Universität für Bodenkultur Wien University of Natural Ressources and Life Sciences Vienna

Department für Wasser – Atmosphäre – Umwelt

Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und konstruktiven Wasserbau



Untersuchung ausgewählter Einflussfaktoren auf die Auffindbarkeit von Fischaufstiegen

Masterarbeit zur Erlangung des akademischen Grades Diplomingenieur

> Eingereicht von Andreas Brandl

Betreuer:Ao.Univ.Prof. Dipl.-Ing. Dr.nat.techn. Helmut MaderMitbetreuer:Ao.Univ.Prof. Dr.phil. Herwig Waidbacher

Wien, April 2017

Vorwort

Ich danke meiner Familie, die mich über die Jahre des Studiums, sowie auch bei dieser Arbeit unterstützt hat. Die interessierten Fragen meiner beiden Söhne Moritz und Tobias waren anregend und haben teilweise neue Blickwinkel auf verschiedene Materien eröffnet. Die Hilfe meiner Frau Sandra bei vielen Alltagstätigkeiten hat den Abschluss meines Studiums erst ermöglicht.

Meinen Eltern möchte ich danken, dass sie schon in meiner Jugend den Grundstein zu kritischem Denken und meiner Wissbegierigkeit gelegt haben.

Besonderer Dank gilt meinem Betreuer Helmut Mader, in dem ich während meines Studiums einen Mentor gefunden habe, der auch abseits von Studienprojekten und Vorlesungen immer ein offenes Ohr hatte. Die Arbeiten mit ihm und für ihn waren nicht nur lehrreich, sondern auch eine Freude.

Weiteren Dank möchte ich dem Werkstättenteam Heinz, Sepp, Christoph, Thomas und Roman aussprechen, die sehr schnell Adaptionen und technische Lösungen an diversen Gerätschaften umsetzten. Es war eine Freude euch kennengelernt zu haben.

Der Firma IC Flussbau, namentlich Peter Mayr und Hansjörg Reiner, danke ich für die Unterstützung bei den Messungen an der Drau, beim Kraftwerk Schwabeck sowie für viele anregende und auch lustige Diskussionen.

Zu guter Letzt möchte ich noch meinen Arbeitskollegen bei Puls Multimedia Productions danken, die während der Studienzeit einiges an täglichen Geschäften von mir ferngehalten, und mich auf diese Weise unterstützt haben.

Ich widme diese Arbeit meinem Vater, der während des Verfassens dieser Arbeit verstorben ist und der mich auf meinem Lebensweg, solange es ihm möglich war, immer unterstützt hat und mir beigebracht hat, auf meine Stärken zu vertrauen.

Kurzfassung

Kontinuumsunterbrechungen Flüssen beseitiaen an zu ist nicht nur aus fischökologischer Sicht ein wichtiges Ziel, es ist auch durch die Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Union gesetzlich verankert. Der Bau von dazu geeigneten OWH unterliegt engen Vorgaben, die in Österreich im Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen festgeschrieben sind. Ein Gutteil dieser Vorgaben bezieht sich hierbei auf die Auffindbarkeit des Einstieges dieser Anlagen. Allerdings mangelt es bisher an evidezbasierten Daten, die die Einflussfaktoren der Auffindbarkeit des Einstieges an groß angelegten Feldstudien untersuchen.

In dieser Arbeit werden mittels technischer, fischökologischer und mathematischer Methoden im Zuge von aktuellen Monitoringprojekten verschiedene Reize in Bezug auf ihre Relevanz zur Auffindbarkeit von OWH untersucht und bewertet. Die untersuchten Einflussfaktoren waren die Wassertemperatur, der Abfluss im Hauptgerinne, der Abfluss in der OWH, die Leitströmung, die Tageszeit sowie die Tageslänge und Licht als externer Reiz. Ergänzt wurden die Untersuchungen um hydroakustische Messungen mit denen ermittelt werden sollte, ob akustische Reize als mögliche Einflussfaktoren in Frage kommen.

Die Untersuchungen fanden an zwei Kraftwerksstandorten statt: Werfen-Pfarrwerfen/Salzach, stellvertretend für das Hyporhithral groß, und Schwabeck/Drau, stellvertretend für das Epipotamal groß.

Es konnte gezeigt werden, dass akustische Reize aus der OWH so gut wie nicht außerhalb des Einstiegsbereiches messbar sind und damit als Einflussfaktoren ausscheiden. Die statistischen Auswertungen der anderen Variablen ergaben, dass die Leitströmung sowie der Abfluss in der OWH im Epipotamal groß durchaus relevante Einflussgrößen sind, jedoch im Gegensatz zu den im Leitfaden postulierten Annahmen führt eine Erhöhung der Leitströmung nicht zu einer Verbesserung der Auffindbarkeit, sondern wirkt dieser sogar entgegen. Die Variablen Abfluss im Hauptgerinne, sowie Licht als externer Reiz haben keinen Einfluss auf die Auffindbarkeit. Die Wassertemperatur ist in beiden Fischregionen eine für die Wanderung von Fischen signifikante Einflussgröße, wohingegen die Tageszeit nur im Hyporhithral groß sowie bei der Familie der Salmoniden Einfluss auf die Aufstiegsraten hat. Betreffend die Tageslänge ist die Datenlage nicht klar zu beurteilen, da sie am Standort Werfen-Pfarrwerfen, wo sie eine Einflussgröße zu sein scheint, eine hohe Kollinearität mit der Wassertemperatur aufweist, am Standort Schwabeck, wo diese Kollinearität nicht gegeben ist, sie allerdings auch keinen Einfluss auf die Aufstiegsraten hat.

Abstract

To restore connectivity for fish at the catchment level is an important goal not only from the fish-ecological point of view, it is even legally established by the Water Framework Directive of the European Union. The construction of suitable fishways is subject to tight specifications, which are laid down in the Austrian "Guide to the construction of fishways". A good portion of these guidelines refers to the discoverability of the entry of these facilities. But so far there is a lack of evidence based data, examining the factors, which influence the findability of the entry of fish passes.

In this work, fish-ecological, technical and mathematical methods were used to examine, various stimuli in relation to their relevance to the findability of fishways. The studied factors were the water temperature, the discharge in the main channel, the discharge in the fish pass, the attraction flow, the time of day, and day length, and light as an external stimulus. The hydro acoustic measurements and surveys should determine whether acoustic stimuli are possible factors to influence the findability.

The survey was located at two power station sites, namely Werfen-Pfarrwerfen/Salzach, representing the hyporhithral ($MQ > 20 \text{ m}^3$ /s) zone, and Schwabeck/Drau, representing the epipotamal large zone.

It could be shown that acoustic stimuli originating from the fish pass are not measureable in the main channel, and thus they were eliminated as influence factors. The statistical analysis of other variables revealed, that the attraction flow as well as the discharge in the fish pass are relevant influencing variables in the epipotamal large zone, but in contrast to the assumptions postulated in the "Guide to the construction of fishways", does an increase in the control flow reduce the number of fish, entering the fish pass. The variables discharges in the main channel, as well as light as external stimulus, have no impact on the findability of the entrance. The water temperature is a significant factor for fish migration on both sites, whereas the time of day has influence on the number of individuals entering the fish pass only in the hyporhithral (MQ > 20 m³/s) zone, as well as on the family of salmonids. Regarding the length of the day, evidence is unclear to judge, because it has a high collinearity with the water temperature at Werfen - Pfarrwerfen, where it appears to be a factor, at Schwabeck, where this collinearity is omitted, it also has no influence on the rate of ascent.

Inhaltsverzeichnis

VORWORTI				
KUF	RZFAS	SSUNG	III	
ABS	STRA	СТ	IV	
INH	ALTS	SVERZEICHNIS	v	
1.	EINL	_EITUNG	1	
2	7IFI	SETZUNG	3	
2. 2				
э.			4	
3.	.1.	OKOLOGISCHE GRUNDLAGEN DER FISCHWANDERUNG	4	
3.	.2.	AUSGEWÄHLTE EINFLUSSFAKTOREN FÜR DIE AUFFINDBARKEIT	5	
	3.2.1	1. Rheotaxis	5	
	3.2.1	1.1. Position des Einstieges	6	
	3.2.1	1.2. Strömungssituation im Einstiegsbereich	8	
	3.2.1	1.3. Richtung der Ausströmung	9	
	3.2.2	2. Phonotaxis	9	
	3.2.2	2.1. Akustische Reize im Einstiegsbereich	10	
4.	UNT	ERSUCHUNGSGEBIET	13	
4	.1.	ENATURE [®] FISHPASS AM KRAFTWERK SCHWABECK / DRAU	13	
	4.1.1	1. Gewässermorphologie	15	
	4.1.2	2. Fischbestand	16	
4.	.2.	VERTICAL SLOT PASS AM KRAFTWERK WERFEN-PFARRWERFEN/SALZACH	17	
	4.2.1	1. Fischbestand	20	
5.	MET	THODIK	22	
5	.1.	HYDROAKUSTIK	22	
	5.1.1	1. Messung der Unterwassergeräusche	23	
	5.1.2	2. Auswertung der hydroakustischen Daten	25	
5	.2.	STRÖMUNGSSITUATION AM KRAFTWERK SCHWABECK/DRAU	26	
	5.2.1	1. Messung der Strömungsgeschwindigkeiten	27	
	5.2.2	2. Auswertung und Darstellung der ermittelten Daten	28	
5	.3.	LEITSTRÖMUNG	29	
	5.3.1	1. Leitströmung am Standort Werfen-Pfarrwerfen/Salzach	29	
	5.3.2	2. Leitströmung am Standort Schwabeck/Drau	30	
5	.4.	LICHT ALS SCHLÜSSELREIZ	30	
5	.5.	BESTIMMUNG DER AUFSTIEGSRATEN	30	
5	.6.	STATISTISCHE METHODEN	32	
	5.6.1	1. Statistische Methoden Hydroakustik	32	
	5.6.2	2. Statistische Methoden Strömung und Aufstiegsraten	33	
6.	ERG	SEBNISSE	37	

6.	1. Hydro	AKUSTIK	37		
	6.1.1.	Schalldruckpegel	.37		
	6.1.2.	Frequenzspektren	39		
	6.1.3.	Wavelet Analyse	43		
	6.1.4.	Schlussfolgerungen Hydroakustik	.44		
6.	2. Ström	UNGSGESCHWINDIGKEITEN	44		
	6.2.1.	4 Turbinenbetrieb bei Q=480 m ³ /s	46		
	6.2.2.	2 Turbinenbetrieb bei Q=190 m ³ /s	.48		
	6.2.3.	Schlussfolgerungen Strömungsgeschwindigkeiten	50		
6.	3. Statis	TISCHE AUSWERTUNGEN	51		
	6.3.1.	Werfen-Pfarrwerfen/Salzach	51		
	6.3.2.	Schwabeck/Drau	55		
	6.3.3.	Schussfolgerungen Statistik	67		
7.	DISKUSSIC	DN DER ERGEBNISSE	69		
8.	AUSBLICK				
9.	LITERATURVERZEICHNIS				
10.	ABBILDUNGSVERZEICHNIS				
11.	TABELLENVERZEICHNIS				

1. Einleitung

Fließgewässer, ursprünglich im dynamischen Gleichgewicht, bei denen Wasser und Stofftransport von der Quelle bis zur Mündung ungehindert möglich war, stellen sehr komplexe Ökosysteme dar (Vanotte, et al., 1980). Da in allen drei Raumdimensionen (longitudinal, lateral, vertikal) die wesentlichen Prozesse im Verlauf der Zeit stattfinden, kann man hier von einer vierdimensionalen Natur sprechen. Die Untersuchung dieser Prozesse kann nur auf unterschiedlichen Betrachtungsebenen erfolgen und ist des Weiteren sehr vom Maßstab der Betrachtungsebene abhängig. Die durch die Multidimensionalität bedingten ständig wechselnden Verbindungen und Umwandlungen und somit der Zerfall, die Neubildung und die Rekombination einzelner Teillebensräume und Lebensraumkomplexe inklusive deren Übergangszonen sind dynamischen die jene Prozesse, die charakteristischen Fließgewässers darstellen. Die Elemente eines jeden daraus resultierende Vielfalt an Lebensraumsystemen bringt daher in den zugehörigen Lebensraumkomplexen auch eine besonders hohe Artenvielfalt mit sich (Ward & Stanford, 1995). Die im Gewässer lebenden Organismen, besonders Fische, konnten ursprünglich die für ihren jeweiligen Entwicklungszustand optimalen Habitate aktiv durch Wanderung oder passiv durch Drift aufsuchen (Schwevers, 1996). Diese freie Durchwanderbarkeit der Fließgewässer, die so genannte Durchgängigkeit, ist für viele Fischarten lebensnotwendig und somit für die Erhaltung stabiler Populationen Voraussetzung, da durch sie die Erreichbarkeit der verschiedenen Lebensräume für die Individuen erst möglich wird.

Dieses vielfältige, aguatische Ökosystem ist aber auch zugleich einer der am intensivsten durch den Menschen genutzte Lebensraum (Arthington & Welcomme, 1995). Neben der Nutzung als Vorfluter für Industrie und Haushalt, welche zur Eutrophierung durch Nährstoffeinträge sowie zur Schadstoffbelastung der Gewässer beiträgt, führen Gewässerausbaumaßnahmen insbesondere die zum Hochwasserschutz, zur Energiegewinnung und zur Sicherung der Fließgewässer als Transportwege zu einer Zerschneidung der ursprünglich in allen Richtungen durchgängigen Gewässerstrecken in einzelne Kompartimente, zwischen denen die Fischbewegungen teilweise nur noch sehr eingeschränkt möglich sind. Die Störungen dieser Lebensräume und deren Lebensgemeinschaften durch Aufstau und Unterbrechungen des Fließgewässerkontinuums stellen hierbei ein weltweites Problem dar (Jungwirth, et al., 2003). Laut einer Erhebung des BMLFUW aus dem Jahre 2005, befinden sich an den österreichischen Fließgewässern etwa 3800 Wasserkraftwerke, von denen jedes einzelne, neben einer Vielzahl weiterer nicht fischpassierbaren Querbauwerke, eine Kontinuumsunterbrechung darstellt.

Für die Erreichung bzw. den Erhalt des in der EU Wasserrahmenrichtlinie (EE-RL, 2000) geforderten guten ökologischen Zustandes bzw. guten ökologischen Potentials in Österreichs Fließgewässern, ist der Durchgängigkeit höchste Bedeutung beizumessen. Im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 (NGP), als flussgebietsbezogene Planung

im Sinne der EU-WRRL, ist die Wiederherstellung des Gewässerkontinuums für die heimische Fischfauna im natürlichen Fischlebensraum von hoher Priorität und somit eine der zentralen Maßnahmen (BMLFUW, 2010).

Dieser Zielsetzung gegenüber steht die Erneuerbare Energie Richtlinie (EE-RL, 2009) der Europäischen Union, welche eine Erhöhung des Anteils an erneuerbarer Energie am Gesamtenergieverbrauch auf insgesamt 20 % EU-weit vorsieht. Hier tut sich ein vermeintlicher Konflikt zwischen dem Energiehunger, hervorgerufen durch steigende Lebensstandards, der Forderung nach Bereitstellung von erneuerbarer Energie und den Forderungen nach einem Zustand unserer Gewässer auf, der den Zielen der EU-WRRL entspricht.

Die Wiederherstellung der Fischdurchgängigkeit ist durch die Errichtung von fachgerecht geplanten und gebauten Fischaufstiegshilfen zu erreichen (BMLFUW, 2012), wobei hier im Sinne der Effizienz der Energieverlust für die Wasserkraftgewinnung zu beachten ist und somit eine möglichst geringe Dotation der Organismenwanderhilfe anzustreben wäre. In Österreich gibt hierbei der "Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen" (BMLFUW, 2012) ein relativ enges Korsett an Parametern vor, die bei der Planung zu beachten sind um eine behördliche Genehmigung für den Bau im Sinne des WRG zu erhalten. Neben den Strömungs- und Geometrieparametern der Anlage selbst sind dies vor allem auch Vorschriften zur Menge der Leitstromdotation, welche die Auffindbarkeit des Einstieges der OWH gewährleisten sollen. Im Leitfaden (BMLFUW, 2012) ist eine Ermittlungsmethode zur Berechnung der Dotationsmenge zwar nicht vorgegeben, jedoch wird die Menge mit 1-5 % des konkurrierenden Abflusses der Hauptströmung angegeben. Diese Forderung bedingt, speziell bei Kraftwerken an Flüssen mit einem MQ > 30 m³, in der Regel die Errichtung eines Bauwerkes zur Leitstromzusatzdotation. Neben den Errichtungskosten ist hier vor allem der Energieverlust "an den Turbinen" für die Kraftwerksbetreiber ein entscheidender Faktor.

2. Zielsetzung

Wie bereits in der Einleitung erwähnt sind die aus dem "Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen" resultierenden Vorgaben recht eng gesteckt und vor allem an größeren Flüssen nur sehr kostenintensiv zu realisieren. Durch Untersuchungen möglicher Schlüsselreize sollen zumindest einige der abiotischen Einflussfaktoren auf die Auffindbarkeit von OWH über einen längeren Zeitraum dokumentiert und ausgewertet werden. Als Schlüsselreize wurden hierbei die Strömungsparameter im Fluss, die Menge der Leitströmung - als Verhältnis der Durchflüsse in der OWH und im Hauptgerinne - die Temperatur sowie deren Gradient im Unterwasser der Kraftwerke, die Tageslänge, die Tageszeit, akustische Reize sowie Licht definiert.

Mithilfe technischer, fischökologischer und mathematischer Methoden wurde in dieser Arbeit im Zuge von aktuellen Monitoringprojekten versucht diese Reize in Bezug auf ihre Relevanz zur Auffindbarkeit von OWH zu bewerten.

Die zeitgenaue Registrierung der aufsteigenden Individuen mittels einer Kamera und nachfolgende Bestimmung von Art und Länge über diesen Zeitraum stellt die Grundgesamtheit aller aufgestiegenen Fische dar und unterscheidet sich hiermit deutlich von Untersuchungen, bei denen nur einzelne Exemplare besendert oder markiert werden und somit nur eine kleine Stichprobe aller aufsteigenden Individuen beobachtet werden kann sowie von Untersuchungen, bei denen mittels Reusenmonitoring nur Tagessummenwerte der aufgestiegenen Individuen ermittelt werden.

Die Korrelation und statistische Modellbildung zwischen der Anzahl aufsteigender Individuen einer Art und den zuvor definierten Prädiktorvariablen soll abschließend aufzeigen, ob signifikante Zusammenhänge zwischen der Aufstiegsrate und den Prädiktoren bestehen, welche in weiterer Folge eventuell genauer untersucht werden könnten oder ob andere in dieser Arbeit nicht in Betracht gezogene Einflussgrößen in nachfolgenden Studien analysiert werden.

Diese evidenzbasierten Daten können somit Grundlagen für eine Adaptierung oder Neugestaltung von Leitfäden bzw. Regelwerken zur Errichtung von OWH darstellen und eventuell Hinweise für einen effizienteren Betrieb dieser Anlagen geben.

3. Literaturüberblick

Im Folgenden wird ein kurzer Überblick über den aktuellen, aus der Literatur bekannten, Wissenstand zu den Themen Fischwanderung im Allgemeinen und den Einflussfaktoren auf die Auffindbarkeit von OWH im Besonderen gegeben.

3.1. Ökologische Grundlagen der Fischwanderung

Als genereller Grund für das Wandern von Fischen kann eine optimale Nutzung der vorhandenen Ressourcen in Bezug auf Ernährung, Fortpflanzung, Wachstum und Schutz vor Fressfeinden angesehen werden, wodurch die Produktivität, das Überleben und die Populationsdichte der einzelnen Arten gesichert wird. Diese Wanderungen, als Anpassung der Fische an ihre Umweltbedingungen, können somit als adaptives Phänomen angesehen werden (Northcote, 1978). Hierbei muss zwischen großräumigen Wanderungen ("migrations") und kleineren Bewegungen ("movements") unterschieden werden, wobei man von "echten" Wanderungen nur dann sprechen kann, wenn die Bewegungen zwischen mehreren Habitaten stattfinden, von einem Großteil der Population regelmäßig durchgeführt werden und eine Rückwanderung in das Ursprungsgebiet erfolgt (Zitek, et al., 2007; Northcote, 1978). Fischwanderungen können im Allgemeinen nach verschiedenen Kriterien wie Distanz, Zeitpunkt oder Zweck unterschieden werden. Eine Einteilung der Fischfauna nach der Wanderdistanz trafen Waidbacher und Haidvogl (1998) in Wanderungen über:

- Kurze Distanzen: Lokal, unter 30 km in eine Richtung pro Jahr
- Mittlere Distanzen: zwischen 30 km und 300 km in eine Richtung pro Jahr
- Lange Distanzen: über 300 km in eine Richtung pro Jahr.

Eine Unterscheidung nach der Motivation der Wanderung hingegen publizierten Zitek et al. (2007). Sie unterschieden zwischen folgenden Wandertypen:

- Laichwanderungen in Reproduktionsareale
- Nachlaichwanderungen von den Laichplätzen zurück in die ursprünglichen Habitate
- Nahrungswanderungen
- Abdrift
- Kompensationswanderungen, z.B. nach Hochwässern
- Überwinterungswanderungen
- Bestandsdichteausgleich
- Neu- und Wiederbesiedelungswanderungen

- Flucht- oder Ausgleichswanderungen, zur Vermeidung bedrohlicher Situationen bzw. ungünstiger Lebensbedingungen
- Wanderungen ungeklärter Motivation

Die Wanderbewegungen von Fischen sind durch ein komplexes Zusammenspiel zahlreicher innerer sowie äußerer Faktoren bestimmt, wobei der Einfluss dieser Faktoren auf das Verhalten von Fischen bisher nur in Ansätzen erforscht ist (Pavlov, 1989; Lucas & Baras, 2001). Als äußere Parameter gelten die sich im Laufe eines Jahres ändernden abiotischen Rahmenbedingungen wie Licht, Wassertemperatur, Abflussmenge, Sauerstoffgehalt des Wassers, Wasserqualität, Habitatverfügbarkeit, Räuberdruck, Verdriftung sowie anthropogene Einflüsse. Wohingegen Faktoren wie die hormonelle Bereitschaft zur Fortpflanzung, Stress, Nahrungsbedürfnis oder genetische Determinierungen, als äußere Parameter angesehen werden können.

3.2. Ausgewählte Einflussfaktoren für die Auffindbarkeit

Es sind die für die Fischwanderung verantwortlichen äußeren Schlüsselreize, die auch die Auffindbarkeit des Einstieges von OWH wesentlich beeinflussen. Der Umfang dieser Arbeit erlaubt es nicht, sich allen dieser Parameter zu widmen, daher werden im Folgenden nur die Einflüsse der Rheotaxis und der Phonotaxis auf die Auffindbarkeit näher untersucht. Besonderes Augenmerk wird hierbei auf die Rheotaxis gelegt, da es zu dieser mannigfaltige Untersuchungen gibt und diese auch an verschiedensten Stellen in den diversen Regelwerken zur Errichtung von OWH ausführlich behandelt wird.

3.2.1. Rheotaxis

Als Rheotaxis wird die Orientierung bzw. Ausrichtung von Organismen an der Strömung bezeichnet. Bei wandernden Fischarten wird meist von positiver Rheotaxis gesprochen, was bedeutet, dass sich die Fische an der Strömung orientieren und sich entgegen dieser ausrichten. Biologisch betrachtet nehmen Fische die Strömung über die Neuromasten (Sinneszellen) im Seitenlinienorgan war (Abb. 3-1). Geschwindigkeit, Beschleunigung, Druckgradient und Scherspannung des Wassers sind hierbei die Reize, welche die Hinweise auf eine Änderung der Umgebung liefern (McHenry & Liao, 2014). Aus hydrodynamischer Sicht wird hierbei ein Druckgradient zwischen dem, den Körper des Fisches umströmenden Fluid und der Körperoberfläche selbst wahrgenommen. Wie anhand der Eulerschen Bewegungsgleichung (1) dargestellt, wird dieser Druckgradient entweder durch eine Beschleunigung (du/dt), oder durch räumlich unterschiedliche Fließgeschwindigkeiten (u du/dx) hervorgerufen (Denton & Grey, 1989).

$$\frac{dp}{dx} = -\rho \left(\frac{du}{dt} + u \frac{du}{dx}\right) \tag{1}$$

Eine Ausrichtung entgegen der Strömung findet bei den meisten Fischarten mit positiver Rheotaxis erst ab einer Fließgeschwindigkeit von ~ 30 cm/s statt, wobei sich wenige Arten schon ab Geschwindigkeiten von etwa 5 cm/s – 13 cm/s gegen die Strömung ausrichten (Pavlov, 1989). Der Grund hierfür könnte sein, dass der Energieaufwand um die Position zu halten, d.h. nicht verdriftet zu werden, ab dieser Grenzgeschwindigkeit im Falle des Nichtausrichtens gegen die Strömung für den Fisch zu hoch wird.



Abb. 3-1: Oberflächen und Kanalneuromasten des Seitenlinienorgans bei Fischen. (a) Lage und anatomische Merkmale von (b) Oberflächenneuromasten und (c) Kanalneuromasten. Quelle: McHenry & Liao, 2014

3.2.1.1. Position des Einstieges

Einer der wesentlichen Parameter in der Planung von OWH ist die Positionierung des Einstieges. Die Auffindbarkeit und somit das Funktionieren einer OWH ist ganz entscheidend von der richtigen Einstiegsposition abhängig, weshalb auch in fast allen Leitfäden und Richtlinien auf diesen Parameter detailliert eingegangen wird. Hierbei beziehen sich die meisten Richtlinien auf die Veröffentlichung von Larinier (2002), der in "Location of Fishways" folgende Grundprinzipien postuliert hat:

- Eine OWH nahe am oder am Ufer ist einer in der Mitte des Hindernisses vorzuziehen, da sich Fische eher in Ufernähe bewegen als in der Flussmitte.
- Der Einstieg sollte sich so nahe wie möglich am Hindernis befinden, da Fische soweit flussauf wandern, bis sie durch ein Hindernis oder durch zu große Turbulenzen am Weiterwandern gehindert werden.

- Bei Hindernissen, die nicht orthogonal zum Ufer liegen, ist der Einstieg an dem Punkt des Hindernisses zu positionieren, der am weitesten Stromaufwärts liegt. Dies soll dazu dienen Sackgasseneffekte zu vermeiden (Abb. 3-2).
- Bei rechtwinkelig zum Ufer liegenden Querbauwerken sollte der Einstieg auf jener Seite liegen, auf der aufgrund der Gegebenheiten unterhalb des Einstieges das Auffinden am Wahrscheinlichsten ist. Zu den Einflussfaktoren zählen hier der Talweg, der Stromstrich und die Strömungssituation unterhalb des Hindernisses. Eine Veränderung der Morphologie des Flussbettes im Bereich unterhalb des Einstieges kann in manchen Fällen die Auffindbarkeit verbessern. Ein Beispiel hierfür wäre, dass durch eine Austiefung des Flussbettes entlang des Flussufers und die damit verbundenen Schaffung eines tieferen Seitenkanals die Fische regelrecht zum Einstieg geleitet werden.



Abb. 3-2: Schematische Darstellung von OWH an einem Wehr. Quelle: Larinier, 2002.

- Bei OWH an Laufkraftwerken ist die Position des Einstieges auf der Uferseite zu wählen, auf der sich auch die Turbinen befinden, da die Fische durch die Strömung aus den Saugrohren angelockt werden. Auch hier gilt es, den Einstieg in Längsrichtung des Flusses bei einer Nachrüstung dort zu planen, wo sich, was aus Beobachtungen zu erkennen ist, die Fische unterhalb des Kraftwerkes sammeln.
- Bei großen Kraftwerksanlagen mit mehreren Turbinen wird die Errichtung eines Sammelkanals mit mehreren Einstiegen zwischen den Turbinenauslässen über die gesamte Breite des Turbinenhauses empfohlen.

3.2.1.2. Strömungssituation im Einstiegsbereich

Die Strömungssituation im Einstiegsbereich wird durch die Physiologie der aufsteigenden Fische definiert. Die Planung richtet sich einerseits nach der kritischen Sprintgeschwindigkeit der schwächsten Individuen, welche meist die juvenilen Fische der schwimmschwächsten Arten sind, sowie nach der noch wahrnehmbaren Grenzgeschwindigkeit. Im Allgemeinen sollten die Fließgeschwindigkeiten im Einstiegsbereich etwa bei 0,6 m/s – 1,5 m/s liegen, nur geringe Turbulenzen aufweisen und Lufteintrag sollte vermieden werden.

Neben der Fließgeschwindigkeit im Einstiegsbereich ist als zweiter wesentlicher Parameter der Strömungsimpuls (2) als Faktor von Strömungsgeschwindigkeit und Menge des Ausströmenden Wassers definiert (Larinier, 2002).

$$\vec{p} = m * \vec{v} \tag{2}$$

Aufgrund der Begrenzung der Fließgeschwindigkeit durch die physiologischen Voraussetzungen der Fische ist die Erhöhung des Impulses zur besseren Auffindbarkeit nur durch eine Erhöhung der Wassermenge möglich. Die Größe dieses Impulses und somit der Leitstromdotation kann allerdings nicht isoliert betrachtet werden. Sie ist immer im Verhältnis zum konkurrierenden Abfluss über das Wehr oder die Turbinen zu sehen. Larinier (2002) gibt sie mit 1-5 % des konkurrierenden Abflusses an, was auch in diversen Leitfäden so übernommen wurde. Das Faktum, dass bei sinkendem Verhältnis von Leitströmung zu konkurrierendem Abfluss der Einstieg der OWH von Nerflingen signifikant seltener gefunden wurde (Winter, 2007) ist aus folgenden Gründen zu hinterfragen:

- Da die Dotation der OWH bei dieser Untersuchung konstant gehalten wurde und sich nur der konkurrierende Abfluss im Hauptgerinne änderte, ist ein Schluss auf die Leitströmung – als Verhältnis von Q_{OWH} / Q_{River} – schon bei der Hypothesenbildung nicht zulässig, da die Leitströmung in diesem Fall keine unabhängige Variable mehr darstellt, sondern alleine durch den Abfluss im Hauptgerinne determiniert ist.
- Eine statistische Aussage über die Grundgesamtheit kann aufgrund der geringen Anzahl an aufwärtsgewanderten Fischen (13 besenderte und 38 getaggte) nicht plausibel getätigt werden.

Mader und Bogner (2001) konnten im Gegensatz zu Winter (2007) nachweisen, dass die Korrelation zwischen Leitströmung und Aufstiegsraten, zumindest im Untersuchungsgebiet der March, alleine auf Scheinkorrelationen zurückzuführen ist und die wesentliche Variable nicht die Leitströmung, sondern der Abfluss im Hauptgerinne ist. Mittels partieller Korrelationsanalyse konnte kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Größe der Leitströmung, als Verhältnis zwischen Abfluss aus der OWH und dem Abfluss des Marchfeldkanals, und den Aufstiegsraten nachgewiesen werden (Mader & Bogner, 2001).

Bei kleineren bis mittleren Flüssen kann diese Leitstromdotation meist schon alleine durch den Abfluss der OWH erfüllt werden, bei Flüssen mit einem MQ von mehr als 50 m³/s ist dies meist weder möglich noch wirtschaftlich. Die Festlegung im Leitfaden führt allerdings zur Forderung der bewilligenden Behörden die OWH mit einer Leitstromzusatzdotation auszustatten.

Trotz der durchaus erheblichen finanziellen Auswirkungen der Errichtung einer eigenen Leitstromzusatzdotation sind die Studien über die Auswirkungen auf die Auffindbarkeit des Einstieges von OWH aufgrund der Leitströmung rar gesät und, wie bereits beschrieben, durchaus widersprüchlich.

3.2.1.3. Richtung der Ausströmung

Wie bereits unter dem Kapitel Rheotaxis beschrieben, spielt die Strömung bei der Orientierung von wandernden Fischen eine wesentliche Rolle. Da Fische, die in starker Strömung schwimmen, eine seitlich auf diese schwächere Strömung nicht wahrnehmen können (Jens, et al., 1997), soll die Ausströmrichtung aus der OWH möglichst parallel oder nur in geringem Winkel < 30° zur Hauptströmung stehen. Dies soll gewährleisten, dass die meisten der aufstiegswilligen Individuen die Leitströmung aus der OWH als Weiterführung des natürlichen Wanderkorridors wahrnehmen (BMLFUW, 2012) und somit eine gute Auffindbarkeit der OWH gegeben ist.

3.2.2. Phonotaxis

Analog zur Rheotaxis wird als Phonotaxis die Orientierung bzw. Ausrichtung von Organismen an akustischen Reizen bezeichnet. Tieffrequente Töne bis zu einigen hundert Hertz können von allen Fischarten durch die Relativbewegung zwischen der Eigenschwingung des Fisches, ausgelöst durch die Schallwellen, und der verzögerten Schwingung der Otolithen, die den Reiz in den Haarsinneszellen auslöst, wahrgenommen werden (Hawkins, 1993). Neben diesem limitierten Hörvermögen, haben einige Fischarten im Laufe der Evolution akzessorische Hörstrukturen entwickelt, welche im Wesentlichen aus gasgefüllten Kammern bestehen, die im Körper mechanisch an das Innenohr angeschlossen sind. Durch diese zusätzlichen Strukturen außerhalb des Ohres können von diesen Fischarten deutlich höhere Frequenzen und geringere Schalldruckpegel wahrgenommen werden (Ladich, 2012). Die Ursache für die sehr differenzierten Hörfähigkeiten verschiedener Fischarten dürften ökoakustische Faktoren sein. Das heißt, dass vermutlich die sehr unterschiedlichen Lärmpegel in verschiedenen Gewässertypen zur Diversifikation der Hörfähigkeiten geführt haben (Ladich, 2000).

Positive Phonotaxis, das heißt die Orientierung in Richtung der Schallquelle ist vor allem bei weiblichen Fischen verschiedener Arten zur Zeit der Eiablage nachgewiesen, wobei sich

diese hier an den Lockrufen der männlichen Individuen orientieren (Mc Kibben & Bass, 1998; Myrberg & Lugli, 2006; Vasconcelos, et al., 2011).

Negative Phonotaxis hingegen konnte bei einigen Fischarten, unabhängig ihres Geschlechtes, vor allem als Vermeidungsverhalten festgestellt werden (Enger, et al., 1993; Vetter, et al., 2015).

Generell kann jedoch angemerkt werden, dass die Untersuchungen zur Phonotaxis bei Fischen sich auf wenige Fischarten beschränken und auch hier meist auf Meeresfische Bezug genommen wird. Ein möglicher Grund hierfür könnte in dem meist deutlich eingeschränkten Hörvermögen von Flussfischen liegen, welches wahrscheinlich aus den allgemein höheren Schallpegeln der Umgebungsgeräusche in Fließgewässern resultiert und somit auf die bereits erwähnten ökoakustischen Faktoren zurückzuführen ist. Weiters ist an dieser Stelle auch auf Maskierungseffekte in Fließgewässern hinzuweisen. Das heißt, es wird die Hörschwelle eines Signals durch Schallanteile anderer Signale überlagert und das Frequenzauflösungsvermögen reicht nicht mehr aus beide Töne getrennt wahrzunehmen. Dies führt auch bei Fischen mit akzessorischen Hörstrukturen wie z.B. Karpfen (Cyprinidae) dazu, dass sie ihr an sich gutes Hörvermögen bei steigenden Lärmpegeln, wie sie in Fließgewässern im Allgemeinen vorherrschen, nicht ausnützen können (Amoser & Ladich, 2005).

3.2.2.1. Akustische Reize im Einstiegsbereich

Da Geräusche im Wasser, im Gegensatz zu Licht oder chemischen Substanzen, wesentlich langsamer abgeschwächt werden und sich über weite Distanzen ausbreiten, spielen sie als Signalträger in aquatischen Lebensräumen eine wichtige Rolle (Hawkins, 1993).

Ein bei der Messung von akustischen Reizen in Fließgewässern relevanter Aspekt ist die Ausbreitung der Schallwellen unter Wasser. In seichten Gewässern, zu denen Flüsse im Gegensatz zu Ozeanen ohne Zweifel zu zählen sind, ist besonders die Interaktion der Schallwellen mit der Gewässersohle und der Gewässeroberfläche zu erwähnen. Diese beiden Flächen fungieren als Grenzen zwischen denen, ähnlich einem Wellenleiter, die Schallwellen kanalisiert werden. Die Grenzschicht Wasser-Luft als freie Oberfläche kann hierbei keinen Schalldruck übertragen, wodurch der Schalldruck an dieser Fläche gegen Null tendiert, wogegen die Partikelgeschwindigkeit zunimmt. Ein aus dem Wellenleitereffekt resultierendes Faktum ist, dass die Ausbreitung von niederfrequenten Schallwellen in seichtem Wasser stark behindert ist. Es gibt somit eine, von der Gewässertiefe abhängige, untere Grenzfrequenz, unter welcher sich der Schall nur mehr sehr eingeschränkt ausbreitet (Clay & Medwin, 1977). Die Berechnung dieser Frequenz nach Clay & Medwin, 1977 folgt der Formel (3):

$$f_0 = \frac{c_0}{4 H \sin \theta_c} \tag{3}$$

mit der Wassertiefe *H*, c_0 als Schallgeschwindigkeit im Wasser und θ_c als kritischem Winkel, welcher sich berechnet nach:

$$\theta_c = \cos^{-1} \frac{c_0}{c_1} \tag{4}$$

wobei c_1 die Schallgeschwindigkeit im Sediment bzw. dem Sohlmaterial entspricht. Der Schall mit Frequenzen unterhalb dieser Grenzfrequenz kann sich nur über sehr kurze Distanzen ausbreiten, da der Streifwinkel (welcher 90° - Einfallswinkel entspricht) größer als der kritische Winkel ist. Daraus folgt, dass die Schallwellen durch multiple Reflexionen zwischen der freien Oberfläche und der Sohle sehr rasch an Energie verlieren und ihre Ausbreitung erheblich eingeschränkt ist (National Measurement Office, 2014). Die Kurve der Grenzfrequenz in Abhängigkeit von der Wassertiefe zeigt Abb. 3-3.



Abb. 3-3: Kurve der unteren Grenzfrequenz in Abhängigkeit von der Wassertiefe mit der Schallgeschwindigkeit in Wasser von 1.484m/s und der Schallgeschwindigkeit in der Gewässersohle von 1.700m/s (grober Sand).

Wysocki, et al. (2007) definieren die Umgebungs oder Habitatgeräusche als jene natürlichen Geräusche, mit denen die Tiere in ihrer natürlichen Umgebung konfrontiert sind. Hierbei ist es unerheblich, ob die Quelle der Geräusche abiotischen Ursprungs ist, wie zum Besipiel Strömung, Wind, Niederschlag und Geschiebetransport oder biotischen Ursprungs, das heißt von Tieren erzeugt. Eine klare Abgrenzung besteht nur hinsichtlich anthropogener Geräuschquellen wie zum Besipiel Schiffen, Turbinen, Förderanlagen, o.Ä.. Die Umgebungsgeräusche in Fließgewässerhabitaten variieren sehr deulich in Abhängigkeit von Strömungsgeschwindigkeit, Gefälle, Sohlstruktur, Gewässertiefe, Wind, Niederschlag und Temperatur.

Analysen von Umgebungsgeräuschen in verschiedenen österreichischen Gewässerhabitaten führten Wysocki, et al. (2007) durch, wobei einerseits die Schalldruckpegel und andererseits die Frequenzspektren der verschiedenen Gewässertypen analysiert und verglichen wurden. Die Ergebnisse zeigten einen deutlichen Unterschied, sowohl im Schalldruckpegel als auch im Frequenzspektrum, zwischen stehenden Gewässern und Fließgewässern. Die Kreuzkorrelationen innerhalb der stehenden Gewässer zeigten eine deutlich höhere Ähnlichkeit der Geräuschspektrums als die innerhalb der Fließgewässer, bei denen hydrologische und geologische Faktoren wie Strömung, Sedimenttransport und Sohlstruktur zu der beobachteten großen Variabilität führen (Wysocki, et al., 2007).

4. Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen fanden an den OWH an den Kraftwerken Schwabeck/Drau und Werfen-Pfarrwerfen/Salzach statt. Die beiden Standorte unterscheiden sich hinsichtlich Fischregion und somit auch der Leitfischart und stellen einen repräsentativen Querschnitt der Fischregionen Epipotamal groß und Hyporhithral groß (MQ > 20 m³/s) an den großen Flüssen Österreichs – ausgenommen der Donau – dar.

4.1. *enature*[®] Fishpass am Kraftwerk Schwabeck / Drau

Die Drau ist der viertlängste Nebenfluss der Donau, der von Südtirol über Osttirol und Kärnten, die Untersteiermark, Slowenien, Kroatien und Ungarn fließt und den Hauptvorfluter im Bundesland Kärnten darstellt. Die Drau mündet bei Osijek (Kroatien) in die Donau. Sie entwässert Osttirol und den Großteil Kärntens und ist neben der Mur der größte Fluss südlich des Alpenhauptkamms in Österreich (Abb. 4-1).



Abb. 4-1: Das Einzugsgebiet der Drau mit ihren größten Nebenflüssen in Österreich sowie dem Standort des KW Schwabeck.

Die Drau ist auf ihrer Fließstrecke durch Kärnten stark von der energietechnischen Nutzung geprägt. Die aus 10 Laufkraftwerken bestehende Kraftwerkskette, beginnend bei Paternion, führte zu einer durchgehenden und teilweise sogar übergreifenden Kette aus Stauseen. Aus diesem Grund gilt die Drau auf nahezu ihrer gesamten Fließstrecke, von Möllbrücke flussabwärts, als erheblich veränderter Wasserkörper, dessen Zustand mit der Einstufung "unbefriedigend (4)" bewertet ist (KAGIS). Es lag somit nahe, die Drau als prioritäres

Sanierungsgewässer in Bezug auf hydromorphologische Belastungen im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplans 2009 (NGP 2009) zu definieren. Damit einher ging die Forderung nach der Wiederherstellung der Durchgängigkeit bis 2015. Diese Forderung wurde in der Sanierungsverordnung des Landes Kärnten (LGBI 42, 2011) gesetzlich verankert.

Die Untersuchungen zu Hydroakustik und Strömungssituation an OWH wurden im Unterwasser des Kraftwerkes Schwabeck bei Drau km 419,3 durchgeführt. Die folgenden Eckdaten geben einen kurzen Überblick über die hydrologischen und ökologischen Rahmenbedingungen an der Messstelle.

Eckdaten Drau / Schwabeck				
Fließlänge	419,3 km			
Einzugsgebietsgröße	10929 km²			
Mittelwasser	272 m³/s			
Abflussregime	nival geprägt			
Linienführung	pendelnd, abschnittsweise gewunden bis gestreckt			
Flussordnungszahl	7			
Ökoregion	5- Dinarischer Westbalkan			
Bioregion	15- südliche inneralpine Beckenlandschaft			
Fischregion	Epipotamal groß			

Tab. 4-1: Hydrologische und ökologische Rahmenbedingungen am KW Schwabeck / Drau

Das Kraftwerk Schwabeck wurde 1939 bis 1943 als Lauf-Schwellkraftwerk errichtet und war somit das erste Draukraftwerk. Die Ausbauwassermenge beträgt 485 m³/s, die Rohfallhöhe beträgt rd. 20,35 m, die Ausbaufallhöhe rd. 20,2 m. Die Engpassleistung ist seitens der VHP GmbH mit 68,6 MW und das RAV ist mit rd. 378 GWh angegeben. Das Kraftwerk wurde als Buchtenkraftwerk mit ursprünglich drei Maschinensätzen und vier Wehrfeldern errichtet. In den 1990er Jahren erfolgten eine umfassende Sanierung und der Einbau eines vierten Maschinensatzes in das vierte Wehrfeld.

Die 2015 fertiggestellte OWH ist ein enature® Multistruktur Slot Beckenpass der Fa. MABA (Ö. Patent Nr. 507.195 vom 15.3.2010), bestehend aus 158 Fertigteilbecken, 32 Neigungsknickelementen, 59 Bogenelemente zu 45° und 8 Sonder-Neigungsknickelementen zur Richtungsänderung von 14° bis 37,5°. Der unterwasserseitige Einstieg in den Multistruktur Slot Beckenpass erfolgt sohlgleich unmittelbar aus dem Bereich flussab des der Turbinenunterwassers und Turbulenzzone der Triebwasserrückführung am flussabwärtigen Ende der linksufrigen Ufermauer der Drau. Der Einstieg verläuft weitgehend strömungsparallel mit der Triebwasserrückführung in das ehemalige Flussbett der Drau. An den oberwasserseitigen Ausstieg in den Stauraum der Drau schließt ein Verteilbauwerk an, welches trotz der Schwankungen im Oberwasserspiegel mit einer maximalen Höhe von 0,8 m die Dotation der OWH in einem Bereich von 375 l/s – 415 l/s konstant hält.

Das Folgende Bild stellt das Untersuchungsgebiet im Detail als Luftbildaufnahme des KW Schwabecks dar (Abb. 4-2).



Abb. 4-2: Orthofoto des KW Schwabecks mit OWH (rot Umrandet). (Quelle: KAGIS und Google Maps)

4.1.1. Gewässermorphologie

Die Drau ist im Oberwasser des Kraftwerks durch die Stauhaltung geprägt, wodurch nur sehr geringe Fließgeschwindigkeiten und hohe Wassertiefen auftreten. Im Unterwasser, nahe den Turbinensaugrohren treten, je nach Durchfluss, Strömungsgeschwindigkeiten bis 2,5 m/s auf, wobei auf der Seite der Wehrfelder auch Still- und Kehrwasserbereiche zu finden sind. Die Uferbereiche sind oberhalb des Kraftwerkes etwa 50 m durch Spundwände gesichert. Unterhalb reichen die Spundwände etwa 120 m, wobei der Einstieg des *enature*[®] Fishpass linksufrig auch mit dem Ende der Spundwände zusammenfällt. Direkt an den Einstieg anschließend befindet sich die Einmündung des Jesnitzbaches, daran schließt Steinsatz, gefolgt von Steinschüttung, an. Die Sohle ist im Unterwasserbereich durch das bis etwa 50 m flussabwärts vom Kraftwerk betonierte Tosbecken charakterisiert.

4.1.2. Fischbestand

Für die Drau ist im betrachteten Abschnitt zwischen Villach und Lavamünd ein adaptiertes Fischartenleitbild von Honsig-Erlenburg (2006) verfügbar. Insgesamt werden darin 36 Fischarten, 4 Leitarten, 13 typische Begleitarten und 19 seltene Begleitarten angeführt (BAW, 2014). Als maßgebliche Fischart für die die Wiederherstellung der Durchgängigkeit am Wehr des KW Schwabeck ist der Huchen (Wels) mit 120 cm Körperlänge angegeben (LGBI 42, 2011).

Um die tatsächlich vorhandenen Arten zu ermitteln, fand durch das Kärntner Institut für Seenforschung am 11.04.2016 eine Basisbefischung im Unterwasser sowie in der OWH des KW Schwabecks statt. Es wurden 18 Tag- und 7 Nachtstreifen von 5 m Breite und 150 m bis 198 m Länge mittels Anodenrechen befischt, was einer Fläche von 19.735 m² entspricht. Die in Tab. 4-2 aufgelisteten Ergebnisse zeigen, dass von den 13 typischen Begleitarten nur 6 erfasst werden konnten, von den 19 seltenen Begleitarten nur eine, die Leitart Huchen konnte nicht nachgewiesen werden. In der OWH selbst wurden die typischen Begleitarten Laube, Schneider und Gründling, die seltene Begleitart Bachforelle und ein Bachsaibling, welcher nicht im Leitbild aufscheint, gefangen. Somit konnten von den 36 Leitbildarten nur 10 nachgewiesen werden (Mader, 2016).

Wissenschaftl. Name	Fischart	Leitbild Flkm 515,7 - 412	UW und OWH Schwabeck	Wissenschaftl. Name	Fischart	Leitbild Flkm 515,7 -412	UW und OWH Schwabeck
Squalius cephalus	Aitel	L	1	Carassius carassius	Karausche	S	
Barbus barbus	Barbe	L	1	Romanogobio kesslerii	Kessler Gründling	S	
Hucho hucho	Huchen	L		Cottus gobio	Koppe	S	
Chondrostoma nasus	Nase	L	1	Scardinius erythrophth.	Rotfeder	S	
Lota lota	Aalrutte	В	b	Vimba vimba	Rußnase	s	
Thymallus thymallus	Äsche	В		Tinca tinca	Schleie	s	
Abramis brama	Brachse	В		Alburnus mento	Seelaube	S	
Perca fluviatilis	Flussbarsch	В	b	Barbus balcanicus	Semling	S	
Gobio gobio	Gründling	В	b	Cobitis elongatoides	Steinbeißer	S	
Leuciscus leuciscus	Hasel	В		Acipenser ruthenus	Sterlet	S	
Esox lucius	Hecht	В	b	Zingel streber	Streber	S	
Alburnus alburnus	Laube	В	b	Romanogobio vladykovi	Weißflossengründling	S	
Eudontomyzon mariae	Neunauge	В		Cyprinus carpio	Wildkarpfen	S	
Rutilus rutilus	Rotauge	В		Zingel zingel	Zingel	S	
Alburnoides bipunctatus	Schneider	В	b	Salvelinus fontinalis	Bachsaibling		х
Telestes souffia	Strömer	В					
Silurus glanis Wels		В			Leitarten	4	3
Salmo trutta fario Bachforelle		S	S		typ. Begleitarten	13	6
Barbatula barbatula Bachschmerle		S			selt. Begleitarten	19	1
Rhodeus amarus Bitterling		S			Nicht Leitbildarten	0	1
Phoxinus phoxinus Elritze		S			Arten gesamt	36	11
Rutilus pigus Frauenne		S			-		

Tab. 4-2: Vergleich zwischen dem adaptierten Leitbild und dem Realfang in der OWH und im Unterwasser des Kraftwerk Schwabegg. (Quellen: BAW; Monitoring Fischwanderhilfe KW Schwabeck)

4.2. Vertical Slot Pass am Kraftwerk Werfen-Pfarrwerfen/Salzach

Die Salzach ist der längste und auch wasserreichste Nebenfluss des Inns, der – in den Kitzbüheler Alpen entspringend – über den Pinzgau, den Pongau, das Salzburger-, Freilassinger- und Tittmoninger-Becken westlich von Braunau am Inn, nahe Burghausen in den Inn mündet. Sie ist der Hauptvorfluter im Bundesland Salzburg und entwässert die östlichen Hohen Tauern nach Norden (Abb. 4-3). Das Gerinne der Salzach ist heute nach einheitlichen Profilquerschnitten ausgebaut und die Ufer sind durchgängig gesichert. Durch die Regulierungsmaßnahmen wurde die Heterogenität der Flussbett- und Uferausgestaltung drastisch eingeschränkt (Wiesbauer, 1999).



Abb. 4-3: Das Einzugsgebiet der Salzach mit ihren größten Nebenflüssen sowie dem Standort des KW Werfen -Pfarrwerfen.

Diese großräumigen Regulierungsmaßnahmen zur Minimierung der Schäden durch Hochwässer entlang der gesamten Fließstrecke führten, neben den Veränderungen durch die energetische Nutzung, dazu, dass die Salzach über weite Strecken als erheblich veränderter Wasserkörper gilt, dessen Zustand mit "schlecht" (5) bzw. "unbefriedigend (4) bewertet ist (WISA). Aus diesem Grund wurde die Salzach flussab der Mündung der Felber Ache bei Mittersill auch in die Liste der prioritären Sanierungsgewässer im NGP 2009 aufgenommen.

Die Untersuchungen zum Einfluss der Leitströmung und von Licht als Schlüsselreiz zur Auffindbarkeit von OWH wurden am Vertical Slot Pass im Unterwasser des Kraftwerks Werfen-Pfarrwerfen bei Fluss km 110,25 durchgeführt. Die folgenden Eckdaten geben einen kurzen Überblick über die hydrologischen und ökologischen Rahmenbedingungen an der Messstelle.

Eckdaten Salzach / Werfen-Pfarrwerfen				
Fließlänge	110.3 km			
Einzugsgebietsgröße	2951 km²			
Mittelwasser	114 m³/s			
Abflussregime	nival geprägt			
Linienführung potentiell	pendelnd, abschnittsweise gewunden bis gestreckt			
Flussordnungszahl	7			
Ökoregion	9 - Zentrales Mittelgebirge			
Bioregion	11- Bayrisch Österreichisches Alpenvorland			
Fischregion	Hyporhithral groß			

Tab. 4-3: Hydrologische und ökologische Rahmenbedingungen am KW Werfen-Pfarrwerfen / Salzach

Das Kraftwerk wurde 2006 bis 2009 als Laufkraftwerk von der VERBUND Hydro Power AG gemeinsam mit der Salzburg AG errichtet und ist somit das jüngste der Salzachkraftwerke. Die Ausbauwassermenge beträgt 200 m³/s, die Rohfallhöhe 11,4 m und die Ausbaufallhöhe 10 m. Die Engpassleistung ist laut Wasserbuch mit 15,5 MW und das RAV ist mit rd. 76,5 GWh/a angegeben. Das Kraftwerk ist mit zwei Kaplan Rohrturbinen und drei Wehrfeldern ausgestattet.

Die OWH des KW Werfen-Pfarrwerfen wurde als Kombination zweier Vertical-Slot-Abschnitte mit einem naturnahen Umgehungsgerinne und einer technischen Flachpassage umgesetzt. Die Vertical-Slot-Abschnitte bestehen aus insgesamt 72 Ortbetonbecken, deren Wasserspiegeldifferenz bei 15 cm liegt. Der unterwasserseitige Einstieg erfolgt sohlgleich, wobei jedoch zur Anbindung des Aufstiegs an die Gewässersohle der Salzach in Verlängerung der FWH eine 1,7 m breite Berme errichtet wurde, die ca. 30 m flussab des Kraftwerks an den natürlichen Gewässergrund anschließt. Der Einstieg der OWH des KW Werfen-Pfarrwerfen liegt in unmittelbarer Nähe zum Turbinenauslauf und verläuft weitgehend strömungsparallel mit der Triebwasserrückführung. Die Abflussschwankungen im Oberwasser des KW werden durch ein Regulierungsbauwerk am unteren Ende des oberen Vertical-Slot-Abschnitts ausgeglichen, wobei die Steuerung mittels einer Pegelsonde erfolgt. Zur Ausbildung einer konstanten Leitströmung auch bei erhöhten Unterwasserständen wird im untersten Becken der FWH eine Zusatzdotation abgegeben. Dies erfolgt über ein Dotierbauwerk mittels eines Dotationsschiebers. Dieser gibt in Abhängigkeit des Unterwasserstandes bis zu 1.200 l/s vom letzten Becken ins Unterwasser ab, womit sich dauerhaft eine Überfallhöhe von 0,15 m - 0,20 m vom letzten Becken ins Unterwasser ergibt (Gebler, 2012).

Die folgende Abbildung stellt das Untersuchungsgebiet im Detail als Luftbildaufnahme des KW Werfen - Pfarrwerfen dar (Abb. 4-4).



Abb. 4-4: Orthofoto des KW Werfen - Pfarrwerfen mit OWH (rot Umrandet). (Quelle: SAGIS)

4.2.1. Fischbestand

Für die Salzach ist im betrachteten Abschnitt zwischen Schwarzach und Werfen ein adaptiertes Fischartenleitbild von Schmall (in präp.) verfügbar. Insgesamt werden darin 10 Fischarten, 3 Leitarten, eine typische Begleitart und 6 seltene Begleitarten angeführt (BAW, 2014). Als maßgebliche Fischart für die die Wiederherstellung der Durchgängigkeit am Wehr des KW Schwabeck ist der Huchen mit 100 cm Körperlänge angegeben. Eine Basisbefischung im Jahre 2015 bei St. Johann zur Bestandsaufnahme durch die Firma PETZ OEG zeigte, dass von den laut Leitbild vorhandenen Arten nur die drei Leitfischarten Äsche, Bachforelle und Koppe tatsächlich vorkommen. Zusätzlich wurde das Vorhandensein von Regenbogenforellen festgestellt, welche im Leitbildkatalog nicht vorkommen. Die durch die Basisbefischung erhobenen Arten stimmen mit den in der OWH aufsteigenden Arten überein, wie Tab. 4-4 zeigt.

Wissenschaftl. Name	Fischart	Leitbild Flkm133 - 108	OWH Werfen-Pfarrwerfen	Petz OEG 2015 St. Johann
Squalius cephalus	Aitel	S		
Thymallus thymallus	Äsche	-		-
Salmo trutta fario	Bachforelle	-		-
Barbatula barbatula	Bachschmerle	s		
Barbus barbus	Barbe	S		
Phoxinus phoxinus	Elritze	S		
Esox lucius	Hecht	S		
Hucho hucho	Huchen	b		
Cottus gobio	Корре			
Chondrostoma nasus	Nase	S		
Oncorhynchus mykiss	Regenbogenforelle		Х	х

Leitarten	3	3	3
Begleitarten	1	0	0
seltene			
Begleitarten	6	0	0
Nicht Leitbildarten		1	1
Arten gesamt	10	4	4

Tab. 4-4: Vergleich zwischen dem adaptierten Leitbild und den in der OWH beobachteten Arten, sowie der Basisbefischung bei St. Johann 2015. (Quellen: BAW; Monitoring Fischwanderhilfe KW Werfen-Pfarrwerfen)

5. Methodik

Die Methodik der Untersuchungen kann grob in vier Abschnitte unterteilt werden: die hydroakustischen Untersuchungen, die Untersuchungen zur Strömungssituation, die Bestimmung der Aufstiegsraten mittels Monitoring und die statistischen Auswertungen zur Interpretation der Ergebnisse.

5.1. Hydroakustik

Da Geräusche in aquatischen Lebensräumen eine wichtige Rolle als Signalträger spielen und sie sich im Wasser über weite Distanzen ausbreiten (Hawkins, 1993), war die Hypothese, dass sie zur Auffindbarkeit von OWH einen Beitrag leisten könnten. Dazu fanden am 20.04.2016 erste hydroakustische Messungen am Standort Schwabeck statt, die zur Beantwortung der folgenden Fragestellungen beitragen sollten:

- Unterscheidet sich das Bild der Umgebungsgeräusche innerhalb der OWH von dem unterhalb des Einstieges in die OWH?
- Können Geräusche aus der OWH unterhalb des Einstieges im Bereich der Leitströmung wahrgenommen (gemessen) werden?
- Wieweit unterhalb des Einstiegsbereiches können die Geräusche aus der OWH wahrgenommen werden?

Bei ausreichend weiter Wahrnehmbarkeit der Geräusche aus der OWH könnte von einer Lockwirkung ausgegangen werden. In weiterer Folge können künstliche, regelbare Geräuschquellen im Einstiegsbereich zu Studienzwecken installiert werden und ein statistischer Zusammenhang zwischen den akustischen Reizen aus der OWH und den Aufstiegsraten der wandernden Individuen untersucht werden.

Die Messungen fanden sowohl direkt innerhalb des Einstieges der OWH, unterhalb von Pool 1, statt (Position A / MP1), als auch an drei weiteren Punkten unterhalb des Einstiegsbereiches. Die Entfernungen der drei Punkte im Bereich der Strömungsfahne der OWH vom Einstieg waren 0,5 m (Position B / MP2), 1,5 m (Position C / MP3) und 7 m (Position D / MP4) vom Einstieg der OWH entfernt (Abb. 5-1).



Abb. 5-1: Position der Messpunkte Hydroakustik

Die erhobenen Daten im Bereich der Hydroakustik waren der Z-bewertete maximale Geräuschpegel (L_{Zmax}), der Z-bewertete minimale Geräuschpegel (L_{Zmin}), der Z-bewertete mittlere Geräuschpegel über 60 sec. (L_{Zeq60}), eine Terzbandanalyse im Bereich von 0,4 Hz bis 20 kHz sowie ein unkomprimiertes Soundfile mit 60 s Länge zur anschießenden detaillierten Frequenzauswertung mittel FFT und nachfolgenden Wavelet Analyse. Die Z-Bewertung entspricht hierbei einem linearen Ansprechverhalten des Schallpegelmessers bei dem keinerlei Frequenzen gedämpft oder verstärkt werden.

5.1.1. Messung der Unterwassergeräusche

Standardisierte Prozeduren für die Messung von Unterwassergeräuschen in Fließgewässern sind derzeit nicht vorhanden, allerdings gaben die Arbeiten von Wysocki, et al. (2007) sowie eine Veröffentlichung des NPL (National Measurement Office, 2014) und des JRC der Europäischen Union (Dekeling, et al., 2014) einige Hinweise für eine methodisch valide Durchführung der Messungen.

Das kalibrierte Messystem bestand aus einem Hydrophon des Typs Teledyne Reson TC4034, einem Vorverstärker des Typs Teledyne Reson EC6067 sowie einem Klasse I Schallpegelmesser des Typs Norsonic NOR140. Die technischen Daten der Geräte sind in Tab. 5-1 angeführt.

Technische Daten						
	TC4034	E	EC 6067			
Bandbreite lin.	1Hz bis 250kHz (+2, -4dB)	Bandbreite	1Hz bis 1MHz			
Empfindlichkeit	-218dB ±3dB (bei 250Hz)	Eingangskapazität	12 Stufen: 22pF - 10nF			
Richtung hor.	Omnidirektional ±2dB (bei 100 kHz)	Eingangswiderstand	12 Stufen: 3.3kΩ bis 1GΩ			
Richtung vert.	>270° ±3dB (bei 300kHz)	Ausgangsverstärkung	6 Stufen: 0,6,12,20,26,32 dB			

Tab. 5-1: Technische Daten des Hydrophons sowie des Vorverstärkers.

Als Aufnahme für das Hydrophon diente eine an einer Teleskopstange montierte, handelsübliche Mikrofonhalterung, von der allerdings das Hydrophon mittels einer Gummieinlage akustisch entkoppelt war. Als Material für die Teleskopstange wurde Karbon gewählt, da dieses im Bereich der gemessenen Frequenzen – im Vergleich zu Stahl oder Aluminium – das beste Resonanzverhalten zeigt (Abbit, 2014). Um Scheingeräusche, die durch Turbulenzen des fließenden Wassers direkt an der Außenhülle des Hydrophons entstehen können, zu minimieren, wurde ein mit einem feinen Netz bespannter Käfig aus Polypropylen kontaktfrei über das Hydrophon gebaut. Es ist evident, dass durch diese Versuchsanordnung die gemessenen Werte ein wenig nach unten korrigiert werden. Im Vorfeld durchgeführte Testmessungen ohne diesen Käfig ergaben jedoch deutlich inhomogenere und in ihrer Ausprägung nur wenig plausible Daten, weshalb letztendlich auf diese Versuchsanordnung zurückgegriffen wurde.

Um die eingangs definierten Fragen zu beantworten, wurden an den Messpunkten die fünf folgenden Messreihen bei einem konstanten Abfluss von 280 m³ gefahren:

- Reihe 1: Nullmessung, Hydrophon gegen die Strömungsrichtung in einer Tiefe von 10 cm über der Sohle.
- Reihe 2: Momentane Zugabe von etwa 5 l Kies (Mischung aus Mittel- und Feinkies) in Pool 1, Hydrophon gegen die Strömungsrichtung in einer Tiefe von 10 cm über der Sohle.
- Reihe 3: Zugabe einzelner Steine der mittleren Korndurchmesser 100 mm, 60 mm, 40 mm, 25 mm, sowie 8/16 Kies gerieselt in Pool 1, Hydrophon gegen die Strömungsrichtung in einer Tiefe von 10 cm über der Sohle ausgerichtet.
- Reihe 4: Nullmessung, Hydrophon gegen die Strömungsrichtung ausgerichtet, sohlangebunden mittels wassergefüllter Membran.
- Reihe 5: Momentane Zugabe von etwa 5 l Kies (Mischung aus Mittel- und Feinkies) in Pool 1, Hydrophon gegen die Strömungsrichtung ausgerichtet, sohlangebunden mittels wassergefüllter Membran.

5.1.2. Auswertung der hydroakustischen Daten

Die Auswertung der mit dem NOR140 aufgezeichneten Daten erfolgte mittels NorReview 6.1. der Firma Norsonic, einer Software zur Ausgabe und Analyse der Geräuschpegel. Die Soundfiles wurden einer detaillierten Analyse mittels stx 4.2. der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, einer Software zur Erstellung von Spektrogrammen und zur Tonanalyse, unterzogen.

Die Schalldruckpegel in dB errechnen sich nach der Formel:

$$L_p = 20 \log_{10} \left(\frac{\bar{p}}{p_0}\right) \tag{5}$$

Wobei p_0 dem Referenzschalldruck unter Wasser von 1 µPa entspricht, und \bar{p} dem effektiven Schalldruck, welcher als zeitlicher quadratischer Mittelwert des momentanen Schalldrucks p(t) bestimmt wird nach:

$$\bar{p} = \sqrt{\frac{1}{\tau} \int_0^{\tau} p^2(t) dt}$$
(6)

Die Frequenzspektren der Umgebungsgeräusche wurden mittels FFT erstellt und über die Dauer der Aufnahme gemittelt. Von den Messungen mit Geschiebezugabe wurden jeweils die 5 s langen Ausschnitte analysiert, in denen die Geschiebezugabe erfolgte. Um einen Vergleich mit den von Wysocki, et al. (2007) beschriebenen Habitaten durchführen zu können, wurden bei der FFT die identen Parameter verwendet (Tab. 5-2).

Parameter FFT				
Frequenzbereich	50 Hz - 5 kHz			
Bandbreite	1 Hz			
Überlappung	50%			
Fenster	Blackman – Harris			
Bewertung	Linear (Z - Bewertet)			

Tab. 5-2: Parameter der Frequenzanalyse mittels FFT

Durch den Vergleich der Spektrogramme der Umgebungsgeräusche an den verschiedenen Messpositionen sollen hierbei Gemeinsamkeiten bzw. Unterschiede dargestellt und mögliche kontinuierliche Verläufe im Frequenzspektrum von der OWH zu den weiter flussab gelegenen Positionen aufgezeigt werden.

Die abschließende Wavelet Analyse der Messdaten mit Geschiebezugabe wurde mittels Morlet-Wavelet-Transformation im Frequenzbereich von 10 Hz bis 10 kHz durchgeführt. Sie soll einerseits aufzeigen, bis in welche Entfernung von der Schallquelle das Rollen und Springen von Körnern messbar ist und andererseits darstellen, in welchem Frequenzbereich das Kollidieren der unterschiedlichen Kornfraktionen das Pegelmaximum hat.

5.2. Strömungssituation am Kraftwerk Schwabeck/Drau

Für die Auffindbarkeit des Einstieges von OWH spielt laut sämtlichen Leitfäden die Strömungssituation in diesem Bereich eine wesentliche Rolle. Um dieser Hypothese auf den Grund zu gehen, sollte die Fließgeschwindigkeit im Unterwasser des KW Schwabeck bei verschiedenen Abflüssen der Drau ermittelt werden. Die Abflüsse waren in diesem Fall 480 m³/s, was annähernd dem Ausbaudurchfluss von 485 m³/s des Kraftwerkes entspricht, und 190 m³/s. Die geplante dritte Messung bei einem Abfluss von unter 100 m³/s konnte aufgrund der hydrologischen Verhältnisse während dieser Arbeit nicht durchgeführt werden, da die Wettersituation mit durchwegs hohen Niederschlägen im 2. Halbjahr 2016 einen solchen Betriebszustand des Kraftwerkes über einen längeren Zeitraum untertags nicht zugelassen hat. Anhand der Daten bei diesen zwei Abflüssen kann auf die Strömungssituationen bei allen anderen dazwischenliegenden Abflüssen geschlossen werden, wodurch die Fließgeschwindigkeiten im Unterwasser über etwa 50 % der gesamten Betriebszeit des Kraftwerkes bestimmt sind. Die in diesem Bereich zu beantwortenden Fragen lauteten:

- Wie weit ist die Leitströmung aus der OWH bei den verschiedenen Abflüssen erkennbar?
- Wie verändern sich die Fließgeschwindigkeiten im Unterwasser des Kraftwerkes bei verschiedenen Abflüssen?
- Stimmen die bei der Projektierung mittels 2D Modellierung errechneten Fließgeschwindigkeiten mit den gemessenen überein?
- Besteht ein Zusammenhang zwischen verschiedenen Abflüssen und den Aufstiegsraten der einzelnen Fischarten?

Bei einem positiven Zusammenhang zwischen Aufstiegsraten und Abfluss in der Drau kann, bei konstantem Durchfluss in der OWH, darauf geschlossen werden, dass zwischen der Leitströmung und der Auffindbarkeit kein Zusammenhang besteht, da die Leitströmung als Verhältnis von Durchfluss OWH zum konkurrierenden Abfluss definiert ist (7).

$$LS [\%] = 100 * Q_{FAH} / Q_{Haupt}$$
⁽⁷⁾

Die Messungen fanden bei in einem Bereich von etwa 33 m unterhalb der Turbinenauslässe bis etwa 275 m unterhalb der Turbinenauslässe statt (Abb. 5-2).



Abb. 5-2: : Lage des Untersuchungsgebietes im Unterwasser des KW Schwabeck mit dem Verlauf der OWH (blau)

Die erhobenen Daten waren die Resultierenden der Fließgeschwindigkeiten von 0,45 m bis 7 m in jeweils 30 Zellen in der Vertikalen sowie die Positionsdaten jedes einzelnen Messpunktes. Die Abflussdaten während der Messungen wurden von der VERBUND Hydro Power AG zur Verfügung gestellt.

5.2.1. Messung der Strömungsgeschwindigkeiten

Das Messsystem für die Fließgeschwindigkeitsmessungen bestand aus einem ADCP vom Typ Teledyne StreamPro sowie einem GNSS System vom Typ Trimble R8s zur Echtzeitpositionsbestimmung. Die Montage erfolgte auf einem Messboot, mit welchem Transsekten in einem Abstand von etwa 7 m befahren wurden (Abb. 5-3). Die Anzahl der bereinigten Messpunkte betrug bei jeder der zwei Messungen etwa 5.500 Punkte.



Abb. 5-3: Messboot mit hochgeklapptem Messsystem, bestehend aus GNNS Antenne (grau) sowie StreamPro ADCP (blau)

Die Fließgeschwindigkeitsdaten wurden mittels Winriver II Software direkt auf einem Laptop aufgezeichnet. Die Positionsdaten wurden ebenfalls mit dieser Software als NMEA GGA Datensatz mittels Anbindung des Trimble R8s über eine serielle Schnittstelle aufgezeichnet, wodurch eine exakte Georeferenzierung jedes einzelnen Messpunktes gewährleistet war. Die Messungen fanden am 31.5.2016 bei einem Durchfluss von 480 m³/s und dem Betrieb aller vier Turbinen sowie am 10.10.2016 bei einem Durchfluss von 190 m³/s und dem Betrieb der Turbinen eins und zwei statt.

5.2.2. Auswertung und Darstellung der ermittelten Daten

Die Auswertung der Daten erfolgte in mehreren Schritten. Nach der Implementierung der Rohdaten in eine Datenbank und der Anbindung dieser Datenbank an ein GIS System konnten die Rohdaten von Ausreißern bereinigt werden. Da für eine flächige Darstellung der Fließgeschwindigkeiten Horizontalschnitte in sieben Tiefen (45 cm; 105 cm, 145 cm, 205 cm, 305 cm, 405 cm, 505 cm), sowie die über die gesamte Tiefe gemittelte Geschwindigkeit dargestellt wurden, mussten die einzelnen Messwerte über die gesamte Fläche interpoliert werden. Der räumlichen Verteilung der Messwerte kommt hierbei eine wesentliche Rolle zu. Aus diesem Grund schieden deterministische Interpolationsverfahren wie Thiessen Polygone, Inverse Distanzgewichtung (IDW) oder Spline-Interpolation aus, da deren Interpolationsfunktionen die gegenseitigen Entfernungen der Ausgangspunkte sowie deren Clusterung nicht berücksichtigen. Um der gegenseitigen Abhängigkeit der einzelnen Messwerte, d.h. deren Autokorrelation, Rechnung zu tragen, wurde das geostatistische Verfahren des ordinary Kriging angewandt, welches auf der "Theorie der regionalisierten Variablen" (Matheron, 1966) basiert. Die einzelnen Schritte dieses geostatistischen Schätzverfahrens sind (Gau, 2010):

- Datenerhebung
- Erstellung eines experimentellen Variogramms
- Anpassung des theoretischen Variogramms
- Ordinary Kriging
- Visualisierung der Ergebnisse

Mittels der experimentellen Variogramme wird die Abhängigkeit einzelner Werte voneinander geschätzt, wobei dies durch die Bestimmung der Varianz von Punktepaaren, die innerhalb einer bestimmten Entfernung zueinander liegen, erfolgt (Gau, 2010). Die theoretischen Variogramme bzw. die Variogramm Modelle sind diejenigen Funktionen, durch die die experimentellen Variogramme mathematisch am besten beschrieben werden können (Abb. 5-4). Sie bilden, neben der Lage der Punkte zueinander und zum Schätzpunkt, die Basis für die Gewichtung der einzelnen Messwerte beim Interpolationsverfahren des Krigings.


Abb. 5-4: Darstellung der Parameter eines Variogramms. (Quelle: Golden-Sofware, Surfer 2015)

Da im vorliegenden Fall die Verteilung der Messpunkte, bedingt durch die hohe Auflösung innerhalb einer Transsekte, stark anisotrop war, erfolgte auch die Darstellung der experimentellen Variogramme richtungsbezogen durch getrennte Bestimmung der Varianzen der beiden Hauptachsen einer Ellipse. Im vorliegenden Fall hat sich bei allen Datenreihen ein sphärisches Variogrammmodell als jenes erwiesen, mit dem die experimentellen Variogramme am besten beschrieben werden konnten, wobei die Parameter für jede Datenreihe neu ermittelt und angepasst wurden.

5.3. Leitströmung

Um die Leitströmung als Prädiktor für die Auffindbarkeit zu verwenden, muss diese durch eine Veränderung der Dotation der OWH variiert werden und kann nicht alleine durch die Variation des konkurrierenden Abflusses des Hauptgerinnes verändert werden. Dies führt in weiterer Folge auch dazu, dass neben der Leitströmung auch die Dotation der OWH als unabhängige Variable für die Auffindbarkeit herangezogen werden kann.

5.3.1. Leitströmung am Standort Werfen-Pfarrwerfen/Salzach

Die Ausstattung der OWH am KW Werfen-Pfarrwerfen mit einer steuerbaren Leitstromzusatzdotationseinrichtung, welche über einen Dotierschieber bis zu 1.200 l/s in das unterste Becken der OWH abgeben kann, ermöglichte es, wie eingangs gefordert, die Leitströmung unabhängig vom Durchfluss im Hauptgerinne zu kontrollieren. Dies wurde genutzt, um während des fischökologischen Monitorings die Dotation der OWH nach einem Wochenplan zu variieren. So wurde die OWH jeweils Montag, Mittwoch und Freitag mittels Zusatzdotation mit gesamt 1,21 m³/s – 1,44 m³/s beaufschlagt, wobei an den anderen Tagen der Woche die Zusatzdotation nicht in Betrieb war, und die Dotation der OWH – alleine Abhängig vom Pegel im Oberwasser des Kraftwerkes – im Bereich von 0,40 m³/s – 0,48 m³/s lag. Die Variation der Beaufschlagung der OWH in Kombination mit den unterschiedlichen Abflüssen der Salzach im Bereich von 27 m³/s bis 145 m³/s, führte zu Leitströmungen im Bereich von 0,31 % - 4,21 %. Dies deckt den im Leitfaden geforderten Bereich von 1 % - 5 % nicht nur annähernd zur Gänze ab, sondern erweitert ihn sogar nach unten hin.

5.3.2. Leitströmung am Standort Schwabeck/Drau

Die Dotation der OWH am Standort Schwabeck/Drau wird, wie bereits eingangs erwähnt, standardmäßig über ein Verteilbauwerk durch den Oberwasserspiegel gesteuert und in einem Bereich von 375 l/s – 415 l/s konstant gehalten. Diese geringe Schwankungsbreite wäre für eine statistisch sinnvolle Auswertung als eigene Prädiktorvariable mit aller Wahrscheinlichkeit zu gering gewesen, wodurch man in weiterer Folge auch die Leitströmung bei der Analyse nicht berücksichtigen hätte können. Da die automatische Steuerung der Gleitschütze im Verteilbauwerk während der Dauer des Monitorings neu justiert wurde, lag die Dotation der OWH zwischen 100 l/s – 480 l/s, womit hier bereits ein sehr weiter Bereich der möglichen Abflussmengen abgedeckt war. Aufgrund der deutlich höheren – im Vergleich zur Salzach – konkurrierenden Drauabflüsse, welche zwischen 69,5 m³/s – 423,2 m³/s lagen, und dem Fehlen einer Zusatzdotationseinrichtung, wurden im Einstiegsbereich der OWH Leitströmungen zwischen 0,03 % - 0,53 % erreicht.

5.4. Licht als Schlüsselreiz

Neben der kontrollierten Steuerung der Leitströmung wurde am Standort Werfen-Pfarrwerfen auch Licht als externer Schlüsselreiz nach einem vorbestimmten Plan gesteuert. Hierzu wurden zwei 5 m lange LED Stripes im ersten Schlitz des Vertical Slot Passes montiert. Diese wurden an den Wochentagen Montag bis Freitag abgeschaltet, während Samstag und Sonntag die Beleuchtung in Betrieb war.

5.5. Bestimmung der Aufstiegsraten

Die Erfassung der Fischmigration erfolgte mittels zweier Videomonitoringanlagen (FishCam) am oberen Ende der OWH (FishCam7) und im Bereich des Einstieges (FishCam11). Die wandernden Individuen wurden hierbei nicht berührt, nicht gehältert und erfuhren bei der Erfassung keinerlei Stress. Die Erfassung des Zeitpunktes der Migration der Fische war über einen Zeitstempel in der Videosignatur gegeben. Die FishCam bestand aus einer Kameraeinheit, einem Erfassungstunnel mit strukturierter Sohle und Rückwand sowie einem Spiegeldeckel zur Ermittlung des Abstandes des beobachteten Individuums von der Kamerafront (Abb. 5-5). Zum Einsatz kam eine für den Unterwassereinsatz adaptierte Überwachungskamera, die bei einer Veränderung von etwa 3 % der Pixel der aufeinander folgenden Bilder die Videoaufzeichnung startete. Die aufgezeichneten Videosequenzen hatten eine Länge zwischen 6 sec. und 300 sec..



Abb. 5-5: Schematische Darstellung der Videomonitoringanlage

Bei der in der FishCam eingebauten Kamera handelte es sich um eine Axis P1357 Überwachungskamera mit einer Auflösung von 5 Mpx. Die Videoaufzeichnung erfolgte in H.264 bzw. Motion JPEG streams.

Als Kameraobjektiv war eine THEIA LENS CS VARIF 1,8 mm-3 mm DC-IRIS Barrel distortion corrected and IR corrected, wideangle lens im Einsatz. Die Größe des Betrachtungsbereichs betrug rd. 1.300 mm x 1.000 mm (Vordergrund). Die Korrektur des Wasser/Luft Brechungsindex (1,33) erfolgte mittels INON Dome Port 115.

Als externe Lichtquelle dienten IP 68 600 Mono Flex LED Stripes mit 630 lm/m, die als Blockleisten (Herbstmonitoring), bzw. Ringbeleuchtung eingebaut waren. In der FishCam war ein strukturierter weißer Boden mit 14 aufgesetzten Halbkugeln DN 100 mm und ein matt weißer Hintergrund ohne Hinterleuchtung eingebaut. Im Bereich des klar definierten, 1,0 m x 0,5 m großen Durchflussquerschnittes des Erfassungstunnels der FishCam herrschte eine mittlere Fließgeschwindigkeit von etwa 0,5 m/s - 0,8 m/s vor.

Die aufgezeichneten Objektbewegungen wurden auf einem NAS RAID1 mit 2 TB Speicherkapazität im *.mkv Videoformat in HD Qualität gespeichert und zur weiteren Verarbeitung in *.avi Dateien mit einer Auflösung von 1024 x 768 px konvertiert.

Über einen Mobilfunk Router LTE/HSPA/UMTS/EDGE/GPRS war die Anlage fernüberwacht und konnte bei Bedarf gewartet werden. Bei Störungen (Ausfall, Erreichen der max. Speicherkapazität) erfolgte eine Benachrichtigung über E-Mail, sodass ein geregelter Dauerbetrieb der Anlage sichergestellt war. Die Sicherung der Daten erfolgte in einem Abstand von etwa 2-4 Wochen. Die Anlage wurde im Zeitintervall von 5 bis 10 Tagen gereinigt, im Falle einer außerordentlichen Verunreinigung (Verklausung, Algenschwaden,...), wurde die FishCam nach Bedarf zusätzlich gereinigt. Eine umfassende Reinigung der FishCam fand in einem Zeitintervall von 4 bis 6 Wochen statt, wobei der aufgekommene Algenbelag von der Kameralinse sowie der Glasscheibe entfernt wurde (Mader, 2016).

Aus den erfassten Videos der FishCam wurden in einem ersten Schritt alle Aufnahmen mit Fischbewegungen von jenen, die lediglich Treibgut (Blätter, Algen, Totholz, anthropogene Verunreinigungen) aufgezeichnet haben, selektiert. Die Selektion der Videos mit wandernden Fischen von jenen mit verdrifteten Partikeln erfolgte teilautomatisiert. Zudem erfolgten die Analyse der Wanderrichtung und die Klassifizierung derselben. Im Post-Processing wurden die verbliebenen Videos gesichtet und die Wanderrichtung kontrolliert. Die Bestimmung der Fischart und Fischlänge erfolgte durch einen Fischökologen im Zuge der Sichtung der Einzelvideos. Beim Auftreten von Fischschwärmen, vor allem der Arten Laube (Alburnus alburnus) und Schneider (Alburnoides bipunctatus) in der FishCam, wurde auf eine Bestimmung der Länge der einzelnen Individuen verzichtet.

5.6. Statistische Methoden

Die statistischen Methoden in dieser Arbeit beziehen sich generell auf zwei verschiedene Themenbereiche und sind dementsprechend auch zu unterscheiden. Da die Datenlage und auch die Fragestellung im Bereich der Hydroakustik von der im Bereich Aufstiegsraten und Strömung grundsätzlich verschieden ist, soll im Folgenden auch das Kapitel der statistischen Methoden danach unterteilt werden. Als Software für die Auswertung wurde das das freie Statistikpaket "R Studio" Version 1.0.136 verwendet.

5.6.1. Statistische Methoden Hydroakustik

Um den Einfluss von Umgebungsgeräuschen aus dem Fischaufstieg im Hauptgerinne verifizieren oder falsifizieren zu können, wurden die L_{Zeq} , L_{Zmin} und L_{Zmax} nach Messpositionen gruppiert und – gefolgt von einem Test auf Normalverteilung, welcher aufzeigte, dass diese nicht vorliegt – analog zu Amoser, et al., (2004) einem nicht parametrischen Stichprobentest unterzogen. Die Methode der Wahl war hier der Kruskal-Wallis-Test. Für die folgenden paarweisen Vergleiche wurde als post hoc Test der Conover-Iman-Test herangezogen. Neben der Betrachtung des gesamten Datensatzes wurde mit obigen Methoden auch eine Subgruppenanalyse durchgeführt, bei der zwischen den Messungen ohne Geschiebezugabe und denen mit Geschiebezugabe unterschieden wurde.

5.6.2. Statistische Methoden Strömung und Aufstiegsraten

Neben den Reizen betreffend die Strömungsgeschwindigkeiten wurden an zusätzlichen Daten die Temperatur im Unterwasser, der Abfluss in der OWH, der Abfluss im Hauptgerinne, die Leitströmung in Prozent, die Tageslängen, die Tageszeit und die Lichtsituation im Messkanal erhoben. Eine Übersicht über die Variablen sowie deren Messintervalle und Skalenniveaus stellt Tab. 5-3 dar. Um eine Reduktion der Daten auf ein sinnvolles Maß zu erreichen, ohne jedoch die Charakteristika der Umgebungsvariablen zu stark zu beeinflussen, wurden sämtliche erhobenen Daten mittels einer PostgreSQL Datenbank in Stundenwerten kumuliert und für die statistische Auswertung aufbereitet. In der Auswertung selbst wurde versucht einen Zusammenhang zwischen der abhängigen Variable, d.h. der Anzahl aufsteigender Individuen, und den unabhängigen Variablen, d.h. der Tageslänge, der Tageszeit, der Lichtsituation am Einstieg, der Wassertemperatur im Einstiegsbereich, dem Abfluss im Hauptgerinne und in der OWH und der Leitströmung herzustellen.

	Datenerhebung										
Variable	Einheit	Zeitintervall	Skalenniveau								
Anzahl Individuen	-	sekundengenau	Verhältnis								
Tageslänge	hh:mm	täglich	Verhältnis								
Tageszeit	Kategorie 1-8	3-stündlich bis 12-stündlich	Nominal								
Externer Reiz Licht (nur Werfen)	Kategorie on/off	täglich	Ordinal								
Temperatur	°C	stündlich	Intervall								
Abfluss OWH	m³/s	viertelstündlich	Verhältnis								
Abfluss Hauptgerinne	m³/s	viertelstündlich	Verhältnis								
Leitströmung	%	viertelstündlich	Verhältnis								

Tab. 5-3: Übersicht über die erhobenen Variablen.

5.6.2.1. Korrelationsanalyse

Ein erstes Screening der Zusammenhänge erfolgte mittels einer Korrelationsanalyse. Der Korrelationskoeffizient ist dabei ein Maß, für die Stärke des monotonen Zusammenhangs zwischen zwei oder mehreren Zufallsvariablen. Aufgrund des Skalenniveaus der Variablen Tageszeit und Licht konnten diese Parameter in der Korrelationsmatrix nicht berücksichtigt werden. Als Korrelationskoeffizient wurde der Spearman Rangkorrelationskoeffizient (r_s) gewählt, da einerseits mehrere Variablen nicht normalverteilt sind, was aber für den Pearson Produkt Moment Korrelationskoeffizienten eine der Bedingungen ist, und er andererseits robust gegenüber Ausreißern ist. Die Berechnung dieser nichtparametrischen Korrelation erfolgt, indem man die absoluten Werte eines Datensatzes durch den Rang ersetzt und diese danach, analog zu Pearson, korreliert nach der Formel:

Methodik

$$r_{s} = \frac{\sum_{i=1}^{n} (rg(x_{i}) - \overline{rg_{x}}) (rg(y_{i}) - \overline{rg_{y}})}{\sqrt{\sum_{i=1}^{n} (rg(x_{i}) - \overline{rg_{x}})^{2}} * \sqrt{\sum_{i=1}^{n} (rg(y_{i}) - \overline{rg_{y}})^{2}}}$$
(8)

mit $rg(x_i)$ als Rang und $\overline{rg_x}$ als Mittelwert des Ranges von x.

Die Nullhypothesen (H₀) lauten hierbei in allen Fällen, dass kein signifikanter Zusammenhang zwischen den Aufstiegsraten und den Prädiktorvariablen besteht, wobei, wie in der Statistik üblich, das Signifikanzniveau mit $\alpha = 0,05$ definiert wurde. Dies bedeutet, dass mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % die Nullhypothese fälschlicherweise abgelehnt wird (Fehler 1. Art). Die Entscheidung, ob H₀ bestätigt oder abgelehnt wird, basiert auf einem zweiseitigen t-Test, aus welchem der p-Wert abgeleitet wird. Dieser p-Wert gibt die Wahrscheinlichkeit des Ergebnisses und aller extremeren Ergebnisse bei geltender Nullhypothese an (Goodman, 2008).

Da die vorliegende Untersuchung sich nicht alleine auf ein einzelnes zu testendes Hauptzielkriterium beschränkt, sondern mittels multiplen Testens verschiedener Prädiktorvariablen explorativen bzw. hypothesengenerierenden Charakter hat, muss dies bei der Ermittlung der p-Werte der Korrelationen berücksichtigt werden. Der Grund hierfür liegt darin, dass die Wahrscheinlichkeit eine Falschaussage (p_f) zu treffen mit der Anzahl der durchgeführten Tests sich nach der Formel:

$$p_f = 1 - (1 - \alpha)^n$$
 (9)

mit α als Signifikanzniveau und *n* als Anzahl der Tests errechnet und somit sehr rasch steigt. Die Berücksichtigung erfolgte, indem das lokale Signifikanzniveaus α auf die Family Wise Error Rate (FWER) angepasst wurde. Die Anpassung erfolgte nach Bonferroni:

$$p_a = p * n \tag{10}$$

mit p_a als angepasster p – Wert (p adj.), p als ursprünglicher p - Wert und n als Anzahl der Tests, wobei der angepasste p - Wert, wie auch der ursprüngliche nach oben hin mit 1 beschränkt ist.

Die FWER beschränkt hierbei die Irrtumswahrscheinlichkeit aller Tests gleichzeitig, wodurch, im Gegensatz zu einem ausschließlich lokalen Signifikanzniveau, eine Gesamtfehlerbetrachtung der Ergebnisse erfolgt.

Des Weiteren stellte es sich als notwendig heraus, die berechneten Korrelationen detaillierter zu überprüfen, da Kollinearitäten unter den Prädiktorvariablen vermutet wurden und Scheinkorrelationen ausgeschlossen werden sollten. Dies erfolgte, indem ein partieller Korrelationskoeffizient nach folgender Formel bestimmt wurde:

$$r_{xy,z} = \frac{r_{xy} - r_{xz} * r_{yz}}{\sqrt{1 - r_{xz}^2} * \sqrt{1 - r_{yz}^2}}$$
(11)

Hierbei ist $r_{xy,z}$ der Korrelationskoeffizient zwischen den Variablen *x* und *y* unter Konstanthaltung der Variable *z*.

Diese partielle Korrelationsanalyse zeigt versteckte Zusammenhänge und gleichzeitig sogenannte Scheinkorrelationen, welche in Wahrheit nur die Zusammenhänge zwischen der korrelierten Variable und einer dritten Variable repräsentieren, auf. Sie wird daher verwendet, die Korrelation zwischen *x* und *y* unter Partialisierung eines Merkmals *z* zu bestimmen, wobei der Zusammenhang berechnet wird, der ohne den Einfluss von *z* vorhanden ist, indem *z* konstant gehalten wird. Der partielle Korrelationskoeffizient ist ähnlich dem herkömmlichen Korrelationskoeffizienten zu interpretieren. Das Vorzeichen informiert über die Richtung, die Größe über die Stärke des Zusammenhanges.

5.6.2.2. Auswahl der Prädiktorvariablen mittels Regressionsmodellen

Die Auswahl der, die Anzahl der aufsteigenden Individuen beeinflussenden Prädiktorvariablen erfolgte in zwei Schritten. In einem ersten Schritt wurden mittels LASSO-Regression (*least absolute shrinkage and selection operator*) die relevanten Prädiktorvariablen identifiziert. Hierbei handelt es sich um ein Verfahren der pönalisierten Regression, bei dem der Berechnung des KQ Schätzers (12) des linearen Modells $y = \alpha + \beta x$ eine Nebenbedingung $L(\lambda)$ hinzugefügt wird (13).

$$\hat{\beta}_{KQ} = \arg\min\left\{|y - \beta x|^2\right\}$$
(12)

$$\hat{\beta}_{LASSO} = \arg\min\left\{|y - \beta x|^2 + \lambda \sum_{j=1}^{p} |\beta_j|\right\}$$
(13)

Durch das Hinzufügen der Nebenbedingung, die die Absolutbeträge von β_j summiert, werden die Schätzungen von gewissen Koeffizienten auf null gesetzt, wobei diese Variablen sodann aus dem Modell eliminiert werden. Die Variable Lambda wird hierbei mittels Kreuzvalidierung bestimmt (Tibshirani, 1996).

Der Vorteil dieser Methode der Variablenselektion besteht darin, dass sie unempfindlich ist gegenüber der Korrelation unter den Prädiktorvariablen, sowie gegenüber fehlenden Daten. Des Weiteren kann sie auch bei Datensätzen angewandt werden, bei denen die Anzahl der Variablen die Anzahl der Beobachtungen übersteigt, was bei linearen Modellen mittels kleinster Quadrate in der Regel nicht möglich ist.

Mit den, mittels LASSO-Regression ermittelten, Variablen wurde im Anschluss ein Generalisiertes Lineares Modell (GLM) gerechnet.

In einem zweiten Schritt wurde mittels schrittweiser Variablenselektion (STEP) in einem GLM mittels KQ Schätzern das Ergebnis der Lasso Regression auf Plausibilität getestet. Da es sich bei der abhängigen Variable (Anzahl der Individuen) um Zähldaten handelt, die in sehr vielen Fällen poissonverteilt sind, wurde dies auch in der Modellannahme so definiert. Bei

der schrittweisen Modellselektion wurde als Kriterium das Bayessche Informationskriterium (BIC) verwendet, da für die Poissonmodelle R² aufgrund des Logarithmierens der Zähldaten als *goodness of fit* nicht aussagekräftig ist. Definiert ist das BIC als:

$$BIC = n * \log(RSS/n) + \log(n) * p \tag{14}$$

wobei als RSS in dieser Formel die Summe der kleinsten Fehlerquadrate (Residual Square Sum) bezeichnet wird.

Das Poisson-Modell unterliegt der Annahme, dass die Varianz der Häufigkeiten dem durch das Modell bestimmten Erwartungswert entspricht. Ist die Varianz der Häufigkeiten größer als ihr Erwartungswert spricht man von *overdispersion*, ist sie geringer von *underdispersion*. Ist die Datenlage so, dass das Modell *over*- oder *underdispersed* ist, ändert das zwar nichts an den Schätzern (Koeffizienten) für die einzelnen Variablen, die Größe des Standardfehlers wird jedoch massiv beeinflusst, was sich auf die Auswahl der Variablen bei der schrittweisen Modellselektion auswirkt. Aus diesem Grunde folgte auf die Modellierung ein Test auf *overdispersion* und bei Bestätigung dieser, eine Neumodellierung als Negativ-Binomiales-Modell, welches gegen *overdispersion* bzw. *underdispersion* unempfindlich ist.

Der Vergleich der Modelle aus der LASSO-Regression und dem STEP Algorithmus erfolgte mittels eines χ^2 Tests der Summe der Abweichungsquadrate (*Analysis of Deviance*), welcher wieder auf dem Signifikanzniveau $\alpha = 0,05$ durchgeführt wurde.

5.6.2.3. Überprüfung der Modellgüte

Die Erklärung der Varianz der Messdaten durch das gewählte Regressionsmodell ist bei Nichtlinearen Modellen wie Poisson- oder Negativ-Binomial Modellen durchaus umstritten und zur Variablenauswahl nicht geeignet (Spiess & Neumeyer, 2010). Dennoch soll hier als grober Anhaltspunkt für die erklärte Varianz ein Wert angegeben werden.

Zum Vergleich der Gesamtgüte der Modelle wurde das Pseudobestimmtheitsmaß (Pseudo R²) nach McFadden ermittelt, welches über die Abweichung der Residuen berechnet wird nach:

$$R_{DEV}^{2} = 1 - \frac{\{\sum_{i=1}^{N} y_{i} \log(y_{i}/\hat{\mu}_{i}) - (y_{i} - \mu_{i})\}}{\sum_{i=1}^{N} y_{i} \log(y_{i}/\bar{y}_{i})}$$
(15)

wobei der Zählerterm die Summe der Residuen des Modells abbildet und der Nenner die Summe der Residuen des Null - Modells (Cameron & Windmeijer, 1996). Das Pseudo R² nach McFadden kann nie den Wert 1 annehmen, und tendiert dazu, kleinere Werte anzunehmen als das R² der linearen Modelle. Zur Interpretation ist zu sagen, dass Werte von 0,2 – 0,4 hier schon auf ein hervorragend angepasstes Modell hinweisen (Hensher & Stopher, 1979).

6. Ergebnisse

In den nachfolgenden Kapiteln sollen die im Rahmen der Untersuchungen gewonnenen Erkenntnisse dargestellt und ausgewertet werden. Hierbei wird, wie schon in den vorangegangenen Kapiteln, getrennt auf die Bereiche Hydroakustik, Strömungsgeschwindigkeiten und die Ergebnisse aus den statistischen Auswertungen eingegangen. Ergänzt werden die Ergebnisse durch die zusätzlich erhobenen Daten Gewässertemperatur im Einstiegsbereich, Tageslänge und Licht als Schlüsselreiz, sowie die Tageszeit welche auf das Wanderverhalten ebenfalls Einfluss haben könnten.

6.1. Hydroakustik

6.1.1. Schalldruckpegel

Die an den vier Positionen gemessenen L_{eq60} unterschieden sich, wie der Kruskal-Wallis-Test zeigt, deutlich voneinander und zwar unabhängig davon, ob es sich um eine Messung mit Geschiebezugabe handelt oder um eine Nullmessung ohne Geschiebezugabe (Tab. 6-1, Abb. 6-1). Hierbei waren die Schalldruckpegel in Pool 1 der OWH am niedrigsten, mit einem Mittelwert von 114,0 dB re 1 µPa. 7,0 m unterhalb des Einstieges (Pos. D) waren sie am höchsten mit einem Mittelwert von 131,6 dB re 1 µPa. Die Messposition knapp unterhalb des Einstieges (Pos. B) war mit 131,1 dB re 1 µPa der am weitest entfernten am ähnlichsten, wobei Pos. C mit 124,0 dB re 1 µPa im Mittel näher bei den anderen Messstellen außerhalb der OWH lag als bei Pos. A. Die Streuung der Werte innerhalb der Gruppen war nur gering mit Variationskoeffizienten von 2,2 % bis 5,9 % über alle Messungen sowie bei der Subgruppe der Messungen ohne Geschiebezugabe und stieg bis auf 9,2 % in der Subgruppe der Messungen mit Geschiebezugabe.

Allgemein kann gesagt werden, dass die Gruppe der Messpositionen außerhalb der OWH (Pos. B, C, D) als nahezu homogen der Messposition in der OWH (Pos. A) gegenüberstehen.

Die ermittelten Werte liegen im Bereich dessen, was auch Wysocki, et al., 2007 in ihrer Studie zu den Umgebungsgeräuschen in europäischen Süßwasserhabitaten ermittelt haben und sind vergleichbar mit den verschiedenen Messpositionen in der Donau und in der Triesting, wohingegegn in ruhenden Gewässern mit deutlich geringeren Schalldruckpegeln zu rechnen ist.

Kruskal – Wallis – Test Leq60									
Gesamtmessungen ohne Geschiebezugabe mit Geschiebezugabe									
X ² = 46.28	X ² = 38.06	X ² = 8.18							
p < 0.001	p < 0.001	p = 0.042							

Tab. 6-1: Varianzanalyse der gemessenen Leq60 an den verschiedenen Messpositionen



Abb. 6-1:Boxplot der Leq60 an den vier Messpositionen mit Darstellung des Einflusses der Geschiebezugbe

Der Conover – Iman – Test zur paarweisen Untersuchung ergab, dass sich die Geräuschpegel in der OWH bei Betrachtung der gesamten Daten, sowie den Messungen ohne Geschiebezugabe deutlich von denen im Einstiegbereich, d.h. in der Drau unterscheiden, wo hingegen bei den Messpositionen in der Drau nur zwischen Position C (1,5 m vom Einstieg entfernt) und Position D (7 m vom Einstieg entfernt) ein signifikanter Unterschied zu erkennen ist (Tab. 6-2).

	adjusted p-Values Conover - Iman - Test Leq60										
Positionen	Gesamtmessungen	ohne Geschiebezugabe	mit Geschiebezugabe								
A-B	<0.001 ***	<0.001 ***	0.013 *								
A-C	<0.001 ***	<0.001 ***	0.092								
A-D	<0.001 ***	<0.001 ***	0.046								
B-C	0.024	0.165	0.548								
B-D	0.490	0.343	1.00								
C-D	0.008 *	0.029	0.548								

Tab. 6-2: Paarweiser Vergleich der L_{eq60} an den vier Messpunkten mit A=Pool 1, B= Einstieg, C= 1,5 m unterhalb des Einstiegs und D= 7,0 m unterhalb des Einstiegs.

Die Auswertung der Daten der L_{Zmin} und L_{Zmax} zeigte in Bezug auf die Gesamtdaten, sowie die Messungen ohne Geschiebezugabe, ein vergleichbares Ergebnis. Bei den Messungen

mit Geschiebezugabe waren die einzelnen Messpositionen nicht mehr signifikant voneinander verschieden.

Neben der Geschiebezugabe wurde auch der Einfluss der Messwerte durch die Anbindung des Hydrophons mittels wassergefüllter Membran an die Gewässerschle untersucht. Hierbei ergab sich ein signifikanter Unterschied ($\chi^2 = 6,83$; p = 0,009) in den Messreihen, wobei die Messwerte mit Schlanbindung im Mittel um 6,4 dB re 1 µPa höher lagen als die ohne Schlanbindung (Abb. 6-2). Die Variationskoeffizienten lagen hierbei bei beiden Gruppen bei 7,2%.



Abb. 6-2:Boxplot der Leq60 an den vier Messpositionen mit Darstellung des Einflusses der Sohlanbindung des Hydrophons.

Auffällig ist bei beiden Messreihen (Geschiebezugabe und Sohlanbindung), dass die Messwerte an der Position C nicht dem allgemeinen Bild folgen (bei Geschiebezugabe bzw. Sohlanbindung höher), sondern sich gegensätzlich zu den Daten der anderen Positionen verhalten. Eine Erklärung hierfür wäre, dass Position C mit 1,5 m Entfernung vom Einstieg der OWH genau in der Hauptströmungsrichtung des Turbinenauslaufs von Turbine 1 liegt und etwa 3 m oberhalb ein, bis knapp unter die Wasseroberfläche reichender, Störstein vorhanden ist. Dadurch kommt es in diesem Bereich zu verstärkten Turbulenzen in der Wassersäule, die zu diesen erhöhten Schalldruckpegeln führen. In diesem Bereich dominieren somit die strömungsinduzierten Geräusche über die, durch die Gewässersohle übertragenen.

6.1.2. Frequenzspektren

Die Frequenzspektren lassen sich grundsätzlich nach den Messreihen 1 und 4 unterscheiden. Es handelt sich bei allen Spektren um die Messung der Umgebungsgeräusche an allen vier Messpositionen. Der Unterschied besteht in der Position

des Hydrophons, so war bei der Messreihe 1 das Hydrophon ca. 20 cm über der Sohle positioniert, während es bei Messreihe 4 mittels einer wassergefüllten Membran direkt an die Sohle angebunden war. Die Spektren unterscheiden sich in weiten Bereichen nur unwesentlich voneinander. An den Positionen A und B zeigt sich eine höhere Variabilität bis etwa 1 kHz. Die einzige Auffälligkeit ist im Bereich von 500 Hz bis etwa 1 kHz zu erkennen, da hier bei den Messungen mit Sohlanbindung an den Messpositionen A und C der Schalldruckpegel um bis zu 15 dB re 1 μ Pa erhöht ist. An der Position D sind die Spektren über den gesamten Frequenzbereich annähernd ident (Abb. 6-3).



Abb. 6-3: Vergleich der Messreihen 1 (rot) und 4 (grün) an den vier Messpositionen

Veraleicht man allerdings die Umgebungsgeräuschspektren der unterschiedlichen zeigen sich deutliche Unterschiede Messpositionen miteinander, zwischen den Messpositionen außerhalb der OWH (B – D) und der Position in Pool 1 der OWH (A). Vor allem bei der Messreihe 1 - ohne Sohlanbindung (Abb. 6-4) ist dies deutlich zu erkennen. Neben den um etwa 15 dB re 1 µPa niedrigeren Schalldruckpegeln im niederfrequenten Bereich von 10 Hz - 30 Hz bei Position A, ist besonders der Unterschied im Bereich von 300 Hz - 500 Hz auffällig, bei dem ebenfalls die in der OWH gemessenen Schalldruckpegel um bis zu 27 dB re 1 µPa geringer sind als außerhalb. Ein dritter Bereich mit



Amplitudenunterschieden von jedoch nur etwa 5 dB re 1 μ Pa ist im Frequenzband bei 1 kHz – 2 kHz erkennbar.

Abb. 6-4: Vergleich der Spektren an den vier Messpositionen der Messreihe 1 – ohne Sohlanbidung

Mögliche Erklärungen für die beiden letztgenannten, relativ breitbandigen Erhöhungen des Schalldruckpegels wären das aus den Turbinensaugrohren strömende Wasser oder Vibrationen von Komponenten der elektrischen oder hydromechanischen Anlagenteile. Durch die bei Kaplanturbinen geschlossene Wassersäule, kann sich hier der Schall ungehindert ins Unterwasser ausbreiten, wird jedoch durch die Anordnung des Einstieges der OWH daran gehindert sich bis zur Messposition A fortzupflanzen.

Ein weiteres charakteristisches Merkmal an allen Messpositionen sind die drei sehr schmalen Peaks bei 50 Hz, 66,7 Hz und 100 Hz. Einen Hinweis auf die Ursache hierfür liefern Wei & Zhang, 2010, welche die Vibrationen der Betonstrukturen von Krafthäusern untersucht haben. Sie haben erkannt, dass die Schwingungsmaxima einerseits bei der Frequenz des die Leitflügel passierenden Wassers, d.h. der Frezquenz der Turbine multipliziert mit der Anzahl der Leitflügel, und andererseits bei dem 36-fachen der Frequenz der Turbine liegen.

Im Falle von Schwabeck würde bei einer Drehzahl von 167 U/min und 24 Leitflügeln die Frequenz des die Leitflügel passierenden Wassers 66,7 Hz entsprechen, während das 18-fache der Frequenz der Turbine 50 Hz entspricht und die Verdoppelung auf das 36-fache 100 Hz. Als Ursachen für die Schwingungen werden dynamische und statische Störungen der Turbine, welche durch die Frequenzverdopplung der Druckschwankungen im Turbinenlaufrad noch verstärkt werden, genannt (Wei & Zhang, 2010). Das Auftreten dieser Peaks auch bei Position A in Pool 1 ist in der Tatsache begründet, dass die als Körperschall emittierten Schwingungen über die Anbindung des Krafthauses an die Ufermauer, über diese an die Betonstruktur der OWH weitergeleitet werden. An der Messposition A, welche sich in unmittelbarer Nähe zur Ufermauer befindet, sind diese Schwingungen dann im Wasser als Schall messbar.

Die Spektren der Messreihe 4 mit sohlangebundenem Hydrophon weisen im Gegensatz zur Messreihe 1 nur deutlich geringere Unterschiede zwischen den Messpositionen auf (Abb. 6-5), dennoch sind die Schalldruckpgel fast über den gesamten Frequenzbereich in der OWH geringer als an den Positionen in der Drau, einzig im Bereich von 2.5 kHz – 4 kHz ist der Schalldruckpegel in der OWH um bis zu 7 dB re 1 μ Pa höher.



Abb. 6-5: Vergleich der Spektren an den vier Messpositionen der Messreihe 4 – mit Sohlanbidung

Vergleicht man die aufgenommenen Spektren mit den Audiogrammen einiger ausgewählter Fischarten (Abb. 6-6), so erkennt man, dass die meisten Arten ihr bestes Hörvermögen im Bereich von 200 Hz bis 1 kHz haben und das genau jener Bereich ist, in dem die größte Differenz zwischen den Schalldruckpegeln in der OWH und jenen der Drau liegt.



Abb. 6-6: Audiogramme einiger ausgewählter Fischarten; Quelle: (Ladich & Fay, 2013)

6.1.3. Wavelet Analyse

Wie auch die Frequenzspektren, wurde die Wavelet Analyse an zwei Messreihen durchgeführt: der Messreihe 2 – momentane Zugabe von rund 5 I Kies verschiedener Fraktionen, und der Messreihe 3 – Zugabe von einzelnen Steinen definierter Korndurchmesser. Die Messungen der Messreihe 1 erfolgten an allen vier Messpositionen, die der Messreihe 3 nur an Position A. Der Vergleich der Wavelets an den vier Positionen bei momentaner Geschiebezugabe oberhalb von Pool 1 zeigt deutlich, dass die durch die Zugabe erzeugten Geräusche nur bis Messposition C messbar sind (Abb. 6-7).



Abb. 6-7: Wavelets der Messungen bei Geschiebezugabe an den Messpositionen A-D

Der Frequenzbereich der Geschiebezugabe liegt zwischen 500 Hz bis etwa 18 kHz, wobei mit steigender Entfernung vom Zugabepunkt vor allem die Schalldruckpegel in den Frequenzen über 8 kHz rasch abnehmen.

Die Messreihe 3, bei der kontrolliert einzelne Steine mit definiertem Durchmesser in Pool 1 zugegeben wurden, lieferte keine relevanten Ergebnisse. Die Wavelets, wie auch die 1 Hz FFT Spektren lassen weder einen Schluss auf die verschiedenen Korndurchmesser zu, noch sind alle Kieszugaben in den Tonaufnahmen identifizierbar, da das dominante Geräusch in den Aufnahmen das Plätschern des Wassers in der OWH ist. Gründe hierfür sind, neben dem Plätschern, das Verdriften der Steine durch die Strömung in der OWH sowie das Fehlen eines definierten und immer gleichen Resonanzkörpers, auf den die Steine treffen.

6.1.4. Schlussfolgerungen Hydroakustik

Aufgrund der beschriebenen Ergebnisse, kann davon ausgegangen werden, dass akustische Reize in Form von Geräuschen keinen Einfluss auf die Auffindbarkeit des Einstieges am Standort Schwabeck/Drau haben. Die Gründe hierfür kurz zusammengefasst:

- Die Schalldruckpegel sind an den Messpunkten außerhalb der OWH durchwegs höher als in der OWH und zwar unabhängig, ob im Freiwasser oder mit Sohlanbindung gemessen wurde.
- Die größten Differenzen in den Schalldruckpegeln sind in dem Frequenzbereich, in dem die meisten Fischarten ihr größtes Hörvermögen besitzen.
- Künstlich in der OWH erzeugte Geräusche sind schon 7 m unterhalb des Einstieges nicht mehr messbar und somit als Reiz über größere Entfernungen eher unwahrscheinlich.

Die Tatsache, dass akustische Reize keinen Einfluss auf die Auffindbarkeit haben, bedeutet jedoch nicht, dass die Akustik generell keinen Einfluss hat. Es ist durchaus vorstellbar, dass ein Vermeidungsverhalten der Fische dazu führt, in die deutlich ruhigere OWH zu wandern, um den vom Kraftwerk emittierten Schalldruckpegeln zu entkommen. Sollte dies tatsächlich der Fall sein, wäre das ein weiteres Beispiel für negative Phonotaxis.

6.2. Strömungsgeschwindigkeiten

Die gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten im Unterwasserbereich des KW Schwabecks liegen durchwegs im Bereich der für das Projekt berechneten Geschwindigkeiten aus den 2D Modellierungen. Die Messungen im Bereich von ca. 33 m bis etwa 80 m linksufrig unterhalb des Turbinenauslasses waren insbesondere bei dem Abfluss von 480 m³/s durch starken Lufteintrag und stellenweise hohe Vertikalgeschwindigkeiten gekennzeichnet, was in diesem Bereich zu Lücken in den aufgenommenen Daten geführt hat. Im Gegensatz dazu waren die Messungen bei 190 m³/s durch deutlich ruhigeres Wasser, weniger Lufteintrag und weit geringere Vertikalströmungen geprägt, wodurch die Messdaten auch bei den Transsekten in Turbinennähe bei weitem weniger Lücken aufwiesen. Dies half vor allem bei der Erstellung der Vertikalschnitte, da hier keine Mittelung der einzelnen Bins vonnöten war.

Generell kann gesagt werden, dass unabhängig von der Menge des Durchflusses linksufrig die höchsten Strömungsgeschwindigkeiten auftreten, wobei am rechten Ufer insbesondere in der Nähe der Wehrfelder bis etwa 100 m unterhalb der Kraftwerksanlage Kehrströmungen vorhanden sind (Abb. 6-8), welche sich bei geringeren Abflüssen rasch in Richtung flussab ausdehnen. Im Bereich flussauf des Einstieges der OWH treten bei allen Abflüssen die höchsten gemessenen Strömungsgeschwindigkeiten auf. Die Ursache hierfür liegt einerseits in der tangentialen Anströmung dieses Bereiches aus der Triebwasserrückgabe und andererseits in einem Felsblock mit einem Durchmesser von etwa 150 cm, der etwa 4 m flussauf des Einstieges der OWH direkt an der Spundwand liegt und als sogenannter Störstein wirkt. Durch die Lage knapp unterhalb des Wasserspiegels tritt an diesem Stein eine Beschleunigung der Fließgeschwindigkeit ein. Die Geschwindigkeiten beim Einstieg selbst sind durch die Lage im Strömungsschatten des Buchtendes vergleichsweise gering. Eine Leitströmungsfahne aus dem Einstieg der OWH ist dennoch weder bei 480 m³/s noch bei 190 m³/s Drauabfluss erkennbar. Bei allen Messungen zeigte sich ein gut definierter, örtlich unveränderter Stromstrich, welcher gerade aus der Triebwasserrückgabe des Kraftwerks austritt, das Ende der Bucht im Bereich des Einstieges der OWH tangiert und dann weiter in Richtung Mitte des Flusses zieht.



Abb. 6-8: Über die gesamte Wassertiefe gemittelte Fließgeschwindigkeiten bei Q=480m³/s (links) und Q=190m³/s (rechts) mit der Position der Vertikalschnitte (TR 01 und TR 02)

6.2.1. 4 Turbinenbetrieb bei Q=480 m³/s

Bei einem Abfluss von 480 m³/s und somit annähernd Ausbaudurchfluss der KW Schwabeck liegt die maximal gemessene Fließgeschwindigkeit bei 3,0 m/s, welche punktuell bis in 1,5 m Tiefe nachweisbar ist, wie aus den Horizontalschnitten der Strömungsgeschwindigkeiten hervorgeht (Abb. 6-9). Die höchsten, über die gesamte Tiefe gemittelten Fließgeschwindigkeiten liegen im Bereich von 2,5 m/s. Klar zu erkennen sind die Kehr- und Ruhewasserbereiche unterhalb der drei Wehre und im Bereich des Einstieges der OWH sowie unterhalb der Einmündung des Jesnitzbaches. Anhand der unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten über den Gewässerguerschnitt kann das Flussbett bis zur Höhe des Einstieges der OWH grob in drei Bereiche unterteilt werden. Diese sind linksufrig der Bereich mit den höchsten Strömungsgeschwindigkeiten (rd. 2 m/s) und auch größten Wassertiefen in der Verlängerung der Turbinenauslässe 1-3, flussmittig ein Bereich mit Strömungsgeschwindigkeiten um die 1 m/s in der Verlängerung des Turbinenauslasses 4 und rechtsufrig der Bereich der Kehrwasser- und Ruhewasserbereiche in der Verlängerung der drei Wehrfelder.



Abb. 6-9: Horizontalschnitte der Fließgeschwindigkeitsverteilungen von 45cm - 405cm Tiefe bei Q=480m³/s und 4- Turbinenbetrieb

Bei der Auswertung der Fließgeschwindigkeiten in Vertikalschnitten erfolgte die Darstellung bei Q=480 m³/s aufgrund einzelner fehlender Werte über vier Messwerte gemittelt. Die Transsekte 01, etwa 1,5 m unterhalb des Einstieges der OWH (Abb. 6-10) zeigt, dass keinerlei Strömungsfahne von der OWH ausgehend erkennbar ist, sondern im Gegenteil sich sogar im Vergleich zur Strömung entlang der Verlängerung der Ufermauer ein relativ strömungsberuhigter Bereich in Einstiegnähe befindet, der aus der Lage des Einstiegsbereiches im Strömungsschatten des Buchtendes resultiert. Die maximalen Strömungsgeschwindigkeiten innerhalb dieser Transsekte liegen bei etwa 2,6 m/s und befinden sich in Verlängerung der Ufermauer in einem sehr schmalen Bereich, genau flussab des bereits erwähnen Störsteins.



Abb. 6-10: Transsekte 01 ca. 1,5 m unterhalb des Einstiegs der OWH bei Q=480 m³/s

Die Transsekte 02, etwa 15 m unterhalb des Einstieges der OWH (Abb. 6-11), zeigt ein ähnliches Bild wie Transsekte 01, mit dem Unterschied, dass die Geschwindigkeitsmaxima ein wenig geringer sind und der Bereich mit Strömungsgeschwindigkeiten oberhalb von 2,0 m/s etwas breiter ausfällt. Durch die Position am Ende der Kraftwerksbucht ist hier linksufrig keine strömungsberuhigte Zone zu erkennen, da in diesem Bereich das Ufer tangential angeströmt wird, wie auch aus den Horizontalschnitten und dem Bild der gemittelten Fließgeschwindigkeiten zu erkennen ist.



Abb. 6-11: Transsekte 02 ca. 15 m unterhalb des Einstieges der OWH bei Q=480 m³/s

6.2.2. 2 Turbinenbetrieb bei Q=190 m³/s

Bei einem Abfluss von 190 m³/s liegt die maximal gemessene Fließgeschwindigkeit bei 1,8 m/s, welche punktuell ebenfalls bis in 1,5 m Tiefe nachweisbar ist. Die höchsten, über die gesamte Tiefe gemittelten Fließgeschwindigkeiten liegen im Bereich von 1,6 m/s. Die Kehrund Ruhewasserbereiche unterhalb der drei Wehre und im Bereich unterhalb der Einmündung des Jesnitzbaches sind in der Lage unverändert zum vier-Turbinenbetrieb, jedoch ist deren Ausdehnung Richtung flussab deutlich größer. Die Strömung aus den Turbinenausläufen der Maschinen 3 und 4 ist bis in 4 m Tiefe klar zu erkennen (Abb. 6-12), wobei die höchsten Strömungsgeschwindigkeiten wie oben erwähnt bis 1,5 m Tiefe auftreten. Aufgrund des Stillstandes der Maschinensätze 1 und 2 sind linksufrig ab einer Tiefe von etwa 1 m bis 90 m unterhalb der Turbinenauslässe Ruhewasserbereiche mit Strömungsgeschwindigkeiten von unter 0,5 m/s klar erkennbar, die allerdings nicht bis zum Einstieg der OWH reichen. Dieser wird, durch die Lage nahe dem Ende der Kraftwerksbucht, auch im Falle des Betriebs der uferfernen Maschinen 3 und 4 tangential von diesen angeströmt. Im Gegensatz zum Ausbaudurchfluss kann das Flussbett bis zur Höhe des Einstieges der OWH nur in zwei Bereiche eingeteilt werden: in den linksufrigen, annähernd bis zur Flussmitte reichenden Teil mit der Hauptströmung bis 1,6 m/s und den rechtsufrigen Teil mit Ruhewasserebereichen und schwachen Kehrströmungen. Es ist gut vorstellbar, dass im Falle des Betriebes der Maschinen 1 und 2 sich der Bereich der Hauptströmung zu Gunsten der Ruhewasserbereiche oberhalb des Einstieges der OWH noch verschmälert. Generell kann gesagt werden, dass bei zwei-Turbinenbetrieb der Bereich mit Strömungsgeschwindigkeiten über 0,8 m/s unterhalb der Einmündung der OWH sich auf etwa 40 m Breite beschränkt, während er bei vier-Turbinenbetrieb rund 70 m breit ist.



Abb. 6-12: Horizontalschnitte der Fließgeschwindigkeitsverteilungen von 45cm - 405cm Tiefe bei Q=190m³/s und 2 – Turbinenbetrieb

Auch bei 190 m³/s ist etwa 1,5 m unterhalb des Einstieges der OWH keinerlei Strömungsfahne im Vertikalschnitt aus dieser erkennbar (Abb. 6-13). Mit Ausnahme der Höhe der Fließgeschwindigkeiten, welche hier nur etwa die Hälfte derer bei 480 m³/s betragen, ist die Geschwindigkeitsverteilung über den Querschnitt annähernd gleich mit den maximalen Strömungsgeschwindigkeiten entlang der Ufermauer unterhalb des Störsteins.



Abb. 6-13: Transsekte 01 ca. 1,5 m unterhalb des Einstiegs der OWH bei Q=190 m³/s

Die Transsekte 02, etwa 15 m unterhalb des Einstieges, zeigt auch bei 190 m³/s kaum Unterschiede zum Vertikalschnitt bei 1,5 m (TR01) unterhalb des Einstieges (Abb. 6-14).



Abb. 6-14: Transsekte 02 ca. 15 m unterhalb des Einstiegs der OWH bei Q=190 m3/s

6.2.3. Schlussfolgerungen Strömungsgeschwindigkeiten

Die Messungen der Strömungsgeschwindigkeiten und die Darstellung in Horizontal- und Vertikalschnitten lässt keine, aus der OWH austretende Leitströmung erkennen – und zwar unabhängig davon, ob der Drauabfluss 480 m³/s oder 190 m³/s beträgt. Aufgrund der Lage des Einstieges ist auch nicht zu vermuten, dass bei Abflüssen unter 190 m³/s eine Leitströmung erkennbar ist, da der Bereich des Einstieges in allen Fällen gut von den Turbinenausläufen angeströmt wird. Des Weiteren wird durch die Lage des mehrfach erwähnten Störsteines oberhalb des Einstieges gewährleistet, dass im Bereich flussauf des Einstieges die mithin höchsten Strömungsgeschwindigkeiten auftreten, sobald zumindest eine der Maschinen 1-3 in Betrieb ist.

6.3. Statistische Auswertungen

Da die statistischen Daten an den beiden Standorten Werfen-Pfarrwerfen/Salzach und Schwabeck/Drau erhoben wurden, sollen die Ergebnisse im Folgenden auch nach dieser Systematik unterteilt werden. Am Ende jedes Unterkapitels folgen wie bisher die Schlussfolgerungen.

6.3.1. Werfen-Pfarrwerfen/Salzach

Das ausgewertete Herbstmonitoring erstreckte sich über 8 Wochen, vom 3.10.2016-28.11.2016. In diesem Zeitraum stiegen 122 Fische auf, davon 74 Bachforellen, 8 Regenbogenforellen, 8 Äschen, 3 Koppen und 29 nicht bestimmbare Fische. Neben der, wie unter dem Kapitel Methodik beschriebenen Aggregierung zu Stundendaten, fand auch eine Aggregierung zu 3-Stundendaten, 6-Stundendaten und 12-Stundendaten statt, welche parallel ausgewertet wurden. Aufgrund der relativ geringen Anzahl an aufgestiegenen Individuen wurde von einer Subgruppenanalyse abgesehen und alle Arten und Familien in ihrer Gesamtheit ausgewertet. Die untersuchten Variablen (Tab. 6-3) waren, neben der Anzahl der aufsteigenden Individuen als abhängige Variable, die Tageslänge (tlaenge), die Wassertemperatur beim Einstieg (temp), der Abfluss in der OWH (Q_{FAH}), der Abfluss in der Salzach (Q_{Salz}), die Leitströmung (Q_{LS}), Licht als Schüsselreiz (licht) und die Tageszeit (tzeit), wobei bei der Tageszeit klarerweise bei den 6-Stunden Daten nur mehr vier Faktorstufen und bei den 12-Stunden Daten nur mehr zwei Faktorstufen vorhanden sind.

	tlaenge [h]	temp [°C]	Q _{FAH} [m³/s]	Q _{Salz} [m³/s]	Qıs [%]	licht (Faktor)	tzeit (Faktor)				
Min.:	8.83	2.77	0.26	27.90	0.31	off :960	0-3h :168	9-12h :168	18-21h :168		
Mean:	10.10	6.42	0.84	74.28	1.23	on:384	3-6h :168	12-15h:168	21-24h:168		
Max.:	11.55	9.93	1.47	145.00	4.05		6-9h :168	15-18h:168			

Tab. 6-3: Zusammenfassung der untersuchten Prädiktorvariablen Werfen - Pfarrwerfen

6.3.1.1. Korrelationsanalyse Werfen-Pfarrwerfen

Wie bereits unter Methodik erwähnt, kamen für die Korrelationsanalyse ausschließlich die intervall- und verhältnisskalierten Variablen in Frage, da nominal- und ordinalskalierte Variablen für eine Rangkorrelation nicht geeignet sind. Somit konnten mit dieser Methode Licht und Tageszeit nicht untersucht werden.

Die Ergebnisse der Rangkorrelation nach Spearman (Tab. 6-4) zeigen, dass die Anzahl der aufgestiegenen Individuen auf einem Signifikanzniveau $\alpha \le 0.05$ ausschließlich mit der

Rangkorrelation nach Spearman Werfen – Pfarrwerfen n=122													
	1h D	aten	3 h Da	aten	6h Da	aten	12 h Daten						
	rs	p adj.	rs	p adj.	rs	p adj.	rs	p adj.					
n:tlaenge	0.1137	< 0.0001	0.1790	0.0005	0.2234	0.0040	0.3997	< 0.0001					
n:temp	0.1014	< 0.0001	0.1600	0.0035	0.1959	0.0160	0.3682	< 0.0001					
n:Qған	0.0339	1.0000	0.0241	1.0000	0.0376	1.0000	0.0590	1.0000					
n:Qsalz	0.0711	0.0597	0.0588	1.0000	0.0763	1.0000	0.2198	0.0597					
n:QLS	-0.0249	0.9582	-0.0252	1.0000	-0.0161	1.0000	0.0949	0.9582					

Temperatur, sowie der Tageslänge korreliert. Weiters ist zu erkennen, dass die Effektstärke der Korrelation mit zunehmender Aggregierung der Daten deutlich zunimmt.

Tab. 6-4: Korrelationsmatrix Anzahl gegen Prädiktorvariablen mit Korrelationskoeffizienten (rs) und p-Werten

Da die Tageslänge mit der Wassertemperatur im Zeitraum von Oktober bis Ende November hoch korreliert (Abb. 6-15), wurde hier in einem weiteren Schritt mittels partieller Korrelation jeweils eine der beiden Variablen konstant gehalten um den Effekt der Wassertemperatur bzw. der Tageslänge alleine zu untersuchen.



Abb. 6-15: Tageslänge gegen Temperatur Werfen, mit Regressionsgeraden und Konfidenzintervall

Die Ergebnisse in Tab. 6-5 zeigen, dass einzig bei den 1-Stunden- und 12-Stunden-Daten die Anzahl mit der Tageslänge korreliert und hier auch nur mit einer sehr geringen Effektstärke. Dies lässt darauf schließen, dass in Bezug auf Temperatur und Tageslänge eine Kombination aus beiden Variablen einen Einfluss auf das Aufstiegsverhalten der Fische hat und/oder ein Dritter, hier nicht untersuchter Effekt die beiden genannten Variablen beeinflusst.

Partielle Korrelation Werfen – Pfarrwerfen n=122											
1h Daten 3 h Daten 6h Daten 12 h Daten											
	٢p	rp p-Value rp p-Value rp p-Value rp p									
n:tlaenge;temp=konst.	0.0868	0.0668	0.1140	0.0894	0.1900	0.0457					
n:temp;tlaenge=konst	0.0187	0.4939	0.0302	0.5240	0.0319	0.6358	0.0913	0.3408			

 Tab. 6-5: Partielle Korrelation Anzahl gegen Temperatur bzw. Tageslänge mit Konstanthaltung der jeweils

 anderen Variable

Der Faktor Tageszeit als Einflussgröße für die Anzahl an aufsteigenden Individuen wurde in einem ersten Schritt anhand eines Balkendiagramms untersucht, in dem die Anzahl der Aufgestiegenen Individuen pro Zeiteinheit nach der Tageszeit summiert wurde. Abb. 6-16 zeigt, dass mehr als 75% (n=94) aller Aufstiege in der Zeit von 06:00 Uhr bis 15:00 Uhr stattfanden, was den Schluss zulässt, dass die Tageszeit durchaus Einfluss auf das Aufstiegsverhalten hat.



Abb. 6-16: Summe der aufgestiegenen Individuen nach Tageszeit

6.3.1.2. Regressionsmodelle Werfen-Pfarrwerfen

Aufgrund der schon bei der Korrelationsanalyse erwähnten, hohen Korrelation zwischen Tageslänge und Wassertemperatur, wurde neben den einzelnen Variablen auch der Interaktionsterm von Tageslänge und Wassertemperatur in der Modellbildung berücksichtigt. Einen Überblick über die Variablenselektion mittels Regressionsmodellen gibt Tab. 6-6. Allgemein kann gesagt werden, dass neben der Temperatur, die durch beide Algorithmen selektiert wurde, auch die Tageszeit, wie anhand der Abb. 6-16 schon vermutet, Einfluss auf die Auffindbarkeit des Einstieges hat. In Bezug auf diese Variablen muss die Nullhypothese verworfen werden. Bezüglich der Abflusssituation in der Salzach, der Abflusssituation in der OWH, der Leitströmung und dem Faktor Licht als Schlüsselreiz wurde hingegen die Nullhypothese durch beide Modelle in allen Aggregationsstufen bestätigt. Das bedeutet, dass

die Faktoren keinen Einfluss auf die Auffindbarkeit der OWH haben. Die Tageslänge sowie der kombinierte Einfluss von Tageslänge und Temperatur kann aufgrund der Daten nicht eindeutig interpretiert werden, da hier die verschiedenen Modelle innerhalb sowie auch zwischen den verschiedenen Zeitintervallen unterschiedlich sind.

Bei der Regressionsanalyse wird, wie auch bei der Korrelationsanalyse die durch das Modell erklärte Varianz mit steigender Aggregation der Daten größer, allerdings nur bis zu den 6-Stunden-Daten. Bei den 12-Stunden-Daten verliert das Modell wieder deutlich an Güte. Eine Erklärung für die steigende Modellgüte bzw. Korrelation bei kumulierten Daten ist, dass die durch die Modelle nicht erklärbare Varianz in den Messdaten nicht ausschließlich von äußeren Faktoren wie Temperatur und Tageszeit abhängt. Die Responsgeschwindigkeit der einzelnen Individuen, deren Standort in Bezug zum Messsystem sowie hier nicht untersuchte Einflussfaktoren tragen sicherlich einen erheblichen Teil zur nicht erklärten Varianz bei. Im Allgemeinen kann die Modellgüte mit einer erklärten Varianz von 20-40% bei den 1- bis 6-Stunden-Daten aber als sehr gut angesehen werden.

	11	n Dater	n n=134	4	(1)	3h Date	en n=44	8	6h Daten n=224				1	12h Daten n=122		
n=122	Estin	nate	p-V	alue	Estir	nate	p-V	alue	Estir	nate	p-V	alue	Estin	nate	p-Value	
	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step
Interc.	-18.98	-5.65	0.01	<0.01	-5.91	-4.55	<0.01	<0.01	-4.07	-3.71	0.04	<0.01	-1.36	-1.74	<0.01	<0.01
tlaenge	1.38		0.05		0.18		0.34		0.10		0.70					
temp	1.95	0.28	0.04	<0.01	0.21	0.28	0.03	<0.01		0.28		<0.01		0.27		<0.01
3-6h	0.24	0.25	0.73	0.71	0.25	0.25	0.71	0.71								
6-9h	2.00	2.03	< 0.01	<0.01	2.02	2.03	< 0.01	<0.01	1 0 2	1.04	<0.01	-0.01				
9-12h	2.07	2.11	< 0.01	<0.01	2.09	2.11	< 0.01	<0.01	1.95	1.94	<0.01	<0.01				
12-15h	2.15	2.15	<0.01	<0.01	2.15	2.15	<0.01	<0.01	1 70	1.60	<0.01	<0.01				
15-18h	1.38	1.36	0.01	0.02	1.37	1.36	0.01	0.02	1.70	1.09	<0.01	<0.01				
18-21h	-0.70	-0.71	0.42	0.41	-0.71	-0.71	0.41	0.41	1 1 1	1 1 2	0.10	0.00				
21-24h	-1.39	-1.38	0.21	0.22	-1.38	-1.38	0.22	0.22	-1.11	-1.12	0.10	0.09				
tl:temp	-0.17		0.07						0.02		0.06		0.02		<0.01	
R ² McF.			0.21	0.20			0.31	0.31			0.40	0.40			0.15	0.15

Tab. 6-6: Vergleich der Variablenselektion mittels LASSO und STEP Verfahren.

- 1-Stunden-Daten:

Hier wurden, neben der Tageszeit und der Temperatur, die von beiden Algorithmen selektiert wurden, vom LASSO Modell auch die Alternativhypothese in Bezug auf die Tageslänge bestätigt sowie der Interaktionsterm zwischen Temperatur und Tageslänge als Einflussgröße ausgewählt. Der Vergleich der Werte des Pseudo R² nach McFadden zeigt allerdings, dass die Unterschiede in der Selektion der Variablen auf die Modellgüte so gut wie keinen Einfluss haben. Der Vergleich mittels χ^2 Test der Abweichungsquadrate der beiden Modelle lässt

ebenso keinen signifikanten Unterschied zwischen dem LASSO- und dem STEP-Modell erkennen.

- 3-Stunden-Daten:

Wassertemperatur und Tageszeit wurden auch bei den zu drei Stunden aggregierten Daten durch beide Modelle als relevant bestimmt, die LASSO Regression nimmt hier allerdings nur die Tageslänge hinzu und eliminiert den Interaktionsterm. Auch hier zeigt sich durch das Pseudo R² und den χ^2 Test kein Unterschied in der Modellgüte zwischen LASSO- und STEP-Verfahren.

- 6-Stunden-Daten:

Der Variablenselektion mittels STEP Algorithmus wählt, wie schon bei den ersten beiden Datensätzen für die Wassertemperatur und die Tageszeit die Alternativhypothese aus, die LASSO Regression eliminiert hier jedoch die Temperatur und selektiert stattdessen die Tageslänge und den Interaktionsterm Tageslänge und Temperatur. Dies ist insofern ungewöhnlich, als Effekte höherer Ordnung in der Natur nur sehr selten ohne die ihnen zugrundeliegenden Haupteffekte Einfluss auf die abhängige Variable haben. Dennoch ist der Unterschied in der Modellgüte auch hier nicht signifikant, was sowohl durch das McFadden R²auch durch den χ^2 Test bestätigt wird.

- 12-Stunden-Daten:

Bei der Aggregation der Monitoringdaten zu 12-Stunden-Intervallen wird die Tageszeit klarerweise von beiden Algorithmen eliminiert, da bei beiden Faktorstufen der Tageszeit gleich lange Tag- und Nachtintervalle vorkommen. Überraschend ist hier jedoch, dass der Interaktionsterm von Wassertemperatur und Tageslänge die einzige Variable ist, die mittels LASSO Regression nicht eliminiert wird, wohingegen das STEP-Verfahren auch hier für die Wassertemperatur die Nullhypothese verwirft und diese als relevante Einflussgröße auswählt.

6.3.2. Schwabeck/Drau

Die Daten der statistischen Auswertung Schwabeck/Drau entstammen dem Frühjahrsmonitoring 2016. Dieses erstreckte sich über 7 Wochen vom 8.4.2016-26.5.2016. Die Anzahl und Art der aufgestiegenen Fische zeigt Tab. 6-7. Auffallend hierbei sind die hohen Abundanzen an Cypriniden, welche an der Gesamtmenge der aufgestiegenen Familien einen Anteil von 95% haben. Weiters fällt auf, dass der Anteil der Lauben knapp 70% der gesamten Cypriniden beträgt, weshalb neben der gesamten Auswertung aller Arten

(nall), Subsets gebildet wurden, welche zusätzlich getrennt statistisch analysiert wurden. Die einzelnen Subsets sind:

- nnol: alle Fische außer Lauben
- ncyp: Cypriniden ohne Lauben
- nsal: Salmoniden
- nperc: Perciden
- nlau: Lauben

Art	n	%	Familie	n	%
Bachforelle (Salmo trutta fario)	10	0.4	Karpfenfische (Cyprinidae)	2500	95.0
Laube (Alburnus alburnus)	1744	66.3	Barsche (Percidae)	38	1.4
Flussbarsch (Perca fluviatilis)	18	0.7	Lachsfische (Salmonidae)	52	2.0
Regenbogenforelle (Oncorhynchus mykiss)	5	0.2	Sonstige	42	1.6
Rotauge (Rutilus rutilus)	61	2.3	GESAMT	2632	100
Nase (Chondrostoma nasus)	46	1.7			
Äsche (Thymallus thymallus)	7	0.3			
Aitel (Squalius cephalus)	62	2.4			
Schrätzer (Gymnocephalus schraetser)	2	0.1			
Neunauge (Eudontomyzon mariae)	4	0.2			
Seeforelle (Salmo trutta lacustris)	1	0.0			
Hecht (Esox lucius)	2	0.1			
Rotfeder (Scardinius erythrophthalmus)	2	0.1			
Schneider (Alburnoides bipunctatus)	224	8.5			
Gründling (Gobio gobio)	158	6.0			
Cyprinide Unbekannt (Cyprinidae)	41	1.6			
Salmonide Unbekannt (Salmonidae)	29	1.1			
Güster (Blicca bjoerkna)	36	1.4			
Unbekannt (-)	36	1.4			
Kaulbarsch (Gymnocephalus cernuus)	18	0.7			
Brachse (Abramis brama)	126	4.8			

Tab. 6-7: Anzahl der aufgestiegenen Fische nach Art und Familie

Die Aggregierung zu 1 -, 3 -, 6- und 12-Stunden-Daten erfolgte analog zu den Daten aus Werfen. Die untersuchten Variablen (Tab. 6-8) waren, neben der Anzahl der aufsteigenden Individuen als abhängiger Variable, die Tageslänge (tlaenge), die Wassertemperatur beim Einstieg (temp), der Abfluss in der OWH (Q_{FAH}), der Abfluss in der Drau (Q_{Drau}), die Leitströmung (Q_{LS}) und die Tageszeit (tzeit), wobei bei der Tageszeit, wie schon bei den Daten in Werfen, die 6-Stunden-Daten nur mehr vier Faktorstufen und die 12-Stunden-Daten nur mehr zwei Faktorstufen aufweisen.

	tlaenge	temp	Qfah	QDrau	QLS				
	[h]	[°C]	[m³/s]	[m³/s]	[%]	tzeit (Faktor)			
Min.:	13.22	8.27	0.10	69.54	0.03	0-3h :147	9-12h :147	18-21h :147	
Mean:	14.43	11.63	0.32	266.23	0.15	3-6h :147	12-15h:147	21-24h:147	
Max.:	15.43	14.43	0.43	423.16	0.53	6-9h :147	15-18h:147		

Tab. 6-8: Zusammenfassung der untersuchten Prädiktorvariablen Schwabeck

6.3.2.1. Korrelationsanalyse Schwabeck

Die Korrelationsanalyse für die Daten des Standortes Schwabeck erfolgte getrennt für die oben erwähnten Subsets der Gesamtdaten.

- Gesamtauswertung aller Arten:

Die Ergebnisse der Rangkorrelation nach Spearman (Tab. 6-9) zeigen, dass die Anzahl der aufgestiegenen Individuen auf einem Signifikanzniveau $\alpha \leq 0,05$ nicht ausschließlich mit der Temperatur korreliert. Die Korrelationen mit dem Abfluss in der Drau und der Leitströmung sind allerdings nur bei den 1-Stunden-Daten erkennbar und dort auch nur mit Korrelationskoeffizienten von $r_s = -0,08$, bzw. $r_s = 0,07$, wodurch man zwar von Signifikanz sprechen kann, allerdings von keinem Effekt, da von einem Effekt erst ab $|r_s| \ge 0,1$ ausgegangen wird (Cohen, 1988). Weiters ist zu erkennen, dass die Effektstärke der Korrelation Aufstiege/Wassertemperatur mit zunehmender Aggregierung der Daten, analog zu Werfen, zunimmt.

	Spearman Korrelation Schwabeck nall=2632													
	1h C	Daten	3h D	aten	6h Da	aten	12h Daten							
		p adj.	rs padj.		rs	p adj.	rs	p adj.						
nall:tlaenge	0.0359	0.8748	0.0592	0.9680	0.0496	1.0000	0.0519	1.0000						
nall:Q _{Draau}	-0.0773	0.0320	-0.0602	0.9364	-0.0242	1.0000	0.1542	0.6475						
nall:Q _{FAH}	0.0099	1.0000	-0.0363	1.0000	-0.0798	1.0000	-0.1161	1.0000						
nall:Q _{LS}	0.0748	0.0412	0.0194	1.0000	-0.0517	1.0000	-0.2006	0.2385						
nall:temp	0.1311	<0.0001	0.2272	<0.0001	0.2644	0.0010	0.2751	0.0305						

Tab. 6-9: Korrelationsmatrix Anzahl aller aufgestiegenen Individuen gegen Prädiktorvariablen mitKorrelationskoeffizienten (rs) und p-Werten

Auf eine partielle Korrelationsanalyse konnte in diesem Fall verzichtet werden, da weder andere Effekte noch Signifikanzen abseits der Temperatur erkennbar waren. Im Gegensatz zum Standort Werfen-Pfarrwerfen korrelierte die Temperatur hier nicht in dem Ausmaß mit der Tageslänge, da die Wassertemperatur aufgrund eines Kälteeinbruchs mit starken Schneefällen im Süden Österreichs, entgegen dem Trend, ab 24. April abnahm, ihr Minimum während des gesamten Monitorings am 4. Mai hatte und erst wieder am 11. Mai das Niveau vom 4. April erreichte (Abb. 6-17).



Abb. 6-17: Tageslänge gegen Temperatur Schwabeck, mit Regressionsgeraden und Konfidenzintervall

Der Einfluss der Tageszeit auf das Aufstiegsverhalten kann aus Abb. 6-18 nicht so klar herausgelesen werden wie bei den Daten aus Werfen, da hier die Verteilung, mit Ausnahme der Zeit von 12 h – 15 h deutlich gleichmäßiger ist.



Abb. 6-18: Summe aller aufgestiegenen Individuen nach Tageszeit

- Alle Arten außer Lauben

Tab. 6-10 zeigt für die Korrelationen ähnliche Ergebnisse wie die Auswertung der Gesamtdaten. Die Aufstiege korrelieren zwar mit dem Drauabfluss und der Leitströmung auf 1-Stunden-Basis signifikant, jedoch ohne jeglichen Effekt. Mit der Temperatur korrelieren sie signifikant bis zu den 6-Stunden-Daten mit geringer Effektstärke.

	Spearman Korrelation Schwabeck nnol=888													
	1h Da	aten	3h Da	aten	6h Da	aten	12h Daten							
	rs	p adj.	rs padj.		rs	p adj.	rs	p adj.						
nnol:tlaenge	0.0342	1.0000	0.0655	0.9790	0.0773	1.0000	0.1361	0.9075						
nnol: Q _{Draau}	-0.0838	0.0200	-0.0891	0.3910	-0.0983	0.8535	0.0567	1.0000						
nnol: Q _{FAH}	0.0182	1.0000	-0.0046	1.0000	-0.0370	1.0000	0.0015	1.0000						
nnol: Q _{LS}	0.0887	0.0115	0.0764	0.6540	0.0622	1.0000	-0.0663	1.0000						
nnol:temp	0.1028	0.0020	0.1922	0.0005	0.2170	0.0115	0.2512	0.0630						

Tab. 6-10: Korrelationsmatrix Anzahl aller aufgestiegenen Individuen außer Lauben gegen Prädiktorvariablen mitKorrelationskoeffizienten (rs) und p-Werten

Da die Balken in Abb. 6-19 relativ gleichverteilt aussehen, dürfte die Tageszeit hier keinen Einfluss haben, was allerdings in der Regressionsanalyse noch näher untersucht wird.



Abb. 6-19: Summe aller aufgestiegenen Individuen außer Lauben nach Tageszeit

- Cypriniden ohne Lauben:

Bei der Untergruppe der Cypriniden ohne Lauben zeigt sich bei den 1-Stunden-Daten eine signifikante Korrelation mit geringer Effektstärke zwischen Aufstiegen und Drauabfluss sowie Leitströmung, welche bei Aggregierung der Daten zu größeren Zeitintervallen nicht mehr signifikant ist. Die Wassertemperatur korreliert über alle Zeitintervalle mit der Anzahl an aufsteigenden Individuen pro Zeitintervall signifikant mit steigender Effektstärke bei größeren Zeitintervallen (Tab. 6-11).

	Spearman Korrelation Schwabeck ncyp=756													
	1h Da	aten	3h D	aten	6h Da	aten	12h Daten							
	rs	p adj.	rs padj.		rs padj.		rs	p adj.						
ncyp:tlaenge	0.0833	0.0215	0.1231	0.0588	0.1403	0.2495	0.2047	0.2160						
ncyp: Q _{Draau}	-0.1033	0.0020	-0.0973	0.2168	-0.1144	0.5520	0.0377	1.0000						
ncyp: Q _{FAH}	0.0179	1.0000	-0.0133	1.0000	-0.0247	1.0000	0.0143	1.0000						
ncyp: Q _{LS}	0.1125	0.0005	0.0920	0.2752	0.0819	1.0000	-0.0467	1.0000						
ncyp:temp	0.1058	0.0015	0.2007	<0.0001	0.2275	0.0065	0.2628	0.0445						

Tab. 6-11: Korrelationsmatrix Anzahl Cypriniden ohne Lauben gegen Prädiktorvariablen mit Korrelationskoeffizienten (r_s) und p-Werten

Die Tageszeit dürfte auch bei dieser Untergruppe keinen Einfluss auf die Anzahl der Austeigenden Individuen haben, wie Abb. 6-20 zeigt.



Abb. 6-20: Summe aller aufgestiegenen Cypriniden außer Lauben nach Tageszeit

Salmoniden:

Die Korrelationsmatrix bei der Gruppe der Salmoniden zeigt keinerlei signifikanten Zusammenhang zwischen einer der Prädiktorvariablen und der Anzahl der aufsteigenden Individuen (Tab. 6-12), was allerdings in weiterer Folge mittels Regressionsmodellen noch zu verifizieren ist.

Der Zusammenhang zwischen Tageszeit und Anzahl der aufsteigenden Individuen dürfte nach Abb. 6-21 durchaus gegeben sein, was die Daten aus Werfen bestätigen würde, wo die Salmoniden mit annähernd 74% den größten Anteil an allen aufgestiegenen Fischarten hatten.

Spearman Korrelation Schwabeck nsal=52														
	1h Da	aten	3h Da	aten	6h Da	aten	12h Daten							
	rs	p adj.	rs	p adj.	rs	p adj.	rs	p adj.						
nsal:tlaenge	-0.0126	1.0000	-0.0178	1.0000	-0.0049	1.0000	0.0249	1.0000						
nsal: Q _{Draau}	0.0535	0.3345	0.1102	0.1455	0.1577	0.1365	0.0017	1.0000						
nsal: Q _{FAH}	0.0281	1.0000	0.0421	1.0000	0.0127	1.0000	0.1182	1.0000						
nsal: Q _{LS}	-0.0413	0.7825	-0.0944	0.3090	-0.1167	0.5160	0.0663	1.0000						
nsal:temp	0.0408	0.8080	0.0822	0.5215	0.1255	0.3990	0.1921	0.2905						

Tab. 6-12: Korrelationsmatrix Anzahl Salmoniden gegen Prädiktorvariablen mit Korrelationskoeffizienten (r_s) und p-Werten



Abb. 6-21: Summe aller aufgestiegenen Salmoniden nach Tageszeit

- Perciden:

Bei der Familie der Perciden zeigt sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Anzahl der aufsteigenden Individuen und der Tageslänge über alle Zeitintervalle, außer bei den 6-Stunden-Daten (Tab. 6-13)

Spearman Korrelation Schwabeck nper=36													
	1h Da	aten	3 h D	aten	6h Da	aten	12 h Daten						
	rs	p adj.	rs	p adj.	rs	p adj.	rs	p adj.					
nper:tlaenge	-0.0961	0.0050	-0.1471	0.0175	-0.1827	0.0520	-0.2864	0.0210					
nper:qd	-0.0044	1.0000	-0.0131	1.0000	-0.0135	1.0000	0.0962	1.0000					
nper:qf	-0.0183	1.0000	-0.0623	1.0000	-0.1027	0.7610	-0.1205	1.0000					
nper:qk	0.0014	1.0000	-0.0118	1.0000	-0.0376	1.0000	-0.1211	1.0000					
nper:temp	-0.0458	0.5805	-0.0892	0.3895	-0.0958	0.9085	-0.1427	0.8055					

Tab. 6-13: Korrelationsmatrix Anzahl Perciden gegen Prädiktorvariablen mit Korrelationskoeffizienten (r_s) und p-Werten

Der Zusammenhang zwischen der Anzahl der aufsteigenden Perciden und der Tageszeit muss noch mittels Regressionsanalysen ermittelt werden, könnte aber bei näherer Betrachtung von Abb. 6-22 durchaus vorhanden sein und zwar insofern, als die Barschartigen im Gegensatz zu den Salmoniden eher bei Dunkelheit die OWH aufsuchen.



Abb. 6-22: Summe aller aufgestiegenen Perciden nach Tageszeit

- Lauben:

Die Lauben, als größte Untergruppe aller aufgestiegenen Arten, sollen hier separat untersucht werden. Es zeigt sich ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Anzahl der aufgestiegenen Lauben ausschließlich mit der Temperatur – und dies mit steigender Effektstärke bei größeren Zeitintervallen (Tab. 6-14).

Spearman Korrelation Schwabeck nlau=1744													
	1h D	aten	3h Da	aten	6h Da	aten	12h Daten						
	rs	p adj.	rs	p adj.	rs	p adj.	rs	p adj.					
nlau:tlaenge	0.0290	1.0000	0.0056	1.0000	0.0024	1.0000	-0.0012	1.0000					
nlau: Q _{Draau}	-0.0030	1.0000	0.0163	1.0000	0.0842	1.0000	0.1714	0.4575					
nlau: Q _{FAH}	-0.0236	1.0000	-0.0486	1.0000	-0.0421	1.0000	-0.1364	0.9020					
nlau: Q _{LS}	-0.0192	1.0000	-0.0612	1.0000	-0.1298	0.3495	-0.1968	0.2600					
nlau:temp	0.1257	< 0.0001	0.1862	0.0010	0.2480	0.0025	0.2807	0.0255					

Tab. 6-14: Korrelationsmatrix Anzahl Lauben gegen Prädiktorvariablen mit Korrelationskoeffizienten (r_s) und p-Werten

Abb. 6-23 zeigt ein ähnliches Bild wie die Untersuchung aller Fischarten, was aufgrund der großen Anzahl von Lauben an der Gesamtmenge von Fischen zu erwarten war. Die Regressionsanalyse wird hier zeigen, ob die Tageszeit als relevante Größe für die Anzahl an Aufstiegen herangezogen werden kann oder nicht.



Abb. 6-23: Summe aller aufgestiegenen Lauben nach Tageszeit

6.3.2.2. Regressionsanalyse Schwabeck

Um für alle Untergruppen vergleichbare Daten zu erhalten, sollen auch bei der Regressionsanalyse dieselben Subsets wie bei der Korrelation verwendet werden. Der Dispersiontest hat gezeigt, dass die Daten in Schwabeck teilweise nicht poissonverteilt waren, weshalb einige Modelle als Negativ-Binomial-Modelle gerechnet wurden, da diese Methode gegen "*overdispersion*" bzw. *"underdispersion*" unempfindlich sind. Aufgrund der Hinweise aus der Korrelationsanalyse auf mögliche Zusammenhänge zwischen Aufstiegen und Q_{Drau} sowie Q_{LS} wurden hier auch die Interaktionsterme Q_{Drau} : Q_{LS} , Q_{Drau} : Q_{FAH} und Q_{LS} : Q_{FAH} untersucht.

- Gesamtauswertung aller Arten:

Die Regressionsanalyse aller Arten zeigt, dass das LASSO-Verfahren alle Nullhypothesen bestätigt, während mittels schrittweiser Variablenselektion, mit Ausnahme der 12-Stunden-Daten, immer die Wassertemperatur als relevanter Faktor ermittelt wird. Q_{Drau} und die Tageszeit werden in dem 1-Stunden-Datensatz bzw. dem 12-Stunden-Datensatz vom STEP-Verfahren selektiert. Aufgrund der niedrigen Pseudo R² Werte nach McFadden ist jedoch von einer geringen Modellgüte auszugehen, die auch bei höherer Aggregation der Daten nicht steigt. Der Vergleich mittels χ^2 Test der Abweichungsquadrate der beiden Modelle lässt einen signifikanten Unterschied zwischen dem LASSO- und dem STEP-Modell über alle Zeitintervalle erkennen, wobei das STEP-Modell dem LASSO-Modell vorzuziehen ist.

nall=		1h D	aten		3h Daten					6h D	aten		12h Daten			
2632	Estimate		p-Value		Estimate		p-Value		Estimate		p-Value		Estimate		p-Value	
	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step
Inter	0.81	-2.85	<0.01	<0.01	1.90	-1.46	<0.01	0.08	2.60	-0.72	<0.01	0.46	3.29	1.36	<0.01	0.02
temp		0.25		<0.01		0.28		<0.01		0.28		<0.01				
Q _{Drau}														0.01		<0.01
3-6h		0.21		0.48												
6-9h		0.34		0.25												
9-12h		0.56		0.06												
12-15h		1.61		<0.01												
15-18h		0.60		0.04												
18-21h		0.94		<0.01												
21-24h		0.05		0.88												
R ² McF.	. 0.00		0.00	0.09			0.00	0.04	0.00 0.0		0.05			0.00	0.09	

Tab. 6-15: Vergleich der Variablenselektion mittels LASSO und STEP Verfahren nall.

- Alle Arten außer Lauben:

Bei dieser Untergruppe werden mittels LASSO Regression ebenfalls alle Nullhypothesen bestätigt, das STEP Verfahren bestätigt die Alternativhypothese in Bezug auf die Wassertemperatur über alle Zeitintervalle und in Bezug auf den Abfluss in der OWH bei den 3- und 6-Stunden-Daten (Tab. 6-16). Hierbei ist anzumerken, dass die Schätzer für Q_{FAH} ein negatives Vorzeichen haben und somit die Anzahl der aufsteigenden Individuen pro Zeitintervall mit steigendem Abfluss in der OWH abnimmt. Auch bei diesem Datensatz ist allerdings aufgrund der niedrigen Pseudo R² Werte nach McFadden von einer geringen Modellgüte auszugehen. Der χ^2 Test der Abweichungsquadrate der beiden Modelle lässt auch hier einen signifikanten Unterschied zwischen dem LASSO- und dem STEP-Modell über alle Zeitintervalle erkennen, wobei das STEP-Modell dem LASSO-Modell wieder vorzuziehen ist.

nnol=	1h Daten				3h Daten				6h Daten				12h Daten			
888 Estimate		nate	p-Value		Estimate		p-Value		Estimate		p-Value		Estimate		p-Value	
	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step
Inter	-0.28	-2.5	<0.01	<0.01	0.82	-0.7	<0.01	0.36	1.35	0.20	<0.01	0.83	2.20	0.09	<0.01	0.91
temp		0.19		<0.01		0.21		<0.01		0.21		<0.01		0.18		0.01
Q _{FAH}						-3.1		0.01		-3.9		0.02				
R ² McF.			0.00	0.04			0.00	0.04			0.00	0.06			0.00	0.06

Tab. 6-16: Vergleich der Variablenselektion mittels LASSO und STEP Verfahren nnol.
- Cypriniden ohne Lauben:

Hier ergibt sich ein identes Bild zur Gruppe aller Arten außer Lauben, weshalb es nicht nötig ist, im Detail auf die Auswertung einzugehen. Die detaillierten Zahlen zeigt Tab. 6-17.

ncyp=	1h Daten				3h Daten			6h Daten				12h Daten				
/50	Estimate		p-Value		Estimate		p-Value		Estimate		p-Value		Estimate		p-Value	
	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step
Inter	-0.44	-2.9	<0.01	<0.01	0.66	-1.0	<0.01	0.30	1.35	-0.1	<0.01	0.95	2.04	-0.26	<0.01	0.78
temp		0.21		<0.01		0.23		<0.01		0.23		<0.01		0.20		0.02
Q _{FAH}						-3.7		0.01		-4.3		0.02				
R ² McF.			0.00	0.02			0.00	0.04			0.00	0.06			0.00	0.06

Tab. 6-17: Vergleich der Variablenselektion mittels LASSO und STEP Verfahren ncyp.

- Salmoniden:

Bei der Gruppe der Salmoniden werden bei den 1- und 12-Stunden-Daten alle Nullhypothesen bestätigt, bei den 3- und 6-Stunden-Daten wird von dem LASSO-Modell die Nullhypothese bezüglich Tageszeit und Temperatur verworfen, wie Tab. 6-18 zeigt. Die Variablen Q_{Drau} und der Interaktionsterm Q_{Drau} : Q_{FAH} stellt sich bei Überprüfung des LASSO-Modells mittels Poissonregression als nicht signifikant auf dem Niveau α =0,05 heraus. Die Modellgüte ist bei den 3- und 6-Stunden-Daten höher als bei allen bisherigen Subsets und erreicht ein Niveau ähnlich den Daten des Standortes Werfen-Pfarrwerfen. Der χ^2 Test der Abweichungsquadrate der beiden Modelle lässt nur bei den 3-Stunden-Daten einen signifikanten Unterschied zwischen dem LASSO- und dem STEP-Modell erkennen, wobei hier das LASSO-Modell dem STEP-Modell vorzuziehen ist.

nsal=	1h Daten				3h Da	iten			6h [Daten		12h Daten				
52	Estin	nate	p-Va	alue	Estin	nate	p-V	alue	Estin	nate	p-Va	alue	Estin	nate	p-Va	alue
	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step
Inter	-3.1	-3.1	<0.01	<0.01	-6.57	-2.02	0.01	<0.01	-5.61	-0.7	<0.01	0.46	-0.6	-0.6	<0.01	<0.01
temp					0.23		0.04		0.24	0.28	0.04	< 0.01				
Q _{Drau}									0.00		0.95					
3-6h					0.71		0.56									
6-9h					2.47		0.02		1.07		-0.01					
9-12h					2.53		0.02		1.97		<0.01					
12-15h					2.60		0.01		4.74		0.04					
15-18h					1.57		0.16		1.71		0.01					
18-21h					1.95		0.08									
21-24h					- 16.40		0.99		0.74		0.37					
Q _{Drau} : Q _{FAH}					0.00		0.83		0.00		0.97					
R ² McF.			0.00	0.00			0.19	0.00			0.18	0.15			0.00	0.00

Tab. 6-18: Vergleich der Variablenselektion mittels LASSO und STEP Verfahren nsal.

- Perciden:

Bei den Perciden werden durch die LASSO Regression sämtliche Nullhypothesen bestätigt, das STEP Verfahren widerlegt die Nullhypothese einzig in Bezug auf die Tageslänge. Die Modellgüte ist ein wenig besser als bei den Gruppen mit Cypriniden, reicht aber nicht an die der Salmoniden heran. Der χ^2 Test zeigt einen signifikanten Unterschied zwischen der LASSO Regression und dem STEP Algorithmus auf, wobei letzterem der Vorzug bei allen Zeitintervallen gegeben werden muss.

nper=36		1h D	aten		3h Daten				6h Daten				12h Daten			
	Estimate		stimate p-Value		Estimate p-Valu		alue	Estimate		p-Value		Estimate		p-Value		
	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step
Inter	-3.5	11.33	0.03	<0.01	-2.39	12.43	<0.01	<0.01	-1.7	13.12	<0.01	<0.01	-1.0	13.81	<0.01	<0.01
tlaenge		-1.04		< 0.01		-1.04		<0.01		-1.04		<0.01		-1.04		<0.01
R ² McF.			0.00	0.06			0.00	0.08			0.00	0.10			0.00	0.14

Tab. 6-19: Vergleich der Variablenselektion mittels LASSO und STEP Verfahren nper.

- Lauben:

Bei den Lauben bestätigt die LASSO Regression alle Nullhypothesen, die STEP Modelle widerlegen die Nullhypothesen bezüglich Wassertemperatur und Abfluss in der OWH bei den 3- und 6-Stunden-Daten, bei den 1-Stunden-Daten wird die Leitströmung als

Prädiktorvariable selektiert, bei den 12-Stunden-Daten der Drauabfluss. Auch hier ist zu beobachten, dass die Schätzer für Q_{FAH} ein negatives Vorzeichen haben, was bedeutet, dass bei geringerem Abfluss in der OWH die Anzahl der aufsteigenden Lauben pro Zeiteinheit zunimmt. Die Modellgüte ist hier ebenfalls gering. Der χ^2 Test der Abweichungsquadrate der beiden Modelle lässt bei den 1- und 12-Stunden-Daten einen signifikanten Unterschied zwischen dem LASSO- und dem STEP-Modell erkennen, wobei in dieser Untergruppe das STEP-Modell dem LASSO-Modell vorzuziehen ist.

nlau=1744	1h Daten				3h Daten			6h Daten				12h Daten				
	Estimate		nate p-Value		Estimate		p-Value		Estimate		p-Value		Estimate		p-Value	
	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step	lasso	step
Inter	0.39	1.50	0.03	<0.01	1.49	-0.70	<0.01	0.35	2.18	0.20	<0.01	0.83	2.88	- 0.48	<0.01	0.67
temp						0.21		<0.01		0.21		<0.01				
Q _{FAH}						-3.12		0.01		-3.9		0.02				
Q _{Drau}														0.01		<0.01
Q _{LS}		-8.5		<0.01												
R ² McF.			0.00	0.04			0.00	0.04	0.0		0.00	0.06			0.00	0.07

Tab. 6-20: Vergleich der Variablenselektion mittels LASSO und STEP Verfahren nlau.

6.3.3. Schussfolgerungen Statistik

Die Auswertungen der Daten am Standort Werfen-Pfarrwerfen liefern durchaus schlüssige Ergebnisse. So sind sowohl bei der Korrelationsanalyse als auch bei den beiden Regressionsmodellen die Wassertemperatur, die Tageslänge und die Tageszeit die Variablen, welche das Aufsteigen der Fische beeinflussen. Die Strömungssituation, gleich ob Abfluss in der Salzach, in der OWH oder die Leitströmung haben keinerlei signifikanten Einfluss auf das Auffinden des Einstieges der OWH, was für Licht als Schlüsselreiz ebenso gilt. Die durch die Modelle erklärte Varianz liegt bei 15-40 %, je nach betrachtetem Zeitintervall, was für eine gute bis sehr gute Modellqualität spricht.

Am Standort Schwabeck ist die Situation deutlich diffiziler. Die Salmoniden, welche in Werfen den Haupanteil an aufsteigenden Individuen ausmachen, lassen sich durch die Regressionsmodelle relativ gut abbilden und werden, wie auch in Werfen, durch die Wassertemperatur und vor allem die Tageszeit in ihrem Aufstieg in die OWH beeinflusst. Hier liegt die durch die Modelle erklärte Varianz zumindest bei zwei Zeitintervallen zwischen 15% und 19%.

Bei den Cypriniden inklusive der Lauben scheint, wie die Daten zeigen, eine Präferenz für geringe Abflüsse in der OWH sowie eine geringe Leitströmung vorhanden zu sein. Die Temperatur hat einen ähnlichen Einfluss auf das Aufstiegsverhalten wie bei den Salmoniden, die Tageszeit konnte jedoch in keinem Modell als Prädiktorvariable nachgewiesen werden.

Die Modellgüte ist jedoch aufgrund der erklärten Varianz von maximal 4-7% als nicht ausreichend zu bezeichnen.

Der Aufstieg der Perciden wird offensichtlich von der Tageslänge beeinflusst und zwar insofern, als die Aufstiege pro Zeitintervall bei steigender Tageslänge sinken. Wassertemperatur und Strömungssituation haben keinen Einfluss auf die Auffindbarkeit des Einstieges. Bei dieser Untergruppe liegt die durch die Modelle erklärte Varianz bei 6-14%.

7. Diskussion der Ergebnisse

Ziel der Arbeit war, mittels technischer, fischökologischer und mathematischer Methoden im Zuge von aktuellen Monitoringprojekten verschiedene Reize in Bezug auf ihre Relevanz zur Auffindbarkeit von OWH in den Fischregionen Hyporhithral groß und Epipotamal groß zu bewerten. Es soll somit, mittels evidenzbasierter Daten, ein besseres Verständnis für die Mechanismen des Fischaufstieges an OWH in diesen Fischregionen gegeben werden. Die Erkenntnisse haben sowohl ökologische als auch ökonomische Relevanz, da sie einerseits bei der Adaptierung von Leitfäden und andererseits zur Optimierung des Betriebes von OWH herangezogen werden können. Mittels der gewählten Methoden des Monitorings, den gewählten Einflussfaktoren und den statistischen Methoden der Auswertung kann zumindest für die Fischregion des Hyporithrals groß eine gute Modellgüte erzielt und ein für Feldversuche guter Teil der Varianz in den Messdaten erklärt werden. Im Epipotamal groß hängt die Modellgüte hauptsächlich von den untersuchten Familien ab. Sie erreicht bei den Salmoniden ähnliche Werte wie im Hyporhithral groß, reicht allerdings bei den Cypriniden nicht annähernd an diese heran.

Diskussion der hydroakustischen Ergebnisse

Die hydroakustischen Messungen am Standort Schwabeck/Drau zeigen, dass akustische Reize aus der OWH so gut wie nicht im Hauptgewässer messbar sind. Dies gilt mit größter Wahrscheinlichkeit nicht nur für diesen Standort, sondern kann verallgemeinert für alle OWH an Kontinuumsunterbrechungen im unmittelbaren Nahebereich von Kraftwerksanlagen festgestellt werden. Der Grund liegt in dem durch die maschinellen Einrichtungen emittierten Schall, welcher sich über die geschlossene Wassersäule ausbreitet und somit im Hauptgerinne zu erhöhten Schalldruckpegeln führt. Der Einstieg der OWH verhindert durch seine meist strömungsparallele Lage einen Eintritt dieses Turbinenschalls gegen die Strömung und kann somit als schallberuhigte Zone angesehen werden.

Es ist durchaus vorstellbar, dass genau diese Eigenschaft von OWH einen Effekt auf die Auffindbarkeit hat, da negative Phonotaxis bei verschiedenen Fischarten durchaus nachgewiesen ist. Eine Überprüfung dieser Hypothese wäre mittels künstlicher Schallquellen im untersten Bereich der OWH möglich. Die Erkenntnis würde allerdings keine möglichen Verbesserungen der Auffindbarkeit nach sich ziehen, es sei denn man zieht die Technik der "Active Noise Reduction" in Betracht, bei der künstlicher erzeugter Schall mittels destruktiver Interferenz die Umgebungsgeräusche beseitigt.

Strömungssituation Schwabeck/Drau

Die Ergebnisse der Fließgeschwindigkeitsmessungen zeigen, dass bei keiner der untersuchten Abflusssituationen von 480 m3/s und 190 m3/s in den Horizontal- und Vertikalschnitten eine Leitströmungsfahne aus der OWH in der Drau erkennbar ist. Aufgrund der hydromorphologischen Situation im Bereich des Einstieges, am Ende der Kraftwerksbucht und mit dem bereits mehrfach erwähnten, vorgelagerten Störstein, ist es auch unwahrscheinlich, dass eine Leitstromzusatzdotationseinrichtung an dieser Situation etwas änderte, da die Hauptströmung aus den Turbinen 1-3 den Einstiegsbereich tangential anströmt. Somit würde auch 1% des konkurrierenden Abflusses der Drau mit einer keiner Strömungsgeschwindigkeit von 1,5 m/s maximalen zu wahrnehmbaren Leitströmungsfahne führen.

Licht als Schlüsselreiz

Die Auswertung der Monitoringdaten des Standortes Werfen-Pfarrwerfen/Salzach, an dem die Beleuchtung des Einstiegsbereiches geplant gesteuert wurde, ergab keinen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen der Anzahl der aufgestiegenen Individuen pro Zeiteinheit und der künstlich hergestellten Lichtsituation im Einstiegsbereich der OWH. Es ist allerdings bei Betrachtung der Daten die Tageszeit betreffend nicht von der Hand zu weisen, dass Licht dennoch, vor allem auf die Familie der Salmoniden, einen Einfluss hat, da diese vorwiegend tagsüber in die OWH einwandern, wohingegen bei allen anderen Familien keine Präferenzen für Tag oder Nacht erkennbar waren. Eine künstlich zu schaffende Tageslichtsituation im Einstiegsbereich scheint somit weder die Auffindbarkeit dieses signifikant zu verbessern, noch ist sie wirtschaftlich sinnvoll.

Temperatur als Einflussfaktor

Die Ergebnisse der Monitoringdaten haben sowohl für das Hyporhithral groß (Standort Werfen-Pfarrwerfen) als auch für das Epipotamal groß (Standort Schwabeck) einen statistisch signifikanten, positiven Zusammenhang zwischen der Anzahl der aufsteigenden Individuen pro Zeitintervall und der Wassertemperatur im Einstiegsbereich ergeben. Das bedeutet, dass bei steigender Temperatur die Anzahl der Aufstiege pro Zeitintervall zunimmt. Es kann somit davon ausgegangen werden, dass die Wassertemperatur eine ernstzunehmende Einflussgröße auf die Wanderung von Fischen im Allgemeinen darstellt, welche allerdings nur sehr bedingt anthropogen steuerbar ist.

Tageslänge

Die Ergebnisse zur Tageslänge sind durchaus ambivalent zu betrachten, da beim Herbstmonitoring in Werfen-Pfarrwerfen, wo die Tageslänge als relevante Einflussgröße

erkannt wurde, eine hohe Kollinearität zwischen dieser und der Wassertemperatur vorhanden war. Dieser enge Zusammenhang konnte in Schwabeck nicht festgestellt werden. Die Begründung hierfür liegt im Temperaturverlauf am Standort Schwabeck während des Monitorings. Ende April/Anfang Mai kam es zu einem Kälteeinbruch mit starken Schneefällen im Süden Österreichs, wodurch sich die Wassertemperatur über einen längeren Zeitraum entgegengesetzt der Tageslänge entwickelte.

Das Fehlen des Zusammenhangs zwischen Wassertemperatur und Tageslänge deutet darauf hin, dass auch am Standort Werfen-Pfarrwerfen die Tageslänge fälschlicherweise und nur aufgrund ihrer Kollinearität mit der Wassertemperatur als signifikante Einflussgröße erkannt wurde.

Tageszeit

Die Tageszeit hat, wie schon unter dem Punkt Licht erwähnt, zumindest im Hyporhithral groß sowie bei hohen Abundanzen an Individuen der Familie der Salmoniden signifikanten Einfluss auf den Aufstieg von Fischen. Im Epipotamal groß bzw. bei vermehrtem Auftreten von Cypriniden verliert diese Größe an statistischer Signifikanz, da bei diesen keine tageszeitlichen Präferenzen für ein Einwandern in die OWH erkennbar sind.

Abfluss im Hauptgerinne

Die Untersuchungen an beiden Standorten zeigen, dass der Abfluss und somit auch die Strömungssituation im Hauptgerinne weder am Standort Werfen-Pfarrwerfen, stellvertretend für das Hyporhithral groß, noch am Standort Schwabeck, stellvertretend für das Epipotamal groß einen signifikanten Einfluss auf das Einwandern von Individuen, gleich welcher Familie sie angehören, haben.

Abfluss in der OWH

Der Abfluss in der OWH ist im Hyporhithral groß ohne jeden Einfluss auf die Auffindbarkeit des Einstieges von OWH. Die Daten zeigen allerdings, dass im Epipotamal groß, und hier vor allem aufgrund des überproportional hohen Anteils an Cypriniden, ein geringerer Abfluss in der OWH die Anzahl der aufsteigenden Individuen pro Zeitintervall signifikant erhöht (Tab. 6-16, Tab. 6-17, Tab. 6-20). Es ist somit aus fischökologischer Sicht nicht sinnvoll höhere Durchflüsse in den OWH zu fordern, da dies zu verminderten Aufstiegsraten bei der Familie der Cypriniden führen würde.

Leitströmung

Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass die Leitströmung, als Verhältnis des Abflusses im Hauptgerinne zum Abfluss in der OWH, im Hyporhithral groß keinerlei signifikanten Einfluss auf die Anzahl der aufsteigenden Individuen pro Zeitintervall hat. Die Leitströmung lag am Standort Werfen-Pfarrwerfen im Bereich zwischen 0,3% - 4,1%. Das Ein- bzw. Ausschalten der Leitstromzusatzdotation beeinflusste das Aufstiegsverhalten der Fisch in keiner Weise.

Im Epipotamal groß, für das der Standort Schwabeck stellvertretend steht, verhält es sich mit der Leitströmung ähnlich wie mit dem Abfluss in der OWH. Auf das Aufstiegsverhalten von Cypriniden im Allgemeinen und Lauben im Speziellen, hat die Leitströmung durchaus einen signifikanten Einfluss und zwar in der Form, als bei geringerer Leitströmung mehr Aufstiege pro Zeitintervall zu verzeichnen sind (Tab. 6-20). Im gesamten Monitoringzeitraum lag die Schwankung der Leitströmung am Standort Schwabeck im Bereich von 0,03-0,5% und somit maximal bei der Hälfte des im Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen geforderten minimalen Wertes von 1%.

Dieses Ergebnis ist insofern von großer Relevanz, als hier - im Gegensatz zu Tageszeit oder Tageslänge – anthropogene Eingriffe durchaus möglich sind. Aus fischökologischer Sicht ist die Forderung nach 1-5 % Leitströmung aufgrund dieser Ergebnisse nicht mehr haltbar, und aus energiepolitischer und wirtschaftlicher Sicht sind geringere Leitströmungen immer schon wünschenswert gewesen. Durch den Nichtbau von Leitstromzusatzdotationseinrichtungen sowie die Reduzierung der Leitströmung bei bestehenden Anlagen auf ein noch zu untersuchendes Maß, kann der in der Einleitung erwähnte Zielkonflikt zwischen der Wasserrahmenrichtlinie und der Erneuerbaren Energie Richtlinie der EU minimiert werden.

8. Ausblick

Aufgrund der geringen Modellgüte bei den Ergebnissen betreffend die Cypriniden sind weitere Untersuchungen vor allem in der Fischregion des Epipotamals groß vonnöten, um die Einflussfaktoren auf das Einwandern von Individuen in die OWH besser verstehen zu können.

Hier wäre ein dualer Ansatz zu wählen: Einerseits kann mittels größerer Datensätze (längerer Zeitreihen) die Anzahl der Individuen von seltenen Arten erhöht werden, womit die statistischen Methoden artspezifisch angewandt werden könnten. Andererseits können hier nicht untersuchte Faktoren hinzugenommen werden. Dies können einerseits Derivate von den hier untersuchten Variablen sein, wie z.B. der Gradient der Wassertemperatur innerhalb verschiedener Zeitintervalle, oder aber hier noch nicht angedachte Einflussgrößen. Als mögliche Faktoren kämen hier einerseits physikalische, wie die Niederschlagssituation oder statt der Tageszeit die spezifische Lichtsituation am Standort in Frage, andererseits wären chemische Einflussgrößen wie Sauerstoffsättigung des Wassers, oder – was allerdings bezüglich des Studiendesigns schwer zu realisieren ist – der Pheromongehalt im Einstiegsbereich in Frage.

Trotz aller Bemühungen wird jedoch immer guter Teil der Varianz in den Messdaten durch die statistischen Modelle nicht abgebildet werden können, da nach Bertalanffy, (1949) der Lebensbegriff auf folgenden zwei Prämissen beruht:

- Im Bereich des Lebenden gelten zwar physikalisch-chemische Gesetzlichkeiten, Leben kann ohne Rückgriff auf diese Gesetzlichkeiten nicht erklärt werden. Durch die spezifischen Verknüpfungen von Elementen in Lebewesen gewinnen diese aber eine spezifische Struktur und Funktion.
- Durch Wechselwirkungen auf allen Ebenen des hierarchisch organisierten lebenden Systems werden Gesetzlichkeiten erkennbar, die nicht restlos auf Physik und Chemie reduziert werden können, so daß das Leben, trotz seiner physikalisch-chemischen Grundlagen, seine relative Eigenständigkeit und Eigengesetzlichkeit bewahrt.

9. Literaturverzeichnis

ABBIT, J. (2014): Hydrophone Mounting. [Online]Available at:

http://www.npl.co.uk/upload/pdf/mounting.pdf [Zugriff am 02 04 2016].

- ADAM, B. & LEHMANN, B. (2011): Ethohydraulik, Grundlagen, Methoden und Erkenntnisse. Berlin: Springer-Verlag.
- ADAM, B. & SCHEVERS, U. (1998): Zur Auffindbarkeit von Fischaufstiegsanlagen Verhaltensbeobachtungen an Fischen in einem Modellgerinne. Wasser und Boden; 50.Jahrgang(4), pp. 55-58.
- AG-FAH, (2011): Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs). Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- AMOSER, S. & LADICH, F. (2005): Are hearing sensitivities of freshwater fish adapted to the ambient noise in their habitats?. J. Exp. Biol., pp. 3533-3542.
- AMOSER, S., WYSOCKY, E. & LADICH, F. (2004): Noise emission during the first powerboat race in an Alpine lake and potential impact on fish communities. J. Acoust. Soc. Am., Band 116, pp. 3789-3797.
- ARTHINGTON, A. H. & WELCOMME, R. L. (1995): The Cindition of Large Ricer Sysems of the World. In Armantrout, N.B. & R.J. Wolotira Jr (eds), Condition of the World's Aquatic Habitats. pp. 44-75.
- ATV-DVWK (2004): Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen: Bemessung, Gestaltung Funktionskontrolle. Hennef-Deutschland, Hennef-Deutschland.
- BAW (2014): Leitbildkatalog. Stand Mai 2014. [Online] Available at: www.BAW.at
- BELLEUDY, P., VALETTE, A. & GRAFF, B. (2010): Passive Hydrophone Monitoring of Bedload in River Beds: First Trials of Signal Spectral Analyses. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2010-5091, pp. 67-84.
- BERTALANFFY, L. v. (1949): Das Biologische Weltbild. Bern: Francke.
- BMLFUW (2010b): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 NGP 2009 Anhang Tabellen Oberflächengewässer. Wien: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.
- BMLFUW (2010): Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 NGP 2009, http://www.bmlfuw.gv.at/publikationen/wasser/wasserwirtschaft_wasserpolitik/nationaler _gewaesserbewirtschaftungsplan_2009.html: s.n.

BMLFUW (2012): Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen..

- CAMERON, A. & WINDMEIJER, F. (1996): R-Squared Measures for Count Data Regression Models with Applications to Health-Care Utilization.. Journal of Business & Economic Statistics, pp. 209-220.
- CHAGNAUD, B., BRÜCKNER, C., HOFMANN, M. & BLECKMANN, H. (2008): Measuring flow velocity and flow direction by spatial and temporal analysis of flow fluctuations. The Journal of Neuroscience, 23 04, pp. 4479-4487.
- CLAY, C. & MEDWIN, H. (1977): Acoustical oceanography: principles and applications. New York: Wiley.
- COHEN, J. (1988): Statistical Power Analysis for the Behavioral Sciences. Hillsdale: Lawrence Erlbaum Associates.
- DEKELING, R. ET AL. (2014): Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part II. s.l.:Publications Office of the European.
- DEKELING, R. ET AL. (2014): Monitoring Guidance for Underwater Noise in European Seas, Part I-III. Luxemburg: Publications Office of the European Union.
- DENTON, E. & GREY, J. (1989): Some observations on the forces acting on neuromasts in fish lateral line canals. In: The mechanosensory lateral line: Neurobiology and evolution. New York: Springer Verlag, pp. 79-97.
- DVWK (1996): Fischaufstiegsanlagen- Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Bonn.
- DWA (2010): Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung, p. 285.
- EE-RL (2000). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik..
- EE-RL (2009): Richtlinie 2009/28/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG.
- ENGER, P., KARLSON, H., KNUDSEN, F. & SAND, O. (1993): Detection and reaction of fish to infrasound. Bergen, ICES / Marine science symposia, pp. 108-112.
- GAU, C. (2010): Geostatistik in der Baugrundmodellierung. 1. Hrsg. Wiesbaden: Vieweg+Teubner.
- GEBLER, J. (2012): KW Werfen/Pfarrwerfen Ökologische Bauaufsicht, Walzbachtal: unveröffentlicher Bericht.

- GOODMAN, S. (2008): A Dirty Dozen: Twelve P-Value Misconceptions. Semin Hematol 45, pp. 135-140.
- GREEN, T., LINDMARK, E., LUNDSTRÖM, T. & GUSTAVSSON, L. (2011): Flow characterization of an attraction channel as entrance to fishways. River Res. Applic. 27, pp. 1290-1297.
- HAWKINS, A. (1993): Underwater sound and fish behaviour. In: Behaviour of Teleost Fishes.. London: Chapman & Hall, pp. 129-169.
- HAWKINS, A. & MYRBERG, A. (1983): Hearing and sound communication under water. In:B. Lewis, Hrsg. Bioacoustics, a Comparative Approach. London: Academic Press, pp. 347-405.
- HENSHER, D. & STOPHER, P. (1979): Behavioural Travel Modelling. London: Croom Helm.
- JÄGER, P. & ZITEK, A. (2009): Fischwanderhilfen Kriterien und Standards. Durchgängigkeit an Fließgewässern: Anforderungen aus Sicht der EU-WRRL -Erkenntnisse aus der Praxis,. Ybbs: ÖWAV.
- JÄGER, P., ZITEK, A. & SCHREMPF, R. (2010): Stand der Technik beim Bau von Fischwanderhilfen. Salzburg: Amt der Salzburger Landesregierung.
- JENS, G. (1982): Der Bau von Fischwegen: Fischtreppen, Aaaleitern und Fischschleusen. Hamburg und Berlin: Paul Parey.
- JENS, G. ET AL. (1997): Fischwanderhilfen: Notwendigkeit, Gestaltung, Rechtsgrundlagen. Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. Heft 11, p. 114.
- JUNGWIRTH, M. ET AL. (2003): Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Wien: Facultas Verlag.
- JUNGWIRTH, M., MUHAR, S. & SCHMUTZ, S. (2000): Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept.. Hydrobiologia 422, pp. 85-97.
- JUNGWIRTH, M. & PELIKAN, B. (1989): Zur Problematik von Fischaufstiegshilfen. Österreichische Wasserwirtschaft, pp. 81-89.
- KARR, J. R. (1993): Protecting ecological integrity: an urgent societal goal. Yale Journal of International law, pp. 297-306.
- LADICH, F. (2000): Acoustic communication and the evolution of hearing in fishes.. Biol. Sci., Band 355, pp. 1285 - 1288.
- LADICH, F. (2012): Akustische Kommunikation bei Fischen: Lautbildung, Hören und der Einfluss von Lärm. Wien.

- LADICH, F. & FAY, R. R. (2013): Auditory evoked potential audiometry in fish. Rev. Fish. Biol. Fisheries (2013) 23, pp. 317-364.
- LADICH, F. & FAY, R. (2013): Auditory evoked potential audiometry in fish. Rev. Fish. Biol. Fisheries, pp. 317-364.
- LARINIER, M. (2002): Location of Fishways. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 364, pp. 39-53.
- LGBI 42, (2011): Verordnung Nr. 102 des Landeshauptmannes von Kärnten.
- LUCAS, M. & BARAS, E. (2001): Migration of Freshwater Fishes.. Oxford: Blackwell Science.
- MADER, H. (2016): Monitoring Fischwanderhilfe KW Schwabeck, Obertrum: unveröffentlichter Bericht.
- MADER, H. & BOGNER, K. (2001): Lockströmung bei naturnahen Umgehungsgerinnen im Potamal. Wasserwirtschaft 91, pp. 194-199.
- MATHERON, G. (1966): The principles of geostatistics. Econ. Geol., pp. 1246 1266.
- MC KIBBEN, J. & BASS, A. (1998): Behavioral assessment of acoustic parameters relevant to signal recognition and preference in a vocal fish. J. Acoust. Soc. Am., pp. 3520 3533.
- MCHENRY, M. & LIAO, J. (2014): The Hydrodynamics of Flow Stimuli. In: The Lateral Line System. New York: Springer, pp. 73-98.
- MORGENSCHWEIS, G. (2010): Hydrometrie. Theorie und Praxis der Durchflussmessung in offenen Gerinnen. Heidelberg: Springer.
- MYRBERG, A. & LUGLI, M. (2006): Reproductive behavior and acoustical interactions.. In: Communication in Fishes.. Enfield, NH: Science Publishers, pp. 149 - 176.
- NATIONAL MEASUREMENT OFFICE (2014): NPL Good Practice Guide for Underwater Noise Measurement, Marine Scotland: The Crown Estate.
- NORTHCOTE, T. (1978): Migratory strategies and production in freshwater fishes. In: Ecology of Freshwater Fish Production. Oxford-London-Edinburgh-Melbourne: Blackwell Science Ltd., pp. 326-359.
- PAVLOV, D. S. (1989): Structures assisting the migrations of non-salmonid fish, Rome: FAO.
- ROTTMANN, H. & AUER, B.: Poisson-Modell für Zähldaten. [Online] Available at: <u>http://wirtschaftslexikon.gabler.de/Archiv/89750/poisson-modell-fuer-zaehldaten-v8.html</u> [Zugriff am 03 2017].

- SCHWEVERS, U. (1996): Auswirkungen von Wanderungsbarrieren auf Verbreitung und Bestandssituation von Fischen und wirbellosen Tieren. SVK Fischereitagung, p. 17.
- SPEARES, P., HOLT, D. & JOHNSTON, C. (2011): The relationship between ambient noise and dominant frequency of vocalizations in two species of darters. Environmental Biology of Fishes 90, pp. 103-110.
- SPIESS, A. N. & NEUMEYER, N. (2010): An evaluation of R2 as an inadequate measure for nonlinear models in pharmacological and biochemical research: a Monte Carlo approach. BMC Pharmacol..
- TIBSHIRANI, R. (1996): Regression Shrinkage and Selection via the Lasso. Journal of the Royal Statistical Society, pp. 267-288.
- VANOTTE, R., MINSHALL, G., CUMMINS, J. & SEDELL, J. (1980): The river continuum concept.. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science 37, pp. 130-137.
- VASCONCELOS, R. ET AL. (2011): Vocal behavior predicts reproductive success in a teleost fish. Behavioral Ecology.
- VETTER, B., CUPP, A. & FREDRICKS, K. (2015): Acoustical deterrence of Silver Carp. Biol. Invasions 17, pp. 1464 - 1573.
- WACHTER, T. (2004): Geostatistische Analyse der Variabilität hydrogeochemischer Parameter. Kiel: Dissertation.
- WAIDBACHER, H. & HAIDVOGL, G. (1998): Fish migration and fish bypass facilities in the Danube: past and present. In: Jungwirth, M., Schmutz, S., Weiss, S. (eds.): Fish migration and fish bypasses. Fishing News Books, pp. 85-98
- WARD, J. & STANFORD, J. (1995): The serial discontinuity concept: Extending the model to floodplain rivers. Rgulated Rivers Research & Management, Band Vol. 10, pp. 159-168.
- WEI, S. & ZHANG, L. (2010): Vibration analysis of hydropower house based on fluidstructure coupling numerical method. Water Science and Engineering, pp. 75-84.
- WHANG, A. & JANSSEN, J. (1994): Sound production through the substrate during reproduction in the mottled sculpin. Environmental Biology of Fishes Vol.40, 06, pp. 141-148.
- WIESBAUER, H. (1999): Gewässermorphologie der Salzach im Wandel der Zeit. Laufener Seminarbeitr., pp. 25-39.
- WINTER, H. V. (2007): Fishway efficiency, delay and passage behaviour of ide in relation to attraction flow. A fisheye view on fishways. Wageningen: Wageningen University.
- WYSOCKI, L. E., AMOSER, S. & LADICH, F. (2007): Diversity in ambient noise in European freshwater habitats. J. Acoust. Soc. Amer. 121, pp. 2559-2566.

ZITEK, A. ET AL. (2007): Ein ökologischstrategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich. AP5 des MIRR-Projektes, Endbericht, s.l.: Studie im Auftrag von Lebensministerium und Land Niederösterreich.

10. Abbildungsverzeichnis

Abb. 3-1: Oberflächen und Kanalneuromasten des Seitenlinienorgans bei Fischen. (a) Lage und anatomische Merkmale von (b) Oberflächenneuromasten und (c) Kanalneuromasten. Quelle: McHenry & Liao, 2014
Abb. 3-2: Schematische Darstellung von OWH an einem Wehr. Quelle: Larinier, 2002 7
Abb. 3-3: Kurve der unteren Grenzfrequenz in Abhängigkeit von der Wassertiefe mit der Schallgeschwindigkeit in Wasser von 1484m/s und der Schallgeschwindigkeit in der Gewässersohle von 1700m/s (grober Sand)
Abb. 4-1: Das Einzugsgebiet der Drau mit ihren größten Nebenflüssen in Österreich sowie dem Standort des KW Schwabeck
Abb. 4-2: Orthofoto des KW Schwabecks mit OWH (rot Umrandet). (Quelle: KAGIS und Google Maps)
Abb. 4-3: Das Einzugsgebiet der Salzach mit ihren größten Nebenflüssen sowie dem Standort des KW Werfen - Pfarrwerfen
Abb. 4-4: Orthofoto des KW Werfen - Pfarrwerfen mit OWH (rot Umrandet). (Quelle: SAGIS)
20
Abb. 5-1: Position der Messpunkte Hydroakustik23
Abb. 5-1: Position der Messpunkte Hydroakustik
Abb. 5-1: Position der Messpunkte Hydroakustik. 23 Abb. 5-2: : Lage des Untersuchungsgebietes im Unterwasser des KW Schwabeck mit dem Verlauf der OWH (blau) 27 Abb. 5-3: Messboot mit hochgeklapptem Messsystem, bestehend aus GNNS Antenne (grau) sowie StreamPro ADCP (blau) 27 Abb. 5-4: Darstellung der Parameter eines Variogramms. (Quelle: Golden-Sofware, Surfer 2015) 29 Abb. 5-5: Schematische Darstellung der Videomonitoringanlage 31 Abb. 6-1:Boxplot der Leq60 an den vier Messpositionen mit Darstellung des Einflusses der Geschiebezugbe 38
Abb. 5-1: Position der Messpunkte Hydroakustik. 23 Abb. 5-2: : Lage des Untersuchungsgebietes im Unterwasser des KW Schwabeck mit dem Verlauf der OWH (blau) 27 Abb. 5-3: Messboot mit hochgeklapptem Messsystem, bestehend aus GNNS Antenne (grau) sowie StreamPro ADCP (blau) 27 Abb. 5-4: Darstellung der Parameter eines Variogramms. (Quelle: Golden-Sofware, Surfer 2015) 29 Abb. 5-5: Schematische Darstellung der Videomonitoringanlage 31 Abb. 6-1:Boxplot der Leq60 an den vier Messpositionen mit Darstellung des Einflusses der Geschiebezugbe 38 Abb. 6-2:Boxplot der Leq60 an den vier Messpositionen mit Darstellung des Einflusses der Sohlanbindung des Hydrophons. 39

Abb. 6-4: Vergleich der Spektren an den vier Messpositionen der Messreihe 1 – ohne Sohlanbidung
Abb. 6-5: Vergleich der Spektren an den vier Messpositionen der Messreihe 4 – mit Sohlanbidung
Abb. 6-6: Audiogramme einiger ausgewählter Fischarten; Quelle: (Ladich & Fay, 2013)43
Abb. 6-7: Wavelets der Messungen bei Geschiebezugabe an den Messpositionen A-D43
Abb. 6-8: Über die gesamte Wassertiefe gemittelte Fließgeschwindigkeiten bei Q=480m ³ /s (links) und Q=190m ³ /s (rechts) mit der Position der Vertikalschnitte (TR 01 und TR 02)46
Abb. 6-9: Horizontalschnitte der Fließgeschwindigkeitsverteilungen von 45cm - 405cm Tiefe bei Q=480m ³ /s und 4- Turbinenbetrieb
Abb. 6-10: Transsekte 01 ca. 1.5 m unterhalb des Einstiegs der OWH bei Q=480 m ³ /s48
Abb. 6-11: Transsekte 02 ca. 15 m unterhalb des Einstieges der OWH bei Q=480 m ³ /s48
Abb. 6-12: Horizontalschnitte der Fließgeschwindigkeitsverteilungen von 45cm - 405cm Tiefe bei Q=190m ³ /s und 2 – Turbinenbetrieb
Abb. 6-13: Transsekte 01 ca. 1.5 m unterhalb des Einstiegs der OWH bei Q=190 m ³ /s50
Abb. 6-14: Transsekte 02 ca. 15 m unterhalb des Einstiegs der OWH bei Q=190 m ³ /s50
Abb. 6-15: Tageslänge gegen Temperatur Werfen, mit Regressionsgeraden und Konfidenzintervall
Abb. 6-16: Summe der aufgestiegenen Individuen nach Tageszeit53
Abb. 6-17: Tageslänge gegen Temperatur Schwabeck, mit Regressionsgeraden und Konfidenzintervall
Abb. 6-18: Summe aller aufgestiegenen Individuen nach Tageszeit58
Abb. 6-19: Summe aller aufgestiegenen Individuen außer Lauben nach Tageszeit59
Abb. 6-20: Summe aller aufgestiegenen Cypriniden außer Lauben nach Tageszeit60
Abb. 6-21: Summe aller aufgestiegenen Salmoniden nach Tageszeit61
Abb. 6-22: Summe aller aufgestiegenen Perciden nach Tageszeit
Abb. 6-23: Summe aller aufgestiegenen Lauben nach Tageszeit

11. Tabellenverzeichnis

Tab. 4-1: Hydrologische und ökologische Rahmenbedingungen am KW Schwabeck / Drau 14
Tab. 4-2: Vergleich zwischen dem adaptierten Leitbild und dem Realfang in der OWH und imUnterwasser des Kraftwerk Schwabegg. (Quellen: BAW; Monitoring Fischwanderhilfe KWSchwabeck)
Tab. 4-3: Hydrologische und ökologische Rahmenbedingungen am KW Werfen-Pfarrwerfen /Salzach
Tab. 4-4: Vergleich zwischen dem adaptierten Leitbild und den in der OWH beobachtetenArten, sowie der Basisbefischung bei St. Johann 2015. (Quellen: BAW; MonitoringFischwanderhilfe KW Werfen-Pfarrwerfen)
Tab. 5-1: Technische Daten des Hydrophons sowie des Vorverstärkers
Tab. 5-2: Parameter der Frequenzanalyse mittels FFT
Tab. 5-3: Übersicht über die erhobenen Variablen. 33
Tab. 6-1: Varianzanalyse der gemessenen L_{eq60} an den verschiedenen Messpositionen38
Tab. 6-2: Paarweiser Vergleich der L_{eq60} an den vier Messpunkten mit A=Pool 1, B= Einstieg, C= 1.5 m unterhalb des Einstiegs und D= 7.0 m unterhalb des Einstiegs
Tab. 6-3: Zusammenfassung der untersuchten Prädiktorvariablen Werfen - Pfarrwerfen51
Tab. 6-4: Korrelationsmatrix Anzahl gegen Prädiktorvariablen mit Korrelationskoeffizienten (r_s) und p-Werten
Tab.6-5:PartielleKorrelationAnzahlgegenTemperaturbzw.TageslängemitKonstanthaltung der jeweils anderenVariable
Tab. 6-6: Vergleich der Variablenselektion mittels LASSO und STEP Verfahren54
Tab. 6-7: Anzahl der aufgestiegenen Fische nach Art und Familie56
Tab. 6-8: Zusammenfassung der untersuchten Prädiktorvariablen Schwabeck57
Tab. 6-9: Korrelationsmatrix Anzahl aller aufgestiegenen Individuen gegen Prädiktorvariablen mit Korrelationskoeffizienten (r _s) und p-Werten
Tab. 6-10: Korrelationsmatrix Anzahl aller aufgestiegenen Individuen außer Lauben gegen Prädiktorvariablen mit Korrelationskoeffizienten (r _s) und p-Werten

Tab. 6 Korrel	6-11: Ko ationsko	rrelationsmatrix A effizienten (r _s) un	nzahl Cyprii d p-Werten .	niden ohne L	auben geg	jen Prädiktorvariab	len mit 60
Tab. Korrel	6-12: ationsko	Korrelationsmatr effizienten (r _s) un	ix Anzahl d p-Werten .	Salmonider	n gegen	Prädiktorvariable	n mit 61
Tab. Korrel	6-13: ationsko	Korrelationsmat effizienten (r _s) un	rix Anzah d p-Werten .	I Perciden	gegen	Prädiktorvariabler	n mit 61
Tab. Korrel	6-14: ationsko	Korrelationsma effizienten (r _s) un	trix Anzah d p-Werten .	nl Lauben	gegen	Prädiktorvariabler	n mit 62
Tab. 6	6-15: Ver	gleich der Variab	enselektion	mittels LASS	O und STE	EP Verfahren nall	64
Tab. 6	6-16: Ver	gleich der Variab	enselektion	mittels LASS	O und STE	EP Verfahren nnol.	64
Tab. 6	6-17: Ver	gleich der Variab	enselektion	mittels LASS	O und STE	EP Verfahren ncyp.	65
Tab. 6	6-18: Ver	gleich der Variab	enselektion	mittels LASS	O und STE	P Verfahren nsal.	66
Tab. 6	6-19: Ver	gleich der Variab	enselektion	mittels LASS	O und STE	EP Verfahren nper.	66
Tab. 6	6-20: Ver	gleich der Variab	enselektion	mittels LASS	O und STE	P Verfahren nlau.	67