aspects of their life histories. - *Ecol. Freshw. Fish* 12: 1-59.
- Korte, E. (2004): *Fischökologische Untersuchung der Rhein- und Mainzuflüsse im Bereich der Südabdachung des Taunus*. - Studie im Auftrag der HDLGN, 92 S.
- Kostecki, P.T.; Clifford, P.; Gloss, S.P. & Carlisle, J.C. (1987): Scale Loss and Survival in Smolts of Atlantic Salmon (*Salmo Salar*) after Turbin Passage. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1987, 44:(1) 210-214.
- Ladiges, W. & Vogt, D. (1979): *Die Süßwasserfische Europas*. - Parey; Hamburg, Berlin. 299 pp.
- Landesamt f. Umwelt, Wasserwirtschaft, und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz - LUWG (2008): *Grundlagen zum Bau von Fischaufstiegsanlagen*. - Anhang A-C, 94 S.
- Landesanstalt f. Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg (1999): *Rauhe Rampen in Fließgewässern*. - *Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie* 45; Karlsruhe, 137 S.
- Landesanstalt f. Umweltschutz (LfU) Baden-Württemberg (2005): *Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern, Leitfaden Teil 1 – Grundlagen*. LfU Karlsruhe, 2005; 60 S.
- Larinier, M. (1998): Upstream and Downstream Fish Passage, Experience in France. - In: *Fish Migration and Fish Bypasses*; chapter 10, p. 127-145; edited by Jungwirth, M.; Schmutz, S. & Weiss, S. Fishing News Books, Blackwell Science Ltd.
- Larinier, M. (2002a): Biological factors to be taken into account in the design of fishways, the concept of obstructions to upstream migration. In: *Fishways: biological basis, design criteria and monitoring*. - *Bull. Fr. Peche Piscic.*, 364 suppl., p. 28 – 38.
- Larinier, M. (2002b): Pool fishways, pre-barrages and natural bypass channels. In: *Fishways: biological basis, design criteria and monitoring*. - *Bull. Fr. Peche Piscic.*, 364 suppl., p. 54 – 82.
- Larinier, M. & Travade, F. (2002a): The design of fishways for shad. - In: *Fishways: biological basis, design criteria and monitoring*. - *Bull. Fr. Peche Piscic.*, 364 suppl., p. 135 – 146.
- Larinier, M. & Travade, F. (2002b): Downstream migration: problems and facilities. - In: *Fishways: biological basis, design criteria and monitoring*. - *Bull. Fr. Peche Piscic.*, 364 suppl., p. 181 – 207.

LAWA (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser) (2001): Empfehlungen zur Ermittlung von Mindestabflüssen in Ausleistungsstrecken von Wasserkraftanlagen und zur Festsetzung im wasserrechtlichen Vollzug. Kulturbuch-Verlag, Berlin, 31 S.

Lelek, A. (1976): Veränderung der Fischfauna in einigen Flüssen Zentraleuropas (Donau, Elbe und Rhein). - Schriftenreihe für Vegetationskunde 10: 295-308.

Lelek, A. (1989): The Rhine River and some of its tributaries under human impact in the last two centuries. - In: Dodge, D.P. [ed]: Proceedings of the International Large River Symposium. - Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106: 469-487.

Marmulla, G. & Ingendahl, D. (1995): Preliminary results of a radio telemetry study of returning Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and sea trout (*Salmo trutta trutta* L.) in River Sieg, tributary of River Rhine in Germany. - In: Baras, E. & Philippart, T.C. [eds] Underwater telemetry. Proceedings of the First Conference on Fish Telemetry in Europe, Liege (Belgium), 4-6 April 1995.

Matk, M. (2012): Untersuchung zu Schädigungen abwandernder Smolts des Atlantischen Lachses (*Salmo salar*) nach Passage der Francis-Turbine einer kleinen Wasserkraftanlage am Beispiel der WKA Prossen (Lachsbach). - Master-Arbeit im Studiengang Fishery Science and Aquaculture an der Humboldt-Universität zu Berlin, 83 pp. Schriftenreihe d. LfULG, Heft 12/2012.

Meyer, L. & Beyer, K. (2002): Zum Laichverhalten des Meerneunauges (*Petromyzon marinus*) im gezeitenbeeinflussten Unterlauf der Luhe (Niedersachsen). - Verh. Gesell. Ichthyol. Bd 3, p. 45-70.

Mills, D. (1989): Ecology and Management of Atlantic salmon. - London, New York (Chapman & Hall), 351 pp.

Mills, D. [ed] (1991): Strategies for the rehabilitation of salmon rivers. - Proceedings of a Joint Conference held at the Linnean Society 1990. The Chameleon Press, London; 211 pp.

Nelson, J.S. (1994): Fishes of the world. - John Wiley & Sons, New York, Chichester, Brisbane, Toronto, Singapore, 600 pp.

Nemitz, A. (2001): Zum Aufkommen und zur Abwanderung von Lachssmolts im Siegsystem im Jahr 2000. - unveröffentlichte Studie im Auftrag der LÖBF/LAfAO als Beitrag zum Wanderfischprogramm NRW - Ergebnisbericht, 56 pp.

Nöthlich, I. (1991): Vorstudie zur Möglichkeit des Fischaufstieges durch Schiffsschleusen. - Bundesanstalt f. Gewässerkunde, Koblenz, 13 S.

Oberwahrenbrock, G. K. (1999): Grundlagen und Anforderungen an ein Frühwarnsystem zur Vorhersage von Aalabwanderungszeiträumen. In: Projektbericht 1, Aalschutzinitiative Rheinland-Pfalz & RWE Energie AG, S. 19-33.

Økland, F., Jonsson, B., Jensen, A.J. & Hansen, L.P. (1993): Is there a threshold size regulating seaward migration of brown trout and Atlantic salmon? - J. Fish Biol. 42: 541-550.

Pavlov, D. S., Lupandin, A. I. & Kostin, V. V. (2002): Downstream Migration of Fish Through Dams of Hydroelectric Power Plants. - Trans. T. Albert, trans. ed. G. F. Cada. ORNL/TR-02/02. Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, Tennessee.

Pelz, G.R. & Brenner, T. (2000): Fische und Fischerei in Rheinland-Pfalz: Bestandsaufnahme, fischereiliche Nutzung, Fischartenschutz. - Ministerium f. Umwelt und Forsten Mainz (Hrsg.), Mainz, 258 S.

Poschwitz, H. (2007): Die Fischfauna des staugeregelten Untermainns zwischen 1850 und heute. - Fischer & Teichwirt 51/2007, S. 183-186.

Reichenbach-Klinke, H.-H. (1980): Krankheiten und Schädigungen der Fische. - Gustav Fischer Verlag; Stuttgart, New York; 2. Aufl., 472 S.

Reynolds, J.B. (1983): Electrofishing. - In: Nielsen, L.A., Johnson, D.L. & Lampton, S.S. [eds]: Fisheries Techniques. - Am. Fish. Soc. Bethesda, Maryland: 147-163.

Ricker, W.E. (1975): Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. - Bull. Fish. Res. Bd. Can. 191, 382 pp.

Riedel, D. (1974): Fisch und Fischerei.- Ulmer Verlag, Stuttgart, 287 pp.

Schneider, J. (1998): Zeitliche und räumliche Einnischung juveniler Lachse (*Salmo salar* Linnaeus, 1758) allochthoner Herkunft in ausgewählten Habitaten. - Verlag Natur und Wissenschaft, Solingen; 218 pp.

Schneider, J. (2002a): Zur ursprünglichen Laichzeit des Sieglachses und Stammauswahl bei der Wiedereinbürgerung. - Fischer & Teichwirt 8/2002, 304-307.

Schneider, J. (2005a): Der Lachs kehrt zurück - Stand der Wiederansiedlung in Rheinland-Pfalz. - Ministerium f. Umwelt und Forsten (Hrsg); Mainz, 64 pp.

Schneider, J. (2005b): Stand der Ansiedlung des Atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.) im Gewässersystem der Kinzig (Hessen) in 2005; Endbericht. - Studie im Auftrag des Landes Hessen. Frankfurt am Main, 56 pp.

Schneider, J. (2007a): Stand der Ansiedlung des Atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.) im Gewässersystem der Kinzig (Hessen) in 2007. - Studie im Auftrag des Landes Hessen. Frankfurt am Main, 32 pp.

Schneider, J. (2007b): Eignungsprüfung der Mainzuflüsse Schwarzbach und Wickerbach für eine Ansiedlung des Atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.). - Studie im Auftrag des Landes Hessen. Frankfurt am Main, 33 pp.

Schneider, J. (2008a): Stand der Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.) im Gewässersystem der Kinzig (Hessen) – Bericht 2008. - Studie im Auftrag des Landes Hessen. Frankfurt am Main, 30 pp.

Schneider, J. (2008b): Erfassung der Fischfauna und Prüfung einer Besiedlung durch den Atlantischen Lachs (*Salmo salar* L.) im Mainzufluss Schwarzbach. - Studie im Auftrag des Landes Hessen. Frankfurt am Main, 34 pp.

Schneider, J. (2009a): Ökologische Vorgaben für Sohlengleiten. – in: DWA –Themen Naturnahe Sohlengleiten; Kap. 4; Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall, DWA; Hennef, p. 29-49.

Schneider, J. (2009b): Fischökologische Gesamtanalyse einschließlich Bewertung der Wirksamkeit der laufenden und vorgesehenen Maßnahmen im Rheingebiet mit Blick auf die Wiedereinführung von Wanderfischen. Bericht Nr. 167, Internationale Kommission zum Schutz des Rheins (IKSR), 165 pp.

Schneider, J. (2009c): Fischereibiologische Begleitung der Umgestaltung der Fischwechsellanlage an der WKA der Staustufe Koblenz, Mosel-km 1,95 (Rheinland-Pfalz). - Stellungnahme im Auftrag des Ingenieurbüros Gebler / Walzbachtal. Frankfurt a. M., 20 pp.

Schneider, J. (2009d): Erfolgskontrollen von Besatzmaßnahmen mit Atlantischen Lachsen (*Salmo salar* L.) in den Gewässersystemen der Mosel und der Wieslauter sowie Monitoring der spontanen Wiederbesiedlung der Nette - Lachs 2020 in Rheinland-Pfalz. - Studie im Auftrag der Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord, Obere Fischereibehörde. 1. Zwischenbericht 2008; Frankfurt a. M., 63 pp.

Schneider, J. (2009e): Stand der Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.) im Gewässersystem der Kinzig (Hessen) – Bericht 2009. - Studie im Auftrag des Landes Hessen. Frankfurt am Main, 29 pp.

Schneider, J. (2009f): Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.) im Mainzufluss Schwarzbach – Ergebnisse des Initialbesatzes 2009. - Studie im Auftrag des Landes Hessen. Frankfurt am Main, 35 pp.

Schneider, J. (2010a): Stand der Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.) im Gewässersystem der Kinzig (Hessen) – Bericht 2010. - Studie im Auftrag des Landes Hessen. Frankfurt am Main, 29 pp.

Schneider, J. (2010b): Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.) im Mainzufluss Schwarzbach – Ergebnisse der Erfolgskontrolle 2010. - Studie im Auftrag des Landes Hessen. Frankfurt am Main, 35 pp.

Schneider, J. (2010c): Wiederansiedlung der Meerforelle (*Salmo trutta*) im Gewässersystem der Nidda (Hessen) 2010. - Studie im Auftrag des Landes Hessen. Frankfurt am Main, 32 pp.

Schneider, J. (2011a): Stand der Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.) im Gewässersystem der Kinzig (Hessen) – Bericht 2011. - Studie im Auftrag des Landes Hessen. Frankfurt am Main, 31 pp.

Schneider, J. (2011b): Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.) im Mainzufluss Schwarzbach – Ergebnisse der Erfolgskontrolle 2011. - Studie im Auftrag des Landes Hessen. Frankfurt am Main, 42 pp.

Schneider, J. (2011c): Wiederansiedlung der Meerforelle (*Salmo trutta*) im Gewässersystem der Nidda (Hessen) 2011. - Studie im Auftrag des Landes Hessen. Frankfurt am Main, 41 pp.

Schneider, J. (2011d): Review of reintroduction of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in tributaries of the Rhine River in the German Federal States of Rhineland-Palatinate and Hesse. - J. Appl. Ichthyol. 27 (Suppl. 3), 24–32.

Schneider, J. Jörgensen, L. Molls, F. Nemitz, A. Köhler, C. & Blasel, K. (2004): Notwendigkeit und konzeptionelle Ausrichtung eines effektiven Monitorings bei der Lachswiederansiedlung im Rhein - das Monitoring-Einheiten-Konzept. - Fischer & Teichwirt, 2/2004.

Schneider, J. & Groß, J. (2008): Entschärfung des Sackgasseneffekts durch die unerwünschte Leitströmungswirkung von Mühlgräben gegenüber Ausleitungsstrecken durch diffuse Wasserrückführung - erste Ergebnisse. – *gewässer-info* 41/2008; S. 393-395.

Schwevers, U. (1998): Die Biologie der Fischabwanderung. – Verlag Natur & Wissenschaft, Solingen, Bd. 11; 84 S.

Skalski, J.R., Mathur, D. & Heisey, P.G. (2002): Effects of Turbine Operating Efficiency on Smolt Passage Survival. – *North Am. J. Fisheries Manage.* 22 (4) (2002), pp. 1193–1200.

Smith, I.R. (1975): Turbulence in lakes and rivers. – *Freshwater Biol. Ass. Sci. Publ.* 29; Ambleside, U.K.: FBA, 79 pp.

Smith, R.J.F. (1985): The control of fish migration. – Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, New York, Tokyo; 243 S.

Tesch, F. W. (1994): Verfolgung von Blankaalen in Weser und Elbe. *Fischökologie* 7: 47 – 59.

Tetzlaff, D., Soulsby, C., Youngson, A.F., Gibbins, C., Bacon, P.J., Malcolm, I.A. & Langan, S. (2005): Variability in stream discharge and temperature: a preliminary assessment of the implications for juvenile and spawning Atlantic Salmon. – *Hydrology and Earth System Sciences*, 9, p. 193–208.

Tetzlaff, D., Gibbins, C., Bacon, J., Youngson, A.F. & Soulsby, C. (2008): Influence of hydrological regimes on the pre-spawning entry of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) into an upland river. – *River. Res. Applic.* 24: 528–542.

Thorpe, J.E. (1981): Migration in salmonids, with special reference to juvenile movements in fresh water. In: Brannon, E.L. & Salo, E.O. [eds]: *Salmon and Trout Migratory Behaviour Symposium*. School of Fisheries, University of Washington, Seattle, pp. 86-97.

Thorpe, J.E. (1988): Salmon migration. – *Sci. Progr.*, Oxford 72: 345-370.

Tombek, B. (2000): Eignung des Mains und seiner Nebengewässer als Lebensraum für Lachse - eine Machbarkeitsstudie. – Studie im Auftrag des Landesfischereiverbands Bayern e.V.

Träbing, K., Hering, D., Kilian, T. & Korte, E. (1997): Nachhaltige Durchwanderbarkeit von Fließgewässern als wasserwirtschaftliche Aufgabe. – *Wasser & Boden*, 11/1997, S. 46-50.

Travade, F. & Larinier, M. (2002): Fish locks and Fish Lifts. – In: *Fishways: biological basis, design criteria and monitoring*. – *Bull. Fr. Peche Piscic.*, 364 suppl., p. 102 – 118.

Verband Deutscher Sportfischer (Hrsg.) (2003): Lachse in Deutschland - Dokumentation der Wiedereinbürgerungsprojekte des atlantischen Lachses (*Salmo salar* L.) in Deutschland. – VDSF, Offenbach a .M., 135pp.

Videler, J.J. (1993): Fish Swimming. – *Fish and Fisheries* 10; Chapman & Hall, 269 S.

Weibel, U. (1991): Neue Ergebnisse zur Fischfauna des nördlichen Oberrheins - ermittelt im Rechengut von Kraftwerken. – *Fischökologie* 5: 43-68.

Danksagung

Die vorliegende Studie konnte nur durch die engagierte Mitwirkung der Mitarbeiter des BFS und zahlreicher Helfer und Unterstützer durchgeführt werden. Ihnen allen möchten wir als Autoren an dieser Stelle unseren herzlichen Dank aussprechen!

An den Befischungen, Rechengutkontrollen und Hamenuntersuchungen haben mitgewirkt:

Jens Buttler (BFS), Sven Dorfelder (SWU), Sebastian Emde (Forschungsinstitut Senckenberg), Knut Gimpel (BFS), Michael Glauche (BFS), Ansgar Hehenkamp, Florian Krau, Christoph Mentzel und Erwin Skrobanek.

Ein besonderer Dank geht an Sven Dorfelder (SWU) für seine zahlreichen Konstruktionen rund um Reusenaufbau, VAKI-Bühne u.a. - viele Untersuchungsschritte wurden erst durch seine Kreativität und seinen Einsatz möglich.

Der Entwurf und Bau der Turbinenhamen erfolgte durch Karl-Heinz Adam und Ansgar Hehenkamp.

An den Reusenkontrollen haben neben Michael Glauche und Sven Dorfelder Mitglieder des ASV Flörsheim e.V. mitgewirkt. Zu danken ist hier u.a. Kai Preuss, Yannik Straub, Dietmar Ulrich und Anton Weber sowie Ottmar Bayer für seine organisatorische Mitwirkung.

Der Bezug von Besatzaalen erstklassiger Qualität aus dem bayerischen Main durch Herrn Christian Schätzl kam durch die freundliche Vermittlung von Dr. Peter Wondrak (Fischereiverband Unterfranken) und mit Genehmigung des Bayerischen Staatsministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten zu Stande. Erstklassige Lachssmolts aus dem Lachszentrum Hasper Talsperre e.V. wurden durch Dietmar Firzlaff bereit gestellt. Rolf Herzberger überließ uns schweren Herzens 300 sehr schöne Forellen für den Tierversuch.

Dr. Reinhard Hassinger und Mitarbeiter (Uni Kassel) führten die hydraulischen Messungen durch und konstruierten die Haltevorrichtung für das DIDSON-Sonar.

Mats Hebrand (VAKI) ist für die gute Kooperation rund um den VAKI-Riverwatcher zu danken.

Den Stadtwerken Ulm als Auftraggeber (und hier insbesondere Herr Georg Schneider) und dem Ingenieurbüro Björnson (herauszuheben ist Herr Michael Kipper) sei ausdrücklich für die gute Zusammenarbeit gedankt.

Die Autoren Dr. Jörg Schneider, Dr. Dirk Hübner und Dr. Egbert Korte

ANHANG