



LE GOUVERNEMENT
DU GRAND-DUCHÉ DE LUXEMBOURG
Ministère du Développement durable
et des Infrastructures

Administration de la gestion de l'eau

Endbericht

Kontinuumsleitfaden

zur Auswahl geeigneter Fischaufstiegshilfen



Verfasst von Stefan Schmutz & Birgit Vogel

Auftraggeber

Administration de la gestion de l'eau (Grand-Duché de Luxembourg)

März 2018

Autoren: Stefan Schmutz, Birgit Vogel

Titelbild: Sohlrampe Schankemillen an der Mamer, Luxemburg (Foto: AGE)

Erstellt für: Le Gouvernement du Grand-Duché de Luxembourg; Administration de la gestion de l'eau

INHALTSVERZEICHNIS

1. Einleitung	1
2. Fischökologische Rahmenbedingungen	3
3. Priorisierung von Kontinuumssanierungen	7
3.1. BRD/Bayern.....	7
3.2. Österreich	8
3.3. Luxemburg	8
4. Beschreibung von Fischpasstypen	10
4.1. Rampe	11
4.2. Naturnahes Umgehungsgerinne	13
4.3. Naturnaher Beckenpass	15
4.4. Schlitzpass.....	16
4.5. Umgehungs-system.....	17
4.6. Sondertypen.....	18
Fischaufstiegsschnecke	18
Fischlift	20
Fischschleuse	20
Fischliftschleuse.....	21
4.7. Kosten	21
4.8. Nicht zu empfehlende Bautypen.....	22
5. Vergleichende Beurteilung von Fischpasstypen	24
5.1. Entfernung des Wanderhindernisses	24
5.2. Auffindbarkeit	25
5.3. Durchwanderbarkeit	26
5.4. Lebensraum	26
Naturnahe Fischpässe als ganzjähriger Lebensraum	26
Naturnahe Fischpässe als Laichgewässer	26
5.5. Resümee der Typenwahl	28
6. Literatur	33

1. EINLEITUNG

Die Fließgewässer in Luxemburg sind durch eine Vielzahl von Kontinuumsunterbrechungen gekennzeichnet. Als signifikante Belastung wurden in Luxemburg im Rahmen des zweiten Bewirtschaftungsplans all jene Querbauwerke bezeichnet, die über die gesamte Gewässerbreite reichen und demnach eine Kontinuumsunterbrechung für die Gewässerfauna und -flora, sowie den Geschiebetransport, darstellen. Da die Passierbarkeit eines Hindernisses durch das Zusammenspiel mehrerer Faktoren, wie z. B. Absturzhöhe, Tiefe des Kolks unterhalb des Hindernisses, Überströmhöhe, Art des Wasserstrahls, Turbulenz etc. beeinflusst wird, wurde von einem starren System der Beurteilung der Passierbarkeit alleine auf Basis der Absturzhöhe abgesehen und eine individuelle Beurteilung jedes einzelnen Bauwerks angestrebt. Es ist somit davon auszugehen, dass alle Querbauwerke, die über die gesamte Gewässerbreite reichen und im Querbauwerkekataster der Wasserwirtschaftsverwaltung erhoben wurden, eine signifikante Belastung für die Oberflächengewässer darstellen. Die als signifikant eingestufteten Querbauwerke sind in der Karte 4.2 im Anhang 1 des Bewirtschaftungsplans dargestellt. Anhand dieser Karte ist ersichtlich, dass sich in 34 Oberflächenwasserkörper insg. 213 Querbauwerke befinden (Abbildung 1). Nach dem neuesten Bericht der Strukturgütekartierung gibt es insg. 224 stark wirksame Durchgängigkeitshindernisse (Klasse 5). Dies können Querbauwerke, Verrohrungen oder Durchlässe bzw. Brücken sein (Zumbroich 2015). Eine weitere Vervollständigung der Querbauwerke ist im Zuge der nächsten Strukturgütekartierung vorgesehen.

Fischpässe werden verwendet, um die Fischwanderung bei Kontinuumsunterbrechungen wiederherzustellen. Es existiert eine große Fülle von unterschiedlichen Fischpasstypen, die von naturnahen Lösungen bis hin zu rein technischen Anlagen reichen. Zwar liegen eine Reihe von Leitfäden für den Bau von Fischaufstiegsanlagen vor, es gibt jedoch wenige Arbeiten, die sich mit der Auswahl geeigneter Fischpässe für unterschiedliche Situationen und Anforderungen beschäftigen.

Ziel vorliegender Arbeit ist die Erstellung eines Leitfadens zur Auswahl geeigneter Fischaufstiegsanlagen für Rahmenbedingungen in luxemburgischen Fließgewässern. Einleitend werden die unterschiedlichen Typen von Fischpässen beschrieben und deren Vor- und Nachteile beurteilt. Darauf aufbauend wird ein Schema zur Auswahl geeigneter Fischpässe entwickelt. Der Fokus der Arbeit liegt auf dem Fischaufstieg, mögliche Synergieeffekte mit Fischabstiegslösungen sollten jedoch fallspezifisch berücksichtigt werden.

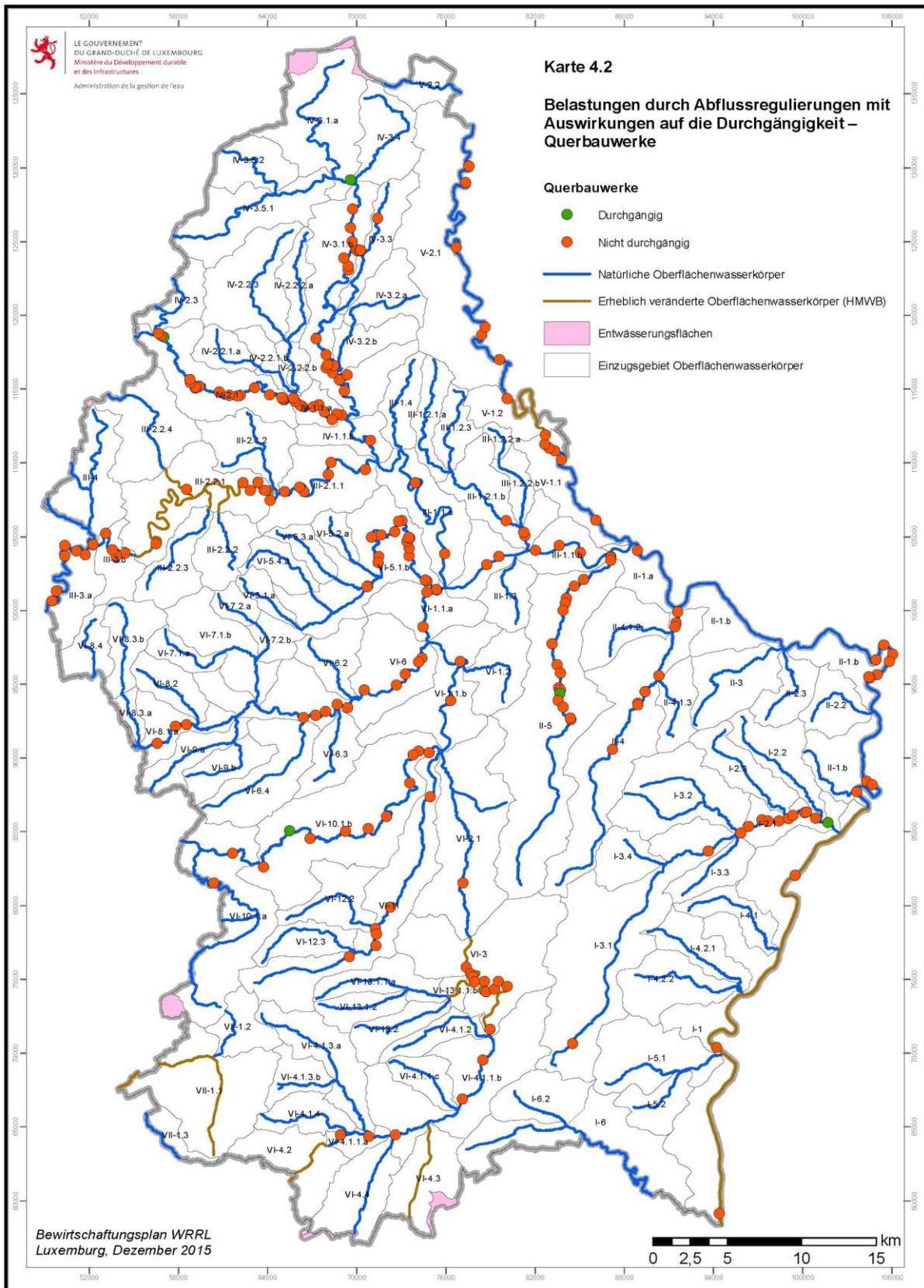


Abbildung 1: Querbauwerke in Fließgewässern Luxemburgs gemäß Bewirtschaftungsplan 2015 (AGE 2015).

2. FISCHÖKOLOGISCHE RAHMENBEDINGUNGEN

Das historische Artenspektrum Luxemburgs umfasst 39 Fischarten, wovon 31 Arten heute im Land noch vorkommen. Hinzu kommen noch 8 nicht heimische Arten (Troschel 2010). Für alle Fischarten ist ein intaktes Kontinuum von großer Bedeutung. Ein hoher Anteil der Fische führt auch Wanderungen über längere Distanzen durch.

Wanderungen werden von Fischen insbesondere zum Auffinden geeigneten Reproduktions- bzw. Laichhabitats, zu Nahrungsgebieten und zu Wintereinständen vollzogen. Hinsichtlich der zurückgelegten Distanzen kann grob unterschieden werden zwischen (Waidbacher & Haidvogel 1998, IKSMS):

- Kurzstreckenwanderer: selten oder kleinräumig wandernde Arten, Beispiele: Schleie, Barsch
- Mittelstreckenwanderer: Arten mit teils umfangreichen Wanderungen innerhalb von Flusssystemen (potamodrome Arten), Beispiele: Nase und Barbe
- Langstreckenwanderer mit Laichaufstieg vom Meer in Flüsse und Seen (anadrome Arten), Beispiele: Atlantischer Lachs, Meerforelle
- Langstreckenwanderer mit Laichabstieg von Flüssen und Seen zum Meer (katadrome Arten), Beispiel: Aal

Grundsätzlich sind alle Fischarten auf ein intaktes Kontinuum angewiesen, potamodrome und anadrome Arten profitieren jedoch am meisten von verbesserten Gewässerdurchgängigkeit. Laichwanderungen sind für potamodrome Arten in Flussoberläufe über Distanzen von mehreren hundert Kilometern belegt (in unverbauten Flüssen). Larven und Jungtiere verteilen sich ausgehend von den Laichplätzen über größere Distanzen hinweg stromabwärts. Nach dem Heranwachsen und dem Erreichen der Laichreife versuchen die Tiere dann wieder stromauf bis zu geeigneten Laichgebieten zu wandern. Dabei werden, ähnlich wie bei Lachsen, die Geburtsgewässer wieder aufgesucht (homing Effekt), z.B. flach überströmte Kiesbänke.

Historisch belegte anadrome Fischarten des Moseleinzugsgebietes sind neben dem Atlantischen Lachs die Meerforelle, die Finte, der Atlantische Stör, der Maifisch, der Nordseeschnäpel, die Rundmaularten Meer- und Flussneunauge sowie die Flunder, wobei das Moseleinzugsgebiet eher marginal zum Verbreitungsgebiet der Flunder gehört (IKSMS). Diese Arten sind zwingend auf die Erreichbarkeit geeigneter Laichgebiete im Süßwasser angewiesen. Nach dem Bau der Mosel-Staustufen mit ihren wenig funktionstüchtigen Fischwanderhilfen sind sie aus dem Mosel-Saar-Gebiet ganz verschwunden oder dringen nur noch selten in die rheinnahen Moselstauhaltungen vor. Nach Verbesserungen der Durchgängigkeit wird eine vom Rhein ausgehende Wiederbesiedlung oder Wiederansiedlung möglich. Dies gilt insbesondere für den Lachs, für die Meerforelle, für Meer- und Flussneunauge sowie für den Maifisch. Der im Rheinsystem ausgestorbene Stör hatte seinen Verbreitungsschwerpunkt im Niederrhein. Eine Wiederansiedlung im Mosel-Saar-Gebiet ist nicht zu erwarten. Der ursprünglich im Rheinsystem heimische Nordseeschnäpel gilt als ausgestorben. Seit den 90er Jahren wird diese Art, die nach dem Bau

neuer Fischwanderhilfen vielleicht auch die Mosel und ihre Zuflüsse zum Laichen aufsuchen könnte, in Nordrhein-Westfalen ausgesetzt (IKSMS).

Im Laufe des 20. Jahrhunderts brach der **Lachsbestand** in Rhein und Mosel vollständig zusammen. Die Wiederansiedlungsprojekte werden von der IKSR (Internationale Kommission zum Schutz des Rheins) im Rahmen der Programme „Lachs 2000“ und „Lachs 2020“ koordiniert. Der Besatz mit Jungfischen konzentriert sich auf Rheinzuflüsse, die nach dem Bau von Fischwanderhilfen wieder fischdurchgängig sind, wie z. B. die Sieg. Seit Beginn der Wiederansiedlungen wurden an Kontrollstationen (Reusen an Wehren/Fischpässen) und bei Kontrollbefischungen mehrere Tausend Rückkehrer nachgewiesen, die sich in geeigneten Gewässerabschnitten auch wieder natürlich vermehren (IKSMS).

In der Mosel als größtem Rheinzufluss kamen Lachse früher sehr zahlreich vor. Als Laichgewässer dienten insbesondere verschiedene Zuflüsse aus der Eifel sowie der Oberlauf der Mosel mit seinen Zuflüssen. Probeweise durchgeführte Besatzmaßnahmen im Sauer-Oursystem, in der Kyll und im Elzbach haben den Nachweis erbracht, dass diese Gewässer nach wie vor für die Reproduktion des Lachses geeignet sind. Rückkehrer bis in diese Gebiete sind aufgrund der unzureichenden Durchgängigkeit der Mosel und der besetzten Zuflüsse noch nicht zu erwarten, werden aber bereits regelmäßig bei Kontrollen des alten Fischpasses an der Moselstaustufe Koblenz nachgewiesen (IKSMS). An dieser Staustufe wurde im Jahr 2011 eine neue Fischaufstiegsanlage eröffnet. Nach dem Neubau des Fischpasses Koblenz (Vertical Slot Pass) wurden die Kontrolle mittels automatischem VAKI-Fischzähler (River Watcher) fortgesetzt (Bundesanstalt für Gewässerkunde - BfG). Der Fischzähler registriert nur Individuen ab 15-20 cm mit relativ hoher Genauigkeit; entsprechend sind kleine Arten und Stadien in den Aufzeichnungen stark unterrepräsentiert. Im Zeitraum 2012 bis 2013 wurden 28.756 Individuen aus 25 Arten registriert (IKSR 2015).

In früheren Zeiten stieg in Luxemburg der Atlantische Lachs von der Mosel bis in die Sauer und deren Nebengewässer auf. Im Oberlauf der Sauer wanderte er bis über die belgische Grenze hinweg. Sonstige wichtige Lachsgewässer waren die Our, die Clerf, der unter Abschnitt der Alzette und kleinere, unterhalb von Wehren gelegene Gewässerabschnitte der Syre, der Attert, Wark und der Blees (IKSMS).

Zu den katadromen, zum Laichen in das Meer wandernden Fischarten des Mosel-Saar-Gebietes, zählen **Aal und Flunder**. Die Flunder hat ihren Verbreitungsschwerpunkt jedoch im Rheindelta. Nur ein geringer Teil der Tiere steigt zur Nahrungsaufnahme über den Niederrhein hinaus auf, so dass sich die Querbauwerke im Oberrhein und den Rheinzufüssen nur in geringem Umfang auf die Bestandsgrößen auswirken. Der Aal kommt hingegen insbesondere in der Mosel selbst häufig vor, wo er gerne die Hohlräume und Spalten der Ufersicherungen aus Wasserbausteinen besiedelt (IKSMS).

Im Moselgebiet erfolgt seit vielen Jahren ein regelmäßiger Besatz der deutschen Stauhaltungen mit Farmaalen. Von dort breiten sich die Fische auch in nicht besetzte Gewässerabschnitte wie in die französische Mosel hinein aus. Der natürliche Aalaufstieg aus dem Rhein ist durch die Stauanlagen mit ihren (noch) veralteten Fischwanderhilfen stark

eingeschränkt. Seit 1997 werden etwa 10.000 bis 15.000 Blankaale pro Jahr im Rahmen der Aalschutzinitiative durch Berufsfischer vor den 10 Wasserkraftanlagen (Koblenz, Lehmen, Müden, Fankel, St. Aldegund, Enkirch, Zeltingen, Wintrich, Detzem und Trier) gefangen und anschließend per LKW zum Rhein transportiert, wo die Tiere ihre Wanderung bis zum Meer ohne weitere Kraftwerkspassagen fortsetzen können. Historisch war der Aal in sozusagen allen Gewässern Luxemburgs weit verbreitet und Glasaale stiegen im Frühjahr massenhaft in der Sauer auf. Auf luxemburgischem Gebiet kommt der Aal heute in der Mosel, der Sauer und fast allen Nebengewässern (Alzette, Clerve, Wiltz, Schwarze Ernz, Weiße Ernz, Attert, Eisch, Mamer u.a.) vor. In Luxemburg befinden sich heute unüberwindbare Hindernisse für aufsteigende Aale an der oberen Sauer (Esch/Sauer, Höhe: ca. 40 m) und an der Our (Vianden, Pumpspeicherwerk, Höhe: ca. 25 m). An diesen unpassierbaren Wehren findet demnach seit Ende der 50er Jahre im letzten Jahrhundert keine Aufwärtswanderung von Aalen mehr statt. Ein drittes größeres Aufstiegshindernis stellt die Wasserkraftanlage Rosport/Ralingen (L/D) an der unteren Sauer dar. Laut IKSMS ermöglicht ein Fischpass hier den Aufstieg der Aale, wird jedoch seitens der Verwaltung als „nicht funktionsfähig“ eingestuft und soll entsprechend angepasst werden.

Die Verordnung (EG) Nr. 1100/2007 des Rates mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals, kurz europäische Aalverordnung, ist am 18. September 2007 in Kraft getreten. In der Aalverordnung wird die Forderung aufgestellt, die Nutzung und sonstige Eingriffe des Menschen, die sich negativ auf den Bestand von Aalen auswirken, so weit zu reduzieren, dass eine ausreichend hohe Anzahl von Blankaalen das Meer erreichen kann, um zur Reproduktion zu gelangen und zur Sicherung des Aalbestandes beizutragen.

Ziel jedes Aalbewirtschaftungsplans ist es, die anthropogen bedingte Mortalität in den Aaleinzugsgebieten zu verringern und so mit hoher Wahrscheinlichkeit die Abwanderung von mindestens 40 % derjenigen Biomasse an Blankaalen ins Meer zuzulassen, die gemäß der bestmöglichen Schätzung ohne Beeinflussung des Bestands durch anthropogene Einflüsse ins Meer abgewandert wäre. Das Ziel soll langfristig erreicht werden. Die Umsetzung der Ziele der WRRL unterstützt vor allem mit der Verbesserung von Durchgängigkeit und Lebensräumen die Ziele der europäischen Aalverordnung. Zum Erhalt einer typspezifischen Lebensgemeinschaft von Fischen ist der bestehende Lebensraumverlust auszugleichen, die Schadstoffbelastung zu überprüfen und ggf. zu senken und die Mortalität an Wasserkraftanlagen zu reduzieren. Dabei wird den besonderen Ansprüchen des Aals bei der Umsetzung der WRRL Rechnung getragen. Für Luxemburg wurde ein erster Aalbewirtschaftungsplan im Jahr 2010 veröffentlicht (AGE 2010).

Wie Bestandsaufnahmen, die im Zeitraum von 1988 bis 2008 durchgeführt wurden, belegen, kommt der Aal bis heute noch in der Mosel, der Sauer und fast allen Nebengewässern (Alzette, Clerve, Wiltz, Schwarze Ernz, Weiße Ernz, Attert, Eisch, Mamer u.a.) vor. Kleinere Hindernisse an Fließgewässern dürften derzeit für den Aufstieg des Aals keine größeren Schwierigkeiten darstellen. Inwieweit die Flussabwanderung der Aale durch Turbinenschäden bei Kleinkraftwerken beeinträchtigt ist, ist derzeit weitgehend unbekannt. Zielartengewässer für den Aal erreichen eine Gesamtlänge von insgesamt 56% der historischen Aalverbreitung in den Gewässern Luxemburgs (2. Bewirtschaftungsplan).

Derzeit stellt die Wasserkraftanlage von Rosport die größte und sozusagen einzige potenzielle Gefahrenquelle für abwandernde Aale im Einzugsgebiet der Sauer dar. Zum Schutz der zum Meer abwandernden Aale vor Turbinenschäden wird seit dem Jahre 2004, entsprechend den hierzu durchgeführten Reusen- und Hamenbefischungen, eine Entnahme der absteigenden Blankaale aus dem Oberwasser des Turbinenwehrs durchgeführt. Beim anschließenden Transport der Aale, welche in den Rhein freigesetzt werden, wird eine insgesamt vergleichsweise große Überlebensrate bewirkt, da die unterhalb liegenden zehn, zum größten Teil noch nicht durchgängigen Moselkraftwerke von Trier bis Koblenz nicht passiert werden müssen. Zwischen 2004 und 2014 wurden auf diese Weise 200-960 Aale jährlich abgefischt und anschließend unversehrt zum Mittelrhein transportiert. Ein fischfreundlicheres Turbinenmanagement durch Drosseln bzw. Abschalten der Turbinen während der Abwanderungsspitzen von Blankaalen oder der Betrieb der Turbinen in einem Betriebspunkt bei dem die Schädigung der Fische möglichst gering ist, könnte grundsätzlich in Zukunft als zweite Lösungsmöglichkeit zum Schutz der abwandernden Aale an der WKA Rosport in Betracht gezogen werden (AGE 2015).

3. PRIORISIERUNG VON KONTINUUMSSANIERUNGEN

Neben der Auswahl geeigneter Fischpasstypen und Berücksichtigung der verbundenen Kosten ist eine wesentliche Frage der Kontinuumssanierung, welche Barrieren zuerst saniert werden sollen. Dies ist insbesondere bedeutend, da unsere Flüsse durch eine Vielzahl von Barrieren unterbrochen sind und es weder logistisch noch kostenmäßig realistisch ist, alle Barrieren in wenigen Jahren zu sanieren. Daher bedarf es ökologisch und eventuell auch ökonomischer Priorisierungsinstrumente. Priorisierungen stehen in Wechselwirkung mit der Frage des geeigneten Bautyps, da die meisten Priorisierungsinstrumente auch Aspekte der Habitatqualität der Gewässer behandeln und daher naturnahe Fischaufstiegshilfen (FAHs) einen höheren Stellenwert bei der Umsetzung erhalten können als technische Lösungen.

Es gibt eine Vielzahl unterschiedlicher Methoden der Priorisierung (McKay et al. 2016). Generell erfolgen Priorisierungen nach bestimmten Kriterien, die in einem Index kombiniert werden, wodurch man eine Reihung der zu sanierenden Kontinuumsunterbrechungen erhält. Verwendete Kriterien sind Art des Gewässers (z.B. Bedeutung für Fischwanderung), wiederangebundenes Habitat (Länge, Qualität, Schutzstatus), Lage im Einzugsgebiet (z.B. Mündung) und Kosten (Kemp & O'Hanley 2010, Schmutz & Mielach 2014).

Eine Priorisierung kann auf unterschiedlichen Ebenen erfolgen, z.B. auf Ebene von Flüssen (z.B. Mosel) und (Teil-)Einzugsgebieten (Mosel inkl. Zubringer) oder nationalem und supranationalem Maßstab (z.B. gesamtes Rheineinzugsgebiet).

3.1. BRD/Bayern

In Deutschland werden Priorisierungen auf Länderebene durchgeführt. Z.B. entwickelte Bayern ein umfassendes Tool, das auf einer Vielzahl von fischökologischen Kriterien und Arbeitsschritten beruht (Birkel & Moder 2011). Die Priorisierung nach fischbiologischen Gesichtspunkten bildet den zentralen Baustein in diesem Konzept. Hierbei werden zeitlich vorrangig zu vernetzende Fließgewässerabschnitte unter Beachtung der fischökologischen Aspekte und der Vorgaben der EU WRRL, vereinfacht dargestellt, wie folgt ermittelt:

- Festlegung der fischfaunistischen Vorranggewässer anhand der Auswahlkriterien Wanderfischarten gefährdet oder in FFH-Gebieten;
 - Festlegung der Hauptgewässer und Flussgebietsachsen;
 - Zusätzliche Gewässer mit „mäßiger bis schlechter“ fischökologischer Gesamtbewertung;
 - Festlegung der Verbindungsabschnitte;
 - Zusätzliche Bewertung nach den Kriterien Gewässerordnung, Lage in einem Hauptgewässer/einer Flussgebietsachse oder in einem direkten Anschluss an diese, Vorkommen wanderfischrelevanter FFH-Gebiete sowie Querbauwerksdichte;
 - Die Gesamtbewertung ergibt sich aus der Summe der Bewertungen der einzelnen Kriterien.
-

3.2. Österreich

In Österreich kommt ein vereinfachtes Verfahren entsprechend den Migrationserfordernissen von Fischen zur Anwendung (BMLFUW 2010). Höchste Priorität erhalten Gewässerabschnitte mit historisch belegten Lang- und Mittelstreckenwanderern (Migrationsdistanz >300 km bzw. 30-300), d.s. diadrome und potamodrome Fischarten (Zitek et al 2007).

Im Donaueinzugsgebiet erstellte die ICPDR für den 1. Bewirtschaftungsplan ein Priorisierungstool, das alle Flüsse >4.000 km² umfasst (Schmutz & Trautwein 2009) und das beim 2. Bewirtschaftungsplan aktualisiert wurde (Schmutz & Mielach 2014).

3.3. Luxemburg

Als signifikante Belastung wurden in Luxemburg im Rahmen des 2. Bewirtschaftungsplans all jene Querbauwerke bezeichnet, die über die gesamte Gewässerbreite reichen und demnach eine Kontinuumsunterbrechung für die Gewässerfauna und -flora, sowie den Geschiebetransport, darstellen. Da die Passierbarkeit eines Hindernisses durch das Zusammenspiel mehrerer Faktoren, wie z. B. Absturzhöhe, Tiefe des Kolks unterhalb des Hindernisses, Überströmhöhe, Art des Wasserstrahls, Turbulenz etc. beeinflusst wird, wird von einem starren System der Beurteilung der Passierbarkeit alleine auf Basis der Absturzhöhe abgesehen und eine individuelle Beurteilung jedes einzelnen Bauwerks angestrebt. Wie sich zeigt können die drei Leitarten in Luxemburg (Bachforelle, Äsche, Barbe) aufgrund unterschiedlich ausgeprägter Schwimmkapazitäten schon sehr unterschiedliche Hindernishöhen überwinden. Bei den Begleit- (Neunauge, Elritze, Güster) und Grundarten (Gründling, Döbel, Hasel) sind die Unterschiede ebenso gegeben (siehe 2. Bewirtschaftungsplan, AGE 2015).

Von den 48 prioritär durchgängig zu gestaltenden Querbauwerken, die für den ersten Bewirtschaftungszyklus festgelegt wurden, waren bis Ende 2015 5 umgesetzt und 30 in Umsetzung (siehe Anhang 16, 2. Bewirtschaftungsplan). Diejenigen Querbauwerke, an denen die Wiederherstellung der Durchgängigkeit in Umsetzung bzw. noch nicht angefangen wurde, wurden in die neue Liste der prioritären Querbauwerke für den zweiten Bewirtschaftungszyklus aufgenommen und 9 neue Querbauwerke wurden hinzugefügt. Die überarbeitete Liste der prioritären Querbauwerke enthält nun 52 Querbauwerke (siehe Anhang 17 und Karte 9.1 im Anhang 1 des Bewirtschaftungsplans) und soll im Zeitraum des zweiten Bewirtschaftungsplans abgearbeitet werden. Das Querbauwerkkataster der Wasserwirtschaftsverwaltung wird kontinuierlich aktualisiert und die prioritär zu behandelnden Querbauwerke werden im vorgegebenen Zeitrahmen der Bewirtschaftungspläne abgearbeitet (Abbildung 2).

Entsprechend dem aktuellen Maßnahmenprogramm, das auch dem Strahlwirkungskonzept zugrunde liegt, sind hinsichtlich Verbesserung der Fischdurchgängigkeit in 69 Fällen Entfernungen des Querbauwerks, in 173 Fällen Fischaufstiegshilfen und in 3 Fällen Absenkungen der Querbauwerke vorgesehen. Das Strahlwirkungskonzept liefert eine örtliche und zeitliche Priorisierung der Maßnahmen auch hinsichtlich Kontinuumsunterbrechungen (Zumbroich 2018).

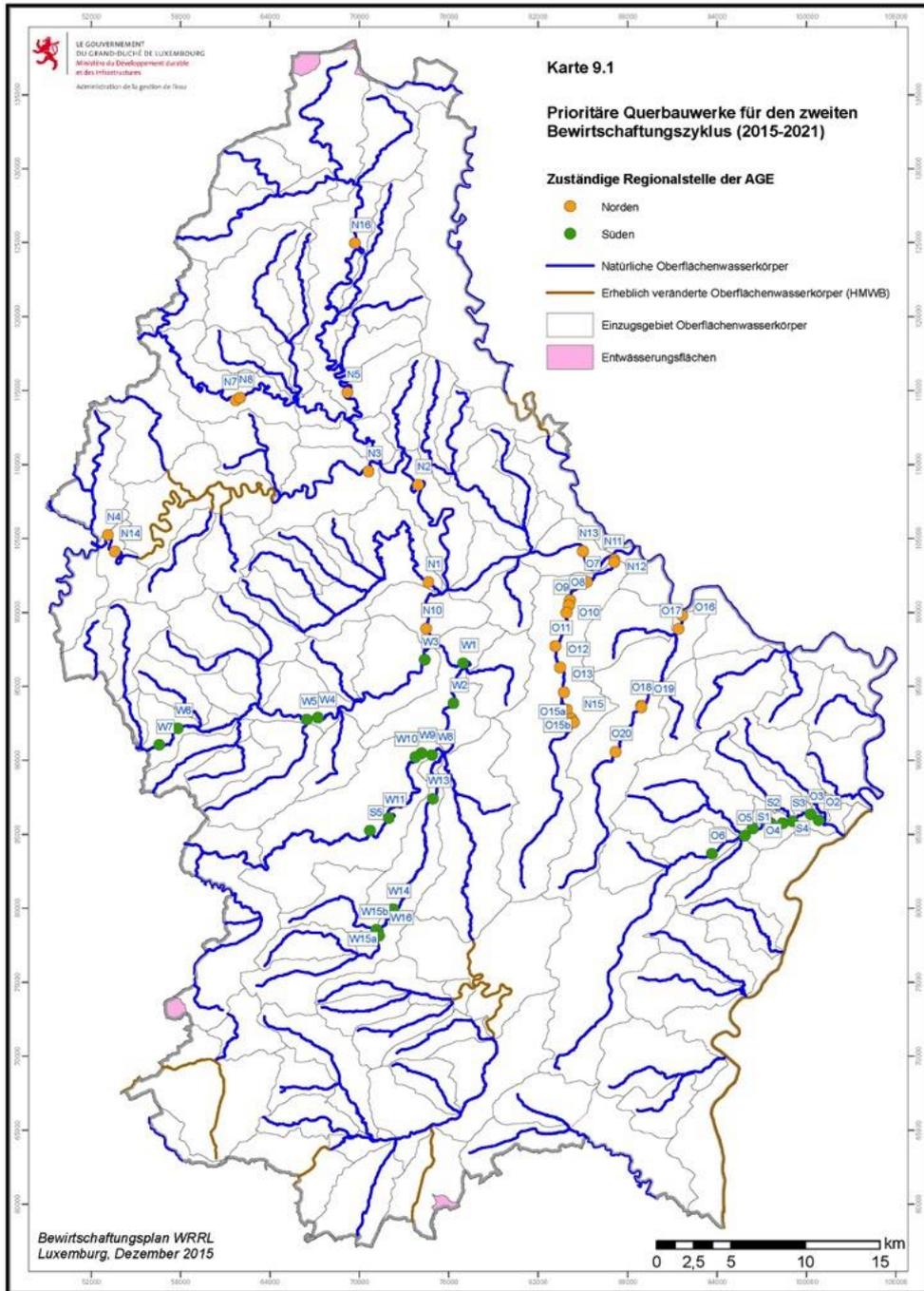


Abbildung 2: Prioritäre Querbauwerke in Luxemburg entsprechend 2. Bewirtschaftungsplan 2015 (AGE 2015).

4. BESCHREIBUNG VON FISCHPASSTYPEN

Im Wesentlichen unterscheidet man zwischen naturnahen Fischpässen, wie Rampen und Umgehungsgerinne, und technischen Fischpässen, wie Schlitzpässe oder Fischlifte. Bauweise, Einsatzgebiet und Verbreitung der unterschiedlichen Typen richten sich nach den jeweiligen Gewässertypen, lokalen Rahmenbedingungen und historischen Entwicklungen der unterschiedlichen Typen in den jeweiligen Regionen. So wurde z.B. in Deutschland und Österreich seit den 1980er Jahren vermehrt auf naturnahe Lösungen gesetzt, während traditionelle Fischpässe für den Lachs in der Vergangenheit in den USA meist in Form von technischen Beckenpässen verwirklicht wurden (Jungwirth et al. 1998).

Tabelle 1: Kurzbeschreibung der wichtigsten Bautypen von Fischaufstiegsanlagen

Bautyp	Beschreibung	
Rampe		<p>Eine Rampe stellt ein massives Bauwerk über die gesamte Gewässerbreite dar. Fischpassierbare Rampen werden in der Regel aus Flussbausteinen gefertigt. Sie haben eine hohe Rauigkeit und sind bei fast allen Abflussverhältnissen zumindest in Teilbereichen für Fische passierbar. Das Gefälle wird über eine Vielzahl von kleinen Stufen abgebaut. Das Gefälle beträgt je nach Bauweise und Fischregion 2-5%.</p>
Raugerinne, Teilrampe		<p>Teilrampen bzw. Raugerinne decken nur einen Teil des Gewässerquerschnittes ab und werden bei höheren Abflüssen nur mit einem Teil des Abflusses beaufschlagt.</p>
Naturnahes Umgehungsgerinne		<p>Ein naturnahes Umgehungsgerinne wird um das Wehr geführt und imitiert einen natürlichen Bach. Habitatausstattung, Gefälle, Substrat und Abfluss ähnelt einem Zubringer des jeweiligen Gewässertyps. Naturnahe Umgehungsgerinne werden meist ganzjährig von Fischen besiedelt. Ein Umgehungsgerinne in Beckenform wird als Beckenpass bezeichnet.</p>
Schlitzpass		<p>Ein Schlitzpass stellt einen technischen Fischpass in Beckenform dar, in dessen Querelemente Schlitze eingefügt sind, die bis zur Sohle reichen. Die Schlitze ermöglichen sowohl in der Wassersäule als auch entlang der Sohle wandernden Fischen einen Aufstieg.</p>
Naturnahes Umgehungs-system		<p>Ein naturnahes Umgehungs-system wird parallel zum Stauraum als Seitenarm angelegt und fungiert als Wanderkorridor und als Ersatzlebensraum für die verloren gegangene Fließgewässerstrecke</p>
Sonderlösungen		<p>Falls aufgrund der limitierten Platzverhältnisse oder großen Wehrhöhen kein konventioneller Fischpass implementiert werden kann, bieten sich Sonderlösungen wie Schnecken, Fischlifte und Fischschleusen an.</p>

4.1. Rampe

Aufgelöste Rampen sind Bauwerke, die sich über die gesamte Flussbreite erstrecken und den gesamten oder einen Großteil des Abflusses abführen. Voraussetzung für den Bau von Rampen ist meist das Fehlen einer energiewirtschaftlichen Nutzung. In diesem Fall stellt dieser Bautyp vor allem im Epi- und Metarhithral eine optimale Lösung dar, da diese Bauwerke mit dem grobblockigen Substrat auch meist dem natürlichen Gewässertyp entsprechen. Folgende Bauformen können eingesetzt werden, die sich hinsichtlich der Art der Energiedissipation bei normalen Abflussverhältnissen wie folgt unterscheiden (DWA 2014):

Flächige Rauheit, deren Rauheitselemente im Wesentlichen gleichmäßig über die Sohle verteilt sind. Der Abfluss erfolgt flächig über die raue Sohle.

Raugerinne mit Störsteinen, bei denen die Fließtiefe in der Größenordnung der Höhe dieser solitären Rauheitselemente liegt. Der Abfluss erfolgt im Wesentlichen zwischen den Störsteinen.

Beckenstrukturen, deren Fließtiefe durch den Aufstau an Querriegeln bedingt ist. Der Abfluss erfolgt durch Öffnungen in den Riegeln. Die Riegel können auch überströmt werden.

Die Rampe sollte ein der Fischregion entsprechendes Gefälle aufweisen und möglichst rau ausgebildet sein bzw. durchgehende Wanderrouen für Fische mit entsprechenden Bedingungen bezüglich der Fließgeschwindigkeit aufweisen. Weiters sollte je nach Ortsgegebenheiten (Untergrundverhältnisse, Bodenart, Textur) Dichtmaterial eingesetzt werden, um bei niedrigem Sommerabfluss Versickerung zu vermeiden. Zusätzlich muss die FAH auf Hochwasser-Situationen ausgelegt werden bzw. müssen die Steine ausreichend fixiert werden, um bei erhöhter Wasserführung nicht in Bewegung zu geraten. Detaillierte Beschreibungen zum Bau von Rampen finden sich in Gebler (1991) und DWA (2014).

Im Potamal ist dieser Bautyp untypisch, d.h. entspricht nicht dem Gewässertyp, und sollte daher nur dann zur Anwendung gebracht werden, wenn zwar fast der gesamte Abfluss zur Verfügung steht, jedoch limitierte Platzbedingungen vorliegen und standortgemäßere Typen (Umgehungsarm) nicht zur Anwendung kommen können. Die quantitative Durchgängigkeit von Rampen ist sowohl für das Rhithral (Petz-Glechner et al., 2006) als auch das Potamal (Zitek et al. 2004; Zitek et al., 2007) für viele Fischarten nachgewiesen. Vorteile von Rampen sind vor allem die nahezu vollständige Wiederherstellung der Durchgängigkeit in Richtung flussauf und flussab. Durch die hohen Anforderungen an die Standfestigkeit bei hydraulischen Höchstbelastungen und die gleichzeitige Forderung nach optimaler Durchgängigkeit auch für schwimmschwache Fische kann der Bauaufwand jedoch beträchtlich sein.

Raugerinne bzw. Teilrampen sind rampenähnliche Bauwerke, die direkt in den Wehrkörper integriert oder aber auch seitlich gebaut werden und sich nicht über die gesamte Gewässerbreite erstrecken. Diese werden häufig dort eingesetzt, wo eher mehr Abfluss bzw. weniger Platzangebot zur Verfügung steht. Raugerinne sollten als Rampenkörper mit beckenartiger Struktur und fixierter rauer Sohle ausgeführt sein bzw. durchgehende Wanderrouen für Fische mit entsprechenden Fließgeschwindigkeits- und Turbulenzbedingungen aufweisen. Für das Potamal wird ein Gefälle von maximal 3% vorgeschlagen, für das Rhithral maximal 5%. Da eine

Integration in den Wehrkörper notwendig ist, ergibt sich in den meisten Fällen ein mittlerer bis hoher Bauaufwand.



Abbildung 3: Beispiel einer Kontinuumssanierung bei einer Wehranlage mittels rauer Sohlrampe in Beckenform: Fausermillenan der Syre, Luxemburg (Länge der Rampe: 56 m, Höhe des Wehrs: 2,69 m, XY Koordinaten: 100.882 85.924); Bild oben: vor Sanierung; Bild unten: nach Sanierung (Foto: AGE).



Abbildung 4: Beispiel einer Kontinuumssanierung bei einer Wehranlage mittels rauer Sohlrampe: Schankemillen an der Mamer, Luxemburg (Länge 20m, XY Koordinaten: 72.363 79.868); Bild oben: vor Sanierung; Bild unten: nach Sanierung (Foto: AGE).

4.2. Naturnahes Umgehungsgerinne

Das Konzept von naturnahen Umgehungsgerinnen entstammt der Idee, einen natürlichen Seitenarm oder Zubringer imitieren zu wollen, der aufgrund seiner Natürlichkeit viele Funktionen eines Fließgewässers bieten kann (Parasiewicz et al. 1998). Der Vorteil des Natürlichkeitsansatzes ist, dass, wenn auch nicht alle Ansprüche der vorkommenden Fischarten bekannt sind, von einer

hohen Funktionalität der Anlage ausgegangen werden kann. Es bedarf jedoch auch alternativer Ansätze in der Planung, da nicht, wie bei technischen Anlagen, die hydraulischen Bedingungen bis ins kleinste Detail berechnet werden können (Parasiewicz et al. 1998). Heutzutage gibt es jedoch so umfangreiche Erfahrungen, dass die Planung und der Bau dieser Anlagen problemlos von statten gehen (BMLFUW 2012, DWA 2014).

Neben der Durchgängigkeit liefern Umgehungsgerinne auch zusätzlichen Lebensraum für aquatische Organismen mit unterschiedlichsten Ansprüchen. Ein naturnahes Umgehungsgerinne stellt vor allem dort eine optimale Lösung dar, wo relativ viel Platz zur Überwindung des Höhenunterschiedes zur Verfügung steht. Generell sollte der Umgebungsbach als naturnahes Gerinne ausgestaltet und das Gefälle dem Gewässertyp angepasst sein (auf jeden Fall $< 2\%$). Ist aufgrund von Platzmangel ein höheres Gefälle anzustreben, stehen andere Bautypen zur Verfügung. Art und Ausformung von Umgehungsgerinnen orientieren sich immer an Typ und Größe der Gewässer. Die Dotation ist daher insbesondere von der jeweils größten aufstiegswilligen Fischart, dem Bedarf an Lockströmung und dem natürlichen Abfluss des Gewässers abhängig. Zu geringe Dotationen verhindern möglicherweise das erfolgreiche Durchwandern von naturnahen Umgehungsgerinnen (Aarestrup et al., 2003).

Sehr große Umgehungsgerinne werden oft auch als naturnaher **Umgehungsarm** bezeichnet (Zitek et al. 2007). Dieser entspricht in seiner Ausformung weitgehend einem natürlichen Fluss, der in einem neuen Bett das Querbauwerk mit nahezu vollständiger natürlicher Wasserführung umfließt. Bei stark erhöhter Wasserführung wird ein Teil des Wassers zumeist über das noch bestehende Wehr zur Hochwasserentlastung abgeführt. Ein großer Umgehungsarm lässt sich daher wohl nur bei einem Querbauwerk ohne Wasserkraftnutzung errichten, stellt jedoch sowohl Flussauf- als auch Flussabwärtswanderung in optimaler Weise sicher und erfordert vergleichsweise geringen Bauaufwand.

Ein wesentlicher Vorteil von Umgehungsgerinnen ist bei adäquater Ausführung die Schaffung von Zusatzlebensraum. Umgehungsgerinne werden nicht nur von Wanderfischen sondern auch von Jungfischen und Laichfischen genutzt. Ein weiterer Vorteil ist der relativ geringe Bauaufwand und die Möglichkeit der morphologischen Feinjustierung nach Fertigstellung.

Aufgrund des Natürlichkeitsanspruches wird bei Umgehungsgerinnen versucht, möglichst gewässer- bzw. standorttypisches Baumaterial zu verwenden. Dadurch wirken Umgehungsgerinne ästhetisch ansprechender als technische FAHs und lassen sich besser ins Landschaftsbild integrieren.

Umgehungsgerinne sind zudem meist eine der kostengünstigsten Varianten. Die Kosten werden v.a. durch die Grundstückspreise bestimmt. Erhaltungsmaßnahmen bei Umgehungsgerinne werden in einer vergleichenden Analyse von Nieminen et al. (2017) als geringer im Vergleich zu anderen Bautypen eingeschätzt. Insbesondere die Verklauungsgefahr ist geringer als beim Schlitzpass.

Gute Funktionalität ist bei entsprechender Bauausführung für diesen Typ von Fischaufstiegshilfen für unterschiedliche Gewässertypen belegt (Eberstaller et al. 1998, Eberstaller et al. 2001, Mader et al. 1998, Zitek et al. 2007, Santos et al. 2005, Calles & Greenberg 2007). Naturnahe

Umgehungsgerinne werden v.a. bei geringer Fallhöhe eingesetzt. Eine Analyse von 175 Fischpässen in Kanada zeigt, dass naturnahe Fischpässe v.a. bis zu einer Fallhöhe von 3 m eingesetzt werden, es gibt aber auch Beispiele mit bis zu 10 m Fallhöhe (Hatry et al. 2013). Die Beispiele an der Donau zeigen zudem, dass naturnahe Umgehungsgerinne ohne weiteres auch bei 10 m Fallhöhe und darüber hinaus funktionieren (Frangez et al. 2009). Noonan et al. (2012) belegen höhere Durchwanderbarkeit für natürliche Umgehungsgerinne als für andere Fischpässe, was auf deren geringeres Gefälle und der Möglichkeit des Aufsteigens für Arten mit geringen Schwimmleistungen zurückgeführt wird.



Abbildung 5: Beispiel eines Umgehungsgerinnes mit Wurzelstöcken (BMLFUW 2012)

4.3. Naturnaher Beckenpass

Kann aus Platzgründen weder ein Umgehungsgerinne, noch eine Rampe oder ein Raugerinne angelegt werden, ist die Anlage eines naturnahen Beckenpasses (Tümpelpass) zu überlegen. Für die Anlage eines naturnahen Beckenpass muss jedoch zumindest mittleres Platzangebot vorhanden sein. Wie bei der aufgelösten Rampe setzen sich auch naturnahe Beckenpässe aus mehreren Einzelschwellen mit dazwischen liegenden Kolken zusammen, so dass sich im Längenschnitt eine beckenartige Struktur ergibt. Wesentliche Bedeutung kommt der rauen, asymmetrischen Ausformung der Beckenübergänge mit rauem Sohlanschluss zu, um die Passierbarkeit bei allen Abflusssituationen sicherzustellen. Glatte bzw. scharfkantige Beckenabstürze sowie kleine V-förmige Zwickel ohne Sohlanschluss sind auch bei diesem Bautyp aufgrund ihrer schlechten Passierbarkeit für Fische zu vermeiden. Die Sohle wird im Bereich der Beckenübergänge unterwasserseitig angehoben, um den Sohlanschluss der Beckenübergänge und damit die Passierbarkeit für bodenwandernde Fischarten sicherzustellen. Wird auf eine Sohlhebung bei den Beckenübergängen verzichtet, geht der Beckenpass in den „naturnahen Schlitzpass“ über (BMLFUW 2012).

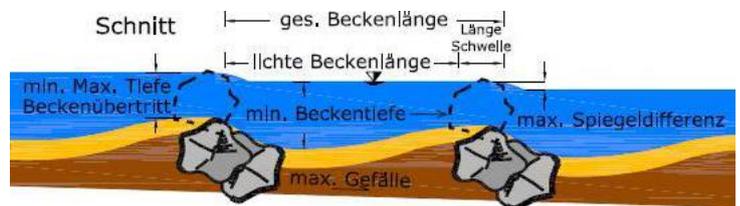


Abbildung 6: Beispiel eines Beckenpasses mit unterwasserseitig angehobenem Sohlanschluss, optimiert für bodenwandernde Organismen; links: Detailansicht von Beckenübergängen, rechts: Längsprofil (BMLFUW 2012).

Die Vorteile dieses Bauwerkstyps liegen darin, dass damit in naturnaher Ausprägung unter Einhaltung der oben genannten Faktoren eine gute Durchgängigkeit zu erreichen ist und gegebenenfalls auch Lebensraum geschaffen werden kann. Als Nachteil ist zu nennen, dass die Schwellen aufwändig zu bauen sind, jede Schwelle bei nicht optimaler Bauweise eine Barriere bilden kann und die Anlage regelmäßig gewartet werden muss (Zitek et al. 2007).

4.4. Schlitzpass

Der Schlitzpass ist eine Weiterentwicklung des technischen Beckenpasses und diesem vorzuziehen. Dieser Fischaufstiegshilfentyp wird zumeist bei geringem Platzangebot eingesetzt. Kennzeichnend sind die ein oder zwei senkrechten schlitzförmigen Öffnungen pro Becken, welche über die gesamte Höhe der Beckenwände reichen. Der große Vorteil gegenüber anderen Bauweisen besteht darin, dass dieser Bautyp an fast jede Gelegenheit anzupassen ist; selbst dann, wenn mit anderen Bauwerken (aufgrund von Platzmangel) keine optimale Lage des Einstiegsbereiches erreicht werden kann (Zitek et al. 2007).

Bei Einhaltung entsprechender geringerer Turbulenz, Fließgeschwindigkeit, Schlitzweite und Beckengröße kann von einer guten Funktionalität dieses Bautyps für alle Groß- und Kleinfischarten und deren unterschiedlichen Altersstadien ausgegangen werden. Wichtig ist jedenfalls eine teilweise Fixierung der eingebrachten Schottersohle, um Geschiebeverlagerungen vor allem im Schlitzbereich zu verhindern.

Zauner et al. (2005) beschreiben die technische Möglichkeit einer flexiblen Dotationsstaffelung durch eine Reihe von Zusatzbecken im Einlaufbereich des Schlitzpasses, ohne dass dies zu einer Verschlechterung der hydraulischen Bedingungen innerhalb der FAH führt. Aufgrund der guten hydraulischen Bedingungen sind Schlitzpässe, wenn sie den Richtlinien entsprechend

ausgeführt werden, für alle Fischarten geeignet (Thiem et al. 2013). Nieminen et al. (2017) weisen neben den naturnahen Umgehungsgerinnen nur den Schlitzpass als geeignet für Situationen mit vielen Fischarten aus. Schlitzpässe werden jedoch nur sehr eingeschränkt als Lebensraum angenommen.



Abbildung 7: Beispiel eines Schlitzpasses bei Greinsfurth an der Ybbs, Österreich (Wehrhöhe 8 m, Schlitzbreite 40 cm, 58 Becken à 2,2 m × 3 m, Durchfluss 290 und 500 l/s).

4.5. Umgehungssystem

Umgehungssysteme sind im Vergleich zu Umgehungsgerinne wesentlich größere Anlagen und gehen somit über das Konzept der konventioneller FAHs hinaus, da sie neben der Wandermöglichkeit umfassenden Lebensraumsatz bieten. Angesichts der Tatsache, dass viele große Flüsse heutzutage in Stauketten umgewandelt wurden und der überwiegende Teil der Fließgewässer große hydromorphologische Defizite aufweist, stellt die Revitalisierung neben der Durchgängigkeit den zentralen Schwerpunkt in der Gewässersanierung dar. Umgehungssysteme bedienen beide Ansprüche und stellen somit ökologisch betrachtet Optimallösungen auch für sehr degradierte Flussabschnitte dar.

Umgehungssysteme sollten alle wesentlichen Elemente eines funktionierenden Flusses aufweisen. Neben der Durchgängigkeit ist eine hydrologische Dynamik vorzusehen, um eine ausreichende Morphodynamik zu gewährleisten. Dadurch bildet sich ein Mosaik aus vielfältigen Habitatstrukturen aus, die für Fische und andere aquatische Organismen genutzt werden. Je nach Gewässertyp sind auch Vernetzungen mit Augewässern zu berücksichtigen. Umgehungssysteme bieten Laichmöglichkeiten, Adult- und Jungfischhabitate sowie Wintereinstände und stellen somit

vollwertigen Lebensraumsatz dar. Während Umgehungsgerinne räumlich limitierte Hotspots darstellen, wird mit Umgehungssystemen Lebensraum in einem Ausmaß geschaffen, der auch quantitativ für den Erhalt von Fischpopulationen in längeren Flussabschnitten von Bedeutung ist.



Abbildung 8: Detailausschnitt aus dem Umgehungssystem beim Donau KW Ottensheim Willering (© ezb TB Zauner/Life-Netzwerk-Donau)

4.6. Sondertypen

Sonderlösungen sollten nur dann zu Anwendung kommen, wenn Standardtypen nicht möglich sind. Bei allen Sonderlösungen sollte verpflichtend ein fischökologisches Monitoring durchgeführt werden, um die Funktionalität zu überprüfen.

Fischaufstiegsschnecke

Fischaufstiegsschnecken (FAS) haben sich als attraktive Alternative zu anderen technischen Lösungen bei beengten Platzverhältnissen entwickelt. Grundsätzlich gibt es Aufstiegsschnecken in einfacher oder doppelter Rohrausführung. Die Tatsache, dass bei FAS Windungen und Mantel fest verbunden sind, es sich folglich um spaltfreie Anlagen handelt, und geringe Umdrehungsgeschwindigkeiten auftreten, dürfte hauptverantwortlich sein, dass es hier im Gegensatz zu den klassischen Archimedesschnecken mit Spalt zu keinen Verletzungen der Fische kommt.

Aufstiegsschnecken sind reine Fischaufstiegsanlagen und dienen nicht der Energieproduktion, im Gegenteil, sie bedürfen externer Energie, um Wasser (und Fische) ins Oberwasser zu fördern.

Neben der Gewährleistung des Fischaufstieges wird bei der Doppeldrehrohrschnecke (www.hydroconnect.com) auch der Fischabstieg ermöglicht, und zwar verletzungsfrei, da auch dieser Typ keinen Spalt aufweist. Zudem wird dabei auch noch Energie produziert. Aufgrund der im Innenrohr integrierten, gegenläufigen Schnecke unterscheidet sich dieser Turbinentyp von herkömmlichen Wasserkraftschnecken wesentlich, da ein Teil des über die Wasserkraftschnecke abgearbeiteten Triebwassers als Dotierwasser für die Aufstiegshilfe im Innenrohr genutzt und ins

Oberwasser (OW) gehoben wird. Dabei können aufstiegswillige Organismen in das Innenrohr einschwimmen und quasi ohne Energieaufwendung aufsteigen (Zeiringer et al. 2017).

Durch die feste Verbindung der Wasserkraftschnecke mit der Aufstiegshilfe im Inneren liegt ein in sich geschlossenes, durch Wasser angetriebenes Rohrsystem vor. Dadurch sind einerseits keine weiteren Antriebssysteme notwendig, andererseits besteht durch die spaltfreie Ausführung kein Verletzungsrisiko für aquatische Organismen. Dies gilt sowohl für eine flussaufwärtsgerichtete Wanderung im Innenrohr als auch für eine Wanderung flussab im Außenrohr. Die Aufstiegsschnecke ist unterwasserseitig mit einem zweiten Gewindegang (Doppelflügel) ausgeführt, so dass insgesamt mehr Wasser in das Innere gefördert wird als die Schnecke folgend aufnehmen kann. Dadurch fließt ein Teil des Wassers aus dem Zentrum der Schneckenkonstruktion zurück ins Unterwasser (UW) und erzeugt eine flussabgerichtete Strömung. Ferner sind die Schneckenflügel nach außen hin verlaufend und abgerundet ausgeformt. Die vom UW ins OW gehobenen Organismen gelangen nach dem Ausstieg direkt in den OW-Kanal. Der Abstieg wird wiederum über die Wasserkraftschnecke ermöglicht (Zeiringer et al. 2017). Bei der Doppelrohrschnecke ist die auf- und abstiegsrelevante Komponente untrennbar miteinander verbunden. Dadurch wird die Auffindbarkeit sowohl des Aufstiegs- als auch des Abstiegsweges verbessert (Ratschan et al. 2017).

Untersuchungen von Zeiringer et al. (2017) in einem Epithithralgewässer zeigen (Jesnitz, Niederösterreich, Österreich), dass die Doppeldrehrohrschnecke für Bachforelle, Regenbogenforelle, Aitel und Koppe für alle Altersklasse in beiden Richtungen voll funktionsfähig ist. Ratschan et al. (2017) geben jedoch zu bedenken, dass FAHs hinsichtlich quantitativer Fischpassierbarkeit bei Schwarmfischen (z.B. Nase, Barbe) sowie Großfischen (Huchen, Wels) limitiert sein könnten. Führer et al. (2017) zeigen jedoch bei Untersuchungen in einem großen Epipotamalgewässer (Sulm/Mur, Steiermark, Österreich) mittels Reusenfängen, dass die Doppeldrehrohrschnecke von einer großen Anzahl an Arten (32 Arten) und Individuen (2556 Ind.) angenommen wird. Es wird auch der erfolgreiche Aufstieg von vielen Jungfischen und 19 Individuen über 50 cm sowie eines Welses von 85 cm belegt, wodurch die FAS als funktionsfähig für diesen Standort eingestuft wird.



Abbildung 9: Fischeaufstiegsschnecke in einfacher Ausführung (www.hydroconnect.at)

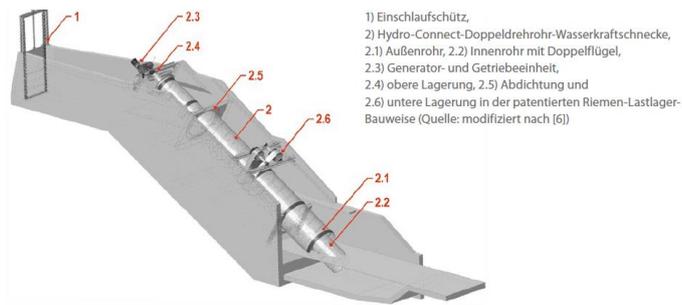


Abbildung 10: Schematische Darstellung der Funktionsweise einer Doppeldrehrohrschnecke (www.hydroconnect.at, Zeiringer et al. 2017)

Fischlift

Fischlifte werden bei sehr hohen Fallhöhen ($\gg 10$ m) eingesetzt. Das Prinzip entspricht dem eines Liftes, nämlich dass die Fische in einem Korb mittels Seilzug aus dem Unterwasser auf das Niveau des Oberwassers gehoben werden. Wie bei anderen Bautypen ist für erfolgreiches Auffinden des Einstieges ein entsprechender Lockstrom Voraussetzung. Auch für den Ausstieg ist ein Lockstrom notwendig. Fallweise wird ein verschiebbares Verdichtungsgitter zum Scheuchen der Fische in den Liftkorb verwendet.

Der Fischaufstieg erfolgt in Zyklen und ist daher diskontinuierlich. Die Zyklen können auf die Anzahl der wandernden Fische angepasst werden. Bei sehr hohen Fischzahlen können diese Anlagen aber bei zu geringer Dimensionierung überfordert sein. Beispiele aus Russland zeigen jedenfalls, dass Fischaufzüge bei Kochetovsk am Don und bei Saratovsk am Kuban jährlich von ca. 1.000.000 Fischen angenommen werden (Pavlov 1989). Je nach Maschenweite des Fangkorbes können Kleinfischarten stark unterrepräsentiert sein. Vorteil von Fischliften ist die gute Anpassungsmöglichkeit an stark schwankende Oberwasserstände. Aufgrund der Bauweise und vielen beweglichen Anlagenteile fallen deutlich höhere Wartungs- und Betriebskosten an (DWA 2014).

Fischschleuse

Fischschleusen funktionieren nach dem Prinzip einer Schiffsschleuse. Öffnungseinrichtungen (Schütze) am unteren und oberen Ende der Schleuse regeln das gezielte Auffüllen und Ablassen der Schleuse. Wie bei anderen FAHs sind ausreichender Lockstrom zum Auffinden und Verlassen der Anlage Voraussetzung. Für die meisten Arten sind Fischschleusen bei größerem Höhenunterschied nur dann nutzbar, wenn ihr Aufstieg mit Hilfe eines Bodengitters erzwungen wird. Während z.B. Borland-Schleusen in Schottland und Irland, wo solche Anlagen ausschließlich der Gewährleistung des Aufstiegs von Lachsen und Meerforellen eingesetzt werden, als bewährte Konstruktionen gelten, werden Anlagen am Oberrhein hingegen als ineffektiv bzw. unwirksam eingestuft. Aufgrund der geringen Erfahrungen mit diesen Anlagen in Europa sowie der Artenselektivität wird dieser Bautyp selten in Erwägung gezogen (DWA 2014). Schiffsschleusen sind ohne entsprechender Adaptierungen im Sinne von Fischschleusen weder als Fischaufstiegs- noch als Fischabstiegsanlage geeignet (Schmutz 2010).

Fischliftschleuse

Eine interessante Kombination von Fischlift und Schleuse stellt die von der Fa. Wasserwirt entwickelte Fischliftschleuse dar. Vorteil dieses Systems ist, dass der Transportbehälter nicht durch Seile, sondern durch den ansteigenden Wasserstand in einem Schacht gehoben wird. Das System wurde bislang erfolgreich an kleinen Gewässern erprobt (www.der-wasserwirt.at).



Abbildung 11: Links: Bei Standorten mit sehr beengten Platzverhältnissen sind Sonderlösungen wie Aufstiegschnecken, Fischschleusen oder Fischlifte die einzige Möglichkeit eines Fischaufstieges. Rechts: Schematische Darstellung des Funktionsprinzips einer Fischliftschleuse (www.der-wasserwirt.at)

4.7. Kosten

Grundsätzlich ist es sehr schwierig, genaue Kostenangaben für die Planung und Errichtung von FAHs anzugeben, da die Kosten sehr stark von den lokalen Gegebenheiten abhängen. Generell lassen sich die Kosten aus Betriebsdurchfluss der Fischaufstiegsanlage (inkl. Leitströmung) x Fallhöhe x standortspezifische Kosten ermitteln (DWA 2014).

Da es sich bei den meisten FAHs um nachträgliche Einbauten handelt, hängen die Kosten neben der zu überwindenden Fallhöhe und Abflussdimensionierung der Anlage von den standortspezifischen Kosten wie lokalen Platzverhältnissen, Lage von Wehr und Krafthaus, möglichen FAH Standorten, verfügbarer Grund, Untergrundverhältnisse und bestehende Infrastruktureinrichtungen (z.B. Leitungen, Straßen), ab. Daher können für eine generelle Einschätzung der Kosten nur Bandbreiten angegeben werden.

Wie Erfahrungen aus Österreich zeigen, sind die Bandbreiten unterschiedlicher FAH-Typen stark überlappend, d.h. der Typ ist weniger entscheidend als die lokalen Gegebenheiten (Tabelle 2). Auch deutsche Leitfaden für Fischaufstiegshilfen geben keine bautypenspezifischen Kosten, sondern nur generelle Bandbreiten an (DWA 2014). Laut Tabelle 9-3 des 2. Bewirtschaftungsplans betragen die Kosten für FAHs (Maßnahmenart HY I.2) in Luxemburg pro Anlage für Bäche € 70.000,- für Flüsse € 160.000,- und für große Flüsse € 200.000,-. Auch hier wird nicht zwischen Bautypen unterschieden. Bei einer Kostenschätzung für FAHs in Thüringen werden Schlitzpässe als ca. 1½ bis 3 mal so teuer wie Raugerinne und Umgehungsgerinne eingeschätzt (Bauerfeind et al. 2011).

Neben den Errichtungskosten sind auch die Erhaltungskosten von Bedeutung. Während konventionelle Fischpässe jährliche Erhaltungskosten von 1-2% der Errichtungskosten mit sich bringen, sind für Fischschleusen und Fischlifte 5% zu veranschlagen (Noonan et al. 2012).

Tabelle 2: Geschätzte Kosten pro zu überwindenden Höhenmeter (hm) von Kontinuumssanierungen in Österreich (BMLFUW 2014).

	Mittelwert	Bandbreite
Entfernen des Querbauwerks	24.000 / hm	2.000 - 109.000 / hm
Umbau zu aufgelöster Rampe	88.000 / hm	2.000 - 241.000 / hm
Umgehungsarm	90.000 / hm	15.000 - 219.000 / hm
Umgehungsgerinne abh. von Dotation+Lage Einstieg	70.000 / hm	5.000 - 271.000 / hm
Naturnaher Beckenpass abh. von Dotation+Lage Einstieg	39.000 / hm	2.000 - 129.000 / hm
Raugerinne	59.000 / hm	14.000 - 131.000 / hm
techn. FWH abh. von Dotation+Lage Einstieg	74.000 / hm	6.000 - 398.000 / hm
Wiederherstellung naturnaher Mündungsbereiche bei aufgrund Eintiefung abgetrennten Zuflüssen	139.000 (Gesamt)	5.000 - 1.273.000 (Ges)

4.8. Nicht zu empfehlende Bautypen

Denilpass

Diese Bauform wird aufgrund bestehender Erfahrungen nicht empfohlen. Der Vorteil, dass dieser FAH- Typ mit großem Gefälle angelegt werden kann, bringt aber zugleich viele Nachteile mit sich: hohe Strömungsgeschwindigkeiten im Pass (nur für schwimmtüchtige Salmoniden geeignet), hohe Turbulenzen, kein Sohlmaterialeinbau möglich, kein Aufstieg für benthische Invertebraten (Zitek et al. 2007). Untersuchungen zeigen, dass Nicht-Salmoniden diesen Typ nur unzureichend bewältigen können (Slatick & Basham 1968) und Aufstiegsraten unter jenen anderer Bautypen liegen (Noonan et al. 2012).

Technischer Beckenpass

Dieser klassische Bautyp ist zwar einer der in der Vergangenheit gebräuchlichsten Fischpässe, da er für Lachse und andere Salmoniden meist sehr gut funktioniert. Aufgrund der häufig auftretenden Probleme bei vor allem glatten Beckenübertritten ist jedoch, wenn technische Lösungen gesucht werden, ein Schlitzpass vorzuziehen. Insbesondere schwimmschwache benthische Fischarten wie die Koppe (*Cottus gobio*), die jedoch sowohl im Sinne der WRRL als auch FFH Richtlinie relevant sind, können diese technischen Beckenpässe nicht überwinden (Knaepkens et al. 2006). Die Durchwanderbarkeit ist im Vergleich zu Schlitzpässen und naturnahen FAHs deutlich geringer (Bunt et al. 2016). Daher wird bei unseren Gewässern nicht nur in den Unterläufen, sondern auch in den Oberläufen von diesem Typ abgeraten.

Aalleitern

Obwohl für Aale oft sehr effizient ist dieser Typ für andere Fischarten ungeeignet und wird daher als alleinige Lösung für die Sanierung des Kontinuums nicht empfohlen.

Trap & Transport

Das Fangen und Transportieren von Fischen anstelle der Implementierung eines Fischpasses kann nicht als nachhaltige Lösung betrachtet werden (Nieminen et al. 2017) und dienen maximal der kurzfristigen Überbrückung bis alternative Sanierungen entwickelt und implementiert sind.

5. VERGLEICHENDE BEURTEILUNG VON FISCHPASSTYPEN

Grundsätzlich betrachtet gibt es nicht *den* „geeignetsten“ Fischpasstyp, da viele Typen in ihrer Funktion und Effektivität vergleichbar bzw. austauschbar sind. Genauso entscheidend wie der Fischpasstyp, ist die tatsächliche bauliche Ausführung des jeweiligen Typs und die dadurch bedingten hydraulischen Verhältnisse. Ein geeigneter Typ kann bei falscher baulicher Ausführung genauso unbrauchbar sein wie der falsche Typ für eine spezifische Anforderung. So wird ein Fischpasstyp, der auf eine bestimmte Fischart oder Artengruppe ausgelegt ist, wenig effizient bei anderen Arten oder Artengruppen sein (Beispiel „Aalleiter“). Umgekehrt können verschiedene Fischpasstypen zu sehr ähnlichen Resultaten hinsichtlich Effizienz führen.

Wie Analysen bestehender Fischpässe zeigen, sind oft die grundlegenden hydraulischen Bedingungen, wie Beckenübergänge oder Gefälle, entscheidender als der Fischpasstyp (Zitek et al. 2007, Noonan et al. 2012). Weiters zeigen vergleichende Analysen, dass oft die Effizienzunterschiede innerhalb eines Bautyps größer sind als zwischen den Bautypen (Noonan et al. 2012, Bunt et al. 2016). Bestehende Fischpässe sind für eine vergleichende Analyse jedoch nur eingeschränkt tauglich, da sie oft den heutigen Anforderungen nicht gerecht werden. Noonan et al. (2012) zeigen z.B. in einer vergleichenden Analyse von 61 Fischpässen, dass die durchschnittliche Effizienz lediglich bei 42 % und damit weit unter der angestrebten Effizienz von > 90% liegt.

Lockstrom, Einstiegslage, hydraulischer Grenzwerte, etc. sind generell wichtiger als der Typ selbst. Dennoch haben die unterschiedlichen Typen spezifische Vor- und Nachteile, die je nach Anspruch und Zielsetzung für die Effizienz der Fischpassage von entscheidender Bedeutung sein können (Zitek et al. 2007).

Bei der Beurteilung der Effizienz von Fischpässen sind mehrere Faktoren zu berücksichtigen. Fischpässe sind sowohl hinsichtlich der Durchwanderbarkeit als auch Auffindbarkeit zu beurteilen (Bunt et al. 2012). Zudem ist zu unterscheiden, ob Fischpässe alleinig die Fischwanderung ermöglichen oder auch Ersatzlebensräume darstellen sollen. Der Fokus der vorliegenden Arbeit liegt auf dem Fischaufstieg, jedoch wird auch betrachtet, inwiefern Fischaufstiegsanlagen für den Abstieg tauglich sind.

Grundsätzlich sollten Fischpassanlagen so ausgestaltet sein, dass sie hinsichtlich Kontinuum für die betroffene Gewässerstrecke bzw. Flusssystem im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie den guten ökologischen Zustand bzw. das gute (fisch-)ökologische Potenzial ermöglichen. Das heißt, die Fischlebensgemeinschaften sollten hinsichtlich Fischwanderung nicht limitiert sein bzw. die Fischwanderung sollte nicht oder nur so gering beeinträchtigt sein, dass der Entwicklung eines guten ökologischen Zustands bzw. Potenzial nichts im Wege steht.

5.1. Entfernung des Wanderhindernisses

Bevor eine Sanierung einer Kontinuumsunterbrechung umgesetzt wird, sollte hinterfragt werden, ob das Hindernis nicht gänzlich entfernt werden kann. Dies kann z.B. der Fall sein, wenn keine Nutzung mehr vorliegt, die Nutzung unrentabel ist oder dem ökologischen oder

naturschutzrelevanten Interesse mehr Gewicht als der ursprünglichen Nutzung beigemessen wird. Zwar ist die Umsetzung an kleinen Wasserkraftanlagen aufgrund der geringeren Anlagendimensionen leichter realisierbar als an Großkraftwerken, grundsätzlich sollten solche Überlegungen bei allen Standorten angestellt werden. Gesetzlich geforderte Investitionen zur Verbesserung des ökologischen Zustands (FAH, Restwasser, Geschiebemanagement, etc.) in Koppelung mit ggf. einhergehenden Leistungseinbußen (z. B. durch die Dotation einer Fischabstiegsanlage oder Restwasserabgabe) können den Betrieb unwirtschaftlich machen, so dass eine Entfernung des Wanderhindernisses die einzige Option ist.

Der Landesfischereiverband Bayern e. V. und der Fischereiverband Niederbayern haben an der Mitternacher Ohe (Bezirk Niederbayern) in einem Pilotprojekt Anlagen rückgebaut. Nach dem Rückbau der Wasserkraftanlagen erfolgte eine Zunahme der Artenvielfalt, Zunahme der Biomasse, Ausbreitung von Arten, Umwandlung von Staubereich in Fließgewässerhabitat und Verminderung der turbinenbedingten Fischschäden (Hanfland et al. 2006). Wie die Praxis zeigt, werden nicht nur Kleinwasserkraftwerke, sondern auch größere Talsperren rückgebaut (Beispiel Talsperre Krebsbach, Mehlhorn et al. 2005).

Die Entfernung einer Wehranlage ist ähnlich wie auch der Bau mit einer Reihe von Konsequenzen verbunden, die es zu beachten gilt. Wesentliches Problemfeld stellen oft die über lange Zeiträume abgelagerten Sedimente im Stauroaum dar, die gezielt betrachtet werden müssen. Es muss geprüft werden, ob diese Sedimente noch während des Betriebes der Anlage gespült oder gebaggert, oder ob sie im Zuge der Entfernung der Anlage entsorgt werden können. Auch die Frage der möglichen Kontamination mit Schadstoffen und entsprechendem Entsorgungsbedarf ist zu klären. Weitere Problembereiche stellen mit dem Stau verbundene wasserwirtschaftliche Rahmenbedingungen wie Grundwasserverhältnisse, Hochwasserschutz und Infrastruktureinrichtungen dar. Letztendlich ist auch die Verantwortlichkeit der weiterführenden Instandhaltung der Gewässerstrecke abzuklären. Aus ökologischer Sicht ist jedoch der Entfernung des Querbauwerkes der Vorzug zu geben, da damit eine vollständige Wiederherstellung des Kontinuums gewährleistet wird, während bei FAHs meist nur eine Teilkompensation möglich ist. Jedoch ist auch die Entfernung des Wanderhindernisses mit Kosten verbunden, die in den Bereich der Errichtung von FAHs zu liegen kommen kann.

Die einzelnen Kriterien zur Auswahl des geeigneten FAH-Typs werden im Folgenden behandelt.

5.2. Auffindbarkeit

Bei der Auffindbarkeit wird zwischen der Effizienz Fische anzulocken (attraction efficiency) und in den Fischpass zu leiten (entrance efficiency) unterschieden (Noonan et al. 2012, Bunt et al. 2016). Bunt et al. (2016) zeigen, dass die Auffindbarkeit nicht vom FAH-Typ sondern von anderen Rahmenbedingungen wie Lage und Lockstrom abhängt. Bei Einhaltung heutiger Standards (BMFLUW 2012, DWA 2014) sind alle empfohlenen Bautypen hinsichtlich Auffindbarkeit ähnlich einzuschätzen.

5.3. Durchwanderbarkeit

Auch hinsichtlich Durchwanderbarkeit gilt, dass bei entsprechender Bauweise alle empfohlenen Bautypen effizient sind. Es gibt jedoch nur wenige vergleichende Analysen dazu (Zitek et al. 2004, Zitek et al. 2007, Noonan et al. 2012, Bunt et al. 2016). Zitek et al. (2007), belegen, dass mehr als die Hälfte der untersuchten FAHs unabhängig vom Bautyp aufgrund von Planungs-, Bau- und Betriebsmängeln nicht funktionsfähig sind. Bunt et al. (2016) zeigen anhand einer vergleichenden Analyse von 81 Fischpässen, dass naturnahe Fischpässe im Mittel deutlich höhere Passierraten aufweisen (73%) als Schlitzpässe (51%). Noonan et al. (2012) wiederum finden in einem Vergleich von 65 Studien keine Unterschiede zwischen naturnahen und technischen FAHs. Die Ergebnisse hängen offensichtlich sehr stark von den verwendeten Beispielen und fallspezifischen Gegebenheiten ab.

5.4. Lebensraum

Naturnahe Fischpässe als ganzjähriger Lebensraum

Viele Untersuchungen zeigen, dass naturnahe Umgehungsgerinne als Lebensraum für sehr viele Fischarten dienen können (Jungwirth et al. 1998, Kim et al. 2015). Insbesondere in stark regulierten Fließgewässern oder Stauketten stellen naturnahe Fischpässe wichtige Ersatzlebensräume dar (Pander et al. 2013). In Stauketten stellen diese oft die einzigen Fließwasserhabitats dar, wie das Beispiel Umgehungsgerinne Donau Ottensheim-Wilhering zeigt.

Die Bedeutung als Lebensraum belegen z.B. Santos et al. (2005) in einem portugiesischen Umgehungsgerinne, da alle Fischarten und Lebensstadien (11 Arten), die unter dem Wehr nachweisbar sind, nicht nur das Umgehungsgerinne erfolgreich passieren, sondern es auch als Lebensraum nutzen. 8 von 14 Fischarten, die die FAH flussauf oder flussab durchwandern, benutzen diese auch als Habitat zum Abwachsen oder fürs Überwintern.

Naturnahe Fischpässe als Laichgewässer

Auch andere FAH Typen werden von Fischen nicht nur als Wanderkorridore, sondern auch zumindest kurzfristig als Lebensraum benutzt. Dennoch sind weder die Artenzahl noch die Dichten mit jenen von naturnahen Gerinnen vergleichbar. Dies zeigt sich z.B. sehr deutlich, wenn Fischpässe sich aus unterschiedlichen Bautypen zusammensetzen. So ist beim Fischpass des Kraftwerks Freudenu der als Umgehungsgerinne ausgeführte untere Teil wesentlich großzügiger in Dimension und Habitat ausgestattet als der Tümpelpass im oberen Teil. Dies hat zur Folge, dass der Umgehungsgerinne durch mehr Arten und in höheren Dichten besiedelt wird. Zudem entsprechen nur die dominierenden Arten des Umgehungsgerinnes der Leitbildfischfauna der Donau und Laichen dieser Arten konnte nur im Umgehungsgerinne beobachtet werden. Im Umgehungsgerinne des Donaukraftwerks Freudenu ziehen jährlich tausende Fische, v.a. Nasen, Barben und Rußnasen, in den Fischpass, um dort zu laichen (Eberstaller et al. 2001, Tabelle 3).

Tabelle 3: Vergleich Umgehungsbach und Tümpelpass FAH Freudenau laut ganzjährigem Monitoring aus den Jahren 1999 und 2000 (Eberstaller et al. 2001)

	Tümpelpass	Umgehungsbach
Länge	420 m	1000 m
Breite	3-(16) m	4-15 m
Gefälle	0,48%	0,67%
Dotation	900 l/s	1500/1800/3600 l/s
Artenzahl gesamt	31	36
Artenzahl durchschnittlich	13	18
Dominierende Arten	Aitel, Dreist. Stichling	Nase, Barbe
Dichte	1000 Ind/ha	3000 Ind/ha
Beobachtetes Laichen	nein	ja

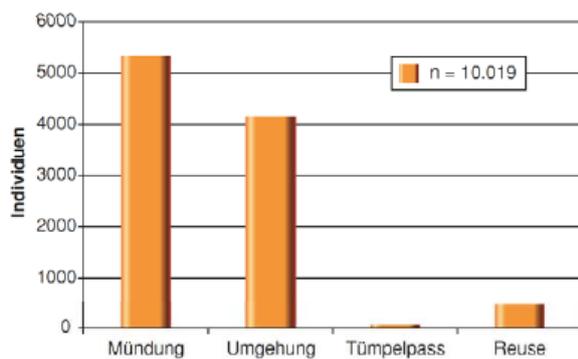


Abbildung 12: Anzahl der in unterschiedliche Abschnitte der FAH Freudenau eingewanderte Nasen (links) und laichende Nasen im Umgehungsgerinne (rechts) (Eberstaller et al. 2001)

Die Bedeutung eines naturnahen Fischpasses als Lebensraum hängt natürlich neben der Qualität des geschaffenen Lebensraums von der Ausdehnung der Anlage ab. Großzügige Anlagen, wie Umgehungssysteme, können sogar teilweise durch Aufstau verlorene gegangene Fließwasserhabitate ersetzen. Das längste derartige in Europa geschaffene System ist die Fischwanderhilfe Ottensheim-Wilhering an der Donau in Oberösterreich, das im Zuge eines LIFE-Projektes geschaffen wurde.



Abbildung 13: Im Zuge eines LIFE-Projektes geschaffene Umgehungssystem beim KW Ottensheim-Wilhering an der Donau in Oberösterreich (www.life-netzwerk-donau.at)

5.5. Resümee der Typenwahl

Fischaufstiegshilfen vermögen in den meisten Fällen lediglich einen Teil der ehemals ungehinderten Wanderungen zu kompensieren. Daher ist die beste Entscheidung hinsichtlich Kontinuumssanierung die **vollständige Entfernung des Wanderhindernisses**. Damit wird der gesamten Fischfauna über das gesamte Jahr ein Fischauf- und -abstieg ermöglicht. Zudem ist meist nur durch eine Entfernung des Hindernisses ein ungehinderter Geschiebetrieb möglich, der für die hydromorphologische Dynamik und davon abhängigen essentiellen Habitateigenschaften von großer Bedeutung ist.

Während eine Entfernung des Wanderhindernisses bei kleinen Abstürzen wasserwirtschaftlich problemlos verlaufen kann, treten bei größeren Bauwerken, insbesondere bei Wasserkraftwerken, signifikante Nutzungskonflikte auf. Hier gilt es, die Vor- und Nachteile sorgsam abzuwägen und in einer Gesamtbilanzierung über lange Zeiträume unter Einbeziehung aller gesellschaftspolitischen Gesichtspunkte zu beurteilen. Insbesondere bei neuralgischen Standorten, z.B. bei Abtrennung essentieller Laichhabitate, die für den Fortbestand ganzer Populationen entscheidend sind, sollte die überregionale Bedeutung dieser Standorte ausreichend Berücksichtigung finden. Dazu leisten die vielfach eingesetzten räumlich/zeitlichen Priorisierungswerkzeuge eine wichtige Entscheidungshilfe und sollten daher standardmäßig Verwendung finden.

Wenn eine Entfernung des Hindernisses nicht möglich ist, sollte naturnahen Fischaufstiegshilfen der Vorzug gegeben werden. Da sich naturnahe und technische FAHs, wenn sie dem Stand der Technik gebaut werden, hinsichtlich Wanderfunktionalität nicht unterscheiden, naturnahe Lösungen wie Umgehungsgerinne jedoch zusätzlichen Lebensraum bieten, sind aus ökologischer Sicht naturnahe FAHs als hochwertiger einzustufen. Dies gilt umso mehr als in den meisten Ländern Mitteleuropas der Lebensraum der Gewässer stark beeinträchtigt ist. So verfehlen z.B. in Österreich ca. 53% der untersuchten Wasserkörper den guten ökologischen Zustand aufgrund von **hydromorphologischen Belastungen** (BMLFUW 2017). In Deutschland sind mehr als 80% der Fließgewässer hinsichtlich der Strukturgüte deutlich oder stark verändert (Arle et al. 2017). In Luxemburg erreicht derzeit

kein einziger Wasserkörper die hydromorphologischen Vorgaben der WRRL (2. Bewirtschaftungsplan).

Naturnahe Lösungen wie Umgehungsgerinne und Umgehungssysteme sind insbesondere in Gewässerabschnitten, in welchen der Lebensraum fast durchgehend stark hydromorphologisch degradiert ist, von besonderer Bedeutung und bieten oft den einzigen attraktiven Lebensraum. Dies ist v.a. bei Stauketten der Fall, wo die einzigen Fließhabitats oft in Umgehungsgerinnen zu finden sind. Diese werden auch oft als Laichplätze von Kieslaichern angenommen, die sonst keine Laichmöglichkeiten mehr vorfinden. Das gezielte Anlegen von Laichkanälen (spawning channels), oft auch ohne Migrationsfunktion, ist für Lachse schon seit langem bekannt und könnte in Zukunft auch in Europa in Stauketten für Kieslaicher zum Einsatz kommen. Damit ließen sich Mindestpopulationen im Sinne eines guten ökologischen Potenzials auch in stark degradierten Gewässerabschnitten aufbauen und erhalten.



Abbildung 14: Beispiel eines entfernten Wanderungshindernisses (Grommeschmillen, Luxemburg, Foto: AGE)

Beispiele von Umgehungssystemen zeigen zudem, dass diese Anlagen im Stande sind, auch quantitativ einen Ersatz für verlorene Fließwasserhabitats in Stauketten zu schaffen. Entsprechender Platz und topographische Verhältnisse sind natürlich Voraussetzung dafür.

Im Epi- und Metarhithral können **Rampen und Raugerinne** die primäre Wahl sein, da diese Bautypen den Standortbedingungen dieser Fischregionen entsprechen. Meist sind diese Lösungen nur möglich, wenn keine Wasserkraftnutzung erfolgt, außer sie werden als Teilrampen ausgeführt. Vergleichsweise hohes Gefälle und grobes Substrat sind typisch für diese Regionen. Zudem spielt die Wanderung bei den in dieser Region vorkommenden Fischarten eine geringere Rolle (z.B. bei Bachforelle und Koppe) oder die vorkommenden Arten haben einen sehr stark ausgeprägten Wandertrieb und hohe Wander- und Schwimmleistungen (Atlantischer Lachs, Aal). Wesentlich vorsichtiger sollte der Einsatz dieser Bautypen im Hyporhithral und Potamal erfolgen, da hier sowohl die natürlichen Gefälle- als auch Substratverhältnisse anders sind.

Ein weiterer Grund für die Bevorzugung von naturnahen Lösungen ist, dass diese Bautypen sich wesentlich leichter ins Landschaftsbild integrieren lassen. Sie sind in ihrer Grundform und naturnahen Ausgestaltung ästhetisch ansprechender als z.B. betonierte Schlitzpässe. Aufgrund der

naturnahen Ausformung lassen sich auch naturnahe Übergänge zum Uferbewuchs herstellen. Der Uferbewuchs dient zudem der Beschattung, was die Lebensraumqualität steigert.

Neben den o.g. Gründen spricht auch für naturnahe Lösungen, dass diese, wie die Erfahrungen zeigen, kostenmäßig nicht teurer, sondern oft sogar auch günstiger als technische Bautypen sind.

Die Praxis zeigt, dass naturnahe Fischpässe einen sehr hohen Stellenwert besitzen. In Mecklenburg-Vorpommern wurden z.B. 80% der Fischpässe in naturnaher Bauweise ausgeführt, wobei die zu überwindenden Höhendifferenzen meist unter 2 m lagen (Schmidt & Bochert 2009).

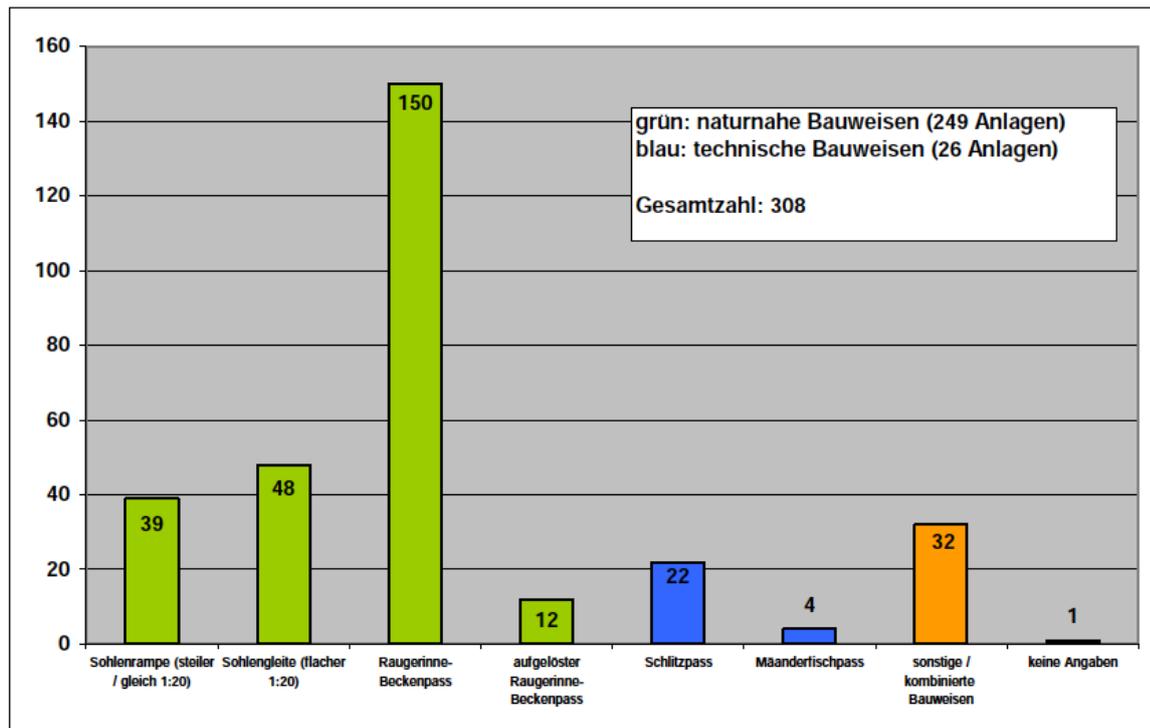


Abbildung 15: Naturnahe und technische Bauweisen von FAHs in Mecklenburg-Vorpommern (Schmidt & Bochert 2009).

Sind aufgrund der Rahmenbedingungen keine naturnahen Lösungen umsetzbar, bieten sich die sehr funktionalen **Schlitzpässe** als Lösung an. Vorteile von Schlitzpässen gegenüber anderen technischen Bautypen sind der vom Boden bis zur Wasseroberfläche offene Schlitz, der sowohl in der Wassersäule als auch am Gewässergrund wandernden Arten (bei entsprechender Substratschicht) einen Aufstieg ermöglicht sowie die insgesamt guten hydraulischen Bedingungen.

Sind die Platzverhältnisse so beengt, dass nicht einmal ein Schlitzpass möglich ist, sind **Sonderlösungen wie Fischaufstiegsschnecken, Fischlifte und Fischschleusen** mögliche Alternativen. Bei reinen Aufstiegsschnecken ist jedoch Vorsicht geboten, da sie keinen primären Lockstrom erzeugen und daher nur bei optimaler Lage des Einstiegs eine gute Funktionsfähigkeit garantieren. Der Vorteil der Doppeldrehrohrschnecke liegt darin, dass sie die Fischwanderung in beide Richtungen ermöglicht und aufgrund der kombinierten Bauweise an sich schon sehr gute Lockstrombedingungen erzeugt. Bei Fischliften und Schleusen ist zu berücksichtigen, dass die Quantität der Fischwanderung grundsätzlich durch die intermittierende Betriebsweise limitiert ist und daher bei hohen Wanderzahlen unzureichende Effizienz aufweisen können. Herkömmliche

Fischlifte und -schleusen sind oft arten- und gröbenselektiv (Nieminen et al. 2017) und daher wird ihnen eine geringere Effizienz hinsichtlich Passierbarkeit als anderen Fischpässe zugeschrieben (Noonan et al. 2012).



Abbildung 16: Schlitzpass: funktional, aber viel Beton und kein Lebensraum

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Entfernung des Hindernisses aus ökologischer Sicht zu bevorzugen ist. Falls dies nicht möglich ist, sollten naturnahe Lösungen wie Umgehungssysteme und Umgehungsgerinne umgesetzt werden, da sie neben dem Migrationskorridor auch Lebensraum bieten. Rampen entsprechen nur im Epi- und Metarhithral den gewässertypspezifischen Verhältnissen. Bei engen Platzverhältnissen sind Schlitzpässe zu empfehlen. Bei sehr engen Verhältnissen sind Sonderlösungen wie Aufstiegsschnecke, Fischschleuse oder Fischlift möglich (Abbildung 17). Da es sich bei den meisten Anlagen um nachträgliche Einbauten handelt, sind die FAHs an die vorgegebenen Rahmenbedingungen anzupassen und dementsprechend meist Kompromisse einzugehen, sodass nicht immer die ökologisch beste Variante umsetzbar ist.

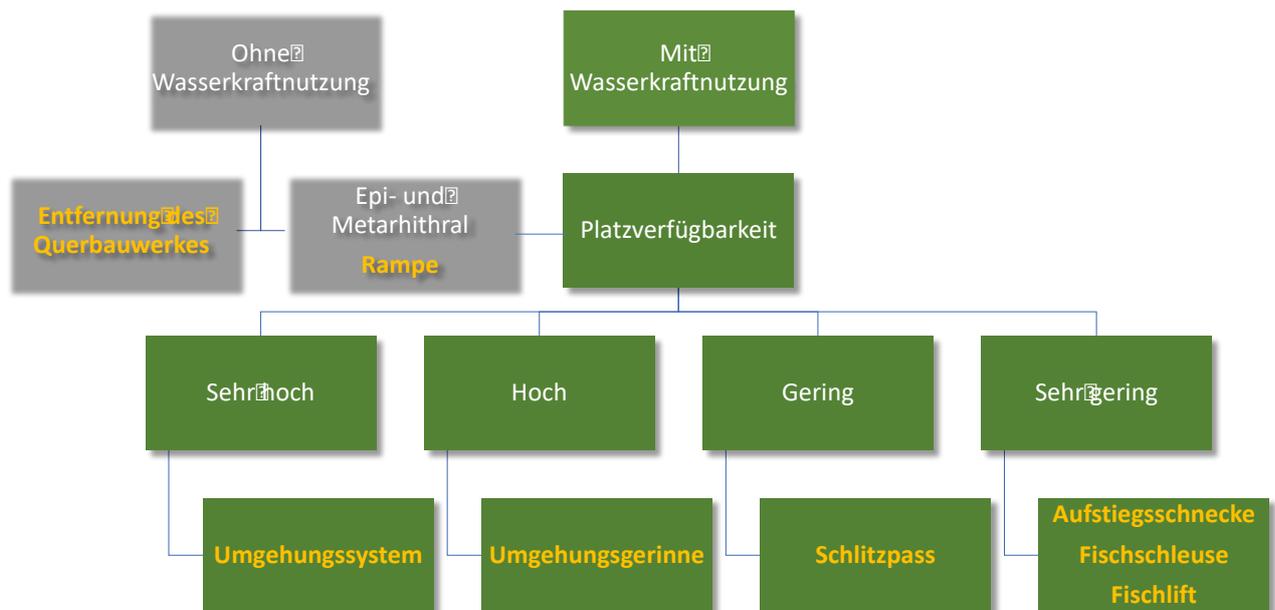


Abbildung 17: Auswahlschema zur Identifizierung des optimalen Bautyps einer Fischaufstiegshilfe

Obwohl das hier entwickelte Auswahlschema auf Fischaufstiegsanlagen ausgerichtet ist, sollte bei der Bautypenauswahl der Fischabstieg zumindest mitgedacht werden. Auch wenn es derzeit für kleinere Wasserkraftanlagen bereits standardmäßige Abstiegslösungen gibt, sind viele Fragen des Fischabstiegs ungeklärt und Forschungen dazu notwendig. Jedenfalls sollten mögliche Synergien zwischen Auf- und Abstieg frühzeitig in die Planung mit einfließen. Dies gilt v.a. für die Wahl der Ein- und Ausstiege, des Dotationsabflusses der Anlagen sowie eventuell benötigter Lockströme, sowohl für den Auf- als auch für den Abstieg.

6. LITERATUR

- AGE, (2010). Aal-Bewirtschaftungs-Plan. Luxemburg. Gemäss der Verordnung der Europäischen Union Nr. 1100/2007 des Rates vom 18 September 2007 mit Maßnahmen zur Wiederauffüllung des Bestands des Europäischen Aals. Administration de la gestion de l'eau, Le Gouvernement du Grand-Duché de Luxembourg.
- AGE, (2015). Bewirtschaftungsplan für die luxemburgischen Anteile an den internationalen Flussgebietseinheiten Rhein und Maas (2015-2021). Administration de la gestion de l'eau, Le Gouvernement du Grand-Duché de Luxembourg.
- Arle, J., Blondzik, K., Claussen, U., Duffek, A., Grimm, S., Hilliges, F., Wolter, R. (2017). Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen%0A>
- Aarestrup, K., M. C. Lucas and J. A. Hansen (2003). Efficiency of a nature-like bypass channel for sea trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT telemetry. *Ecology Freshwater Fish* 12 (3): 160-168.
- Bauerfeind, C., Ischer, S. K., Keuneke, R., & Dumont, U. (2011). *Durchgängigkeitskonzept Ilm - Erläuterungsbericht*. Aachen. Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie.
- Birkel, I., & Moder, F. (2011). *Priorisierungskonzept Fischbiologische Durchgängigkeit in Bayern* (Erste Fassung). Augsburg. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- BMLFUW, (2010). Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 – NGP 2009. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFUW, (2012). Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFUW, (2014). *Beitrag zum Maßnahmenkatalog - Bereich Hydromorphologie*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFUW, (2014). Österreichischer Bericht der Ist-Bestandsanalyse 2013. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- BMLFUW, (2017). *Nationaler Gewässerbewirtschaftungsplan 2015*. Wien: BMLFUW.
- Bunt, C. M., Castro-Santos, T., & Haro, A. (2012). Performance of fish passage structures at upstream barriers to migration. *River Research and Applications*, 28(4), 457–478. <https://doi.org/10.1002/rra.1565>
- Calles, E. O., & Greenberg, L. A. (2007). The use of two nature-like fishways by some fish species in the Swedish River Emån. *Ecology of Freshwater Fish*, 16(2), 183–190. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2007.00210.x>
- DWA, 2014. Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke - Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Regelwerk DWA-M 509. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.
-

- Eberstaller, J., Hinterhofer, M., & Parasiewicz, P. (1998). The effectiveness of two nature-like bypass channels in an upland Austrian river. In M. Jungwirth, S. Schmutz, & S. Weiss (Eds.), *Fish Migration and Fish Bypasses* (pp. 363–383). London: Blackwell.
- Eberstaller, J., Pinka, P., & Honsowitz, H. (2001). *Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfe am Donaukraftwerk Freudenau*. IHG-BOKU Wien.
- Frangez, C., Eschelmüller, M., Fürnweiger, G., Reimoser, J., & Wurzer, M. (2009). *Endbericht zum EU-LIFE-Natur-Projekt „Vernetzung Donau - Ybbs“- Fischökologisches Monitoring*. IHG-BOKU Wien.
- Führer, S., & Zeiringer, B. (2017). Fischökologische Funktionskontrolle der Wasserkraftschnecke mit integriertem Fischaufstieg am Standort KW Retznei an der Sulm. Studie im Auftrag der VERBUND AG. Endbericht. Wien.
- Gebler, R. J. (1991). Sohlrampen und Fischaufstiege. Walzbach, Deutschland, Eigenverlag.
- Hanfland, S., Born, O., & Holzner, M. (2006). Der Rückbau einer Kleinwasserkraftanlage. Landesfischereiverband Bayern e.V.
- Hatry, C., Binder, T. R., Thiem, J. D., Hasler, C. T., Smokorowski, K. E., Clarke, K. D., Cooke, S. J. (2013). The status of fishways in Canada: trends identified using the national CanFishPass database. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 23(3), 271–281. <https://doi.org/10.1007/s11160-012-9293-3>
- IKSMS (n.d.). *Bestandsaufnahme biologische Durchgängigkeit im einzugsgebiet von Mosel und Saar*. Trier: Internationale Kommissionen zum Schutze der Mosel und der Saar.
- IKSR (2015). Rheinfischfauna 2012/2013. Internationale Kommission zum Schutze des Rheins. Bericht Nr. 228.
- Jungwirth, M., S. Schmutz & S. Weiss (eds.) (1998). *Fish Migration and Fish Bypasses*. -Fishing News Book. Blackwell. Oxford.
- Kemp, P. S., & O’Hanley, J. R. (2010). Procedures for evaluating and prioritising the removal of fish passage barriers: A synthesis. *Fisheries Management and Ecology*. Blackwell Publishing Ltd. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2400.2010.00751.x>
- Kim, J.-H., Yoon, J.-D., Baek, S.-H., Park, S.-H., Lee, J.-W., Lee, J.-A., & Jang, M.-H. (2015). An Efficiency Analysis of a Nature-Like Fishway for Freshwater Fish Ascending a Large Korean River. *Water*, 8(1), 3. <https://doi.org/10.3390/w8010003>
- Knaepkens, G., Baekelandt, K., & Eens, M. (2006). Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river. *Ecology of Freshwater Fish*, 15(1), 20–29. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2005.00117.x>
- Mader, H., Unfer, G., & Schmutz, S. (1998). The Effectiveness of Nature-like Bypass Channels in a Lowland River, the Marchfeldkanal. In M. Jungwirth, S. Schmutz, & S. Weiss (Eds.), *Fish Migration and Fish Bypasses* (pp. 384–402). London: Blackwell.
-

- McKay, S. K., Cooper, A. R., Diebel, M. W., Elkins, D., Oldford, G., Roghair, C., & Wieferich, D. (2016). Informing Watershed Connectivity Barrier Prioritization Decisions: A Synthesis. *River Research and Applications*, 22, 1085–1095. <https://doi.org/10.1002/rra>
- Mehlhorn, Q., Ottenbreit, M., & Walter, B. (2005). Veranlassung, Verlauf und Erfahrungen des Planfeststellungsverfahrens zum Rückbau der Talsperre Krebsbach. *Wasserwirtschaft*, 95, 73–78.
- Nieminen, E., Hyytiäinen, K., & Lindroos, M. (2017). Economic and policy considerations regarding hydropower and migratory fish. *Fish and Fisheries*, 18(1), 54–78. <https://doi.org/10.1111/faf.12167>
- Noonan, M. J., Grant, J. W. a, & Jackson, C. D. (2012). A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries*, 13(4), 450–464. <https://doi.org/10.1111/j.1467-2979.2011.00445.x>
- Pander, J., Mueller, M., & Geist, J. (2013). Ecological functions of fish bypass channels in streams: Migration corridor and habitat for rheophilic species. *River Research and Applications*, 29(4), 441–450. <https://doi.org/10.1002/rra.1612>
- Parasiewicz, P., Eberstaller, J., Weiss, S., & Schmutz, S. (1998). Conceptual Guidelines for Nature-like Bypass Channels. In M. Jungwirth, S. Schmutz, & S. Weiss (Eds.), *Fish Migration and Fish Bypasses* (pp. 348–362). London.
- Pavlov, D. S. (1989). Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: USSR. FAO Fisheries Technical Paper, No. 308. Rome, FAO.
- Petz-Glechner, R., W. Petz and R. Haunschmid (2006). Überprüfung der Fischwanderung über Sohlrampen und Fischwanderhilfen im Rhithral." *Österreichs Fischerei* 59: 226-237.
- Ratschan, C., Jung, M., & Zauner, G. (2017). Fischeaufstiegschnecken – Funktionsfähigkeit und Eignung für unterschiedliche Standorte zum gegenwärtigen Wissensstand. Studie im Auftrag der Oberösterreichischen Umweltschutzbehörde. Engelhartzell.
- Santos, J. M., Ferreira, M. T., Godinho, F. N., & Bochechas, J. (2005). Efficacy of a nature-like bypass channel in a Portuguese lowland river. *Journal of Applied Ichthyology*, 21(5), 381–388. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0426.2005.00616.x>
- Schmidt K. & Bochert R. (2009). Bewertung von Fischeaufstiegsanlagen in Mecklenburg-Vorpommern -Bestandsanalyse - Materialien zur Umwelt 2009, Materialien zur Umwelt, Heft 2.
- Schmutz S. & Trautwein C. (2009). Ecological prioritization of measures to restore river and habitat continuity in the DRBD, Annex 18 of the DRBMP. ICPDR, Vienna.
- Schmutz, S. (2010). Fischabstieg über Schiffsschleusen. Untersuchungsergebnisse, technische Voraussetzungen der Schleusen und Erfassungsmethoden für die Fische. Studie im Auftrag des NÖ Fischereiverbands und der Austrian Hydropower VERBUND AG.
- Schmutz, S., & Mielach, C. (2014). Technical paper on the update of the methodology for the ecological prioritization approach for continuity restoration. ICPDR.
-

- Slatick, E., & Basham, L. R. (1968). The Effect of Denil Fishway Length on Passage of Some Nonsalmonid Fishes. *Marine Fisheries Review*, 83–85. <https://doi.org/199>
- Thiem, J. D., Binder, T. R., Dumont, P., Hatin, D., Hatry, C., Katopodis, C., ... Cooke, S. J. (2013). Multispecies fish passage behaviour in a vertical slot fishway on the Richelieu River, Quebec, Canada. *River Research and Applications*, 29(5), 582–592. <https://doi.org/10.1002/rra.2553>
- Troschel, H. J. (2010). Die Fische in Luxemburg. Grand-Duche de Luxembourg. Luxemburg.
- Waidbacher, H., & Haidvogel, G. (1998). Fish migration and fish passage facilities in the Danube: Past and present. In M. Jungwirth, S. Schmutz, & S. Weiss (Eds.), *Fish migration and fish bypasses* (pp. 85–98). Oxford: Fishing News Books.
- Zeiringer, B., Führer, S., Auer, S., & Struska, N. (2017). Fischpassierbarkeit & Doppeldrehrohrschnecken: Eine geeignete Alternative zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit? *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft*, 2–3, 33–40.
- Zitek, A., S. Schmutz, & M. Jungwirth, (2004). Fischökologisches Monitoring an den Flüssen Pielach, Melk und Mank, im Rahmen des EU-LIFE Projektes “Lebensraum Huchen.” BOKU Department Wasser, Atmosphäre, Umwelt Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, BOKU Wien. I.A.v. Amt der Niederösterreichischen Landesregierung Gruppe Raumordnung und Umwelt, Abteilung Naturschutz Gruppe Wasser, Abteilung Wasserbau.
- Zitek, A., Haidvogel, G., Jungwirth, M., Philipp, P., & Schmutz, S. (2007). Ein ökologisch-strategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich. Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, BOKU Wien.
- Zumbroich, (2015). Bewertung des hydromorphologischen Zustandes der Oberflächenwasserkörper Luxemburgs auf Grundlage der Strukturgütekartierung, Abschlussbericht. Administration de la gestion de l'eau, Le Gouvernement du Grand-Duché de Luxembourg.
- Zumbroich, (2018). Strahlwirkungskonzept für die Oberflächenwasserkörper Luxemburgs. Abschlussbericht. Administration de la gestion de l'eau, Le Gouvernement du Grand-Duché de Luxembourg.
-