lebensministerium.at

Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs)

Entwurf

Wien, Oktober 2012

Unser Leitbild / *Our Mission*

lebensministerium.at

Nachhaltig für Natur und Mensch / *Sustainable for nature and mankind*

Lebensqualität / *Quality of life*

Wir schaffen und sichern die Voraussetzungen für eine hohe Qualität des Lebens in Österreich. / *We create and we assure the requirements for a high quality of life in Austria.*

Lebensgrundlagen / *Bases of life*

Wir stehen für vorsorgende Erhaltung und verantwortungsvolle Nutzung der Lebensgrundlagen Boden, Wasser, Luft, Energie und biologische Vielfalt. / *We stand for a preventive conservation as well as responsible use of soil, water, air, energy and bioversity.*

Lebensraum / *Living environment*

Wir setzen uns für eine umweltgerechte Entwicklung und den Schutz der Lebensräume in Stadt und Land ein. / *We support an environmentally friendly development and the protection of living environments in urban and rural areas.*

Lebensmittel / *Food*

Wir sorgen für die nachhaltige Produktion insbesondere sicherer und hochwertiger Lebensmittel und nachwachsender Rohstoffe. / *We ensure sustainable production in particular of safe and high-quality food and of renewable resources*

Impressum

Medieninhaber, Herausgeber, Copyright:
Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft,
Sektion VII Wasser
Marxergasse 2, 1030 Wien

Alle Rechte vorbehalten

AutorInnen:
Dr. Veronika Koller-Kreimel
DI Dr. Robert Fenz
Abt. VII/1 Nationale Wasserwirtschaft

Layout:
Mag. Gisela Ofenböck

Wien, Oktober 2012

Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs)

Entwurf

Wien, Oktober 2012

INHALT

1 AUFGABENSTELLUNG UND ZIELSETZUNG DES LEITFADENS 1

2 BIOLOGISCHE GRUNDLAGEN 4

2.1 Ökologische Grundlagen der Fischwanderung 4

2.2 Typen von Wanderungen 4

2.3 Die Fischwanderung beeinflussende Faktoren 7

2.4 Wanderzeiträume 8

2.5 Schwimmleistung 9

2.6 Orientierungsvermögen 10

2.7 Schwimm- und Wanderverhalten 11

2.8 Aufwärtswanderung der Fische, Schwimmverhalten im Bereich von Wehren und Auffindbarkeit von FAH-Einstiegen 13

3 GRUNDLAGEN FÜR DIE PLANUNG FUNKTIONSFÄHIGER FISCHAUFSTIEGSHILFEN 15

3.1 Generelle Anforderungen an funktionsfähige Fischaufstiegshilfen 15

3.2 Funktionszeiten von Fischaufstiegshilfen im Jahresverlauf 17

3.3 Größenbestimmende Fischarten 18

4 DEFINITION DER NOTWENDIGEN BEDINGUNGEN IM WANDERKORRIDOR 22

4.1 Anforderungen für die Auffindbarkeit von FAHs 22

4.1.1 Anordnung des unterwasserseitigen FAH Einstieges 22

4.1.1.1 Großräumige Auffindbarkeit 22

4.1.1.2 Kleinräumige Positionierung 23

4.1.1.3 Ausmündung des Leitstroms in Unterwasser 25

4.1.2 Hydraulische Bedingungen am unterwasserseitigen FAH Einstieg 27

4.1.2.1 Leitstromdotation – „Leitkorridor“ 27

4.1.2.2 Fließgeschwindigkeit 30

4.1.3 Maßnahmen zur Verbesserung ungünstiger FAH Einstiegslagen 31

4.2 Anforderungen für die Passierbarkeit von FAHs 31

4.2.1 Allgemeine Anforderungen 31

4.2.2 Beckendimensionen 32

4.2.2.1 Beckenlängen und -breiten 32

4.2.2.2 Mindestwassertiefen in Becken 33

4.2.3 Beckenübergänge 34

4.2.3.1 Mindestwassertiefen in Beckenübergängen 34

4.2.3.2 Schlitzweiten bzw. hydraulische Mindestbreiten an Beckenübergängen 35

4.2.4 Hydraulische Grenzwerte 35

4.2.4.1 Überfallshöhe und Fließgeschwindigkeit 36

4.2.4.2 Turbulenz 37

4.2.4.3 Sohlrauigkeit 39

4.2.4.4 Minimalgeschwindigkeiten 40

4.2.5 Bedingungen für den FAH Ausstieg 40

4.2.6 Schutz der FAH vor Geschiebe und Treibgut 41

5 FAH-TYPEN UND SPEZIFISCHE GESTALTUNGSKRITERIEN 43

5.1 Erprobte FAH – Typen 43

5.2 Wahl des geeigneten FAH-Typs **44**

5.3 Gewässertypisches Umgehungsgerinne **45**
5.3.1 Generelle Gestaltung 45
5.3.2 Dimensionierung – Anforderungen hinsichtlich Durchwanderbarkeit 47
5.3.2.1 Gerinneausformung 47
5.3.2.2 Furten 47
5.3.2.3 Gefälle 47
5.3.3 Spezifische Anforderungen an den Einstiegsbereich 48
5.3.4 Spezifische Anforderungen an den Anschluss ans Oberwasser 48
5.3.5 Mindestgröße gewässertypischer Umgehungsgerinne 48

5.4 „Naturnaher Beckenpass“(„Tümpelpass“) **50**
5.4.1 Generelle Gestaltung 50
5.4.2 Dimensionierung – Anforderungen hinsichtlich Durchwanderbarkeit 52
5.4.2.1 Beckenausformung 52
5.4.2.2 Mindesttiefe der Beckenübergänge 52
5.4.2.3 Mindestschlitzbreite der Beckenübergänge 52
5.4.3 Mindestgröße naturnaher Beckenpässe 53
5.4.4 Spezifische Anforderungen an den Einstiegsbereich 54
5.4.5 Spezifische Anforderungen an den Anschluss ans Oberwasser 54

5.5 „Schlitzpass“ („Vertical slot“) **56**
5.5.1 Generelle Gestaltung 56
5.5.2 Dimensionierung – Anforderungen hinsichtlich „Passierbarkeit„ 58
5.5.2.1 Beckenausformung 58
5.5.2.2 Beckenübergänge 58
5.5.2.3 Sohlausformung 58
5.5.3 Spezifische Anforderungen an den Einstiegsbereich 59
5.5.4 Spezifische Anforderungen an den Anschluss ans Oberwasser 59
5.5.5 Mindestgröße von Schlitzpässen 59

5.6 Aufgelöste Sohlrampe oder Teilsohlrampe **61**
5.6.1 Generelle Gestaltung 61
5.6.2 Dimensionierung – Anforderungen hinsichtlich Durchwanderbarkeit 63
5.6.2.1 Beckendimensionen 63
5.6.2.2 Beckenübergänge 64
5.6.2.3 Gefälle 64

6 CHECKLISTE FÜR PLANUNG UND DIMENSIONIERUNG VON FAHS **65**

7 BETRIEBSSICHERHEIT **66**

8 ÜBERPRÜFUNG DER FUNKTIONSFÄHIGKEIT VON FAHS **67**

9 LITERATUR **68**

10 GLOSSAR **77**

ANHANG: BEMESSUNGSBEISPIELE FÜR DIE EINZELNEN FAH-TYPEN **80**

1 Aufgabenstellung und Zielsetzung des Leitfadens

Fische führen Wanderungen in Gewässersystemen durch, um eine optimale Nutzung vorhandener Ressourcen in Bezug auf Ernährung, Wachstum, Fortpflanzung, Schutz vor Feinden etc. zu erreichen. Durch die Vernetzung von Lebensräumen profitieren Fischpopulationen von der Verfügbarkeit unterschiedlicher Habitate im Gewässersystem. Unterbrechungen dieser Wanderungen, d.h. die Fragmentierung des Fischlebensraums und die Isolation von Habitaten haben für die Bestände der meisten Fischarten deutlich negative Auswirkungen, die langfristig zu einem Rückgang bis hin zum Verlust ganzer Fischpopulationen und zur Auslöschung bestimmter Fischarten führen können. Die Durchgängigkeit der Gewässer für Fische mit dem Ziel der Vernetzung von Lebensräumen stellt somit eine Voraussetzung für den Erhalt stabiler Fischpopulationen dar und ist daher für die Erreichung bzw. den Erhalt des guten ökologischen Zustandes bzw. guten ökologischen Potentials in Österreichs Fließgewässern von höchster Bedeutung. Die Wiederherstellung des Gewässerkontinuums für die heimische Fischfauna im natürlichen Fischlebensraum ist somit von hoher Priorität und daher eine der zentralen Maßnahmen im Nationalen Gewässerbewirtschaftungsplan 2009 (NGP 2009).

In Österreichs Fließgewässern gibt es eine Vielzahl an nicht fischpassierbaren Querbauwerken. Eine Möglichkeit zur Wiederherstellung der Fischpassierbarkeit ist der Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs). In der Vergangenheit wurden in unseren Gewässern bereits zahlreiche Fischaufstiegshilfen errichtet. Die Erfahrung zeigt, dass eine fachgerechte Bauweise Voraussetzung für eine optimale Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfen ist.

Der vorliegende **„Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAH)“** soll eine Unterstützung bei der Planung von Fischaufstiegshilfen darstellen. In dem Leitfaden sind **Kriterien für die Planung und den Bau von Fischaufstiegshilfen** festgelegt, die bei fachgerechter Umsetzung gewährleisten, dass die Fischaufstiegshilfen funktionsfähig sind und damit die flussaufwärts gerichtete Fischwanderung wieder hergestellt wird. Der Leitfaden enthält wesentliche Planungs- bzw. Dimensionierungskriterien ohne detaillierte technische Anleitungen zum Bau von FAHs zu ersetzen.

Die im Leitfaden vorgestellten Bemessungswerte zur Dimensionierung von FAHs orientieren sich an den Leitfischarten und typischen Begleitfischarten entsprechend den Fischleitbildern der Gewässertypen (Fischregionen) gemäß „Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische“. Bei fachgerechter Planung ist bei Einhaltung der angeführten Werte von der Funktionsfähigkeit der FAH auszugehen. Der Leitfaden schließt individuelle Lösungen vergleichbarer Qualität in Abhängigkeit von den lokalen Gegebenheiten nicht aus. Die im Leitfaden beschriebenen Kriterien beziehen sich ausschließlich auf Anlagen, die die flussaufwärts gerichtete Fischwanderung ermöglichen. Die Nutzung der Anlagen für die flussabwärts gerichtete Fischwanderung bzw. als Lebensraum für Fische ist nicht Inhalt des Leitfadens.

Um die Funktionsfähigkeit einer Fischaufstiegsanlage zu gewährleisten und nachhaltig zu sichern, ist eine Funktionskontrolle erforderlich. Es ist geplant, entsprechende Empfehlungen für die Funktionskontrolle gemeinsam mit den Ländern auszuarbeiten.

Neben nationaler und internationaler Literatur zum Thema Fischaufstiegshilfen dient die im März 2011 vom Lebensministerium veröffentlichte Studie „Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAH)“ als fachliche Basis für den vorliegenden Leitfaden. Diese Studie wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft von der „Arbeitsgruppe Fischaufstiegshilfen“ (Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement der Universität für Bodenkultur, Technische Büros ezb und ecoscience, Gewässerschutz Salzburg) unter Beiziehung einer beratenden Expertengruppe aus Wissenschaft, Forschung und Verwaltung erarbeitet.

Weitere wichtige Grundlagenwerke zu Gestaltung und Bau von Fischaufstiegshilfen sind:

- CLAY, C. H., 1995. Design of Fishways and Other Fish Facilities. Lewis Publishers. 248 S.
- DUMONT, U., P. ANDERER and U. SCHWEVERS, 2005. Handbuch Querbauwerke. Düsseldorf. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. 212 S.
- DVWK, 1996. Fischaufstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Bonn. 110 (derzeit in Überarbeitung, erscheint voraussichtlich 2012)
- DWA, 2009. Naturnahe Sohlegleiten. DWA-Themen. DWA, Hennef, 142 S.
- GEBLER, R. J., 1991. Sohlrampen und Fischaufstiege. Walzbach, Deutschland, Eigenverlag (derzeit in Neuauflage).
- GEBLER, R. J. (2009). Fischwege und Sohlengleiten, Band 1: Sohlengleiten. Verlag Wasser u. Umwelt, Walzbachtal, Deutschland.
- JÄGER, P. 1986. Kleinwasserkraftwerke und Fischerei. Österreichs Fischerei 39: 246-255.
- JÄGER, P. (Hrsg.), 2002. Salzburger Fischpass-Fibel. Reihe Gewässerschutz. Band 1., 2. Auflage, Salzburg, Land Salzburg. 152 S.
- JÄGER, P., A. ZITEK und R. SCHREMPF, 2010. Stand der Technik beim Bau von Fischwanderhilfen. Amt der Salzburger Landesregierung, Salzburg, Reihe Gewässerschutz, Band 17, (in Vorbereitung).
- JUNGWIRTH, M. und P. PARASIEWICZ, 1994. Fischaufstiegshilfen an Gebirgsflüssen. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 248 S.
- LARINIER, M., F. TRAVADE und J. P. PORCHER, 2002. Fishways: biological basis, design criteria and monitoring. Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 364 (Supplement).
- NESTMANN, F. und B. LEHMANN, 2000. Anlagen zur Herstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässer -Raue Rampen und Verbindungsgewässer. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 63. Baden-Württemberg, Karlsruhe. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. 189 S.
- SEIFERT, K, 2012: Fischaufstiegsanlagen in Bayern, Hinweis und Empfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb, i.A. d. Bayerischen Landesamtes für Umwelt, des Landesfischeriverbandes unter Mitwirkung d. Verbandes der Bayerischen Energie- und Wasserwirtschaft e.V.
- ULLMANN, M., 2008. Praxisleitfaden: Bauwerke zur Organismenpassierbarkeit auf Basis fischökologischer Grundlagen - Planung und Ausführung. Linz: Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, 160 S.

Folgende Werke nehmen vor allem auf die biologischen Aspekte der Fischwanderung Bezug:

- BORN, O., 1995. Untersuchungen zur Wirksamkeit von Fischaufstiegshilfen am unterfränkischen Main. Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau, Institut für Tierwissenschaften. München, Technische Universität. 235 S.

- JENS, G., O. BORN, R. HOHLSTEIN, M. KÄMMMEREIT, R. KLUPP, P. LABATZKI, G. MAU, K. SEIFERT und P. WONDRAK, 1997. Fischwanderhilfen: Notwendigkeit, Gestaltung, Rechtsgrundlagen. Offenbach am Main. Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V.: 114 S.
- JUNGWIRTH, M., S. SCHMUTZ und S. WEISS (Hrsg.), 1998. Fish Migration and Fish Bypasses. Oxford - London - Berlin, Fishing News Books, Blackwell Sciences.
- LARINIER, M., 2008. Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. Hydrobiologia 609, 97-108.
- LUCAS, M. C., T. J. THOM, A. DUNCAN and O. SLAVIK, 1998. Coarse fish migration - occurrence, causes and implications. Bristol. Environment Agency. 160 S.
- LUCAS, M. und E. BARAS, 2001. Migration of Freshwater Fishes. Oxford, Blackwell Science. 420 S.
- PAVLOV, D. S., 1989. Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: USSR. Rome. FAO. 97 S.
- SCHWEVERS U., 1998: Die Biologie der Fischabwanderung. Verlag Natur und Wissenschaft, Solingen. 84 S.
- STUART, T. A. (1962). The leaping behaviour of salmon and trout at falls and obstructions. Freshwater Fisheries Laboratory, Pitlochry, Edinburgh, 46 S.
- ZITEK, A., G. HAIDVOGL, M. JUNGWIRTH, P. PAVLAS und S. SCHMUTZ, 2007. Ein ökologisch-strategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich. AP 5 des MIRR Projektes - A Model based Instrument for River Restoration (http://mirr.boku.ac.at/mirr_resultate.htm, 27.12.2008). Wien: Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, BOKU, 139 S.

2 Biologische Grundlagen

2.1 Ökologische Grundlagen der Fischwanderung

Fische haben sich im Laufe ihrer Evolution optimal an die sog. „Vierdimensionalität" von Fließgewässern angepasst (longitudinale, laterale und vertikale Konnektivität, zeitliche Variabilität der Konnektivität) und führen daher in fast allen Altersstadien im Laufe ihres Lebens Wanderungen in Gewässersystemen durch (WARD 1989; JUNGWIRTH et al. 2000). In ursprünglichen Flusssystemen finden Wanderungen sowohl flussauf- und flussabwärts als auch zur Seite statt. Generelles Ziel dieser Wanderungen ist es, Ressourcen im Bezug auf Ernährung, Wachstum, Fortpflanzung, Schutz vor Feinden usw. ideal zu nutzen (NORTHCOTE 1978). Unterbrechungen dieser Wanderungen haben dementsprechend für die Bestände der meisten Fischarten deutliche negative Auswirkungen (ZITEK et al. 2007).

Durch die Vernetzung der Lebensräume profitieren die Fischbestände von den vorhandenen Habitaten längerer Gewässerabschnitte. Mit einem intakten Kontinuum können vorhandene und neu geschaffene Lebensräume daher ihre ökologische Wirkung vervielfachen. Durch die Vernetzung isolierter Populationen kann zudem die Stabilität der Teilpopulationen bei kritischen Ereignissen erhöht werden. Die Durchgängigkeit der Gewässer mit dem Ziel der Vernetzung vorhandener und neu geschaffener Lebensräume stellt daher eine Voraussetzung für die langfristige Erhaltung stabiler Fischpopluationen und damit einen wesentlichen Teil des guten ökologischen Zustandes bzw. Potentiales dar.
Innerhalb der meisten europäischen Großeinzugsgebiete (z. B. Donau, Elbe, Rhein) werden von einzelnen Fischarten im Zuge der Wanderungen auch Wechsel zwischen Süß- und Salzwasser-Lebensräumen durchgeführt. Eine allgemeine Charakterisierung nach McKEOWN (1984) beschreibt die vorherrschenden Wandermuster aller Fische bezüglich ihres Wechsels zwischen Meer- und Süßwasser wie folgt:

- Diadrom: Oberbegriff für alle Wanderbewegungen, die zwischen Meer und Süßwasser wechseln:
  - Anadrome Arten: diadrome Arten, die überwiegend im Meer leben und zu ihren Laichplätzen ins Süßwasser wandern.
  - Katadrome Arten: diadrome Arten, die überwiegend im Süßwasser leben und zu ihren Laichplätzen ins Meer wandern.
  - Amphidrome Arten: diadrome Arten, die während ihres Lebenszyklus regelmäßig vom Meer ins Süßwasser oder umgekehrt wandern, ohne dass diese Wanderungen mit Fortpflanzung verbunden sind.
- Potamodrom: Wanderungen, die sich auf das Süßwasser beschränken.
- Ozeanodrom: Wanderungen, die nur im Meer stattfinden.

2.2 Typen von Wanderungen

Bekannte Arten der Wanderungen von Fischarten sind saisonale Wanderungen (Laichwanderung, Laich-Rückwanderung, Larvalausbreitung durch Drift, Wanderungen in Nahrungshabitate, Wanderungen in Winterhabitate), Wanderungen die durch Katastrophen ausgelöst werden (Verdriftung, Kompensationswanderungen nach Hochwasser, Schutzwanderungen bei Hochwasser oder anderen unvorteilhaften Umweltbedingungen) und tägliche Wanderungen (temperaturbedingt, nahrungsbedingt)

sowie Wanderungen unbekannter Ursache, wie z.B. Flussaufwärtswanderung von v. a. juvenilen Fischen im Herbst, usw. (LUCAS & BARAS 2001). Je nach Altersstadium, gegebenen Umweltbedingungen bzw. Jahreszeit dominieren dabei unterschiedliche Wanderphänomene in den jeweiligen Fischregionen. Detaillierte Beschreibungen solcher Wandermuster finden sich in LUCAS & BARAS (2001) und ZITEK et al. (2007).

Zusammenfassend kann man zwischen folgenden Wandertypen unterscheiden:

- Laichwanderungen in Reproduktionsareale (zumeist flussauf bzw. lateral),
- Nachlaichwanderungen (von den Laichplätzen zurück an den Ausgangsort oder auf Nahrungshabitate),
- Nahrungswanderungen (flussab, flussauf, lateral),
- Abdrift (flussab),
- Kompensationswanderungen, z. B. nach Hochwässern (zumeist flussauf),
- Überwinterungswanderungen (zumeist flussab, manchmal auch lateral),
- Bestandesdichtenausgleich (flussauf, flussab),
- Neu- und Wiederbesiedelungswanderungen (flussauf und flussab),
- Fluchtwanderungen/Ausweichwanderungen bei sich verschlechternden Umweltbedingungen (z. B. bei Trockenheit in tiefere Bereiche, bei Temperaturerhöhung in heißen Sommern in Bereiche mit Grundwasserspeisung, zumeist flussab oder seitlich, manchmal auch flussauf),
- Wanderungen ungeklärter Motivation.

Des Weiteren lassen sich generell großräumige Wanderungen von Fischen („migrations“) von kürzeren (Wander)-Bewegungen („movements“) unterscheiden. Wanderungen („migrations“) sind dabei eine bestimmte Art von Bewegungsmuster („movements“), die in saisonaler Abhängigkeit regelmäßig stattfinden und von einem Großteil der Population durchgeführt werden. Wanderungen finden zwischen zwei oder mehreren Habitaten, von einem lokalen Gebiet zu einem anderem, statt. Massenwanderungen heimischer Arten, wie Barbe, Nase, Aitel, aber auch Huchen sind historisch vor allem für die Donau (DANNER 1884; SCHEURING 1949; REINARTZ 1997), Inn und Drau (MARGREITER 1935; MARGREITER 1935) aber auch für andere europäische Fließgewässer z. B. Mosel (ROSENGARTEN 1954) oder Rhein (HOFER 1906; LELEK und BUHSE 1992) bekannt.
Nach WAIDBACHER & HAIDVOGL (1998) und SCHMUTZ et al. (2000) können alle in Österreich ursprünglichen vorkommenden Fischarten unter Einbeziehung der diadromen Langstreckenwanderer in folgende Wandertypen eingeteilt werden (ZITEK et al. 2007):

- Kurze Distanzen: Lokale Wanderungen, weniger als 30 km in eine Richtung im Jahr,
- Mittlere Distanzen: Wanderungen zwischen 30 und 300 km in eine Richtung im Jahr,
- Lange Distanzen: Wanderungen über 300 km in eine Richtung im Jahr.

Nach dieser Definition bestand die ursprüngliche Fischfauna Österreichs (siehe Tabelle 1) aus

- Langstreckenwanderern, die heute alle in Österreich ausgestorben sind: Hausen, Sternhausen, Waxdick und Aal (regional ausgestorben, nur heimisch im Einzugsgebiet des Rheins und der Elbe, nicht aber im Donaueinzugsgebiet),
- 14 Mittelstreckenwanderern (davon derzeit nur zwei in keiner Gefährdungskategorie) und
- 45 Kurzstreckenwanderern (davon derzeit 22 in keiner Gefährdungskategorie).

Es müssen somit in Österreich fast alle Lang- und Mittelstreckenwanderer und rund 50% der Kurzstreckenwanderer als durch menschliche Einflüsse deutlich negativ beeinflusst angesehen werden. Weitere detaillierte Informationen zu dokumentierten Wanderdistanzen heimischer Fischarten finden sich in ZITEK et al. (2007).

Tabelle 1: Wandertypen sowie Gefährdung der ursprünglichen Fischarten Österreichs (nach ZITEK et al. 2007).

Wissenschaftliche Bezeichnung	Deutsche Bezeichnung	Wander-distanz	Wander-typ	Gefährdung Spindler et al. (1997)
Petromyzontidae (Neunaugen)				
Eudontomyzon mariae	Ukrain. Bachneunauge	mittel	potamodrom	stark gefährdet
Lampetra planeri	Bachneunauge	mittel	potamodrom	gef., st. gef. oder v.A.b
Acipenseridae (Störe)				
Acipenser güldenstädti	Waxdick	lang	potamodrom	ausgestorben
Acipenser nudiventris	Glattdick	mittel	potamodrom	ausgestorben
Acipenser ruthenus	Sterlet	mittel	potamodrom	vom Aussterben bedroht
Acipenser stellatus	Sternhausen	lang	anadrom	ausgestorben
Huso huso	Hausen	lang	anadrom	ausgestorben
Anguillidae (Aale)				
Anguilla anguilla	Aal	lang	katadrom	vom Aussterben bedroht
Salmonidae (Lachse)				
Hucho hucho	Huchen	mittel	potamodrom	vom Aussterben bedroht
Salmo trutta f. fario	Bachforelle	kurz	potamodrom	nicht zuordenbar
Salmo trutta f. lacustris	Seeforelle	mittel	potamodrom	gef., st. gef. oder v.A.b
Salvelinus alpinus	Seesaibling			gef., st. gef. oder v.A.b
Coregonidae (Renken)				
Formenkreis Coregonus lavaretus	Renken		potamodrom	gef., st. gef. oder v.A.b
Thymallidae (Äschen)				
Thymallus thymallus	Äsche	kurz	potamodrom	gefährdet
Esocidae (Hechte)				
Esox lucius	Hecht	kurz	potamodrom	gefährdet
Umbridae (Hundsfische)				
Umbra krameri	Hundsfisch	kurz	potamodrom	vom Aussterben bedroht
Cyprinidae (Karpfenfische)				
Abramis ballerus	Zope	kurz	potamodrom	stark gefährdet
Abramis brama	Brachse	mittel	potamodrom	
Abramis sapa	Zobel	kurz	potamodrom	gefährdet
Alburnoides bipunctatus	Schneider	kurz	potamodrom	gefährdet
Alburnus alburnus	Laube	kurz	potamodrom	
Aspius aspius	Schied	mittel	potamodrom	gefährdet
Barbus barbus	Barbe	mittel	potamodrom	gefährdet
Barbus peloponnesius	Semling	kurz	potamodrom	vom Aussterben bedroht
Blicca bjoerkna	Güster	kurz	potamodrom	
Carassius carassius	Karausche	kurz	potamodrom	stark gefährdet
Carassius gibelio	Giebel	kurz	potamodrom	
Chalcalburnus chalcoides mento	Seelaube	mittel	potamodrom	
Chondrostoma nasus	Nase	mittel	potamodrom	gefährdet
Cyprinus carpio	Wildkarpfen	kurz	potamodrom	vom Aussterben bedroht
Gobio albipinnatus	Weißglossengründling	kurz	potamodrom	
Gobio gobio	Gründling	kurz	potamodrom	
Gobio kessleri	Kessler-Gründling	kurz	potamodrom	vom Aussterben bedroht
Gobio uranoscopus	Steingreßling	kurz	potamodrom	vom Aussterben bedroht
Leucaspius delineatus	Moderlieschen	kurz	potamodrom	gef., st. gef. oder v.A.b
Leuciscus cephalus	Aitel	kurz	potamodrom	
Leuciscus idus	Nerfling	mittel	potamodrom	stark gefährdet
Leuciscus leuciscus	Hasel	kurz	potamodrom	

Tabelle 1: Wandertypen sowie Gefährdung der ursprünglichen Fischarten Österreichs (nach ZITEK et al. 2007).

Wissenschaftliche Bezeichnung	Deutsche Bezeichnung	Wander-distanz	Wander-typ	Gefährdung Spindler et al. (1997)
Leuciscus souffia agassizi	Strömer	kurz	potamodrom	stark gefährdet
Pelecus cultratus	Sichling	mittel	potamodrom	potentiell gefährdet
Phoxinus phoxinus	Elritze	kurz	potamodrom	gefährdet
Rhodeus sericeus amarus	Bitterling	kurz	potamodrom	gefährdet
Rutilus frisii meidingeri	Perlfisch	kurz	potamodrom	gef., st. gef. oder v.A.b
Rutilus pigus virgo	Frauennerfling	kurz	potamodrom	vom Aussterben bedroht
Rutilus rutilus	Rotauge	kurz	potamodrom	
Scardinius erythrophthalmus	Rotfeder	kurz	potamodrom	potentiell gefährdet
Tinca tinca	Schleie	kurz	potamodrom	potentiell gefährdet
Vimba vimba	Rußnase	kurz	potamodrom	gefährdet
Balitoridae (Bachschmerlen)				
Barbatula barbatula	Bachschmerle	kurz	potamodrom	
Cobitidae (Schmerlen)				
Cobitis taenia	Steinbeißer	kurz	potamodrom	gefährdet
Misgurnus fossilis	Schlammpeitzger	kurz	potamodrom	vom Aussterben bedroht
Sabanejewia balcanica	Goldsteinbeißer	kurz	potamodrom	potentiell gefährdet
Siluridae (Welse)				
Silurus glanis	Wels	kurz	potamodrom	stark gefährdet
Gadidae (echte Dorsche)				
Lota lota	Aalrutte	mittel	potamodrom	stark gefährdet
Percidae (echte Barsche)				
Gymnocephalus baloni	Donaukaulbarsch	kurz	potamodrom	potentiell gefährdet
Gymnocephalus cernuus	Kaulbarsch	kurz	potamodrom	
Gymnocephalus schraetser	Schrätzer	kurz	potamodrom	potentiell gefährdet
Perca fluviatilis	Flussbarsch	kurz	potamodrom	
Sander lucioperca	Zander	kurz	potamodrom	
Sander wolgensis	Wolgazander	kurz	potamodrom	gef., st. gef. oder v.A.b
Zingel streber	Streber	kurz	potamodrom	vom Aussterben bedroht
Zingel zingel	Zingel	kurz	potamodrom	potentiell gefährdet
Gobiidae Grundeln)				
Neogobius kessleri	Kesslergrundel	kurz	potamodrom	
Proterorhinus marmoratus	Marmorierte Grundel	kurz	potamodrom	
Cottidae Koppen				
Cottus gobio	Koppe	kurz	potamodrom	

2.3 Die Fischwanderung beeinflussende Faktoren

Fischwanderungen werden grundsätzlich immer von mehreren, komplex zusammenwirkenden Parametern bestimmt. Dabei lassen sich innere und äußere Faktoren unterscheiden (PAVLOV 1989; COLGAN 1993; LUCAS und BARAS 2001). Als äußere Faktoren gelten abiotische Rahmenbedingungen (Licht, Abfluss, Wassertemperatur, Wasserqualität, Sauerstoffgehalt, Habitatverfügbarkeit sowie menschliche Einflüsse, wie z. B. Schifffahrt), Verdriftung, Räuberdruck und Futterverfügbarkeit. Vereinfachend können als äußere Faktoren jene bezeichnet werden, die sich im Laufe des Jahres periodisch oder aperiodisch ändern. Wesentliche innere Faktoren sind die hormonelle Bereitschaft zur Fortpflanzung, das Nahrungsbedürfnis, Stress sowie weitere endogene (genetische und ontogenetische) Determinierungen, wie z. B. Prägung an den Ort der Geburt als Basis für den sog. „Homing-Effekt“ (LUCAS und BARAS 2001). Die inneren Faktoren werden stark von äußeren Faktoren, wie z. B. jahreszeitlichem Temperaturverlauf, Abflussgegebenheiten, Habitatangebot oder menschlichen Einflüssen beeinflusst (PAVLOV 1989; ALBANESE et al. 2004).

Wanderbewegungen finden daher in saisonalen, monatlichen oder täglichen Rhythmen statt und werden zumeist durch Licht, Temperatur- und Abflussverhältnisse beeinflusst (NORTHCOTE 1984; JONSSON 1991; HVIDSTEN et al. 1995; LUCAS und BARAS 2001). Vor allem in Abhängigkeit der sich saisonal ändernden abiotischen Rahmenbedingungen zeigen die meisten Fischarten deutlich ausgeprägte Wandermuster (LUCAS et al. 1998). Saisonale und tägliche Rhythmen verschiedener Faktoren überlagern sich. Dies bedeutet, dass z. B. die flussaufwärtsgerichtete Laichwanderung der Barbe saisonal im Frühjahr vor allem in der Dämmerung stattfindet (LUCAS und BATLEY 1996; LUCAS et al. 2000; EBEL 2002; MÜHLBAUER und TRAXLER 2002). Bei der Bachforelle konnten drei Faktoren bestimmt werden, die gemeinsam im Herbst die Wanderung auslösen (OVIDIO et al. 1998): starke Variationen der Wassertemperatur und des Wasserstandes bei einer mittleren Wassertemperatur im Oktober von 10-12 °C. Das gemeinsame Wirken verschiedener Umweltfaktoren sowie hohe Variabilität der Faktoren stimulieren die Wanderung auf komplexe Weise, wobei auch menschliche Eingriffe deutliche Auswirkungen haben können. Eine detaillierte Beschreibung der Wirkung der einzelnen abiotischen Faktoren auf die Fischwanderung findet sich in ZITEK et al. (2007).

2.4 Wanderzeiträume

Flussaufgerichtete Fischwanderungen finden, je nach Fischregion, in spezifischer saisonaler Intensität grundsätzlich das ganze Jahr über statt (ZITEK et al. 2007). Die Hauptwanderzeiträume der meisten heimischen Fischarten erstrecken sich dabei von März bis November; von Dezember bis Jänner/Februar kann in den meisten Gewässern aufgrund der niedrigen Wassertemperaturen zumeist mit deutlich geringerer Anzahl wandernder Fische gerechnet werden. Bachforellen wandern z. B. in alpinen Flüssen ab den Sommermonaten zu den Laichplätzen, die Laichzeit liegt aber in den meisten Fällen zwischen Oktober und Dezember (KOTTELAT und FREYHOF 2007). Dabei verschieben sich mit zunehmender Höhenlage des Gewässers die Laichzeiten vom November auf den Oktober, und in großen Höhen auf noch frühere Termine. Diesem Umstand wird beispielsweise auch durch entsprechende Schonzeiten der Bachforelle in den unterschiedlichen Bundesländern Österreichs Rechnung getragen. Von der Aalrutte ist bekannt, dass diese Laichwanderungen im Winter durchführt und sich ihre Laichzeit von November bis März erstreckt, wo sie bei Temperaturen unter 6°C ablaicht (KOTTELAT und FREYHOF 2007).

Flussabwärtsgerichtete Wanderungen umfassen vor allem

- die Ausbreitungsdrift von Fischlarven,
- die Verdriftung von Fischen aller Altersstadien bei Hochwässern,
- die Nachlaichwanderung und
- die Flussabwärtswanderung von adulten und juvenilen Fischen im Herbst/Winter um geeignete Winterhabitate aufzusuchen.

Wichtige Merkmale der flussabwärtsgerichteten Wanderung sind ebenfalls deren saisonale bzw. tägliche Periodizität bzw. die räumliche (horizontale und vertikale) Verteilung (ZITEK et al. 2007). Die flussabgerichtete Nachlaichwanderung, also die Rückkehr der Laichfische an jene Standorte, von denen die Laichwanderung ihren Ausgang nahm, findet üblicherweise bei den meisten Arten relativ kurz nach der Laichzeit statt. In Salzburg wurden im zeitigen Frühjahr (März) vor der Schneeschmelze vermehrt juvenile Bachforellen in den Sandfängen von Ausleitungskraftwerken beobachtet, die offensichtlich nach dem Schlüpfen geeignete Habitate in flussab gelegenen Bereichen suchen. Weiters ist bekannt, dass es in den

Herbst- bzw. Wintermonaten ab ca. 7°C Wassertemperatur zu intensiven flussabwärtsgerichteten Wanderungen von vor allem juvenilen Stadien kommt (WIESNER et al. 2004). Rund 60.000 Individuen aus 30 Arten mit einer mittleren Länge von 5 cm drifteten während 3 Monaten (November 2000 - Jänner 2001) über ein Wehr am Marchfeldkanal bei Deutsch Wagram, Niederösterreich. Dabei konnten deutliche artspezifische Unterschiede in Bezug zur gewählten Position der Flussabwärtswanderung festgestellt werden (Ufer vs. Flussmitte). Bereits im Jahr 1940 wird in der schweizerischen Fischereizeitung das Flussabwärtstreiben „riesiger Mengen“ von Fischen beschrieben, die im folgenden Sommer diese Strecke wieder „mühsam“ kompensieren müssen (ANONYMUS 1940).

2.5 Schwimmleistung

Die spezifischen Schwimmleistungen der unterschiedlichen Fischarten, die primär von Körperform, Größe, Muskulatur und der Wassertemperatur abhängen (JENS et al. 1997), müssen ebenfalls bei der Planung von FAHs Berücksichtigung finden. Die Schwimmgeschwindigkeit von Fischen wird oftmals in Körperlängen pro Sekunde [KL/s] angegeben (DVWK 1996; JENS et al. 1997; ATV-DVWK 2004).
Hinsichtlich der Dauer der möglichen Aufrechterhaltung können folgende Schwimmgeschwindigkeiten unterschieden werden (nach JENS et al. 1997, ergänzt nach CLOUGH und TURNPENNY 2001; siehe auch Abbildung 1):

- Dauerschwimmgeschwindigkeit („sustained swimming speed): Diejenige Geschwindigkeit, die der normalen Fortbewegung im Gewässer dient und die lange Zeit (>200 min) ohne Ermüdung der Muskulatur aufrechterhalten werden kann. Unter diese Kategorie fallen auch die Wandergeschwindigkeiten diadromer Fischarten.
- Gesteigerte Schwimmgeschwindigkeit („prolonged swimming speed“): Diese Geschwindigkeit kann nur für kürzere Zeit aufrechterhalten werden (20 s bis 200 min) und führt zu einer Ermüdung der Muskulatur.
- Sprintgeschwindigkeit („burst swimming speed“) ist die Geschwindigkeit, die ein Fisch unter Inanspruchnahme des anaeroben Stoffwechsels der Muskulatur nur für sehr kurze Zeit (≤ 20 s) aufrechterhalten kann. Auf die Höchstleistung erfolgt unmittelbar ein „Erholungs“- oder „Erschöpfungsschwimmen“.
- Die kritische Sprintgeschwindigkeit („critical burst swimming speed“) ist nach CLOUGH und TURNPENNY (2001) jene (anhand von Versuchen ermittelte) Geschwindigkeit, bei der ein Abtreiben nach 20 Sekunden erfolgt. Diese ist auch jene Sprintgeschwindigkeit die in neueren Ansätzen zur ökohydraulischen Planung herangezogen wird (CLOUGH et al. 2001; CLOUGH und TURNPENNY 2001; TURNPENNY et al. 2001; CLOUGH et al. 2004; WATKINS 2007), wobei die entsprechenden Schwimmleistungen je Fischart, Fischgröße und Wassertemperatur mittels einer Software berechnet werden können (JACOBSAQUATIC 2006).
- Die maximale Sprintgeschwindigkeit ist jene, die der Fisch theoretisch maximal erreichen kann.

Für die Konstruktion von Fischaufstiegshilfen sind insbesondere die Sprintgeschwindigkeit bzw. die kritische Sprintgeschwindigkeit von Bedeutung. Dabei müssen die maximalen und mittleren Fließgeschwindigkeiten im Wanderkorridor von FAHs den Schwimmleistungen der gewässertypspezifischen Fischzönosen angepasst werden. Wird die Sprintausdauer in längeren Bereichen mit zu hoher Fließgeschwindigkeit ohne Einstandsmöglichkeit überfordert, können die Fische diesen Bereich nicht überwinden und treiben zurück.

Sie benötigen dann lange Ruhepausen, bevor sie einen neuen Versuch starten können. Die kritischen Sprintgeschwindigkeiten für unterschiedliche Fischarten, Größenklassen und Wassertemperaturen bilden daher die Grundlage für die Bemessung von FAHs.
Für Salmoniden gilt eine kritische Sprintgeschwindigkeit von rund 10 KL/s, die kritische Sprintgeschwindigkeit für Cypriniden wie Rotauge (15-30 cm Körperlänge) und Brachse (20-50 cm Körperlänge) dürfte bei rund 4-5 KL/s liegen (JENS et al. 1997). Maximale Schwimmgeschwindigkeiten für die Bachforelle liegen bei 2-3 m/s, für typische Bewohner des Potamals wie unterschiedliche Cyprinden bzw. den Flussbarsch bei 0,7-1,5 m/s (JENS 1982; JENS et al. 1997).
Die schlechtesten Schwimmer sind jeweils die Jungfische der gewässertypspezifischen Arten sowie Koppen, Schmerlen, Gründlinge und andere Kleinfischarten. Nach Laborversuchen gilt als Grenzwert für die kritische Geschwindigkeit für einheimische Klein- und Jungfische 0,35-0,6 m/s (nach JENS et al. 1997). Diese Bereiche werden in Bodennähe durch eine raue Sohle oder durch gut strukturierte Uferbereiche geschaffen.
Generell sollten daher die maximal auftretenden Fließgeschwindigkeiten im Potamal bei 1 m/s, im Rhithral bei 1,5-2 m/s, jeweils bei rauer Sohle, liegen (JUNGWIRTH und PELIKAN 1989; GEBLER 1991; STEINER 1992; DUMONT et al. 2005).

Schwimmgeschwindigkeit und Dauer der Aufrechterhaltung.

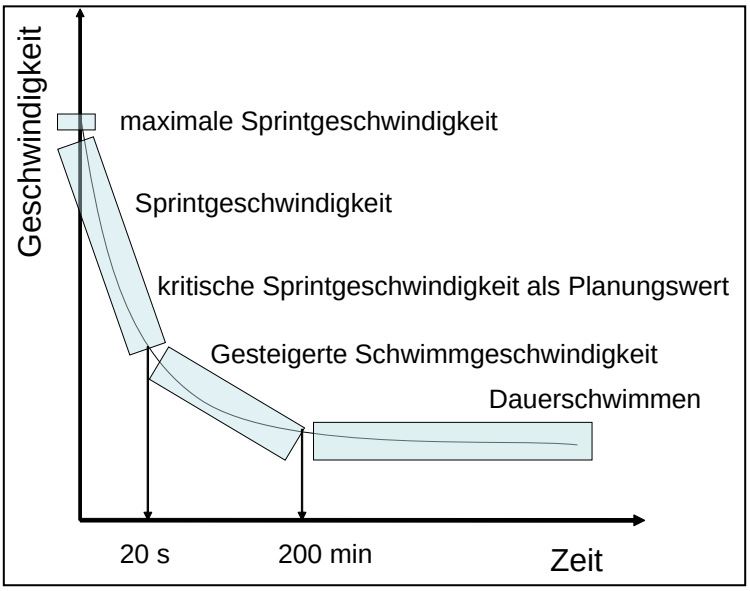


Abbildung 1. Der Zusammenhang zwischen Schwimmgeschwindigkeit und Dauer der Aufrechterhaltung (verändert nach Pavlov 1989)

2.6 Orientierungsvermögen

Nahezu alle Fischarten haben sich im Lauf der Evolution speziell an die Strömungsbedingungen des Wohngewässers angepasst. Insbesondere eine positive Reaktion auf Strömung ist für viele Fischarten belegt (LUCAS und BARAS 2001). Deshalb gilt beim Bau von Fischaufstiegshilfen vor allem der Strömung als wichtigster Orientierungshilfe besonderes Augenmerk, obwohl andere Einflüsse (Sauerstoff, Geräusche, Temperatur bzw. Wasserqualität usw.) ebenfalls von Bedeutung sein können.
Grundlegende Erkenntnisse zum Themenkreis der Orientierung von Fischen in Bezug auf die Strömung sind in JENS et al. (1997) dargelegt:

- Fische nehmen nur die unmittelbar an ihrem Körper auftreffende Strömung wahr; schwimmen sie in starker Strömung, kann eine seitliche daran auftreffende schwächere Strömung nicht wahrgenommen werden.
- Übersteigt die Fließgeschwindigkeit im Stromstrich das Schwimmvermögen eines Fisches, dann wandert er in der von ihm bewältigbaren Strömungslinie flussauf (bei längeren Wanderungen zumeist der Dauerschwimmgeschwindigkeit entsprechend).
- Einen seitlichen Zubringer finden nur jene Fische, die direkt in die Strömungslinien des zufließenden Wassers hineinschwimmen.
- Turbulente Strömungsverhältnisse erschweren die Durchwanderbarkeit von Flussabschnitten.

Eine präzise Orientierung der meisten Fische gegen die Strömung ist lt. PAVLOV (1989) erst einer Strömungsgeschwindigkeit von ab ~0,3 m/s gegeben. Derselbe Autor bezeichnet diese minimale Strömungsgeschwindigkeit, welche eine eindeutige Orientierungsreaktion gegen die Strömung hervorruft, als sog „Grenzgeschwindigkeit“. Unterhalb dieser Grenzgeschwindigkeit verlieren die Fische zunehmend die Orientierung. Für Laichfische von Brachse, Karpfen und Zander gibt PAVLOV (1989) Grenzgeschwindigkeiten von 8-13 cm/s, für Rotaugen von 4-7 cm/s an. Die Fließgeschwindigkeit im Bereich des FAH Einstieges sollte zwischen Grenzgeschwindigkeit und kritischer Geschwindigkeit liegen. Optimale Aufstiegsraten wurden bei Versuchen mit dem 0,6-0,8-fachen der kritischen Geschwindigkeit erreicht (für die Brachse rund 80-115 cm/s), eine optimale Fließgeschwindigkeit liegt laut PAVLOV (1989) für die meisten im Potamal vorkommenden Fischarten bei 70-100 cm/s.
Zusätzlich sollte die Fließgeschwindigkeit um ca. die Grenzgeschwindigkeit (siehe oben) höher sein als jene Strömung, in der der Fisch flussauf wandert. Hier gibt PAVLOV (1989) einen Wert von 15-20 cm/s an.
Generell ist davon auszugehen, dass Fische mit Dauerschwimmgeschwindigkeit flussauf wandern, da zu den Laichplätzen zum Teil große Wanderstrecken zurückzulegen sind, und daher entsprechende Strömungsbereiche bevorzugt werden. Beispielsweise nutzten Nasen bei ihrer Einwanderung aus der Donau in die Pielach (NÖ) vorwiegend Tiefen von 45-74 cm, die höchste Präferenz für die Fließgeschwindigkeit ergab sich für 40 cm/s (MELCHER 1999). Auf den Laichplätzen selbst herrschten v. a. Fließgeschwindigkeiten von 90-120 cm/s vor. Eine gute Kenntnis des Wanderkorridors der einwandernden Fische ist als wichtige Grundvoraussetzung für die Planung von FAHs, speziell bezüglich Lage des FAH Einstieges und Ausprägung des Leitstromimpulses, anzusehen.

2.7 Schwimm- und Wanderverhalten

Fast alle der in Österreich heimischen Fischarten versuchen grundsätzlich Wanderhindernisse im Wasserpolster zu durchschwimmen und sind somit auf den Aufstieg über ausreichend tiefe Wasserpolster bei Überfällen oder Schnellen, Schlitzen oder Schlupflöchern angewiesen. Es ist bekannt, dass bereits geringe Absturzhöhen ohne durchgehendes Wasserpolster die Fischwanderung deutlich beeinträchtigen können. Weiters haben durch zu hohe Fließgeschwindigkeiten lediglich teilpassierbare Bauwerke häufig eine Selektion in Richtung schwimmstarker Arten zur Folge (WINTER und VAN DENSEN 2001), bzw. ist auch von längeren Furtbereichen bekannt, dass diese die Fischwanderungen deutlich einschränken können (SCHAEFER 2001).
Zu hohe Fließgeschwindigkeiten, zu geringe Wassertiefen, abgelöste Wasserstrahlen sowie zu gering dimensionierte Schlitze wirken dementsprechend einer Fischpassierbarkeit entgegen. Insbesondere der

Ausformung von Beckenübergängen kommt daher in der technischen Planung von FAHs große Bedeutung zu.

Zusammenfassend kann das Schwimmverhalten einiger typischer in Österreich vorkommender Fischarten wie folgt beispielhaft charakterisiert werden (nach JÄGER et al. 2009 und ZITEK et al. 2007):

- **Koppen** schwimmen am Gewässerboden von Strömungsschatten zu Strömungsschatten von größeren Steinen.
  - Senkrechte Abfälle von geringer Höhe stellen für diese Fische bereits ein unüberwindbares Hindernis dar. So beschreiben BOHL und VORDERMEIER (1999) bzw. VORDERMEIER und BOHL (2000), dass für die Koppe schon glatte Abstürze von 5 cm erschwert passierbar sind und höhere Abstürze kaum überwunden werden können. Ähnliches wird von BLESS (1981) berichtet.
  - Die genannten Autoren belegen eindeutig, dass generell Abstürze ab 5 cm Höhe eine Wanderbarriere für Kleinfischarten darstellen.
- **Äschen und die Fische der Barbenregion** überwinden Hindernisse schwimmend im anliegenden Wasserpolster, welcher entsprechend tief sein muss, um eine berührungsfreie Passage zu ermöglichen.
  - BOHL und VORDERMEIER (1999) beschreiben die Passierbarkeit eines Querbauwerkes für **Koppen** in Abhängigkeit der Mächtigkeit eines Wasserkörpers über einer untergetauchten Schwelle (ohne Überfall): bei 2,5 cm Wassertiefe kommt es zu einer erfolgreichen Passage von nur 32,6 % der Koppen, bei 20 cm Wassertiefe von 96,3 %.
  - Laut FISCHER und KUMMER (2000) hindern Wassertiefen von weniger als 10 cm bereits die Besiedelung einer Gewässerstrecke durch die Koppe. Weiters sind glatte Sohlen schon bei relativ kurzer Länge für Koppen ebenso ein unpassierbares Hindernis (JANSEN et al. 1999).
  - Für **Barben und Nasen** sind die überwindbaren Absturzhöhen sehr gering. Abstürze von maximal 30 cm konnten von **Barben** lediglich bei entsprechender Wasserführung noch überwunden werden; **Hechte** waren in der Lage Überfälle von rund 20 cm Höhe zu passieren (OVIDIO und PHILIPPART 2002).
  - Von den heimischen Fischarten kann lediglich die **Bachforelle** (und hier vor allem adulte Stadien) springend Querbauwerke (bis zu einer Höhe von 1,1 m) überwinden (OVIDIO und PHILIPPART 2002). Die Möglichkeit für die Bachforelle, Querbauwerke springend zu überwinden wird jedoch u. a. von der Größe und Ausprägung des sich flussab befindlichen Kolkes beeinflusst. Die Sprunghöhe von Forellen mit ca. 20 cm Größe beträgt ca. 75 cm, es treten jedoch bereits bei rund 45 cm hohen Abstürzen Schwierigkeiten auf, wenn die Kolktiefe flussab unzureichend ist (weniger als mind. 2x die Fischlänge; OVIDIO und PHILIPPART 2002) oder die Deckwalze zu lang ist. Forellen springen zudem nur dann, wenn keine andere Möglichkeit vorhanden ist, und nehmen vorzugsweise ebenfalls anliegende Wasserpolster zum Aufstieg an, allenfalls auch einen freien Wasserstrahl, wenn dieser mächtig genug ist und sie nicht nach unten „durchfallen“ (STUART 1962).

    Fische können bei Abfällen nicht im turbulenten, mit Luftblasen gefüllten, "weißen" Wasser des Absturzes abspringen, sondern sie nützen das langsam am hinteren Rand der Deckwalze des Absturzes abströmende "blaue" Wasser zum Aufbau der Absprunggeschwindigkeit (STUART 1962). Ist die Deckwalze zu flach und lang, erreichen sie beim Sprung nicht den eigentlichen Absturz und fallen in das abstürzende Wasser.

In Bezug auf das Wanderverhalten einiger typischer in Österreich vorkommender Fischarten sind folgende Erkenntnisse hervorzuheben:

- **Massenfischarten wie Nase und Barbe** wandern in großen Gruppen. Dabei suchen oftmals die Männchen zuerst den Laichplatz auf und entscheiden so indirekt über die Weiterwanderung der Weibchen; ähnliches gilt auch für den Huchen.
- Auch in Bezug zur Präferenz für die Dimension eines Gewässers, das im Zuge der Laichwanderung aufgesucht wird, scheinen Unterschiede zwischen den Arten zu bestehen. So ist z. B. für Salmoniden eine deutliche Präferenz für rasch fließende Zubringer belegt. Äschen wandern vor allem entlang des Hauptflusses um zu laichen und meiden kleinere sehr rasch fließende Zubringer (PARKINSON et al. 1999). Auch der Zander scheint zu klein ausgeformte Zubringer bzw. FAHs eher zu meiden (SCHMUTZ et al. 1998).
- Von **rheophilen Arten wie Nase, Barbe und Huchen** ist belegt, dass diese sich im Zuge ihrer Wanderung zur Laichzeit eindeutig an der Hauptströmung bzw. großräumigen Leitströmung orientieren und direkt vor das Wehr in den Bereich der maximalen Leitströmung wandern (KAUFMANN und ZITEK 2006; ZITEK et al. 2008). **Bachforellen, Aitel, Aalrutten und juvenile Äschen** scheinen sich im Zuge ihrer Wanderung am Ufer zu orientieren und zeigen daher, ebenso wie viele indifferent und stagnophile Arten, eher ein „zubringerorientiertes“ Wanderverhalten (ECKER 2000; ZITEK et al. 2008).

2.8 Aufwärtswanderung der Fische, Schwimmverhalten im Bereich von Wehren und Auffindbarkeit von FAH-Einstiegen

JENS (1982) beschreibt die Aufwärtswanderung der Fische entlang des Stromstriches, wonach sich die Fische eher im Bereich des Prallufers flussauf bewegen und grundsätzlich der größeren Wassermasse folgen. Die Fische sammeln sich im Bereich des Turbinenunterwassers. FRIES und TESCH (1965) geben an, dass die Aufwärtswanderung der Fische in bzw. am Rand der Hauptströmung (Stromstrich) stattfindet und an toten Winkeln vorbeigeht. Wenn es die Strömung erlaubt, dringen die Fische bis direkt zum Wasserabsturz oder Triebwasserauslauf vor.
CLAY (1995) beschreibt, dass die Fische bis zur Deckwalze im Tosbecken der Wehranlage oder Sohlstufe wandern und hier von der Turbulenz oder der hohen Wassergeschwindigkeit am Weiterziehen gehindert werden. Sie stehen am Hindernis an und suchen seitlich der Deckwalze oder am Ende der Deckwalze im Bereich der Strömungsumkehr von der Turbulenz zum gleichförmigen Abströmen nach Möglichkeiten für einen weiteren Aufstieg.
ADAM und SCHWEVERS (1998) haben bei Verhaltensbeobachtungen von Fischen in einem Modellgerinne folgende Erkenntnisse zur Auffindbarkeit von FAHs durch Leitströmungen gewonnen:

- Parallel zur Unterwasserströmung austretende Leitströmungen werden von den Fischen am besten aufgefunden. Die Fische können bereits weit vor der Einstiegsöffnung die geradlinig austretende Leitströmung wahrnehmen und in den Fischpass einschwimmen.
- Der Neigungswinkel von 45 Grad für die Einmündung einer FAH in das Unterwasser bewirkte ein deutlich schlechteres Auffinden des Fischpasseinstieges.
- Mündet der Fischpass mit einem rechten Winkel in das Unterwasser, so wird der Fischaufstieg nur von wenigen Fischen angenommen, da sie die Leitströmung nur in unmittelbarer Nähe wahrnehmen können. Rhithrale Fischarten durchschwimmen die Turbulenzzonen der Leitströmung des

Fischpasseinstieges und sammeln sich unmittelbar vor und in der Turbulenzzone des überströmten Wehres ohne den Einstieg in die Fischaufstiegsanlage zu finden.

- Die Versuchsserie zeigte weiters, dass die Bedeutung des Einmündungswinkels der Fischaufstiegsanlage in das Unterwasser umso größer wird, je geringer die Fischaufstiegsanlage dotiert wird. Bei einem Dotationsverhältnis von 1:8 werden Einströmwinkel von 0 und 45 Grad noch sehr gut angenommen, während die schlechtere Auffindbarkeit einer im rechten Winkel ins Unterwasser einmündenden Fischaufstiegsanlage auch durch eine starke Erhöhung des Abflusses im Fischweg nur geringfügig verbessert werden kann.
- Die Versuchsserie hat weiters gezeigt, dass die Auffindbarkeit einer Fischaufstiegsanlage unabhängig vom Winkel der Öffnung und den Dotationsverhältnissen dann am besten ist, wenn die Einstiegsöffnung der Fischaufstiegsanlage auf nahezu gleicher Höhe mit dem Aufwanderungshindernis liegt.
- Die ungünstigste Anordnung des Einstiegs in eine Fischaufstiegsanlage ist demnach eine weit ins Unterwasser vorgelagerte, gering beaufschlagte 90 Grad Öffnung, welche eine kurze Turbulenzzone im rechten Winkel zur Hauptfließrichtung im Gewässer ausbildet.
- Fische, die einmal am Einstieg einer ins Unterwasser vorgelagerten Fischaufstiegsanlage vorbeigeschwommen sind, setzen ihren Weg durch die Turbulenzzone bis unmittelbar vor das Aufstiegshindernis fort.

3 Grundlagen für die Planung funktionsfähiger Fischaufstiegshilfen

3.1 Generelle Anforderungen an funktionsfähige Fischaufstiegshilfen

Generell sind FAHs bauliche Einrichtungen, die dem vorhandenen Fischbestand und/oder anderen aquatischen Lebewesen (Benthosorganismen) die Überwindung eines künstlich geschaffenen Hindernisses in Richtung flussauf ermöglichen (JUNGWIRTH und PELIKAN 1989).

Zur Gewährleistung eines guten ökologischen Zustand bzw. guten ökologische Potentials soll die FAH jedenfalls eine **Fischpassage für einen wesentlichen Teil der wanderwilligen Individuen und Altersstadien (ab 1+) der Leitfischarten und typischen Begleitfischarten** entsprechend der aktuellen gewässertypspezifischen Leitbilder nach dem "Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische", sicherstellen.

Dabei ergeben sich die beiden Hauptfunktionskriterien einer FAH

„**Auffindbarkeit**“ und **„Passierbarkeit“**

Um das (aufwärtsgerichtete) Kontinuum für die gewässertypspezifische Fischfauna in ausreichendem Maß wiederherstellen und langfristig zu gewährleisten, muss den Fischen ein adäquater, auffindbarer und durchwanderbarer Wanderkorridor um das Querbauwerk geboten werden, der eine möglichst stress-, verzögerungs- und verletzungsfreie flussaufgerichtete Passage ermöglicht.
Dieser sog. „Wanderkorridor“ kann als der virtuelle Weg des Fisches durch eine FAH bei unterschiedlichen Wasserführungen betrachtet werden (Abbildung 2) und stellt den hydraulischen Raum um den Fisch dar, der über die gesamte Länge der FAH vorhanden sein muss, um dem Fisch die Auffindbarkeit und Passage zu ermöglichen. Dieser kann sich z. B. bei Rampenbauwerken in seiner Lage in Abhängigkeit des Abflusses ändern, muss dabei jedoch grundsätzlich erhalten bleiben.
Um einen geeigneten Wanderkorridor langfristig und dauerhaft sicherzustellen, müssen erfahrungsgemäß bestimmte Bemessungswerte und eine richtigen Kombination der einzelnen Bemessungswerte eingehalten werden.

Diese Bemessungswerte orientieren sich dabei grundsätzlich an den mehr oder weniger bekannten Ansprüchen der gewässertypspezifischen Fischfauna. Die Wahl und Dimensionierung der Parameter gewährleistet, dass

1) die FAH von den meisten Arten bzw. von einem Großteil der wanderwilligen Individuen der Leitfischarten bzw. der typischen Begleitfischarten (HAUNSCHMID et al. 2006) aufgefunden werden kann,
2) diese in die FAH einwandern und

3) erfolgreich durchwandern können sowie
4) am Ausstieg die Weiterwanderung in Richtung flussauf fortsetzen können.

„Virtueller“ hydraulischer Raum um den Fisch

Abbildung 2. „Virtueller“ hydraulischer Raum um den Fisch, der über die gesamte Anlage vorhanden sein muss, um die Passage des Fisches zu ermöglichen (nach den mdl. Angaben von B. ADAM und U. SCHWEVERS).

Im Vorfeld der Erstellung des vorliegenden FAH-Leitfadens erfolgte eine detaillierte Analyse von über 50 FAHs bzw. deren Monitoringergebnisse (Zitek et al., 2007), wobei 46% eine ungenügende Funktionsfähigkeit aufwiesen. Am häufigsten führten dabei eine falschen Anordnung des unterwasserseitigen FAH-Einstieges, glatte und zu hohe Beckenübergänge bzw. Beckenübergänge mit zu hohem Gefälle und zu hohen Fließgeschwindigkeiten, zu geringe Wassertiefen bzw. eine zu geringe Dotation der FAH zu einer signifikanten Einschränkung der Funktionalität der untersuchten FAHs. Auch zu gering dotierte Restwasserstrecken behinderten die Fischwanderung bis zur Fischaufstiegshilfe in mehreren Fällen.

Wie in Kapitel 1 bereits erwähnt, bezieht sich der Leitfaden ausschließlich auf Anlagen, die die flussaufwärtsgerichtete Wanderung ermöglichen. Da ein allfälliger nachträglicher Bau von Abstiegsanlagen bei bestehenden Querbauwerken zukünftig nicht ausgeschlossen werden kann und ein solcher bei bestehenden Anlagen eine besondere zusätzliche Herausforderung darstellen kann, wird grundsätzlich empfohlen bei neuen Kraftwerken Möglichkeiten zur Nachrüstung im Gesamtkonzept mit zu berücksichtigen.

Aus den Erfahrungen mit bestehenden FAHs sowie aus gängiger Literatur (JENS 1982; BELL 1990; GEBLER 1991; JÄGER 1994; CLAY 1995; JÄGER 2002; LARINIER et al. 2002; DUMONT et al. 2005; JÄGER 2007; JÄGER 2007; DWA 2009; JÄGER et al. 2010) lassen sich die wichtigsten Parameter, die für den Bau und Betrieb von Anlagen, bei denen die Funktion mit hoher Sicherheit gewährleistet ist, wesentliche Relevanz haben, wie folgt zusammenfassen:

- **Sicherstellung Auffindbarkeit**
  - Optimale Lage des FAH Einstieges in Bezug zum Querbauwerk bzw. zur großräumigen Leitströmung
  - ausreichender Abfluss in Bezug zur Flussgröße (Leitstromdotation)
  - ausreichende Fließgeschwindigkeit des aus der FAH austretenden Leitstromes
  - Sohlanschluss
- **Gewährleistung Durchwanderbarkeit**
  - FAH Dimension
    - Ausreichende Beckendimension
    - Länge
    - Breite
    - Wassertiefe
    - Turbulenz
  - Geeignete Ausformung der Beckenübergänge
    - ausreichende Wassertiefe
    - Rauigkeit und Sohlanschluss
    - Einhaltung der zulässigen Höhendifferenz zwischen den Becken
    - Einhaltung der zulässigen maximalen Fließgeschwindigkeit
    - Ausreichende Schlitzweite
  - Ausprägung der rauen Sohle
  - Einhaltung des zulässigen Gefälles
- **Passierbarkeit des FAH Ausstieges**
  - Berücksichtigung schwankender Ober- und Unterwasserstände
  - Geeignete Lage
  - Sohlanschluss
  - Schutz des FAH Einstieges und des FAH Ausstieges vor Geschiebe- und Geschwemmseleintrag
- **Ausreichende Funktionsdauer einer FAH im Jahresverlauf**
- **Gewährleistung der Betriebssicherheit**
- **Geeignete Störfallvorsorge**

3.2 Funktionszeiten von Fischaufstiegshilfen im Jahresverlauf

Fischwanderungen einzelner Fischarten und Alterstadien finden praktisch zu allen Jahreszeiten statt. Grundsätzliches Ziel ist es daher, **das ganze Jahr über die Aufwärtswanderung der Fische sicherzustellen.**

Zu gewissen Zeiten findet jedoch keine zielgerichtete Aufwärtswanderung statt (zu geringe Wassertemperatur, Laichreife, Nahrungsmangel, starke Hochwasserereignisse oder extremes Niedrigwasser, vgl. auch SEIFERT, 2012). Zudem ist es bei Extremereignissen auch technisch nicht möglich die volle Funktionsfähigkeit der FAH sicherzustellen (Hochwasser, Stauzielabsenkung, Vereisung).

Im Einklang mit anderen diesbezüglichen Richtlinien, wie z.B. dem Entwurf des DWA Merkblattes M 509, wird daher vorgeschlagen, die Funktionsfähigkeit im Normalfall an ca. 300 Tagen im Jahr und zwar innerhalb des Abflussspektrums zwischen dem Q30 und Q330 (=Abflüsse die an jeweils 30 Tagen bzw. 330 Tagen im

Jahr unterschritten werden) sicherzustellen. Innerhalb der beiden Abflussgrenzwerte sind eine gute Passierbarkeit der FAH sowie eine gute Auffindbarkeit des unterwasserseitigen Einstieges zu gewährleisten. Von der starren Festlegung auf die Q30-Q330-Regel kann/sollte in fachlich begründeten Fällen abgewichen werden. Beispielsweise ist bei **Gewässern mit der Bach-/Seeforelle bzw. der Aalrutte** auch ein Hauptaugenmerk auf die Niederwassersituation zu legen, da diese Fischarten ihre **Laichwanderungen im Herbst/Winter** mit häufig vorherrschender Niederwasserführung durchführen. Dies gilt vor allem für Gewässer mit alpin geprägtem Abfluss-/Temperaturregime. Im Gegenzug muss dabei unter Umständen eine schlechtere Funktionsfähigkeit (vor allem hinsichtlich der Auffindbarkeit) bei hohen Abflüssen in Kauf genommen werden.
In vielen **Potamalgewässern** liegt hingegen eine der **Hauptwanderzeiten im Frühjahr/Frühsommer** mit häufig sehr hohen Abflüssen (über Q30). Bei diesen Abflüssen sollte daher eine möglichst gute Funktionsfähigkeit angestrebt werden. Im Hochwinter (Januar-Februar) finden dagegen (bei Fehlen von Aalrutte bzw. Bachforelle) kaum zielgerichtete Wanderungen statt. Bei diesen Gewässern wäre der Funktionszeitraum in Richtung höherer Abflüsse zu verschieben.
Bei Gewässern mit sehr ausgeglichenem Abflussregime ist jedenfalls eine größere Funktionsdauer von > 300 Tagen einzuhalten, weil ausgeprägte Niederwasserphasen bzw. große Hochwässer, die die Fischwanderungen einschränken, fehlen. Zudem kann die angestrebte ganzjährige Passierbarkeit hier ohne technische Schwierigkeiten erreicht werden.
Bei Staulegung ist zumindest für eine ausreichende Notdotation, die ein Überleben der Fische in der FAH gewährleistet, zu sorgen.

3.3 Größenbestimmende Fischarten

FAHs müssen sowohl den Schwimmleistungen, dem Verhalten als auch der Größe der Fische entsprechend gestaltet werden, um eine Durchwanderbarkeit für die gewässertypspezifische Fischfauna sicherzustellen. Körpermaße (siehe Tabelle 3), bekanntes Verhalten (zum Beispiel Wanderung in größeren Gruppen, Meidung zu kleiner Öffnungen) bzw. Präferenzen (Habitat, Strömung) dienen als Grundlage zur Definition der Bemessungswerte. Diese werden in Kapitel 4 „Definition der notwendigen Bedingungen im Wanderkorridor“ dargestellt.

Die im Leitfaden vorgestellten Bemessungswerte zur Dimensionierung von FAHs orientieren sich an den Leitfischarten und typischen Begleitfischarten der Fischleitbilder der Gewässertypen (Fischregionen) gemäß „Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische“ (HAUNSCHMID et al., 2010, http://www.lebensministerium.at/wasser/wasser-oesterreich/plan_gewaesser_ngp/nationaler_gewaesserbewirtschaftungsplan-nlp/bio_lf.html) (Tabelle 2).

Grundsätzlich müssen zum Erhalt bzw. der Wiederherstellung des guten Zustandes bzw. ökologischen Potentials nicht die größten Individuen einer Art die FAH passieren können, sondern es wird anhand reproduktionsbiologischer Überlegungen eine maximale Bemessungsgröße für die unterschiedlichen Fischarten festgelegt, die die meisten wanderwilligen Fische bzw. die individuenstärksten reproduzierenden Jahrgänge einer Art umfasst. Die Bemessungsgröße wird dabei auch an die teilweise unterschiedlichen Fischgrößen in differierenden Gewässertypen/-größen (JUNGWIRTH et al., 2003) angepasst.

Die maßgebende sogenannte „größenbestimmende“ Fischart je Fischregion ist dabei jeweils die größte Art bzw. jene Art, für die sich die größten Mindestdimensionen der FAH ergeben.

Tabelle 2: Gewässertypen (zusammengefasst und adaptiert nach HAUNSCHMID et al. (2006) und zugehörige größenbestimmende Fischarten (Leitfischarten und typische Begleitfischarten gemäß der dzt. geltenden Fischleitbilder für die Gewässertypen bzw. Fischregionen gemäß „Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische“).

FISCHREGION	MAßGEBENDE LÄNGE UND FISCHART
Epirhithral	
Epirhithral < 2 m³/s MQ	30 cm Bachforelle
Epirhithral > 2 m³/s MQ	40 cm Bachforelle
Metarhithral	
Metarhithral < 2 m³/s MQ	40 cm Bachforelle
Metarhithral > 2 m³/s MQ	50 cm Bachforelle, Äsche
Hyporhithral	
Hyporhithral klein (< 2 m³/s MQ)	50 cm Aitel, Äsche, 50 cm Aalrutte
Hyporhithral mittel und groß ohne Huchen (> 2 m³/s MQ)	60 cm Aalrutte, Barbe/Nase
Hyporhithral mittel (> 2 m³/s und < 20 m³/s MQ) mit Huchen	80 cm Huchen
Hyporhithral groß (> 20 m³/s MQ), mit Huchen	100 cm Huchen
Epipotamal	
Epipotamal klein (< 1 m³/s MQ)	60 cm Barbe/Nase
Epipotamal mittel ohne Hecht ohne Huchen	60 cm Barbe/Nase
Epipotamal mittel mit Hecht ohne Huchen	90 cm Hecht, 50 cm Brachse
Epipotamal mittel mit Huchen	90 cm Huchen, 50 cm Brachse
Epipotamal groß mit Huchen	100 cm Huchen
Epipotamal groß ohne Huchen mit Wels	120 cm Wels
Epipotamal groß ohne Huchen ohne Wels	90 cm Hecht, 50 cm Brachse
Schmerlen- und Gründlingsbach	
Schmerlen-/Gründlingsbach (östl. Flach- und Hügelländer)	40 cm (Aitel)
Grosse Flüsse	
Donau	150 cm Wels
Alpenrhein (oh. Illmündung)	80 cm Seeforelle
Alpenrhein (uh. Illmündung)	120 cm Wels
Drau (ab Leisach bis KW Rosegg)	100 cm Huchen
Drau (uh. KW Rosegg)	120 cm Wels
Inn Tirol (uh. Sannamündung)	100 cm Huchen
Inn (unterer Inn, Oberösterreich)	120 cm Wels
Salzach (uh. Mdg. Rauriser Ache)	80 cm Huchen
Salzach (uh. Saalachmündung)	100 cm Huchen
Mur (uh. Murau)	100 cm Huchen, 100cm Hecht
Enns (ab Haus i. E.)	100 cm Huchen
March	150 cm Wels
Seezubringer und Seeausrinne	
Seezubringer und Seeausrinne	90 cm Seeforelle, 90 cm Hecht, 70 cm Perlfisch, 60 cm Barbe, 50 cm Brachse

In Tabelle 2 sind die in Abhängigkeit von der Fischregion üblicherweise maßgeblichen Fischarten und Fischlängen angegeben. Aufbauend auf der Kategorisierung der Fischregionen und Gewässergrößen

(Abflusshöhen) in Tabelle 2 werden in den Kapiteln 4 und 5 Bemessungswerte für verschiedene Arten von Fischaufstiegshilfen angegeben.

In der Regel kann von den in Tabelle 2 angegebenen Werten ausgegangen werden. Trotzdem wird eine Überprüfung für den konkreten Einzelfall empfohlen, insbesondere in folgenden Fällen:

- Befindet sich eine geplante FAH im **Übergangsbereich von zwei Fischregionen oder Bioregionen**, sind die maßgeblichen Fischarten und –größen unter Berücksichtigung des Verbreitungs- und Wandergebiets der Leit- und typischen Begleitarten beider Fischregionen im Einzelfall festzulegen.
- Auch innerhalb einer Fischregion ergeben sich an den Grenzen der in Tabelle 2 angeführten **Abflussklassen** „Sprünge“ hinsichtlich der größenbestimmenden Fischarten bzw. deren relevanter Größe. Die maßgeblichen Fischarten und –größen sind unter Berücksichtigung des Verbreitungs- und Wandergebiets der Leit- und typischen Begleitarten beider Abflussklassen im Einzelfall festzulegen.
- In einzelnen Fällen kann es erforderlich sein, dass die FAH nicht nur für die Leit- oder typ. Begleitfischart des Gewässers, an dem sie geplant ist, ausgelegt wird. Dies ist dann der Fall, wenn die Durchgängigkeit für eine bestimmte Art, die in diesem Gewässerabschnitt nicht Leit- oder typ. Begleitart ist, **essentiell für den ökologischen Zustand anderer Gewässer** ist, z.B.:
    - Laichwanderung zu essentiellen Laichhabitaten oder Migrationsareal von Großfischarten (z.B. Huchen)
    - Seezubringer und Seeausrinne, die für bestimmte Seefischarten (Seeforelle, Perlfisch,…) bedeutend sind (dieser Fall ist in Tab. 2 bereits berücksichtigt)
    - Ungewöhnliche natürliche Fischregionsabfolgen, bei denen sich rhithrale Abschnitte zwischen potamalen Fischregionen befinden (z.B. Schluchtstrecken)

- Bei Gewässern, für die Großfischarten (z.B. Huchen, Wels) als Leit- und typische Begleitarten ausgewiesen sind, die jedoch **für die Fischgröße vergleichsweise geringe Abflüsse** aufweisen (z.B. Epipotamal groß mit MQ < 20 m^3/s), ist die relevante Körpergröße dieser Art (bzw. auch das jahreszeitliche Vorkommen) zu überprüfen und individuell festzulegen.
- In Spezialfällen, wenn beispielsweise **Großfischarten ausschließlich zur Laichzeit** aus einem großen Gewässer in die **Unterläufe kleiner Zubringer** einwandern, sind die erforderlichen Mindestdotationen bzw. –abmessungen der FAH im Zubringer individuell festzulegen (erfahrungsgemäß passieren diese Fischarten in den kleinen Zubringern etwas kleinere FAHs als in den Hauptgewässern).
- In begründeten Sonderfällen sind aufgrund geringerer Fischgrößen in Abhängigkeit von der Gewässergröße (z.B. oberes Verbreitungsgebiet) Reduktionen der Fischlängen möglich.
- Geschützte Fischarten gemäß FFH-Richtlinie sind entsprechend naturschutzfachlicher Vorgaben zu berücksichtigen.

Für den Großteil der österreichischen Gewässer sind die jeweilige größenbestimmende Fischart sowie deren relevante Größe in einer Karte des BAW/IGF Scharfling dargestellt. Diese Karte ist kostenlos unter http://www.baw-igf.at downloadbar, enthält auch die Vorgaben der Sanierungsverordnungen nach § 33d und wird sukzessive ergänzt. Es wird gerade in den oben angeführten Übergangsbereichen und Sonderfällen dringend empfohlen, die in der Karte angeführten Angaben als Hilfestellung für die Planung zu benutzen.

Tabelle 3: Körperhöhe und –breite (nach JÄGER et al. 2010) für unterschiedliche Längen der größenbestimmenden Fischarten entsprechend Tabelle 2 als Basis für die Festlegung der Bemessungungswerte in Kap. 5

Größenbestimmende Fischart	Länge (cm)	Höhe (cm)	Breite (cm)
Bachforelle	30	6	3
	40	8	4
	50	10	6
Äsche	40	9	5
	50	11	6
Aitel	40	8	5
	50	11	6
Aalrutte	50	7	7
	60	8	8
Barbe	60	11	7
Nase	60	11	7
Brachse	50	15	5
Hecht	60	8	6
	90	12	9
Huchen	80	13	10
	90	14	12
	100	16	12
	120	19	14
Wels	90	14	13
	120	23	18
	150	31	22
Seeforelle	90	20	11
Perlfisch	70	13	7

4 Definition der notwendigen Bedingungen im Wanderkorridor

Als Wanderkorridor wird der virtuelle Weg des Fisches durch eine FAH bei unterschiedlichen Wasserführungen, inklusive des Bereiches der großräumigen Leitströmung und des Leitstromimpulses verstanden. Er stellt den hydraulischen Raum um den Fisch dar, der über die gesamte Länge der FAH vorhanden sein muss, um dem Fisch sowohl die Auffindbarkeit als auch eine Passage zu ermöglichen.
Die Definition der Bemessungswerte zur nachhaltigen Herstellung der notwendigen Bedingungen im Wanderkorridor erfolgt anhand von umfangreichen Erkenntnissen die an bestehenden nationalen und internationalen Anlagen sowie anhand von Hinweisen in der wissenschaftlichen Literatur und Expertenüberlegungen gewonnen wurden (vgl. AG-FAH 2011, z. B. GERSTER 1992, JUNGWIRTH und PARASIEWICZ 1994, EBERSTALLER et al. 1996, GERSTER 1998, ECKER 2000, EBERSTALLER und KAMINITSCHEK 2001, EBERSTALLER et al. 2001, KOLBINGER 2002, ZITEK et al. 2004, GUTHRUF und GUTHRUF-SEILER 2006, SCHWEVERS und ADAM 2006, SCHMALZ und SCHMALZ 2007, WIESNER et al. 2007, ZITEK et al. 2007, GUTHRUF 2008, PINKA und EBERSTALLER 2008, ZITEK et al. 2008, HAUNSCHMID et al. 2009 und JÄGER et al. 2009b).

4.1 Anforderungen für die Auffindbarkeit von FAHs

Neben der Durchwanderbarkeit (siehe Kap. 4.2) ist die Auffindbarkeit von Fischaufstiegshilfen ein wesentlicher Grundparameter, der maßgeblichen Einfluss auf die Funktionsfähigkeit einer FAH hat. Diese wird von der Lage des FAH Einstieges und einer möglichst guten Wahrnehmbarkeit des aus der Fischaufstiegshilfe austretenden Wasserstromes in Bezug zur Gewässergröße und der natürlich schwankenden Wasserführungen bzw. Unterwasserstände des Flusses bestimmt. Die Sicherstellung der Auffindbarkeit erfordert daher eine

- korrekte Anordnung der FAH in Bezug zum Wehr
- korrekte Anordnung der FAH in Bezug zur großräumigen und kleinräumigen Leitströmung bzw. morphologischen Ausprägung des Flusses flussab des Wehres
- der Gewässergröße und den wechselnden Wasserführungen des Flusses angepasste Leitstromdotation d.h. einen eindeutig wahrnehmbaren gerichteten Leitstromimpuls aus dem unterwasserseitigen FAH Einstieg der an den natürlichen Wanderweg der Fische anschließt sowie
- ausreichende Fließgeschwindigkeit, die rheotaktisches Verhalten der Fische auslöst.

4.1.1 Anordnung des unterwasserseitigen FAH Einstieges

4.1.1.1 Großräumige Auffindbarkeit

Neben der korrekten Lage im Bezug zum Querbauwerk (siehe Kap. 4.1.1.2) ist die großräumige Positionierung des FAH-Einstieges vor allem bei komplexer Flussmorphologie (z. B. Gewässeraufzweigungen) und Ausleitungskraftwerken wesentlich (DUMONT et al. 2005).

- Bei **Gewässerverzweigungen** ist der Hauptarm mit der dominierenden Leitströmung wesentlich.
- Bei **Ausleitungsstrecken** besteht das Problem, dass die Lage des Wanderkorridors je nach dem Verhältnis von Betriebsabfluss des Kraftwerks und Restwasserabfluss zwischen Unterwasser-Kanal des Kraftwerks und der Restwasserstrecke wechselt. Im Gelbdruck des DWA-Merkblattes 509 wird die Errichtung der FAH in der Regel am Krafthaus empfohlen. Zur Sicherstellung der Passierbarkeit des Gesamtstandortes an 300 Tagen im Jahr kann es sinnvoll sein, zusätzlich auch am Ausleitungswehr eine FAH zu errichten. (DWA M 509, Gelbdruck 2010, S. 78). Mit der FAH am Krafthaus soll die Passierbarkeit für jene Fische sichergestellt werden, die der Hauptströmumg in den Unterwasser-Kanal des Kraftwerks folgen, wenn der Betriebsabfluss den Restwasserabfluss übersteigt. Mit der FAH am Wehr soll den in die Restwasserstrecke eingewanderten Fischen der Aufstieg ermöglicht werden. Dies betrifft sowohl die in der Restwasserstrecke lebenden bzw. die bei entsprechendem Überwasser, wenn das Restwasser den Betriebsabfluss übersteigt, eingewanderten Fischen sowie die in strömungsärmeren Zonen wandernden Fische.

  Die Errichtung einer FAH am Krafthaus erfordert sowohl die Abgabe des Pflichtwassers in die Restwasserstrecke als auch zusätzlich eine Wasserabgabe zur Dotierung der FAH am Kraftwerk. Werden sowohl am Krafthaus als auch am Ausleitungswehr FAHs errichtet, fallen naturgemäß auch doppelte Baukosten an.

  Mit dem Ziel einer möglichst effizienten Nutzung der Gewässer unter gleichzeitiger Erhaltung der ökologischen Funktionsfähigkeit, wird im vorliegenden Leitfaden für den Regelfall die Errichtung einer FAH am Ausleitungswehr am effizientesten erachtet, auch wenn zu gewissen Zeiten Einschränkungen der Durchgängigkeit damit nicht zu vermeiden sind. Dies setzt allerdings voraus, dass zur Sicherstellung der Durchgängigkeit jedenfalls eine ausreichend hohe Pflichtwasserabgabe erfolgt und gegebenenfalls auch bauliche Maßnahmen im Bereich der Mündung des Triebwasserkanals in die Restwasserstrecke. Der Vorteil dieser Variante ist, dass in der Restwasserstrecke sowohl ein entsprechender Wanderkorridor als auch geeigneter Lebensraum geschaffen wird.

4.1.1.2 Kleinräumige Positionierung

Die wichtigste Voraussetzung für die Auffindbarkeit einer Fischaufstiegsanlage ist die optimale Situierung des unterwasserseitigen FAH Einstieges am Wehr bzw. hinsichtlich der großräumigen Leitströmung. Der Einstieg der FAH ist grundsätzlich dort zu positionieren, wo aufstiegswillige Fische auf Grund ihres natürlichen Verhaltens zur Laich- bzw. Wanderzeit wandern bzw. den Wanderkorridor suchen (DUMONT et al. 2005). Ist ein Fisch einmal am FAH Einstieg vorbeigeschwommen, ist - je nach Lage - ein Wiederauffinden des Einstiegs schwierig, da der Fisch am Wehr nach Möglichkeiten zur Weiterwanderung sucht.

Bei Ausleitungskraftwerken sollte die Ausmündung der FAH ins Unterwasser in den Wehrkolk mit direktem Sohlanschluss der FAH an das Flussbett erfolgen. Der Wasserspiegel der Ausmündung der FAH muss hierbei so tief liegen, dass eine Einwanderung bei jedem Unterwasserstand möglich ist.

Bei Kraftwerken ohne Ausleitung sollte die FAH-Mündung möglichst direkt flussab des Triebwassereinlaufes bzw. der dabei auftretenden Turbulenzzonen nahe am Wehr situiert sein bzw. flussab des Abströmbereiches und in Abströmrichtung des Triebwassers ins Tosbecken oder flussab von Zonen extrem hoher Fließgeschwindigkeiten flussab des Tosbeckens (je Gewässertyp und Standort unterschiedlich). Bei stark regulierten Ufern in Prallhangsituationen mit hohen Fließgeschwindigkeiten in

diesen Bereichen flussab des Wehres sind Uferstrukturierungen anzubringen, um auch schwimmschwächeren Arten einen Aufstieg zu ermöglichen.

Im gesamten Wanderkorridor vom Unterwasser, über den Einstieg in die FAH, in der FAH selbst bis über den Ausstieg ins Oberwasser muss eine durchgehende raue Sohle vorhandenen sein. Bei Kraftwerken ohne Ausleitung muss unter Umständen der Sohlanschluss von der Natursohle des Gewässers ab der Gegenschwelle des Tosbeckens bis zum Fischpasseinstieg über eine ausreichend breite raue Rampe, die sohleben an den Fischpasseinstieg geführt wird, hergestellt werden (Abbildung 3 und 4).

Sohlanbindung im Unterwasser

Abbildung 3 und Abbildung 4: Sohlanbindung im Unterwasser im Bereich des Turbinenauslasses durch ansteigende Rampe mit rauer Sohle, KW Werfen, Salzach (links) und Sohlanbindung im Unterwasser an natürliche Sohle, im direkten Bereich des Einstieges befestigt, KW Rott, Saalach; ersichtlich ebenfalls die Lage des Unterwasserspiegels bei unterschiedlichen Wasserführungen und die daraus abgeleitete Notwendigkeit einer dynamischen Zusatzdotation zur Aufrechterhaltung der Ausströmgeschwindigkeit und damit der Auffindbarkeit (rechts) (JÄGER und ZITEK 2009).

Wie die Einstiegslage in Bezug zu Wehr, Turbinenauslass und hydraulischen Mustern im Unterwasser situiert werden sollte, ist z. B. ausführlich im DWA Merkblatt M 509 (Gelbdruck 2010), ADAM und SCHWEVERS (2001), GEBLER (2009), DUMONT et al. (2005) und LARINIER et al. (2002) beschrieben.
Speziell die Wiederherstellung des Kontinuums für Adulte der rheophilen Leitfischarten wie Nase, Barbe und Huchen erfordert eine Lage des FAH-Einstieges, die direkt an die Hauptströmung des Flusses, dem bevorzugten Wanderweg dieser rheophilen Fische, anschließt, da diese Fischarten zur Laichzeit ein eindeutig an der Hauptströmung orientiertes Wanderverhalten aufweisen (ZITEK et al. 2008).
Bachforellen, Äschen, Aitel, Aalrutten und juvenile der o. g. Fischarten sowie viele indifferente und stagnophile Arten zeigen eher ein „ufer-„ bzw. „zubringerorientiertes“ Wanderverhalten, weshalb für diese Arten auch eine andere Position des Einstieges optimal sein kann (ECKER 2000; ZITEK et al. 2008). Bei breiten Flüssen oder flussmittigen Turbinen kann es deshalb notwendig sein, mehrere Fischaufstiegsanlagen oder Sammelgalerien zu errichten (LARINIER et al. 2002; DUMONT et al. 2005). Die Empfehlung, die Staualage bei großen Flüssen mit mehr als einer Aufstiegsanlage auszustatten, ist auch im Entwurf des DWA-Merkblattes M 509 (2010) enthalten. Weiters kann es sinnvoll sein, bei Flüssen mit

Ausystemen getrennte Aufstiegswege für rheophile und stagnophile Arten und deren unterschiedlicher Altersstadien (ab 1+) zu errichten.

Die optimale Situierung des FAH-Einstieges ist daher **bei Ausleitungskraftwerken** in den **seitlichen Randbereichen des Wehrkolkes und bei Laufkraftwerken am turbinenseitigen Ufer auf der Höhe des Triebwasserauslaufes oder bei starken Turbulenzen/Fließgeschwindigkeiten unmittelbar flussab davon**.

Die o.a. Praxiserfahrungen bestätigen eindeutig, dass ein zu weit vom Querbauwerk bzw. der Wehranlage entfernt gelegener FAH-Einstieg zu einer deutlichen Reduzierung der Auffindbarkeit – insbesondere für rheophile Arten – führt.

Zusammengefasst gelten folgende Richtlinien für die kleinräumige Anordnung von FAH-Einstiegen (DUMONT et al. 2005):

- im spitzen Winkel des Wehres – nach flussauf betrachtet (Abbildung 5 und Abbildung 6)
- unmittelbar am/neben dem Wanderhindernis am Ufer bzw. am Rand der Hauptströmung (Abbildung 7, 9 und 10)
- hinter der Deckwalze nahe dem Querbauwerk, flussab eventuell auftretender starker Turbulenzzonen oder Zonen extrem hoher Fließgeschwindigkeiten im bzw. flussab des Tosbeckens Es sollte jedoch grundsätzlich versucht werden den Einstieg möglichst nah am Wehr zu positionieren; gegebenenfalls müssen die Ufer in diesen Bereichen strukturiert werden um auch schwimmschwächeren Arten das Erreichen des FAH Einstieges zu ermöglichen
- am Prallufer (Abbildung 8)
- bei Ausleitungsstrecken sohleben direkt im Wehrkolk flussab des Wehres, wobei die Durchgängigkeit der Gegenschwelle zu beachten ist
- bei flussmittigen Turbinenauslässen oder wenn anhand der lokalen Strömungsmuster, der Morphologie und der Gewässerdimension keine eindeutige zu bevorzugende Lage zu identifizieren ist, kann es notwendig sein, neben einem FAH Einstieg am Ufer auch einen flussmittigen Einstieg bzw. mehrere Einstiege über eine sog. Sammelgalerie („collection gallery“) zu errichten (LARINIER et al. 2002, DUMONT et al. 2005).

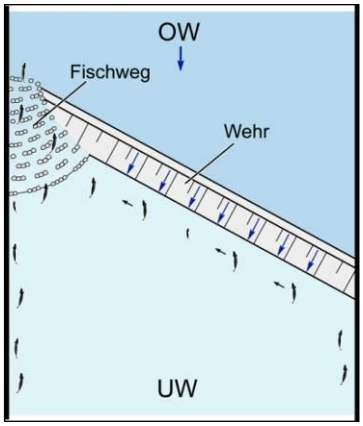
4.1.1.3 Ausmündung des Leitstroms ins Unterwasser

Die Leitströmung dient dazu, den Wanderkorridor der Fische im Unterwasser des Querbauwerkes mit dem Wanderkorridor in der FAH unterbrechungsfrei zu verbinden. Die Leitströmung kann grundsätzlich nur im Nahbereich flussabwärts der Austritts- bzw. Einstiegsöffnung der FAH wirksam sein, d.h. von Fischen wahrgenommen werden. Dort, im „Leitkorridor“, muss sie in solchen Bereichen auftreffen und wirksam sein, wo die Fische gemäß ihrer artspezifischen Orientierungen natürlicherweise auf das Querbauwerk treffen (SEIFERT, 2012). Im besten Falle stellt der Leitstrom aus der FAH eine direkte Weiterführung der großräumigen Leitströmung bzw. des Wanderkorridors dar, der von der Mehrzahl der aufwandernden Fische genutzt wird. Dieser sollte möglichst parallel zum abströmenden Wasser seitlich neben dem Turbinenablauf am Ufer positioniert werden. Ist diese Positionierung des unterwasserseitigen FAH Einstieges nicht möglich, und die FAH mündet seitlich in einem Bereich weiter flussab des Wehres in den Fluss, so sollte gemäß DVWK (1996) und ADAM und SCHWEVERS (1998) der Mündungswinkel maximal 30°-45° betragen, um als Leitstrom optimal angenommen zu werden, wobei erfahrungsgemäß Winkel < 30° zu bevorzugen sind (FLÖCKSMÜHLE 2004).

Der Leitstrom ist auf jeden Fall so zu dimensionieren bzw. auszurichten, dass dieser an jene Bereiche heranreicht, die von den Fischen natürlicherweise im Zuge ihrer Wanderungen und Suchbewegungen aufgesucht werden, und so die Fische an den FAH-Einstieg leiten kann. Bei Ausleitungskraftwerken stellt sich das Problem dann nicht, wenn die FAH-Dotation gleichzeitig dem gesamten oder einem Großteil des behördlich festgelegten ökologisch notwendigen Abfluss entspricht.
Bei Laufkraftwerken ist der FAH Einstieg vor aufwallendem Wasser zu schützen. Es ist ebenso auf die Drehrichtung der Turbinen zu achten, damit das Turbinenwasser nicht auf den aus der FAH austretenden Leitstrom geworfen wird und diesen für Fische nicht mehr wahrnehmbar macht.
Generelle Charakteristika eines gut ausgeprägten Leitstromes sind:

- möglichst parallel am Rand der Hauptströmung, bevorzugt ufernah
- maximaler Mündungswinkel von 30°-45°
- gerichtet
- turbulenzarm
- ununterbrochen bis zum Einstieg
- Turbinendrehrichtung wurde beachtet.

Kleinräumige Anordnung



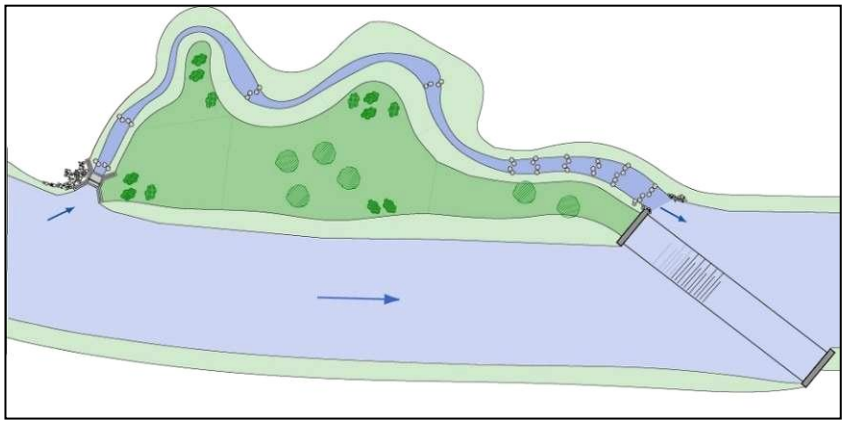
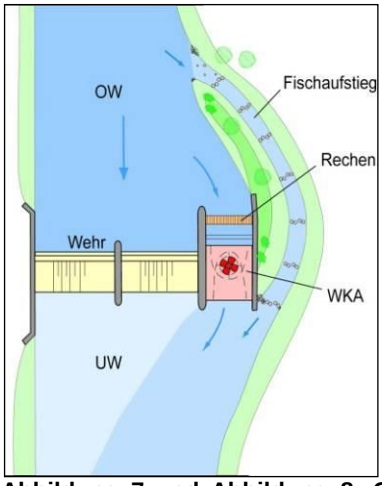


Abbildung 5 und Abbildung 6: Beispiele optimaler kleinräumiger Anordung einer Rampe (links) (GEBLER 2009) und des Einstieges in ein naturnahes Umgehungsgerinne im spitzen Winkel einer Wehranlage (rechts) (DUMONT et al. 2005)



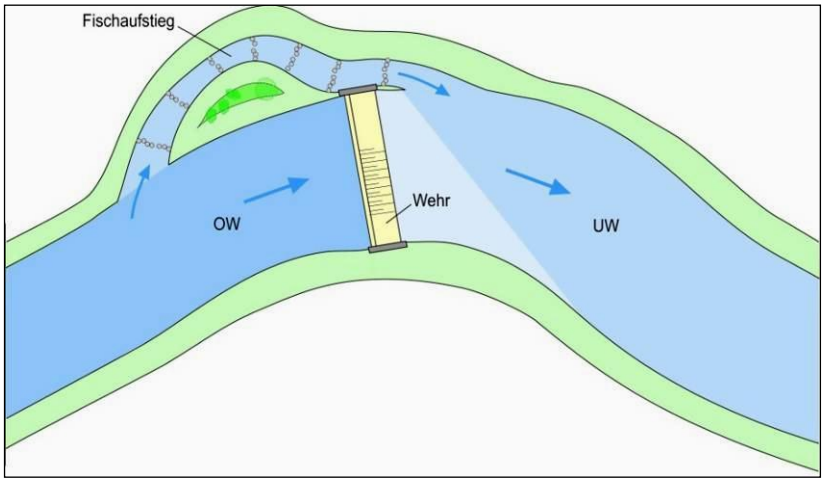


Abbildung 7 und Abbildung 8: Optimale kleinräumige Anordnung eines FAH Einstieges an einem Wehr mit Turbine, am Ufer auf der Höhe des Wehres mit einem parallel zur großräumigen Leitströmung mündenden Leitstrom (links) und am Prallhang (DUMONT et al. 2005).

Optimale Anordnung eines FAH Einstieges an einem Wehr mit Turbine

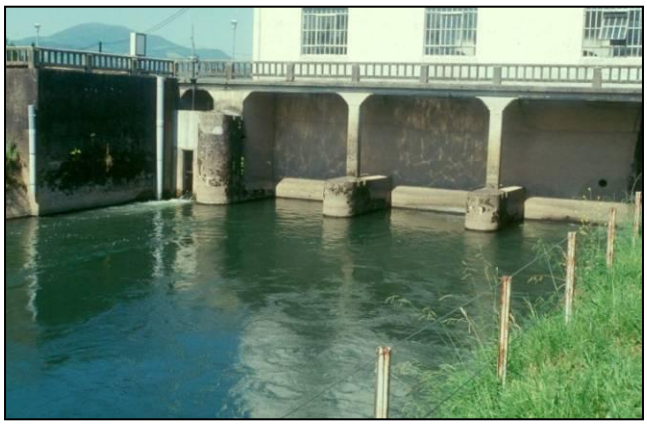


Abbildung 9 und Abbildung 10: Optimale Anordnung eines FAH Einstieges an einem Wehr mit Turbine, am Ufer auf der Höhe des Wehres mit deutlich zu erkennendem Leitstromimpuls im Bereich des FAH Einstieges, die sich deutlich von der Umgebungsströmung abhebt (DUMONT et al. 2005).

4.1.2 Hydraulische Bedingungen am unterwasserseitigen FAH Einstieg

4.1.2.1 Leitstromdotation – „Leitkorridor“

Die wichtigste Voraussetzung für die Auffindbarkeit einer Fischaufstiegshilfe vor allem für rheophile Arten ist neben der optimalen Lage des Einstieges die ausreichende Dimensionierung der FAH bzw. des Leitstromes in Bezug zur Gewässergröße und eine ausreichende Fließgeschwindigkeit des aus dem FAH-Einstieg austretenden Leitstromes.

„Wesentlich für die Wahrnehmbarkeit des (aus der FAH austretenden) *Leitstromes ist der von ihm ausgehende Strömungsimpuls, also das Produkt aus Strömungsgeschwindigkeit und Wasservolumen (LARINIER 2002). Weil sich die Strömungsgeschwindigkeit jedoch nicht beliebig erhöhen lässt, ohne die Erreich- und Passierbarkeit des Einstiegs für leistungsschwache Fische einzuschränken, besteht zur Erhöhung der Attraktivität des Leitstromes nur die Möglichkeit, die Wassermenge zu optimieren“* (DWA Merkblatt M 509, Gelbdruck 2010).

Dabei ist gemäß DWA Merkblatt M 509 (Gelbdruck 2010) zu beachten, dass es selbst durch eine beträchtliche Beaufschlagung nicht möglich ist, die Auffindbarkeit einer abseits der Hauptströmung gelegenen Fischaufstiegsanlage sicherzustellen, da der aus einer Fischaufstiegsanlage austretende Abfluss kaum über größere Distanzen auf Fische „lockend“ wirkt (MADER und BOGNER 2001).

Aufwanderwilligen Fischen ist deshalb dort ein wahrnehmbarer Leitstrom anzubieten, wo sie aufgrund ihrer Orientierung entlang der Leitströmung auf ein Querbauwerk treffen bzw. wo sie natürlicherweise nach Aufwanderkorridoren suchen.

Im besten Fall werden die Fische durch die Leitströmung direkt zum FAH Einstieg geführt. Von diesem Punkt aus werden sie durch den Leitstrom bzw. den Leitstromimpuls in die Aufstiegsanlage hinein geführt, d. h. die Wirksamkeit des Leitstromimpulses ist auf den Nahbereich des Einstiegs in die Fischaufstiegsanlage begrenzt (DWA MerkblattM 509, Gelbdruck 2010).

Die notwendige Leitstromdotation hängt dabei eng mit dem konkurrierenden Abfluss, mit den sich verändernden Unterwasserständen und hydraulischen Bedingungen im Unterwasser bzw. mit der Anordnung des Einstieges zusammen.

Je größer der Abflussanteil der Fischaufstiegsanlage (inklusive einer allfälligen Zusatzdotation in den unteren Bereich der FAH) ist, desto besser ist dabei grundsätzlich die Auffindbarkeit gewährleistet (bei optimaler Lage und unter der Voraussetzung, dass hydraulische Grenzwerte sowie einschlägige Gestaltungshinweise eingehalten werden).

Dass bei steigendem Abfluss des Flusses und gleichbleibendem FAH Abfluss der FAH Einstieg signifikant seltener gefunden wird, wurde z. B. von WINTER (2007) anhand von Nerflingen belegt. Es ist bekannt, dass vor allem rheophile Fische wie Nase, Barbe und Huchen in Richtung des stärkeren Abflusses in den Bereich der Turbinen gelockt werden (ZITEK et al. 2008).
Die Leitstromdotation, die vor allem von den rheophilen Großfischarten benötigt wird, um eine FAH gut aufzufinden, wird an empirischen Daten aus Frankreich und Nordamerika abgeleitet. Hier stellte sich heraus, dass FAHs mit einer Leitstromdotation von zumindest 1-5 % des konkurrierenden Abflusses (über ein Wehr bzw. Turbinen) zufriedenstellend von Fischen bei mittleren und größeren Gewässern gefunden werden (LARINIER et al. 2002); es wird jedoch ausdrücklich betont, dass in manchen Situationen deutlich mehr Wasser benötigt werden kann. LARINIER (2008) empfiehlt 2-5 % des konkurrierenden Abflusses als mindestens notwendige aus der FAH austretende Leitstromdotation für kleine bis mittlere Anlagen. Laut DUMONT (2005) liegt dieser Wert bei kleineren bis mittleren Gewässern erfahrungsgemäß je nach Abflussverhalten und absoluter Größe des Gewässers bei 5-10%. BELL (1980) nennt 3 % als ausreichende Leitstromdotation, damit der Einstieg einer FAH am Ufer bei optimaler Lage von Lachsen gut gefunden werden kann.
Obwohl sich diese Werte grundsätzlich an Lachsen orientieren, ist jedoch durch viele Fallbeispiele in Frankreich die Funktionalität dieser Bemessungswerte für heimische Arten wie Barbe, Nase, Aitel, Brachse und Rotauge belegt (LARINIER, 2002). Es ist daher anzunehmen, dass diese bekannten Bemessungswerte, die für den Lachs bzw. andere meerwandernde Arten Geltung haben, auch für die heimischen rheophilen Großfischarten wie Nase, Barbe und speziell den Huchen zutreffen. JUNGWIRTH und PARASIEWICZ (1994) empfehlen beispielsweise im Fall von Laufkraftwerken im Hyporhithral zur Hauptlaichzeit (der Äsche bzw. des Huchens) eine Verhältnis Q_{FAH}/Q_{Fluss} von 1:10.

Die Wirkung der Leitströmung hängt nicht nur vom relativen Anteil der Dotationsmenge am Gewässerabfluss ab, sondern auch von der absoluten Größe des Strömungsimpulses (Volumen mal Geschwindigkeit), um einen durchgehenden Wanderkorridor in die FAH sicherzustellen. Daher ist bei kleineren Gewässern tendenziell ein größeres Verhältnis zwischen Dotation und Gewässerabfluss erforderlich, um einen wahrnehmbaren Strömungsimpuls zu erzeugen als bei großen Flüssen. An der Donau bei Wien beträgt das MQ nahezu 2.000 m^3/s. 1 % des MQ bedeuten daher bereits eine hohe Wassermenge, 5 % (d.h. 100 m^3/s) entsprechen bereits dem Abfluss des Donaukanals.

Eine standardisierte Ermittlungsmethode zur Berechnung der erforderlichen Dotationsmenge gibt es nicht. Auf Basis der vorliegenden Erfahrungen und Literaturangaben können aber folgende Grundsätze empfohlen werden:

- Die **Gesamtdotationsmenge** einer FAH (Mindestdotation der FAH zwecks Passierbarkeit plus gegebenenfalls Zusatzdotation zur Erhöhung der Leistströmung zwecks Auffindbarkeit) soll **1-5 % des konkurrierenden Abflusses** im Gewässer betragen. Nur bei optimaler Positionierung der FAH-Mündung kann von ca. 1 % des MQ des Gewässers ausgegangen werden. Je ungünstiger die Position

ist, umso größer muss der Anteil werden (wobei eine sehr ungünstige Positionierung auch durch große Dotationen nicht kompensiert werden kann und in diesem Fall eine bauliche Lösung erforderlich ist).

- Eine über die Mindestdotation der FAH hinausgehende **zusätzliche Leitstromdotation ist in der Regel nur bei größeren Gewässern** (MQ > 25-50 m³/s) notwendig. Dies kann entweder durch eine Erhöhung des Betriebsabflusses über die FAH (und entsprechende Vergrößerung der FAH) oder als extra Dotierung direkt in den untersten Abschnitt der FAH erfolgen.

  Bei **kleineren Gewässern** (MQ < 25-50 m^3/s) hingegen erfüllt die Mindestdotation der FAH für den Zweck der Passierbarkeit in der Regel bereits das Kriterium, wonach der FAH-Abfluss zwecks Auffindbarkeit - richtige Positionierung der FAH Mündung vorausgesetzt - ca. 1-2 % des MQ des Gewässers betragen soll.

- Für die **Donau und den Unteren Inn** werden aufgrund der Größe dieser Gewässer eine individuelle Betrachtung und eine Detailfestlegung durch Modellierung vorgeschlagen.

- Die Höhe der Dotation für die Leitströmung kann in Abhängigkeit von den Wanderzeiten der Zielfischarten und vom Gewässerabfluss **zeitlich im Jahresverlauf variieren**.

Der Entwurf des DWA Merkblatts M 509 (Gelbdruck, 2010) gibt für kleine Gewässer an, dass der Anteil der Leitströmung am Gesamtabfluss 5 % betragen soll. Für größere Gewässer wird ein Orientierungswert von ca. 10 % des mittleren Niederwasserabflusses angegeben. An größeren Flüssen in Österreich (wie z.B. Mur, Inn, Salzach, Drau) entspräche das ca. 3% des MQ. Die Empfehlungen des österreichischen Leitfadens liegen – teilweise deutlich - darunter, umso mehr muss aber auf eine optimale Positionierung des FAH-Einstiegs geachtet werden.

Die erforderliche Leitstromdotation ist dynamisch je nach Zu- bzw. Abnahme des konkurrierenden Abflusses abzugeben. An größeren Gewässern werden vor allem bei technischen FAH international vielfach Zusatzdotationsbauwerke gebaut, die eine **Leitstromzusatzdotation** in den unteren Teil der FAH einspeisen, um die Dimensionen der FAH selbst zu begrenzen (CLAY 1995; LARINIER et al. 2002). Dazu gibt es viele Beispiele in Frankreich bzw. 2 FAHs am Rhein (Iffezheim und Gambsheim). In Gambsheim werden bis zu 13 m³/s Leitstromzusatzdotation über ein Kleinkraftwerk abgearbeitet und so der Gesamtabfluss der FAH (Schlitzpass mit einer Dotation von 1,2 m³/s) auf bis über 14 m³/s erhöht (MQ Fluss 1.250 m³/s).

Die Zusatzleitstromdotation muss energetisch soweit beruhigt in das Unterwasser gebracht werden, dass die Fische den Einstieg in den Fischaufstieg finden und annehmen. Dies ist eine große hydraulische Herausforderung, die über das Funktionieren des Fischaufstieges entscheiden kann. In Abbildung 11 ist ein Beispiel zur technischen Lösung dieses Problems beim KW Iffezheim am Rhein dargestellt. Diese Lösung wurde auch in Gambsheim gewählt.

Leitstromzusatzdotation

Abbildung 11: KW Iffezheim, energiearmes Einbringen der Leitstromzusatzdotation in den Fischpasseinstieg über strömungsberuhigende senkrechte und waagrechte Leiteinrichtungen. Im spitzen Winkel mündet die Basisdotation der FAH. Verhältnis Leitstrom zur Basisdotation 10 : 1 (Foto: P. JÄGER, 2001).

Alternativ ist ein ausreichender Zusatzleitstrom auch über eine **„Lockstrompumpe“** erzeugbar. In diesem Fall kann der Leitstrom aber nicht ins unterste Becken der FAH geleitet werden und strömt daher nicht direkt aus dem Einstieg sondern am Einstieg der FAH entlang. Es ist somit ein höherer Anteil der Leitstromdotation aus der FAH selbst erforderlich, um die Auffindbarkeit sicherzustellen.

Grundsätzlich sind bei der letztendlichen Festlegung der notwendigen Menge der Leitstromdotation unbedingt die lokale morphologische Situation bzw. die hydraulischen Muster bei sich ändernden Abflüssen zu berücksichtigen.

Hydraulische Modellierungen, wie diese in Frankreich bei größeren Anlagen Stand der Praxis sind, können hier helfen, sowohl Lage als auch Ausmaß der letztendlich benötigten Leitstromdotation hinsichtlich unterschiedlicher Wasserführungen des Flusses zu optimieren.

4.1.2.2 Fließgeschwindigkeit

Wesentliches Element für die Wirksamkeit der Leitströmung auf Fische sind die im Hauptleitstrahl herrschenden Fließgeschwindigkeiten, die am unmittelbaren Austrittspunkt aus dem untersten Becken und im flussabwärts anschließenden Leitkorridor die Fische zum aktiven Aufschwimmen zur bzw. in die FAH-Mündung bewegen sollen.
Die Auswirkung der Fließgeschwindigkeit auf die Auffindbarkeit bzw. Attraktivität eines FAH-Einstieges für Fische wurde beispielsweise von COLLINS und ELLING (1960) für Salmoniden bzw. von PAVLOV (1989)

für Cypriniden belegt. Optimale Fließgeschwindigkeiten im FAH Einstiegsbereich liegen bei ca. 0,7 - 0,8 mal der kritischen Schwimmgeschwindigkeit des Fisches (PAVLOV 1989).
Bei höheren Abflüssen im Gewässer sinkt durch das Ansteigen der Unterwasserstände die Fließgeschwindigkeit an der Eintrittsöffnung in die FAH ab, wenn der Abfluss in der FAH nicht adäquat mit erhöht wird. Daher werden bei größeren Flüssen Einrichtungen zur dynamischen Regulierung der FAH-Dotation in Abhängigkeit des Abflusses im Gewässer empfohlen.
„Um den unterschiedlichen Anforderungen der verschiedenen Arten an die Leitströmungscharakteristik Rechnung zu tragen, kann es vor allem in sehr großen Flüssen sinnvoll sein, bei Fischaufstiegsanlagen mehrere Einstiegsöffnungen mit unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten vorzusehen“ (DWA Merkblatt M 509, Gelbdruck 2010).
Die Bemessungsgeschwindigkeiten für die Leitströmung sind naturgemäß an die Leistungsfähigkeit der Zielfischarten und demnach an die Gewässer- bzw. Fischregion anzupassen, in der die FAH errichtet wird.

4.1.3 Maßnahmen zur Verbesserung ungünstiger FAH Einstiegslagen

Eine schlechte Lage des unterwasserseitigen FAH Einstieges kann in den seltensten Fällen durch eine Erhöhung des FAH-Abflusses und damit Vergrößerung der FAH oder einer Leitstromzusatzdotation kompensiert werden (LARINIER et al. 2002). In den meisten Fällen hilft nur die Errichtung einer zweiten FAH an optimaler Position. Selten können folgende Maßnahmen die Auffindbarkeit verbessern (nach DUMONT et al. 2005):

- zeitweilige Verlegung der großräumigen Leitströmung in den Bereich der Fischaufstiegsanlage z.B. durch Absenken des benachbarten Wehrfeldes zur Hauptwanderzeiten
- Errichtung schräg zur Fließrichtung auf den Einstieg zuführende Leitstrukturen (z.B. unpassierbare Steinschüttungen)
- Errichtung einer Sammelgalerie (engl. „collection gallery“)

4.2 Anforderungen für die Passierbarkeit von FAHs

4.2.1 Allgemeine Anforderungen

Die Passierbarkeit einer FAH erfordert in der Anlage einen geeigneten Wanderkorridor für alle Arten und Größenklassen der Zielfischarten. Ein geeigneter Wanderkorridor ist dann gegeben, wenn (SEIFERT, 2011)

(a) die hydraulischen (Fließgeschwindigkeiten, Leistungsdichten) Bedingungen einerseits so moderat bemessen sind, dass auch in Engstellen und Zwangspunkten der Anlage die Schwimmleistung der in dieser Hinsicht schwächsten Arten noch ausreicht, um sowohl einzelne Becken/Schwellen/ Höhensprünge als auch - nacheinander - alle Bereiche/Zwangspunkte der Anlage passieren zu können

(b) andererseits in der Anlage jedoch mindestens ein durchgehender „Strömungspfad“ besteht, der die rheoaktive Mindestgeschwindigkeit von 0,3 m/s für Gewässer mit Großsalmoniden (Huchen, Seeforelle, Lachs, Meerforelle) und von 0,2 m/s für alle übrigen Gewässer bzw. Fischarten erreicht oder überschreitet.

(c) die räumliche Dimensionierung bzw. die Geometrie (Wassertiefe, Gerinnebreite, Beckenlänge) der Anlage so bemessen ist, dass auch die adulten (Laichfische) Exemplare der größenbestimmenden Zielfischarten alle Bereiche der Anlage insbesondere die Engstellen und Zwangspunkte gut durchschwimmen können.

Begrenzende Faktoren für den Fischaufstieg innerhalb einer FAH und somit für die Passierbarkeit sind in der Regel (SEIFERT, 2011)

- die maximalen Höhensprünge und Fließgeschwindigkeiten im Wanderkorridor, welche dort meist im Bereich von Überlaufschwellen, Schlupflöchern, Schlitzen oder Durchgangsöffnungen zwischen Blocksteinen/Störsteinen auftreten.
- der Turbulenzgrad im Wanderkorridor, ausgedrückt durch die spezifische Leistungsdichte in Watt/m3 in den Becken der FAH. Turbulenzen erschweren die Orientierung der Fische und werfen insbesondere Klein- und Jungfische „aus der Bahn“.
- die Wassertiefe an den Engstellen und Durchlässen/Überläufen, welche so bemessen sein muss, dass für alle Fischgrößen ein ausreichend mächtiges „Wasserpolster“ vorliegt, in dem sie aufschwimmen können.

Die hydraulischen Verhältnisse (Fließgeschwindigkeiten, Höhensprünge und die Energiedichten in den Becken) wirken in erster Linie für die wenig schwimmstarken Jung- und Kleinfische limitierend. Für große, schwimmstarke Fischarten und deren Laichfische sind dagegen eher die räumliche Dimension, insbesondere die Beckenlänge, die Breite und Wassertiefe des Aufstiegsgerinnes und die Breiten der Durchlassöffnungen limitierend.

4.2.2 Beckendimensionen

Nachfolgend bzw. in Kapitel 5 werden Bemessungswerte für die einzelnen Parameter angeführt, die direkt in die Dimensionierung einzusetzen sind. Es sei darauf hingewiesen, dass in vielen anderen FAH-Leitfäden häufig Grenzwerte angeführt werden, die für die Bemessung noch mit entsprechenden Sicherheiten abzumindern sind und daher nicht mit den nachfolgend angeführten Bemessungswerten vergleichbar sind.

4.2.2.1 Beckenlängen und -breiten

Beckenlänge und Beckenbreite werden von Größe und Verhalten (z. B. Wanderung in großen Gruppen oder Schwärmen) der größenbestimmenden Fischart(en) des jeweiligen Gewässertyps und den Erfahrungen aus den Monitoringuntersuchungen abgeleitet.

- Bei **technischen FAHs (Schlitzpässen)** ergibt sich das **Innenmaß der Beckenlänge aus 3x der Länge der größenbestimmenden Fischart; das Innenmaß der Breite aus mindestens 2x der Körperlänge**.
- Bei **naturnahen FAHs** (naturnahe Umgehungsgerinne und Beckenpässe) ist die Innenbeckenlänge nicht exakt festlegbar, **es hat jedoch im Inneren des Beckens das Volumen der entsprechenden technischen Beckenbauweise Platz zu finden**. Je nach Ausführung der Ufer (flach oder steil mit entsprechender Ufersicherung) ergeben sich dabei veränderte Bemessungswerte für Länge und Breite der Becken.

- Zusätzlich können aufgrund der Energiedissipation größere Becken erforderlich sein.

Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die oben angeführten Werte die lichten Beckenlänge definieren. Für die Gesamtlänge der FAH sind die Stärke der Trennwände zwischen den Becken bzw. der Schwellen hinzuzurechnen.

4.2.2.2 Mindestwassertiefen in Becken

Die Mindestwassertiefe in den Becken bestimmt einerseits gemeinsam mit der Beckenlänge und –breite das Beckenvolumen und ist damit wesentlich für das Ausmaß der auftretenden Turbulenzen (Energiedissipation, siehe Kapitel 4.2.4). Zugleich ist sie aber ein bestimmender Parameter für einen ausreichenden Wanderkorridor bzw. für ausreichend Unterstände und Ruhezonen für die einzelnen Fischarten. Eine genügend große Mindestwassertiefe ist somit ein entscheidender Faktor für die Passierbarkeit der größenbestimmenden Fischart.
In die, in Kap. 5 für die einzelnen FAH-Typen angeführten Mindestwassertiefen fließen insbesondere auch die Erfahrungen aus Monitoringuntersuchungen ein. Als Bemessungsgröße wird jeweils die hydraulische Mindestwassertiefe der Becken angegeben. Darunter versteht man die Wassertiefe in den Becken von der natürlichen Sohlauflage bis zum Wasserspiegel. Die tatsächliche Bautiefe der Becken ist um die Dimension der naturnahen Sohlauflage und um die Höhe des notwendigen Freibordes des Gerinnes größer.
Bei technischen Anlagen ist die Wassertiefe in den Becken unterhalb der Trennwand der relevante Bemessungswert. Bei Beckenpässen und naturnahen Umgehungsgerinnen wird die sogenannte „minimale Kolktiefe“ sowie die mittlere Wassertiefe im Wanderkorridor angegeben.

Die im vorliegenden Leitfadenentwurf angeführten Mindestwassertiefen sind vielfach größer als die in anderen Richtlinien / Merkblättern empfohlenen Mindestwerte.
So wird im Entwurf des DWA Merkblattes M 509 (Gelbdruck 2010) für nahezu alle in Österreich relevanten Fischarten eine einheitliche Mindestbeckentiefe von 0,5 m angegeben, in einer heuer veröffentlichten Publikation des Schweizer Bundesamts für Umwelt BAFU beträgt die Mindesttiefe > 0,6 m. Anzumerken ist, dass z.B. in Deutschland bei größeren Gewässern vielfach größere Dotationsmengen vorgegeben werden, woraus dann auch größere Tiefen als die Mindesttiefe von 0,5 m oder 0,6 m resultieren. Dies zeigt z.B. im DWA Entwurf selbst das Bemessungsbeispiel für einen Schlitzpass an einem Hyporhithralgewässer.

Im DVWK Merkblatt aus dem Jahr 1996 findet sich eine Differenzierung nach Fischregionen (bzw. Fischarten), so wird z.B. für Schlitzpässe in der Forellenregion > 0,5 m, beim Huchen aber > 0,75 m als Mindesttiefe angegeben. Bei Beckenpässen sind es für die Forelle > 0,6 m, für die Äsche 0,6-0,8 m und für den Huchen 0,8-1,0 m.

Die Mehrheit der österreichischen Experten ist überzeugt, dass eine Staffelung der Beckentiefe nach der Fischregion und Gewässergröße notwendig ist. Aufgrund der bisher vorliegenden Erfahrungsberichte von bestehenden Anlagen ist davon auszugehen, dass z.B. (größere) Huchen in der Regel über einen Schlitzpass mit Tiefe < 85 cm und entsprechend $Q_{dot.}$ < 400 l/s nicht aufwandern. Hinweise auf „funktionsfähige“ Anlagen mit geringerer Tiefe beziehen sich nahezu durchwegs auf Monitoringergebnisse von anderen Fischarten, für die auch im Leitfaden geringere Tiefen als für den Huchen angegeben werden.

In Spezialfällen, wenn beispielsweise Großfischarten wie der Huchen ausschließlich zur Laichzeit aus einem großen Gewässer in die Unterläufe kleiner Zubringer einwandern, sind die erforderlichen Mindestdotationen bzw. –abmessungen der FAH im Zubringer individuell festzulegen (erfahrungsgemäß passieren diese Fischarten in den kleinen Zubringern etwas kleinere, weniger tiefe FAHs als in den Hauptgewässern).

Bei Gewässern mit einem MQ > 25-50 m^3/s bedingen die Anforderungen bezüglich der Leitströmung, dass die Gesamtdotation der FAH zumindest 0,25-0,5 m^3/s (ca. 1 - 2 % von MQ) betragen soll. Bei diesen Gewässern wird die Gesamtdotation daher nicht durch die empfohlenen Beckentiefen bestimmt.

4.2.3 Beckenübergänge

4.2.3.1 Mindestwassertiefen in Beckenübergängen

In Beckenübergängen muss der wandernde Fisch einen ausreichend hohen Wasserpolster vorfinden, um sein volles Schwimmpotential entfalten und die schnell strömenden Beckenübergänge ohne Sohlberührung überwinden zu können. Er braucht dazu eine hydraulische Mindestwassertiefe über der rauen Sohle, welche deutlich höher als die Körperhöhe des Fisches bzw. die Schwanzflosse ist, die vor allem zum Sprint durch den Wasserpolster gebraucht wird. Die Kennwerte für Minimaltiefen in Beckenübergängen orientieren sich daher an der Körperhöhe der verschiedenen Fischarten. In den meisten Fachbüchern (DVWK 1996; DUMONT et al. 2005) werden 20 cm als Minimaltiefen an Beckenübergängen genannt; GEBLER (2009) nennt 2 mal die Fischhöhe (Ausnahme: Äsche mit 3,5 mal der Körperhöhe) als Bemessungskennwert. Im DWA-Merkblatt M-509 (Gelbdruck 2010) werden 2,5 mal die Körperhöhe als Bemessungswert der Mindesttiefe über der Sohlrauigkeit genannt. An einzelnen kritischen Bereichen darf die Wassertiefe bis maximal 2 mal die Körperhöhe absinken, wobei davon ausgegangen wird, dass dies ausreicht, dass der Fisch bei der Passage weder den Gewässergrund noch Trennwände berührt.
Ein Sohlanschluss der Beckenübergänge ist vor allem für die Passierbarkeit von bodenorientierten Fischarten wesentlich. Dies umfasst insbesondere einen Großteil der Leit- und typ. Begleitarten des Hyporhithrals und Epipotamals wie z.B. Nase, Barbe, Gründling, Kessler-Gründling, Weißflossengründling, Steingreßling, Steinbeisser, Bachschmerle und Koppe. Da diese Arten entlang der Gewässersohle wandern, stellen Sohlsprünge, an denen die Gewässersohle praktisch „endet“, vor allem im Bereich der Beckenübergänge wesentliche Wanderhindernisse dar. Um die Passierbarkeit der hydraulisch hoch belasteten Beckenübergänge für die verschiedenen Arten und Stadien ab 1+ zu gewährleisten, sind sprungfreie Übergänge mit möglichst natürlichen Substratverhältnissen erforderlich. Diesbezüglich besonders sensibel sind die Nase, die Gründlingsarten und die sogenannten Donauperciden (Zingel, Streber, etc.). Für diese Arten wurde bisher kein Aufstieg über Beckenübergänge ohne Sohlanschluss dokumentert. Andererseits wurden in Aufstiegsanlagen in denen diese Bedingungen erfüllt sind der Austiegs von diesbezüglich sensiblen Arten nachgewiesen (z.B. ZAUNER et al., 2009).

Für den vorliegenden Leitfaden werden daher folgende hydraulische Mindestwassertiefen an Beckenübergängen und Furten festgelegt:

- Bei **gewässertypischen Ungehungsgerinnen**: 2,5 x der Körperhöhe (gerundete Werte), jedoch mindestens 20 cm. Aufgrund der naturnahen Ausformung von gewässertypischen Umgehungsgerinnen liegen die Werte nur etwas über den Grenzwerten in natürlichen Gewässern (Ausleitungsstrecken).
- In **Schlitzpässen** entspricht die hydraulische Mindestwassertiefe der Beckentiefe, um den Sohlanschluss der Beckenübergänge sicherzustellen.
- In **naturnahen Beckenpässen und Sohlrampen** können die Beckenübergänge aufgrund der größeren Rauigkeit im Vergleich zu den Becken um bis zu 1/3 angerampt werden, ohne dass der Sohlanschluss und damit die Passierbarkeit für bodenorientierte Arten verloren geht. Die

hydraulische Mindestwassertiefe an Beckenübergängen ergibt sich somit mit 2/3 der Mindesttiefe („minimale Kolktiefe“) der Becken.
Im Epirhithral und in kleineren Gewässern des Metarhithrals wird entsprechend der Gewässercharakteristik die hydraulische Mindestwassertiefe an Beckenübergängen auf das 2-fache der hydraulischen Mindesttiefe basierend auf der Fischkörperhöhe (also 2 mal die 2,5-fache Körperhöhe bzw. 2 mal 20 cm) begrenzt.

4.2.3.2 Schlitzweiten bzw. hydraulische Mindestbreiten an Beckenübergängen

Die **Mindestschlitzweite bei Beckenübergängen** wird entsprechend den derzeit international gebräuchlichen Kennwerten **mit der dreifachen Körperbreite** der größenbestimmenden Fischart (gerundete Werte) und mindestens 15 cm festgelegt. Mit dieser Schlitzbreite ist eine Passage der schnell strömenden Bereiche des Beckenüberganges ohne Berührung der Seitenwände möglich und die Durchwanderbarkeit der kritischen Passagen einer FAH gewährleistet. Aufgrund der Unregelmäßigkeit der Blocksteine ist bei naturnahen Beckenpässen eine größere mittlere Schlitzweite erforderlich, um die minimale Schlitzweite im gesamten Beckenübergang, insbesondere im sohlnahen Bereich sicherzustellen.

In der einschlägigen Fachliteratur wird weiters immer wieder darauf hingewiesen, dass die Schlitzweiten generell wegen der Verklausungsgefahr nicht zu gering gewählt werden dürfen (LARINIER et al. 2002; DUMONT et al. 2005) (Abbildung 12 und Abbildung 13).

Verklausungsprobleme

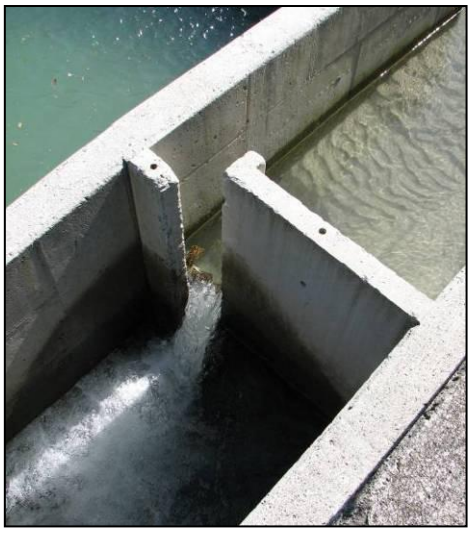


Abbildung 12 und Abbildung 13: Typische Verklausungsprobleme bei Schlitzpässen, weshalb von allen Autoren auf die Wahl einer ausreichenden Schlitzweite hingewiesen wird (beide Fotos: A. LUNARDON).

4.2.4 Hydraulische Grenzwerte

Die hydraulischen Bemessungswerte orientieren sich grundsätzlich an den Schwimmkapazitäten der Fische ab der Altersklasse 1+. Die festgelegten Bemessungswerte beschreiben die maximalen Höhendifferenzen zwischen den Becken und die sich daraus ergebenden maximalen Fließgeschwindigkeiten, die maximale Leistungsdichte bei der Energieumwandlung (W/m³) in den Becken, die Ausprägung der rauen Sohle sowie die erlaubten Mindestfließgeschwindigkeiten in FAHs.

4.2.4.1 Überfallshöhe und Fließgeschwindigkeit

Die maximal auftretenden Fließgeschwindigkeiten in einer FAH sind von der Überfallshöhe zwischen den Becken bzw. dem Gefälle abhängig, und können mit folgender Formel berechnet werden.

$$v = \sqrt{2gh}$$

v= Fließgeschwindigkeit
g= Fallbeschleunigung durch Erdanziehung = 9,81 m/s
h= Fallhöhe

Die Anwendung dieser Formel ergibt für Höhenunterschiede zwischen Becken von 20, 15, 13, 10 cm maximale Fließgeschwindigkeiten von rund 2,0 m/s, 1,7 m/s, 1,6 m/s und 1,4 m/s. Dieser Zusammenhang, bzw. die aufgrund dieses Zusammenhanges maximal auftretenden Fließgeschwindigkeiten sind seit jeher die Basis für die Festlegung der maximalen Höhenunterschiede in FAHs und orientieren sich grundsätzlich an den Schwimmkapazitäten der Fische.
Im Schlitz bei Schlitzpässen treten u. a. auch wegen der Wirkung der rauen Sohle geringere Fließgeschwindigkeiten auf; die höchste Fließgeschwindigkeit tritt zumeist erst unterhalb des Schlitzes auf, wo der Strahl ins Wasser taucht (Abbildung 14 und Abbildung 15). Da die meisten Fische (nicht die Oberflächenorientierten wie z. B. die Laube) jedoch zumeist seitlich neben dem Umlenkblock starten (Abbildung 15) und von der Seite im unteren Bereich den Schlitz durchschwimmen, sind sie dieser maximalen Geschwindigkeit nicht ausgesetzt. Eine raue Sohle reduziert die sohlnahe Fließgeschwindigkeit auf ein Drittel der Fließgeschwindigkeit im darüber liegenden Schlitzbereich. In diesem sohlnahen Bereich können auchKleinfischarten bzw. Jungfischen aufsteigen (mdl. Mitt. R. GEBLER).

Kleinräumige Anordnung

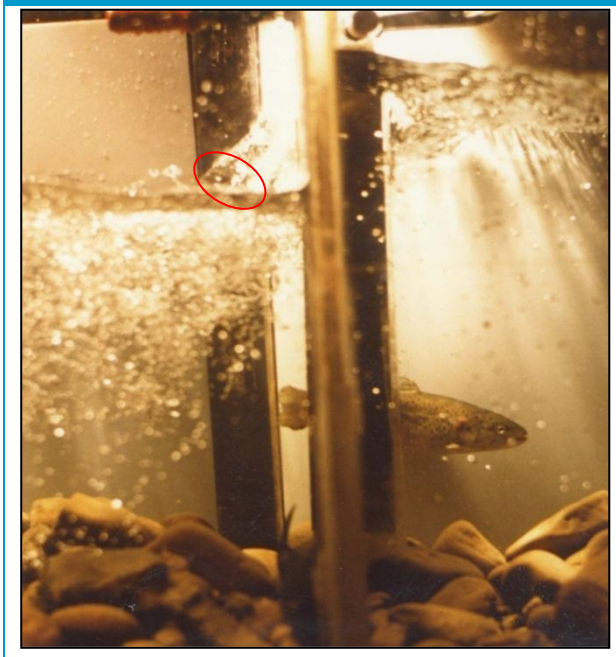


Abbildung 14: Schlitzströmung mit aufsteigender Bachforelle (GEBLER 1991); Bereich der höchsten FG ist rot gekennzeichnet

Abbildung 15: Standort der Rotaugen im Strömungsschatten des Umlenkblockes, von hier aus starten sie beim Durchschwimmen des Schlitzes (GEBLER 1991); Bereich der höchsten FG ist rot gekennzeichnet, deutlich ist auch die Wirkung der Turbulenz anhand der Köperhaltung der Rotaugen zu erkennen

4.2.4.2 Turbulenz

Turbulenz setzt die Schwimmkapazität von Fischen herab (PAVLOV et al. 2008), führt zu Erschöpfung bis zu Verletzungen, vor allem Schuppenverlusten (Abbildung 16, DEGEL 2006).

Schuppenverluste

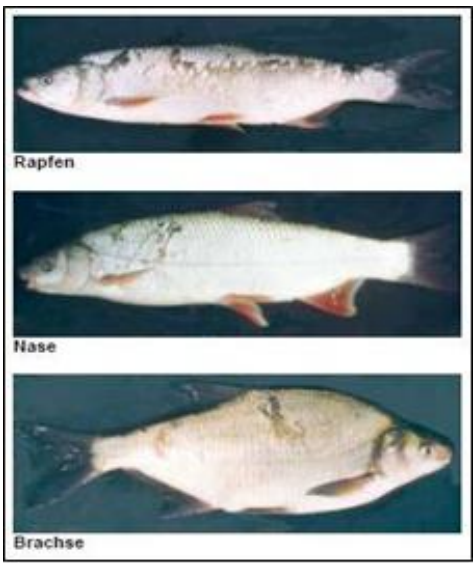


Abbildung 16: Schuppenverluste bei Schied (Rapfen), Nase und Brachse nach der Passage des Schlitzpasses bei Iffezheim am Rhein; als Ursache wurde ein Anpressen an die scharfkantigen Ränder des Schlitzpasses durch hohe Turbulenz und Fließgeschwindigkeit vermutet (DEGEL 2006).

So treten beispielsweise bei diversen Fischarten Schuppenverluste nach der Passage des Schlitzpasses des KW Iffezheim am Rhein auf (ca. E=180 W/m³). Unter zu turbulenten Bedingungen im Schlitzpass dürfte trotz einer Schlitzweite von 45 cm die Passage der Beckenübergänge für Fische nicht ohne Seitenberührung möglich sein (HARTMANN 2004).
Als Maß für die Turbulenz hat sich die Leistungsdichte bei der Energieumwandlung, angegeben in W/m³, eingebürgert (LARINIER 2007). Diese beschreibt die Umwandlung der in ein Becken eingetragenen Energie in Bezug zur Beckendimension, die sog. Energiedissipation (DVWK 1996). Bisher in Anwendung befindliche Kennwerte reichen von maximal 300 W/m³ (LARINIER 2007) und 200 W/m³ (DUMONT et al. 2005) als Maximalbelastungswerte von FAHs im Rhithral, bis 80 W/m³ im Metapotamal (DUMONT et al. 2005) bzw. sogar bis 55 W/m³ für kleinere Arten bzw. schwimmschwache Stadien (LARINIER 2007).
In der Überarbeitung des DWA-Merkblattes M 509 werden für das Epipotamal mit Vorkommen von Hecht oder Zander voraussichtlich Bemessungswerte von 90 W/m³ angegeben (mündl. Mitt. SCHWEWERS, 2011). Untersuchungen an der FAH Murau weisen deutlich darauf hin, dass juvenile und subadulte Äschen bei einer Energiedissipation von 180 W/m³ nur sehr eingeschränkt aufsteigen (WIESNER, et al., 2007), während bei FAH´s am gleichen bzw. ähnlichen Gewässern mit E<120 W/m³ diese Stadien in großen Stückzahlen aufsteigen (EBERSTALLER et al, 1996, GUMPINGER et al., 2009).

Die bisher oftmals angegebenen hohen Bemessungswerte für die Turbulenz für den Bau von FAHs (DVWK 1996; LARINIER 2007) resultieren v. a. aus dem Umstand, dass diese sich an Adulten schwimmstarker großer Wirtschaftsfische wie z. B. dem Lachs orientierten. Bei dynamisch dotierten FAHs (z. B. Rampen) beziehen sich diese Werte zudem i. d. R. auf das gesamte Abflussspektrum und sind deswegen höher (schriftl. Mitt. R. GEBLER, 26.10.2009).

Um der Forderung einer stress-, erschöpfungs- und verletzungsfreien Passage von Kleinfischarten bzw. Jungfischen ab 1+ sowie Adulten der größenbestimmenden Fischarten gerecht zu werden, werden die Bemessungswerte der Energiedissipation in Abhängigkeit der maximalen Höhenunterschiede zwischen den Becken je Fischregion wie in Tabelle 4 dargestellt definiert.

Tabelle 4: Bemessungswert für die Energiedissipation in Becken von Schlitzpässen, naturnahen Beckenpässen und Sohlrampen (bei $MJNQ_T$) je Fischregion zur Sicherstellung der erschöpfungs- und verletzungsfreien Passage von Klein- und Jungfischen ab 1+

Fließgewässerzone	Dh [m]	Energiedissipation [W/m³]
Epirhithral	0,2	160
Metarhithral ohne Äsche	0,18	140
Metarhithral mit Äsche	0,18	130
Hyporhithral	0,15	120
Epipotamal	0,13-0,10	100
Metapotamal	0,08	80

Es sei an dieser Stelle nochmals darauf hingewiesen, dass die oben angeführten Werte Bemessungswerte sind, die direkt in die Dimensionierung eingesetzt werden. Diese sind nicht direkt mit in der Literatur häufig angeführten Grenzwerten zu vergleichen, die vor der Bemessung noch mit entsprechenden Sicherheitsbeiwerten zu verringern sind (z.B. DWA –M 509 (Gelbdruck, 2010)).

Der österreichische Leitfadenentwurf sieht im Vergleich zu anderen Richtlinien / Merkblättern in Deutschland und der Schweiz geringere Werte für die Energiedissipation vor. Der DWA Merkblatt Entwurf gibt für Epirhithral 225 W/m³, Metarhithral 200 W/m³, Hyporhithral 225 W/m³ und Epipotamal 135 W/m³ an. Die Folge ist, dass z.B. die rechnerisch erforderlichen Beckenflächen von Schlitzpässen gemäß Leitfadenentwurf um ca. 40-50 % größer sind im Vergleich zum DWA M 509 Merkblattentwurf, bzw. die Längen und Breiten um jeweils ca. 20-25 %.
Die im DWA Merkblatt empfohlenen Beckenlängen und –breiten liegen aber andererseits durchaus in einer ähnlichen / oft gleichen Größenordnung wie im österreichischen Leitfaden.
Die in der Schweiz empfohlenen Bandbreiten für Ediss-Werte liegen etwas über jenen des österreichischen Leitfadens aber unter den DWA Werten. Für Epirhithral werden 200 W/m³, Metarhithral 150-200 W/m³, Hyporhithral 120-150 W/m3 und Epipotamal 100-120 W/m³ angegeben. Vor allem in den unteren Fischregionen Hyporhithral und Epipotamal sind die Werte sehr ähnlich den österreichischen Werten.
Zahlreiche Monitoringergebnisse (Eberstaller, J., Gumpinger, C., Novak, N., 1996, Eberstaller & Kaminitschek, 2000, Wiesner et. al., 2007, Guthruf, 2008:Berg & Gumpinger 2009, Mertens & Küry,2010,)) weisen sehr deutlich darauf hin, dass in Fischaufstiegshilfen mit hoher Energiedissipation der Anteil der gefundenen Jungfische an der Gesamtzahl der aufgestiegenen Fische **signifikant geringer** ist als dies anhand der typischen Altersverteilung (ausgeprägter pyramidaler Altersaufbau) zu erwarten wäre. Ähnlich werden auch schwimmschwache Arten nur in verhältnismäßig geringer Zahl (im Vergleich zu schwimmstarken) oder gar nicht gefunden.

Aus diesem Grund empfiehlt die Mehrheit der österreichischen Experten zur Berücksichtigung juveniler Fische und schwimmschwacher Arten niedrigere Werte. Auch der bayrische Leitfaden gibt neben den DWA-Werten die österreichischen Werte als Orientierungswerte an, für den Fall dass der Aufstieg juveniler Fische oder schwimmschwacher Arten besonders im Fokus steht. Im bayrischen Leitfaden und bei Dumont et al., 2005 wird darüber hinaus betont, dass die höheren Werte der angegebenen Bandbreiten nur in der vergleichsweise kurzen Zeit bei den Extrembereichen des zeitlichen Abflussspektrums erreicht werden sollen.

Anzumerken ist noch, dass bei Gewässern mit großen Fischen wie z.B. Huchen die Fischlängen verhältnismäßig große Becken erfordern. Aus der Energiedissipation ergeben sich in diesem Fall keine darüber hinausgehenden Anforderungen.

4.2.4.3 Sohlrauigkeit

Das Einbringen einer rauen Sohle führt zu einer deutlichen Verminderung der Fließgeschwindigkeit im Bereich der Sohlrauigkeit (Abbildung 17 bis Abbildung 19). Das Einbringen einer ausreichenden Sohlrauigkeit wird daher schon seit langem empfohlen (GEBLER 1991), um einen ausreichend großen Bereich mit verminderten Geschwindigkeiten innerhalb der Sohlrauigkeit zu schaffen, der auch kleineren und schwimmschwächeren Altersstadien und Arten die Passage einer FAH erlaubt (DUMONT et al. 2005).
Naturnahe Umgehungsgerinne, naturnahe Beckenpässe (Tümpelpässe) und technische Anlagen werden in der Regel ohne Geschiebeintrag konzipiert. Die angestrebten Sohlverhältnisse müssen daher beim Bau hergestellt werden. In naturnahen Umgehungsgerinnen und naturnahen Beckenpässen ist eine naturnahe kiesig-schottrige Gewässersohle von mindestens 20-40 cm Mächtigkeit herzustellen, die annähernd jenen natürlicher Gewässer entspricht.
In Schlitzpässe wird eine 10-20 cm mächtige Substratauflage aus kantigem Material eingebracht, aus welcher größere Steine zur Erhöhung der Sohlrauigkeit und Bildung eines sohlnahen strömungsberuhigten Bereiches herausragen bzw. liegend aufgebracht sind (siehe (Abbildung 17 bis Abbildung 19). Die Störsteine sollen dabei 15 cm im Rhithral, 20 cm im Potamal aus der Sohle ragen. Der Abstand zwischen den Störsteinen sollte 20-30 cm betragen.
Dies ist insbesondere im Bereich vor und nach dem Schlitz wichtig, ohne dass dieser jedoch blockiert wird, d. h. im Schlitz darf sich kein Raustein befinden. Dadurch wird auch die Ausschwemmgefahr im Schlitz beim Befüllen der FAH wesentlich verringert.
Zu geringe Korngrößen beim flächigen Sohlaufbau führen zum Ausräumen der Sohlbedeckung im Schlitzbereich bei zu schnellem Fluten der FAH. Bei fehlender rauer Sohle verringert sich die bodennahe Fließgeschwindigkeit in den Schlitzen kaum, der Aufstieg von Klein- und Jungfischen sowie der wirbellosen Fauna wird erschwert bzw. verhindert.

Bauliche Umsetzung der rauen Sohle

Abbildung 17: Beispiel der baulichen Umsetzung der rauen Sohle, Foto: Rücker

Abbildung 18: Beispiel der baulichen Umsetzung der rauen Sohle, Foto: Lehmann (JÄGER und ZITEK 2009)

Abbildung 20 zeigt deutlich, dass die Abnahme der Fließgeschwindigkeit auf den Bereich der rauen Sohle beschränkt ist. In naturnahen Rampen wurde empirisch festgestellt, dass sich die Fließgeschwindigkeit im Bereich der rauen Sohle auf rund 1/3 der mittleren Fließgeschwindigkeit des darüberliegenden freien Abflusses reduziert (R. GEBLER, schriftl. Mitt., 26.01.2009).

Bauliche Umsetzung der rauhen Sohle

Abbildung 19: Beispiel der baulichen Umsetzung der rauen Sohle (Foto: SALZBURG AG, JÄGER und ZITEK 2009)

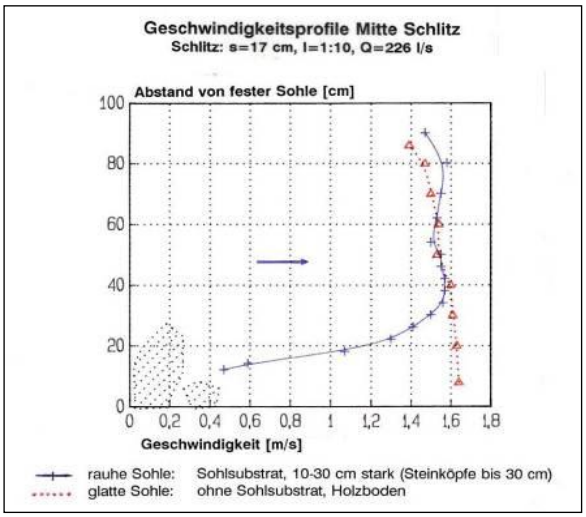


Abbildung 20: Abnahme der Fließgeschwindigkeit im Bereich des Schlitzes eines Schlitzpasses im Bereich der rauen Sohle (GEBLER 1991)

4.2.4.4 Minimalgeschwindigkeiten

Die Minimalgeschwindigkeit im Wanderkorridor leitet sich aus der Fließgeschwindigkeit ab, die für die meisten Arten als Mindestgeschwindigkeit für eine eindeutige rheotaktische Ausrichtung notwendig ist. Es ist davon auszugehen, dass rheophile Fischarten wie Nase und Barbe im Zuge ihrer Laichwanderung Bereiche mit stagnierender Fließgeschwindigkeit meiden. Diese Bereiche stellen daher eine Wanderbarriere dar (SCHMALZ und SCHMALZ 2007; ZITEK et al. 2007).
Die Mindestfließgeschwindigkeit im Wanderkorridor von FAHs wird daher nach PAVLOV (1989) mit 0,3 m/s festgelegt.

4.2.5 Bedingungen für den FAH Ausstieg

Neben der Anbindung des FAH Ausstieges an die Gewässersohle ist auch insbesondere dessen **Lage in Bezug zum Wehr bzw. zum Turbineneinlauf** und eine eindeutige Orientierungsmöglichkeit der Fische an der Strömung beim Verlassen der FAH wichtig.

Der **Abstand des FAH Ausstieges sollte daher ausreichend weit vom Einlaufrechen entfernt sein, um die aufsteigenden Fische vor einer Verdriftung in die Turbinen sofort nach dem Verlassen der FAH zu schützen** (JÄGER 2002). Neben einem ausreichenden Abstand des FAH Ausstieges vom Einlaufrechen sind die lokalen Fließgeschwindigkeiten zu beachten (die Einströmgeschwindigkeit in die FAH muss größer sein als die randliche Fließgeschwindigkeit des vorbeiziehenden Wassers) bzw. sollte im Bereich des

Ausstieges eine gute Uferstrukturierung vorliegen, um einen Einstand zu ermöglichen und ein sofortiges Verdriften der Fische zu vermeiden.

Bei größeren Gewässern können sich Mindestabstände von 50-100 m ergeben, bei kleineren Anlagen kann man meist mit entsprechend geringeren Abständen das Auslangen finden (10 m). Wenn Fischzähleinrichtungen geplant werden, sollten diese möglichst nahe beim oberwasserseitigen Ausstieg der FAH positioniert sein, um Informationen über die Funktionsfähigkeit der gesamten FAH zu erhalten. Fischzähleinrichtungen sollten immer auf- und absteigende Fische getrennt erfassen.

Schwankende Oberwasserstände sind entsprechend zu berücksichtigen, um bei allen konsensmäßigen Wasserständen eine ausreichende Dotation und Fischpassierbarkeit zu gewährleisten. Bei stark schwankendem Stauziel sind geeignete Einrichtungen (z.B. mehrfache Ausstiege) vorzusehen. Der FAH Ausstieg ist so zu planen, dass Geschiebe- und Schwimmstofffreiheit gewährleistet ist. Düsenartige Ausstiege mit glatten Überfallkanten, wie diese oft durch Einschubbretter zur Dotationsregelung verursacht werden, sind zu vermeiden (siehe Anmerkungen bei den FAH-Typen).
Grundsätzlich sind in der Planung von FAH Ein- und Ausstiegen die minimalen und maximalen Ober- und Unterwasserstände so zu berücksichtigen, dass die für die Fischpassierbarkeit notwendigen hydraulischen Bedingungen im Betrieb eingehalten werden können.

4.2.6 Schutz der FAH vor Geschiebe und Treibgut

Sowohl der oberwasserseitige Ausstiegsbereich aus der FAH als auch der unterwasserseitige FAH Einstieg sind so zu planen, dass die Funktionalität der FAH nicht durch Geschiebe- und Treibguteintrag beeinträchtig werden kann, und dadurch der Wartungsaufwand minimiert wird (Abbildung 21 und Abbildung 22). Weiters ist darauf zu achten, dass FAHs grundsätzlich so gebaut werden, dass diese auch größere Hochwässer unbeschadet überstehen (Abbildung 23). In alpinen Regionen können winterliche Vereisungen und Schneemassen zu Schwierigkeiten beim FAH Betrieb führen (Abbildung 24).

Treibguteintrag

Abbildung 21: Massiver Eintrag von Geschwemmsel in einen Schlitzpass (Foto: A. LUNARDON)

Abbildung 22: Treibgutbelastung im unterwasserseitigen Einstiegsbereich des KW Rott, Saalach (rechts, Foto: Salzburg AG).

Hochwasser und Vereisung

Abbildung 23: Hochwasser an den Warmen Mandling (Foto: P. JÄGER)

Abbildung 24: Vereisung einer FAH in Salzburg (JÄGER et al. 2010)

5 FAH-Typen und spezifische Gestaltungskriterien

Grundsätzlich ist zwischen naturnahen, gewässertypspezifischen und technischen FAH zu unterscheiden.

Naturnahe FAH orientieren sich dabei an natürlichen, in Gewässern vorkommenden Habitattypen, Strukturmerkmalen, Fließgeschwindigkeiten und Turbulenzen (JUNGWIRTH und PARASIEWICZ 1994; MONTGOMERY und BUFFINGTON 1997, GEBLER 1998; DUMONT et al. 2005; GEBLER 2009; JÄGER et al. 2010). Sie sind primär aus natürlichen Materialien gebaut, obwohl Beton zur Sicherung verwendet werden kann. Dabei können je Gewässertyp Habitattypen bzw. Habitateigenschaften anderer Gewässertypen zur Anwendung kommen, sofern die angeführten Kriterien eingehalten werden.

Gewässertypspezifische Bauwerkstypen orientieren sich grundsätzlich an den im jeweiligen Gewässertyp vorkommenden Habitattypen (EBERSTALLER und GUMPINGER 1997; PARASIEWICZ et al. 1998), und es werden keine Elemente anderer Gewässertypen verwendet.

Technische FAH wie z. B. Schlitzpässe, weisen kaum naturnahe Habitatelemente auf. Sie stellen nur die Durchgängigkeit sicher und bieten keinen/kaum Lebensraum.

Grundsätzlich ist der Übergang zwischen gewässertypspezifischen, naturnahen und technischen FAHs fließend; je steiler und unnatürlicher z. B. Ufer gestaltet werden, desto mehr Sicherungsmaßnahmen sind notwendig, und desto naturferner sind demnach diese FAHs. Dies muss aber aus ökologischer Sicht keine Auswirkung auf die grundsätzliche Funktionalität einer FAH in Bezug zur Fischpassage haben.
Im vorliegenden Leitfaden werden unter dem Begriff „Fischaufstiegshilfen“ vor allem Bauwerke bezeichnet, die die Durchgängigkeit nur teilweise, aber ausreichend für den guten ökologischen Zustand bzw. das gute ökologische Potential wiederherstellen.

Fischpassierbare Rampen, über die der gesamte Abfluss des Gewässers fließt, gewährleisten die Durchgängigkeit vollständig. Sie werden im Kapitel 5.6 überblicksweise behandelt. Bei diesen Rampenbauwerken, die zur Gänze im HW-Abflussbereich liegen, kommt den bautechnischen Details für die Gestaltung noch höhere Bedeutung zu. Für die Detaildimensionierung von Rampen wird daher als Ergänzung auf die einschlägige Fachliteratur verwiesen.

5.1 Erprobte FAH – Typen

Entsprechend dem derzeitigen Wissensstand in Österreich werden - in Anlehnung an der von der europäischen EIFAC-Arbeitsgruppe „Best practices connectivity“ verwendeten Basiseinteilung (FAO in prep.) bzw. dem Gelbdruck des deutschen Merkblatts M 509 der DWA - die im Folgenden beschriebenen FAH-Typen empfohlen. Andere FAH-Typen haben sich in der Vergangenheit nicht bewährt (z.B. Denil-Pass, technischer Beckenpass). Es gibt allerdings auch neue Entwicklungen (z.B. **e***nature*®, „asymmetrische Rampe“), die zwar in der Praxis noch nicht ausreichend getestet sind, für die aber erste positive Monitoringergebnisse vorliegen. Bei Nachweis der Funktionsfähigkeit an mehreren unterschiedlichen Gewässertypen und Situationen wären diese FAH-Typen als Stand der Technik in den FAH-Leitfaden aufzunehmen.

5.2 Wahl des geeigneten FAH-Typs

Die richtige und optimale Typenwahl für den jeweiligen Standort vereinigt fischökologisches Wissen, hydraulische Erfahrung und technische Kenntnisse. Sie ist die wichtigste konzeptive Aufgabe des Projektanten. Der zu wählende Typ der Fischaufstiegshilfe und ihre Dimensionierung richtet sich grundsätzlich nach der Art der Kontinuumsunterbrechung (Sohlrampe, Kraftwerk mit Ausleitung, Kraftwerk ohne Ausleitung, etc.), den gewässertypspezifischen größenbestimmenden Fischarten und der Abflusscharakteristik des jeweiligen Gewässers. Je nach den technischen Gegebenheiten, den zur Verfügung stehenden Platzverhältnissen und den ökologisch für die Fischwanderung notwendigen Abflüssen bieten sich verschiedene Lösungsmöglichkeiten (Sohlrampe, Umgehungsgerinne, naturnahe FAH, technische FAH) für das Thema Fischaufstieg und Fischabstieg an. Jede dieser FAH -Typen hat ihren optimalen Einsatzbereich bei bestimmten Gegebenheiten und Dotationen (siehe Tabelle 5.
Ein Auswahlschema für den passenden FAH-Typ in Abhängigkeit vom verfügbaren Platz findet sich in ZITEK et al. (2007). Grundsätzlich ist jedoch die Wahl des FAH Typs dem Betreiber bzw. dem Planer überlassen, der für die ausreichende Wiederherstellung des Kontinuums verantwortlich ist und auch dafür haftet. Es wird davon ausgegangen, dass bei Einhaltung der beschriebenen Bemessungswerte alle im vorliegenden Leitfaden vorgeschlagenen FAH-Typen geeignet sind, für einen Großteil der wanderwilligen Individuen der Leitfischarten bzw. der häufigen Begleitfischarten das für die Sicherstellung des guten ökologischen Zustands bzw. Potentials notwendige Kontinuum verlässlich wiederherzustellen.

Tabelle 5: Vor- und Nachteile der einzelnen FAH Typen:Vor- und Nachteile der einzelnen FAH Typen
Umgehungsgerinne:
Vorteil: gewässertypischer Lebensraum, relativ geringe Bau- und Instandhaltungskosten **Nachteil:** großer Platzbedarf, optimaler Einstieg in beengten Verhältnisse tw. schwierig herzustellen
Naturnaher Beckenpass
Vorteil: Lebensraum, relativ geringe Bau- und Instandhaltungskosten **Nachteil:** erfordert Erfahrung beim Bau der Schwellen/Beckenübergänge
Schlitzpass
Vorteil: geringer Platzbedarf, optimaler Einstieg auch in beengten Verhältnisse herstellbar **Nachteil:** vergleichsweise höhere Baukosten, hoher Instandhaltungsaufwand, kein Lebensraum (sofern notwendig)
Fischpassierbare Rampe und Teilrampe
Vorteil: Wiederherstellung der vollen Durchgängigkeit flussauf und flussab, geringe Instandhaltungskosten **Nachteil:** sehr hohe Baukosten, im Fall einer geringen Wasserführung oder Restwasserstrecke ist die Durchgängigkeit oft schwer dauerhaft herstellbar

5.3 Gewässertypisches Umgehungsgerinne

5.3.1 Generelle Gestaltung

Ein gewässertypisches Umgehungsgerinne stellt vor allem dort eine optimale Lösung dar, wo relativ viel Platz zur Überwindung des Höhenunterschiedes zur Verfügung steht.

Das Umgehungsgerinne ist als naturnahes Gerinne ausgestaltet, das Gefälle dem Gewässertyp angepasst (Abbildung 25 bis Abbildung 27). Art und Ausformung von Umgehungsgerinnen orientieren sich immer an Typ und Größe des Gewässers bzw. dessen Zubringern. Im Epi- und Metarhithral liegt bei steilen Gewässern mit natürlicher Kaskaden-/Kolkabfolge ein fließender Übergang zum naturnahen Beckenpass (Tümpelpass) vor. Essentiell für eine längerfristige Funktionalität naturnaher Umgehungsgerinne ist der Erhalt einer heterogenen Tiefenstruktur entsprechend natürlichen Kolk/Furt-Sequenzen.

Eine wesentliche Zusatzfunktion von gewässertypischen Umgehungsgerinnen ist die zusätzliche Schaffung von Lebensraum, speziell von Laichplätzen und Jungfischlebensräumen strömungsliebender Fischarten.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne

Abbildung 25 und Abbildung 26: Gewässertypspezifisches Umgehungsgerinne vom Gewässerbett völlig abgesetzt, dynamisch dotiert (Fotos: EZB).

Naturnahes Umgehungsgerinne

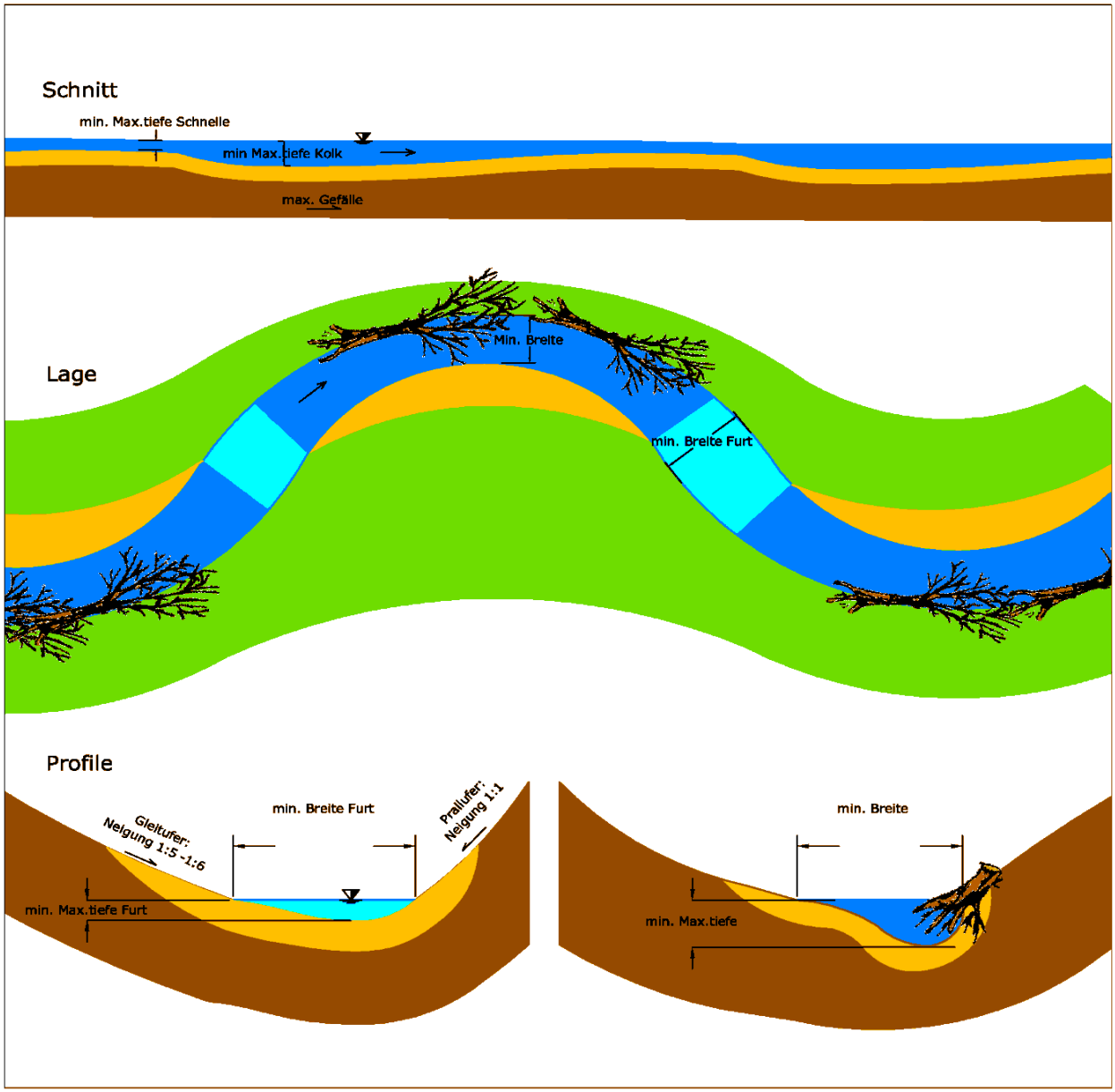


Abbildung 27: Skizzenartige Darstellung eines naturnahen Umgehungsgerinnes mit detaillierter Darstellung der Beckenübergänge mit minimalen Maximaltiefen und Ausformung der Beckenübergänge zur standardisierten Abflussberechnung; siehe auch ANHANG 1: „Berechnungsbeispiele der FAH Dimensionen je Fischregion und FAH Typ basierend auf der größenbestimmenden Fischart bzw. der hydraulischen Mindest- und Maximalbedingungen“ (Skizze: EZB).

5.3.2 Dimensionierung – Anforderungen hinsichtlich Durchwanderbarkeit

5.3.2.1 Gerinneausformung

Für naturnahe Umgehungsgerinne werden minimale Kolktiefen von 60-120 cm (Ausnahme: Donau mit 170 cm) vorgeschlagen (siehe Tabelle 7). Dies ergibt zusammen mit den Mindesttiefen in den Furten im Wanderkorridor mittlere Wassertiefen von rd. 48 – 96 cm (rd. 80 %„minimale Kolktiefen“).

5.3.2.2 Furten

Entsprechend den in Kap. 4.2 angeführten allgemeinen Anforderungen wird die hydraulische Mindestwassertiefe an den Furten mit 2,5 x der Körperhöhe der größenbestimmenden Fischart (gerundete Werte) bzw. mindestens 20 cm festgelegt (Tabelle 3).
Die erforderliche Breite der Furt wird durch die Breite des Wanderkorridors, in dem die erforderliche Mindestwassertiefe vorliegt, und die anschließenden Uferböschungen bis zur Wasseranschlagslinie bestimmt. Die Breite des Wanderkorridors wird mit 3 x der Körperbreite der größenbestimmenden Fischart (gerundete Werte) bzw. mindestens 15 cm festgelegt (Tabelle 3). Durch asymmetrische Uferböschungen („Prallbereich“ 1:1 und „Gleituferbereich“ 1:5-6) kann die Breite optimiert werden. Lediglich im Epirhithral klein wird auch das Gleitufer mit 1:2 angenommen, da hier Furten aufgrund des hohen Gefälles und der Gewässercharakteristik meist Steinschwellen entsprechen.
Da in den Rinner-/Kolkbereichen nur ein relativ geringes Gefälle vorliegt, stellt sich in den Furten ein Gefälle deutlich über dem unten angegebenen Ausgleichsgefälle ein. Aus Erfahrungswerten wird für die hydraulische Berechnung der Furten das 1,5-fache Ausgleichsgefälle angesetzt.

5.3.2.3 Gefälle

Bei gewässertypspezifischen Umgehungsgerinnen besteht wie bei natürlichen Gewässern eine starke Wechselwirkung zwischen Abfluss und Gefälle. Tabelle 6 beinhaltet daher sowohl Mindestdotationen für naturnahe Umgehungsgerinne in Abhängigkeit des jeweiligen Gewässerabflusses als auch das maximal zulässige mittlere Gefälle in Abhängigkeit der Dotation und der Fischregion als Hilfswerte für die Bemessung. Die angegeben Gefällewerte sind an die Werte der Gewässertypen nach HUET (1959) angelehnt und auf Basis von Monitoringergebnissen von Umgehungsgerinnen adaptiert.

Tabelle 6: Maximales mittleres Gefälle (Ausgleichsgefälle) von Umgehungsgerinnen in Abhängigkeit der Dotation und der Fischregion

MQ Gewässer [m³/s]	**5**	**10**	**20**	**50**	**100**	**200**	**Donau**
MQ FAH [m³/s]	**0,25**	**0,5**	**0,8**	**1**	**1,5**	**2**	**>2**
ER Gefälle [%]	2,0-3,0	1,5-2,5	1,2-2,0	1,0-1,5	0,9-1,4		
MR Gefälle [%]	1,5-2,0	1,0-1,5	0,9-1,2	0,8-1,0	0,7-0,9		
HR Gefälle [%]	1,0-1,5	0,8-1,0	0,7-0,9	0,6-0,8	0,5-0,7	0,4-0,6	
EP Gefälle [%]	0,7-1,0	0,6-0,8	0,5-0,8	0,5-0,7	0,4-0,7	0,3-0,6	0,3-0,4

5.3.3 Spezifische Anforderungen an den Einstiegsbereich

Für naturnahe Umgehungsgerinne ergeben sich die gleichen Anforderungen an den Einstiegsbereich wie bei den anderen FAH-Typen.
Der Sohlanschluss ist vor allem bei kleineren und mittleren Gewässern meist schon konstruktionsbedingt gegeben.
Bei großen Flüssen mit höheren Schwankungen des Unterwasser-Spiegels ist aber die optimale Lage am Wanderhindernis meist schwieriger zu erreichen als beim Schlitzpass, da der Wasserspiegelanstieg im Unterwasser bei höheren Abflüssen nicht durch Hochziehen der Trennwände wie beim Schlitzpass kompensiert werden kann.
Bei Gewässern mit entsprechend großen Schwankungen des Unterwasser-Spiegels sind daher Lösungen vorzusehen, die bei allen Abflüssen ausreichende Fließgeschwindigkeiten bis zum Rand des Wanderkorridors der Fische sicherstellen. Eine Möglichkeit stellen Mündungsrampen entlang des Unterwasser-Ufers oder Mündungsseitenarme mit Erhöhung der Leitströmung während der Hauptwanderzeit der Leitarten dar. Dadurch rückt zwar der Einstieg bei niedrigen Unterwasser-Ständen etwas vom Wanderhindernis weg, bei höheren Abflüssen liegt der Einstieg aber optimal bzw. existiert eine deutlich höhere Leitstromdotation. Bei größeren Flüssen wird dringend empfohlen, den Einstieg mittels hydraulischer Modellierung entsprechend den lokalen Verhältnissen zu optimieren, damit zur Hauptwanderzeit und den dabei vorherrschenden Wasserständen eine optimale Auffindbarkeit vorliegt.

5.3.4 Spezifische Anforderungen an den Anschluss ans Oberwasser

Auch hier gelten grundsätzlich die gleichen Anforderungen wie für alle anderen FAH-Typen. Bei größeren regelmäßigen Abflussschwankungen ist die Höhenlage der obersten Furt auf den tiefsten häufigen OW-Spiegel so zu bemessen, dass die Mindestabmessungen zur Sicherstellung der Passierbarkeit der FAH eingehalten werden. Die sich bei höherem Oberwasser-Spiegel einstellende größere Dotation kann für die Annäherung an eine naturnahe Abflussdynamik genützt werden oder es sind entsprechende Steuerelemente zum Ausgleich der Dotationsschwankungen vorzusehen. Dabei ist auf die entsprechend raue Ausgestaltung der obersten Furt entsprechend den allgemeinen Anforderungen zu achten, um die uneingeschränkte Passierbarkeit zu gewährleisten. Bewährt haben sich Horizontalschieber mit ausreichend rauer Sohle im Wanderkorridor (siehe Kap. 5.4 naturnaher Beckenpass). Bei größeren Anlagen können auch ein naturnah gestalteter unveränderbarer Querschnitt und ein davon getrennter zweiter steuerbarer Querschnitt vorgesehen werden. Ersterer regelt die Dotation bei hohen Oberwasser-Spiegel und stellt den Wanderkorridor (mit entsprechender Größe) dar; zweiterer ergänzt die Dotation bei niedrigeren Oberwasser-Spiegel und unterliegt keinen Anforderungen hinsichtlich Passierbarkeit.

5.3.5 Mindestgröße gewässertypischer Umgehungsgerinne

Bringt man die in Kap. 4 bzw. oben angeführten Bemessungswerte zur Anwendung, ergeben sich je Fischregion die in Tabelle 7 dargestellten Dimensionen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit die Durchwanderbarkeit sicherstellen.
Die angegebenen Dotationen für FAHs sind als standardisierte Rechenbeispiele zu verstehen, welche sich auf Basis der zur Anwendung gebrachten spezifischen hydraulischen und geometrischen

Mindestbemessungswerte der FAH ergeben. Konkrete Planungen können sich im Rahmen der möglichen Kombinationen der Bemessungswerte von diesen unterscheiden.
So kann durch Reduktion des Gefälles, die für die Passierbarkeit erforderliche Dotation in gewissen Umfang reduziert werden (unter Berücksichtigung der Einhaltung der Mindestfließgeschwindigkeit von 0,3 m/s in der FAH und einer ausreichenden Leitstromdotation bzw. entsprechender Zusatzdotation in den unteren Teil der FAH).
Details zu den Berechnungen finden sich im Anhang 1 „Berechnungsbeispiele der FAH Dimensionen je Fischregion und FAH Typ basierend auf der größenbestimmenden Fischart bzw. der hydraulischen Mindest- und Maximalbedingungen“.

Tabelle 7: Mindestgröße gewässertypischer Umgehungsgerinne zur Sicherstellung der Durchwanderbarkeit bei Überlagerung der hydraulischen und geometrischen Bemessungswerte

Fischregion	*Maßgebende Fischart (für Länge):*	*Fisch-Länge (cm):*	*Maximale Spiegel-differenz zwischen Becken (cm)*	*Energie-dissi-pation (W/m3s)*	***Gewässertypisches Umgehungsgerinne***					
					mittl. Breite Wanderkorridor an Furten (cm)	*Hydraulische Mindesttiefe an Furten (cm)*	*min. Kolktiefe (cm)*	*min. mittlere Tiefe im Wander-korridor (cm)*	*Min. Breite Furt (cm)*	*Dotation auf Basis der Mindest-bemessung s-werte (l(s)*
Epirhithral, MQ < 2 m3/s	*Bachforelle*	*30*	*20*	160	19	20	60	48	*80*	***100***
Epirhithral, MQ > 2 m3/s	*Bachforelle*	*40*	*20*	160	23	20	75	60	*135*	***180***
Metarhithral, MQ < 2 m3/s	*Bachforelle*	*40*	*18*	140	19	20	65	52	*135*	***140***
Metarhithral, MQ > 2 m3/s	*Äsche, BF*	*50*	*18*	130	30	25	80	64	*175*	***230***
Hyporhithral, MQ < 2 m3/s	*BF,Aitel,Äsche, Aalrutte*	*50*	*15*	120	30	25	70	56	*170*	***190***
Hyporhithral, MQ > 2 m3/s	*Aalrutte, Barbe*	*60*	*15*	120	38	30	85	68	*220*	***330***
Hyporhithral, 2 < MQ < 20 m3/s	*Huchen*	*80*	*15*	120	45	35	100	80	*240*	***470***
Hyporhithral, MQ > 20 m3/s	*Huchen*	*100*	*15*	120	53	40	110	88	*260*	***530***
Epipotamal klein	*Aitel, Äsche, Barbe*	*60*	*13*	100	30	25	70	56	*180*	***160***
Epipotamal mittel	*Barbe*	*60*	*13*	100	38	30	85	68	*220*	***330***
Epipotamal mittel	*Hecht*	*90*	*13*	100	41	35	85	68	*250*	***380***
Epipotamal mittel	*Huchen*	*90*	*13*	100	48	37	100	80	*290*	***470***
Epipotamal groß	*Huchen*	*100*	*13*	100	53	40	110	88	*300*	***560***
Epipotamal groß	*Wels*	*120*	*13*	100	75	45	120	96	*370*	***930***
Seezubringer, -ausrinn	*Seeforelle*	*90*	*13*	100	53	45	110	88	*370*	***820***
Gründlings- und Schmerlenbach	*Aitel*	*40*	*10*	100	23	20	65	52	*130*	***90***
Donau	*Wels*	*150*	*10*	100	90	60	170	136	*450*	***1880***

5.4 „Naturnaher Beckenpass“(„Tümpelpass“)

Beim naturnahen Beckenpass erfolgt die Überwindung des Höhenunterschieds mithilfe einer Schwellen-Becken-Abfolge, die einer Schwellen-Kolk Abfolge eines kleinen Gewässers der Forellenregion nachempfunden ist. Das Gefälle und die Dimensionen sind, ebenso wie bei den zuvor beschriebenen FAHs an den Gewässertyp anzupassen.

5.4.1 Generelle Gestaltung

Wie bei der aufgelösten Rampe setzen sich auch naturnahe Beckenpässe aus mehreren Einzelschwellen mit dazwischen liegenden Kolken zusammen, sodass sich im Längenschnitt eine beckenartige Struktur ergibt (Abbildung 28 bis Abbildung 32). Im Gegensatz zu aufgelösten Rampen führen Beckenpässe jedoch um das Querbauwerk herum und leiten nicht den gesamten Hochwasserabfluss ab.

Wesentliche Bedeutung kommt der rauen, asymmetrischen Ausformung der Beckenübergänge mit rauem Sohlanschluss zu, um die Passierbarkeit bei allen Abflusssituationen sicherzustellen (Abbildung 32). Glatte bzw. scharfkantige Beckenabstürze sowie kleine V-förmige Zwickel ohne Sohlanschluss sind aufgrund ihrer schlechten Passierbarkeit für Fische zu vermeiden (HAUNSCHMID et al. 2009). Die Sohle kann im Bereich der Beckenübergänge um maximal 1/3 im Vergleich zu den Becken angehoben werden, ohne den Sohlanschluss der Beckenübergänge und damit die Passierbarkeit für bodenwandernde Fischarten zu gefährden (Abbildung 32). Wird auf eine Sohlanhebung bei den Beckenübergängen verzichtet, geht der Beckenpass in einen „naturnahen Schlitzpass“ über.

Weiters kann durch die Verwendung großer Steine und ein weitgehendes Auflösen der Beckenstruktur ein pendelnder Verlauf mit gleichzeitig hoher Rauigkeit erreicht werden, wobei die typischen Beckenübergänge in schlitz- bzw. rinnerartige Elemente (bei Einhaltung aller anderen Grenzwerte) übergehen können.

Beispiele für naturnahe Beckenpässe

Abbildung 28 und Abbildung 29: Beispiele naturnaher Beckenpässe (Tümpelpass, Fotos: EZB)

Sohlrauigkeit , Beschattung und Unterstände

Abbildung 30 und Abbildung 31: Kristeinerbach, Sohlrauigkeit und bis zur Sohle durchgehende raue Beckenübergänge, Beschattung und Unterstände durch austriebsfähige Weidenstöcke vor und nach Flutung (Bauaufsichtsbericht Kristeinerbach, ULLMANN 2008).

Skizze eines naturnahen Beckenpasses

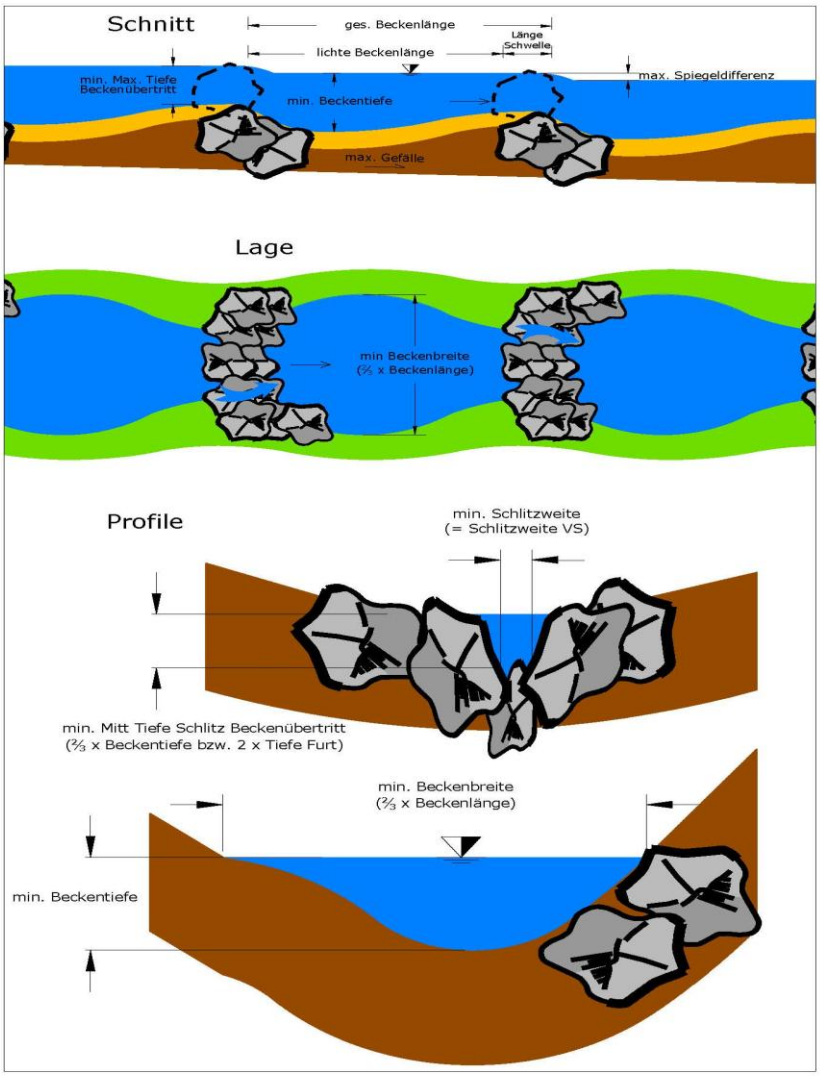


Abbildung 32: Skizzenartige Darstellung eines naturnahen Beckenpasses mit detaillierter Darstellung der Beckenübergänge. In der Skizze sind die im Text und der Tabelle angeführten Bemessungswerte eingezeichnet (Skizze: ezb).

5.4.2 Dimensionierung – Anforderungen hinsichtlich Durchwanderbarkeit

5.4.2.1 Beckenausformung

Beckenlänge und Beckenbreite werden von Größe und Verhalten (z. B. Wanderung in großen Gruppen oder Schwärmen) der größenbestimmenden Fischart(en) des jeweiligen Gewässertyps abgeleitet, wobei diesbezüglich die „lichte“ Beckengröße bestimmend ist.
Dieses Innenmaß beträgt wie bei den technischen FAH´s bei der Beckenlänge 3 x die Körperlänge der größenbestimmenden Fischart; das Innenmaß der Breite ergibt sich mit mindestens 2 x der Körperlänge.
Bei naturnahen Beckenpässen ist die Innenbeckenlänge aber nicht exakt festlegbar. Um die räumlichen Anforderungen der größenbestimmenden Fischart zu erfüllen, müssen im Becken die entsprechenden Innenmaße Platz zu finden. Das Volumen der Becken muss zudem ausreichend groß sein, um die gewässerregionsspezifischen Leistungsdichten einzuhalten, wodurch auch größere Becken als die o.a. Innenmaße erforderlich sein können.
Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass die oben angeführten Werte die lichte Beckenlänge definieren. Für die Gesamtlänge der FAH ist die Stärke der Schwellen hinzuzurechnen.
Die Mindestbreite erfordert bei Einhaltung der Mindesttiefe relativ steile Ufer und damit häufig - insbesondere im tiefsten Beckenteil flussab der Schwellen - eine Stabilisierung der Ufer mit Steinen/Wurzelstöcken. Diese bilden jedoch gleichzeitig Unterstände und Erholungsplätze für aufsteigende bzw. im naturnahen Beckenpass lebende Fische. Steht mehr Raum zur Verfügung, kann durch entsprechend flache, naturnahe Ausführung der Ufer auf einen Großteil der Sicherungen verzichtet werden. Dabei ist jedoch im Wanderkorridor stets die Mindestfließgeschwindigkeit von 0,3 m/s einzuhalten (siehe Kap.4.2.4).
JUNGWIRTH und PELIKAN (1989) fordern für kleinere Rhithralgewässer mittlere Beckentiefen von 60-80 cm, für größere Rhithralgewässer mittlere Beckentiefen von 80-150 cm und für das Potamal 100-200 cm. Mindestwassertiefen von 60 bis 100 cm werden von GEBLER (1991) und JÄGER (1994) für Raugerinne-Beckenpässe und naturnahe Beckenpässe unterhalb des Querriegels angegeben. Im Praxishandbuch Fischaufstiegshilfen Bayern (SEIFERT, 2011) werden minimale hydraulische Maximaltiefen flussab der Beckenübergänge von 0,7-1,5 m angeführt. Der DWA-Gelbdruck 2010 gibt minimale Wassertiefen im Wanderkorridor von 0,41 bis 0,98 m an.
Für naturnahe Becken in Beckenpässen werden je nach Gewässertyp Mindest-Kolktiefen von 60-120 cm (Donau 170 cm) vorgeschlagen (Tabelle 8), die allerdings nur in den Bereichen flussab der Beckenübergänge vorliegen (siehe generelle Gestaltung). Im Wanderkorridor ergeben sich damit mittlere Wassertiefen von mindestens rd. 48 – 96 cm (rd. 80 % der „minimalen Kolktiefen im Becken“).

5.4.2.2 Mindesttiefe der Beckenübergänge

Bei naturnahen Beckenpässen bestimmt in der Regel der erforderliche Sohlanschluss der Beckenübergänge die minimale Wassertiefe. Die Mindestwassertiefe an Beckenübergängen wird daher mit 2/3 der Mindestkolktiefe der Becken festgelegt. Im Epirhithral kann entsprechend der auch natürlich vorkommenden Steinschwellen die Mindestwassertiefe an Beckenübergängen auf 40 cm reduziert werden.

5.4.2.3 Mindestschlitzbreite der Beckenübergänge

Aufgrund der Unregelmäßigkeit der Blocksteine ist bei naturnahen Beckenpässen eine größere mittlere Schlitzweite erforderlich, um die minimale Schlitzweite im gesamten Beckenübergang, insbesondere im sohlnahen Bereich sicherzustellen. Zur Gewährleistung der angestrebten Unregelmäßigkeit der Beckenübergänge ist bei naturnahen Beckenpässen die mittlere Breite der Beckenübergänge mit dem 1,5 fachen der minimalen Schlitzweite (= **4,5-fache Körperbreite der größenbestimmenden Fischart)**

anzusetzen. Bei kleinen Epi- und Metarhithralgewässern wird der Werte entsprechend der auch natürlich vorkommenden Steinschwellen auf 1,25 reduziert, zumal die Tiefe der Beckenübergänge hier ebenfalls geringer ist. Aufgrund der Unregelmäßigkeit der Beckenübergänge kann im Gegensatz zum Schlitzpass eine gewisse Anhebung der Sohle in diesen Bereichen toleriert werden (siehe oben), wodurch hinsichtlich der erforderlichen Dotation die größere Breite wieder kompensiert wird. Naturnahe Beckenpässe mit einheitlicher Breite der Beckenübergänge entsprechen eher Schlitzpässen und sind daher ohne Sohlanhebung auszuführen.

5.4.3 Mindestgröße naturnaher Beckenpässe

Bringt man die oben dargestellten Bemessungswerte zur Anwendung, ergeben sich je Fischregion die in Tabelle 8 dargestellten Dimensionen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit die Durchwanderbarkeit der entsprechenden FAH Typen sicherstellen.
Die angegebenen Dotationen für die FAHs sind als standardisierte Rechenbeispiele zu verstehen, welche sich auf Basis der zur Anwendung gebrachten spezifischen hydraulischen und geometrischen Mindestbemessungswerte der FAH ergeben. Konkrete Planungen können sich im Rahmen der möglichen Kombinationen der Bemessungswerte von diesen unterscheiden.
So kann durch Reduktion der Spiegeldifferenz zwischen den Becken die für die Passierbarkeit erforderliche Dotation reduziert werden (unter Berücksichtigung der Einhaltung einer ausreichenden Leitstromdotation bzw. entsprechender Zusatzdotation in den unteren Teil der FAH).
Details zu den Berechnungen finden sich im Anhang 1 „Berechnungsbeispiele der FAH Dimensionen je Fischregion und FAH Typ basierend auf der größenbestimmenden Fischart bzw. der hydraulischen Mindest- und Maximalbedingungen“.

Tabelle 8: Mindestgröße naturnaher Beckenpässe zur Sicherstellung der Durchwanderbarkeit bei Überlagerung der hydraulischen und geometrischen Bemessungswerte

Fischregion	*Maßgebende Fischart (für Länge):*	*Fisch-Länge (cm):*	*Maximale Spiegel-differenz zwischen Becken (cm)*	*Energie-dissi-pation (W/m3s)*	***Naturnaher Beckenpass***						
					mittl. Breite Becken-übergang (cm)	*Hydraulische Mindesttiefe an Beckenüber-gängen aufgr. Sohlanschluss (cm)*	*min. Kolktiefe im Becken (cm)*	*min. mittlere Tiefe im Wander-korridor (cm)*	*Min. lichte Becken-länge (cm)*	*Min. lichte Becken breite (cm)*	*Dotation auf Basis der Mindest-bemessungs-werte (l(s)*
Epirhithral, MQ < 2 m3/s	*Bachforelle*	*30*	*20*	160	19	40	60	48	*230*	*140*	***80***
Epirhithral, MQ > 2 m3/s	*Bachforelle*	*40*	*20*	160	23	40	75	60	*230*	*140*	***100***
Metarhithral, MQ < 2 m3/s	*Bachforelle*	*40*	*18*	140	19	40	65	52	*230*	*140*	***80***
Metarhithral, MQ > 2 m3/s	*Äsche, BF*	*50*	*18*	130	30	53	80	64	*340*	*200*	***200***
Hyporhithral, MQ < 2 m3/s	*BF,Aitel,Äsche, Aalrutte*	*50*	*15*	120	30	46	70	56	*310*	*190*	***160***
Hyporhithral, MQ > 2 m3/s	*Aalrutte, Barbe*	*60*	*15*	120	38	56	85	68	*350*	*210*	***260***
Hyporhithral, 2 < MQ < 20 m3/s	*Huchen*	*80*	*15*	120	45	66	100	80	*400*	*240*	***390***
Hyporhithral, MQ > 20 m3/s	*Huchen*	*100*	*15*	120	53	73	110	88	*440*	*260*	***510***
Epipotamal klein	*Aitel, Äsche, Barbe*	*60*	*13*	100	30	46	70	56	*310*	*190*	***160***
Epipotamal mittel	*Barbe*	*60*	*13*	100	38	56	85	68	*350*	*210*	***250***
Epipotamal mittel	*Hecht*	*90*	*13*	100	41	56	85	68	*370*	*220*	***270***
Epipotamal mittel	*Huchen*	*90*	*13*	100	48	66	100	80	*410*	*250*	***400***
Epipotamal groß	*Huchen*	*100*	*13*	100	53	73	110	88	*440*	*260*	***490***
Epipotamal groß	*Wels*	*120*	*13*	100	75	79	120	96	*530*	*320*	***780***
Seezubringer, -ausrinn	*Seeforelle*	*90*	*13*	100	53	73	110	88	*440*	*260*	***490***
Gründlings- und Schmerlenbach	*Aitel*	*40*	*10*	100	23	40	65	52	*210*	*130*	***90***
Donau	*Wels*	*150*	*10*	100	90	112	170	136	*480*	*290*	***1190***

5.4.4 Spezifische Anforderungen an den Einstiegsbereich

Für naturnahe Beckenpässe ergeben sich die gleichen Anforderungen an den Einstiegsbereich wie bei den anderen FAH-Typen (siehe Kap. 4.1).
Der Sohlanschluss ist vor allem bei kleineren und mittleren Gewässern meist konstruktionsbedingt schon gegeben.
Bei größeren Gewässern mit höheren Schwankungen des Unterwasser-Spiegels ist aber die optimale Lage an Wanderhindernis meist schwieriger zu erreichen als beim Schlitzpass, da der Wasserspiegelanstieg im Unterwasser bei höheren Abflüssen nicht durch Hochziehen der Trennwände wie beim Schlitzpass kompensiert werden kann.
Bei Gewässern mit entsprechend großen Schwankungen des Unterwasser-Spiegels sind daher Lösungen vorzusehen, die bei allen Abflüssen ausreichende Fließgeschwindigkeiten bis zum Rand des Wanderkorridors der Fische sicherstellen. Eine Möglichkeit stellen Mündungsrampen entlang des Unterwasser-Ufers oder Mündungsseitenarme mit Erhöhung der Leitströmung während der Hauptwanderzeit der Leitarten dar. Dadurch rückt zwar der Einstieg bei niedrigen Unterwasser-Ständen etwas vom Wanderhindernis weg, bei höheren Abflüssen liegt der Einstieg aber optimal bzw. existiert eine deutlich höhere Leitstromdotation.
Bei größeren Flüssen wird dringend empfohlen, den Einstieg mittels hydraulischer Modellierung entsprechend den lokalen Verhältnissen zu optimieren, damit zur Hauptwanderzeit und den dabei vorherrschenden Wasserständen eine optimale Auffindbarkeit vorliegt.

5.4.5 Spezifische Anforderungen an den Anschluss ans Oberwasser

Auch hier gelten grundsätzlich die gleichen Anforderungen wie für alle anderen FAH-Typen. Bei größeren regelmäßigen Abflussschwankungen sind die Höhenlage des obersten Beckenüberganges auf den tiefsten häufigen Oberwasser-Spiegel zu bemessen und die Becken auf die größere Dotation bei höheren Oberwasser-Spiegeln auszulegen oder entsprechende Steuerelemente zum Ausgleich der Dotationsschwankungen vorzusehen. Dabei ist auf die entsprechend raue Ausgestaltung des obersten Beckenüberganges entsprechend den allgemeinen Anforderungen an die Beckenübergänge achten, um die uneingeschränkte Passierbarkeit zu gewährleisten. Bewährt haben sich Horizontalschieber mit ausreichend rauer Sohle im Wanderkorridor (Abbildung 33). Bei größeren Anlagen können auch ein naturnah gestalteter unveränderbarer Querschnitt und ein davon getrennter zweiter steuerbarer Querschnitt vorgesehen werden. Ersterer regelt die Dotation bei hohen Oberwasser-Spiegeln und stellt den Wanderkorridor (mit entsprechender Größe) dar; zweiterer ergänzt die Dotation bei niedrigeren Oberwasser-Spiegeln und unterliegt keinen Anforderungen hinsichtlich Passierbarkeit.

Dotationssteuerung

Abbildung 33: Horizontalschieber zur Dotationssteuerung am Ausstieg der FAH am KW Kemmelbach

5.5 „Schlitzpass“ („Vertical slot“)

5.5.1 Generelle Gestaltung

Der Schlitzpass ist durch über die gesamte Höhe reichende, vertikale Schlitze der Zwischenwände gekennzeichnet (Abbildung 34). Die erforderlichen Beckenabmessungen ergeben sich aus dem Gewässertyp bzw. den Fischzönosen und ihren größenbestimmenden Fischarten.
Die Beckendimensionierung dient ebenfalls der Energieumwandlung des Wasserspiegelgefälles zwischen den Becken beim gegebenen Durchfluss und wird über die maximal zulässige Energiedissipation bzw. Energiedichte in den jeweiligen Gewässerzonen bestimmt. Die Form der Einbauten soll die Ausbildung einer von Schlitz zu Schlitz geradlinig durchgehenden Kurzschlussströmung verhindern und eine geschwungene Hauptströmung, die das gesamte Beckenvolumen zur turbulenzarmen Energieumwandlung ausnutzt, bewirken (HEIMERL und HAGMEYER 2005; HEIMERL et al. 2008), siehe auch Abbildung 35 und Abbildung 36.

Die Zwischenwände sind mit einem hakenförmig gestalteten Vorsatz versehen, der eine Strömungsumlenkung im Bereich vor der Schlitzöffnung bewirkt. Die wandseitige Schlitzbegrenzung erfolgt mit einem versetzt angeordneten Umlenkblock. Das Versatzmaß des Umlenkblockes erzeugt eine um den Winkel α abgelenkte Schlitzströmung, so dass sich eine in Beckenmitte verlaufende Hauptströmung einstellt.

Mit fixen Größenverhältnissen zwischen den einzelnen Bauelementen und der Berechnungsdotation zählt der Schlitzpass zu den hydraulisch am genauesten berechenbaren Bautypen. In Natur- und Modellversuchen wurde nachgewiesen, dass nur bei genauer Einhaltung der typischen Konstruktionsvorgaben die angestrebten Strömungsverhältnisse erreicht werden können (DVWK 1996; HEIMERL und HAGMEYER 2005). Entgegen der weitverbreiteten gegenteiligen Meinung sind Schwankungen im Ober- und Unterwasserspiegel auch bei der Planung von Schlitzpässen unbedingt zu berücksichtigen, um die erwünschten hydraulischen Bedingungen im Betrieb zu gewährleisten (MAYR 2007).

In den Schlitzpass ist durchgehend raues Sohlsubstrat einzubringen (siehe Kap.4.2.4, Abbildung 17 und Abbildung 18), um eine Abnahme der sohlnahen Strömungsgeschwindigkeit zu erzielen und auch für die auf das Lückensystem der Gewässersohle angewiesene benthische Fauna und für die bodenbewohnende Fischarten (z.B. Koppe) eine Vernetzung zu erreichen.

Schlitzpass

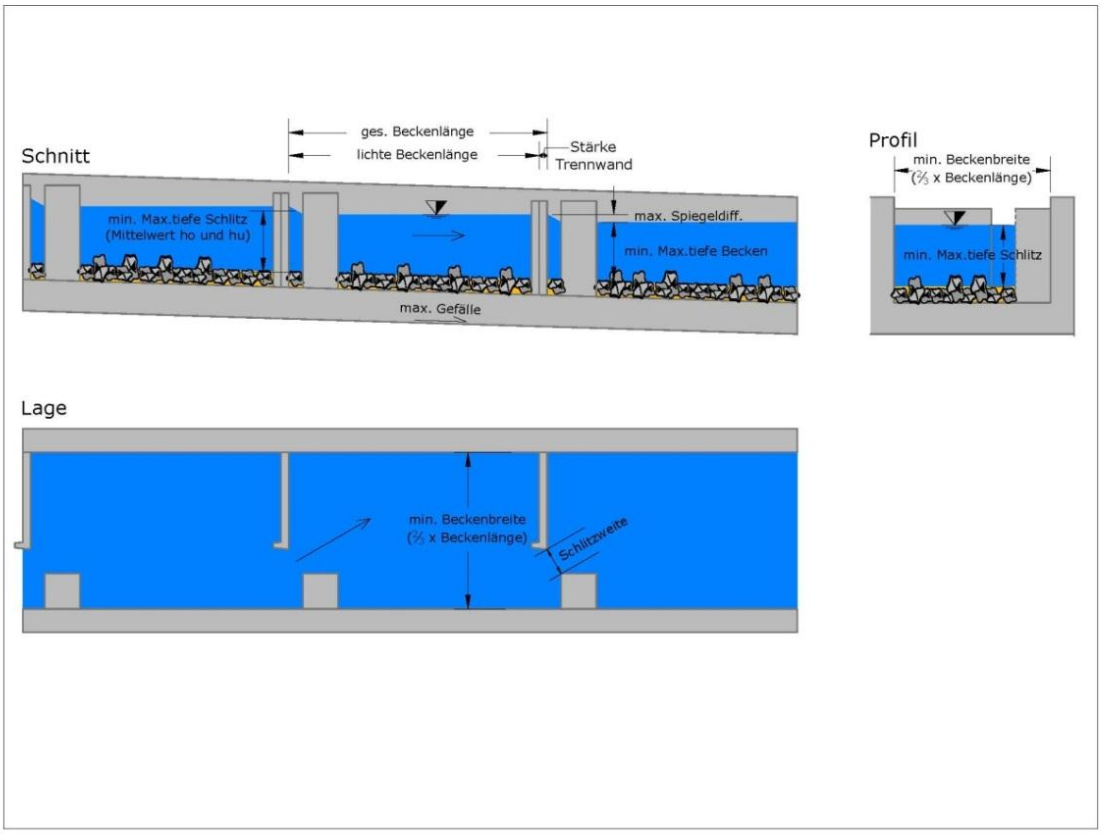


Abbildung 34: Schlitzpass („Vertical slot“) mit bis zur Sohle durchgehenden Schlitzen und eingebrachtem rauen Sohlsubstrat (Skizze: EZB)

Strömung im Schlitzpass

Abbildung 35: Schlitzpass („Vertical slot“) mit der erforderlichen Strömungsausprägung (JÄGER und ZITEK 2009)

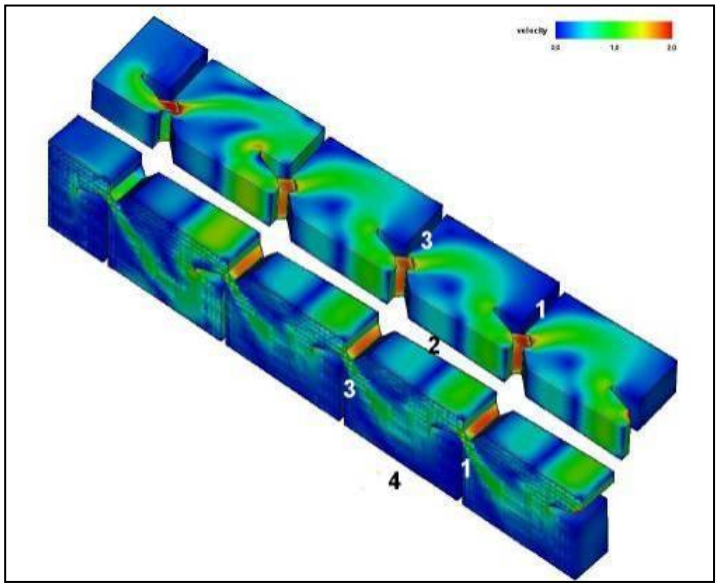


Abbildung 36: 3-dimensionales Strömungsmodell eines Schlitzpasses (HEIMERL und HAGMEYER 2005)

5.5.2 Dimensionierung – Anforderungen hinsichtlich „Passierbarkeit„

5.5.2.1 Beckenausformung

Beim Schlitzpass kann die Beckenlänge und Beckenbreite exakt bestimmt werden. Das Innenmaß der Beckenlänge ergibt sich aus 3 x der Länge der größenbestimmenden Fischart; das Innenmaß der Breite aus mindestens 2 x der Körperlänge. Zusätzlich können aufgrund der Energiedissipation größere Becken erforderlich sein.
Es sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass der oben angeführte Wert die lichte Beckenlänge definiert. Für die Gesamtlänge der FAH ist die Stärke der Trennwände zwischen den Becken hinzuzurechnen.

KATAPODIS als maßgeblicher Entwickler des Schlitzpasses (1992) gibt 60 cm als allgemein bekannte Mindestwassertiefe für einen guten Betrieb von Schlitzpässen an. Mindestwassertiefen von 60 bis 100 cm werden auch von GEBLER (1991) und JÄGER (1994) für Schlitzpässe unterhalb der Trennwand angegeben.
Die Mindestwassertiefe in den Becken unterhalb der Trennwand soll daher 60 cm betragen. Entsprechend dem Vorkommen und den Ansprüchen größerer Fischarten in Gewässern mit geringerem Gefälle werden die Wassertiefen unterhalb der Trennwand größer. Im kleinen Epi- und Metarhithral (MQ<1m^3/s) mit der Bachforellen und Koppe als relevante Fischarten kann aufgrund der geringen Fisch- und Gewässergröße die Mindestwassertiefe in den Becken unterhalb der Trennwand auf minimal 50 cm reduziert werden.

5.5.2.2 Beckenübergänge

Die hydraulische Mindestwassertiefe der Beckenübergänge beim Schlitzpass ergibt sich aus der minimalen Wassertiefe der Becken bzw. dem Höhenunterschied zwischen den Beckenwasserspiegeln.
Die Mindestschlitzweite der Beckenübergänge beim Schlitzpass kann aufgrund der exakten Herstellbarkeit mit den allgemeinen Mindestwerten von der dreifachen Körperbreite der größenbestimmenden Fischart (gerundete Werte) bzw. mit 15 cm festgelegt werden (Tabelle 3).

5.5.2.3 Sohlausformung

Das Einbringen einer rauen Sohle führt zu einer deutlichen Verminderung der Fließgeschwindigkeit im Bereich der Sohlrauigkeit. Die Sohlausformung muss dabei so dimensioniert sein, dass ein ausreichend großer Bereich mit verminderten Geschwindigkeiten innerhalb der Sohlrauigkeit entsteht, der auch kleineren und schwimmschwächeren Altersstadien und Arten die Passage einer FAH erlaubt (DUMONT et al. 2005).
In Schlitzpässe ist daher eine 10-20 cm mächtige Substratauflage aus kantigem Material einzubringen, aus welcher größere Steine zur Erhöhung der Sohlrauigkeit und Bildung eines sohlnahen strömungsberuhigten Bereiches herausragen (siehe Kap.4.2.4, Abbildung 17 und Abbildung 18). Die Störsteine sollen dabei 15 cm im Rhithral, 20 cm im Potamal aus der Sohle ragen. Der Abstand zwischen den Störsteinen sollte 20-30 cm betragen.
Dies ist besonders im Bereich vor und nach dem Schlitz wichtig, ohne dass dieser jedoch blockiert wird, d. h. im Schlitz darf sich kein Raustein befinden. Dadurch wird auch die Ausschwemmgefahr im Schlitz beim Befüllen der FAH wesentlich verringert.
Zu geringe Korngrößen beim flächigen Sohlaufbau führen zum Ausräumen der Sohlbedeckung im Schlitzbereich bei zu schnellem Fluten der FAH. Fehlt die raue Sohle, verringert sich die bodennahe Fließgeschwindigkeit in den Schlitzen kaum, der Aufstieg von Klein- und Jungfischen sowie der wirbellosen Fauna wird erschwert bzw. verhindert.

5.5.3 Spezifische Anforderungen an den Einstiegsbereich

Mit dem Schlitzpass kann auch bei sehr beengten und schwierigen Verhältnissen die optimale Lage am Wanderhindernis erreicht werden. Durch Gestaltung eines entsprechend dimensionierten „Schlitzes“ in der Einstiegsmauer und ev. Dotationsstaffelungen kann auch bei großen Gewässern bei allen Unterwasser-Bemessungsständen eine geeignete Auffindbarkeit gewährleistet werden.
Auch in der FAH sind die Trennwände auf den höchsten Unterwasser-Bemessungsspiegel bzw. den resultierenden höheren Wasserspiegeln in den unteren Becken zu bemessen, um in der FAH die Mindestfließgeschwindigkeit und eine Orientierung der Fische sicherzustellen.
Da der Einstieg von Schlitzpässen meist im Bereich von Unterwasser-Mauern erfolgt, sind für die Herstellung des Sohlanschlusses entsprechende bauliche Vorkehrungen zu treffen (siehe Kap 4.1).

5.5.4 Spezifische Anforderungen an den Anschluss ans Oberwasser

Aufgrund des schmäleren, bis zur Beckensohle reichenden Schlitzes ist der Schlitzpass gegenüber Schwankungen des Oberwasser-Spiegels unempfindlicher. Wie bei allen anderen FAH-Typen sind aber bei größeren regelmäßigen Abflussschwankungen die Höhenlage des obersten Beckenüberganges auf den tiefsten häufigen Oberwasser-Spiegel zu bemessen und die Becken auf die größere Dotation bei höheren Oberwasser-Spiegeln auszulegen oder entsprechende Steuerelemente zum Ausgleich der Dotationsschwankungen vorzusehen. Dabei ist auf die entsprechend raue Ausgestaltung des obersten Beckenüberganges entsprechend den allgemeinen Anforderungen an die Beckenübergänge zu achten, um die uneingeschränkte Passierbarkeit zu gewährleisten. Bewährt haben sich Horizontalschieber mit ausreichend rauer Sohle im Wanderkorridor. Bei größeren Anlagen können auch ein naturnah gestalteter unveränderbarer Querschnitt und ein davon getrennter zweiter steuerbarer Querschnitt vorgesehen werden. Ersterer regelt die Dotation bei höheren Oberwasser-Spiegeln und stellt den Wanderkorridor (mit entsprechender Größe) dar; zweiterer ergänzt die Dotation bei niedrigeren Oberwasser-Spiegeln und unterliegt keinen Anforderungen hinsichtlich Passierbarkeit.

5.5.5 Mindestgröße von Schlitzpässen

Bringt man die oben dargestellten Bemessungswerte zur Anwendung, ergeben sich je Fischregion und maßgebender Fischart die in Tabelle 9 dargestellten Dimensionen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit die Durchwanderbarkeit sicherstellen.
Die in Tabelle 9 angegebenen Dotationen sind als standardisierte Rechenbeispiele zu verstehen, welche sich auf Basis der zur Anwendung gebrachten spezifischen hydraulischen und geometrischen Mindestbemessungswerte der FAH ergeben. Konkrete Planungen können sich im Rahmen der möglichen Kombinationen der Bemessungswerte von diesen unterscheiden.
So kann durch Reduktion der Spiegeldifferenz zwischen den Becken die für die Passierbarkeit erforderliche Dotation reduziert werden (unter Berücksichtigung der Einhaltung einer ausreichenden Leitstromdotation bzw. entsprechender Zusatzdotation in den unteren Teil der FAH).
Details zu den Berechnungen finden sich im Anhang 1 „Berechnungsbeispiele der FAH Dimensionen je Fischregion und FAH Typ basierend auf der größenbestimmenden Fischart bzw. der hydraulischen Mindest- und Maximalbedingungen“.

Tabelle 9: Mindestgröße von Schlitzpässen zur Sicherstellung der Durchwanderbarkeit bei Überlagerung der hydraulischen und geometrischen Bemessungswerte

Fischregion	*Maßgebende Fischart (für Länge):*	*Fisch-Länge (cm):*	*Maximale Spiegel-differenz zwischen Becken (cm)*	*Energie-dissi-pation (W/m3s)*	***Schlitzpass***				
					Schlitz-weite (cm)	*Hydraulische Mindesttiefe uh. Trennwand (cm)*	*Min. lichte Becken-länge (cm)*	*Min. lichte Breite (cm)*	*Dotation auf Basis der Mindest-bemessungs-werte (l(s)*
Epirhithral, MQ < 2 m3/s	*Bachforelle*	*30*	*20*	*160*	*15*	*50*	*210*	*140*	***140***
Epirhithral, MQ > 2 m3/s	*Bachforelle*	*40*	*20*	*160*	*15*	*65*	*210*	*140*	***180***
Metarhithral, MQ < 2 m3/s	*Bachforelle*	*40*	*18*	*140*	*15*	*55*	*200*	*130*	***140***
Metarhithral, MQ > 2 m3/s	*Äsche, BF*	*50*	*18*	*130*	*20*	*70*	*250*	*170*	***240***
Hyporhithral, MQ < 2 m3/s	*BF,Aitel,Äsche, Aalrutte*	*50*	*15*	*120*	*20*	*60*	*230*	*150*	***190***
Hyporhithral, MQ > 2 m3/s	*Aalrutte, Barbe*	*60*	*15*	*120*	*25*	*75*	*250*	*170*	***290***
Hyporhithral, 2 < MQ < 20 m3/s	*Huchen*	*80*	*15*	*120*	*30*	*85*	*280*	*190*	***400***
Hyporhithral, MQ > 20 m3/s	*Huchen*	*100*	*15*	*120*	*35*	*100*	*310*	*210*	***550***
Epipotamal klein	*Aitel, Äsche, Barbe*	*60*	*13*	*100*	*20*	*60*	*220*	*150*	***170***
Epipotamal mittel	*Barbe*	*60*	*13*	*100*	*25*	*75*	*250*	*170*	***270***
Epipotamal mittel	*Hecht*	*90*	*13*	*100*	*27*	*75*	*270*	*180*	***290***
Epipotamal mittel	*Huchen*	*90*	*13*	*100*	*32*	*90*	*290*	*190*	***420***
Epipotamal groß	*Huchen*	*100*	*13*	*100*	*35*	*105*	*310*	*210*	***550***
Epipotamal groß	*Wels*	*120*	*13*	*100*	*50*	*120*	*370*	*250*	***910***
Seezubringer, -ausrinn	*Seeforelle*	*90*	*13*	*100*	*35*	*105*	*310*	*210*	***550***
Gründlings- und Schmerlenbach	*Aitel*	*40*	*10*	*100*	*15*	*60*	*160*	*110*	***110***
Donau	*Wels*	*150*	*10*	*100*	*60*	*160*	*450*	*300*	***1430***

5.6 Aufgelöste Sohlrampe oder Teilsohlrampe

Bei aufgelösten Sohlrampen ist grundsätzlich zwischen Rampen, die sich über die gesamte Flussbreite erstrecken und den gesamten Abfluss von Nieder- bis zum Hochwasser sowie den gesamten Geschiebetrieb abführen (Abbildung 37) und Teilsohlrampen, die nicht über das gesamte Abflussprofil reichen und dementsprechend nur mit einem Teil des Abflusses und des Geschiebetriebes dotiert werden (Abbildung 38), zu unterscheiden.
Der Vorteil von Teilrampen besteht in der geringeren erforderlichen Breite und damit geringeren Materialmengen. Demgegenüber werden an den längsseitigen Abschluss zum Hauptquerbauwerk aber hohe Anforderungen hinsichtlich Stabilität und Dichtheit gestellt. Teilrampen bieten sich daher vor allem für breite Flüsse an.
Grundsätzlich ist anzuführen, dass bei Sohlrampen aufgrund der Hochwasserdynamik neben der Durchgängigkeit auch der langfristigen Stabilität erhebliche Bedeutung zukommt. Die Gestaltung wird damit zu einem erheblichen Teil von der bautechnischen Ausführung bestimmt. In vorliegendem Leitfaden werden nur die für die Durchgängigkeit maßgebenden Gestaltungsparameter beschrieben. Für die Planung von Sohlrampen und Teilsohlrampen wird daher auf die einschlägigen Leitfäden verwiesen (z.B. DWA (2009) *Naturnahe Sohlengleiten).*

5.6.1 Generelle Gestaltung

Unabhängig von der beanspruchten Gewässerbreite setzen sich aufgelöste Sohlrampen aus mehreren Einzelschwellen mit dazwischen liegenden Kolken zusammen, sodass sich im Längenschnitt eine beckenartige Struktur ergibt, welche auch bei Niederwasser die Fischpassierbarkeit sicherstellt. Die Becken sind bei Niederwasser durch raue Übergänge mit Sohlanschluss als Wanderkorridore von Becken zu Becken pendelnd verbunden.
Die Becken können dabei sowohl an der Sohle mit Wasserbausteinen befestigt (Abbildung 40) als auch ohne Sohlsicherung ausschließlich mit natürlicher Sohle ausgeführt sein. Aufgrund der vollen Hochwasserbeaufschlagung ist der Standsicherheit der Rampe im Vergleich zu den anderen FAH-Typen höhere Beachtung zu schenken.Die Abdichtung der Schwellen erfolgt durch einen sorgfältigen Riegelbau und den natürlichen Geschiebetrieb bzw. wenn notwendig, mittels geeigneten Materials, z. B. Feinsediment bzw. Geotextil. Dadurch kann auch bei Niederwasserabflüssen die Versickerung innerhalb der Rampe auf ein Minimum reduziert und ein für die Passierbarkeit ausreichender Abfluss gewährleistet werden.

Kleinräumige Anordnung

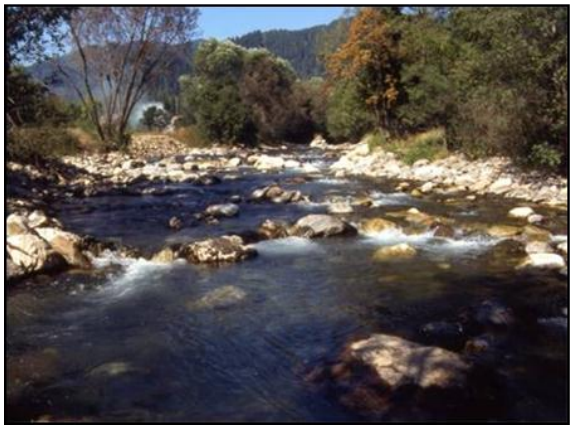


Abbildung 37: Aufgelöste Sohlrampe (Foto: EZB)

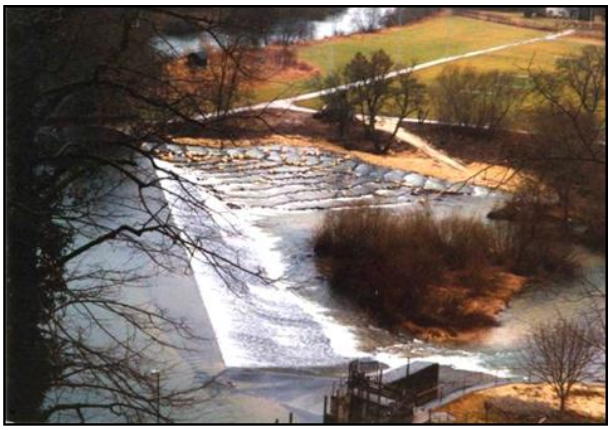


Abbildung 38: Teilsohlrampe (GEBLER 2009)

Sohlrampe

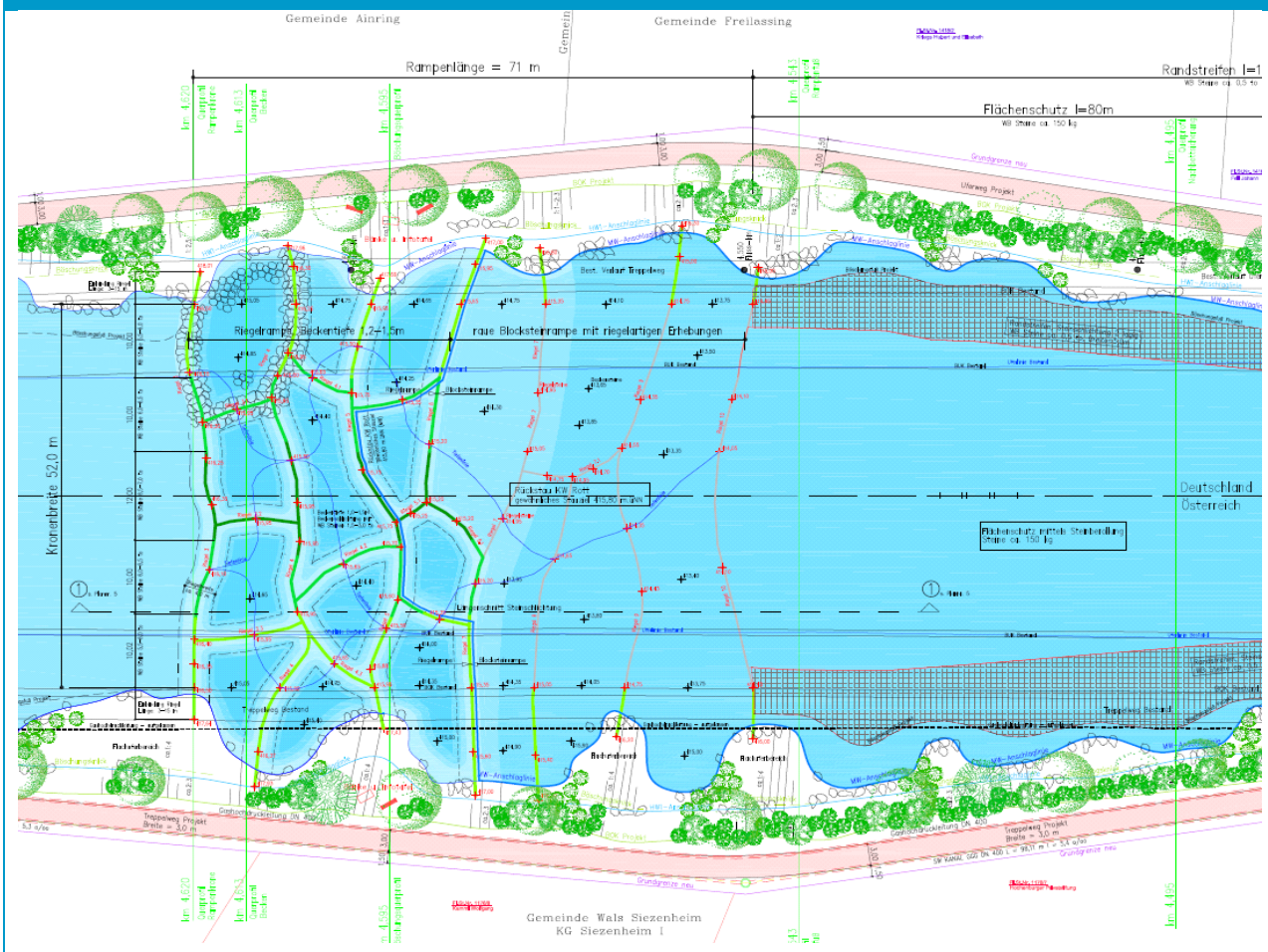


Abbildung 39: Lageplan (Aufsicht) der Sohlrampe an der Saalach (ULMER 2007) (erstellt von IB IGA Gostner & Aigner)

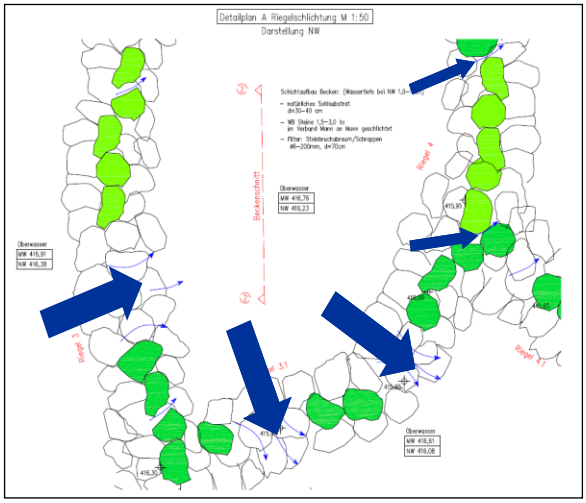


Abbildung 40: Riegelschlichtung der Sohlrampe mit Beckenübergängen (ULMER 2007) (erstellt von IB IGA Gostner & Aigner).

Sohlrampe

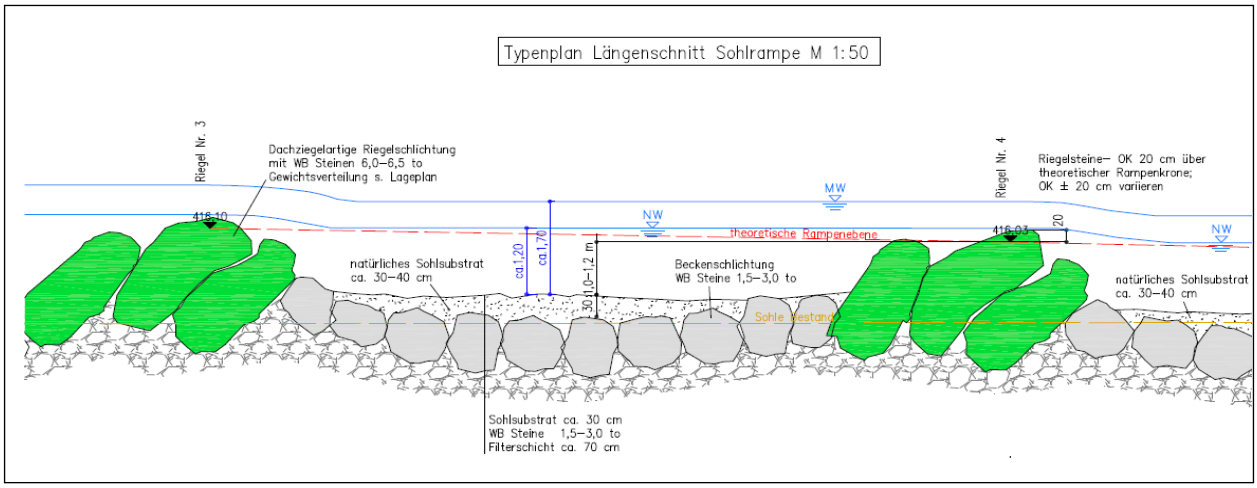


Abbildung 41: Längenschnitt eines Beckens der Sohlrampe, Beckensohle mit Wasserbausteinen ausgeführt, auf das sich Geschiebe dynamisch auflagert (ULMER 2007) (erstellt von IB IGA Gostner & Aigner).

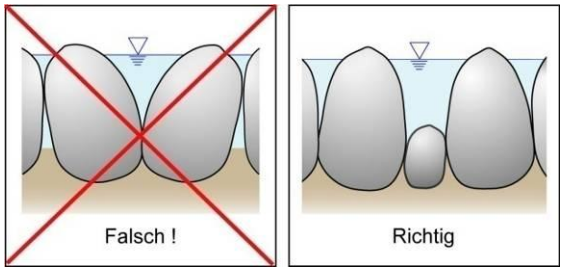


Abbildung 42: Annähernd rechteckige bzw. trapezförmige Ausformung der Beckenübergänge– keine V-förmigen Zwickel <u>ohne</u> Sohlanschluss (GEBLER 2009).

5.6.2 Dimensionierung – Anforderungen hinsichtlich Durchwanderbarkeit

Bei Rampen ist vor allem darauf zu achten, dass sowohl zur Niederwasserführung als auch bei erhöhten Wasserführungen (außer bei Extremereignissen) ein entsprechender Wanderkorridor zur Verfügung gestellt wird.

Die Dimensionierung erfolgt für den Niederwasserabfluss ($MJNQ_T$) bei dem ein kompakter Wanderkorridor vorhanden sein muss. Grundsätzlich sind dabei die gleichen Bemessungswerte wie für naturnahe Beckenpässe hinsichtlich geometrischer (z. B. Mindestschlitzweiten) und hydraulischer Dimension (z. B. Energiedissipation, Fließgeschwindigkeit) einzuhalten.

5.6.2.1 Beckendimensionen

Derzeit werden in Österreich v. a. aufgelöste Rampenbauwerke mit sohlgesicherten Beckenstrukturen gebaut, welche bei Niederwasser definierte Beckenübergänge für die Fischwanderung besitzen. Die Beckendimensionen ergeben sich anhand der größenbestimmenden Fischart (Tabelle 2) bzw. der geforderten Energiedichte (siehe Tabelle 4).

Aufgrund der dynamischen An- und Ablagerung von Geschiebe müssen größere Bautiefen als bei FAH-Typen ohne Geschiebeeintrag gewählt werden, um auch bei Geschiebeanlandungen die notwendigen Kolktiefen von mind. 60 – 100 cm sicherzustellen.
Generell wird empfohlen, die Beckentiefe von Sohlrampen um 20 cm größer als bei naturnahen Beckenpässen anzulegen. Bei geringem Geschiebetrieb kann die Erhöhung der Beckentiefe auf 10 cm reduziert werden.

5.6.2.2 Beckenübergänge

Bei Nieder- und Mittelwasserführung bilden die Beckenübergänge die Wanderkorridore für die Fische. Wie bei naturnahen Beckenpässen sind die Schlitze annähernd rechteckig bzw. trapezförmig und vor allem im Sohlbereich rau mit Anschluss zur künftigen Anlandungssohle auszuformen. Scharfkantige Beckenübergänge sowie V-förmige Zwickel ohne Sohlanschluss sind aufgrund ihrer schlechten Passierbarkeit für Fische zu vermeiden (HAUNSCHMID et al. 2009), siehe Abbildung 42).
Damit können auch die bodenwandernden Fischarten die Passage problemlos bewältigen. Das Anheben der Sohle im Bereich der Beckenübergänge führt dabei zur Beibehaltung der Beckenstruktur auch bei geringeren Abflüssen. Bei Sohlrampen bestimmt in der Regel der erforderliche Sohlanschluss der Beckenübergänge die minimale Wassertiefe. Die Mindestwassertiefe an Beckenübergängen in Sohlrampen wird daher mit 2/3 der Mindestkolktiefe („minimale Maximaltiefe“) der Becken festgelegt.
Von Becken zu Becken können je nach verfügbarer Wassermenge mehrere Beckenübergänge unterschiedlicher Breite versetzt angeordnet werden. Zumindest ein Beckenübergang muss die Mindestschlitzbreite entsprechend der größenbestimmenden Fischarten aufweisen (siehe Kap.4.2.3). Um Verklausungen zu vermeiden, sollten aber möglichst wenige Beckenübergänge mit möglichst großer Schlitzweite angeordnet werden. Zu große Schlitzweiten unterbrechen allerdings den Zusammenhalt des Querriegels und gefährden die Standsicherheit der gesamten Rampe. Bei großen Niederwasserabflüssen sollten daher die Riegel im Bereich des Beckenüberganges abgesenkt werden, um einen kompakte Niederwasserrinne/Wanderkorridor zu erreichen.
Die Querriegel werden im Gegenzug an den Ufern hochgezogen, um den Fischen auch bei höheren Wasserführungen und hydraulischer Überlastung der Niederwasserrinne randlich einen Wanderkorridor und Einstand zu bieten.

5.6.2.3 Gefälle

Die Höhendifferenz zwischen den Becken entspricht jenen der anderen FAH-Typen (siehe Kap. 4.2.3).
Die Neigung der Rampe ergibt sich aus der Differenz der Wasserspiegelhöhen zwischen den Becken und der Beckenlänge. Letztere wird durch die Länge der größenbestimmenden Fischart bzw. über das erforderliche Beckenvolumen zur Einhaltung der zulässigen Energiedichte bei MJNQT entsprechend den Fließgewässerregionen bestimmt. Durch die starke Abhängigkeit dieses Bautyps vom Niederwasserabfluss und Gewässertyp können hier keine weiteren eindeutigen Vorgaben zur Dimensionierung von Rampen gemacht werden, es wird jedoch auf die entsprechende neuere Fachliteratur verwiesen (DWA 2009).

6 Checkliste für Planung und Dimensionierung von FAHs

Als Orientierungshilfe für die Verwendung des vorliegenden Leitfadens, sind hier die für die Planung und die Dimensionierung von Fischaufstiegshilfen nötigen Schritte mit den jeweiligen Verweisen zu den entsprechenden Kapiteln im Leitfaden aufgelistet:

1. Bestimmung des **vorliegenden Gewässertyps** und der zugehörigen **größenbestimmenden Fischart** entsprechend Tabelle 2, Kapitel 3.3

2. Festlegung der **relevanten Fischgröße der maßgebenden größenbestimmenden Fischart** (Länge, Breite, Höhe) entsprechend Tabelle 3, Kap. 3.3

3. **Ermittlung der am FAH-Standort vorliegenden relevanten Abflusswerte**

4. **Wahl des geeigneten FAH-Typs** (Kap. 5.2)

5. **Bemessung der Mindestgröße der FAH** hinsichtlich Passierbarkeit entsprechend der größenbestimmenden Fischart und des Gewässertyps (Bemessungswerte gemäß Tabelle 7; Tabelle 8, Tabelle 9, in den Kapiteln 5.3, 5.4, 5.5)

   Die geometrischen und hydraulischen Bemessungswerte orientieren sich an den Leitfischarten und häufigen Begleitfischarten der Fischleitbilder für die Gewässertypen (Fischregionen) und werden generell in Kapitel 4.2 sowie bei den Beschreibungen der einzelnen FAH-Typen (Kapitel 5) dargestellt.

6. **Festlegung der FAH Dotation**

   a. **Bestimmung der aus der FAH-Dimension resultierenden, für die Passierbarkeit nötigen FAH-Dotation** bei Verwendung der Standardbemessungswerte entsprechend Tabelle 7, Tabelle 8, Tabelle 9 (Kapitel. 5.3, 5.4, 5.5)

   bzw. **Berechnung der resultierenden FAH-Dotation bei Abweichungen** innerhalb der zulässigen Bemessungswerte (z.B. geringere Höhendifferenz zwischen den Becken als Mindestwert)

   b. Bestimmung der für eine ausreichende Leitstromdotation und Fließgeschwindigkeit erforderlichen FAH-Dotation entsprechend Kapitel 4.1.2

   Festlegung einer Zusatzdotation, wenn die aus der FAH-Dimension resultierende Dotation nicht ausreicht, einen angemessenen Wanderkorridor vor allem in Bezug auf die Auffindbarkeit der FAH herzustellen. Diese ist entweder gemeinsam mit der Basisdotation über die FAH oder als Leitstrom direkt in den untersten Abschnitt der FAH abzugeben.

7. **Detailplanung der FAH**

   Berücksichtigung der jeweiligen Gestaltungskriterien der unterschiedlichen FAH-Typen hinsichtlich:

   - Spezifische Anforderungen an den Einstiegsbereich
   - Spezifische Anforderungen hinsichtlich Durchwanderbarkeit
   - Spezifische Anforderungen an den Anschluss ins Oberwasser

   entsprechend den Kapiteln 5.3, 5.4, 5.5, 5.6

7 Betriebssicherheit

Jede FAH bedarf einer regelmäßigen Kontrolle und Wartung, um die Passierbarkeit und nachhaltige Funktionsfähigkeit im Betrieb sicherzustellen. FAHs müssen beispielsweise regelmäßig auf Verklausungen oder Verlegungen im Ein-/Ausstiegsbereich oder in den Beckendurchlässen kontrolliert werden und diese müssen beseitigt werden. Dies erfordert Regelungen für den regulären Betrieb einer FAH sowie besondere Vorkehrungen und Kontrollen für Störfälle (wie z.B. Hochwasser oder Vereisung), die ggf. im Bescheid zu verankern sind.

- Im **regulären Betrieb** sind zur Sicherstellung der Funktionsfähigkeit die erforderlichen Dotierwassermengen der FAH abzugeben und (ideal dauerregistrierend) zu kontrollieren sowie die maßgeblichen geometrischen und hydraulischen Parameter zu überprüfen. Dazu kommen die Wartung der Anlage und der technischen Teile, die Erstellung von Spülordnungen für Entsanderspülungen sowie von Betriebsordnungen für Staulegung und Wiedereinstau.
- Zur **Störfallvorsorge** ist die Anlage für den Hochwasserfall vor Geschiebe, Treibholz oder sonstiger Zerstörung zu sichern, für notfalls erforderliche Abfischungen ist eine entsprechende Vorgangsweise festzulegen. Bei Staulegung oder extremem Niederwasser ist eine Notdotation, bei Ausfall einer dynamischen Dotation sind einzuhaltende statische Mindestwassermengen vorzusehen.

8 Überprüfung der Funktionsfähigkeit von FAHs

Um die Funktionsfähigkeit einer Fischaufstiegsanlage zu gewährleisten und nachhaltig zu sichern, ist eine Funktionskontrolle erforderlich. Diese kann entweder auf die Überprüfung abiotischer Parameter beschränkt oder aber durch biologische Untersuchungen ergänzt werden. Insbesondere bei komplexen Anlagen in größeren Gewässern oder bei wesentlichen Abweichungen von den Bemessungswerten werden biologische Funktionskontrollen empfohlen. Die dabei gewonnen Erkenntnisse sollen auch in die Planung zukünftiger Anlagen bzw. in die allfällige Schärfung der Anforderungen hinsichtlich Kontinuum und Bemessungswerte einfließen.

- **Abiotische Untersuchungen** dienen im Wesentlichen zur Überprüfung der konsensgemäßen Herstellung bzw. des Betriebs der FAH. Sie umfassen u.a. eine Überprüfung des FAH-Ein- und Ausstiegs (Lage, Sohlanschluss, Wirkung der Leitstromdotation, Höhenlage in Bezug zu Stauspiegel,…), der Beckendimensionen (Anzahl, Größe, Beckenübergänge,…) und der bewilligten Dotation (hydraulische Verhältnisse, evtl. Staffelung oder Zusatzdotation).
- Durch **biologische Untersuchungen** kann überprüft werden, ob alle relevanten Fischarten und Altersstadien tatsächlich in ausreichender Anzahl in die FAH einwandern und diese auch erfolgreich durchwandern können. Wesentliche Untersuchungsmethoden sind einerseits Elektrobefischungen zur Erfassung des Aufstiegspotentials bzw. Fischbestands im Unterwasser, andererseits Reusenfänge oder andere Methoden, die aufsteigende Individuen in der FAH erfassen. Die Intensität der fischökologischen Untersuchung orientiert sich an der Größe der Wasserkraftanlage und an der Fischregion. In Sonderfällen, beispielsweise bei FAHs in großen Potamalgewässern, können weitergehende Untersuchungen (z.B. Telemetrie) sinnvoll sein.

Aus dem Vergleich der Untersuchungsergebnisse von Aufstiegszählungen (Reusenkontrollen oder sonstigen Zählmethoden), der Fischbestandserhebungen im Unterwasser und des jeweiligen fischbiologischen Leitbilds kann, ggf. unter Einsatz statistischer Methoden, eine Bewertung der Funktionsfähigkeit erfolgen.

Bei bestehenden Anlagen, die sich als nur bedingt funktionsfähig erwiesen haben, sind Verbesserungsmöglichkeiten unter Berücksichtigung der lokalen Randbedingungen und wasserwirtschaftlichen Verhältnisse individuell zu prüfen.

Es ist geplant, entsprechende Empfehlungen für die Funktionskontrolle gemeinsam mit den Ländern auszuarbeiten.

9 Literatur

ADAM, B., R. BOSSE, U. DUMONT, R. HADDERINGH, L. JÖRGENSEN, B. KALUSA, G. LEHMANN, R. PISCHEL und U. SCHWEVERS (2005). Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Hennef, ATV-DVWK-Themen WW-8.1: 256.

ADAM, B., W. KAMPKE, O. ENGLER und C. LINDEMANN (2009). Ethohydraulische Tests zur Rauigkeitspräferenz kleiner Fischarten und Individuen, Sonderbericht für das DBU-Projekt „Ethohydraulik - eine Grundlage für naturschutzverträglichen Wasserbau“ (Projektnummer 25429-33/2): 32.

ADAM, B. und U. SCHWEVERS (1998). "Zur Auffindbarkeit von Fischaufstiegsanlagen – Verhaltensbeobachtungen an Fischen in einem Modellgerinne." Wasser und Boden 50. Jahrgang(4): 55-58.

ADAM, B. und U. SCHWEVERS (2001). Planungshilfen für den Bau funktionsfähiger Fischaufstiegsanlagen. Solingen, Verlag Natur und Wissenschaft.

ALBANESE, B., P. L. ANGERMEIER und S. DORAI-RAJ (2004). "Ecological correlates of fish movement in a network of Virginia streams." Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 61(6): 857-869.

ANONYMUS (1940). "Von den Wanderungen der Fische in unseren Flüssen." Schweiz. Fischerei-Zeitung 48(1): 3-5.

ATV-DVWK (2004). Fischschutz- und Fischabstiegsanlagen: Bemessung, Gestaltung-Funktionskontrolle. ATV-DVWK Themen. Hennef-Deutschland, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. . M-501: 256.

BELL, M. (1980). General considerations for upstream fish passage facilities. Analysis of environmental issues related to small scale hydroelectric development II: design considerations for passing fish upstream around dams. S. G. HILDEBRAND. Oak Ridge, Tennesee, Oak Ridge National Laboratory (ORNL), Enviromental Sciences Division. No. 1567: 47-62.

BELL, M. (1990). Fisheries Handbook of Engeneering Requirements and Biological Criteria (Third Edition). Portland, Oregon, Fish Passage and Development and Evaluation Program, Corps of Engineers, North Pacific Division: 307.

BLESS, J. (1981). "Untersuchung zum Einfluss von gewässerbaulichen Maßnahmen auf die Fischfauna in Mittelgebirgsflächen." Natur und Landschaft 56(7/8): 243-252.

BOHL, E. und T. VORDERMEIER (1999). Untersuchungen zur Durchgängigkeit von Fließgewässern für Fische. Materialien. B. L. F. WASSERWIRTSCHAFT. München, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft: 222.

BORN, O. (1995). Untersuchungen zur Wirksamkeit von Fischaufstiegshilfen am unterfränkischen Main. Fakultät für Landwirtschaft und Gartenbau, Institut für Tierwissenschaften. München, Technische Universität: 235.

BOVEE, K. D. (1978). Probability-of-use criteria for the family Salmonidae. Instream Flow Information Paper. Fort Collins, CO, Cooperative Instream Flow Service Group. Water Energy and Land Use Team. Fish and Wildlife Service U.S.D.I. . 04: 80.

CADA, G. F. und C. C. COUTANT (1997). Development of biological criteria for the design of advanced hydropower turbines. ?? Idaho, U.S. Department of Energy, Idaho Operations Office: 85.

CLAY, C. H. (1995). Design of Fishways and Other Fish Facilities, Lewis Publishers.

CLOUGH, S. C., I. E. LEE-ELLIOTT, A. W. H. TURNPENNY, S. D. J. HOLDEN und C. HINKS (2001). Swimming Speeds in Fish: Phase 2. Southampton, Fawley Aquatic Research Laboratories Ltd, Marine & Freshwater Biology Unit. R&D Technical Report W2-049/TR1: 93.

CLOUGH, S. C., N. J. O'KEEFFE und S. D. J. HOLDEN (2004). Swimming Speeds of Young-of-the-Year Dace: Phase 2. Southampton, Jacobs Babtie Aquatic. R&D Technical Report W2-026/TR1: 18.

CLOUGH, S. C. und A. W. H. TURNPENNY (2001). Swimming Speeds in Fish: Phase 1. Southampton, Fawley Aquatic Research Laboratories Ltd, Marine & Freshwater Biology Unit, R&D Technical Report W2-026/TR1: 94.

COLGAN, P. (1993). The motivational basis of fish behaviour. Behaviour of Teleost Fishes. T. J. PITCHER. London u. a., Chapman and Hall. 7: 31-65.

COLLINS, G. B. und C. H. ELLING (1960). Fischway research at the fisheries-engineering research laboratory. Washington, D. C., US Fish and Wildlife Service. Circular 98.

DANNER, H. (1884). "Ein Kapitel vom Donaulachs." Mitteilungen des Oberösterreichischen Schutzvereins für Jagd und Fischerei: 50-55.

DEGEL, D. (2006). Die Rheinstaustufe mit Fischpass in Iffezheim (aktualisierte Ausgabe vom 31.12.06), Rheinpachtgemeinschaft 1 e.V., Fischpass-Team Iffezheim. Im Auftrag des Landesfischereiverbandes Baden e.V. unter der fachlichen Betreuung der Fischereibehörde beim RP-Karlsruhe: 52.

DEGEL, D. (2007). Die Rheinstaustufe mit Fischpass in Iffezheim (aktualisierte Ausgabe vom 31.12.07), Rheinpachtgemeinschaft 1 e.V., Fischpass-Team Iffezheim. Im Auftrag des Landesfischereiverbandes Baden e.V. unter der fachlichen Betreuung der Fischereibehörde beim RP-Karlsruhe: 52.

DINGLE, H. (1996). Migration - The Biology of Life on the Move. New York - Oxford, Oxford University Press.

DUMONT, U. (2008). Zur technischen Machbarkeit okologisch angepasster Wasserkraftnutzung. ANL 12.11.2008 Laufen, Vortrag bei der Fachtagung Wasserkraft, Strom ist nicht gleich Strom – Rückbau oder Ausbau? .

DUMONT, U., P. ANDERER und U. SCHWEVERS (2005). Handbuch Querbauwerke. Düsseldorf, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen: 212.

DUMONT, U. und M. REDEKER (1997). Fischabstieg - Literaturdokumentation. Bonn, DVWK: 230.

DVWK (1996). Fischaufstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. Bonn, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.

DWA (2009). Naturnahe Sohlengleiten. DWA-Themen. Hennef, DWA: 142.

DWA Merkblatt M 509 (2010):Fischaufstiegsanlagen und fischpassierbare Bauwerke- Gestaltung, Bemessung, Qualitätssicherung. Gelbdruck

EBEL, G. (2002). Untersuchung zur Stabilisierung von Barbenpopulationen - dargestellt am Beispiel eines mitteldeutschen Fließgewässers. Halle, Saale, BGF.

EBERSTALLER, J. und C. GUMPINGER (1997). "Überfallfreies Umgehungsgerinne an der Pielach." Österreichs Fischerei 50. Jahrgang, Heft 2/3: 47 - 51.

EBERSTALLER, J., C. GUMPINGER und N. NOVAK (1996). Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfe an der Wehranlage des KW Fisching - Studie im Auftrag der Steirischen Wasserkraft- und Elektrizitäts AG. Wien, Universität für Bodenkultur; Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur: 145pp.

EBERSTALLER, J. und A. KAMINITSCHEK (2001). Untersuchung der Passierbarkeit an 7 ausgewählten FAH´s an der Piesting und Schwarza - Studie im Auftrag der Österreichischen Fischereigesellschaft. Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement: 61.

EBERSTALLER, J., P. PINKA und H. HONSOWITZ (2001). Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegsanlage am Donaukraftwerk Freudenau. Wien, Österreichische Elektrizitäts-Aktiengesellschaft.

ECKER, G. (2000). Besiedelung des MFK-Systems aus fischökologischer Sicht 1993-1998. Diplomarbeit an der Formal- und Naturwissenschaftlichen Fakultät. Wien, Universität Wien: 186.

FAO (in prep.). Guidelines for the design and building of nature-like fish passes. Rome, FAO - EIFAC Working Party on Fish passage best practices: xx.

FISCHER, S. und H. KUMMER (2000). "Effects of residual flow and habitat fragmentation on distribution and movement of bullhead (Cottus gobio L.) in an alpine stream." Hydrobiologia 422-423(0): 305-317.

FLÖCKSMÜHLE (2004). Verbesserung und Vernetzung aquatischer Lebensräume: Planungsempfehlungen zu Fischaufstiegsanlagen. Aachen, Ingenieurbüro Flöcksmühle: 54.

FRIES, G. und W. TESCH (1965). "Aufenthalt der Fische im Bereich von Stauwehren." Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie 27: 257-272.

GEBLER, R. J. (1991). Sohlrampen und Fischaufstiege. Walzbach, Deutschland, Eigenverlag.

GEBLER, R. J. (1998). Examples of near-natural fish passes in Germany: drop structure conversions, fish ramps and bypass channels. Fish Migration and Fish Bypasses. M. JUNGWIRTH, S. SCHMUTZ und S. WEISS. Oxford - London - Berlin, Blackwell Sciences Ltd.: 403-419.

GEBLER, R. J. (2009). Fischwege und Sohlengleiten, Band 1: Sohlengleiten. Walzbachtal, D., Verlag Wasser u. Umwelt.

GERSTER, S. (1992). Fischpassanlagen der Hochrheinkraftwerke; Aufstiegskontrollen 1985/86 und Vergleich mit früheren Erhebungen. Schriftenreihe Fischerei. Bern, BUWAL. 48: 109.

GERSTER, S. (1998). Hochrhein: Aufstiegskontrollen 1995/96 - Vergleich mit früheren Erhebungen. Mitteilungen der Fischerei. Bern, BUWAL. 60.

GOSSE, J. C. (1981). Brown trout (Salmo trutta) responses to stream channel alterations, their microhabitat requirements, and a method for determining microhabitat in lotic systems. Logan, Uthah State University: 138.

GUTHRUF, J. (2008). Fischaufstieg am Hochrhein. Koordinierte Zählungen 2005/2006. Umwelt Wissen. Bern, Bundesamt für Umwelt. Nr. 8010: 161.

GUTHRUF, J. und K. GUTHRUF-SEILER (2006). Koordinierte Fischaufstiegskontrollen an den Aare-Kraftwerken zwischen Solothurn und der Mündung in den Rhein. Wichtrach, Aquatica GmbH: 58.

HARTMANN, F. (2004). Der Fischpass am Rheinkraftwerk Iffezheim - eine Entschuppungsmaschine für Fische, Vortrag bei der 16. SVK Fischereitagung in Künzel bei Fulda am 02.03.2004.

HAUNSCHMID, R., W. PETZ, R. PETZ-GLECHNER, M. ULLMANN, U. STEPHAN, R. ENZENEBNER und N. SCHOTZKO (2009). Durchgängigkeit an Beispiel Modell Oberösterreich - Aufgelöste Rampe: Fischökologische Beweissicherung. Durchgängigkeit an Fließgewässern: Anforderungen aus Siucht der EU-WRRL - Erkenntnisse aus der Praxis, ÖWAV.

HAUNSCHMID, R., G. WOLFRAM, T. SPINDLER, W. HONSIG-ERLENBURG, R. WIMMER, A. JAGSCH, E. KAINZ, K. HEHENWARTER, B. WAGNER, R. KONECNY, R. RIEDMÜLLER, G. IBEL, B. SASANO und N. SCHOTZKO (2006). Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Wien, Schriftenreihe des BAW: 104.

HAUNSCHMID R., SCHOTZKO N., PETZ-GLECHNER R., HONSIG-ERLENBURG W., SCHMUTZ S., SPINDLER T., UNFER G., WOLFRAM G., BAMMER V., HUNDRITSCH, L., PRINZ, H., & B. SASANO (2010): Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische, BMLFUW. Wien. http://www.lebensministerium.at/wasser/wasser-oesterreich/plan_gewaesser_ngp/nationaler_gewaesserbewirtschaftungsplan-nlp/bio_lf.html

HEIMERL, S. und M. HAGMEYER (2005). Optimierte Auslegung von beckenartigen Fischaufstiegsanlagen - Strömungssimulation als Hilfsmittel. 5. Seminar Kleinwasserkraft - Praxis und aktuelle Entwicklung, IHS, Universität Stuttgart, 14.10.2005, pp. 18.

HEIMERL, S., M. HAGMEYER und C. ECHTELER (2008). "Numerical flow simulation of pool-type fishways: new ways with well known tools." Hydrobiologia 609: 198-196.

HILDEBRAND, S. G., Ed. (1980). Analysis of environmental issues related to small scale hydroelectric development II: design considerations for passing fish upstream around dams. Oak Ridge, Tennesee, Oak Ridge National Laboratory (ORNL), Enviromental Sciences Division.tes.

HOFER, J. (1906). "Von der Nase." Schweiz. Fischerei-Zeitung(14): 140-142.

HOLZNER, M. (2000). Untersuchungen über die Schädigungen von Fischen bei der Passage des Mainkraftwerks Dettelbachs. Dissertation an der Technischen Universität München, inst. f. Tierwissenschaften. München: 333.

HOTCHKISS, R. H. und C. M. FREI (2007). DESIGN FOR FISH PASSAGE AT ROADWAY-STREAM CROSSINGS: SYNTHESIS REPORT. Pullman, WA & Provo, UT, Washington State University, Brigham Young University: 280.

HUET, M. (1959). "Profiles and Biology of Western European Stream as Related to Fish Management." Transactions of the American Fisheries Society 88: 155-163.

HVIDSTEN, N. A., A. J. JENSEN, H. VIVAS, O. BAKKE und T. G. HEGGBERGET (1995). "Downstream migration of Atlantic salmon smolts in relation to water flow, water temperature, moon phase and social interaction." Nordic Journal of Freshwater Research(70): 38-48.

JACOBSAQUATIC (2006). SWIMIT. Southampton, Environment Agency.

JÄGER, P. (1986). "Kleinwasserkraftwerke und Fischerei." Österreichs Fischerei 39: 246-255.

JÄGER, P. (1994). "Zum Stand der Technik von Fischaufstiegshilfen." Österreichs Fischerei 47(Heft 2/3): 50-61.

JÄGER, P., Ed. (2002). Salzburger Fischpass-Fibel. Reihe Gewässerschutz. Salzburg, Amt der Salzburger Landesregierung.tes.

JÄGER, P. (2002). Stand der Technik bei Fischpässen an großen Flüssen. Salzburger Fischpassfibel. P. JÄGER, Amt der Salzburger Landesregierung. Reihe Gewässerschutz, 1, 2. Auflage: 75-88.

JÄGER, P. (2007). Automatische Restwasserregulierung und Fischpassdotation - dynamische Restwasserabgabe praktisch gelöst. Salzburger Fischpassexkursion 2007 - Vorträge von Gebler, Unterweger, Jäger, Schrempf, Ulmer, Lehmann, Mayr, Travade & Larinier. 11 Vorträge. P. JÄGER und D. LATZER. Salzburg, Land Salzburg, Gewässerschutz. Datensammlung Gewässerschutz, Thema Fischpässe, Komponente 13/2.

JÄGER, P. (2007). Downstream fish migration in the rhithral zone of alpine rivers. Fish Passage best practices. EIFAC working party - 2nd meeting 8.-10.10.2007, Salzburg. P. JÄGER und G. MARMULLA. Salzburg, Land Salzburg, Gewässerschutz, Austria, 13 presentations and some technical papers. Datensammlung Gewässerschutz, Thema Fischpässe, Komponente 13/3.

JÄGER, P. (2009). Mindestanforderungen an die Überprüfung von Fischwanderhilfen im Kollaudierungsverfahren (http://www.salzburg.gv.at/downloads). Salzburg, Gewässerschutz, Land Salzburg. Fassung vom 30.10.2009: 7.

JÄGER, P., V. GFRERER und N. BAYRHAMMER (2010). "Morphometrische Vermessung von Fischen zur Ermittlung des Phänotyps " Österreichs Fischerei 63(Heft 1): 14-28.

JÄGER, P. und I. SCHILLINGER (2003). Kollmann's Fischereikarte von Salzburg, Fische in Salzburgs Gewässern, Stand 1898. Digitale Aufbereitung des Kartenthemas. Kartensammlung Gewässerschutz, Thema 1. Salzburg, Amt der Salzburger Landesregierung: 55, 10 Sectionen, 1 Gesamtblatt.

JÄGER, P. und A. ZITEK (2009). Fischwanderhilfen - Kriterien und Standards. Durchgängigkeit an Fließgewässern: Anforderungen aus Sicht der EU-WRRL - Erkenntnisse aus der Praxis, Ybbs, 07.05.2009, ÖWAV.

JÄGER, P., A. ZITEK und R. SCHREMPF (2010). Stand der Technik beim Bau von Fischwanderhilfen. Salzburg, Amt der Salzburger Landesregierung. Reihe Gewässerschutz, Band 17: (in Vorbereitung).

JANSEN, W., B. KAPPUS, J. BÖHMER und T. BEITER (1999). "Fish communities and migrations in the vicinity of a fishway in regulated rivers (Enz, Baden-Württemberg, Germany)." Limnologica: 425-435.

JENS, G. (1982). Der Bau von Fischwegen: Fischtreppen, Aaaleitern und Fischschleusen. Hamburg und Berlin, Verlag Paul Parey.

JENS, G., O. BORN, R. HOHLSTEIN, M. KÄMMMEREIT, R. KLUPP, P. LABATZKI, G. MAU, K. SEIFERT und P. WONDRAK (1997). Fischwanderhilfen: Notwendigkeit, Gestaltung, Rechtsgrundlagen. Offenbach am Main, Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V.: 114.

JONSSON, N. (1991). "Influence of Water Flow, Water Temperature and Light on Fish Migration in Rivers." Nordic Journal of Freshwater Research 66(1991): 20-35.

JUNGWIRTH, M., G. HAIDVOGL, O. MOOG, S. MUHAR und S. SCHMUTZ (2003). Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. Wien, Facultas Verlag.

JUNGWIRTH, M., S. MUHAR und S. SCHMUTZ (2000). "Fundamentals of fish ecological integrity and their relation to the extended serial discontinuity concept." Hydrobiologia 422: 85-97.

JUNGWIRTH, M. und P. PARASIEWICZ (1994). Fischaufstiegshilfen an Gebirgsflüssen. Wien, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft.

JUNGWIRTH, M. und B. PELIKAN (1989). "Zur Problematik von Fischaufstiegshilfen." Österreichische Wasserwirtschaft 41(3/4): 81-89.

KATAPODIS, C. (1992). Introduction to fishway design. Winnipeg, Manitoba, Canada, Freshwater Institute, Central and Arctic Region, Department of Fisheries and Oceans, University Crescent: 68.

KAUFMANN, T. und A. ZITEK (2006). Visuelles Monitoring der Fischwanderung an der Spielberger Wehr, Pielach, NÖ - Studie im Auftrag des NÖ Landesfischereiverband und NÖ Landschaftsfonds. Wien, Büro Freiwasser: 18.

KOLBINGER, A. (2002). Fischbiologische Kartierung der Durchgängigkeit niederbayrischer Fließgewässer. Department für Tierwissenschaften, AG Fischbiologie. München, TU München: 219.

KOTTELAT, M. und J. FREYHOF (2007). Handbook of European Freshwater Fishes, Kottelat, Cornol, Switzerland and Freyhof, Berlin, Germany.

LARINIER, M. (2002). "Location of fishways." Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 364 (Supplement)(39-53).

LARINIER, M. (2007). Nature-like fish passes. 2nd meeting of the EIFAC Working Party on Fish passage best practices, Salzburg, Land Salzburg, Abteilung 13 Naturschutz, Referat 13/04 Gewässerschutz; in der Reihe Datensammlung Gewässerschutz, Thema Fischpässe, Komponente 13/3.

LARINIER, M. (2008). "Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France." Hydrobiologia 609: 97-108.

LARINIER, M., F. TRAVADE und J. P. PORCHER (2002). "Fishways: biological basis, design criteria and monitoring." Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture 364 (Supplement).

LELEK, A. und G. BUHSE (1992). Die Fische des Rheins. Berlin, Heidelberg, New York, Springer Verlag.

LUCAS, M. und E. BARAS (2001). Migration of Freshwater Fishes. Oxford, Blackwell Science.

LUCAS, M. C. und E. BATLEY (1996). "Seasonal movements and behaviour of adult barbel Barbus barbus, a riverine cyprinid fish: implications for river management." Journal of Applied Ecology 33(6): 1345-1358.

LUCAS, M. C., T. MERCER, G. PEIRSON und P. A. FREAR (2000). Seasonal movements of coarse fish in lowland rivers and their relevance to fisheries management. Management and ecology of river fisheries. I. G. COWX. Oxford, Blackwell Science: 87-100.

LUCAS, M. C., T. J. THOM, A. DUNCAN und O. SLAVIK (1998). Coarse fish migration - occurrence, causes and implications. Bristol, Environment agency: 160.

MADER, H. und K. BOGNER (2001). "Leitstromung bei naturnahen Umgehungsgerinnen im Potamal " Wasserwirtschaft 91: 194-199.

MARGREITER (1935). "Die Fische Tirols und Vorarlbergs: Die Flußbarbe." Tiroler und Vorarlberger Fischer(10): 74-77.

MARGREITER (1935). "Die Fische Tirols und Vorarlbergs: Die Nase." Tiroler und Vorarlberger Fischer(10): 88-90.

MAYR, D. (2007). Hydraulik von Fischaufstiegsanlagen bei schwankenden Ober- und Unterwasserspiegellagen. Salzburger Fischpassexkursion 2007 - Vorträge von Gebler, Unterweger, Jäger, Schrempf, Ulmer, Lehmann, Mayr, Travade & Larinier. P. JÄGER und D. LATZER. Salzburg, Land Salzburg - Gewässerschutz, 11 Vorträge. Datensammlung Gewässerschutz, Thema Fischpässe, Komponente 13/2.

McKEOWN, B. A. (1984). Fish Migration. London & Sydney, Croom Helm Ltd.

MELCHER, A. (1999). Biotische Habitatmodellierung im Rahmen eines Gewässerbetreuungskonzeptes anhand der Lebensraumansprüche der Nase (Chondrostoma nasus). Vienna, Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur, Universität für Bodenkultur Wien: 125.

MONTGOMERY, D. R. und J. M. BUFFINGTON (1997). "Channel reach morphology in mountain drainage basins." Geological society of America bulletin 109: 596-611.

MÜHLBAUER, M. und E. TRAXLER (2002). Fischökologisches Monitoring an den Voralpenflüssen Pielach und Melk im Rahmen des EU-LIFE Projektes "Lebensraum Huchen". Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur. Wien, BOKU: 197.

NESTMANN, F. und B. LEHMANN (2000). Anlagen zur Herstellung der Durchgängikeit von Fließgewässer - Raue Rampen und Verbindungsgewässer. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 63. Baden-Württemberg, Karslruhe, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 189.

NIKORA, V. I., J. ABERLE, B. J. F. BIGGS, I. G. JOWETT und J. R. E. SYKES (2003). "Effects of fish size, time-to-fatigue and turbulence on swimming performance: a case study of Galaxias maculatus." Journal of Fish Biology 63(6): 1365-1382.

NOK (2009). Fischabstieg beim Kraftwerk Reichenau - Projektstudie, Kraftwerke Reichenau AG & Nordostschweizerische Kraftwerke AG (NOK): 24.

NORTHCOTE, T. G. (1978). Migratory strategies and production in freshwater fishes. Ecology of Freshwater Fish Production. S. D. GERKING. Oxford-London-Edinburgh-Melbourne, Blackwell Scientific Publications: 326-359.

NORTHCOTE, T. G. (1984). Mechanisms of fish migration in rivers. Mechanisms of migration in fishes. J. D. MCCLEAVE, G. P. ARNOLD, J. J. DODSON und W. H. NEIL. New York - London, Plenum Press: 317-355.

ODEH, M., J. F. NOREIKA, A. HARO, A. MAYNARD, T. CASTRO-SANTOS und G. F. CADA (2002). Evaluation Of The Effects Of Turbulence On The Behavior Of Migratory Fish, U.S. Geological Survey, Oak Ridge National Laboratory. Report to Bonneville Power Administration, Contract No. 00000022, Project No. 200005700 (BPA Report DOE/BP-00000022-1): 55.

OVIDIO, M., E. BARAS, D. GOFFAUX, C. BIRTLES und J. C. PHILIPPART (1998). "Environmental unpredictability rules the autumn migration of brown trout (Salmo trutta L.) in the Belgian Ardennes." Hydrobiologia 371-372(0): 263-274.

OVIDIO, M. und J.-C. PHILIPPART (2002). "The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish." Hydrobiologia 483(1-3): 55-69.

PARASIEWICZ, P., J. EBERSTALLER, S. WEISS und S. SCHMUTZ (1998). Conceptual guidelines for natural bypass-channels. Fish Migration and Fish Bypasses. M. JUNGWIRTH, S. SCHMUTZ und S. WEISS. Oxford - London - Berlin, Blackwell Sciences Ltd.: 348-362.

PARKINSON, D., J. C. PHILIPPART und E. BARAS (1999). "A preliminary investigation of spawning migrations of grayling in a small stream as determined by radio-tracking." Journal of Fish Biology 55(1): 172-182.

PAVLOV, D. S. (1989). Structures assisting the migrations of non-salmonid fish: USSR. Rome, FAO: 97.

PAVLOV, D. S., A. I. LUPANDIN und V. V. KOSTIN (2002). Downstream migration of fish through dams of hydroelectric power plants. T. T. ALBERT und T. E. G. F. CADA. Oak Ridge, Tennesee, Oak Ridge National Laboratory. ORNL/TR-02/02.

PAVLOV, D. S., V. N. MIKHEEV, A. I. LUPANDIN und M. A. SKOROBOGATOV (2008). "Ecological and behavioural influences on juvenile fish migrations in regulated rivers: a review of experimental and field studies." Hydrobiologia 609: 125-138.

PETER, A. (1991). "Ansprüche von Fischen an die Morphologie und Hydrologie der Bäche." Mitteilungen der EAWAG 32 D: 9-13.

PINKA, P. und J. EBERSTALLER (2008). "Flache Sohlrampen im Potamal - Anforderungen an die Funktionsfähigkeit." Österreichs Fischerei 61(5/6): 122-130.

REINARTZ, R. (1997). Untersuchungen zur Gefährdungssituation der Fischart Nase (Chondrostoma nasus L.) in bayrischen Gewässern. Institut für Tierwissenschaften. München, TU München: 379.

RODRIGUEZ, T. T., J. P. AGUDO, L. P. MOSQUERA und E. P. GONZALEZ (2006). "Evaluating vertical-slot fishway designs in terms of fish swimming capabilities." Ecological Engineering 27: 37-48.

ROSENGARTEN, J. (1954). "Der Aufstieg der Fische im Moselfischpaß Koblenz im Frühjahr 1952 und 1953." Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften: 489-552.

SCHAEFER, J. (2001). "Riffles as barriers to interpool movement by three cyprinids (Notropis boops, Campostoma anomalum and Cyprinella venusta)." Freshwater Biology 46(3): 379-388.

SCHEURING, L. (1949). "Fischpässe, ihre Leistung und Zweckmäßigkeit." Österreichs Fischerei 2: 26-31.

SCHMALZ, W. und M. SCHMALZ (2007). Durchführung systematischer Untersuchungen zur Konzeption funktionsgerechter Wanderhilfen im Bereich von Wasserkraftanlagen am Beispiel der Wasserkraftanlage Camburg/Döbritschen (Thüringen). Schleusingen, Bauhaus Universität Weimar: 184.

SCHMUTZ, S., C. GIEFING und C. WIESNER (1998). "The efficiency of a nature-like bypass channel for pike-perch (Stizostedion lucioperca) in the Marchfeldkanalsystem." Hydrobiologia 371/372: 355-360.

SCHMUTZ, S., M. KAUFMANN, B. VOGEL und M. JUNGWIRTH (2000). Grundlagen zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit von Fliessgewässern. Wien, Bundesministerium für Land und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft.

SCHWEVERS, U. und B. ADAM (2006). Funktionskontrolle von Fischaufstiegsanlagen. Hennef, DWA: 123.

SEIFERT, K, 2012: Fischaufstiegsanlagen in Bayern, Hinweis und Empfehlungen zu Planung, Bau und Betrieb, i.A. d. Bayerischen Landesamtes für Umwelt, des Landesfischeriverbandes unter Mitwirkung d. Verbandes der Bayerischen Energie- und Wasserwirtschaft e.V.
SOLOMON, D. J. (1992). Diversion and Entrapment of Fish at Water Intakes and Outfalls. Bristol, National Rivers Authority: 52.

STEINER, H. A. (1992). "Die Fischaufstiegshilfe von der Drau in die Kellerberger Schleife-richtungsweisend für künftige Fischaufstiege." Beiträge zum Symposium "Betrieb, Unterhalt und Modernisierung von Wasserbauten" 1992 in Garmisch-Partenkirchen; Wasserbau und Wasserwirtschaft, TU-München 73: 415-427.

STUART, T. A. (1962). The leaping behaviour of salmon and trout at falls and obstructions. Pitlochry, Edinburgh, Freshwater Fisheries Laboratory: 46.

TRAVADE, F. (2008). French R & D program on "eel and dams" related to the EU regulation. 3rd meeting of the EIFAC Working Party On Fish Passage Best Practices Krakow, Internal Proceedings.

TRAVADE, F. und M. LARINIER (2007). French experience with downstream migration devices. 2nd meeting of the EIFAC Working Party On Fish Passage Best Practices Salzburg, Land Salzburg, Abteilung 13 Naturschutz, Referat 13/04 Gewässerschutz; in der Reihe Datensammlung Gewässerschutz, Thema Fischpässe, Komponente 13/3.

TURNPENNY, A. W. H., S. R. BLAY, J. J. CARRONAND und S. C. CLOUGH (2001). Literature Review Swimming Speeds in Fish. Southampton, Fawley Aquatic Research Laboratories Ltd, Marine & Freshwater Biology Unit. R&D Technical ReportW 2-026/TR2: 45.

ULMER, B. (2007). Fischpassierbare Rampen an grösseren Flüssen, Wanderkorridore bei allen Wasserführungen. Salzburger Fischpassexkursion 2007 - Vorträge von Gebler, Unterweger, Jäger, Schrempf, Ulmer, Lehmann, Mayr, Travade & Larinier. P. JÄGER und D. LATZER. Salzburg, Land Salzburg - Gewässerschutz, 11 Vorträge. Datensammlung Gewässerschutz, Thema Fischpässe, Komponente 13/2.

VORDERMEIER, T. und E. BOHL (2000). "Fischgerechte Ausgestaltung von Quer- und Längsbauwerken in kleinen Fließgewässern - Bedeutung und Wiederherstellung der Fließgewässervernetzung." Schriftenreihe des Landesfischereiverbandes Bayern Bayern e.V. S.: 53-61.

WAIDBACHER, H. und G. HAIDVOGL (1998). Fish Migration and Fish Passage Facilities in the Danube: Past and Present. Fish Migration and Fish Bypasses. M. JUNGWIRTH, S. SCHMUTZ und S. WEISS. Oxford - London - Berlin, Blackwell Sciences Ltd.: 85-98.

WARD, J. V. (1989). "The 4-dimensional nature of lotic ecosystems." Journal of the North American Benthological Society 8(1): 2-8.

WATKINS, A. (2007). Swimming Speeds in Fish: Phase 3 - Common bream (Abramis brama). Southampton, Jacobs UK Limited: 42.

WIESNER, C., G. UNFER, C. TATZBER, B. MÜLLER und M. JUNGWIRTH (2007). Inneralpines Flussraummanagement Obere Mur, Arbeitspaket F.2.3: Überprüfung der Funktionsfähigkeit der Fischwanderhilfe beim Kraftwerk Murau. Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Department Wasser-Atmosphäre-Umwelt, Universität für Bodenkultur.

WIESNER, C., G. UNFER, A. ZITEK und S. SCHMUTZ (2004). Drift of juvenile freshwater fish in late autumn in a Danube tributary. Proceedings of the Fifth International Conference on Ecohydraulics - Aquatic Habitats: Analysis and Restoration, 12.-17. 09.2004, Madrid.

WINTER, H. V. (2007). Fishway efficiency, delay and passage behaviour of ide in relation to attraction flow. A fisheye view on fishways. Wageningen, PhD Thesis, Wageningen University, The Netherlands: 131-152.

WINTER, H. V. und W. L. T. VAN DENSEN (2001). "Assessing the opportunities for upstream migration of non-salmonid fishes in the weir-regulated River Vecht." Fisheries Management and Ecology 8(6): 513-532.

WOSCHITZ, G., J. EBERSTALLER und S. SCHMUTZ (2003). Mindestanforderungen bei der Überprüfung von Fischmigrationshilfen (FMH) und Bewertung der Funktionsfähigkeit, Österreichischer Fischereiverband.

ZITEK, A., G. HAIDVOGL, M. JUNGWIRTH, P. PAVLAS und S. SCHMUTZ (2007). Ein ökologisch-strategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich. AP 5 des MIRR Projektes - A Model based Instrument for River Restoration (http://mirr.boku.ac.at/mirr_resultate.htm, 27.12.2008). Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, BOKU: 139.

ZITEK, A., K. PACHER und S. SCHMUTZ (2008). Entwicklung und hydraulische Optimierung eines Schlitzpasses als Fertigteil Baukastensystem - Endbericht "Fischökologisches Monitoring" - Studie im Auftrag der SW Umwelttechnik, Bahnstraße 93A - 9021 Klagenfurt Wien, IHG BOKU: 88.

ZITEK, A., S. SCHMUTZ und M. JUNGWIRTH (2004). Fischökologisches Monitoring an den Flüssen Pielach, Melk und Mank - im Rahmen des Eu-LIFE Projektes "Lebensraum Huchen" - Endbericht. Wien, Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt, Universität für Bodenkultur Wien - BOKU: 113.

10 GLOSSAR

Auffindbarkeit – die Funktionalität einer FAH setzt sich grundsätzlich aus der Auffindbarkeit des unterwasserseitigen FAH Einstieges und ihrer Durchwanderbarkeit zusammen; die Auffindbarkeit einer FAH wird vor allem durch die Lage des FAH Einstieges in Bezug zum Wehr, der großräumigen Leitströmung bzw. den bevorzugten Wanderwegen der Fische sowie des austretenden Leitstromimpulses.

Aufgelöste Sohlrampe – bei aufgelösten Sohlrampen ist grundsätzlich zwischen Rampen, die sich über die gesamte Flussbreite erstrecken und den gesamten Nieder- und Mittelwasserabfluss abführen und Teilsohlrampen, die nicht das gesamte Abflussprofil umfassen und dementsprechend nur mit einem Teil des Nieder- und Mittelwassers dotiert werden, zu unterscheiden. Unabhängig von der beanspruchten Gewässerbreite setzen sich aufgelöste Sohlrampen aus mehreren Einzelschwellen mit dazwischen liegenden Kolken zusammen, sodass sich im Längenschnitt eine beckenartige Struktur ergibt. Die Schwellen werden aus verschieden großen Steinblöcken errichtet. Wesentliche Bedeutung kommt der rauen, asymmetrischen Ausformung der Schwellen mit rauem Sohlanschluss zu. Die Schlitze sind dabei zwischen den Steinen der Abflusssektion bis zur rauen Sohle vertieft, um vor allem bodenwandernden Fischarten den Aufstieg zu erleichtern. Das Anheben der Sohle im Bereich der Beckenübergänge führt zur Beibehaltung der Beckenstruktur auch bei geringeren Abflüssen. Glatte bzw. scharfkantige Beckenabstürze sowie V-förmige Zwickel ohne Sohlanschluss sind aufgrund ihrer schlechten Passierbarkeit für Fische zu vermeiden. Weiters werden die Querriegel im Uferbereich hochgezogen, um eine Passierbarkeit der Anlage auch bei erhöhten Abflusssituationen sicherzustellen. Bei diesen Rampen wechselt der Wanderkorridor für die Fische je nach Wasserführung seine Lage. Mit zunehmender Wasserführung und hydraulischer Überlastung der Niederwasserrinne verlegt er sich von der Rampenmitte weg immer weiter in die Randbereiche. Bei stark erhöhten Wasserführungen werden die rauen Uferbereiche mit Kehrwässern zum Wanderkorridor.

Bemessungswert – Wert auf den eine FAH bemessen wird, um mit hoher Wahrscheinlichkeit funktionsfähig zu sein.

Bypass – um ein Querbauwerk geführtes Zusatzgerinne bzw. eine Zusatzleitung; kann zur zusätzlichen Leitstromdotation einer FAH in die untersten Becken bzw. zur Wiederherstellung des Fischabstieges dienen.

Collection gallery – ein Bauwerk, das für die am Wehr ankommenden Fische mehrere FAH Einstiege zur Verfügung stellt, um die Fische quantitativ über einen speziellen Sammelkanal im Unterwasser in die FAH zu leiten.

Dauerschwimmgeschwindigkeit – diejenige Geschwindigkeit, die der normalen Fortbewegung im Gewässer dient und die lange Zeit (>200 min) ohne Ermüdung der Muskulatur aufrechterhalten werden kann. Unter diese Kategorie fallen auch die Wandergeschwindigkeiten diadromer Fischarten.

Durchwanderbarkeit – die Funktionalität einer FAH setzt sich grundsätzlich aus der Auffindbarkeit des unterwasserseitigen FAH Einstieges und ihrer Durchwanderbarkeit zusammen; um die Durchwanderbarkeit einer FAH sicherzustellen beziehen sich geometrische und hydraulische Dimensionierung einer FAH auf die Ansprüche der gewässertypspezifischen Fischfauna. Berücksichtigung finden vor allem die größenbestimmende Fischart sowie die schwimmschwächsten Arten und Altersstadien; dabei werden hinsichtlich der Erreichung bzw. des Erhaltes des guten ökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie nur die Ansprüche der Leitfischarten und typischen Begleitfischarten ab dem 1+ Altersstadium gemäß der gewässertypspezifischen Fisch-Leitbilder berücksichtigt.

1+ – einjähriges Altersstadium bzw. einjähriger Fisch.

Energiedissipation – Umwandlung potentieller und kinetischer Energie in den Becken einer FAH; grundsätzlich Überführung potentieller und kinetischer Energie in Wärme (siehe auch Leistungsdichte) (DVWK 1996).

FAB – Fischabstiegshilfe; bauliche Einrichtungen, die dem vorhandenen Fischbestand und/oder anderen aquatischen Lebewesen (Benthosorganismen) die Überwindung eines künstlich geschaffenen Hindernisses in Richtung flussab ermöglichen.

FAH – Fischaufstiegshilfe; bauliche Einrichtungen, die dem vorhandenen Fischbestand und/oder anderen aquatischen Lebewesen (Benthosorganismen) die Überwindung eines künstlich geschaffenen Hindernisses in Richtung flussauf ermöglichen. Dazu muss Wasser über das Querbauwerk bzw. um das Querbauwerk in einer Weise herum geführt werden, dass dabei abiotische Bedingungen eingehalten werden, die den wanderwilligen Fischen bzw. Gewässerorganismen die Auffindbarkeit der FAH und eine möglichst stress-, verletzungs- und verzögerungsfreie Passage der FAH ermöglichen; im Gegensatz zu FMH (Fischmigrationshilfe) oder FWH (Fischwanderhilfe) steht bei der FAH die Wiederherstellung des Fischaufstieges im Zentrum.

Gerichtete Strömung – Strömung ohne Querströmung

Gesteigerte Schwimmgeschwindigkeit – diese Geschwindigkeit kann nur für kürzere Zeit aufrechterhalten werden (20s bis 200 min) und führt zu einer Ermüdung der Muskulatur.

Grenzgeschwindigkeit – minimale Strömungsgeschwindigkeit, welche eine eindeutige Orientierungsreaktion von Fischen gegen die Strömung hervorruft (nach PAVLOV 1998).

Hydraulische Mindesttiefe –ist diejenige Wassertiefe im Abflussprofil, welche über der Sohle bis zum Wasserspiegel frei von Strömungshindernissen ist; im Schlitzpass jene Wassertiefe direkt unterhalb der Trennwand, von der Sohlauflage aus welcher die einzelnen Rausteine aufragen, bis zum Wasserspiegel.

Kritische Sprintgeschwindigkeit – ist jene Sprintgeschwindigkeit, gegen die ein Fisch eine gewisse Zeit (< 20 s) anschwimmen kann, bevor er abgetrieben wird; sie liegt häufig unter der maximal gemessenen Sprintgeschwindigkeit.

Leitfischarten – gemäß HAUNSCHMID et al. (2006) jene Arten, die in einer biozönotischen Region auf jeden Fall anzutreffen sind und sich meist durch große Häufigkeit auszeichnen. Ausnahmen bezüglich großer Häufigkeit sind u. a. piscivore Arten.

Leistungsdichte – Auf ein Volumen bezogener Energiestrom, der in FAH Becken dissipiert. Die hydraulischen Energien stehen für den weiteren Abflussvorgang nicht mehr zur Verfügung. Maß für die Turbulenz in einem Becken. Einheit: W/m³ (DVWK 1996).

Leitströmung – großräumige und sich mit der Wasserführung des Flusses in Lage und Ausprägung ändernde, die Wanderung der Fische leitende Strömung flussab eines Wehres, die bei der Positionierung des FAH Einstieges und der Dimensionierung der Leitstromdotation berücksichtigt werden muss

Leitstromdotation – die aus dem FAH Einstieg im Unterwasser austretende Wassermenge, setzt sich zusammen aus der FAH Dotation, und einer eventuell in den unteren Bereich der FAH eingebrachten dynamischen Zusatzdotation.

Leitstromimpuls – der aus dem FAH Einstieg im Unterwasser austretende Leitstromimpuls ergibt sich aus dem Produkt aus Strömungsgeschwindigkeit und Wasservolumen (LARINIER 2002).

Leitstromzusatzdotation – eine in Abhängigkeit der Gewässergröße bzw. aktuellen Wasserführung des Flusses dynamisch in die FAH bzw. mittels Bypass in den unteren Bereich der FAH eingebrachte Zusatzdotation zur Verbesserung des Leitstromimpulses und Auffindbarkeit einer FAH.

Migrationsareal: Gewässerabschnitte, die eine Fischart zumindest in einem Teil ihres Lebenszyklus durchwandert, um essentielle Habitattypen erreichen und nutzen zu können (z.B. Laichplätze, Jungfischhabitate, Rückzugsbereiche).

Naturnaher Beckenpass=Tümpelpass – wie bei der aufgelösten Rampe setzen sich auch naturnahe Beckenpässe aus mehreren Einzelschwellen mit dazwischen liegenden Kolken zusammen, sodass 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 angehoben, um den Sohlanschluss der Beckenübergänge und damit die Passierbarkeit für bodenwandernde Fischarten sicherzustellen. Wird auf eine Sohlanhebung bei den Beckenübergängen verzichtet, geht der Beckenpass in den „naturnahen Schlitzpass“ über

Naturnaher Schlitzpass – naturnahe Ausführung eines technischen Schlitzpasses in Form eines naturnahen Beckenpasses mit bis zur rauen Sohle reichenden Schlitzen ohne Sohlanhebung an den Beckenübergängen.

Naturnahes Umgehungsgerinne – ein dem Gewässertyp in Gefälle und morphologischer Ausprägung angepasster FAH Typ. Im Epi- und Metarhithral liegt bei steilen Gewässern mit natürlicher Kaskaden-/Kolkabfolge ein fließender Übergang zum naturnahen Beckenpass (Tümpelpass) vor. Essentiell für eine längerfristige Funktionalität naturnaher Umgehungsgerinne ist der Erhalt einer heterogenen Tiefenstruktur entsprechend natürlichen Kolk/Furt-Sequenzen. Ein wesentlicher Vorteil von gewässertypischen Umgehungsgerinnen ist die zusätzliche Schaffung von Lebensraum, speziell von Laichplätzen und Jungfischlebensräumen strömungsliebender Fischarten.

Schlitzpass = „Vertical Slot“ – technischer Bautyp einer FAH mit bis zur Sohle durchgehenden Schlitzen, einer rauen Sohle und hydraulischen Einbauten, die eine geschwungene Hauptströmung verursachen; der Schlitzpass ist der hydraulisch am besten berechenbare FAH Typ. Bekannt ist jedoch die schlechte Lebensraumeignung von Schlitzpässen.

Sprintgeschwindigkeit – Ist die maximale Geschwindigkeit, die ein Fisch erreichen (ATV-DVWK 2004) bzw. unter Inanspruchnahme des anaeroben Stoffwechsels der Muskulatur nur für sehr kurze Zeit (bis max. 20s) aufrechterhalten kann. Auf die Höchstleistung erfolgt unmittelbar ein „Erholungs“- oder „Erschöpfungsschwimmen“.

Typische Begleitfischarten – treten in der Regel in der biozönotischen Region auf. Die relative Häufigkeit kann jene von Leitarten erreichen, liegt jedoch meist darunter. Für piscivore Arten gilt das gleiche wie bei den Leitarten.

Wanderkorridor – ist der virtuelle Weg des Fisches durch eine FAH bei unterschiedlichen Wasserführungen, inklusive des Bereiches der großräumigen Leitströmung und des Leitstromimpulses, und stellt den hydraulischen Raum um den Fisch dar, der über die gesamte Länge der FAH vorhanden sein muss, um dem Fisch sowohl die Auffindbarkeit als auch eine Passage zu ermöglichen. Der Wanderkorridor kann sich zum Beispiel bei Rampenbauwerken in seiner Lage in Abhängigkeit des Abflusses ändern, muss jedoch grundsätzlich erhalten bleiben.

Anhang: Bemessungsbeispiele für die einzelnen FAH-Typen

Epirhithral klein (MQ<2m³/s)

Fischregion:	Epirhithral, MQ < 2 m3/s	Maßgebende Fischart: Bachforelle	Länge (cm):	30
Energiedissipation (W/m³):	160		Breite (cm):	3

Maßgebende Dimensionen für FAH-Leitfaden

Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/ Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/ Furt (cm)	min Breite Schwelle/ Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)
Naturnaher Beckenpass	20	8,7	230	140	60	1,0	80	40		19
Gewässertypisches Umgehungsgerinne		3,0			60		100	20	80	
Schlitzpass	20	9,5	210	140	50	1,7	140			15
Aufgelöste Rampe	20	*)	*)	*)	70	*)	*)	40	*)	19

Anmerkungen:

Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechteckschlitz mit der 1,25 fachen Schlitzbreite des Vertical Slot und mit dem 2 fachen der Mindesttiefe in der Furt gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 5 dargestellt.
Für die Berechnung des Beckenvolumens wird das 0,5 fache der maximalen Tiefe angesetzt. Die Länge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 3/5 der Länge.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne: Die hydraulische Berechnung erfolgt mithilfe der Stricklerformel. Das Umgehungsgerinne ist als asymmetrisches Trapezprofil gerechnet. Die Breite der Tiefenrinne ist gleich der Schlitzweite des Schlitzpasses. Das Gefälle in der Furt wurde mit dem 1,5 -fachen des mittleren Gefälles angenommen. Die Böschungsneigungen betragen am Prallufer 1:1 und am Gleitufer 1:2. Der k-Wert beträgt 25.

Schlitzpass: Die minimale Beckentiefe entspricht der Wassertiefe unterhalb des Schlitzes.
Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.

Aufgelöste Rampe: *) Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT. Minimale Beckentiefe ist gegenüber jener naturnaher Beckenpässe um 10 cm aufgrund Geschiebetrieb erhöht. Bei starkem Geschiebetransport wird eine Erhöhung um 20 cm gegenüber jener naturnaher Beckenpässe vorgeschlagen.

Epirhithral groß (MQ>2m³/s)

Fischregion:	Epirhithral, MQ > 2 m3/s				Maßgebende Fischart: Bachforelle				Länge (cm):	40
Energiedissipation (W/m³):			160						Breite (cm):	4
	Maßgebende Dimensionen für FAH-Leitfaden									
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/ Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/ Furt (cm)	min Breite Schwelle/ Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)
Naturnaher Beckenpass	20	8,7	230	140	75	1,2	100	40		23
Gewässertypisches Umgehungsgerinne		3,0			75		180	20	135	
Schlitzpass	20	9,5	210	140	65	2,2	180			15
Aufgelöste Rampe	20	*)	*)	*)	85	*)	*)	40	*)	23

Anmerkungen:

Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechteckschlitz mit der 1,5 fachen Schlitzweite des Vertical Slot und mit dem 2 fachen der Mindesttiefe in der Furt gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 5 dargestellt.
Für die Berechnung des Beckenvolumens wird das 0,5 fache der maximalen Tiefe angesetzt. Die Länge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 3/5 der Länge.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne: Die hydraulische Berechnung erfolgt mithilfe der Stricklerformel. Das Umgehungsgerinne ist als asymmetrisches Trapezprofil gerechnet. Die Breite der Tiefenrinne ist gleich der Schlitzweite des Schlitzpasses. Das Gefälle in der Furt wurde mit dem 1,5 -fachen des mittleren Gefälles angenommen. Die Böschungsneigungen betragen am Prallufer 1:1 und am Gleitufer 1:5 bis 1:6. Der k-Wert beträgt 25.

Schlitzpass: Die minimale Beckentiefe entspricht der Wassertiefe unterhalb des Schlitzes.
Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.

Aufgelöste Rampe: *) Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT. Minimale Beckentiefe ist gegenüber jener naturnaher Beckenpässe um 10 cm aufgrund Geschiebetrieb erhöht. Bei starkem Geschiebetransport wird eine Erhöhung um 20 cm gegenüber jener naturnaher Beckenpässe vorgeschlagen.

Metarhithral klein (MQ<2m³/s)

Fischregion:	Metarhithral, MQ < 2 m3/s				Maßgebende Fischart:	Bachforelle			Länge (cm):	40
Energiedissipation (W/m³):		140							Breite (cm):	4
					Maßgebende Dimensionen für FAH-Leitfaden					
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/ Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/ Furt (cm)	min Breite Schwelle/ Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)
Naturnaher Beckenpass	18	7,8	230	140	65	1,0	80	40		19
Gewässertypisches Umgehungsgerinne		1,8			65		140	20	135	
Schlitzpass	18	9,0	200	130	55	1,8	140			15
Aufgelöste Rampe	18	*)	*)	*)	75	*)	*)	40	*)	19

Anmerkungen:

Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechteckschlitz mit der 1,25 fachen Schlitzbreite des Vertical Slot und mit dem 2 fachen der Mindesttiefe in der Furt gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 5 dargestellt.
Für die Berechnung des Beckenvolumens wird das 0,5 fache der maximalen Tiefe angesetzt. Die Länge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 3/5 der Länge.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne: Die hydraulische Berechnung erfolgt mithilfe der Stricklerformel. Das Umgehungsgerinne ist als asymmetrisches Trapezprofil gerechnet. Die Breite der Tiefenrinne ist gleich der Schlitzweite des Schlitzpasses. Das Gefälle in der Furt wurde mit dem 1,5 -fachen des mittleren Gefälles angenommen. Die Böschungsneigungen betragen am Prallufer 1:1 und am Gleitufer 1:5 bis 1:6. Der k-Wert beträgt 25.

Schlitzpass: Die minimale Beckentiefe entspricht der Wassertiefe unterhalb des Schlitzes.
Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.

Aufgelöste Rampe: *) Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT. Minimale Beckentiefe ist gegenüber jener naturnaher Beckenpässe um 10 cm aufgrund Geschiebetrieb erhöht. Bei starkem Geschiebetransport wird eine Erhöhung um 20 cm gegenüber jener naturnaher Beckenpässe vorgeschlagen.

Metarhithral groß (MQ>2m³/s)

Fischregion:	Metarhithral, MQ > 2 m3/s	Maßgebende Fischart:	Äsche, BF	Länge (cm):	50
Energiedissipation (W/m³):	130			Breite (cm):	6

Maßgebende Dimensionen für FAH-Leitfaden

Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/ Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/ Furt (cm)	min Breite Schwelle/ Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)
Naturnaher Beckenpass	18	5,3	340	200	80	2,7	200	53		30
Gewässertypisches Umgehungsgerinne		1,5			80		230	25	175	
Schlitzpass	18	7,2	250	170	70	3,3	240			20
Aufgelöste Rampe	18	*)	*)	*)	90	*)	*)	60	*)	30

Anmerkungen:

Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechteckschlitz mit der 1,5 fachen Schlitzweite des Vertical Slot und 2/3 der maximalen Beckentiefe gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 5 dargestellt.
Für die Berechnung des Beckenvolumens wird das 0,5 fache der maximalen Tiefe angesetzt. Die Länge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 3/5 der Länge.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne: Die hydraulische Berechnung erfolgt mithilfe der Stricklerformel. Das Umgehungsgerinne ist als asymmetrisches Trapezprofil gerechnet. Die Breite der Tiefenrinne ist gleich der Schlitzweite des Schlitzpasses. Das Gefälle in der Furt wurde mit dem 1,5 -fachen des mittleren Gefälles angenommen. Die Böschungsneigungen betragen am Prallufer 1:1 und am Gleitufer 1:5 bis 1:6. Der k-Wert beträgt 25.

Schlitzpass: Die minimale Beckentiefe entspricht der Wassertiefe unterhalb des Schlitzes.
Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.

Aufgelöste Rampe: *) Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT. Minimale Beckentiefe ist gegenüber jener naturnaher Beckenpässe um 10 cm aufgrund Geschiebetrieb erhöht. Bei starkem Geschiebetransport wird eine Erhöhung um 20 cm gegenüber jener naturnaher Beckenpässe vorgeschlagen.

Hyporhithral klein (MQ<2m³/s)

Fischregion:	Hyporhithral, MQ < 2 m3/s	Maßgebende Fischarten:	Äitel,Äsche, Aalrutte	Länge (cm):	50
Energiedissipation (W/m³):	120			Breite (cm):	6

Maßgebende Dimensionen für FAH-Leitfaden

Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/ Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/ Furt (cm)	min Breite Schwelle/ Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)
Naturnaher Beckenpass	15	4,8	310	190	70	2,0	160	46		30
Gewässertypisches Umgehungsgerinne		1,0			70		190	25	170	
Schlitzpass	15	6,5	230	150	60	2,3	190			20
Aufgelöste Rampe	15	*)	*)	*)	80	*)	*)	53	*)	30

Anmerkungen:

Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechteckschlitz mit der 1,5 fachen Schlitzweite des Vertical Slot und 2/3 der maximalen Beckentiefe gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 5 dargestellt.
Für die Berechnung des Beckenvolumens wird das 0,5 fache der maximalen Tiefe angesetzt. Die Länge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 3/5 der Länge.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne: Die hydraulische Berechnung erfolgt mithilfe der Stricklerformel. Das Umgehungsgerinne ist als asymmetrisches Trapezprofil gerechnet. Die Breite der Tiefenrinne ist gleich der Schlitzweite des Schlitzpasses. Das Gefälle in der Furt wurde mit dem 1,5 -fachen des mittleren Gefälles angenommen. Die Böschungsneigungen betragen am Prallufer 1:1 und am Gleitufer 1:5 bis 1:6. Der k-Wert beträgt 25.

Schlitzpass: Die minimale Beckentiefe entspricht der Wassertiefe unterhalb des Schlitzes.
Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.

Aufgelöste Rampe: *) Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT. Minimale Beckentiefe ist gegenüber jener naturnaher Beckenpässe um 10 cm aufgrund Geschiebetrieb erhöht. Bei starkem Geschiebetransport wird eine Erhöhung um 20 cm gegenüber jener naturnaher Beckenpässe vorgeschlagen.

Hyporhithral groß (MQ>2m³/s) mit Barbe

Fischregion:	Hyporhithral, MQ > 2 m3/s	Maßgebende Fischart:	Aalrutte, Barbe	Länge (cm):	60
Energiedissipation (W/m³):	120			Breite (cm):	8

Maßgebende Dimensionen für FAH-Leitfaden

Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/ Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/ Furt (cm)	min Breite Schwelle/ Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)
Naturnaher Beckenpass	15	4,3	350	210	85	3,2	260	56		38
Gewässertypisches Umgehungsgerinne		1,0			85		330	30	220	
Schlitzpass	15	6,0	250	170	75	3,6	290			25
Aufgelöste Rampe	15	*)	*)	*)	95	*)	*)	63	*)	37,5

Anmerkungen:

Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechteckschlitz mit der 1,5 fachen Schlitzweite des Vertical Slot und 2/3 der maximalen Beckentiefe gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 5 dargestellt.
Für die Berechnung des Beckenvolumens wird das 0,5 fache der maximalen Tiefe angesetzt. Die Länge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 3/5 der Länge.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne: Die hydraulische Berechnung erfolgt mithilfe der Stricklerformel. Das Umgehungsgerinne ist als asymmetrisches Trapezprofil gerechnet. Die Breite der Tiefenrinne ist gleich der Schlitzweite des Schlitzpasses. Das Gefälle in der Furt wurde mit dem 1,5 -fachen des mittleren Gefälles angenommen. Die Böschungsneigungen betragen am Prallufer 1:1 und am Gleitufer 1:5 bis 1:6. Der k-Wert beträgt 25.

Schlitzpass: Die minimale Beckentiefe entspricht der Wassertiefe unterhalb des Schlitzes.
Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.

Aufgelöste Rampe: *) Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT. Minimale Beckentiefe ist gegenüber jener naturnaher Beckenpässe um 10 cm aufgrund Geschiebetrieb erhöht. Bei starkem Geschiebetransport wird eine Erhöhung um 20 cm gegenüber jener naturnaher Beckenpässe vorgeschlagen.

Hyporhithral mittel mit Huchen

Fischregion:	HR, 2 m3/s<MQ < 20 m3/s	Maßgebende Fischart:	Huchen	Länge (cm):	80
Energiedissipation (W/m^3):	120			Breite (cm):	10

Maßgebende Dimensionen für FAH-Leitfaden

Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/ Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/ Furt (cm)	min Breite Schwelle/ Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)
Naturnaher Beckenpass	15	3,8	400	240	100	4,8	390	66		45
Gewässertypisches Umgehungsgerinne		0,7			100		470	35	240	
Schlitzpass	15	5,4	280	190	85	4,9	400			30
Aufgelöste Rampe	15	*)	*)	*)	110	*)	*)	73	*)	45

Anmerkungen:

Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechteckschlitz mit der 1,5 fachen Schlitzweite des Vertical Slot und 2/3 der maximalen Beckentiefe gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 5 dargestellt.
Für die Berechnung des Beckenvolumens wird das 0,5 fache der maximalen Tiefe angesetzt. Die Länge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 3/5 der Länge.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne: Die hydraulische Berechnung erfolgt mithilfe der Stricklerformel. Das Umgehungsgerinne ist als asymmetrisches Trapezprofil gerechnet. Die Breite der Tiefenrinne ist gleich der Schlitzweite des Schlitzpasses. Das Gefälle in der Furt wurde mit dem 1,5 -fachen des mittleren Gefälles angenommen. Die Böschungsneigungen betragen am Prallufer 1:1 und am Gleitufer 1:5 bis 1:6. Der k-Wert beträgt 25.

Schlitzpass: Die minimale Beckentiefe entspricht der Wassertiefe unterhalb des Schlitzes.
Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.

Aufgelöste Rampe: *) Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT. Minimale Beckentiefe ist gegenüber jener naturnaher Beckenpässe um 10 cm aufgrund Geschiebetrieb erhöht. Bei starkem Geschiebetransport wird eine Erhöhung um 20 cm gegenüber jener naturnaher Beckenpässe vorgeschlagen.

Hyporhithral groß (MQ>20m³/s) mit Huchen

Fischregion:	Hyporhithral, MQ > 20 m3/s	Maßgebende Fischart:	Huchen	Länge (cm):	100
Energiedissipation (W/m³):	120			Breite (cm):	12

Maßgebende Dimensionen für FAH-Leitfaden

Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/ Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/ Furt (cm)	min Breite Schwelle/ Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)
Naturnaher Beckenpass	15	3,4	440	260	110	6,3	510	73		53
Gewässertypisches Umgehungsgerinne		0,7			110		530	40	260	
Schlitzpass	15	4,8	310	210	100	6,7	550			35
Aufgelöste Rampe	15	*)	*)	*)	120	*)	*)	80	*)	52,5

Anmerkungen:

Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechteckschlitz mit der 1,5 fachen Schlitzweite des Vertical Slot und 2/3 der maximalen Beckentiefe gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 5 dargestellt.
Für die Berechnung des Beckenvolumens wird das 0,5 fache der maximalen Tiefe angesetzt. Die Länge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 3/5 der Länge.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne: Die hydraulische Berechnung erfolgt mithilfe der Stricklerformel. Das Umgehungsgerinne ist als asymmetrisches Trapezprofil gerechnet. Die Breite der Tiefenrinne ist gleich der Schlitzweite des Schlitzpasses. Das Gefälle in der Furt wurde mit dem 1,5 -fachen des mittleren Gefälles angenommen. Die Böschungsneigungen betragen am Prallufer 1:1 und am Gleitufer 1:5 bis 1:6. Der k-Wert beträgt 25.

Schlitzpass: Die minimale Beckentiefe entspricht der Wassertiefe unterhalb des Schlitzes.
Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.

Aufgelöste Rampe: *) Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT. Minimale Beckentiefe ist gegenüber jener naturnaher Beckenpässe um 10 cm aufgrund Geschiebetrieb erhöht. Bei starkem Geschiebetransport wird eine Erhöhung um 20 cm gegenüber jener naturnaher Beckenpässe vorgeschlagen.

Epipotamal klein

Fischregion:	Epipotamal klein	Maßgebende Fischart: Aitel, Barbe	Länge (cm):	60
Energiedissipation (W/m^3):	100		Breite (cm):	7

Maßgebende Dimensionen für FAH-Leitfaden

Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)[1]	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/ Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/ Furt (cm)	min Breite Schwelle/ Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)
Naturnaher Beckenpass	10 - 13	4,2	310	190	70	2,0	160	46		30
Gewässertypisches Umgehungsgerinne		0,7			70		160	25	180	
Schlitzpass	10 - 13	5,9	220	150	60	2,2	170			20
Aufgelöste Rampe	10 - 13	*)	*)	*)	80	*)	*)	53	*)	30

Anmerkungen:

Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechteckschlitz mit der 1,5 fachen Schlitzweite des Vertical Slot und 2/3 der maximalen Beckentiefe gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 5 dargestellt.
Für die Berechnung des Beckenvolumens wird das 0,5 fache der maximalen Tiefe angesetzt. Die Länge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 3/5 der Länge.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne: Die hydraulische Berechnung erfolgt mithilfe der Stricklerformel. Das Umgehungsgerinne ist als asymmetrisches Trapezprofil gerechnet. Die Breite der Tiefenrinne ist gleich der Schlitzweite des Schlitzpasses. Das Gefälle in der Furt wurde mit dem 1,5 -fachen des mittleren Gefälles angenommen. Die Böschungsneigungen betragen am Prallufer 1:1 und am Gleitufer 1:5 bis 1:6. Der k-Wert beträgt 25.

Schlitzpass: Die minimale Beckentiefe entspricht der Wassertiefe unterhalb des Schlitzes.
Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.

Aufgelöste Rampe: *) Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT. Minimale Beckentiefe ist gegenüber jener naturnaher Beckenpässe um 10 cm aufgrund Geschiebetrieb erhöht. Bei starkem Geschiebetransport wird eine Erhöhung um 20 cm gegenüber jener naturnaher Beckenpässe vorgeschlagen.

[1] Bandbreite der maximalen Spiegeldifferenz von 10 cm im unteren Epipotamal (Nahbereich Metapotamal) bis 13 cm im oberen Epipotamal (Nahbereich Hyporhithral)

Epipotamal mittel mit Barbe

Fischregion:	Epipotamal mittel				Maßgebende Fischart:			Barbe	Länge (cm):	60
Energiedissipation (W/m³):		100							Breite (cm):	7
					Maßgebende Dimensionen für FAH-Leitfaden					
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)[1]	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/ Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/ Furt (cm)	min Breite Schwelle/ Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)
Naturnaher Beckenpass	10 - 13	3,7	350	210	85	3,2	250	56		38
Gewässertypisches Umgehungsgerinne		1,0			85		330	30	220	
Schlitzpass	10 - 13	5,2	250	170	75	3,4	270			25
Aufgelöste Rampe	10 - 13	*)	*)	*)	95	*)	*)	63	*)	37,5

Anmerkungen:

Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechteckschlitz mit der 1,5 fachen Schlitzweite des Vertical Slot und 2/3 der maximalen Beckentiefe gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 5 dargestellt.
Für die Berechnung des Beckenvolumens wird das 0,5 fache der maximalen Tiefe angesetzt. Die Länge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 3/5 der Länge.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne: Die hydraulische Berechnung erfolgt mithilfe der Stricklerformel. Das Umgehungsgerinne ist als asymmetrisches Trapezprofil gerechnet. Die Breite der Tiefenrinne ist gleich der Schlitzweite des Schlitzpasses. Das Gefälle in der Furt wurde mit dem 1,5 -fachen des mittleren Gefälles angenommen. Die Böschungsneigungen betragen am Prallufer 1:1 und am Gleitufer 1:5 bis 1:6. Der k-Wert beträgt 25.

Schlitzpass: Die minimale Beckentiefe entspricht der Wassertiefe unterhalb des Schlitzes.
Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.

Aufgelöste Rampe: *) Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT. Minimale Beckentiefe ist gegenüber jener naturnaher Beckenpässe um 10 cm aufgrund Geschiebetrieb erhöht. Bei starkem Geschiebetransport wird eine Erhöhung um 20 cm gegenüber jener naturnaher Beckenpässe vorgeschlagen.

[1] Bandbreite der maximalen Spiegeldifferenz von 10 cm im unteren Epipotamal (Nahbereich Metapotamal) bis 13 cm im oberen Epipotamal (Nahbereich Hyporhithral)

Epipotamal mittel mit Hecht

Fischregion:	Epipotamal mittel				Maßgebende Fischart:			Hecht	Länge (cm):	90
Energiedissipation (W/m³):			100						Breite (cm):	9
					Maßgebende Dimensionen für FAH-Leitfaden					
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)[1]	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/ Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/ Furt (cm)	min Breite Schwelle/ Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)
Naturnaher Beckenpass	10 - 13	3,5	370	220	85	3,4	270	56		41
Gewässertypisches Umgehungsgerinne		0,7			85		380	35	250	
Schlitzpass	10 - 13	4,8	270	180	75	4,0	290			27
Aufgelöste Rampe	10 - 13	*)	*)	*)	95	*)	*)	63	*)	40,5

Anmerkungen:

Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechteckschlitz mit der 1,5 fachen Schlitzweite des Vertical Slot und 2/3 der maximalen Beckentiefe gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 5 dargestellt.
Für die Berechnung des Beckenvolumens wird das 0,5 fache der maximalen Tiefe angesetzt. Die Länge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 3/5 der Länge.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne: Die hydraulische Berechnung erfolgt mithilfe der Stricklerformel. Das Umgehungsgerinne ist als asymmetrisches Trapezprofil gerechnet. Die Breite der Tiefenrinne ist gleich der Schlitzweite des Schlitzpasses. Das Gefälle in der Furt wurde mit dem 1,5 -fachen des mittleren Gefälles angenommen. Die Böschungsneigungen betragen am Prallufer 1:1 und am Gleitufer 1:5 bis 1:6. Der k-Wert beträgt 25.

Schlitzpass: Die minimale Beckentiefe entspricht der Wassertiefe unterhalb des Schlitzes.
Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.

Aufgelöste Rampe: *) Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT. Minimale Beckentiefe ist gegenüber jener naturnaher Beckenpässe um 10 cm aufgrund Geschiebetrieb erhöht. Bei starkem Geschiebetransport wird eine Erhöhung um 20 cm gegenüber jener naturnaher Beckenpässe vorgeschlagen.

[1] Bandbreite der maximalen Spiegeldifferenz von 10 cm im unteren Epipotamal (Nahbereich Metapotamal) bis 13 cm im oberen Epipotamal (Nahbereich Hyporhithral)

Epipotamal mittel mit Huchen

Fischregion:	Epipotamal mittel				Maßgebende Fischart:			Huchen	Länge (cm):	90
Energiedissipation (W/m³):			100						Breite (cm):	12
					Maßgebende Dimensionen für FAH-Leitfaden					
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)[1]	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/ Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/ Furt (cm)	min Breite Schwelle/ Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)
Naturnaher Beckenpass	10 - 13	3,2	410	250	100	5,1	400	66		48
Gewässertypisches Umgehungsgerinne		0,6			100		470	37	290	
Schlitzpass	10 - 13	4,5	290	190	90	5,4	420			32
Aufgelöste Rampe	10 - 13	*)	*)	*)	110	*)	*)	73	*)	48

Anmerkungen:

Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechteckschlitz mit der 1,5 fachen Schlitzweite des Vertical Slot und 2/3 der maximalen Beckentiefe gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 5 dargestellt.
Für die Berechnung des Beckenvolumens wird das 0,5 fache der maximalen Tiefe angesetzt. Die Länge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 3/5 der Länge.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne: Die hydraulische Berechnung erfolgt mithilfe der Stricklerformel. Das Umgehungsgerinne ist als asymmetrisches Trapezprofil gerechnet. Die Breite der Tiefenrinne ist gleich der Schlitzweite des Schlitzpasses. Das Gefälle in der Furt wurde mit dem 1,5 -fachen des mittleren Gefälles angenommen. Die Böschungsneigungen betragen am Prallufer 1:1 und am Gleitufer 1:5 bis 1:6. Der k-Wert beträgt 25.

Schlitzpass: Die minimale Beckentiefe entspricht der Wassertiefe unterhalb des Schlitzes.
Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.

Aufgelöste Rampe: *) Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT. Minimale Beckentiefe ist gegenüber jener naturnaher Beckenpässe um 10 cm aufgrund Geschiebetrieb erhöht. Bei starkem Geschiebetransport wird eine Erhöhung um 20 cm gegenüber jener naturnaher Beckenpässe vorgeschlagen.

[1] Bandbreite der maximalen Spiegeldifferenz von 10 cm im unteren Epipotamal (Nahbereich Metapotamal) bis 13 cm im oberen Epipotamal (Nahbereich Hyporhithral)

Epipotamal groß mit Huchen

Fischregion:	Epipotamal groß				Maßgebende Fischart:			Huchen	Länge (cm):	100
Energiedissipation (W/m³):			100						Breite (cm):	12
					Maßgebende Dimensionen für FAH-Leitfaden					
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)[1]	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/ Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/ Furt (cm)	min Breite Schwelle/ Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)
Naturnaher Beckenpass	10 - 13	3,0	440	260	110	6,2	490	73		53
Gewässertypisches Umgehungsgerinne		0,6			110		560	40	300	
Schlitzpass	10 - 13	4,2	310	210	105	7,0	550			35
Aufgelöste Rampe	10 - 13	*)	*)	*)	120	*)	*)	80	*)	52,5

Anmerkungen:

Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechteckschlitz mit der 1,5 fachen Schlitzweite des Vertical Slot und 2/3 der maximalen Beckentiefe gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 5 dargestellt.
Für die Berechnung des Beckenvolumens wird das 0,5 fache der maximalen Tiefe angesetzt. Die Länge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 3/5 der Länge.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne: Die hydraulische Berechnung erfolgt mithilfe der Stricklerformel. Das Umgehungsgerinne ist als asymmetrisches Trapezprofil gerechnet. Die Breite der Tiefenrinne ist gleich der Schlitzweite des Schlitzpasses. Das Gefälle in der Furt wurde mit dem 1,5 -fachen des mittleren Gefälles angenommen. Die Böschungsneigungen betragen am Prallufer 1:1 und am Gleitufer 1:5 bis 1:6. Der k-Wert beträgt 25.

Schlitzpass: Die minimale Beckentiefe entspricht der Wassertiefe unterhalb des Schlitzes.
Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.

Aufgelöste Rampe: *) Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT. Minimale Beckentiefe ist gegenüber jener naturnaher Beckenpässe um 10 cm aufgrund Geschiebetrieb erhöht. Bei starkem Geschiebetransport wird eine Erhöhung um 20 cm gegenüber jener naturnaher Beckenpässe vorgeschlagen.

[1] Bandbreite der maximalen Spiegeldifferenz von 10 cm im unteren Epipotamal (Nahbereich Metapotamal) bis 13 cm im oberen Epipotamal (Nahbereich Hyporhithral)

Epipotamal groß mit Wels

Fischregion:	Epipotamal groß				Maßgebende Fischart:			Wels	Länge (cm):	120
Energiedissipation (W/m³):			100						Breite (cm):	18
					Maßgebende Dimensionen für FAH-Leitfaden					
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)[1]	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/ Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotation (l/s)	Hydraulische Mindesttiefe Becken-übergang/ Furt (cm)	min Breite Schwelle/ Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)
Naturnaher Beckenpass	10 - 13	2,5	530	320	120	9,9	780	79		75
Gewässertypisches Umgehungsgerinne		0,5			120		930	45	370	
Schlitzpass	10 - 13	3,5	370	250	120	11,6	910			50
Aufgelöste Rampe	10 - 13	*)	*)	*)	130	*)	*)	87	*)	75

Anmerkungen:

Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechteckschlitz mit der 1,5 fachen Schlitzweite des Vertical Slot und 2/3 der maximalen Beckentiefe gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 5 dargestellt.
Für die Berechnung des Beckenvolumens wird das 0,5 fache der maximalen Tiefe angesetzt. Die Länge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 3/5 der Länge.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne: Die hydraulische Berechnung erfolgt mithilfe der Stricklerformel. Das Umgehungsgerinne ist als asymmetrisches Trapezprofil gerechnet. Die Breite der Tiefenrinne ist gleich der Schlitzweite des Schlitzpasses. Das Gefälle in der Furt wurde mit dem 1,5 -fachen des mittleren Gefälles angenommen. Die Böschungsneigungen betragen am Prallufer 1:1 und am Gleitufer 1:5 bis 1:6. Der k-Wert beträgt 30.

Schlitzpass: Die minimale Beckentiefe entspricht der Wassertiefe unterhalb des Schlitzes.
Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.

Aufgelöste Rampe: *) Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT. Minimale Beckentiefe ist gegenüber jener naturnaher Beckenpässe um 10 cm aufgrund Geschiebetrieb erhöht. Bei starkem Geschiebetransport wird eine Erhöhung um 20 cm gegenüber jener naturnaher Beckenpässe vorgeschlagen.

[1] Bandbreite der maximalen Spiegeldifferenz von 10 cm im unteren Epipotamal (Nahbereich Metapotamal) bis 13 cm im oberen Epipotamal (Nahbereich Hyporhithral)

Seezubringer und Seeausrinne

Fischregion:	Seezubringer, -ausrinn	Maßgebende Fischart:	Seeforelle	Länge (cm):	90
Energiedissipation (W/m³):	100			Breite (cm):	11

Maßgebende Dimensionen für FAH-Leitfaden

Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)[1]	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/ Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotation (l/s)	Hydraulische Mindesttiefe Becken-übergang/ Furt (cm)	min Breite Schwelle/ Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)
Naturnaher Beckenpass	10 - 13	3,0	440	260	110	6,2	490	73		53
Gewässertypisches Umgehungsgerinne		0,6			110		820	45	370	
Schlitzpass	10 - 13	4,2	310	210	105	7,0	550			35
Aufgelöste Rampe	10 - 13	*)	*)	*)	120	*)	*)	80	*)	52,5

Anmerkungen:

Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechteckschlitz mit der 1,5 fachen Schlitzweite des Vertical Slot und 2/3 der maximalen Beckentiefe gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 5 dargestellt.
Für die Berechnung des Beckenvolumens wird das 0,5 fache der maximalen Tiefe angesetzt. Die Länge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 3/5 der Länge.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne: Die hydraulische Berechnung erfolgt mithilfe der Stricklerformel. Das Umgehungsgerinne ist als asymmetrisches Trapezprofil gerechnet. Die Breite der Tiefenrinne ist gleich der Schlitzweite des Schlitzpasses. Das Gefälle in der Furt wurde mit dem 1,5 -fachen des mittleren Gefälles angenommen. Die Böschungsneigungen betragen am Prallufer 1:1 und am Gleitufer 1:5 bis 1:6. Der k-Wert beträgt 25.

Schlitzpass: Die minimale Beckentiefe entspricht der Wassertiefe unterhalb des Schlitzes.
Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.

Aufgelöste Rampe: *) Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT. Minimale Beckentiefe ist gegenüber jener naturnaher Beckenpässe um 10 cm aufgrund Geschiebetrieb erhöht. Bei starkem Geschiebetransport wird eine Erhöhung um 20 cm gegenüber jener naturnaher Beckenpässe vorgeschlagen.

[1] Bandbreite der maximalen Spiegeldifferenz von 10 cm im unteren Epipotamal (Nahbereich Metapotamal) bis 13 cm im oberen Epipotamal (Nahbereich Hyporhithral)

Gründlings- und Schmerlenbach

Fischregion:	Gründlings- und Schmerlenb.	Maßgebende Fischart:	Aitel	Länge (cm):	40
Energiedissipation (W/m^3):	100			Breite (cm):	5

Maßgebende Dimensionen für FAH-Leitfaden

Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. lichte Becken-länge (cm)	Min. lichte Breite (cm)	min Tiefe Becken/ Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotation (l/s)	Hydraulische Mindesttiefe Becken-übergang/Furt (cm)	min Breite Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)
Naturnaher Beckenpass	10	4,8	210	130	65	0,9	90	40		23
Gewässertypisches Umgehungsgerinne		0,9			65		90	20	130	
Schlitzpass	10	6,3	160	110	60	1,1	110			15
Aufgelöste Rampe	10	*)	*)	*)	75	*)	*)	40	*)	22,5

Anmerkungen:

Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechteckschlitz mit der 1,5 fachen Schlitzweite des Vertical Slot und mit dem 1,5 fachen der Mindesttiefe in der Furt gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 5 dargestellt.
Für die Berechnung des Beckenvolumens wird das 0,5 fache der maximalen Tiefe angesetzt. Die Länge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 3/5 der Länge.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne: Die hydraulische Berechnung erfolgt mithilfe der Stricklerformel. Das Umgehungsgerinne ist als asymmetrisches Trapezprofil gerechnet. Die Breite der Tiefenrinne ist gleich der Schlitzweite des Schlitzpasses. Das Gefälle in der Furt wurde mit dem 1,5 -fachen des mittleren Gefälles angenommen. Die Böschungsneigungen betragen am Prallufer 1:1 und am Gleitufer 1:5 bis 1:6. Der k-Wert beträgt 25.

Schlitzpass: Die minimale Beckentiefe entspricht der Wassertiefe unterhalb des Schlitzes. Die Mindestschlitzweite wird mit 15 cm festgelegt, da bei kleineren Schlitzbreiten aufgrund der erhöhten Verklausungswahrscheinlichkeit die permanente Passierbarkeit mit zumutbaren Instandhaltungsaufwand nicht gewährleistet werden kann. Die erforderliche Mindestdotation kann durch Reduktion des Gefälles oder Erhöhung der Sohlrauigkeit (siehe Kap. 5) vermindert werden.
Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.

Aufgelöste Rampe: *) Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT. Minimale Beckentiefe ist gegenüber jener naturnaher Beckenpässe um 10 cm aufgrund Geschiebetrieb erhöht. Bei starkem Geschiebetransport wird eine Erhöhung um 20 cm gegenüber jener naturnaher Beckenpässe vorgeschlagen.

Donau

Fischregion:	Donau				Maßgebende Fischart:			Wels	Länge (cm):	150
Energiedissipation (W/m^3):			100						Breite (cm):	22
					Maßgebende Dimensionen für FAH-Leitfaden					
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. lichte Becken-länge (cm)	Min. lichte Breite (cm)	min Tiefe Becken/ Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotation (l/s)	Hydraulische Mindesttiefe Becken-übergang/Furt (cm)	min Breite Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)
Naturnaher Beckenpass	10	2,1	480	290	170	11,7	1190	112		90
Gewässertypisches Umgehungsgerinne		0,4			170		1880	60	450	
Schlitzpass	10	2,2	450	300	160	22,3	1430			60

Anmerkungen:

Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechteckschlitz mit der 1,5 fachen Schlitzweite des Vertical Slot und 2/3 der maximalen Beckentiefe gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 5 dargestellt.
Für die Berechnung des Beckenvolumens wird das 0,5 fache der maximalen Tiefe angesetzt. Die Länge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 3/5 der Länge.

Gewässertypisches Umgehungsgerinne: Die hydraulische Berechnung erfolgt mithilfe der Stricklerformel. Das Umgehungsgerinne ist als asymmetrisches Trapezprofil gerechnet. Die Breite der Tiefenrinne ist gleich der Schlitzweite des Schlitzpasses. Das Gefälle in der Furt wurde mit dem 1,5 -fachen des mittleren Gefälles angenommen. Die Böschungsneigungen betragen am Prallufer 1:1 und am Gleitufer 1:5 bis 1:6. Der k-Wert beträgt 30.

Schlitzpass: Die minimale Beckentiefe entspricht der Wassertiefe unterhalb des Schlitzes.
Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.

Die Initiative
GENUSS REGION ÖSTERREICH
hebt gezielt die Bedeutung regionaler Spezialitäten hervor.
www.genuss-region.at

Österreichs erstes grünes Karriereportal für umweltfreundliche green jobs.
www.green-jobs.at

Informationen zu Landwirtschaft, Wald, Umwelt, Wasser und Lebensmittel.
www.lebensministerium.at

Das Österreichische Umweltzeichen ist Garant für umweltfreundliche Produkte und Dienstleistungen.
www.umweltzeichen.at

Ziel der Initiative „Lebensmittel sind kostbar!" ist es, Lebensmittelabfälle in Österreich nachhaltig zu vermeiden und zu verringern.
www.lebensministerium.at/lebensmittelsindkostbar

Das Internetportal der Österreichischen Nationalparks.
www.nationalparksaustria.at

Die Klimaschutzinitiative des Lebensministeriums für aktiven Klimaschutz.
www.klimaaktiv.at

Die Kampagne vielfaltleben trägt bei, dass Österreich bei der Artenvielfalt zu den reichsten Ländern Europas gehört.
www.vielfaltleben.at

Die Jugendplattform zur Bewusstseinsbildung rund ums Wasser.
www.generationblue.at

lebensministerium.at