

## Mitteilungen

Elena-Maria Klopries



**Ethohydraulische und hydronumerische  
Untersuchungen an Rechen und Kaplanturbinen  
als Beitrag zur Reduktion der Aalschädigung an  
Laufwasserkraftanlagen**

# **Ethohydraulische und hydronumerische Untersuchungen an Rechen und Kaplanturbinen als Beitrag zur Reduktion der Aalschädigung an Laufwasserkraftanlagen**

Von der Fakultät für Bauingenieurwesen  
der Rheinisch-Westfälischen Technischen Hochschule Aachen  
zur Erlangung des akademischen Grades einer  
Doktorin der Ingenieurwissenschaften genehmigte Dissertation

vorgelegt von

Elena-Maria Klopries  
aus Gelsenkirchen

Berichter:  
Univ.-Prof. Dr.-Ing. Holger Schüttrumpf  
Univ.-Prof. Dr.-Ing. habil. Boris Lehmann

Tag der mündlichen Prüfung:  
15.06.2018

Diese Dissertation ist auf den Internetseiten der Universitätsbibliothek online verfügbar.



**Elena-Maria Klopries**

**Ethohydraulische und hydronumerische  
Untersuchungen an Rechen und Kaplanturbinen  
als Beitrag zur Reduktion der Aalschädigung an  
Laufwasserkraftanlagen**

Shaker Verlag  
Aachen 2018

**Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek**

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://dnb.d-nb.de> abrufbar.

Zugl.: D 82 (Diss. RWTH Aachen University, 2018)

Copyright Shaker Verlag 2018

Alle Rechte, auch das des auszugsweisen Nachdruckes, der auszugsweisen oder vollständigen Wiedergabe, der Speicherung in Datenverarbeitungsanlagen und der Übersetzung, vorbehalten.

Printed in Germany.

ISBN 978-3-8440-6202-1

ISSN 1437-8477

Shaker Verlag GmbH • Postfach 101818 • 52018 Aachen

Telefon: 02407 / 95 96 - 0 • Telefax: 02407 / 95 96 - 9

Internet: [www.shaker.de](http://www.shaker.de) • E-Mail: [info@shaker.de](mailto:info@shaker.de)

## Abstract

One of the main challenges regarding the economic and ecological use of hydropower is to reduce the impairment of downstream migrating fish at hydropower facilities. Species like the European eel that depend on free passage of river sections and, at the same time, are critically endangered have a particular need for effective and realisable mitigation measures. Most notably, this is true at rivers with a multitude of hydropower facilities like the River Moselle where the negative impact for fish accumulates in the course of reaches. Bar-rack-bypass-systems in front of turbine intakes and fish-adapted turbine management are two possible measures for fish protection. However, there is only little information to date how their ideal implementation and the efficacy at large existing hydro power plants look like.

This work presents a probabilistic model of the longitudinal migration path of silver eels through a bar rack and a turbine. It calculates the possibility that a silver eel is hurt on that path. A model of the screening effect of a bar rack is provided based on data from current literature and is validated by own ecohydraulic studies. The main factors of influence on the probability that a fish passes through a bar rack and into a turbine have been proven to be the ratio of minimal body width to bar rack spacing as well as the horizontal and vertical angle of inclination. Following that, computational fluid dynamic studies have been used to develop a model of damages within the turbine. By representing the physical processes within the turbine and the fish passage through the turbine, the model allows to calculate the hydraulic strain fish experience during turbine passage. Coupling these with the vulnerability of fish to these strains, a risk of mortality is calculated. For shear stress and pressure change as two of the three main mechanisms of damage, the significant strains occur mainly in the region of the guide vanes. For collisions that are the third main mechanism of damage apart from small turbine discharges, the significant strains appear in the region of the runner. The main factors of influence that have been detected out of these studies contribute greatly to the general understanding of interdependencies and the damaging process inside a turbine. Both models are applied to the hydropower facilities at the River Moselle to calculate the effect of structural and operational measures on the eel population there.

To optimise the combined use of bar racks and bypasses on the one hand and fish-adapted turbine management on the other hand, one needs to consider a multitude of parameters and one needs to analyse the actual processes that cause damages. The ecohydraulic studies and numerical simulations that have been carried out show that it is possible and beneficial for fish protection to provide conditional equations and phenomenological descriptions of damaging processes as well as parameter correlations for concrete hydropower facilities.



## Kurzfassung

Die Reduktion der Schädigung abwärts wandernder Fische an Laufwasserkraftanlagen ist eine der größten Herausforderungen in Hinblick auf die ökonomisch und ökologisch vorteilhafte Nutzung von Wasserkraft. Vor allem für Fischarten wie den Europäischen Aal, die auf die freie Durchwanderbarkeit von Fließgewässern angewiesen und in ihrem Bestand gefährdet sind, ist die Erarbeitung wirksamer und umsetzbarer Schutzmaßnahmen unerlässlich. Dies gilt besonders für Stauhaltungsketten wie etwa an der Mosel, wo mehrere Wasserkraftanlagen hintereinander geschaltet sind und sich der negative Effekt für die Fische akkumulieren kann. Rechen-Bypass-Systeme vor dem Turbineneinlauf und fischangepasste Steuerungsweisen der Turbinen stellen zwei mögliche Maßnahmen für den Fischschutz dar. Die optimale Ausführung und Wirksamkeit beider Maßnahmen sind vor allem für große Bestandsanlagen bisher nicht ausreichend untersucht.

Diese Arbeit stellt ein probabilistisches Modell des longitudinalen Wanderwegs eines Blankaals durch einen Rechen und eine Turbine auf, welches die Wahrscheinlichkeit abbildet, mit der der Blankaal auf diesem Weg geschädigt wird. Ein Modell zur Filterwirkung von Rechen wird mit Hilfe von Literaturdaten aufgestellt und mit eigenen ethohydraulischen Untersuchungen validiert. Es zeigt, dass das Verhältnis der minimalen Körperbreite von Blankaalen zum Stababstand und der vertikale sowie horizontale Neigungswinkel des Rechens den maßgeblichen Einfluss auf die Wahrscheinlichkeit haben, dass ein Fisch durch den Rechen in die Turbine schwimmt. Anhand hydro-numerischer Untersuchungen wird ein Schädigungsmodell einer Turbine entwickelt. Es ermöglicht durch Abbildung der physikalischen Prozesse innerhalb der Turbine und des Fischdurchgangs die Bestimmung der hydraulischen Belastungen, die ein Fisch bei der Turbinenpassage erfährt. Kombiniert mit der Vulnerabilität der Fische gegenüber diesen Belastungen ergibt sich so für unterschiedliche Betriebszustände ein Mortalitätsrisiko für die Fische. Werden die Schädigungsmechanismen betrachtet, treten die maßgeblichen Belastungen durch Scherereignisse und Druckdifferenzen vor allem im Leitapparat auf, für Kollisionen hingegen abgesehen von geringen Turbinendurchflüssen im Laufrad. Die ermittelten Einflussfaktoren auf die drei Schädigungsmechanismen tragen zur Verbesserung des Verständnisses der Wirkungszusammenhänge und Schädigungsprozesse innerhalb einer Turbine bei. Angewendet werden die Modelle der Filterwirkung und Turbinenschädigung auf die Stauhaltungskette der Mosel, um den Effekt unterschiedlicher baulicher und betrieblicher Maßnahmen auf die Aalpopulation zu bestimmen.

Die Optimierung des kombinierten Einsatzes von Rechen-Bypass-Systemen und fischangepassten Steuerungsweisen von Turbinen hängt von einer Vielzahl von Parametern ab und muss auf Grundlage der Analyse der tatsächlich ablaufenden Prozesse durchgeführt werden. Die durchgeführten ethohydraulischen und hydronumerischen Untersuchungen zeigen, dass die Erstellung von Bestimmungsgleichungen und die phänomenologische Beschreibung von Schädigungsprozessen und Parameterzusammenhängen für konkrete Wasserkraftanlagen möglich sind und zur Verbesserung des Fischschutzes beitragen können.



## Inhaltsverzeichnis

<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>IX</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>XIX</b>
<b>Abkürzungs- und Formelverzeichnis</b>	<b>XXIII</b>
<b>1 Einleitung</b>	<b>1</b>
1.1 Veranlassung .....	1
1.2 Zielsetzung .....	2
1.3 Vorgehensweise .....	2
<b>2 Stand des Wissens</b>	<b>5</b>
2.1 Der Europäische Aal .....	5
2.1.1 Allgemein .....	5
2.1.2 Biologische Grundlagen und Entwicklungszyklus .....	5
2.1.3 Schwimmverhalten.....	8
2.1.4 Bestandsentwicklung .....	10
2.1.5 Mortalitätsfaktoren .....	12
2.2 Staustufen als Gefährdung für Blankaale .....	13
2.2.1 Allgemein.....	13
2.2.2 Oberwasser .....	16
2.2.3 Rechen.....	17
2.2.4 Krafthaus und Turbinenpassage .....	24
2.2.5 Wehr.....	27
2.2.6 Schiffsschleuse .....	29
2.2.7 FAA und sonstige alternative Wanderwege .....	30
2.2.8 Unterwasser .....	32
2.2.9 Forschungsschwerpunkt zu Fischschädigung an einer Staustufe.....	34
2.3 Fischangepasste Betriebsweise .....	36
2.3.1 Allgemein.....	36
2.3.2 Schädigungsmechanismen in der Turbine.....	36
2.3.3 Mögliche Varianten.....	38
2.3.4 Praxisbeispiel Mosel.....	40
2.3.5 Forschungsbedarf .....	42
2.4 Prognosemodelle.....	42
2.4.1 Allgemein .....	42
2.4.2 Praxisbeispiel .....	44
2.4.3 Forschungsbedarf hinsichtlich Prognosemodellen .....	47
2.5 Forschungsbedarf / Forschungsschwerpunkt dieser Arbeit .....	47

<b>3 Wirkung von Rechen</b>	<b>49</b>
3.1 Bemessungsansätze eines Fein- oder Leitrechens .....	49
3.2 Forschungsfrage und Zielsetzung.....	50
3.3 Ergebnisse vorliegender Untersuchungen zur Filterwirkung .....	51
3.3.1 Methodik .....	51
3.3.2 Ergebnisse.....	54
3.4 Forschungsbedarf.....	59
3.5 Umsetzung ethohydraulischer Versuche.....	60
3.5.1 Allgemein.....	60
3.5.2 Randbedingungen.....	60
3.6 Vorstellung des Versuchsaufbaus.....	62
3.6.1 Allgemeines .....	62
3.6.2 Physikalischer Versuchsstand.....	63
3.6.3 Hydronumerisches Modell .....	73
3.7 Auswertung und Interpretation der Ergebnisse .....	76
3.7.1 Strömungsphysikalische Messungen .....	76
3.7.2 Hydronumerische Untersuchungen.....	85
3.7.3 Verhaltensbeobachtungen.....	89
3.7.4 Zusammenfassung und Ausblick .....	108
3.8 Diskussion der zu erwartenden Modelleffekte .....	109
3.8.1 Modelleffekte .....	109
3.8.2 Stichprobengröße .....	111
3.9 Integration der Ergebnisse in ein Modell für die Mosel .....	112
<b>4 Prozesse innerhalb einer Turbine</b>	<b>115</b>
4.1 Einleitung.....	115
4.2 Forschungsfrage, Zielsetzung und Vorgehensweise .....	115
4.3 Kraftwerksbetrieb und Turbinen .....	116
4.3.1 Betriebszustände .....	116
4.3.2 Betriebsweisen.....	117
4.3.3 Untersuchungsszenarien .....	119
4.3.4 Turbinengeometrie und Schaufelstellung.....	120
4.4 Hydronumerisches Modell.....	121
4.4.1 Softwareauswahl.....	121
4.4.2 Modellbestandteile .....	122
4.4.3 Untersuchungsumfang .....	130
4.5 Auswertungsmethodik .....	130

4.5.1	Belastung .....	130
4.5.2	Vulnerabilität .....	132
4.5.3	Mortalitätsrisiko .....	134
4.6	Ergebnisse und Auswertung .....	136
4.6.1	Szenario 0 und 1 .....	136
4.6.2	Szenario 2 .....	157
4.6.3	Szenario 3 - Optimierung fischangepasster Betrieb .....	162
4.6.4	Szenario 4 – Kombination Bremsen und optimierter fischangepasster Betrieb....	164
4.6.5	Zusammenfassung und Fazit Szenarienvergleich.....	164
4.7	Validierung.....	169
4.7.1	Prinzip .....	169
4.7.2	Hydronumerisches Modell .....	169
4.7.3	Berechnungsschema für Mortalitätsrisiko .....	171
4.8	Fazit und Ausblick.....	173
<b>5</b>	<b>Übertragung auf die Stauhaltungskette der Mosel</b>	<b>175</b>
5.1	Die Stauhaltungskette der Mosel.....	175
5.2	Synthese der Ergebnisse aus den Schwerpunkten 1 und 2.....	176
5.3	Geeignete Optionen zur Reduktion der Aalschädigung.....	183
5.3.1	Rechen-Bypass-System.....	183
5.3.2	Fischangepasste Betriebsweise.....	184
<b>6</b>	<b>Zusammenfassung und Ausblick</b>	<b>185</b>
6.1	Zusammenfassung .....	185
6.2	Bewertung im Forschungskontext .....	186
6.3	Weiterentwicklungsmöglichkeiten.....	186
6.3.1	In dieser Arbeit entwickelte Modelle .....	186
6.3.2	Weitergehende Untersuchungen.....	187
<b>Literaturverzeichnis</b>		<b>189</b>
<b>Anhang A - Auswirkungen von Rechenparametern</b>		<b>205</b>
<b>Anhang B - Berechnung der Mortalitätsziffer und des Wirkungsgrads</b>		<b>239</b>
<b>Anhang C - Hydronumerische Grundlagen</b>		<b>249</b>
<b>Anhang D - Ergebnisse Szenario 2 des hydronumerischen Modells</b>		<b>257</b>
<b>Glossar</b>		<b>263</b>
<b>Lebenslauf</b>		<b>267</b>
<b>Danksagung</b>		<b>269</b>



## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1.1:	Untersuchungskonzept der vorliegenden Arbeit	3
Abbildung 2.1:	Lebenszyklus des Aals	6
Abbildung 2.2:	Umkehrreaktion eines Aals in der ethohydraulischen Versuchsrinne des IWW (KLOPRIES ET AL., 2016)	9
Abbildung 2.3:	Zeitreihe des Glasalaufkommens (Quelle der Daten: ICES, 2014). Jede Zeitreihe wurde mit dem jeweiligen Mittelwert der Jahre 1979 bis 1994 skaliert.	11
Abbildung 2.4:	Gefährdungsbereiche einer Wasserkraftanlage	14
Abbildung 2.5:	Gefährdungsbereich Oberwasser	17
Abbildung 2.6:	Einflussparameter auf die unterschiedlichen Wirkungen eines Vertikalrechens	19
Abbildung 2.7:	Komponenten Widerstandskraft sowie möglicher Schwimmweg eines Fisches an einem Vertikalrechen	22
Abbildung 2.8:	Simulierte Fließgeschwindigkeit an einem Vertikalrechen mit einem Stababstand von 40 mm und einer Anströmgeschwindigkeit von 0,4 m/s (BERKEMEIER, 2016)	22
Abbildung 2.9:	Gefährdungsbereich Rechen	23
Abbildung 2.10:	Bestandteile einer Kaplanrohrturbine (nach: GIESECKE UND MOSONYI, 2005)	25
Abbildung 2.11:	Gefährdungsbereich Krafthaus und Turbineneinlauf	27
Abbildung 2.12:	Gefährdungsbereich Wehr	29
Abbildung 2.13:	Gefährdungsbereich Schiffsschleuse	30
Abbildung 2.14:	Gefährdungsbereich Fischaufstiegsanlage und sonstige alternative Wanderwege	32
Abbildung 2.15:	Wartende Kormorane am Unterwasser der Wasserkraftanlage Koblenz (Foto: Klopries, 2014)	33
Abbildung 2.16:	Gefährdungsbereich Unterwasser	34
Abbildung 2.17:	Gefährdungsbereiche einer Wasserkraftanlage mit Mortalitätsziffern (Mittelwert +/- Standardabweichung)	35
Abbildung 2.18:	Darstellung des longitudinalen Wanderwegs durch den Rechen und die Turbine	35
Abbildung 2.19:	Schematische Darstellung des Druckverlaufs in einer Kaplanturbine (nach: SALE ET AL., 2002), die Linien geben den Druckverlauf eines Fisches wieder, dessen Abwanderungskorridor oberflächennah (blaue Linie) bzw. in 10 m Tiefe (rote Linie) liegt	37
Abbildung 2.20:	Turbine und mögliche Einflussfaktoren auf die Mortalitätsziffer am Beispiel des Prognosemodells von TURNPENNY ET AL. (2000)	38
Abbildung 2.21:	Schaltkonzept für die Turbinen der Wasserkraftanlage Trier in wirkungsgradoptimierter und fischangepasster Steuerungsweise bei steigendem Durchfluss (KLOPRIES ET AL., 2016)	41

Abbildung 2.22:	Lage der Saarkraftwerke (Quelle Karte: Google Earth)	45
Abbildung 2.23:	Anwendung der Prognosemodelle für die Saarkraftwerke Schoden und Kanzem, die Werte der Schädigung wurden auf den physikalisch sinnvollen Bereich zwischen 0 % und 100 % begrenzt	45
Abbildung 3.1:	Methodik zur Entwicklung eines Praxiswerkzeugs zur Bestimmung der Filterwirkung von Bestandsrechen für Blankaale	50
Abbildung 3.2:	Ablauf Auswertung der Filterwirkung vorliegender Untersuchungen	54
Abbildung 3.3:	Ergebnis Schritt 1 der Auswertung der Filterwirkung vorliegender Untersuchungen	55
Abbildung 3.4:	Schematische Darstellung eines Rechens mit den Einflussfaktoren (für die Bestimmungsgleichung relevante Faktoren sind <b>fett</b> gedruckt dargestellt)	55
Abbildung 3.5:	Ergebnis Schritt 2 der Auswertung der Filterwirkung vorliegender Untersuchungen	56
Abbildung 3.6:	Ergebnis Schritt 3 der Auswertung der Filterwirkung vorliegender Untersuchungen	57
Abbildung 3.7:	Bestimmungsgleichung für die Filterwirkung inklusive der 95 %-Vorhersagegrenzen	58
Abbildung 3.8:	Ergebnis Schritt 4 der Auswertung der Filterwirkung vorliegender Untersuchungen	58
Abbildung 3.9:	Beispiel eines Ausschnittsmodells: Abbildung des Rechens vom Einlaufbereich des Turbinenzulaufs an einer Staustufe im physikalischen Modell	61
Abbildung 3.10:	Abmessungen der ethohydraulischen Versuchsrinne am IWW	63
Abbildung 3.11:	links: Prinzipskizze des im ethohydraulischen Versuch eingebauten Rechens (10 mm Stababstand), rechts: Foto des im ethohydraulischen Versuch eingebauten Rechens (10 mm Stababstand)	65
Abbildung 3.12:	Verhältnis Rechenstabdicke zu Rechenstababstand an bestehenden Wasserkraftanlagen	65
Abbildung 3.13:	Mess- und Aufnahmetechnik in der Versuchsrinne	66
Abbildung 3.14:	Messtechnik und Aufnahmetechnik und ermittelte Größen für strömungsphysikalische (rot) und ethohydraulische (blau) Untersuchungen	68
Abbildung 3.15:	Ablaufschema ethohydraulischer Untersuchungen	69
Abbildung 3.16:	Aufnahme und Auswertung von Querprofilen im Verlauf der Strömungsmessungen	70
Abbildung 3.17:	Größenspektrum der in den Verhaltensuntersuchungen eingesetzten Blankaale (N=52)	72
Abbildung 3.18:	Dreidimensionales Modell der Versuchsstrecke	74
Abbildung 3.19:	Vereinfachtes Rechenmodell	75
Abbildung 3.20:	Vergleich dreidimensionale Rechenmodelle (oben) und Strömungsbild (unten), links: vereinfachtes Modell, rechts: Modell mit 20 mm Stababstand	76
Abbildung 3.21:	Längsschnitt durch das Untersuchungsgebiet mit Position der Messpunkte für einen 70° geneigten Vertikalrechen	77

Abbildung 3.22:	Oben: Mittlere Geschwindigkeit pro Messraster für die vier hydraulischen Setups, unten: Abweichung der mittleren Geschwindigkeit vom Zielwert des hydraulischen Setups	78
Abbildung 3.23:	Gemessene Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,8$ m/s bei einem $70^\circ$ geneigten Vertikalrechen mit 20 mm Stababstand	80
Abbildung 3.24:	Gemessene Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in horizontalen Schnitten für $v_{Anström}=0,8$ m/s bei einem $70^\circ$ geneigten Vertikalrechen mit 20 mm Stababstand	81
Abbildung 3.25:	Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung mit Strömungsvektoren in y-Richtung und z-Richtung in vertikalem Schnitt für $v_{Anström}=0,45$ m/s	83
Abbildung 3.26:	Zeitlicher Verlauf der simulierten Fließgeschwindigkeit in x-Richtung für $v_{Anström}=0,3$ m/s an zwei beispielhaften Messpunkten im Nah- und Fernbereich des Rechens	86
Abbildung 3.27:	Längsschnitt durch den Bereich zwischen den Rechenstäben der Ergebnisse der numerischen Modellierung einer Anströmgeschwindigkeit von 0,3 m/s	87
Abbildung 3.28:	Fließgeschwindigkeit in x-Richtung zwischen den Rechenstäben (die Blickrichtung entspricht der Fließrichtung)	88
Abbildung 3.29:	Vergleich der mittleren Geschwindigkeiten in x-Richtung pro Messraster für die numerischen und strömungsphysikalischen Messungen	89
Abbildung 3.30:	Während der ethohydraulischen Untersuchungen aufgenommene durchschnittliche Zahlen von Kontakt Ereignissen pro Fisch und 15 Minuten Versuchsdauer	90
Abbildung 3.31:	Während der ethohydraulischen Untersuchungen aufgenommene durchschnittliche Zahlen von Kontakt und Lösen Ereignissen pro Fisch und 15 Minuten Versuchsdauer	91
Abbildung 3.32:	Während der ethohydraulischen Untersuchungen aufgenommene durchschnittliche Zahlen von Impingement Ereignissen pro Fisch und 15 Minuten Versuchsdauer	91
Abbildung 3.33:	Während der ethohydraulischen Untersuchungen aufgenommene durchschnittliche Zahlen von Durchgängen pro Fisch und 15 Minuten Versuchsdauer	92
Abbildung 3.34:	Filterwirkung für Blankaale bei den getesteten Setups, links: Durchschnittswerte je Setup, rechts: Einzelwerte je Setup	94
Abbildung 3.35:	Filterwirkung des 40 mm Rechens in Abhängigkeit des $B_{min}/s$ -Werts	96
Abbildung 3.36:	Datenpunkte der Filterwirkung der ethohydraulischen Untersuchungen in Bezug zur Bestimmungsgleichung für die Filterwirkung inklusive der 95 %-Vorhersagegrenzen	97
Abbildung 3.37:	Systemskizze eines Bypasses mit den Beurteilungskriterien Auffindbarkeit, Akzeptanz und Passierbarkeit	99
Abbildung 3.38:	Ergebnis der Videoauswertung in Hinblick auf die Fischdetektion	100
Abbildung 3.39:	Umwandlung der absoluten Aufenthaltszahlen pro Rasterkästchen in Aufenthaltswahrscheinlichkeiten	102

Abbildung 3.40:	Stärke des Rangkorrelationskoeffizienten für die Faktoren $v_x$ , $v_{mag}$ , $d_{Wand}$ und TKE	104
Abbildung 3.41:	Visualisierung der Aufenthaltswahrscheinlichkeit am Beispiel des 10 mm Rechens mit 70° Neigung, oben: in Abhängigkeit der Absolutgeschwindigkeit mit $v_{Anström} = 0,3 \text{ m/s}$ , unten: in Abhängigkeit des Wandabstands	105
Abbildung 3.42:	Beispielverlauf der vier gewählten nicht linearen Regressionsmodelle nach Gleichung 3.7 und 3.8	106
Abbildung 3.43:	Wassertemperatur im Versuchsstand während der Versuche mit den Blankaalen	111
Abbildung 3.44:	Wasserkraftanlage Lehmen (Mosel) mit Rechenparametern (Foto: RWE Power, 2015)	112
Abbildung 3.45:	Berechnete Filterwirkung für die Wasserkraftanlage Lehmen	114
Abbildung 3.46:	Ergebnis Untersuchungsschwerpunkt 1 am Beispiel des Kraftwerks Lehmen	114
Abbildung 4.1:	Um 90° gedrehte Turbinengeometrie der Wasserkraftanlage Lehmen (Mosel) zur Verfügung gestellt von Voith GmbH & CoKGaA	120
Abbildung 4.2:	Zusammenhang der Laufradschaufelstellung und Leitradstellung in Abhängigkeit des Turbinendurchflusses (abgeleitet aus persönlicher Mitteilung durch Jonas (innogy SE), 2016)	121
Abbildung 4.3:	Module des hydronumerischen Modells am Beispiel einer Kaplanturbine	122
Abbildung 4.4:	Gitternetz des hydronumerischen Modells, links: Ausgangsnetz mit einheitlicher Verfeinerung (Schritt 1), rechts: Endnetz mit Bereichen lokaler Verfeinerung (Schritt 2)	124
Abbildung 4.5:	Lage Messpunkt 5 im numerischen Modell der um 90° gedrehten horizontalen Kaplanturbine	125
Abbildung 4.6:	Ergebnis der Netzoptimierung, oben: Anzahl der Zellen und zugehörige Berechnungsdauer der untersuchten Gitternetzvarianten, Mitte: Entwicklung der Strömungsgeschwindigkeit an Messpunkt 5 über die Simulationszeit von 10 Sekunden, unten: Laufradgeometrie der Varianten 1 bis 6	126
Abbildung 4.7:	Verwendung von Arbitrary Mesh Interfaces (AMI) zur Kopplung von statistischen und rotierenden Netzregionen	128
Abbildung 4.8:	Position der Eintrittsorte der Stromlinien	131
Abbildung 4.9:	Ermittlung der Dauer einer maßgeblichen Beschleunigung zur Unterscheidung zwischen einem Scherereignis und einer Kollision (nach: DENG ET AL., 2005)	132
Abbildung 4.10:	Gewählte Vulnerabilität gegenüber Scherereignissen und Kollisionen	133
Abbildung 4.11:	Gewählte Vulnerabilität gegenüber Druckdifferenzen	134
Abbildung 4.12:	Berechnungsschema des Mortalitätsrisikos durch Druckdifferenzen	136
Abbildung 4.13:	Beispiel eines Scherereignisses im Bereich des Leitapparats einer 90° gedrehten horizontalen Kaplanturbine	137
Abbildung 4.14:	Höhe des Mortalitätsrisikos durch Scherereignisse für Szenario 0 und 1 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen	138

Abbildung 4.15:	Anteil der maßgeblichen Scherereignisse in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Scherereignissen pro Betriebszustand	138
Abbildung 4.16:	Verteilung des Mortalitätsrisikos durch Scherereignisse zwischen den Eintrittsorten der Stromlinien getrennt nach den Betriebszuständen	139
Abbildung 4.17:	Richtungsänderung der Stromlinien durch den Leitapparat einer Kaplanturbine	140
Abbildung 4.18:	Grafische Darstellung des Zusammenhangs zwischen dem Kosinus des Winkels des Leitapparats und dem Mortalitätsrisiko durch Scherereignisse	141
Abbildung 4.19:	Beispiel einer Kollision im Bereich des Laufrads einer 90° gedrehten horizontalen Kaplanturbine	142
Abbildung 4.20:	Höhe des Mortalitätsrisikos durch Kollisionen für Szenario 0 und 1 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen	142
Abbildung 4.21:	Anteil der maßgeblichen Kollisionen in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Kollisionen pro Betriebszustand	143
Abbildung 4.22:	Verteilung des Mortalitätsrisikos durch Kollisionen zwischen den Eintrittsorten der Stromlinien getrennt nach den Betriebszuständen	144
Abbildung 4.23:	Einflussparameter auf das Mortalitätsrisiko durch Kollisionen getrennt nach den Bereichen Leitapparat und Laufrad einer 90° gedrehten horizontalen Kaplanturbine	144
Abbildung 4.24:	Grafische Darstellung der Übereinstimmung der Modelle der multivariaten linearen Regression und des Kollisionsfaktors mit den Ergebnissen des hydronumerischen Modells	146
Abbildung 4.25:	Grafische Darstellung des Zusammenhangs zwischen dem Kollisionsfaktor und dem Mortalitätsrisiko durch Kollisionen	147
Abbildung 4.26:	Beispiele eines Druckabfalls im Bereich des Leitapparats und des Laufrads einer 90° gedrehten horizontalen Kaplanturbine	148
Abbildung 4.27:	Höhe des Mortalitätsrisikos durch Druckdifferenzen für Szenario 0 und 1 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen	148
Abbildung 4.28:	Anteil der maßgeblichen Druckdifferenzen in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Kollisionen pro Betriebszustand	149
Abbildung 4.29:	Verteilung des Mortalitätsrisikos durch Kollisionen zwischen den Eintrittsorten der Stromlinien getrennt nach den Betriebszuständen	149
Abbildung 4.30:	Grafische Darstellung der Übereinstimmung der Modelle der multivariaten linearen Regression und des Kollisionsfaktors mit den Ergebnissen des hydronumerischen Modells	151
Abbildung 4.31:	Grafische Darstellung des Zusammenhangs zwischen dem Kollisionsfaktor und dem Mortalitätsrisiko durch Kollisionen	151
Abbildung 4.32:	Höhe und Zusammensetzung des Gesamtmortalitätsrisikos für Szenario 0 und 1 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen	152

Abbildung 4.33:	Grafische Darstellung des interpolierten Mortalitätsrisikos pro Turbinendurchfluss für Szenario 0 und 1	154
Abbildung 4.34:	Schaltkonzept für die Turbinen der Wasserkraftanlage Lehmen für Szenario 0 (Normalbetrieb) und korrespondierendes Mortalitätsrisiko in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses der Anlage	155
Abbildung 4.35:	Vergleich der Mortalitätsziffer des hydronumerischen Modells und der Prognosemodelle in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses des Kraftwerks Lehmen in Szenario 0 (Normalbetrieb)	155
Abbildung 4.36:	Schaltkonzept der Turbinen der Wasserkraftanlage Lehmen für Szenario 1 (fischangepasster Betrieb) und korrespondierendes Mortalitätsrisiko in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses der Anlage	156
Abbildung 4.37:	Höhe des Mortalitätsrisikos durch Scherereignisse für Szenario 2 im Vergleich zu Szenario 0 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen	158
Abbildung 4.38:	Anteil der maßgeblichen Scherereignisse in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Scherereignissen pro Betriebszustand (Szenario 2)	158
Abbildung 4.39:	Höhe des Mortalitätsrisikos durch Kollisionen für Szenario 2 im Vergleich zu Szenario 0 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen	159
Abbildung 4.40:	Anteil der maßgeblichen Kollisionen in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Scherereignissen pro Betriebszustand (Szenario 2)	159
Abbildung 4.41:	Höhe des Mortalitätsrisikos durch Druckdifferenzen für Szenario 2 im Vergleich zu Szenario 0 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen	160
Abbildung 4.42:	Anteil der maßgeblichen Druckdifferenzen in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Scherereignissen pro Betriebszustand (Szenario 2)	160
Abbildung 4.43:	Höhe des Gesamt mortalitätsrisikos für Szenario 2 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen	161
Abbildung 4.44:	Grafische Darstellung des interpolierten Mortalitätsrisikos pro Turbinendurchfluss für Szenario 2	162
Abbildung 4.45:	Schaltkonzept für die Turbinen der Wasserkraftanlage Lehmen für Szenario 2 (Bremsen) und Vergleich des korrespondierenden Mortalitätsrisikos in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses der Anlage mit Szenario 0	162
Abbildung 4.46:	Schaltkonzept für die Turbinen der Wasserkraftanlage Lehmen für Szenario 3 (optimierter fischangepasster Betrieb) und Vergleich des korrespondierenden Mortalitätsrisikos in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses der Anlage mit Szenario 0	163
Abbildung 4.47:	Schaltkonzept für die Turbinen der Wasserkraftanlage Lehmen für Szenario 4 (Bremsen und optimierter fischangepasster Betrieb) und Vergleich des korrespondierenden Mortalitätsrisikos in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses der Anlage mit Szenario 0 und 2	164
Abbildung 4.48:	Höhe des Gesamt mortalitätsrisikos für Szenario 0 und 2 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen	165

---

Abbildung 4.49:	Höhe der Mortalitätsrisiken durch Scherereignisse, Kollisionen und Druckdifferenzen für Szenario 0 und 2 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen	166
Abbildung 4.50:	Verlauf der berechneten Mortalitätsrisiken in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses der Wasserkraftanlage Lehmen für die Szenarien 0 bis 4	167
Abbildung 4.51:	Ergebnis Arbeitsschwerpunkt 2 für die Wasserkraftanlage Lehmen unter dem Effekt des Szenarios 2 (Bremsen)	168
Abbildung 4.52:	Sensorisch links: CAD-Model, rechts: Foto (DENG ET AL., 2017)	170
Abbildung 4.53:	Verlauf des Drucks und der Beschleunigung durch eine Turbine pro Turbinenabschnitt, berechnet mit dem hydronumerischen Modell der Turbine der Wasserkraftanlage Lehmen	170
Abbildung 4.54:	Verlauf des Drucks und der Beschleunigung durch eine Turbine pro Turbinenabschnitt, ermittelt mittels Sensorischmessungen an der Wasserkraftanlage Wanapum Dam (nach: DENG ET AL., 2010)	171
Abbildung 4.55:	Vergleich des berechneten Mortalitätsrisikos (hydronumerisches Modell) mit den Ergebnissen von Freilanduntersuchungen an den Wasserkraftanlagen Fankel und Wintrich	172
Abbildung 5.1:	Wasserkraftanlagen im Verlauf der Mosel (RWE POWER AG, 2004)	175
Abbildung 5.2:	Berechnete Zahl abwandernder Blankaale im Verlauf der Mosel unter dem Effekt des Szenarios 0 (Normalbetrieb)	177
Abbildung 5.3:	Berechnete Zahl abwandernder Blankaale im Verlauf der Mosel unter dem Effekt des Szenarios 2 (Bremsen)	177
Abbildung 5.4:	Berechnete Zahl abwandernder Blankaale im Verlauf der Mosel unter dem Effekt des Szenarios 0 (Normalbetrieb) und der Projektaktivität Fischen und Umsetzen	178
Abbildung 5.5:	Berechnete Zahl abwandernder Blankaale im Verlauf der Mosel unter dem Effekt des Szenarios 2 (Bremsen) und der Projektaktivität Fischen und Umsetzen	179
Abbildung 5.6:	Überlebensziffer für eine Wasserkraftanlage unter dem Effekt eines 40 mm Vertikalrechens ( $70^\circ$ geneigt) und dem Szenario 0 (Normalbetrieb)	181
Abbildung 5.7:	Berechnete Zahl abwandernder Blankaale im Verlauf der Mosel unter dem Effekt des Szenarios 0 (Normalbetrieb) und eines 40 mm Vertikalrechens ( $70^\circ$ geneigt)	181
Abbildung 5.8:	Überlebensziffer für eine Wasserkraftanlage unter dem Effekt eines 40 mm Vertikalrechens ( $70^\circ$ geneigt), der Projektaktivität Fischen und Umsetzen sowie dem Szenario 2 (Bremsen)	182
Abbildung 5.9:	Berechnete Zahl abwandernder Blankaale im Verlauf der Mosel unter dem Effekt des Szenarios 2 (Bremsen), der Projektaktivität Fischen und Umsetzen und eines 40 mm Vertikalrechens ( $70^\circ$ geneigt)	182
Abbildung A.1:	Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$	207
Abbildung A.2:	Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$	208

Abbildung A.3:	Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in horizontalen Schnitten für $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$	209
Abbildung A.4:	Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in horizontalen Schnitten für $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$	210
Abbildung A.5:	Geschwindigkeitsverteilung in y-Richtung und z-Richtung sowie Darstellung der Strömungsvektoren in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$	211
Abbildung A.6:	Geschwindigkeitsverteilung in y-Richtung und z-Richtung sowie Darstellung der Strömungsvektoren in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$	212
Abbildung A.7:	Geschwindigkeitsverteilung in y-Richtung und z-Richtung sowie Darstellung der Strömungsvektoren in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$	213
Abbildung A.8:	Geschwindigkeitsverteilung in y-Richtung und z-Richtung sowie Darstellung der Strömungsvektoren in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$	214
Abbildung A.9:	Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$	215
Abbildung A.10:	Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$	216
Abbildung A.11:	Geschwindigkeitsverteilung in y-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$	217
Abbildung A.12:	Geschwindigkeitsverteilung in y-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$	218
Abbildung A.13:	Geschwindigkeitsverteilung in z-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$	219
Abbildung A.14:	Geschwindigkeitsverteilung in z-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$	220
Abbildung A.15:	Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$	221
Abbildung A.16:	Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$	222
Abbildung A.17:	Geschwindigkeitsverteilung in y-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$	223
Abbildung A.18:	Geschwindigkeitsverteilung in y-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$	224
Abbildung A.19:	Geschwindigkeitsverteilung in z-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$	225
Abbildung A.20:	Geschwindigkeitsverteilung in z-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$	226
Abbildung A.21:	Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$	227
Abbildung A.22:	Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$	228
Abbildung A.23:	Geschwindigkeitsverteilung in y-Richtung in vertikalen Schnitten für $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$ und $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$	229

Abbildung A.24:	Geschwindigkeitsverteilung in y-Richtung in vertikalen Schnitten für $V_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$ und $V_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$	230
Abbildung A.25:	Geschwindigkeitsverteilung in z-Richtung in vertikalen Schnitten für $V_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$ und $V_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$	231
Abbildung A.26:	Geschwindigkeitsverteilung in z-Richtung in vertikalen Schnitten für $V_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$ und $V_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$	232
Abbildung A.27:	Dreischrittiger Aufbau der Auswertungsmethodik zur Ermittlung statistisch ermittelter Zusammenhänge zwischen Mess- und Berechnungsdaten	233
Abbildung A.28:	Einteilung Regressionsanalysen	236
Abbildung B.1:	Auswertungsschema der Kraftwerksdaten zur Ermittlung des Einflusses der fischangepassten Betriebsweise an den Wasserkraftanlagen der Mosel	240
Abbildung B.2:	Gewählte Zeitpunkte der Umschaltnächte im Jahr 2016	241
Abbildung B.3:	Auswertungsschema der Kraftwerksdaten zur Ermittlung des Einflusses der Szenarien 0 bis 4 an den Wasserkraftanlagen der Mosel auf Basis des hydronumerischen Modells	244
Abbildung B.4:	Auf Basis des hydronumerischen Modells berechnete maßgebliche Belastungen für Betriebszustände 1 bis 6 (Szenario 0)	245
Abbildung B.5:	Auf Basis des hydronumerischen Modells berechnete maßgebliche Belastungen für Betriebszustände 7 bis 12 (Szenario 2)	246
Abbildung B.6:	Gewählte Vulnerabilität oben: gegenüber Scherereignissen und Kollisionen, unten: gegenüber Druckdifferenzen	247
Abbildung C.1:	Energiekaskade der Wirbelstrukturen einer turbulenten Strömung (nach: POPE, 2000)	249
Abbildung C.2:	Im Post-Processing mit paraview berechnete Strombahnen am Beispiel des Betriebszustands 9 ( $50 \text{ m}^3/\text{s}$ ) links: Darstellung der Absolutgeschwindigkeit, rechts: Darstellung des relativen Drucks	256
Abbildung D.1:	Höhe des Mortalitätsrisikos durch Scherereignisse für Szenario 2 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen	257
Abbildung D.2:	Höhe des Mortalitätsrisikos durch Kollisionen für Szenario 2 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen	257
Abbildung D.3:	Höhe des Mortalitätsrisikos durch Druckdifferenzen für Szenario 2 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen	258
Abbildung D.4:	Höhe des Gesamt mortalitätsrisikos für Szenario 2 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen	258
Abbildung D.5:	Anteil der maßgeblichen Scherereignisse in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Scherereignissen pro Betriebszustand (Szenario 2)	259
Abbildung D.6:	Anteil der maßgeblichen Kollisionen in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Scherereignissen pro Betriebszustand (Szenario 2)	259
Abbildung D.7:	Anteil der maßgeblichen Druckunterschiede in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Scherereignissen pro Betriebszustand (Szenario 2)	259

Abbildung D.8:	Anteil aller maßgeblichen Belastungen in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Belastungen pro Betriebszustand (Szenario 2)	260
Abbildung D.9:	Verteilung des Mortalitätsrisikos durch Scherereignisse zwischen den Eintrittsorten der Stromlinien getrennt nach den Betriebszuständen (Szenario 2)	260
Abbildung D.10:	Verteilung des Mortalitätsrisikos durch Kollisionen zwischen den Eintrittsorten der Stromlinien getrennt nach den Betriebszuständen (Szenario 2)	261
Abbildung D.11:	Verteilung des Mortalitätsrisikos durch Druckdifferenzen zwischen den Eintrittsorten der Stromlinien getrennt nach den Betriebszuständen (Szenario 2)	261
Abbildung D.12:	Verteilung des Gesamt mortalitätsrisikos zwischen den Eintrittsorten der Stromlinien getrennt nach den Betriebszuständen (Szenario 2)	262

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1:	Einteilung von Wasserkraftanlagen nach der Fallhöhe (nach: GIESECKE UND MOSONYI, 2005).....	16
Tabelle 2.2:	Wirkungen von Rechen vor Wasserkraftanlagen und deren bekannte und mögliche Einflussparameter .....	19
Tabelle 2.3:	Praxisbeispiele fischangepasste Betriebsweisen (STATKRAFT MARKETS GMBH; HARO ET AL., 2003; KLOPRIES ET AL., 2016; ROSENFELLNER UND ADAM, 2016).39	
Tabelle 2.4:	Zuordnungskriterien der verschiedenen Verletzungsklassen und Übersicht der Verletzungsquoten an der Wasserkraftanlage Dettelbach (Quelle: HOLZNER, 2000).....	40
Tabelle 2.5:	Auswahl empirischer und physikalischer Prognosemodelle zur Abschätzung der Fischschädigung bei der Passage einer Wasserkraftanlage .....	43
Tabelle 2.6:	Ergebnisse des Praxisbeispiels an den Wasserkraftanlagen Schoden und Kanzem an der Saar.....	46
Tabelle 3.1:	Ausgewählte Bernmessungsansätze für Rechen-Bypass-Systeme und Leit- sowie Feinrechen .....	49
Tabelle 3.2:	Übersicht der Parameter und Ergebnisse vorhandener Studien zur Filterwirkung von Rechen, ein * in der letzten Spalte gibt an, welche Studien für die weitere statistische Auswertung genutzt werden.....	52
Tabelle 3.3:	Ergebnisse der Spearman-Korrelation zur Identifizierung relevanter Einflussparameter für die Filterwirkung, ein Korrelationskoeffizient von 1 oder -1 zeigte eine vollständige positive bzw. negative Korrelation zwischen dem Faktor und der Filterwirkung, ein Koeffizient von 0 keine Korrelation.....	54
Tabelle 3.4:	Ergebnis der Regression der Filterwirkung, a gibt den Regressionskoeffizienten an und FW die Funktion der Filterwirkung .....	57
Tabelle 3.5:	Übersicht der Stärken und Schwächen von Naturuntersuchungen und ethohydraulischen Untersuchungen im Labor.....	62
Tabelle 3.6:	Abmessungen der Versuchsrinne .....	64
Tabelle 3.7:	Spezifikationen der verwendeten Messtechnik .....	67
Tabelle 3.8:	Spezifikationen der eingestellten hydraulischen Setups.....	70
Tabelle 3.9:	Zusammensetzung Messprofil für den 70° geneigten Rechen.....	71
Tabelle 3.10:	Versuchsprogramm der ethohydraulischen Versuche .....	73
Tabelle 3.11:	Anzahl der Daten der Verhaltensbeobachtung nach der Bereinigung in Hinblick auf die Motivation der Blankaale .....	73
Tabelle 3.12:	Mittlere gemessene Strömungsgeschwindigkeiten in x-Richtung pro Messraster und Abweichung vom Zielwert $v_{Anström}$ .....	77
Tabelle 3.13:	Mittlere gemessene Geschwindigkeiten in x-Richtung pro Höhe (horizontaler Schnitt) und Abweichung vom Zielwert $v_{Anström}$ .....	79
Tabelle 3.14:	Mittlere gemessene Geschwindigkeiten in y-Richtung pro Messraster.....	82
Tabelle 3.15:	Mittlere gemessene Geschwindigkeiten in z-Richtung pro Messraster.....	82

Tabelle 3.16:	Durchschnittliche gemessene Turbulente kinetische Energie (TKE).....	84
Tabelle 3.17:	Mittlere simulierte Geschwindigkeiten in x-Richtung und Abweichung vom Zielwert $v_{\text{Anström}}$ .....	86
Tabelle 3.18:	Maximale simulierte Fließgeschwindigkeit in x-Richtung zwischen den Rechenstäben und Abweichung vom Zielwert $v_{\text{Anström}}$ .....	87
Tabelle 3.19:	Vergleich der mittleren Geschwindigkeiten in x-Richtung zwischen dem numerischen Modell und den strömungsphysikalischen Messungen mit dem ADV.....	88
Tabelle 3.20:	Aufgenommene Interaktionsarten der Blankaale mit dem Rechen.....	90
Tabelle 3.21:	Nicht-parametrische Testverfahren zur Analyse der variierten Parameter.....	94
Tabelle 3.22:	Ergebnisse der Testverfahren für die OVeR-Ergebnisse, der unterstrichene Wert in der letzten Spalte gibt an, bei welchem Parameter die geringere Filterwirkung bestimmt wurde .....	95
Tabelle 3.23:	Ergebnis der Spearman-Korrelation zwischen dem $B_{\text{mirr}}/s$ -Wert und der Filterwirkung, ein Korrelationskoeffizient von 1 oder -1 zeigt eine vollständige positive bzw. negative Korrelation zwischen dem Faktor und der Filterwirkung, ein Koeffizient von 0 keine Korrelation .....	96
Tabelle 3.24:	Ergebnisse der Regression der Filterwirkung, a gibt den Regressionskoeffizienten an und FW die Funktion der Filterwirkung .....	98
Tabelle 3.25:	Zahl gültiger Videos zur Auswertung der Aufenthaltswahrscheinlichkeit für die Alversuche .....	103
Tabelle 3.26:	Berechnete Bestimmtheitsmaße für die nichtlinearen Regressionsmodelle der Modellvarianten 1 und 2 (Gleichung 3.7 und 3.8), farblich hervorgehoben sind die Faktor-Setup-Kombinationen mit dem größten Bestimmtheitsmaß (grün: hohe Modellgüte, orange: niedrige Modellgüte) .....	107
Tabelle 3.27:	Ergebnisse der Resource Equation (Gleichung 3.9) für die im OVeR-Projekt vorliegenden Stichprobengrößen .....	112
Tabelle 3.28:	Größenspektren der an der Mosel gefangenenen Blankaale inklusive des 25 %-Quartils .....	113
Tabelle 4.1:	Einlaufgeschwindigkeit und Turbulenzparameter des hydronumerischen Modells pro untersuchtem Betriebszustand .....	123
Tabelle 4.2:	Kombination der Laufrad-Leitschaufel-Stellung pro untersuchten Betriebszustand getrennt nach den untersuchten Szenarien .....	130
Tabelle 4.3:	Übersicht externer Daten zur Vulnerabilität von Lachssmolts gegenüber Beschleunigungen .....	133
Tabelle 4.4:	Übersicht externer Daten zur Vulnerabilität von Lachssmolts gegenüber Druckdifferenzen .....	134
Tabelle 4.5:	Parameterkombinationen der in Szenario 0 und 1 untersuchten Betriebszustände .....	137
Tabelle 4.6:	Ergebnisse des Chi-Quadrat-Tests zur Verteilung der Belastung durch Scherereignisse für die Betriebszustände 1 bis 6, je nach vorliegender Verteilung der Belastung kann sich die Zahl der Freiheitsgrade und damit der kritische $\chi^2$ -Wert ändern .....	139

---

Tabelle 4.7:	Ergebnisse einer multivariaten Regressionsanalyse (Rückwärtsverfahren) zur Erklärung des Mortalitätsrisikos durch Scherereignisse, gewähltes Signifikanzniveau = 0,05, die letzte Spalte gibt an, wie sich der Parameter bei steigendem Turbinendurchfluss auf das Mortalitätsrisiko auswirkt.....	140
Tabelle 4.8:	Ergebnisse des Chi-Quadrat-Tests zur Verteilung der Belastung durch Kollisionen für die Betriebszustände 1 bis 6, je nach vorliegender Verteilung der Belastung kann sich die Zahl der Freiheitsgrade und damit der kritische $\chi^2$ -Wert ändern .....	143
Tabelle 4.9:	Ergebnisse einer multivariaten Regressionsanalyse (Rückwärtsverfahren) und einer univariaten linearen Regression zur Erklärung des Mortalitätsrisikos durch Kollisionen, Signifikanzniveau = 0,05, letzte Spalte: Auswirkung der Parameter bei steigendem Turbinendurchfluss auf das Mortalitätsrisiko ....	146
Tabelle 4.10:	Ergebnisse einer multivariaten Regressionsanalyse (Rückwärtsverfahren) und einer univariaten linearen Regression zur Erklärung des Mortalitätsrisikos durch Druckdifferenzen, Signifikanzniveau = 0,05, letzte Spalte: Auswirkung Parameter bei steigendem Turbinendurchfluss auf das Mortalitätsrisiko ....	150
Tabelle 4.11:	Parameterkombinationen der in Szenario 2 untersuchten Betriebszustände .....	157
Tabelle 4.12:	Parameter zur Erklärung des Mortalitätsrisikos getrennt nach Schädigungsmechanismus, die letzte Spalte gibt an, wie sich der Parameter bei steigendem Turbinendurchfluss auf das Mortalitätsrisiko auswirkt .....	166
Tabelle 4.13:	Berechnete Mortalitätsziffern für die Szenarien 0 bis 4 für das Beispieljahr 2016 und die Differenzen zu Szenario 0 .....	168
Tabelle 4.14:	Technische Daten der zur Validierung des Berechnungsschemas des Mortalitätsrisikos berücksichtigten Wasserkraftanlagen .....	172
Tabelle 5.1:	Mortalitäts- und Überlebensziffern für betriebl. Maßnahmen zum Schutz abwandernder Blankaale an den Moselkraftwerken, die Maßnahme mit den höchsten Überlebensziffern ist unterstrichen .....	179
Tabelle 5.2:	Mortalitäts- und Überlebensziffern für betriebliche und konstruktive Maßnahmen zum Schutz abwandernder Blankaale an den Moselkraftwerken, die Maßnahme mit den höchsten Überlebensziffern sind unterstrichen.....	183
Tabelle A.1:	Übersicht Parameter und Ergebnisse vorhandener Studien zur Filterwirkung von Rechen.....	205
Tabelle B.1:	Änderung der Energieerzeugung durch das Szenario 1 (fischangepasster Betrieb) im Vergleich zum Szenario 0 (Normalbetrieb) für das Jahr 2016 ...	242
Tabelle B.2:	Änderung der Mortalitätsziffer durch das Szenario 1 (fischangepasster Betrieb) im Vergleich zum Szenario 0 (Normalbetrieb) für das Jahr 2016 berechnet mit zwei Prognosemodellen.....	242
Tabelle B.3:	Änderung der Energieerzeugung durch das Szenario 1 (fischangepasster Betrieb) im Vergleich zum Szenario 0 (Normalbetrieb) für das Jahr 2017 ...	243
Tabelle B.4:	Änderung der Mortalitätsziffer durch das Szenario 1 (fischangepasster Betrieb) im Vergleich zum Szenario 0 (Normalbetrieb) für das Jahr 2017 berechnet mit zwei Prognosemodellen.....	243
Tabelle B.5:	Berechnete Mortalitätsziffern für die Szenarien 0 bis 4 für das Beispieljahr 2016 und die Differenzen zu Szenario 0 .....	248



## Abkürzungs- und Formelverzeichnis

ADV	Acoustic Doppler Velocimeter
BUGeFi	Büro für Umweltplanung, Gewässermanagement und Fischerei
DEM	Discrete Element Method
DNS	Direct Numerical Simulation
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall
FAA	Fischaufstiegsanlage
FSG	Fischschutzgitter
IWW	Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der RWTH Aachen University
LES	Large Eddy Simulation
NAO	Nordatlantische Oszillation
OVeR	Untersuchungen zum Orientierungs- und Suchverhalten von Fischen vor Rechenanlagen von Wasserkraftanlagen
PNNL	Pacific Northwest National Laboratory
RANS	Reynolds-Averaged Navier-Stokes Gleichungen
TKE	Turbulente kinetische Energiedichte
WKA	Wasserkraftanlage
WSV	Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes

A	Aufenthaltswahrscheinlichkeit	[%]
$\alpha$	Signifikanzniveau	[%]
$\alpha_{Lauf}$	Öffnungswinkel der Schaufeln des Laufrads	[°]

$\alpha_{Leit}$	Öffnungswinkel der Schaufeln des Leitapparats	[°]
$\alpha_P$	Volumenanteil Partikel im Wasser	[‐]
$B_{Druck,i}$	Eintrittswahrscheinlichkeit der Belastung durch Druckdifferenzen in Intervall i	[‐]
$B_{Koll,i}$	Eintrittswahrscheinlichkeit der Belastung durch Kollisionen in Intervall i	[‐]
$B_{Min}$	Minimale Körperbreite	[cm]
$B_{Scher,i}$	Eintrittswahrscheinlichkeit der Belastung durch Scherereignisse in Intervall i	[‐]
$B_{x,y}$	Farbwert des Bildpunktes an Position X,Y	[‐]
$\beta$	Vertikaler Neigungswinkel eines Rechens	[°]
$cov(x,y)$	Kovarianz zwischen den Variablen X und Y	[Einh <sub>x</sub> *Einh <sub>y</sub> ]
$cov_{Rang}(x,y)$	Kovarianz zwischen den rangskalierten Variablen X und Y	[Einh <sub>x</sub> *Einh <sub>y</sub> ]
$d$	Rechenstabdicke	[mm]
$d_{Rechen}$	Abstand zum Rechen	[m]
$d_{Wand}$	Abstand zur Wand	[m]
$D$	Druckfaktor	[‐]
$D_{x,y}$	Farbwertdifferenz an Position X,Y	[‐]
$E$	Informationsgehalt einer Stichprobe	[‐]
$FW$	Filterwirkung	[%]
$\varepsilon$	Turbulenzdissipationsrate	[1/s]
$g$	Erdbeschleunigung	[m/s <sup>2</sup> ]
$\eta_{tot}$	Gesamtwirkungsgrad der Wasserkraftanlage	[‐]
$h_E$	Energieverlusthöhe	[m]
$h_{Fall}$	Fallhöhe	[m]

$H_{x,y}$	Farbwert des Hintergrunds an Position X,Y	[·]
$\theta$	Horizontaler Neigungswinkel eines Rechens	[°]
$I$	Turbulenzintensität	[·]
$k$	Turbulente kinetische Energie	[m²/s²]
$k_{fw}$	Dimensionsloser Faktor zur Bestimmung der Filterwirkung	[·]
$K$	Kollisionsfaktor	[·]
$L_{Min}$	Minimale Körpergröße	[cm]
$M_{Druck}$	Mortalitätsrisiko durch Druckdifferenzen	[·]
$M_{Ges}$	Gesamt mortalitätsrisiko	[·]
$M_i$	Mortalitätsziffer im Gefährzungsbereich i	[%]
$M_{Koll}$	Mortalitätsrisiko durch Kollisionen	[·]
$M_{Scher}$	Mortalitätsrisiko durch Scherereignissen	[·]
$\mu$	Dynamische Viskosität	[kg/m*s]
$\mu_t$	Turbulente Viskosität	[kg/m*s]
$n_{b,i}$	Anzahl Bilder mit Fischdetektion in Rasterkästchen i	[·]
$N_{det}$	Anzahl Bilder, in denen mind. ein Fisch detektiert wurde	[·]
$n_{Anfang}$	Anzahl Fische vor dem zu Beginn des Versuchs	[·]
$n_{Fische,t}$	Anzahl Fische vor dem Rechen zum Zeitpunkt t	[·]
$n_i$	Zahl der Fische, die am Gefährzungsbereich i getötet werden	[·]
$n_{OW}$	Anzahl Durchgänge ins Oberwasser	[·]
$n_{UW}$	Anzahl Durchgänge ins Unterwasser	[·]
$N$	Freiheitsgrad der durchgeföhrten Versuche	[·]
$N_{ges}$	Zahl der Fische, die die WKA passieren wollen	[·]

$N_i$	Zahl der Fische, die den Gefährdungsbereich i passieren wollen	[·]
$\xi$	Verlustbeiwert	[·]
$P_{Netto}$	Nettoleistung der Wasserkraftanlage	[kW]
$q_i$	Einzeldurchfluss einer Turbine i	[m³/s]
$Q$	Gesamtdurchfluss der Wasserkraftanlage	[m³/s]
$r_{x,y}$	Korrelationskoeffizient zwischen den Variablen X und Y	[·]
$r_{x,y,Rang}$	Korrelationskoeffizient zwischen den rangskalierten Variablen X und Y	[·]
$R^2$	Bestimmtheitsmaß	[·]
$\rho_w$	Dichte des Wassers	[kg/m³]
$s$	Rechenstababstand	[mm]
$S$	Schwellenwert der Farbwertdifferenz	[·]
$\widehat{\sigma}_X$	Varianz der Variablen X	[Einh $\chi^2$ ]
$\widehat{\sigma}_{X,Rang}$	Varianz der rangskalierten Variablen X	[Einh $\chi^2$ ]
$t$	Schwimmdauer eines Fisches	[s]
$T$	Freiheitsgrad der getesteten Versuchsetups	[·]
$TL$	Totallänge eines Blankaals	[m]
$u$	Schwimmgeschwindigkeit	[m/s]
$U$	Mittlere Strömungsgeschwindigkeit	[m/s]
$v_{abs,max}$	Maximale Absolutgeschwindigkeit	[m/s]
$v_{Anström}$	Anströmgeschwindigkeit	[m/s]
$v_{Einheit}$	Einheitsgeschwindigkeit der Größe 1 m/s	[m/s]
$v_{Einlauf}$	Einlaufgeschwindigkeit	[m/s]
$v_{Einlauf,nor}$	Normierte Einlaufgeschwindigkeit	[·]

$v_{i,t}$	Strömungsgeschwindigkeit an Ort i und Zeitpunkt t	[m/s]
$\bar{v}_i$	Zeitlich gemittelte Strömungsgeschwindigkeit an Ort i	[m/s]
$v'_{i,t}$	Stochastische Fluktuation der Strömungsgeschwindigkeit an Ort i und Zeitpunkt t	[m/s]
$v_{mag}$	Absolute Geschwindigkeit	[m/s]
$v_{normal}$	Normalgeschwindigkeit	[m/s]
$v_R$	Fließgeschwindigkeit vor dem Rechen	[m/s]
$v_{tan}$	Tangentialgeschwindigkeit	[m/s]
$v_{tan,max}$	Maximale Tangentialgeschwindigkeit	[m/s]
$v_{tan,max,nor}$	Normierte maximale Tangentialgeschwindigkeit	[m/s]
$V$	Volumen des Fluids im Untersuchungsgebiet	[m³]
$V_p$	Volumen der Partikel im Untersuchungsgebiet	[m³]
$V_{Druck}$	Vulnerabilität gegenüber Druckdifferenzen	[·]
$V_{Koll}$	Vulnerabilität gegenüber Kollisionen	[·]
$V_{Scher}$	Vulnerabilität gegenüber Scherereignissen	[·]
$\omega$	Turbulenzdissipationsrate	[1/s]



## 1 Einleitung

### 1.1 Veranlassung

Eine der Herausforderungen in Hinblick auf die ökonomisch und ökologisch vorteilhafte Nutzung von Wasserkraft ist es, die Einwirkungen der Wasserkraftnutzung auf die Umwelt so weit wie möglich zu reduzieren und gleichzeitig die wirtschaftliche Umsetzbarkeit zu gewährleisten. Bei Wasserkraft- und Stauanlagen in Fließgewässern stellt vor allem die flussabwärts und flussaufwärts gerichtete Durchgängigkeit des Fließgewässers eine Herausforderung dar. Bei der flussabwärts gerichteten Passage von Fischen an Wasserkraftanlagen kann es an verschiedenen sogenannten Gefährdungsbereichen zu einer Schädigung der Fische kommen. Dabei stellt das Krafthaus mit den Turbinen den Gefährdungsbereich mit den höchsten Schädigungsziffern dar (EBEL, 2013; PIANC, 2013). Durch Druckkräfte, Turbulenzen und Scherkräfte sowie Kollisionen kann es zu leichten, schweren oder letalen Verletzungen der Fische in den Turbinen kommen.

Rechenanlagen vor dem Einlauf des Krafthauses können bewirken, dass abwandernde Fische nicht in die Turbinen einschwimmen. Die bisherigen Bemessungsansätze für Rechen geben Grenzwerte für den Rechenstababstand und die Anströmgeschwindigkeit an, die einen 100 %igen Schutz gewährleisten sollen (MUNLV, 2005; LFischVO, 2018; EBEL, 2013). Welche Auswirkungen von den Grenzwerten abweichende Stababstände und Anströmgeschwindigkeiten oder auch andere Parameter auf die Schutzwirkung von Rechen haben, ist bislang jedoch weitestgehend unklar. Dieses Wissen wäre jedoch vor allem für große Bestandsanlagen wichtig, da hier die Grenzwerte aus konstruktiven und wirtschaftlichen Gründen schwierig einzuhalten sind; eine Schutzwirkung durch einen Rechen mit abweichenden Parametern jedoch wünschenswert wäre. Auf diese Weise könnte ein Teil der abwandernden Fische von den Turbinen ferngehalten werden.

Eine Möglichkeit, die Schädigungen der Fische, die trotz Rechen in die Turbine schwimmen, zu reduzieren, ist ein fischangepasster Betrieb der Wasserkraftanlage und der Turbinen (BECKER UND REUTER, 2008; KLOPRIES ET AL., 2016). Bei einer solchen angepassten Steuerung, wie sie auch derzeit an den Moselkraftwerken angewendet wird, sollen die Turbinen so betrieben werden, dass die Schädigungsursachen reduziert werden. Bestehende Prognosemodelle zur Abschätzung der Mortalitätsziffer von Fischen während der Turbinenpassage können zwar teilweise als Black-Box-Modelle eine Prognose der Schädigung liefern, Informationen über die tatsächlich ablaufenden Prozesse können hingegen nicht abgeleitet werden (DENG ET AL., 2005; KLOPRIES ET AL., 2017B). Um die Wirksamkeit einer fischangepassten Steuerung zu erhöhen, ist es jedoch erforderlich zu wissen, welche Schädigungsprozesse in der Turbine tatsächlich ablaufen und welche Stellen die höchsten Gefährdungspotentiale aufweisen. Es sind daher Untersuchungen erforderlich, die die Prozesse, die tatsächlich in einer Turbine ablaufen, beleuchten und hinsichtlich der Schädigung der Fische quantifizieren.

## 1.2 Zielsetzung

Das Ziel dieser Arbeit ist die Entwicklung eines probabilistischen Modells des lateralen Wanderwegs vom Oberwasser durch einen Rechen und die Turbinen in das Unterwasser der Laufwasserkraftwerke der Mosel mit Bezug auf den Schutz abwandernder Blankaale. Hierbei werden die beiden Schwerpunkte *Rechen* und *Turbinenpassage* in einem holistischen Ansatz miteinander verknüpft, um ein praxistaugliches Werkzeug zur Bestimmung der Schädigungswahrscheinlichkeit eines Blankaals beim Anschwimmen auf eine Wasserkraftanlage zu entwickeln.

## 1.3 Vorgehensweise

Das entwickelte probabilistische Modell der Kraftwerkspassage von Blankaalen besteht aus zwei Schwerpunkten: der Betrachtung der Rechenwirkung und der Betrachtung der Prozesse während der Turbinenpassage (Abbildung 1.1). Als Grundlage für die Bearbeitung der beiden Schwerpunkte dient die Aufbereitung des aktuellen Stands des Wissens zum Thema Fischabstieg an Wasserkraftanlagen mit besonderem Augenmerk auf Blankaale. In Kapitel 2 dieser Arbeit wird dieser Stand des Wissens aufbereitet und am Beispiel der Mosel- und Saarkraftwerke dargestellt. Aus dieser Grundlage ergibt sich der derzeitige Forschungsbedarf zu den beiden Schwerpunkten Rechenwirkung und Prozesse während der Turbinenpassage.

Zur Verbesserung der Kenntnis über die Wirkung von Rechen wird in Kapitel 3 eine Bestimmungsgleichung als Praxiswerkzeug zur Abschätzung der Wirksamkeit von Bestandsrechen entwickelt, welche die Wirkung verschiedener Rechenparameter und Fischeigenschaften berücksichtigt. Die ermittelte Bestimmungsgleichung beruht auf Erkenntnissen aus vorliegenden Studien zum Verhalten von Aalen vor Rechen aus Europa und Nordamerika und wird mit Hilfe der Ergebnisse einer ethohydraulischen Studie validiert. Sie kann sowohl zur Abschätzung der Wirkung von bestehenden Rechen genutzt werden, als auch zur phänomenologischen Beschreibung der Zusammenhänge zwischen Rechenparametern und Fischeigenschaften und der Rechenwirkung.

Zur Bewertung und zum Vergleich unterschiedlicher Betriebsweisen von Turbinen wird erstmals der Begriff des Mortalitätsrisikos definiert (Kapitel 4). Das Mortalitätsrisiko berücksichtigt neben der hydraulischen Belastung der Fische während der Turbinenpassage ebenfalls deren Vulnerabilität gegenüber den Belastungsarten und stellt die Mortalität somit als Funktion des Kraftwerksbetriebs und der betrachteten Fische dar. Zur Bestimmung der Belastung eines abwandernden Fisches in einer Turbine wird ein hydronumerisches Modell entwickelt, das für beliebige Konstellationen von Betriebsparametern genutzt werden kann. Darüber hinaus wird am Beispiel des Kraftwerks Lehmen eine empirische Gleichung entwickelt, mit der ohne weiteren Simulationsaufwand das Mortalitätsrisiko für andere Betriebszustände und andere, vergleichbare Anlagen abgeschätzt werden kann. Das für die Anlage Lehmen berechnete Modell des Mortalitätsrisikos wird mit den Ergebnissen aus Freilandstudien validiert.

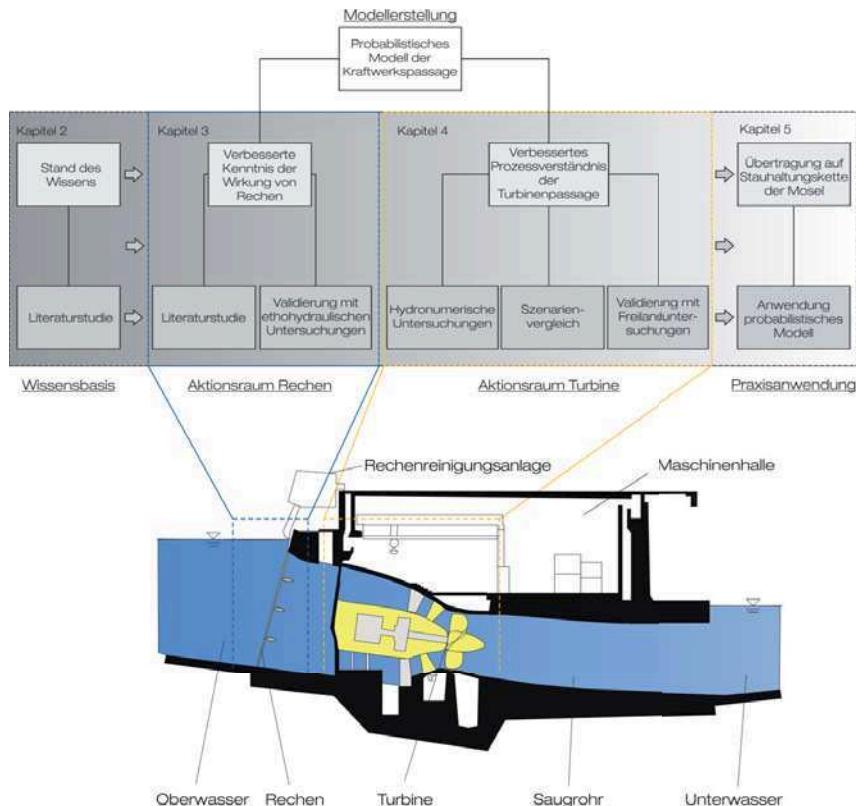


Abbildung 1.1: Untersuchungskonzept der vorliegenden Arbeit

Die Erkenntnisse zur Wirkung von Rechen und zu den Prozessen während der Turbinenpassage werden in Kapitel 5 auf die Stauhaltungskette der Mosel übertragen. Die Auswirkungen der zehn Moselkraftwerke auf die Aalpopulation der Mosel werden für den Ist-Betriebszustand sowie optimierte Betriebszustände berechnet. Hieraus abgeleitet werden sowohl für ein mögliches Rechen-Bypass-System als auch für eine fischangepasste Betriebsweise geeignete Optionen zur Reduktion der Aalschädigung ausgesprochen.

In Kapitel 6 folgt eine Zusammenfassung und Bewertung der Ergebnisse dieser Arbeit. Auf Grundlage der dargestellten Untersuchungen wird der weitere Forschungsbedarf abgeleitet und hier dargestellt.



## 2 Stand des Wissens

### 2.1 Der Europäische Aal

#### 2.1.1 Allgemein

Die Untersuchungen bezüglich der Wirkung von Rechen und der fischangepassten Betriebsweise der Moselkraftwerke werden in dieser Arbeit fokussiert für den Europäischen Aal durchgeführt. Das liegt in der Physiologie des Aals begründet, die ihn besonders anfällig für wasserkräftbedingte Mortalität macht, sowie seinem Lebenszyklus, wodurch eine Abwanderung entlang der Fließgewässer für den Laicherfolg unerlässlich wird. Darüber hinaus liegen Untersuchungsergebnisse zur Mortalitätsziffer von Aalen an einer Wasserkraftanlage der Mosel aus dem Jahr 1993 vor, die im Zuge eines Fischereiversuchs des Landes Rheinland-Pfalz ermittelt wurden und den Anlass zur Gründung der seit dem Jahr 1995 existierenden Aalschutz-Initiative Rheinland-Pfalz / RWE Energie AG darstellen. Diese Ergebnisse können als Validierung für das in dieser Arbeit entwickelte probabilistische Modell dienen.

#### 2.1.2 Biologische Grundlagen und Entwicklungszyklus

Der Europäische Aal (*Anguilla anguilla*) gehört zur Gattung der Aale und zählt zur Klasse der Knochenfische. Je nachdem, welche Unterscheidungskriterien angesetzt werden, zählen neben dem Europäischen Aal noch 14 bis 18 weitere Arten wie beispielsweise der amerikanische oder japanische Aal zur Gattung der Aale (TESCH, 1983). Der Europäische und der Amerikanische Aal sind die einzigen beiden Atlantischen Aalarten. Sie unterscheiden sich äußerlich nur wenig voneinander, haben jedoch abgesehen vom Laichgebiet keine gemeinsamen Lebensräume.

Der Aal durchläuft im Laufe seines Lebens nach seinem Eistadium vier bekannte Entwicklungsstadien (vgl. Abbildung 2.1):

- Weidenblattlarve
- Glasaal
- Gelbaal
- Blankaal

Seine Aufwuchshabitate liegen in Binnen- oder Küstengewässern, während sein Laichgebiet im Meer liegt. Abhängig von der Bestandsdichte und der Lebensraumkapazität verbringen die Aale den Großteil ihres Lebens im Süßwasser oder verbleiben im küstennahen Salzwasser. Steigt die Bestandsdichte der jungen Aale über 8.000 St./ha, so erhöht sich die Zahl der Aale, die bis in die

Mittel- und Oberläufe der Flüsse aufwandern und dort heranwachsen (KNÖSCHE, 2015B). Unabhängig von den Aufwuchshabiten ist der Laichplatz aller Aale vermutlich in der Sargassosee in der Nähe der Bahamas. Es konnte allerdings trotz zahlreicher Expeditionen und Forschungen bisher kein Aal beim Laichen beobachtet werden (SPANGENBERG, 2005; DEKKER, 2008; AAREST-RUP ET AL., 2009). Die kleinsten Larven des Aals sind im Gebiet der Sargassosee gefangen worden, sodass es wahrscheinlich scheint, dass das Gebiet in der Nähe der Bahamas das Laichgebiet des Aals ist.

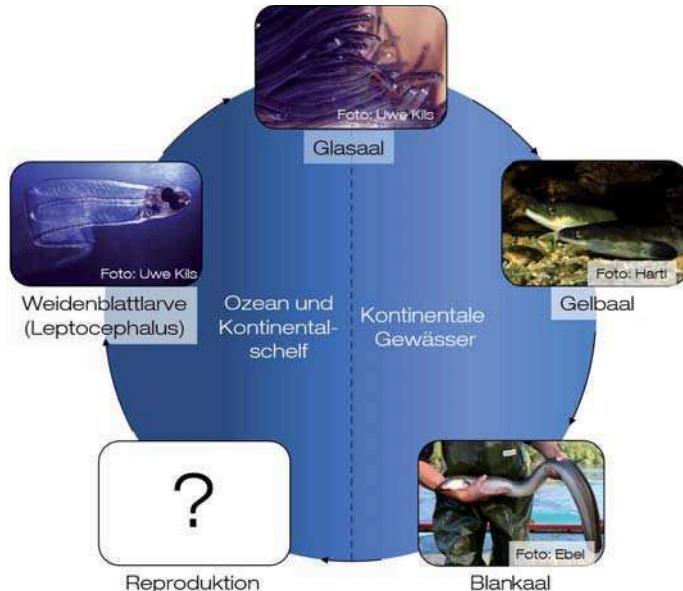


Abbildung 2.1: Lebenszyklus des Aals

Die Larven des Aals werden aufgrund ihrer schmalen, hochrückigen Körperform Weidenblattlarven (*Leptocephalus*) genannt. Sie haben einen fast vollständig durchsichtigen Körper und ihre Körpergröße beträgt zwischen wenigen Millimetern bis zu 20 cm (HANEL ET AL., 2011). Im Verlauf der nächsten Monate gelangen die Weidenblattlarven zu den europäischen und afrikanischen Küsten. Der genaue Ablauf der 5000 km bis 6000 km langen Wanderung ist bislang unklar. Es scheint nach TESCH (1983), SPANGENBERG (2005) und DEKKER (2008) sicher, dass starke ostwärts gerichtete Meeresströmungen im Atlantik die Larven zum Kontinent verdriften. Inwieweit die Larven sich zusätzlich aktiv in Richtung der europäischen Küste bewegen, ist noch nicht geklärt. Während bislang davon ausgegangen wurde, dass die Wanderung der Larven mehrere Jahre dauert, zeigen Untersuchungen an den Gehörsteinen (Otolithen) von GLASAALEN von WANG UND TZENG (2000), dass Aallarven bereits nach durchschnittlich 350 Tagen den europäisch-afrikanischen Kontinentalschelf erreichen.

Mit Erreichen des Kontinentschelfs wandeln sich die Larven in sogenannte Glasaale um. Diese sind genauso wie die Weidenblattlarven unpigmentiert, besitzen jedoch bereits die typische länglich-runde Körperform der ausgewachsenen Aale (TESCH, 1983). Nach ihrer Metamorphose zu Glasaalen haben die Tiere eine Größe von 5 cm bis 10 cm und beginnen ihren Weg zu ihren Aufwuchshabitaten. Diese können sehr unterschiedlich sein und sowohl Küsten- als auch Übergangs- und Binnengewässer umfassen.

Im Zuge der Besiedlung ihrer Aufwuchshabitate durchleben die Aale eine erneute Verwandlung. Ihre Körperfarbe wechselt von durchsichtig zu einem dunkelbraunen Farnton an der Körperoberseite und einem gelblichen Farnton an der Körperunterseite. In diesem Stadium werden die Aale Gelbaale genannt. Gelbaale können während des Wechsels ihrer Nahrungshabitate regelmäßig weite Strecken flussauf- beziehungsweise flussabwärts wandern, wobei die Übergangsgewässer zwischen Küsten- und Binnenbereichen keine Grenze darstellen (KNÖSCHE, 2015B). Die Zeitspanne, die Aale im Gelbaalstadium verbringen, variiert je nach Aufwuchshabitat, Umweltbedingungen, Nahrungsangebot und Geschlecht der Aale. Am verbreitetsten ist die Ansicht, dass die kontinentale Phase des Aals bis zu 20 Jahre dauert. Allerdings variieren die Angaben je nach Autor. FEUNTEUN ET AL. (2000) geben an, dass der Lebenszyklus des Aals (inklusive Larven-, Glasaal- und Blankaalstadium) 5 bis 18 Jahre dauern kann, wobei männliche Aale etwa 3 bis 8 Jahre im Gelbaalstadium verbringen, ihre weiblichen Artgenossen hingegen 5 bis 15 Jahre. Auch DEKKER (2008) gibt eine ähnliche Dauer von bis zu 20 Jahren für den gesamten Lebenszyklus des Aals an. TESCH (1983) hingegen gibt eine etwas kürzere Zeitspanne von 4 bis 12 Jahren beziehungsweise etwa 10 Jahren für das Gelbaalstadium an.

Am Ende der Gelbaalphase entwickeln sich die Aale zu sogenannten Blankaalen. Diese zeichnen sich durch eine hellere Pigmentierung der Haut an der Körperunterseite verglichen mit den Gelbaalen aus. Im Zuge der Entwicklung zum Blankaal erfolgen neben der farblichen Veränderung auch eine Zunahme des Augendurchmessers sowie eine Verlängerung der Flossen (TESCH, 1983; PALSTRA ET AL., 2011). Bis zum Einsetzen des sogenannten „Blankwerdens“ nimmt der Körperfettgehalt der Aale stetig zu und kann bis zu 25 % bis 30 % erreichen. Männliche Aale erreichen das Blankaalstadium durchschnittlich bereits bei einer Körperlänge von 25 cm bis 45 cm, während weibliche Aale durchschnittlich ab einer Körperlänge von 50 cm aufwärts (in der Mosel 65 cm) blank werden. Ist die Reifung zum Blankaal abgeschlossen, begeben sich die Tiere auf den Weg von ihren Aufwuchs- und Nahrungshabiten zu ihren Laichplätzen in die Sargassosee. Diese 5000 bis 6000 km lange Wanderung dauert mehrere Monate abhängig davon, aus welchem Gebiet sie abwandern. Je weiter westlich das Aufwuchshabitat der Aale liegt, desto kürzer ist die Wanderung. So beträgt die Wanderungsdauer für Aale, die an der irischen Westküste abwandern, nach AARESTRUP ET AL. (2009) etwa 5 bis 6 Monate.

Von der eigentlichen Wanderung der Blankaale im offenen Meer ist bislang nur sehr wenig bekannt. AARESTRUP ET AL. (2009) haben im Jahr 2006 einen Versuch mit insgesamt 22 Blankaalen durchgeführt, die mit Sendern ausgestattet und an der irischen Küste ausgesetzt wurden. Die gewonnenen Daten deuten darauf hin, dass die Tiere in einer Tiefe von 200 m bis 1000 m gewandert sind und dabei 5 km bis 25 km pro Tag zurückgelegt haben. Mit Hilfe der Sender konnten die ersten 1.300 km der Wanderung durch den Atlantik nachvollzogen werden. Die Richtung, die die Aale dabei eingeschlagen haben, deutet auf die Sargassosee als Laichplatz des Aals hin. Obwohl noch keine laichenden Aale beobachtet werden konnten, scheint es sicher, dass die Aale

aufgrund der strapaziösen Wanderung nach dem Laichen verenden. Ähnliche Hinweise liefern auch Untersuchungen des japanischen Aals (*Anguilla japonica*), der neben dem europäischen und amerikanischen Aal die dritte Aalart der Nordhalbkugel darstellt. Dieser laicht in den tropischen Breitengraden des westlichen Nordpazifiks, was durch belegbare Funde von Aaleiern nachgewiesen werden konnte (AIDA ET AL., 2003; TSUKAMOTO ET AL., 2011; AOYAMA ET AL., 2014). Sein Laichgebiet ähnelt somit der Sargassosee in Hinblick auf die Temperatur und die Nähe zu einer starken Meeresströmung (im Falle des japanischen Aals der Nordäquatorialstrom). Auch vom japanischen Aal konnten bislang keine Blankaale beobachtet werden, die das Laichen überlebt haben.

Eine Besonderheit des Aals ist die Fähigkeit, bei geringen Bestandsdichten überwiegend weibliche Aale hervorzubringen (KNÖSCHE, 2015B). Die geschlechtliche Differenzierung der Aale tritt erst ab einer Körpergröße von mindestens 11 cm ein. Ein Aal, der sich in diesem Lebensstadium in einem Gebiet mit geringer Bestandsdichte befindet, hat dabei eine größere Wahrscheinlichkeit, sich zu einem weiblichen Aal zu entwickeln, als ein Aal, der sich in einem Gebiet mit hoher Bestandsdichte befindet (ACOU ET AL., 2011). Auf diese Weise kann auch bei einer geringen Bestandsdichte eine für den erfolgreichen Populationsbestand ausreichend große Zahl an weiblichen Aalen sichergestellt werden. Auch die überdurchschnittlich hohe Eizahl der weiblichen Blankaale von 2 Mio. bis 3 Mio. Stück pro Weibchen ist eine Besonderheit des Aals, die es ihm ermöglicht, auch bei geringer Zahl laichender Blankaale eine große Zahl an Nachkommen zu erzeugen.

### 2.1.3 Schwimmverhalten

#### *Hydraulisch-taktile*

Neben dem Entwicklungszyklus und der Verbreitung des Aals ist ebenfalls das Schwimmverhalten von großer Bedeutung für die Beschreibung der Besonderheiten des Aals. Das rheotaktische Verhalten beschreibt die Orientierung eines Fisches an der Strömung in einem Gewässer. Eine positive Rheotaxis liegt dann vor, wenn sich ein Fisch gegen die Strömung richtet. Dieses Verhalten zeigt der Aal zum Beispiel während des Glasaaalstadiums beziehungsweise als sogenannter Steigaal bei der Wanderung flussaufwärts zu seinen Aufwuchshabiten. Eine negative Rheotaxis beschreibt das entgegengesetzte Verhalten, das heißt, die Ausrichtung und Bewegung der Fische mit der Strömung. Eine negative Rheotaxis kommt bei dem Aal während des Blankaalstadiums vor, wenn er seine Wanderung flussabwärts zur Sargassosee antritt (TESCH, 1983; BÖS ET AL., 2012; EBEL, 2013). Treffen Aale bei ihrer flussabwärts gerichteten Wanderung auf ein Hindernis, suchen sie dieses aufgrund ihrer Neigung, sich an Strukturen zu orientieren, entweder aktiv ab oder zeigen eine Umkehrreaktion (RUSSON UND KEMP, 2011).

Ausgehend von den Erfahrungen von Berufsfischern an der Mosel und anderen Flüssen, dass abwandernde Aale sich am ehesten bei ihrer stromaufwärts gerichteten Schwimmbewegung oberhalb von Hindernissen fangen lassen, kann eine Umkehrreaktion der Aale als typisches Verhaltensmuster vermutet werden. In Laborversuchen konnte diese Umkehrreaktion abwanderungswilliger Blankaale ebenfalls gezeigt werden (RUSSON ET AL., 2010; ADAM UND LEHMANN, 2011; Abbildung 2.2). Dieses Verhalten konnte teilweise in Freilanduntersuchungen mit besiedelten Aalen bestätigt werden (BEHRMANN-GODEL UND KOWALSKI, 2002; WOCHER, 2003). Hierbei sind besiedelte Blankaale im Oberwasser von Wasserkraftanlagen ausgesetzt worden und ein Teil der

Testtiere zeigte nach vorherigem Anschwimmen an die Wasserkraftanlage eine Umkehrreaktion wieder flussaufwärts. Ob dieses Verhalten durch Kontakt mit einem Anlagenteil, die Vibrationen der Rechenstäbe oder dem Lärm der laufenden Turbinen ausgelöst wurde, konnte nicht eindeutig erklärt werden. Bekannt ist jedoch, dass sich Aale weniger an optischen als an taktilen Reizen orientieren und daher häufig die Nähe von oder den Kontakt mit Strukturen im Gewässer wie der Sohle oder einem Rechen suchen (RUSSON UND KEMP, 2011; PIPER ET AL., 2015).

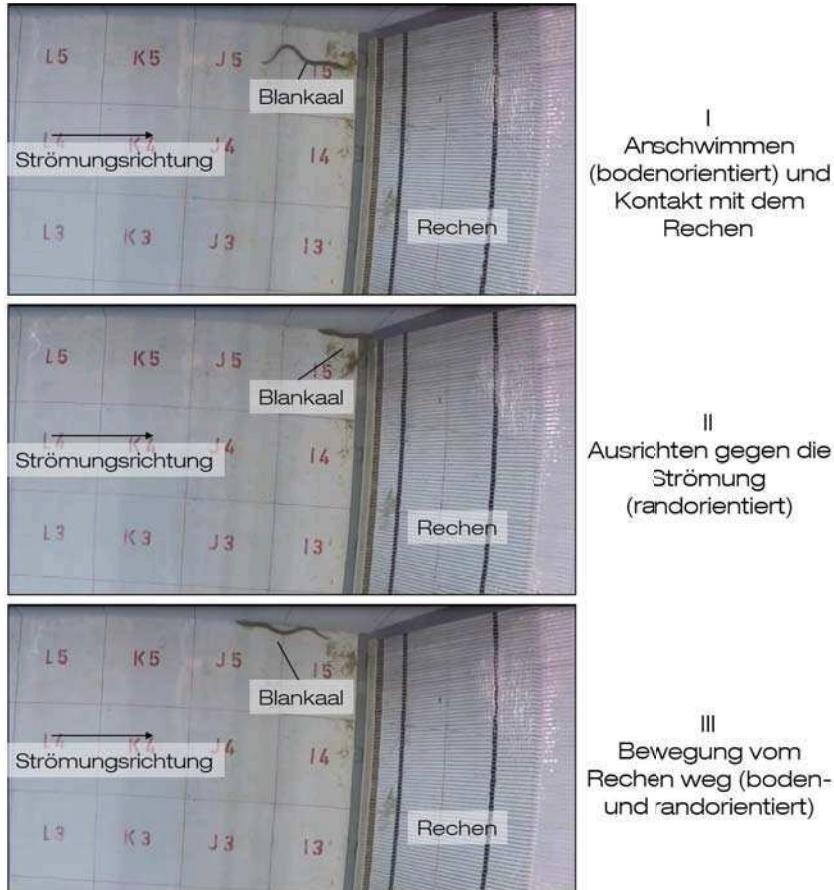


Abbildung 2.2: Umkehrreaktion eines Aals in der ethohydraulischen Versuchsrinne des IWW (KLOPRIES ET AL., 2016)

### *Biomechanisch*

Abhängig von der Situation, in der sich ein Aal befindet, führt er unterschiedliche Schwimmleistungen aus. So kann die Schwimmleistung generell in drei Leistungsniveaus unterteilt werden (BEAMISH, 1978; TURNPENNY ET AL., 1998):

- Dauergeschwindigkeit: Diese Geschwindigkeit kann über einen längeren Zeitraum ( $> 200$  Minuten) aufrecht gehalten werden, ohne dass Ermüdungsscheinungen bei dem Fisch auftreten.
- Gesteigerte Schwimmleistung: Diese Geschwindigkeit kann für eine Zeitspanne von 15 Sekunden bis 200 Minuten aufrecht gehalten werden. Sie führt jedoch zu körperlicher Erschöpfung.
- Sprintgeschwindigkeit: Die Sprintgeschwindigkeit ist die maximal mögliche Schwimmgeschwindigkeit des Fisches und kann für einen Zeitraum von bis zu 15 Sekunden gehalten werden. Die Sprintgeschwindigkeit ist dabei die Geschwindigkeit, mit der sich die Aale während einer Fluchtreaktion fortbewegen.

Neben der Schwimmdauer hat auch die Wassertemperatur einen Einfluss auf die Schwimmleistung von Fischen. Für die Dauergeschwindigkeit von Aalen mit einer Körperlänge von mehr als 30 cm haben CLOUGH ET AL. (2004) bei einer Wassertemperatur von 10 °C bis 15 °C einen Wert von 0,35 m/s ermittelt wohingegen dieser bei einer Wassertemperatur von 15 °C bis 20 °C auf 0,58 m/s gestiegen ist. Die Sprintgeschwindigkeit bei vergleichbaren Wassertemperaturen betrug bis zu 1,5 m/s.

Im Gegensatz zu anderen Fischarten bewegt sich der Aal in wellenförmigen Bewegungen (Undulation) fort, welche den gesamten Körper der Tiere umfasst (TYTELL UND LAUDER, 2004). Die Effizienz dieser Fortbewegungsart hängt mit der Körperform der Aale zusammen. Neben der Art der Schwimmbewegung spielt bei der Einsparung von Energie ebenfalls der Schwimmkorridor eine wichtige Rolle. Bei der abwärts gerichteten Wanderung schwimmen Aale häufig in den Bereichen der Hauptströmung. Dies zeigen Beobachtungen von Berufsfischern mit Aalschokkern, die nach eigenen Aussagen die größten Fangfolge erzielten, wenn sie ihre Fanggeräte in Richtung der Hauptströmung ausbringen konnten. Die dort vorherrschenden hohen Fließgeschwindigkeiten bewirken, dass die Aale für die Abwärtswanderung nur einen geringen Eigenenergieverbrauch haben (KNÖSCHE, 2015B).

Die Fortbewegungsart der Aale kann sich beim Kontakt mit Hindernissen auch negativ auswirken. Im Gegensatz zu anderen Fischen, die nur einen Teil ihres Körpers in Bewegung bringen müssen, um Vortrieb zu erzeugen, erfordert die Fortbewegung des Aals, dass sich dessen gesamter Körper frei im Wasser bewegen kann. Befinden sich Aale während einer Umkehrreaktion in der Bewegung zurück stromaufwärts zu nah an einem Hindernis, können sie ihre Schwimmbewegung nicht ungehindert ausführen, was zu Einschränkungen der Schwimmleistung führt. Dies kann darin resultieren, dass die Aale an das Hindernis gedrückt werden (Impingement).

#### 2.1.4 Bestandsentwicklung

Indizien über die Entwicklung des Aalbestands können anhand von fischereilichen Aufzeichnungen über die Glasaa- und Blankaalfänge abgeleitet werden. Die Höhe der Blankaalfänge wird

oftmals durch den vorherigen Besatz beeinflusst und kann daher die tatsächliche Bestandsentwicklung nur bedingt wiederspiegeln. Die Glasaalfänge hingegen geben quantitative Angaben hinsichtlich des natürlichen Aufstiegs und eignen sich somit besser zur Abschätzung der realen Bestandsentwicklung als die Blankaalfänge. Bei den Glasaalfängen sind die Einflüsse des Besatzes durch das Wirken von ozeanischen Einflussfaktoren während der Wanderung der Aallarven abgeschwächt beziehungsweise überlagert.

In der Zeit zwischen 1960 und 1980 lagen überwiegend hohe Glasaalzahlen vor. Es ließen sich jedoch auch vereinzelt niedrigere Glasaalfänge beobachten (Abbildung 2.3). Dieser Verlauf deutet darauf hin, dass der Bestand des Aals in Europa natürlichen Schwankungen unterliegt, bei denen zeitweise auftretende niedrige Bestände wieder kompensiert werden können. Seit Ende der 1980er Jahre beziehungsweise Anfang der 1990er Jahre ist jedoch ein deutlicher Rückgang mit sehr niedrigen Fangraten zu erkennen. Die Zahl der Glasaalfänge steigt erst seit dem Jahr 2012 wieder leicht an (ICES, 2013; UBL, 2014).

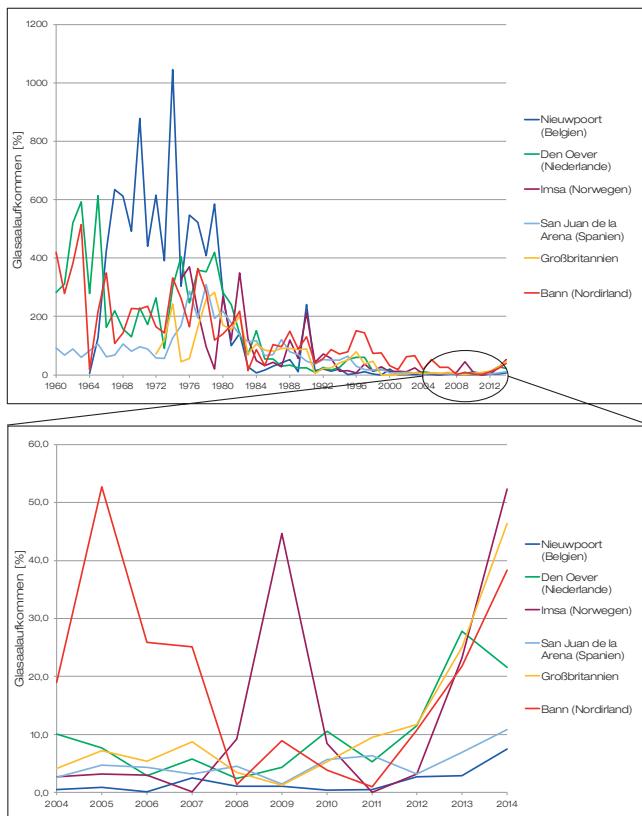


Abbildung 2.3: Zeitreihe des Glasaalaufkommens (Quelle der Daten: ICES, 2014). Jede Zeitreihe wurde mit dem jeweiligen Mittelwert der Jahre 1979 bis 1994 skaliert.

Der Rückgang des Aalbestands Ende des 20. Jahrhunderts konnte nicht nur für den europäischen Aal beobachtet werden, sondern auch für den amerikanischen und japanischen Aal sind analoge Verläufe beobachtet worden (TSUKAMOTO ET AL., 2009). Hierbei sind sowohl das Ausmaß als auch der Zeitpunkt des Rückgangs vergleichbar.

### 2.1.5 Mortalitätsfaktoren

Während seiner verschiedenen Lebensstadien ist der Aal einer Vielzahl natürlicher und anthropogener Mortalitätsfaktoren ausgesetzt. Die natürliche Mortalität ist in ihrer Höhe sehr variabel und hängt von Einflussfaktoren wie der Bestandsdichte, dem Nahrungsangebot, dem Raubdruck und vor allem dem Alter beziehungsweise dem Lebensstadium des Aals ab. Die höchste natürliche Mortalität liegt während der Drift der Larven und des Glasaaalstadiums vor und kann über 99 % liegen (KETTLE UND HAINES, 2006). In der Gelbaalphase ist die natürliche Mortalität geringer als in den vorherigen Lebensstadien. BEVACQUA ET AL. (2011) geben für die Gelbaalphase eine natürliche Mortalität zwischen 2 % und 90 % (30 cm lange Gelbaale) beziehungsweise 0,7 % und 33 % (60 cm lange Gelbaale) pro Jahr an. Über die natürliche Mortalität der Blankaale während ihrer Wanderung zur Sargassosee sind bisher keine Informationen bekannt. Die natürliche Mortalität ist der Grund dafür, dass eine Population über die Zeit periodischen Schwankungen unterliegt. Phasen mit größeren und kleineren Populationsgrößen wechseln sich ab, gleichen sich jedoch ebenso aus, sodass die durchschnittliche Größe einer Population bei sonst gleichen Bedingungen annähernd konstant bleibt.

Im Gegensatz dazu können externe Einflussfaktoren in dieses Gleichgewicht eingreifen und die Populationsgröße negativ oder positiv beeinflussen. In vielen Arbeiten, die sich mit der derzeitigen Bestandsentwicklung des Aals beschäftigen, werden daher weitere, anthropogene Mortalitätsfaktoren als mögliche Ursache für den derzeitigen Bestandsrückgang untersucht (DEKKER, 2004; ARZBACH ET AL., 2005; PALSTRA ET AL., 2006; DEKKER, 2008; ICES, 2008; ENVIRONMENT AGENCY, 2009; KAMMANN ET AL., 2014; KNÖSCHE, 2015A). Diese können getrennt nach ozeanischen und kontinentalen Faktoren betrachtet werden:

Ozeanische Faktoren:

- Änderung der Verdriftung der Aallarven durch Änderung der Nordatlantischen Oszillation (NAO)
- Schwankungen des Nahrungsangebots der Aallarven aufgrund von Änderungen bei der Wassertemperatur im Atlantik

Kontinentale Faktoren:

- Zunahme der Beeinträchtigung der Durchgängigkeit der Fließgewässer durch Querverbauung
- Einfluss der wasserkräftbedingten Mortalität
- Veränderung der Fischereiintensität
- Anstieg der Kormoranpopulation in Europa
- Erreichen eines kritischen Wertes der Schadstoffbelastung der Gewässer
- Belastung mit neuen Krankheitserregern und Parasiten

Obgleich es schwierig ist, die Gründe für den aktuell niedrigen Aalbestand eindeutig zu identifizieren, lassen alle bisherigen Untersuchungsergebnisse darauf schließen, dass es einen multikausalen Zusammenhang zwischen mehreren Einflussfaktoren und der Bestandsentwicklung gibt (ICES, 2001B, 2001A; DEKKER, 2008; KNÖSCHE, 2015B). Die wasserstraßenbedingte Mortalität scheint dabei vor allem in Hinblick auf die Zahl der erfolgreich abwandernden Blankaale eine entscheidende Position einzunehmen. In Abschnitt 2.2 wird daher detailliert auf die einzelnen Gefährdungsbereiche an Wasserkraftanlagen eingegangen.

## 2.2 Staustufen als Gefährdung für Blankaale

### 2.2.1 Allgemein

Wie bereits in Abschnitt 2.1.5 beschrieben, kann die wasserstraßenbedingte Mortalität als ein Faktor gesehen werden, der für den aktuell niedrigen Aalbestand verantwortlich ist. Darunter fallen alle Schädigungen, die an einer Wasserkraftanlage und den zugehörigen Anlagenteilen einer Staustufe mit Wasserkraftnutzung hervorgerufen werden können. Im Folgenden sollen die einzelnen Gefährdungsbereiche einer solchen Staustufe und die zugehörigen Schädigungsprozesse übersichtlich dargestellt werden (vgl. Abbildung 2.4). Dies ist essentiell, um den derzeitigen Wissensstand zur Schädigung an einer Wasserkraftanlage und die Auswirkungen möglicher Schutzmaßnahmen quantifizieren zu können.

Grundsätzlich lässt sich feststellen, dass alle Bereiche an und um eine Staustufe potentielle Gefährdungsbereiche darstellen. Dazu zählen:

- Oberwasser
- Krafthaus mit Rechen und Turbinenpassage
- Fischauftiegsanlage und sonstige alternative Wanderwege
- Wehr
- Schiffsschleuse
- Unterwasser

#### Definition *Schädigung*

„Letale oder nicht letale Verletzung eines Fisches“

Wird davon ausgegangen, dass eine beeinträchtigungsfreie Wanderung der Fische durch das Fließgewässer als Ausgangssituation angesehen wird, so zählt zu der Gefährdung neben der körperlichen Schädigung der Fische ebenfalls die Beeinflussung des Verhaltens der Fische durch die Staustufe. Als Beeinflussung kann dabei vor allem die Verzögerung der Wanderung der Fische durch die Staustufe gesehen werden. Auch muss neben der direkten körperlichen Schädigung auch die erhöhte Prädatiion durch Raubvögel und -fische berücksichtigt werden, die aufgrund der erhöhten Erschöpfung oder Orientierungslosigkeit der Fische bei und nach der Passage der Staustufe auftreten kann.

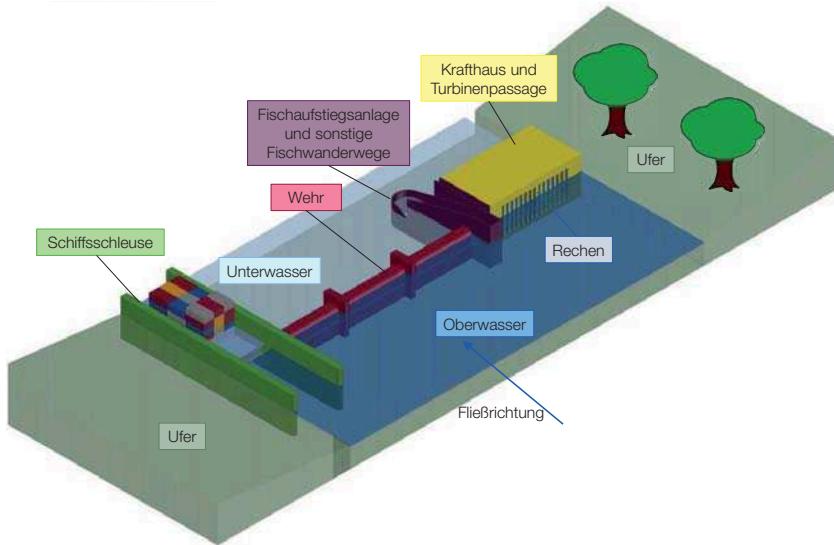


Abbildung 2.4: Gefährzungsbereiche einer Wasserkraftanlage

Ein Ziel auf dem Weg zur Reduzierung der wasserkräftbedingten Schädigung ist es, für jeden Bereich der Staustufe herauszufinden, welche Schädigungsmechanismen und Mortalitätsziffern (vgl. Gleichung 2.1) oder äquivalent die Art und Höhe der Beeinflussung auftreten. Nur bei Kenntnis dieser Parameter können an den geeigneten Stellen effiziente Maßnahmen zum Schutz der Fische getroffen werden.

**Definition Mortalitätsziffer**

„Verhältnis der durch einen Gefährzungsbereich getöteten Fische zu allen diesen Bereich passierenden Fischen“

$$M_i = \frac{n_i}{N_i} \cdot 100 \% \quad 2.1$$

$M_i$  = Mortalitätsziffer des Gefährzungsbereichs  $i$  [%]

$n_i$  = Zahl der Fische, die während der Passage des Gefährzungsbereichs  $i$  getötet werden [-]

$N_i$  = Zahl der Fische, die über den Gefährzungsbereich / vom Ober- ins Unterwasser gelangen [-]

Die Mortalitätsziffer eines Gefährdungsbereichs  $M_i$  gibt an, wie groß die letale Schädigung an diesem speziellen Bereich ist. Um die letale Schädigung zu bestimmen, die an der gesamten Anlage auftritt, muss die Gesamt mortalitätsziffer  $M_{ges}$  nach Gleichung 2.2 bestimmt werden.

$$M_{ges} = \frac{\sum_{i=1}^n n_i}{N_{ges}} \cdot 100 \% \quad 2.2$$

$M_{ges}$  = Gesamt mortalitätsziffer der Staustufe [%]

$n_i$  = Zahl der Fische, die während der Passage des Gefährdungsbereichs i getötet werden [-]

$N_{ges}$  = Zahl der Fische, die die Staustufe über einen der Gefährdungsbereiche passieren [-]

Es gibt nur wenige Freilanduntersuchungen, die methodisch dazu ausgelegt sind, die Gesamt mortalitätsziffer einer Anlage zu bestimmen. CALLES ET AL. (2012) haben am Fluss Ätran im Südwesten Schwedens zwei Staustufen untersucht und Gesamt mortalitätsziffern von 23 % (2 Kaplan turbinen, Bypass, Wehr, 90 mm und 40 mm Rechen, keine FAA) und 36 % (1 Kaplan turbine, kein Bypass, Wehr, 40 mm Rechen, FAA) festgestellt. Im Gegensatz dazu haben PEDERSEN ET AL. (2012) am Fluss Gudenaar in Dänemark an einer Staustufe eine Gesamt mortalitätsziffer von 58 % (3 Francis turbinen, Bypass, kein Wehr, 10 mm Rechen, FAA) ermittelt. Alleine diese drei Ergebnisse zeigen, dass die Gesamt mortalitätsziffer stark variieren und somit kaum allgemeingültig auf Grundlage des bisherigen Wissensstands abgeschätzt werden kann.

Für die Mortalitätsziffer eines Gefährdungsbereiches  $M_i$  und die Gesamt mortalitätsziffer  $M_{ges}$  gilt gleichermaßen, dass sie rein anlagen spezifisch sind und ihr Wert von den individuellen Randbedingungen der Wasserkraftanlage wie Größe, Lage im Gewässer, geometrische Gestaltung, Abfluss, Turbinentyp und anderen Parametern wie der Art und Größe der betrachteten Fischart abhängt (HOLZNER, 2000; LARINIER UND TRAVADE, 2002; PIANC, 2013). Würde eine vollständige Analyse der genauen Zusammenhänge zwischen den Einflussfaktoren und der Mortalitätsziffer durchgeführt, müssten alle Einflussfaktoren einzeln betrachtet und bewertet werden. Um die Zahl der zu untersuchenden Einflussfaktoren zu reduzieren, werden im Folgenden die in deutschen Gewässern häufig vorkommenden Flusskraftwerke mit Kaplan turbinen als exemplarische Wasserkraftanlagen betrachtet. In den Abschnitten 2.2.2 bis 2.2.8 werden daher die typischerweise an diesen Kraftwerken vorkommenden Gefährdungsbereiche dargestellt. Dabei werden sowohl die Funktion der Bereiche für die Wasserkraftanlage beschrieben als auch die möglichen Schädigungsarten und Mortalitätsziffern aufgezeigt, sofern diese bekannt sind.

Der Fokus der Betrachtung der Mortalitätsziffer liegt auf dem Europäischen Aal als beispielhafte Zielfischart, die von der wasserkraftbedingten Schädigung betroffen ist (vgl. Abschnitt 2.1). Da der Aal im Laufe seines Lebens nur einmal laicht, ist eine erfolgreiche und schadensfreie Wanderung zu seinem Laichgebiet für den Erhalt der Aalpopulation essentiell und eine Verbesserung der Schutzsituation besonders erstrebenswert.

## 2.2.2 Oberwasser

### a) Zweck des Anlagenteils

Ein Flusskraftwerk mit Stauhaltung teilt eine Fließstrecke stets in zwei Abschnitte: das Ober- und das Unterwasser. Für die Energieerzeugung eines Laufwasserkraftwerkes ist neben dem Durchfluss durch die Turbinen vor allem die Wasserspiegeldifferenz zwischen diesen beiden Abschnitten ausschlaggebend. Die Wasserspiegeldifferenz zwischen Ober- und Unterwasser wird als Fallhöhe bezeichnet. Durch den Bau eines Wehres wird das Wasser im Oberwasser künstlich aufgestaut und so die Fallhöhe erhöht.

Die Fallhöhe stellt ein Kriterium zur Einteilung verschiedener Typen von Wasserkraftanlagen dar (vgl. Tabelle 2.1). Flusskraftwerke in Deutschland sind zu einem Großteil den Niederdruckanlagen zuzuordnen, da ihre Fallhöhen kleiner als 15 m sind.

Tabelle 2.1: Einteilung von Wasserkraftanlagen nach der Fallhöhe (nach: GIESECKE UND MOSONYI, 2005)

Kraftwerkstyp	Fallhöhe	Bauart
Niederdruckkraftwerk	< 15 m	Flusskraftwerk, Ausleitungskraftwerk, Gezeitenkraftwerk, Wellenkraftwerk
Mitteldruckkraftwerk	15 m bis 50 m	Flusskraftwerk, Speicherkraftwerk
Hochdruckkraftwerk	> 50 m	Speicherkraftwerk, Pumpspeicherkraftwerk, Kavernenkraftwerk

### b) Einfluss auf Fische

Der Aufstau des Fließgewässers im Oberwasser der Wasserkraftanlage hat nicht nur Auswirkungen auf die Leistung des Kraftwerkes, sondern auch auf die natürliche Strömungssituation vor der Wasserkraftanlage (MALCHEREK, 2007). Eine bedeutende Auswirkung ist nach GIESECKE UND MOSONYI (2005) dabei die Reduzierung der Strömung im Oberwasser der Anlage (vgl. Abbildung 2.5). Die niedrigen Geschwindigkeiten im Oberwasser können dazu führen, dass sich eine nicht fließgewässertypische Fischfauna in dem Bereich ansiedelt (ATV-DWK, 2005). Die Änderung der Fischfauna äußert sich vor allem in einer erhöhten Fischdichte in dem Bereich des Oberwassers und damit einhergehend auch mit einer erhöhten Zahl an Räubern (PIANC, 2013).

Da sich abwandernde Fische an der Strömung im Gewässer orientieren, kann es im Bereich des Oberwassers aufgrund der Reduzierung der Fließgeschwindigkeit zu einer Verzögerung der Abwanderung kommen (LARINIER UND TRAVADE, 2002). Die abwandernden Fische können den Gewässerabschnitt nicht in ihrer üblichen Schwimmgeschwindigkeit überwinden und verbleiben somit länger in dem Staubereich. Im Fall einer reduzierten Schwimmgeschwindigkeit und erhöhten Aufenthaltsdauer im Bereich des Oberwassers sind die Fische einem erhöhten Risiko ausgesetzt, von Räubern gefressen zu werden (JEPSEN ET AL., 1998; AARESTRUP UND KOED, 2003). Als Räuber kommen dabei sowohl fischfressende Vögel als auch fischfressende Fische vor. Neben der Zahl der tierischen Räuber nimmt auch die Zahl der Sportangler und Fischer im Oberwasser zu, da die

Wahrscheinlichkeit eines erfolgreichen Fangs aufgrund der höheren Fischdichte in diesem Bereich besonders groß ist (PIANC, 2013). Ein Beispiel des verstärkten Fischfangs im Oberwasser ist die Aalfischerei in der Mosel. Dort wird seit Jahrzehnten das Verhalten der abwandernden Blankaale ausgenutzt, indem die Fischer ihre Fanggeräte nach Möglichkeit im Oberwasser der Stau- und Wasserkraftanlage platzieren, um umkehrende Aale zu fangen (vgl. Abschnitt 2.1.2).

Durch die Verzögerung der Abwanderung kann noch ein weiterer negativer Effekt eintreten. So kann es bei abwandernden katadromen Fischen wie dem Aal auf ihrer Laichwanderung dazu kommen, dass sich die Ankunft des Fisches in seinem Laichgebiet aufgrund der verlängerten Aufenthaltszeit vor der Wasserkraftanlage so weit verschiebt, dass er weniger oder keine Paarungspartner antrifft. Auch kann die Verlängerung der eigentlichen Wanderzeit dazu führen, dass die Fettreserven der Aale aufgebraucht sind, bevor sie ihre Laichgebiete erreichen (FEUNTEUN ET AL., 2000). Beide Effekte können sich negativ auf den Fortpflanzungserfolg der Aale auswirken.

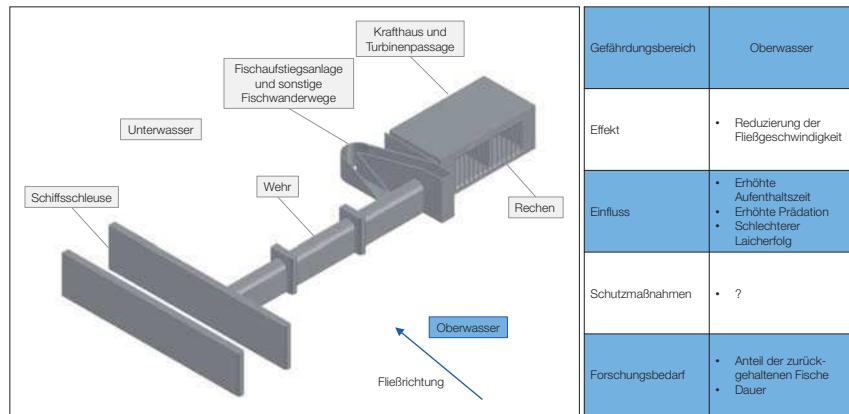


Abbildung 2.5: Gefährzungsbereich Oberwasser

### c) Forschungsbedarf

Unklar ist bislang noch, wie groß der Anteil der Fische ist, die im Oberwasser zurückgehalten werden, und wie lang die Dauer der Verzögerung ist. Auch ist nicht bekannt, wo genau sich die Fische im Oberwasser aufhalten und welchen Weg sie schwimmen, wenn sie sich mit oder entlang der Hauptströmung der Wasserkraftanlage nähern.

#### 2.2.3 Rechen

##### a) Zweck des Anlagenteils

Werden Rechen vor dem Einlauf der Turbinen an einer Wasserkraftanlage gebaut, dienen sie üblicherweise dazu, die Turbinen vor im Wasser mittransportierten Stoffen wie Holz oder sonstigem Treibgut zu schützen (MEUSBURGER, 2002). Je geringer der lichte Stababstand eines Rechens ist, desto besser kann Treibgut durch den Rechen zurückgehalten werden (Filterwirkung)

des Rechens). Gleichzeitig verursachen geringere Stababstände höhere Energieverluste und somit eine geringere Energieproduktion der Wasserkraftanlagen.

Die Parameter, die die zulässige Maximalweite des Stababstands beeinflussen, sind unter anderem der Turbinentyp, die Größe der Turbine, die Größe des Leitapparats, die Umdrehungsgeschwindigkeit der Turbine, die Art und Menge des Rechenguts sowie die Rechenreinigungsleistung (MEUSBURGER, 2002). Für Kaplan-turbinen ab einem Laufraddurchmesser von 2 m ergibt sich nach MEUSBURGER (2002) ein üblicher Rechenstababstand von mehr als 60 mm, um die Turbinen vor Treibgut zu schützen. Die Rechen, die eine reine Filterwirkung für mitgeführte Stoffe haben, werden hier als Grobrechen bezeichnet.

**Definition Grobrechen**

„Rechen, der eine reine Filterwirkung für große mittransportierte Körper aufweist;  
 $s \geq 60 \text{ mm}$ “

**b) Einfluss auf Fische**

Wird ein Rechen vor dem Turbineneinlauf einer Wasserkraftanlage aus Gründen des *Fischschutzes* installiert, so geht die Wirkung des Rechens über die reine Filterwirkung für mittransportierte Stoffe hinaus. Es können neben der Filterwirkung auch eine Vermeidungswirkung, Leitwirkung und Schadwirkung durch den Rechen realisiert werden (Tabelle 2.2). Als Einflussfaktoren für das Ausmaß dieser Wirkungen kommen dabei neben dem Stababstand auch die Anströmgeschwindigkeit, die Fischart und -größe, der Neigungswinkel des Rechens, die Stabausrichtung sowie visuelle, taktile, haptische und hydraulische Reize in Frage (Abbildung 2.6). In dieser Arbeit werden beispielhaft Vertikalrechen untersucht, da diese an Bestandsanlagen die üblicherweise vorkommende Rechenart sind. Der genaue funktionale Zusammenhang und die Sensitivität zwischen den Einflussparametern und den Wirkungen sind bislang kaum bekannt und wurden und werden daher in unterschiedlichen Forschungsvorhaben untersucht (BÖTTCHER ET AL., 2015; KRIEWITZ-BYUN, 2015; LEHMANN ET AL., 2016; KLOPRIES ET AL., 2017A).

**Definition Fischschutz**

„Schutz stromabwärts schwimmender Fische vor der Turbinenpassage und der daraus resultierenden Schädigung“

Tabelle 2.2: Wirkungen von Rechen vor Wasserkraftanlagen und deren bekannte und mögliche Einflussparameter

Wirkung	Einflussparameter	
	Bekannte	Mögliche
Filterwirkung	Stababstand	Anströmgeschwindigkeit
	Stabform	Stabausrichtung
	Fischart und -größe	Neigungswinkel
Vermeidungswirkung	Visuelle, taktile und hydraulische Reize	Anströmgeschwindigkeit Neigungswinkel Fischart und -größe
Leitwirkung	Stabausrichtung	Stababstand
	Neigungswinkel	Anströmgeschwindigkeit Fischart und -größe
Schadwirkung	Stababstand	Neigungswinkel
	Anströmgeschwindigkeit	Fischart und -größe

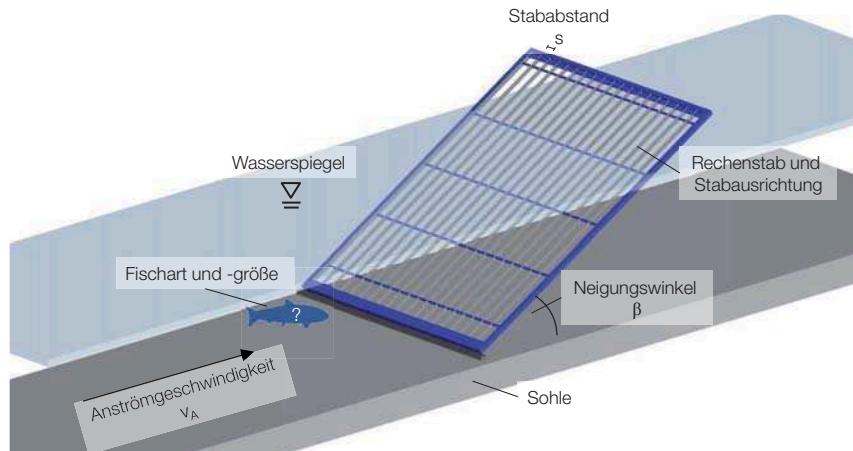


Abbildung 2.6: Einflussparameter auf die unterschiedlichen Wirkungen eines Vertikalrechens

Ein Rechen, der aufgrund klein gewählter Rechenstababstände eine Filterwirkung für ein ausgewähltes Spektrum an Zielfischgrößen hat, wird als Feinrechen bezeichnet. Die Errichtung von geeigneten Absperrvorrichtungen ist gesetzlich vorgeschrieben (LANDTAG RHEINLAND-PFALZ, 2009). Die behördlich vorgeschriebenen Stababstände liegen in NRW hierbei in einem Bereich zwischen 10 mm für Gewässer, in denen der Lachs Zielfischart ist, und 15 mm für Gewässer, in denen der

Aal Zielfischart ist (LFischVO, 2018). Die zugelassene Anströmgeschwindigkeit am Rechen ist auf 0,5 m/s festgelegt.

Mögliche Einflussparameter auf die Filterwirkung sind neben dem Rechenstababstand und der Fischgröße die Anströmgeschwindigkeit, die Rechenstabausrichtung, der Neigungswinkel des Rechens und die Fischart.

**Definition *Feinrechen***

„Rechen, der eine Filterwirkung für ein ausgewähltes Spektrum an Zielfischarten aufweist,  $s \leq 15 \text{ mm}$ “

Ein Rechen stellt unabhängig von der konstruktiven Gestaltung immer ein Hindernis im Fließkontinuum dar, das die Strömung ober- und unterstrom beeinflusst. Diese Strömungsbeeinflussung in Form der Änderung der Fließgeschwindigkeit und -richtung sowie der Turbulenzintensität kann von den Fischen wahrgenommen werden. Wird ein Fisch aufgrund dieses hydraulischen Reizes oder eines anderen vom Rechen ausgelösten Reizes an der Passage des Rechens gehindert, weist der Rechen eine Vermeidungswirkung auf. Gefördert beziehungsweise gehemmt werden kann die Vermeidungswirkung von der Anströmgeschwindigkeit, dem Neigungswinkel sowie der Fischart und -größe.

Ähnlich der Vermeidungswirkung kann ein Rechen eine Leitwirkung auf die Fische haben, die auf den Rechen zu schwimmen. In Laboruntersuchungen von HÜBNER ET AL. (2011) und BERGER (2018) wurde nachgewiesen, dass eine Aufteilung der Anströmgeschwindigkeit in Normal- und Tangentialkomponente vor einem geneigten Rechen nicht messbar ist und somit auch keine Erklärung für eine mögliche Leitwirkung von Fischen entlang eines Rechens sein kann. HÜBNER ET AL. (2011) und BERGER (2018) geben stattdessen die Widerstandskraft (Gleichung 2.3), die auf einen Fisch in einer Strömung wirkt, als mögliche Begründung für die Leitwirkung an. Befindet sich ein Fisch vor einem Hindernis wie etwa einem Rechen, welches nicht senkrecht zur Strömung steht, kann die resultierende Widerstandskraft in eine normale und eine tangentiale Kraftkomponente aufgeteilt werden (Abbildung 2.7). Die normale Kraftkomponente drückt den Fisch dabei in Richtung des Rechens. Kommt ein Fisch in Kontakt mit einem physikalisch undurchlässigen Rechen, erfährt dieser einen Anpressdruck, welcher der Normalkomponente der Widerstandskraft entspricht.

Die tangentiale Kraftkomponente drückt den Fisch hingegen entlang des Rechens, wodurch es zu einer Leitwirkung kommen kann. Die Größe der tangentialen Kraftkomponente und somit der Leitwirkung wird von der Anströmgeschwindigkeit, dem Neigungswinkel des Rechens und der Körperform und -größe des Fisches über den  $c_w$ -Wert beeinflusst. Die Ausrichtung der Rechenstäbe kann, wenn sie parallel zur Rechenneigung verläuft, die Leitwirkung zusätzlich verstärken.

$W = \frac{1}{2} \cdot \rho_W \cdot v_A^2 \cdot c_W \cdot A_F$	2.3
$W$	= Widerstandskraft [N]
$\rho_W$	= Dichte des Wassers [kg/m³]
$v_A$	= Anströmgeschwindigkeit [m/s]
$c_W$	= Formwiderstandsbeiwert [-]
$A_F$	= Angeströmte Fläche des Fisches [m²]

Entsteht aufgrund der Neigung des Rechens eine Tangentialströmung entlang des Rechens, kann diese dazu führen, dass die Fische zum unterstromigen Ende des Rechens geleitet werden (Abbildung 2.7). Die Leitwirkung kann durch die Ausrichtung der Rechenstäbe unterstützt werden. Hinsichtlich der Leitwirkung können auch der Rechenstababstand, die Anströmgeschwindigkeit sowie die Fischart und -größe einen Einfluss haben. Die Rechen, die eine solche Leitwirkung aufweisen, werden als Leitrechen bezeichnet. Sie können sowohl für den *Fischschutz* als auch bei Vorhandensein eines geeigneten Bypasses für den *Fischabstieg* eingesetzt werden.

#### Definition *Leitrechen*

„Rechen, der eine Leitwirkung für ein ausgewähltes Spektrum an Zielfischarten aufweist“

#### Definition *Fischabstieg*

„Effizientes und schadlose Ableiten eines Fisches über einen alternativen Wanderweg (Bypass)“

Die vierte Wirkung, die von einem Rechen ausgelöst werden kann, ist die Schadwirkung. Diese kann bei Grob- und Feinrechen ebenso auftreten wie bei Leitrechen und hängt maßgeblich von der Normalkomponente der Widerstandskraft und somit der Höhe der Anströmgeschwindigkeit sowie der Rechenneigung und dem Rechenstababstand ab. Die Strömungsgeschwindigkeit ist zwischen und direkt vor den Rechenstäben aufgrund der Querschnittsverengung höher als im strömungsunbeeinflussten Bereich (Abbildung 2.8). Aufgrund der auftretenden Kräfte kann es passieren, dass Fische in die Bereiche lokal erhöhter Strömungsgeschwindigkeiten gelangen, an die Rechenstäbe gepresst werden und sich aus eigener Kraft nicht wieder lösen können. Durch den resultierenden Anpressdruck oder die in regelmäßigen Intervallen betriebene Rechenreinigungsmaschine können die Fische geschädigt werden. Werte bezüglich der Mortalitätsziffer von Aalen an Rechen gibt es kaum. Als Vorgabe für einen schadlosen Rechen wird häufig eine maximale Anströmgeschwindigkeit von 0,5 m/s bis 1,0 m/s angegeben (DIXON, 2001; EPRI ET AL., 2001; MUNLV, 2005; LFischVO, 2018). Für Leitrechen kann nach EBEL (2013) anstelle der absoluten Anströmgeschwindigkeit die Normalkomponente der Anströmgeschwindigkeit  $v_{Normal}$  als maßgebende Strömungsgröße angenommen werden (Gleichung 2.4).

- $W$  = Widerstandskraft  
 $W_{\text{tangential}}$  = tangentielle Komponente der Widerstandskraft  
 $W_{\text{Normal}}$  = normale Komponente der Widerstandskraft  
— → = Schwimmweg des Fisches unter Einfluss der Leitwirkung

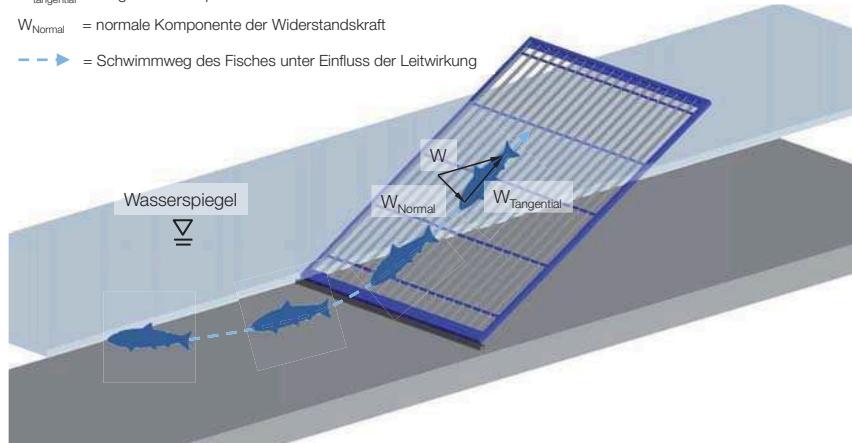


Abbildung 2.7: Komponenten Widerstandskraft sowie möglicher Schwimmweg eines Fisches an einem Vertikalrechen

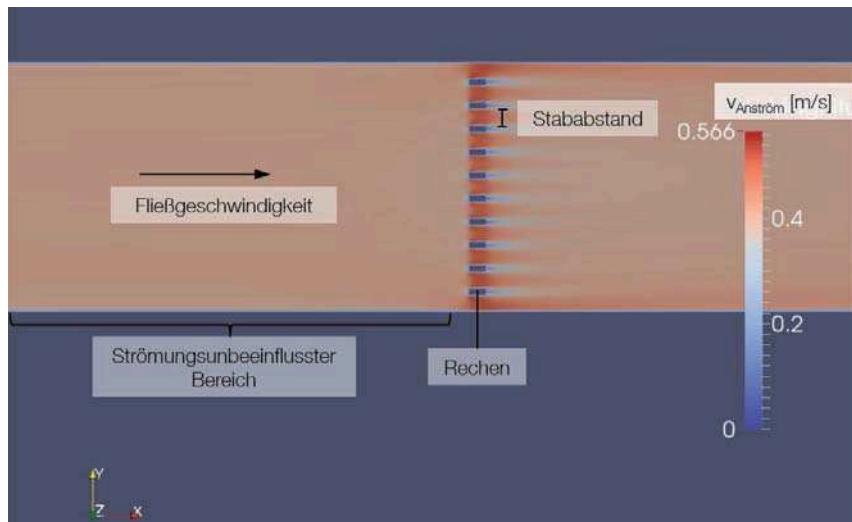


Abbildung 2.8: Simulierte Fließgeschwindigkeit an einem Vertikalrechen mit einem Stababstand von 40 mm und einer Anströmgeschwindigkeit von 0,4 m/s (BERKEMEIER, 2016)

$$v_{Normal} = \sin(\beta) \cdot v_A \quad 2.4$$

$v_{Normal}$  = Komponente der Anströmgeschwindigkeit normal zum Rechen [m/s]

$\beta$  = Neigungswinkel des Rechens [°]

$v_A$  = Anströmgeschwindigkeit [m/s]

### c) Forschungsbedarf

Die Bemessung und der Bau von Fein- und Leitrechen sind bislang lediglich für Wasserkraftanlagen mit einem Ausbaudurchfluss < 100 m³/s im Ansatz erforscht und umsetzbar (MUNLV, 2005; EBEL, 2013; ULRICH, 2013). Speziell bei bestehenden großen Wasserkraftanlagen sind daher vorwiegend Grobrechen unterschiedlichster Art und Gestaltung installiert. Der gezielte Umbau von vorhandenen Grobrechen zu Rechen mit Fischschutz- oder sogar Fischabstiegswirkung könnte daher eine zielführende Maßnahme für die Verbesserung des Fischschutzes an bestehenden Wasserkraftanlagen sein. Da der genaue funktionale Zusammenhang zwischen den im vorangegangenen Abschnitt beschriebenen Einflussparametern und dem Verhalten der Fische vor und an Rechen respektive der Erfolg des Fischschutzes und im Falle von Rechen-Bypass-Systemen des Fischabstiegs nicht bekannt ist, liegen derzeit jedoch keine Bemessungsansätze für den Umbau von Grobrechen an Bestandsanlagen vor. Der Forschungsbedarf in Hinblick auf den Gefährdungsbereich Rechen liegt somit bei der Ermittlung der funktionalen Zusammenhänge zwischen den Einflussfaktoren und dem Fischverhalten vor Rechen sowie der Entwicklung geeigneter Bemessungsansätze für Rechen zum Fischschutz an bestehenden, großen Wasserkraftanlagen (Abbildung 2.9).

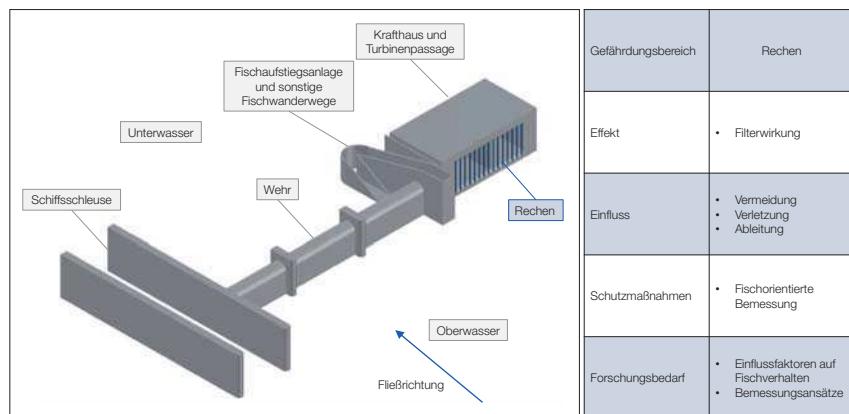


Abbildung 2.9: Gefährzungsbereich Rechen

## 2.2.4 Krafthaus und Turbinenpassage

### a) Zweck des Anlagenteils

In dem Krafthaus einer Wasserkraftanlage wird die Energie des Wassers in elektrische Energie umgewandelt. Dabei wird die Lage- und Bewegungsenergie des Wassers zunächst über eine Turbine in mechanische Energie und anschließend über einen Generator in elektrische Energie umgewandelt (GIESECKE UND MOSONYI, 2005). Die elektrische Leistung der Anlage berechnet sich nach Gleichung 2.5:

$$P_{Netto} = \eta_{tot} \cdot \rho_W \cdot g \cdot Q \cdot h_{Fall} \quad 2.5$$

$P_{Netto}$	=	Nettoleistung der Wasserkraftanlage	[W]
$\eta_{tot}$	=	Gesamtwirkungsgrad der Anlage	[·]
$\rho_W$	=	Dichte des Wassers	[kg/m³]
$g$	=	Erdbeschleunigung	[m/s²]
$Q$	=	Durchfluss	[m³/s]
$h_{Fall}$	=	Fallhöhe	[m]

Der Wirkungsgrad  $\eta_{tot}$  setzt sich aus den Wirkungsgraden der einzelnen Anlagenteile zusammen, das heißt der Triebwasserleitung, der Turbine, dem Getriebe, dem Generator, der Umspannanlage sowie der Eigenversorgung der Anlage. Die Einzelwirkungsgrade sind von den jeweiligen geometrischen und hydraulischen Randbedingungen der betrachteten Anlage abhängig und variieren mit der Fallhöhe sowie dem Durchfluss (GIESECKE UND MOSONYI, 2005).

Der typische Turbinentyp, der in Laufwasserkraftanlagen eingesetzt wird, sind Kaplan- oder Kaplanrohrturbinen (PATT UND GONSOWSKI, 2011). Diese eignen sich besonders gut für die Durchflüsse und Fallhöhen, die an Laufwasserkraftanlagen auftreten. An neun der zehn deutschen Mosaikraftwerke sind beispielsweise Rohrkaplan-turbinen eingebaut (RWE ENERGIE AG, 1982). Diese bieten den Vorteil, dass durch ihre horizontale Achsenausrichtung keine Umlenkverluste entstehen und die Gründungstiefe des Krafthauses geringer gewählt werden kann. Dadurch kann die Leistung des Kraftwerkes erhöht werden und die Baukosten der Anlage werden reduziert. Die Hauptbestandteile einer Kaplanrohrturbine sind die Laufradnabe, die Laufradschaufeln, die Leitschaufeln, die Turbinenwelle, der Generator und das Gehäuse (vgl. Abbildung 2.10). Über die beweglichen Leit- und Laufradschaufeln können der Durchfluss und der Wirkungsgrad der Turbine geregelt werden. Durch diese doppelt regulierte Regelungsart kann für jede Fallhöhe und jeden Durchfluss ein wirkungsgradoptimaler Betriebszustand eingestellt werden. Die Stellung der Leitschaufeln wird so gewählt, dass der erforderliche Durchfluss bei gegebener Fallhöhe und Umdrehungszahl erreicht wird. Daran angepasst werden die Laufradschaufeln so eingestellt, dass der Wasserstrahl bestmöglich auf diese auftrifft und die Kraftübertragung optimal ist (BECKER UND REUTER, 2008).

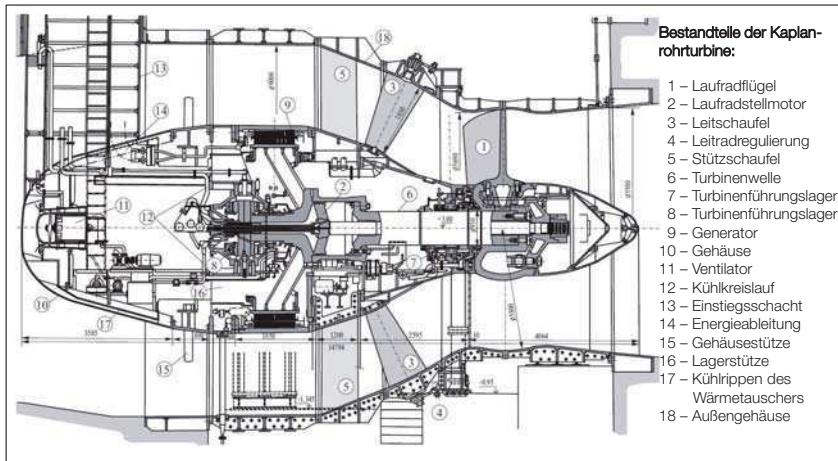


Abbildung 2.10: Bestandteile einer Kaplanrohrturbine (nach: GIESECKE UND MOSONYI, 2005)

Bevor das Wasser die Turbine antreibt, fließt es zunächst durch einen Rechen in den Einlaufbereich des Krafthauses. Nach der Turbinenpassage fließt das Wasser durch das Saugrohr in das Unterwasser der Wasserkraftanlage. Das Saugrohr dient dazu, den Wirkungsgrad der Anlage zu erhöhen (MITTERFELNER, 2006). Dabei wird der eventuell vorhandene Höhenunterschied zwischen Turbinenaustritt und Unterwasserstand durch das Saugrohr überwunden. So kann ein möglicher Stauhöhenverlust verhindert werden. Außerdem wird durch die allmähliche Aufweitung des Saugrohrquerschnittes ein Teil der Bewegungsenergie des Wassers zurückgewonnen. Das Wasser wird förmlich durch die Turbine gesogen. Das hat den Effekt, dass der Wirkungsgrad der Anlage gesteigert wird.

#### b) Schädigung / Einfluss

Bei der Passage einer Wasserkraftanlage durch den Gefährdungsbereich Krafthaus und Turbineneinlauf können Fische auf unterschiedliche Art und Weise verletzt werden (vgl. Abbildung 2.11). Die Fische können verletzt werden, wenn sie in den Turbineneinlauf einschwimmen und die Turbine sowie das Saugrohr passieren. Die Schädigungsfaktoren bei der Turbinenpassage können grundsätzlich in hydraulisch und mechanisch bedingte Faktoren unterteilt werden. Die häufigsten Ursachen für Verletzungen sind dabei Druckeffekte, Scherkräfte und Turbulenzen sowie Kollisionen (DAVIES, 1988; COOK ET AL., 1997; COUTANT UND WHITNEY, 2000; HOLZNER, 2000; LARINIER UND TRAVADE, 2002; SALE ET AL., 2002). In Abschnitt 2.3.2 werden die Schädigungsmechanismen im Detail beschrieben.

Für alle Schädigungsursachen gilt, dass das Ausmaß der Schädigung von der Gestaltung und dem Betrieb der Turbine abhängt (DAVIES, 1988). COOK ET AL. (1997) stellen zudem fest, dass die Bestimmung des genauen Ortes der Schädigung sehr schwierig ist. Da es praktisch unmöglich ist, den Durchgang eines Fisches durch eine Turbine unter realen Bedingungen zu beobachten, fällt es schwer, festzustellen, wo genau die Fische geschädigt werden. Daher ist es schwierig, die tatsächlichen Schädigungsprozesse und deren Eintrittshäufigkeit verlässlich anzugeben. In der

Literatur werden für Wasserkraftanlagen mit Kaplan-turbinen Schädigungs-raten zwischen 1 % und 60 % angegeben (BUTSCHEK UND HOFBAUER, 1956; Berg, 1986 in DAVIES, 1988; SCHULTE, 1989 in EBEL, 2013; HADDERINGH UND BAKKER, 1998; AALSCHUTZINITIATIVE RHEINLAND-PFALZ/RWE ENERGIE AG, 1999; BRUIJS ET AL., 2003; WINTER ET AL., 2006; WINTER ET AL., 2007).

### c) Forschungsbedarf

Der Forschungsbedarf in Hinblick auf den Gefährdungsbereich Krafthaus und Turbinenpassage liegt unter anderem darin, die Schädigungsprozesse beim Durchgang der Fische durch diesen Bereich näher zu untersuchen. Die bestehenden Mortalitätsmodelle zur Beschreibung des Zusammenhangs zwischen anlagen- und betriebspezifischen Parametern und der Fischschädigung weisen derzeit noch einige Schwächen auf und können nur begrenzt eingesetzt werden (vgl. Abschnitt 2.4). Um wirksame Maßnahmen für den Fischschutz während der Turbinenpassage einzuführen, ist es essentiell, dass die Schädigungsprozesse bei der Turbinenpassage bekannt sind und verlässliche Prognosemodelle vorliegen.

Neben Maßnahmen zum Schutz der Fische bei der Turbinenpassage kann die Schädigung der Fische durch weitere Maßnahmen geschützt werden (vgl. Abschnitt 2.3.1). Eine Möglichkeit besteht darin, die Fische am Eintritt in den Turbineneinlauf zu hindern. Dies kann beispielsweise über die Installation eines Rechen-Bypass-Systems geschehen (EBEL, 2013). Eine weitere Möglichkeit, die Fische am Eintritt in die Turbine zu hindern, ist der Fang der Fische im Oberwasser einer Staustufe und der Transport dieser in einen unterstrom gelegenen Bereich, ab dem kein oder weniger wasserkraftbedingtes Schädigungspotential vorliegt (OFFICE OF TECHNOLOGY ASSESSMENT WASHINGTON DC, 1995; MITCHELL, 1996; AALSCHUTZINITIATIVE RHEINLAND-PFALZ/RWE ENERGIE AG, 1999; TEGGERS-JUNGE UND KROLL, 2010; BAYERISCHER STAATSMINISTER FÜR ERNÄHRUNG, 2013; KLOPRIES ET AL., 2016). Eine Schutzmöglichkeit, die nicht auf der Abweisung der Fische beruht, ist die Fische durch den Einsatz fischschonender Turbinen bei der Kraftwerkspassage vor Schädigungen zu bewahren (SALE ET AL., 2001; ALDEN, 2008; LECLERC, 2008, 2009; LAGRIGUE UND FREY, 2011; VOITH HYDRO INC., 2011; WINTER ET AL., 2012; HEIMERL UND KOHLER, 2013; HOGAN ET AL., 2014).

Für alle dargestellten Schutzmaßnahmen gilt, dass für diese keine allgemeingültigen Bemessungsgrundlagen vorhanden sind. Es ist stets für jede Wasserkraftanlage eine aufwendige Einzelfallbetrachtung durchzuführen, um eine individuelle Lösung zum Schutz der Fische zu erhalten (Abbildung 2.11).

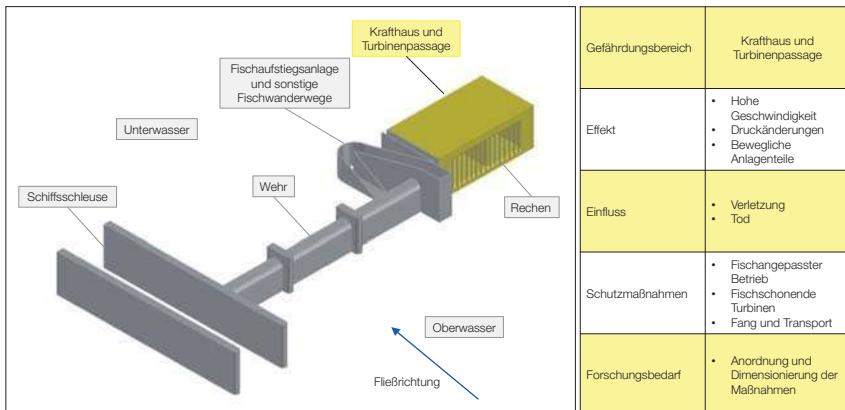


Abbildung 2.11: Gefährzungsbereich Krafthaus und Turbineneinlauf

## 2.2.5 Wehr

### a) Zweck des Anlagenteils

Ein Wehr ist ein Querbauwerk im Fließgewässer, das dem Aufstau von Wasser dient und so eine Staustufe erzeugt (STROBL UND ZUNIC, 2006). An Bundeswasserstraßen, die für die Binnenschifffahrt genutzt werden, werden Gewässerabschnitte aufgestaut, um eine Mindestwassertiefe und somit eine Schifffbarkeit des Gewässers zu gewährleisten. Über die Höhe der Wehrkrone kann reguliert werden, wie viel und wie hoch das Oberwasser aufgestaut wird. Zusätzliche Regulierungsmöglichkeiten können dann geschaffen werden, wenn das Wehr nicht fest, sondern beweglich ausgeführt wird (STROBL UND ZUNIC, 2006). Bei einem beweglichen Wehr kann die Höhe der Wehrkrone mechanisch reguliert werden. Auf diese Weise kann der Aufstau im Oberwasser gesteuert und an den jeweils vorherrschenden Abfluss angepasst werden.

Neben der Schiffbarmachung eines Fließgewässers können Staustufen auch für die Erzeugung elektrischer Energie genutzt werden. Durch den Aufstau entsteht eine Wasserspiegeldifferenz zwischen dem Ober- und dem Unterwasser, die für die Erzeugung von Energie genutzt werden kann. Eine Staustufe mit Wehr und einer angeschlossenen Wasserkraftanlage verbindet somit die Funktionen der Schiffbarmachung und der Wasserkraftnutzung.

### b) Schädigung / Beeinflussung

Sobald ein Teil des Abflusses über das Wehr abgeleitet wird, besteht im Prinzip die Möglichkeit, dass Fische über das Wehr abwandern (ATV-DWK, 2005). Die Wahrscheinlichkeit, dass Fische über das Wehr abwandern, steigt, je größer der Abfluss ist. Dabei sind Fische, die oberflächennah abwandern, häufiger von einer Abwanderung über das Wehr betroffen als bodennah abwandernde Fische. MUNLV (2005) stellen fest, dass für die bodennah abwandernden Fische wie dem Aal oft ein sehr hoher Wehrabfluss erforderlich ist, damit diese den Wanderweg als solchen wahrnehmen und auffinden. Bei Untersuchungen an der Wasserkraftanlage Dettelbach am Main hat

GÖHL (2004) festgestellt, dass selbst bei einem Anteil des Wehrabflusses von der Hälfte des Gesamtabflusses nur eine sehr geringe Anzahl der untersuchten Aale über das Wehr abgewandert ist.

Grundsätzlich wird vermutet, dass Fische bei der eigentlichen Passage des Wehres keine Schädigung erfahren (IKSMS, 2010). Bei Beobachtungen in den USA konnten jedoch Schädigungsrationen zwischen 0 % und 37 % beobachtet werden (RUGGLES UND MURRAY, 1983; PUBLIC POWER COUNCIL FISH AND WILDLIFE COMMITTEE, 2011). Der Wert von 37 % stellt eine Ausnahme dar, da an der betrachteten Wasserkraftanlage der Wehrüberfall kaskadenartig über mehrere Stufen abgeführt wird, sodass sich die Schädigungen über die einzelnen Stufen aufsummieren. Die Ergebnisse der restlichen Untersuchungen haben Schädigungsrationen von 0 % bis 9 % ergeben (RUGGLES UND MURRAY, 1983; PUBLIC POWER COUNCIL FISH AND WILDLIFE COMMITTEE, 2011).

Typische Schädigungsmechanismen bei einem Wehrüberfall sind nach RUGGLES UND MURRAY (1983), GEBHARDT ET AL. (2014) und HENKEL (2015) schnelle Änderungen des Drucks oder der Geschwindigkeit, erhöhter Luftgehalt im Wasser, Scherkräfte, Turbulenzen, Schürfwunden und der Aufprall auf den Unterwasserspiegel oder die Wehrschwelle. GEBHARDT ET AL. (2014) haben in numerischen Simulationen untersucht, welche Strömungsverhältnisse sich beim Fischabstieg über ein Schlauchwehr einstellen und welche Parameter zu einer möglichen Schädigung führen können. Die Autoren haben festgestellt, dass ein maßgeblicher Faktor für die Verletzungswahrscheinlichkeit das Verhältnis aus Schlauchwehrhöhe zu Oberwasserstand ist. Liegt dieser über einem kritischen Wert, welcher zusätzlich von der Geometrie der Wehrschwelle abhängt, so besteht die Gefahr, dass die Fische auf die Wehrschwelle treffen und sich verletzen. Eine Möglichkeit, die Verletzungsgefahr zu reduzieren, ist die Verkürzung der Wehrschwelle. Des Weiteren kann durch einen angepassten Betrieb des Wehres eine Reduzierung der Verletzungsgefahr erreicht werden. Anstatt alle Wehrfelder im Parallelbetrieb zu steuern, kann der Abfluss zunächst über einen Verschluss geführt werden, bis der Wasserstand im Unterwasser soweit angestiegen ist, dass ein Wasserpolster über der Wehrschwelle entsteht und die Fische nicht mehr auf diese aufprallen (GEBHARDT ET AL., 2014). Die Prozesse bei anderen Wehrformen wie beispielsweise Hubschützen, bei denen das Wasser das Wehr unterströmt, können sich von den zuvor beschriebenen unterscheiden.

#### c) Forschungsbedarf

Der Forschungsbedarf in Hinblick auf den Gefährdungsbereich Wehr liegt zum einen in der Quantifizierung des Anteils der Fische, die über das Wehr abwandern. Hierbei ist es vor allem relevant herauszustellen, ob sich der Abwanderungsanteil proportional zum Abflussanteil des Wehres am Gesamtabfluss verhält oder ob es andere Parameter gibt, die die Höhe der Abwanderung beeinflussen.

Zum anderen muss für eine Abbildung der Gesamtschädigungsrate an einer Wasserkraftanlage untersucht werden, wie groß die Schädigung der Fische bei der Passage des Wehrs ist und welche Parameter die Schädigung beeinflussen (Abbildung 2.12).

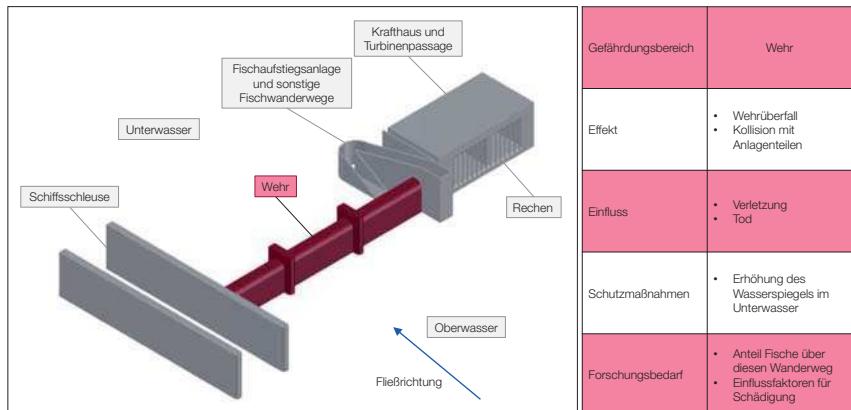


Abbildung 2.12: Gefährzungsbereich Wehr

## 2.2.6 Schiffsschleuse

### a) Zweck des Anlagenteils

Durch den Aufstau eines Fließgewässerabschnittes durch ein Wehr wird die Durchgängigkeit des Fließgewässers gestört. Um den Schiffen die Passage des durch das Wehr verbauten Gewässerabschnitts zu ermöglichen, werden an den Bundeswasserstraßen und anderen von Schiffen befahrenen Fließgewässern Schiffs- und Bootsschleusen gebaut. Das Prinzip einer Schleuse beruht auf dem Füllen und Leeren einer Schleusenkammer, um so die zu schleusenden Schiffe zu heben oder zu senken (PATT UND GONOWSKI, 2011). Zum Vorgang der Schleusung gehören das Einfahren des Schiffs in die Schleusenkammer, das Schließen des ersten Schleusentores, das Füllen oder Leeren der Schleusenkammer, das Öffnen des zweiten Schleusentores und das Herausfahren des Schiffs aus der Schleusenkammer.

Die Schiffsschleusen gehören nach § 1 des Bundeswasserstraßengesetzes zu den Bundeswasserstraßen (BUNDESTAG, 2013). Damit befinden sie sich wie auch das Wehr einer Stauanlage in Besitz des Bundes und werden von der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) verwaltet.

### b) Schädigung / Beeinflussung

Wird die Schiffsschleuse im Regelbetrieb gesteuert, orientieren sich die Öffnungs- und Schließhäufigkeiten am auftretenden Schiffverkehr. Ein kontinuierlicher Durchfluss, an dem sich abwandernde Fisch orientieren können, ist somit nicht vorhanden (PIANC, 2013). Lediglich im Fall der Schleusung vom Unterwasser in das Oberwasser ist ein stromabwärts gerichteter Abfluss vorhanden. Während dieses Abflusses ist das obere Schleusentor jedoch geschlossen und die Fische können nicht in die Schleusenkammer einschwimmen. Die Möglichkeit, in die Schleusenkammer zu schwimmen, besteht erst beim Ausfahren des Schiffes aus der Schleuse. Zu diesem Zeitpunkt hat die Strömung in dem Bereich der Schleuse jedoch bereits nachgelassen und ein

Auffinden der Schleuse durch die Fische kann als eher zufällig angenommen werden. Bei Beobachtungen an einer Schleuse im Mississippi (USA) wurde festgestellt, dass Fische die Schleuse nicht aufsuchen, solange es andere Abflüsse an einer Staustufe gibt (PIANC, 2013). Je nach Bauart der Füllsysteme der Schleuse können die Fische auch während des Füllvorgangs der Schleusenkammer eingesogen werden. Hierbei kann es zu vergleichbaren Schädigungsprozessen wie bei der Passage der Turbine sowie des Wehres kommen (pers. Mitteilung BAW).

Hinsichtlich des Aufstiegs von Fischen konnten Beobachtungen gemacht werden, dass Fische die Schiffsschleuse in geringem Umfang für ihre Wanderung nutzen (DWA, 2010). Dabei sind keine Beobachtungen von Schädigungen der Fische gemacht worden. Andere Autoren berichten, dass die Fische durch die Schiffsschrauben der geschleusten Schiffe verletzt werden (PIANC, 2013).

### c) Forschungsbedarf

Der Forschungsbedarf in Hinblick auf den Gefährzungsbereich Schiffsschleuse liegt hauptsächlich in der Frage, ob und in welchem Umfang Fische die Schleuse als alternativen Wanderweg zur Turbinenpassage nutzen. Auch ist zu prüfen, ob bei einer etwaigen Nutzung der Schleuse als Wanderweg Schädigungen bei den Fischen auftreten (Abbildung 2.13).

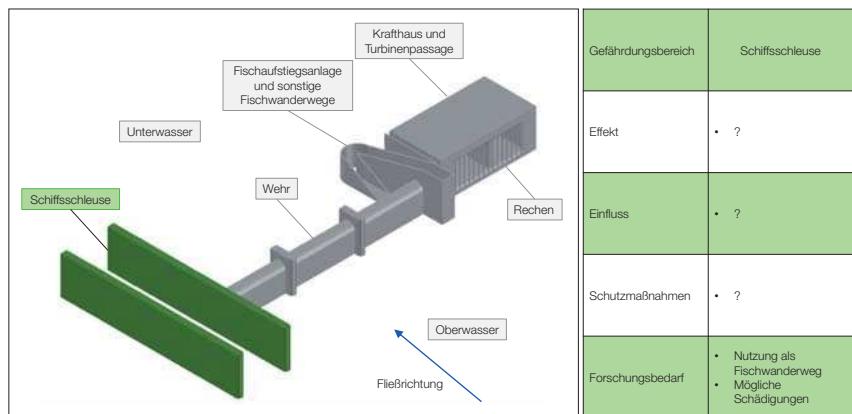


Abbildung 2.13: Gefährzungsbereich Schiffsschleuse

## 2.2.7 FAA und sonstige alternative Wanderwege

### a) Zweck des Anlagenteils

Fischaufstiegsanlagen (FAA) sind nach DWA (2010) „Anlagen, die den Fischen und soweit möglich auch anderen aquatischen Organismen die aufwärtsgerichtete Wanderung über Querbauwerke ermöglichen sollen“. Die Begriffsdefinition verdeutlicht bereits, dass FAA auf die aufwärtsgerichtete Wanderung bemessen werden. Somit richten sich die Gestaltungsparameter der Auffindbarkeit der Ein- und Ausstiegsöffnung und die Passierbarkeit der Anlage nach dem Fischaufstieg. FAA sind bereits seit Längerem ein wichtiges Thema in der Forschung und Entwicklung.

Aus diesem Grund existieren bereits eine Vielzahl von Bernessungsansätzen für eine effektive Gestaltung von FAA (DWA, 2010). Die Position der Einstiegsöffnung einer FAA im Unterwasser sollte nach DWA (2010) möglichst nah am Turbinenauslass gelegen sein, sodass die Fische, die von der Leitströmung zum Turbinenauslass geleitet werden, den Einstieg finden können. Die Ausstiegsöffnung der FAA wiederum sollte möglichst weit von dem Turbineneinlauf im Oberwasser entfernt angeordnet werden, sodass die aufgewanderten und teilweise erschöpften Fische nicht in die Strömung des Turbinenbereichs gesogen werden. Damit die abwandernden Fische im Oberwasser die Öffnung der FAA finden, ist entweder eine Positionierung in der Nähe des Turbineneinlaufs oder eine funktionierende Lenkung der Fische zur Öffnung erforderlich. Eine Positionierung der Öffnung nahe dem Turbineneinlauf widerspricht jedoch den Anforderungen für die Aufwärtspassierbarkeit. Eine Lenkung der Fische wiederum bedarf der genauen Kenntnis des Verhaltens und der Reaktion der Fische auf mögliche Lenkeinrichtungen. Eine solche umfassende Kenntnis über das Verhalten der Fische liegt derzeit jedoch nicht vor (PIANC, 2013).

Sonstige alternative Wanderwege sind Leerschüsse, Grundablässe, unterströmte Schütze und überströmte Wasserkraftanlagen (ATV-DWK, 2005; PIANC, 2013). Diese Bauwerke dienen prinzipiell dem Hochwasserschutz, der Betriebssicherheit oder anderen betrieblichen Zwecken.

#### *b) Schädigung / Beeinflussung*

Prinzipiell ist es möglich, dass abwanderungswillige Fische FAA und sonstige alternative Wanderkorridore als Wanderweg nutzen. Es liegen jedoch keine Informationen darüber vor, dass die abwandernden Fische bei der Passage eines dieser Anlagenteile körperliche Schädigungen erleiden. Es ist jedoch möglich, dass Fische, die über eine FAA in das Unterwasser schwimmen, erheblich länger für die Passage des Gewässerabschnitts brauchen als Fische, die über das Wehr oder die Turbine abwandern (PIANC, 2013). Eine solche Verzögerung der Abwanderung kann als negative Beeinflussung gesehen werden.

Es gibt Beobachtungen, die zeigen, dass Fische FAA auch als Wanderkorridor für die abwärts gerichtete Wanderung nutzen. Dabei zeigt sich, dass die Fische den Einstieg in die FAA im Oberwasser trotz der grundsätzlich schlechten Auffindbarkeit aufsuchen. Da jedoch eine abwärts gerichtete Passage einer FAA nur selten beobachtet wird, ist davon auszugehen, dass die Fische den Einstieg eher zufällig finden (ATV-DWK, 2005). Über die Zahl der Nutzungen sonstiger alternativer Wanderwege gibt es keine Angaben.

#### *c) Forschungsbedarf*

In Hinblick auf den Gefährdungsbereich FAA und sonstige alternative Wanderwege liegt der Forschungsbedarf vor allem in der Frage, ob es möglich ist, das Bauwerk so zu gestalten, dass es auch von abwandernden Fischen gut aufgefunden und passiert werden kann. Auf diese Weise könnte ein einziges Bauwerk für die Auf- und die Abwanderung genutzt werden, was eine kosteneffiziente Lösung für die Herstellung der ökologischen Durchgängigkeit darstellen würde. Der Fischaufstieg an einem Querbauwerk einer Bundeswasserstraße liegt in der Verantwortung der Wasser- und Schiffahrtsverwaltung des Bundes (WSV). Sind hingegen aufgrund der Wasserkraftnutzung Maßnahmen zur schadlosen abwärts gerichteten Fischdurchgängigkeit zum Schutz der Fischpopulation erforderlich, fallen diese nach § 35 Wasserhaushaltsgesetzes (WHG, 2009) in die Verantwortung der Wasserkraftanlagenbetreiber. Eine parallele Nutzung einer FAA für den

Fischaufstieg und den Fischabstieg kann somit zu Kollisionen der Nutzungsansprüche führen. Eine erfolgreiche parallele Nutzung wäre daher nur mit hohen Abstimmungsanstrengungen möglich.

Darüber hinaus wäre es für die Darstellung der Gesamtschädigung an einer Wasserkraftanlage wichtig zu wissen, wie groß der Anteil der über die FAA abwandernden Fische tatsächlich ist (Abbildung 2.14). In der neu errichteten FAA an der Wasserkraftanlage in Koblenz ist zur Untersuchung der Zahl der Fische, die die FAA abwärts passieren, eine spezielle Auffangkammer erbaut worden. In dieser Kammer können die abwärts und aufwärts geschwommenen Fische getrennt voneinander gehalten und gezählt werden. Bislang sind an der im Jahr 2011 eröffneten Anlage jedoch noch keine Untersuchungen zu dieser Fragestellung durchgeführt worden (MITTEILUNG BFG, NICHT VERÖFFENTLICHT).

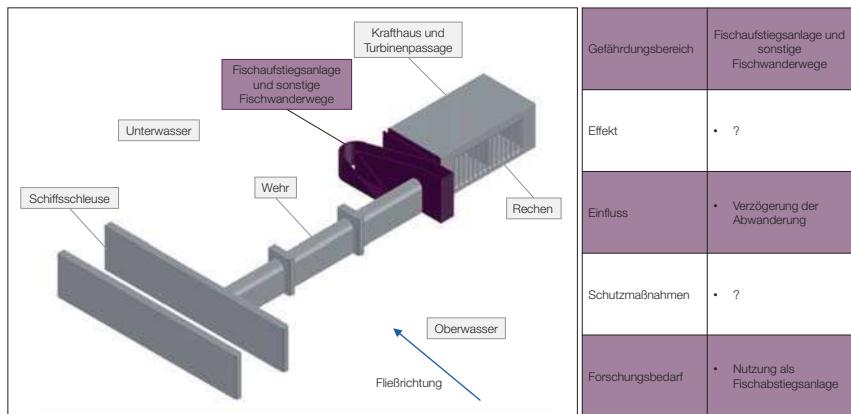


Abbildung 2.14: Gefährzungsbereich Fischaufstiegsanlage und sonstige alternative Wanderwege

## 2.2.8 Unterwasser

### a) Zweck des Anlagenteils

Im Bereich des Unterwassers werden alle an der Wasserkraftanlage abfließenden Abflüsse wieder zusammengeführt. Da das Wasser zuvor teilweise eine große Fallhöhe überwunden hat oder eine große Geschwindigkeit aufweist, kommt es im Bereich des Unterwassers häufig zu einem sehr turbulenten Strömungsbild. Um die hohe kinetische Energie des abfließenden Wassers abzubauen und eine Auskolkung des Unterwasserbereichs zu verhindern, werden im Unterwasser einer Wasserkraftanlage Tosbecken gebaut. Tosbecken sind meist beckenartige Bauwerke aus Beton oder Felssteinen, in denen die kinetische Energie des Wassers abgebaut werden kann.

### b) Schädigung / Einfluss

Nach PATT UND GONSOWSKI (2011) kann es zu Verletzungen der Fische kommen, wenn diese mit dem Wasser in ein Tosbecken stürzen. Schwimmen die Fische etwa über das Wehr ab und treffen mit dem freien Wasserstrahl auf den Unterwasserspiegel auf, so können durch einen zu niedrigen

Wasserstand im Tosbecken Verletzungen auftreten. Typische Schädigungen in einem solchen Fall sind Verletzungen der Kiemen oder Augen der Fische (ATV-DVWK, 2005). Um solche Schädigungen zu verhindern, sind in der Broschüre *Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle* der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) (ATV-DVWK, 2005) Richtwerte für die Gestaltung des Unterwasserbereichs einer Wasserkraftanlage angegeben. So soll das Tosbecken eine Wassertiefe von einem Viertel der Fallhöhe und mindestens 0,9 m haben, um Aufprallverletzungen der Fische am Boden des Tosbeckens zu verhindern. Zudem sollte das Volumen des Tosbeckens mindestens  $10 \text{ m}^3$  pro  $1 \text{ m}^3/\text{s}$  Abfluss groß sein (ODEH UND ORVIS, 1998).

Eine weitere Ursache für Verletzungen der Fische kann eine zu große Eintrittsgeschwindigkeit in das Unterwasser sein. Als Richtwert für eine verletzungsfreie Abwanderung wird eine Geschwindigkeit von 15 m/s bis 16 m/s angegeben, die nicht überschritten werden sollte. Das entspricht einer Fallhöhe des Wassers von etwa 13 m (ATV-DVWK, 2005; BÖS ET AL., 2012). Im Gegensatz dazu wird für eine Fallhöhe von 50 m bis 60 m eine Schädigungs- beziehungsweise Mortalitätsrate von 100 % angegeben (ATV-DVWK, 2005).

Eine weitere, sekundäre Schädigung der Fische im Unterwasser kann durch eine erhöhte Prädationsgefahr auftreten. Die desorientierten, verletzten oder gestressten Fische sind besonders durch Räuber bedroht, die speziell im Unterwasser von Wasserkraftanlagen jagen (vgl. Abbildung 2.15). LARINIER UND TRAVADE (2002) berichten von Freilandversuchen, bei denen junge Lachse und Forellen direkt im Unterwasser einer Wasserkraftanlage beziehungsweise in einem flachen Gewässerabschnitt freigelassen wurden und Schädigungsrationen von 32 % bis 99 % erlitten haben.

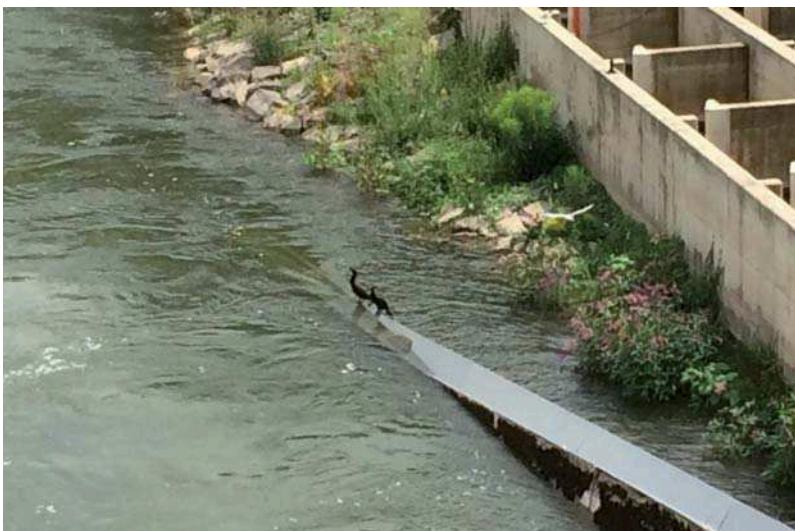


Abbildung 2.15: Wartende Kormorane am Unterwasser der Wasserkraftanlage Koblenz (Foto: Klopries, 2014)

Um die Bedrohung durch fischfressende Vögel zu reduzieren, können im Unterwasser Netze über der Wasseroberfläche angebracht werden oder andere, geschützte Bereiche errichtet werden, in denen sich die Fische von der Kraftwerkspassage erholen können (PIANC, 2013). Auch können spezielle Scheucheinrichtungen für Vögel in der Nähe des Unterwassers angebracht werden, um die Vögel von den Fischen fernzuhalten. Eine Möglichkeit gegen Raubfische vorzugehen ist, diese gezielt von Anglern aus dem Unterwasser zu fangen (PIANC, 2013). Der Fang der zu schützenden Fischarten durch Fischer oder Sportangler kann wiederum per Gesetz, Warnhinweisen oder durch Einzäunung des Fangbereichs verhindert werden (PIANC, 2013).

### c) Forschungsbedarf

Forschungsbedarf in Hinblick auf den Gefährzungsbereich Unterwasser besteht vor allem in der Quantifizierung der Schäden durch die erhöhte Prädation (Abbildung 2.16). Für die Verletzungen durch die erhöhte Aufprallgeschwindigkeit und den zu niedrigen Wasserstand im Tosbecken gibt es bereits Richtwerte, anhand derer eine schadlose Abwanderung bestimmt werden kann. Bislang gibt es jedoch noch keine Ansätze, die die Höhe der Schädigung durch die erhöhte Prädation im Unterwasser quantifizieren können.

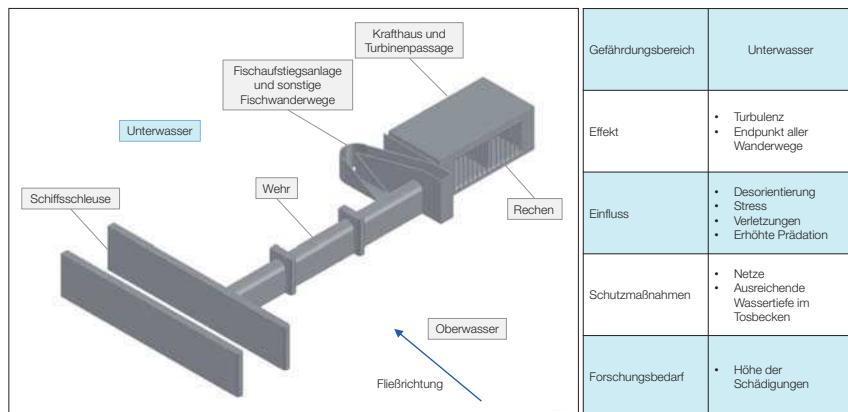


Abbildung 2.16: Gefährzungsbereich Unterwasser

### 2.2.9 Forschungsschwerpunkt zu Fischschädigung an einer Staustufe

Bei der Betrachtung einer Staustufe als Abwanderungsbarriere für Blankaale können sieben Gefährzungsbereiche identifiziert werden, in denen es zu Schädigungen oder Beeinträchtigungen von Blankaalen kommen kann (Abbildung 2.17). Für die Gefährzungsbereiche, für die Mortalitätsziffern vorliegen, wird ersichtlich, dass jeder Bereich eine große Gefährdung für abwandernde Fische darstellen kann. Für den Gefährzungsbereich Krafthaus und Turbinenpassage liegen jedoch die höchsten gemessenen Maximalwerte der Mortalitätsziffer vor. Es wird daher in dieser Arbeit ein Schwerpunkt auf den longitudinalen Wanderweg der Aale gelegt, der durch das Krafthaus und somit durch die Turbinen geht (Abbildung 2.18). Konstruktiv bedingt zählen zu diesem Wanderweg ebenfalls der Rechen sowie das Ober- und Unterwasser. Da in den Bereichen Ober- und Unterwasser hauptsächlich erhöhte Prädation und damit biologische Parameter hinsichtlich

der Schädigung wirken, werden diese hier nicht im Detail betrachtet. Stattdessen werden die beiden Bereiche Rechen (Kapitel 3) und Krafthaus mit Turbine (Kapitel 4) untersucht.

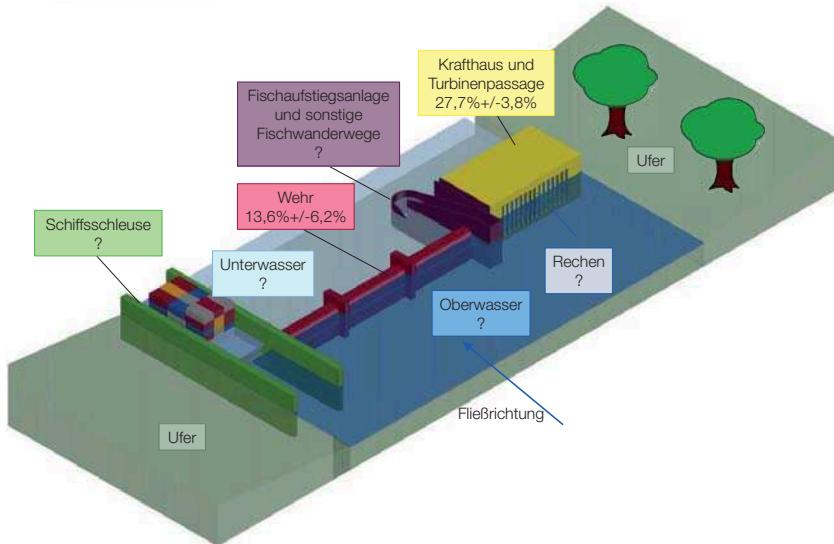


Abbildung 2.17: Gefährzungsbereiche einer Wasserkraftanlage mit Mortalitätsziffern (Mittelwert +/- Standardabweichung)

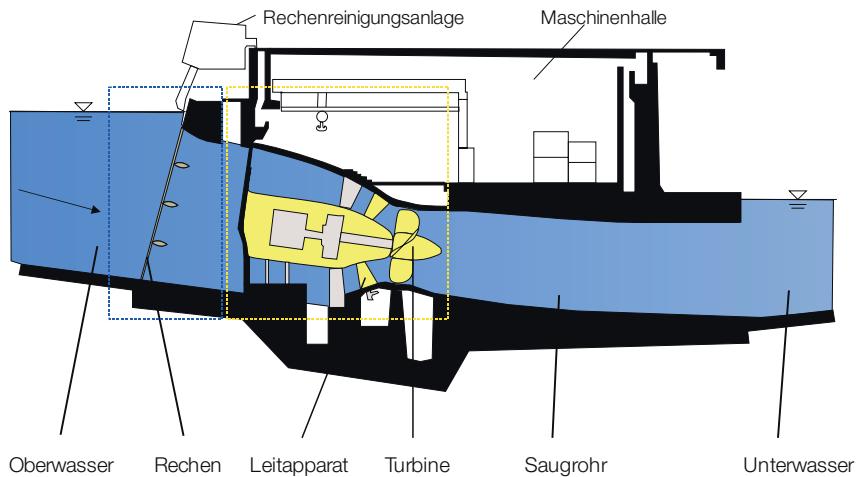


Abbildung 2.18: Darstellung des longitudinalen Wanderwegs durch den Rechen und die Turbine

Um den aktuellen Stand des Wissens vollständig darzustellen, werden in Abschnitt 2.3 und 2.4 das Prinzip einer fischangepassten Betriebsweise und die derzeit vorhandenen Prognosemodelle zur Abschätzung der Fischschädigung durch Turbinen dargestellt.

## 2.3 Fischangepasste Betriebsweise

### 2.3.1 Allgemein

Es gibt verschiedene Ansätze, wie die Schädigung von Fischen an Wasserkraftanlagen reduziert werden kann:

- Fischangepasste Betriebsweise
- Rechen-Bypass-Systeme
- Fischschonende Turbinen
- Fang und Transport

Eine ausführliche Beschreibung der einzelnen Ansätze findet sich in der entsprechenden Fachliteratur (EPRI ET AL., 2001; ATV-DVWK, 2005; MUNLV, 2005; BÖS ET AL., 2012; EBEL, 2013; KLOPRIES, 2013; PIANC, 2013; BÖTTCHER ET AL., 2015). An dieser Stelle wird lediglich das Prinzip der fischangepassten Betriebsweise erläutert (Abschnitt 2.3.3).

Um das Schutzprinzip der fischangepassten Turbinensteuerung angemessen darstellen zu können, werden zunächst in Abschnitt 2.3.2 die Mechanismen vorgestellt, die zu einer Schädigung von Fischen während der Turbinenpassage führen können.

### 2.3.2 Schädigungsmechanismen in der Turbine

Bei der Passage einer Wasserkraftanlage durch die Turbinen können Fische auf unterschiedliche Art und Weise verletzt werden. Die Schädigungs faktoren können grundsätzlich in hydraulisch und mechanisch bedingte Faktoren unterteilt werden. Die häufigsten Ursachen für Verletzungen sind dabei Druckeffekte, Scherkräfte und Turbulenzen sowie Kollisionen (RABEN, 1955; MONTÉN, 1985B; DAVIES, 1988; COOK ET AL., 1997; COUTANT UND WHITNEY, 2000; HOLZNER, 2000; LARINIER UND TRAVADE, 2002; SALE ET AL., 2002). Im Folgenden werden die Ursachen in Kürze erläutert:

- Druckeffekte: Schlagartige Druckänderungen sind für die meisten Fische nur schlecht zu kom pensieren. Wie stark Fische geschädigt werden, hängt von der Höhe und Geschwindigkeit der Druckänderung ab. Die Höhe des Drucks nimmt vom Turbineneinlauf bis zur Turbine kontinuierlich zu. Beim Durchlaufen der Turbine nimmt der Wasserdruk schlagartig ab und fällt teilweise auf einen Wert ab, der unterhalb des Atmosphärendrucks liegt. Anschließend nimmt der Druck bis zum Auslass des Turbinenbereichs wieder langsam zu, bis der Atmosphärendruck erreicht wird (DAVIES, 1988) (vgl. Abbildung 2.19). Von den Änderungen des Drucks sind vor allem das Seitenlinienorgan und die luftgefüllten Bereiche des Fischkörpers betroffen. So kann es bei einer starken Kompression dazu kommen, dass die Schwimmblase der Fische platzt (LARINIER UND TRAVADE, 2002).
- Turbulenzen und Scherkräfte: Turbulente Strömungen sind dadurch gekennzeichnet, dass es zu Verwirbelungen oder Änderungen der Strömungsrichtung auf allen Größenskalen kommt. Diese Änderungen der Geschwindigkeitsrichtung können dazu führen, dass die Fische von

verschiedenen Strömungen erfasst werden und durch das entstehende Moment in eine Drehbewegung geraten. Diese unkontrollierte Bewegung erhöht die Gefahr der Kollision mit Anlagenteilen, wodurch es zu Prellungen, Abschürfungen oder Platzwunden bei den Fischen kommen kann (DAVIES, 1988).

- **Kollisionen:** Fische, die den Triebwasserkanal einer Wasserkraftanlage passieren, können mit beweglichen und unbeweglichen Anlagenteilen kollidieren. Dabei führen die Schläge, die die Fische durch die Turbinenschaufeln und den Leitapparat erfahren, oftmals zu Platzwunden, Blutergüssen und Teil- sowie Totaldurchtrennungen. Bei einer Kollision mit unbeweglichen Anlagenteilen kann es zusätzlich häufig zu Abschürfungen und Prellungen kommen (DAVIES, 1988).

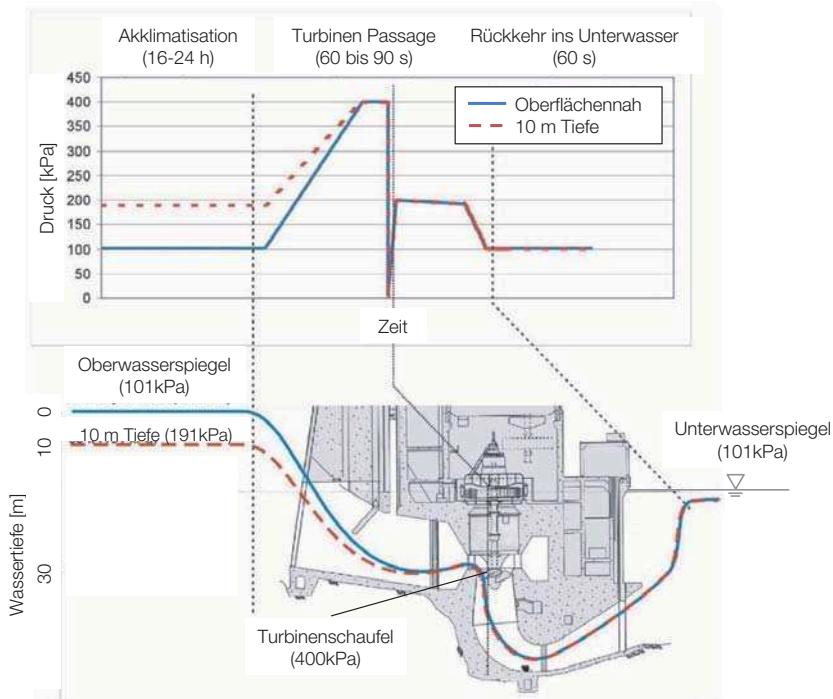


Abbildung 2.19: Schematische Darstellung des Druckverlaufs in einer Kaplanturbine (nach: SALE ET AL., 2002), die Linien geben den Druckverlauf eines Fisches wieder, dessen Abwanderungskorridor oberflächennah (blaue Linie) bzw. in 10 m Tiefe (rote Linie) liegt

Für alle drei genannten Schädigungsursachen gilt, dass das Ausmaß der Schädigung von der Gestaltung und dem Betrieb der Turbine abhängt (DAVIES, 1988). Wie groß der Einfluss einzelner Betriebsparameter (Abbildung 2.20) auf die Höhe der Schädigung ist, ist derzeit nicht bekannt. COOK ET AL. (1997) stellen zudem fest, dass die Bestimmung des genauen Ortes der Schädigung

sehr schwierig ist. Da es praktisch unmöglich ist, den Durchgang eines Fisches durch eine Turbine unter realen Bedingungen zu beobachten, fällt es schwer, festzustellen, wo genau die Fische geschädigt werden. Daher ist es schwierig, die tatsächlichen Schädigungsprozesse und deren Eintrittshäufigkeit verlässlich anzugeben, um dann Maßnahmen zur Reduktion der Schädigung zu veranlassen.

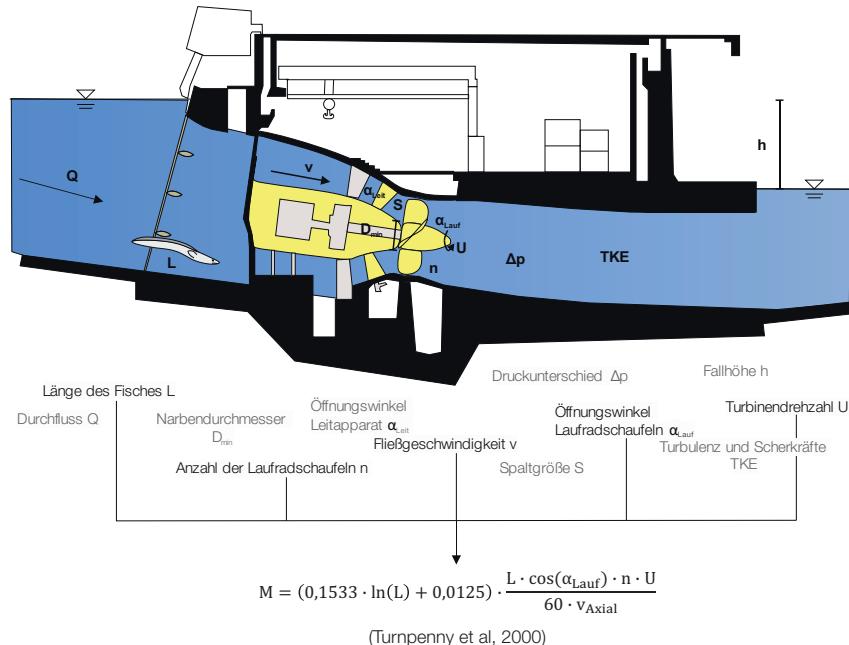


Abbildung 2.20: Turbine und mögliche Einflussfaktoren auf die Mortalitätsziffer am Beispiel des Prognose-modells von TURNPENNY ET AL. (2000)

### 2.3.3 Mögliche Varianten

Um die Mortalitätsziffer des Gefährdungsbereichs Krafthaus und Turbinenpassage ( $M_{\text{WKA}}$ ) zu reduzieren, kann entweder die Anzahl der Fische reduziert werden, die in die Turbine einschwimmen oder die Höhe der Schädigung während der Turbinenpassage verringert werden. Erstes kann erreicht werden, indem der Turbinendurchfluss zugunsten des Wehrabflusses oder des Abflusses über einen anderen Wanderweg reduziert wird. Diesem Ansatz liegt die Auffassung zugrunde, dass abwandernde Fische ihren Passageweg an einer Staustufe nahezu proportional zur Abflussaufteilung an einer Staustufe wählen und nicht nach bevorzugten Wanderrouten entscheiden. Die extremste Form dieser Herangehensweise beinhaltet die komplette Abschaltung der Wasserkraftanlage und gleichzeitige Vollbeaufschlagung der alternativen Route zum Zeitpunkt von Wanderereignissen. Zu diesen Zeiten kann die Mortalitätsziffer  $M_{\text{WKA}}$  auf 0 % gesenkt und unter der Annahme einer schadlosen Passage des alternativen Wanderwegs die Mortalitätsziffer  $M_{\text{ges}}$  um den Betrag

$$M_{WKA} \cdot \frac{n_{WKA}}{N_{ges}}$$

reduziert werden.

Die zweite mögliche Herangehensweise ist die Reduzierung der Höhe der Schädigung während der Turbinenpassage. Dies kann entweder durch weniger schädliche Turbinen oder gezieltes Turbinenmanagement erreicht werden. Ersteres wird an dieser Stelle nicht weiter beschrieben und stattdessen auf die entsprechende Fachliteratur verwiesen (SALE ET AL., 2001; ALDEN, 2008; LECLERC, 2008, 2009; LAGARRIGUE UND FREY, 2011; VOITH HYDRO INC., 2011; WINTER ET AL., 2012; HEIMERL UND KOHLER, 2013). Letzterem liegt die Vorstellung zugrunde, dass es innerhalb des normalen Betriebsspektrums einer Turbine Zustände gibt, die weniger schädlich für Fische sind als andere. Werden diese Zustände zu Zeiten von Fischwanderungen gezielt eingestellt, kann eine Reduzierung der Mortalitätsziffer  $M_{WKA}$  und  $M_{ges}$  erreicht werden.

In Tabelle 2.3 sind Praxisbeispiele dargestellt, bei denen unterschiedliche Varianten der vorgestellten fischangepassten Betriebsweisen Anwendung finden. Im folgenden Abschnitt wird das Vorgehen an der Mosel detailliert beschrieben.

Tabelle 2.3: Praxisbeispiele fischangepasste Betriebsweisen (STATKRAFT MARKETS GMBH; HARO ET AL., 2003; KLOPRIES ET AL., 2016; ROSENFELLNER UND ADAM, 2016)

Staustufe	Anzahl Turbinen	Konzept	Ziel
Wahnhausen	1 Kaplanturbine	Drosselung Turbinendurchfluss	$v_{Anström} < 0,5 \text{ m/s}$ - weniger Impingement und mehr Wehrpassage
Werrawerk	3 Kaplanturbinen	Drosselung Turbinendurchfluss	Nutzung des Wehrs als Abwanderungsweg
WKA Mittelweser	3/4 Kaplanturbinen	Turbinenmanagement	Reduzierung $M_{WKA}$ durch Vollbeaufschlagung möglichst vieler Turbinen
WKA Mosel	4 Kaplanturbinen	Turbinenmanagement	Reduzierung $M_{WKA}$ durch Vollbeaufschlagung möglichst vieler Turbinen
WKA Saar	2 Kaplanturbinen	Turbinenmanagement	Reduzierung $M_{WKA}$ durch Vollbeaufschlagung möglichst vieler Turbinen
PSW Geesthacht	3 Francisturbinen und 3 Pumpen	Betriebsmanagement	Reduzierung Zahl der Fische in den Pumpturbinen durch Verkürzung der hydraulischen Zyklen und Abschreckung der Fische
Theoretische WKA am Fluss Maine	keine Angabe	Abschalten der Turbinen	Reduzierung $M_{WKA}$ auf 0 %

### 2.3.4 Praxisbeispiel Mosel

Bei einer Untersuchung von HOLZNER (2000) am Mainkraftwerk Dettelbach hat sich gezeigt, dass die häufigste Schädigungsart von Fischen an einer Wasserkraftanlage mit Kaplanturbinen Schuppenverluste, Schürfungen und Blutungen sind (Tabelle 2.4). Diese Schädigungen lassen sich zum Teil auf mechanische Prozesse zurückführen. Mechanischer Kontakt oder Kollisionen mit Anlagenkomponenten treten vor allem beim Durchgang durch die Turbine auf. Je größer der Abstand zwischen zwei Turbinenschaufeln ist, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass ein Fisch unbeschadet durch die Turbine schwimmen kann (RABEN, 1957). Ziel der fischangepassten Betriebsweise an der Mosel ist es daher, Betriebszustände zu schaffen, bei denen die Abstände zwischen den Turbinenschaufeln möglichst groß sind. Ein solches Konzept ist in Form eines Steuerungshandbuchs für die fischangepasste Steuerung umgesetzt worden (BECKER UND REUTER, 2008).

Tabelle 2.4: Zuordnungskriterien der verschiedenen Verletzungsklassen und Übersicht der Verletzungsquoten an der Wasserkraftanlage Dettelbach (Quelle: HOLZNER, 2000)

Verletzungsklasse	Verletzungstypus	Versuchsergebnisse für den Aal
1	Augenscheinlich äußerlich unverletzt	52 %
2	Schuppenverluste, Schürfungen, Blutungen	24 %
3	Knicke, äußerlich erkennbare Wirbelsäulenverletzungen, Fleischwunden	13 %
4	Teildurchtrennungen	6 %
5	Totaldurchtrennungen	4 %

Die Beaufschlagung der einzelnen Turbinen wird so gewählt, dass der geforderte Gesamtabfluss abgeführt wird und gleichzeitig das Verletzungsrisiko möglichst gering ausfällt. Der Abstand zwischen zwei Turbinenschaufeln kann über die Stellung der Laufradschaufeln einer Kaplanturbine geregelt werden. Die Leitadschaufelstellung einer Kaplanturbine, die Fallhöhe und die Turbinenkennlinie sind die Steuerungsgrößen der Anlagensteuerung, die den Durchfluss pro Turbine beeinflussen. Bei Kaplanturbinen kann zusätzlich über die Stellung der Laufradschaufeln der Wirkungsgrad beeinflusst werden. Anhand von Erfahrungswerten der Anlagenbetreiber und Herstellerangaben sind die optimalen Verhältnisse der Leit- und Laufradschaufelstellung für die einzelnen Turbinen bekannt, so dass zu jedem Durchfluss der jeweils maximale Wirkungsgrad eingestellt werden kann. Unter der Voraussetzung dieses optimalen Leit- und Laufradschaufstellungsverhältnisses wird der größte Öffnungswinkel der Laufradschaufeln beim Maximaldurchfluss der Turbinen erreicht. Soll nun bei einem festen Gesamtdurchfluss und bei Aufrechterhaltung des optimalen Leit- und Laufradschaufstellungsverhältnisses der Öffnungswinkel der Laufradschaufeln erhöht werden, muss die Aufteilung des Gesamtdurchflusses auf die einzelnen Turbinen verändert werden (Abbildung 2.21).

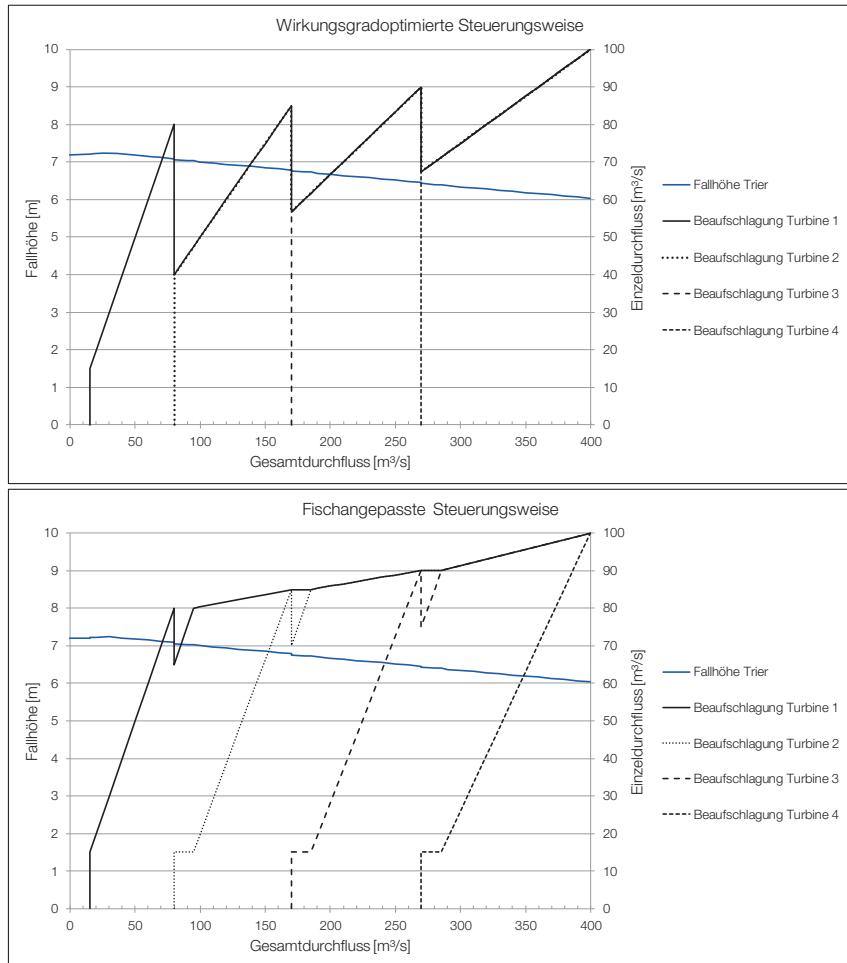


Abbildung 2.21: Schaltkonzept für die Turbinen der Wasserkraftanlage Trier in wirkungsgradoptimierter und fischangepasster Steuerungsweise bei steigendem Durchfluss (KLOPRIES ET AL., 2016)

Im Normalbetrieb werden die aktiven Turbinen nach Möglichkeit immer gleichmäßig beaufschlagt. Bei steigendem oder sinkendem Abfluss werden, falls erforderlich, Turbinen zu- oder abgeschaltet. Wird der Gesamtdurchfluss nun so aufgeteilt, dass möglichst viele Turbinen voll beaufschlagt werden, reduziert sich in diesen Turbinen die Mortalitätsziffer aufgrund des größeren Öffnungswinkels. Eine Vollbeaufschlagung einer Turbine wird aufgrund der notwendigen Reaktionsfähigkeit auf schwankende Abflüsse aus betrieblichen Gründen im Normalbetrieb meist erst bei sehr hohen Durchflüssen realisiert. Für die Moselkraftwerke wurde für das Beispieljahr 2002 eine theoretische Reduktion der Mortalitätsziffer von rund 6 % für Blankaale mit einer Länge von 64,7 cm

ermittelt (NOTERMANNS UND REUTER, 2006). Neben der Reduktion der Schädigung kann allerdings ebenfalls die Gesamtleistung des Kraftwerks sinken, da die weniger stark beaufschlagten Turbinen im Vergleich zum Normalbetrieb an Wirkungsgrad verlieren. Zwar befinden sich die Turbinen aufgrund des Verhältnisses von Leit- und Laufradschaufelstellung in dem für den jeweiligen Durchfluss optimalen Wirkungsgrad, aber der höchste Wirkungsgrad wird bei Kaplan-turbinen stets bei etwa 80 % bis 85 % des Maximaldurchflusses erreicht, so dass abweichende Durchflüsse zu einer Reduzierung des Wirkungsgrads und somit einer Reduzierung der Leistung führen. Ein solcher fischangepasster Betrieb ist nur an größeren Anlagen möglich, an denen mindestens zwei Turbinen vorhanden sind, an denen eine Änderung der Aufteilung erfolgen kann.

### 2.3.5 Forschungsbedarf

Die im vorangegangenen Abschnitt vorgestellte fischangepasste Steuerungsstrategie beruht darauf, durch die Öffnung der Laufradschaufeln die Schädigung der Blankaale zu reduzieren und gleichzeitig den wirtschaftlichen Verlust durch nicht wirkungsgradoptimale Betriebszustände zu minimieren. Unklar ist jedoch, wie stark die Fischschädigung tatsächlich reduziert wird, welchen Einfluss die Stellung des Leitapparats auf die Schädigung hat und ob es unter Umständen Betriebsstrategien gibt, die eine größere Reduzierung bewirken können. Um dies beurteilen zu können, ist ein verlässliches Werkzeug zur Ermittlung der Mortalitätsziffer bei unterschiedlichen Betriebszuständen erforderlich (vgl. Abschnitt 2.4).

## 2.4 Prognosemodelle

### 2.4.1 Allgemein

Um die Schädigung eines Fisches während der Turbinenpassage bestimmen zu können, können Freilanduntersuchungen durchgeführt werden. Hierbei wird eine bestimmte Anzahl Fische durch die Turbine geleitet und diese werden im Unterwasser der Wasserkraftanlage mit Hilfe von Hamen oder anderen Fanggeräten wieder eingefangen und untersucht. Anhand der Untersuchungsergebnisse kann für die vorliegenden Steuerungsparameter der Wasserkraftanlage die zugehörige Mortalitätsziffer ermittelt werden. Diese Methode birgt neben einem hohen personellen und zeitlichen Aufwand den Nachteil, dass es kaum möglich ist, alle Fische, die die Turbine passiert haben im Unterwasser einzufangen. Auch kann die ermittelte Mortalitätsziffer lediglich auf die eingestellten Steuerungsparameter sowie die individuellen Standortbedingungen der untersuchten Wasserkraftanlage übertragen werden. Eine Verallgemeinerung für das gesamte Spektrum aller Steuerungsparameter ist kaum möglich.

Um die Durchführung aufwendiger Freilanduntersuchungen zu reduzieren, sind verschiedene Prognosemodelle entwickelt worden (RABEN, 1955, 1957; MONTÉN, 1985B; TURNPENNY ET AL., 2000; GOMES UND LARINIER, 2008; EBEL, 2008). Diese dienen dazu, die Mortalitätsziffer an einer bestimmten Wasserkraftanlage mit Hilfe einfacher zugänglicher Parameter wie der Fischlänge oder Umdrehungszahl der Turbine abzuschätzen (Tabelle 2.5).

Tabelle 2.5: Auswahl empirischer und physikalischer Prognosemodelle zur Abschätzung der Fischschädigung bei der Passage einer Wasserkraftanlage

Autor (Jahr), Fassung	Formel zur Bestimmung der Schädigungsrate
HOLZLEITNER (1937)	$L_{\text{ungefährdet}} = \frac{1,5 s_{\text{Absolut,Mit}} * v_{\text{radial}}}{u_{\text{mit}}} + s_{\text{Spalt}}$
Physikalische Modelle	RABEN (1957), 1. Fassung $M = \frac{L * \cos(\theta) * n * U}{60 v_{\text{axial}}}$
	RABEN (1957), 2. Fassung $M = 0,43 * \frac{L * \cos(\theta) * n * U}{60 v_{\text{axial}}}$
	RABEN (1957), 3. Fassung $M = \frac{L * \cos(\theta) * n * U}{60 v_{\text{axial}}} * \left( d_{\text{Max}}^2 - \left( \frac{649,8}{U * \pi * \cos(\theta)} \right)^2 \right)$
	MONTÉN (1985B), 2. Fassung $M = \frac{0,46 * L}{d_{\text{Mit}}}$
	TURNPENNY ET AL. (2000) $M = (0,1533 * \ln(L) + 0,0125) * \frac{L * \cos(\theta) * n * U}{60 * v_{\text{axial}}}$
	Lamnier & Dartiguelongue (1989) $M = [\sin \left( 28,6 + 48,7 * \frac{L}{d_{\text{Mit}}} \right)]^2$
Empirische Modelle	EBEL (2008), Mittelwerte $M = -44,60 - 13,56 * s_{\text{abs,Max}} + 2,70 * u_{\text{Max}} + 108,98 * L$
	EBEL (2008), Einzelwerte $M = -33,53 - 13,54 * s_{\text{abs,Max}} + 2,89 * u_{\text{Max}} + 87,48 * L$
	GOMES UND LARINIER (2008), 1. Gleichung $M = 4,67 * L^{1,53} * d_{\text{Max}}^{-0,48} * U^{0,6}$
	GOMES UND LARINIER (2008), 2. Gleichung $M = 6,59 * L^{1,63} * Q^{-0,24} * U^{0,63}$
	GOMES UND LARINIER (2008), 3. Gleichung $M = 12,42 * L^{1,36} * Q^{-0,22} * d_{\text{Max}}^{-0,10} * U^{0,49}$

Den Modellen liegen unterschiedliche Prozessverständnisse (physikalische Modelle) beziehungsweise Datensätze (empirische Modelle) zugrunde. Für weitergehende Informationen wird auf die entsprechende Fachliteratur verwiesen (RABEN, 1955, 1957; MONTÉN, 1985B; TURNPENNY ET AL., 2000; EBEL, 2008; GOMES UND LARINIER, 2008; EBEL, 2013). Allen Modellen gleich ist jedoch, dass es sogenannte Black-Box-Modelle sind. Das heißt, es werden funktionale Zusammenhänge zwischen als signifikant eingestuften Parametern (Input) und der Mortalitätsziffer (Output) hergestellt (LUHMANN, 1987), die anhand der Ergebnisse unterschiedlicher Freilanduntersuchungen an Wasserkraftanlagen entwickelt worden sind. Die tatsächlich ablaufenden Prozesse (Throughput) werden hingegen nicht abgebildet, sondern lediglich die beobachtbaren Regelmäßigkeiten zwischen

Input und Output. Diese beobachteten Regelmäßigkeiten sind nur für die Anlagen und Betriebszustände belegt, an denen Daten erhoben wurden. Eine Übertragung der Modelle etwa auf neue Steuerungsstrategien einer Wasserkraftanlage oder andere Anlagen ist per Definition daher nicht möglich beziehungsweise nicht verlässlich. Auch kann mit Black-Box-Modellen kein Prozessverständnis entwickelt werden, welches für die Optimierung einer Steuerungsstrategie in Hinblick auf die Reduzierung der Mortalitätsziffer essentiell ist.

#### 2.4.2 Praxisbeispiel

Für die Wasserkraftanlage an der Saarstaustufe Schoden und das angeschlossene Ausleitungs-kraftwerk Kanzem (Abbildung 2.22) liegt derzeit keine fischangepasste Betriebsweise vor. Die Kraftwerke werden im Normalbetrieb möglichst wirkungsgradoptimal betrieben. Zur Reduzierung der an den Kraftwerken auftretenden Fischschädigungen sind mehrere Steuerungsstrategien denkbar und umsetzbar:

- Q1: Fischangepasster Betrieb im Ausbaudurchfluss: Vollbeaufschlagung möglichst vieler Turbinen, ohne in den Überlastbetrieb zu wechseln
- Q2: Fischangepasster Betrieb im Überlastbetrieb: Vollbeaufschlagung möglichst vieler Turbinen mit Wechsel in den Überlastbetrieb
- Q4: Änderung der Abflussaufteilung: Zunächst das Kraftwerk voll beaufschlagen, das die geringere Turbinendrehzahl aufweist
- T1: Reduzierung der Drehzahl: Beschränkung der Drehzahl auf maximal 120 U/Min (nur mit baulichen Maßnahmen umsetzbar)
- T2: Entkopplung der Laufradschaufeln vom Durchfluss: Feste Einstellung der Laufradschaufeln auf 45° (kann hohen Verschleiß und große Leistungseinbußen verursachen)
- T3: Entkopplung der Laufradschaufeln vom Durchfluss: Feste Einstellung der Laufradschaufeln auf 89° (kann hohen Verschleiß und große Leistungseinbußen verursachen)

Alle genannten Strategien wirken auf einen Faktor, der Einfluss auf einen Schädigungsmechanismus (Abschnitt 2.3.2) haben kann. Die Bewertung der Steuerungsstrategien in Hinblick auf die Schädigungsreduktion kann lediglich anhand von Prognosemodellen erfolgen, da für solch theoretische Betrachtungen keine anderen Werkzeuge vorliegen. Am Beispiel des Normalbetriebs der beiden Anlagen zeigt sich, dass die vorliegenden Prognosemodelle trotz gleicher Eingangsdaten stark voneinander abweichen. Anhand der Modelle mit den größten (TURNPENNY ET AL., 2000) und den geringsten Ergebnissen kann die Bandbreite der errechenbaren Mortalitätsziffern bestimmt werden (Abbildung 2.23). Werden diese beiden Modelle ebenfalls zur Bewertung der oben genannten Steuerungsstrategien eingesetzt, ergeben sich so theoretisch die größten und kleinsten Schädigungsichten der Strategien und somit die Spannweite der möglichen Schädigungsreduktion (Tabelle 2.6).

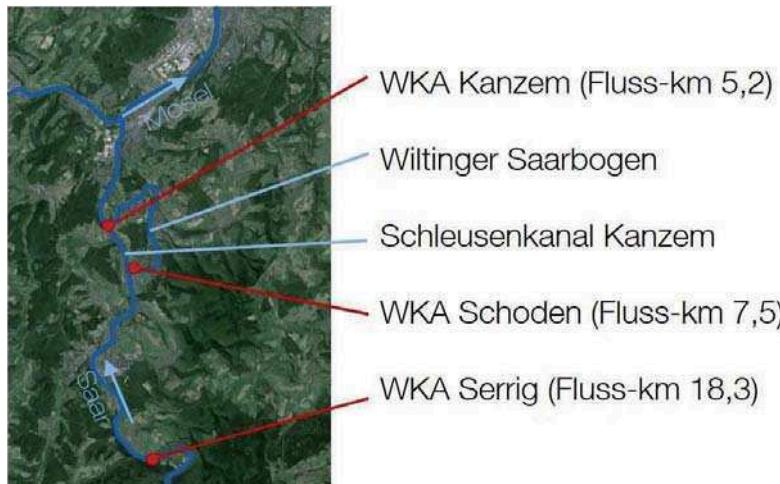


Abbildung 2.22: Lage der Saarkraftwerke (Quelle Karte: Google Earth)

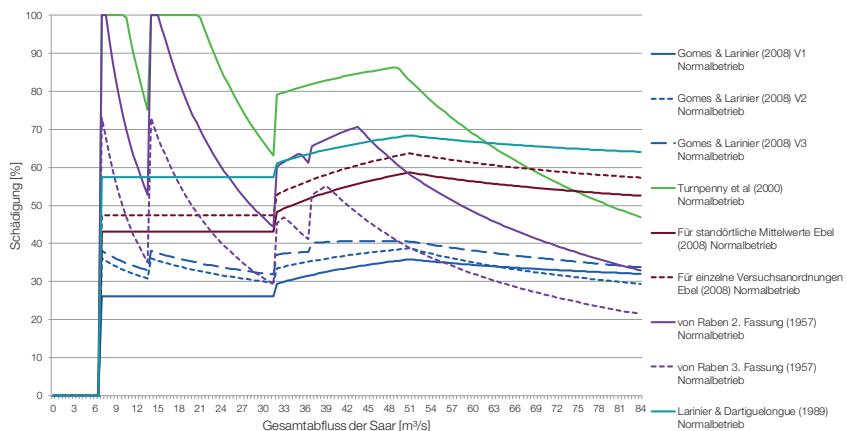


Abbildung 2.23: Anwendung der Prognosemodelle für die Saarkraftwerke Schoden und Kanzem, die Werte der Schädigung wurden auf den physikalisch sinnvollen Bereich zwischen 0 % und 100 % begrenzt

Tabelle 2.6: Ergebnisse des Praxisbeispiels an den Wasserkraftanlagen Schoden und Kanzem an der Saar

Maßnahme	TURNPENNY ET AL. (2000)	GOMES UND LARINIER (2008)
Ohne Maßnahmen	16,6 %	36,0 %
Änderung der Mortalitätsziffer		
Q2 Fischangepasster Betrieb - Ausbaudurchfluss	-4,2 %	-1,8 %
Q2 Fischangepasster Betrieb - Überlastbetrieb	-5,0 %	-2,2 %
Q4 Änderung der Abflussaufteilung	-7,3 %	-7,0 %
T1 Reduzierung der Turbinendrehzahl (120 U/Min)	-11,6 %	-12,6 %
T3 Entkopplung der Laufradschaufelstellung vom Durchfluss (45°)	-7,0 %	-
T3 Entkopplung der Laufradschaufelstellung vom Durchfluss (89°)	-16,0 %	-

Anhand der Ergebnisse wird deutlich, dass die Prognosemodelle grundsätzlich dazu geeignet sind, die Auswirkungen von Schutzstrategien in ihrer Tendenz zu beschreiben. Bei allen untersuchten Varianten hat sich, wie erwartet, eine Reduzierung der Schädigung ergeben. Es wird jedoch auch deutlich, warum die Prognosemodelle nicht geeignet sind, um eine quantitativ verlässliche Untersuchung der Auswirkungen von Steuerungsstrategien durchzuführen.

Erstens ergeben sich für die beiden untersuchten Prognosemodelle trotz gleicher Eingangsparameter sehr unterschiedliche Ergebnisse. Mindestens eins der beiden Modelle entspricht also nicht der Realität. Es kann ohne Naturmessungen auch nicht geklärt werden, welches Modell realitätsnäher ist. Zweitens sind die berechneten Werte bei genauer Betrachtung zum Teil nicht plausibel. So ergibt sich bei einer Entkopplung der Laufradschaufeln und gleichzeitiger Festlegung des Öffnungswinkels der Laufradschaufeln auf 89° eine Restschädigung von lediglich 0,6 %. Dieser Wert ist nicht plausibel, da bei einer Vollöffnung der Laufradschaufeln zur Regulierung des Durchflusses der Leitapparat sehr weit geschlossen werden müsste. In einem solchen Fall besteht dann stets die Möglichkeit einer Kollision der Fische mit dem Leitapparat und somit einer Schädigung der Fische. Der Bereich des Leitapparats wird in den vorhandenen Prognosemodellen jedoch nicht gesondert betrachtet. Ebenso können trotz des großen Öffnungswinkels der Laufradschaufeln Scherkräfte, Turbulenzen und Druckänderungen auftreten, die wiederum Verletzungen der Fische hervorrufen können.

Ein weiteres Argument gegen die universelle Einsetzbarkeit von Prognosemodellen ist, dass eine Beurteilung von Steuerungsstrategien nur für die in dem Prognosemodell enthaltenen Parameter möglich ist. Die Untersuchung weiterer Parameter wie etwa des Druckverlaufs in der Turbine oder des Öffnungswinkels des Leitapparats ist somit nicht möglich. Zuletzt muss noch festgestellt werden, dass die in den Prognosemodellen verwendeten erklärenden Variablen (Inputvariablen) teilweise nicht stochastisch unabhängig sind. Das zeigt sich dadurch, dass ein funktionaler Zusammenhang zwischen mindestens zwei erklärenden Variablen – etwa dem Durchfluss und der Axialgeschwindigkeit – hergestellt werden kann. Diese sogenannte Multikollinearität kann dazu führen, dass der Einfluss der beiden Variablen über- beziehungsweise unterschätzt wird (BACKHAUS ET AL., 2003; MITTAG, 2014).

#### 2.4.3 Forschungsbedarf hinsichtlich Prognosemodellen

Das Praxisbeispiel zeigt, dass eine Analyse der Auswirkungen einer fischangepassten Betriebsweise auf die Fischschädigung mit den derzeit vorhandenen Prognosemodellen nicht oder nur stark eingeschränkt möglich ist. Dementsprechend ist eine Optimierung oder Entwicklung neuer, effektiverer fischangepasster Betriebsweisen ebenso nicht möglich. Es ist deshalb essentiell für die weitere Forschung in diesem Bereich, ein prozessbasiertes Modell der Fischschädigung in einer Turbine zu entwickeln.

### 2.5 Forschungsbedarf / Forschungsschwerpunkt dieser Arbeit

In Abschnitt 2.2 ist der longitudinale Wanderweg eines Blankaals bei der Passage einer Wasserkraftanlage, der durch den Rechen und die Turbine geht, als kritischer Gefährdungsbereich identifiziert worden. In dieser Arbeit wird daher ein holistisches Modell entwickelt, um die Wahrscheinlichkeit der Schädigung eines Aals in Hinblick auf die beiden Gefährdungsbereiche zu bestimmen. Die Entwicklung des Modells beruht auf zwei Schwerpunkten. Zunächst werden die Wirkung eines Rechens und die Prozesse innerhalb einer Turbine getrennt voneinander prozessorientiert betrachtet. Anschließend werden die abgeleiteten Zusammenhänge und empirischen Gleichungen am Beispiel der Wasserkraftanlage Lehmen an der Mosel konkretisiert. Zuletzt erfolgt die Übertragung der beiden Modellbestandteile auf die gesamte Stauhaltungskette der Mosel.

Für den Rechen ergibt sich vor allem die Frage der funktionalen Zusammenhänge zwischen den Einflussparametern und dem Fischverhalten (vgl. Abschnitt 2.2.3). Wären diese Zusammenhänge bekannt, könnte die Wahrscheinlichkeit, dass ein Blankaal an einer bestehenden Wasserkraftanlage mit Grobrechen durch diesen schwimmt, bestimmt werden. Diese Wahrscheinlichkeit ist relevant, da sie gleichzusetzen ist mit der Wahrscheinlichkeit, dass ein Aal in die Turbine gelangt und so der turbinenbedingten Mortalität unterliegt. Zur Ermittlung der richtigen Eingangsgrößen für das Modell der Schädigungsprozesse in der Turbine ist somit ein mathematisches Modell der Rechenwirkung erforderlich, das die grundlegenden Verhaltensmuster eines Aals an einem Rechen wiedergibt. Derzeit fehlt jedoch noch ein praxistaugliches Werkzeug, welches allgemeingültig für bestehende Wasserkraftanlagen die Zusammenhänge zwischen Rechen, Strömung und Fischen beschreibt. Grundlage für die Entwicklung eines solchen Werkzeugs und damit des Modells der Rechenwirkung sind vorhandene Ergebnisse aus nationalen und internationalen Untersuchungen zum Abstieg von Blankaalen an Wasserkraftanlagen sowie zur Validierung des Modells die Ergebnisse eigener ethohydraulischer Untersuchungen (Kapitel 3).

Für die Untersuchungen der Prozesse innerhalb einer Turbine ist es wie in Abschnitt 2.4.3 dargestellt essentiell, ein prozessbasiertes Modell der Fischschädigung innerhalb einer Turbine zu entwickeln. Aus diesem Grund wird in dieser Arbeit ein hydronumerisches Modell einer Turbine entwickelt, anhand dessen die tatsächlich in der Turbine ablaufenden Prozesse und die sich daraus ergebenden Belastungen für abwandernde Fische abgebildet werden können. Das hydronumerische Modell erlaubt nicht nur die Abbildung derzeitiger Steuerungsstrategien, sondern ermöglicht auch die Auswertung neuer, fischangepasster Strategien. So ist es möglich, die für den Fischschutz effektivsten Steuerungsstrategien herauszuarbeiten. Mit Hilfe dieses prozessbasierter Modells wird es möglich, die Wahrscheinlichkeit der Fischschädigung beim Durchgang durch die Turbine für unterschiedliche Betriebszustände zu bestimmen (Kapitel 4). Das Modell kann alternativ oder ergänzend zu Lebendtierversuchen an Wasserkraftanlagen als Werkzeug zur Beurteilung der Fischschädigung genutzt werden. Als Beispiel für die Anwendbarkeit des Modells wird auch hier die Wasserkraftanlage Lehmen an der Mosel betrachtet.

### 3 Wirkung von Rechen

#### 3.1 Bemessungsansätze eines Fein- oder Leitrechens

In Abschnitt 2.2.3 sind der Zweck und die Wirkungen von Rechen im Allgemeinen und von Fein- sowie Leitrechen im Speziellen dargestellt worden. Bestehende Bemessungsansätze für Fein- und Leitrechen beziehungsweise Rechen-Bypass-Systeme finden sich unter anderem in MUNLV (2005), LFischVO, 2018, EBEL (2013) und LEHMANN ET AL. (2016) (Tabelle 3.1). Weitere Erkenntnisse zur Wirkung von Leitrechen und Louvern finden sich in ADAM ET AL. (1999), KRIEWITZ-BYUN (2015) und BERGER (2018). Diese Bemessungsansätze beruhen hauptsächlich auf fischereibiologischen Untersuchungen, Funktionskontrollen an Pilotanlagen, Laboruntersuchungen und persönlichen Beobachtungen der Autoren. Sowohl die Bemessungsansätze für den Leitrechen als auch für den Feinrechen haben die Schwäche, dass sie bislang nur auf Wasserkraftanlagen mit einem Durchfluss < 100 m<sup>3</sup>/s ausgelegt und überprüft worden sind. Für große Wasserkraftanlagen besteht das Problem, dass Fein- und Leitrechen in Hinblick auf die bauliche Umsetzung, die Sicherstellung der Betriebs- und Hochwassersicherheit sowie die Reinigung unter betriebswirtschaftlich tragbaren Kosten kaum realisierbar sind. Kombiniert mit der Unsicherheit in der Wirksamkeit an Bestandsanlagen ergibt sich somit für die Betreiber der Wasserkraftanlagen ein hohes unternehmerisches Risiko.

Tabelle 3.1: Ausgewählte Bemessungsansätze für Rechen-Bypass-Systeme und Leit- sowie Feinrechen

Autor	Ebel (2013)	MUNLV (2005)	LFischVO (2018)	Lehmann et al. (2016)				
Rechenart	Rechen-By-pass-System	Leitrechen / Feinrechen	Rechen	Rechen-Bypass-System				
Fischart / Fischlänge [cm]	Blankaal		Anadrom	Katadrom	Lachs	Aal	Potamodrom	
	30	60				Aal und Wels	Lachs	
Stababstand [mm]	9	18	10	15	10	15	12	
V <sub>Anström</sub> [m/s]	0,27	0,41	0,5		0,5	0,5	1,0	0,8
Neigungs-winkel	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Horizontal</li> <li>▪ &gt; 45°</li> </ul>		-	-	-	-	-	-

### 3.2 Forschungsfrage und Zielsetzung

Die bisherige Bemessung beruht darauf, dass es klare Grenzwerte für den Stababstand und die Anströmgeschwindigkeit gibt, die eingehalten werden müssen. Die tatsächlichen Grenzwerte der Bemessungsgrößen variieren zwischen den Bemessungsansätzen jedoch. Auch gibt es keine Angaben, wie die jeweiligen standörtlichen Randbedingungen einer Wasserkraftanlage berücksichtigt werden können oder wie eine Einhaltung der geforderten Randbedingungen erreicht werden kann. Welche Wirkung ein Rechen hat, dessen Parameter von den Grenzwerten abweichen, ist ebenfalls weitestgehend unklar. BERGER (2018) stellt heraus, dass neben dem Stababstand auch das spezifische Verhalten der Fische an Rechen ausschlaggebend sein kann für die Filterwirkung von Rechen. Auch Stababstände, die über die Grenzwerte der Bemessungsvorgaben hinausgehen, können Erkenntnissen dieser Studie zufolge einen ausreichenden Schutz gewährleisten, wenn die entsprechenden Vorkenntnisse zum Verhalten der Fische vorhanden sind. Erste Erkenntnisse liefert BERGER (2018) unter anderem für elektrifizierte Schrägrechen.

Vor allem an großen Bestandsanlagen sind oft Rechen installiert, die diese Grenzwerte nicht erfüllen, und es ist unklar, ob solche Anlagen so umgebaut werden können, dass sie die Grenzwerte erfüllen. Somit ist Wissen darüber, wie sich von den Grenzwerten abweichende Rechenparameter auf die Wirkung eines Rechens auswirken und ob es Trade-Offs zwischen den Parametern gibt, sowohl für die Anlagenbetreiber als auch für die behördlichen Bewilligungsstellen bedeutsam.

Es wird daher geprüft, ob mit den derzeit vorhandenen Informationen aus ausgewählten vorliegenden Studien belastbare Aussagen bezüglich der Auswirkung verschiedener Rechenparameter auf die Wirkung von Rechen im Speziellen für abwandernde Blankaale möglich sind. Ziel dieses Arbeitsschwerpunktes ist es, ein Praxiswerkzeug zu entwickeln, mit dem die Wirkung von vorhandenen Bestandsrechen oder neu geplanten Rechen mit von den Bemessungsansätzen abweichenden Parametern auf abwandernde Blankaale abgeschätzt werden kann. Die Validierung des entwickelten Praxiswerkzeugs erfolgt durch systematische Fischbeobachtungen im Labor, die im Rahmen ethohydraulischer Versuche im Forschungsvorhaben „Untersuchungen zum Orientierungs- und Suchverhalten von Fischen vor Rechenanlagen von Wasserkraftanlagen (OVeR)“ durchgeführt worden sind (Abbildung 3.1).

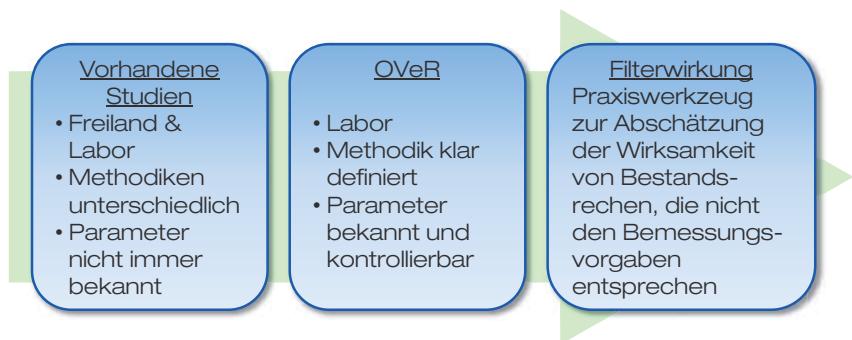


Abbildung 3.1: Methodik zur Entwicklung eines Praxiswerkzeugs zur Bestimmung der Filterwirkung von Bestandsrechen für Blankaale

### 3.3 Ergebnisse vorliegender Untersuchungen zur Filterwirkung

#### 3.3.1 Methodik

In der Literatur findet sich eine Vielzahl von Ergebnissen von Untersuchungen aus Europa sowie Nordamerika bezüglich der Wirkung von Rechen auf abwandernde Blankaale (*Anguilla anguilla* und *Anguilla rostrata*). Die Ergebnisse beziehen sich dabei sowohl auf Freilanduntersuchungen an Bestandsanlagen und Pilotanlagen sowie auf Laboruntersuchungen (HARO ET AL., 2000; DIXON, 2001; DURIF ET AL., 2002; GOSSET ET AL., 2005; HASSINGER UND HÜBNER, 2009; CALLES ET AL., 2010; RUSSON ET AL., 2010; CALLES ET AL., 2013; TRAVADE ET AL., 2010; PIPER ET AL., 2015; WAGNER, 2016; BERGER, 2018; LEHMANN ET AL., 2016; ØKLAND ET AL., 2017). Bei der Analyse dieser Literatur sind die wesentlichen Faktoren, die bei diesen Untersuchungen aufgenommen wurden, herausgearbeitet worden. Diese sind die minimale und maximale Größe der untersuchten Blankaale (44 cm bis 110 cm), die minimale und maximale Anströmgeschwindigkeit vor dem Rechen (0,04 m/s bis 1,3 m/s), der Stababstand (10 mm bis 90 mm) sowie die vertikale und horizontale Neigung der Rechen (15 ° bis 90 °). Für die weitere Auswertung sind elf Untersuchungen identifiziert worden, die aufgrund der verwendeten Methodik und der verfügbaren Ergebnisse geeignet sind (Tabelle 3.2). Studien, in denen Rechen untersucht wurden, die den Bemessungsvorgaben entsprechen und einen vollständigen Schutz abwandernder Blankaale bieten, wurden größtenteils aus der Untersuchung ausgeschlossen. Der Fokus der Untersuchung liegt auf der Wirkung von Rechen, die nicht den Bemessungsvorgaben entsprechen und eine übermäßige Berücksichtigung von den zuvor genannten Untersuchungen wäre nicht repräsentativ für das Untersuchungsziel.

Für alle Untersuchungen wird, soweit dies möglich ist, die Filterwirkung des jeweils vorliegenden Rechens bestimmt. Aufgrund der unterschiedlichen Untersuchungsmethoden der Studien ist eine direkte Ableitung der Filterwirkung aus den Ergebnissen jedoch teilweise nicht möglich. Es wurden die Ergebnisse der Untersuchungen daher dahingehend ausgewertet, dass die Filterwirkung als der Anteil der Aale berechnet wurde, die mindestens einmal auf den Rechen zu geschwommen sind, diesen aber nicht passiert haben. Eine Filterwirkung von 0 % bedeutet dabei, dass alle Fische durch den Rechen geschwommen sind und eine Filterwirkung von 100 %, dass kein Fisch den Rechen passiert. Soweit dies möglich war, wurde die Filterwirkung für jedes Versuchsssetup (Kombination aus Rechenstababständen, Neigung und Anströmgeschwindigkeit) der Untersuchungen einzeln bestimmt, sodass die Filterwirkung für insgesamt 40 verschiedene Versuchssetups vorliegt (Tabelle 3.2).

#### Definition *Filterwirkung*

„Anteil der Aale, die mindestens einmal auf den Rechen zu geschwommen sind, diesen aber nicht passiert haben“

Tabelle 3.2: Übersicht der Parameter und Ergebnisse vorhandener Studien zur Filterwirkung von Rechen, ein \* in der letzten Spalte gibt an, welche Studien für die weitere statistische Auswertung genutzt werden

Studie	Größe min	Größe max	v mi- nimal	v ma- ximal	Stab- ab- stand	Nei- gung vertikal	Nei- gung horiz.	Filter- wir- kung	Nut- zung
	[mm]		[m/s]		[mm]	[°]		[%]	[‐]
CALLES ET AL. (2010)	500	1100	0,50	1,20	20	63,4	90	54	*
	500	930	0,50	1,20	80	63,4	90	0	*
	510	1060	0,50	1,20	20	35	90	85	*
DIXON (2001)	550	570	0,30	0,30	25	90	45	65	*
	550	570	0,60	0,60	25	90	45	56	*
	550	570	0,90	0,90	25	90	45	65	*
	550	570	0,30	0,30	50	90	15	67	*
	550	570	0,60	0,60	50	90	15	83	*
GOSSET ET AL. (2005)	-	-	0,25	0,50	30	75	15	93	1
	-	-	0,25	0,50	30	75	15	88	1
	-	-	0,25	0,50	30	75	15	73	1
TRAVADE ET AL. (2010)	540	750	0,10	0,44	30	90	30	40	*
	500	900	0,10	0,44	30	90	30	46	*
	620	1100	0,10	0,44	30	90	30	92	*
CALLES ET AL. (2012)	500	1000	0,60	1,30	40	77	90	0	*
	500	1000	0,60	1,30	90	60	90	0	*
HASSINGER UND HÜBNER (2009)	-	-	-	-	12	80	90	100	1
	-	-	-	-	20	80	90	94	1
RUSSON ET AL. (2010)	440	710	0,36	0,90	12	90	90	50	*
	440	710	0,36	0,90	12	30	90	90	*
	580	810	0,29	0,65	12	90	15	100	*
	580	810	0,29	0,65	12	90	30	100	*
	580	810	0,29	0,65	12	90	45	100	*
PIPER ET AL. (2015)	640	920	0,10	0,65	58	55	90	0	*
	640	920	0,10	1,20	58	55	90	0	*
HARO ET AL. (2000)	710	910	0,30	1,20	32	-	-	23	1

Studie	Größe min	Größe max	v mi- nimal	v ma- ximal	Stab- ab- stand	Nei- gung vertikal	Nei- gung horiz.	Filter- wir- kung	Nut- zung
	[mm]		[m/s]		[mm]	[°]		[%]	[·]
DURIF ET AL. (2002)	570	930	-	-	30	75	15	89	*
WAGNER (2016)	-	-	0,10	0,51	20	65	85	77	1
	-	-	0,10	0,58	20	65	85	34	1
	-	-	0,10	0,51	20	90	55	56	1
BERGER (2018)	60	80	0,4	0,8	30	90	30	88	2
	60	80	0,4	0,8	30	90	45	80	2
	60	80	0,4	0,8	30	90	55	87	2
	60	80	0,4	0,8	18	90	30	100	3
	60	80	0,4	0,8	18	90	45	100	3
	60	80	0,4	0,8	18	90	55	100	3
	60	80	0,4	0,8	10	90	55	100	3
	BERGER (2018) Ottenau	53	103	0,1	0,8	18	90	44	100
LEHMANN ET AL. (2016) Auer Kot- ten	49	110	0,04	0,3	12	90	30	100	3
ØKLAND ET AL. (2017)	60	-	-	-	10	27	90	100	3

\* In Auswertung genutzt

<sup>1</sup> Datengrundlage unzureichend

<sup>2</sup> Filterwirkung evtl. zu hoch; unklar, wie viele Fische auf den Rechen zugeschwommen sind

<sup>3</sup> Rechen entspricht den Bemessungsvorgaben (s ≤ 18 mm, z.B. EBEL, 2013 und BERGER, 2018)

Ziel ist es, die Daten so auszuwerten, dass die relevanten Einflussfaktoren für die Filterwirkung ermittelt und mit diesen eine Bestimmungsgleichung für die Filterwirkung entwickelt werden kann. Für Rechen, die nicht den Bemessungsansätzen entsprechen (Tabelle 3.1), kann mit der Bestimmungsgleichung dann die Filterwirkung und somit die Wahrscheinlichkeit, dass ein Aal von einem Rechen abgehalten wird, in die Turbine zu schwimmen, bestimmt werden. Die Auswertung der vorliegenden Untersuchungen erfolgt dabei in vier Schritten (Abbildung 3.2) und besteht aus der Identifizierung relevanter Einflussfaktoren, der Identifizierung eines dimensionslosen Faktors, der Identifizierung einer geeigneten Modelfunktion und der Modellerstellung sowie einer abschließenden Plausibilitätsprüfung. Die statistischen Grundlagen bezüglich der hierfür genutzten statistischen Verfahren finden sich in Anlage A.3.

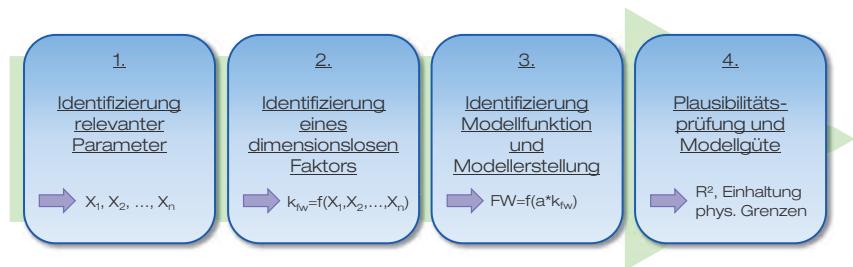


Abbildung 3.2: Ablauf Auswertung der Filterwirkung vorliegender Untersuchungen

### 3.3.2 Ergebnisse

Bei der Identifizierung der relevanten Einflussparameter auf die Filterwirkung eines Rechens für Blankaale wird neben einer sachlogischen Prüfung der bekannten Parameter eine statistische Prüfung weiterer Parameter in Form einer nichtparametrischen Korrelation (Spearman-Korrelation) durchgeführt (Tabelle 3.3). Hierbei zeigt sich, dass neben dem Stababstand ebenfalls die Größe der abwandernden Aale sowie die vertikale und horizontale Neigung des Rechens einen signifikanten Einfluss auf die Filterwirkung haben (Abbildung 3.3). Um eine lückenlose Auswertung zu erreichen, werden alle Studien aus der weiteren Auswertung ausgeschlossen, für die diese Parameter nicht bekannt sind. Somit reduziert sich die Anzahl der betrachteten Studien auf 21 (Tabelle 3.2, letzte Spalte).

Tabelle 3.3: Ergebnisse der Spearman-Korrelation zur Identifizierung relevanter Einflussparameter für die Filterwirkung, ein Korrelationskoeffizient von 1 oder -1 zeigte eine vollständige positive bzw. negative Korrelation zwischen dem Faktor und der Filterwirkung, ein Koeffizient von 0 keine Korrelation

	Minimale Größe	Maximale Größe	Minimale VAnström	Maximale VAnström	Stababstand	Vertikale Neigung	Horizontale Neigung
Korrelationskoeffizient r	0,206	-0,238	-0,051	-0,373	-0,623	0,273	-0,411
95% Konfidenzintervall	-0,248 - 0,586	-0,608 - 0,217	-0,433 - 0,346	-0,666 - 0,020	-0,807 - 0,330	-0,115 - 0,589	-0,682 - 0,041
P-Wert (2-seitig)	0,357	0,286	0,800	0,055	<0,001	0,152	0,027
Signifikanz ( $\alpha < 0,05$ )	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	***	n.s.	*

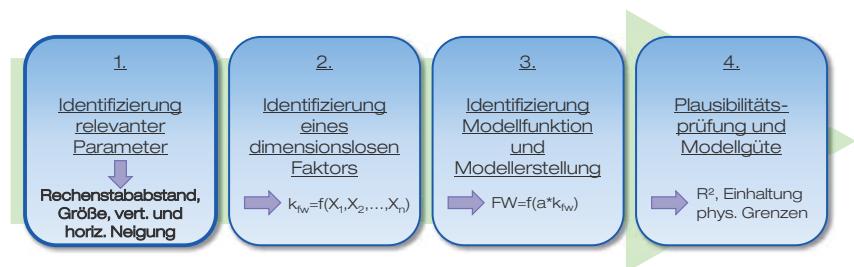


Abbildung 3.3: Ergebnis Schritt 1 der Auswertung der Filterwirkung vorliegender Untersuchungen

Um eine Bestimmungsgleichung für die Filterwirkung zu entwickeln, ist es erforderlich, den Einfluss der zuvor herausgearbeiteten Parameter auf die Filterwirkung als Funktion darzustellen. Hierfür ist es essentiell, zum einen die Wirkungsrichtung (positiv oder negativ) der Parameter zu kennen und zum anderen den Zusammenhang der Parameter untereinander richtig darzustellen. Hierfür wird der dimensionslose Faktor  $k_{fw}$  eingeführt (Gleichung 3.1).

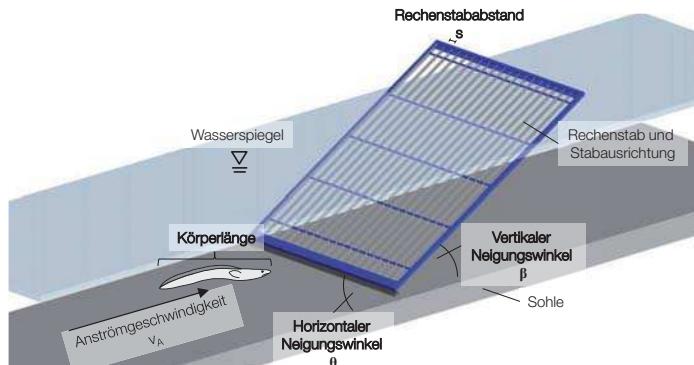


Abbildung 3.4: Schematische Darstellung eines Rechens mit den Einflussfaktoren (für die Bestimmungs-gleichung relevante Faktoren sind fett gedruckt dargestellt)

$$k_{fw} = \frac{B_{min}}{s \cdot \sin(\beta) \cdot \sin(\theta)}$$

$k_{fw}$  = dimensionsloser Faktor zur Bestimmung der Filterwirkung [-]

$B_{min}$  = Minimale Körperbreite eines Blankaals in einer untersuchten Stichprobe [mm]

*s* = Stababstand [mm]

$\beta$  = Vertikaler Neigungswinkel [°]

$\theta$  = Horizontaler Neigungswinkel [°]

Der Faktor  $k_{fw}$  setzt sich dabei aus dem Verhältnis der minimalen Breite der untersuchten Blankaale zum vorhandenen Stababstand und den vertikalen sowie horizontalen Neigungswinkeln (Sinus) zusammen (Abbildung 3.5). Das Verhältnis der Körperbreite zum Stababstand berücksichtigt die Tatsache, dass nicht alle Blankaale gleich groß und breit sind und deshalb nicht allein der absolute Wert des Stababstands ausschlaggebend dafür ist, ob der Rechen physikalisch durchgängig für Aale ist. Da häufig nur die Körperlänge der Fische aufgenommen wird, wird die Körperbreite gemäß EBEL (2013) als Funktion der Körperlänge berechnet (Gleichung 3.2).

$$B_{min} = 0,03 \cdot L_{min}$$

3.2

- $B_{min}$  = Minimale Körperbreite eines Blankaals in einer untersuchten Stichprobe [mm]
- $L_{min}$  = Minimale Körperlänge eines Blankaals in einer untersuchten Stichprobe [mm]

Die beiden Neigungswinkel werden berücksichtigt, da sowohl eine vertikale als auch eine horizontale Neigung des Rechens ( $< 90^\circ$ ) einen positiven Einfluss auf die Filterwirkung haben kann. Da in der Realität jeweils nur einer der beiden Neigungswinkel  $< 90^\circ$  ist, wird der Faktor  $k_{fw}$  so gewählt, dass der Winkel, welcher nicht geneigt ist ( $90^\circ$ ), mit dem Faktor 1 eingeht und sich somit weder positiv noch negativ auf die Filterwirkung auswirkt. Auf diese Weise kann der Faktor  $k_{fw}$  sowohl für vertikal als auch für horizontal geneigte Rechen angewendet werden.

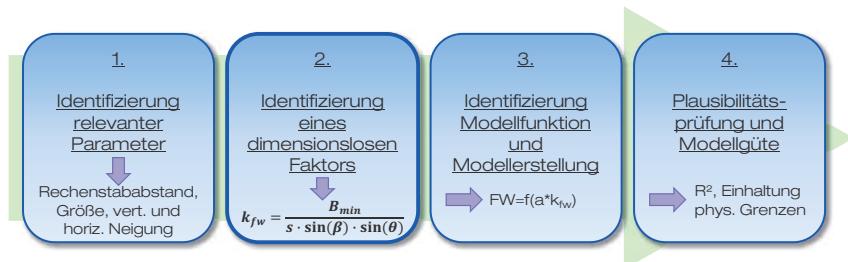


Abbildung 3.5: Ergebnis Schritt 2 der Auswertung der Filterwirkung vorliegender Untersuchungen

Zur Erstellung der Bestimmungsgleichung wird neben dem dimensionslosen Faktor  $k_{fw}$  eine geeignete Modelfunktion benötigt. Die Funktion muss so gewählt werden, dass der Zusammenhang zwischen den Parametern und der Filterwirkung richtig dargestellt wird und die physikalischen Grenzen der Filterwirkung eingehalten werden. Das heißt, die Funktion muss zum einen bei steigenden  $k_{fw}$  eine größere Filterwirkung generieren und zum anderen darf sie nur Filterwirkungen erzeugen, die zwischen 0 und 1 liegen. Um diese Anforderungen zu erfüllen, wird der Tangens hyperbolicus als Modelfunktion gewählt. Mit Hilfe des *curve-fitting* Werkzeugs der Software MATLAB der Firma The MathWorks Inc. wird das Modell so erzeugt, dass der höchste Erklärungsgrad der in den Studien (Tabelle 3.2) ermittelten Filterwirkungen erreicht wird (Tabelle 3.4 und Gleichung 3.3).

Tabelle 3.4: Ergebnis der Regression der Filterwirkung, a gibt den Regressionskoeffizienten an und FW die Funktion der Filterwirkung

Regressions- koeffizient a	95% Konfiden- zintervall a (Sig.-niveau 0,05)	Signifikanz a (Sig.-niveau 0,05)	Vorhersage- grenze FW	Standardabwei- chung FW	Bestimmtheits- maß R <sup>2</sup>
0,6502	0,5245; 0,7759*		±0,32	0,15	0,84

Bestimmungsgleichung für die Filterwirkung von Rechen für Blankaale

$$FW = \tanh(0,6502 \cdot k_{fw}) \quad 3.3$$

$FW$  = Filterwirkung [·]

$k_{fw}$  = dimensionsloser Faktor zur Bestimmung der Filterwirkung [·]

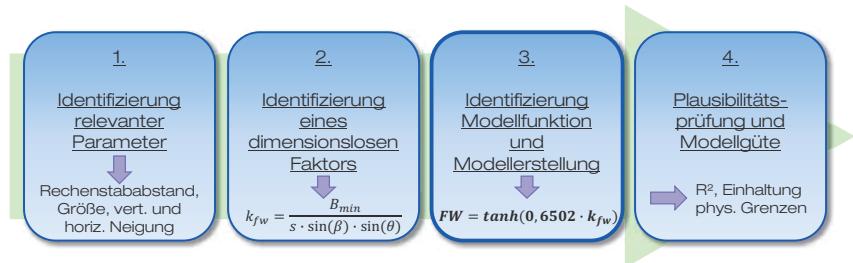


Abbildung 3.6: Ergebnis Schritt 3 der Auswertung der Filterwirkung vorliegender Untersuchungen

Die Plausibilitätsprüfung der ermittelten Modellgleichung zeigt, dass die Funktion für alle Werte  $k_{fw} \geq 0$  Werte zwischen 0 und 1 annimmt (Abbildung 3.7). Da  $k_{fw}$  nicht negativ werden kann, liegt die Funktion somit immer innerhalb der gewählten physikalischen Grenzen. Über das Bestimmtheitsmaß R<sup>2</sup> kann die Modellgüte der Regressionsfunktion bestimmt werden. Diese liegt bei 0,84 und besagt somit, dass durch die Funktion 84 % der Varianz der gemessenen Filterwirkung erklärt werden kann (Abbildung 3.8). Der restliche Teil der Varianz der Filterwirkung (16 %), der nicht mit Hilfe der Modellgleichung erklärt werden kann, kann unter anderem durch zufällige Größen erklärt werden. Bei Verhaltensbeobachtung spielt das zufällige Individualverhalten der Untersuchungsobjekte mitunter eine entscheidende Rolle. So können bei sonst absolut gleichen Bedingungen zwei äußerlich identische Blankaale unterschiedliche Verhaltensweisen zeigen. Dies kann unter anderem auf die Ausprägung anderer Faktoren wie etwa der Sinneswahrnehmung der Aale oder deren Erfahrungen und Lernverhalten aus vorangegangenen vergleichbaren Situationen zurückgeführt werden. Eine weitere Erklärung für den nichterklärteten Teil der Varianz kann die unterschiedliche Methodik bei den Untersuchungen sein. Die Dauer der Versuche, die Tageszeit sowie die Anzahl eingesetzter Individuen sind beispielhafte weitere Faktoren, die die Höhe der Filterwirkung beeinflussen können, ohne bei der Analyse berücksichtigt werden zu können. Auch spielt die Größenverteilung der Aale innerhalb der Studien eine Rolle. Hier wird die Größe der

kleinsten untersuchten Aale zur Bestimmung des  $k_{fw}$ -Werts angesetzt. Der Einfluss dieser Größe beruht auf der Annahme einer natürlichen Größenverteilung der Aale. Werden beispielsweise in Laborstudien überproportional viele große Aale eingesetzt, kann es zu Abweichungen zwischen der berechneten und der beobachteten Filterwirkung kommen.

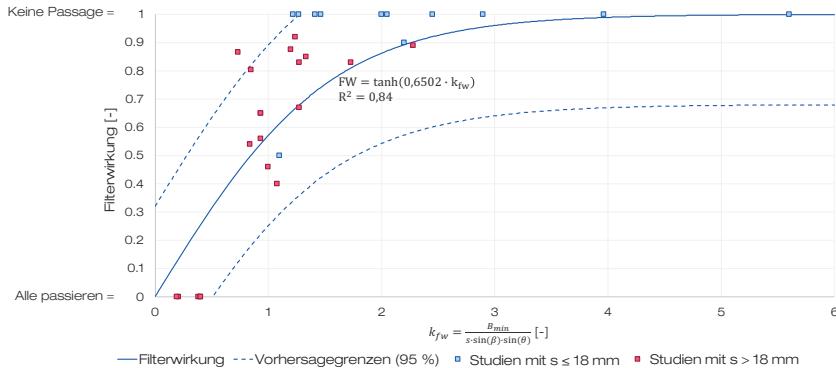


Abbildung 3.7: Bestimmungsgleichung für die Filterwirkung inklusive der 95 %-Vorhersagegrenzen

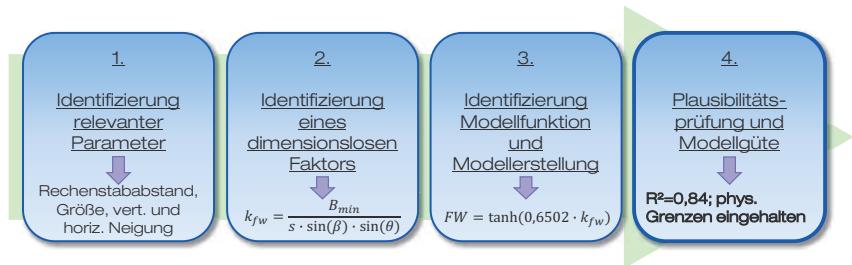


Abbildung 3.8: Ergebnis Schritt 4 der Auswertung der Filterwirkung vorliegender Untersuchungen

Die Vorhersagegrenzen der Bestimmungsgleichung der Filterwirkung (Tabelle 3.4) liegen bei  $\pm 0,32$  um den berechneten Wert. Diese besagen, dass der wahre Wert der Filterwirkung mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % in diesem Intervall liegt. Abweichungen vom berechneten Wert sind somit möglich und liegen unter anderem in dem oben genannten Individualverhalten der Tiere und der unterschiedlichen Methodik der zugrundeliegenden Studien begründet. Die Werte der Studien, die den Bemessungsvorgaben entsprechen (hier  $s \leq 18$  mm) liegen zum größten Teil oberhalb der Bestimmungsgleichung. Sollte für einen solchen Fall die Filterwirkung eines Rechens nicht zu 100 % angenommen werden können, kann die Bestimmungsgleichung als sehr konervative Gleichung zur Abschätzung der Rechenwirkung genutzt werden. Der eigentliche Einsatzzweck der Gleichung bleibt jedoch die Abschätzung der Filterwirkung für Rechen, die nicht den Bemessungsvorgaben entsprechen. Die Bestimmungsgleichung kann daher genutzt werden, um für Bestandsanlagen ohne aufwendige Freilanduntersuchungen oder Modellversuche Abschätzungen bezüglich der Filterwirkung zu bestimmen.

### 3.4 Forschungsbedarf

Die Auswertung der derzeit vorliegenden Daten zur Wirkung von Rechen auf abwandernde Blankaaale hat gezeigt, dass für die Filterwirkung bereits eine gute Bestimmungsgleichung aufgestellt werden kann. Es hat sich jedoch auch gezeigt, dass ein Teil der Variation der Filterwirkung mit der ermittelten Bestimmungsgleichung nicht erklärt werden kann und dass der verbleibende Restfehler mitunter durch die Unterschiede in der Methodik der Studien begründet sein kann. Die Gründe für diese Unsicherheiten könnten weiter herausgearbeitet werden, indem systematische Untersuchungen durchgeführt werden, die unter den exakt gleichen Randbedingungen stattfinden und dieselben Versuchsabläufe aufzeigen. Solche Untersuchungen sind im Freiland aufgrund der ständig veränderlichen und nicht steuerbaren Randbedingungen wie beispielsweise dem Durchfluss und der Wassertemperatur fast nicht möglich, weshalb hierfür Modellversuche im Labor (ethohydraulische Versuche) genutzt werden sollten, welche jedoch Modelleffekten unterliegen können.

#### Forschungsfrage 1

„Sind ethohydraulische Versuche trotz ihrer möglichen Modelleffekte geeignet, den Prozess der Filterwirkung abzubilden?“

Ziel weiterer Forschungsarbeit sollte es sein, die Vorhersagegenauigkeit der Bestimmungsgleichung zu verbessern, um so verlässlichere Aussagen bezüglich der Filterwirkung von Rechen treffen zu können.

#### Forschungsfrage 2

„Können mit Hilfe der statistischen Auswertungzählbarer Ereignisse im Rahmen ethohydraulischer Versuche die Vorhersagegrenzen der Regression reduziert werden?“

Neben der Filterwirkung ist es für die Bemessung von Rechensystemen mit angeschlossenen Bypässen ebenfalls wichtig zu wissen, wie sich die Strömung vor dem Rechen auf das Verhalten der Fische auswirkt. Von besonderer Bedeutung sind dabei die Aufenthaltsorte und -wahrscheinlichkeiten der Fische im Bezug zur Strömung und zu Bauwerken.

#### Forschungsfrage 3

„Können mit Hilfe der statistischen Auswertungzählbarer Ereignisse im Rahmen ethohydraulischer Versuche funktionale Zusammenhänge zwischen der Strömung und den Aufenthaltsorten von Fischen vor Rechenanlagen ermittelt werden?“

### 3.5 Umsetzung ethohydraulischer Versuche

#### 3.5.1 Allgemein

Ethohydraulik ist vergleichbar mit dem klassischen wasserbaulichen Versuchswesen. In physikalischen Modellversuchen wird im wasserbaulichen Labor untersucht, welche Strömungssituation sich an einem Bauwerk einstellt. Neben den klassischen Geschwindigkeits-, Durchfluss- und Pegelmessungen beinhaltet das Fachgebiet der Ethohydraulik zusätzlich Verhaltensbeobachtungen von Fischen, die im physikalischen Modell eingesetzt werden (ADAM UND LEHMANN, 2011).

Das Ziel ethohydraulischer Untersuchungen ist es dabei, durch die direkte Zusammenarbeit von Wasserbauingenieuren und Biologen kausale Zusammenhänge zwischen den physikalischen Strömungsgrößen und dem Verhalten der Fische herzustellen (WILKES ET AL., 2013). Mit Hilfe statistischer Auswertungen können Zusammenhänge zwischen der Strömung und dem Verhalten in Form vonzählbaren Ereignissen ermittelt werden. Mit Hilfe des Expertenwissens der Biologen und Ingenieure können diese Zusammenhänge interpretiert und auf die Natur übertragen werden. Eine erfolgreiche Übertragung der Ergebnisse auf die Natur setzt die technische Realisierbarkeit der Anlage bei gleichzeitiger möglichst guter Einhaltung der Funktionsansprüche voraus.

##### Definition *Ethohydraulik*

„Kombination aus wasserbaulichem Versuchswesen und biologischer Verhaltensbeobachtung von Fischen zur Ermittlung kausaler Zusammenhänge zwischen der Strömung und dem Verhalten von Fischen“

#### 3.5.2 Randbedingungen

Anstelle eines klassischen, maßstäblich verkleinerten Ähnlichkeitsmodells nach Eulerschem, Reynoldschem, Froudeschem, Cauchy-Machschem oder Weberschem Modellgesetz (STROBL UND ZUNIC, 2006; MARTIN UND POHL, 2009) wird im ethohydraulischen Versuch ein Ausschnittsmodell genutzt. Da Fische nicht maßstäblich verkleinert werden können und das Größenverhältnis von Bauwerk und Fisch für die Untersuchungen relevant ist, ist es erforderlich, das zu untersuchende Wasserbauwerk im Maßstab 1:1 im Modell abzubilden. Prinzipiell sind jedoch meist sowohl das Platzangebot in der Versuchshalle als auch die Pumpenleistung beschränkt (STROBL UND ZUNIC, 2006), sodass eine Abbildung des gesamten betrachteten Bauwerks nicht möglich ist. Daraus ergibt sich, dass lediglich der für die Betrachtungen relevante Ausschnitt des Naturbauwerks in Form eines Ausschnittsmodells abgebildet wird (Abbildung 3.9). Um den nicht abgebildeten Teil des Naturbauwerks trotzdem zu berücksichtigen, muss im Modell die sogenannte situative Ähnlichkeit sichergestellt werden (ADAM UND LEHMANN, 2011).

##### Definition *Ausschnittsmodell*

„Abbildung eines Teils eines Naturbauwerks im physikalischen Modell im Maßstab 1:1“

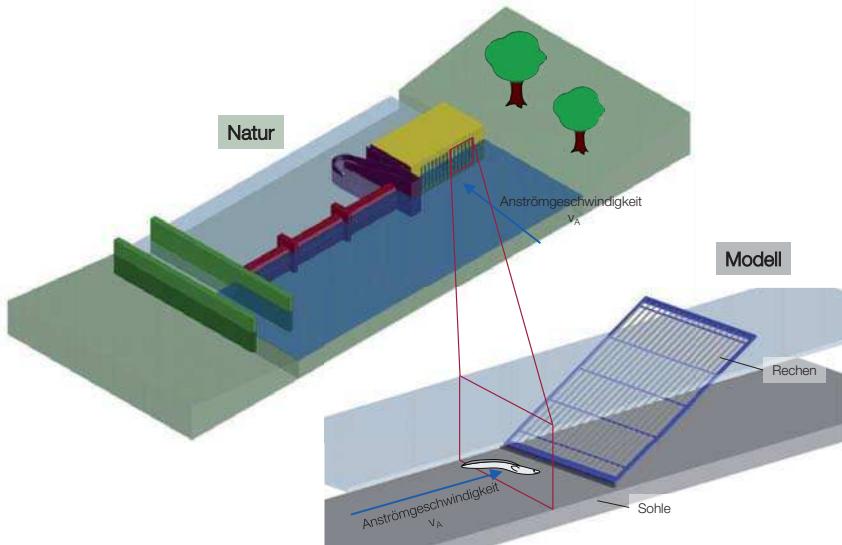


Abbildung 3.9: Beispiel eines Ausschnittsmodells: Abbildung des Rechens vom Einlaufbereich des Turbinenzulaufs an einer Staustufe im physikalischen Modell

Die situative Ähnlichkeit setzt voraus, dass die für das Verhalten der Fische relevanten Parameter der Natur im Modell abgebildet werden müssen. Diese beinhalten neben den geometrischen Abmessungen des Bauwerks die Strömungsgrößen, die Platzverhältnisse, die Wassertemperatur, die Gewässersohle, den Sauerstoffgehalt und den Stresslevel der Fische (ADAM UND LEHMANN, 2011). Eine vollständige Abbildung der situativen Ähnlichkeit ist meist im ethohydraulischen Versuch nicht möglich. Es bedarf daher bei der Planung des Modells und des Versuchsablaufs der Zusammenarbeit der Wasserbauingenieure und Biologen, um die Aspekte identifizieren zu können, die die größte Relevanz für das Verhalten haben.

**Definition *Situative Ähnlichkeit***

„Übereinstimmung der wesentlichen verhaltensrelevanten Aspekte zwischen physikalischem Modell und Naturbauwerk“

Im Gegensatz zu Verhaltensuntersuchungen in der Natur müssen bei ethohydraulischen Untersuchungen bei der Interpretation der Ergebnisse und bei der Übertragung dieser auf die Natur stets die eingeschränkte situative Ähnlichkeit und mögliche weitere Modelleffekte berücksichtigt werden (Tabelle 3.5, SCHÜTTRUMPF, 2014). Im ethohydraulischen Versuch kann nicht jede Fragestellung beantwortet werden, die in der Natur beantwortet werden könnte. Dahingegen ist der Vorteil ethohydraulischer Untersuchungen, dass das Modell wesentlich besser zugänglich ist als das Naturbauwerk und alle Versuchsparameter wie der Durchfluss, die Wassertemperatur, die Wassertrübung und die Zahl und Art der untersuchten Fische stets kontrollierbar sind. Auf diese

Weise ist die systematische Untersuchung des Einflusses einzelner Parameter möglich. Auch kann das Verhalten der Tiere im Laborversuch besser beobachtet werden als in der Natur.

Tabelle 3.5: Übersicht der Stärken und Schwächen von Naturuntersuchungen und ethohydraulischen Untersuchungen im Labor

Stärken	Schwächen
Naturuntersuchungen	
Berücksichtigung aller vorkommenden Parameter und Prozesse	Schlechte Erreichbarkeit und schlechte Einsehbarkeit
Direkte Übertragung der Ergebnisse auf die untersuchte Situation und deren spezifischen Randbedingungen möglich	Keine Steuerungsmöglichkeit der Parameter
Keine Modeleffekte	Vielzahl sich ändernder Parameter
Glaubwürdigkeit der Ergebnisse	Hoher Personal- und Zeitaufwand bei Planung und Durchführung  Keine klare Identifikation von Prozessen, Zusammenhängen und Wechselwirkungen
Ethohydraulische Untersuchungen	
Parameterstudien möglich	Modeleffekte durch eingeschränkte situative Ähnlichkeit
Einsehbarkeit	
Kontrolle aller Randbedingungen	

Um die gewünschten kausalen Zusammenhänge zwischen dem Verhalten von Fischen und den strömungsphysikalischen Größen herstellen zu können, müssen einerseits die Verhaltensweisen der Fische räumlich und zeitlich aufgelöst aufgenommen werden und andererseits die strömungsphysikalischen Größen und deren räumliche Verteilung gemessen werden. Letzteres kann über das direkte Messen der Größen im Versuchsstand mittels Durchflussmessgeräten, Pegeln und Geschwindigkeitsmessgeräten, dem Ableiten weiterer Größen aus den Messgrößen oder der Simulation der Strömung im kalibrierten hydronumerischen Modell erfolgen.

### 3.6 Vorstellung des Versuchsaufbaus

#### 3.6.1 Allgemeines

Im Zuge der ersten Projektphase des Forschungsprojekts „Untersuchungen zum Orientierungs- und Suchverhalten von Fischen vor Rechenanlagen von Wasserkraftanlagen (OVeR)“ ist von Januar 2015 bis Dezember 2016 ein ethohydraulischer Versuchsstand aufgebaut und ein Versuchsprogramm von weit über 100 ethohydraulischen und strömungsphysikalischen Messungen

durchgeführt worden. Das von der innogy SE (ehemals RWE Innogy GmbH) finanzierte und vom Land Nordrhein-Westfalen anteilig geförderte Projekt ist in Zusammenarbeit des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft der RWTH Aachen University (IWW) und des Büros für Umweltplanning, Gewässerkunde und Fischerei (BUGeFi) bearbeitet worden.

Ziel des Forschungsprojekts ist es, für bestehende große Wasserkraftanlagen Bemessungshinweise zu erarbeiten, wie trotz der in Abschnitt 3.1 dargestellten Einschränkungen Rechen für den Fischschutz eingesetzt werden können. Dabei soll systematisch untersucht werden, welchen Einfluss die Faktoren Stababstand, Rechenneigung und Anströmgeschwindigkeit auf das Verhalten der Fische vor dem Rechen und die Interaktion der Fische mit dem Rechen haben.

Im Folgenden werden der Versuchsaufbau, der Versuchsablauf und das Versuchsprogramm speziell der untersuchten Blankaale vorgestellt. Erläuterungen zur gewählten situativen Ähnlichkeit finden sich in KLOPRIES ET AL. (2017A). Im Anschluss erfolgt die Beschreibung der Ergebnisse und deren Diskussion.

### 3.6.2 Physikalischer Versuchsstand

#### Aufbau und Randbedingungen

##### Versuchsrinne

Die physikalischen Modellversuche werden in einer Versuchsrinne für ethohydraulische Untersuchungen durchgeführt (Abbildung 3.10). Die gesamte Versuchsrinne besteht aus Betonfertigteilelementen und einer Estrichsohle. Sie misst inklusive des Einlauf- und Auslaufbereichs 32 m, wohingegen die Versuchsstrecke für die ethohydraulischen Untersuchungen eine Länge von 7 m aufweist (Tabelle 3.6). Die Versuchsstrecke wird durch zwei Fischschutzgitter (FSG) begrenzt, die verhindern, dass die eingesetzten Versuchsfische in den Einlauf- oder Auslaufbereich gelangen.

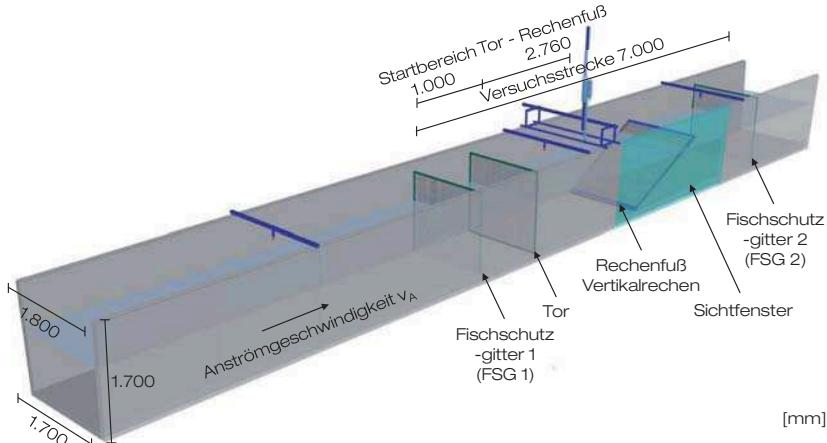


Abbildung 3.10: Abmessungen der ethohydraulischen Versuchsrinne am IWW

An das oberstromige Fischschutzgitter (FSG 1) angrenzend beginnt der Startbereich, der von dem stromabwärts liegenden Teil der Versuchsstrecke durch ein bewegliches Tor getrennt werden kann. Innerhalb der Versuchsstrecke wird der Rechen eingebaut, welcher als Vertikalrechen ausgeführt ist und eine vertikale Neigung von  $70^\circ$  beziehungsweise  $30^\circ$  aufweist. In Strömungsrichtung gesehen rechts befindet sich auf Höhe des Rechens anstelle der Betonwände ein Sichtfenster mit daran anschließendem Beobachtungsraum, von dem aus die Verhaltensbeobachtungen durchgeführt werden.

Tabelle 3.6: Abmessungen der Versuchsrinne

Parameter	Ausprägung
Länge gesamt	32 m
Länge Versuchsstrecke	7 m
Länge Startbereich	1 m
Länge Sichtfenster / Beobachtungsraum	4 m
Höhe (Innenmaß)	1,7 m
Breite (Innenmaß)	1,7 m (unten); 1,8 m (oben)

### *Rechen*

Für die systematischen Untersuchungen hinsichtlich des Einflusses des Rechenstababstands, der Recheneigung und der Anströmgeschwindigkeit wird ein Vertikalrechen als Ausschnittsmodell gewählt. Dieser besteht aus einem Aluminiumrahmen, senkrecht angebrachten Flachstäben und insgesamt vier horizontalen Querstäben zur Stabilisierung (Abbildung 3.11). Der eingestellte Stababstand wird über Kunststoffabstandshalter eingehalten. Die Variation der Stababstände erfolgt über den Einbau unterschiedlicher Flachstäbe sowie Abstandhalter.

Das Verhältnis aus Stabdicke und Stababstand ( $d/s$ ) hat einen Einfluss auf den Verbauungsgrad eines Rechens (MEUSBURGER, 2002) und kann somit ebenfalls einen Einfluss auf die Energieverluste am Rechen und das Fischverhalten haben (KRIEWITZ-BYUN, 2015). Um zu vermeiden, dass sich unterschiedliche  $d/s$ -Verhältnisse auf das Verhalten der Fische auswirken etwa durch hydraulische oder visuelle Reize und dieser Effekt nicht von der reinen Änderung des Stababstands zu trennen ist, wird bei der Variation des Stababstands das Verhältnis  $d/s$  stets konstant gehalten. So ist eine systematische Versuchsdurchführung möglich, welche eine klare Abgrenzung der Auswirkungen einer Stababstandsänderung auf das Fischverhalten ermöglicht. Eine Analyse der  $d/s$  Werte an bestehenden Anlagen hat gezeigt, dass diese bei einem Stababstand  $< 40$  mm durchweg  $> 0,3$  sind. In dieser Arbeit werden Stababstände zwischen 10 mm und 40 mm untersucht, weshalb ein  $d/s$  Wert von 0,3 gewählt wird (Abbildung 3.12). Dies garantiert, dass das in Abschnitt 3.5 beschriebene Ausschnittsmodell realistisch gestaltet ist.

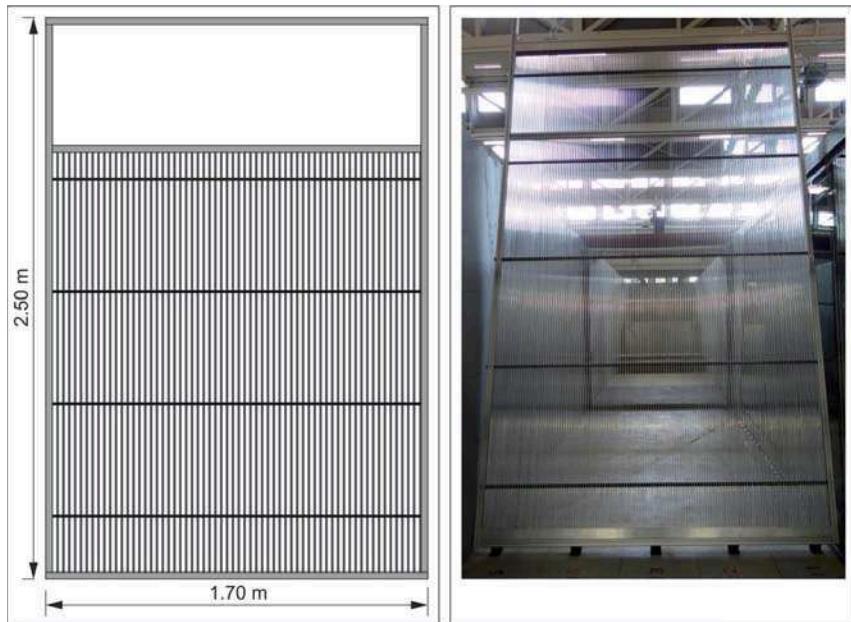


Abbildung 3.11: links: Prinzipskizze des im ethohydraulischen Versuch eingebauten Rechens (10 mm Stababstand), rechts: Foto des im ethohydraulischen Versuch eingebauten Rechens (10 mm Stababstand)

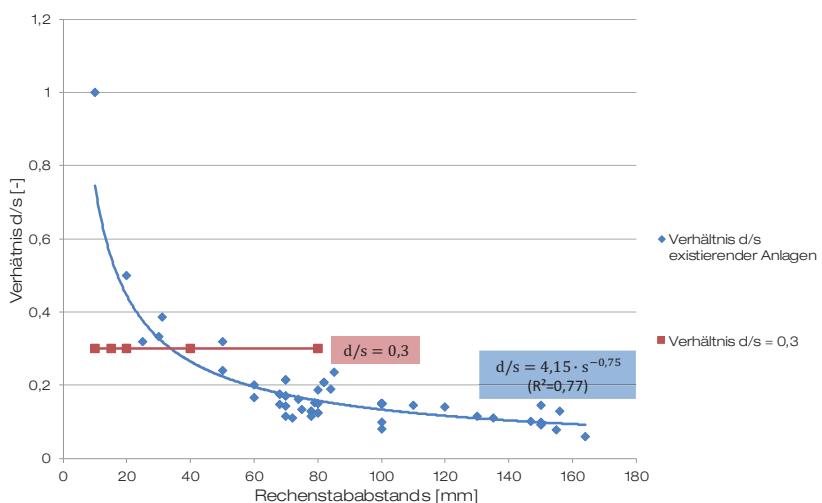


Abbildung 3.12: Verhältnis Rechenstabdicke zu Rechenstababstand an bestehenden Wasserkraftanlagen

Die Neigung des Rechens kann ebenfalls variiert werden. Hier wird der an bestehenden Anlagen mit Vertikalrechen übliche Winkel gewählt. Dieser ergibt sich aus den von MEUSBURGER (2002) an Rhein, Aare, Limmat, Reuss und Rhone gesammelten Daten bestehender Rechenanlagen zu  $73^\circ$  (Standardabweichung  $7,2^\circ$ ). Hier wird ein gerundeter Wert von  $70^\circ$  gewählt. Für ausgewählte Stababstände kann der Winkel variiert werden, um zu testen, ob ein geringerer vertikaler Neigungswinkel einen (positiven) Effekt auf die Rechenwirkung hat. Dieser wird in Anlehnung an ÖKLAND ET AL. (2017) auf  $30^\circ$  festgelegt. Eine Variation des horizontalen Einbauwinkels macht für den gewählten Vertikalrechen keinen Sinn, da eine horizontale Neigung  $< 90^\circ$  bei Vertikalrechen in der Realität kaum bis nicht vorkommt. Horizontalrechen (Schrägarechen) wurden und werden in anderen Forschungsprojekten untersucht, wie beispielsweise an der TU Darmstadt, an der das Verhalten unterschiedlicher Fischarten vor (elektrifizierten) Horizontalrechen untersucht wird (BERGER, 2018).

Die Versuchsrinne wird aus dem Wasserkreislauf des IWW gespeist, mithilfe dessen ein maximaler Durchfluss von 1.400 l/s erreicht werden kann.

#### *Messtechnik und Aufnahmetechnik*

Innerhalb der Versuchsrinne und insbesondere der Versuchsstrecke werden unterschiedliche Messgrößen aufgenommen: der Durchfluss, der Wasserstand, die Strömungsgeschwindigkeiten und das Fischverhalten (Abbildung 3.13, Tabelle 3.7). Die Durchflussmessung erfolgt über Ultraschalldurchflussmesser der Firma Panametrics an den Zulaufrohren des Modells. Der Wasserstand wird in der Versuchsstrecke mittels eines Ultraschallpegels der Firma microsonic gemessen. Diese beiden Größen, Durchfluss und Wasserstand, werden dazu genutzt, die Versuchsetups anhand der mittleren Anströmgeschwindigkeit einzustellen. Der Wasserstand wird dabei konstant bei 850 mm gehalten. Der Durchfluss variiert zwischen 450 l/s und 1200 l/s, was mittleren Anströmgeschwindigkeiten von rund 0,3 m/s bis 0,8 m/s entspricht.

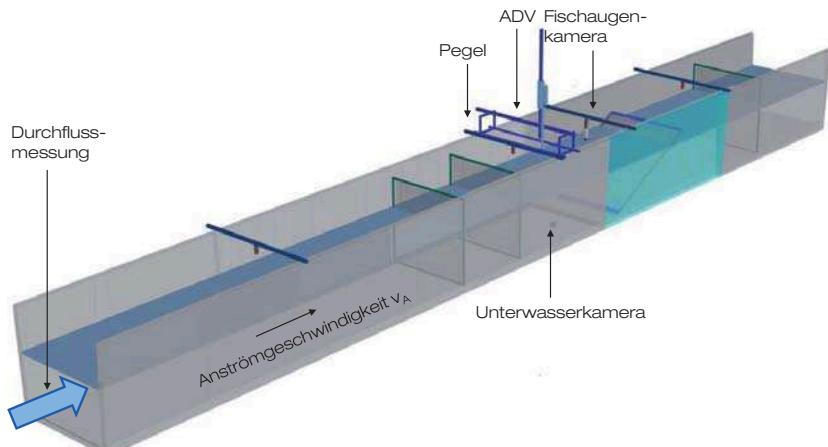


Abbildung 3.13: Mess- und Aufnahmetechnik in der Versuchsrinne

Die Strömungsgeschwindigkeiten vor dem Rechen werden mittels eines Acoustic Doppler Velocimeters (ADV) der Firma Nortek gemessen (Tabelle 3.7). Dieses ermöglicht die Aufnahme der Strömungsgeschwindigkeiten in alle drei Raumrichtungen, welche an vordefinierten Messrastern halbautomatisch aufgenommen werden. Die Strömungsmessungen erfolgen getrennt von den Verhaltensbeobachtungen, um das Verhalten der Fische durch das Messgerät nicht zu beeinflussen.

Tabelle 3.7: Spezifikationen der verwendeten Messtechnik

Größe	ADV	Durchflussmessung	Pegel
Bezeichnung	Vectrino	DF868	Microsonic
Aufnahmerate	5 Hz	10 Hz	400 kHz
Genauigkeit	± 0,5 %	± 1,0 %	± 1,0 %
Anzahl Messraster	11 (70 °), 20 (30 °)	Nur für ADV relevant	Nur für ADV relevant
Anzahl Messpunkte je Messraster	Maximal 105	Nur für ADV relevant	Nur für ADV relevant
Anzahl Messwerte je Messpunkt	100	Nur für ADV relevant	Nur für ADV relevant

Die Verhaltensbeobachtungen erfolgen aus dem Beobachtungsraum heraus und werden durch eine eigens entwickelte Android-Anwendung (App) unterstützt. Es werden von zwei Personen minutenweise die Aufenthaltsorte der Fische und stetig die Interaktionen der Fische mit dem Rechen aufgenommen. Zusätzlich werden die Versuche durch zwei Kameras aufgenommen. Die Aufnahme ermöglicht zum einen eine Sichtung der Verhaltensweisen auch im Nachgang der Untersuchungen und dient der Qualitätssicherung. Zum anderen können die Kameraaufnahmen ebenfalls zur Auswertung der Aufenthaltsorte der Fische genutzt werden und stellen somit neben der Aufnahme mit der Protokoll-App eine zusätzliche stetige Aufnahme der Aufenthaltsorte während der Versuche dar.

Die Bestimmung der Aufenthaltsorte erfolgt anhand eines Messrasters, das am Boden und den Wänden der Versuchsrinne aufgezeichnet ist (Abbildung 3.14). Die Kästchen sind in Strömungsrichtung mit Buchstaben gekennzeichnet und quer zur Hauptströmung von 1 bis 5 durchnummieriert. Die Kästchen haben eine Abmessung von 34 cm Breite und Länge.

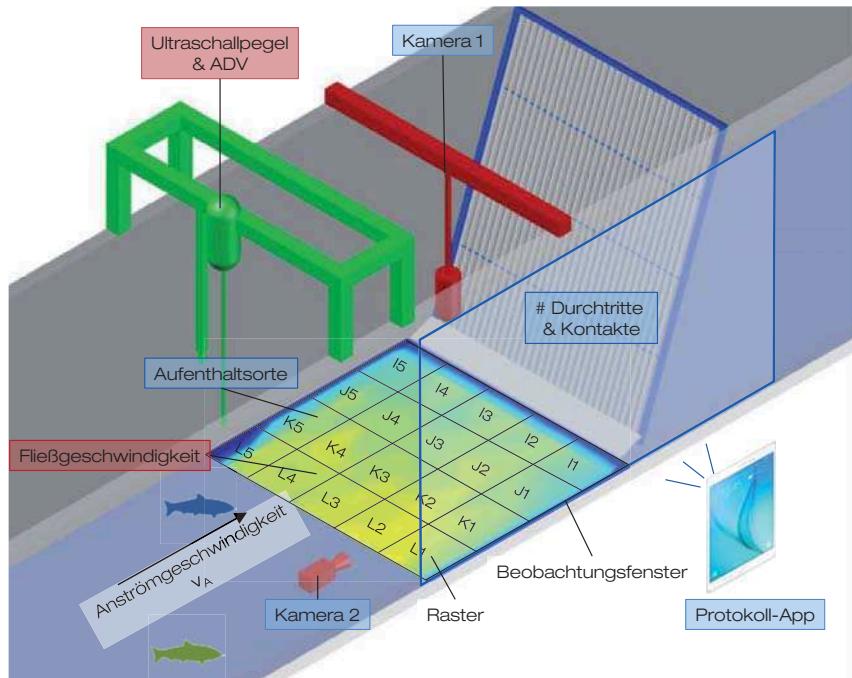


Abbildung 3.14: Messtechnik und Aufnahmetechnik und ermittelte Größen für strömungsphysikalische (rot) und ethohydraulische (blau) Untersuchungen

#### Versuchsablauf

##### Ethohydraulische Versuche

Ein ethohydraulischer Versuch besteht stets aus vier Phasen (Abbildung 3.15):

- Einsetzen der Fische:** Es werden stets drei Blankaale gleichzeitig in einem Versuch eingesetzt. Dafür werden diese aus ihrer Hälterungsanlage in einen Transportbehälter gesetzt und dieser mit Hilfe eines Seils in die Versuchsrinne herabgelassen.
- Akklimatisierung:** Die Fische befinden sich zunächst 15 Minuten lang mit geschlossenem Starttor im Startbereich der Versuchsrinne. In dieser Zeit sollen sie sich an die Strömung akklimatisieren, die in dieser Phase bei durchschnittlich  $0,15 \text{ m/s}$  liegt. Nach Ablauf der 15 Minuten wird der Durchfluss erhöht, sodass eine Strömungsgeschwindigkeit von durchschnittlich  $0,3 \text{ m/s}$  erreicht wird, und das Starttor öffnet.
- Verhaltensbeobachtung:** Das Verhalten der Fische wird 15 Minuten lang mittels der Protokoll-App und der Kameras protokolliert und aufgezeichnet. Anhand optischer Merkmale der Blankaale erfolgt eine Individuen scharfe Beobachtung des Verhaltens. Nach Ablauf der 15 Minuten wird die Strömungsgeschwindigkeit erhöht und die Verhaltensbeobachtung für das nächste

hydraulische Setup durchgeführt. Dieses Prozedere wird für alle vier hydraulischen Setups durchgeführt (Tabelle 3.8).

4. Zurücksetzen der Fische: Nach Durchlauf aller vier hydraulischen Setups wird der Zufluss zur Versuchsrinne abgeschaltet und die Fische werden wieder aus der Rinne entnommen. Nach Ende des Versuchs werden die Fische vermessen und zurück in die Hälterungsanlage gesetzt. Um zu verhindern, dass Fische an einem Tag mehrere Versuche durchlaufen, werden die bereits zum Einsatz gebrachten Fische in gesonderte Becken der Hälterungsanlage verbracht.

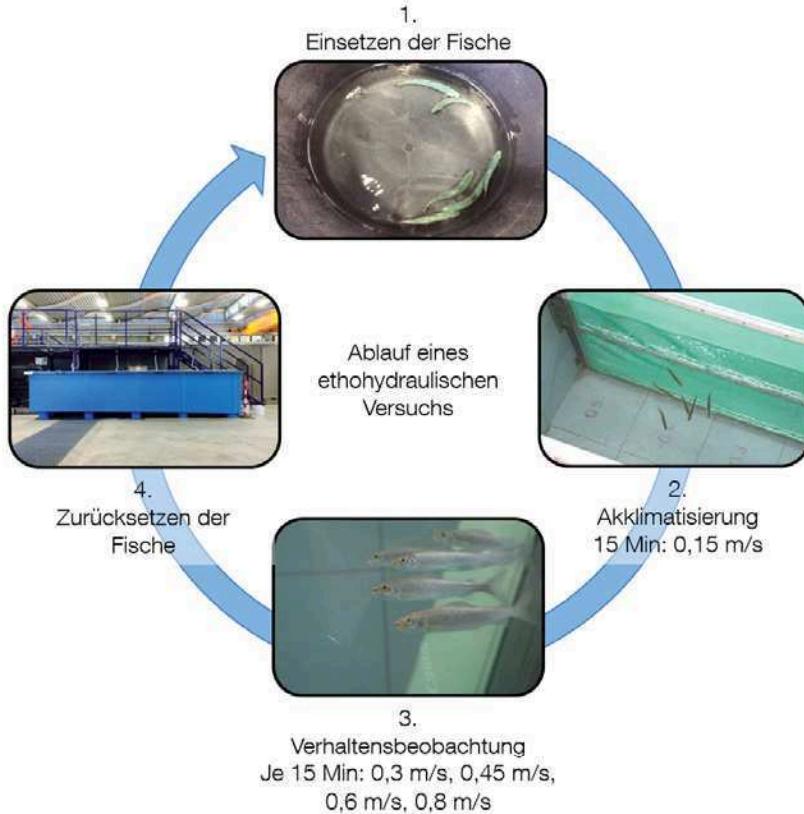


Abbildung 3.15: Ablaufschema ethohydraulischer Untersuchungen

Tabelle 3.8: Spezifikationen der eingestellten hydraulischen Setups

Hydraulisches Setup	$v_{Anström}$ [m/s]	Durchfluss [l/s]	Wasserstand [m]
1	0,31	450	0,85
2	0,45	650	0,85
3	0,59	850	0,85
4	0,83	1200	0,85

### Strömungsphysikalische Versuche

Neben den ethohydraulischen Versuchen wird zu jedem Versuchsstapel (Kombination aus hydraulischem Setup und Rechensetup) das Strömungsbild in der Versuchsrinne aufgenommen. Die strömungsphysikalischen Messungen und die Verhaltensuntersuchungen werden dabei getrennt voneinander durchgeführt und die Ergebnisse der Untersuchungen im Anschluss miteinander verknüpft. Für die strömungsphysikalischen Messungen wird das ADV genutzt, das die Strömungskomponenten in alle drei Raumrichtungen in Form von hintereinanderliegenden Messrastern (Querprofilen) aufnimmt (Abbildung 3.16).

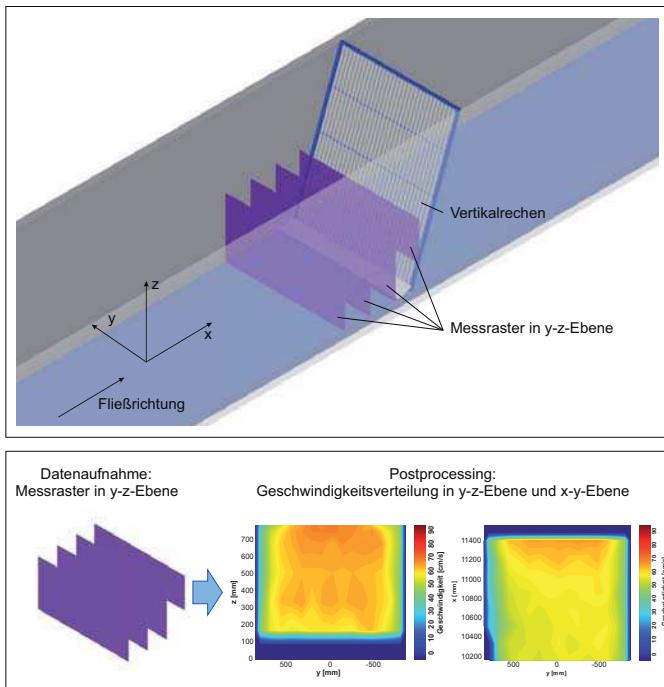


Abbildung 3.16: Aufnahme und Auswertung von Querprofilen im Verlauf der Strömungsmessungen

Die Auflösung der Messraster in x-Richtung beträgt 17 cm, in y-Richtung 11 cm und in z-Richtung 17 cm. Die Bezeichnung der Messraster erfolgt anhand der Messrasterkästchen für die Verhaltensbeobachtung. Für den 70° geneigten Rechen ergibt sich je Versuchssetup ein Messprogramm, das aus 11 Messrastern mit insgesamt 942 Messpunkten besteht. An jedem Messpunkt werden 100 Messwerte aufgenommen (Tabelle 3.9). Die Anzahl der erforderlichen Messwerte wurde in Voruntersuchungen festgelegt.

Die aufgenommenen Messwerte werden für jedes Versuchssetup zusammengefügt und mittels einer eigens entwickelten MATLAB-Routine ausgewertet. Dazu werden die Messdaten zunächst durch eine Ausreißerelimination von möglichen Messfehlern bereinigt. Im Anschluss erfolgen eine numerische und grafische Ausgabe der Ergebnisse. Die numerische Ausgabe wird für die Interpretation der Videoaufnahmen und die Verknüpfung der Verhaltensbeobachtung mit den Strömungsgrößen genutzt, die grafische Auswertung für die allgemeine Interpretation der Strömungssituation (vgl. Abschnitt 3.7.1).

Tabelle 3.9: Zusammensetzung Messprofil für den 70° geneigten Rechen

Messposition		Abgedeckter Messbereich z-Position [mm]	Anzahl Messpunkte
x-Position [mm]	Rasterfeld		
10170	L	85 – 790 mm	98
10345	KL	85 – 790 mm	98
10520	K	85 – 790 mm	105
10690	JK	85 – 790 mm	105
10860	J	85 – 790 mm	105
11030	IJ	85 – 790 mm	105
11200	I	85 – 790 mm	105
11310	I_1	170 – 790 mm	90
11410	HI	340 – 790 mm	73
11490	HI_1	680 – 790 mm	45
11570	H	790 mm	13

#### Eingesetzte Probanden

Für die Untersuchungen mit den Blankaalen werden von der Aalschutz-Initiative Rheinland-Pfalz / innogy SE Probanden zur Verfügung gestellt. Diese werden im Zuge der von der Aalschutz-

Initiative seit dem Jahr 1997 durchgeführten Fang und Transport Maßnahmen von den Berufsfischern aus allen Stauhaltungen der Mosel gefangen und zunächst zwischengehältert. Aus dieser Zwischenhälterung wurden im Zeitraum vom 24. Oktober 2016 bis zum 14. Dezember 2016 insgesamt 52 Blankaale entnommen. Für die durchzuführenden ethohydraulischen Versuche wurde eine Genehmigung nach § 8 Abs. 1 des Tierschutzgesetzes in der Neufassung vom 04.07.2013 zur Durchführung von Tierversuchen beantragt. Am 17.04.2015 wurde der Genehmigungsantrag zur Durchführung von Tierversuchen (Aktenzeichen 84-02.04.2015.A090) vom Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV NRW) für eine Dauer von fünf Jahren genehmigt.

Die entnommenen Tiere wurden vor den Versuchen auf Verletzungen und artuntypisches Verhalten geprüft. Nur die unversehrten Individuen wurden für die Versuche ausgewählt. Das Größenspektrum der untersuchten Blankaale lag zwischen 75 cm und 100 cm (Abbildung 3.17). Es wurde vor dem Einsatz im Versuch zusätzlich über den Augen-Index, den Brustflossen-Index, die Färbung sowie die Ausprägung des Seitenlinienorgans sichergestellt, dass es sich tatsächlich um voll entwickelte Blankaale handelt (FESTER, 2017).

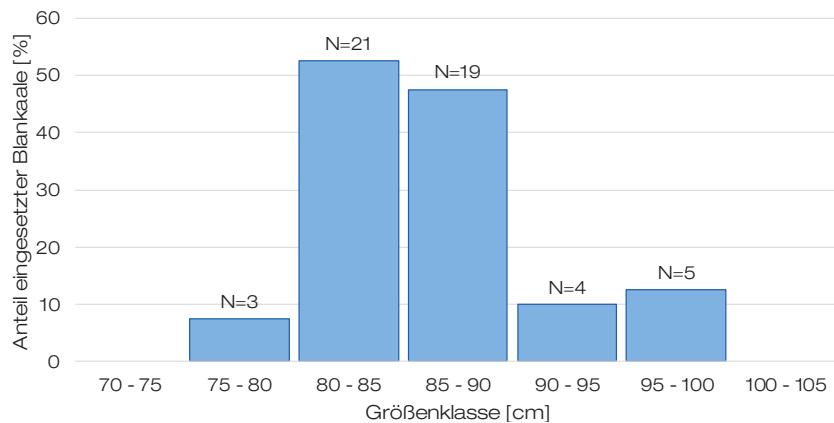


Abbildung 3.17: Größenspektrum der in den Verhaltensuntersuchungen eingesetzten Blankaale (N=52)

#### *Versuchsprogramm*

Zur Überprüfung des Einflusses des Stababstands auf das Verhalten der Blankaale wird der Rechenstababstand zwischen 10 mm, 20 mm und 40 mm variiert. Dabei wird wie in Abschnitt 3.6.2 beschrieben das Verhältnis d/s konstant gehalten und eine Rechenneigung von 70° eingehalten. Zur Überprüfung des Einflusses der Rechenneigung wird die Neigung bei einem Stababstand von 20 mm zwischen 70° und 30° variiert (Tabelle 3.10).

Tabelle 3.10: Versuchsprogramm der ethohydraulischen Versuche

	10 mm	20 mm	40 mm	
70 °	X	X	X	→ Einfluss Stababstand
30 °	-	X	-	
				→ Einfluss Neigung

Vom 24. Oktober 2016 bis zum 14. Dezember 2016 sind insgesamt 26 Versuche mit Blankaale durchgeführt worden. Dabei sind bei jedem Versuch stets drei Blankaale gleichzeitig eingesetzt worden und pro Versuchssetup wurden dieselben Tiere nicht mehrmals genutzt. 26 der 52 genutzten Blankaale wurden jedoch in unterschiedlichen Versuchssetups ein zweites Mal eingesetzt. Durch die Individuen scharfe Betrachtung ergeben sich pro Versuch drei Datensätze bezüglich des Verhaltens. Es ergeben sich somit 78 Datensätze für die Verhaltensbeobachtung. Anhand der Anzahl der Kontakte der Aale mit dem Rechen beziehungsweise den Durchgängen durch den Rechen wird für jeden Aal die Motivation im Versuch bestimmt. Zeigt ein Aal im Verlauf der Versuchsdauer weniger als drei Kontakte und keinen Durchgang durch den Rechen, wird dieser als unmotiviert eingestuft. Die Datensätze der so identifizierten nicht motivierten Blankaale werden aus der Auswertung herausgenommen, damit die Ergebnisse nicht durch einen mangelnden Motivationsstatus der Blankaale beeinflusst werden (Tabelle 3.11).

Tabelle 3.11: Anzahl der Daten der Verhaltensbeobachtung nach der Bereinigung in Hinblick auf die Motivation der Blankaale

	10 mm	20 mm	40 mm
70 °	9	18	10
30 °		9	

### 3.6.3 Hydronumerisches Modell

#### *Software und numerische Grundlagen*

Zusätzlich zu den strömungsphysikalischen Messungen werden ergänzend hydronumerische Untersuchungen durchgeführt. Diese sind erforderlich, um das Strömungsbild direkt vor dem Rechen und zwischen den Rechenstäben noch genauer zu erfassen, als dies mit den Geschwindigkeitsmessungen mit dem ADV möglich ist. Für die hydronumerische Simulation der Strömung wird das Softwarepaket OpenFOAM (Version 2.4.0) genutzt. Das Softwarepaket kann unter anderem zur Simulation dreidimensionaler Strömungsprozesse genutzt werden.

Es wird ein Zwei-Phasen-Modell aufgebaut, um neben der Strömung vor und durch den Rechen auch die Wasserstandsänderungen abbilden zu können. Zur Abbildung der freien Wasseroberfläche wird eine Volume-of-Fluid Methode angewendet (FERZIGER UND PERIĆ, 2008; SCHWARZE, 2013), welche in Verbindung mit der Finite-Volumen-Diskretisierung genutzt wird.

## Aufbau

Da die Strömungssituation in der Versuchsrinne turbulent und hochgradig dreidimensional ist, wird ein dreidimensionales Modell der Versuchsstrecke erstellt. Da bei der hydronumerischen Betrachtung der Rechen und der Bereich hiervor im Fokus stehen, muss nicht die gesamte Versuchsstrecke im Modell abgebildet werden. Speziell die Ein- und Auslaufbereiche der Versuchsrinne sind schwierig abbildbar und gleichzeitig für die Strömungssituation vor dem Rechen irrelevant. Daher wird auf die genaue Abbildung des Ein- und Auslaufs verzichtet. Stattdessen wird die Versuchsrinne auf einer Länge von 15 m mit den in Tabelle 3.6 beschriebenen Abmessungen, dem Vertikalrechen und dem Starttor abgebildet (Abbildung 3.18). Das Starttor ist 1,6 m lang, 0,125 m breit und 1,4 m hoch. Es wird im geöffneten Zustand abgebildet und endet etwa 1 m vor dem Fuß des Vertikalrechens.

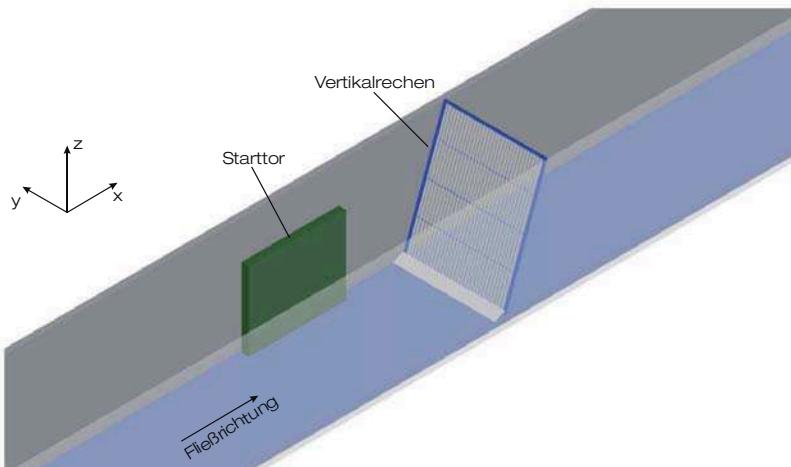


Abbildung 3.18: Dreidimensionales Modell der Versuchsstrecke

Das dreidimensionale Modell wird in OpenFOAM eingebunden und daraus das Netz für die Simulation erstellt. Dieser Schritt der räumlichen Diskretisierung ist von besonderer Bedeutung für die Güte der Berechnungsergebnisse. Bei einem fehlerhaften Netz, in dem beispielsweise die Geometrie des Untersuchungsgebiets inkorrekt dargestellt wird, können keine realistischen Berechnungsergebnisse erreicht werden. Auch gilt, dass je feiner das Netz aufgelöst ist, desto genauer kann die Strömung abgebildet werden (LAURIEN UND OERTEL, 2011). Allerdings bedingt eine feinere Auflösung ebenfalls eine größere Zahl an Netzpunkten und Zellen, was die Berechnungszeit erhöht.

Die Netzoptimierung hat gezeigt, dass eine Abbildung der genauen Rechenstabdicke und Rechenstababstände im hydronumerischen Modell ein unverhältnismäßig großes Berechnungsnetz erzeugen würde, mit dem eine großräumige Betrachtung der ablaufenden Fließprozesse kaum möglich ist. Die hydronumerischen Simulationen sind daher in zwei Schritte unterteilt: Abbildung der großräumigen Strömungsprozesse mit einer vereinfachten Rechengeometrie (Abbildung 3.19)

und Abbildung der kleinräumigen Strömungsprozesse mit einer exakten Rechengeometrie in einem Ausschnittsmodell (Abbildung 3.20). Das vereinfachte Modell wird dabei über die gesamte Breite der Versuchsrinne (1,7 m) mit 4-fach vergrößertem Rechenstababstand (80 mm) und ebenso vergrößerter Rechenstabdicke (24 mm) berechnet. Auf diese Weise kann die erforderliche Mindestgröße der Zellen des Berechnungsnetzes von 3 mm bis 4 mm auf etwa 12 mm erhöht werden, wodurch die Gesamtanzahl der erforderlichen Zellen sinkt.

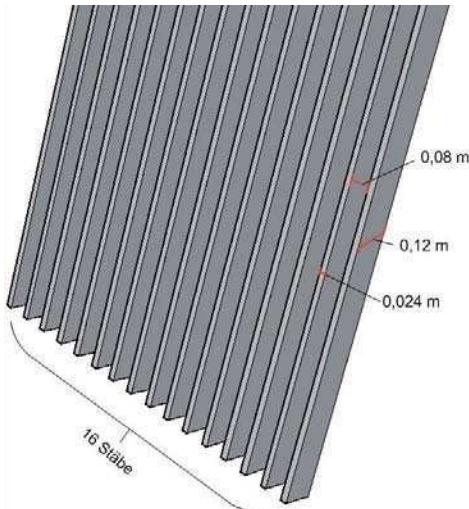


Abbildung 3.19: Vereinfachtes Rechenmodell

Die Frage, ob diese Vereinfachung möglich ist beziehungsweise welche Auswirkungen diese Vereinfachung mit sich bringt, ist im Zuge einer Voranalyse untersucht worden. Bei dieser Voranalyse hat sich ergeben, dass die auftretenden Maximalgeschwindigkeiten zwischen den Rechenstäben mit 0,57 m/s (vereinfachtes Modell) beziehungsweise 0,575 m/s (20 mm Stababstand) nahezu identisch sind (Abbildung 3.20). Auch sind die Auswirkungen des Rechens auf das Strömungsbild oberstrom des Bauteils vergleichbar. Lediglich die Strömungssituation hinter dem Rechen stellt sich leicht verändert da, was hier jedoch nicht weiter von Belang ist, da der Bereich hinter dem Rechen im Zuge der Verhaltensbeobachtungen nicht betrachtet wird. Informationen bezüglich des Strömungsbildes hinter dem Rechen werden somit nicht benötigt.

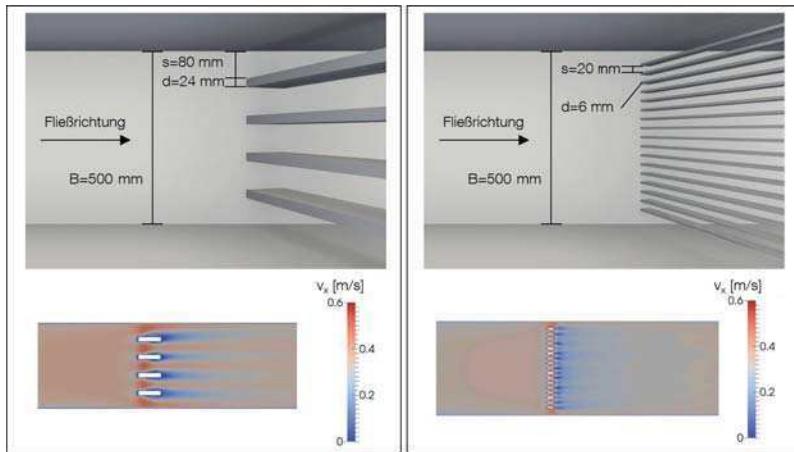


Abbildung 3.20: Vergleich dreidimensionale Rechenmodelle (oben) und Strömungsbild (unten), links: einfaches Modell, rechts: Modell mit 20 mm Stababstand

### 3.7 Auswertung und Interpretation der Ergebnisse

#### 3.7.1 Strömungsphysikalische Messungen

Die Ergebnisse der strömungsphysikalischen Messungen werden an dieser Stelle für das Rechensetup 70° Neigung und 20 mm Stababstand dargestellt. Die Ergebnisse der strömungsphysikalischen Messungen können zum einen dafür genutzt werden, zu prüfen, ob der genutzte Versuchsstand für die ethohydraulischen Untersuchungen den Ansprüchen der situativen Ähnlichkeit (Abschnitt 3.5) genügt und zum anderen zur Beantwortung der Forschungsfrage 3 nach den Einflussfaktoren für die Aufenthaltsorte der Blankaale (Abschnitt 3.4) genutzt werden.

Es wird zunächst auf die Geschwindigkeitskomponente in x-Richtung eingegangen, da diese die Hauptströmungsrichtung darstellt. Dabei wird auf die Mittelwerte, die Geschwindigkeitsverteilung sowie die Maximalwerte eingegangen. Im Anschluss erfolgt die Darstellung der Geschwindigkeitskomponente in y-Richtung und z-Richtung. Diese zeigen, welche Sekundärströmungen oder Wirbel im Untersuchungsgebiet vorhanden sind. Neben der Darstellung der Geschwindigkeitskomponenten kann die Strömung zusätzlich mithilfe der sogenannten turbulenten kinetischen Energie beschrieben werden. Diese gibt wieder, wie groß das Maß der Turbulenz ist. Weitergehende Abbildungen zu dem vorgestellten Setup sowie zu weiteren Setups befinden sich in Anhang A.2.

##### *Gemessene Geschwindigkeit in x-Richtung*

Die aufgenommenen Messdaten werden für die Messraster L, K, J, I, H1 und H beziehungsweise die Höhen 85 mm, 340 mm, 680 mm und 790 mm dargestellt und ausgewertet (Abbildung 3.21). Die Messraster L bis J liegen in einem Bereich, in dem die Strömung noch nicht vom Rechen beeinflusst wird. Ab Messraster I ist der Querschnitt durch die Schrägen vor dem Rechen beziehungsweise den Rechen selber verringert. Die Messdaten auf der Höhe 85 mm können der Sohle

zugeordnet werden, wo hingegen die Daten auf 790 mm Höhe der Wasseroberfläche zuzuordnen sind.

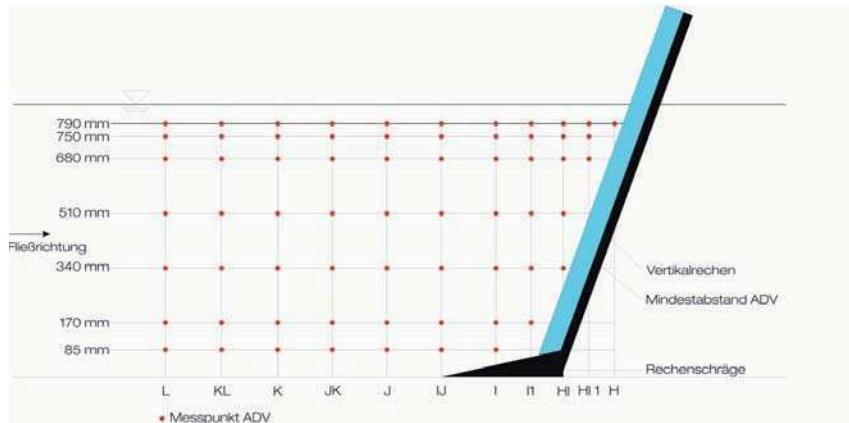


Abbildung 3.21: Längsschnitt durch das Untersuchungsgebiet mit Position der Messpunkte für einen 70° geneigten Vertikalrechen

Zunächst werden die Mittelwerte der Geschwindigkeit über die Messraster gebildet und die Abweichungen dieser von der anvisierten mittleren Anströmgeschwindigkeit ermittelt (Tabelle 3.12). So kann zum einen die Annahme überprüft werden, dass sich tatsächlich die erwarteten mittleren Geschwindigkeiten bei den hydraulischen Setups einstellen. Zum anderen kann der Verlauf der Änderung der Geschwindigkeit in x-Richtung bereits grob bewertet werden.

Tabelle 3.12: Mittlere gemessene Strömungsgeschwindigkeiten in x-Richtung pro Messraster und Abweichung vom Zielwert  $v_{Anström}$

	$v_{Anström}$							
	0,3 m/s		0,45 m/s		0,6 m/s		0,8 m/s*	
Messraster	$v$ [m/s]	Abw.	$v$ [m/s]	Abw.	$v$ [m/s]	Abw.	$v$ [m/s]	Abw.
L	0,31	3%	0,44	-2%	0,6	0%	0,84	5%
K	0,30	0%	0,43	-4%	0,57	-5%	0,81	1%
J	0,29	-3%	0,45	0%	0,58	-3%	0,80	0%
I	0,31	3%	0,46	2%	0,60	0%	0,84	4%
HII	0,34	13%	0,51	13%	0,65	8%	0,92	16%
H	0,35	17%	0,52	16%	0,67	12%	0,91**	14%

\* aufgrund der starken Wellenentwicklung sind die Messwerte bei H=790 mm herausgenommen

\*\* hier liegen die Werte von Messraster HII\_1 zugrunde

Die mittlere Geschwindigkeit passt im unbeeinflussten Bereich (Messraster L bis J) mit Schwankungen zwischen  $\pm 5\%$  mit der anvisierten Anströmgeschwindigkeit überein. Im beeinflussten

Bereich vor dem Rechen (Messraster I bis H) kommt es zu einem Anstieg der mittleren Geschwindigkeit. Zunächst steigt diese leicht um bis zu 3 % und direkt vor dem Rechen um bis zu 17 % an (Abbildung 3.22).

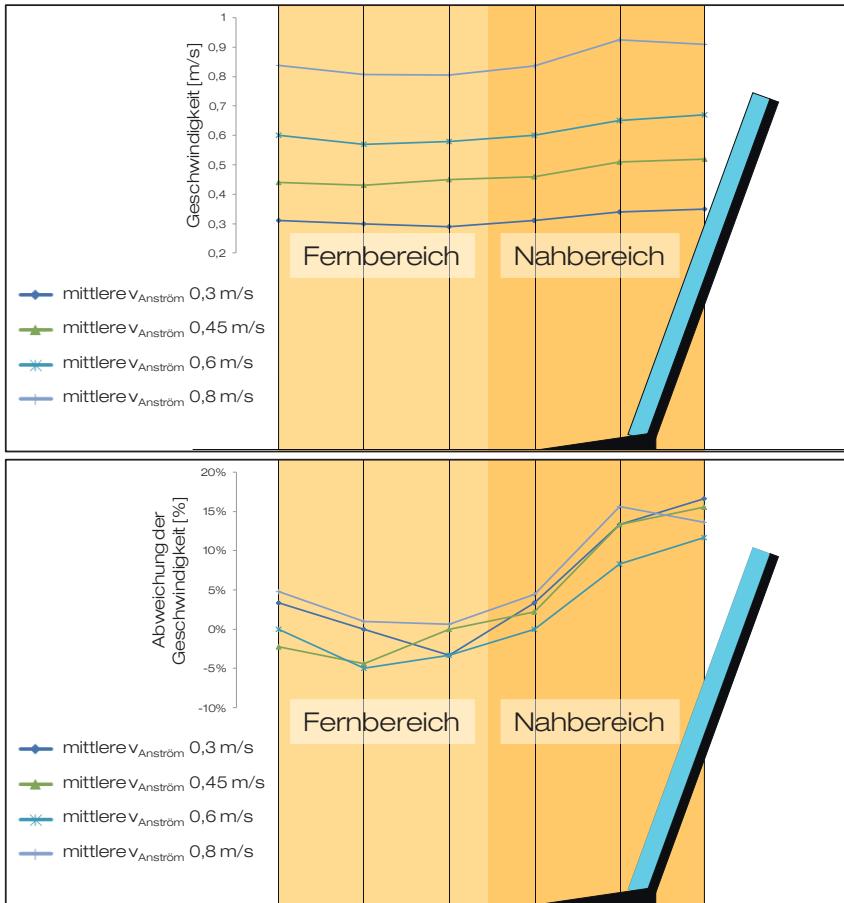


Abbildung 3.22: Oben: Mittlere Geschwindigkeit pro Messraster für die vier hydraulischen Setups, unten: Abweichung der mittleren Geschwindigkeit vom Zielwert des hydraulischen Setups

Der aufgebauten Versuchsstand ermöglicht somit eine Strömung mit kontinuierlichen Beschleunigungen zum Rechen hin und daraus resultierenden unterschiedlichen Strömungssituationen. Die Strömung weist jedoch keine plötzlichen Veränderungen auf, wodurch es den Fischen ermöglicht wird, alle möglichen Bereiche der Strömung aktiv aufzusuchen und nicht passiv durch eine plötzliche Zunahme der Fließgeschwindigkeit in einen bestimmten Bereich verdriftet zu werden. Dies ist besonders deshalb wichtig, da nur bei einer zwangsfreien Strömung für die Fische unverfälschte

Aussagen über deren präferierte Aufenthaltsorte beziehungsweise Verhaltensweisen möglich sind.

Als nächstes wird die mittlere Geschwindigkeit über einem horizontalen Schnitt auf den Höhen 85 mm, 340 mm, 680 mm und 790 mm betrachtet. Diese Betrachtung kann Aufschluss darüber geben, wie sich die Geschwindigkeit über die Höhe verändert. Die mittlere Geschwindigkeit an der Sohle ( $z=85 \text{ mm}$ ) liegt um 7 % bis 15 % unterhalb des Zielwerts der jeweiligen hydraulischen Setups und ist geringer als in der Wassersäule beziehungsweise an der Wasseroberfläche. Die mittlere Geschwindigkeit in der Wassersäule beziehungsweise an der Wasseroberfläche liegt um 2 % bis 11 % oberhalb des Zielwerts (Tabelle 3.13).

Die gemessenen Maximalgeschwindigkeiten der vier hydraulischen Setups betragen 0,4 m/s, 0,59 m/s, 0,76 m/s und 0,99 m/s. Sie sind damit zwischen 24 % und 33 % höher als die mittlere Anströmgeschwindigkeit. Die Maximalwerte treten alle in den Messrastern HI beziehungsweise HI\_1 auf und liegen damit unmittelbar vor dem Rechen.

Tabelle 3.13: Mittlere gemessene Geschwindigkeiten in x-Richtung pro Höhe (horizontaler Schnitt) und Abweichung vom Zielwert  $v_{\text{Anström}}$

		$v_{\text{Anström}}$							
		0,3 m/s		0,45 m/s		0,6 m/s		0,8 m/s	
Höhe		$v$ [m/s]	Abw.	$v$ [m/s]	Abw.	$v$ [m/s]	Abw.	$v$ [m/s]	Abw.
85 mm		0,28	-7%	0,39	-13%	0,51	-15%	0,72	-10%
340 mm		0,33	10%	0,47	4%	0,61	2%	0,85	6%
680 mm		0,31	3%	0,48	7%	0,63	5%	0,89	11%
790 mm		0,31	3%	0,47	4%	0,62	3%	0,88*	10%

\* hier werden die Werte von  $H=750 \text{ mm}$  genutzt

Ab dem Messraster I ist für alle hydraulischen Setups ein Anstieg der Fließgeschwindigkeit in x-Richtung zu beobachten (Beispiel s. Abbildung 3.23). Dies kann auf die Reduzierung des durchflossenen Querschnitts durch den Rechen zurückgeführt werden. Die Schrägstellung des Rechens verringert den Querschnitt dabei ebenso wie die Verbauung durch die Rechenstäbe. Bei dem hier eingebauten Rechen liegt ein Verbauungsgrad von etwa 23 % vor. Das heißt, 23 % des Querschnitts sind nicht durchfließbar. Der unten am Rechen angebrachte Rechenfuß kann ebenfalls als Grund für die Erhöhung der Fließgeschwindigkeit in x-Richtung angegeben werden, da er mit einer Höhe von 0,085 m etwa 10 % des Querschnitts verdeckt. Da die Geschwindigkeit zwischen den Rechenstäben mit dem ADV nicht gemessen werden kann, kann diese Veränderung der Strömung hier nicht direkt nachgewiesen werden. Allerdings deutet die Erhöhung der Geschwindigkeit direkt vor dem Rechen darauf hin, dass die Geschwindigkeit zwischen den Rechenstäben tatsächlich deutlich höher ist, als die mittlere Anströmgeschwindigkeit.

Bei einer mittleren Anströmgeschwindigkeit von 0,8 m/s fluktuieren die Fließgeschwindigkeiten in x-Richtung auf einer Höhe von 790 mm wesentlich stärker als bei den anderen hydraulischen Setups (Abbildung 3.24). Diese Abweichung kann durch die starke Wellenbildung bei dem hydraulischen Setup erklärt werden. Diese beeinträchtigt direkt an der Wasseroberfläche die Messgenauigkeit des ADV und kann zu Messabweichungen führen. Bei diesem hydraulischen Setup werden daher die Messwerte der Höhe 750 mm anstatt 790 mm für die Beschreibung der Geschwindigkeit genutzt.

Direkt über der Sohle treten bei allen hydraulischen Setups die geringsten Fließgeschwindigkeiten auf. Aufgrund der Reibung kommt es an der Sohle und an den Wänden zu einer Reduzierung der Geschwindigkeit. Die Betonwände der Versuchsrinne können als mäßig rau eingestuft werden (MARTIN UND POHL, 2009). Im Vergleich zu einem natürlichen Gewässer, in dem Steine und Bewuchs die Rauheit erhöhen, sind die Geschwindigkeitsreduzierungen zwar geringer, aber durchaus vergleichbar.

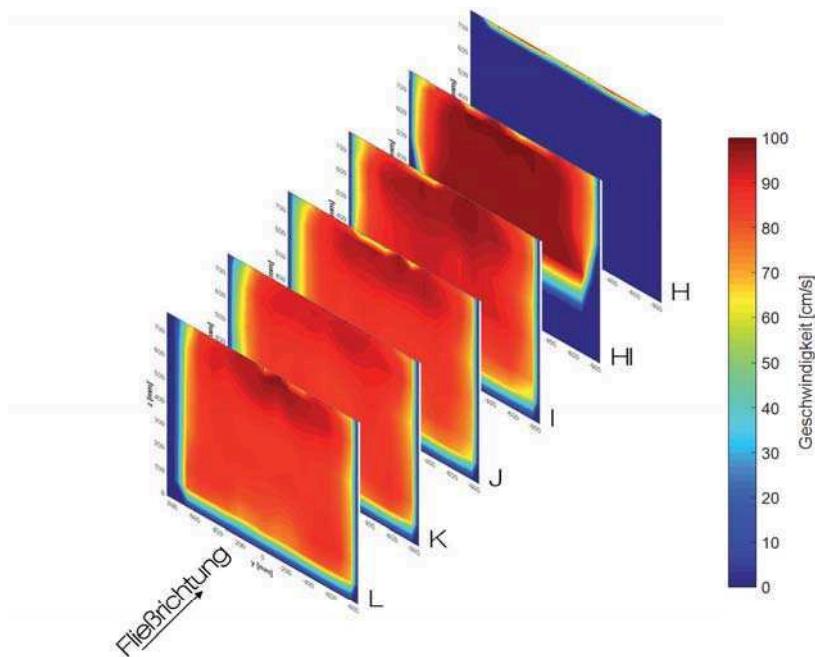


Abbildung 3.23: Gemessene Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$  bei einem  $70^\circ$  geneigten Vertikalrechen mit 20 mm Stababstand

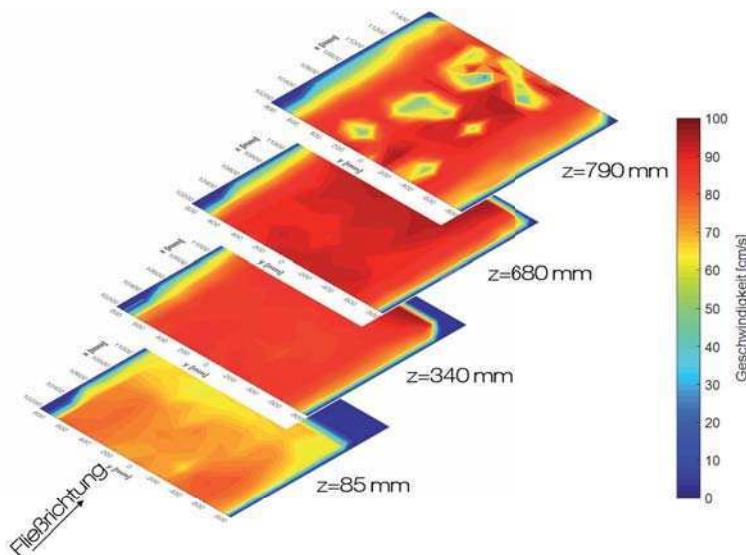


Abbildung 3.24: Gemessene Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in horizontalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,8\text{ m/s}$  bei einem  $70^\circ$  geneigten Vertikalrechen mit  $20\text{ mm}$  Stababstand

#### Strömung: Zwischenergebnis 1

Vor dem Rechen steigt die Geschwindigkeit in x-Richtung kontinuierlich an und erreicht direkt vor dem Rechen Werte, die um 8 % bis 17 % höher liegen als die mittlere Anströmgeschwindigkeit.

An der Sohle ist die Geschwindigkeit in x-Richtung um 7 % bis 15 % geringer als in der Wassersäule.

Der Versuchsstand ermöglicht eine zwangsfreie Strömung für die Fische.

#### Gemessene Geschwindigkeit in y- und z-Richtung

Auch die aufgenommenen Messdaten in y-Richtung und z-Richtung werden für den 20 mm Rechen mit  $70^\circ$  Neigung für die Messraster L, K, J, I, H1 und H dargestellt und ausgewertet. Die Strömung in y-Richtung kann auch als Querströmung bezeichnet werden und ist in Strömungsrichtung gesehen von rechts nach links positiv definiert. Die Strömung in z-Richtung kann auch als Vertikalströmung definiert werden und ist von unten nach oben positiv definiert. Die Querströmung (y-Richtung) und Vertikalströmung (z-Richtung) sind im Vergleich zur Längsströmung (x-Richtung) um etwa eine Zehnerpotenz geringer und können daher als Sekundärströmungen bezeichnet werden.

Zunächst werden die Mittelwerte der Querströmung über die Messraster gebildet (Tabelle 3.14). Die Werte über alle Messraster und alle hydraulischen Setups liegen zwischen -0,01 m/s und -

0,08 m/s und damit sehr nah aneinander. Die Unterschiede in der Höhe der Querströmung zwischen den hydraulischen Setups sind mit 0,07 m/s sehr gering. Die Mittelwerte über die Messraster zeigen, dass die Querströmung geringer wird, je näher am Rechen gemessen wird.

Tabelle 3.14: Mittlere gemessene Geschwindigkeiten in y-Richtung pro Messraster

	$v_{\text{Anström}}$	0,3 m/s	0,45 m/s	0,6 m/s	0,8 m/s
Messraster	$v$ [m/s]	$v$ [m/s]	$v$ [m/s]	$v$ [m/s]	$v$ [m/s]
L	-0,03	-0,03	-0,05	-0,08	
K	-0,02	-0,03	-0,04	-0,06	
J	-0,02	-0,03	-0,03	-0,06	
I	-0,01	-0,02	-0,03	-0,05	
H I	-0,01	-0,02	-0,03	-0,05	
H	-0,01	-0,02	-0,02	-0,05	

Die Mittelwerte der gemessenen Vertikalströmung über die Messraster liegen in dem Intervall zwischen -0,03 m/s und 0,05 m/s (Tabelle 3.15). Der größte Messwert tritt bei allen vier hydraulischen Setups bei Messraster I auf und ist positiv. Von Messraster I bis Messraster H geht die Vertikalströmung wieder ins Negative über. Davon ausgenommen ist der Messwert bei der mittleren Anströmgeschwindigkeit von 0,8 m/s. Hier bleibt der Wert positiv, nimmt aber trotzdem im Vergleich zu Messraster I ab. Auch bei der Vertikalströmung sind die Unterschiede zwischen den hydraulischen Setups jedoch gering.

Tabelle 3.15: Mittlere gemessene Geschwindigkeiten in z-Richtung pro Messraster

	$v_{\text{Anström}}$	0,3 m/s	0,45 m/s	0,6 m/s	0,8 m/s
Messraster	$v$ [m/s]	$v$ [m/s]	$v$ [m/s]	$v$ [m/s]	$v$ [m/s]
L	-0,01	-0,03	-0,01	-0,01	
K	0,00	0,00	0,00	-0,01	
J	0,00	0,00	0,01	0,01	
I	0,02	0,03	0,04	0,05	
H I	0,01	0,01	0,01	0,01	
H	-0,01	-0,01	-0,01	0,02	

Die Mittelwerte der Sekundärströmungen geben einen ersten Überblick über das Strömungsbild, das sich neben der Hauptströmung in x-Richtung einstellt. Zur Sichtbarmachung eventueller Strömungsmuster oder Wirbel sind diese jedoch nicht geeignet. Hier können Strömungsvektoren genutzt werden, die zeigen, in welchen Bereichen es Strömungsmuster in Quer- und Vertikalrichtung gibt (Abbildung 3.25).

Bei der Sichtbarmachung der Sekundärströmung mithilfe der Strömungsvektoren wird deutlich, dass es je nach Bereich unterschiedliche Sekundärströmungen gibt. Die Querströmung verläuft in fast allen Bereichen von links nach rechts. Zunächst ist dieses Phänomen über die gesamte Wassersäule zu beobachten. Je näher die Messraster an dem Rechen liegen, desto mehr konzentriert sich die Querströmung jedoch auf den oberen Bereich. In Sohlhöhe beziehungsweise bei den niedrigeren Höhen wird die Querströmung geringer oder geht gegen Null. Eine Ausnahme von dieser Regel zeigt sich bei Messraster H1. Hier sind an der linken sowie rechten Seite Querströmungen nach links sowie rechts zu erkennen.

In Hinblick auf die Vertikalströmung zeigt sich, dass diese in den Messrastern L bis J kaum sichtbar ist und nur in Messraster L leicht nach unten gerichtet ist. Bei Messraster I tritt für alle hydraulischen Setups eine klare positive Vertikalströmung auf, die nach oben gerichtet ist. Diese tritt jedoch größtenteils in den niedrigeren Höhen bis 340 mm auf. Weiter oben ist ab Messraster I eine negative Vertikalströmung zu beobachten.

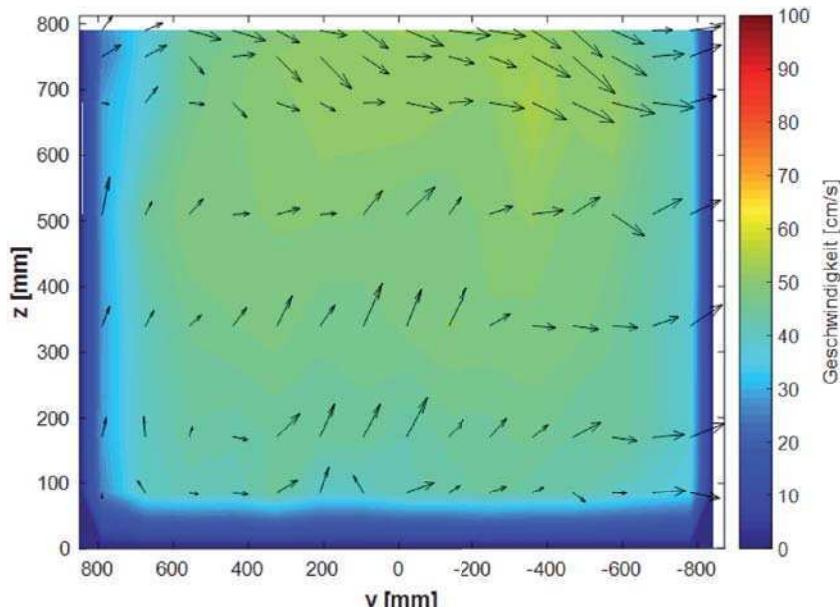


Abbildung 3.25: Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung mit Strömungsvektoren in y-Richtung und z-Richtung in vertikalem Schnitt für  $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$

Mit der Darstellung der Strömungsvektoren sind keine über die Zeit stationären Wirbelstrukturen zu erkennen. Es bilden sich keine deutlichen Rezirkulationszonen vor dem Rechen aus. Vielmehr ist das Strömungsbild mit den oben beschriebenen Regelmäßigkeiten zu charakterisieren.

#### Strömung: Zwischenergebnis 2

Es gibt keine über die Zeit konstanten Wirbelstrukturen.

Vor dem Rechen ist die Strömung von oben nach unten gerichtet.

#### Turbulenz

Neben der Höhe und Entwicklung der Geschwindigkeit in x-Richtung, y-Richtung und z-Richtung ist die Turbulenz ein weiteres Maß, mit dem eine Strömung charakterisiert werden kann. Ein Geschwindigkeitsfeld kann stets in einen zeitlich gemittelten Anteil und einen fluktuierenden Anteil unterteilt werden. Der fluktuierende Anteil aller drei Geschwindigkeitskomponenten an einem Punkt zu einem Zeitpunkt stellt dabei den turbulenten Anteil der Strömung dar und kann daher als Beschreibung der Stärke der Turbulenz genutzt werden (turbulente kinetische Energie(dichte) = TKE).

Für alle vier hydraulischen Setups zeigt sich, dass die TKE bei 85 mm und bei 790 mm höher ist als bei 340 mm beziehungsweise 680 mm (Tabelle 3.16). Zudem zeigt sich, dass die TKE bei höheren mittleren Anströmgeschwindigkeiten größer ist als bei geringen.

Tabelle 3.16: Durchschnittliche gemessene Turbulente kinetische Energie (TKE)

	V <sub>Anström</sub>			
	0,3 m/s	0,45 m/s	0,6 m/s	0,8 m/s
Höhe	TKE [cm <sup>2</sup> /s <sup>2</sup> ]			
85 mm	110,6	37,5	35,6	50,9
340 mm	30,2	22,6	24,5	33,0
680 mm	21,5	20,0	22,3	31,2
790 mm	39,5	32,0	41,3	279,1

Bei der Auswertung der TKE (Anhang A.2) wird deutlich, dass es an der in Strömungsrichtung linken Wand zu größeren Turbulenzen kommt als an der rechten Wand. Dieser Effekt ist in den höheren Wasserschichten größer als in den unteren Schichten und kann auf das geöffnete Starttor zurückgeführt werden. Das Starttor verursacht zum einen einen Strömungsschatten und zum anderen eine geringfügige Strömungsablösung. Die beiden Effekte führen wiederum dazu, dass es zu Geschwindigkeitsgradienten und zu Geschwindigkeitsschwankungen über die Zeit kommt.

Die Werte bei einer mittleren Anströmgeschwindigkeit von 0,3 m/s auf einer Höhe von 85 mm und bei einer mittleren Anströmgeschwindigkeit von 0,8 m/s auf einer Höhe von 790 mm weichen von den übrigen Messwerten deutlich nach oben ab. Diese Effekte können auf Messungenauigkeiten der ADV-Messungen an der Sohle aufgrund fehlender Partikel im Wasser und Wellenbildung an der Wasseroberfläche zurückgeführt werden.

#### Strömung: Zwischenergebnis 3

Aufgrund von Reibungseffekten ist die TKE an der Sohle, an den Seitenwänden sowie an der Wasseroberfläche höher als in der freien Wassersäule.

Hinter dem geöffneten Starttor entsteht ein Bereich erhöhter Turbulenz.

### 3.7.2 Hydronumerische Untersuchungen

#### Allgemein

Im Zuge der hydronumerischen Untersuchungen werden für das in Abschnitt 3.6.3 beschriebene vereinfachte Modell Berechnungen durchgeführt. Diese entsprechen dem Rechen mit 20 mm Stababstand und 70° Neigung. Es wird eine separate Modellierung für alle vier Anströmgeschwindigkeiten berechnet und ausgewertet.

In die Auswertung und Interpretation der Ergebnisse gehen dabei einerseits die Strömungsprofile vor dem Rechen ein, die denen entsprechen, die auch bei den strömungsphysikalischen Messungen ausgewertet wurden. Diese geben Aufschluss darüber, wie gut der Fernbereich und der Nahbereich des Rechens durch das numerische Modell abgebildet werden. Darüber hinaus werden die maximalen Strömungsgeschwindigkeiten zwischen den Rechenstäben analysiert. Diese können einen Hinweis darauf geben, wie groß die Beschleunigung der Geschwindigkeit direkt vor dem Rechen ist und welcher Strömungsgeschwindigkeit die Fische entgegen schwimmen müssen, wenn sich diese direkt vor beziehungsweise am Rechen befinden.

#### Geschwindigkeitsverteilung und maximale Fließgeschwindigkeiten

Die numerische Modellierung ist für alle vier Anströmgeschwindigkeiten separat durchgeführt worden. Dabei wird insgesamt pro Geschwindigkeit 90 Sekunden Simulationszeit berechnet, um sicherzustellen, dass sich ein stationärer Strömungszustand einstellt (Abbildung 3.26). In den ersten 20 Sekunden Simulationszeit treten sowohl im Nahbereich als auch im Fernbereich des Rechens Schwankungen der Strömungsgeschwindigkeit auf. Danach sind die Schwankungen der Geschwindigkeit nur noch gering und ab einer Simulationszeit von etwa 80 Sekunden ist die Fließgeschwindigkeit etwa konstant.

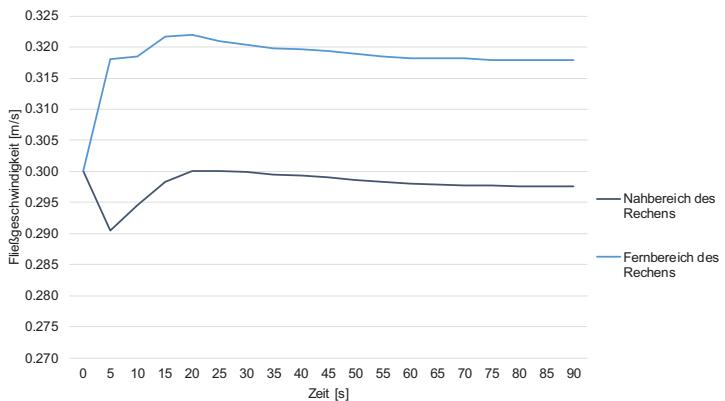


Abbildung 3.26: Zeitlicher Verlauf der simulierten Fließgeschwindigkeit in x-Richtung für  $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$  an zwei beispielhaften Messpunkten im Nah- und Fernbereich des Rechens

In Tabelle 3.17 sind die mittleren Geschwindigkeiten pro Querschnitt an denselben Positionen dargestellt wie die in Abschnitt 3.7.1 dargestellten Ergebnisse der strömungsphysikalischen Messungen. Es zeigt sich, dass die mittleren Geschwindigkeiten mit kleinerem Abstand vom Rechen geringer werden. Die Abweichungen der berechneten mittleren Geschwindigkeiten vom Zielwert (mittlere Anströmgeschwindigkeit) liegen zwischen -15 % und +5 % und sind tendenziell größer, je näher sich der betrachtete Querschnitt am Rechen befindet.

Tabelle 3.17: Mittlere simulierte Geschwindigkeiten in x-Richtung und Abweichung vom Zielwert  $v_{Anström}$

	$v_{Anström}$							
	0,3 m/s		0,45 m/s		0,6 m/s		0,8 m/s	
Messraster	v [m/s]	Abw.	v [m/s]	Abw.	v [m/s]	Abw.	v [m/s]	Abw.
L	0,31	5%	0,46	1%	0,59	-2%	0,79	-2%
K	0,29	-3%	0,42	-6%	0,55	-8%	0,77	-3%
J	0,29	-3%	0,42	-6%	0,55	-8%	0,73	-9%
I	0,29	-3%	0,42	-6%	0,55	-8%	0,73	-9%
HII	0,29	-3%	0,42	-7%	0,55	-8%	0,72	-11%
H	0,29	-4%	0,41	-8%	0,53	-12%	0,68	-15%

Die maximale Fließgeschwindigkeit tritt zwischen den Rechenstäben auf. Aufgrund der Verringerung des Fließquerschnitts erhöht sich die Fließgeschwindigkeit direkt vor dem Rechen und zwischen den Rechenstäben (Tabelle 3.18 und Abbildung 3.27). Wird der reine Verbauungsgrad

durch die Rechenstäbe zugrunde gelegt, müsste sich die Fließgeschwindigkeit um etwa 23 % erhöhen.

Tabelle 3.18: Maximale simulierte Fließgeschwindigkeit in x-Richtung zwischen den Rechenstäben und Abweichung vom Zielwert  $v_{\text{Anström}}$

$v_{\text{Anström}}$	0,3 m/s		0,45 m/s		0,6 m/s		0,8 m/s	
	$v$ [m/s]	Abw.						
Zwischen den Rechenstäben	0,52	73,3%	0,77	71,1%	0,99	65,5%	1,31	63,8%

Die berechneten Abweichungen der maximalen Fließgeschwindigkeiten von der mittleren Anströmgeschwindigkeit liegen jedoch zwischen 63,8 % und 73,3 %. Die größten Maximalwerte treten dabei nah an der Sohle und dicht unterhalb der Wasseroberfläche auf. Die deutlich größere Maximalgeschwindigkeit kann damit erklärt werden, dass es an der Interaktionsfläche zwischen Rechen und Wasser zu Reibung kommt. Das Wasser, das durch die Rechenstäbe fließt, wird direkt an den Stäben abgebremst. Dadurch erhöht sich die Fließgeschwindigkeit in der Mitte zwischen den Rechenstäben (Abbildung 3.28).

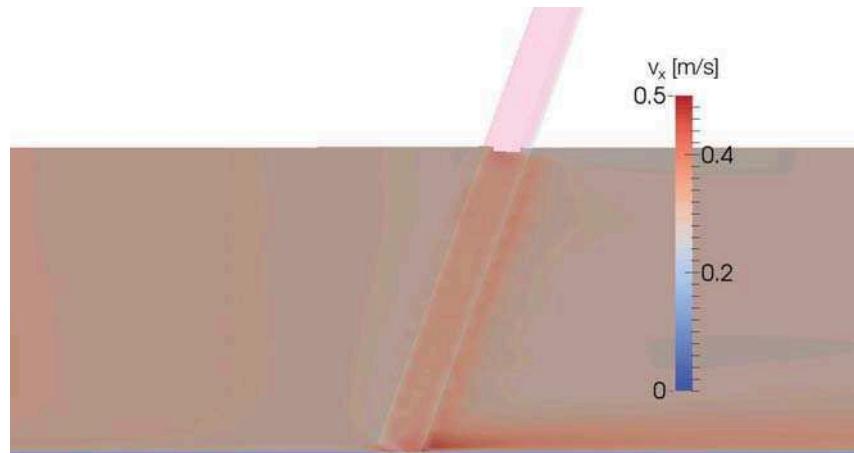


Abbildung 3.27: Längsschnitt durch den Bereich zwischen den Rechenstäben der Ergebnisse der numerischen Modellierung einer Anströmgeschwindigkeit von 0,3 m/s

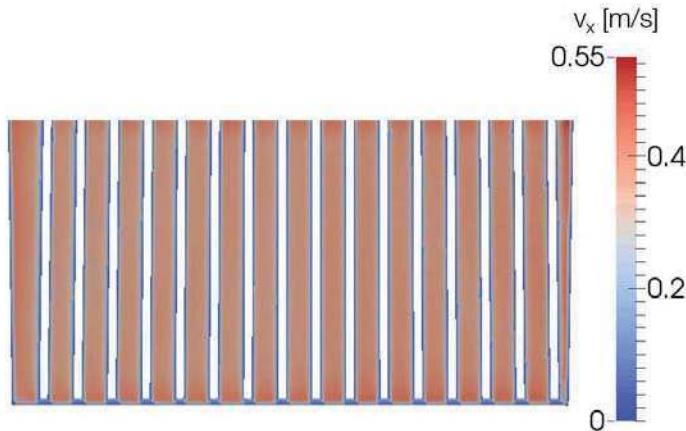


Abbildung 3.28: Fließgeschwindigkeit in x-Richtung zwischen den Rechenstäben (die Blickrichtung entspricht der Fließrichtung)

#### *Übereinstimmung mit strömungsphysikalischen Messungen*

Der Vergleich zwischen den strömungsphysikalischen Messungen und den numerischen Modellierungen zeigt (Tabelle 3.19), dass die Strömungssituation im Fernbereich des Rechens gut abgebildet werden kann. Die Ergebnisse der mittleren Fließgeschwindigkeit in x-Richtung der Messraster J bis L weichen nur geringfügig voneinander ab (Abbildung 3.29).

Tabelle 3.19: Vergleich der mittleren Geschwindigkeiten in x-Richtung zwischen dem numerischen Modell und den strömungsphysikalischen Messungen mit dem ADV

Messraster	$v_{\text{Anström}}$							
	0,3 m/s		0,45 m/s		0,6 m/s		0,8 m/s	
	Num.	ADV	Num.	ADV	Num.	ADV	Num.	ADV
L	v [m/s]	v [m/s]	v [m/s]	v [m/s]	v [m/s]	v [m/s]	v [m/s]	v [m/s]
L	0,31	0,31	0,46	0,44	0,59	0,6	0,79	0,83
K	0,29	0,30	0,42	0,43	0,55	0,57	0,77	0,80
J	0,29	0,29	0,42	0,45	0,55	0,58	0,73	0,79
I	0,29	0,31	0,42	0,46	0,55	0,60	0,73	0,82
Hl	0,29	0,34	0,42	0,51	0,55	0,65	0,72	0,88
H	0,29	0,35	0,41	0,52	0,53	0,67	0,68	0,80

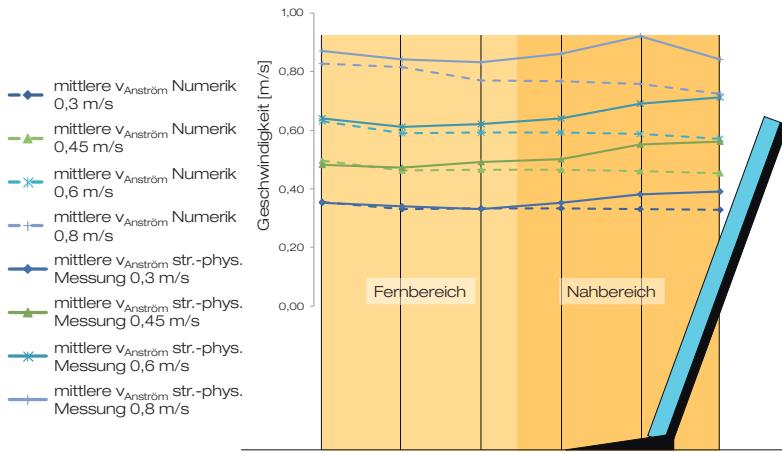


Abbildung 3.29: Vergleich der mittleren Geschwindigkeiten in x-Richtung pro Messraster für die numerischen und strömungsphysikalischen Messungen

Im Nahbereich des Rechens stimmen die Ergebnisse weniger gut überein. Während es bei den strömungsphysikalischen Messungen zu einer Beschleunigung der mittleren Fließgeschwindigkeit in x-Richtung kommt, wird bei der numerischen Modellierung eine Reduzierung der Geschwindigkeit errechnet. Dies liegt voraussichtlich an den zur Berechnung der Strömungsprozesse genutzten Strömungsgleichungen und dem dafür erforderlichen Turbulenzmodell (vgl. Anhang C.1). Mithilfe des Turbulenzmodells werden die turbulenten Prozesse in der Strömung modelliert und nicht exakt berechnet (FERZIGER UND PERIĆ, 2008; MUSALL, 2011; SCHWARZE, 2013). Dies kann zu Abweichungen der berechneten Größen von den tatsächlich vorherrschenden Größen führen. Im Fernbereich des Rechens sind kaum kleinräumige turbulente Prozesse vorhanden, sodass sich die Ungenauigkeiten aufgrund des genutzten Turbulenzmodells kaum auf die Richtigkeit des Beobachtungsergebnisses auswirkt. Im Nahbereich des Rechens und vor allem zwischen den Rechenstäben hingegen kommt es zu ausgeprägten Turbulenzeffekten, welche mit dem genutzten Turbulenzmodell bisher nur ungenau abgebildet werden können.

#### Strömung: Zwischenergebnis 4

Die Fließgeschwindigkeit steigt zwischen den Rechenstäben um 64 % bis 73 % an.

### 3.7.3 Verhaltensbeobachtungen

#### Allgemeine Verhaltensweisen

Während der gesamten Versuche fand eine Aufnahme und Dokumentation des von den Fischen gezeigten Verhaltens statt. Während eines ethohydraulischen Tests werden mit der entwickelten

App zwei Parameter aufgenommen: die Aufenthaltsorte der Fische vor dem Rechen (Forschungsfrage 3) und die verschiedenen Interaktionen mit dem Rechen (Forschungsfrage 1 und 2). Die Interaktionen mit dem Rechen können in vier Arten gegliedert werden, welche die grundsätzlichen Verhaltensweisen der Fische vor dem Rechen beschreiben (Tabelle 3.20). Für die Auswertung wird die durchschnittliche Anzahl an Interaktionen mit dem Rechen pro Fisch für die 15 Minuten Versuchsdauer eines Geschwindigkeitssetups zusammenaddiert (Abbildung 3.30 bis Abbildung 3.33).

Tabelle 3.20: Aufgenommene Interaktionsarten der Blankaale mit dem Rechen

Art der Interaktion	Beschreibung
Kontakt	Kurzzeitiger Kontakt des Fisches mit dem Rechen
Kontakt und Lösen	Längerer Kontakt des Fisches mit dem Rechen von mehreren Sekunden; mit dem gesamten Körper; selbstständiges Lösen möglich
Impingement	Längerer Kontakt des Fisches mit dem Rechen von >10 s
Passage	Durchgang durch den Rechen vom Ober- in das Unterwasser

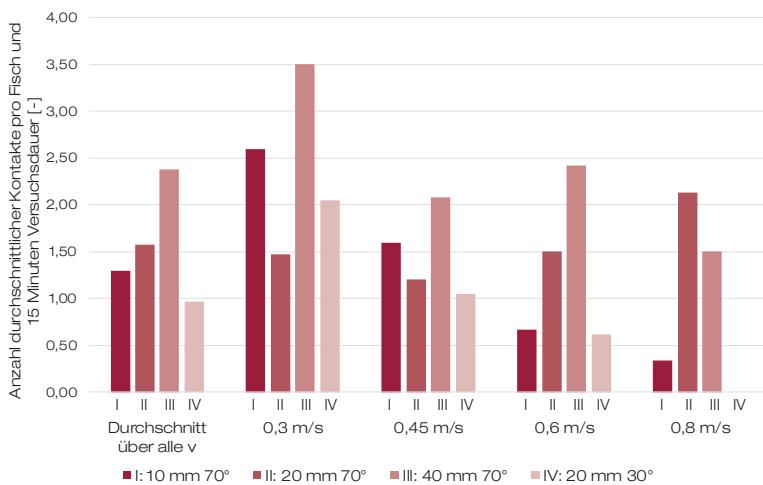


Abbildung 3.30: Während der ethohydraulischen Untersuchungen aufgenommene durchschnittliche Zahlen von Kontakt Ereignissen pro Fisch und 15 Minuten Versuchsdauer

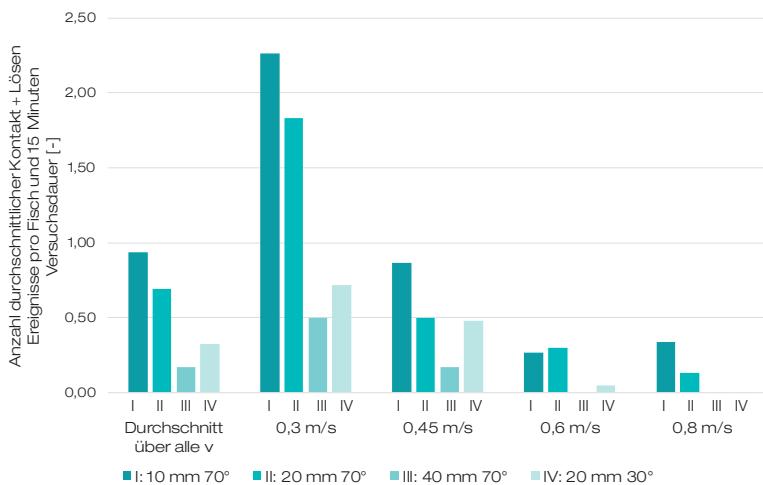


Abbildung 3.31: Während der ethohydraulischen Untersuchungen aufgenommene durchschnittliche Zahlen von Kontakt und Lösen Ereignissen pro Fisch und 15 Minuten Versuchsdauer

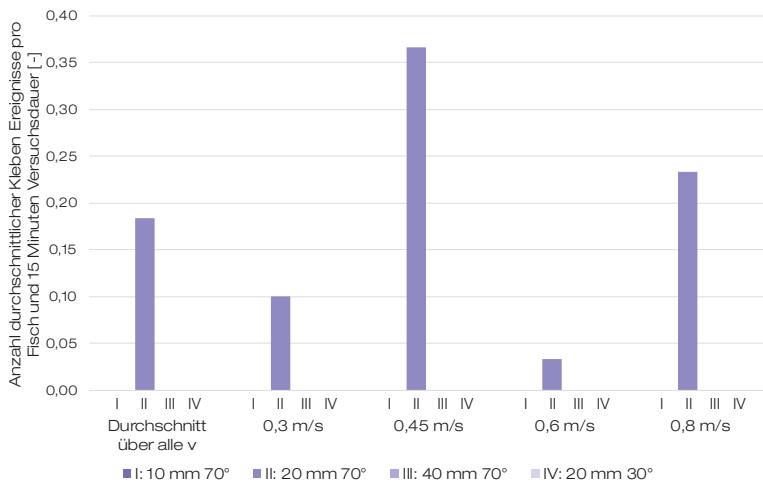


Abbildung 3.32: Während der ethohydraulischen Untersuchungen aufgenommene durchschnittliche Zahlen von Impingement Ereignissen pro Fisch und 15 Minuten Versuchsdauer

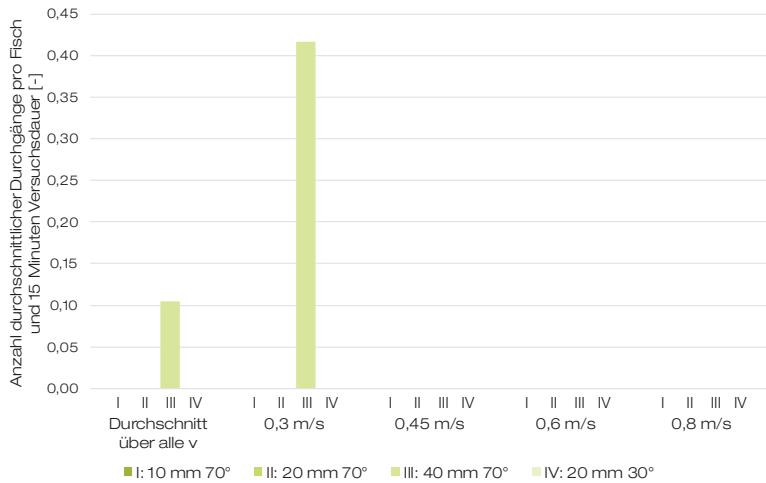


Abbildung 3.33: Während der ethohydraulischen Untersuchungen aufgenommene durchschnittliche Zahlen von Durchgängen pro Fisch und 15 Minuten Versuchsdauer

### Forschungsfrage 1 - Filterwirkung

#### Forschungsfrage 1

„Sind ethohydraulische Versuche trotz ihrer möglichen Modelleffekte geeignet, den Prozess der Filterwirkung abzubilden?“

Die Auswertung der Interaktionen zeigt, dass die temporären Kontakte mit dem Rechen (Kontakt und Kontakt und Lösen) vor allem bei der niedrigsten Anströmgeschwindigkeit 0,3 m/s auftreten. Unter der Annahme, dass die temporären Kontakte das Suchverhalten der Fische wiederspiegeln (KLOPRIES ET AL., 2017A), deutet dies darauf hin, dass das Suchverhalten der Blankaale bei den geringen Anströmgeschwindigkeiten größer ist als bei hohen Anströmgeschwindigkeiten. Das wiederum deutet darauf hin, dass Blankaale bei geringen Fließgeschwindigkeiten aktiv nach Abstiegsmöglichkeiten suchen, während sie sich bei erhöhten Geschwindigkeiten in ruhigere und für sie sichere Bereiche zurückziehen.

Dauerhafte Kontakte mit dem Rechen (Impingement) finden hingegen nur bei dem 70° geneigten Rechen mit einem Stababstand von 20 mm statt. Allerdings treten diese Interaktionen bei lediglich einem einzigen Versuch auf und werden alle von einem Fisch (Körperlänge 77,5 cm) hervorgerufen. Es ist möglich, dass dieses Tier besonders schwimmschwach war oder aus anderen Gründen bewusst Kontakt mit dem Rechen aufnimmt und somit nicht repräsentativ für die gesamte Stichprobe ist. Da die ersten Impingement Ereignisse bereits bei einer Anströmgeschwindigkeit von lediglich 0,3 m/s auftreten, wird ein Anpressen des Aals ohne die Möglichkeit zum selbstständigen Lösen (ADAM ET AL., 1999) hier ausgeschlossen. Das Verhalten dieses Aals wird viel-

mehr als ein Verharren an dem Rechen ohne Suchverhalten eingestuft und kann mit den typischen Verhalten von Aalen erklärt werden, sich an taktilen Reizen zu orientieren und daher Kontakt mit Strukturen im Wasser aufzunehmen (vgl. Abschnitt 2.1.3). Für die restlichen getesteten Aale konnten keine weiteren dauerhaften Kontakte mit dem Rechen beobachtet werden, weshalb davon ausgegangen werden kann, dass die getesteten Rechen und die getesteten Anströmgeschwindigkeiten keine Gefahr hinsichtlich des Anpressens an den Rechen für die Blankaale darstellen.

Bezüglich der Durchgänge durch den Rechen ist der einzige Rechen, für den diese verzeichnet werden konnten, der 70° geneigte Rechen mit 40 mm Stababstand. Alle Durchgänge treten bei der geringsten Geschwindigkeit von 0,3 m/s auf. Auch das deutet darauf hin, dass das aktive Suchverhalten der Blankaale auf die Geschwindigkeiten beschränkt ist, die von diesen als sicher genug angesehen werden.

Über die oben genanntenzählbaren Ereignisse hinaus wurde ebenfalls das grundsätzliche Verhalten der Aale beobachtet und interpretiert. Ein Großteil der Aale ist mit dem Kopf voran entweder aktiv schwimmend oder in eine kontrollierten Drift (ADAM ET AL., 1999) in den Beobachtungsbereich eingeschwommen. Die Probanden, die Kontakt zum Rechen oder dem Rechenfuß hatten – wobei dieser überwiegend mit dem Kopf stattfand –, führten weitestgehend die in Abschnitt 2.1.3 dargestellte Umkehrreaktion aus. Nicht jede Umkehrreaktion endete mit einer voll ausgesprägten Fluchtreaktion in den Bereich des Oberwassers. Einige Aale verharren nach der 180° Wende vor dem Rechenfuß.

Alle beobachteten Verhaltensweisen zeigen Übereinstimmungen mit dem in Abschnitt 2.1.3 dargestellten typischen Schwimmverhalten der Blankaale und anderen Untersuchungen zum Verhalten von Blankaalen. Es kann daher angenommen werden, dass das Verhalten im ethohydraulischen Versuch dem natürlichen Verhalten sehr nahekommt und die Modelleffekte bezüglich des Verhaltens so gering sind, dass die Filterwirkung und deren Einflussparameter im Modell ebenfalls realistisch abgebildet werden können.

#### Verhalten: Zwischenergebnis 1A

Die getesteten Blankaale zeigen in den ethohydraulischen Untersuchungen ein plausibles und natürliches Verhalten. Eine Übertragung der Erkenntnisse auf Naturbauwerke ist aufgrund der als gering einzuschätzenden Modelleffekte somit möglich.

Im nächsten Schritt ist es erforderlich zu prüfen, wie groß die Filterwirkung bei den verschiedenen Versuchssetups ist und welche Faktoren im Modellversuch einen nachweisbaren Einfluss auf die Filterwirkung haben. Ist dies ermittelt, kann im Anschluss geprüft werden, ob die in Abschnitt 3.3.2 entwickelte Bestimmungsgleichung mit den Ergebnissen der Modellversuche validiert werden kann.

Aus der Anzahl der Durchgänge durch den Rechen lässt sich für jedes Versuchssetup die Filterwirkung bestimmen (Abbildung 3.34) und prüfen, ob es statistisch signifikante Unterschiede zwischen den Versuchssetups (Rechenstababstand, Anströmgeschwindigkeit und Recheneigung)

gibt. Auch kann geprüft werden, ob die Körpergröße der Blankaale einen Einfluss auf die Filterwirkung hat. Zur Auswertung der Daten werden nicht-parametrische Testverfahren angewendet (Tabelle 3.21). Diese können auch dann angewendet werden, wenn wie im vorliegenden Fall den Daten keine Normalverteilung und Varianzhomogenität unterstellt werden kann (BORTZ, 1999). Die Auswahl der Testverfahren für die untersuchten Datensätze kann in KLOPRIES ET AL. (2017A) nachgelesen werden.

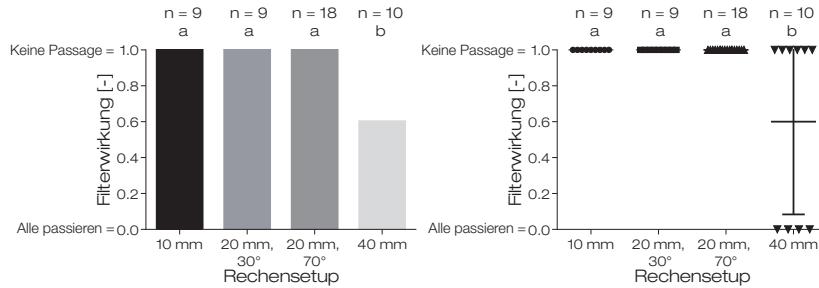


Abbildung 3.34: Filterwirkung für Blankaale bei den getesteten Setups, links: Durchschnittswerte je Setup, rechts: Einzelwerte je Setup

Tabelle 3.21: Nicht-parametrische Testverfahren zur Analyse der varierten Parameter

Parameter	Beschreibung	Testverfahren
Geschwindigkeit	Vergleich mehr als 2 abhängiger Stichproben	Friedmann-Test
Stababstand	Vergleich mehr als 2 unabhängiger Stichproben	Kruskal-Wallis-Test
Rechenneigung	Vergleich 2 unabhängiger Stichproben	Mann-Whitney-U-Test

Aus der statistischen Auswertung zeigt sich, dass weder die vertikale Neigung noch die Anströmgeschwindigkeit einen signifikanten Einfluss auf die Filterwirkung haben (Tabelle 3.22). Für den Rechenstababstand kann festgestellt werden, dass bei 10 mm und 20 mm für die getesteten Blankaale (77,5 cm und 98,6 cm) keine Rechenpassagen aufgetreten sind. Die Rechen mit diesen Stababständen stellen somit in Bezug auf die ersten 15 Minuten der Annäherung eines Aals an einen Rechen eine physikalische Barriere mit einer Filterwirkung von 100 % dar. Beim 40 mm Rechen hingegen beträgt die durchschnittliche Filterwirkung 60 %. Der Unterschied zwischen den beiden kleineren und dem größeren Stababstand ist auf dem Signifikanzniveau 0,05 statistisch nachweisbar.

Tabelle 3.22: Ergebnisse der Testverfahren für die OVer-Ergebnisse, der unterstrichene Wert in der letzten Spalte gibt an, bei welchem Parameter die geringere Filterwirkung bestimmt wurde

Setup		Analyseergebnis		
Stababstand	Anströmgeschwindigkeit	Neigung	Signifikanz	Zwischen
Test auf sign. Unterschied	0,3 m/s	70°	* **	10 mm / <u>40 mm</u> 20 mm / <u>40 mm</u>
Test auf sign. Unterschied	0,45 m/s	70°	n.s.	-
Test auf sign. Unterschied	0,6 m/s	70°	n.s.	-
Test auf sign. Unterschied	0,8 m/s	70°	n.s.	-
10 mm	Test auf sign. Unterschied	70°	n.s.	-
20 mm	Test auf sign. Unterschied	30°	n.s.	-
20 mm	Test auf sign. Unterschied	70°	n.s.	-
40 mm	Test auf sign. Unterschied	70°	n.s.	-
20 mm	0,3 m/s	Test auf sign. Unterschied	n.s.	-
20 mm	0,45 m/s	Test auf sign. Unterschied	n.s.	-
20 mm	0,6 m/s	Test auf sign. Unterschied	n.s.	-
20 mm	0,8 m/s	Test auf sign. Unterschied	n.s.	-

Neben dem Rechenstababstand, der Anströmgeschwindigkeit und der Neigung kann ebenfalls die Körperlänge der getesteten Aale als möglicher Einflussparameter auf die Filterwirkung getestet werden. Da nur bei dem Setup 70° Neigung und 40 mm Stababstand Rechenpassagen aufgetreten sind, wird der Einfluss der Körpergröße der Blankaale nur für die in diesem Setup eingesetzten Aale getestet (Tabelle 3.23 und Abbildung 3.35). Die getesteten Blankaale hatten eine Körpergröße zwischen 81 cm und 97 cm. Hieraus ergeben sich gemäß Gleichung 3.2 Körperbreiten von 24,3 mm bis 29,1 mm und  $B_{min}/s$ -Werte von 0,61 bis 0,73. Sowohl die Korrelation als auch die lineare Regression zeigen keinen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen den genannten Größen und der Filterwirkung. Dies liegt vermutlich daran, dass pro Körpergröße jeweils nur ein Aal getestet wurde und der Wert der Filterwirkung für diesen Aal nur 0 oder 1 annehmen kann. Durch die Reduktion der Filterwirkung auf eine binäre Größe bei dieser Auswertung wird die Aussagekraft der statistischen Auswertung stark eingeschränkt. Lägen mehr Daten vor, sollte die Auswertung nach Größenklassen getrennt erfolgen, um diese Einschränkung zu umgehen.

Tabelle 3.23: Ergebnis der Spearman-Korrelation zwischen dem  $B_{\min}/s$ -Wert und der Filterwirkung, ein Korrelationskoeffizient von 1 oder -1 zeigt eine vollständige positive bzw. negative Korrelation zwischen dem Faktor und der Filterwirkung, ein Koeffizient von 0 keine Korrelation

Korrelationskoeffizient r	P-Wert (2-seitig)	Signifikanz
-0,213	0,610	n.s.

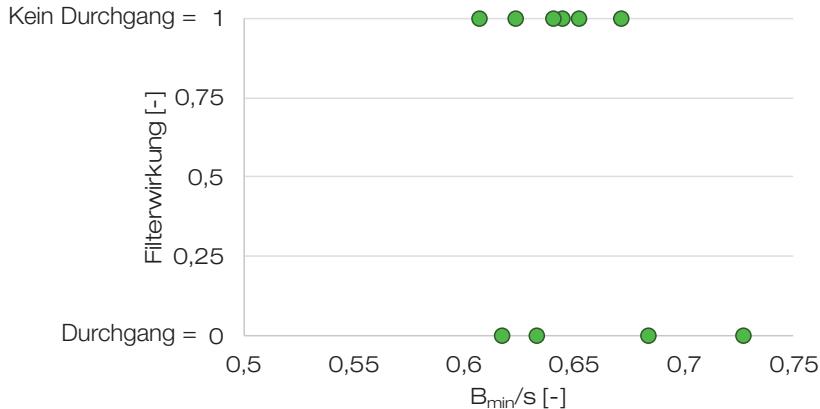


Abbildung 3.35: Filterwirkung des 40 mm Rechens in Abhängigkeit des  $B_{\min}/s$ -Werts

Verhalten: Zwischenergebnis 1B

Die Filterwirkung kann im ethohydraulischen Modellversuch realistisch abgebildet werden und beträgt für alle Stababstände < 40 mm 1. Sie ist statistisch signifikant nur vom Stababstand und nicht von der Körpergröße der getesteten Aale, den Geschwindigkeiten und der Rechenneigung abhängig.

Werden schließlich die Datenpunkte der Filterwirkung im ethohydraulischen Versuch mit der Bestimmungsgleichung der Filterwirkung aus Abschnitt 3.3.2 verglichen (Abbildung 3.36), zeigt sich, dass die Datenpunkte trotz der fehlenden signifikanten Einflüsse der Neigung und der Körpergröße innerhalb der Vorhersagegrenzen der Gleichung liegen. Hieraus kann abgeleitet werden, dass die Bestimmungsgleichung innerhalb der Anwendungsgrenzen der ethohydraulischen Modellversuche mit den ermittelten Ergebnissen validiert werden kann. Die Anwendungsgrenzen umfassen Stababstände zwischen 10 mm und 40 mm, Anströmgeschwindigkeiten des Rechens zwischen 0,3 m/s und 0,8 m/s, Rechenneigungen zwischen 30° und 70° und Körpergrößen der Blankaale zwischen 75 cm und 100 cm.

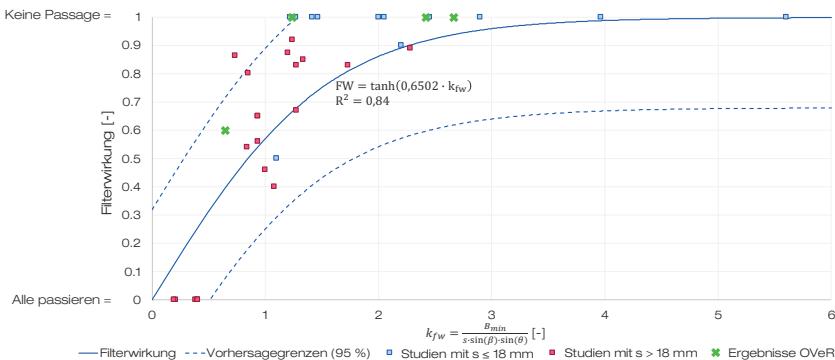


Abbildung 3.36: Datenpunkte der Filterwirkung der ethohydraulischen Untersuchungen in Bezug zur Bestimmungsgleichung für die Filterwirkung inklusive der 95 %- Vorhersagegrenzen

#### Verhalten: Zwischenergebnis 1C

Die Filterwirkung von Rechen kann im ethohydraulischen Modell plausibel abgebildet werden und liegt innerhalb der Vorhersagegrenzen der in Abschnitt 3.3.2 entwickelten Bestimmungsgleichung. Die Bestimmungsgleichung kann somit innerhalb der Anwendungsgrenzen des Modells als validiert angesehen werden.

#### Forschungsfrage 2 - Filterwirkung

##### Forschungsfrage 2

„Können mit Hilfe ethohydraulischer Versuche die Vorhersagegrenzen der Bestimmungsgleichung für die Filterwirkung reduziert werden?“

Werden die Datenpunkte der ethohydraulischen Untersuchungen in die Datengrundlage zur Bestimmung der Filterwirkung (Abschnitt 3.3) eingeschlossen, ergeben sich die in Tabelle 3.24 dargestellten Ergebnisse der Regressionsanalyse. Die zugrundeliegende Modelfunktion ist dieselbe wie in Abschnitt 3.3. Bei der Berücksichtigung der ethohydraulischen Ergebnisse ergibt sich ein fast identisches Modell wie bei ausschließlicher Berücksichtigung der Daten der in Abschnitt 3.3 dargestellten Studien. Die Vorhersagegrenzen lassen sich nicht merklich reduzieren durch dieses Vorgehen.

Tabelle 3.24: Ergebnisse der Regression der Filterwirkung, a gibt den Regressionskoeffizienten an und FW die Funktion der Filterwirkung

Regressions- koeffizient a	95% Konfiden- zintervall a	Signifikanz a (Sig.-niveau 0,05)	Vorhersage- grenze FW	Standardabwei- chung FW	Bestimmtheits- maß R <sup>2</sup>
0,7014	0,5702; 0,8327 *	*	±0,32	0,16	0,82

Das deutet darauf hin, dass entweder noch deutlich mehr Untersuchungen mit derselben Methodik durchgeführt werden müssen, um den Restfehler und somit die Unsicherheit der Bestimmungsgleichung der Filterwirkung (Gleichung 3.3) zu reduzieren oder dass die Unsicherheiten weniger in den Unterschieden der Methodik begründet liegen und mehr in den individuellen Unterschieden der Blankaale. Trifft letzteres zu, wird es bei der Anwendung einer analytischen Bestimmungsgleichung, wie sie hier vorgestellt wird, immer Unsicherheiten geben. Der Vorteil und das Hauptargument für eine solche Bestimmungsgleichung ist jedoch, dass mit dieser die Filterwirkung von Rechen für Standorte abgeschätzt werden kann, ohne dass aufwendige Freilanduntersuchungen oder Laboruntersuchungen notwendig sind. Dies bietet die Möglichkeit einer einfachen und plausiblen Abschätzung der Auswirkung einer Wasserkraftanlage (im Speziellen des Rechens) auf abwandernde Blankaale.

#### Verhalten: Zwischenergebnis 2

Die Vorhersagegrenzen und damit die Unsicherheiten der Bestimmungsgleichung der Filterwirkung lassen sich durch die ethohydraulischen Untersuchungen nicht reduzieren. Die Bestimmungsgleichung kann als Praxiswerkzeug zur Abschätzung der Auswirkung der Filterwirkung eingesetzt werden.

#### Forschungsfrage 3 - Aufenthaltsorte

##### Forschungsfrage 3

„Können mit Hilfe von ethohydraulischen Versuchen funktionale Zusammenhänge zwischen der Strömung und den Aufenthaltsorten von Fischen vor Rechenanlagen ermittelt werden?“

#### Kontext

Neben der Filterwirkung eines Rechens ist es ebenfalls relevant, was mit den Fischen geschieht, wenn diese aufgrund eines ausreichend dimensionierten Rechens nicht über die Wasserkraftanlage in das Unterwasser abwandern können. Damit sie ihre Wanderung flussabwärts trotzdem fortsetzen können, müssen funktionierende Bypasssysteme an der Anlage installiert sein (Fischabstieg). Ein wichtiger Parameter für die Funktionsstüchtigkeit von Bypässen ist die Auffindbarkeit der Bypassöffnungen (Abbildung 3.37). Wo Bypassöffnungen am besten installiert werden, kann dabei unter anderem anhand der präferierten Aufenthaltsorte der Fische bestimmt werden. Wenn der Bypass an einer Position installiert wird, die von den Fischen sowieso bevorzugt aufgesucht wird, ist die Wahrscheinlichkeit, dass sie den Bypass finden, größer als an anderen Positionen.

Die Kenntnis über die bevorzugten Aufenthaltsorte von Aalen kann auch für andere Fischschutzmaßnahmen wie etwa Fischen und Umsetzen (vgl. Abschnitt 2.2.4) von Interesse sein. Wenn bekannt ist, wo sich die Fische aufhalten, steigt die Wahrscheinlichkeit, dass diese gefangen und umgesetzt werden können.

Da bei den ethohydraulischen Versuchen nur ein Ausschnittsmodell und nicht der gesamte Einlaufbereich einer Wasserkraftanlage abgebildet werden kann, ist eine direkte Ableitung der präferierten Aufenthaltsorte nicht möglich. Es ist daher eine Methode entwickelt worden, die die vorherrschenden Strömungsgrößen und geometrischen Eigenschaften an einem Punkt mit der Aufenthaltswahrscheinlichkeit an diesem Punkt vergleicht und prüft, ob und welche Zusammenhänge zwischen den jeweiligen Größen vorliegen. Diese kausalen Zusammenhänge können im Nachgang auf die Natur übertragen werden, da angenommen wird, dass die im Modell ermittelten Zusammenhänge in den getesteten Grenzen allgemeingültig anwendbar sind.

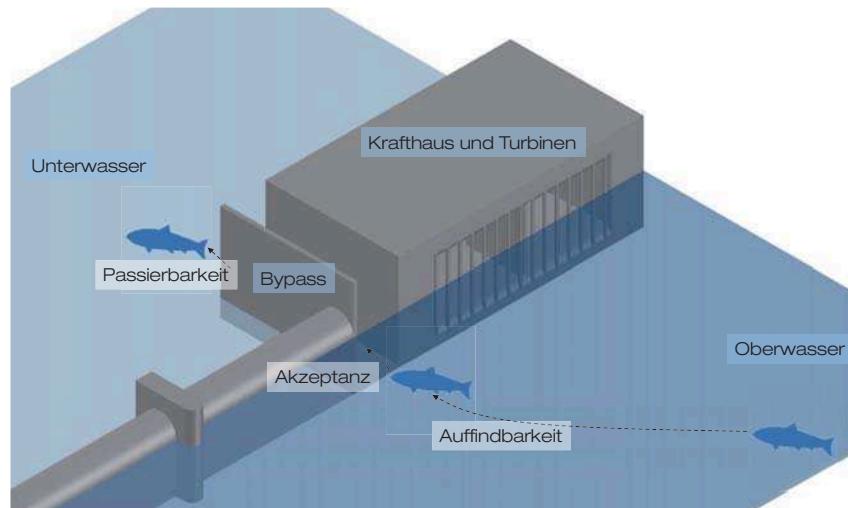


Abbildung 3.37: Systemskizze eines Bypasses mit den Beurteilungskriterien Auffindbarkeit, Akzeptanz und Passierbarkeit

### Methodik

Die Aufenthaltswahrscheinlichkeit wird mittels der Aufnahmen der Fischaugenkamera (vgl. Abschnitt 3.6.2) ermittelt. Die Kamera ist oberhalb des Beobachtungsbereichs angebracht und kann die Aufenthaltsorte der Fische in der Ebene  $z = 85$  mm aufnehmen. Die Aufenthalte werden für jedes Rasterkästchen bestimmt, wobei die Mitte der Rasterkästchen den Rasterpunkten der strömungsphysikalischen Messungen und der hydronumerischen Simulationen entspricht (Abbildung 3.38).

Die Auswertung der Videoaufnahmen erfolgt für jeden Versuch getrennt nach der Anströmgeschwindigkeit. Zur Auswertung wird die Software MATLAB 2015b der Firma TheMathWorks Inc genutzt.

Die Videos werden mit einer Bildrate von 3 Bildern pro Sekunde in die Auswertung eingeladen. Während der Auswertung werden die Punkte der zu analysierenden Bilder jeweils in Vorder- und Hintergrund eingeteilt. Ziel ist es, alle Bildpunkte, die Fische zeigen, dem Vordergrund zuzuordnen und alles andere dem Hintergrund. Dieser wird durch die Betrachtung vorangehender Bilder adaptiv ermittelt.

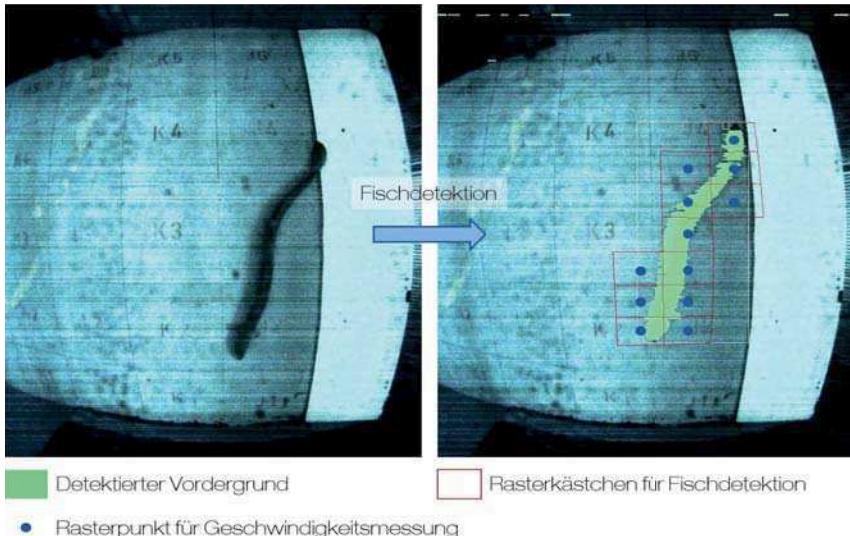


Abbildung 3.38: Ergebnis der Videoauswertung in Hinblick auf die Fischdetektion

Zur Zuweisung einzelner Bildpunkte zum Vordergrund oder Hintergrund wird für jeden Bildpunkt  $B_{x,y}$  eines zu analysierenden Bildes der Betrag der Farbdifferenz  $D_{x,y}$  zum Hintergrund  $H_{x,y}$  gebildet (Gleichung 3.4). Überschreitet dieser Betrag den Schwellenwert  $S$ , so wird der entsprechende Bildpunkt als Vordergrund klassifiziert (Gleichung 3.5).

$$D_{x,y} = |B_{x,y} - H_{x,y}| \quad 3.4$$

$$D_{x,y} = \begin{cases} > S, & \text{Vordergrund} \\ \leq S, & \text{Hintergrund} \end{cases} \quad 3.5$$

$$D_{x,y} = \text{Differenz der Farbwerte des aktuellen Bildes und des Hintergrunds an Position } x,y \quad [-]$$

$$B_{x,y} = \text{Farbwert des Bildpunktes an Position } x,y \quad [-]$$

$$H_{x,y} = \text{Farbwert des Hintergrunds an Position } x,y \quad [-]$$

$$S = \text{Schwellenwert} \quad [-]$$

Als nächster Schritt ist ein morphologischer Filter implementiert, welcher zur Rauschreduzierung eingesetzt wird. Hierbei werden Vordergrunddetektionen herausgefiltert, die kleiner als ein vordefinierter zusammenhängender Pixelbereich sind. Auf diese Weise können fehlerhafte Detektionen etwa von kleinsten Partikeln im Wasser oder Lichtreflexionen aus der Auswertung ausgeschlossen werden.

Aus den verbleibenden Vordergrunddetektionen wird berechnet, wie viele Bildpunkte in einem Rasterkästchen als Vordergrund detektiert werden. Überschreitet die Zahl einen Grenzwert, wird für das Bild das Rasterkästchen als mit Fischen belegt markiert. Auf diese Weise entsteht als Endergebnis der Auswertung eine Matrix, die pro Rasterkästchen die Anzahl der Bilder enthält, auf denen Fische detektiert wurden. Zusätzlich wird die Zahl der insgesamt untersuchten Bilder ausgegeben sowie die Zahl der Bilder, in denen mindestens ein Fisch über alle Rasterkästchen detektiert wurde.

Die absoluten Aufenthaltszahlen sind für sich genommen wenig aussagekräftig, da sie unter den Versuchen und den Anströmgeschwindigkeiten nicht vergleichbar sind, da die absolute Zahl der ausgewerteten Bilder variiert kann. Diese Variation kann durch leichte Verschiebungen des Start- oder Endzeitpunktes der Aufnahmen hervorruhen oder das nachträgliche manuelle Nachbearbeiten der Bilder. Ein Beispiel für die manuelle Nachbereitung ist das Herausschneiden von Störbewegungen, die eindeutig nicht Fischen zugeordnet werden können. In manchen Aufnahmen ist beispielsweise zu Beginn das Öffnen des Starttors zu sehen, was durch das Schneiden des Videos herausgenommen werden kann.

Um einen Beurteilungsparameter zu haben, der die Aufenthaltsorte der Fische über die verschiedenen Setups vergleichbar macht, wird an dieser Stelle die Aufenthaltswahrscheinlichkeit definiert (Gleichung 3.6). Diese gibt den Anteil der Bilder an, auf denen sich mindestens ein Fisch in einem Rasterkästchen aufgehalten hat, in Bezug zur Gesamtzahl der Bilder  $N_{\text{det}}$ , auf denen mindestens ein Fisch im gesamten Beobachtungsbereich detektiert wurde (Abbildung 3.39).

#### Definition Aufenthaltswahrscheinlichkeit

„Wahrscheinlichkeit des Fischaufenthaltes an einem Ort in Bezug zur insgesamt detektierten Anzahl von Fischaufenthalten in einem Beobachtungsbereich.“

Durch die Wahl der Gesamtzahl der Bilder mit Detektion ( $N_{\text{det}}$ ) als Grundmenge wird sichergestellt, dass die Aufenthaltswahrscheinlichkeit über die Versuche hinweg vergleichbar ist. In kürzeren Videos oder in Versuchen, in denen sich die Fische nur wenig im Beobachtungsbereich aufgehalten haben, sind auch die absoluten Zahlen des Aufenthalts gering. Das liegt jedoch weniger an der Attraktivität der Rasterkästchen, sondern eher an der Motivation der Fische oder der Dauer des Videos. Diese Ungleichheiten werden durch die Definition der Gleichung 3.6 ausgeglichen.

Damit die Datengrundlage der ausgewerteten Aufenthaltsorte ausreichend groß ist, wird als Kriterium für die Zulässigkeit eines Videos eine Bildzahl  $\geq 500$  für  $N_{det}$  angesetzt. Alle Videos mit geringeren Bildzahlen werden aus der Auswertung ausgeschlossen.

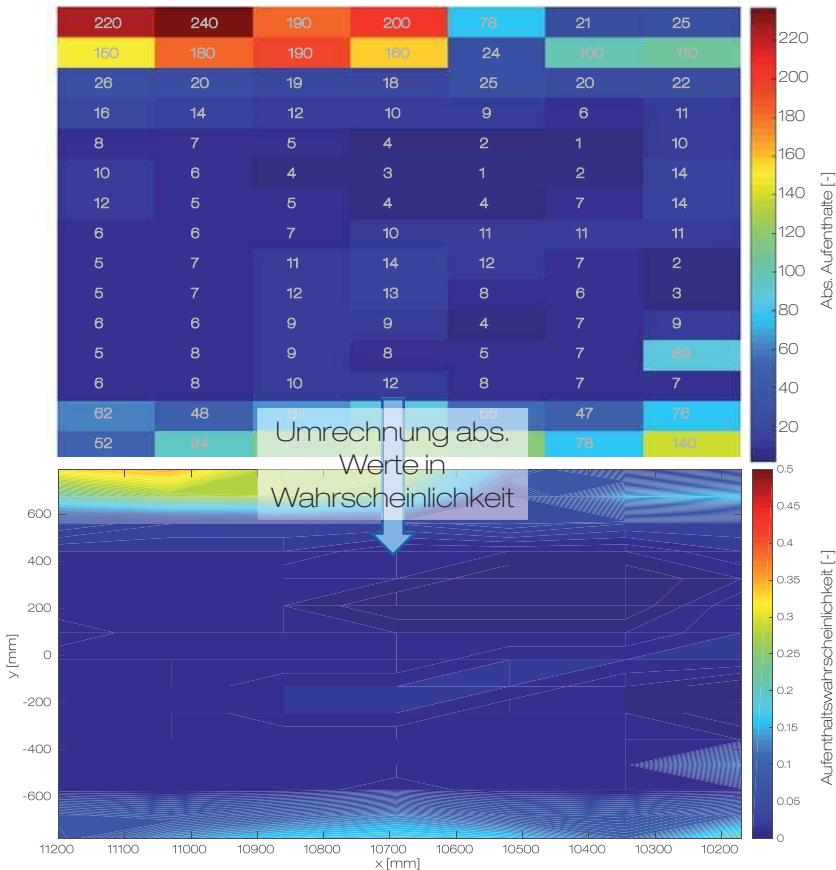


Abbildung 3.39: Umwandlung der absoluten Aufenthaltszahlen pro Rasterkästchen in Aufenthaltswahrscheinlichkeiten

$$A = \frac{n_{b,i}}{N_{det}} \cdot 100\% \quad 3.6$$

A = Aufenthaltswahrscheinlichkeit [%]

$n_{b,i}$  = Anzahl Bilder mit Fischdetektion in Rasterkästchen [-]

$$N_{det} = \text{Anzahl Bilder, in denen im gesamten Beobachtungsbereich mindestens ein Fisch detektiert wurde} \quad [^\circ]$$

Weitere Ausschlusskriterien für ein Video sind schlechte Lichtverhältnisse beziehungsweise eine schlechte Bildqualität, fehlende Fische, viele Fehldetections, die nicht herausgerechnet werden können, und fehlende Videos (Aufnahmefehler, Speicherfehler). Es ergeben sich für die vier Rechensetups und die Geschwindigkeiten insgesamt 70 gültige Videos mit Aalen, die ausgewertet werden können (Tabelle 3.25).

Tabelle 3.25: Zahl gültiger Videos zur Auswertung der Aufenthaltswahrscheinlichkeit für die Aalversuche

Rechenstababstand	Neigung	Anströmgeschwindigkeit	Anzahl gültige Videos
10 mm	70 °	0,3 m/s	5
		0,45 m/s	4
		0,6 m/s	5
		0,8 m/s	3
20 mm	70 °	0,3 m/s	7
		0,45 m/s	7
		0,6 m/s	7
		0,8 m/s	7
20 mm	30 °	0,3 m/s	4
		0,45 m/s	3
		0,6 m/s	2
		0,8 m/s	2
40 mm	70 °	0,3 m/s	4
		0,45 m/s	4
		0,6 m/s	3
		0,8 m/s	3

### Auswertung und Ergebnisse

Es wird geprüft, ob es zwischen der Aufenthaltswahrscheinlichkeit und Strömungs- sowie geometrischen Faktoren in den jeweiligen Rasterkästchen Zusammenhänge gibt. Als mögliche Faktoren kommen die Geschwindigkeit in x-, y- und z-Richtung, die absolute Geschwindigkeit ( $v_{mag}$ ), die turbulente kinetische Energie (TKE), der Abstand zur Wand ( $d_{Wand}$ ) und der Abstand zum Rechen ( $d_{Rechen}$ ) in Betracht. Die Prüfung eines Zusammenhangs erfolgt für alle Rechensetups und mittlere Anströmgeschwindigkeiten getrennt zunächst in Form einer Korrelationsanalyse. Es wird der Spearman-Rangkorrelationskoeffizient für alle Faktoren für alle Einzelversuche gebildet. Die Rangkorrelationskoeffizienten zeigen, dass lediglich für  $d_{Wand}$ ,  $v_x$ ,  $v_{mag}$  und ansatzweise TKE auf dem Signifikanzniveau von 5 % statistische Korrelationen auftreten (Abbildung 3.40).

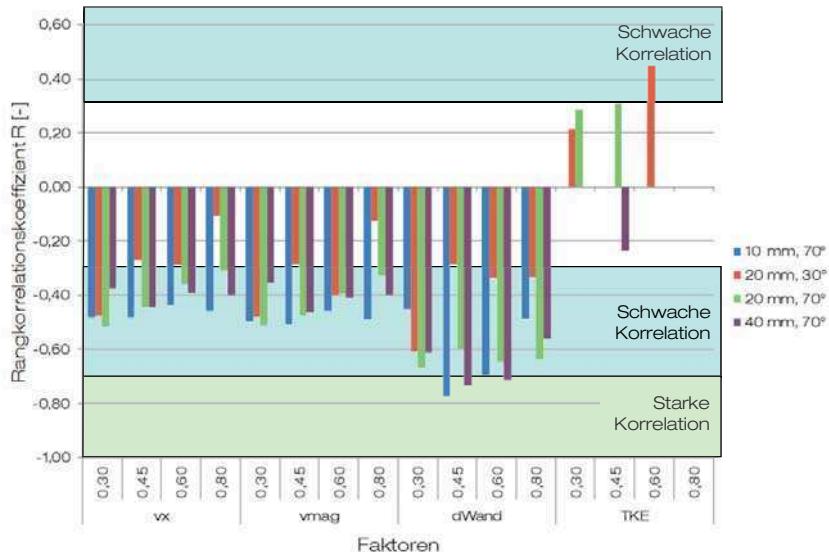


Abbildung 3.40: Stärke des Rangkorrelationskoeffizienten für die Faktoren  $v_x$ ,  $v_{mag}$ ,  $d_{Wand}$  und TKE

Die Faktoren  $d_{Wand}$ ,  $v_x$  und  $v_{mag}$  korrelieren dabei negativ mit der Aufenthaltswahrscheinlichkeit. Für den größten Teil der Setups liegt der Korrelationskoeffizient im Bereich schwacher Korrelation (0,3 bis 0,7) und für drei der getesteten Setupkombinationen liegt der Korrelationskoeffizient für  $d_{Wand}$  im Bereich starker Korrelationen ( $> 0,7$ ) (LEYER UND WESCHE, 2008). Da  $v_{mag}$  aus  $v_x$ ,  $v_y$  und  $v_z$  gebildet wird und  $v_x$  den Hauptanteil bildet, korrelieren die beiden stark miteinander. Zur weiteren Betrachtung von Zusammenhängen wird an dieser Stelle daher nur  $v_{mag}$  weiter betrachtet, da hier weniger Setups mit einem Korrelationskoeffizienten  $< 0,3$  auftreten.

Für TKE liegen nur für fünf der 16 Setupkombinationen signifikante Korrelationen vor, die zum Großteil positiv sind, aber unterhalb des Grenzwertes 0,3 liegen. Es kann somit nur eine sehr schwache Korrelation festgestellt werden, deren Richtung nicht eindeutig feststeht.

Als nächstes wird geprüft, wie der Zusammenhang zwischen den beiden Einflussfaktoren  $d_{Wand}$  und  $v_{mag}$  und der Aufenthaltswahrscheinlichkeit genau ausgeprägt ist. Die Darstellung der Aufenthaltswahrscheinlichkeit über  $d_{Wand}$  und  $v_{mag}$  zeigt, dass voraussichtlich kein rein linearer Zusammenhang vorliegt. Daher wird an dieser Stelle das Vorgehen zur Erstellung nichtlinearer Regressionsmodelle nach BACKHAUS ET AL. (2003) gewählt.

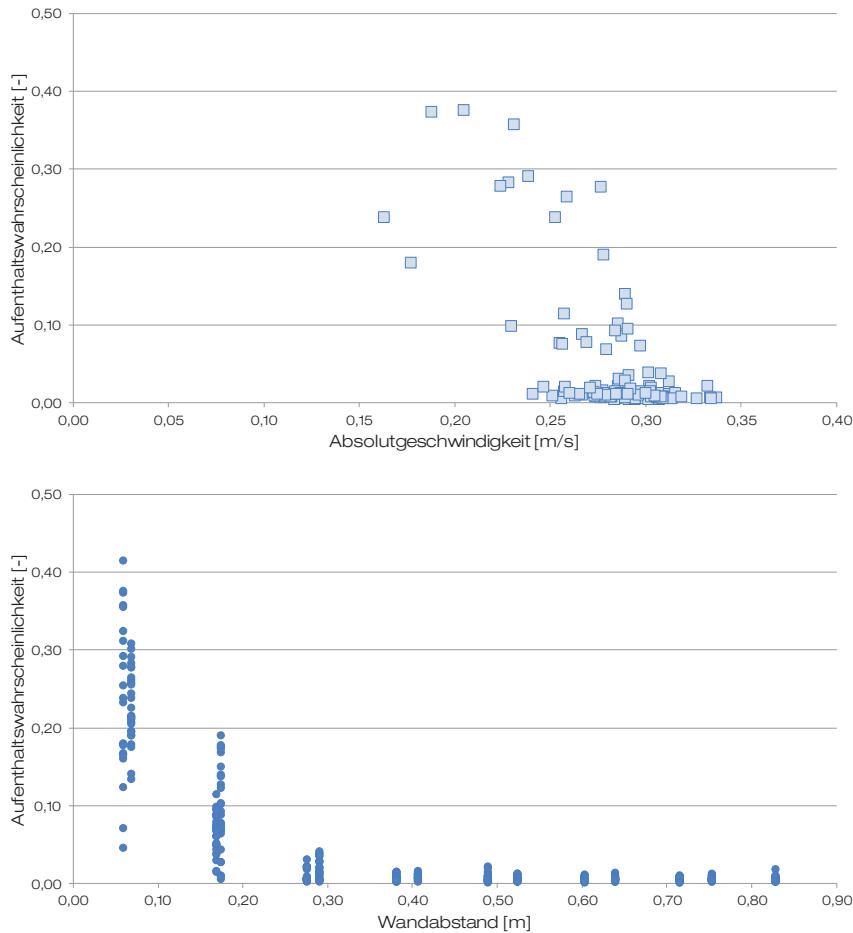


Abbildung 3.41: Visualisierung der Aufenthaltsrscheinlichkeit am Beispiel des 10 mm Rechens mit 70° Neigung, oben: in Abhängigkeit der Absolutgeschwindigkeit mit  $v_{Anström} = 0,3 \text{ m/s}$ , unten: in Abhängigkeit des Wandabstands

Im ersten Schritt werden die Daten visualisiert, um in einem zweiten Schritt mögliche Modellgleichungen für die vorliegenden Verteilungen zu formulieren. Es werden an dieser Stelle nur Modellgleichungen untersucht, die physikalisch sinnvolle Ergebnisse liefern. Da für beide Faktoren negative Korrelationen vorliegen, werden hier zwei Modelle getestet, die einen abnehmenden Verlauf in x-Richtung aufweisen (Gleichung 3.7 und 3.8, Abbildung 3.42).

Der dritte und vierte Schritt beinhaltet das Finden von Startwerten für die Berechnung der Regressionsgleichungen und die Berechnung dieser. Die Berechnung wird mit der Software GraphPad Prism 6.07 der Firma GraphPad Software, Inc. durchgeführt.

Im fünften und letzten Schritt werden die Modelle anhand geeigneter Parameter auf ihre globale Güte und Sachlogik geprüft. Als Beurteilungsparameter für die globale Güte wird hier das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) der Regressionsmodelle gewählt (Tabelle 3.26).

$$\text{Model 1: } y = a \cdot e^{-bx} + c \quad 3.7$$

$$\text{Model 2: } y = a \cdot x^{-b} \quad 3.8$$

$y$  = abhängige Variable, hier: Aufenthaltswahrscheinlichkeit [-]

$x$  = unabhängige Variable, hier:  $d_{\text{Wand}}$  bzw.  $v_{\text{mag}}$  [-]

$a$  = Schnittpunkt mit der y-Achse [-]

$b$  = Steigung [-]

$c$  = Plateau-Wert [-]

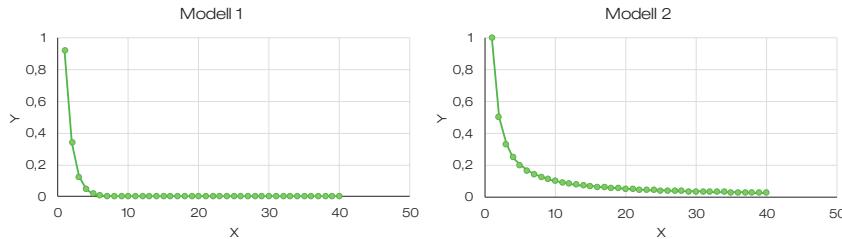


Abbildung 3.42: Beispielverlauf der vier gewählten nicht linearen Regressionsmodelle nach Gleichung 3.7 und 3.8

Bei Betrachtung der Bestimmtheitsmaße wird deutlich, dass für fast alle Modelle eine hohe Modellgüte erreicht wird ausgenommen das Setup 20 mm und 30°. Für dieses Setup sind auch bei den berechneten Korrelationen größtenteils sehr niedrige Werte herausgekommen. Dies kann an der Zahl der gültigen ausgewerteten Videos liegen, die im Vergleich zu den anderen Setups deutlich geringer ist (Tabelle 3.25).

Tabelle 3.26: Berechnete Bestimmtheitsmaße für die nichtlinearen Regressionsmodelle der Modellvarianten 1 und 2 (Gleichung 3.7 und 3.8), farblich hervorgehoben sind die Faktor-Setup-Kombinationen mit dem größten Bestimmtheitsmaß (grün: hohe Modellgüte, orange: niedrige Modellgüte)

Rechenstababstand	Neigung	Anströmgeschwindigkeit	V <sub>mag</sub>	d <sub>Wand</sub>	
			1	2	1
10 mm	70 °	0,3 m/s	92,6	91,4	96,5 96,3
		0,45 m/s	95,5	97,2	
		0,6 m/s	93,2	82,0	
		0,8 m/s	71,0	98,6	
20 mm	70 °	0,3 m/s	62,7	55,7	95,4 96,8
		0,45 m/s	85,1	82,5	
		0,6 m/s	96,6	97,3	
		0,8 m/s	61,8	56,2	
20 mm	30 °	0,3 m/s	34,3	68,7	42,9 46,2
		0,45 m/s	20,9	20,7	
		0,6 m/s	98,8	97,5	
		0,8 m/s	48,0	45,3	
40 mm	70 °	0,3 m/s	88,7	84,4	93,1 92,9
		0,45 m/s	20,9	19,0	
		0,6 m/s	98,9	97,7	
		0,8 m/s	83,2	69,9	

Die hohe Modellgüte der Setups mit 70° Neigung zeigt, dass es einen klaren Zusammenhang zwischen dem Wandabstand beziehungsweise der Absolutgeschwindigkeit und der Aufenthaltswahrscheinlichkeit gibt. Die Art der Bestimmungsgleichungen legt zudem nahe, dass die höchste Aufenthaltswahrscheinlichkeit in Wandnähe ( $d_{Wand} < 0,2 \text{ m}$ ) und bei allen Geschwindigkeitsetups im Bereich der niedrigen Fließgeschwindigkeiten auftreten.

Neben der Bewertung der Ergebnisse mittels der Modellgüte kann ebenfalls eine sachlogische Prüfung der Resultate erfolgen. Ein präferierter Aufenthalt der Blankaale in Wandnähe kann als plausibel angesehen werden, da Wände und andere Strukturen im Wasser den Tieren Schutz- und Versteckmöglichkeiten bieten und daher von Fischen bevorzugt aufgesucht werden. Auch die Präferenz von Bereichen mit niedrigen Strömungsgeschwindigkeiten ist sachlogisch erklärbar. In Bereichen, in denen es großräumig zu starken Änderungen der Fließgeschwindigkeiten kommt, suchen Fische zum Schutz vor Verdriften oder als Ausgangssituation für Suchbewegungen bevorzugt die Bereiche mit niedrigen, für sie sicheren Strömungsgeschwindigkeiten auf.

Für die Beantwortung der Forschungsfrage 3 lassen sich somit eindeutige funktionale Zusammenhänge feststellen. Die Erkenntnisse können beispielsweise in die Planung oder weitere Erforschung von Bypassöffnungen einfließen und bei der weiteren Optimierung der Fangorte der Schutzmaßnahme Fischen und Umsetzen (KLOPRIES ET AL., 2016) weiterhelfen.

### Verhalten: Zwischenergebnis 3

Es lassen sich eindeutige funktionale Zusammenhänge zwischen den Aufenthaltsorten der Blankaale und den hydraulischen und geometrischen Parametern feststellen. Die höchste Aufenthaltswahrscheinlichkeit tritt in Wandnähe ( $d_{Wand} < 0,2 \text{ m}$ ) und bei allen Anströmgeschwindigkeiten im Bereich der niedrigen Fließgeschwindigkeiten auf.

### 3.7.4 Zusammenfassung und Ausblick

Durch die Auswertung der Verhaltensbeobachtungen konnte gezeigt werden, dass die Verhaltensweisen in den ethohydraulischen Versuchen mit dem in Abschnitt 2.1.3 dargestellten natürlichen Verhalten vergleichbar sind und eine plausible Abbildung der Verhaltensweisen – auch der Filterwirkung und ihrer Einflussfaktoren – möglich ist. Die gewonnenen Ergebnisse sind somit geeignet, um die in Abschnitt 3.3.2 entwickelte Bestimmungsgleichung zu validieren. Es konnte daraufhin gezeigt werden, dass die im Modellversuch ermittelten Filterwirkungen innerhalb der Vorhersagegrenzen der Bestimmungsgleichung liegen und diese so innerhalb der Modellgrenzen validiert werden kann.

Mit Hilfe der neuen Daten aus den ethohydraulischen Versuchen lassen sich die Modellgüte und die Vorhersagegrenzen der Bestimmungsgleichung jedoch nicht weiter verbessern. Es liegt die Vermutung nahe, dass der zufällige Einfluss des Individualverhaltens so groß ist, dass bei einer analytischen Bestimmungsgleichung, wie sie hier genutzt wird, immer Unsicherheiten bestehen bleiben. Die Unsicherheit aufgrund des Individualverhaltens ließe sich jedoch teilweise reduzieren, indem weitere systematische Versuche durchgeführt würden. Hierbei wäre es vor allem von Interesse, die Körpergröße der Aale konkreter zu betrachten, indem mehrere Größenklassen von Tieren mit ausreichender Stichprobengröße getestet werden. Auch wäre es interessant, den getesteten Stabstand zu vergrößern, um eine größere Spannweite der getesteten  $B_{min}/\text{s}$ -Werte zu erhalten und die Wirkung von theoretisch physikalisch durchlässigen Rechenstababständen auf die Filterwirkung untersuchen zu können. Auch die Neigungen könnten noch genauer untersucht werden. Hier wäre es vor allem sinnvoll, die Variation der Neigung bei größeren Stababständen durchzuführen. Nur wenn der Rechenstababstand eine Passage des Rechens theoretisch ermöglicht, kann ein Einfluss der Neigung untersucht werden.

Bei allen zusätzlichen Untersuchungen wäre es empfehlenswert, die Untersuchungsmethodik der ethohydraulischen Untersuchungen beizubehalten. Das heißt, sowohl die Versuchsdauer als auch der Umgang mit den Tieren sollten nicht variiert werden, um die vorliegenden mit den zukünftigen Ergebnissen vergleichbar zu halten. In Hinblick auf die Versuchsdauer könnte eine Erhöhung sinnvoll sein, wenn neben der ersten Annäherung der Aale an den Rechen ebenfalls das längerfristige Verhalten berücksichtigt werden soll (vgl. Abschnitt 3.8.1).

Die Auswertung der Aufenthaltsorte der Blankaale im ethohydraulischen Versuch zeigt klar erkennbare Verhaltensmuster der Aale vor Rechen. Die bevorzugten Aufenthaltsorte in Wandnähe ( $d_{Wand} < 0,2 \text{ m}$ ) und bei niedrigen Fließgeschwindigkeiten können zur Optimierung der Fangorte

der Schutzmaßnahme Fischen und Umsetzen genutzt werden sowie für die geeignetste Positionierung von Bypassöffnungen. Beispielsweise würde sich auf Basis der Ergebnisse eine Positionierung einer Bypassöffnung seitlich neben einem Rechen am Gewässerrand anbieten. Diese Annahme der Übertragbarkeit der bevorzugten Aufenthaltsorte auf eine geeignete Positionierung der Bypassöffnung sollte in weiteren Labor- oder Freilanduntersuchungen überprüft werden.

Bei der Betrachtung aller Ergebnisse aus den ethohydraulischen Versuchen sollten trotz der vorliegenden hohen Plausibilität und Logik der Ergebnisse die zu erwartenden Modelleffekte und Modellgrenzen stets berücksichtigt werden.

### **3.8 Diskussion der zu erwartenden Modelleffekte**

Die Methodik der Ethohydraulik umfasst auf der einen Seite die Messung und Auswertung von strömungsphysikalischen Größen in einer Versuchsrinne und auf der anderen Seite die Beobachtung und Interpretation des Verhaltens von Fischen in derselben Versuchsrinne. Die Kombination der beiden Teilespekte ermöglicht es, unter kontrollierten Laborbedingungen Erkenntnisse bezüglich des kausalen Zusammenhangs zwischen dem Fischverhalten und der Strömungsgrößen beziehungsweise den strömungsbeeinflussenden Strukturen zu generieren. Bei Einhaltung der situativen Ähnlichkeit können diese kausalen Zusammenhänge in den getesteten Grenzen auch auf Naturbauwerke übertragen werden.

#### **3.8.1 Modelleffekte**

Obgleich ein ethohydraulisches Modell zur Untersuchung des Fischverhaltens zahlreiche Stärken und Vorteile gegenüber Naturuntersuchungen aufweist (Tabelle 3.5), kann die Güte der Modellergebnisse und deren Übertragbarkeit auf die Natur durch auftretende Modelleffekte eingeschränkt werden. Die Kenntnis über die Art und Ausprägung der Modelleffekte ist essentiell, um das Modell hinsichtlich der Reduzierung von Modelleffekten zu optimieren und die Übertragungsgrenzen der Ergebnisse auf die Natur zu kennen.

Die auftretenden Modelleffekte können in zwei Kategorien unterteilt werden. Einerseits treten durch die eingeschränkte situative Ähnlichkeit Modelleffekte auf, andererseits entstehen bei den Verhaltensbeobachtungen beziehungsweise bei dem Umgang mit den Versuchstieren Modelleffekte.

Ein Beispiel der eingeschränkten situativen Ähnlichkeit ist das gewählte Ausschnittsmodell des Rechens. Auch wenn nicht der Einlaufbereich einer konkreten Wasserkraftanlage abgebildet wird, muss der Modellrechen den Ansprüchen technischer Umsetzbarkeit genügen. Der im Modell gewählte Rechenfuß ( $H = 0,085 \text{ m}$ ) verdeckt etwa 10 % des durchflossenen Querschnitts und wirkt sich daher stark auf die Strömung aus (vgl. KRIEWITZ-BYUN, 2015). Bei einem Rechen an einer Wasserkraftanlage mit einer Rechenhöhe von mehreren Metern kann ein Rechenfuß mit vergleichbaren Abmessungen eingesetzt werden, dieser würde jedoch einen deutlich geringeren Anteil des Querschnitts bedecken und sich somit auch geringer auf die Strömung auswirken. Die im Modell dargestellte Rechensituation kann daher nur bedingt auf die gesamte Wassersäule eines Rechens an einer Wasserkraftanlage übertragen werden. Vielmehr lassen sich die Ergebnisse nur auf die Situation an der Sohle anwenden. Ein weiterer Aspekt der eingeschränkten situativen Ähnlichkeit ist das Fehlen eines konstruktiven Hinterbaus des Rechens im Modell.

Für die strömungsphysikalischen Messungen können Modelleffekte hinsichtlich der Randeffekte der Versuchsrinne identifiziert werden. Durch die Rinnenwände und deren Oberflächenrauheit kommt es zu reduzierten Fließgeschwindigkeiten an den Rändern des Modells, welche in der Natur in dem Maß nicht vorkommen. Eine weitere Veränderung der Strömung im Modell im Vergleich zur Natur ergibt sich aus dem Ausschnittsmodell. Neben dem Rechen werden im Modell keine weiteren Anlagenteile (Turbine, Wehr, Wehrpfeiler, Fischaufstiegsanlage, Schleuse) abgebildet. Diese Strukturen haben in der Natur einen nicht unerheblichen Einfluss auf das Strömungsbild vor dem Rechen und können zu Geschwindigkeitsschwankungen, Querströmungen oder Wirbelbildungen führen. Durch die Vernachlässigung dieser Elemente im Modell ist die dort abgebildete Strömung wesentlich homogener als in der Natur. Da die Herangehensweise der Ethohydraulik jedoch darauf beruht, aus der Strömung im Modell und den ermittelten kausalen Zusammenhängen Rückschlüsse auf die Natur zu ermöglichen, schränken die genannten Aspekte weniger die Güte der Aussagen ein als das Anwendungsspektrum dieser. Die Aussagen an sich sind für die betrachtete Strömung gültig. Es kann jedoch sein, dass es Bereiche in der Natur beispielsweise am Übergang zwischen Wehr und Rechen gibt, auf die die erarbeiteten Aussagen nicht angewendet werden können. In einer künftigen Transferphase (ADAM UND LEHMANN, 2011) könnte unter Berücksichtigung der Erkenntnisse dieser Arbeit als auch weiterer Labor- und Freilanduntersuchungen die Übertragbarkeit auf Naturbauwerke untersucht werden.

Hinsichtlich der biologischen Aspekte, welche sich bei der Verhaltensbeobachtung und dem Umgang mit den Fischen auswirken, stellen sich ebenfalls Modelleffekte ein. Für den Einsatz der Tiere im Modell müssen diese zuvor gefangen (Wildfang) und gehältert werden. Dabei kann es zu erhöhtem Stress für die Tiere kommen. Dieser wiederum kann dazu führen, dass sich die Tiere anders verhalten als unter Naturbedingungen. Allerdings ist auch in der Natur das Anschwimmen auf eine Wasserkraftanlage mit außerordentlichen Belastungen für den Fisch (Lärm, hohe Fließgeschwindigkeiten, fehlende Versteckmöglichkeiten durch Betonbauweise) verbunden, was ebenfalls zu Stress führen kann. Der Stresslevel im Labor wird durch eine Eingewöhnungsphase von mindestens einem Tag vor dem Einsatz im Versuch so niedrig wie möglich gehalten, um einen Angleich der Stresslevel in Natur und Labor zu erreichen.

Ein weiterer Punkt, der Einfluss auf das Verhalten der Probanden haben kann, ist die Wassertemperatur in dem Versuchsstand. Diese liegt mit 10 °C bis 20 °C während des Versuchszeitraums innerhalb des Spektrums, das auch in der Natur vorkommen kann. Im Verlauf einer Versuchsphase erhöht sich die Wassertemperatur jedoch kontinuierlich und wird spätestens ab einem Grenzwert von 20 °C durch Tausch des Wassers mit Frischwasser wieder herunter gekühlt (Abbildung 3.43). Durch diese unstetige Wassertemperatur und die teilweise hohen Temperaturen > 17 °C kann es zu anderen Verhaltensweisen der Tiere kommen als in der Natur. Allerdings ist der größte Effekt der hohen Wassertemperaturen eine verringerte Abwanderungsmotivation der Blankaale. Da die Datensätze mit wenig motivierten Aalen aus der Auswertung per se ausgeschlossen werden, kann davon ausgegangen werden, dass die ausgewerteten Daten durch diesen Modelleffekt nicht bedeutend beeinträchtigt werden.

Schließlich stellt die Versuchsdauer einen weiteren Modelleffekt dar. Das Verhalten der Aale wird pro Anströmgeschwindigkeit 15 Minuten lang beobachtet und aufgenommen. In der Realität kann die Aufenthaltszeit eines Aals vor einer Wasserkraftanlage deutlich länger dauern, weshalb hier

nur die ersten Reaktionen eines Aals beim Anschwimmen des Rechens betrachtet werden können. Ob die Aale nach den 15 Minuten weitere oder andere Verhaltensweisen zeigen, kann daher nicht angegeben werden. Dieser Aspekt muss bei der Übertragung auf die Natur berücksichtigt werden.

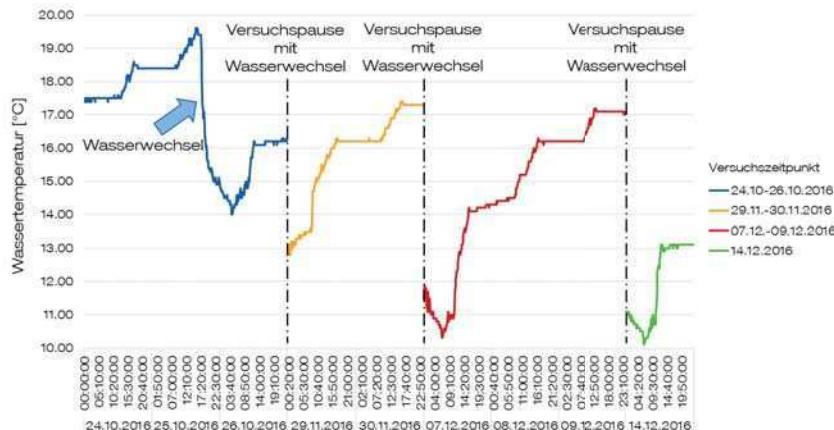


Abbildung 3.43: Wassertemperatur im Versuchsstand während der Versuche mit den Blankaaalen

### 3.8.2 Stichprobengröße

Ein weiterer Faktor, welcher die Güte und Aussagekraft der Ergebnisse der ethohydraulischen Versuche beeinflussen kann, ist die Stichprobengröße. Eine Stichprobe umfasst eine Teilmenge der gesamten Population (alle abwandernde Blankaale), welche zur möglichst exakten Schätzung der Population (und deren Eigenschaften) genutzt wird. Die Schätzung wird dann genauer, wenn die Stichprobe möglichst groß und repräsentativ für die Gesamtpopulation ist (RASCH ET AL., 2008). Bei zu kleinen Stichproben besteht die Möglichkeit, dass Effekte erkannt werden, die zufällig in der Stichprobe auftreten, aber nicht repräsentativ für die Population sind. Auch können Effekte, die nur schwach in der Population ausgeprägt sind, bei zu kleinen Stichproben übersehen werden.

Eine Möglichkeit, die erforderliche Mindestgröße einer Stichprobe abzuschätzen, liegt in der Resource Equation von MEAD (1988) (Gleichung 3.9). Für einen Informationsgehalt von  $E > 10$ , können weitestgehend verlässliche Aussagen anhand der Stichprobe getroffen werden. Nimmt der Informationsgehalt Werte über 20 an, so wird eine in Hinblick der Ressourcennutzung suboptimalen Stichprobengröße angenommen.

$$E = N - T \quad 3.9$$

$$E \quad = \quad \text{Informationsgehalt einer Stichprobe} \quad [-]$$

$$N \quad = \quad \text{Freiheitsgrad der durchgeföhrten Versuche} \quad [-]$$

$$T = \text{Freiheitsgrad der getesteten Versuchssetups} [-]$$

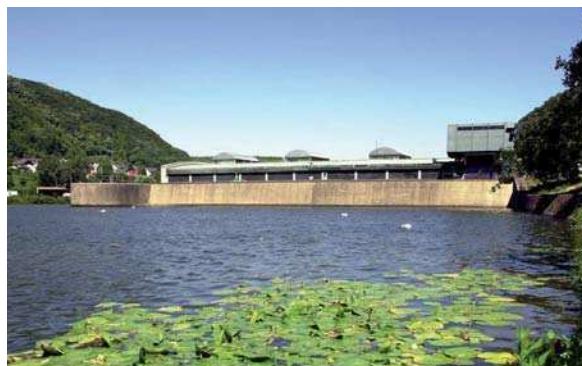
Die vorliegenden ethohydraulischen Untersuchungen werden in zwei Gruppen geteilt: Test des Einflusses des Stababstands und Tests des Einflusses der Neigung (vgl. Tabelle 3.11). In beiden Gruppen kommt neben dem genannten Parameter die Anströmgeschwindigkeit als veränderlicher Parameter hinzu. Es zeigt sich, dass sich für beide Gruppen Werte  $E > 10$  ergeben (Tabelle 3.27) und daher keine gravierenden Defizite bei der Stichprobengröße vorliegen. Eine größere und vor allem gleichmäßige Stichprobengröße bei den unterschiedlichen Setups würde die Belastbarkeit und Trennschärfe der Ergebnisse der statistischen Tests jedoch noch weiter verbessern.

Tabelle 3.27: Ergebnisse der Resource Equation (Gleichung 3.9) für die im OVeR-Projekt vorliegenden Stichprobengrößen

Gruppe	Versuchssetups	Versuche	N	T	E
Rechenstababstand (und $v_{\text{Anström}}$ )	$3*4=12$	37	36	11	25
Neigung (und $v_{\text{Anström}}$ )	$2*4=8$	27	26	7	19

### 3.9 Integration der Ergebnisse in ein Modell für die Mosel

Das Ziel dieser Arbeit ist es, ein Praxiswerkzeug zu entwickeln, mit dem die Abwanderung von Blankaalen über den lateralen Wanderweg Rechen und Krafthaus ganzheitlich beschrieben werden kann. Hierfür wird der in diesem Kapitel entwickelte Teil des Werkzeugs beispielhaft für die Rechenanlage des Moselkraftwerks Lehmen angewendet (Abbildung 3.44).



Kraftwerk Lehmen

Mosel-km 21  
Leistung = 20 MW

Rechen:  
 $s = 100 \text{ mm}$   
 $\beta = 75^\circ$   
 $\theta = 90^\circ$

Abbildung 3.44: Wasserkraftanlage Lehmen (Mosel) mit Rechenparametern (Foto: RWE Power, 2015)

Für die Mosel liegen aus unterschiedlichen fischereibiologischen Studien und Freilanduntersuchungen Daten zu der Körpergröße der gefangenen Blankaale vor (RADKE, 2009; GIER ET AL., 2011). Als Wert für die in Gleichung 3.11 erforderliche minimale Körpergröße wird aus den Größenspektren dieser Studien soweit möglich das 25 % Quartil genutzt (Tabelle 3.28). Das heißt, 75 % aller gefangener und vermessener Blankaale waren größer als dieser Wert. Zwischen den

Studien gibt es leichte Abweichungen bei der so ermittelten minimalen Größe, welche möglicherweise auf den Zeitpunkt der Abwanderung zurückgeführt werden können. Mit den sich aus diesen Daten ergebenden  $k_{fw}$ -Werten (Tabelle 3.28, letzte Spalte) wird die Filterwirkung für das Kraftwerk Lehmen bestimmt.

$$FW = \tanh(0,6502 \cdot k_{fw}) \quad 3.10$$

$$k_{fw} = \frac{B_{min}}{s \cdot \sin(\beta) \cdot \sin(\theta)} \quad 3.11$$

$k_{fw}$  = dimensionsloser Faktor zur Bestimmung der Filterwirkung [-]

$B_{min}$  = Minimale Körperbreite eines Blankaals =  $0,03 \cdot L_{min}$  [mm]

$s$  = Stababstand [mm]

$\beta$  = Vertikaler Neigungswinkel [°]

$\theta$  = Horizontaler Neigungswinkel [°]

Tabelle 3.28: Größenspektren der an der Mosel gefangenen Blankaale inklusive des 25 %-Quartils

Studie	Zeitraum	Größenspektrum	25%-Quartil	$k_{fw}$
RADKE (2009)	Sept./Okt. 2008	50 cm bis 91 cm	61 cm	0,19
GIER ET AL. (2011)	Nov. 2009	30 cm bis 90 cm	65 cm	0,20
GIER ET AL. (2011)	Nov. 2010	60 cm bis 90 cm	70 cm	0,22

Als Ergebnis ergibt sich für die drei Größenspektren für den Rechen der Wasserkraftanlage Lehmen ( $s=100$  mm,  $\beta=75^\circ$ ,  $\theta=90^\circ$ ) eine Filterwirkung von 0,12 bis 0,14 (Abbildung 3.45). Das bedeutet, der installierte Rechen stellt rechnerisch für 12 % bis 14 % der abwandernden Blankaale beim Anschwimmen auf den Rechen eine Barriere dar. An der Anlage steht kein alternativer Wanderweg in Form eines Bypasses zur Verfügung, sondern die abwandernden Aale können alternativ zum Rechen nur über das Wehr, die Schleuse oder die Fischaufstiegsanlage abwandern. So kann es sein, dass die Tiere, die beim ersten Anschwimmen durch den Rechen zurückgehalten (gefiltert) werden, beim zweiten oder dritten Anschwimmversuch trotzdem durch den Rechen schwimmen. Es ergibt sich rein rechnerisch zwar eine Filterwirkung von 0,12 bis 0,14, praktisch kann es jedoch sein, dass trotzdem alle abwandernden Aale durch den Rechen gehen. Somit wären 86 % bis 100 % der Blankaale der turbinenbedingten Schädigung ausgesetzt (Abbildung 3.46), die während der Kraftwerkspassage auftritt. Die Höhe der Schädigung und die zugehörigen Einflussfaktoren und Schädigungsmechanismen werden im nachfolgenden Kapitel 4 beschrieben.

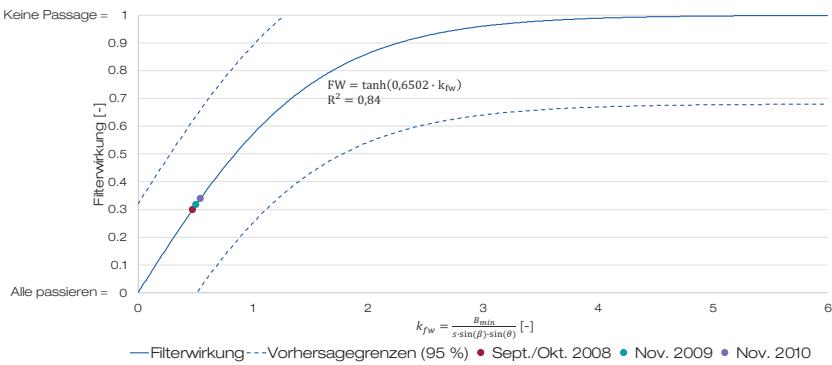
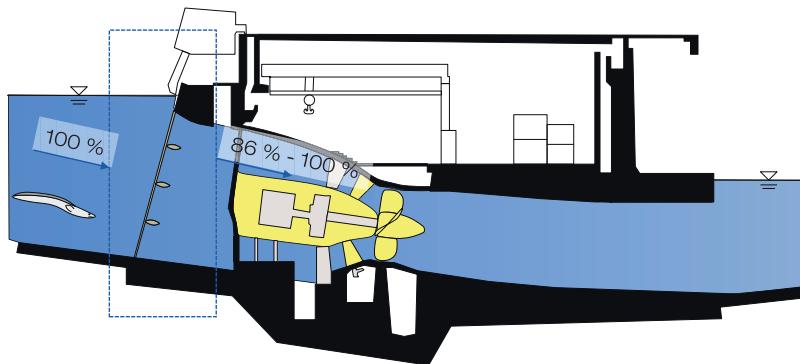


Abbildung 3.45: Berechnete Filterwirkung für die Wasserkraftanlage Lehmen

### Kapitel 3

#### Ergebnis: Filterwirkung



$$\text{Filterwirkung} = \tanh(0,6502 \cdot k_{fw})$$

Abbildung 3.46: Ergebnis Untersuchungsschwerpunkt 1 am Beispiel des Kraftwerks Lehmen

## 4 Prozesse innerhalb einer Turbine

### 4.1 Einleitung

Wie in Abschnitt 2.5 dargestellt stellt die Turbine neben dem Rechen den zweiten kritischen Gefährdungsbereich hinsichtlich der Schädigung von abwandernden Fischen an einer Wasserkraftanlage dar. Die bisherigen Forschungen im Bereich der Turbinenschädigung beruhen weitestgehend auf Beobachtungen aus dem Freiland, in denen durch den Fang von abwandernden Fischen aus dem Unterwasser einer Wasserkraftanlage Mortalitätsziffern, Schädigungsmerkmale (u. a. Prellungen, Blutergüsse und Zertrennung) und mögliche Schädigungsursachen abgeleitet wurden. Diese Erkenntnisse sind zum Teil in die Entwicklung der derzeit vorhandenen Prognosemodelle zur Abschätzung der Fischschädigung eingeflossen (vgl. Abschnitt 2.4). Der Nachteil dieser Prognosemodelle ist jedoch, dass alle (zumindest anteilmäßig) auf empirischen Daten beruhen und somit keine prozessbezogenen Aussagen bezüglich der Schädigung getroffen werden können.

Eine Möglichkeit, die Schädigung abwandernder Fische während der Turbinenpassage zu reduzieren, welche alternativ oder in Ergänzung zu Rechen-Bypass-Systemen genutzt werden kann, ist die Anwendung sogenannter fischangepasster Betriebsweisen (vgl. Abschnitt 2.3). Solche angepassten Betriebsweisen beruhen häufig darauf, dass andere Parameterkombinationen (z.B. Schaufelstellung und Beaufschlagung) gewählt werden als im Normalbetrieb und somit die ablaufenden Prozesse innerhalb der Turbine geändert werden. Solange Prognosemodelle die ablaufenden Prozesse während der Turbinenpassage nicht abbilden können, können sie nicht zuverlässig zur Beurteilung der Auswirkungen unterschiedlicher Betriebsweisen einer Turbine beziehungsweise einer Wasserkraftanlage genutzt werden.

### 4.2 Forschungsfrage, Zielsetzung und Vorgehensweise

Eine Möglichkeit, ein Modell zur Prognose der Fischschädigung während der Turbinenpassage zu entwickeln, welches die ablaufenden Strömungsprozesse innerhalb der Turbine berücksichtigt, ist die Nutzung eines hydronumerischen Modells. Auf diese Weise ist es möglich, eine phänomenologische Beschreibung und eine stochastische Analyse hinsichtlich der ablaufenden Schädigungsprozesse durchzuführen und unterschiedliche Varianten einer angepassten Betriebsweise zu untersuchen, bevor sie an einer Wasserkraftanlage umgesetzt werden.

Um als praxisrelevantes Werkzeug genutzt zu werden, muss ein solches hydronumerisches Modell in der Lage sein, mit möglichst geringem Berechnungsaufwand und geringen Kosten die Strömungsprozesse innerhalb einer Turbine möglichst genau abzubilden und dabei die Kräfte, die auf die abwandernden Fische wirken, zu ermitteln.

### Forschungsfrage

„Ist es möglich mit Hilfe eines hydronumerischen Modells einer Turbine die Schädigungsprozesse innerhalb einer Turbine abzubilden und auf dieser Grundlage eine Bewertung unterschiedlicher Betriebsweisen einer Wasserkraftanlage durchzuführen?“

Ziel des zweiten Arbeitsschwerpunktes dieser Arbeit ist es, mit Hilfe eines hydronumerischen Modells Hinweise auf die ablaufenden Schädigungsprozesse innerhalb einer Turbine zu gewinnen und eine Bewertung unterschiedlicher Betriebsweisen einer Wasserkraftanlage durchzuführen, die auf den in der Turbine ablaufenden Prozessen beruht.

Hierfür werden am Beispiel einer Kaplanturbine für zwei Grundsetups der Turbine und daraus resultierend fünf verschiedene Betriebsweisen die Strömungsprozesse berechnet und anhand der in Abschnitt 2.2.4 beschriebenen Schädigungsursachen (Druckeffekte, Kollisionen sowie Scherkräfte und Turbulenzen) bewertet. Da Messdaten zu den Strömungsprozessen in der untersuchten Kaplanturbine fehlen, findet die Validierung der Berechnungsergebnisse anhand bekannter Parameterverläufe anderer Turbinen statt. Eine Überprüfung des zugrundeliegenden Bewertungsschemas der Schädigungsprozesse erfolgt anhand der Ergebnisse von Freilanduntersuchungen zur Fischschädigung an ähnlichen Wasserkraftanlagen.

## 4.3 Kraftwerksbetrieb und Turbinen

### 4.3.1 Betriebszustände

Der Betriebszustand einer Turbine wird durch den vorliegenden Turbinendurchfluss und der dazu gehörigen Turbinenleistung beziehungsweise dem Wirkungsgrad beschrieben. Das wirtschaftliche Ziel des Betriebs einer Wasserkraftanlage ist es, diese so zu regeln, dass für die gewählten Betriebszustände die bestmöglichen Wirkungsgrade erreicht werden (GIESECKE UND MOSONYI, 2005). Eine Möglichkeit, dies für Laufwasserkraftwerke mit stark schwankenden Abflüssen wie den Moselkraftwerken zu erreichen, ist die Nutzung doppelt regulierter Kaplanturbinen. Diese weisen zur Einstellung des Betriebszustandes im Wesentlichen die beiden Regelungsarten Leitradregelung und Laufradregelung auf.

Durch die Einstellung des Leitrades wird zum einen geregelt, mit welcher Fließgeschwindigkeit und in welchem Winkel das durchströmende Wasser auf die Laufradschaufeln trifft. Zum anderen kann über die Öffnung des Leitapparats der Durchfluss durch die Turbine und somit die Kraftwerksleistung eingestellt werden.

Wenn das Wasser durch die Leitschaufeln fließt, wird es in eine Drallbewegung versetzt und erhält somit neben der Axialkomponente ebenfalls eine Tangentialkomponente, mit der es auf die unterhalb positionierten Laufradschaufeln trifft. Der Winkel und die Geschwindigkeit, mit der das Wasser auftrifft, sind dabei die ausschlaggebenden Faktoren für die Kraftübertragung des Wassers auf die Schaufeln und somit für die Leistungserzeugung. Die optimale Ausnutzung der Bewegungsenergie des Wassers wird dann erreicht, wenn das Wasser nach dem Auftreffen auf die

Laufradschaufeln möglichst „gerade“ abströmt. Das bedeutet, im optimalen Fall hat das abströmende Wasser keine Radial- oder Tangentialkomponente. Zur Optimierung der Kraftübertragung können daher die Laufradschaufeln ebenfalls reguliert werden. So ergibt sich für jeden Turbinendurchfluss  $q_i$  eine wirkungsgradoptimale Kombination aus Leit- und Laufradstellung. Dieser Zusammenhang aus Leit- und Laufradstellung ist für jede Wasserkraftanlage aufgrund der jeweils vorliegenden geometrischen und hydraulischen Randbedingungen einzigartig.

#### Definition *Betriebsweise*

„Schema zur Aufteilung des Gesamtdurchflusses  $Q_{\text{ges}}$  auf die Turbinen und zur Steuerung der Umdrehungsgeschwindigkeit.“

#### Definition *Betriebszustand*

„Festlegung der Umdrehungsgeschwindigkeit, der Laufradschaufelstellung sowie der Leitapparatstellung für einen Turbinendurchfluss  $q_i$ . Je nach Betriebsweise kann der Betriebszustand einer Turbine für denselben Turbinendurchfluss  $q_i$  variieren.“

### 4.3.2 Betriebsweisen

#### *Normalbetrieb*

Neben der Untersuchung der ablaufenden Schädigungsprozesse in einer Turbine beruht das Ziel der Untersuchungsphase darauf, mit Hilfe des numerischen Modells zu prüfen, ob eine angepasste Betriebsweise einer Wasserkraftanlage eine Reduzierung des Mortalitätsrisikos bewirken kann. Um die Auswirkungen einer angepassten Betriebsweise beurteilen zu können, muss zunächst anhand des sogenannten Normalbetriebs der Ausgangszustand untersucht werden.

Der Betrieb der Moselkraftwerke wird durch die Einhaltung eines festen Stauziels in der oberstrom gelegenen Stuhaltung beschränkt. Das bedeutet, es kann nur so viel Wasser über das Kraftwerk, das Wehr und sonstige Abflusswege abgeführt werden, wie aus der Stuhaltung zufließt. Mit Hilfe einer Abfluss- und Stauzielregulierung (ASR) wird festgelegt, wie die Aufteilung zwischen Wehrabfluss und Kraftwerksabfluss erfolgt (KLOPRIES ET AL., 2016). Der Gesamtabfluss, der durch das Kraftwerk geleitet wird, ist somit von den Bedingungen im Oberwasser abhängig und kann nicht beliebig gesteuert werden.

Die Aufteilung des Gesamtabflusses auf die vier Turbinen der Moselkraftwerke ist jedoch frei steuerbar und hängt von den Turbinenparametern Mindest- und Maximalbeaufschlagung, den Betriebsstunden sowie äußeren Einflussparametern wie der Abflussprognose oder erhöhtem Schleusungsaufkommen ab (KLOPRIES ET AL., 2016). Im Normalbetrieb erfolgt die Steuerung der Turbinen vollautomatisch über das sogenannte Joint-Control (RWE Power AG, 2001). Das Grundprinzip des Joint-Control ist es, die aktiven Turbinen möglichst gleichmäßig zu beaufschlagen und im wirkungsgradoptimalen Bereich zu betreiben. Durch eine festgelegte Leitschaufel-Laufrad-

schaufel-Beziehung wird für jeden gegebenen Turbinendurchfluss immer der jeweils optimale Wirkungsgrad erreicht. Über die verschiedenen Durchflüsse hinweg ändert sich jedoch die Höhe des maximal möglichen Wirkungsgrads (0 % bis 91,7 %) mit dem größten Wirkungsgrad bei 80 m<sup>3</sup>/s bis 90 m<sup>3</sup>/s für die Moselkraftwerke (KLOPRIES ET AL., 2016).

#### *Angepasste Betriebsweise*

Die Aufteilung vom Gesamtdurchfluss kann vom Joint-Control abweichen, um beispielsweise die in Abschnitt 2.3 dargestellte fischangepasste Betriebsweise einzustellen. Durch die größeren Öffnungswinkel der Turbinenschaufeln soll eine Reduzierung der Fischschädigung erreicht werden. Die Höhe der Reduzierung hängt dabei vom Zeitpunkt und der Häufigkeit der Umstellung sowie dem vorherrschenden Turbinendurchfluss ab. Diese Parameter beeinflussen ebenfalls, wie groß der Einfluss auf den Wirkungsgrad ist, der sich aus der Abweichung vom (optimalen) Normalbetrieb ergibt.

Berechnungen auf Grundlage der Kraftwerksdaten der Moselkraftwerke von den Jahren 2013 bis 2017 zeigen, dass sich für die 10 Moselkraftwerke in zwei Beispieljahren im Durchschnitt eine Reduzierung der Mortalitätsziffer von 0,18 % / 0,31 % beziehungsweise 0,69 % / 2,52 % ergibt (Anhang B.1), wenn davon ausgegangen wird, dass alle Blankaale während der Zeitpunkte des fischangepassten Betriebs abwandern. Diese Werte sind mit den Prognosemodellen von GOMES UND LARINIER (2008) beziehungsweise TURNPENNY ET AL. (2000) berechnet worden. Für den Einfluss auf die Energieerzeugung ergibt sich für beide Jahre eine Reduktion von durchschnittlich 0,02 % pro Jahr bei 14 Umstellungen pro Jahr. Das kommt einer Reduzierung der erzeugten Energie von 13.684 kWh für das Jahr 2016 beziehungsweise 10.849 kWh für das Jahr 2017 pro Wasserkraftanlage gleich. Die Berechnung und die zugrundeliegenden Daten sind Anhang B.1 zu entnehmen.

#### *Alternative Umstellung*

Da die Höhe der Schädigungsreduzierung selbst für einen optimal abgestimmten fischangepassten Betrieb recht gering zu sein scheint, wird in dieser Arbeit eine weitere Alternative des fischangepassten Betriebs betrachtet. Am wenigsten schädlich für abwandernde Fische wäre es, wenn diese die Turbinen gar nicht passieren müssten und stattdessen über einen alternativen Wanderweg abwandern könnten. Der Bau eines wirksamen, konstruktiv umsetzbaren und wirtschaftlich tragfähigen Rechen-Bypass-Systems unterliegt derzeit jedoch noch den in Kapitel 3 behandelten Herausforderungen. Eine Abschaltung der Turbinen bei gleichzeitiger Öffnung des Wehres während der Abwanderung ist ebenfalls denkbar. Es ist jedoch unklar, inwieweit abwandernde Blankaale einen solchen oberflächennahen Abwanderungskorridor annehmen (HOLZNER, 2000). Unterschiedliche Wehrtypen sowie Anordnungen von Wehr und Krafthaus können die Annahme des Abwanderungskorridors ebenfalls beeinflussen. Speziell an der Mosel kommt hinzu, dass die Einhaltung des Stauziels primär über die Wasserkraftanlage erfolgen soll und der Anlagenbetreiber eine Umstellung auf den Wehrabfluss nicht alleine vornehmen kann.

Alternativ steht die Möglichkeit zur Verfügung, dass die Blankaale durch die Turbinen abwandern, die Laufradschaufeln jedoch auf die größtmögliche Öffnung (90°) gestellt werden und gleichzeitig das Laufrad zum Stillstand gebracht wird. Auf diese Weise würde zwar keine Energie erzeugt werden, durch die reduzierte Drehzahl und den vergrößerten Öffnungswinkel könnte jedoch die

Wahrscheinlichkeit einer Kollision der Fische mit den beweglichen Anlagenteilen reduziert werden. Gleichzeitig könnten sich aufgrund des Stillstands des Laufrads die Tangentialkomponenten der Fließgeschwindigkeit verringern, wodurch es zu einer geringeren Druckänderung in der Turbine kommen könnte und somit zu weniger Schädigungen durch Druckdifferenzen.

Der Stillstand des Laufrads könnte durch die Installation einer Bremse für die Laufradnarbe realisiert werden. Der erforderliche Platzbedarf sowie die technische Umsetzbarkeit einer solchen Bremse müssen für jeden Standort individuell geprüft werden. Allerdings käme es während der Umstellung zu erheblichen Erzeugungsverlusten. Werden die Daten aus Anhang B.1 angesetzt, hätte sich bei der Umsetzung dieser Alternative für das Jahr 2016 eine Reduzierung der Kraftwerksleistung von etwa 1,4 Mio. kWh pro Wasserkraftanlage ergeben, was etwa 2 % der jährlichen Energieproduktion entspricht. Bei einem durchschnittlichen Großhandelsstrompreis von etwa 29 €/MWh (BUNDESNETZAGENTUR, 2018) für das Jahr 2016 hätten sich für diese Umstellungen entgangene Gewinne von rund 40.000 € eingestellt.

#### 4.3.3 Untersuchungsszenarien

Im Folgenden werden basierend auf den vorgestellten Betriebsweisen fünf Szenarien in Hinblick auf ihre Auswirkungen auf das Mortalitätsrisiko abwandernder Blankaale untersucht:

- Szenario 0 – Normalbetrieb: die Moselkraftwerke werden auch während der Abwanderungszeiträume der Blankaale nach dem Joint-Control betrieben mit dem Ziel der Optimierung des Wirkungsgrads.
- Szenario 1 – fischangepasster Betrieb: die Moselkraftwerke werden nach dem Joint-Control betrieben und während der Abwanderungszeiträume der Blankaale wird das in Abschnitt 2.3 beschriebene Prinzip der Vollbeaufschlagung angewandt.
- Szenario 2 – Bremsen der Turbinen: die Moselkraftwerke werden nach dem Joint-Control betrieben und während der Abwanderungszeiträume der Blankaale werden alle Turbinen zum Stillstand gebracht und die Laufradschaufeln auf 90° Öffnungswinkel gestellt.
- Szenario 3 – optimierter fischangepasster Betrieb: die Moselkraftwerke werden nach dem Joint-Control betrieben und während der Abwanderungszeiträume der Blankaale wird eine Beaufschlagung gewählt, die nach den Berechnungen des Abschnitts 4.6.1 das geringste Mortalitätsrisiko aufweist.
- Szenario 4 – Bremsen der Turbinen und optimierter fischangepasster Betrieb: die Moselkraftwerke werden nach dem Joint-Control betrieben und während der Abwanderungszeiträume der Blankaale werden alle Turbinen zum Stillstand gebracht und die Laufradschaufeln auf 90° Öffnungswinkel gestellt. Die Beaufschlagung der Turbinen und somit die Stellung des Leitapparats erfolgen gemäß Szenario 3.

Die Berechnung der Mortalitätsziffern erfolgt am Beispiel der Wasserkraftanlage Lehmen (Mosel, Deutschland). Diese hat vier baugleiche Kaplan-turbinen, welche steuerbare Laufradschaufeln und Leitschaufeln haben. Da die Turbinen baugleich sind, erfolgt die Berechnung lediglich für eine Turbine und die Ergebnisse werden im Anschluss auf die anderen Turbinen übertragen. Da eine Berechnung jedes möglichen Betriebszustandes der Turbine unwirtschaftlich ist und unnötige Rechenzeit verbraucht, erfolgt die Berechnung anhand von sechs Stützstellen, zwischen denen

im Anschluss interpoliert wird. Zum Schluss erfolgt ein Vergleich der fünf Szenarien, um festzustellen, wie groß die Auswirkungen der Szenarien auf die Mortalitätsziffer sind. Die notwendige Bedingung, die Abwanderungszeiträume der Blankaale zu kennen, wird für die Szenarien 1 bis 4 als erfüllt vorausgesetzt. Eine Möglichkeit, diese Bedingung an den Wasserkraftanlagen der Mosel umzusetzen, findet sich in Abschnitt 5.3.2.

#### Definition Untersuchungsszenario

„Ausgewählte Betriebsweisen, die mit Hilfe des hydronumerischen Modells untersucht werden“

#### 4.3.4 Turbinengeometrie und Schaufelstellung

An der Wasserkraftanlage Lehmen sind im Jahr 1956 vier horizontale Kaplan-Rohr-Turbinen installiert worden. Die Turbinen stammen von der Firma Voith GmbH & CoKGaA und sind alle baugleich. Jede Turbine besteht aus einer Turbinennarbe, 20 Leitschaufeln und 4 Laufradschaufeln sowie einem Turbinenmantel. Die genaue Geometrie der Turbinenbestandteile wurde von der Firma Voith GmbH & CoKGaA für diese Arbeit als digitales 3D-Modell im .dwg-Dateiformat zur Verfügung gestellt (Abbildung 4.1).

Zur Untersuchung unterschiedlicher Betriebszustände ist die Kenntnis über die zugehörigen Lauf- und Leitschaufel-Stellungen pro Turbinendurchfluss erforderlich. Diese Informationen sind von der Zentralwarte Fankel für diese Arbeit zur Verfügung gestellt worden. Die Informationen stammen aus den Daten der Turbine 1 der Wasserkraftanlage Lehmen und umfassen die Lauf- und Leitschaufel-Stellungskombinationen, die sich im Betrieb bei unterschiedlichen Fallhöhen als wirkungsgradoptimal herausgestellt haben. Aus Betriebsdaten des Moselkraftwerks Lehmen der Jahre 2013 bis 2016 ergibt sich eine mittlere Fallhöhe von 6,4 m für das Kraftwerk, weshalb an dieser Stelle der Zusammenhang für diese Fallhöhe genutzt wird (Abbildung 4.2). Neben der Lauf- und Leitschaufelstellung ändert sich pro Durchfluss ebenfalls die Einlaufgeschwindigkeit in die Turbine.

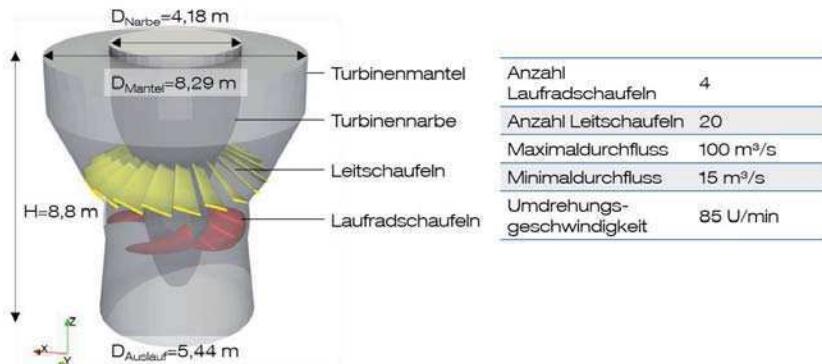


Abbildung 4.1: Um 90° gedrehte Turbinengeometrie der Wasserkraftanlage Lehmen (Mosel) zur Verfügung gestellt von Voith GmbH & CoKGaA

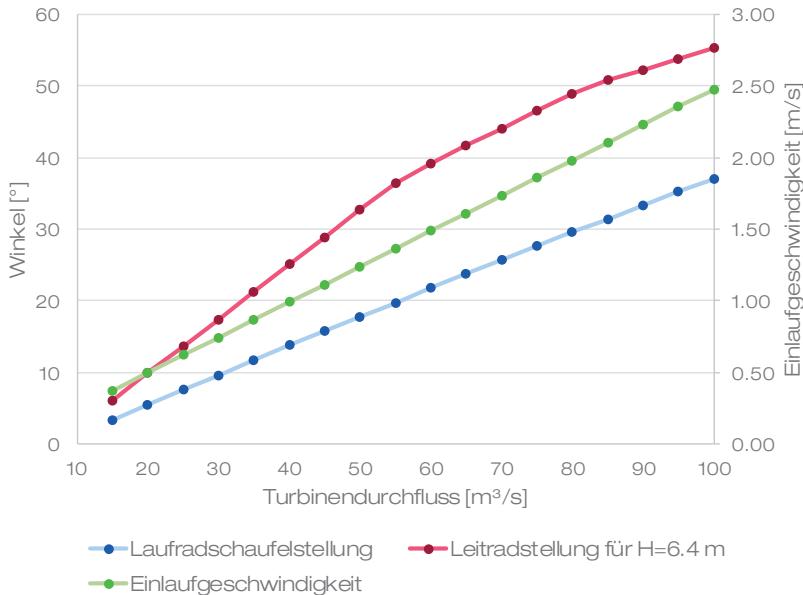


Abbildung 4.2: Zusammenhang der Laufradschaufelstellung und Leitradstellung in Abhängigkeit des Turbinendurchflusses (abgeleitet aus persönlicher Mitteilung durch Jonas (innogy SE), 2016)

## 4.4 Hydronumerisches Modell

### 4.4.1 Softwareauswahl

Zur Modellierung strömungsphysikalischer Prozesse steht eine Vielzahl frei zugänglicher sowie kommerziell erwerblicher Programme zur Verfügung. Da die numerische Berechnung hydraulischer Maschinen viel Rechenleistung erfordert (PETIT, 2012), ist es nahezu unumgänglich, die Berechnung der Strömungsprozesse parallel auf mehreren Rechnern oder Rechenclustern durchzuführen. Wird hierfür eine kommerzielle Software genutzt, muss für jeden Rechner eine Lizenz erworben werden, was zu Kosten von mehreren 1000 € pro Jahr führen kann. Bei der Nutzung kommerzieller Software besteht zudem der Nachteil, dass der Nutzer die zugrundliegenden Berechnungsalgorithmen nicht einsehen und ändern kann. Er nutzt das Programm somit weitestgehend als Black-Box-Modell.

Damit ein Modell zur Prognose der Fischschädigung entwickelt werden kann, welches möglichst vielen Nutzern kostengünstig zur Verfügung steht und an die vorliegenden Erfordernisse angepasst werden kann, wird in dieser Arbeit daher ein frei zugängliches OpenSource Programm genutzt. Das Softwarepaket OpenFOAM (v. 2.4.0) der OpenFOAM Foundation Ltd. ist frei zugänglich und hat sich in vorangegangenen Studien als so genau wie gewerbliche Software

herausgestellt (NILSSON, 2006; MUNTEAN ET AL., 2009). Zudem verfügt die Software über eine dynamicFvMesh Bibliothek, welche für die Simulation von Netzbewegungen genutzt werden kann.

#### 4.4.2 Modellbestandteile

Das hydronumerische Modell zur Schädigungsprognose setzt sich aus der Berechnung der hydrodynamischen Strömungsprozesse (Modul 1), der Bewegung des Laufrads (Modul 2) und der Bestimmung der Strömungs- beziehungsweise Schwimmbahnen (Modul 3) zusammen (Abbildung 4.3).

##### *Modul 1*

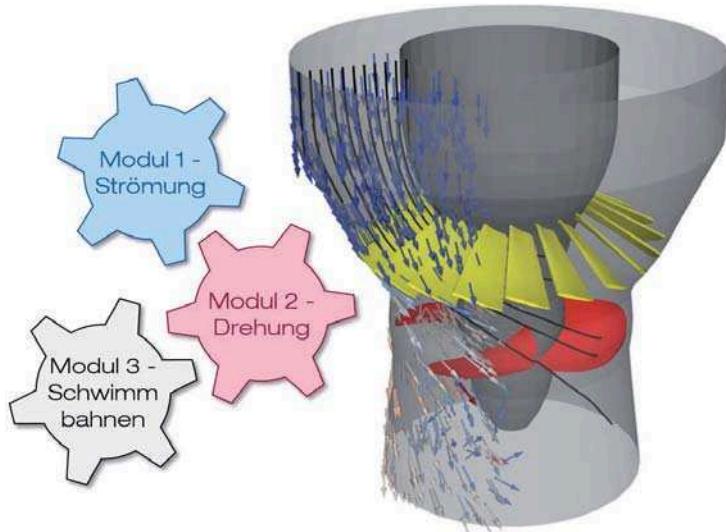


Abbildung 4.3: Module des hydronumerischen Modells am Beispiel einer Kaplanturbine

Zur Modellierung der turbulenten Bestandteile der Strömung existieren verschiedene Ansätze wie die Direkte Numerische Simulation (DNS), die Large Eddy Simulation (LES) und die Reynolds-gemittelten Navier-Stokes-Gleichungen (RANS) (POPE, 2000). Wird der Berechnungsaufwand der verschiedenen Verfahren zugrunde gelegt, zeigt sich, dass für ein Modellgebiet einer ganzen Turbine mit mehreren Millionen Rechenzellen die DNS und LES nicht ökonomisch einsetzbar sind (COLEMAN UND SANDBERG, 2010).

Für die RANS Methode steht eine Vielzahl verschiedener Turbulenzmodelle zur Verfügung. MORADNIA (2010) zeigt, dass für hydraulische Strömungsmaschinen unter anderem das k-Epsilon, das realizable k-Epsilon, das RNG k-Epsilon und das k-Omega-SST Modell realistische und numerisch stabile Lösungen ermöglichen. In dieser Arbeit wird das k-Omega-SST Modell genutzt. Informationen zur Berücksichtigung der Turbulenz und zur Wahl des Turbulenzmodells finden sich

in Anhang C.1. Die Ausprägung der Turbulenzparameter hängt dabei von der Höhe der Einlaufgeschwindigkeit in das Modell ab und unterscheidet sich somit pro untersuchtem Turbinendurchfluss (Tabelle 4.1, Gleichung 4.1 und 4.2).

$$k = \frac{3}{2} \cdot (U \cdot I)^2 \quad 4.1$$

$$\omega = \frac{\rho_w \cdot k}{\mu} \cdot \left( \frac{\mu_t}{\mu} \right)^{-1} \quad 4.2$$

$k$  = Turbulente kinetische Energie [m<sup>2</sup>/s<sup>2</sup>]

$U$  = Mittlere Strömungsgeschwindigkeit (hier Einlaufgeschwindigkeit) [m/s]

$I$  = Turbulenzintensität (hier  $I=0,01$ ) [-]

$\omega$  = Dissipationsrate [1/s]

$\rho_w$  = Dichte Wasser [kg/m<sup>3</sup>]

$\mu$  = Dynamische Viskosität [kg/ms]

$\frac{\mu_t}{\mu}$  = Viskositätsverhältnis [-]

Tabelle 4.1: Einlaufgeschwindigkeit und Turbulenzparameter des hydronumerischen Modells pro untersuchtem Betriebszustand

Betriebszustand	Turbinendurchfluss [m <sup>3</sup> /s]	Einlaufgeschwindigkeit [m/s]	Turbulente kinetische Energie k [m <sup>2</sup> /s <sup>2</sup> ]	Dissipationsrate omega [1/s]
1	30	0,7	0,0083	31,97
2	40	1,0	0,0147	56,84
3	55	1,4	0,0279	107,46
4	70	1,7	0,0452	174,06
5	85	2,1	0,0666	256,65
6	100	2,5	0,0921	355,22

Zur Berechnung der Strömungsprozesse wird das zu untersuchende Modellgebiet in endlich viele Stützstellen unterteilt (räumliche Diskretisierung). In OpenFOAM wird hierfür die Diskretisierungsmethode der Finiten Volumen genutzt, welche die Erstellung von unstrukturierten Gitternetzen ermöglicht. Diese Methode kann für jede Art von zwei- oder dreidimensionalen Gittern genutzt werden und ist daher auch für komplexe Geometrien wie eine Turbine geeignet (FERZIGER UND PERIĆ, 2008).

Die Netzerstellung erfolgt dabei in zwei Schritten. Zunächst wird über die Anwendung `blockMesh` ein blockstrukturiertes Ausgangsnetz mit hexaedralen Zellen erstellt. Die Anzahl und damit Größe der Zellen in alle drei Raumrichtungen kann für dieses Netz unmittelbar gesteuert werden. Die Geometrie der Turbine wird mit Hilfe der 3D-CAD Software AutoCAD der Firma Autodesk Inc. erstellt und als `stl`-Datei exportiert. Dabei wird für jeden Teil der Turbine eine eigenständige Datei genutzt. Die exportierten `stl`-Dateien können anschließend über die Anwendung `snappyHexMesh` aus dem Ausgangsnetz herausgeschnitten werden. In dem Zuge kann das Gitternetz mittelbar an ausgewählten Stellen beispielsweise an Oberflächen oder Bereichen großer Strömungsgradienten über eine automatische Netzverfeinerung verfeinert werden (Abbildung 4.4).

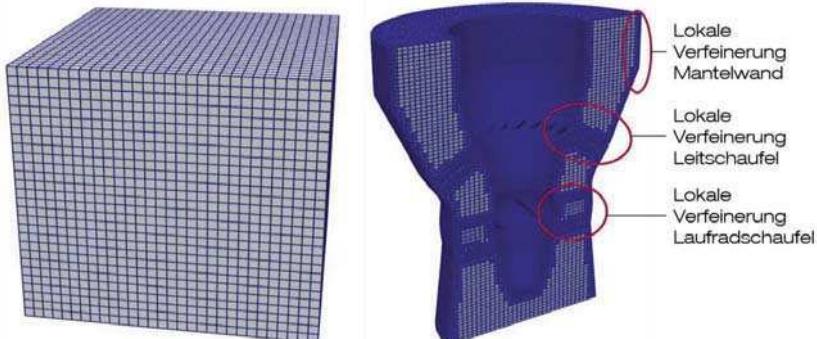


Abbildung 4.4: Gitternetz des hydronumerischen Modells, links: Ausgangsnetz mit einheitlicher Verfeinerung (Schritt 1), rechts: Endnetz mit Bereichen lokaler Verfeinerung (Schritt 2)

Das so erstellte Endnetz ist die Grundlage für die Simulation und sollte Qualitätsparametern wie der Orthogonalität der Zellen, Konkavität und Unebenheit (FERZIGER UND PERIĆ, 2008) entsprechen. Die erzeugten Gitternetze sollten neben den genannten Qualitätsparametern ebenfalls dem Anspruch der Genauigkeit der Lösungen entsprechen. Je feiner das Gitternetz aufgelöst ist, desto geringer wird der Diskretisierungsfehler des Modells (LAURIEN UND OERTEL, 2011; SCHWARZ, 2013). Gleichzeitig steigt bei feiner aufgelösten Netzen jedoch auch der Berechnungsaufwand, sodass eine Abwägung zwischen Nutzen und Kosten der Netzverfeinerung durchgeführt werden sollte. Dies kann in Form einer Netzoptimierung erfolgen. Durch die systematische Verfeinerung des Gitternetzes und dem anschließenden Vergleich der Ergebnisse kann das Netz gewählt werden, welches mit dem geringsten Rechenaufwand die erforderliche Genauigkeit ermöglicht. Die Netzoptimierung erfolgt für ein Gitternetz und die Erkenntnisse werden aufgrund der großen Ähnlichkeit der Strömungsvorgänge auf die anderen Netze übertragen. Dabei erfolgt die systematische Verfeinerung des Netzes auf dem Ausgangsnetz, da hier eine unmittelbare Steuerung der Zellgrößen möglich ist. Ausgehend von einem Basisnetz werden Berechnungen für jeweils drei Varianten mit feinerer Auflösung und drei mit gröberer Auflösung durchgeführt. Im Anschluss wird anhand der Berechnungsdauer, dem errechneten Strömungsprofil an einem ausgewählten Messpunkt (Messpunkt 5, Abbildung 4.5) sowie der Qualität der Abbildung der Laufradgeometrie das optimale Netz ausgewählt.

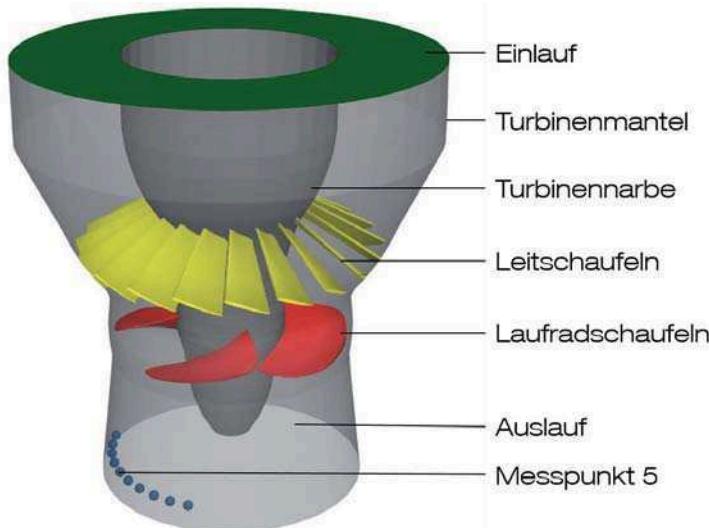


Abbildung 4.5: Lage Messpunkt 5 im numerischen Modell der um  $90^\circ$  gedrehten horizontalen Kaplanturbine

Das Ergebnis der Netzverfeinerung zeigt, dass lediglich für das Netz mit der feinsten Auflösung eine Berechnung nicht möglich ist und für alle anderen Varianten Berechnungs dauern von 5 bis 95 Prozessorstunden erforderlich sind (Abbildung 4.6, oben). Der Geschwindigkeitsverlauf an Messpunkt 5 zeigt, dass vor allem die Varianten 2, 4, 5 und 6 vergleichbare Ergebnisse aufweisen (Abbildung 4.6, Mitte). Die Abbildung der Laufradschaufeln in Variante 1 und 2 ist durch Un genauigkeiten geprägt (Abbildung 4.6, unten), was zu Berechnungsfehlern in der Nähe des Laufrads führen kann. Die Varianten 1 und 2 werden hier daher nicht gewählt.

Für Variante 3 lässt sich erkennen, dass die Berechnungs dauer wesentlich höher ist als bei Variante 4. Dies kann mit einem schlechteren Konvergenzverhalten der Lösung erklärt werden. Es werden mehr Iterationsschritte pro Zeitschritt benötigt und die Ergebnisse des Strömungsprofils weichen ebenfalls von den Varianten mit höherer Auflösung ab. Variante 3 wird daher ebenfalls ausgeschlossen. Die verbleibenden Varianten 4, 5 und 6 weisen sehr ähnliche Strömungsprofile auf, wobei Variante 4 die geringste Berechnungs dauer erfordert. Daher wird Variante 4 für dieses und alle anderen Gitternetze genutzt.

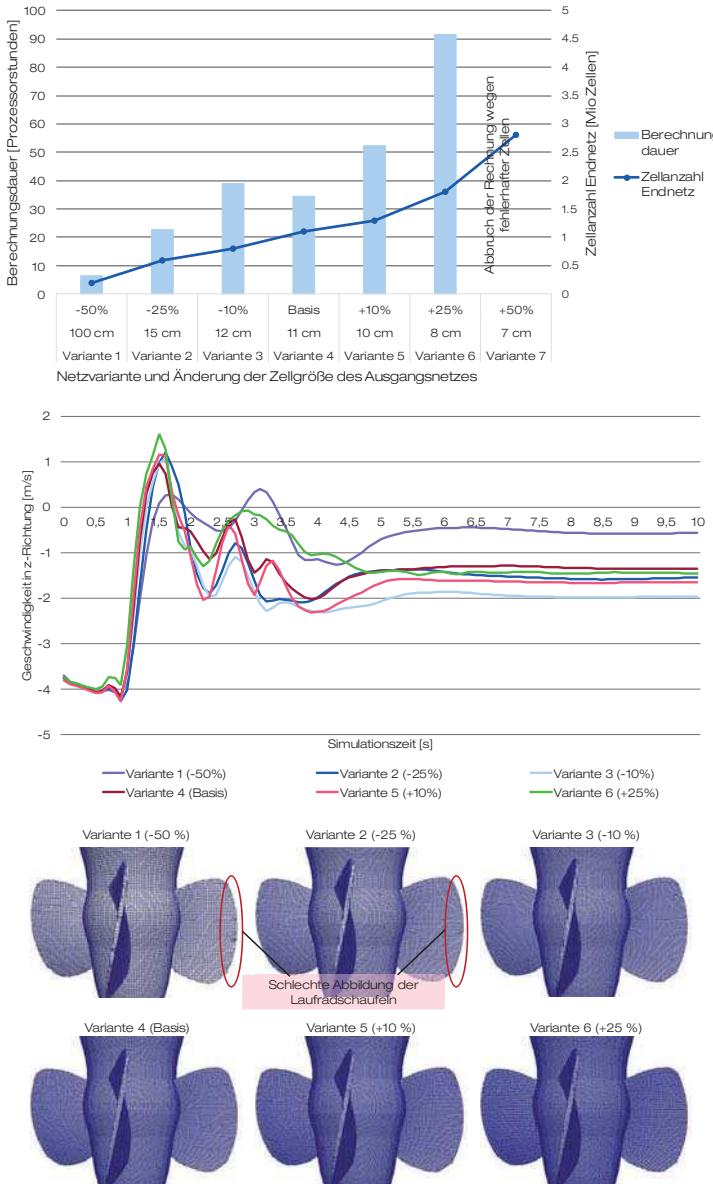


Abbildung 4.6: Ergebnis der Netzaufbereitung, oben: Anzahl der Zellen und zugehörige Berechnungs dauer der untersuchten Gitternetzvarianten, Mitte: Entwicklung der Strömungsgeschwindigkeit an Mess punkt 5 über die Simulationszeit von 10 Sekunden, unten: Laufradgeometrie der Varianten 1 bis 6

## Modul 2

Innerhalb einer aktiven Turbine bewegt sich das Laufrad, während die übrigen Bestandteile der Turbine statisch sind (GIESECKE UND MOSONYI, 2005). Die Bewegung des Laufrads sorgt dafür, dass die Wassersäule zwischen Leitrad und Auslaufbereich der Turbine wiederholt durch die Laufradschaufeln unterbrochen wird. Diese Unterbrechung der Wassersäule ist wesentlich dafür verantwortlich, dass es zu Kollisionen abwandernder Fische mit den Laufradschaufeln (engl.: „blade strike“) kommt (RABEN, 1955; MONTÉN, 1985A; TURNPENNY ET AL., 2000; DENG ET AL., 2005). Auch bewirkt die Laufraddrehung im Bereich des Laufrads eine große Geschwindigkeitszunahme der Strömung und damit einhergehend einen Druckabfall. Ein weiteres Phänomen können starke Turbulenzen und Scherkräfte im Abstrom der Turbine sein. Diese Strömungseffekte können neben der Kollision weitere Ursachen für Fischschädigungen sein, weshalb es für die Entwicklung eines hydronumerischen Modells zur möglichen Prognose der Fischschädigung essentiell ist, dass die Bewegung des Laufrads realistisch abgebildet wird.

Bei der Abbildung von Bewegungsvorgängen in hydronumerischen Modellen wie etwa bei einer hydraulischen Strömungsmaschine wird stets das Prinzip genutzt, statische Netzregionen (Stator) und bewegliche Netzregionen (Rotor) miteinander zu verknüpfen (PETIT, 2012). Je nachdem welcher Ansatz zur Simulation der Rotor-Stator-Interaktion gewählt wird, werden die Bewegung und die Verknüpfung der beiden Bereiche anders abgebildet. Derzeit sind die drei häufigsten Ansätze zur Simulation der Bewegung von hydraulischen Strömungsmaschinen der Frozen Rotor Ansatz, der Mixing Plane Ansatz und der Unsteady Sliding Grid Ansatz (PETIT, 2012). Die beiden erst genannten Ansätze beruhen darauf, für den Rotorpart eine Scheinbewegung zu simulieren, indem der Rotor zwar physisch nicht bewegt wird, aber das Koordinatensystem (Referenzsystem) in dem Bereich rotiert. Beim Mixing Plane Ansatz wird zusätzlich über sogenannte mixing plane interfaces zwischen dem Rotor und Stator Bereich die Art des Strömungsaustausches (z. B. Mitteilung des Massenstroms) kontrolliert (BEAUDOIN ET AL., 2014). Beide Ansätze stellen stationäre Berechnungen dar und können als eine Art Schnappschuss der tatsächlichen Strömungssituation gesehen werden. Aufgrund der relativ einfachen Abbildung der Bewegung sind die beiden Ansätze mit weniger Berechnungsaufwand verbunden und daher vor allem in der Designphase von hydraulischen Strömungsmaschinen zur Abschätzung des generellen Strömungsverhaltens beliebt (PETIT, 2012).

Bei dem Unsteady Sliding Grid Ansatz wird auch die zeitliche Änderung der Strömung mitberücksichtigt (instationäre Strömung), indem die Bewegung des Rotors physisch abgebildet wird. In jedem berechneten Zeitschritt wird der Rotor ein Stück bewegt und so werden die Strömungsprozesse realistischer abgebildet als in den zuvor genannten stationären Ansätzen. Bei der physischen Bewegung des Rotorparts werden die Verbindungen der Zellen im Übergangsbereich zwischen Rotor und Stator bereits nach wenigen Zeitschritten stark verzerrt, was zum Abbruch der Berechnung führt. Eine Abbildung von Bewegungsprozessen ohne weitere Hilfsmittel ist daher nur für geringfügige Bewegungen möglich. Um auch größere Bewegungen abilden zu können, wird hier der Ansatz gekoppelter Grenzflächen genutzt (BEAUDOIN UND JASAK, 2008). Über sogenannte Arbitrary Mesh Interfaces (AMI) zwischen dem Rotor und Stator wird die Strömung zwischen den benachbarten Zellen der beiden Bereiche geregelt, ohne dass es zu Verzerrungen der Geometrie kommt (Abbildung 4.7).

Dieser Ansatz bietet eine wesentlich realistischere Abbildung der Strömung, ist aber auch mit mehr Berechnungsaufwand verbunden. In OpenFOAM kann der Ansatz des Unsteady Sliding Grids über die Nutzung der `dynamicFvMesh` und `topoChangerFvMesh` Bibliotheken genutzt werden und ist dort über die Klasse der `solidBodyMotion` zu erreichen (MARIC ET AL., 2014). Mit dem Gleichungslöser `pimpleDyMFoam` steht in OpenFOAM die Möglichkeit der Abbildung von turbulenten, instationären Strömungen mit Rotor-Stator-Interaktionen zur Verfügung, welcher in dieser Arbeit genutzt wird. Eine detaillierte Beschreibung des Unsteady Sliding Grid Ansatzes und der Umsetzung in OpenFOAM findet sich in Anhang C.2.

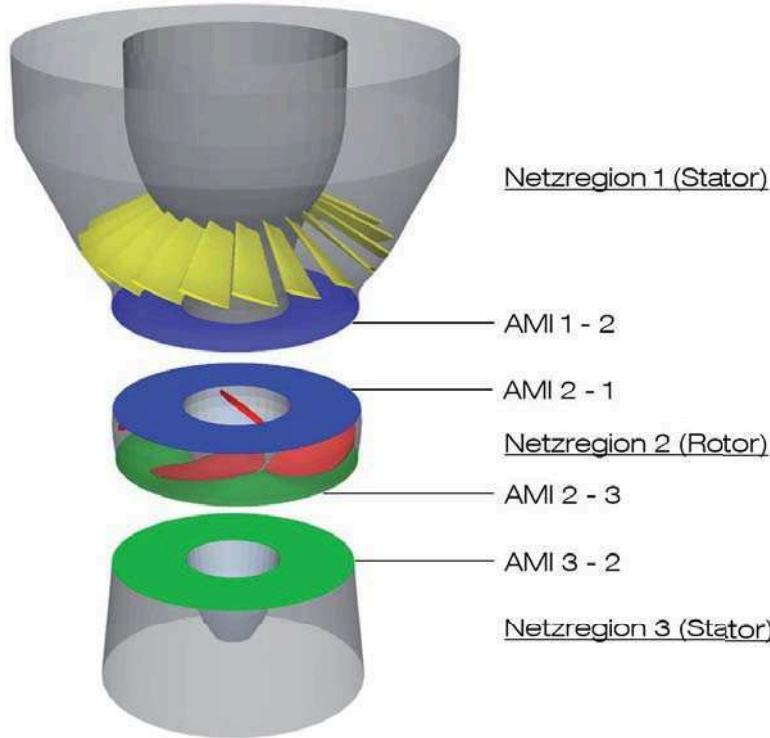


Abbildung 4.7: Verwendung von Arbitrary Mesh Interfaces (AMI) zur Kopplung von statistischen und rotierenden Netzregionen

### Modul 3

Zweck des hydronumerischen Modells zur Prognose der Schädigung abwandernder Fische in einer Turbine ist es, die Strömungsprozesse innerhalb einer Turbine und die Belastungen, die auf abwandernde Fische wirken, zu ermitteln. Um die Belastungen ermitteln zu können, müssen zunächst einige Annahmen bezüglich des erwarteten Schwimmwegs eines Fisches durch die Tur-

bine getroffen werden. Die beiden Hauptaspekte betreffen dabei die Frage nach der Eigenbewegung der Fische und der Interaktion der Fische mit der Strömung und den Wandungen der Turbine.

Fische können sich in einer Strömung entweder aktiv oder passiv fortbewegen. Eine passive Verdriftung mit der Strömung wird dabei von Aalen entweder bei sehr geringen Strömungsgeschwindigkeiten (ADAM ET AL., 1999), in denen sie ohne große Kraftanstrengung vor Hindernissen oder einer Gefahr fliehen können, oder bei sehr großen Fließgeschwindigkeiten, bei denen sie nicht gegen die Strömung anschwimmen können, vollführt. Bei der aktiven Schwimmbewegung wird die Schwimmleistung von Fischen üblicherweise in die drei Kategorien Sprintgeschwindigkeit, gesteigerte Schwimmgeschwindigkeit und Dauerschwimmgeschwindigkeit unterteilt. Die Sprintgeschwindigkeit ist die größte Geschwindigkeit, die von den Fischen höchsten 20 Sekunden gehalten werden kann (BEAMISH, 1978; BONE ET AL., 1985). Übersteigt eine Strömung die Sprintgeschwindigkeit der Fische für einen längeren Zeitraum, werden diese mit der Strömung mittransportiert und haben nur geringfügige Möglichkeiten zur Regulierung ihrer Schwimmbahnen.

Die Sprintgeschwindigkeit für Blankaale wird in der Literatur mit einer Spannweite von 0,5 m/s bis 1,5 m/s angegeben (McCLEAVE, 1980; CLOUGH ET AL., 2004; VAN DEN THILLART ET AL., 2004) und liegt somit deutlich unterhalb der Geschwindigkeiten, die üblicherweise innerhalb von Turbinen auftreten. Es kann daher angenommen werden, dass abwandernde Blankaale innerhalb einer Turbine verdriftet werden. Da Aale für ihre Schwimmbewegung ihren gesamten Körper einsetzen und entsprechend viel Platz benötigen und beim Kontakt mit Hindernissen sich nur schlecht von diesen lösen können (vgl. Abschnitt 2.1.3), wird hier zusätzlich angenommen, dass die Aale keine gegen die Strömung gerichteten Schwimmbewegung ausführen können. Die Schwimmbahnen der Aale werden daher mit den Stromlinien des transportierten Wassers gleichgesetzt.

Bezüglich der Wechselwirkungen von Fischen und der Strömung innerhalb einer Turbine gibt es keine Daten, die Hinweise darauf geben, ob die Fische den Verlauf der Strömung in einer Turbine beeinflussen. Es wird daher hilfsweise das Prinzip der Interaktion von Partikeln mit der Strömung herangezogen. In hydronumerischen Simulationen zum Feststofftransport wird zwischen drei Kopplungsarten unterschieden (ELGHOBASHI, 1994; GREIFZU ET AL., 2015): one-way coupling, two-way coupling und four-way coupling.

Das Prinzip der Ein-Weg-Kopplung (one-way coupling) beruht auf der Annahme, dass sich die Strömung auf die Transportbahnen der Partikel auswirkt, diese aber die Strömung nicht beeinflussen. Diese Ein-Weg-Kopplung kann nach ELGHOBASHI (1994) für Strömungen angewandt werden, in denen der Volumenanteil der Partikel weniger als  $10^{-6}$  beträgt. Für einen abwandernden Blankaal mit einer Körperlänge von 70 cm ( $V_{Aal} \approx 2 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3$ ) ergibt sich für die betrachtete Turbine ( $V_{Turb} \approx 300 \text{ m}^3$ ) ein Volumenanteil von  $7 \cdot 10^{-7}$ . Die Anwendung der Ein-Weg-Kopplung für die Passage von Fischen in einer Turbine ist somit zulässig. Es wird der Ansatz der sogenannten *streamlines* genutzt, mit denen die Bahn eines Partikels in einer instationären Strömung, die zu einem Zeitpunkt  $t$  eingefroren wurde, dargestellt werden kann (BÜRGER ET AL., 2007). Anstelle eines Fisches einer bestimmten Länge wird hierbei lediglich ein Partikel abgebildet, welches beispielsweise den Kopf des Fisches darstellt. Da es sich um die Abbildung der Stromlinien masseloser Partikel handelt, wird bei diesem Ansatz die Masse der Aale und damit deren Trägheitsmoment

vernachlässigt. Auch wenn die tatsächliche Schwimmbahn der Aale somit von den Stromlinien abweichen können, werden diese als gute Näherung für die Schwimmbahnen angesehen. Weitergehende Hintergründe zur Simulation von Partikeltransportprozessen kann Anhang C.3 entnommen werden.

#### 4.4.3 Untersuchungsumfang

Im Rahmen der hydronumerischen Untersuchungen werden insgesamt zwölf Betriebszustände berechnet (Tabelle 4.2). Die Betriebszustände werden über den Turbinendurchfluss  $q_t$ , den Öffnungswinkel des Leitapparats  $\alpha_{Leit}$ , den Öffnungswinkel des Laufrads  $\alpha_{Lauf}$  und die Umdrehungsgeschwindigkeit der Turbine  $U$  definiert. Für jeden Betriebszustand sind ein eigenständiges Gitternetz und spezifische Randbedingungen für die hydronumerische Berechnung erforderlich, da diese sich in der Laufrad-Leitschaufel-Stellung und den Einlaufgeschwindigkeiten unterscheiden. Dabei können für die Szenarien 0, 1 und 3 dieselben Betriebszustände genutzt werden, da diese zwischen den drei Szenarien identisch sind und lediglich die Kombination der Einzeldurchflüsse pro Gesamtdurchfluss unterschiedlich ist.

Im Gegensatz dazu sind für die Szenarien 2 und 4 gesonderte Betriebszustände erforderlich, da diese sich in der Laufrad- und Leitschaufelgeometrie von denen der Szenarien 0, 1 und 3 unterscheiden. Außerdem ist für die Szenarien 2 und 4 die Integration des Moduls 2 (Laufraddrehung) nicht erforderlich, da hier ein Zustand mit gebremsten Laufrad untersucht wird.

Tabelle 4.2: Kombination der Laufrad-Leitschaufel-Stellung pro untersuchten Betriebszustand getrennt nach den untersuchten Szenarien

Turbinendurchfluss [m³/s]	Szenario 0, 1 und 3				Szenario 2 und 4			
	Be-triebs-zustand	Laufrad [°]	Leitschaufeln [°]	Drehge-schw. [1/Min]	Be-triebs-zustand	Laufrad [°]	Leitschaufeln [°]	Drehge-schw. [1/Min]
30	1	10	17	89	7	90	17	0
40	2	14	25	89	8	90	25	0
55	3	20	36	89	9	90	36	0
70	4	26	44	89	10	90	44	0
85	5	31	51	89	11	90	51	0
100	6	37	55	89	12	90	55	0

#### 4.5 Auswertungsmethodik

##### 4.5.1 Belastung

Zur Bestimmung der Belastungen, denen ein Fisch bei der Turbinenpassage ausgesetzt wäre, werden die Strömungsgrößen bestimmt, die auf den berechneten Stromlinien auftreten (siehe Modul 3). Die Bestimmung der Stromlinien erfolgt dabei in der Nachbearbeitung der Modellergebnisse mittels der Anwendung streamlines des Programms paraview. Pro Betriebszustand

werden 300 Stromlinien bestimmt, die von definierten Eintrittsorten aus berechnet werden. Diese befinden sich auf insgesamt 10 Radiallinien zwischen dem Turbinenmantel und der Turbinennarbe, welche in  $9^{\circ}$  Abständen zwischen der x- und y-Achse verteilt sind und in z-Richtung auf Höhe des Einlaufbereichs liegen (Abbildung 4.8).

#### Definition Belastung

„Eintrittswahrscheinlichkeit der Beschleunigung und Druckdifferenz, denen ein Fisch bei der Passage einer Turbine ausgesetzt ist, getrennt nach ausgewählten Intervallen“

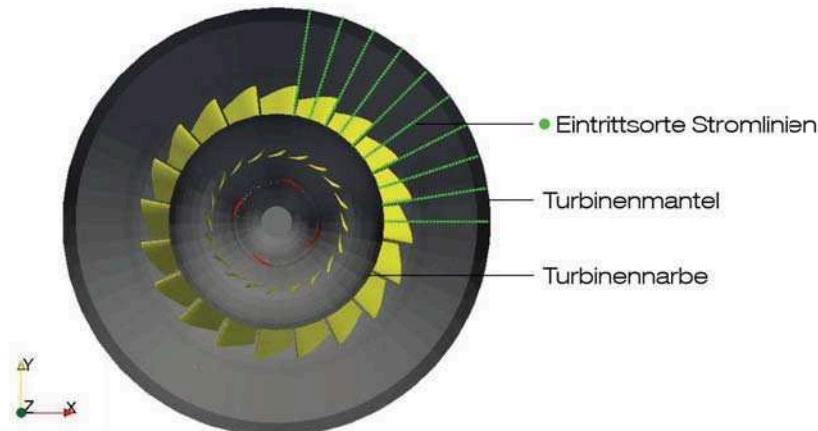


Abbildung 4.8: Position der Eintrittsorte der Stromlinien

Die Stromlinien folgen dabei dem Weg eines Wasserpartikels und haben unterschiedliche Längen, je nachdem wo die Strömung entlang fließt. Eine Stromlinie wird dabei entweder beendet, wenn das Partikel aus dem Modell austritt oder mit einer der Modellwandungen kollidiert.

Für jede der 300 Stromlinien wird im Anschluss der Ort und der Betrag der größten Beschleunigung beziehungsweise der größten Druckänderung bestimmt. Diese stellen dabei die maßgeblichen Ereignisse dar. Für die maßgebliche Beschleunigung kann zusätzlich noch bestimmt werden, ob es sich um ein Scherereignis (Änderung der Fließrichtung) oder eine Kollision (abruptes Bremsen) handelt. Dies erfolgt über die Dauer der maßgeblichen Beschleunigung ( $>70\%$  des Maximalwertes, Abbildung 4.9). Eine Beschleunigung wird in Anlehnung an DENG ET AL. (2007) und DENG ET AL. (2010) als Scherereignis definiert, wenn die Dauer mehr als 0,0075 Sekunden beträgt und als Kollision, wenn sie geringer als 0,0075 Sekunden ist. Da pro Stromlinie nur eine maßgebliche Beschleunigung bestimmt wird, gibt es pro Stromlinie entweder ein maßgebliches Scherereignis oder eine maßgebliche Kollision sowie eine maßgebliche Druckänderung. Diese Größen stellen die Belastung innerhalb des Modells zur Bestimmung der Schädigung von Fischen während der Turbinenpassage dar.



Abbildung 4.9: Ermittlung der Dauer einer maßgeblichen Beschleunigung zur Unterscheidung zwischen einem Scherereignis und einer Kollision (nach: DENG ET AL., 2005)

#### 4.5.2 Vulnerabilität

Die Belastung alleine reicht nicht aus, um die Schädigung der Fische zu bestimmen. Es muss ebenfalls berücksichtigt werden, wie ein Fisch auf die Belastungen reagiert. Die Reaktion auf die Belastungen wird als Vulnerabilität definiert. Informationen zur Vulnerabilität können nicht aus den Modellergebnissen bestimmt werden, sondern müssen externen Quellen entnommen oder ingeniermäßig angenommen werden. Es werden Informationen dazu benötigt, wie groß die Wahrscheinlichkeit ist, dass Blankaale bei einer bestimmten Höhe einer Belastung geschädigt werden beziehungsweise sterben.

**Definition Vulnerabilität**

„Wahrscheinlichkeit, mit der ein abwandernder Fisch durch eine Belastung einer bestimmten Höhe getötet wird“

Bezüglich der Belastung durch Scherereignisse und Kollisionen kann der Betrag der auftretenden maximalen Beschleunigung als Vulnerabilitätskriterium genutzt werden (DENG ET AL., 2007; RICHMOND ET AL., 2009; DENG ET AL., 2010). Direkte Erkenntnisse für abwandernde Blankaale bezüglich der Vulnerabilität gegenüber Beschleunigungen liegen derzeit nicht vor. Es gibt allerdings Labor- und Freilanduntersuchungen, die sich mit der Vulnerabilität von Lachssmolts gegenüber Beschleunigungen beschäftigen (Tabelle 4.3). Es wird an dieser Stelle angenommen, dass trotz der großen physiologischen und biomechanischen Unterschiede zwischen Aalen und Lachsen die grundsätzliche Vulnerabilität gegenüber Beschleunigungen zwischen den beiden Fischarten vergleichbar ist. Eine Bestätigung und Widerlegung dieser Annahme und eine eventuelle Anpassung der hier gegebenen Eingangsparameter zur Bestimmung des Mortalitätsrisikos sollte im Zuge zukünftiger Untersuchungen stattfinden.

Aufgrund der wenigen vorliegenden Daten wird für die Vulnerabilität keine stetige Gleichung genutzt, sondern diese wird mit Hilfe diskreter Stützstellen beschrieben. An dieser Stelle wird für Scherereignisse und Kollisionen dieselbe Vulnerabilitätsverteilung ( $V_{\text{Scher.}}$ ;  $V_{\text{Koll.}}$ ) genutzt (Abbildung 4.10). Die hohen Werte der Beschleunigung stellen sehr kurze Belastungen von wenigen tausendstel Sekunden dar. Diese schnellen Änderungen der Geschwindigkeit können beispielsweise

mittels Sensoren wie dem *Sensorisch* gemessen werden (vgl. Abschnitt 4.7.2), die sehr hohe Aufnahmeraten von 2000 Hz aufweisen.

Tabelle 4.3: Übersicht externer Daten zur Vulnerabilität von Lachssmolts gegenüber Beschleunigungen

Intervallgrenzen		Kategorie	Mortalität	
25 g bis 50 g		Gering	k.A.	
50 g bis 95 g		Mittel	k.A.	(DENG ET AL., 2010)
Über 95 g		Hoch	0,1 bis 0,14	
Test A	Kleiner 52 g	k.A.	0,1	
Test A	Über 122 g	k.A.	0,75	(RICHMOND ET AL., 2009)
Test B	Kleiner 27 g	k.A.	0,1	
Test B	Über 102 g	k.A.	0,95	

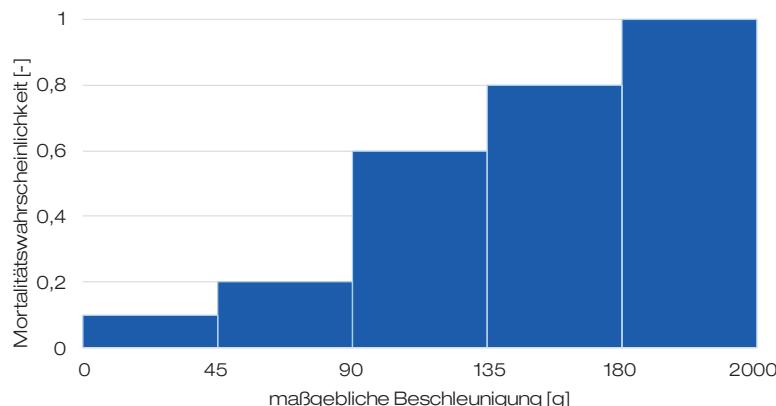


Abbildung 4.10: Gewählte Vulnerabilität gegenüber Scherereignissen und Kollisionen

In Hinblick auf die Vulnerabilität durch Druckbelastung liegen ebenfalls nur Untersuchungen vor, die sich auf Junglachse beziehungsweise Neunaugen beziehen (BROWN ET AL., 2007; STEPHENSON ET AL., 2010; DENG ET AL., 2010; COLOTELO ET AL., 2012). Auch hier wird trotz der Unterschiede zwischen den Fischarten eine grundsätzliche Vergleichbarkeit der Vulnerabilität angenommen. Grundsätzlich kann zwischen Schädigungen durch eine kurzfristige und eine langfristige Exposition eines niedrigen Drucks unterschieden werden (COLOTELO ET AL., 2012). Schon bei einer kurzfristigen Exposition kann es dazu kommen, dass sich bestehende Gasblasen ausdehnen und so Rupturen der Schwimmblase verursachen (DAVIES, 1988; STEPHENSON ET AL., 2010; COLOTELO ET AL., 2012). Bei langfristiger Exposition durch niedrige Drücke kann es zusätzlich dazu

kommen, dass sich Gas aus Körperflüssigkeiten löst und zu Schäden führt. Während der Turbinenpassage treten üblicherweise nur kurzfristige Expositionen auf. Nach COLOTELO ET AL. (2012) spielt daher für die Vulnerabilität durch Druckbelastung vor allem das Vorhandensein einer Schwimmblasen eine Rolle. Die Vulnerabilität steigt dabei, je größer der Unterschied zwischen dem Akklimatisationsdruck der Fische und dem auftretenden Minimaldruck ist (BROWN ET AL., 2007; DENG ET AL., 2010; STEPHENSON ET AL., 2010). In Laboruntersuchungen sind für Lachssmolts direkte Mortalitäten für verschiedene Differenzen zwischen Akklimatisationsdruck und Minimaldruck untersucht worden (Tabelle 4.4). Aufgrund der wenigen vorliegenden Daten wird auch für die Vulnerabilität des Drucks ( $V_{Druck,i}$ ) eine diskrete Verteilung gewählt (Abbildung 4.11).

Tabelle 4.4: Übersicht externer Daten zur Vulnerabilität von Lachssmolts gegenüber Druckdifferenzen

Druckdifferenz	Mortalitätswahrscheinlichkeit
0,9 bar	0 [-]
1,2 bar	0 [-]
1,5 bar	0,09 [-]
2,1 bar	0,62 [-]
0,7 bar	0 [-]
1,1 bar	0,05 [-]
1,2 bar	0,25 [-]
1,8 bar	0,8 [-]

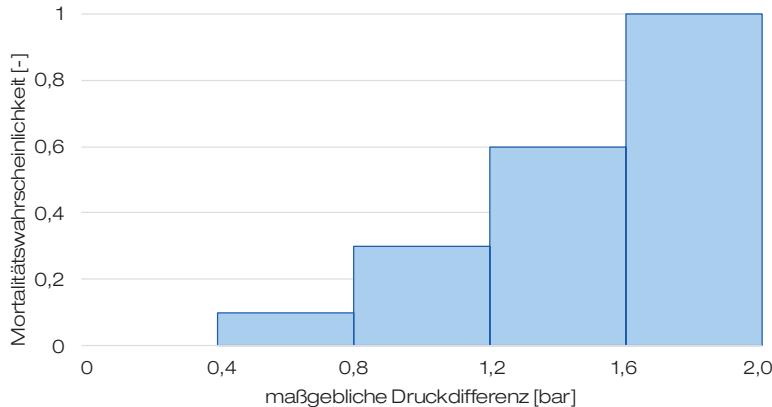


Abbildung 4.11: Gewählte Vulnerabilität gegenüber Druckdifferenzen

#### 4.5.3 Mortalitätsrisiko

Mit Hilfe der Belastung und der Vulnerabilität werden das Mortalitätsrisiko für die verschiedenen Schädigungsmechanismen und das Gesamtmortalitätsrisiko bestimmt (Gleichung 4.3 bis 4.6).

Dafür wird getrennt für alle untersuchten Betriebszustände die Häufigkeit bestimmt, mit der die maßgebliche Belastung pro Schädigungsmechanismus in den Intervallen vorkommt, die für die Vulnerabilität gewählt wurden (Abbildung 4.12). Auf diese Weise ist es möglich, die Veränderung der verschiedenen Mortalitätsrisiken für die verschiedenen Betriebszustände zu ermitteln. Die Addition des Mortalitätsrisikos wird gewählt, da ein Fisch, der durch die Turbine schwimmt, durch unterschiedliche Mechanismen geschädigt werden kann. Theoretisch kann ein Fisch so eine schwerwiegende Kollision erleiden und einer starken Druckdifferenz ausgesetzt sein, welche beide zum Tod des Fisches führen können. Das Gesamt mortalitätsrisiko wird aus sachlogischen Gründen jedoch so definiert, dass es nicht über 100 % liegen kann.

**Definition Mortalitätsrisiko**

„Risiko, dass ein abwandernder Fisch bei einem bestimmten Betriebszustand der Turbine getötet wird“

$$M_{Scher} = \sum_{i=1}^n V_{Scher,i} \cdot B_{Scher,i} \quad 4.3$$

$$M_{Koll} = \sum_{i=1}^n V_{Koll,i} \cdot B_{Koll,i} \quad 4.4$$

$$M_{Druck} = \sum_{i=1}^n V_{Druck,i} \cdot B_{Druck,i} \quad 4.5$$

$$M_{Ges} = M_{Scher} + M_{Koll} + M_{Druck} \quad 4.6$$

$M_{Scher}$  = Mortalitätsrisiko durch Scherereignisse [-]

$V_{Scher,i}$  = Vulnerabilität gegenüber Scherereignissen für Intervall i [-]

$B_{Scher,i}$  = Eintrittswahrscheinlichkeit Belastung durch Scherereignisse für Intervall i [-]

$M_{Koll}$  = Mortalitätsrisiko durch Kollisionen [-]

$V_{Koll,i}$  = Vulnerabilität gegenüber Kollisionen für Intervall i [-]

$B_{Koll,i}$  = Eintrittswahrscheinlichkeit Belastung durch Kollisionen für Intervall i [-]

$M_{Druck}$  = Mortalitätsrisiko durch Druckdifferenzen [-]

$V_{Druck,i}$  = Vulnerabilität gegenüber Druckdifferenzen für Intervall i [-]

$B_{Druck,i}$  = Eintrittswahrscheinlichkeit Belastung durch Druckdifferenzen für Intervall i [-]

$n$  = Anzahl der Belastungs- bzw. Vulnerabilitätsintervalle [-]

In DENG ET AL. (2005) wird neben dem Turbinendurchfluss der Eintrittsort der Fische in die Turbine als mögliche Einflussgröße für die Schädigung genannt. Um den möglichen Einfluss des Eintrittsortes zu prüfen, werden die Eintrittsorte der Stromlinien in die drei Kategorien Narbe, Mitte und Mantel unterteilt und getrennt für diese Kategorien die Belastungen bestimmt. Im Anschluss wird

mit Hilfe des Chi-Quadrat-Tests geprüft, ob sich die Verteilungen der Belastungen zwischen den Kategorien signifikant voneinander unterscheiden.

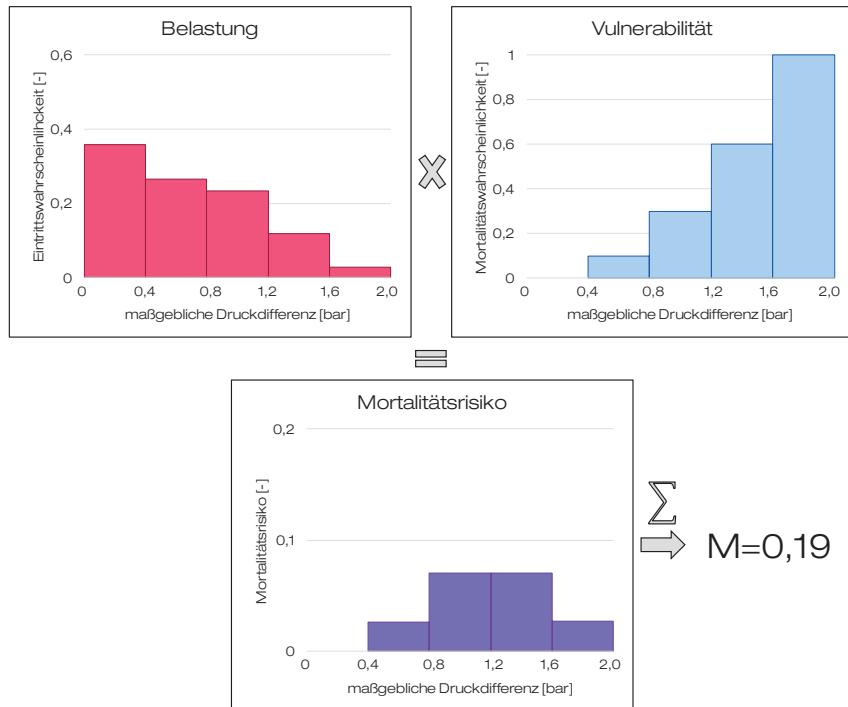


Abbildung 4.12: Berechnungsschema des Mortalitätsrisikos durch Druckdifferenzen

Um eine Aussage dazu treffen zu können, welche Bereiche der Turbine das größte Mortalitätsrisiko darstellen, wird ebenfalls untersucht, wo die maßgeblichen Belastungen auftreten. Dafür wird getrennt für die Betriebszustände die Wahrscheinlichkeit bestimmt, mit der ein maßgebliches Ereignis im Bereich des Leitapparats, des Laufrads oder des Auslaufs auftritt.

## 4.6 Ergebnisse und Auswertung

### 4.6.1 Szenario 0 und 1

Die Szenarien 0 und 1 umfassen die Betriebszustände 1 bis 6, welche dem Normalbetrieb und fischangepassten Betrieb des Kraftwerks Lehmen bei Einzeldurchflüssen einer Turbine von 30 m<sup>3</sup>/s, 40 m<sup>3</sup>/s, 55 m<sup>3</sup>/s, 70 m<sup>3</sup>/s, 85 m<sup>3</sup>/s und 100 m<sup>3</sup>/s entsprechen (Tabelle 4.5). Für alle Betriebszustände sind die Module 1 bis 3 im hydronumerischen Modell integriert worden. Es sind getrennt für alle Zustände die Mortalitätsrisiken für die drei Schädigungsmechanismen sowie das Gesamt mortalitätsrisiko bestimmt worden.

Tabelle 4.5: Parameterkombinationen der in Szenario 0 und 1 untersuchten Betriebszustände

Szenario 0 und 1				
Turbinendurchfluss [m³/s]	Betriebszustand	Laufrad [°]	Leitschaufeln [°]	Drehgeschw. [1/Min]
30	1	10	17	89
40	2	14	25	89
55	3	20	36	89
70	4	26	44	89
85	5	31	51	89
100	6	37	55	89

Wie im vorangegangenen Abschnitt beschrieben, ist zusätzlich der Einfluss der Eintrittsorte der Fische (Innen, Mitte, Außen) und die Lage der maßgeblichen Belastung (Leitrad, Laufrad, Auslauf) betrachtet worden. Die Ergebnisse der Betrachtungen sind im Folgenden dargestellt. Soweit möglich, wird zusätzlich untersucht, welche Parameter den größten Einfluss auf die Mortalitätsrisiken zeigen, um darauf aufbauend Hinweise auf die maßgeblichen Schädigungsprozesse in der Turbine abzuleiten.

#### Scherereignisse

Das Mortalitätsrisiko durch Scherereignisse (Abbildung 4.13) liegt für alle Betriebszustände zwischen 6,8 % und 14,4 % (Abbildung 4.14). Das geringste Mortalitätsrisiko tritt dabei bei Betriebszustand 6 ( $q_t = 100 \text{ m}^3/\text{s}$ ) auf, während das höchste Risiko für Betriebszustand 1 ( $q_t = 30 \text{ m}^3/\text{s}$ ) berechnet wurde. Grundsätzlich ist ein negativer Zusammenhang zwischen dem Mortalitätsrisiko und dem Turbinendurchfluss zu erkennen.

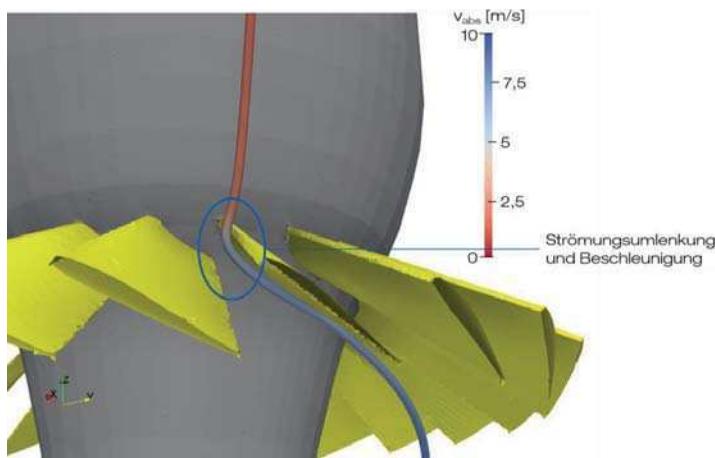


Abbildung 4.13: Beispiel eines Scherereignisses im Bereich des Leitapparats einer 90° gedrehten horizontalen Kaplan-turbine

Die Verteilung der maßgeblichen Scherereignisse zeigt, dass zwischen 88,8 % und 99,3 % aller maßgeblichen Ereignisse im Bereich des Leitads aufgetreten sind und die restlichen 0,7 % bis 11,2 % im Laufrad, während im Auslaufbereich keine maßgeblichen Ereignisse vorliegen (Abbildung 4.15).

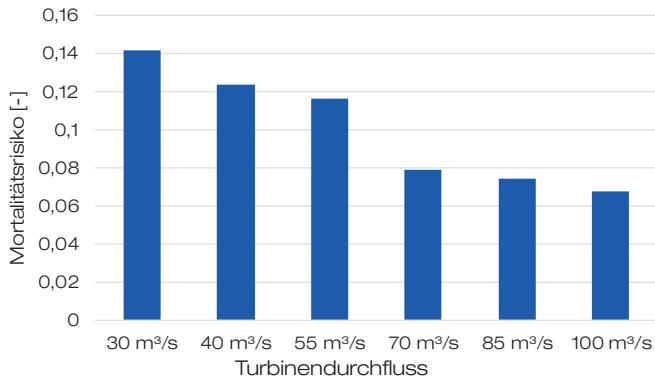


Abbildung 4.14: Höhe des Mortalitätsrisikos durch Scherereignisse für Szenario 0 und 1 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen



Abbildung 4.15: Anteil der maßgeblichen Scherereignisse in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Scherereignissen pro Betriebszustand

In Hinblick auf die Eintrittsorte der Stromlinien (Innen, Mitte, Außen) in den Modellbereich kann für die Betriebszustände 1 bis 3 ( $Q = 30 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $40 \text{ m}^3/\text{s}$  und  $55 \text{ m}^3/\text{s}$ ) auf dem Signifikanzniveau  $\alpha = 0,05$  ein statistisch signifikanter Unterschied in der Verteilung der Belastung zwischen den Eintrittsorten festgestellt werden (Tabelle 4.6). Wird zusätzlich das Mortalitätsrisiko pro Eintrittsort betrachtet (Abbildung 4.16), lässt sich jedoch kein klarer Trend feststellen, welcher Eintrittsort eine höhere Belastung beziehungsweise ein höheres Mortalitätsrisiko hervorruft. Für die Betriebszustände 4 bis 6 ( $Q = 70 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $85 \text{ m}^3/\text{s}$  und  $100 \text{ m}^3/\text{s}$ ) sind auf dem Signifikanzniveau  $\alpha = 0,05$  keine statistisch signifikanten Unterschiede in der Belastung erkennbar. Auch das Mortalitätsrisiko zeigt keinen eindeutigen Trend hinsichtlich eines speziellen Eintrittsortes.

Die Unterschiede hinsichtlich des Mortalitätsrisikos zwischen den Eintrittsorten liegen über alle Betriebszustände hinweg bei weniger als 3 %, sodass davon ausgegangen werden kann, dass der Ort des Eintritts eines Fisches in die Turbine keinen Einfluss auf die Höhe des Mortalitätsrisikos durch Scherereignisse hat.

Tabelle 4.6: Ergebnisse des Chi-Quadrat-Tests zur Verteilung der Belastung durch Scherereignisse für die Betriebszustände 1 bis 6, je nach vorliegender Verteilung der Belastung kann sich die Zahl der Freiheitsgrade und damit der kritische  $\chi^2$ -Wert ändern

Betriebszustand (Turbinendurchfluss)	Anzahl Frei- heitsgrade	Signifikanz- niveau	$\chi^2_{\text{krit}}$	$\chi^2_{\text{emp}}$	Signifikante Unter- schiede
1 (30 m <sup>3</sup> /s)	8	0,05	15,51	23,63	Signif.
2 (40 m <sup>3</sup> /s)	8	0,05	15,51	18,00	Signif.
3 (55 m <sup>3</sup> /s)	8	0,05	15,51	19,81	Signif.
4 (70 m <sup>3</sup> /s)	4	0,05	9,49	5,18	N. sign.
5 (85 m <sup>3</sup> /s)	8	0,05	15,51	10,29	N. sign.
6 (100 m <sup>3</sup> /s)	6	0,05	12,59	5,50	N. sign.

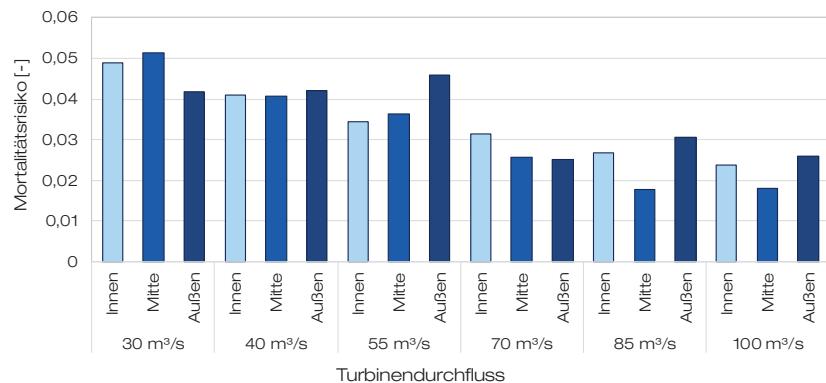


Abbildung 4.16: Verteilung des Mortalitätsrisikos durch Scherereignisse zwischen den Eintrittsorten der Stromlinien getrennt nach den Betriebszuständen

In Hinblick auf mögliche Einflussfaktoren auf die Höhe des Mortalitätsrisikos durch Scherereignisse lässt sich feststellen, dass das Risiko mit steigendem Durchfluss sinkt und die maßgeblichen Ereignisse fast ausschließlich im Bereich des Leitapparats stattfinden. Scherereignisse werden als schädlich für Fische angesehen, weil diese eine plötzliche Änderung der Höhe und Richtung der Fließgeschwindigkeit erfahren. Mit Hilfe des Durchflusses kann dieser Prozess nicht ausreichend erklärt werden. Die Größe, die die Anzahl von Scherereignissen im Bereich des Leitapparats am sinnvollsten erklärt, ist der Winkel des Leitapparats. Je kleiner der Winkel ist, desto größer ist die

Richtungsänderung des Wassers im Bereich des Leitapparats (Abbildung 4.17) und somit die auftretende Scherkraft.

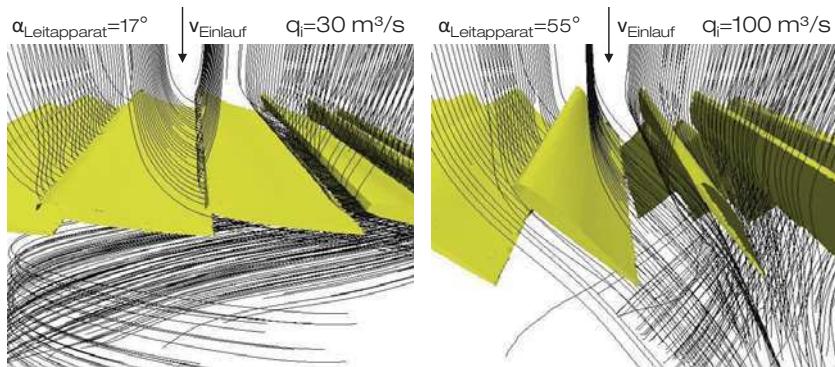


Abbildung 4.17: Richtungsänderung der Stromlinien durch den Leitapparat einer Kaplan-Turbine

Die Einlaufgeschwindigkeit könnte als weiterer erklärender Parameter für das Mortalitätsrisiko herangezogen werden. Je größer die Einlaufgeschwindigkeit ist, desto größer ist die Geschwindigkeitsänderung im Leitapparat und desto größer ist die auftretende Beschleunigung des Wassers. Der Winkel des Leitapparats und die Höhe der Einlaufgeschwindigkeit wirken sich im Verlauf der Betriebszustände (Zustand 1 bis 6, steigender Durchfluss) jedoch gegensätzlich auf das Mortalitätsrisiko aus. Der Effekt des Winkels bewirkt eine Abnahme des Mortalitätsrisikos bei steigendem Durchfluss und der Effekt der Einlaufgeschwindigkeit bewirkt eine Zunahme des Mortalitätsrisikos.

Die beschriebenen Effekte können mit einer multivariaten Regressionsanalyse (Anhang A.3.4) ebenfalls nachgewiesen werden (Tabelle 4.7). Das Modell mit der Einlaufgeschwindigkeit und dem Winkel des Leitapparats (Modell 1 in Tabelle 4.7) ist jedoch im Gegensatz zum univariaten Modell nur mit dem Winkel (Modell 2 in Tabelle 4.7) nicht signifikant. Der Winkel des Leitapparats kann somit als ausschlaggebender Einflussfaktor für das Mortalitätsrisiko durch Scherereignisse angesehen werden.

Tabelle 4.7: Ergebnisse einer multivariaten Regressionsanalyse (Rückwärtsverfahren) zur Erklärung des Mortalitätsrisikos durch Scherereignisse, gewähltes Signifikanzniveau = 0,05, die letzte Spalte gibt an, wie sich der Parameter bei steigendem Turbinendurchfluss auf das Mortalitätsrisiko auswirkt

Modell	Modellbestandteil	Koeffizient	Sign.-niveau	R <sup>2</sup>	Auswirkung bei steigendem Durchfluss
1	Konstante	-0,281	0,556	0,945	Konstant
	Einlaufgeschwindigkeit	0,047	0,627		Steigt
	Kosinus Winkel Leitapparat	0,403	0,365		Sinkt
2	Konstante	-0,051	0,059	0,940	Konstant
	Kosinus Winkel Leitapparat	0,199	0,001		Sinkt

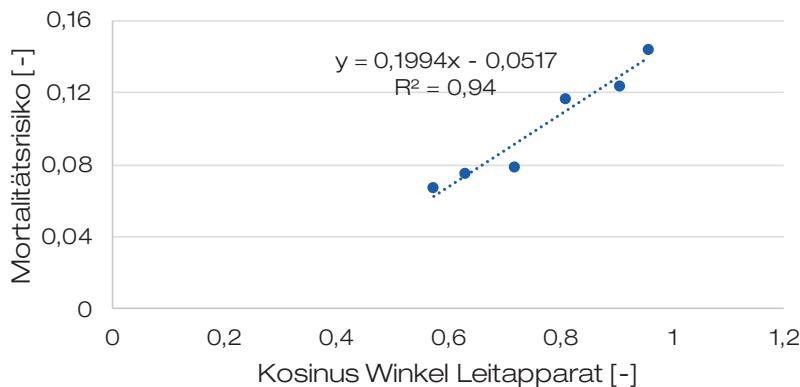


Abbildung 4.18: Grafische Darstellung des Zusammenhangs zwischen dem Kosinus des Winkels des Leitapparats und dem Mortalitätsrisiko durch Scherereignisse

#### Mortalitätsrisiko: Zwischenergebnis Scherereignisse

Das Mortalitätsrisiko durch Scherereignisse tritt vor allem im Bereich des Leitapparats auf.

Das Mortalitätsrisiko durch Scherereignisse wird bei größerer Öffnung des Leitapparats und damit höherem Turbinendurchfluss geringer.

#### Kollisionen

Das berechnete Mortalitätsrisiko durch Kollisionen (Abbildung 4.19) liegt zwischen 22 % und 36 % für die Betriebszustände 1 bis 6 (Abbildung 4.20). Das geringste Mortalitätsrisiko tritt dabei bei Betriebszustand 2 ( $40 \text{ m}^3/\text{s}$ ) auf, während das höchste für Betriebszustand 1 ( $30 \text{ m}^3/\text{s}$ ) berechnet wurde. Ein klarer Trend zwischen dem Mortalitätsrisiko und dem Turbinendurchfluss ist nicht zu erkennen. Sowohl für den Betriebszustand mit dem geringsten als auch mit dem größten Turbinendurchfluss sind Mortalitätsrisiken berechnet worden, die oberhalb derer für die restlichen Turbinendurchflüsse liegen.

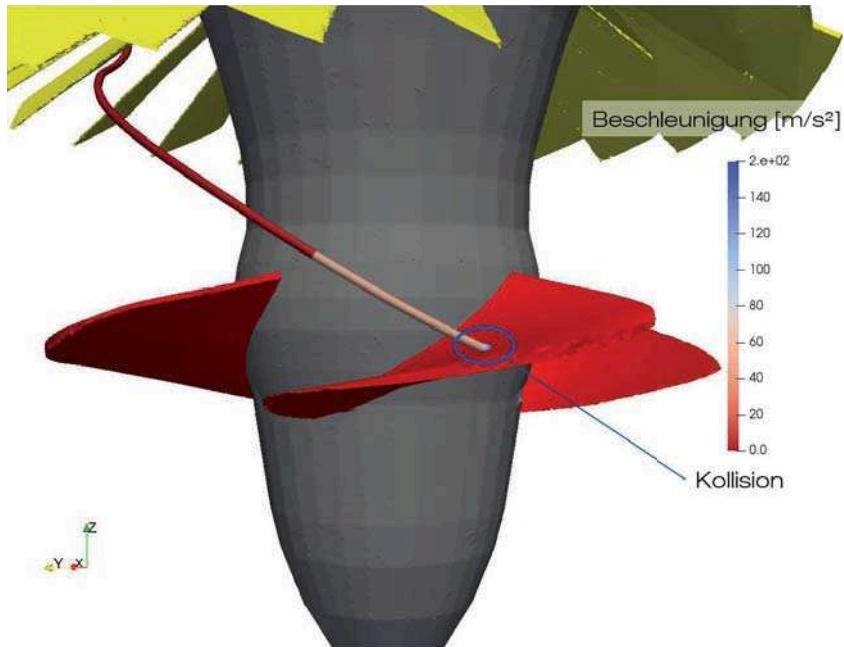


Abbildung 4.19: Beispiel einer Kollision im Bereich des Laufrads einer 90° gedrehten horizontalen Kaplan-turbine

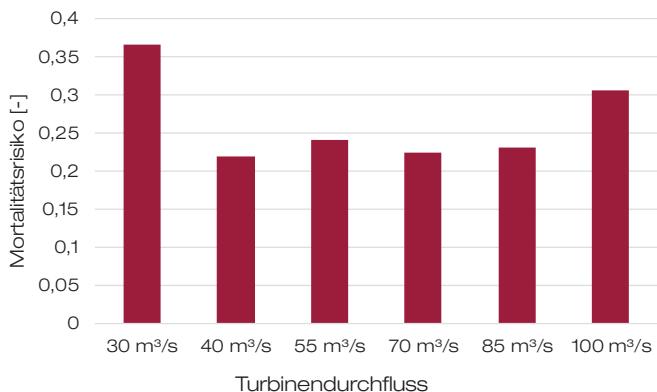


Abbildung 4.20: Höhe des Mortalitätsrisikos durch Kollisionen für Szenario 0 und 1 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen

Die Verteilung der maßgeblichen Kollisionen zeigt, dass der Anteil der Kollisionen im Laufradbereich mit steigendem Turbinendurchfluss zunimmt (Abbildung 4.21). Während für Betriebszustand

1 (30 m<sup>3</sup>/s) 96 % aller maßgeblichen Kollisionen im Bereich des Leitapparats stattfinden und nur 4 % im Laufradbereich, ändert sich das Verhältnis bei Betriebszustand 2 auf 38 % (Leitapparat) zu 62 % (Laufrad) und schließlich auf 3 % bis 17 % (Leitapparat) zu 83 % bis 97 % (Laufrad) für die Betriebszustände 3 bis 6. Lediglich für Betriebszustand 6 wird ein geringfügiger Anteil der maßgeblichen Kollisionen (< 1 %) im Auslauf festgestellt.

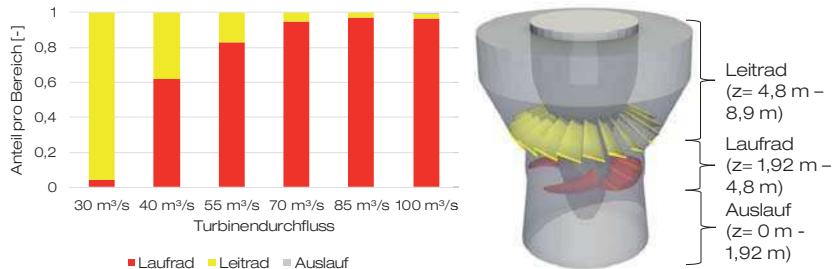


Abbildung 4.21: Anteil der maßgeblichen Kollisionen in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Kollisionen pro Betriebszustand

In Hinblick auf die Eintrittsorte der Stromlinien (Innen, Mitte, Außen) kann für alle Betriebszustände ein auf dem Signifikanzniveau 0,05 statistisch signifikanter Unterschied in der Verteilung der Belastung durch Kollisionen festgestellt werden (Tabelle 4.8.) Für alle Betriebszustände wird das höchste Mortalitätsrisiko für die Stromlinien berechnet, die in der Mitte zwischen Mantel und Narbe in die Turbine eintreten (Abbildung 4.22).

Tabelle 4.8: Ergebnisse des Chi-Quadrat-Tests zur Verteilung der Belastung durch Kollisionen für die Betriebszustände 1 bis 6, je nach vorliegender Verteilung der Belastung kann sich die Zahl der Freiheitsgrade und damit der kritische  $\chi^2$ -Wert ändern

Betriebszustand (Turbinendurchfluss)	Anzahl Frei- heitsgrade	Signifikanz- niveau	$\chi^2_{\text{krit}}$	$\chi^2_{\text{emp}}$	Signifikante Unterschiede
1 (30 m <sup>3</sup> /s)	8	0,05	15,51	55,27	Signif.
2 (40 m <sup>3</sup> /s)	8	0,05	15,51	17,93	Signif.
3 (55 m <sup>3</sup> /s)	8	0,05	15,51	44,51	Signif.
4 (70 m <sup>3</sup> /s)	8	0,05	15,51	18,81	Signif.
5 (85 m <sup>3</sup> /s)	8	0,05	15,51	52,70	Signif.
6 (100 m <sup>3</sup> /s)	8	0,05	15,51	32,30	Signif.

Als Einflussfaktoren auf die Höhe des Mortalitätsrisikos durch Kollisionen lassen sich mehrere relevante Prozesse und Parameter identifizieren. Die Kollisionen finden hauptsächlich im Bereich des Leitapparats (vor allem für kleine Turbinendurchflüsse) und des Laufrads (vor allem für hohe Turbinendurchflüsse) statt (Abbildung 4.23).

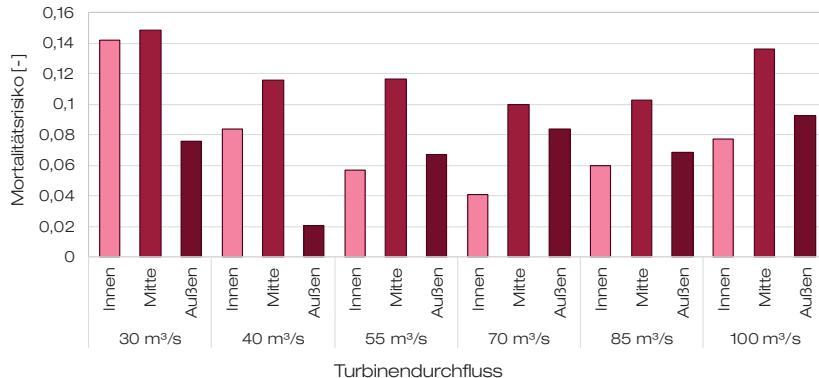


Abbildung 4.22: Verteilung des Mortalitätsrisikos durch Kollisionen zwischen den Eintrittsorten der Stromlinien getrennt nach den Betriebszuständen

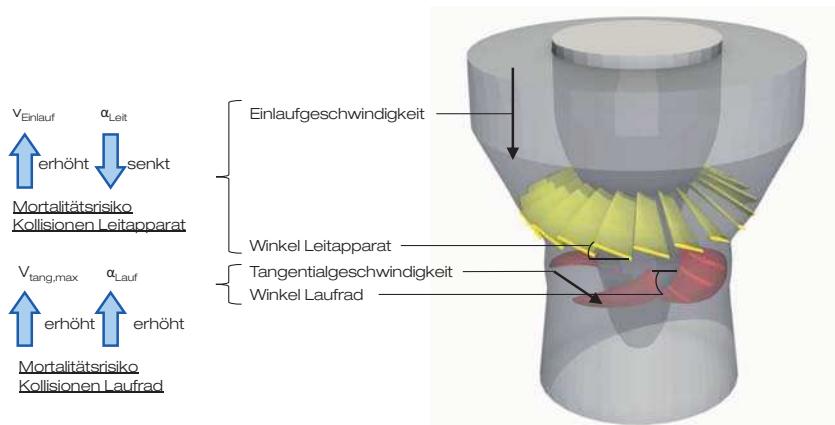


Abbildung 4.23: Einflussparameter auf das Mortalitätsrisiko durch Kollisionen getrennt nach den Bereichen Leitapparat und Laufrad einer 90° gedrehten horizontalen Kaplanturbine

Der Winkel des Leitapparats (Tangens des Winkels) eignet sich zur Beschreibung der Wahrscheinlichkeit einer Kollision mit einer Leitschaufel. Je kleiner der Winkel ist, desto größer ist die Richtungsumlenkung durch die Leitschaufeln und umso größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass eine Stromlinie mit einer Leitschaufel kollidiert. Die Einlaufgeschwindigkeit ist ein geeigneter Parameter zur Beschreibung der Höhe der Belastung im Falle einer Kollision im Bereich des Leitapparats. Die Höhe der Einlaufgeschwindigkeit entspricht in etwa der (Axial-) Geschwindigkeit des Wassers beim Eintritt in den Bereich des Leitapparats. Je größer diese Geschwindigkeit ist, desto größer ist die Aufprallgeschwindigkeit und somit die Beschleunigung im Falle einer Kollision.

Im Hinblick auf die Belastung im Falle einer Kollision im Bereich des Laufrades lassen sich zwei relevante Parameter bestimmen: die maximale Tangentialgeschwindigkeit und der Winkel der Laufradschaufeln (Kosinus des Winkels). Die maximale Tangentialgeschwindigkeit wird aus den Modellergebnissen berechnet und ist ein Indikator dafür, wie groß die Aufprallgeschwindigkeit der Stromlinien auf die Laufradschaufeln ist. Der Winkel der Laufradschaufeln gibt an, wie stark die Laufradschaufeln „gedreht“ sind. Je steiler die Laufradschaufeln stehen, desto senkrechter trifft der Wasserstrahl auf diese auf. Zwar wird durch die Umlenkung durch die Leitschaufeln versucht, den Wasserstrahl so senkrecht wie möglich auf die Laufradschaufeln treffen zu lassen, um den Wirkungsgrad zu erhöhen, dies gelingt jedoch für die geringeren Durchflüsse weniger gut als für größere Durchflüsse. Der Effekt lässt sich auch aus einem typischen Muscheldiagramm ableiten, welches zeigt, dass der Wirkungsgrad bei kleinen Durchflüssen geringer ist als bei größeren Durchflüssen. Ob es hinsichtlich des Mortalitätsrisikos wie beim Wirkungsgrad ein Maximum gibt, welches nicht beim höchsten Durchfluss liegt, kann aus den vorliegenden Daten nicht geklärt werden, liegt jedoch nahe.

Das Phänomen, welches in vielen physikalischen Prognosemodellen zur Erklärung der Schädigung angenommen wird, dass bei größeren Öffnungswinkeln des Laufrads die Wahrscheinlichkeit sinkt, dass ein abwandernder Fisch auf eine Laufradschaufel trifft (RABEN, 1957), kann hier nicht bestätigt werden. Abgesehen von einigen Stromlinien, die direkt am Mantel durch den Spalt zwischen Mantel und Laufradschaufel verlaufen, treffen alle Stromlinien direkt auf eine Laufradschaufel. Wäre dies nicht der Fall, so würde Bewegungsenergie des Wassers verloren gehen und es gäbe Verluste im Wirkungsgrad.

Um die genannten Parameter in einem Modell zur Beschreibung des Mortalitätsrisikos zu berücksichtigen, bestehen grundsätzlich zwei Möglichkeiten. Zum einen kann eine multivariate lineare Regression durchgeführt werden (Rückwärtsverfahren, siehe Anhang A.3.4), in der alle Parameter additiv berücksichtigt werden. Zum anderen ist es möglich, die Parameter zu einem Kollisionsfaktor (Gleichung 4.7) zusammenzufassen und eine univariate Regression durchzuführen. Der Vergleich der beiden Modelle mit den Werten des hydronumerischen Modells zeigt, dass beide Modelle grundsätzlich geeignet sind, das Mortalitätsrisiko zu beschreiben, das Modell des Kollisionsfaktors jedoch die geringeren Abweichungen zeigt (Abbildung 4.24, Tabelle 4.9).

$$K = \frac{v_{Einlauf,nor} v_{tan,max,nor}}{\tan(\alpha_{Leit}) \cdot \cos(\alpha_{Lauf})} \quad 4.7$$

$$v_{Einlauf,nor} = \frac{v_{Einlauf}}{v_{Einheit}} \quad 4.8$$

$$v_{tan,max,nor} = \frac{v_{tan,max}}{v_{Einheit}} \quad 4.9$$

$K$  = Kollisionsfaktor [-]

$v_{Einlauf}$  = Einlaufgeschwindigkeit [m/s]

$v_{Einlauf,nor}$	= Normierte Einlaufgeschwindigkeit	[·]
$v_{Einheit}$	= Einheitsgeschwindigkeit der Größe 1 m/s	[m/s]
$v_{tan,max}$	= Maximale Tangentialgeschwindigkeit	[m/s]
$v_{tan,max,nor}$	= Normierte maximale Tangentialgeschwindigkeit	[·]
$\alpha_{Leit}$	= Winkel des Leitapparats	[°]
$\alpha_{Lauf}$	= Winkel der Laufradschaufeln	[°]

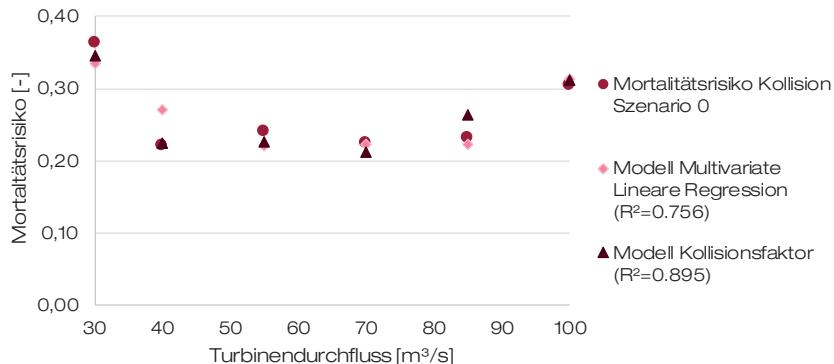


Abbildung 4.24: Grafische Darstellung der Übereinstimmung der Modelle der multivariaten linearen Regression und des Kollisionsfaktors mit den Ergebnissen des hydronumerischen Modells

Tabelle 4.9: Ergebnisse einer multivariaten Regressionsanalyse (Rückwärtsverfahren) und einer univariaten linearen Regression zur Erklärung des Mortalitätsrisikos durch Kollisionen, Signifikanzniveau = 0,05, letzte Spalte: Auswirkung der Parameter bei steigendem Turbinendurchfluss auf das Mortalitätsrisiko

Modell	Modellbestandteil	Koeffizient	Sign.-niveau	R <sup>2</sup>	Auswirkung bei steigendem Durchfluss
1	Konstante	5,679	0,052	0,756	Konstant
	Einlaufgeschwindigkeit	-0,549	0,056		Sinkt
	Kosinus Winkel Laufrad	-5,014	0,059		Steigt
2	Konstante	-0,3	0,036	0,895	Konstant
	Kollisionsfaktor	0,013	0,004		Kein monotoner Trend

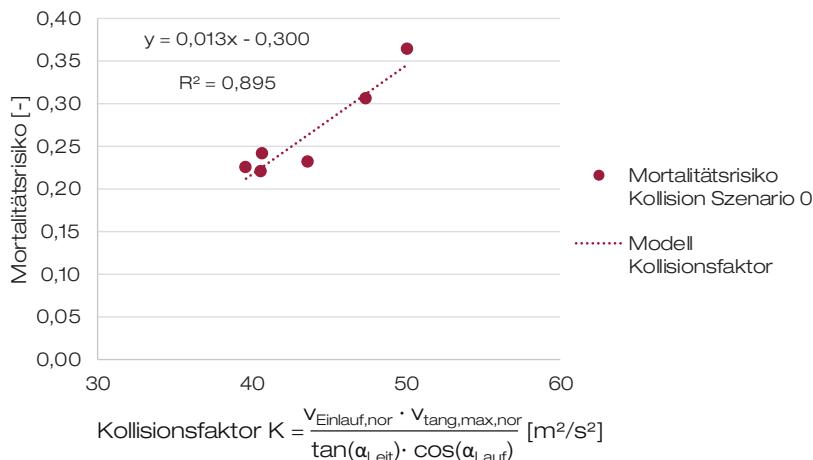


Abbildung 4.25: Grafische Darstellung des Zusammenhangs zwischen dem Kollisionsfaktor und dem Mortalitätsrisiko durch Kollisionen

#### Mortalitätsrisiko: Zwischenergebnis Kollisionen

Das Mortalitätsrisiko durch Kollisionen tritt sowohl im Leitapparat als auch im Laufrad auf.

Das Mortalitätsrisiko durch Kollisionen wird durch die Zunahme der Einlaufgeschwindigkeit, die Tangentialgeschwindigkeit und den Öffnungswinkel der Laufradschaufeln erhöht, während ein größer werdender Öffnungswinkel des Leitapparats das Risiko senkt.

#### Druckdifferenzen

Das Mortalitätsrisiko durch Druckdifferenzen (Abbildung 4.26) liegt für die Betriebszustände 1 bis 6 zwischen 0,5 % und 18 %. Das geringste Mortalitätsrisiko tritt für Betriebszustand 4 (70 m³/s) auf, während das größte Mortalitätsrisiko für Betriebszustand 1 (30 m³/s) berechnet wurde. Grundsätzlich ist bei steigendem Turbinendurchfluss eine Reduktion des Mortalitätsrisikos zu beobachten. Anders als in DENG ET AL. (2010) postuliert wird im hydronumerischen Modell kein positiver Zusammenhang zwischen der Höhe des Mortalitätsrisikos durch Druckdifferenzen und dem Turbinendurchfluss festgestellt.

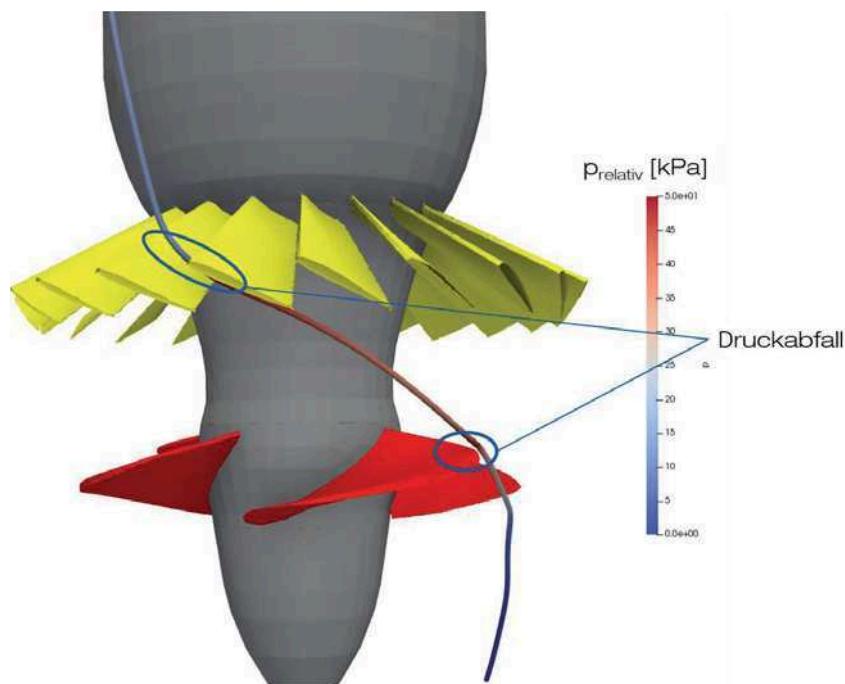


Abbildung 4.26: Beispiele eines Druckabfalls im Bereich des Leitapparats und des Laufrads einer  $90^\circ$  gedrehten horizontalen Kaplanturbine

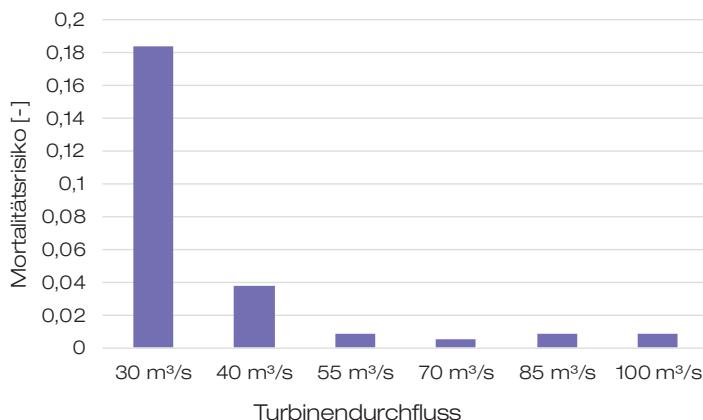


Abbildung 4.27: Höhe des Mortalitätsrisikos durch Druckdifferenzen für Szenario 0 und 1 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen

Die Verteilung der maßgeblichen Druckdifferenzen zeigt, dass zwischen 10 % und 21 % aller maßgeblichen Druckdifferenzen im Bereich des Laufrads und 79 % bis 90 % im Bereich des Leitapparats stattfinden. Lediglich für Betriebszustand 3 ( $55 \text{ m}^3/\text{s}$ ) werden < 1 % aller maßgeblichen Druckdifferenzen im Bereich des Auslaufs festgestellt. Ein deutlicher Trend in Hinblick auf Zusammenhänge der Verteilung mit dem Turbinendurchfluss ist nicht zu erkennen.

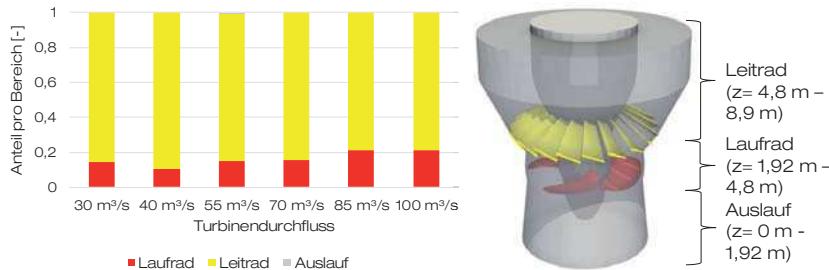


Abbildung 4.28: Anteil der maßgeblichen Druckdifferenzen in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Kollisionen pro Betriebszustand

In Hinblick auf den Einfluss des Eintrittsortes der Stromlinien (Innen, Mitte, Außen) auf die Verteilung der Belastung kann für alle Betriebszustände außer Zustand 3 ( $q_i = 55 \text{ m}^3/\text{s}$ ) und Zustand 6 ( $q_i = 100 \text{ m}^3/\text{s}$ ) auf dem Signifikanzniveau 0,05 ein statistisch signifikanter Unterschied festgestellt werden. Für die Betriebszustände 1 und 2 ( $q_i = 30 \text{ m}^3/\text{s}$  und  $q_i = 40 \text{ m}^3/\text{s}$ ) ist das Mortalitätsrisiko am Eintrittsort Innen am größten, für die Betriebszustände 4 und 5 ( $q_i = 70 \text{ m}^3/\text{s}$  und  $q_i = 85 \text{ m}^3/\text{s}$ ) am Eintrittsort Außen. Bei Letzteren liegen die Unterschiede jedoch deutlich unter 1 %, sodass die Unterschiede als vernachlässigbar angesehen werden können.

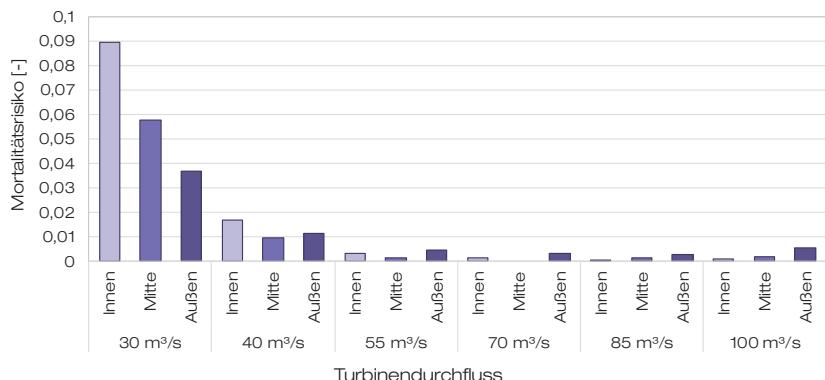


Abbildung 4.29: Verteilung des Mortalitätsrisikos durch Kollisionen zwischen den Eintrittsorten der Stromlinien getrennt nach den Betriebszuständen

Druckdifferenzen innerhalb einer Turbine finden aufgrund von Änderungen der Fließgeschwindigkeit statt. Je größer die Änderung der Geschwindigkeit ist, desto größer ist die auftretende Druckdifferenz. Zur Beschreibung dieses Effekts wird hier das Verhältnis aus gemessener absoluter Maximalgeschwindigkeit zur Einlaufgeschwindigkeit (als Maß für die geringste auftretende Geschwindigkeit) genutzt. Da die absolute Maximalgeschwindigkeit vorwiegend im Bereich des Laufrads auftritt und ein Großteil der maßgeblichen Druckdifferenzen im Bereich des Leitapparats gemessen wurden, wird zusätzlich ein Parameter zur Beschreibung des Mortalitätsrisikos im Bereich des Leitapparats benötigt. Der Winkel des Leitapparats (Sinus des Winkels) eignet sich zur Beschreibung der Öffnungsbreite der Leitschaufeln und ist somit ein Index dafür, wie groß der Platz zwischen den Leitschaufeln ist und wie stark das Wasser in diesem Bereich beschleunigt wird.

Für die Druckdifferenzen lassen sich ähnlich wie für die Kollisionen ein multivariates lineares Regressionsmodell und ein Modell mit einem Druckfaktor (Gleichung 4.10) zur Beschreibung des Mortalitätsrisikos aufstellen (Tabelle 4.10). Beide Modelle sind sehr gut geeignet, um die im hydronumerischen Modell gemessenen Werte wiederzugeben (Abbildung 4.30). An dieser Stelle wird das Modell mit dem Druckfaktor genutzt (Abbildung 4.31).

$$D = \frac{v_{abs,max}}{\sin(\alpha_{Leit}) \cdot v_{Einlauf}} \quad 4.10$$

$D$	= Druckfaktor	[ $\cdot$ ]
$v_{abs,max}$	= Maximale Absolutgeschwindigkeit	[m/s]
$\alpha_{Leit}$	= Winkel des Leitapparats	[ $^{\circ}$ ]
$v_{Einlauf}$	= Einlaufgeschwindigkeit	[m/s]

Tabelle 4.10: Ergebnisse einer multivariaten Regressionsanalyse (Rückwärtsverfahren) und einer univariaten linearen Regression zur Erklärung des Mortalitätsrisikos durch Druckdifferenzen, Signifikanzniveau = 0,05, letzte Spalte: Auswirkung Parameter bei steigendem Turbinendurchfluss auf das Mortalitätsrisiko

Modell	Modellbestandteil	Koeffizient	Sign.-niveau	R <sup>2</sup>	Auswirkung bei steigendem Durchfluss
1	Konstante	-0,926	0,029	0,962	Konstant
	Geschwindigkeitsverhältnis	0,031	0,017		Sinkt
	Sinus Winkel Leitapparat	0,776	0,039		Steigt
2	Konstante	-0,032	0,081	0,923	Konstant
	Druckfaktor	0,002	0,002		Sinkt

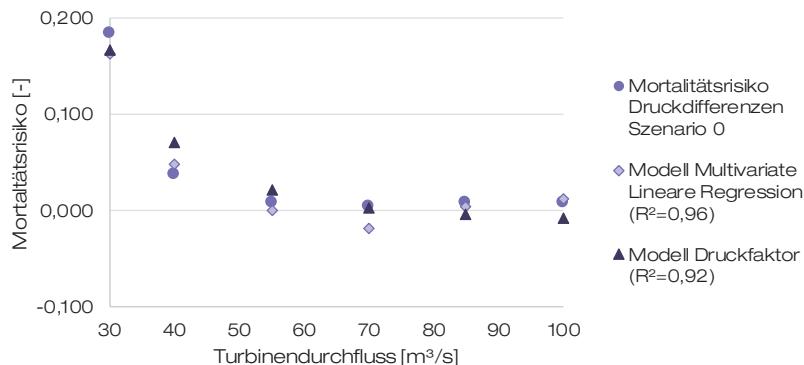


Abbildung 4.30: Grafische Darstellung der Übereinstimmung der Modelle der multivariaten linearen Regression und des Kollisionsfaktors mit den Ergebnissen des hydronumerischen Modells

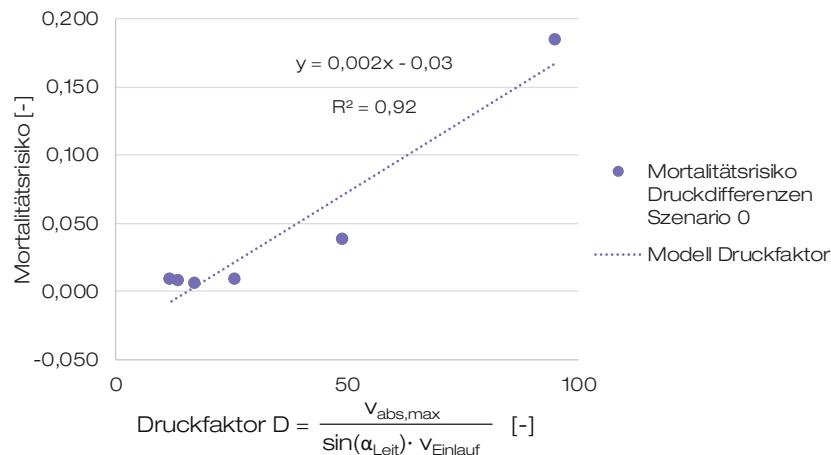


Abbildung 4.31: Grafische Darstellung des Zusammenhangs zwischen dem Kollisionsfaktor und dem Mortalitätsrisiko durch Kollisionen

### Mortalitätsrisiko: Zwischenergebnis Druckdifferenzen

Das Mortalitätsrisiko durch Druckdifferenzen tritt sowohl im Leitapparat als auch im Laufrad auf.

Das Mortalitätsrisiko durch Druckdifferenzen wird durch ein steigendes Verhältnis von absoluter Maximalgeschwindigkeit zur Einlaufgeschwindigkeit erhöht und durch einen größer werdenden Winkel des Leitapparats gesenkt.

### Gesamt mortalitätsrisiko

Das Gesamt mortalitätsrisiko setzt sich aus den einzelnen Mortalitätsrisiken durch Scherereignisse, Kollisionen sowie Druckdifferenzen zusammen und liegt für die Betriebszustände 1 bis 6 zwischen 30 % und 69 %. Die geringsten Mortalitätsrisiken treten dabei bei den Betriebszuständen 4 ( $q_i = 70 \text{ m}^3/\text{s}$ ) und 5 ( $q_i = 85 \text{ m}^3/\text{s}$ ) auf. Das höchste Mortalitätsrisiko ist für Betriebszustand 1 ( $q_i = 30 \text{ m}^3/\text{s}$ ) bestimmt worden (Abbildung 4.32).

Den größten Anteil am Gesamt mortalitätsrisiko macht über alle Betriebszustände hinweg das Mortalitätsrisiko durch Kollisionen aus. Diese Beobachtung deckt sich mit den Annahmen vieler physikalischer Prognosemodelle (vgl. Abschnitt 2.4), welche die Mortalität ausschließlich mit dem Kollisionsrisiko zu erklären versuchen. In der Auswertung der Daten des hydronumerischen Modells wird jedoch auch deutlich, dass Scherereignisse und zumindest für geringe Turbinendurchflüsse ebenfalls Druckunterschiede einen Anteil an dem Gesamt mortalitätsrisiko haben. Diese Aspekte werden bei den physikalischen Prognosemodellen nicht berücksichtigt. In den empirischen Prognosemodellen sind alle möglichen Schädigungsmechanismen berücksichtigt, wobei ein Rückschluss auf den Anteil eines einzelnen Mechanismus an der Gesamt mortalitätsziffer nicht möglich ist.

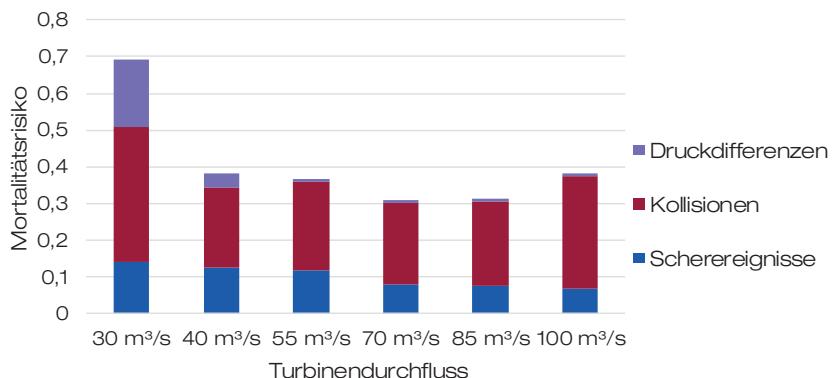


Abbildung 4.32: Höhe und Zusammensetzung des Gesamt mortalitätsrisikos für Szenario 0 und 1 trennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen

Zur Beschreibung des Gesamt mortalitätsrisikos auf Basis des hydronumerischen Modells werden in Gleichung 4.11 die Modellgleichungen der Mortalitätsrisiken durch Scherereignisse, Kollisionen und Druckdifferenzen eingesetzt, sodass sich Gleichung 4.12 ergibt. Es wird deutlich, dass für das Gesamt mortalitätsrisiko eine Vielzahl an Parametern eine Rolle spielen und diese je nach Schädigungsmechanismus in unterschiedliche Richtungen wirken.

$$M_{Ges} = M_{Scher} + M_{Koll} + M_{Druck} \quad 4.11$$

$$M_{Ges} = 0,199 \cdot \cos(\alpha_{Leit}) - 0,051 + 0,013 \cdot K - 0,3 + 0,002 \cdot D - 0,032 \quad 4.12$$

$$\Leftrightarrow M_{Ges} = 0,199 \cdot \cos(\alpha_{Leit}) + 0,013 \cdot \frac{v_{Einlauf,nor} \cdot v_{tan,max,nor}}{\tan(\alpha_{Leit}) \cdot \cos(\alpha_{Lauf})} + \\ 0,002 \cdot \frac{v_{abs,max}}{\sin(\alpha_{Leit}) \cdot v_{Einlauf}} - 0,383$$

$M_{Ges}$	=	Gesamt mortalitätsrisiko während einer Turbinenpassage	[ - ]
$M_{Scher}$	=	Mortalitätsrisiko durch Scherereignisse	[ - ]
$M_{Koll}$	=	Mortalitätsrisiko durch Kollisionen	[ - ]
$M_{Druck}$	=	Mortalitätsrisiko durch Druckdifferenzen	[ - ]
$\alpha_{Leit}$	=	Winkel des Leitapparats	[ ° ]
$K$	=	Kollisionsfaktor	[ - ]
$D$	=	Druckfaktor	[ - ]
$v_{Einlauf,nor}$	=	Normierte Einlaufgeschwindigkeit	[ - ]
$v_{tan,max,nor}$	=	Maximale Tangentialgeschwindigkeit	[ - ]
$\alpha_{Lauf}$	=	Winkel der Laufradschaufeln	[ ° ]
$v_{abs,max}$	=	Maximale Absolutgeschwindigkeit	[ m/s ]
$v_{Einlauf}$	=	Einlaufgeschwindigkeit	[ m/s ]

#### Mortalitätsrisiko: Zwischenergebnis Gesamt mortalität

Das hydronumerische Modell eignet sich sowohl zur phänomenologischen Beschreibung der Schädigungsprozesse innerhalb einer Turbine als auch zur qualitativen Analyse der Einflussfaktoren.

#### Schaltkonzept und Mortalitätsziffer Szenario 0

Zur Beurteilung der in Abschnitt 4.3.3 beschriebenen Untersuchungsszenarien wird im nächsten Schritt abgeleitet, welchen Effekt die Szenarien auf das Mortalitätsrisiko beziehungsweise die Mortalitätsziffer für abwandernde Blankaale eines Beispieljahres an der Wasserkraftanlage Lehmen haben (vgl. Anhang B.2). Die Mortalitätsziffer ergibt sich dabei schlicht aus der Umrechnung

des über das Jahr gemittelten Mortalitätsrisikos in Prozentangaben. Es werden aus den Mortalitätsrisiken der EinzelTurbinendurchflüsse die korrespondierenden Mortalitätsrisiken für den Gesamtdurchfluss an der Wasserkraftanlage ermittelt. Die entsprechenden Mortalitätsrisiken für die Turbinendurchflüsse zwischen den sechs simulierten Durchflüssen werden linear interpoliert (Abbildung 4.33). Für Abflüsse kleiner  $30 \text{ m}^3/\text{s}$  wird der berechnete Wert des Betriebszustands 1 ( $q = 30 \text{ m}^3/\text{s}$ ) angesetzt.

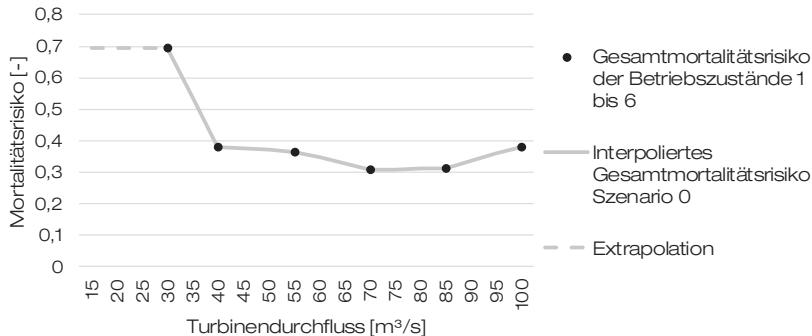


Abbildung 4.33: Grafische Darstellung des interpolierten Mortalitätsrisikos pro Turbinendurchfluss für Szenario 0 und 1

Der Zusammenhang des Mortalitätsrisikos und des Gesamtdurchflusses des Kraftwerks Lehmen für Szenario 0 (Normalbetrieb) wird auf Grundlage des Schaltkonzepts des Joint-Controls berechnet (Abschnitt 4.3.2 und Abbildung 4.34). Am Beispiel des Jahres 2016 wird die durchschnittliche Mortalitätsziffer für Blankaale berechnet für die beiden Fälle, dass zum einen alle Aale gleichverteilt über das gesamte Jahr abwandern und zum anderen dass die Aale in den Neumondnächten zwischen Anfang Mai und Ende November abwandern (vgl. Anhang B.2). Auf diese Weise ergibt sich eine durchschnittliche Mortalitätsziffer von 34,05 % für die gleichverteilte Abwanderung beziehungsweise von 33,32 % für die Abwanderung in den Neumondnächten.

Der Vergleich mit den in Abschnitt 2.4 vorgestellten Prognosemodellen zeigt, dass der mit dem hydronumerischen Modell berechnete Verlauf der Mortalitätsziffer im mittleren Bereich zwischen den Prognosemodellen liegt (Abbildung 4.35). Die berechneten Mortalitätsziffern liegen mit 30 % bis 69 % in einem plausiblen Bereich.

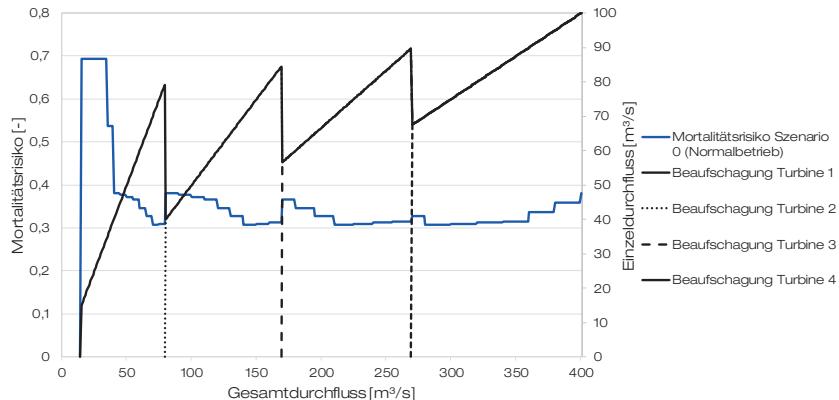


Abbildung 4.34: Schaltkonzept für die Turbinen der Wasserkraftanlage Lehmen für Szenario 0 (Normalbetrieb) und korrespondierendes Mortalitätsrisiko in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses der Anlage

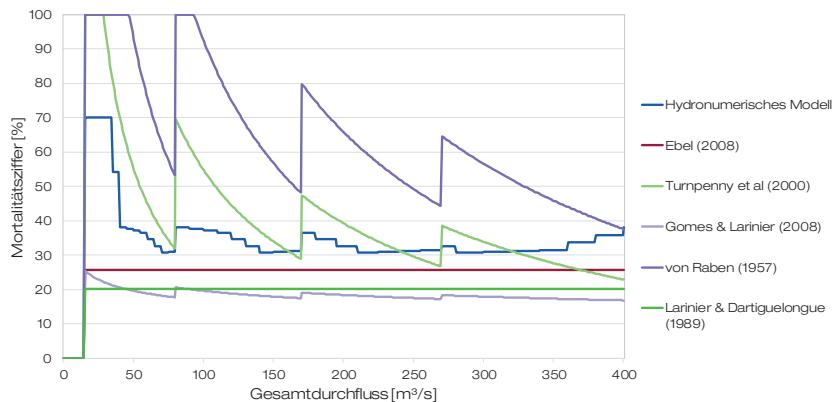


Abbildung 4.35: Vergleich der Mortalitätsziffer des hydronumerischen Modells und der Prognosemodelle in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses des Kraftwerks Lehmen in Szenario 0 (Normalbetrieb)

### *Schaltkonzept und Mortalitätsziffer Szenario 1*

Die für Szenario 0 berechneten Mortalitätsziffern für das Jahr 2016 können als Vergleichswert für die Auswirkungen der in Abschnitt 4.3.3 beschriebenen Szenarien zur Verbesserung des Fischschutzes genutzt werden. Die Zusammenhänge zwischen dem Turbinendurchfluss und dem Mortalitätsrisiko für Szenario 1 (fischangepasster Betrieb) entsprechen dabei denen des Szenarios 0, da hier pro Turbinendurchfluss dieselben Betriebszustände (Winkel Leitapparat, Winkel Laufradschaufeln, Einlaufgeschwindigkeit und Umdrehungsgeschwindigkeit) genutzt werden. Es ergibt sich jedoch ein anderes Schaltkonzept für Szenario 1 und daraus folgend ein anderer Verlauf des Mortalitätsrisikos in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses (Abbildung 4.36).

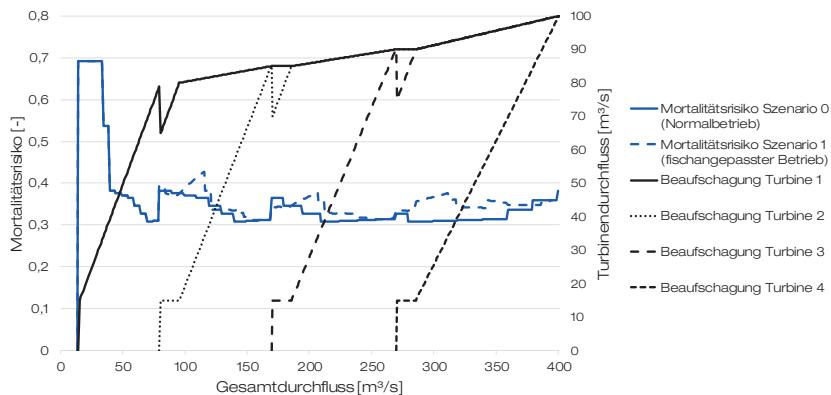


Abbildung 4.36: Schaltkonzept der Turbinen der Wasserkraftanlage Lehmen für Szenario 1 (fischangepasster Betrieb) und korrespondierendes Mortalitätsrisiko in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses der Anlage

Der Vergleich zwischen dem Mortalitätsrisiko der Szenarien 0 und 1 zeigt, dass Szenario 1 größtenteils höhere Mortalitätsrisiken aufweist als Szenario 0. Obwohl Szenario 1 auf dem Prinzip beruht, die Turbinen möglichst voll zu beaufschlagen, um so den dämpfenden Effekt weiter geöffneter Leit- und Laufradschaufeln auf die Schädigung auszunutzen, ergeben sich für das Mortalitätsrisiko des Gesamtdurchflusses höhere Werte. Dies liegt an dem Fakt, dass bei einer nicht gleichmäßigen Aufteilung des Gesamtdurchflusses auf mehr als eine Turbine stets eine Turbine mit einem niedrigeren Durchfluss beaufschlagt wird, was laut des berechneten Mortalitätsrisikos zu weitaus größeren Schädigungen in der weniger stark beaufschlagten Turbine führt.

Das Prinzip des fischangepassten Betriebs liegt darin, diesen nicht dauerhaft zu nutzen, sondern nur für die Zeiträume, in denen eine Abwanderung der Blankaaale erwartet wird. Wird eine Umstellung auf Szenario 1 in den 14 Neumondnächten des Jahres 2016 angesetzt, ergibt sich bei gleichzeitiger Annahme einer gleichverteilten Abwanderung der Blankaaale eine Mortalitätsziffer von 34,09 % (Zunahme gegenüber Szenario 0 von 0,04 %) und bei einer Annahme der Abwanderung nur in den Neumondnächten von 34,85 % (Zunahme gegenüber Szenario 0 von 1,53 %).

#### Mortalitätsrisiko: Zwischenergebnis Szenario 0 und 1

Die Ermittlung der Mortalitätsziffer auf Grundlage der Ergebnisse des hydronumerischen Modells ergibt für Szenario 0 (Normalbetrieb) plausible Ergebnisse.

Die Ermittlung der Mortalitätsziffer auf Grundlage der Ergebnisse des hydronumerischen Modells zeigt, dass Szenario 1 (fischangepasster Betrieb) theoretisch leicht schädlicher für abwandernde Fische ist als Szenario 0 (Normalbetrieb).

#### 4.6.2 Szenario 2

Szenario 2 beruht auf der Annahme, dass es für den Fischschutz zielführend ist, die Laufräder der Turbinen in den Abwanderungszeiträumen zu bremsen und gleichzeitig auf den größtmöglichen Öffnungswinkel zu stellen. Wandern die Fische nun durch die Turbinen ab, wird so theoretisch die Wahrscheinlichkeit reduziert, dass diese mit den Laufradschaufeln kollidieren. Im Gegensatz zu Szenario 0 und 1 kann in den Abwanderungszeiträumen jedoch keine Energie erzeugt werden.

Wie in Abschnitt 4.4.3 dargestellt unterscheiden sich die Betriebszustände für das Szenario 2 von denen der Szenarien 0 und 1, da hier die Kombination von Turbinendurchfluss, Öffnungswinkel des Leitapparats, Öffnungswinkel des Laufrads und Umdrehungsgeschwindigkeit der Turbine anders ist. Für Szenario 2 sind daher die Betriebszustände 7 bis 12 untersucht worden (Tabelle 4.11), welche den Turbinendurchflüssen der Betriebszustände 1 bis 6 entsprechen, aber andere Kombinationen aus Öffnungswinkeln und Umdrehungsgeschwindigkeit aufweisen. Alle korrespondierenden Abbildungen zu den für Szenario 0 und 1 dargestellten Zusammenhängen (vgl. Abschnitt 4.6.1) sind in Anhang D dargestellt. An dieser Stelle wird nur auf die Unterschiede zwischen den Szenarien eingegangen.

Tabelle 4.11: Parameterkombinationen der in Szenario 2 untersuchten Betriebszustände

Szenario 2				
Turbinendurchfluss [m <sup>3</sup> /s]	Betriebszustand	Laufrad [°]	Leitschaufeln [°]	Drehgeschw. [1/Min]
30	7	90	17	0
40	8	90	25	0
55	9	90	36	0
70	10	90	44	0
85	11	90	51	0
100	12	90	55	0

#### Scherereignisse

Für die Betriebszustände 7 bis 12 sind Mortalitätsrisiken durch Scherereignisse zwischen 10 % und 14 % berechnet worden. Das geringste Mortalitätsrisiko liegt für Betriebszustand 12 ( $q_t = 100 \text{ m}^3/\text{s}$ ) vor und das höchste für Betriebszustand 7 ( $q_t = 30 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Der für Szenario 0 nachgewiesene Trend eines abnehmenden Mortalitätsrisikos bei steigendem Turbinendurchfluss kann somit generell bestätigt werden.

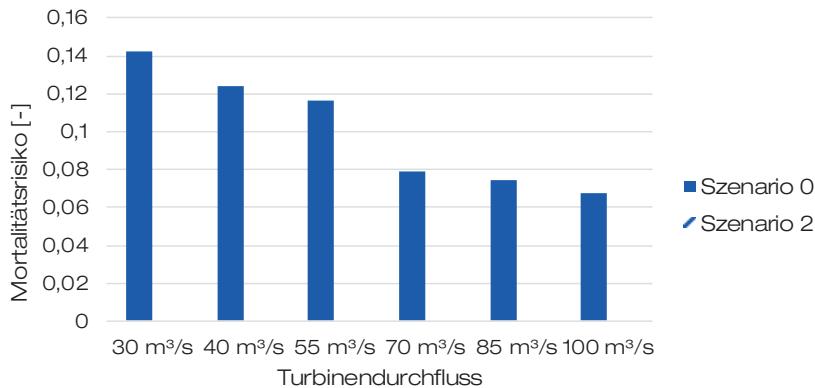


Abbildung 4.37: Höhe des Mortalitätsrisikos durch Scherereignisse für Szenario 2 im Vergleich zu Szenario 0 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen

Im Gegensatz zu Szenario 0 findet jedoch für alle Turbinendurchflüsse ein Großteil der maßgeblichen Scherereignisse von 84 % bis 99 % im Bereich des Leitapparats statt und nur 1 % bis 16 % im Bereich des Laufrads. Dies kann damit erklärt werden, dass durch die gebremsten Laufradschaufeln die Tangentialgeschwindigkeit im Bereich des Laufrads wesentlich geringer ist und somit kaum eine Umlenkung des Wassers stattfindet.

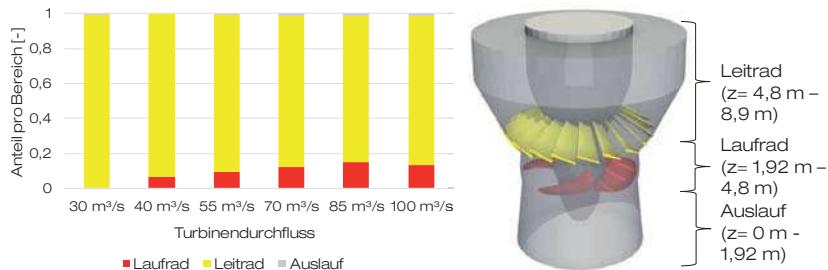


Abbildung 4.38: Anteil der maßgeblichen Scherereignisse in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Scherereignissen pro Betriebszustand (Szenario 2)

### Kollisionen

Das Mortalitätsrisiko durch Kollisionen für die Betriebszustände 7 bis 12 liegt bei 1 % bis 36 % (Abbildung 4.39). Das geringste Mortalitätsrisiko wurde für Betriebszustand 11 ( $q_i = 85 \text{ m}^3/\text{s}$ ) berechnet und das höchste Mortalitätsrisiko für Betriebszustand 7 ( $q_i = 30 \text{ m}^3/\text{s}$ ). Das Mortalitätsrisiko für Betriebszustand 7 ist nahezu identisch zu dem Mortalitätsrisiko von Betriebszustand 1, während die Mortalitätsrisiken der anderen Betriebszustände für Szenario 2 deutlich geringer sind als für Szenario 0.

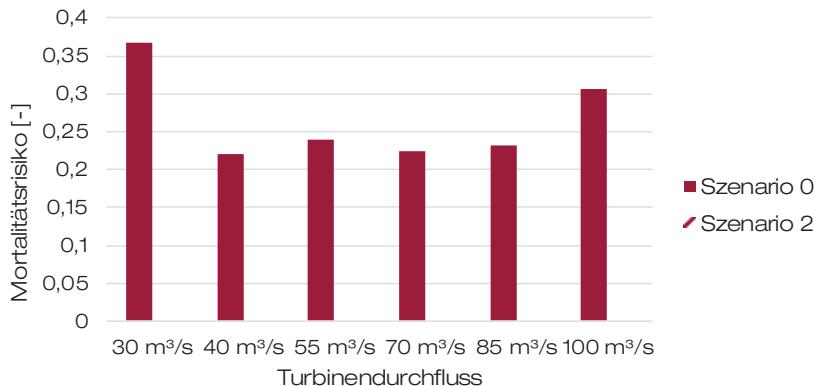


Abbildung 4.39: Höhe des Mortalitätsrisikos durch Kollisionen für Szenario 2 im Vergleich zu Szenario 0 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen

Der Anteil der maßgeblichen Kollisionen im Bereich des Laufrads liegt zwischen 0 % und 64 % und nimmt mit steigendem Turbinendurchfluss zu (Abbildung 4.40). Das bedeutet, es finden trotz gebremster und voll geöffneter Laufradschaufeln Kollisionen im Bereich des Laufrads statt. Abgesehen von Betriebszustand 7 ( $q_i = 30 \text{ m}^3/\text{s}$ ) sind jedoch sowohl die Wahrscheinlichkeit einer Kollision als auch die resultierende maßgebliche Belastung wesentlich geringer für Szenario 2 im Vergleich zu Szenario 0, sodass das Mortalitätsrisiko geringer ist. Das Mortalitätsrisiko für Betriebszustand 7 ist nahezu identisch mit dem des Betriebszustand 1, da bei dem Turbinendurchfluss von  $30 \text{ m}^3/\text{s}$  die Leitschaufeln so gering geöffnet sind, dass bereits im Bereich des Leitapparats alle maßgeblichen Kollisionen stattfinden und die Stellung und Drehung der Laufradschaufeln keine Rolle spielen.

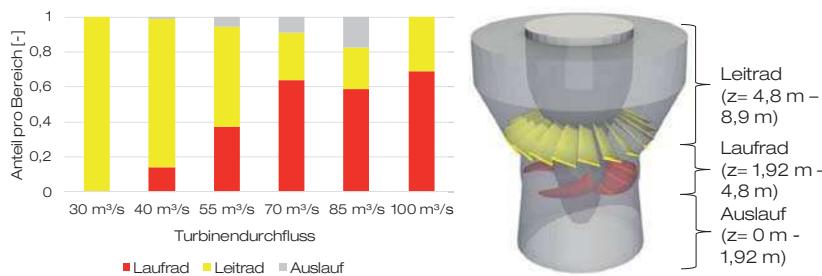


Abbildung 4.40: Anteil der maßgeblichen Kollisionen in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Scherereignissen pro Betriebszustand (Szenario 2)

#### Druckdifferenzen

Für die Betriebszustände 7 bis 12 sind Mortalitätsrisiken durch Druckdifferenzen zwischen < 1 % und 16 % berechnet worden (Abbildung 4.41). Das geringste Mortalitätsrisiko liegt für Betriebszustand 9 ( $q_i = 55 \text{ m}^3/\text{s}$ ) vor und das größte Mortalitätsrisiko für Betriebszustand 7 ( $q_i = 30 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

65 % bis 82 % aller maßgeblichen Druckereignisse finden im Bereich des Leitapparats statt (Abbildung 4.42). Die Verteilung der maßgeblichen Druckereignisse ähnelt der des Szenarios 0.

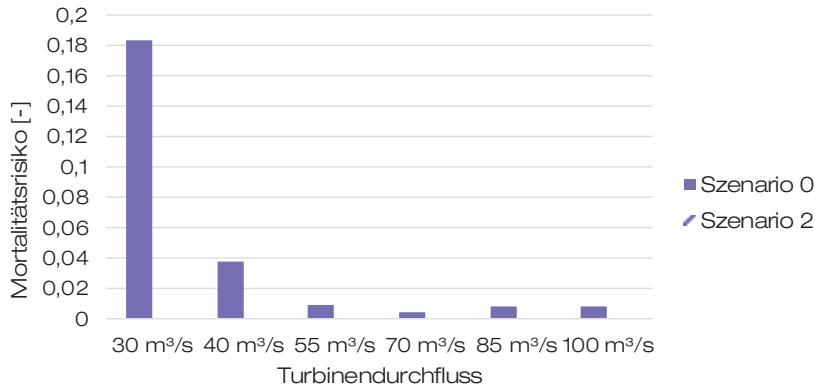


Abbildung 4.41: Höhe des Mortalitätsrisikos durch Druckdifferenzen für Szenario 2 im Vergleich zu Szenario 0 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen

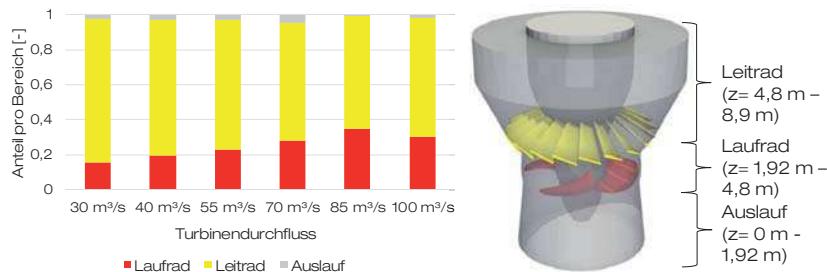


Abbildung 4.42: Anteil der maßgeblichen Druckdifferenzen in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Scherereignissen pro Betriebszustand (Szenario 2)

#### Gesamtmortalitätsrisiko

Abgesehen von Betriebszustand 7 liegt das Gesamtmortalitätsrisiko für Szenario 2 mit 13 % bis 21 % deutlich unterhalb der entsprechenden Mortalitätsrisiken für Szenario 0. Das höhere Risiko für Betriebszustand 7 ( $q_i = 30 m^3/s$ ) kann damit erklärt werden, dass hier die Leitschaufeln nur geringfügig geöffnet sind und ein Großteil der maßgeblichen Belastungen wie schon für Szenario 0 und 1 in diesem Bereich stattfinden. Die Strömung unterscheidet sich im Bereich des Leitapparats nur sehr wenig zwischen den Szenarien 0 und 2, da hier lediglich die Bewegung und Stellung der Laufradschaufeln verändert wird. Es wird somit deutlich, dass für geringe Leitapparatöffnungen und somit geringe Turbinendurchflüsse unabhängig vom Laufrad hohe Mortalitätsrisiken entstehen.

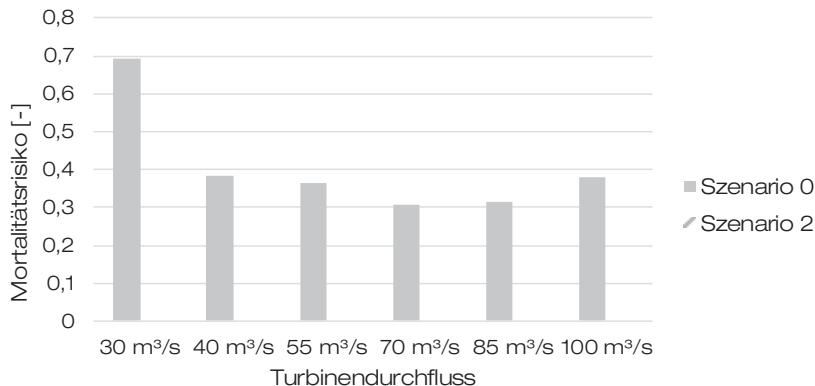


Abbildung 4.43: Höhe des Gesamt mortalitätsrisikos für Szenario 2 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen

#### Mortalitätsrisiko: Zwischenergebnis 2 Gesamtmortalität

Der Bereich des Leitapparats ist für die Gesamtmortalität ebenso entscheidend wie der Bereich des Laufrads. In welchem Bereich die größte Wahrscheinlichkeit einer Belastung auftritt, hängt von dem Öffnungswinkel der Leitschaufeln und des Laufrads ab.

#### *Schaltkonzept und Mortalitätsziffer Szenario 2*

Aus den berechneten Mortalitätsrisiken für die Betriebszustände 7 bis 12 werden wie für Szenario 0 die fehlenden Mortalitätsrisiken pro Turbine linear interpoliert (Abbildung 4.44) und anschließend die korrespondierenden Mortalitätsrisiken für den Gesamtdurchfluss bestimmt (Abbildung 4.45). Als Schaltkonzept wird der Normalbetrieb zugrunde gelegt.

Für eine Umstellung auf Szenario 2 an den 14 Neumondnächten des Jahres 2016 ergibt sich bei gleichverteilter Abwanderung der Blankaale eine Mortalitätsziffer von 33,53 % (Abnahme von 0,5 % im Vergleich zu Szenario 0) beziehungsweise von 13,72 % (Abnahme von 19,6 % im Vergleich zu Szenario 0) bei einer Abwanderung der Blankaale nur in den Umschaltnächten.

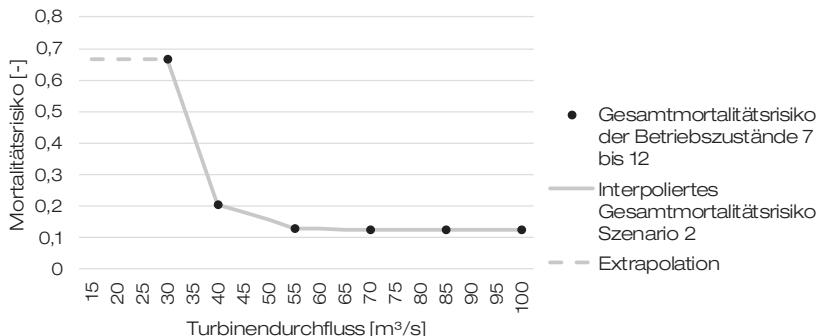


Abbildung 4.44: Grafische Darstellung des interpolierten Mortalitätsrisikos pro Turbinendurchfluss für Szenario 2

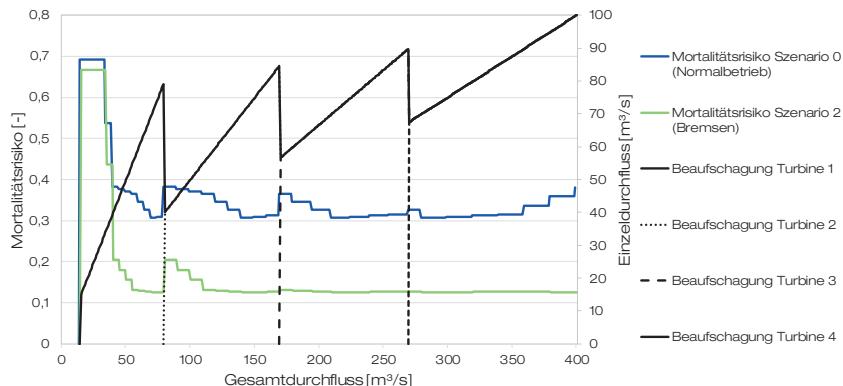


Abbildung 4.45: Schaltkonzept für die Turbinen der Wasserkraftanlage Lehmen für Szenario 2 (Bremsen) und Vergleich des korrespondierenden Mortalitätsrisikos in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses der Anlage mit Szenario 0

#### Mortalitätsrisiko: Zwischenergebnis Szenario 2

Die Ermittlung der Mortalitätsziffer auf Grundlage der Ergebnisse des hydronumerischen Modells zeigt, dass Szenario 2 (Bremsen) weniger schädlich für abwandernde Fische ist als Szenario 0 (Normalbetrieb).

#### 4.6.3 Szenario 3 - Optimierung fischangepasster Betrieb

Anstelle des Szenarios 1, welches sich als weniger fischschonend herausgestellt hat als der Normalbetrieb, kann eine optimierte Variante des fischangepassten Betriebs (Szenario 3) in Betracht gezogen werden. Der optimierte fischangepasste Betrieb beruht auf der Idee, die Betriebszu-

stände der Turbinen des Szenarios 0 bevorzugt zu nutzen, die das geringste Gesamtmortalitätsrisiko aufweisen. Die geringsten berechneten Mortalitätsrisiken liegen für die Turbinendurchflüsse 70 m<sup>3</sup>/s (0,307) und 85 m<sup>3</sup>/s (0,314) vor, wobei auch die Turbinendurchflüsse 40 m<sup>3</sup>/s, 55 m<sup>3</sup>/s und 100 m<sup>3</sup>/s lediglich Mortalitätsrisiken von 0,367 bis 0,382 aufweisen. Nur für Durchflüsse kleiner 40 m<sup>3</sup>/s wird ein deutlich höheres Mortalitätsrisiko von bis zu 0,693 bestimmt (Abbildung 4.33).

Das Prinzip des optimierten fischangepassten Betriebs beruht darauf, unter Berücksichtigung der vorgegebenen Schaltpunkte des Normalbetriebs die Betriebszustände 70 m<sup>3</sup>/s und 85 m<sup>3</sup>/s so oft wie möglich zu nutzen und dabei Betriebszustände für Durchflüsse kleiner als 40 m<sup>3</sup>/s zu vermeiden (Abbildung 4.46). Das Schaltkonzept weicht somit im Bereich der Umschaltpunkte vom Normalbetrieb ab.

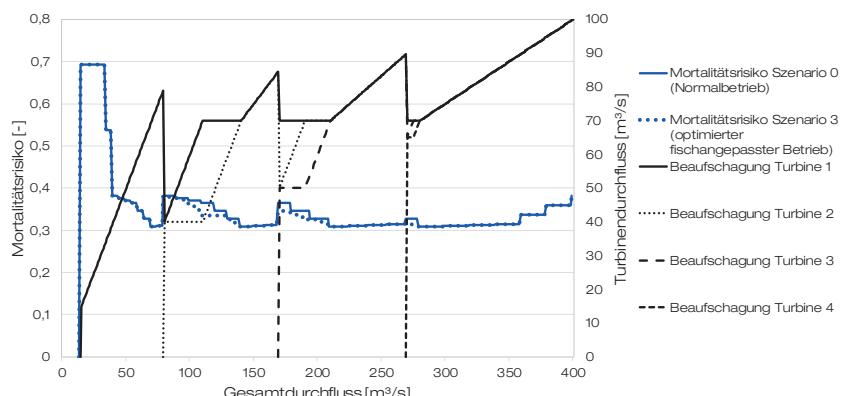


Abbildung 4.46: Schaltkonzept für die Turbinen der Wasserkraftanlage Lehmen für Szenario 3 (optimierter fischangepasster Betrieb) und Vergleich des korrespondierenden Mortalitätsrisikos in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses der Anlage mit Szenario 0

Für eine Umstellung auf Szenario 3 an den 14 Neumondnächten des Jahres 2016 ergibt sich bei gleichverteilter Abwanderung der Blankaale eine Mortalitätsziffer von 34,04 % (Abnahme von 0,1 % im Vergleich zu Szenario 0) beziehungsweise von 32,99 % (Abnahme von 0,3 % im Vergleich zu Szenario 0) bei einer Abwanderung der Blankaale nur in den Umschaltnächten.

#### Mortalitätsrisiko: Zwischenergebnis Szenario 3

Die Ermittlung der Mortalitätsziffer auf Grundlage der Ergebnisse des hydronumerischen Modells zeigt, dass Szenario 3 (optimierter fischangepasster Betrieb) geringfügig weniger schädlich für abwandernde Fische ist als Szenario 0 (Normalbetrieb).

#### 4.6.4 Szenario 4 – Kombination Bremsen und optimierter fischangepasster Betrieb

Eine weitere Variante des Kraftwerksbetriebs zur Reduktion der Fischschädigung ist die Kombination der Szenarien 2 (Bremsen) und 3 (optimierter fischangepasster Betrieb) (Abbildung 4.47), bei der das Laufrad gebremst und die Laufradschaufeln voll geöffnet sind und die Beaufschlagung der Turbinen nach dem optimierten fischangepassten Betrieb erfolgt anstelle des Joint-Controls.

Für eine Umstellung auf Szenario 3 an den 14 Neumondnächten des Jahres 2016 ergibt sich bei gleichverteilter Abwanderung der Blankaale eine Mortalitätsziffer von 33,53 % (Abnahme von 0,5 % im Vergleich zu Szenario 0) beziehungsweise von 13,71 % (Abnahme von 19,6 % im Vergleich zu Szenario 0) bei einer Abwanderung der Blankaale nur in den Umschaltnächten. Die Mortalitätsziffern beziehungsweise Änderung dieser des Szenarios 4 entsprechen somit fast genau denen des Szenarios 2.

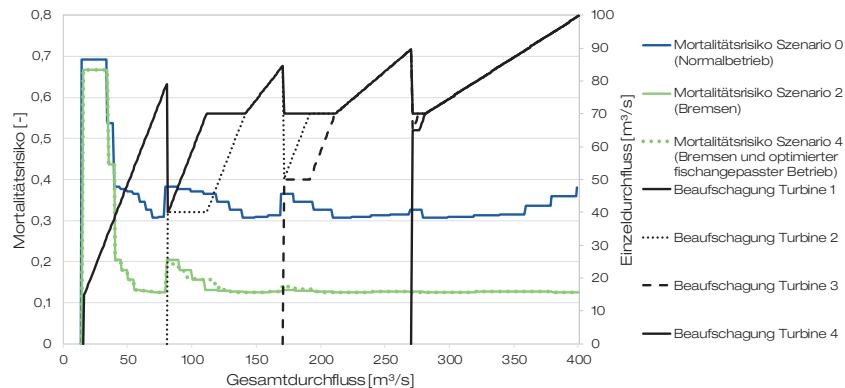


Abbildung 4.47: Schaltkonzept für die Turbinen der Wasserkraftanlage Lehmen für Szenario 4 (Bremsen und optimierter fischangepasster Betrieb) und Vergleich des korrespondierenden Mortalitätsrisikos in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses der Anlage mit Szenario 0 und 2

##### Mortalitätsrisiko: Zwischenergebnis Szenario 4

Die Ermittlung der Mortalitätsziffer auf Grundlage der Ergebnisse des hydronumerischen Modells zeigt, dass Szenario 4 (Bremsen und optimierter fischangepasster Betrieb) weniger schädlicher für abwandernde Fische ist als Szenario 0 (Normalbetrieb), die Verbesserung gegenüber Szenario 2 (Bremsen) jedoch nur marginal ist.

#### 4.6.5 Zusammenfassung und Fazit Szenarienvergleich

Die Auswertung der Ergebnisse hat gezeigt, dass es deutliche Unterschiede in den Mortalitätsrisiken sowohl zwischen den Betriebszuständen 1 bis 6 beziehungsweise 7 bis 12 als auch zwischen den Szenarien 0 und 2 gibt (Abbildung 4.48). Alle berechneten Gesamt mortalitätsrisiken des Szenarios 2 sind geringer als die zugehörigen Gesamt mortalitätsrisiken des Szenarios 0, was

zeigt, dass ein Bremsen des Laufrads bei gleichzeitiger Vollöffnung der Laufradschaufeln eine weniger schädliche Betriebsweise prognostiziert.

Sowohl bei Szenario 0 als auch bei Szenario 2 ist das Gesamt mortalitätsrisiko für den geringsten untersuchten Turbinendurchfluss ( $30 \text{ m}^3/\text{s}$ ) am größten und nimmt mit steigendem Turbinendurchfluss ab. Vor allem das nicht monoton fallende Gesamt mortalitätsrisiko für Szenario 0 zeigt jedoch, dass der Durchfluss als erklärende Variable für das Mortalitätsrisiko nicht geeignet ist. Stattdessen haben sich für die verschiedenen Schädigungsmechanismen (Scherereignisse, Kollisionen und Druckdifferenzen) verschiedene Parameter ableiten lassen, die die ablaufenden Prozesse und Schädigungsweisen erklären (Tabelle 4.12).

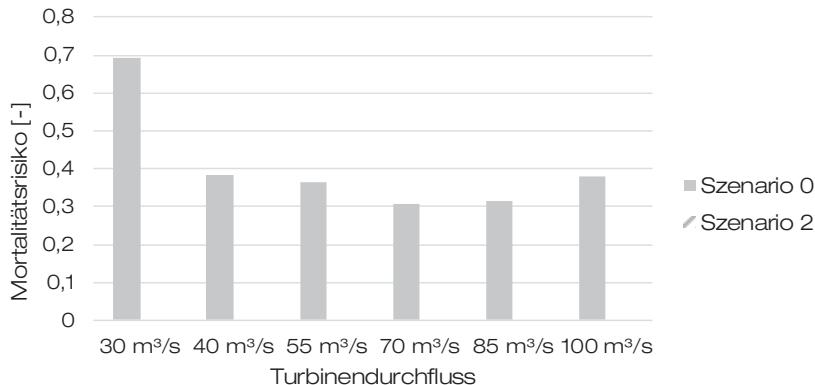


Abbildung 4.48: Höhe des Gesamt mortalitätsrisikos für Szenario 0 und 2 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen

Der Ort, an dem die erklärenden Parameter auftreten beziehungsweise gemessen werden, legt nahe, dass die Mortalität, anders als durch die meisten Prognosemodelle postuliert nicht nur im Laufrad stattfindet, sondern vor allem bei geringen Turbinendurchflüssen auch im Leitapparat. Dies wird ebenfalls durch die ermittelten Belastungsorte bestätigt.

Klare Hinweise darauf, dass der Eintrittsort der Fische in die Turbine einen Einfluss auf die Höhe des Mortalitätsrisikos hat, konnten hingegen nicht gefunden werden.

Die Ergebnisse des hydronumerischen Modells zeigen zudem, dass neben den Kollisionen, welche die größten Einzelmortalitätsrisiken aufzeigen, auch Scherereignisse und Druckdifferenzen von Bedeutung sind und bei Mortalitätsbetrachtungen berücksichtigt werden sollten (Abbildung 4.49).

Tabelle 4.12: Parameter zur Erklärung des Mortalitätsrisikos getrennt nach Schädigungsmechanismus, die letzte Spalte gibt an, wie sich der Parameter bei steigendem Turbinendurchfluss auf das Mortalitätsrisiko auswirkt

Schädigungsmechanismus	Parameter	Hauptsächl. Ort der Schädigung	Art des Parameters	Auswirkung bei steigendem Durchfluss
Scherereignisse	Öffnungswinkel Leitapparat	Leitapparat	Aus Betriebszustand abgeleitet	Senkend
	Einlaufgeschwindigkeit	Leitapparat	Aus Betriebszustand abgeleitet	Steigernd
Kollisionen	Öffnungswinkel Leitapparat	Leitapparat	Aus Betriebszustand abgeleitet	Senkend
	Max. Tangentialgeschwindigkeit	Laufrad	Gemessen	Steigernd
	Öffnungswinkel Laufradschaufeln	Laufrad	Aus Betriebszustand abgeleitet	Steigernd
Druckdifferenzen	Abs. Maximalgeschw. / Einlaufgeschw.	Laufrad	Gemessen	Steigernd
	Öffnungswinkel Leitapparat	Leitapparat	Aus Betriebszustand abgeleitet	Senkend

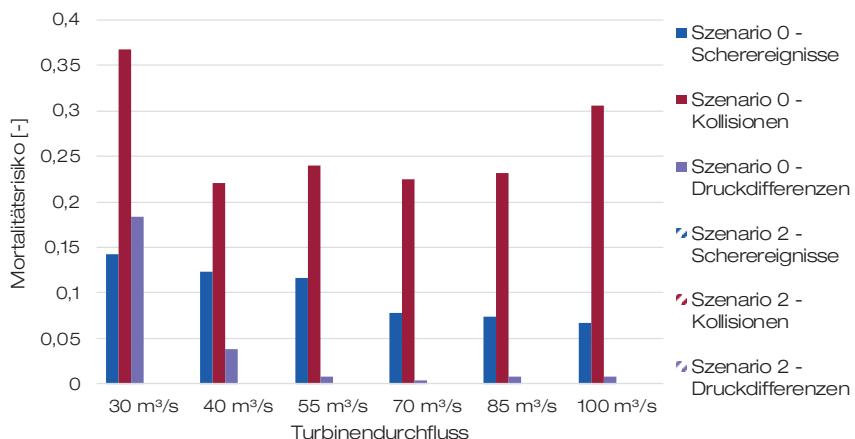


Abbildung 4.49: Höhe der Mortalitätsrisiken durch Scherereignisse, Kollisionen und Druckdifferenzen für Szenario 0 und 2 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen

Hinsichtlich des Verlaufs des Mortalitätsrisikos in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses der untersuchten Wasserkraftanlage zeigt sich, dass die Szenarien 2 und 4 die geringsten Mortalitätsrisiken aufweisen (Abbildung 4.50). Im Vergleich zu Szenario 0 ebenfalls geringfügig fischschonender ist das Szenario 3 mit dem optimierten fischangepassten Betrieb. Dies wird ebenfalls durch die Betrachtung der Mortalitätsziffer wiedergegeben, die sich für das Berechnungsjahr 2016 ergibt.

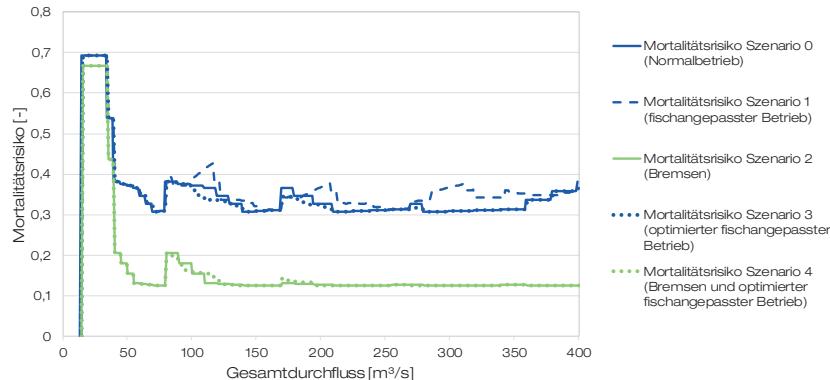


Abbildung 4.50: Verlauf der berechneten Mortalitätsrisiken in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses der Wasserkraftanlage Lehmen für die Szenarien 0 bis 4

Die Szenarien 2 und 4 stellen dabei die Varianten mit der größten Reduktion der Mortalitätsziffer für das Beispieljahr 2016 (19,60 % beziehungsweise 19,61 %) im Vergleich zu Szenario 0 dar (Tabelle 4.13). Szenario 2 hat gegenüber Szenario 4 den Vorteil, dass die Beaufschlagung der Turbinen des Normalbetriebs entspricht und somit die in Hinblick auf die Betriebsstunden und Schalthäufigkeit optimale Betriebsweise des Joint-Control genutzt werden kann. Die geringfügig größere Reduktion der Mortalitätsziffer rechtfertigt kaum eine Abweichung vom betrieblich gesehen optimalen Schaltkonzept des Normalbetriebs. Daher sollte im Sinne einer größtmöglichen Reduktion der Mortalität abwandernder Blankaale das Szenario 2 genutzt werden.

Bezüglich der Energieerzeugung kann auf Grundlage der Daten aus dem Jahr 2016 (vgl. Anhang B.1) eine Reduktion von 0,03 % (Szenario 1) beziehungsweise 2 % (Szenario 2 und 4) der Jahresenergieerzeugung berechnet werden. Da Szenario 3 noch nicht im Betrieb getestet wurde, können hierzu keine Aussagen bezüglich der Energieerzeugung getroffen werden.

Bei der sich aus Kapitel 3 für den Rechen der Wasserkraftanlage Lehmen ergebenden Filterwirkung von bis zu 14 % sind im besten Fall 86 % aller abwandernden Blankaale den turbinenbedingten Schädigungen ausgesetzt. Im schlecht denkbarsten Fall schwimmen jedoch 100 % der Blankaale in die Turbine, wenn ihnen kein alternativer Wanderweg zur Verfügung steht. In dem Fall ergibt sich somit für eine Anwendung des Szenarios 2 eine Gesamtüberlebensziffer von 86,3 % (Abbildung 4.51).

Tabelle 4.13: Berechnete Mortalitätsziffern für die Szenarien 0 bis 4 für das Beispieljahr 2016 und die Differenzen zu Szenario 0

Szenario	Gleichverteilte Abwanderung	Abwanderung nur in Neumondnächten	Änderung Energieerzeugung (pro Jahr)	
	Mortalitätszif- fer	Szenario 0	Mortalitätszif- fer	Änderung zu Szenario 0
0 Normalbetrieb	34,05 %	-	33,32 %	-
1 Fischangepasster Betrieb	34,09 %	+ 0,04 %	34,85 %	+ 1,53 %
2 Bremsen	33,53 %	- 0,52 %	13,72 %	- 19,60 %
3 Opt. fischangepasster Betrieb	34,04 %	- 0,01 %	32,99 %	- 0,33 %
4 Bremsen und opt. fischangepasster Betrieb	33,53 %	- 0,52 %	13,71 %	- 19,61 %

## Kapitel 4

Ergebnis: Gesamtüberlebensziffer

Szenario 2 (Bremsen)

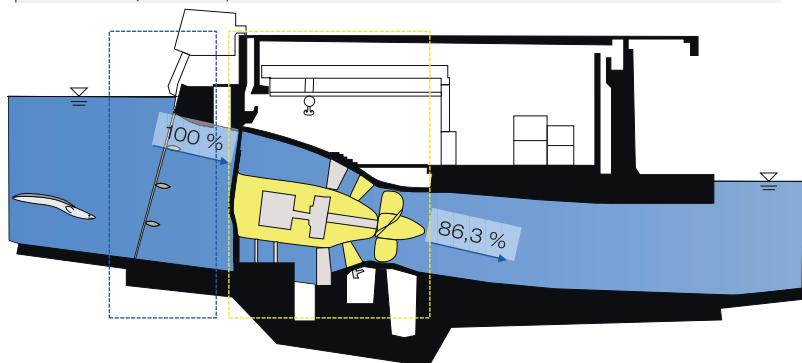


Abbildung 4.51: Ergebnis Arbeitsschwerpunkt 2 für die Wasserkraftanlage Lehmen unter dem Effekt des Szenarios 2 (Bremsen)

## 4.7 Validierung

### 4.7.1 Prinzip

Hydronumerische Modelle ermöglichen es dem Nutzer, strömungsphysikalische Fragestellungen anhand mathematischer Gleichungen zu lösen. Dabei müssen die ablaufenden Strömungsprozesse abstrahiert und durch geeignete mathematisch-physikalische Modelle (u. a. Turbulenzmodelle, Randbedingungen, Partikeltransport) beschrieben werden. Im Anschluss an eine hydronumerische Simulation sollte daher geprüft werden, ob die Abstrahierung und Beschreibung durch die mathematisch-physikalischen Modelle die Realität richtig wiedergeben. Dieser Schritt wird als Validierung bezeichnet und kann dazu beitragen, den entstandenen Modellfehler zu kontrollieren (LAURIEN UND OERTEL, 2011). Das Prinzip der Validierung kann auch auf das Modell beziehungsweise das Berechnungsschema des Mortalitätsrisikos angewandt werden, um zu prüfen, ob sich aus den gewählten Annahmen Modellfehler ergeben.

Da für die Wasserkraftanlage Lehmen keine experimentellen Messdaten zur Validierung vorliegen, werden an dieser Stelle zwei andere Datenquellen genutzt. Mit Hilfe von In-Situ-Messungen an einer anderen Wasserkraftanlage mit Kaplan-turbine wird der berechnete Verlauf des Drucks qualitativ mit dem im Freiland gemessenen Druck verglichen, um die Güte des hydronumerischen Modells abzuschätzen. Darüber hinaus wird zur Validierung des Berechnungsansatzes des Mortalitätsrisikos ein Vergleich zwischen den an den Wasserkraftanlagen der Mosel gemessenen Mortalitätsziffern und den berechneten Mortalitätsziffern durchgeführt, um die Güte des Berechnungsschemas zu bestimmen.

### 4.7.2 Hydronumerisches Modell

In-Situ-Messungen in Turbinen sind aufgrund der Unzugänglichkeit der hydraulischen Maschinen mit herkömmlichen Messinstrumenten kaum möglich. Der *Sensorfisch* stellt eine Möglichkeit dar, die strömungsphysikalischen Größen innerhalb einer Turbine zu messen. Der *Sensorfisch* ist ein Bündel aus Sensoren innerhalb einer wasserdichten Hülle. Entwickelt wurde der *Sensorfisch* in den Jahren 1997 bis 2005 am *Pacific Northwest National Laboratory* (PNNL) und ist seitdem unter anderem in verschiedenen Studien zur Turbinen- und Wehrpassage von Fischen in den USA eingesetzt worden (DENG ET AL., 2010; DUNCAN, 2013; FU ET AL., 2016; DENG ET AL., 2017). Das zylinderförmige Sensorbündel hat eine Länge von etwa 90 mm und einen Durchmesser von 24,5 mm und besitzt in etwa die Dichte eines abwandernden Lachssmolts (Abbildung 4.52). Die im *Sensorfisch* integrierten Sensoren können mit einer Aufnahmerate von 2000 Hz den Druck, die dreidimensionale lineare Beschleunigung und die Rotationsgeschwindigkeiten um die drei Körperachsen des *Sensorfisches* über die Zeit aufnehmen (DENG ET AL., 2007; DENG ET AL., 2014).

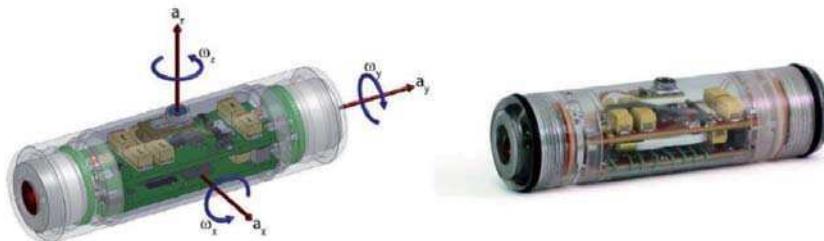


Abbildung 4.52: Sensorfisch links: CAD-Modell, rechts: Foto (DENG ET AL., 2017)

Der Druckverlauf und die Beschleunigung werden dabei in Hinblick auf signifikante Ereignisse analysiert, um einen Hinweis auf die Schädigung innerhalb einer Turbine zu bekommen. Der Druckverlauf wird jedoch auch dafür genutzt, die Position des *Sensorfisches* innerhalb der Turbine zu bestimmen (FU ET AL., 2016).

In DENG ET AL. (2010) ist die Wasserkraftanlage Wanapum Dam am Columbia River (USA) mit Hilfe des Sensorfischs untersucht worden. Die Anlage verfügt über zehn Kaplan-turbinen und ein Leistungsvermögen von 1.118 MW. Der Vergleich des Druckverlaufs zwischen den berechneten (Abbildung 4.53) und den an der Wasserkraftanlage Wanapum Dam gemessenen (Abbildung 4.54) Daten zeigt sehr große Ähnlichkeiten zwischen den beiden Datensätzen. Im Bereich des Leitapparats ist der Druckverlauf zunächst konstant und fällt kurz vor Ende des Bereichs leicht ab. Daraufhin fällt der Druck weiter ab, um dann im Bereich des Laufrads nach einem geringfügigen Anstieg deutlich abzufallen. Nur der Bereich des Auslaufs zeigt leichte Abweichungen. Während die gemessenen Daten das Saugrohr mit einschließen und einen ansteigenden Druckverlauf zeigen, nimmt der im hydronumerischen Modell berechnete Druck tendenziell leicht ab. Dies liegt an den festgesetzten Randbedingungen des Modells und dem im Vergleich zur Realität verkürzten Auslaufbereich. Die Abweichung beeinflusst den Druckverlauf in den maßgeblichen Bereichen des Leitapparats und Laufrads nicht und kann daher vernachlässigt werden.

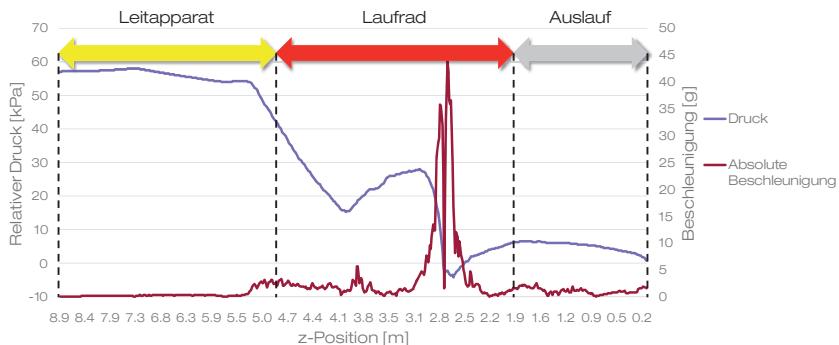


Abbildung 4.53: Verlauf des Drucks und der Beschleunigung durch eine Turbine pro Turbinenabschnitt, berechnet mit dem hydronumerischen Modell der Turbine der Wasserkraftanlage Lehmen

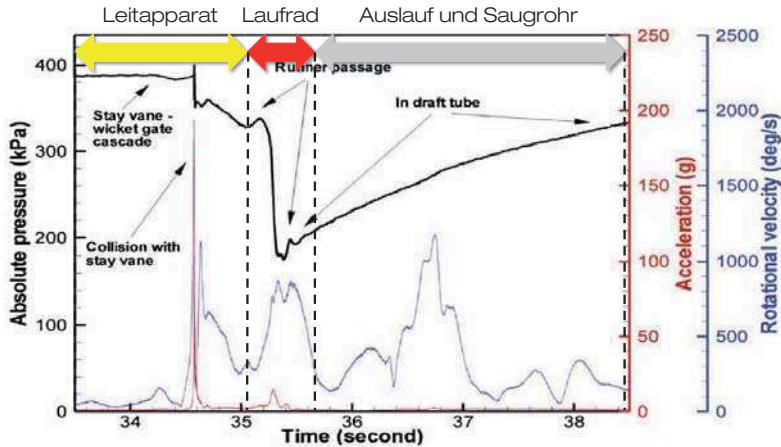


Abbildung 4.54: Verlauf des Drucks und der Beschleunigung durch eine Turbine pro Turbinenabschnitt, ermittelt mittels Sensorischmessungen an der Wasserkraftanlage Wanapum Dam (nach: DENG ET AL., 2010)

Der Vergleich des Druckverlaufs zeigt somit, dass das hydronumerische Modell plausible Ergebnisse liefert und die genutzten mathematisch-physikalischen Gleichungen die Realität gut wiedergeben.

#### Validierung Hydronumerisches Modell: Zwischenergebnis

Das hydronumerische Modell liefert plausible Ergebnisse und gibt die strömungsphysikalischen Prozesse und Größen gut wieder.

#### 4.7.3 Berechnungsschema für Mortalitätsrisiko

Das entwickelte Schema zur Berechnung des Mortalitätsrisikos (Abschnitt 4.5.3) beruht zum einen auf den maßgeblichen Beschleunigungen, die sich aus den strömungsphysikalischen Größen des hydronumerischen Modells ergeben, und zum anderen auf den Vulnerabilitäten, die aus externen Quellen abgeleitet wurden. Um zu prüfen, ob die gewählten Annahmen zu den Intervallen der Belastung und den Vulnerabilitäten sinnvoll sind, werden die resultierenden Mortalitätsziffern für das Jahr 2016 mit Mortalitätsziffern von Freilanduntersuchungen verglichen. Um die Güte der Vergleichbarkeit zu erhöhen, werden die Ergebnisse von Freilanduntersuchungen an den Moselkraftwerken Fankel (AALSCHUTZINITIATIVE RHEINLAND-PFALZ/RWE ENERGIE AG, 1999) und Wintrich (GIER ET AL., 2011) aus den Jahren 1993 beziehungsweise 2009 und 2010 genutzt. Die Anlagen sind vom Aufbau und den hydraulischen Randbedingungen vergleichbar mit der Wasserkraftanlage Lehmen (Tabelle 4.14). Die Versuche an der Wasserkraftanlage Fankel wurden mit einem Schokker durchgeführt, der im Unterwasser des Krafthauses aufgestellt war. Die Versuche an der Anlage Wintrich hingegen sind mit einem Turbinenhamen durchgeführt worden (KLOPRIES ET AL., 2016). In die Validierung fließen nur die Ergebnisse der beiden Untersuchungen ein, bei denen die

Zahl der gefangenen Blankaale größer als 30 ist, um die Belastbarkeit der Daten zu gewährleisten. Für die Versuche in Fankel konnte lediglich eine Gesamt mortalitätsziffer bestimmt werden und da die Versuche über mehrere Wochen kontinuierlich durchgeführt wurden, liegt für die ermittelte Mortalitätsziffer kein korrespondierender Turbinendurchfluss vor.

Tabelle 4.14: Technische Daten der zur Validierung des Berechnungsschemas des Mortalitätsrisikos berücksichtigten Wasserkraftanlagen

Wasserkraftanlage	Mosel-km	Anzahl Laufradschaufeln	Durchmesser Laufradschaufeln	Turbinendrehzahl
Lehmen	21	4	4,8 m	85 1/Min
Fankel	59	4	4,7 m	77 1/Min
Wintrich	141	4	4,6 m	83 1/Min

Der Vergleich mit den Daten aus Wintrich zeigt eine sehr gute Übereinstimmung zwischen den Mortalitäten (Abbildung 4.55). Lediglich die Mortalitätsziffer für die Wasserkraftanlage Fankel liegt klar unterhalb der berechneten Mortalitätsrisiken. Dies kann durch die abweichende Methodik an der Wasserkraftanlage erklärt werden. Da nicht der gesamte Turbinenauslauf durch den Schokker abgedeckt werden konnte, ist es möglich, dass verletzte oder getötete Aale nicht erfasst wurden. Zudem wurden nur direkte und äußerlich sichtbare Verletzungen aufgenommen, weshalb die ermittelte Mortalitätsziffer von 23 % eher als unterer Richtwert für die tatsächliche Schädigung (und Mortalität) angesehen werden kann.

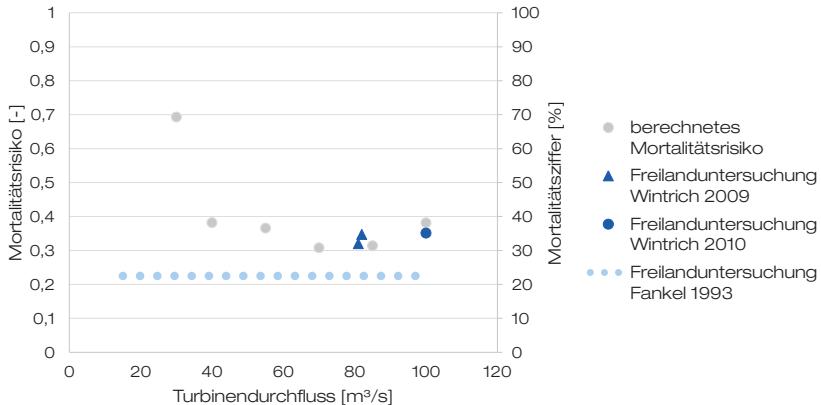


Abbildung 4.55: Vergleich des berechneten Mortalitätsrisikos (hydronumerisches Modell) mit den Ergebnissen von Freilanduntersuchungen an den Wasserkraftanlagen Fankel und Wintrich

Der Vergleich der berechneten und in Freilanduntersuchungen ermittelten Mortalität zeigt somit, dass das Berechnungsschema und die zugrundeliegenden Annahmen plausible Ergebnisse liefern und die Realität gut wiedergeben.

#### Validierung Berechnungsschema Mortalitätsrisiko: Zwischenergebnis

Das Schema zur Berechnung des Mortalitätsrisikos liefert plausible und mit den Ergebnissen von Freilanduntersuchungen vergleichbare Ergebnisse.

Die entwickelte empirische Gleichung kann zur Abschätzung des Mortalitätsrisikos für zur Anlage Lehmen vergleichbare Wasserkraftanlagen genutzt werden. Für eine detailliertere Betrachtung und weitere Variantenstudien sollte ein jeweils passendes hydronumerisches Modell zur Bestimmung der hydraulischen Belastungen genutzt werden.

## 4.8 Fazit und Ausblick

Das Ziel dieser Arbeit ist es, ein Werkzeug zu entwickeln, mit dem die Abwanderung von Blankaaalen über den lateralen Wanderweg Rechen und Krafthaus ganzheitlich beschrieben werden kann. Für den in diesem Kapitel betrachteten Gefährdungsbereich des Krafthauses beziehungsweise der Turbinen wurde die Forschungsfrage formuliert, ob es möglich ist, für die Beurteilung des Gefährdungsbereichs ein hydronumerisches Modell zu nutzen. Hierbei stehen vor allem die Abbildung der ablaufenden Schädigungsprozesse innerhalb einer Turbine und die Beurteilung des Risikos von Fischschädigungen bei unterschiedlichen Betriebszuständen im Fokus.

Für die untersuchte Kaplanturbine der Wasserkraftanlage Lehmen ist eine Abbildung und Analyse der einzelnen Schädigungsprozesse durch die Integration der Module 1 bis 3 des hydronumerischen Modells möglich. Für die betrachtete Turbine ist es auf Grundlage des hydronumerischen Modells möglich, für jeden der Schädigungsmechanismen eine Modellgleichung mit hohem Erklärungsvermögen ( $R^2 = 89,5\%$  bis 94 %) zu ermitteln und gleichzeitig die ablaufenden Prozesse zu identifizieren.

Auch der zweite Aspekt der Beurteilung unterschiedlicher Betriebsweisen hat sich als möglich und sinnvoll herausgestellt. Es können mit Hilfe des hydronumerischen Modells neue Erkenntnisse bezüglich geeigneter fischangepasster Betriebsweisen der Wasserkraftanlage Lehmen erarbeitet werden, die auf Grundlage eines der in Abschnitt 2.4 vorgestellten Prognosemodelle nicht möglich sind.

Darüber hinaus können Einflussparameter und deren Wirkung auf die Schädigungsmechanismen innerhalb der Turbine identifiziert werden. Diese stellen eine valide Grundlage dar für weitergehende Untersuchungen zur Verbesserung des Verständnisses der Wirkungszusammenhänge und Prozesse innerhalb einer Turbine und können zu einem allgemeingültigen Modell zur Prognose der Schädigung von Fischen bei der Turbinenpassage weiterentwickelt werden. Das vorliegende Modell ist somit ein erster Schritt in Richtung einer prozessbasierten Beschreibung der Schädigungsprozesse innerhalb einer Turbine.

Zukünftige Arbeiten sollten sich mit der weitergehenden Validierung des Modells durch Freilanduntersuchungen an der Wasserkraftanlage Lehmen oder einer vergleichbaren Anlage beschäftigen. Durch den Einsatz der in Abschnitt 4.7.2 vorgestellten Sensorfische an der Wasserkraftanlage Lehmen könnten Daten bezüglich der vorliegenden Beschleunigung und dem Druckverlauf

ermittelt werden, auf deren Grundlage eine weitergehende Validierung der berechneten maßgeblichen Belastungen möglich wäre. Eine solche Untersuchung sollte in einem ähnlichen Umfang wie die hydronumerischen Untersuchungen durchgeführt werden ( $N=300$  pro Betriebszustand), um eine vergleichbare, statistisch abgesicherte Datenbasis zu erzeugen.

Ebenfalls wäre es zur Stärkung der Belastbarkeit der Ergebnisse des hydronumerischen Modells sinnvoll, das Modul 3 (Partikeltransport) weiterzuentwickeln. Es könnte geprüft werden, inwiefern sich die Kopplung der Partikel mit der Strömung auf die ermittelten maßgeblichen Belastungen auswirkt. Durch eine Zwei-Wege- oder Vier-Wege-Kopplung der simulierten Partikel könnte die Interaktion der Partikel mit anderen Partikeln und den Modellwandungen verbessert werden, was zu einer genaueren Abbildung der Interaktionsprozesse führen könnte. Gleichzeitig würde durch den höheren Komplexitätsgrad der Berechnungsaufwand des Modells erhöht und somit die Anwendungsmöglichkeit als Praxiswerkzeug reduziert werden. Eine Beurteilung des erforderlichen Mehraufwandes in Abhängigkeit des Nutzenzuwachses wäre hier von besonderer Bedeutung.

Hinsichtlich des Moduls 3 wäre es zudem essentiell, die Körperlänge als Faktor bei der Betrachtung des Fischdurchgangs mit zu berücksichtigen. Die Länge des Fisches kann einen Einfluss darauf haben, ob dieser geschädigt wird. Die bisherige Betrachtung eines einzelnen Partikels als Darstellung eines Teils des Fisches (etwa seines Kopfes) kann die vor allem für Blankaale große Körperlänge der Tiere nicht berücksichtigen.

Ein weiterer Punkt möglicher zukünftiger Arbeiten ist die Erweiterung der Datengrundlage zur Vulnerabilität von Blankaalen gegenüber Scherereignissen, Kollisionen und Druckdifferenzen. Die bisher vorliegenden Daten für Lachse stellen zwar eine sinnvolle Basis dar, können jedoch theoretisch von den tatsächlichen Werten für Blankaale abweichen, was zu einer Veränderung der Höhe der berechneten Mortalitätsrisiken führen könnte. Zur Erweiterung der Datengrundlage kommen entweder gezielte Laborversuche, wie sie in RICHMOND ET AL. (2009), STEPHENSON ET AL. (2010) und COLOTELO ET AL. (2012) durchgeführt wurden, in Frage oder Freilanduntersuchungen, in denen Messsensoren wie der *Sensorfisch* kombiniert mit Lebendtieruntersuchungen eingesetzt werden. Letztere würden zum einen Daten zu den tatsächlich auftretenden maßgeblichen Belastungen liefern und zum anderen eine direkte Beobachtung der Reaktion der Versuchstiere auf diese Belastungen ermöglichen. Auf diese Weise wäre es möglich, eine Datenbank aufzubauen, die auf lange Sicht gesehen, die Häufigkeit von und die Zahl der genutzten Tiere bei Lebendtierversuchen reduzieren kann. Kooperationen mit weiteren Forschungseinrichtungen, die vergleichbare Untersuchungen durchführen, wären hier besonders vorteilhaft, um einen Austausch von Daten und somit den schnelleren Aufbau einer Datenbank zu ermöglichen.

## 5 Übertragung auf die Stauhaltungskette der Mosel

### 5.1 Die Stauhaltungskette der Mosel

Die Erkenntnisse bezüglich der Wirkung des Rechens und der Kraftwerkspassage auf abwandernde Blankaale der Kapitel 3 und 4 sind exemplarisch für die Wasserkraftanlage Lehmen erarbeitet worden. Bei Anwendung der im vorangegangenen Kapitel vorgestellten Handlungsempfehlung (Szenario 2 – Bremsen) würde sich für die Wasserkraftanlage Lehmen eine Überlebensziffer von 86,3 % ergeben. Blankaale an der Mosel müssen jedoch auf dem deutschen Moselabschnitt mitunter bis zu zehn Wasserkraftanlagen hintereinander überwinden, wodurch die Gesamtüberlebensziffer deutlich sinken kann.

Für die Beurteilung der Situation der Aalpopulation an der Mosel wäre es daher von Interesse, die Auswirkungen des Szenarios 2 für die gesamte Stauhaltungskette der Mosel zu bestimmen. Diese setzt sich aus zehn Wasserkraftanlagen mit zugehörigen Stauhaltungen zusammen (Abbildung 5.1). Die Wasserkraftanlagen werden von der innogy SE (ehemals RWE Power AG) betrieben und haben eine Gesamtleistung von rund 180 kW. Alle Kraftwerke sind mit vier horizontalen Kaplan-turbinen ausgestattet und haben einen Ausbaudurchfluss von 400 m<sup>3</sup>/s, ausgenommen die letzte Anlage vor der Mündung in den Rhein in Koblenz, welche vier senkrechte Kaplan-turbinen aufweist und einen Ausbaudurchfluss von lediglich 380 m<sup>3</sup>/s hat.



Abbildung 5.1: Wasserkraftanlagen im Verlauf der Mosel (RWE POWER AG, 2004)

Für die Berechnung der Auswirkungen auf die Stauhaltungskette werden folgende Annahmen getroffen:

- Die Zahl der abwandernden Blankaale für den gesamten deutschen Teil der Mosel beträgt 28.523 Tiere (KROLL, 2015).
- Die Zahl der Blankaale, die pro Stauhaltung abwandern, wird proportional zur Größe der Gewässerfläche der jeweiligen Stauhaltung bestimmt.
- Als Mortalitätsziffer pro Anlage wird die für die Wasserkraftanlage Lehmen für das Jahr 2016 berechnete Mortalitätsziffer (Szenario 0 und Szenario 2) angesetzt.
- Es wird angenommen, dass die Wasserkraftanlagen in allen Neumondnächten (vgl. Anhang B) umgestellt werden und die Blankaale während dieser Nächte abwandern.
- Die Berechnungen beziehen sich nur auf den energetisch genutzten Anteil am Gesamtabfluss der Mosel. Alternative und möglicherweise schadlosere Wanderwege können je nach Höhe des Abflussanteils bei Abflüssen über dem Ausbaudurchfluss der Wasserkraftanlagen die Gesamt mortalität reduzieren.

## 5.2 Synthese der Ergebnisse aus den Schwerpunkten 1 und 2

Die an den Moselkraftwerken verbauten Rechen entsprechen alle dem der Wasserkraftanlage Lehmen (100 mm Stababstand, 70° vertikale Neigung), was dazu führt, dass sich rechnerisch (vgl. Abschnitt 3.9) eine Filterwirkung von 12 % bis 14 % ergibt. Da an keiner der Anlagen bis zum Ausbaudurchfluss der Wasserkraftanlagen außer den Schiffsschleusen ein alternativer Abwanderungsweg vorhanden ist, kann die Filterwirkung bei mehrmaligem Anschwimmen der Fische auf die Anlage auf 0 % sinken. Das heißt 100 % aller abwandernder Blankaale schwimmen durch den Rechen und das Krafthaus mit den Turbinen. Bei einer Mortalitätsziffer von 33 % (Szenario 0, vgl. Abschnitt 4.6.1) für alle zehn Wasserkraftanlagen ergeben sich somit für den Normalbetrieb für den energetisch genutzten Abflussanteil eine Gesamt mortalitätsziffer von 82,2 % und eine Gesamtüberlebensziffer von 17,8 % (Abbildung 5.2).

Wird hingegen eine Umsetzung des Szenarios 2 angenommen (Mortalitätsziffer pro Anlage 14 %), ergeben sich eine Gesamt mortalitätsziffer von 53,7 % und eine Gesamtüberlebensrate von 46,3 % (Abbildung 5.3).

Definition *Gesamt mortalitätsziffer*

„Verhältnis der getöteten Blankaale zu den abwandernden Blankaalen aller Stau-stufen“



Abbildung 5.2: Berechnete Zahl abwandernder Blankaale im Verlauf der Mosel unter dem Effekt des Szenarios 0 (Normalbetrieb)



Abbildung 5.3: Berechnete Zahl abwandernder Blankaale im Verlauf der Mosel unter dem Effekt des Szenarios 2 (Bremsen)

An der Mosel findet seit dem Jahr 1997 im Rahmen der Aalschutz-Initiative Rheinland-Pfalz / innogy SE (ehemals RWE Power AG) zum Schutz abwandernder Blankaale die Projektaktivität Fischen und Umsetzen statt (KLOPRIES ET AL., 2016). Sie beinhaltet den Fang abwandernder

Blankaale aus allen Stauhaltungen der Mosel und den Transport dieser in sichere Gewässer, von wo aus sie ihre Wanderung ohne weitere Passage einer Wasserkraftanlage fortsetzen können. Wird davon ausgegangen, dass pro Staustufe etwa 28 % (KLOPRIES ET AL., 2016) aller abwandernden Blankaale durch die Maßnahme schadlos abtransportiert werden, verringert sich die Gesamt mortalitätsziffer für die Stauhaltungskette im Normalbetrieb (Szenario 0) auf 58,6 %. Es ergibt sich eine Gesamtüberlebensziffer von 41,4 % (Abbildung 5.4).

Die Kombination aus Szenario 2 und der Projektaktivität Fischen und Umsetzen ergibt hingegen eine Gesamt mortalitätsziffer von 38,2 % und eine Gesamtüberlebensrate von 61,8 % (Abbildung 5.5). Ein kombinierter Einsatz beider Maßnahmen würde die Gesamtüberlebensziffer der abwandernden Blankaale in der Mosel im Vergleich zur Situation ohne Maßnahmen somit um 44 % erhöhen (Tabelle 5.1).

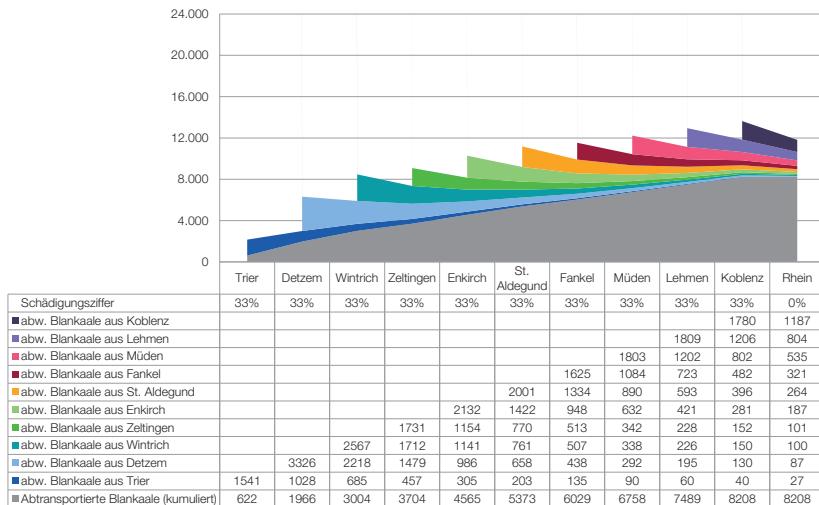


Abbildung 5.4: Berechnete Zahl abwandernder Blankaale im Verlauf der Mosel unter dem Effekt des Szenarios 0 (Normalbetrieb) und der Projektaktivität Fischen und Umsetzen

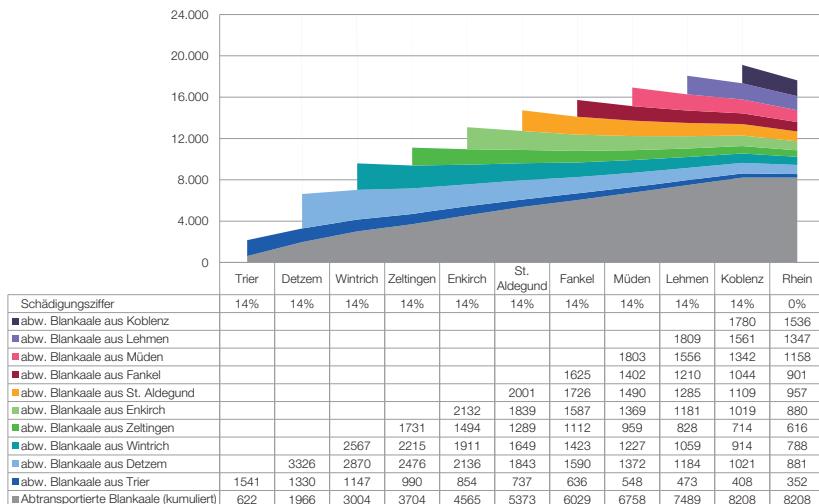


Abbildung 5.5: Berechnete Zahl abwandernder Blankaale im Verlauf der Mosel unter dem Effekt des Szenarios 2 (Bremsen) und der Projektaktivität Fischen und Umsetzen

Tabelle 5.1: Mortalitäts- und Überlebensziffern für betriebl. Maßnahmen zum Schutz abwandernder Blankaale an den Moselkraftwerken, die Maßnahme mit den höchsten Überlebensziffern ist unterstrichen

Maßnahmen	Einzelanlage		Stauhaltungskette	
	Mortalitätsziffer	Überlebensziffer	Mortalitätsziffer	Überlebensziffer
Szenario 0	33 %	67 %	82,2 %	17,8 %
Szenario 2	14 %	86 %	53,7 %	46,3 %
Szenario 0 + Fischen & Umsetzen	24 %	76 %	58,6 %	41,4 %
<u>Szenario 2 + Fischen &amp; Umsetzen</u>	10 %	<u>90 %</u>	38,2 %	<u>61,8 %</u>

### Stauhaltungskette Mosel: Zwischenergebnis 1

Wird die Projektaktivität Fischen und Umsetzen an der Mosel beibehalten und das Szenario 2 (Bremsen) umgesetzt, ergibt sich eine Gesamtüberlebensziffer von 61,8 %. Das entspricht einer Verbesserung der Überlebensziffer von 44 % im Vergleich zum reinen Normalbetrieb.

Eine weitere Erhöhung der Gesamtüberlebensziffer abwandernder Blankaale an der Mosel ist durch Managementmaßnahmen des Turbinenbetriebs oder sonstige betriebliche Maßnahmen kaum möglich. Soll die Gesamtüberlebensziffer dennoch erhöht werden, sind weitere, konstruktive Maßnahmen erforderlich.

Eine mögliche konstruktive Maßnahme ist der Bau von geeigneten Rechen-Bypass-Systemen, die nahezu 100 % der abwandernden Blankaale vor dem Eintritt in die Turbinen abhalten und schadlos um die Anlage herumführen. Diese stellt die mit Abstand sicherste Methode zum Schutz der Fische dar. Scheint der Bau eines Rechen-Bypass-Systems mit nahezu 100 %iger Filterwirkung jedoch nicht möglich (vgl. Abschnitt 3.1), stellt die partielle Verbesserung des Rechens eine Möglichkeit dar, den Fischschutz zu verbessern.

Würde etwa ein Rechen mit 40 mm Stababstand anstelle des derzeitigen 100 mm Rechens (70° vertikale Neigung,  $L_{\min} = 61 \text{ cm}$ ) an den Moselkraftwerken installiert, ergäbe sich nach Gleichung 3.3 eine Filterwirkung von 30 %. Eine geeignete Bypasseinrichtung vorausgesetzt, würden so nur 70 % aller Blankaale in die Turbine schwimmen. Für den Normalbetrieb (Szenario 0) ergäbe sich somit pro Anlage eine Überlebensziffer von 77 % (Abbildung 5.6) und eine Gesamtüberlebensziffer für die gesamte Stauhaltungskette von 28,3 % (Abbildung 5.7). So würde sich die Gesamtüberlebensziffer um 10,5 % erhöhen im Vergleich zum reinen Normalbetrieb.

Es wäre auch denkbar, den 40 mm Rechen und das Szenario 2 (Bremsen) miteinander zu kombinieren oder das Szenario 0 (Normalbetrieb), den 40 mm Rechen und die Projektaktivität Fischen und Umsetzen. Diese Kombinationen stellen jedoch nicht die effektivste Maßnahmenkombination dar, da sie nicht alle möglichen Verbesserungspotentiale ausschöpft.

### Überlebensziffer

Szenario 0 (Normalbetrieb) und 40 mm Rechen

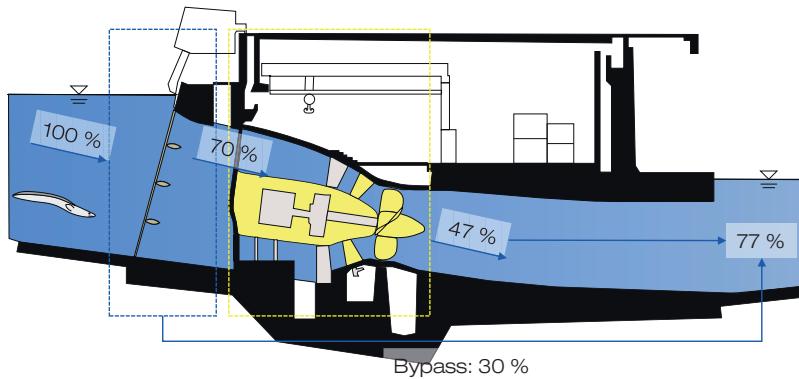


Abbildung 5.6: Überlebensziffer für eine Wasserkraftanlage unter dem Effekt eines 40 mm Vertikalrechens ( $70^\circ$  geneigt) und dem Szenario 0 (Normalbetrieb)

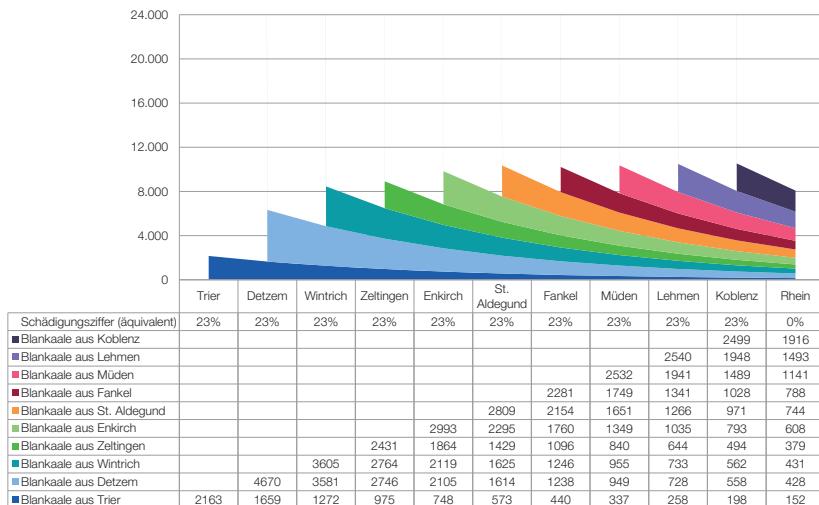


Abbildung 5.7: Berechnete Zahl abwandernder Blankaale im Verlauf der Mosel unter dem Effekt des Szenarios 0 (Normalbetrieb) und eines 40 mm Vertikalrechens ( $70^\circ$  geneigt)

Die vielversprechendste Maßnahmenkombination ist der gleichzeitige Einsatz von Szenario 2 (Bremsen) und der Projektaktivität Fischen und Umsetzen mit dem verbesserten Rechen (40 mm). Für diese Kombination ergäbe sich eine Überlebensziffer pro Anlage von 93 % (Abbildung 5.8)

und für die gesamte Stauhaltungskette eine Gesamt mortalitätsziffer von 29,2 % sowie eine Gesamtüberlebensziffer von 70,8 % (Abbildung 5.9).

### Überlebensziffer

Szenario 2 (Bremsen), 40 mm Rechen und Fischen und Umsetzen

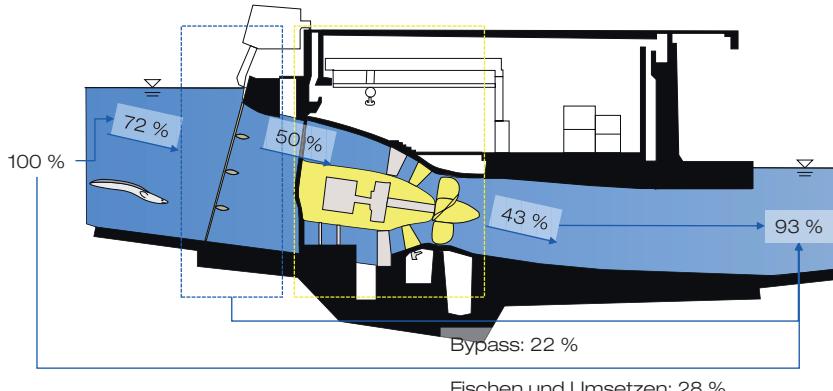


Abbildung 5.8: Überlebensziffer für eine Wasserkraftanlage unter dem Effekt eines 40 mm Vertikalrechens ( $70^\circ$  geneigt), der Projektaktivität Fischen und Umsetzen sowie dem Szenario 2 (Bremsen)



Abbildung 5.9: Berechnete Zahl abwandernder Blankaale im Verlauf der Mosel unter dem Effekt des Szenarios 2 (Bremsen), der Projektaktivität Fischen und Umsetzen und eines 40 mm Vertikalrechens ( $70^\circ$  geneigt)

Tabelle 5.2: Mortalitäts- und Überlebensziffern für betriebliche und konstruktive Maßnahmen zum Schutz abwandernder Blankaale an den Moselkraftwerken, die Maßnahme mit den höchsten Überlebensziffern sind unterstrichen

Maßnahmen	Einzelanlage		Stauhaltungskette	
	Mortalitätsziffer	Überlebensziffer	Mortalitätsziffer	Überlebensziffer
Szenario 0	33 %	67 %	82,2 %	17,8 %
Szenario 2	14 %	86 %	53,7 %	46,3 %
Szenario 0 + Fischen & Umsetzen	24 %	76 %	58,6 %	41,4 %
Szenario 2 + Fischen & Umsetzen	10 %	90 %	38,2 %	61,8 %
Szenario 0 + 40 mm Rechen	23 %	77 %	71,7 %	28,3 %
Szenario 2 + 40 mm Rechen	10 %	90 %	42,0 %	58,0 %
Szenario 0 + Fischen & Umsetzen + 40 mm Rechen	12 %	88 %	51,0 %	49,0 %
Szenario 2 + Fischen & Umsetzen + 40 mm Rechen	7 %	<u>93 %</u>	29,9 %	<u>70,1 %</u>

#### Stauhaltungskette Mosel: Zwischenergebnis 2

Wird die Projektaktivität Fischen und Umsetzen an der Mosel beibehalten und das Szenario 2 (Bremsen) umgesetzt und zusätzlich ein 40 mm Rechen installiert, ergibt sich eine Gesamtüberlebensziffer von 70,7 %. Das entspricht einer Verbesserung der Überlebensziffer von 8,3 % im Vergleich zur Situation ohne Rechen.

### 5.3 Geeignete Optionen zur Reduktion der Aalschädigung

#### 5.3.1 Rechen-Bypass-System

Die Installation eines verbesserten Rechens (40 mm) könnte in Kombination mit einem geeigneten Bypass helfen, den Fischschutz an den Moselkraftwerken zu verbessern (+8,3 % Gesamtüberlebensziffer). Es besteht jedoch die Herausforderung, dass nicht klar ist, wie ein geeignetes System aus Rechen und Bypass aufgebaut sein müsste, um einen funktionierenden Fischabstieg zu gewährleisten. Unklar ist auch, ob ein solches System baulich, technisch und wirtschaftlich machbar wäre. Beispielsweise würde sich an einer großen Wasserkraftanlage eine deutliche Vergrößerung der Rechenfläche ergeben. Vor dem Bau eines solchen Rechens sollten daher die Forschungsergebnisse von laufenden und künftigen Projekten zur Gestaltung von Rechen-Bypass-Systemen für große Bestandsanlagen an Pilotanlagen oder in Laboren berücksichtigt werden, bis eine verlässliche Lösung zum Bau eines Rechen-Bypass-Systems an den Moselkraftwerken verfügbar ist.

Darüber hinaus sollte geprüft werden, ob es hinsichtlich des Kosten-Nutzen-Verhältnisses sinnvoller ist, einen Rechen mit 33 % Filterwirkung und möglicherweise geringeren Investitions- und Betriebskosten zu bauen oder einen Rechen mit nahezu 100 % Filterwirkung und möglicherweise deutlich höheren Investitions- und Betriebskosten.

### 5.3.2 Fischangepasste Betriebsweise

Bezüglich des fischangepassten Betriebs hat sich das Szenario 2 (Bremsen) als am vorteilhaftesten herausgestellt. Diese Betriebsweise bietet die Möglichkeit, mit relativ geringem baulichen Aufwand eine deutliche Verbesserung des Fischschutzes von 28,5 % zu erzielen. Hierfür müsste maschinenbautechnisch geprüft werden, wie eine Bremse des Laufrads gestaltet sein müsste, um bei allen Turbinendurchflüssen sicher zu funktionieren.

Die Auswirkung dieser Betriebsweise hängt stark davon ab, ob die Abwanderungszeitpunkte der Blankaale erkannt und der Betrieb zu diesen Zeiten umgestellt wird. Es ist daher essentiell, ein geeignetes Prognosewerkzeug zur Abwanderung zu nutzen. Eine entsprechende Möglichkeit stellt das von WENDLING (2017) entwickelte EDV-basierte Frühwarnsystem für die Blankaalabwanderung an der Mosel dar. Dieses nutzt das Prinzip eines Abwanderungspotenzials, welches sich über die Abwanderungssaison aufbaut und sowohl von abiotischen Faktoren wie dem Abfluss und der Mondphase als auch von vorausgegangenen Abwanderungsereignissen abhängt (WENDLING, 2017). Diese erste Version des Frühwarnsystems wird ab dem Jahr 2018 in der Praxis getestet und kontinuierlich weiterentwickelt.

## 6 Zusammenfassung und Ausblick

### 6.1 Zusammenfassung

Die Reduzierung der Schädigung flussabwärts wandernder Fische an Wasserkraftanlagen ist eine der größten Herausforderungen in Hinblick auf die Vereinbarkeit der ökonomisch und ökologisch vorteilhaften Nutzung von Wasserkraftanlagen. In dieser Arbeit wurde herausgearbeitet, dass es vor allem hinsichtlich der Wirkung von Bestandsrechen an großen Wasserkraftanlagen und der ablaufenden Schädigungsprozesse in Turbinen Wissenslücken gibt. Ziel dieser Arbeit war es daher, ein probabilistisches Modell des lateralen Wanderwegs durch einen Rechen und eine Turbine zu entwickeln, welches abbildet, mit welcher Wahrscheinlichkeit ein abwandernder Blankaal durch den Rechen in die Turbine schwimmt und daraufhin in dieser geschädigt wird. Das Modell kann als Praxiswerkzeug genutzt werden, um die Auswirkungen von Anpassungen des Rechens oder des Kraftwerksbetriebs auf das Mortalitätsrisiko abwandernder Blankaale zu bestimmen.

Zur Bewertung der Wahrscheinlichkeit, ob ein Blankaal durch einen Rechen schwimmt, ist die Filterwirkung definiert und für insgesamt 30 verschiedene Versuchsetups von vorliegenden Labor- und Freilanduntersuchungen bestimmt worden. Die aus diesen Daten entwickelte Bestimmungsgleichung zeigt, dass für die Filterwirkung des Rechens neben dem Verhältnis aus Körperlänge der Fische zu Stababstand, der vertikale und horizontale Neigungswinkel ausschlaggebend sind. Die Validierung der Bestimmungsgleichung mittels ethohydraulischer Laborversuche zeigt, dass diese die Wirkung der Variation einzelner Rechenparameter plausibel abbilden kann.

Über die Bestimmungsgleichung kann der Anteil der Blankaale berechnet werden, die in eine Turbine einschwimmen. Für die betroffenen Blankaale wurde erstmals das Mortalitätsrisiko definiert, welches neben den hydraulischen Belastungen eines Fisches während der Turbinenpassage auch die Vulnerabilität der Fische gegenüber diesen Belastungen berücksichtigt. Die hydraulischen Belastungen werden mittels eines hydronumerischen Modells bestimmt, welches sowohl die Strömung durch die Turbine als auch die Turbinendrehung und den Durchgang von Fischen durch die Turbine einbindet. Durch die Nutzung eines solchen hydronumerischen Modells ist es möglich, neben dem Normalbetrieb einer Wasserkraftanlage auch weitere Betriebszustände zu untersuchen und deren Auswirkungen auf das Mortalitätsrisiko zu bestimmen.

Es lassen sich getrennt nach den drei Schädigungsmechanismen Scherkräfte, Kollisionen und Druckdifferenzen die maßgebenden Einflussparameter auf die jeweiligen Belastungen und deren Eintrittsorte bestimmen. Dabei hat sich gezeigt, dass Scherereignisse und Druckdifferenzen vor allem im Bereich des Leitapparats vorkommen, während ein Großteil der Kollisionen am Laufrad auftreten. So ergibt sich, dass neben dem Öffnungswinkel des Laufrads und der Tangential- sowie Absolutgeschwindigkeit im Laufrad auch die Einlaufgeschwindigkeit in die Turbine und der

Öffnungswinkel des Leitapparats wichtige Einflussfaktoren auf das Mortalitätsrisiko sind. Mit Hilfe des hydronumerischen Modells ist eine im Vergleich zum derzeit an der Mosel genutzten fischangepassten Betrieb optimierte Betriebsweise (Szenario 2 – Bremsen) untersucht worden. Diese Betriebsweise des Bremsens und Vollöffnens des Laufrads zeigt dabei für Turbinendurchflüsse > 30 m<sup>3</sup>/s ein deutlich geringeres Mortalitätsrisiko und ergibt für das Beispieljahr 2016 rechnerisch eine Reduzierung der Mortalitätsziffer abwandernder Blankaale am Kraftwerk Lehmen von 19,6 %. Gleichzeitig ergäbe sich eine Abnahme der Jahresenergieproduktion von lediglich 2 %.

Zur Darstellung der Auswirkungen auf die Aalpopulation eines Gewässers mit mehreren Wasserkraftanlagen wurde die Mortalitätsziffer berechnet, die sich für das Beispieljahr 2016 an der Mosel ergeben hätte bei Anwendung des optimierten Betriebs sowie weiterer betrieblicher und baulicher Maßnahmen. Im Vergleich zum Normalbetrieb hätte die Anwendung des optimierten Betriebs zu einer Reduktion der Gesamt mortalitätsziffer des energetisch genutzten Abflusses der Mosel von 28,5 % geführt. Bei gleichzeitiger Durchführung der bereits etablierten Projektaktivität Fischen und Umsetzen sowie dem Bau eines 40 mm-Rechens (70° vertikale Neigung und funktionsfähiger Bypass) ergäbe sich eine Reduktion der Gesamt mortalitätsziffer von 53 %.

## 6.2 Bewertung im Forschungskontext

Die durchgeführten Untersuchungen haben zur Erweiterung des Wissensstands hinsichtlich der Wirkung von Bestandsrechen beigetragen, die nicht den vorgegebenen Bemessungsvorgaben entsprechen. Es wurde gezeigt, dass solche Bestandsrechen eine (eingeschränkte) Filterwirkung haben und bei Vorhandensein eines geeigneten Bypasses zum Fischabstieg beitragen können.

Durch die systematische Durchführung und Auswertung der vorgestellten ethohydraulischen Versuche sind mögliche methodische Fehler soweit wie möglich reduziert worden. Die Durchführung einer Vielzahl an Replikaten und die Individualbetrachtung der Fische ermöglichen eine hohe Belastbarkeit der Ergebnisse. Bei der Übertragung der Ergebnisse auf Freilandsituationen oder für allgemeingültige Aussagen sind die aufgezeigten Modelleffekte zwingend zu berücksichtigen.

Die Berechnungen mittels des hydronumerischen Modells zum Fischdurchgang haben wesentlich zur Erweiterung des Prozessverständnisses der Fischschädigung in einer Turbine beigetragen und ermöglichen eine Optimierung der Betriebsweise hinsichtlich des Fischschutzes für die Moselkraftwerke. Das hydronumerische Modell stellt ein rein physikalisches Modell zur Fischschädigung dar, das im Vergleich zu den vorhandenen Prognosemodellen die tatsächlich ablaufenden Prozesse abbildet.

Die Validierung des Mortalitätsrisikos mittels Freilanduntersuchungen an vergleichbaren Wasserkraftanlagen zeigt eine sehr hohe Modellgüte für das Berechnungsschema. Die Ergebnisse können somit als belastbar angesehen werden und auch auf andere Anlagen übertragen werden.

## 6.3 Weiterentwicklungsmöglichkeiten

### 6.3.1 In dieser Arbeit entwickelte Modelle

Die entwickelte Bestimmungsgleichung zur Filterwirkung von Rechen sollte zukünftig mit den Ergebnissen neuer Untersuchungen zum Verhalten von Blankaalen vor Rechen erweitert werden. So können die Vorhersagegrenzen verringert und die Modellgüte der Gleichung weiter verbessert

werden. Bei der Auswahl geeigneter Untersuchungen sollte vor allem auf eine systematische Versuchsdurchführung und eine ausreichende Anzahl an Replikaten geachtet werden. Auch wäre es sinnvoll, weitere Parameter wie die Körpergröße der Blankaale, das Individual- und Lernverhalten der Tiere und den Einfluss der Wassertemperatur auf die Motivation näher zu untersuchen.

Auch hinsichtlich des aufgebauten hydronumerischen Modells bestehen Weiterentwicklungsmöglichkeiten. Zum einen wäre es zur Vervollständigung des Prozessverständnisses wichtig, Turbinen mit abweichenden Betriebsparametern zu untersuchen. So könnte nachgewiesen werden, ob die ermittelten Einflussparameter und deren Wirkrichtung auch für andere Turbinen gültig sind und ob es weitere entscheidende Parameter gibt.

Zum anderen bietet das Modul zur Berücksichtigung der Schwimmbahnen des hydronumerischen Modells Weiterentwicklungsmöglichkeiten. Die bisherige Betrachtung mittels *streamlines* könnte verbessert werden, indem stattdessen sogenannte *pathlines* berücksichtigt werden, mit Hilfe derer die Bewegungsbahn eines masselosen Partikels über mehrere Zeitschritte hinweg dargestellt werden kann (BÜRGER ET AL., 2007; McLOUGHLIN ET AL., 2010). Ein Forschungsschwerpunkt hierbei sollte sein, wie stark sich der Berechnungsaufwand verändert und ob die ermittelten hydraulischen Belastungen von denen bei der Verwendung von *streamlines* abweichen. Eine weitere Möglichkeit, den Durchgang eines Fisches durch die Turbine realistischer zu gestalten, ist die Nutzung massebehafteter Partikel. So ließe sich der Einfluss der Partikel (und somit des Fisches) auf die Strömung mit abbilden. Wie groß dieser Einfluss in einer so stark turbulenten Strömung wie in einer Turbine ist, wäre eine der bedeutsamen Forschungsfragen.

Eine Schwäche des bisherigen Vorgehens ist die Nichtberücksichtigung der Fischlänge bei der Turbinenpassage. Über die Abbildung mehrerer hintereinander gereihter Partikel sogenannter *streaklines* (BÜRGER ET AL., 2007), welche miteinander verknüpft sind, könnten die Kräfte ermittelt werden, die auf den gesamten Aal wirken. Auch könnte die Streckung und Verformung des Aals bestimmt werden und so eine weitere Größe der Belastung des Aals berücksichtigt werden. Darauf aufbauend wäre eine vollständige Abbildung des Durchgangs erreicht, wenn die Partikel so programmiert werden, dass die Eigenbewegung der Fische mit abgebildet wird. Dieser Aspekt ist jedoch nicht mehr im Post-Processing der Simulation möglich, sondern muss in die Berechnung integriert werden, was zu einem deutlichen Anstieg des Berechnungsaufwands und somit zu einer Reduzierung der Anwendbarkeit des Modells als Praxiswerkzeug führen kann.

### 6.3.2 Weitergehende Untersuchungen

Die Filterwirkung von Bestandsrechen ist nur dann wirksam für die biologische Durchgängigkeit, wenn an einer Wasserkraftanlage ein Bypass oder eine andere Abstiegseinrichtung vorhanden ist. Es sollte getestet werden, ob die Bestimmungsgleichung auch für Rechen mit angeschlossenem Bypass mit verschiedenen geometrischen und hydraulischen Randbedingungen gültig ist.

Abschließend ist es für die weitergehende Validierung des hydronumerischen Modells entscheidend, dass die berechnete Hydraulik mit Daten von Freilanduntersuchungen verglichen werden. Mittels des *Sensorfisches* oder vergleichbarer Technik (SCHNEIDER ET AL., 2017) könnten die erforderlichen Daten an der Wasserkraftanlage Lehmen erhoben werden. Auf diese Weise ließe sich die Aussagekraft des hydronumerischen Modells und des gesamten probabilistischen Modells erhöhen.



## Literaturverzeichnis

- AALSCHUTZINITIATIVE RHEINLAND-PFALZ/RWE ENERGIE AG (1999): Projektfortschrittsbericht 1. Stand der Arbeiten an den Projektzielen a, b und c zum Januar 1999. AALSCHUTZINITIATIVE RHEINLAND-PFALZ/RWE ENERGIE AG. Trier.
- AARESTRUP, K.; KOED, A. (2003): Survival of migrating sea trout (*salmo trutta*) and Atlantic salmon (*Salmo salar*) smolts negotiating weirs in small Danish rivers. In: *Ecology of Freshwater Fish* (12), S. 169–176.
- AARESTRUP, K.; ØKLAND, F.; HANSEN, M. M.; RIGHTON, D.; GARGAN, P.; CASTONGUAY, M.; BERNATCHEZ, L.; HOWEY, P.; SPARHOLT, H.; PEDERSEN, M. I.; MCKINLEY, R. S. (2009): Oceanic Spawning Migration of the European Eel (*Anguilla anguilla*). In: *Science* 325 (5948), S. 1660.
- ACOU, A.; RIVOT, E.; VAN GILS, J. A.A.N.; LEGAULT, A.; YSNEL, F.; FEUNTEUN, E. (2011): Habitat carrying capacity is reached for the European eel in a small coastal catchment. Evidence and implications for managing eel stocks. In: *Freshwater Biology* 56 (5), S. 952–968.
- ADAM, B.; LEHMANN, B. (2011): Ethohydraulik. Grundlagen, Methoden und Erkenntnisse. Heidelberg: Springer.
- ADAM, B.; SCHWEVERS, U.; DUMONT, U. (1999): Beiträge zum Schutz abwandernder Fische. Verhaltens-beobachtungen in einem Modellgerinne. Solingen: Verlag Natur & Wissenschaft (Bibliothek Natur & Wissenschaft, Bd. 16).
- AIDA, K.; TSUKAMOTO, K.; YAMAUCHI, K. (2003): Eel biology. Tokyo, New York: Springer.
- ALDEN (2008): Hydroelectric Turbine Design. Online verfügbar unter [http://www.alden-lab.com/Services/Hydrokinetic\\_Turbine\\_Design](http://www.alden-lab.com/Services/Hydrokinetic_Turbine_Design), zuletzt geprüft am 08.03.2018.
- AOYAMA, J.; WATANABE, S.; MILLER, M. J.; MOCHIOKA, N.; OTAKE, T.; YOSHINAGA, T.; TSUKAMOTO, K. (2014): Spawning sites of the Japanese eel in relation to oceanographic structure and the West Mariana Ridge. In: *PloS one* 9 (2), S. e88759.
- ARZBACH, D. H.-H.; BERG, D. R.; BRÄMICK, U.; BRECKLING, D. P.; FAßBENDER, D. U.; FÜLLNER, D. G.; HARTMANN, U.; HOFFSTADT, B.; KAMMERAD, B.; KLINGER, H.; KOCK, D. K. H. ET AL. (2005): Aquatische genetische Ressourcen. Nationales Fachprogramm zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Online verfügbar unter <http://www.bmelv.de/SharedDocs/Downloads/Broschueren/AquatischGenetischeRessourcen.pdf?blob=publicationFile>, zuletzt geprüft am 08.03.2018.
- ATV-DVWK (2005): Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen. Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. 2. korrigierte Auflage. Hennef: ATV-DVWK.
- AYACHIT, U. (2015): The ParaView guide. [a parallel visualization application]; updated for ParaView version 4.3. [Clifton Park, NY]: Kitware.
- BACKHAUS, K.; ERICHSON, B.; PLINKE, W.; WEIBER, R. (2003): Multivariate Analysemethoden. Eine

- anwendungsorientierte Einführung. Zehnte Auflage. Berlin, Heidelberg, s.l.: Springer Berlin Heidelberg.
- BAYERISCHER STAATSMINISTER FÜR ERNÄHRUNG, L. u. F. (2013): Schriftliche Anfrage des Abgeordneten Thomas Mütze vom 10.10.2012 betreffend „Schutz des Aals und der autochthonen Fischpopulation in Franken“, 28.01.2018.
- BEAMISH, F.W.H. (1978): Swimming Capacity. In: William Stewart Hoar, David J. Randall, Frank P. Conte, Edward M. Donaldson, Anthony Peter Farrell, Choy L. Hew et al. (Hg.): Fish physiology. Volume VII Locomotion. New York: Academic Press, S. 101–187.
- BEAUDOIN, M.; JASAK, H. (2008): Development of a Generalized Grid Interface for Turbomachinery simulations with OpenFOAM. In: Open Source CFD International Conference 2008. Berlin.
- BEAUDOIN, M.; NILSSON, H.; PAGE, M.; MAGNAN, R.; JASAK, H. (2014): Evaluation of an improved mixing plane interface for OpenFOAM.
- BECKER, B.; REUTER, C. (2008): Vermeidung von Fischschäden an Laufwasserkraftanlagen - Implementierung und Prüfung von Aalschutzmaßnahmen. Anlage 1: Umsetzung der Optimierungsuntersuchungen in die Anlagensteuerung (Steuerungshandbuch). Forschungsbericht. Aachen.
- BEHRMANN-GODEL, J.; KOWALSKI, R. L. (2002): Untersuchung zur Abwanderung der Blankaale (*Anguilla L.*) in Bezug zum Strömungsregime in der stauregulierten Mosel. Projektfortschrittsbericht. Hg. v. Aalschutzzinitiative Rheinland-Pfalz/RWE Energie AG.
- BERGER, C. (2018): Rechenverluste und Auslegung von (elektrifizierten) Schrägleitern anhand ethohydraulischer Studien. Dissertation. TU DARMSTADT, Darmstadt.
- BERKEMEIER, M. C. (2016): Dynamische Rechenverlegung im physikalischen und hydronumerischen Modell. Masterarbeit. RWTH AACHEN UNIVERSITY, Aachen. Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft.
- BEVACQUA, D.; MELIA, P.; LEO, G. A. de; GATTO, M. (2011): Intra-specific scaling of natural mortality in fish: the paradigmatic case of the European eel. In: *Oecologia* 165 (2), S. 333–339.
- BONE, Q.; MARSHALL, N. B.; NIEHAUS-OSTERLOH, M. (1985): Biologie der Fische. Stuttgart, New York: Fischer.
- BORTZ, J. (1999): Statistik. Für Sozialwissenschaftler. Fünfte, vollständig überarbeitete und aktualisierte Auflage. Berlin, Heidelberg, s.l.: Springer Berlin Heidelberg (Springer-Lehrbuch).
- BÖS, T.; EGLOFF, N.; PETER, A. (2012): Massnahmen zur Gewährleistung eines schonenden Fischabstiegs an grösseren, mitteleuropäischen Flusskraftwerken. Zwischenbericht zum Literaturstudium der Eawag. EAWAG. Kastanienbaum.
- BÖTTCHER, H.; UNFER, G.; ZEIRINGER, B.; SCHMUTZ, S.; AUFLEGER, M. (2015): Fischschutz und Fischabstieg – Kenntnisstand und aktuelle Forschungsprojekte in Österreich. In: *Österr Wasser- und Abfallw* 67 (7-8), S. 299–306.

- BROWN, R. S.; CARLSON, T. J.; WELCH, A. E.; STEPHENSON, J. R.; ABERNETHY, C. S.; MCKINSTRY, C. A.; THERIAULT, M. H. (2007): Assessment of Barotrauma Resulting from Rapid Decompression of Depth-Acclimated Juvenile Chinook Salmon Bearing Radio Telemetry Transmitters. Final Report. PACIFIC NORTHWEST NATIONAL LABORATORY.
- BRUIJS, M.C.M.; POLMAN, H.J.G.; VAN AERSSEN, G.H.F.M.; HADDERINGH, R. H.; WINTER, H. V.; DEERENBERG, C.; JANSEN, H.M.; SCHWEVERS, U.; ADAM, B.; DUMONT, U.; KESSELS, N. (2003): Management of silver eel: Human impact on downstream migrating eel in the river Meuse. Final Report Contract Q5RS-2000-31141.
- BUNDESNETZAGENTUR (2018). Online verfügbar unter <https://www.smard.de/blueprint/service/page/home/46>, zuletzt geprüft am 26.02.2018.
- BUNDESTAG (2013): Bundeswasserstraßengesetz. WaStrG, vom 07.08.2013.
- BÜRGER, K.; SCHNEIDER, J.; KONDRATIEVA, P.; KRÜGER, J.; WESTERMANN, R. (2007): Interactive Visual Exploration of Unsteady 3D Flows. In: Eurographics / IEEE-VGTC Symposium on Visualization.
- BUTSCHEK, V.; HOFBAUER, J. (1956): Versuche über die Beschädigung von Aalen durch Kaplan-turbinen. In: *Arch. Fischereiwiss.* 7 (45), S. 172–180.
- CALLES, O.; KARLSSON, S.; HEBRAND, M.; COMOGlio, C. (2012): Evaluating technical improvements for downstream migrating diadromous fish at a hydroelectric plant. In: *Ecological Engineering* 48, S. 30–37.
- CALLES, O.; KARLSSON, S.; VEZZA, P.; COMOGlio, C.; TIELMAN, J. (2013): Success of a low-sloping rack for improving downstream passage of silver eels at a hydroelectric plant. In: *Freshwater Biology* 58 (10), S. 2168–2179.
- CALLES, O.; OLSSON, I. C.; COMOGlio, C.; KEMP, P. S.; BLUNDEN, L.; SCHMITZ, M.; GREENBERG, L. A. (2010): APPLIED ISSUES. Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydro-power plant, and implications for escapement to the sea. In: *Freshwater Biology* 55 (10), S. 2167–2180.
- CLOUGH, S.; LEE-ELLIOT, I. E.; TURNPENNY, A. W. H.; HOLDEN, S.D.:J.; HINKS, C. (2004): Swimming Speeds in Fish: phase 2. R&D Technical Report W2-049/TR1. ENVIRONMENT AGENCY.
- COLEMAN, G. N.; SANDBERG, R. D. (2010): A Primer on Direct Numerical Simulation of Turbulence - Methods, Procedures and Guidelines. Technical Report AFM-09/01a (March 2010). SCHOOL OF ENGINEERING SCIENCE, UNIVERSITY OF SOUTHAMPTON.
- COLOTELO, A. H.; PFLUGRATH, B. D.; BROWN, R. S.; BRAUNER, C. J.; MUELLER, R. P.; CARLSON, T. J.; DENG, Z. D.; AHMANN, M. L.; TRUMBO, B. A. (2012): The effect of rapid and sustained decompression on barotrauma in juvenile brook lamprey and Pacific lamprey. Implications for passage at hydroelectric facilities. In: *Fisheries Research* 129-130, S. 17–20.
- COOK, T. C.; HECKER, G. E.; FAULKNER, H. B.; JANSEN, W. (1997): Development of a More Fish-

- Tolerant Turbine Runner. Advanced Hydropower Turbine Project. U.S. DEPARTMENT OF ENERGY, IDAHO OPERATIONS OFFICE; HYDROPOWER RESEARCH FOUNDATION, INC.
- COUTANT, C. C.; WHITNEY, R. R. (2000): Fish Behavior in Relation to Passage through Hydropower Turbines: A Review. In: *Transactions of the American Fisheries Society* 2000 (129, 2), S. 351–380.
- DAVIES, J.K. (1988): A review of information relating to fish passage through turbines: implications to tidal power schemes. In: *Journal of Fish Biology* (33), S. 111–126.
- DEKKER, W. (2004): Slipping through our hands. Population dynamics of the European eel. [S.l.: s.n.].
- DEKKER, W. (2008): Coming to Grips with the Eel Stock Slip-Sliding Away. In: American Fisheries Society (Hg.): American Fisheries Society Symposium 62:xxx, S. 335–355.
- DENG, Z. D.; CARLSON, T. J.; DUNCAN, J. P.; RICHMOND, M. C. (2007): Six-Degree-of-Freedom Sensor Fish Design and Instrumentation. In: *Sensors* 2007 (7), S. 3399–3415.
- DENG, Z. D.; CARLSON, T. J.; DUNCAN, J. P.; RICHMOND, M. C.; DAUBLE, D.D. (2010): Use of an autonomous sensor to evaluate the biological performance of the advanced turbine at Wanapum Dam. In: *Journal of Renewable and Sustainable Energy* 2 (5), S. 53104.
- DENG, Z. D.; CARLSON, T. J.; PLOSKEY, G. R.; RICHMOND, M. C. (2005): Evaluation of Blade-Strike Models for Estimating the Biological Performance of Large Kaplan Hydro Turbines. U.S. DEPARTMENT OF ENERGY.
- DENG, Z. D.; DUNCAN, J. P.; ARNOLD, J. L.; FU, T.; MARTINEZ, J. J.; LU, J.; TITZLER, P.S.; ZHOU, D.; MUELLER, R. P. (2017): Evaluation of Boundary Dam spillway using an Autonomous Sensor Fish Device. In: *Journal of Hydro-environment Research* 14, S. 85–92.
- DENG, Z. D.; LU, J.; MYJAK, M. J.; MARTINEZ, J. J.; TIAN, C.; MORRIS, S. J.; CARLSON, T. J.; ZHOU, D.; HOU, H. (2014): Design and implementation of a new autonomous sensor fish to support advanced hydropower development. In: *The Review of scientific instruments* 85 (11), S. 115001.
- DIXON, D. (2001): Evaluation of Angled Bar Racks and Louvers for Guiding Fish at Water Intakes. Forschungsbericht. ELECTRIC POWER RESEARCH INSTITUTE (EPRI). Online verfügbar unter <http://www.epri.com/abstracts/Pages/ProductAbstract.aspx?ProduktId=000000000001005193&Mode=download>, zuletzt geprüft am 15.02.2018.
- DUNCAN, J. P. (2013): Characterization of Fish Passage Conditions through the Fish Weir and Turbine Unit 1 at Foster Dam, Oregon, Using Sensor Fish, 2012. Final Report. U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS.
- DURIF, C.M.F.; ELIE, P.; GOSSET, C.; RIVES, J.; TRAVADE, F. (2002): Behavioral Study of Downstream Migrating Eels by Radio-telemetry at a Small Hydroelectric Power Plant. In: American Fisheries Society (Hg.). American Fisheries Society Symposium.

- DWA (2010): Merkblatt DWA-M 509. Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke - Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Hg. v. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- EBEL, G. (2008): Turbinenbedingte Schädigung des Aals (*Anguilla anguilla*). Schädigungsichten an europäischen Wasserkraftanlagenstandorten und Möglichkeiten der Prognose = Turbine-related damage to eel (*Anguilla anguilla*): damage rates at European hydropower stations and methods of prognosis. Halle (Saale): BGF (Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie Dr. Ebel, 3).
- EBEL, G. (2013): Fischschutz und Fischabstieg an Wasserkraftanlagen; Handbuch Rechen- und Bypasssysteme. Halle (Saale): Ebel Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie (Mitteilungen aus dem Büro für Gewässerökologie und Fischereibiologie 4).
- ELGHOBASHI, S. (1994): On predicting particle-laden turbulent flows. In: *Appl. Sci. Res.* 52 (4), S. 309–329.
- ENVIRONMENT AGENCY (2009): Impact of barriers and flow on eel migration in East Anglia. Unter Mitarbeit von Ros Wright.
- EPRI; PALO ALTO, CA; ALLEGHENY ENERGY SUPPLY, MONROEVILLE, PA; DOMINION, RICHMOND, VA; DUKE ENERGY CORP., CHARLOTTE, NC; EXELON POWER, KENNEDY SQUARE, PA ET AL. (Hg.) (2001): Review and Documentation of Research and Technologies on Passage and Protection of Downstream Migrating Catadromous Eels at Hydroelectric Facilities. Technical Report. ID: 2001.10000730. Unter Mitarbeit von D. Dixon. Online verfügbar unter <http://www.epric.com/abstracts/Pages/ProductAbstract.aspx?ProductID=00000000001000730>.
- FARRELL, P. E.; MADDISON, J. R. (2011): Conservative interpolation between volume meshes by local Galerkin projection. In: *Computer Methods in Applied Mechanics and Engineering* 200 (1-4), S. 89–100.
- FERZIGER, J. H.; PERIĆ, M. (2008): Numerische Strömungsmechanik. Berlin, Heidelberg: Springer.
- FESTER, F. (2017): Untersuchung zum Verhalten des Aales *Anguilla anguilla* in ethohydraulischen Tests. Methodenvalidierung zum verbesserten Ergebnistransfer vom Modell ins Freiland. Masterarbeit. UNIVERSITÄT BIELEFELD, Bielefeld.
- FEUNTEUN, E.; ACOU, A.; LAFFAILLE, P.; LEGAULT, A. (2000): European eel (*Anguilla anguilla*): prediction of spawner escapement from continental population parameters. In: *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 57 (8), S. 1627–1635.
- FRÖHLICH, J. (2006): Large Eddy Simulation turbulenter Strömungen. Mit 14 Tabellen. 1. Aufl. Wiesbaden: Teubner (Lehrbuch Maschinenbau).
- FU, T.; DENG, Z. D.; DUNCAN, J. P.; ZHOU, D.; CARLSON, T. J.; JOHNSON, G. E.; HOU, H. (2016): Assessing hydraulic conditions through Francis turbines using an autonomous sensor device. In: *Reviews in Fisheries Science* 99, S. 1244–1252.

- GEBHARDT, M.; RUDOLPH, T.; KAMPIKE, W.; EISENHAUER, N. (2014): Fischabstieg über Schlauchwehre: Untersuchungen der Strömungsverhältnisse und Identifizierung der Abflussbereiche mit erhöhtem Verletzungsrisiko. In: *WasserWirtschaft* 2014 (07/08), S. 48–53.
- GIER, F.; ROGER, S.; LORKE, S. (2011): Vermeidung von Fischschäden an Laufwasserkraftanlagen. Anlage 4: Auswertung der Fangergebnisse der Fischereiversuche 2010. Forschungsbericht. LEHRSTUHL UND INSTITUT FÜR WASSERBAU UND WASSERWIRTSCHAFT, RWTH AACHEN UNIVERSITY. Aachen.
- GIESECKE, J.; MOSONYI, E. (2005): Wasserkraftanlagen. Planung, Bau und Betrieb. 4., aktualisierte und erw. Aufl. Berlin: Springer.
- GÖHL, C. (2004): Bypasseinrichtungen zum Abstieg von Aalen an Wasserkraftanlagen. Berichte des Lehrstuhls und der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft Technischen Universität München. LEHRSTUHL UND VERSUCHSANSTALT FÜR WASSERBAU UND WASSERWIRTSCHAFT TU MÜNCHEN.
- GOMES, P.; LARINIER, M. (2008): Dommages subis par les anguilles lors de leur passage au travers des turbines kaplan. Etablissement de formules prédictives. rapport. ANGUILLES-OUVRAGES-PROGRAMME NATIONAL DE RECHERCHE-DEVELOPPEMENT 2008-2009. Toulouse.
- GONZÁLEZ, A. O. (2009): Mesh motion alternatives. CFD with OpenFOAM. Göteborg, Sweden.
- GOSSET, C.; TRAVADE, F.; DURIF, C.M.F.; RIVES, J.; ELIE, P. (2005): Tests of two types of bypass for downstream migration of eels at a small hydroelectric power plant. In: *River Research and Applications*, S. 1095–1105.
- GREIFZU, F.; KRATZSCH, C.; FORGBER, T.; LINDNER, F.; SCHWARZE, R. (2015): Assessment of particle-tracking models for dispersed particle-laden flows implemented in OpenFOAM and ANSYS FLUENT. In: *Engineering Applications of Computational Fluid Mechanics* 10 (1), S. 30–43.
- HADDERINGH, R. H.; BAKKER, H. D. (1998): Fish Mortality due to Passage through Hydroelectric Power Stations on the Meuse and Vecht Rivers. In: Mathias Jungwirth, Stefan Schmutz und Steven Weiss (Hg.): Fish migration and fish bypasses. Oxford [England], Malden, MA: Fishing News Books; Distributor, USA, Blackwell Science, S. 315–328.
- HANEL, R.; SCHABER, M.; WELLING, M. (2011): Expedition in die Sargasso-See. In: *Forschungs Report* (2).
- HARO, A.; CASTRO-SANTOS, T.; BOUBEÉ, J.A.T. (2000): Behavior and passage of silver-phase American eels, *Anguilla rostrata* (LeSueur), at a small hydroelectric facility. In: *Dana: A journal of Fisheries and Marine Research* (12), S. 32–42.
- HARO, A.; CASTRO-SANTOS, T.; WHALEN, K.; WIPPELHAUSER, G.; McLAUGHLIN, L. (2003): Simulated Effects of Hydroelectric Project Regulation on Mortality of American Eels. In: D. Dixon (Hg.): Biology, management, and protection of catadromous eels. Proceedings of the First International Symposium Biology, Management, and Protection of Catadromous Eels: held at

- St. Louis, Missouri, USA: 21-22 August 2000. Bethesda, Md.: American Fisheries Society (American Fisheries Society symposium, 33), S. 357–365.
- HASSINGER, R.; HÜBNER, D. (2009): Entwicklung eines neuartigen Aalabstiegssystems mit Hilfe von Laborversuchen.
- HEIMERL, S.; KOHLER, B. (2013): Hydraulische Strömungsmaschinen für kleine Durchflüsse und niedrige Fallhöhen. Hg. v. H. Schüttrumpf (43. IWASA, Internationales Wasserbau-Symposium Aachen 2013 - Wasser als Energieträger).
- HENKEL, H. (2015): Erörterung des Fischabstieges an den Fuldaustufen Wilhelmshausen und Bonaforth (Teil 1). In: *Fischer & Teichwirt* (10), S. 369–372.
- HOGAN, T. W.; ČADA, G. F.; AMARAL, S. V. (2014): The Status of Environmentally Enhanced Hydro-power Turbines. In: *Fisheries* 39 (4), S. 164–172.
- HOLZNER, M. (2000): Untersuchungen über die Schädigung von Fischen bei der Passage des Mainkraftwerks Dettelbach. Dissertation. TECHNISCHE UNIVERSITÄT MÜNCHEN. Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau.
- 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. im Auftrag des Regierungspräsidiums Kassel.
- ICES (2001a): ICES COOPERATIVE RESEARCH REPORT NO.246. Forschungsbericht. Kopenhagen. Online verfügbar unter <http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Cooperative%20Research%20Report%20%28CRR%29/crr246/CRR246.pdf>, zuletzt geprüft am 15.03.2018.
- ICES (Hg.) (2001b): REPORT OF THE EIFAC/ICES WORKING GROUP ON EELS. ICES CM 2001 / ACFM 03. Forschungsbericht. Kopenhagen.
- ICES (2008): Report of the 2007 session of the Joint EIFAC/ICES working group on Eels. Bordeaux, France, 3-7 September 2007. Report. Online verfügbar unter <http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/a-com/2007/WGEEL/2007%20EIFAC-ICES%20Report-Final-01-09-08.pdf>, zuletzt geprüft am 15.01.2018.
- ICES (2013): EIFAAC/ICES WGEEL REPORT 2013. Report of the Joint EIFAAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL). 18-22 March 2013 in Sukarietta, Spain, 4-10 September 2013 in Copenhagen, Denmark. Online verfügbar unter [http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2013/WGEEL/wgeel\\_2013.pdf](http://www.ices.dk/sites/pub/Publication%20Reports/Expert%20Group%20Report/acom/2013/WGEEL/wgeel_2013.pdf), zuletzt geprüft am 26.01.2018.
- ICES (2014): Report of the Joint EIFACC/ICES/GFCM Working Group on Eel. 3-7 November 2014. Rome, Italy.

- IKSMS (2010): Bestandsaufnahme Biologische Durchgängigkeit im Einzugsgebiet von Mosel und Saar. Hg. v. Internationale Kommission zum Schutze der Mosel und Saar (IKSMS).
- JASAK, H.; TUKOVIC, Z. (2010): Dynamic mesh handling in OpenFOAM applied to fluid-structure interaction simulation. In: J.C.F. Pereira und A. Sequeira (Hg.): V European Conference on Computational Fluid Dynamics ECCOMAS CFD 2010. Lisbon, Portugal.
- JEPSEN, N.; AARESTRUP, K.; ØKLAND, F.; RASMUSSEN, G. (1998): Survival of radio-tagged Atlantic salmon (*Salmo salar L.*) and trout (*Salmo trutta L.*) smolts passing a reservoir during sea-ward migration. In: *Hydrobiologia* (371/372), S. 347–353.
- KAMMANN, U.; BRINKMANN, M.; FREESE, M.; POHLMANN, J.-D.; STOFFELS, S.; HOLLERT, H.; HANEL, R. (2014): PAH metabolites, GST and EROD in European eel (*Anguilla anguilla*) as possible indicators for eel habitat quality in German rivers. In: *Environ Sci Pollut Res* 21 (4), S. 2519–2530.
- KETTLE, A. J.; HAINES, K. (2006): How does the European eel (*Anguilla anguilla*) retain its population structure during its larval migration across the North Atlantic Ocean? In: *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63 (1), S. 90–106, zuletzt geprüft am 08.07.2016.
- KLOPRIES, E.-M. (2013): Dimensionierung und Anordnung von Fischschutzeinrichtungen vor Wasserkraftanlagen. Masterarbeit. RWTH AACHEN UNIVERSITY, Aachen. Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft.
- KLOPRIES, E.-M.; BÖCKMANN, I.; BRÜLL, C.; HOFFMANN, A.; HUDJETZ, S.; SCHÜTTRUMPF, H. (2017a): Orientierungs- und Suchverhalten von Fischen vor Rechen – Anwendung von Ethohydraulik in der wasserbaulichen Forschung. In: Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft RWTH Aachen (Hg.): 47. Internationales Wasserbau-Symposium Aachen (IWASA) 12. und 13. Januar 2017. „Living Rivers - Neues aus Praxis und Forschung“. IWASA. Aachen, 12. und 13. Januar 2017.
- KLOPRIES, E.-M.; BRÜLL, C.; SCHÜTTRUMPF, H. (2017b): Prognosemodelle für die Fischschädigung - Anwendungsgrenzen und Forschungsmöglichkeiten. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie e.V. (Hg.): Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 2016. der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) und der deutschen und österreichischen Sektion der Societas Internationalis Limnologiae (SIL). In der Veröffentlichung.
- KLOPRIES, E.-M.; KROLL, L.; JÖRGENSEN, L.; TEGGERS-JUNGE, S.; SCHÜTTRUMPF, H. (2016): 20 Jahre aktive Partnerschaft für den Aal an Mosel und Saar. Aalschutz-Initiative Rheinland-Pfalz & innogy SE: Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz. Online verfügbar unter <https://iam.innogy.com/-/media/innogy/documents/ueber-innogy/innogy-Innovation-und-Technik/aalschutzinitiative-komprimierte-pdf-version.ashx>.
- KNÖSCHE, R. (2015a): Die Dynamik des Bestandes des Europäischen Aals. Einflussfaktoren und Möglichkeiten der Einflussnahme und Prognose. Teil 1 (unveröffentlicht).
- KNÖSCHE, R. (2015b): Die Dynamik des Bestandes des Europäischen Aals, Einflussfaktoren und Möglichkeiten der Einflussnahme. Studie im Auftrag von Aalschutz-Initiative Rheinland-

Pfalz/RWE Power AG.

KRIEWITZ-BYUN, C. R. (2015): Leitrechen an Fischabstiegsanlagen: Hydraulik und fischbiologische Effizienz. VAW Mitteilungen 230. Dissertation, Zürich. Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich.

KROLL, L. (2015): Ergebnisse eines Fang- und Transport-Projektes an Wasserkraftanlagen der Mosel und Saar. (Aalschutz-Initiative Rheinland-Pfalz / RWE Power AG. Vortrag. Deutscher Fischereitag 2015. LANDESAMT FÜR UMWELT, WASSERWIRTSCHAFT UND GEWERBEAUFSICHT RHEINLAND-PFALZ. Rostock, 2015.

LAGARRIGUE, T.; FREY, A. (2011): Test for evaluating the injuries suffered by downstream-migrating eels in their transiting through the new spherical discharge ring VLH turbogenerator unit installed on the Moselle River in Frouard (54). Test of October 2010 on yellow and silver eels.

LANDTAG RHEINLAND-PFALZ (2009): Landesfischereigesetz. LFischG, vom 09.12.1974.

LARINIER, M.; TRAVADE, F. (2002): Downstream Migration: Problems and Facilities. In: *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, S. 181–207.

LAURIEN, E.; OERTEL, H. (2011): Numerische Strömungsmechanik. Grundgleichungen und Modelle - Lösungsmethoden - Qualität und Genauigkeit. 4., überarb. u. erw. Aufl. Wiesbaden: Vieweg + Teubner (Studium).

LECLERC, M. (2008): A new turbine for Very Low Head applications and low environmental impact. MJ2 TECHNOLOGIES.

LECLERC, M. (2009): The Very Low Head Turbine enters into industrial phase and confirms its Extremely Low Environmental Impact. MJ2 TECHNOLOGIES.

LEHMANN, B.; ADAM, B.; ENGLER, O.; HECHT, V.; SCHNEIDER, K. (2016): Ethohydraulische Untersuchungen zur Verbesserung des Fischschutzes an Wasserkraftanlagen. Ergebnisse des F+E-Vorhabens (FKZ 3513 85 0300) des Bundesamtes für Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg: Bundesamt für Naturschutz (Naturschutz und biologische Vielfalt, Heft 151).

LEYER, I.; WESCHE, K. (2008): Multivariate Statistik in der Ökologie. Eine Einführung. Korrigierter Nachdr. Berlin: Springer (Springer-Lehrbuch).

LFischVO (2018): Verordnung zum Landesfischereigesetz (Landesfischereiverordnung - LFischVO). Online verfügbar unter [https://recht.nrw.de/lmi/owa/br\\_text anzeigen?v\\_id=1000000000000000523](https://recht.nrw.de/lmi/owa/br_text anzeigen?v_id=1000000000000000523), zuletzt geprüft am 24.07.2018.

LUHMANN, N. (1987): Soziale Systeme. Grundriss einer allgemeinen Theorie. 1. Aufl. Frankfurt am Main: Suhrkamp (Suhrkamp Taschenbuch Wissenschaft, 666).

MALCHEREK, A. (2007): Sedimenttransport und Morphodynamik. Skriptum. UNIVERSITÄT DER BUNDESWEHR MÜNCHEN, München. Institut für Wasserwesen.

- MALLOUPPAS, G.; VAN WACHEM, B. (2013): Large Eddy Simulations of turbulent particle-laden channel flow. In: *International Journal of Multiphase Flow* 54, S. 65–75.
- MARIC, T.; HÖPKEN, J.; MOONEY, K. (2014): The OpenFOAM technology primer: sourceflux.
- MARTIN, H.; POHL, R. (2009): Technische Hydromechanik. Band 4. Hydraulische und numerische Modelle. 2. Aufl. Berlin: Huss-Medien.
- MCLEAVE, J. D. (1980): Swimming performance of European eel (*Anguilla anguilla* (L.)) elvers. In: *J Fish Biology* 16 (4), S. 445–452.
- MCLoughlin, T.; Laramée, R. S.; Peikert, R.; Post, F. H.; Chen, M. (2010): Over Two Decades of Integration-Based, Geometric Flow Visualization. In: *Computer Graphics Forum* 29 (6), S. 1807–1829.
- MEAD, R. (1988): The Design of Experiments.
- MENTER, F. (1993): Zonal Two Equation k-w Turbulence Models for Aerodynamic Flows. In: American Institute of Aeronautics and Astronautics (Hg.): 24<sup>th</sup> Fluid Dynamics Conference. Orlando, Florida.
- MEUSBURGER, H. (2002): Energieverluste an Einlaufreichen von Flusskraftwerken. Mitteilungen 179. Hg. v. Prof. Dr.-Ing. H.-E. Minor. VERSUCHSANSTALT FÜR WASSERBAU, HYDROLOGIE UND GLAZIOLOGIE DER EIDGENÖSSISCHEN TECHNISCHEN HOCHSCHULE ZÜRICH.
- MITCHELL, C. P. (1996): Trapping the adult eel migration at Aniwhenua Power Station. DEPARTMENT OF CONSERVATION. Wellington (Neuseeland).
- MITTAG, H.-J. (2014): Statistik. Eine Einführung mit interaktiven Elementen. In: *Statistik*.
- MITTERFELNER, O. (2006): Wasser in Form gebracht - das Saugrohr. Online verfügbar unter <http://www.spezialschalungen.com/artikel1/theorie.pdf>.
- MONTÉN, E. (1985a): Fish and turbines. Fish injuries during passage through power station turbines. Stockholm: Vattenfall.
- MONTÉN, E. (1985b): Fish and turbines. Fish injuries during passage through power station turbines. Stockholm: Vattenfall.
- MORADNIA, P. (2010): CFD of Air Flow in Hydro Power Generators. CHALMERS UNIVERSITY OF TECHNOLOGY, Göteborg, Sweden. Department of Applied Mechanics.
- MUNLV (2005): Handbuch Querbauwerke. Handbuch. Unter Mitarbeit von Ulrich Dumont, Pia Anderer und Ulrich Schwevers. Hg. v. Landwirtschaft und Verbraucherschutz Landes Nordrhein-Westfalen (MUNLV) Ministerium für Umwelt und Naturschutz. Online verfügbar unter [https://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/handbuch\\_querbauwerke.pdf](https://www.umwelt.nrw.de/umwelt/pdf/handbuch_querbauwerke.pdf), zuletzt geprüft am 20.02.2018.

- MUNTEAN, S.; NILSSON, H.; SUSAN-RESIGA, R. (2009): 3D Numerical Analysis Of The Unsteady Turbulent Swirling Flow In A Conical Diffuser Using Fluent and OpenFOAM. In: 3<sup>rd</sup> IAHR International Meeting of the Workgroup on Cavitation and Dynamic Problems in Hydraulic Machinery and Systems. Brno, Czech Republic.
- MUSALL, M. (2011): Mehrdimensionale hydrodynamisch-numerische Modelle im praxisorientierten und operationellen Einsatz. Dissertation. KARLSRUHER INSTITUT FÜR TECHNIK.
- NILSSON, H. (2006): Evaluation of OpenFOAM for CFD of turbulent flow in water turbines. In: 23<sup>rd</sup> IAHR symposium on hydraulic machinery and systems. Yokohama, Japan, October 17-October 21, 2006. IAHR 2006. [S.I.]: International Association of Hydraulic Research.
- NOTERMANN, F.; REUTER, C. (2006): Entwicklung einer fischfreundlichen Turbinensteuerung. im Rahmen der Aalschutzinitiative Rheinland-Pfalz / RWE Power AG. Abschlussbericht. LEHRSTUHL UND INSTITUT FÜR WASSERBAU UND WASSERWIRTSCHAFT, RWTH AACHEN UNIVERSITY. Aachen.
- ODEH, M.; ORVIS, C. (1998): Downstream fish passage design considerations and developments at hydroelectric projects in the Northeast USA. In: Mathias Jungwirth, Stefan Schmutz und Steven Weiss (Hg.): Fish migration and fish bypasses. Oxford [England], Malden, MA: Fishing News Books; Distributor, USA, Blackwell Science, S. 267–280.
- Office of Technology Assessment Washington DC (1995): Fish Passage Technologies: Protection at Hydropower Facilities. OTA-ENV-641.
- ØKLAND, F.; TEICHERT, M. A. K.; HAVN, T. B.; THORSTAD, E. B.; HEERMANN, L.; SÆTHER, S. A.; TABETS, M.; BORCHERDING, J. (2017): Downstream migration of European eel at three German hydropower stations. NINA Report 1355.
- PALSTRA, A. P.; GINNEKEN, V. J. T.; MURK, A. J.; THILLART, G. E. E. J. M. (2006): Are dioxin-like contaminants responsible for the eel (*Anguilla anguilla*) drama? In: *Naturwissenschaften* 93 (3), S. 145–148.
- PALSTRA, A. P.; GUERRERO, M. A.; LAAK, G.; KLEIN BRETELIER, J. P. G.; DEN THILLART, G. E. E. J. M. (2011): Temporal progression in migratory status and sexual maturation in European silver eels during downstream migration. In: *Fish Physiol Biochem* 37 (2), S. 285–296.
- PATT, H.; GONSOWSKI, P. (2011): Wasserbau. Grundlagen, Gestaltung von wasserbaulichen Bauwerken und Anlagen. In: *Wasserbau*.
- PEDERSEN, M. I.; JEPSEN, N.; AARESTRUP, K.; KOED, A.; PEDERSEN, S.; ØKLAND, F. (2012): Loss of European silver eel passing a hydropower station. In: *Journal of Applied Ichthyology* 28 (2), S. 189–193.
- PETIT, O. (2012): Towards full predictions of the unsteady incompressible flow in rotating machines, using OpenFOAM. Göteborg: Chalmers Univ. of Technology (Doktorsavhandlingar vid Chalmers Tekniska Högskola, N.S., 3391).

- PIANC (Hg.) (2013): PIANC REPORT No 127. Fish Passage.
- PIPER, A. T.; MANES, C.; SINISCALCHI, F.; MARION, A.; WRIGHT, R. M.; KEMP, P. S. (2015): Response of seaward-migrating European eel (*Anguilla anguilla*) to manipulated flow fields. In: *Proc. R. Soc. B* 282 (1811), S. 20151098.
- POPE, S. B. (2000): Turbulent flows. Cambridge, New York: Cambridge University Press.
- PUBLIC POWER COUNCIL FISH AND WILDLIFE COMMITTEE (2011): Revealing Fish and Wildlife. In: *Myths*.
- RABEN, K. von (1955): Kaplanturbinen und Fische. In: *WasserWirtschaft* (45), S. 196–200.
- RABEN, K. von (1957): Zur Frage der Beschädigung von Fischen durch Turbinen. In: *WasserWirtschaft* 48 (4), S. 97–100.
- RADKE, D. R. (2009): Längenhäufigkeitsverteilung und Altersbestimmung von Blankaalen aus der Mosel im Rahmen der Aalschutzinitiative Rheinland-Pfalz. Forschungsbericht.
- RASCH, B.; FRIESE, M.; HOFMANN, W.; NAUMANN, E. (2008): Quantitative Methoden 1. Einführung in die Statistik. 2., erw. Aufl., korrigierter Nachdr. Heidelberg: Springer (Springer-Lehrbuch Bachelor).
- RICHMOND, M. C.; DENG, Z. D.; MCKINSTRY, C. A.; MUELLER, R. P.; CARLSON, T. J.; DAUBLE, D.D. (2009): Response relationships between juvenile salmon and an autonomous sensor in turbulent flow. In: *Fisheries Research* 97 (1-2), S. 134–139.
- ROSENFELLNER, V.; ADAM, B. (2016): Verhalten von Fischen am Einlaufrechen des Pumpspeicher-Kraftwerks Geesthacht. In: *WasserWirtschaft*.
- RUGGLES, C. P.; MURRAY, D. G. (1983): A Review of Fish Response to Spillways. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences No. 1172.
- RUSSON, I. J.; KEMP, P. S. (2011): Advancing provision of multi-species fish passage. Behaviour of adult European eel (*Anguilla anguilla*) and brown trout (*Salmo trutta*) in response to accelerating flow. In: *Ecological Engineering* 37 (12), S. 2018–2024.
- RUSSON, I. J.; KEMP, P. S.; CALLES, O. (2010): Response of downstream migrating adult European eels (*Anguilla anguilla*) to bar racks under experimental conditions. In: *Ecology of Freshwater Fish* 19 (2), S. 197–205, zuletzt geprüft am 10.05.2013.
- RWE POWER AG (2001): Kurzbeschreibung der einsatzoptimierten Gruppenabflussregelung - Joint Control (JC) für den Einsatz in den Laufwasserkraftwerken an der Mosel. interne Mitteilung (unveröffentlicht).
- RWE POWER AG (2004): Die Moselkraftwerke. Dauerläufer der Stromversorgung. Online verfügbar unter <http://www.stadtwerke-geldern.de/media/files/strom/kurzportaitmoselkraftwerke.pdf>, zuletzt geprüft am 15.01.2018.

- RWE ENERGIE AG (1982): Moselkraftwerke.
- SALE, M.J.; ČADA, G. F.; CARLSON, T. J.; DAUBLE, D.D.; HUNT, R.T.; SOMMERS, G.L.; RINEHART, B.N.; FLYNN, J.V.; BROOKSHIER, P.A. (2002): DOE Hydropower Program. Annual Report for FY 2001.
- SALE, M.J.; ČADA, G. F.; DAUBLE, D.D.; RINEHART, B.N.; SOMMERS, G.L.; FLYNN, J.V.; BROOKSHIER, P.A. (2001): DOE Hydropower Program. Annual Report for FY 2000. U.S. DEPARTMENT OF ENERGY, IDAHO OPERATIONS OFFICE.
- SCHNEIDER, J.; RATCHAN, C.; HEISEY, P. G.; AVALOS, C.; TUHTAN, J.; HAAS, C.; RECKENDORFER, W.; SCHLETERER, M.; ZITEK, A. (2017): Flussabwärts gerichtete Fischwanderung an mittelgroßen Fließgewässern in Österreich. In: *WasserWirtschaft* (12), S. 39–44.
- SCHÖNUNG, B. E. (1990): Numerische Strömungsmechanik. Inkompressible Strömungen mit komplexen Berandungen. Berlin: Springer-Verlag.
- SCHÜTTRUMPF, H. (Hg.) (2014): Wasserbauliches Versuchswesen - Aus Anlass der Neuen Wasserbauhalle des IWW. Internationales Wasserbau-Symposium. Aachen, 9. und 10. Januar 2014. LEHRSTUHL UND INSTITUT FÜR WASSERBAU UND WASSERWIRTSCHAFT, RWTH AACHEN UNIVERSITY.
- SCHWARZE, R. (2013): CFD-Modellierung. Grundlagen und Anwendungen bei Strömungsprozessen. Berlin: Springer Vieweg.
- SPANGENBERG, A. (2005): Europäischer Aal - *Anguilla anguilla*. Ökologie, Gefährdung und Schutz. STIFTUNG EUROPÄISCHES NATURERBE (EURONATUR). Online verfügbar unter [http://www.euronatur.org/uploads/media/info\\_aal\\_2005.pdf](http://www.euronatur.org/uploads/media/info_aal_2005.pdf), zuletzt geprüft am 27.01.2018.
- STATKRAFT MARKETS GMBH (Hg.): Aalschonendes Betriebsmanagement.
- STEPHENSON, J. R.; GINGERICH, A. J.; BROWN, R. S.; PFLUGRATH, B. D.; DENG, Z. D.; CARLSON, T. J.; LANGESEY, M. J.; AHMANN, M. L.; JOHNSON, R. L.; SEABURG, A. G. (2010): Assessing barotrauma in neutrally and negatively buoyant juvenile salmonids exposed to simulated hydro-turbine passage using a mobile aquatic barotrauma laboratory. In: *Fisheries Research* 106 (3), S. 271–278.
- STROBL, T.; ZUNIC, F. (2006): Wasserbau. Aktuelle Grundlagen - Neue Entwicklungen. 1. Aufl. Berlin: Springer.
- SUBRAMANIAM, S. (2013): Lagrangian–Eulerian methods for multiphase flows. In: *Progress in Energy and Combustion Science* 39 (2-3), S. 215–245.
- TEGGERS-JUNGE, S.; KROLL, L. (2010): Fischschutz in staugeregelten Flüssen. Anlass, Zielsetzung und Struktur des Projektes. In: LUWG (Hg.): Fischschutz in staugeregelten Flüssen. Mainzer Arbeitstage. Mainz, 29. April 2010. LUWG, S. 31–36.
- TESCH, F.-W. (1983): Der Aal. Biologie und Fischerei. 2. Aufl. Hamburg: Parey.

- TRAVADE, F.; LARINIER, M.; SUBRA, S.; GOMES, P.; DE-OLIVEIRA, E. (2010): Behaviour and passage of European silver eels (*Anguilla anguilla*) at a small hydropower plant during their downstream migration. In: *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* (398).
- TSUKAMOTO, K.; AOYAMA, J.; MILLER, M. J. (2009): The present status of the Japanese eel: resources and recent research. In: J. M. Casselman und D. Cairns (Hg.): *Eels at the edge. Science, status, and conservation concerns*. Bethesda, Md.: American Fisheries Society (American Fisheries Society symposium, 58), S. 21–35.
- TSUKAMOTO, K.; CHOW, S.; OTAKE, T.; KUROGI, H.; MOCHIOKA, N.; MILLER, M. J.; AOYAMA, J.; KIMURA, S.; WATANABE, S.; YOSHINAGA, T.; SHINODA, A. ET AL. (2011): Oceanic spawning ecology of freshwater eels in the western North Pacific. In: *Nature communications* 2, S. 179.
- TURNPENNY, A. W. H.; CLOUGH, S.; HANSON, K. P.; RAMSEY, R.; MCEWAN, D. (2000): Risk Assessment For Fish Passage Through Small, Low-head Turbines. ETSU H/06/00054/REP.
- TURNPENNY, A. W. H.; STRUTHERS, G.; HANSON, K. P. (1998): A UK GUIDE TO INTAKE FISH-SCREENING REGULATIONS, POLICY AND BEST PRACTICE. ETSU H/06/00052/00/00. Report.
- TYTELL, E. D.; LAUDER, G. V. (2004): The hydrodynamics of eel swimming. I. Wake structure. In: *The Journal of experimental biology* 207 (11), S. 1825–1841.
- UBL, C. (2014): Glasaalsaison 2013/2014 : Noch besser als Vorjahr. Experte spricht von „Rekordjahr für Europäischen Aal“. In: *Fischer & Teichwirt* 2014 (08), S. 292–293.
- ULRICH, J. (2013): Fischabstieg an größeren mitteleuropäischen Flusskraftwerken. Forum Fischschutz, 2. Workshop. Vortrag. Online verfügbar unter [http://forum-fischschutz.de/sites/default/files/Jochen\\_Ulrich\\_Thema2.pdf](http://forum-fischschutz.de/sites/default/files/Jochen_Ulrich_Thema2.pdf).
- VAN DEN THILLART, G.; VAN GINNEKEN, V.; KORNER, F.; HEIJMANS, R.; VAN DER LINDEN, R.; GLUVERS, A. (2004): Endurance swimming of European eel. In: *Journal of Fish Biology* 65 (2), S. 312–318.
- VOITH HYDRO INC. (2011): Environmentally-friendly turbine design, zuletzt geprüft am 09.05.2013.
- WAGNER, F. (2016): Vergleichende Analyse des Fischabstiegs an drei Wasserkraftanlagen einer Kraftwerkskette. In: *WasserWirtschaft* 2016 (2/3), S. 35–41.
- WANG, C.H.; TZENG, W.N. (2000): The timing of metamorphosis and growth rates of American and European eel leptocephali: A mechanism of larval segregative migration. In: *Fisheries Research* (46), S. 191–205. Online verfügbar unter [http://dx.doi.org/10.1016/S0165-7836\(00\)00146-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0165-7836(00)00146-6).
- WENDLING, D. (2017): Entwicklung eines EDV-basierten Frühwarnsystems für die Blankaalwandlung an der Mosel. Dissertation. UNIVERSITÉ DU LUXEMBOURG, Luxemburg.
- WHG (2009): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz –WHG)

- WILCOX, D. C. (1988): Reassessment of the scale-determining equation for advanced turbulence models. In: *AIAA Journal* 26 (11), S. 1299–1310.
- WILKES, M. A.; MADDOCK, I.; VISSER, F.; ACREMAN, M. C. (2013): Incorporating Hydrodynamics into Ecohydraulics: The Role of Turbulence in the Performance and habitat Selection of Stream-Dwelling Fish. In: Ian Maddock (Hg.): *Ecohydraulics. An integrated approach*. Chichester, West Sussex, U.K.: Wiley-Blackwell, S. 9–30.
- WINTER, H. V.; BIERMAN, S.M.; GRIFFIOEN, A.B. (2012): Field test for mortality of eel after passage through the newly developed turbine of Pentair Faurbanks Nijhuis and FishFlow Innovations. IMARES - INSTITUTE FOR MARINE RESOURCES & ECOSYSTEM STUDIES (IMARES WAGENINGEN UR) (C111/12).
- WINTER, H. V.; JANSEN, H.M.; BREUKELAAR, A.W. (2007): Silver eel mortality during downstream migration in the River Meuse, from a population perspective. In: *ICES Journal of Marine Science* (64), S. 1444–1449.
- WINTER, H. V.; JANSEN, H.M.; BRUIJS, M.C.M. (2006): Assessing the impact of hydropower and fisheries on downstream migrating silver eel, *Anguilla anguilla*, by telemetry in the River Meuse. In: *Ecology of Freshwater Fish* (15), S. 221–228.
- WOCHER, H. (2003): Voruntersuchungen zur autonomen Registrierung abwandernder Blankaale (*Anguilla anguilla*) in der Mosel. Projektbericht zu Händen der Aalschutzinitiative Rheinland-Pfalz/RWE Power AG. UNIVERSITÄT KOBLENZ.
- ZHU, H. P.; ZHOU, Z. Y.; YANG, R. Y.; YU, A. B. (2007): Discrete particle simulation of particulate systems. Theoretical developments. In: *Chemical Engineering Science* 62 (13), S. 3378–3396.
- ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; SMITH, G. M. (2010): *Analysing ecological data*. Milton Keynes, UK: Lightning Source, 2010 [Kolophon]. New York, NY: Springer (Statistics for biology and health).



## A. Auswirkung von Rechenparametern

### A.1. Vorliegende Studien

Tabelle A.1: Übersicht Parameter und Ergebnisse vorhandener Studien zur Filterwirkung von Rechen

Name	Größe min	Größe max	v minim	v maxim	Stababstand	Neigung vertikal	Neigung horiz.	Filterwirkung
	[cm]		[m/s]		[mm]	[°]		[%]
CALLES ET AL. (2010)	50	110	0,50	1,20	20	63,4	90	54
	50	93	0,50	1,20	80	63,4	90	0
	51	106	0,50	1,20	20	35	90	85
DIXON (2001)	55	57	0,30	0,30	25	90	45	65
	55	57	0,60	0,60	25	90	45	56
	55	57	0,90	0,90	25	90	45	65
	55	57	0,30	0,30	50	90	15	67
	55	57	0,60	0,60	50	90	15	83
GOSSET ET AL. (2005)	-	-	0,25	0,50	30	75	15	93
	-	-	0,25	0,50	30	75	15	88
	-	-	0,25	0,50	30	75	15	73
TRAVADE ET AL. (2010)	54	75	0,10	0,44	30	90	30	40
	50	90	0,10	0,44	30	90	30	46
	62	110	0,10	0,44	30	90	30	92
CALLES ET AL. (2012)	50	100	0,60	1,30	40	77	90	0
	50	100	0,60	1,30	90	60	90	0
HASSINGER UND HÜBNER (2009)	-	-	-	-	12	80	90	100
	-	-	-	-	20	80	90	94
RUSSON ET AL. (2010)	44	71	0,36	0,90	12	90	90	50
	44	71	0,36	0,90	12	30	90	90
	58	81	0,29	0,65	12	90	15	100
	58	81	0,29	0,65	12	90	30	100
	58	81	0,29	0,65	12	90	45	100
PIPER ET AL. (2015)	64	92	0,10	0,65	58	55	90	0
	64	92	0,10	1,20	58	55	90	0
HARO ET AL. (2000)	71	91	0,30	1,20	32	-	-	23
DURIF ET AL. (2002)	57	93	-	-	30	75	15	89

Name	Größe min	Größe max	v mini-mal	v maxi-mal	Stababstand	Neigung vertikal	Neigung horiz.	Filterwirkung
	[cm]		[m/s]		[mm]	[°]		[%]
WAGNER (2016)	-	-	0,10	0,51	20	65	85	77
	-	-	0,10	0,58	20	65	85	34
	-	-	0,10	0,51	20	90	55	56
BERGER (2018)	60	80	0,4	0,8	30	90	30	88
	60	80	0,4	0,8	30	90	45	80
	60	80	0,4	0,8	30	90	55	87
	60	80	0,4	0,8	18	90	30	100
	60	80	0,4	0,8	18	90	45	100
	60	80	0,4	0,8	18	90	55	100
BERGER (2018) Ottenau	53	103	0,1	0,8	18	90	44	100
LEHMANN ET AL. (2016) Auer Kot- ten	49	110	0,04	0,3	12	90	30	100
ØKLAND ET AL. (2017)	60	-	-	-	10	27	90	100

## A.2. Ergebnisse der Strömungsmessungen an einem Vertikalrechen

### A.2.1. 20 mm Rechen, 70° Neigung:

x-Richtung

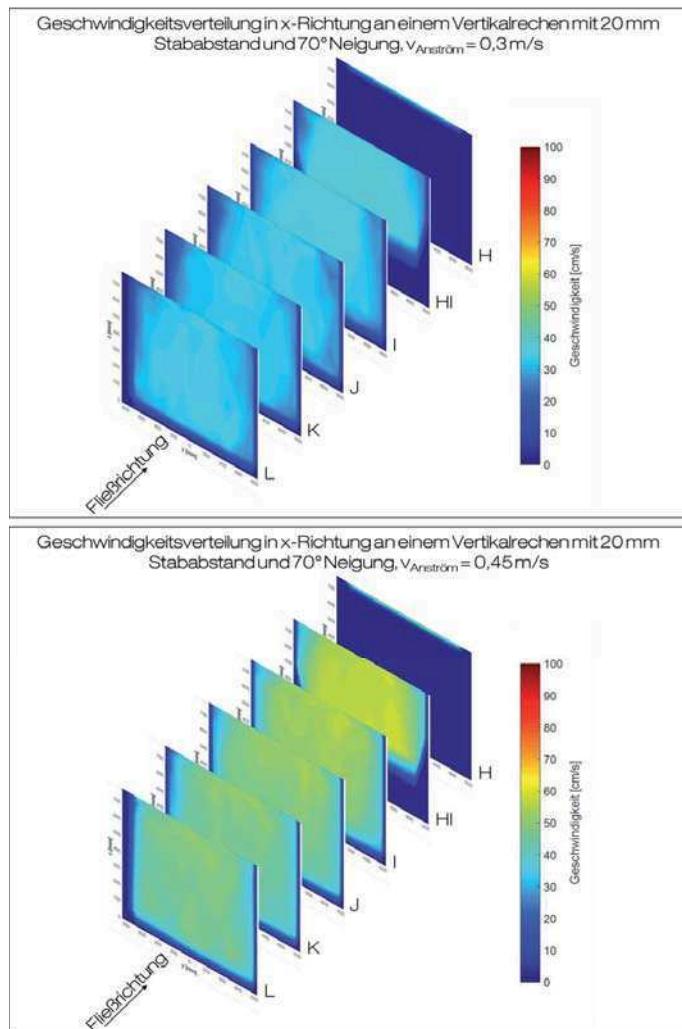


Abbildung A.1: Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$  und  $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$

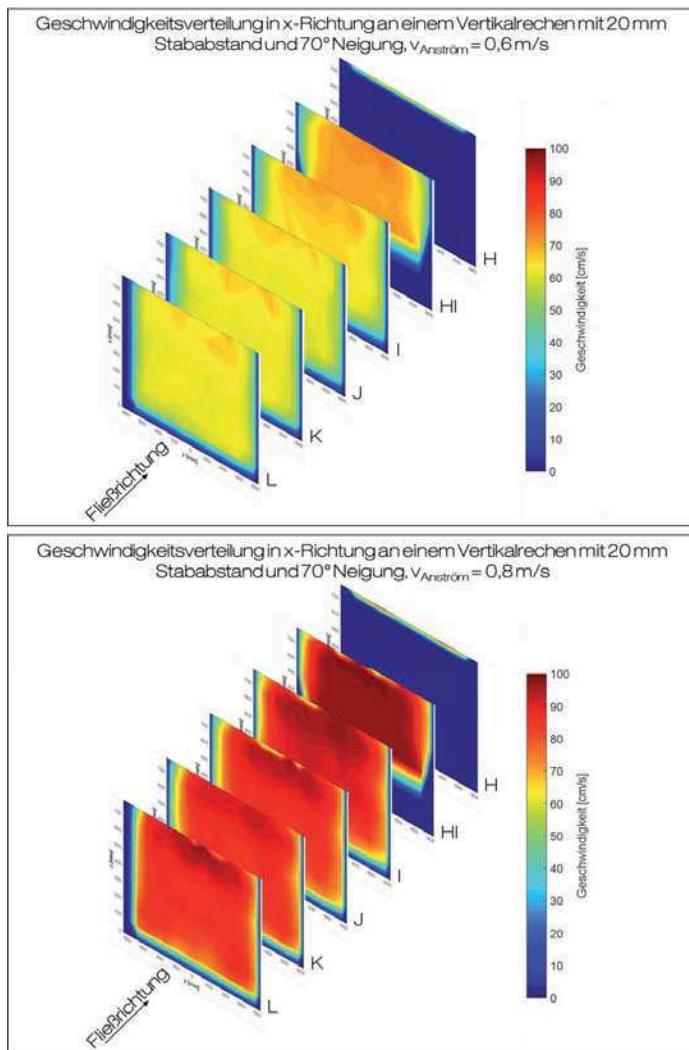


Abbildung A.2: Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$  und  $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$

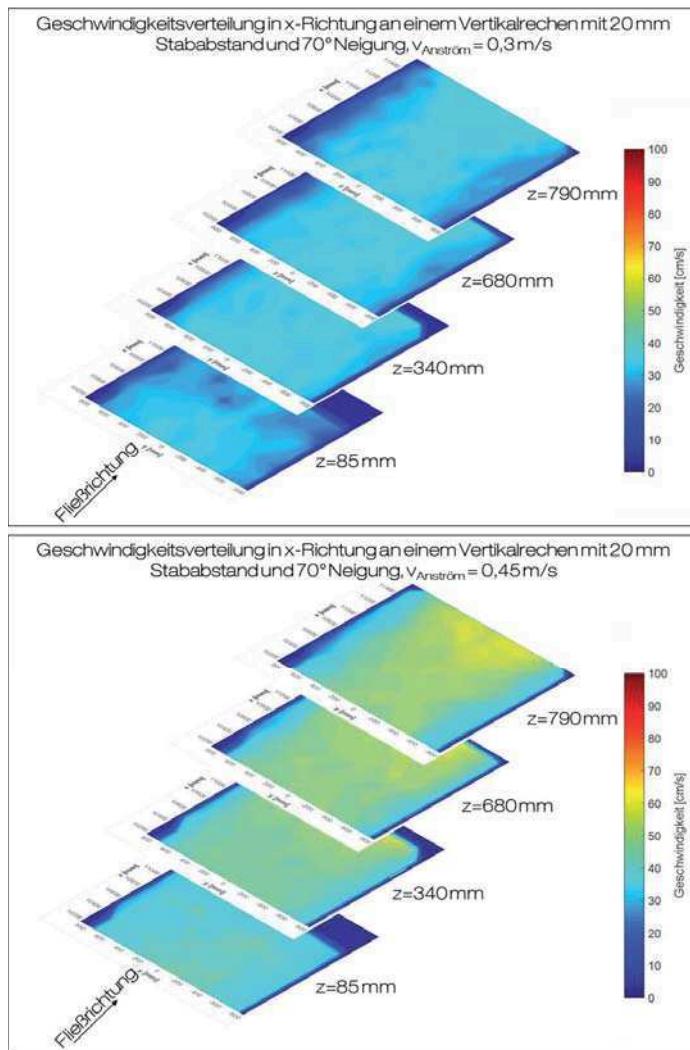


Abbildung A.3: Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in horizontalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$  und  $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$

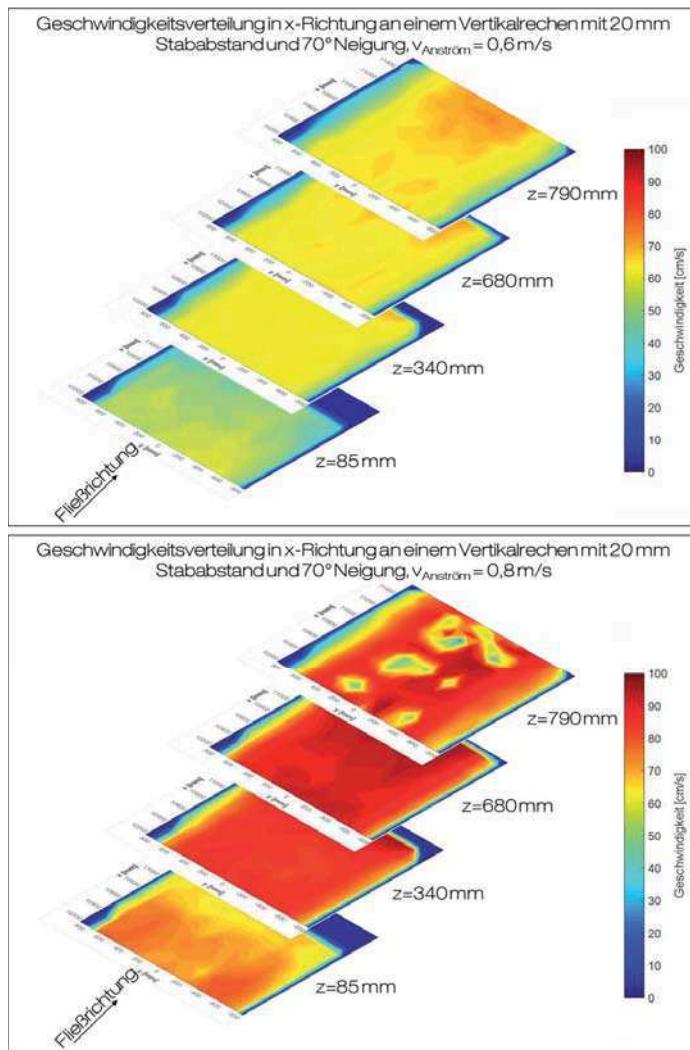


Abbildung A.4: Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in horizontalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$  und  $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$

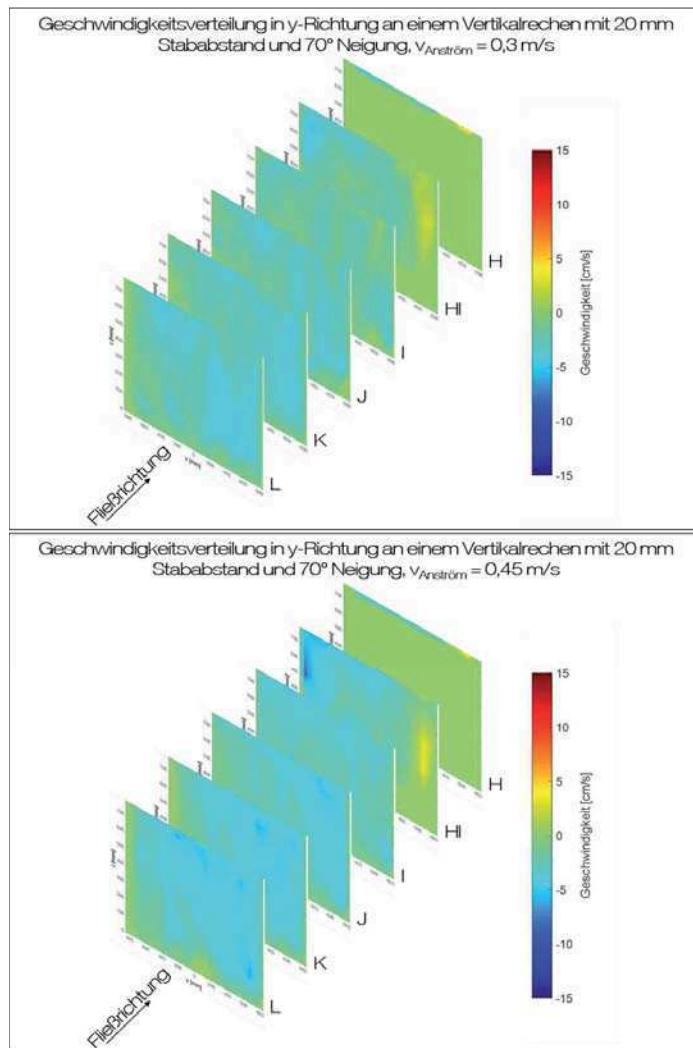
*y-Richtung*

Abbildung A.5: Geschwindigkeitsverteilung in *y*-Richtung und *z*-Richtung sowie Darstellung der Strömungsvektoren in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$

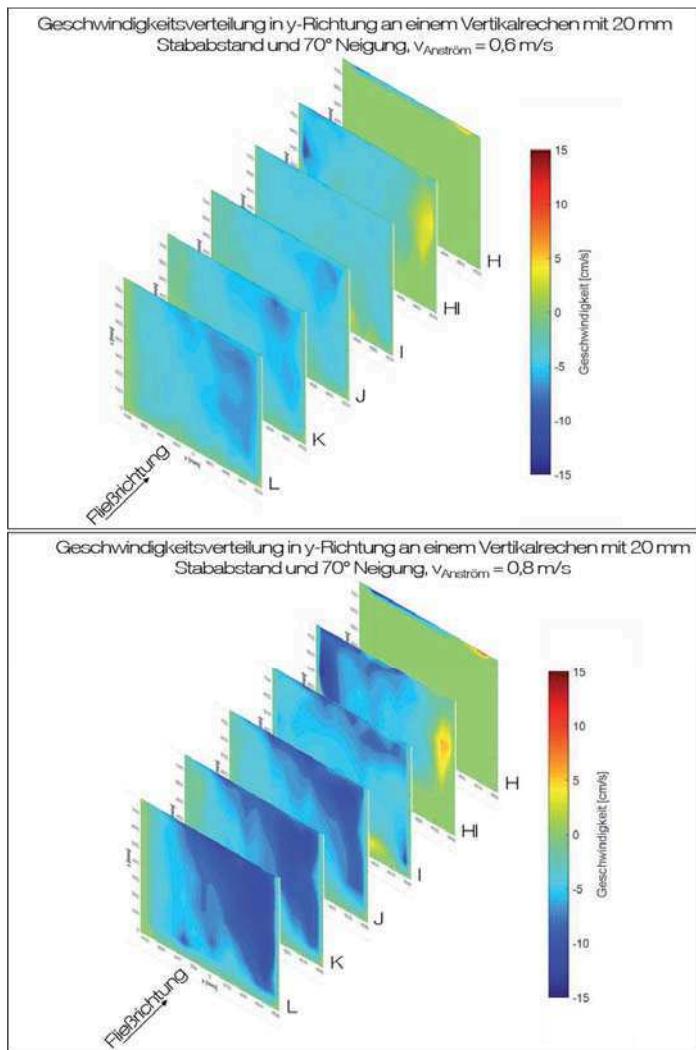


Abbildung A.6: Geschwindigkeitsverteilung in y-Richtung und z-Richtung sowie Darstellung der Strömungsvektoren in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$

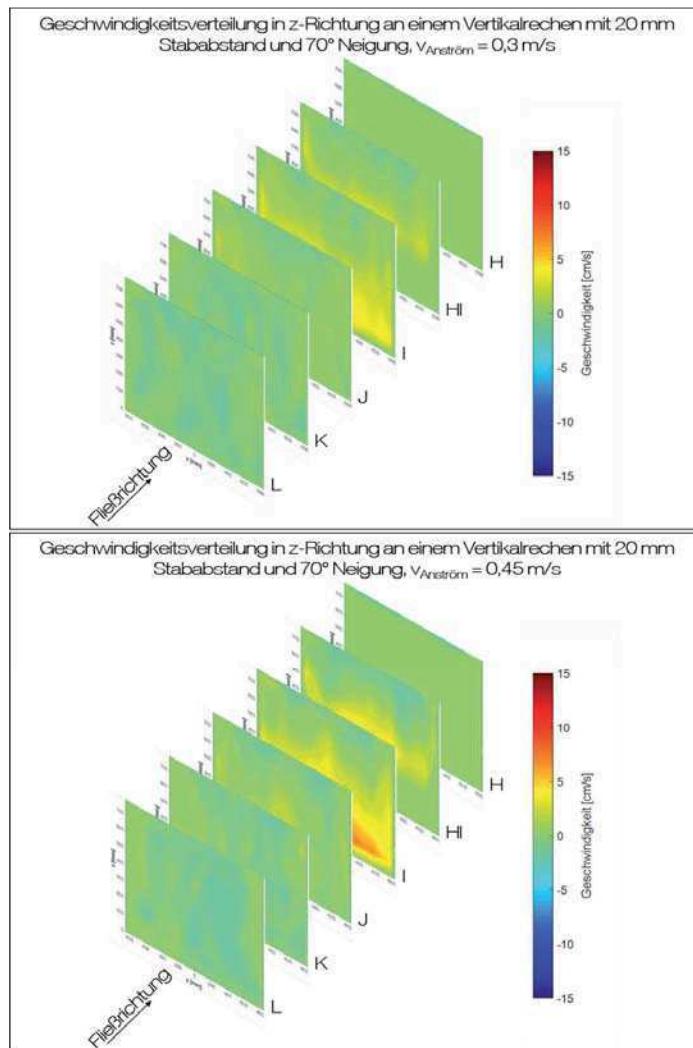
*z-Richtung*

Abbildung A.7: Geschwindigkeitsverteilung in *y*-Richtung und *z*-Richtung sowie Darstellung der Strömungsvektoren in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$

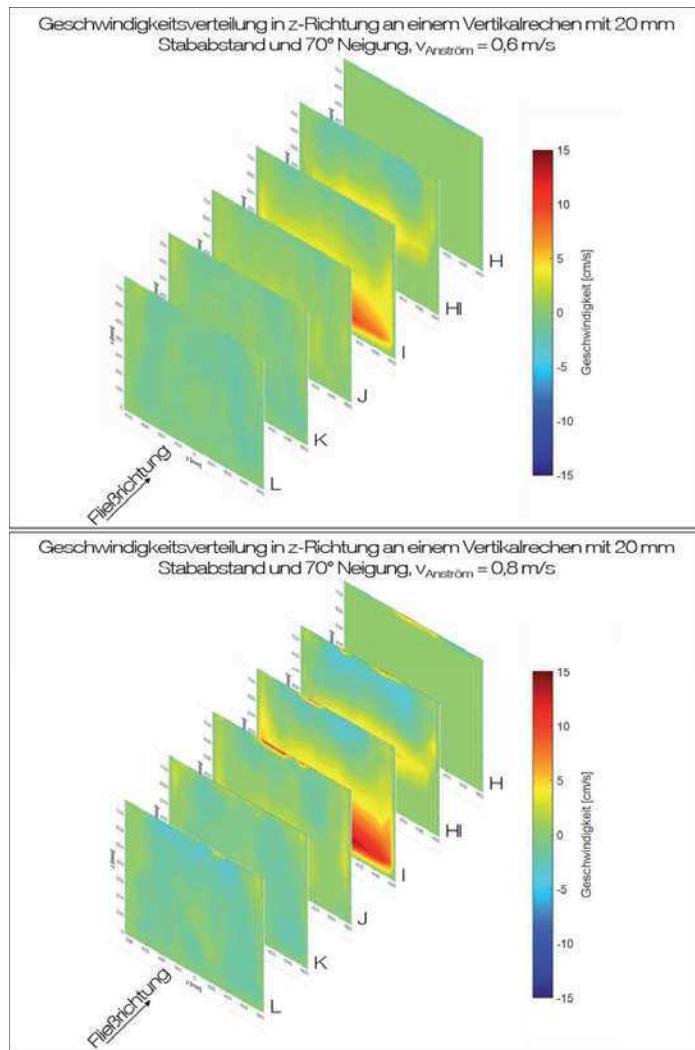


Abbildung A.8: Geschwindigkeitsverteilung in y-Richtung und z-Richtung sowie Darstellung der Strömungsvektoren in vertikalen Schnitten für  $v_{\text{Anström}}=0,8 \text{ m/s}$

## A.2.2. 10 mm Rechen, 70° Neigung:

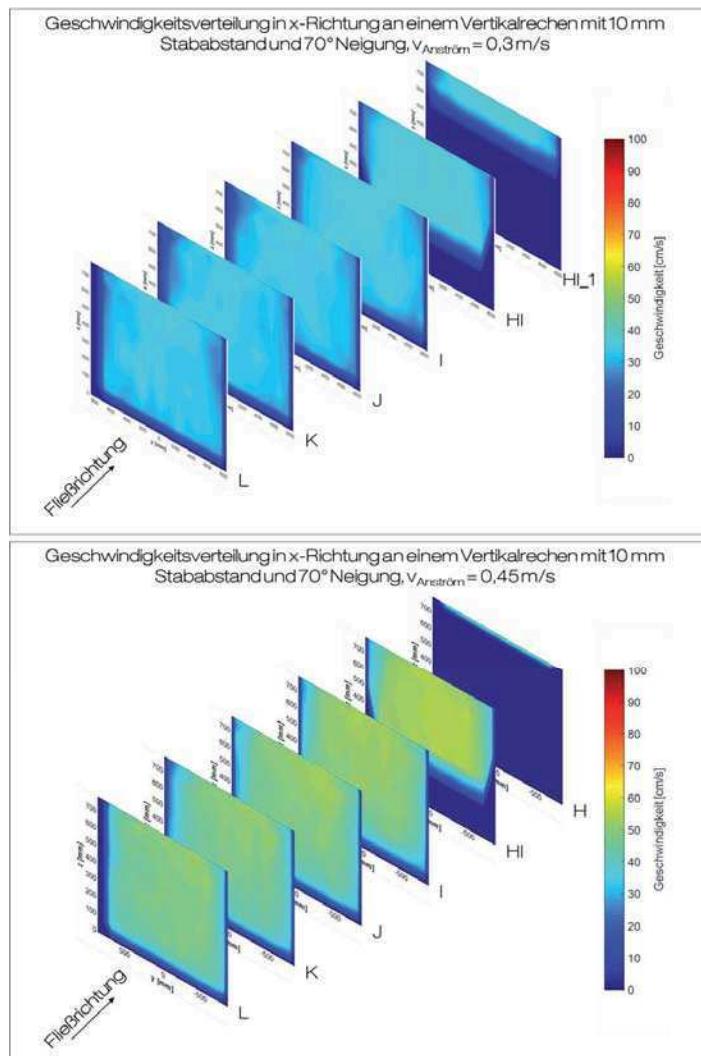
*x*-Richtung

Abbildung A.9: Geschwindigkeitsverteilung in *x*-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$  und  $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$

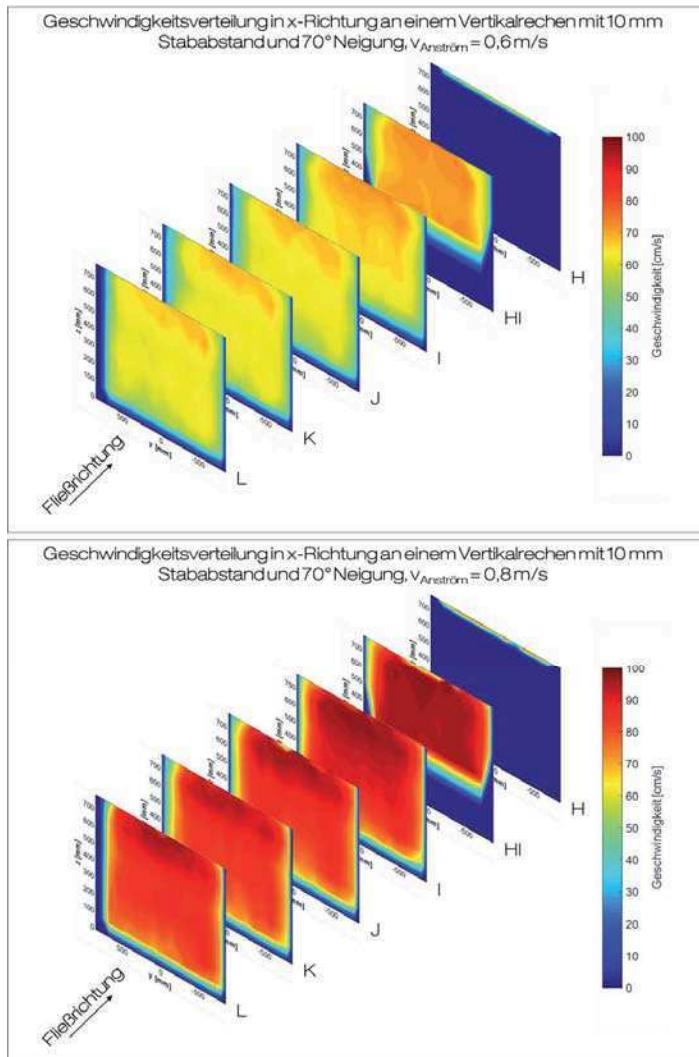


Abbildung A.10: Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{\text{Anström}}=0,6 \text{ m/s}$  und  $v_{\text{Anström}}=0,8 \text{ m/s}$

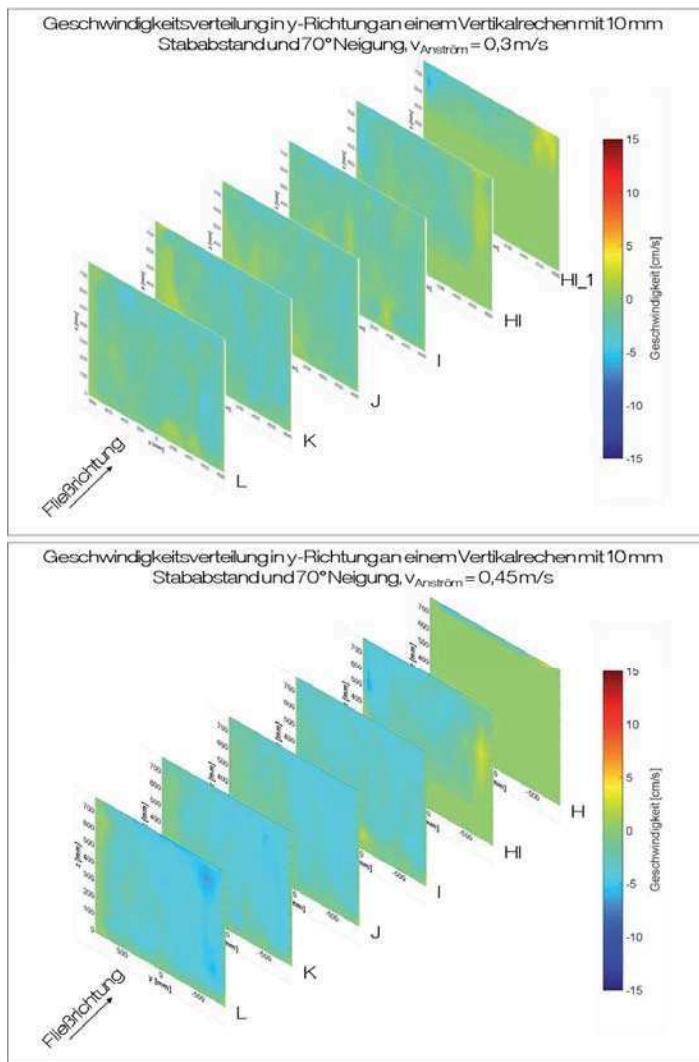
*y-Richtung*

Abbildung A.11: Geschwindigkeitsverteilung in *y*-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{\text{Anström}}=0,3 \text{ m/s}$  und  $v_{\text{Anström}}=0,45 \text{ m/s}$

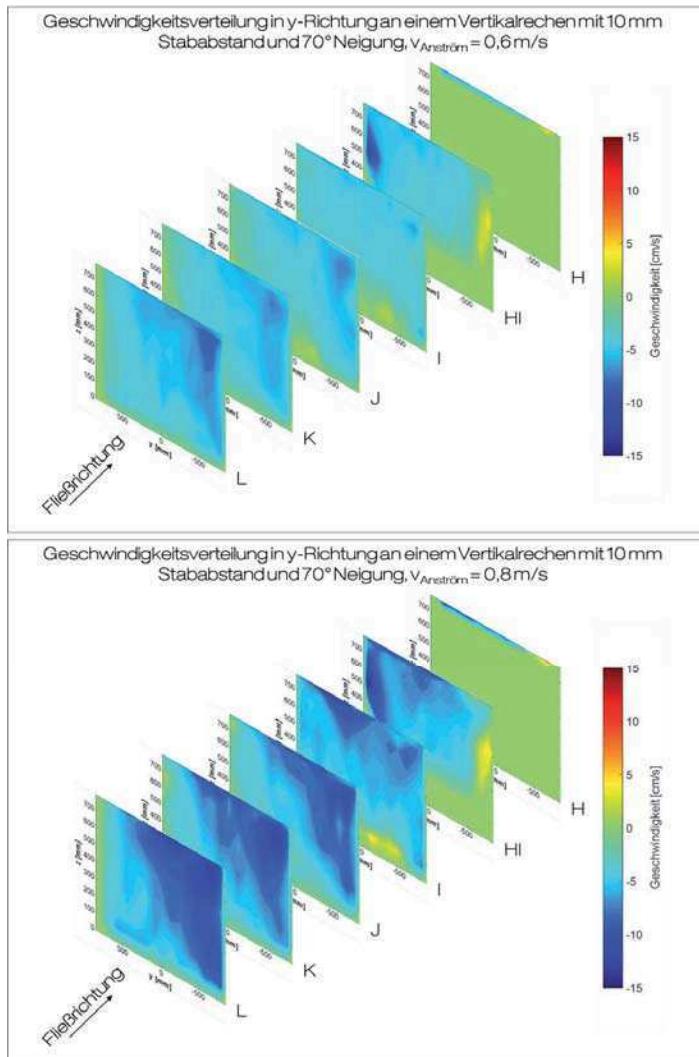


Abbildung A.12: Geschwindigkeitsverteilung in y-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$  und  $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$

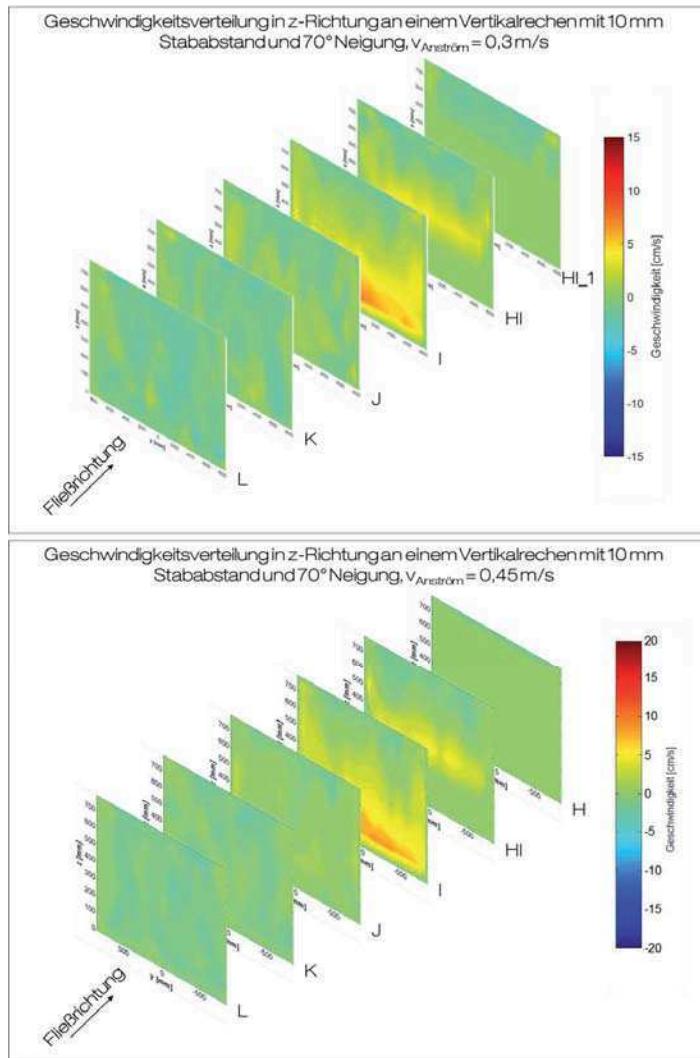
*z-Richtung*

Abbildung A.13: Geschwindigkeitsverteilung in *z*-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$  und  $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$

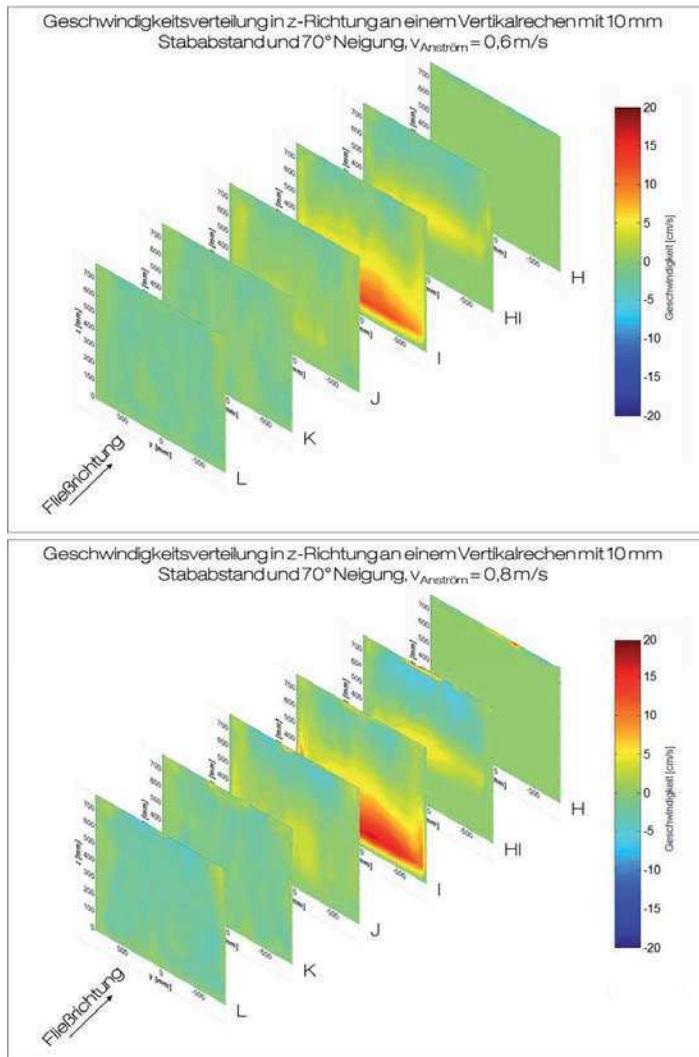


Abbildung A.14: Geschwindigkeitsverteilung in z-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$  und  $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$

### A.2.3. 40 mm Rechen, 70° Neigung

x-Richtung

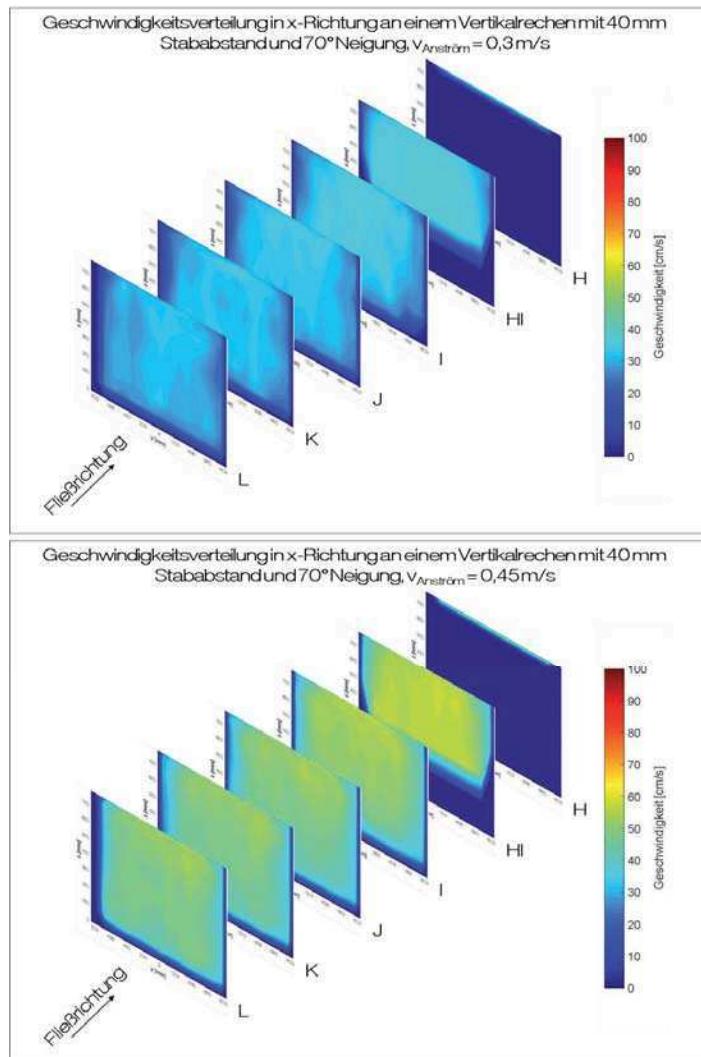


Abbildung A.15: Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{\text{Anström}}=0,3 \text{ m/s}$  und  $v_{\text{Anström}}=0,45 \text{ m/s}$

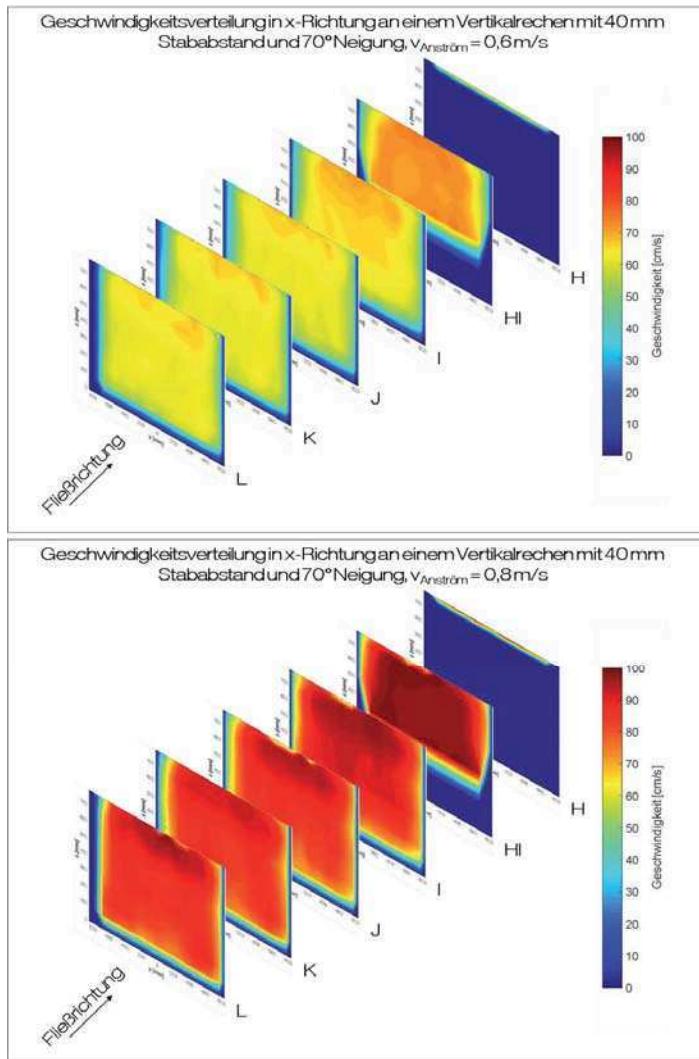


Abbildung A.16: Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$  und  $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$

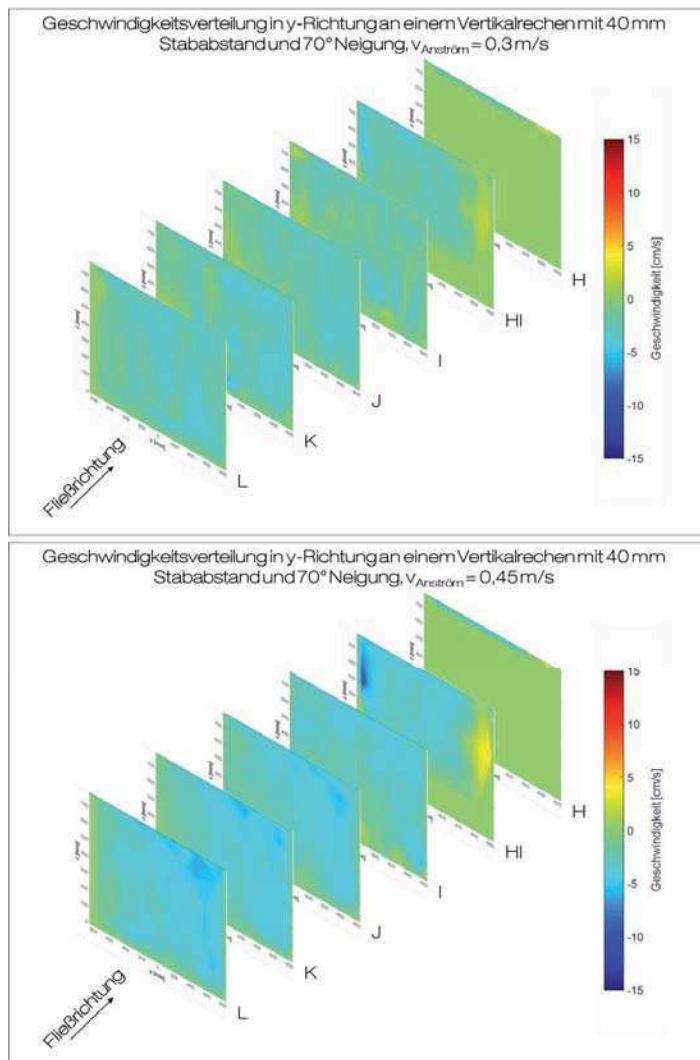
*y-Richtung*

Abbildung A.17: Geschwindigkeitsverteilung in *y*-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$  und  $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$

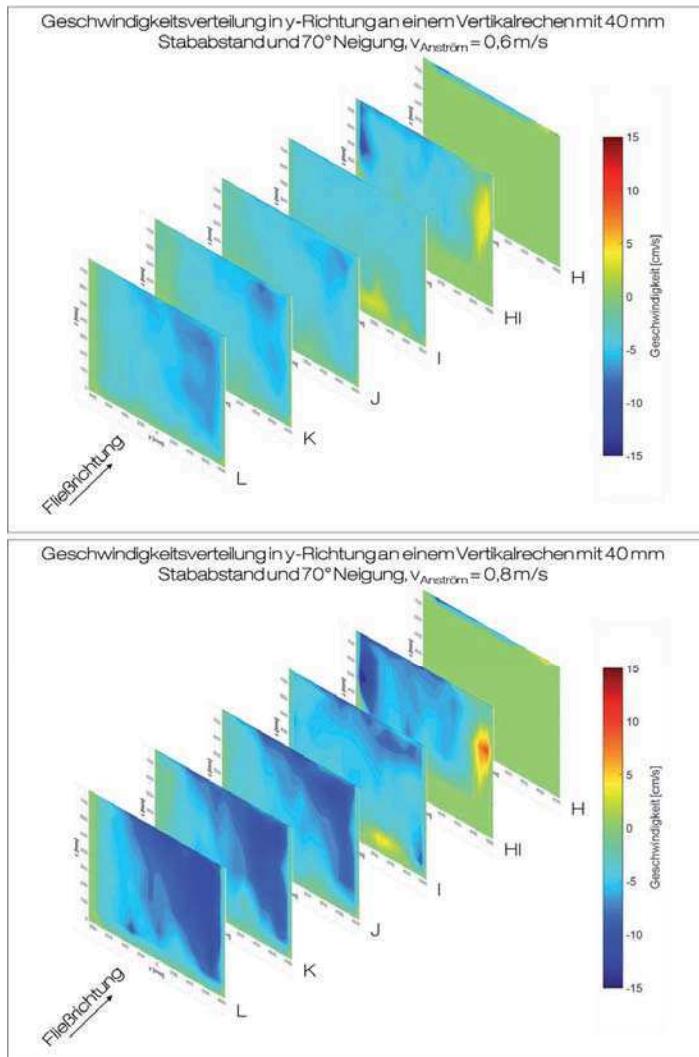


Abbildung A.18: Geschwindigkeitsverteilung in y-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$  und  $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$

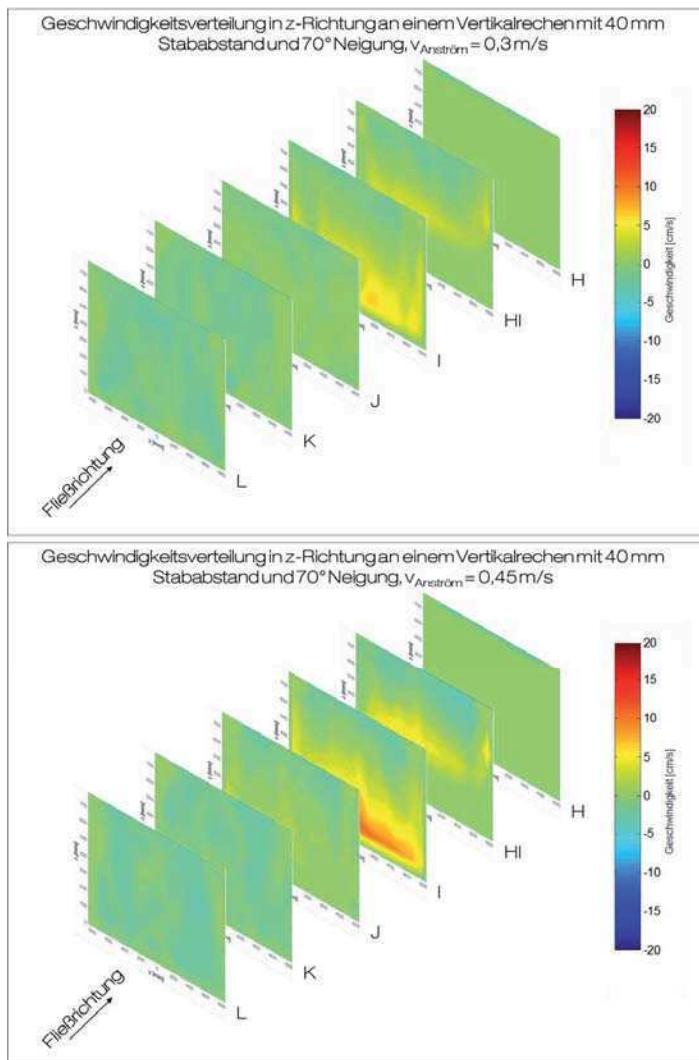
*z-Richtung*

Abbildung A.19: Geschwindigkeitsverteilung in *z*-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$  und  $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$

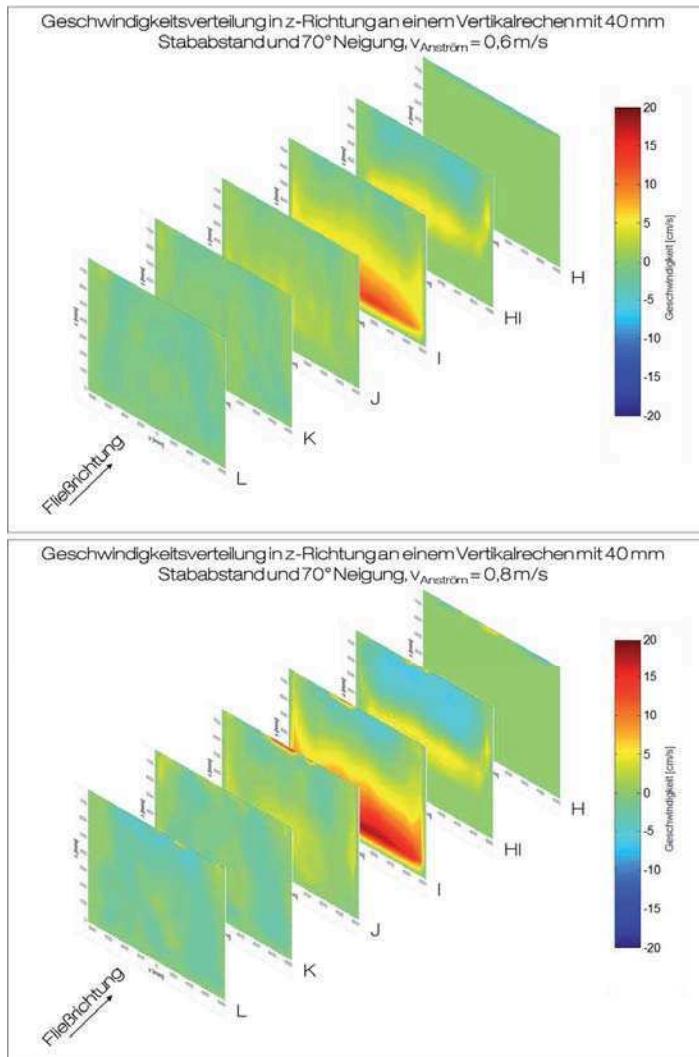


Abbildung A.20: Geschwindigkeitsverteilung in z-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$  und  $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$

#### A.2.4. 20 mm Rechen, 30° Neigung

x-Richtung

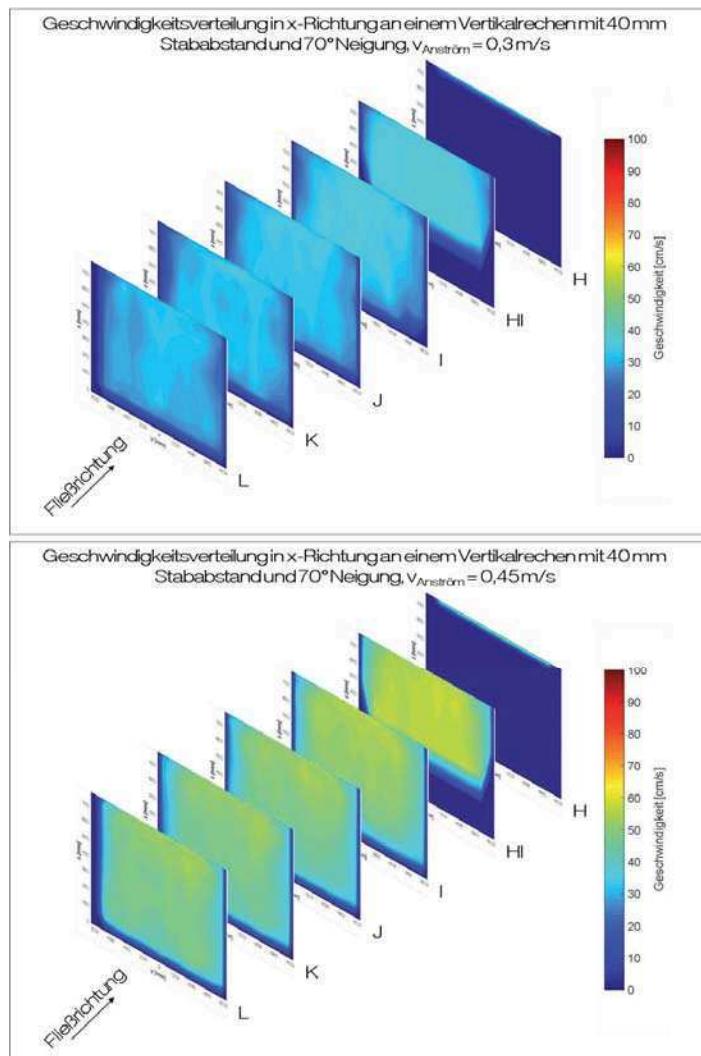


Abbildung A.21: Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,3 \text{ m/s}$  und  $v_{Anström}=0,45 \text{ m/s}$

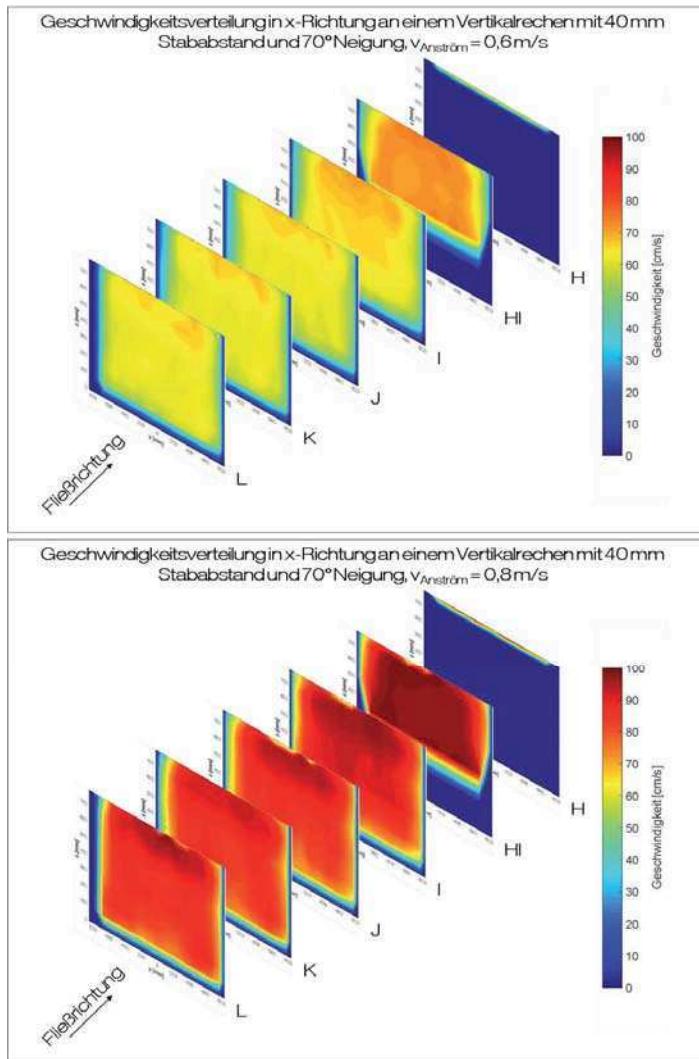


Abbildung A.22: Geschwindigkeitsverteilung in x-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$  und  $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$

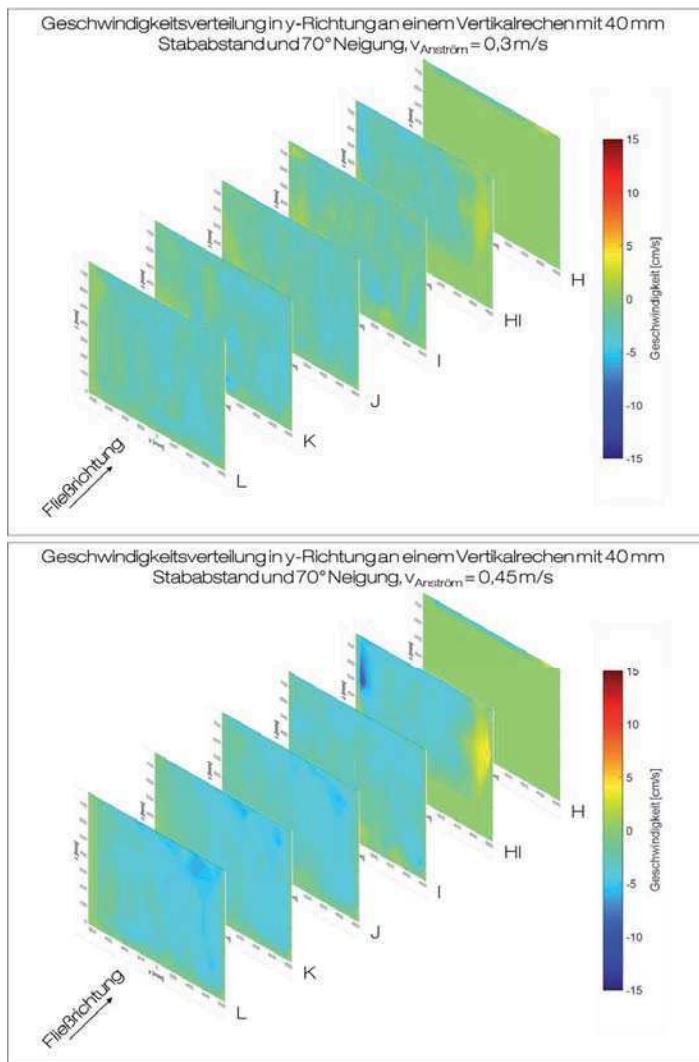
*y-Richtung*

Abbildung A.23: Geschwindigkeitsverteilung in *y*-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{\text{Anström}}=0,3 \text{ m/s}$  und  $v_{\text{Anström}}=0,45 \text{ m/s}$

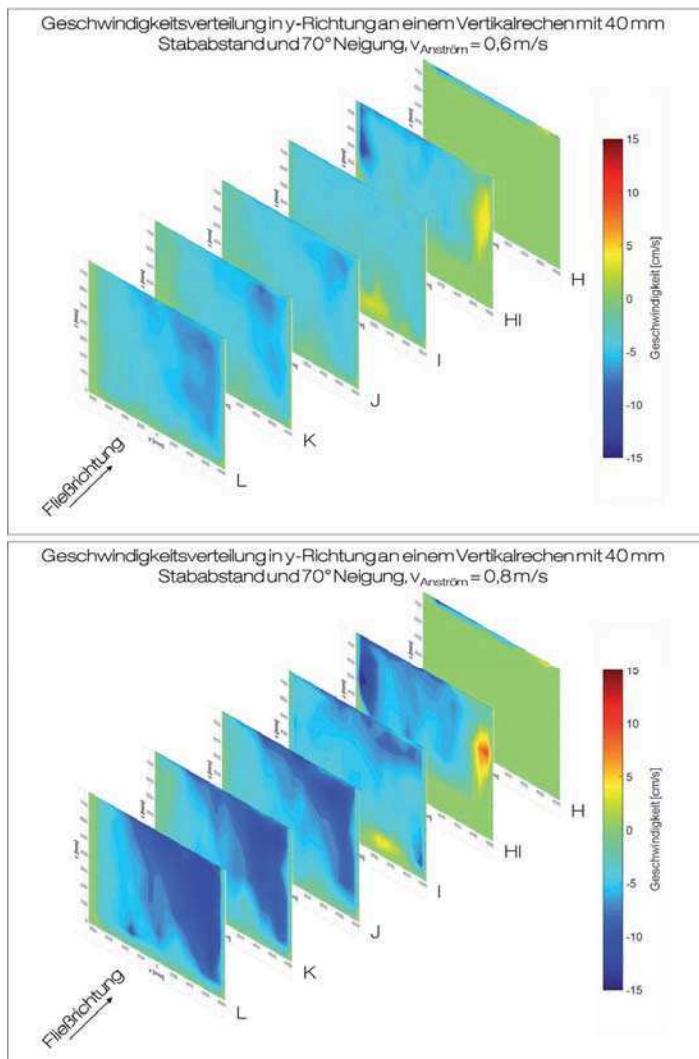


Abbildung A.24: Geschwindigkeitsverteilung in y-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$  und  $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$

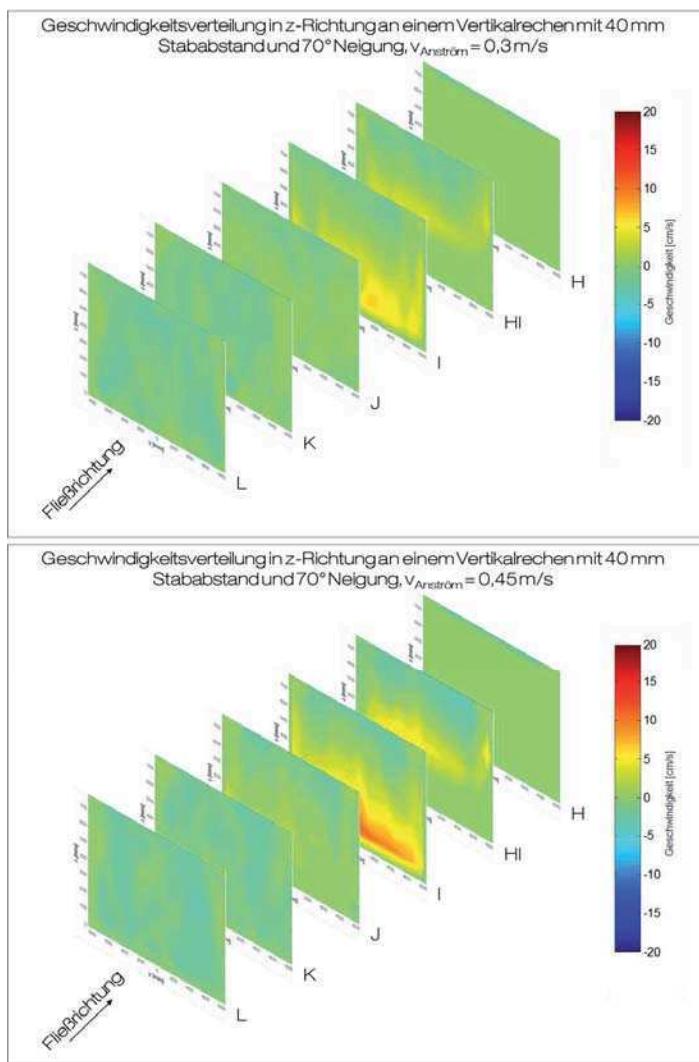
*z-Richtung*

Abbildung A.25: Geschwindigkeitsverteilung in *z*-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{\text{Anström}}=0,3 \text{ m/s}$  und  $v_{\text{Anström}}=0,45 \text{ m/s}$

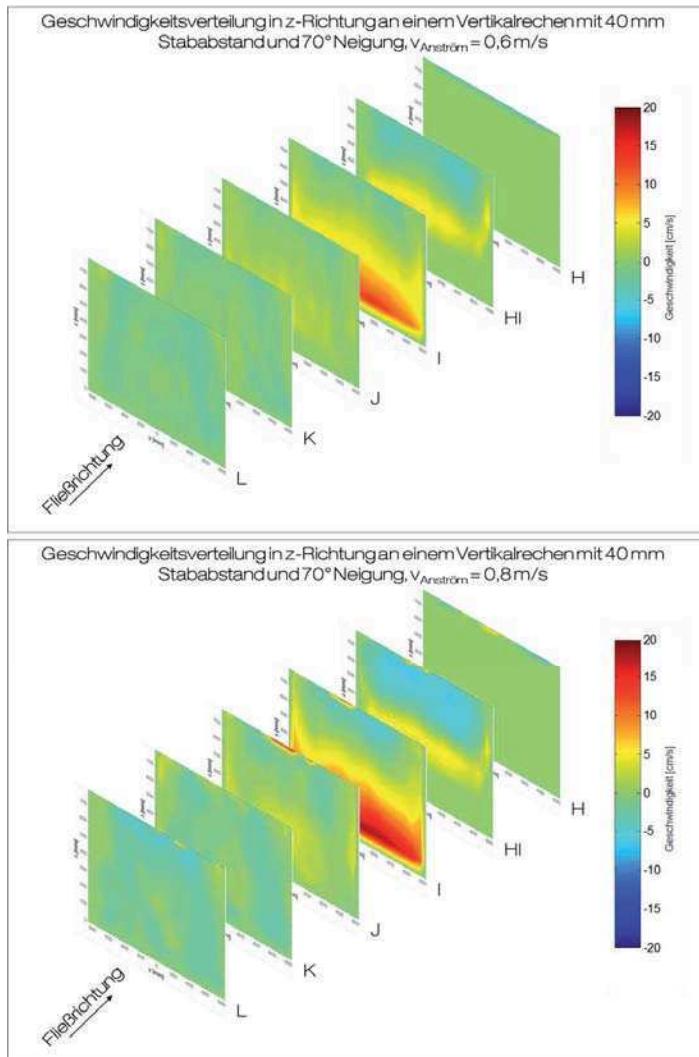


Abbildung A.26: Geschwindigkeitsverteilung in z-Richtung in vertikalen Schnitten für  $v_{Anström}=0,6 \text{ m/s}$  und  $v_{Anström}=0,8 \text{ m/s}$

### A.3. Statistische Grundlagen

#### A.3.1. Auswertungsmethodik

Das Ziel der in dieser Arbeit durchgeführten statistischen Auswertungen ist es, aus vorliegenden Mess- oder Berechnungsgrößen kausale Zusammenhänge und schließlich Erklärungen für ablaufende Prozesse abzuleiten. Das bedeutet, aus unterschiedlichen Eingangsgrößen soll ein mathematisches Modell entwickelt werden, welches die wesentlichen ablaufenden Prozesse zuverlässig beschreiben kann und eine Prognose der Prozesse bei anderen Ausprägungen der Eingangsgrößen ermöglicht. Das verbreitetste und flexibelste Analysewerkzeug, um eine solche Auswertung durchzuführen ist die Regressionsanalyse (BACKHAUS ET AL., 2003; RASCH ET AL., 2008). Die hierfür erforderliche Auswertungsmethodik besteht im Wesentlichen aus drei Schritten, um von den Eingangsgrößen zu dem gewünschten mathematischen Modell zu gelangen (Abbildung A.27).

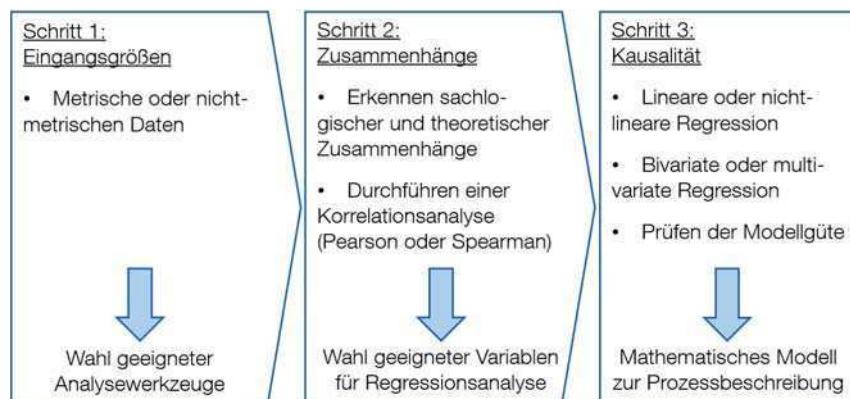


Abbildung A.27: Dreischrittiger Aufbau der Auswertungsmethodik zur Ermittlung statistisch ermittelter Zusammenhänge zwischen Mess- und Berechnungsdaten

#### A.3.2. Eingangsgrößen

Der erste Schritt einer solchen Auswertung ist die Prüfung, um welche Kategorie von Eingangsdaten es sich handelt. Es kann dabei zwischen metrisch skalierten und nichtmetrisch skalierten Daten unterschieden werden (BACKHAUS ET AL., 2003; RASCH ET AL., 2008). Nichtmetrisch skalierte Daten (nominalskaliert und ordinalskaliert) erlauben lediglich eine Klassifizierung und Ordnung der Daten (bspw. Farben, Platzierungen, ...), wobei Eintrittshäufigkeiten einzelner Werte und Medianwerte gebildet werden können. Metrisch skalierte Daten (intervallskaliert und verhältnisskaliert) hingegen erlauben mathematische Operationen bei der Auswertung sowie eine Mittelwertbildung (Gewicht, Häufigkeiten, ...). Abhängig davon, welcher Skala die zu untersuchenden Daten zugeordnet werden können und welche Operationen mit ihnen möglich sind, wird daraufhin eine geeignete Analysemethode gewählt.

### A.3.3. Zusammenhänge entdecken

Zur Quantifizierung von Zusammenhängen und zur Prognose von Variablenausprägungen müssen dem Anwender im Vorhinein Kenntnisse über das Vorhandensein und die Art von Zusammenhängen zwischen zwei oder mehreren Variablen vorliegen. Diese können aus der Erfahrung oder dem Expertenwissen des Anwenders stammen (subjektive Annahme), sachlogisch oder theoretisch fundiert sein oder über statistische Analysewerkzeuge, die den Zusammenhang zweier Variablen beschreiben, abgeleitet werden (Schritt 2). Die beiden erstgenannten Punkte sind vom jeweils betrachteten Fall abhängig und werden hier nicht weiter betrachtet.

Um den Zusammenhang zwischen zwei Variablen statistisch zu bestimmen, kann eine Korrelationsanalyse durchgeführt werden (RASCH ET AL., 2008). Bei der Korrelation lässt sich zwischen der Produkt-Moment-Korrelation (Pearson Korrelation, Gleichung A.1) und der Rangkorrelation (Spearman Korrelation, Gleichung A.2) unterscheiden. Bei beiden Varianten wird ein Korrelationskoeffizient mit einem Geltungsbereich von -1 bis +1 berechnet, welcher dazu genutzt werden kann, einen positiven oder negativen Zusammenhang zwischen den beiden betrachteten Variablen zu beschreiben. Hierbei wird das Verhältnis aus tatsächlich empirisch ermittelter Kovarianz und maximal möglicher Kovarianz einer Stichprobe berechnet (RASCH ET AL., 2008), um so ein standardisiertes Maß für die Stärke des Zusammenhangs zweier Variablen zu erhalten. Je näher der Betrag des berechneten Korrelationskoeffizienten bei 1 liegt, desto größer ist der mögliche Zusammenhang zwischen den beiden Variablen. Eine einheitliche klare Grenze, ab der eine Korrelation zwischen zwei Variablen als stark angesehen werden kann, gibt es nicht (RASCH ET AL., 2008). LEYER UND WESCHE (2008) geben jedoch an, dass ein betragsmäßiger Korrelationskoeffizient zwischen 0,3 und 0,7 auf eine schwache Korrelation und ein Wert zwischen 0,7 und 1,0 auf eine starke Korrelation hindeuten.

$$r_{xy} = \frac{cov(x,y)}{\widehat{\sigma}_x \cdot \widehat{\sigma}_y} \quad A.1$$

$r_{xy}$  = Korrelationskoeffizient nach Pearson [-]

$cov(x,y)$  = Kovarianz zwischen den Variablen X und Y [ $Einh_x \cdot Einh_y$ ]

$\widehat{\sigma}_x$  bzw.  $\widehat{\sigma}_y$  = Varianz der Variablen X bzw. der Variablen Y [ $Einh_x$  bzw.  $Einh_y$ ]

$$r_{xy,Rang} = \frac{cov_{Rang}(x,y)}{\widehat{\sigma}_{x,Rang} \cdot \widehat{\sigma}_{y,Rang}} \quad A.2$$

$r_{xy,Rang}$  = Korrelationskoeffizient nach Spearman [-]

$cov_{Rang}(x,y)$  = Kovarianz zwischen den rangskalierten Variablen X und Y [ $Einh_x \cdot Einh_y$ ]

$\widehat{\sigma}_{x,Rang}$  bzw.  $\widehat{\sigma}_{y,Rang}$  = Varianz der rangskalierten Variablen X bzw. der Variablen Y [ $Einh_x$  bzw.  $Einh_y$ ]

Die Rangkorrelation unterscheidet sich von der Produkt-Moment-Korrelation lediglich dadurch, dass hier nicht die tatsächlichen Messwerte genutzt werden, sondern den sortierten Messwerten Rangwerte zugeordnet werden, welche zur Ermittlung genutzt werden (RASCH ET AL., 2008). Die Rangkorrelation kann im Gegensatz zur Produkt-Moment-Korrelation somit auch für ordinalskalierte Daten und unabhängig von einer Normalverteilung der Eingangsdaten genutzt werden. Vor allem bei Stichproben mit kleinem Umfang ( $N < 60$ ) ist die Annahme einer Normalverteilung oftmals

nicht eindeutig möglich, weshalb in dieser Arbeit die Rangkorrelation der Produkt-Moment-Korrelation vorgezogen wird.

#### Definition Korrelation

„Standardisiertes Maß zur Beschreibung der Stärke eines Zusammenhangs zwischen zwei Variablen“

Mit Hilfe des sogenannten t-Tests lässt sich im Anschluss einer Korrelationsanalyse prüfen, ob der berechnete Korrelationskoeffizient statistisch signifikant von Null verschieden ist oder der scheinbare Zusammenhang zufällig auftritt. Aus dem t-Test kann der sogenannte p-Wert abgeleitet werden. Liegt dieser p-Wert unterhalb des festgelegten Signifikanzniveaus für den betrachteten Test, wird das Ergebnis der durchgeföhrten Analyse als statistisch signifikant angesehen. Als Signifikanzniveau wird in dieser Arbeit ein Wert von  $\alpha = 5\%$  gewählt. Das bedeutet, die Wahrscheinlichkeit, dass ein nicht signifikantes Ergebnis fälschlicherweise als signifikant angesehen wird, liegt bei 5 %.

#### A.3.4. Regressionsanalyse – Kausalitäten bestimmen

##### Modellformulierung

Im dritten Schritt wird geprüft, welche Kausalität zwischen den Variablen vorliegt, für die im vorherigen Schritt statistisch signifikante Zusammenhänge bestimmt worden sind. Hierbei ist es wichtig, zunächst festzulegen, welche Variable die abhängige Variable ist, also die zu erklärende Größe. Im Fall der in Abschnitt 3.2 herausgearbeiteten Fragestellung nach dem Einfluss von Rechenparametern auf dessen Filterwirkung für Blankaale ist die abhängige Variable die Filterwirkung, welche durch mehrere unabhängige Variablen wie der Rechenneigung, der Anströmgeschwindigkeit und der Körpergröße der Aale erklärt werden soll.

Die Regressionsanalyse ist ein sehr flexibel einsetzbares Verfahren zur Quantifizierung solcher Zusammenhänge und zum Bestimmen von Kausalitäten (BACKHAUS ET AL., 2003). Bei Regressionsanalysen lassen sich grundsätzlich bivariate und multivariate Modelle unterscheiden sowie lineare und nichtlineare Modelle. Für jede Kategorie sind unterschiedliche Modellgleichungen vorhanden (Abbildung A.28), weshalb es wichtig ist, als ersten Schritt einer Regressionsanalyse das passende Modell auszuwählen.

#### Definition Regressionsanalyse

„Statistisches Hilfsmittel zur Quantifizierung von Zusammenhängen, welches auch für Prognosen genutzt werden kann“

Wenn durch eine Korrelationsanalyse und die theoretischen Überlegungen des Anwenders die geeigneten Variablen ausgewählt sind, mit denen die zu erklärende Größe beschrieben werden soll, steht fest, ob es sich um ein bivariates (eine unabhängige Variable) oder ein multivariates (mindestens zwei unabhängige Variablen) Modell handelt. Die Frage nach einem linearen oder nichtlinearen Modell lässt sich am besten klären, indem die abhängige und unabhängige Variable in Abhängigkeit voneinander grafisch dargestellt werden. Über ein solches Streudiagramm lässt

sich feststellen, ob es sich um einen annähernd linearen Zusammenhang oder etwa einen logarithmischen, exponentiellen oder reziproken Zusammenhang handelt.

	Bivariat	Multivariat
Linear	$y = a \cdot x + b$	$y = a_1 \cdot x_1 + a_2 \cdot x_2 + \dots + a_n \cdot x_n + b$
Nichtlinear (f(x) bspw. ln(x), e <sup>x</sup> , 1/x,...)	$y = a \cdot f(x) + b$	$y = a_1 \cdot f(x_1) + a_2 \cdot f(x_2) + \dots + a_n \cdot f(x_n) + b$

Abbildung A.28: Einteilung Regressionsanalysen

### Modellschätzung

Ist das Modell für die Regressionsanalyse formuliert, geht es im nächsten Schritt darum, die Modellparameter zu schätzen. Dies geschieht meistens über die Methode der Kleinsten Quadrate (BACKHAUS ET AL., 2003) und kann mit Hilfe von Statistik- und Analyseprogrammen wie SPSS, GraphPad Prism oder Microsoft Excel automatisiert durchgeführt werden.

Bei linearen Modellen werden auf diese Weise stets die Modellparameter bestimmt, für die die Modellgleichung die geringsten Restfehler beziehungsweise Abweichungen von den gemessenen Werten aufweist. Bei nichtlinearen Modellen kann es vorkommen, dass das globale Optimum der Modellparameter nicht gefunden wird. Der Anwender muss hier besondere Sorgfalt bei der Auswahl der Startwerte sowie der Interpretation der Ergebnisse zeigen.

### Modellprüfung

Bei der Modellprüfung geht es darum, die Güte des berechneten Modells zu bestimmen. Dabei kann zwischen der globalen Prüfung der Regressionsfunktion und der lokalen Prüfung der einzelnen Regressionskoeffizienten unterschieden werden. Die Güte der Regressionsfunktion kann mittels des Bestimmtheitsmaßes berechnet werden. Dieses gibt in einem Wertebereich zwischen 0 und 1 an, wie groß der Anteil der Varianz der gemessenen Eingangsgrößen ist, der durch die Regressionsfunktion erklärt werden kann (Gleichung A.3).

$$R^2 = \frac{\text{Erklärte Streuung}}{\text{Gesamte Streuung}} \quad \text{A.3}$$

$$R^2 = \text{Bestimmtheitsmaß} \quad [-]$$

Vor allem bei multivariaten Regressionen reicht es zur Prüfung des Modells nicht aus, nur die globale Modellgüte zu prüfen. Es muss stattdessen geprüft werden, ob die im Modell eingesetzten unabhängigen Variablen einen signifikanten Beitrag zur Erklärung der abhängigen Variablen leisten. Steht eine Vielzahl von möglichen unabhängigen Variablen zur Verfügung, kann die Prüfung der Relevanz jeder Variablenkombination eine große Zahl von erforderlichen Analysen mit sich ziehen. Um zu großen Aufwand zu vermeiden, besteht zum einen die Möglichkeit über eine

vorherige sachlogische Prüfung die sinnvollsten Variablenkombinationen herauszufiltern und die Analysen für diese wenigen Kombinationen durchzuführen.

Zum anderen besteht die Möglichkeit, mit Hilfe der genutzten Statistiksoftware die Variablenkombinationen testen zu lassen, welche die vorliegenden Daten am besten abbilden. Es gibt verschiedene Varianten dieser sogenannten schrittweisen Regressionsanalyse, von denen keine eine absolute Garantie bietet, dass das berechnete Modell die Realität bestmöglich wiedergibt.

Im Folgenden wird das „Rückwärts-Verfahren“ beispielhaft kurz erläutert: Bei diesem Verfahren wird zunächst ein vollständiges Modell mit allen erklärenden Variablen gebildet. Im Anschluss werden schrittweise die Variablen aus dem Modell entfernt, die ein festgelegtes Ausschlusskriterium erfüllen. Als erstes wird die Variable hinsichtlich des Ausschlusskriteriums geprüft, die die geringste Teilkorrelation zur Filterwirkung aufweist.

Als Ausschlusskriterium kann die F-Wahrscheinlichkeit der jeweiligen unabhängigen Variablen gewählt werden. Diese stellt ähnlich dem p-Wert einen Parameter zum Vergleich mit dem Signifikanzniveau dar. Übersteigt die F-Wahrscheinlichkeit der betrachteten Variablen das Signifikanzniveau, wird die Variable aus dem Modell entfernt. Die Regression wird daraufhin mit den verbleibenden Variablen erneut durchgeführt. Im Anschluss erfolgt eine erneute Prüfung der Variablen mit der geringsten Teilkorrelation hinsichtlich des Ausschlusskriteriums. Das Verfahren ist dann beendet, wenn die getestete Variable das Ausschlusskriterium nicht erfüllt (BACKHAUS ET AL., 2003; LEYER UND WESCHE, 2008; ZUUR ET AL., 2010). Das so ermittelte Regressionsmodell ist zwar statistisch gesehen richtig, sollte jedoch stets noch einmal vom Anwender auf seine Sachlogik geprüft werden, um zu garantieren, dass es auch inhaltlich sinnvoll ist.

Neben den zuvor genannten Anforderungen an die Durchführung einer Regressionsanalyse gibt es zusätzliche Grundvoraussetzungen, die erfüllt sein sollten. Diese umfassen unter anderem die vollständige Berücksichtigung aller relevanter Variablen, die Unabhängigkeit und Homoskedastizität der Störgrößen und das Nichtvorhandensein einer Multikollinearität der unabhängigen Variablen. Da die Regressionsanalyse recht unempfindlich gegenüber kleineren Verletzungen dieser Prämissen ist, stellt sie trotz der Vielzahl an Voraussetzungen ein vielseitig einsetzbares Werkzeug dar (BACKHAUS ET AL., 2003).



## B. Berechnung der Mortalitätsziffer und des Wirkungsgrads

### B.1. Vergleich zwischen Normalbetrieb und fischangepasstem Betrieb auf Grundlage von Prognosemodellen

Ziel der fischangepassten Betriebsweise an den Moselkraftwerken ist es, über die Vollbeaufschlagung möglichst vieler Turbinen während der Abwanderungsphasen von Blankaalen, die Schädigung dieser während der Turbinenpassage zu reduzieren. Eine Vollbeaufschlagung einer Turbine bewirkt im Gegensatz zur typischerweise normalen Teilbeaufschlagung einen größeren Öffnungswinkel und hat so in der Theorie den Effekt, dass die Wahrscheinlichkeit einer Schädigung der Fische durch Kollisionen mit den Laufradschaufeln sinkt. Unklar ist jedoch derzeit noch, wie groß dieser Effekt auf die Fischschädigung tatsächlich ist.

Während des fischangepassten Betriebs werden die Turbinen der Moselkraftwerke nicht im wirkungsgradoptimierten Betrieb gefahren, was einen negativen Einfluss auf den Wirkungsgrad und somit auf die Leistung der Kraftwerke haben kann. Der tatsächliche Wirkungsgrad einer Turbine hängt von vielen Aspekten ab: dem Verhältnis von Leit- und Laufradschaufeln, dem Durchfluss bezogen auf den Ausbaudurchfluss, der Fallhöhe, der Anströmung der Turbine und über längere Zeit gesehen, der Häufigkeit von Zu- und Abschaltvorgängen einer Turbine. Aufgrund der Vielzahl dieser Aspekte ist es schwierig, die Auswirkungen einer fischangepassten Betriebsweise auf den Wirkungsgrad der Turbine und damit der Anlage analytisch abzuschätzen.

In Hinblick auf den fischangepassten Betrieb ergibt sich somit die Frage, wie groß die Auswirkungen auf die Energieerzeugung der Anlage sind und wie groß die Auswirkungen auf die Mortalitätsziffer sind. Nach dem derzeitigen Wissensstand stehen zur Beantwortung der zweiten Hälfte der Frage nur die in Abschnitt 2.4 dargestellten Prognosemodelle zur Verfügung.

#### B.1.1. Daten und Auswertungsmethodik

Von den Kraftwerksbetreibern der Moselkraftwerke sind die Betriebsdaten der Jahre 2013 bis 2017 für diese Arbeit zur Verfügung gestellt worden. Die Daten liegen in einer zeitlichen Auflösung von 15 Minuten vor und beinhalten unter anderem Informationen zum Gesamtdurchfluss der Kraftwerke, der Kraftwerksleistung und der Fallhöhe. Es gibt jedoch zwischen den Jahren Unterschiede zwischen dem Inhalt der zur Verfügung gestellten Daten und der Kontinuität der Daten. In den Daten enthalten sind neben dem Normalbetrieb ebenfalls die Zeitpunkte, an denen die Wasserkraftanlagen fischangepasst betrieben wurden.

Da bei Gesamtdurchflüssen größer als  $400 \text{ m}^3/\text{s}$  der Bemessungsdurchfluss überschritten wird und zusätzlich zum Kraftwerksdurchfluss Wasser über das Wehr abgeführt wird, ist eine klare Zuordnung der Kraftwerksleistung beziehungsweise der Energieerzeugung zum Gesamtdurchfluss nicht möglich. Diese Datensätze werden daher aus der Betrachtung ausgeschlossen. Die restlichen Daten werden in Normalbetrieb und fischangepassten Betrieb unterteilt.

Ziel der Auswertung ist es, die Auswirkungen des fischangepassten Betriebs auf die Mortalitätsziffer und die Energieerzeugung für die Moselkraftwerke zu bestimmen. Dafür werden sowohl die realen Datensätze als auch synthetische Datensätze genutzt (Abbildung B.1). Es wird zunächst nach Gleichung B.1 der Gesamtwirkungsgrad der Anlagen für den Normalbetrieb und den fischangepassten Betrieb in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses der Anlage bestimmt. Ebenso werden nach den Prognosemodellen von TURNPENNY ET AL. (2000) und GOMES UND LARINIER (2008) die Mortalitätsziffern pro Gesamtdurchfluss der Wasserkraftanlage bestimmt. Als Datengrundlage hierfür dienen die realen Daten der Jahre 2013 bis 2017.

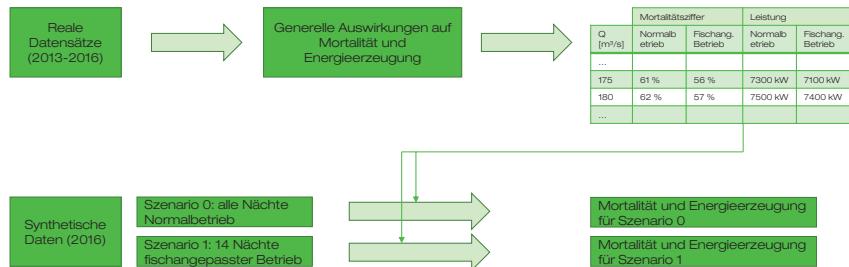


Abbildung B.1: Auswertungsschema der Kraftwerksdaten zur Ermittlung des Einflusses der fischangepassten Betriebsweise an den Wasserkraftanlagen der Mosel

$$\eta_{tot} = \frac{P}{\rho_w \cdot Q \cdot g \cdot h_{Fall}} \quad B.1$$

$\eta_{tot}$  = Gesamtwirkungsgrad der Wasserkraftanlage [-]

$P_{Netto}$  = Nettoleistung der Wasserkraftanlage [kW]

$\rho_w$  = Dichte des Wassers [ $t/m^3$ ]

$Q$  = Gesamtdurchfluss der Wasserkraftanlage [ $m^3/s$ ]

$g$  = Erdbeschleunigung [ $m/s^2$ ]

$h_{Fall}$  = Fallhöhe [m]

Die so ermittelten generellen Zusammenhänge zwischen dem Gesamtdurchfluss und der Mortalitätsziffer beziehungsweise der Leistungserzeugung aus den realen Daten wird dazu genutzt, die Auswirkungen der beiden Szenarien 0 (Normalbetrieb) und 1 (fischangepasster Betrieb) auf Grundlage von synthetischen Datensätzen zu bestimmen. Als Ausgangsdatengrundlage werden die Datensätze aus den Jahren 2016 und 2017 genutzt, da diese für alle Kraftwerke über das gesamte Jahr Daten aufweisen. Der synthetische Datensatz für Szenario 0 enthält nur Nächte, in denen der Normalbetrieb genutzt wurde. Der synthetische Datensatz für Szenario 1 hingegen enthält für 14 ausgewählte Nächte eine fischangepasste Betriebsweise. Für die Zeitpunkte der Umstellungen wird das in KLOPRIES ET AL. (2016) dargestellte Konzept der Umstellung in den beiden Nächten um Neumond in den Monaten Mai bis November zwischen 20 Uhr und 8 Uhr gewählt. Hieraus ergeben sich 14 Umschaltnächte (Abbildung B.2).

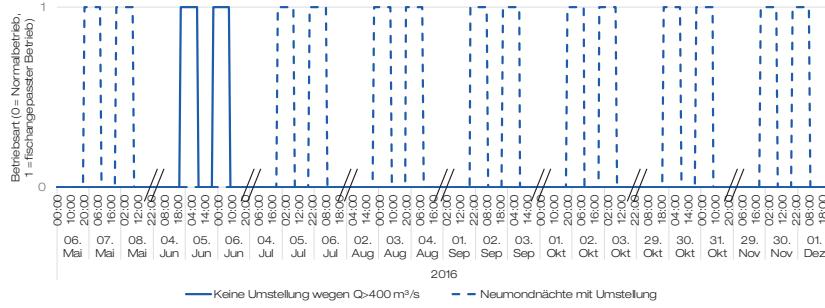


Abbildung B.2: Gewählte Zeitpunkte der Umschaltnächte im Jahr 2016

Der Vergleich der Ergebnisse der beiden synthetischen Datensätze zeigt, wie sich die Mortalitätsziffer und die Energieerzeugung ändern, wenn Szenario 1 gewählt wird. Bei der Mortalitätsziffer ist zusätzlich zu beachten, dass neben der berechneten Mortalitätsziffer pro Gesamtdurchfluss ebenfalls relevant ist, wann die Blankaale tatsächlich abwandern und ob die Abwanderungen mit den Umschaltungen übereinstimmen. An dieser Stelle werden zwei Abwanderungsszenarien betrachtet: A) die Blankaale wandern unabhängig vom Mondzyklus gleichverteilt über das gesamte Jahr ab und B) die Blankaale wandern alle innerhalb der 14 Umschaltnächte ab.

### B.1.2. Ergebnisse

Die Gesamtenergieerzeugung im Jahr 2016 aller zehn deutschen Moselkraftwerke hat etwa 833 Mio. kWh betragen. Im Vergleich der Energieerzeugung zwischen Normalbetrieb und fischangepassten Betrieb zeigt sich, dass die Änderungen auf die 14 Umschaltnächte bezogen zwischen einer Reduktion von 5 % und einer Zunahme von 1 % schwanken. Im Mittel ist die Energieerzeugung im fischangepassten Betrieb um 1 % niedriger als beim Normalbetrieb. Die Reduktion um 5 % ist für das Kraftwerk Trier berechnet worden und sollte als Ausreißer betrachtet werden. Das Kraftwerk Trier wird nach Aussagen des Betreibers dazu genutzt, die teilweise sehr starken Schwankungen des Zuflusses zu kompensieren. Hierdurch werden die Maschinen oft nicht in dem für den vorliegenden Oberwasserpegel optimalen Wirkungsgrad genutzt. Dieser Effekt wird bei der fischangepassten Betriebsweise noch verstärkt, wodurch sich noch geringere Wirkungsgrade einstellen können.

Für das Szenario 1 (14 Umschaltnächte im Jahr 2016) ergibt sich im Mittel eine jährliche Reduktion der Energieerzeugung pro Kraftwerk von 13.684 kWh. Das entspricht auf das gesamte Jahr 2016 bezogen einer Reduktion der Energieerzeugung von 0,02 % (Tabelle B.1). Werden nur die Umschaltnächte betrachtet beträgt der Verlust der Energieerzeugung 1 % (Tabelle B.1). Die mittlere Reduktion der Energieerzeugung für das Jahr 2017 ist 0,02 % beziehungsweise 1 % nahezu identisch zu den Werten aus dem Jahr 2016 (Tabelle B.3).

Für die Änderung der Mortalitätsziffer ergibt sich für das Prognosemodell von GOMES UND LARINIER (2008) eine Änderung zwischen -0,01 % und 0 % bei einer gleichverteilten Abwanderung und -0,47 % bis +0,12 % bei einer Abwanderung nur in den Neumondnächten. Für das Modell von TURNPENNY ET AL. (2000) ergeben sich analog Änderungen von -0,12 % bis +0,13 % beziehungsweise -5,29 % bis +4,00 % (Tabelle B.2 und Tabelle B.4).

Tabelle B.1: Änderung der Energieerzeugung durch das Szenario 1 (fischangepasster Betrieb) im Vergleich zum Szenario 0 (Normalbetrieb) für das Jahr 2016

Wasserkraftanlage	14 Umschaltnächte		Verlust auf die Umschaltnächte bezogen	Verlust auf das gesamte Jahr bezogen
	E [kWh] Szenario 0	E [kWh] Szenario 1		
Trier	1.252.643	1.185.036	-5 %	-0,08 %
Detzem	1.571.542	1.593.543	+1 %	+0,02 %
Wintrich	1.497.639	1.462.992	-2 %	-0,04 %
Zeltingen	1.111.483	1.107.348	0 %	-0,01 %
Enkirch	1.420.004	1.409.887	-1 %	-0,01 %
St. Aldegund	1.397.427	1.376.463	-2 %	-0,03 %
Fankel	1.396.413	1.396.366	0 %	0 %
Müden	1.334.188	1.321.108	-1 %	-0,02 %
Lehmen	1.627.660	1.632.147	0 %	0 %
Koblenz	1.179.022	1.166.287	-1 %	-0,02 %
Mittelwerte	1.378.802	1.365.118	-1 %	-0,02 %

Tabelle B.2: Änderung der Mortalitätsziffer durch das Szenario 1 (fischangepasster Betrieb) im Vergleich zum Szenario 0 (Normalbetrieb) für das Jahr 2016 berechnet mit zwei Prognosemodellen

Wasserkraftanlage	GOMES UND LARINIER (2008)		TURNPENNY ET AL. (2000)	
	Gleichverteilte Abwanderung	Abwanderung nur in Neumondnächten	Gleichverteilte Abwanderung	Abwanderung nur in Neumondnächten
Trier	0,00 %	-0,17 %	0,00 %	+0,01 %
Detzem	0,00 %	-0,15 %	0,00 %	-0,04 %
Wintrich	-0,01 %	-0,24 %	-0,04 %	-1,33 %
Zeltingen	0,00 %	-0,15 %	-0,01 %	-0,43 %
Enkirch	-0,01 %	-0,33 %	-0,08 %	-2,84 %
St. Aldegund	-0,01 %	-0,33 %	-0,10 %	-3,50 %
Fankel	-0,01 %	-0,20 %	-0,03 %	-1,27 %
Müden	0,00 %	-0,05 %	+0,04 %	+1,52 %
Lehmen	-0,01 %	-0,32 %	-0,08 %	-3,03 %
Koblenz	0,00 %	+0,12 %	+0,13 %	+4,00 %
Mittelwerte	-0,01 %	-0,18 %	-0,02 %	-0,69 %

Tabelle B.3: Änderung der Energieerzeugung durch das Szenario 1 (fischangepasster Betrieb) im Vergleich zum Szenario 0 (Normalbetrieb) für das Jahr 2017

Wasserkraftanlage	14 Umschaltnächte		Verlust auf die Umschaltnächte bezogen	Verlust auf das gesamte Jahr bezogen
	E [kWh]	Szenario 0		
Trier	884.018	836.161	-5 %	-0,08 %
Detzem	1.261.503	1.236.040	-2 %	-0,03 %
Wintrich	1.027.215	1.017.538	-1 %	-0,01 %
Zeltingen	760.863	752.374	-1 %	-0,02 %
Enkirch	977.866	969.009	-1 %	-0,01 %
St. Aldegund	955.723	969.281	+1 %	+0,02 %
Fankel	956.050	951.919	0 %	-0,01 %
Müden	921.568	912.301	-1 %	-0,02 %
Lehmen	1.143.422	1.140.330	0 %	0 %
Koblenz	839.857	834.636	-1 %	-0,01 %
Mittelwerte	972.808	961.959	-1 %	-0,02 %

Tabelle B.4: Änderung der Mortalitätsziffer durch das Szenario 1 (fischangepasster Betrieb) im Vergleich zum Szenario 0 (Normalbetrieb) für das Jahr 2017 berechnet mit zwei Prognosemodellen

Wasserkraftanlage	GOMES UND LARINIER (2008)		TURNPENNY ET AL. (2000)	
	Gleichverteilte Abwanderung	Abwanderung nur in Neumondnächten	Gleichverteilte Abwanderung	Abwanderung nur in Neumondnächten
Trier	-0,01 %	-0,25 %	-0,04 %	-1,94 %
Detzem	0,00 %	-0,21 %	-0,03 %	-1,26 %
Wintrich	-0,01 %	-0,51 %	-0,13 %	-5,65 %
Zeltingen	0,00 %	-0,06 %	+0,03 %	+1,28 %
Enkirch	-0,01 %	-0,39 %	-0,08 %	-3,46 %
St. Aldegund	-0,01 %	-0,47 %	-0,12 %	-5,29 %
Fankel	-0,01 %	-0,27 %	-0,05 %	-2,18 %
Müden	-0,01 %	-0,28 %	-0,04 %	-1,81 %
Lehmen	-0,01 %	-0,36 %	-0,05 %	-2,17 %
Koblenz	-0,01 %	-0,25 %	-0,06 %	-2,73 %
Mittelwerte	-0,01 %	-0,31 %	-0,06 %	-2,52 %

Die Ergebnisse auf Basis der Prognosemodelle deuten darauf hin, dass der fischangepasste Betrieb im Durchschnitt über alle Wasserkraftanlagen zumindest geringfügige Verbesserungen hinsichtlich der Fischschädigung bewirkt, insofern alle Abwanderungsergebnisse detektiert beziehungsweise prognostiziert werden können und eine entsprechende Umschaltung erfolgt. Für einige Anlagen ergibt sich jedoch auch eine Zunahme der Mortalitätsziffer, was darauf hindeutet, dass die Wirksamkeit des fischangepassten Betriebs abhängig von der betrachteten Anlage und den vorherrschenden hydraulischen Randbedingungen während der Umschaltnächte ist.

## B.2. Vergleich der Mortalitätsziffern der Szenarien 0 bis 4 auf Grundlage der Ergebnisse des hydronumerischen Modells

Zum Vergleich der Szenarien 0 bis 4 wird analog zu dem Verfahren des vorangegangenen Abschnitts die Mortalitätsziffer berechnet, die sich im Jahr 2016 ergeben würden, wenn die jeweiligen Szenarien in den 14 Umschaltnächten umgesetzt würden. Anstelle der Mortalitätsziffern, die sich aus den realen Daten der Jahre 2013 bis 2016 ergeben, werden hier jedoch die Mortalitätsrisiken in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses genutzt, die sich aus dem hydronumerischen Modell ergeben (Abbildung B.3).

Das Mortalitätsrisiko wird nach Gleichung 4.3 bis 4.5 aus den Belastungen (Abbildung B.4 und Abbildung B.5) und den Vulnerabilitäten (Abbildung B.6) pro Betriebszustand berechnet. Für die Szenarien 0 und 2 ergeben sich so Mortalitätsrisiken pro Turbinendurchfluss, welche für alle betrachteten Szenarien zu Mortalitätsrisiken in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses umgerechnet werden können.

Auf Basis der Mortalitätsrisiken in Abhängigkeit des Gesamtdurchflusses und den synthetischen Daten des Jahres 2016 wird für jedes Szenario die Mortalitätsziffer berechnet, die sich ergeben würde, wenn das Szenario an den 14 Umschaltnächten angewandt würde. Auch hier wird zwischen den beiden Abwanderungsszenarien gleichverteilte Abwanderung und Abwanderung in den Umschaltnächten unterschieden (Tabelle B.5).

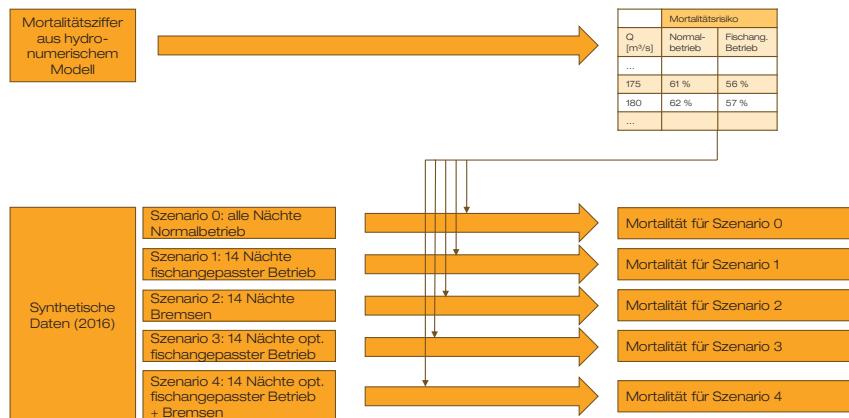


Abbildung B.3: Auswertungsschema der Kraftwerksdaten zur Ermittlung des Einflusses der Szenarien 0 bis 4 an den Wasserkraftanlagen der Mosel auf Basis des hydronumerischen Modells

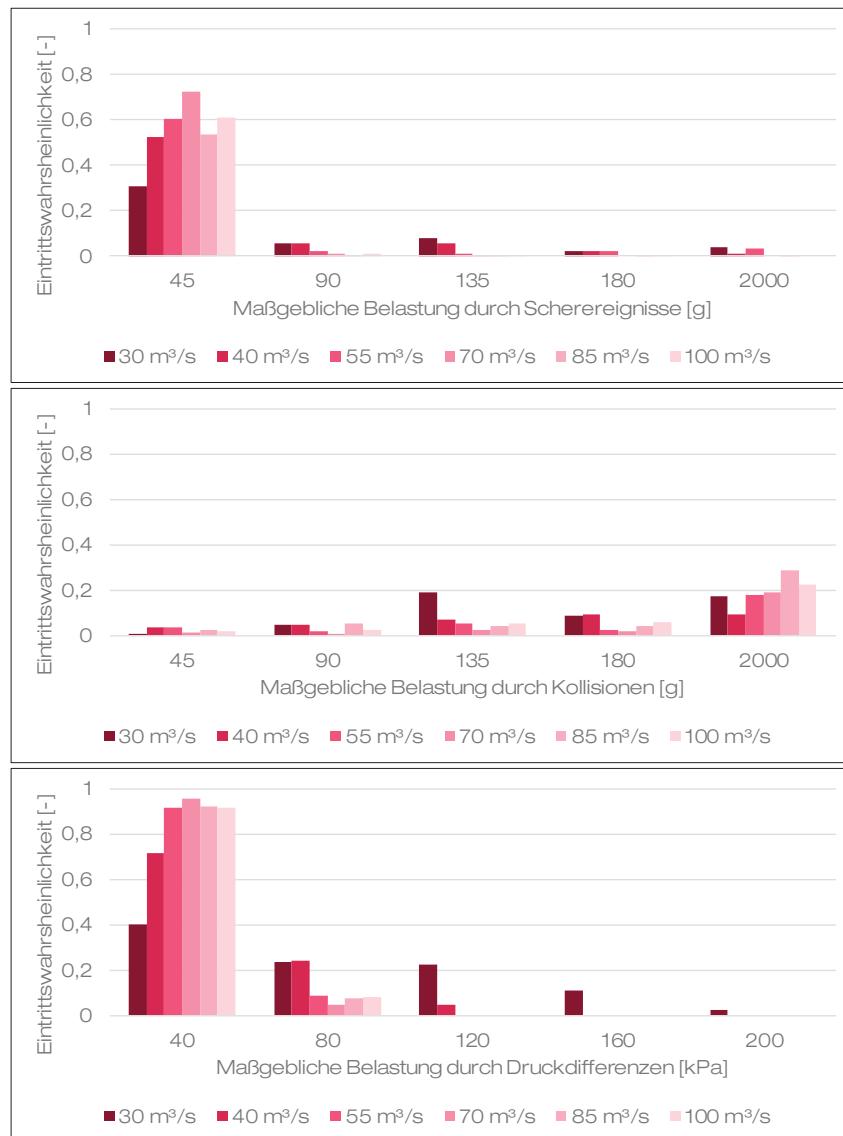


Abbildung B.4: Auf Basis des hydronumerischen Modells berechnete maßgebliche Belastungen für Betriebszustände 1 bis 6 (Szenario 0)

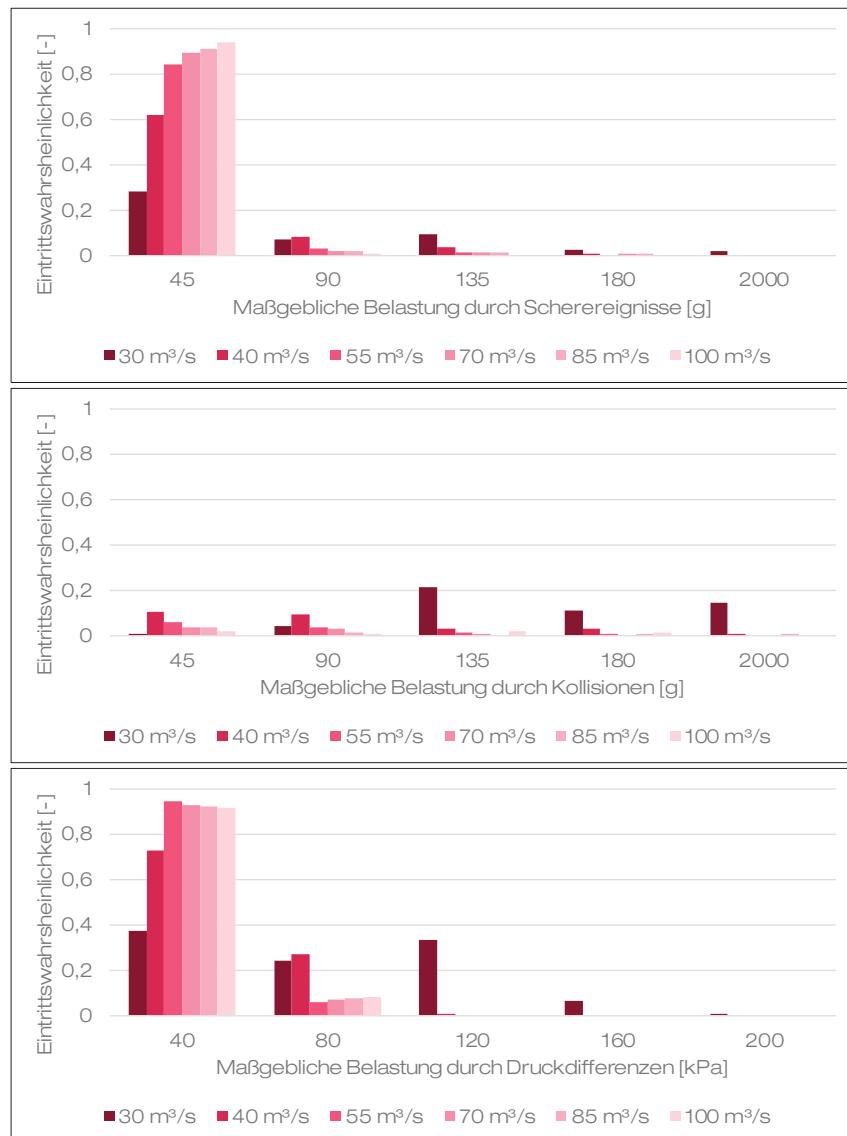


Abbildung B.5: Auf Basis des hydronumerischen Modells berechnete maßgebliche Belastungen für Betriebszustände 7 bis 12 (Szenario 2)

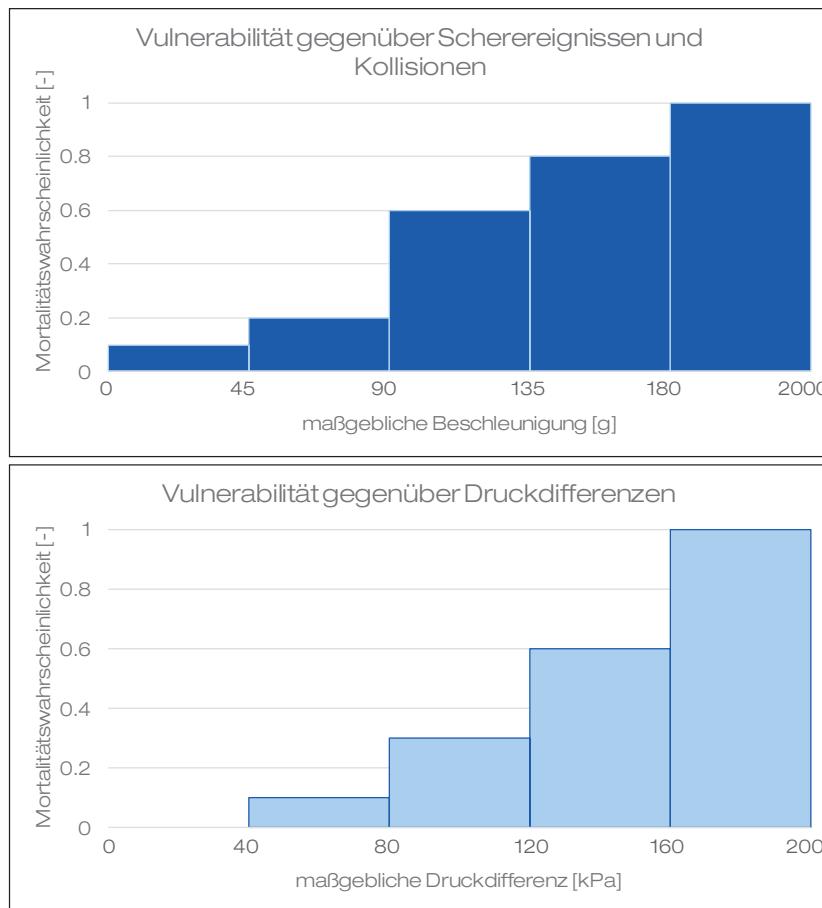


Abbildung B.6: Gewählte Vulnerabilität oben: gegenüber Scherereignissen und Kollisionen, unten: gegenüber Druckdifferenzen

Tabelle B.5: Berechnete Mortalitätsziffern für die Szenarien 0 bis 4 für das Beispieljahr 2016 und die Differenzen zu Szenario 0

Szenario	Gleichverteilte Abwanderung	Abwanderung nur in Neumondnächten		Änderung Energieerzeugung (pro Jahr)	
	Mortalitätszif-fer	Änderung zu Szenario 0	Mortalitätszif-fer	Änderung zu Szenario 0	
0 Normalbetrieb	34,05 %	-	33,32 %	-	0 %
1 Fischangepasster Betrieb	34,09 %	+ 0,04 %	34,85 %	+ 1,53 %	-0,03 %
2 Bremsen	33,53 %	- 0,52 %	13,72 %	- 19,60 %	-2 %
3 Opt. fischangepasster Betrieb	34,04 %	- 0,01 %	32,99 %	- 0,33 %	Unklar
4 opt. fischangepasster Betrieb	33,53 %	- 0,52 %	13,71 %	- 19,61 %	-2 %

## C. Hydronumerische Grundlagen

### C.1. Berücksichtigung der Turbulenz

Neben der Wahl der richtigen Geometrie und passender Randbedingungen ist es bei der Abbildung einer realen, turbulenten und reibungsbehafteten Strömung im hydronumerischen Modell erforderlich, eine Möglichkeit der Berechnung der Turbulenz zu schaffen. Turbulenz kann vereinfacht als die Schwankung der Fließgeschwindigkeit um einen Mittelwert beschrieben werden. Durch die Schwankungen – auch Turbulenzballen genannt – wird der Hauptströmung Energie entzogen, indem die Turbulenzballen in immer kleinere Wirbel zerfallen und schließlich die Energie in Wärme umgewandelt wird (SCHÖNUNG, 1990) (Abbildung C.1).

Es gibt grundsätzlich drei Ansätze, wie die Auswirkung der Turbulenz auf die Strömung in einem hydronumerischen Modell beschrieben werden kann: Direct Numerical Simulation (DNS), Large-Eddy-Simulation (LES) und statistische Turbulenzmodelle in Verbindung mit Reynold-Averaged-Navier-Stokes-Gleichungen (RANS). Die drei Ansätze unterscheiden sich dabei darin, welche Größenklassen der Turbulenzballen direkt berechnet werden und welche über statistische Modelle abgebildet werden.

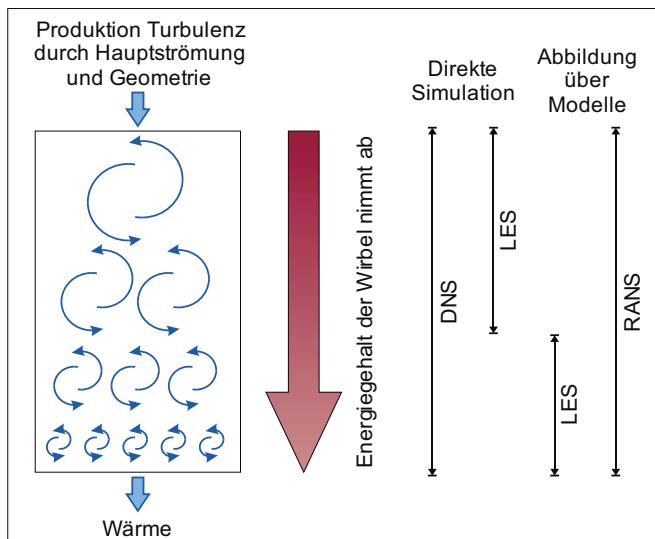


Abbildung C.1: Energiekaskade der Wirbelstrukturen einer turbulenten Strömung (nach: POPE, 2000)

Eine direkte Berechnung aller Turbulenzballen (DNS) ist die genaueste Methode, ist jedoch auch mit sehr hohen Kosten in Hinblick auf die Berechnung verbunden. Diese Methode ist bislang trotz

erheblicher Rechnerleistung selbst auf Höchstleistungsrechnern nur für Modelle mit  $< 10^8$  Gitterpunkten möglich (LAURIEN UND OERTEL, 2011). In der Ingenieurspraxis werden daher häufig statistische Turbulenzmodelle und seltener Grobstruktursimulationen (LES) genutzt. Letztere beruhen auf dem Ansatz, lediglich die größeren Turbulenzballen direkt zu berechnen, da diese energiereicher sind und somit einen größeren Einfluss auf die Hauptströmung haben. Die kleineren Turbulenzballen hingegen werden über sogenannte Feinstrukturmodelle abgebildet (FRÖHLICH, 2006; LAURIEN UND OERTEL, 2011).

Bei der Verwendung eines statistischen Turbulenzmodells werden anstatt der ursprünglichen Navier-Stokes-Gleichungen die sogenannten Reynolds gemittelten Navier-Stokes-Gleichungen (RANS) gelöst, bei denen anstelle der tatsächlichen Ausprägung der Strömungsgeschwindigkeit  $v_{i,t}$  die gemittelte Strömungsgeschwindigkeit  $\bar{v}_i$  verwendet wird (Gleichung C.1). Zur Abbildung der Schwankung der Strömungsgeschwindigkeit  $v'_{i,t}$  beziehungsweise der Korrelation der turbulenten Schwankungsgeschwindigkeit  $v'_{i,t} v'_{j,t}$  wird die sogenannte turbulente (Wirbel-) Viskosität  $\nu_t$  eingeführt.

$$v_{i,t} = \bar{v}_i + v'_{i,t} \quad \text{C.1}$$

$v_{i,t}$  = Strömungsgeschwindigkeit an Ort i und Zeitpunkt t [m/s]

$\bar{v}_i$  = zeitlich gemittelte Strömungsgeschwindigkeit an Ort i [m/s]

$v'_{i,t}$  = Stochastische Fluktuation der Strömungsgeschwindigkeit an Ort i und Zeitpunkt t [m/s]

Zur Bestimmung von  $\nu_t$  können je nach Strömungssituation algebraische Beziehungen (z.B. Prandtl'sches Mischungswegmodell), Ein-Gleichungs-Modelle (z.B. Längenmaß der Turbulenz) oder Zwei-Gleichungs-Modelle (z.B.  $k$ -  $\varepsilon$ -Modell) genutzt werden (LAURIEN UND OERTEL, 2011). Bei komplexen Strömungen, bei denen der Transport der Turbulenz (Konvektion und Diffusion) von Bedeutung ist, werden Zweigleichungsmodelle benötigt, um die Turbulenz ausreichend genau zu beschreiben.

Das verbreitetste Zweigleichungsmodell ist das  $k$ -  $\varepsilon$ -Modell, welches für eine Vielzahl von Anwendungsbeispielen mit vergleichsweise geringem Rechenaufwand eingesetzt werden kann (MENTER, 1993). Es beruht darauf, die turbulente kinetische Viskosität ( $\nu_t$ ) mithilfe der turbulenten kinetischen Energie ( $k$ ) und der Dissipationsrate ( $\varepsilon$ ) zu beschreiben und besitzt somit sowohl ein Maß für die Stärke der Wirbelstrukturen der Turbulenz als auch für deren Zerfall. Die Schwächen des Transportmodells liegen jedoch in der Abbildung des Transports der Schubspannung in Wandnähe (Grenzschicht; POPE, 2000) im Falle eines positiven Druckanstiegs (MENTER, 1993; LAURIEN UND OERTEL, 2011). Dies kann zu einer Überschätzung der Schubspannung in Wandnähe führen.

Ausgehend von dieser Unzulänglichkeit des  $k$ -  $\varepsilon$ -Modells wurde von Wilcox (1988) ein ähnliches Zweigleichungsmodell entwickelt, welches ebenfalls die turbulente kinetische Energie und die Dissipation zur Beschreibung der Turbulenz nutzt. Im Gegensatz zum  $k$ -  $\varepsilon$ -Modell wird jedoch eine spezifische Turbulenzdissipationsrate  $\omega$  genutzt. Auf diese Weise ist es möglich, die Schubspannung in allen Bereichen der Grenzschicht zu modellieren und die Strömung akkurat zu berechnen (WILCOX, 1988). Es ist somit robuster und genauer als das  $k$ -  $\varepsilon$ -Modell. Allerdings hängen die

Ergebnisse des Modells stark von den gewählten Eingangsgrößen in der freien Wassersäule ab, was das Modell sehr empfindlich gegenüber den gewählten Randbedingungen macht.

Als weitere Verbesserung sind im Jahr 1993 zwei Weiterentwicklungen des  $k$ - $\omega$ -Modells von MENTER (1993) veröffentlicht worden. Das  $k$ - $\omega$ -BSL-Modell nutzt je nachdem, in welchem Bereich der Strömung die Turbulenz simuliert werden soll, entweder das  $k$ - $\varepsilon$ -Modell oder das  $k$ - $\omega$ -Modell, wodurch die Schwächen beider Modelle reduziert werden. Das  $k$ - $\omega$ -SST-Modell ist eine zusätzliche Variante des  $k$ - $\omega$ -BSL-Modells und kann zusätzlich den Transport der Schubspannung in Wandnähe bei einem Druckanstieg hinreichend genau abbilden (MENTER, 1993). Beide Modelle sind weniger stark von den gewählten Eingangsgrößen in der freien Strömung abhängig und führen zu einem lediglich geringfügig höheren Berechnungsaufwand als das ursprüngliche  $k$ - $\omega$ -Modell.

Aufgrund der Vorteile in der Abbildungsgenauigkeit der Turbulenz des  $k$ - $\omega$ -SST-Modells und deren Robustheit gegenüber den gewählten Eingangsgrößen, wird dieses für das Modell zur Simulation der Strömung durch eine Turbine gewählt.

## C.2. Dynamische Netze in OpenFOAM

Grundsätzlich kann in Hinblick auf dynamische Netze in OpenFOAM zwischen der Netzbewegung (mesh motion) und topologischen Änderungen (topological changes) unterschieden werden (GONZÁLEZ, 2009; MARIC ET AL., 2014). Die Netzbewegung beschreibt dabei einen Vorgang, bei dem das gesamte Netz oder Teile davon gestaucht oder gestreckt werden, ohne dass Elemente des Netzes (Punkte, Zellen, Oberflächen, ...) in ihrer Topologie geändert werden. Das heißt beispielsweise, dass sich die Form einer Zelle ändern kann, aber die zugehörigen Punkte und Nachbarzellen bleiben dieselben. Topologische Änderungen hingegen umfassen genau dies: es können Verknüpfungen zwischen Netzelementen geändert oder Netzelemente hinzugefügt oder gelöscht werden.

Netzbewegungen ohne topologische Änderungen sind nur für geringfügige Bewegungen möglich, ohne die Qualität des Berechnungsnetzes zu stark zu beeinträchtigen (JASAK UND TUKOVIC, 2010). Bei umfassenderen Bewegungen werden daher die beiden Vorgänge der Netzbewegung und der topologischen Änderungen miteinander verknüpft und in einer eigenständigen Funktion implementiert (MARIC ET AL., 2014).

In OpenFOAM werden hierfür die beiden Varianten solidBodyMotion und meshDeformation genutzt (JASAK UND TUKOVIC, 2010). Bei der ersten Variante können über eine Translation und/oder Rotation Bereiche des Netzes bewegt werden, wobei die Verschiebung für alle Netzpunkte identisch ist, sodass ihre relative Position zueinander gleichbleibt. Bei der meshDeformation hingegen ist die Verschiebung der Netzpunkte unterschiedlich für die verschiedenen Punkte, sodass es zur Verformung des Netzes kommt. Im Falle der Laufradbewegung einer Turbine wird lediglich eine Rotation des Rotorparts benötigt, weshalb an dieser Stelle lediglich die verschiedenen Möglichkeiten der solidBodyMotion beschrieben werden.

Bei der solidBodyMotion werden über globale Bewegungsgleichungen einfache Bewegungen wie Translationen, Rotationen oder Oszillationen für einzelne Netzregionen angegeben, welche im Zuge der Simulation automatisch ohne weitere Eingaben des Nutzers ausgeführt werden (JASAK

UND TUKOVIC, 2010). Bei der Abbildung von Bewegungsvorgängen in hydraulischen Strömungsmaschinen wird üblicherweise das Prinzip genutzt, statische Netzregionen (Stator) und bewegliche Netzregionen (Rotor) miteinander zu verknüpfen (NILSSON, 2006; MUNTEAN ET AL., 2009; JASAK UND TUKOVIC, 2010). Je nachdem welcher Ansatz zur Simulation der Rotor-Stator-Interaktion gewählt wird, werden die Bewegung und die Verknüpfung der beiden Bereiche dabei anders abgebildet. Derzeit sind die drei häufigsten Ansätze zur Simulation der Bewegung von hydraulischen Strömungsmaschinen der Frozen Rotor Ansatz, der Mixing Plane Ansatz und der Unsteady Sliding Grid Ansatz (PETIT, 2012). Die beiden erst genannten Ansätze beruhen darauf, für den Rotorpart eine Scheinbewegung zu simulieren, indem der Rotor zwar physisch nicht bewegt wird, aber das Koordinatensystem (Referenzsystem) in dem Bereich rotiert. Beim Mixing Plane Ansatz wird zusätzlich über sogenannte mixing plane interfaces zwischen dem Rotor und Stator Bereich die Art des Strömungsaustausches (z. B. Mittelung des Massenstroms) kontrolliert (BEAUDOIN ET AL., 2014). Beide Ansätze stellen stationäre Berechnungen dar und können als eine Art Schnappschuss der tatsächlichen Strömungssituation gesehen werden. Aufgrund der relativ einfachen Abbildung der Bewegung sind die beiden Ansätze mit weniger Berechnungsaufwand verbunden und daher vor allem in der Designphase von hydraulischen Strömungsmaschinen zur Abschätzung des generellen Strömungsverhaltens beliebt (PETIT, 2012).

Bei dem Unsteady Sliding Grid Ansatz wird auch die Zeitkomponente der Strömung mitberücksichtigt (instationäre Strömung), indem die Bewegung des Rotors physisch abgebildet wird. In jedem Zeitschritt wird der Rotor ein Stück bewegt und so werden die Strömungsprozesse realistischer abgebildet als in den zuvor genannten stationären Ansätzen. Bei der physischen Bewegung des Rotorparts werden die Verbindungen der Zellen im Übergangsbereich zwischen Rotor und Stator bereits nach wenigen Zeitschritten stark verzerrt, was zum Abbruch der Berechnung führt. Eine Abbildung von Bewegungsprozessen ohne weitere Hilfsmittel ist daher nur für geringfügige Bewegungen möglich (JASAK UND TUKOVIC, 2010). Um auch größere Bewegungen abbilden zu können, wird hier der Ansatz gekoppelter Grenzflächen genutzt (BEAUDOIN ET AL., 2014).

Über sogenannte General Grid Interfaces (GGI) oder Arbitrary Mesh Interfaces (AMI) zwischen dem Rotor und Stator wird die Strömung zwischen den benachbarten Zellen der beiden Bereiche geregelt, ohne dass es zu Verzerrungen der Geometrie kommt. Zur Nutzung von GGI oder AMI Verbindungsflächen ist es erforderlich, die Kontaktflächen zwischen der Rotor- und Statorregion zu duplizieren und jeweils eine Fläche pro Region zu erhalten. Die Kommunikation zwischen den beiden Flächen erfolgt über die duplizierten Zelloberflächen. Werden die Zellen der Rotorregion bewegt, muss die Kommunikation zwischen den Flächen neu bestimmt werden. Je nachdem, wie die Zellen nach der Bewegung übereinanderliegen, wird über Gewichtungsfunktionen bestimmt, wie die Informationsweitergabe von einer in die nächste Zelle verläuft (BEAUDOIN ET AL., 2014). Während bei den GGI-Flächen die der Zellen auf den Kontaktflächen möglichst identisch sein muss, um numerisch stabile Lösungen zu erzeugen, erlauben AMI-Flächen auch größere Abweichungen der Geometrie. Über Interpolationen und Gewichtungsfunktionen von teilweise überlappenden Flächen können konservative Lösungen der Strömung zwischen zwei rotierenden und statischen Netzregionen über die Verbindung mit AMI-Flächen geschaffen werden (FARRELL UND MADDISON, 2011). Im Folgenden werden die Namen, Orte und Inhalte der für die Abbildung der Rotation erforderlichen Dateibibliotheken aufgelistet.

```
boundary (.../constant/polyMesh)

FoamFile
{
    version         2.4;
    format          ascii;
    class           polyBoundaryMesh;
    location        "constant/polyMesh";
    object          boundary;

} %Ende Header

8 %Anzahl der Randflächen
(
    ...
    %alle anderen Randflächen, hier
    %nicht dargestellt

AMI1
{
    type            cyclicAMI;
    inGroups        1(cyclicAMI);
    nFaces          40252;
    startFace       4133526;
    matchTolerance 0.0001;
    transform        noOrdering;
    lowWeightCorrection 0.2;
    neighbourPatch  AMI2;
}

AMI2
{
    type            cyclicAMI;
    inGroups        1(cyclicAMI);
    nFaces          40252;
    startFace       4173778;
    matchTolerance 0.0001;
    transform        noOrdering;
    lowWeightCorrection 0.2;
    neighbourPatch  AMI1;
}

}
```

dynamicMeshDict (.../constant)

```

FoamFile
{
    version         2.4;
    format          ascii;
    class           dictionary;
    location        "constant";
    object          dynamicMeshDict;
}

%Ende Header

dynamicFvMesh           solidBodyMtnionFvMesh
motionSolverLibs         ("libfvMotionSolvers.so");
solidBodyMotionFvMeshCoeffs
{
    cellZone          innerAMI;           % Bezug auf Rotorregion
    solidBodyMotionFunction   rotatingMotion;

    {
        origin          (10 10 0);       % Punkt, durch den die
                                         % Rotationsachse geht
        axis             (0 0 1);       % Rotationsachse
        omega            8.9;           %Rotationswinkel [RAD/s]
    }
}

```

boundary (.../constant/polyMesh)

```

FoamFile
{
    version         2.4;
    format          ascii;
    class           dictionary;
    location        "system";
    object          controlDict;
}

libs (...)

application     pimpleDyMFoam
                %Gleichungslöser für instationäre
                Einphasenströmung mit Berücksichti-
                gung von Bewegung
                % Weitere Steuerungsparameter

...

```

### C.3. Partikeltransport

Die Simulation von Partikeltransportprozessen in einer Strömung ist ein komplexer Bereich, welcher jedoch für viele technischen Anwendungen und Forschungen relevant ist (GREIFZU ET AL., 2015). Hierbei geht es vor allem darum, die Zusammenhänge zwischen den mikro- und makroskaligen Partikeleigenschaften und Reaktionen zu untersuchen. Konkret geht es um die Interaktionen einzelner Partikel untereinander, die Interaktion der Partikel mit dem umgebenden Fluid und die Interaktion der Partikel mit Wänden (ZHU ET AL., 2007). Um diese Interaktionen zu untersuchen, existieren eine Bandbreite von Techniken und Methoden (Monte Carlo Simulation, cellular automata, Discrete Element Method (DEM), ...) (ZHU ET AL., 2007), auf die hier nicht weiter eingegangen wird.

Für die Untersuchung von Partikeltransport besonders relevant ist jedoch, in welchem Umfang die Beeinflussung der untersuchten Partikel und der Strömung untereinander (Kopplung) stattfindet. ELGHOBASHI (1994) hat den Volumenanteil der Partikel im Fluid  $\alpha_p$  (Gleichung C.2) als Kriterium eingeführt, um den Grad der Kopplung zwischen Strömung und Partikeln festzulegen.

$$\alpha_p = \frac{V_p}{V} \quad C.2$$

$\alpha_p$  = Volumenanteil der Partikel im Fluid [-]

$V_p$  = Volumen aller Partikel im Untersuchungsgebiet [ $m^3$ ]

$V$  = Volumen des Fluids im Untersuchungsgebiet [ $m^3$ ]

Für einen Volumenanteil  $\alpha_p < 10^{-6}$  wird die Ein-Weg-Kopplung (one-way coupling) vorgeschlagen. Diese zeichnet sich dadurch aus, dass die Strombahnen der Partikel allein von den Strömungsvektoren bestimmt werden und es keine Partikel-Partikel-Interaktionen und auch keinen Einfluss der Partikel auf die Strömung gibt (MALLOUPPAS UND VAN WACHEM, 2013; GREIFZU ET AL., 2015). Die Strömung inklusive aller Turbulenzeigenschaften wird so berechnet, als wären die Partikel nicht da.

Bei der Zwei-Weg-Kopplung (two-way-coupling), welche für einen Volumenanteil  $10^{-3} < \alpha_p < 10^{-6}$  angewandt wird, werden die Strombahnen der Partikel ebenfalls nur durch die Strömungsvektoren festgelegt, zusätzlich beeinflussen die Partikel jedoch durch ihre Masse, Geschwindigkeit und Bewegungsrichtung die Strömung und deren Turbulenzeigenschaften (MALLOUPPAS UND VAN WACHEM, 2013). Dies geschieht mathematisch durch die Berücksichtigung der Volumenkräfte der Partikel in der Momentengleichung der Strömung. Während die Strömung nach dem Eulerschen Ansatz gelöst wird, wird die Partikelbewegung nach dem Langrangeschen Ansatz gelöst. Durch die Langrangsche-Eulersche-Herangehensweise (SUBRAMANIAM, 2013; GREIFZU ET AL., 2015) können die beiden Ansätze zusammen genutzt werden.

Bei noch größeren Volumenanteilen ( $\alpha_p > 10^{-3}$ ) wird nach ELGHOBASHI (1994) die Vier-Weg-Kopplung genutzt, welche neben allen Aspekten der Zwei-Weg-Kopplung ebenfalls die Interaktionen der Partikel untereinander berücksichtigt. Ebenfalls können Interaktion der Partikel mit Wänden bei dieser Art der Kopplung berücksichtigt werden.

Für die Zielsetzung der Untersuchung der Schwimmbahnen von Fischen in einer Turbine und der Aufnahme der strömungsphysikalischen Größen, welchen die Tiere auf ihren Schwimmbahnen

ausgesetzt sind, kann für die Entscheidung über den Kopplungsgrad ebenfalls die Unterscheidung nach ELGHOBASHI (1994) genutzt werden. Für einen Blankaal mit einer Körperlänge von 70 cm ( $V_{Aa} \approx 2 \cdot 10^{-4} \text{ m}^3$ ) und die betrachtete Turbine ( $V_{Turb} \approx 300 \text{ m}^3$ ) ergibt sich beispielsweise ein Volumenanteil von  $7 \cdot 10^{-7}$ . Für diese Fragestellung bietet sich somit die Ein-Weg-Kopplung an. Da es bei der Ein-Weg-Kopplung keine Beeinflussung der Strömung durch die Partikel gibt, kann die Berechnung der Partikelbahnen (und somit der Schwimmbahnen der Fische) auf zwei Arten erfolgen: A) direkte Simulation der Partikel im Zuge der Simulation der Strömung, B) Nachträgliche Berechnung der Stromlinien im Post-Processing auf Basis der Strömung. An dieser Stelle wird die Variante B) gewählt, da so der für die Bewegung der Turbine gewählte Gleichungslöser (Anhang C.2) nicht geändert werden muss und mit der frei zugänglichen Software paraview (Entwickler: Kitware, Los Alamos National Laboratory, Sandia National Labs) ein Post-Processing-Werkzeug zur Verfügung steht, mit dem die Berechnung der Strombahnen sowie der Export der strömungsphysikalischen Größen entlang der Strombahnen möglich ist (AYACHIT, 2015) (Abbildung C.2).

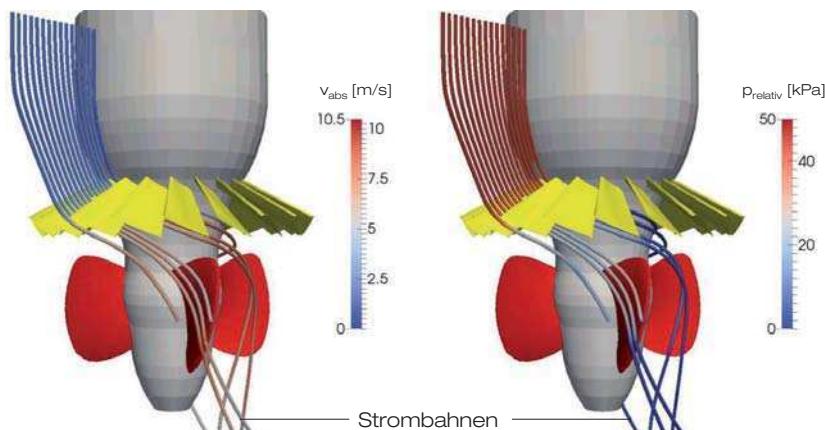


Abbildung C.2: Im Post-Processing mit paraview berechnete Strombahnen am Beispiel des Betriebszustands 9 (50 m<sup>3</sup>/s) links: Darstellung der Absolutgeschwindigkeit, rechts: Darstellung des relativen Drucks

## D. Ergebnisse Szenario 2 des hydronumerischen Modells

### D.1. Mortalitätsrisiko in Abhängigkeit des Turbinendurchflusses

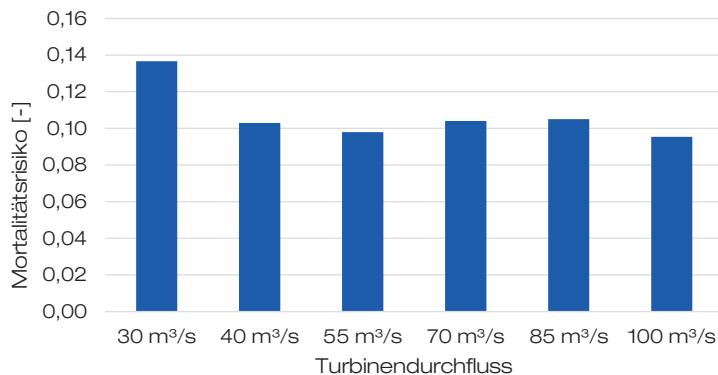


Abbildung D.1: Höhe des Mortalitätsrisikos durch Scherereignisse für Szenario 2 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen

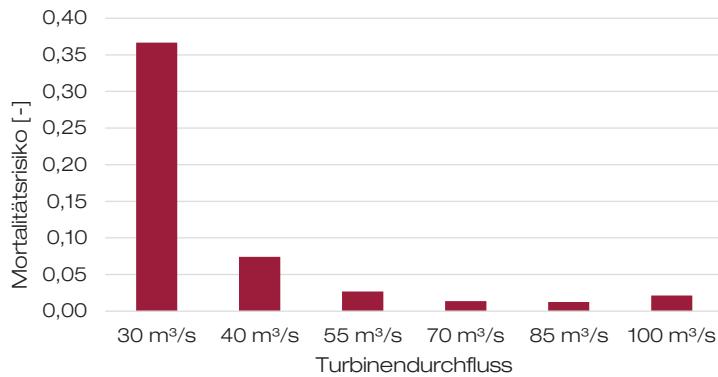


Abbildung D.2: Höhe des Mortalitätsrisikos durch Kollisionen für Szenario 2 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen

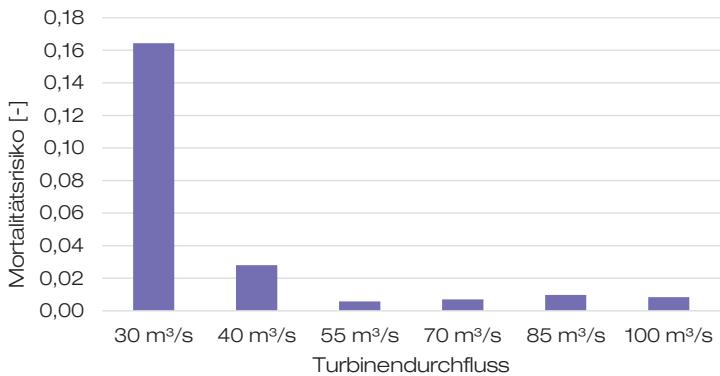


Abbildung D.3: Höhe des Mortalitätsrisikos durch Druckdifferenzen für Szenario 2 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen

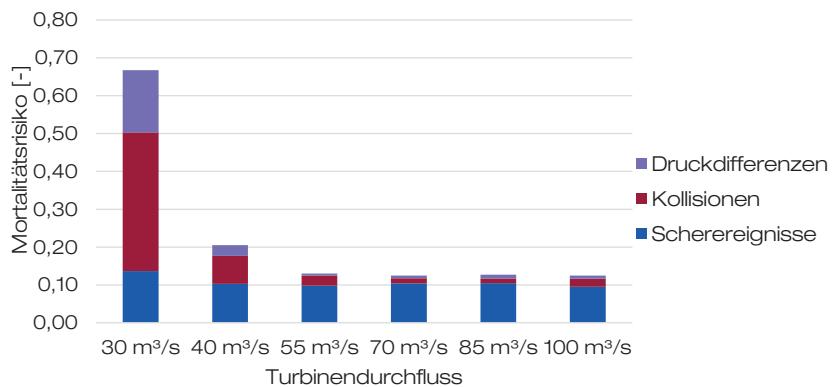


Abbildung D.4: Höhe des Gesamt mortalitätsrisikos für Szenario 2 getrennt nach den untersuchten Turbinendurchflüssen

## D.2. Lage maßgeblicher Belastungen

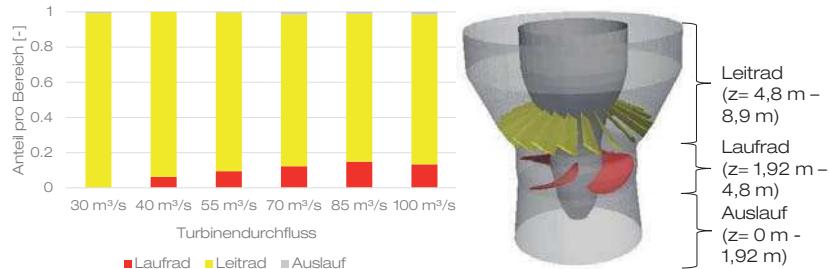


Abbildung D.5: Anteil der maßgeblichen Scherereignisse in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Scherereignissen pro Betriebszustand (Szenario 2)

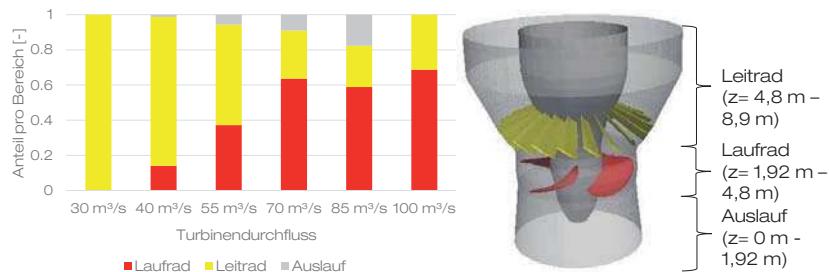


Abbildung D.6: Anteil der maßgeblichen Kollisionen in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Scherereignissen pro Betriebszustand (Szenario 2)

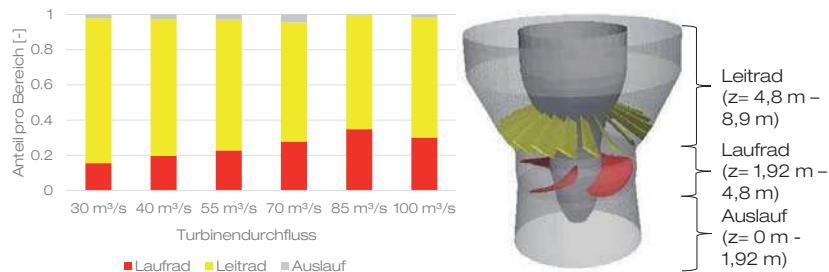


Abbildung D.7: Anteil der maßgeblichen Druckunterschiede in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Scherereignissen pro Betriebszustand (Szenario 2)

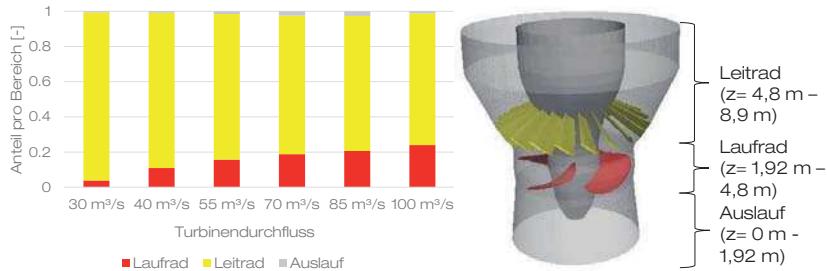


Abbildung D.8: Anteil aller maßgeblichen Belastungen in den Bereichen Laufrad, Leitrad und Auslauf im Vergleich zu den insgesamt auftretenden Belastungen pro Betriebszustand (Szenario 2)

### D.3. Verteilung Mortalitätsrisiken nach Eintrittsorten

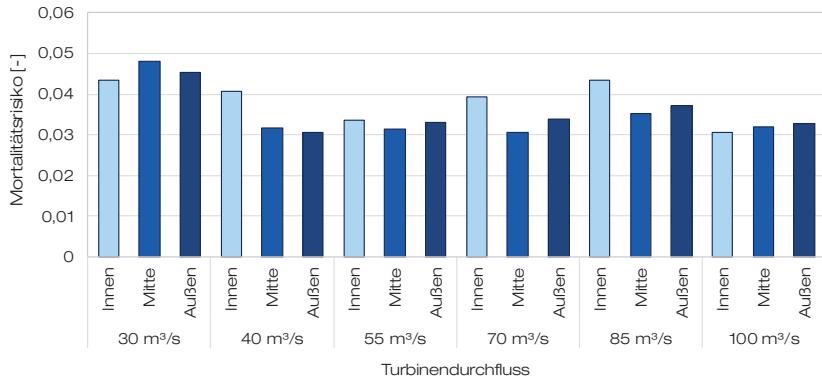


Abbildung D.9: Verteilung des Mortalitätsrisikos durch Scherereignisse zwischen den Eintrittsorten der Stromlinien getrennt nach den Betriebszuständen (Szenario 2)

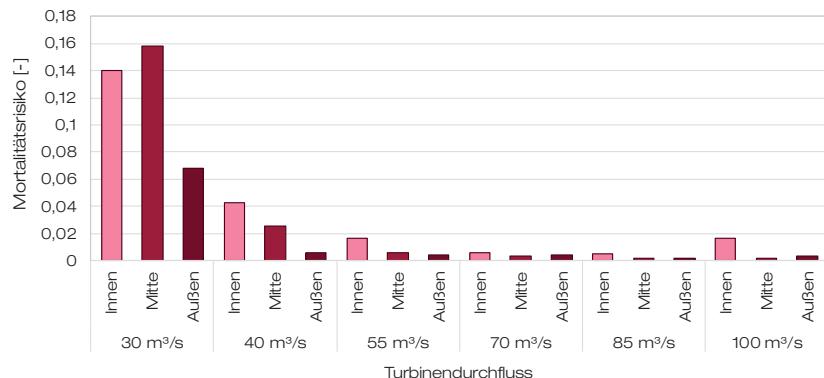


Abbildung D.10: Verteilung des Mortalitätsrisikos durch Kollisionen zwischen den Eintrittsorten der Stromlinien getrennt nach den Betriebszuständen (Szenario 2)

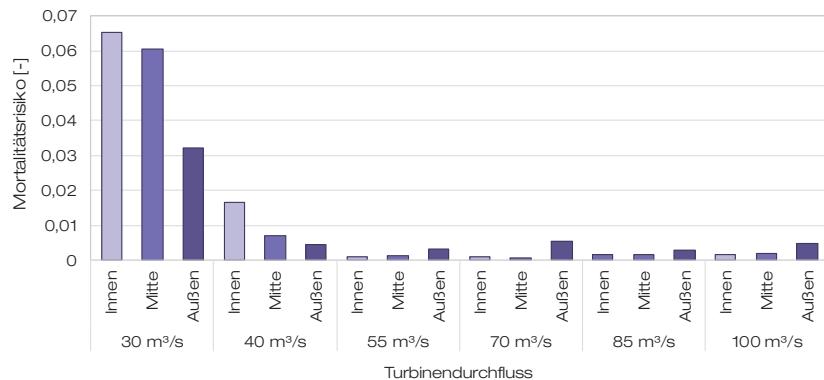


Abbildung D.11: Verteilung des Mortalitätsrisikos durch Druckdifferenzen zwischen den Eintrittsorten der Stromlinien getrennt nach den Betriebszuständen (Szenario 2)

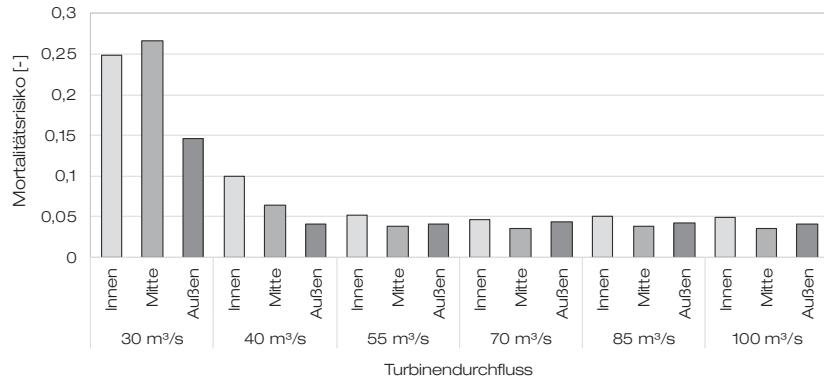


Abbildung D.12: Verteilung des Gesamt mortalitätsrisikos zwischen den Eintrittsorten der Stromlinien getrennt nach den Betriebszuständen (Szenario 2)

## Glossar

Aufenthaltswahrscheinlichkeit	Wahrscheinlichkeit des Fischaufenthaltes an einem Ort in Bezug zur insgesamt detektierten Anzahl von Fischaufenthalten in einem Beobachtungsbereich
Ausschnittsmodell	Abbildung eines Teils eines Naturbauwerks im physikalischen Modell im Maßstab 1:1
Belastung	Eintrittswahrscheinlichkeit der Beschleunigung und Druckdifferenz, denen ein Fisch bei der Passage einer Turbine ausgesetzt ist, getrennt nach ausgewählten Intervallen
Betriebsweise	Schema zur Aufteilung des Gesamtdurchflusses $Q_{\text{ges}}$ auf die Turbinen und zur Steuerung der Umdrehungsgeschwindigkeit
Betriebszustand	Festlegung der Umdrehungsgeschwindigkeit, der Laufradschaufelstellung sowie der Leitapparatstellung für einen Turbinendurchfluss $q_i$ . Je nach Betriebsweise kann der Betriebszustand einer Turbine für denselben Turbinendurchfluss $q_i$ variieren
Ethohydraulik	Kombination aus wasserbaulichem Versuchswesen und biologischer Verhaltensbeobachtung von Fischen zur Ermittlung hydraulisch-taktiler Zusammenhänge zwischen der Strömung und dem Verhalten von Fischen
Feinrechen	Rechen, der eine Filterwirkung für ein ausgewähltes Spektrum an Zielfischarten aufweist, $s \leq 15 \text{ mm}$
Filterwirkung	Anteil der Fische, die mindestens einmal auf den Rechen zu geschwommen sind, diesen aber nicht passiert haben
Fischabstieg	Effizientes und schadloses Ableiten eines Fisches über einem alternativen Wanderweg (Bypass)
Fischschutz	Schutz der Fische vor der Turbinenpassage und der daraus resultierenden Schädigung

Gefährzungsbereich	Bereich einer Wasserkraftanlage, in dem Fische eine Schädigung oder sonstige Beeinflussung des natürlichen Verhaltens erfahren
Gesamt mortalitätsziffer	Verhältnis der getöteten Blankaale zu den abwandernden Blankaalen aller Staustufen
Grobrechen	Rechen, der eine reine Filterwirkung für große mittransportierte Körper aufweist $\geq 60$ mm
Korrelation	Standardisiertes Maß zur Beschreibung der Stärke eines Zusammenhangs zwischen zwei Variablen
Leitrechen	Rechen, der eine Leitwirkung für ein ausgewähltes Spektrum an Zielfischarten aufweist
Mortalitätsrisiko	Risiko, dass ein abwandernder Fisch bei einem bestimmten Betriebszustand der Turbine getötet wird
Mortalitätsziffer	Verhältnis der durch einen Gefährzungsbereich getöteten Fische zu allen diesen Bereich passierenden Fischen
Regressionsanalyse	Statistisches Hilfsmittel zur Quantifizierung von Zusammenhängen, welches auch für Prognosen genutzt werden kann
Schädigung	Letale oder nicht letale Verletzung eines Fisches
Szenario 0 - Normalbetrieb	Betrieb der Moselkraftwerke nach dem Joint-Control mit dem Ziel der Optimierung des Wirkungsgrads
Szenario 1 – fischangepasster Betrieb	Betrieb der Moselkraftwerke während der Abwanderungszeiten der Blankaale nach dem Prinzip der möglichen Vollbeaufschlagung
Szenario 2 – Bremsen	Betrieb der Moselkraftwerke während der Abwanderungszeiten der Blankaale nach dem Prinzip der Bremsung und Vollöffnung des Laufrads
Szenario 3 – optimierter fischangepasster Betrieb	Betrieb der Moselkraftwerke während der Abwanderungszeiten der Blankaale mit Beaufschlagung, die geringstes Mortalitätsrisiko aufweisen

Szenario 4 – Bremsen und optimierter fischangepasster Betrieb	Betrieb der Moselkraftwerke während der Abwanderungszeiten der Blankaale nach dem Prinzip der Bremsung und Vollöffnung des Laufrads und gleichzeitige Beaufschlagung nach Szenario 3
Situative Ähnlichkeit	Übereinstimmung aller verhaltensrelevanter Aspekte zwischen physikalischem Modell und Naturbauwerk
Topologische Eigenschaften	Eigenschaften einer mathematischen Struktur, die durch Verformungen wie Dehnen und Stauchen nicht verändert werden
Untersuchungsszenario	Ausgewählte Betriebsweisen, die mit Hilfe des hydronumerischen Modells untersucht werden
Vulnerabilität	Wahrscheinlichkeit, mit der ein abwandernder Fisch durch eine Belastung einer bestimmten Höhe getötet wird



## Lebenslauf

### Persönliche Daten

Name Elena-Maria Klopries

Geburtstag 05. Januar 1989

Geburtsort Gladbeck

### Wissenschaftlicher Werdegang

07/2017 – 09/2017 Forschungsaufenthalt am Pacific Northwest National Laboratory (PNNL) in Richland, Washington (USA)

Seit 11/2013 Wissenschaftliche Mitarbeiterin am Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft der RWTH Aachen University

SS 2013 Masterabschluss Wirtschaftsingenieurwesen mit der FR Bauingenieur und der Vertiefung Wasserwesen an der RWTH Aachen University (Abschlussnote 1,1)

SS 2011 Bachelorabschluss in Wirtschaftsingenieurwesen mit der FR Bauingenieur und der Vertiefung Wasserwesen an der RWTH Aachen University (Abschlussnote 1,3)

### Auszeichnungen und Stipendien

2017 Stipendiatin eines DAAD Kurzstipendiums für Doktoranden

2013 – 2016 Stipendiatin der RWE Fellows Studienförderung

2013 Ausgezeichnet mit der Springorum Denkmünze

2010 – 2013 Stipendiatin des RWTH Bildungsfonds

2009 – 2013 Ausgezeichnet mit der Urkunde der Dean's List



## Danksagung

Mein Dank gilt allen Menschen, die – im Kleinen und Großen – dazu beigetragen haben, dass diese Arbeit entstehen konnte. Ein besonderer Dank geht dabei an...

- ... Herrn Univ.-Prof. Dr.-Ing. Holger Schüttrumpf für die Möglichkeit, zu diesem spannenden Thema eine Doktorarbeit zu verfassen, die Freiräume zum Schreiben der Arbeit und das mir entgegen gebrachte Vertrauen in meine Fähigkeiten.
- ... Herrn Prof. Dr.-Ing. habil. Boris Lehmann für die Übernahme der Zweitbegutachtung dieser Arbeit und seine vielen fachlichen Hinweise während der Erstellung dieser Arbeit.
- ... Susanne Teggers-Junge für das Mentoring im Rahmen des RWE Fellow Stipendiums und ihre fachliche Unterstützung in allen Fragen rund um die Mosel und den Fischschutz.
- ... Zhiqun (Daniel) Deng vom Pacific Northwest National Laboratory für die Möglichkeit des dreimonatigen Forschungsaufenthalts im Sommer 2017 und seine umfangreiche fachliche Unterstützung bei allen Fragen rund um die Turbinenpassage von Fischen.
- ... Andreas Hoffmann, Imke Böckmann, Fabian Fester, Christine Wollschläger und allen anderen BUGeFis für die tolle Zusammenarbeit, den Spaß an der Arbeit, den sie immer mitgebracht haben und die Beantwortung aller meiner Fischfragen.
- ... Herrn Jung, Herrn Necker und Herrn Stolz von Voith Hydro Holding GmbH & Co. KG für die Bereitstellung des digitalen Computermodells der Turbine des Kraftwerks Lehmen, das essentiell für die hydronumerischen Berechnungen dieser Arbeit war.
- ... Manfred Kriegel, Tim Hauten, Irene Ohligschläger, Thoren Zurhelle, Christian Vogelgesang, Kevin Loers, Kristian Brodersen und Norbert Quast für ihren Einsatz und ihre Mühe beim Aufbau, Umbau, Betrieb und der Instandhaltung der Betonrinne. Euer Wissen und eure Erfahrung im Modellbau und in der Messtechnik haben maßgeblich dazu beigetragen, dass meine Versuche stattfinden konnten.
- ... Alle Kolleginnen und Kollegen am Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft für eine tolle Arbeitsatmosphäre, viele hilfreiche Tipps und die Unterstützung bei fachlichen und privaten Fragen. Mein besonderer Dank gilt hierbei Catrina Brüll, Moritz Kreyenschulte, Christian Grimm, Sebastian Hudjetz, Iris Uffelmann, Elena Pummer, Anna-Lisa Maaß, Anna Wilmink, Bernd Böckmann und Karin Banhold.
- ... Charlotte Haberstroh, Theresa Lachmann, Madeleine Berkemeier und Christopher Ulrichs für ihre zuverlässige, flexible und gewissenhafte Arbeit während der Fischversuche und den ADV-Messungen sowie ihrer Unterstützung in allen anderen Bereichen.
- ... Meine Familie und Freunde für ihre Unterstützung und ihr Vertrauen in meine Fähigkeiten während meiner Zeit in Aachen. Ein ganz besonderer Dank geht an meinen Opa Karl Schneck, von dem ich von klein auf gelernt habe, dass Durchhaltevermögen, Fleiß und Spaß an einer Sache die wichtigsten Voraussetzungen für Erfolg sind.
- ... Philip Bußmann dafür, dass er mich die letzten Jahre uneingeschränkt unterstützt hat in allen meinen Entscheidungen rund um diese Arbeit.

Aachen, August 2018



# Bisher erschienene Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft

<b>1. Bruntr, Alfred</b> Tätigkeitsbericht aus dem Institut für gewerblichen Wasserbau (Wasserbaulaboratorium) (vergriffen)	<b>11. versch. Vorträge</b> Wasserbau-Seminar Wintersemester 1975/76 („Talsperren und Rückhaltebecken - Entwurf, Ausführung, Betrieb“) (vergriffen) € 19,50	<b>19. Tagagi, Fusetsu</b> <b>Indlekofer, Horst</b> <b>Rohde, Fritz G.</b> <b>Langer, Ulrich</b> Variation and Changing Processes of Recession Characteristics in Watersheds. A Study of the Numerical Stability of Four-point Implicit Water Wave Models. Short Term Operation of Hydro-electric Power Systems Including Pumped Storage (vergriffen) € 10,30	<b>25. Indlekofer, Horst</b> <b>Obendorf, Klaus</b> Zur Konvergenz numerisch-mathematischer Modelle für eindimensionale Flachwasserwellen nach dem impliziten Vierpunkt-Differenzenverfahren Rauhigkeitsverhalten und Ermittlung von Rauhigkeitsbeiwerten beim naturnahen Ausbau der Gewässer (vergriffen) € 15,40
<b>2. Wölfel, Eilhard</b> Entwicklung einer neuartigen Anlage zur Ausscheidung körniger Schwerstoffe aus Wasser (vergriffen)	<b>12. Langer, Ulrich</b> Kurzfristige Einsatzplanung von Wasserkraftanlagen im hydrothermischen Verbundnetz (vergriffen) € 19,50	<b>20. Lütkestratkötter, Herbert</b> Numerische Behandlung von Wärmeausbreitungsvorgängen in durchströmten porösen Medien nach der Methode der finiten Elemente (vergriffen) € 10,30	<b>26. versch. Vorträge</b> Wasserbau-Seminar Wintersemester 1978/79 („Baustoffe im Wasserbau - Anwendung und Neuentwicklung“) (vergriffen) € 24,60
<b>3. Gerndt, Rolf Dieter</b> Beitrag zur Untersuchung der Bewegungsvorgänge in Tosbecken mit geradliniger, allmählicher Erweiterung (vergriffen)	<b>13. Çeçen, Kazim</b> <b>Bretschneider, Hans</b> <b>Indlekofer, Horst</b> Wasserfassung aus Gebirgsflüssen und über die Bemessung und Berechnung der Absetzbecken für Wasserkraftanlagen. Zur Bemessung von kreisförmigen Fallschächten. Zum hydraulischen Einfluß von Pfeileraufbauten bei Überfall-Entlastungsanlagen (vergriffen) € 10,30	<b>21. Griethe, Hans Peter</b> Beitrag zur Bestimmung der Wärme-transporteigenschaften von nicht-bindigen Böden unter besonderer Berücksichtigung des teilgesättigten Zustandes (vergriffen) € 15,40	<b>27. Heinemann, Ekkehard</b> Beitrag zur Vermeidung der Wirbelbildung vor Tauchwänden (vergriffen) € 15,40
<b>4. Indlekofer, Horst</b> Beitrag zur Bestimmung des Einflusses einer Ecke auf die Überfallsleistung eines im Grundriß aus geraden Teilstücken bestehenden Schachtüberfalles (vergriffen)	<b>14. Tödtl, Hans</b> Ein Analogiemodell für den Feststofftransport bei der Hangerosion (vergriffen) € 10,30	<b>22. versch. Vorträge</b> Wasserbau-Seminar Wintersemester 1977/78 („Konstruktive und rechnerische Detailfragen im Talsperrenbau“) (vergriffen) € 19,50	<b>28. Stössinger, Wolfgang</b> Beschreibung der Hydrodynamischen Dispersion mit der Methode der finiten Elemente am Beispiel der instationären Interface zwischen Süß- und Salzwasser in Grundwasserleitern (vergriffen) € 10,30
<b>5. Olbrisch, Heinz-Dieter</b> Statistische Methoden in der Gewässerkunde und ihre Anwendung. Arbeitsheft (vergriffen)	<b>15. Rohde, Fritz G.</b> <b>Zoller, Ernst Christian</b> <b>Indlekofer, Horst</b> Meenakshisundaram, Skrikantans Hydraulische Pumpspeicher, Bestandsaufnahme und Entwicklungstendenzen. Resonanzverhalten von hydraulischen Meßbleitungen bei dynamischen Drücken (vergriffen) € 10,30	<b>23. Arafa, Fawzy</b> <b>Khalik, Abdel</b> Sohlausbildung und Gesamtsedimenttransport in natürlichen Gewässern unter Berücksichtigung der Kornverteilung und der Dichte des Sohlmaterials (vergriffen) € 15,40	<b>29. Rohde, Fritz G.</b> <b>Indlekofer, Horst</b> <b>Elango, Kasivisanathan</b> Self-excited oscillatory surface waves around cylinders. Contribution on convergence of implicit bed transient models. Finite element-based optimization and numerical simulation models for groundwater systems (vergriffen) € 15,40
<b>6. Unser, Klaus</b> Zur Frage der Berechnung und Betriebs sicherheit von Heberwehren mit kleiner und wechselnder Fallhöhe (vergriffen) € 15,40	<b>16. Kremer, Robert</b> Ausbildung und Bewegung der Interface Süß- zu Salzwasser in Grundwasserleitern unter dem Einfluß natürlicher und künstlicher Anreicherung (vergriffen) € 10,30	<b>24. Raetsch, Walter und</b> <b>Hoffmann, Heinz-Günter</b> <b>Seyberth, Max</b> <b>Indlekofer, Horst und</b> <b>Rouvé, Gerhard</b> Die Rurtalsperre Schwammenauel bei Heimbach/Eifel. Flußbau, Wildbach- und Lawinenverbauung, dargestellt an einigen ausgeführten Beispielen. Be trachtungen zum katastrophalen Hochwasserabfluß (vergriffen) € 15,40	<b>30. Raetsch, Walter</b> Über die Kapazitätserweiterung von Talsperren (vergriffen) € 15,40
<b>7. versch. Vorträge</b> Wasserbau-Seminar Sommersemester 1973 (vergriffen) € 10,30	<b>17. Schmitz, Johannes</b> Berechnung des vollkommenen Überfalles über eine gerade Krone bei räumlicher Anströmung (vergriffen) € 10,30	<b>31. versch. Vorträge</b> Wasserbau-Seminar Wintersemester 1979/80 („Rückhaltebecken“) (1980, 249 Seiten) € 19,50	
<b>8. Olbrisch, Heinz-Dieter</b> Beitrag zur Methodik der Datenanalyse bei Lysimeteruntersuchungen (vergriffen) € 24,60	<b>18. versch. Vorträge</b> Wasserbau-Seminar Wintersemester 1976/77 („Talsperren- und Damm schäden - Ursachen und Sanierungen“) (vergriffen)	<b>32. Ferreira Filho, Walter Martins</b> Ein relationales wasserwirtschaftliches Datenbanksystem (1980, 156 Seiten) € 15,40	

# Bisher erschienene Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft

- 33. Pelka, Walter**  
Mathematisch-numerische Behandlung von instationären Grundwasserbewegungen in großen Einzugsgebieten (vergriffen)
- 34. Rouvé, Gerhard und Weiß, Peter**  
**Indlekofer, Horst**  
Einsatz von aktiven Bildschirm-Ein- und Ausgabegeräten zur optischen Simulation von Problemen in Hydrologie, Wasserwirtschaft und Wasserbau. Zur numerischen Stabilität von mathematischen Modellen für Geschiebewellen (1981, 189 Seiten) € 15,40
- 35. Indlekofer, Horst**  
**Stössinger, Wolfgang**  
Zur Frage des Formbeiwertes und der Überlagerung von Rauhigkeitseinflüssen, erläutert am Beispiel der Ringspaltströmung. Möglichkeiten eines Einsatzes der Computer-Simulation im Curriculum für Wasserbauingenieure (1981, 98 Seiten) € 10,30
- 36. versch. Vorträge**  
Wasserbau-Seminar Wintersemester 1980/81 („Fließgewässer und Kanäle“) (1981, 397 Seiten) € 24,60
- 37. Pelka, Walter**  
**Indlekofer, Horst**  
Zwei-Brunnen-Speichersysteme zur Wärmepeicherung in oberflächennahen Grundwasserleitern. Überlagerung von Rauhigkeitseinflüssen beim Abfluss in offenen Gerinnen (1981, 145 Seiten) € 10,30
- 38. Schulz, Wolfgang W. G.**  
Ein Planspiel für die regionale Wasserwirtschaft (1982, 159 Seiten) € 15,40
- 39. Babanek, Roland**  
Zur Elektrifizierung ländlicher Gebiete in Entwicklungsländern unter besonderer Berücksichtigung von Kleinwasserkraftanlagen (1982, 260 Seiten) € 19,50
- 40. Traut, Fritz-Josef**  
Prozeßrechneranwendung im wasserbaulichen Versuchswesen (1982, 160 Seiten) € 15,40
- 41. versch. Vorträge**  
Wasserbau-Seminar Wintersemester 1981/82 („Grundwasser - Schutz und Nutzung“) (1982, 331 Seiten) € 24,60
- 42. Ostrowski, Manfred Walter**  
Ein Beitrag zur kontinuierlichen Simulation der Wasserbilanz (1982, 188 Seiten) € 15,40
- 43. Stein, Uwe**  
Zur Untersuchung der Strömungskavitation unter Berücksichtigung von Turbulenz, Wirbelbildung und Blasendynamik (1982, 321 Seiten) € 24,60
- 44. versch. Vorträge**  
Wasserbau-Seminar Wintersemester 1982/83 („Landwirtschaftlicher Wasserbau“) (1983, 321 Seiten) € 24,60
- 45. Evers, Peter**  
Untersuchung der Strömungsvorgänge in gegliederten Gerinnen mit extremen Rauhigkeitsunterschieden (1983, 216 Seiten) € 15,40
- 46. Drabik, Krzysztof A.**  
Hydro-thermischer Kraftwerksausbau - Suchverfahren und Optimierung im Methodenvergleich (1983, 159 Seiten) € 15,40
- 47. Pelka, Walter**  
Stoff- und Wärmetransport in gesättigter - ungesättigter Grundwasserströmung (1983, 214 Seiten) € 15,40
- 48. Biener, Ernst**  
Zur Sanierung älterer Gewichtsstaumauern (1983, 141 Seiten) € 10,30
- 49. Sacher, Hartmut P.**  
Berücksichtigung von Unsicherheiten bei der Parameterschätzung für mathematisch-numerische Grundwassermodelle (vergriffen)
- 50. versch. Vorträge**  
Wasserbau-Seminar Wintersemester 1983/84 („Erfahrung mit Staubaufwerken - Planung, Betrieb, Alterung und Ertüchtigung“) (1984, 402 Seiten) € 24,60
- 51. Krause-Klein, Thomas**  
Schwimmstoffrückhalt an festen Tauchwänden unter besonderer Berücksichtigung der Wirbelbildung (1984, 179 Seiten) € 15,40
- 52. Pasche, Erik**  
Turbulenzmechanismen in naturnahen Fließgewässern und die Möglichkeit ihrer mathematischen Erfassung (vergriffen)
- 53. Rabben, Stephan L.**  
Untersuchung der Belüftung an Tiefschützen unter besonderer Berücksichtigung von Maßstabseffekten (1984, 197 Seiten) € 15,40
- 54. Pelka, Walter und Schröder, Dietrich**  
Variationsverfahren und Verfahren gewichteter Residuen zur Berechnung stationärer Strömungsvorgänge in verzweigten und vermaschten Rohrleitungssystemen (1984, 169 Seiten) € 15,40
- 55. Robinson, Stephen**  
Ein zeitvariantes Übertragungsfunktionsmodell zur Beschreibung von Niederschlag-Abfluß-Prozessen (vergriffen)
- 56. versch. Vorträge**  
Wasserbau-Seminar Wintersemester 84/85 („Wasserkräftanlagen“) (vergriffen) € 24,60
- 57. Scheuer, Lothar**  
Theoretische und experimentelle Untersuchungen zum Kavitationsbeginn an Oberflächenrauhheiten (vergriffen)
- 58. versch. Vorträge**  
Zweite Aachen - Lütticher Hochschultage (1986, 151 Seiten) € 15,40
- 59. Kerzel, Christian**  
Komponenten des Stofftransports in Porengrundwasserleitern (1986, 186 Seiten) € 15,40
- 60. versch. Vorträge**  
Wasserbau-Seminar Wintersemester 85/86 („Gewässerausbau“) (1986, 304 Seiten) € 24,60
- 61. Heidermann, Henning**  
Datenfehler bei mathematisch-numerischen Grundwassermodellen - Input-Sensitivität und Kalman-Filter (vergriffen)
- 62. Els, Heinrich**  
Zum Entwurf der Auslaufbauwerke von Pumpenturbinen in Schachtkraftwerken (vergriffen)
- 63. Simons, Veronika M.**  
Informationsanalyse für die wasserwirtschaftliche Rahmenplanung (1987, 222 Seiten) € 15,40
- 64. Hänscheid, Peter**  
Zur digitalen Bildverarbeitung bei wasserbaulichen Strömungsuntersuchungen (1987, 225 Seiten) € 15,40
- 65. Bogacki, Wolfgang**  
Optimale Bewirtschaftung von Süß-Salzwasser Aquiferen (1987, 176 Seiten) € 15,40
- 66. versch. Vorträge**  
Wasserbau-Seminar Wintersemester 86/87 („Grundwassermodelle in der Praxis“) (vergriffen)
- 67. Arnold, Uwe**  
Zur bildladden- und modellgestützten Bestimmung der Schadstoffausbreitung in naturnahen Fließgewässern (1987, 290 Seiten) € 19,50
- 68. Schog, Christoph**  
HYDAMOS - Ein Informationssystem für die Wasserwirtschaft (1987, 126 Seiten) € 15,40
- 69. Peters, Alexander**  
Vektorisierte Behandlung von Finiten Elementen für die Grundwassermodellierung (1988, 112 Seiten) € 15,40

# Bisher erschienene Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft

<b>70. Pelka, Barbara</b> Modelle zur Berechnung mehrschichtiger Grundwasserleiter auf der Basis von finiten Elementen (1988, 179 Seiten) € 15,40	<b>79. Nacken, Heribert</b> Operationelle Abfluvorhersage mit Echtzeit-Simulationssystemen unter Einbezug des Kalman Filters (1990, 159 Seiten) € 15,40	<b>88. versch. Vorträge</b> Wasserbau-Symposium Wintersemester 1992/93 (Kritische Situationen an Gewässern) (1993, 342 Seiten) € 24,60	<b>97. Höttges, Jörg</b> Zum Einfluß von Querschnitts- und Rauheitsgliederung auf den Ausbreitungsvorgang in Gerinneströmungen (1995, 128 Seiten) € 13,30
<b>71. versch. Vorträge</b> Wasserbau-Seminar Wintersemester 87/88 („Wasserbau und Landschaftspflege“) (1988, 328 Seiten) € 24,60	<b>80. Ritterbach, Eckard</b> Wechselwirkungen zwischen Auenökologie und Fließgewässerhydraulik und Möglichkeiten der integrierenden computergestützten Planung (vergriffen)	<b>89. Eichner, Horst</b> Ein integriertes Programmverwaltungs- und Informationssystem für großräumige wasserwirtschaftliche Planungen (vergriffen) € 19,50	<b>98. Romunde, Bernd</b> Zur inversen Modellierung großräumiger Multiaquifer-Systeme (1995, 154 Seiten) € 15,40
<b>72. Schulte, Hendrik</b> Zur numerischen Simulation abgelöster turbulenter Strömungen mit der Finite-Elemente Methode (1989, 183 Seiten) € 15,40	<b>81. versch. Vorträge</b> Wasserbau-Seminar Wintersemester 90/91 („Schadstofftransport in Grund- und Oberflächengewässern“) (vergriffen) € 24,60	<b>90. versch. Vorträge</b> Feststofftransport und Gewässerökologie - Möglichkeiten der Berechnung und Risikobewertung (vergriffen) € 22,50	<b>99. Hoffmann, Markward</b> Automatische Generierung von FENetzen für Scheibenkonstruktionen am Beispiel von Gewichtsstaumauern (1995, 195 Seiten) € 15,40
<b>73. Dorgarten, Hans-Wilhelm</b> Das Verhalten hydrophober Stoffe in Boden und Grundwasser (vergriffen) € 15,40	<b>82. Weiss, Peter</b> Ein Beitrag zur Planung und Projektierung von Kleinwasserkraftanlagen (1992, 270 Seiten) € 19,50	<b>91. Feldhaus, Rainer</b> Zur hydrodynamisch-numerischen Simulation von Mischwasserspeichern (1993, 150 Seiten) € 15,40	<b>100.</b> noch nicht erschienen
<b>74. Kolder, Wilhelm</b> Die Bedeutung der Wasserwirtschaft im Bereich des Steinkohlebergbaus am Beispiel des Ruhrbergbaus (1989, 181 Seiten) € 15,40	<b>83. Beyene, Mekuria</b> Ein Informationssystem für die Abschätzung von Hochwasserschadenspotentialen (1992, 147 Seiten) € 10,30	<b>92. Mohn, Rainer</b> Zur Modellähnlichkeit des Kavitationsbeginns in abgelöster turbulenter Strömung (1994, 184 Seiten) € 15,40	<b>101. Leucker, Roland</b> Analyse instationärer Strömungsphänomene zur Vorhersage des Kavitationsbeginns (1995, 151 Seiten) € 15,40
<b>75. versch. Vorträge</b> Wasserbau-Seminar Wintersemester 88/89 („Informationsverarbeitung in der Praxis von Wasserbau und Wasserwirtschaft“) (1989, 311 Seiten) € 24,60	<b>84. Patt, Michael</b> Planung und Ausführung von Flußumleitungen im Talsperren- und Flußkraftwerksbau (1992, 197 Seiten) € 15,40	<b>93. Birkhölzer, Jens</b> Numerische Untersuchungen zur Mehrkontinuumsmodellierung von Stofftransportvorgängen in Klutfgrundwasserleitern (1994, 232 Seiten) € 19,50	<b>102. Forkel, Christian</b> Die Grobstruktursimulation turbulenter Strömungs- und Stoffausbreitungsprozesse in komplexen Geometrien (1995, 195 Seiten) € 19,50
<b>76. Stein, Claus Jürgen</b> Mäandrierende Fließgewässer mit überströmten Vorländern - Experimentelle Untersuchung und numerische Simulation (vergriffen) € 15,40	<b>85. versch. Vorträge</b> Wasserbau-Symposium Wintersemester 91/92 („Ökologie und Umweltverträglichkeit“) (1992, 373 Seiten) € 24,60	<b>94. Honert, Reinhard</b> Altlast-Datenverarbeitung mit wissensbasierten Informationssystemen (1994, 222 Seiten) € 19,50	<b>104. versch. Vorträge</b> Wasserbausymposium 1994/95: Hochwasser – Naturereignis oder Menschenwerk? (1997, 264 Seiten) € 30,60
<b>77. Daniels, Helmut</b> Numerische Berechnung instationärer Strömungsvorgänge in Wärmespeichern (1990, 281 Seiten) € 19,50	<b>86. Höttges, Jörg</b> Zur Methodik der numerischen Simulation von Stoffausbreitungsvorgängen in Fließgewässern (1992, 121 Seiten) € 10,30	<b>95. Braxein, Axel</b> Dreidimensionaler Modellierung von Mehrphasenströmungs- und Stofftransportvorgängen in porösen Medien (1995, 120 Seiten) € 13,30	<b>105. versch. Vorträge</b> Wasserbausymposium 1995/96: Computational Fluid Dynamics – Bunte Bilder in der Praxis? (1997, 292 Seiten) € 38,90
<b>78. versch. Vorträge</b> Wasserbau-Seminar Wintersemester 89/90 („Stauanlagen im Wandel der Anforderungen“) (vergriffen) € 24,60	<b>87. Ruland, Peter</b> Numerische Simulation des Sedimenttransports unter Verwendung eines objektorientierten Geographischen Informationssystems (1993, 180 Seiten) € 15,40	<b>96. versch. Vorträge</b> Wasserbausymposium 1993/94: Umweltverträglichkeitsprüfung, Umweltverträglichkeitsuntersuchung und moderne Informationstechnologie in der Praxis (1995, 306 Seiten) € 24,60	<b>106. Kuck, Andreas</b> Zur Modellierung der Zwei-Phasen-Strömung koagulierender Stoffe in Scherkraftabscheidern (1997, 160 Seiten) € 20,30

# Bisher erschienene Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft

- 107. Haase, Michael**  
Raumbezogene Datenstrukturen für die hydrologische Modellierung (1997, 184 Seiten) € 23,50
- 108. Schröder, Paul-Michael**  
Zur numerischen Simulation turbulenter Freispiegelströmungen mit ausgeprägt dreidimensionaler Charakteristik (1997, 160 Seiten) € 20,30
- 109. Lehmkühler, Arno**  
Zur Sicherheit von Talsperren im Hochwasserfall (1997, 168 Seiten) € 20,30
- 110. Chen, Dahong**  
Numerische Simulation von Strömungsvorgängen mit der „Arbitrary Lagrangian Eulerian Method“ (ALE-Methode) (1997, 168 Seiten) € 20,30
- 111. versch. Vorträge**  
Wasserbausymposium 1997: Wasserbau – Architektur der Landschaft (1997, 376 Seiten) € 39,90
- 112. Boettcher, Roland**  
Integrale Entwicklungsplanung für Stromlandschaften (1997, 292 Seiten) € 26,60
- 113. Opheys, Stefan**  
Numerische Untersuchungen zur Dispersion in anisotrop heterogenen, porösen Medien (1997, 194 Seiten) € 23,50
- 114. Spork, Volker**  
Erosionsverhalten feiner Sedimente und ihre biogene Stabilisierung (1997, 184 Seiten) € 23,50
- 115. versch. Vorträge**  
Wasserbausymposium 1998: Wasserwirtschaftliche Systeme. Konzepte, Konflikte, Kompromisse (1998, 498 Seiten) € 45,50
- 116. Bodarwé, Josef H.**  
Physikalische und Numerische Untersuchungen zum Einfluß sekundärer Strömungseffekte auf die Permeabilität von Einzeltrennflächen (1999, 168 Seiten) € 20,30
- 117. Ackermann, Thomas**  
Optimale Regelung von Fließgewässern (1999, 152 Seiten) € 20,30
- 118. Jansen, Dietmar**  
Identifikation des Mehrkontinuum-Modells zur Simulation des Stofftransports in multiporösen Festgesteinssystemen (1999, 272 Seiten) € 26,60
- 119. Bergen, Olaf**  
Die Large-Eddy Simulation von Strömungen in natürlichen Seen und Talsperrenspeichern mit der Finite Elemente Methode (1999, 144 Seiten) € 20,30
- 120. versch. Vorträge**  
Internationales Wasserbausymposium Aachen 1999: Flüsse- Von der Quelle bis ins Meer (1999, 260 Seiten) € 39,90
- 121. versch. Vorträge**  
Internationales Wasserbausymposium Aachen 2000: Verkehrswasserbau (2000, 383 Seiten) € 39,90
- 122. Buchholz, Oliver**  
Hydrologische Modelle – Theorie der Modellbildung und Beschreibungs-systematik (2001, 326 Seiten) € 35,30
- 123. Gitschel, Christoph**  
Computergestützte Generierung hydrologischer Simulationsmodelle (2001, 176 Seiten) € 35,30
- 124. versch. Vorträge**  
Internationales Wasserbausymposium Aachen 2001: Wasser – Katastrophe – Mensch (2001, 332 Seiten) € 39,90
- 125. Jansen, Christoph**  
Numerische Untersuchung des Dichte-einflusses auf das Dispersionsverhalten in heterogenen porösen Medien (2001, XIX, 138 Seiten) € 35,30
- 126. Baur, Tillmann**  
Zum Einfluss kohärenter Wirbelstrukturen auf den Kavitationsbeginn in einer turbulenten Scherschicht (2002, XXII, 123 Seiten) € 35,30
- 127. versch. Vorträge**  
Internationales Wasserbausymposium Aachen 2002: Gewässerökologie: Mechanismen – Modelle – Methoden (2002, XVII, 397 Seiten) € 39,90
- 128. Liem, Rosi**  
Zur Verwendung der Flachwasser-theorie bei der Simulation von Damm-bruchwellen (2003, XXI, 166 Seiten) € 35,30
- 129. Schlaeger, Frank**  
Gewässergütesimulation von Fließ-gewässern als Grundlage der langfristi-gen Flussgebietbewirtschaftung (2003, XXV, 201 Seiten) € 35,30
- 130. Forkel, Christian**  
Numerische Modelle für die Was-serbaupraxis: Grundlagen, Anwen-dungen und Qualitätsaspekte (2004, XXXII, 409 Seiten) € 49,80
- 131. versch. Vorträge**  
Internationales Wasserbausymposium Aachen 2003: Trends der Wasser-wirtschaft – reagieren oder agieren (2004, XVI, 366 Seiten) € 32,80
- 132. Sewilam, Hani**  
Neuro Fuzzy Modeling for Conflict Resolution in Irrigation Management (2004, XVI, 163 Seiten) € 48,80
- 133. Baalousha, Husam Musa**  
Risk Assessment and Uncertain-tiy Analysis in Groundwater Modelling (2004, XVI, 153 Seiten) € 48,80
- 134. Detering, Michael**  
Modellgestützte Regelung von Stau-haltungssystemen und Laufwasser-kraftanlagen (2004, XVIII, 230 Seiten) € 49,80
- 135. Schwanenberg, Dirk**  
Die Runge-Kutta-Discontinuous Galerkin-Methode zur Lösung konvektionsdominierter tiefengemittel-ter Flachwasserprobleme (2004, XVIII, 160 Seiten) € 48,80
- 136. versch. Vorträge**  
Internationales Wasserbausymposium Aachen 2004: Hochwasserschutz - eindeichen oder ausweichen (2005, XIV, 311 Seiten) € 32,80
- 137. Demny, Gerd**  
Erschließung der automatischen Strö-mungsoptimierung zur Lösung von Gestaltungsaufgaben im Wasserbau (2005, XXII, 203 Seiten) € 49,80
- 138. Schramm, Jens**  
Eindimensionale Berechnung in-stationärer und diskontinuierlicher Strömungen in abflusschwachen naturnahen Fließgewässern (2005, XX, 216 Seiten) € 49,80
- 139. Rettemeier, Katja**  
Strömungshänomene in Stand-gewässern (2005, XIX, 163 Seiten) € 48,80
- 140. Lagendijk, Vincent**  
Stofftransportvorgänge in Festge-steinsaquiferen: Analyse von Tracer-durchbruchskurven zur Identifikation eines geeigneten Mehrkontinuum-Ansatzes (2005, XX, 215 Seiten) € 49,80
- 141. Christoph Schweim**  
Modellierung und Prognose der Erosion feiner Sedimente (2005, XX, 180 Seiten) € 48,80
- 142. versch. Vorträge**  
Internationales Wasserbausymposium Aachen 2005: Energie und Wasser-kraft – zum 100. Todestag von Otto Intze (1843-2004) (2005, XIV, 267 Seiten) € 32,80
- 143. Martin Spiller**  
Physical and Numerical Experiments of Flow and Transport in Heteroge-neous Fractured Media: Single Frac-ture Flow at High Reynolds Numbers, and Reactive Particle Transport (2005, XXVII, 252 Seiten) € 49,80
- 144. Jens Reuber**  
Physikalische und Numerische Simu-lation von Stauraumkanälen mit unten liegender Entlastung (2006, XX, 155 Seiten) € 48,80
- 145. Thomas Vogel**  
Characterization and Sensitivity Ana-lysis of Tracer Breakthrough Curves with respect to Multi Continuum Mod-eling (2006, XXVI, 253 Seiten) € 49,80

# Bisher erschienene Mitteilungen des Instituts für Wasserbau und Wasserwirtschaft

## 146. versch. Vorträge

Internationales Wasserbausymposium Aachen 2006: Spannungsfeld Fließgewässer (2006, XIV, 309 Seiten) € 32,80

## 147. Christof Homann

Automatische Optimierung von Grundwasserhaltungen in von Hochwasser beeinflussten Aquiferen (2006, XVI, 142 Seiten) € 45,80

## 148. versch. Vorträge

Internationales Wasserbausymposium Aachen 2007: Sicherheit und Risiko wasserbaulicher Anlagen (2007, XV, 314 Seiten) € 32,80

## 149. Sylvia Briechele

Die flächenhafte Ausbreitung der Flutwelle nach Versagen von Hochwasserschutzeinrichtungen an Fließgewässern (2007, XVI, 178 Seiten) € 48,80

## 150. Henning Ulf Schonlau

Zeitskalenübergreifende Berücksichtigung von partikulärem Stofftransport in einer Langfrist-Gewässergüteprognose für Fließgewässer (2007, XXIII, 226 Seiten) € 49,80

## 151. Sebastian Rubbert

Entwicklung eines Langfristgewässergütemodells für flache-Standgewässer (2008, XXXII, 346 Seiten) € 49,80

## 152. Maren Niemeyer

Einfluss der Breschenbildung auf die Flutwellenausbreitung bei Damm- und Deichbrüchen (2008, XVI, 220 Seiten) € 49,80

## 153. Andras van Linn

Automatische Optimierung zur Bewertung und Risikoanalyse einer Hochwasserschutzmaßnahme (2008, XVIII, 138 Seiten) € 45,80

## 154. versch. Vorträge

Internationales Wasserbausymposium Aachen 2008: Wasser, Kohle, Kies – Aufgaben und Perspektiven (2008, XVIII, 272 Seiten) € 32,80

## 155. Nils Peter Huber

Probabilistische Modellierung von Versagensprozessen bei Staudämmen (2011, LV, 690 Seiten) € 59,80

## 156. Jens Thorwarth

Hydraulisches Verhalten von Treppengerinnen mit eingetieften Stufen – Selbstinduzierte Abflussinstationaritäten und Energie-dissipation (2009, XXIV, 239 Seiten) € 49,80

## 157. versch. Vorträge

Internationales Wasserbausymposium Aachen 2009: Wasserrwirtschaft und Klimawandel – Fakten, Folgen, Aufgaben (2009, XIV, 269 Seiten) € 35,00

## 158. versch. Vorträge

15. Deutsches Talsperrensymposium, Talsperren im Wandel: Beiträge zur Tagung am 14. bis 16. April 2010 im Eurogress Aachen veranstaltet vom Deutschen Talsperren Komitee e.V. (2010, XIV, 472 Seiten) € 49,80

## 159. Gesa Kutschera

Analyse der Unsicherheiten bei der Ermittlung der Schadenspotentiale infolge Überschwemmung (2010, XX, 290 Seiten) € 49,80

## 160. Paul Kamrath

Über die gekoppelte 1D- und 2D-Modellierung von Fließgewässern und Überflutungsflächen (2010, XXVI, 228 Seiten) € 49,80

## 161. Torsten Arnold Rose

Zur Strömungssimulation in Einzelklüften: Gegenüberstellung von numerischen Methoden und Experiment (2010, XXIV, 210 Seiten) € 49,80

## 162. Bernhard Peter Josef Becker

Zur gekoppelten numerischen Modellierung von unterirdischem Hochwasser (2011, XVIII, 224 Seiten) € 49,80

## 163. versch. Vorträge

Internationales Wasserbau-Symposium Aachen 2010: Innovative Methoden und Ansätze in Wasserbau und Wasserrwirtschaft (2011, IX, 218 Seiten) € 35,00

## 164. versch. Vorträge

Internationales Wasserbau-Symposium Aachen 2011: Kleine und Große Steine (2011, X, 202 Seiten) € 35,00

## 165. versch. Vorträge

5<sup>th</sup> SCACR, International Short Conference on APPLIED COASTAL RESEARCH (2012, XII, 616 Seiten) € 49,80

## 166. versch. Vorträge

Internationales Wasserbau-Symposium Aachen 2012: Hochwasser – eine Daueraufgabe! (2013, XI, 242 Seiten) € 35,00

## 167. versch. Vorträge

Internationales Wasserbau-Symposium Aachen 2013: Wasser als Energieträger (2013, XII, 276 Seiten) € 35,00

## 168. versch. Vorträge

Internationales Wasserbau-Symposium Aachen 2014: Wasserbauliches Versuchswesen (2015, X, 255 Seiten) € 35,00

## 169. versch. Vorträge

Internationales Wasserbau-Symposium Aachen 2015: Offene Gewässer: Strahlwirkung, Fisch-aufstieg, Fischabstieg, Sedimente, Schadstoffe (2016, X, 216 Seiten) € 35,00

## 170. versch. Vorträge

Internationales Wasserbau-Symposium Aachen 2016: Mobil oder Nicht-Mobil? Konventioneller und Innovativer Hochwasserschutz in Praxis und Forschung (2017, X, 230 Seiten) € 35,00

## 171. versch. Vorträge

Internationales Wasserbau-Symposium Aachen 2017: Living Rivers – Neues aus Praxis und Forschung! (2017, X, 164 Seiten) € 35,00

## 172. versch. Vorträge

Internationales Wasserbau-Symposium Aachen 2018 und 6. Siegener Symposium „Sicherung von Dämmen, Deichen und Stauanlagen‘: D<sup>3</sup>-Deckwerke, Deiche und Dämme (In Vorbereitung)

## 173. Elena-Maria Klopries

Ethohydraulische und hydronumerische Untersuchungen an Rechen und Kaplan-turbinen als Beitrag zur Reduktion der Aalschädigung an Laufwasserkraftanlagen (2018, XXVII, 306 Seiten) € 49,80







Die Reduktion der Schädigung abwärts wandernder Fische an Laufwasserkraftanlagen ist eine der größten Herausforderungen im Hinblick auf die ökonomisch und ökologisch vorteilhafte Nutzung von Wasserkraft. Vor allem für Fischarten wie den Europäischen Aal, die auf die freie Durchwanderbarkeit von Fließgewässern angewiesen und in ihrem Bestand gefährdet sind, ist die Erarbeitung wirksamer und umsetzbarer Schutzmaßnahmen unerlässlich. Rechen-Bypass-Systeme vor dem Turbineneinlauf und fischangepasste Steuerungsweisen der Turbinen stellen zwei Möglichkeiten für den Fischschutz dar. Die optimale Ausführung und Wirksamkeit beider Maßnahmen sind vor allem für große Bestandsanlagen bisher nicht ausreichend untersucht.

Diese Arbeit stellt ein probabilistisches Modell des longitudinalen Wanderwegs eines Blankaals durch einen Rechen und eine Turbine auf, welches die Wahrscheinlichkeit abbildet, mit der ein Blankaal auf diesem Weg geschädigt wird. Ein Modell zur Filterwirkung von Rechen wird mit Hilfe von Literaturdaten aufgestellt und mit ethohydraulischen Untersuchungen validiert. Anhand hydronumerischer Untersuchungen wird ein Schädigungsmodell einer Turbine entwickelt, welches es ermöglicht, das Mortalitätsrisiko von Blankaalen bei unterschiedlichen Betriebszuständen einer Kaplanturbine zu bestimmen.

Die Optimierung des kombinierten Einsatzes von Rechen-Bypass-Systemen und fischangepassten Betriebsweisen von Turbinen hängt von einer Vielzahl von Parametern ab und muss auf der Grundlage der Analyse der tatsächlich ablaufenden Prozesse durchgeführt werden. Die durchgeführten ethohydraulischen und hydronumerischen Untersuchungen zeigen, dass die Erstellung von Bestimmungsgleichungen für die Filterwirkung und die phänomenologische Beschreibung von Schädigungsprozessen während der Turbinenpassage für konkrete Wasserkraftanlagen möglich sind und zur Verbesserung des Fischschutzes beitragen können.

ISBN 978-3-8440-6202-1



**SHAKER  
VERLAG**