



lebensministerium.at

Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs)



Projektorganigramm

Auftraggeber:

Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft - Abt. VII/1

Auftragnehmer

Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, der Universität für Bodenkultur, Wien
Ao. Univ. Prof. DI Dr. Stefan Schmutz

Projektleitung und Projektkoordination

DI Dr. Andreas Zitek (ecoscience)

Projektbearbeitung

DI Dr. Jürgen Eberstaller (ezb)
Dr. Paul Jäger (SzbG. Landesregierung-Gewässerschutz)
DI Dr. Andreas Zitek (ecoscience)

Arbeitsgruppe Fischaufstiegshilfen (AG-FAH)

Beratende Experten

Mag. Michael Buchart
Mag. Barbara Friehs
Dr.-Ing. Rolf-Jürgen Gebler
Mag. Dr. Reinhard Haunschmid
Dr. Wolfgang Honsig-Erlenburg
DI Dr. Thomas Kaufmann
Ao. Univ. Prof. DI Dr. Helmut Mader
Mag. Andreas Murrer
Mag. Nikolaus Schotzko
Mag. Melanie Ullmann
Dr. Benno Wagner

Große Expertenrunde

Rund 100 Personen aus Planung, Verwaltung, Wissenschaft und E-Wirtschaft

Zitiervorschlag:

AG-FAH (2011): Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen (FAHs). Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien, 87 S.

Medieninhaber und Herausgeber:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft – Sektion VII; A – 1012 WIEN

Viereckfotos Titelblatt :

links oben: freiwasser; rechts oben: M.Ullmann; links unten und rechts unten: ezb

HERAUSGABE: März 2011

INHALTSVERZEICHNIS

AUFGABENSTELLUNG UND ZIELSETZUNG	1
EINLEITUNG	3
1 BIOLOGISCHE GRUNDLAGEN DES FISCHAUFSTIEGES	6
1.1 Ökologische Grundlagen der Fischwanderung	6
1.2 Typen von Wanderungen	6
1.3 Die Fischwanderung beeinflussende Faktoren	8
1.4 Wanderzeiträume	8
1.5 Schwimmleistung	9
1.6 Orientierungsvermögen	11
1.7 Schwimm- und Wanderverhalten	13
1.8 Aufwärtswanderung der Fische und Schwimmverhalten im Bereich von Wehren und FAH Einstiegen	15
1.9 Größenbestimmende Fischarten	16
2 RAHMENBEDINGUNGEN FÜR DEN BAU FUNKTIONSFÄHIGER FISCH-AUFSTIEGSHILFEN	19
2.1 Funktionszeiten von Fischaufstiegshilfen im Jahresverlauf	21
2.2 Typenwahl und Dimensionierung von FAHs	22
2.2.1 Bemessung der Mindestgröße der FAH orientiert sich an den Körpermaßen der größenbestimmenden Fischart und den hydraulischen Bemessungsgrenzwerten (Maximal- und Mindestbedingungen)	22
2.2.2 Bemessung der Lockstromdotation orientiert sich am Gewässertyp bzw. der Gewässergröße	22
2.2.3 Zusammenfassende Darstellung der Bemessung der FAH-Größe und Lockstromdotation	23
2.3 Erprobte FAH – Typen	24
2.3.1 Aufgelöste Sohlrampe oder Teilsohlrampe	24
2.3.2 „Gewässertypisches Umgehungsgerinne“	28
2.3.3 „Naturnaher Beckenpass“ („Tümpelpass“)	29
2.3.4 „Schlitzpass“ („Vertical slot“)	32
2.4 Definition der notwendigen Bedingungen im Wanderkorridor	34
2.4.1 Auffindbarkeit von FAHs	34
2.4.1.1 Anordnung des unterwasserseitigen FAH Einstieges	34
2.4.1.2 Hydraulische Bedingungen am unterwasserseitigen FAH Einstieg	38
2.4.1.3 Maßnahmen zur Verbesserung schlechter FAH Einstiegslagen	42
2.4.2 Durchwanderbarkeit von FAHs	43
2.4.2.1 Bauwerke für Fischauf- und -abstieg bei niederen und hohen Wasserführungen mit natürlichem Geschiebetrieb (aufgelöste Sohlrampen)	43
2.4.2.2 Bauwerke vorwiegend für Fischaufstieg mit (dynamischer) Dotation, kein Geschiebe (z. B. naturnahe Umgehungsgerinne, Tümpelpässe, technische Anlagen)	45
2.4.3 Bedingungen für den FAH Ausstieg	53
2.4.4 Anbindung der FAH an die Gewässersohle bzw. den Ober- und Unterwasserspiegel	54
2.4.5 Schutz des FAH vor Geschiebe und Treibgut	54
2.4.6 Maximalgefälle der Bautypen	55
2.4.6.1 Spezialfall: Dimensionierung gewässertypspezifischer Umgehungsgerinne	55
2.4.7 Anhand der hydraulischen und geometrischen Bemessungsgrenzwerte berechnete Mindestgrößen von FAHs	55

3	BETRIEBSSICHERHEIT	58
4	STÖRFALLVORSORGE	58
5	DIE ÜBERPRÜFUNG EINER FISCHAUFSTIEGSHILFE FÜR DIE KOLLAUDIERUNG DES BAUWERKES IN SEINER FUNKTIONSFÄHIGKEIT - MONITORING	58
5.1	Teilaspekte der Funktionskontrolle von Fischaufstiegshilfen	59
5.1.1	Technische Überprüfung der konsensgemäßen Herstellung der FAH, der konsensgemäßen Dotation und des konsensgemäßen Betriebes, Erstellung eines Ausführungsoperates.....	59
5.1.2	Überprüfung der ökotechnischen Rahmenbedingungen im Betrieb	59
5.1.3	Überprüfung der Auffindbarkeit	60
5.1.4	Überprüfung der Passierbarkeit	60
5.1.5	Nachweis der Betriebssicherheit, der Störfallvorsorge und der Wartung, Betriebsbuch	60
5.2	Überprüfung der Funktion von Fischaufstiegshilfen durch fischökologische Untersuchungen	60
5.2.1	Ökologisches Basisprogramm	60
5.2.2	Beispiele	60
5.2.2.1	Kleinwasserkraft	60
5.2.2.2	Große Wasserkraft	61
5.2.2.3	Sonderfälle	61
5.3	Zusammenfassendes Gutachten über Auffindbarkeit, Passierbarkeit, Betriebs- sicherheit und Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfe	61
5.4	Betriebsvorschrift für die Fischaufstiegsanlage	61
6	FISCHABSTIEG	61
6.1	Biologische Grundlagen	61
6.2	Rahmenbedingungen für den Bau funktionsfähiger Fischabstiegshilfen (FAB`s)	62
6.2.1	Fischschutz	62
6.2.2	Fischabstieg	63
7	LITERATUR	66
8	GLOSSAR	76
9	ANHANG 1: BERECHNUNGSBEISPIELE DER FAH-DIMENSIONEN je Fischregion und FAH-Typ basierend auf der größtenbestimmenden Fischart bzw. den hydraulischen Mindest- und Maximalbedingungen ____	79

Aufgabenstellung und Zielsetzung

Das Lebensministerium hat im Sept. 2008 das Institut für Hydrobiologie und Gewässermanagement, Department Wasser - Atmosphäre - Umwelt der Universität für Bodenkultur Wien (Univ. Prof. Dr. Schmutz) beauftragt, mit einer Expertengruppe („Arbeitsgruppe Fischaufstiegshilfen“) Grundlagen für einen österreichischen Leitfaden zum Bau von Fischaufstiegshilfen zu erarbeiten. Ziel war es, unter Einbindung weiterer österreichischer sowie ausländischer Experten und unter Berücksichtigung der aktueller Diskussion und Festlegungen auf europäischer bzw. internationaler Ebene das derzeitige Wissen zusammenzutragen, zu sichten sowie Erfahrungen und Daten bestehender Fischaufstiegsanlagen zu evaluieren. Auf dieser Basis sollte die beauftragte Expertengruppe einen Vorschlag für die Dimensionierung von Fischaufstiegshilfen sowie sonstigen Rahmenbedingungen erstellen, die aus fachlicher Sicht von hoher Relevanz sind und gewährleisten, dass zukünftig gebaute Fischaufstiegshilfen bei Querbauwerken (Wasserkraftanlagen, flussbau-liche Querbauwerke) mit hoher Wahrscheinlichkeit funktionsfähig sind.

Die ggst. Studie soll dem Lebensministerium die Grundlagen liefern, einen Leitfaden für den Bau von Fischaufstiegshilfen zu erstellen, mit dem – unter Berücksichtigung des Standes der Technik - in Bezug auf die ökologische Durchgängigkeit die Erreichung und Erhaltung des typspezifischen guten ökologischen Zustandes bzw. guten ökologischen Potentials in unseren Gewässern auch langfristig und mit hoher Sicherheit sichergestellt werden kann.

Da es ausdrücklicher Wunsch des Auftraggebers war, bei der Grundlagenerstellung das in Österreich vorhandene Wissen umfassend zu berücksichtigen, wurden bei der Erstellung der ggst. Studie zahlreiche weitere österreichische Experten eingebunden (siehe Projektorganigramm).

Das Lebensministerium wird voraussichtlich im ersten Halbjahr 2011 einen Leitfadentwurf präsentieren und anschließend mit den relevanten Stakeholdern diskutieren. Die Finalisierung und Veröffentlichung des Leitfadens ist für Ende dieses Jahres vorgesehen.

Die ggst. Studie hat sich daher zum Ziel gesetzt, jene Vorgaben und Bemessungswerte zu definieren, die im Hinblick auf das ökologische Kontinuum gemäß WRRL für die Einhaltung des guten ökologischen Zustandes bzw. guten ökologischen Potentials wesentlich sind.

Im Sinne der WRRL ist dabei jedenfalls eine Fischpassage für weitgehend alle wanderwilligen Individuen und Altersstadien (ab 1+) der Leitfischarten und typischen Begleitfischarten entsprechend der aktuellen gewässertypspezifischen Leitbilder nach dem "Leitfaden für die Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische", sicherzustellen.

Die vorliegende Studie konzentriert sich auftragsgemäß auf den Fischaufstieg, obwohl die geplanten Anlagen auch als Lebensraum bzw. zur Fischabwanderung dienen können. Die vorgeschlagenen Bemessungswerte werden umfassend erläutert und sind auf den Regelfall ausgerichtet, die Funktionsfähigkeit der FAH mit hoher Sicherheit zu gewährleisten. Im Anhang sind Berechnungsbeispiele der FAH-Dimensionierung für die einzelnen Fisch-

regionen und FAH-Typen basierend auf der größenbestimmenden Fischart bzw. den hydraulischen Mindest- und Maximalbedingungen angeführt. Bei technisch oder ökologisch begründeten Sonderfällen (z. B. künstliche Gewässer, Kleingewässer $< 1\text{m}^3/\text{s}$ MQ, bestehende Wehre ohne die Möglichkeit einer optimalen Einstiegslage, abflussschwache Gewässer mit Großfischarten, an Grenzen von Fischregionen, ...) können Abweichungen von den definierten technischen Grenzwerten und individuelle Lösungen erforderlich sein (sh S. 17/18).

Einleitung

Grundsätzlich ist zwischen naturnahen, gewässertypspezifischen und technischen FAHs zu unterscheiden. **Naturnahe FAHs** orientieren sich dabei grundsätzlich an natürlichen, in Gewässern vorkommenden Habitattypen (MONTGOMERY und BUFFINGTON 1997), Strukturmerkmalen, Fließgeschwindigkeiten und Turbulenzen (JUNGWIRTH und PARASIEWICZ 1994; 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. Bauwerke wie z. B. **Schlitzpässe**, weisen kaum naturnahe Habitatelemente auf, und sind daher als **technisch** zu bezeichnen. Bekannt ist daher auch die schlechte Habitateignung von Schlitzpässen. 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 keine Auswirkung auf die grundsätzliche Funktionalität einer FAH in Bezug zur Fischpassage haben. Die Abflussmenge wurde bisher nur bei den gewässertypspezifischen Umgehungsgerinnen als Faktor der Naturnähe berücksichtigt, und auf gewässertyp-spezifische Zubringer bezogen (PARASIEWICZ et al. 1998).

Bis vor kurzem wurde vor allem der Aspekt der Flussaufwärtswanderung ausführlich behandelt, was der bisher dominierend verwendete Begriff „Fischaufstiegshilfe“ für Bauwerke zur Wiederherstellung des Kontinuums verdeutlicht (DVWK 1996). Es werden zwar in zunehmendem Maße Begriffe wie „Fischweg“ aber auch „Fischwanderhilfe“ oder „Fischmigrationshilfe“ verwendet (WOSCHITZ et al. 2003), die zwar der Notwendigkeit einer Flussabwärtswanderung rein begriffsmäßig Rechnung tragen, aber letztendlich verschleiern, dass bei den meisten Bauwerkstypen (außer bei Rampen oder Teilrampen die direkt im Gewässerbett situiert sind und einen Großteil der Wasserführung transportieren) eine quantitative Flussabwärtswanderung oftmals nicht gewährleistet ist. Grundsätzlich können daher Fischaufstiegshilfen auch als Fischabstiegshilfen wirken, zumeist sind jedoch bei einer vorliegenden Wasserkraftnutzung, wenn auch ein Abstieg in Zeiten außerhalb der Staulegung möglich sein soll, zusätzliche Vorrichtungen zur Unterstützung der Abwärtswanderung notwendig. Anlagen für den Abstieg sind nach dem dzt. Stand des Wissens nachträglich nur schwierig einzubauen. Daher wird bei neuen Kraftwerken angeraten, diese im Gesamtkonzept zumindest vorzusehen bzw. die dafür notwendigen baulichen Installationen im Zuge des Neubaus mit auszuführen (siehe auch Kap. 6).

Fischwanderhilfen lassen sich daher grundsätzlich nach Funktion, Wasserführung und Geschiebetrieb unterteilen (JÄGER 2009). Gemäß dieser Einteilung existieren Anlagen

- für Fischauf- und -abstieg bei niederen und hohen Wasserführungen mit natürlichem Geschiebetrieb (z. B. aufgelöste Sohlrampen)
- vorwiegend für Fischaufstieg mit (dynamischer) Dotation, kein Geschiebe (z. B. naturnahe Umgehungsgerinne, Tümpelpässe, technische Anlagen)
- vorwiegend für Fischabstieg mit Dotation, kein Geschiebe (naturnahe Umgehungsgerinne und technische Anlagen).

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 2010)
- 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 Sohlegleiten, Band 1: Sohlegleiten. 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 Fließgewässern - Raue Rampen und Verbindungsgewässer. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie 63. Baden-Württemberg, Karlsruhe. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. 189 S.
- 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 in Bezug auf die biologischen Aspekte der Fischwanderung:

- 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. KÄMMEREIT, 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.

1 Biologische Grundlagen des Fischaufstieges

1.1 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) (WARD 1989; JUNGWIRTH et al. 2000) und führen daher in fast allen Altersstadien im Laufe ihres Lebens Wanderungen in Gewässersystemen durch. In ursprünglichen Flusssystemen finden Wanderungen sowohl flussauf- und flussabwärts (longitudinal), als auch zur Seite (lateral) statt. Generelles Ziel dieser Wanderungen ist es, Ressourcen im Bezug auf Ernährung, Wachstum, Fortpflanzung, Schutz vor Feinden usw. ideal zu nutzen. Wanderungen von Fischen können daher als adaptives Phänomen gesehen werden, das vor allem der Steigerung von Wachstum, Überleben und Dichte und somit der Produktivität allgemein dient (NORTHCOTE 1978). Unterbrechungen dieser Wanderungen haben dementsprechend für die Bestände der meisten Fischarten deutliche negative Auswirkungen (ZITEK et al. 2007).

Innerhalb der meisten europäischen Großeinzugsgebiete (z. B. Donau, Elbe, Rhein) werden von einzelnen Fischarten dabei auch im Zuge der Wanderungen 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.

1.2 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 (Flussaufwärtswanderung von v. a. juvenilen Fischen im Herbst, usw.) (LUCAS & BARAS 2001). Je nach Altersstadium, gegebenen Umweltbedingungen bzw. Jahreszeit dominieren

dabei je nach Fischregion unterschiedliche Wanderphänomene. 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. seitlich),
- Nachlaichwanderungen (von den Laichplätzen zurück an den Ausgangsort oder auf Nahrungshabitate),
- Nahrungswanderungen (flussab, flussauf, seitlich),
- Abdrift (flussab),
- Kompensationswanderungen, z. B. nach Hochwässern (zumeist flussauf),
- Überwinterungswanderungen (zumeist flussab, manchmal auch seitlich),
- 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.

Weiters 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. Eine „echte“ Wanderung besteht nur dann, wenn eine Rückwanderung zum Ursprungsgebiet erfolgt (NORTHCOTE 1978; DINGLE 1996). 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 aus den vier Langstreckenwanderern, d. s. Hausen, Sternhausen, Waxdick und Aal (alle in ihren

ursprünglichen Verbreitungsgebieten in Österreich ausgestorben), 14 Mittelstreckenwanderern (nur zwei nicht in einer Gefährdungskategorie) und 45 Kurzstreckenwanderern (22 in keiner Gefährdungskategorie). Bisher 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 von heimischen Fischarten zurückgelegten Wanderdistanzen finden sich in ZITEK et al. (2007).

1.3 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 Futtermittelverfügbarkeit. 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 verschiedenerer 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).

1.4 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-Jänner 2000/2001) 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).

1.5 Schwimmleistung

Von besonderer Bedeutung für die Planung von FAHs sind die spezifischen Schwimmleistungen der unterschiedlichen Fischarten, die primär von der Körperform, Größe, Muskulatur und der Wassertemperatur abhängen (JENS et al. 1997). 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 beschrieben werden (siehe auch Abb. 1) (nach JENS et al. 1997, ergänzt nach CLOUGH und TURNPENNY 2001):

- 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 besonders die Sprintgeschwindigkeit und 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 Rotaugen (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 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 rauher Sohle, liegen (JUNGWIRTH und PELIKAN 1989; GEBLER 1991; STEINER 1992; DUMONT et al. 2005).

Weitere umfassende Darstellungen der Schwimgeschwindigkeiten unterschiedlicher Arten und Altersstadien in Bezug zu unterschiedlichen Wassertemperaturen finden sich in CLOUGH et al. (2001), CLOUGH und TURNPENNY (2001), TURNPENNY (2001), TURNPENNY et al. (2001), CLOUGH et al. (2004) sowie WATKINS (2007). Mit der Software SWIMIT 3.3 der Environmental Agency steht eine Software zur Verfügung, die es erlaubt für eine Reihe heimischer Fischarten (z. B. Äsche, Aitel, Bachforelle, Barbe, Brachse, Hasel und Rotaugen) und Altersstadien temperaturabhängige Schwimmleistungen zu berechnen. Die Software beruht auf den Forschungsergebnissen der o. g. Autoren.

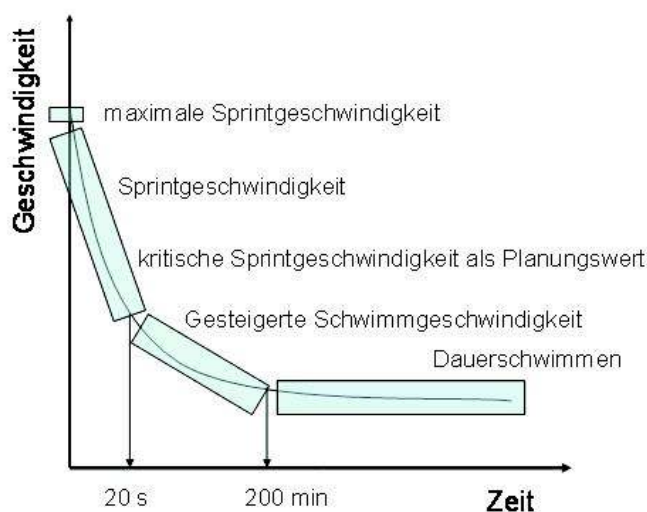


Abbildung 1: Der Zusammenhang zwischen Schwimgeschwindigkeit und Dauer der Aufrechterhaltung (verändert nach PAVLOV 1989 bzw. CLOUGH und TURNPENNY 2001).

1.6 Orientierungsvermögen

Fische orientieren sich in Gewässern auf unterschiedliche Art. Von Bedeutung sind dabei vor allem optische Anhaltspunkte bzw. Kenntnis des langjährig bewohnten Lebensraumes, Wasserqualitätsunterschiede, Sonnenstand, elektrische bzw. magnetische Felder, Geruchsstoffe im Wasser (gewässerspezifisch oder Pheromone von Artgenossen), Geräusche und natürlich die Strömungsgegebenheiten im jeweiligen Gewässer (JENS et al. 1997; LUCAS und BARAS 2001). Auch kann sich die Art und Weise, wie sich Fische in einem Gewässer orientieren (optisch, taktil oder strömungsbezogen) im Laufe ihrer ontogenetischen Entwicklung verändern (PAVLOV 1989).

Nahezu alle Fischarten haben sich jedoch 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 der Fische 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 Dauergeschwindigkeit 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 ab $\sim 0,3$ m/s gegeben. Derselbe Autor bezeichnet diese minimale Strömungsgeschwindigkeit, welche eine eindeutige Orientierungsreaktion gegen die Strömung hervorruft, als sog. „Grenzgeschwindigkeit“ (1-30 cm/s). 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 Dauergeschwindigkeit flussauf wandern, da zu den Laichplätzen zum Teil große Wanderstrecken zurückzulegen sind, und daher entsprechende Strömungsbereiche bevorzugt werden. Z. B. 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 Lockstromimpulses, anzusehen.

1.7 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 rund 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 Kolkentiefe flussab unzureichend ist (weniger als mind. 2x die Fischlänge; OVIDIO und PHILIPPART 2002) oder die Deckwalze zu lang ist.
 - Forellen springen 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.
- 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.
 - Bisher unbekannte Phänomene des Gruppenwanderverhaltens könnten einen wichtigen Faktor in Bezug zur Passierbarkeit von FAHs darstellen (HILDEBRAND 1980), was insbesondere für die Wiederherstellung der Wanderung für Mittelstreckenwanderer wie Nase und Barbe von Bedeutung sein könnte.
- 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, wobei Äschen vor allem entlang des Hauptflusses wandern, um zu laichen und meiden kleinere sehr rasch fließende Zubringer (PARKINSON et al. 1999). Auch für den Zander wird angenommen, dass er zu klein ausgeformte Zubringer bzw. FAHs eher meidet (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).

- Alte Fischereiaufzeichnungen aus Salzburg von Kollmann aus 1898 (JÄGER und SCHILLINGER 2003) belegen, dass Seitenzubringer zur Salzach, in welchen Huchen vorkommen, eine gewisse Mindestgröße bezüglich Wasserführung aufweisen. Das MNQ ist meist größer als $1 \text{ m}^3/\text{s}$.

1.8 Aufwärtswanderung der Fische und Schwimmverhalten im Bereich von Wehren und 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) kamen bei Untersuchungen über den Aufenthaltsort von Fischen unterhalb von Stauwerken zu folgenden Ergebnissen:

- Die Aufwärtswanderung der Fische findet in bzw. am Rand der Hauptströmung (Stromstrich) statt und geht an toten Winkeln vorbei. Wenn es die Strömung erlaubt, dringen die Fische bis direkt zum Wasserabsturz oder Triebwasserauslauf vor.
- Ist das Wehr nicht überströmt so finden sich unterhalb des Wehres im Unterwasser aufgrund der fehlenden Durchströmung höchstens Jungfische.

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 Turbulenzonen 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 Fischauf-

stiegsanlage 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 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.

1.9 Größenbestimmende Fischarten

FAHs müssen sowohl den Schwimmleistungen, dem Verhalten als auch den Größen der Fische entsprechend gestaltet werden, um eine Durchwanderbarkeit für die gewässertypspezifische Fischfauna sicherzustellen. Körpermaße (Tab. 1), bekanntes Verhalten (z.B. Wanderung in größeren Gruppen, Meidung zu kleiner Öffnungen und FAHs) bzw. Präferenzen (Habitat, Strömung) dienen als Grundlage zur Definition der Bemessungsgrenzwerte. Diese werden in Kapitel 2.4 „Definition der notwendigen Bedingungen im Wanderkorridor“, Unterkapitel 2.4.2 „Durchwanderbarkeit“, einzeln dargestellt und diskutiert.

Die im vorgestellten Bemessungswerte zur Dimensionierung von FAHs orientieren sich an den Leitfischarten und typischen Begleitfischarten der Fischleitbilder der Gewässertypen (Fischregionen) gemäß „Leitfaden für die Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische“ (<http://www.bmlfuw.gv.at/article/articleview/52972/1/5738>) (Tab. 2).

Die maßgebende sog. „größenbestimmende“ Fischart je Fischregion ist dabei jeweils die größte Art bzw. jene Art, für die sich die größten Mindestdimensionen der FAH ergeben. Die im Gewässerverlauf zu- bzw. abnehmende Größe der Fische (abnehmende Fischgrößen im Oberlauf mit abnehmender Temperatur und Nährstoffangebot, JUNGWIRTH et al, 2003) wird bei den großen Fischarten dabei generell mit berücksichtigt.

Befindet sich eine zu planende FAH im Übergangsbereich von zwei Fischregionen, ist zur Bemessung der FAH das jeweils anspruchsvollere Fischartenleitbild heranzuziehen. Geschützte Fischarten gemäß FFH Richtlinie sind entsprechend den naturschutzrechtlichen Vorgaben bescheidgemäß zu berücksichtigen.

Grundsätzlich müssen in Bezug zu den Forderungen der WRRL nach dem Erhalt bzw. der Wiederherstellung des guten Zustandes bzw. ökologischen Potentials nicht die größten Individuen einer Art die FAH passieren können, sondern es wird anhand reproduktions-

biologischer Überlegungen eine maximale Bemessungsgröße für die unterschiedlichen Fischarten festgelegt, die die meisten wanderwilligen Fische, bzw. die individuenstärksten reproduzierenden Jahrgänge einer Art umfasst.

Dies gilt vor allem auch für abflussschwache Gewässer (Abflusswerte unter oder im Bereich der Mindestabflüsse der generellen Gewässertypen z.B. Grenze Epipotamal mittel/groß 20 m³/s), insbesondere mit adaptierten Leitbildern, bei denen Großfischarten (z.B. Huchen, Wels) als Leit- und typische Begleitarten ausgewiesen sind. Hier ist die relevante Körpergröße dieser Art bzw. auch das jahreszeitliche Vorkommen zu überprüfen bzw. unter Umständen diese Werte bzw. die resultierenden Bemessungswerte der FAH in Abstimmung mit den zuständigen Amt sachverständigen individuell festzulegen. Es sei hier auf die Möglichkeit hingewiesen, dass mit einem geringeren als dem maximal zulässigen Gefälle die erforderlichen Bemessungswerte auch mit geringeren Dotationen eingehalten werden können. Dabei sind aber die Mindestwerte zur Lockstromdotations bzw. der hydraulischen Verhältnisse in der FAH einzuhalten (vgl. S. 38 und 57).

Tabelle 1: Körpermaße der größtenbestimmenden Leitfischarten und typischen Begleitfischarten gemäß der Fischleitbilder für die Gewässertypen (Fischregionen) entspr. „Leitfaden für die Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische“ (siehe auch Tab. 2) (JÄGER et al. 2010); nicht die größten Individuen einer Art müssen eine FAH in Richtung flussauf passieren können, sondern anhand reproduktionsbiologischer Überlegungen in Bezug zum Erhalt bzw. der Wiederherstellung des guten ökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie wurde eine maximale Bemessungsgröße für die unterschiedlichen Fischarten festgelegt, die die meisten wanderwilligen Fische einer Art umfasst.

Größenbestimmende Fischart	Länge (cm)	Höhe (cm)	Breite* (cm)
Bachforelle	30	6	3
Bachforelle	40	8	4
Bachforelle	50	10	5
Äsche	40	9	5
Äsche	50	11	6
Aitel	40	8	5
Aitel	50	11	6
Aalrutte	50	7	7
Aalrutte	60	8	8
Barbe	60	11	7
Brachse	50	15	5
Hecht	60	8	6
Hecht	90	12	8
Huchen	80	13	10
Huchen	90	14	12
Huchen	100	16	12
Huchen	120	19	14
Seeforelle	90	20	11
Wels	90	14	13
Wels	120	23	22
Wels	150	31	30
Perlfisch	70	13	7
*da die meisten Fische außerhalb der Laichzeit vermessen wurden, sind die Fischbreiten je nach Art zur Laichzeit zumindest ein bis mehrere cm größer anzunehmen.			

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. Bei Sonderfällen oder aufgrund naturschutzrechtlicher Vorgaben können daher ökologisch begründete Abweichungen von den definierten Bemessungswerten erforderlich sein. Bei Abweichungen von Kennwerten wird empfohlen, in jedem spezifischen Fall die Funktionsfähigkeit der FAH durch ein biologisches Monitoring zu belegen.

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

FISCHREGION	MAßGEBENDE LÄNGE UND FISCHART
Epirhithral	
Epirhithral < 2 m ³ /s MQ	30 cm Bachforelle
Epirhithral > 2 m ³ /s MQ	40 cm Bachforelle
Metarhithral	
Metarhithral, < 2 m ³ /s MQ	40 cm Bachforelle
Metarhithral, > 2 m ³ /s MQ	50 cm Bachforelle, Äsche
Hyporhithral	
Hyporhithral, klein (< 2 m ³ /s MQ)	50 cm Bachforelle, Aitel, Äsche, 60 cm Aalrutte
Hyporhithral, mittel (> 2 m ³ /s MQ)	60 cm Aalrutte, Barbe
Hyporhithral, mittel (> 2 m ³ /s und < 20 m ³ /s MQ) mit Huchen	80 cm Huchen
Hyporhithral, groß (> 20 m ³ /s MQ), mit Huchen	100 cm Huchen
Epipotamal	
Epipotamal, klein (< 1 m ³ /s MQ)	60 cm Barbe, 50 cm Aitel, 50 cm Äsche
Epipotamal, mittel ohne Hecht ohne Huchen	60 cm Barbe
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	
Schmerlenbach (östl. Flach- und Hügelländer)	40 cm Aitel
Grosse Flüsse	
Donau	150 cm Wels
Alpenrhein	90 cm Seeforelle, Hecht
Drau	100 cm Huchen, 120 cm Wels
Inn	100 cm Huchen, 120 cm Wels (unterer Inn, Oberösterreich)
Salzach	100 cm Huchen (flussab Salzburg, Oberösterreich), 120 cm Wels (Oberösterreich)
Mur	100 cm Huchen; 120 cm Wels (untere Mur)
Enns	100 cm Huchen
Seezubringer und Seeausrinne	
Seezubringer und Seeausrinne	90 cm Seeforelle, 90 cm Hecht, 70 cm Perlfisch, 60 cm Barbe, 50 cm Brachse

2 Rahmenbedingungen für den Bau funktionsfähiger 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). 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. Die wichtigsten bekannten Parameter die für den Bau und Betrieb funktionsfähiger Anlagen Relevanz haben sind (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):

- Dimensionen einer FAH
- Erprobte FAH Typen
- Auffindbarkeit
 - Optimale Lage des FAH Einstieges in Bezug zum Querbauwerk bzw. zur großräumigen Leitströmung
 - benötigter Abfluss in Bezug zur Flussgröße (Lockstromdotation)
 - Fließgeschwindigkeit des aus der FAH austretenden Lockstromes
 - Sohlanschluss
- Durchwanderbarkeit
 - FAH Dimension
 - Beckendimension
 - Länge
 - Breite
 - Wassertiefe
 - Turbulenz
 - Ausformung der Beckenübergänge
 - Minimale Wassertiefe
 - Rauigkeit
 - Sohlanschluss
 - Maximale Überfallshöhe
 - Maximale Fließgeschwindigkeit
 - Schlitzweite
 - Ausprägung der rauen Sohle
 - FAH Ausstieg
 - Lage
 - Sohlanschluss
 - Gefälle
 - Schutz des FAH Einstieges und des FAH Ausstieges vor Geschiebe- und Geschwemmseintrag
 - Berücksichtigung schwankender Ober- und Unterwasserstände
- Funktionsdauer einer FAH im Jahresverlauf
- Betriebssicherheit
- Störfallvorsorge

Um ökohydraulische Bedingungen zu schaffen, die für die gewässertypspezifische Fischfauna das Kontinuum in ausreichendem Maß wiederherstellen, müssen für die oben genannten Parameter erfahrungsgemäß bestimmte 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
- 3) und erfolgreich durchwandern können sowie
- 4) am Ausstieg die Weiterwanderung in Richtung flussauf fortsetzen können.

In anderen Worten, bei der richtigen Kombination der einzelnen Bemessungswerte der oben genannten Parameter wird dem Fisch ein adäquater, auffindbarer und durchwanderbarer Wanderkorridor um das Querbauwerk geboten, der eine möglichst stress-, verzögerungs- und verletzungsfreie flussaufgerichtete Passage des Querbauwerks ermöglicht. Dieser sog. „Wanderkorridor“ kann als der virtuelle Weg des Fisches durch eine FAH bei unterschiedlichen Wasserführungen betrachtet werden (Abb. 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.



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).

Die Nicht-Berücksichtigung wichtiger Kenngrößen führte in der Vergangenheit häufig aus folgenden Gründen zu einer deutlich eingeschränkten Funktionsfähigkeit von FAHs (ZITEK et al. 2007):

- Falsche Anordnung des FAH Einstiegs
- Glatte und zu hohe Beckenübergänge
- Zu hohe Fließgeschwindigkeiten & Turbulenzen
- Düsenartiger Ausstieg
- Zu geringe Dotation und Wassertiefe

- Zu geringe Fließgeschwindigkeiten
- Zu geringer Lockstromimpuls
- Zu geringe Dotation der Restwasserstrecke flussab
- Nicht Berücksichtigung von schwankenden Ober- und Unterwasserständen
- Geschiebe- und Geschwemmseintrag
- Geschiebemobilisierung in Schlitzpässen
- Fehlender Erhalt der Funktionalität (Auffindbarkeit und Durchwanderbarkeit) während unterschiedlicher Wasserführungen des Flusses
- Mangelnde Wartung.

Am häufigsten führten dabei bisher 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 (ZITEK et al. 2007).

2.1 Funktionszeiten von Fischaufstiegshilfen im Jahresverlauf

Grundsätzliches Ziel ist es, **das ganze Jahr über die Aufwärtswanderung der Fische sicherzustellen.**

Bei extremen Ereignissen (z. B. Hochwasser \geq HQ₁, Vereisung) kann auch eine eingeschränkte Funktionsfähigkeit auftreten.

Bei Staulegung ist zumindest für eine ausreichende Notdotation, die ein Überleben der Fische in der FAH gewährleistet, zu sorgen.

Die ganzjährige Funktionsdauer stellt sicher, dass die Aufwärtswanderung der diversen gewässertypspezifischen Fischarten entsprechend den verschiedenen Arten der Aufwärts- / Abwärtswanderung gemäß Kapitel 1.2 das ganze Jahr über möglich ist. Besondere Bedeutung für den Erhalt des Fischbestandes haben dabei die Laichwanderungen, aber auch die Rückwanderung der Adulten und der Jungfische. Bekannt sind besonders die Laichwanderungen der rheophilen Fischarten, die bei niedrigeren Wasserführungen (Bachforelle vom Sommer bis in den Herbst, Aalrutte im Winter) aber auch bei ansteigenden Wasserführungen im Frühjahr (Äsche, Nase, Barbe und Huchen) beobachtet werden. (siehe Kap. 1.4 „Wanderzeiträume“ bzw. ZITEK et al. 2007). Aber auch andere Fischarten haben über das Jahr verteilt unterschiedliche Wanderrhythmen, während welcher sie u.a. Laichgründe außerhalb ihres sonstigen Lebensraumes aufsuchen. Beispiele dafür sind Brachsen, Lauben, Seeforellen, Perlfische, Hechte, etc.

2.2 Typenwahl und Dimensionierung von FAHs

Die richtige und optimale Typenwahl für den jeweiligen Standort vereint 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.

2.2.1 Bemessung der Mindestgröße der FAH orientiert sich an den Körpermaßen der größenbestimmenden Fischart und den hydraulischen Bemessungsgrenzwerten (Maximal- und Mindestbedingungen)

Die geometrischen und hydraulischen Bemessungswerte zur Dimensionierung einer FAH orientieren an den Leitfischarten und häufigen Begleitfischarten der Fischleitbilder für die Gewässertypen (Fischregionen). Bei der sich daraus ergebenden Dimensionierung der FAH kann davon ausgegangen werden, dass die Durchwanderbarkeit der FAH für alle Leitfischarten und häufigen Begleitfischarten der Fischleitbilder mit hoher Wahrscheinlichkeit sichergestellt ist. Die geometrischen und hydraulischen Bemessungswerte werden in Kapitel 2.4 „Definition der notwendigen Bedingungen im Wanderkorridor“, Unterkapitel 2.4.2 „Durchwanderbarkeit“, einzeln dargestellt und diskutiert.

2.2.2 Bemessung der Lockstromdotations orientiert sich am Gewässertyp bzw. der Gewässergröße

Die anhand der geometrischen Bemessungswerte berechnete Mindestgröße der FAH für bezieht sich ausschließlich auf die Ansprüche der gewässertypspezifischen Fischfauna **in Bezug auf Durchwanderung** einer FAH. Die sich daraus ergebenden Dotationen der FAHs reichen jedoch nicht in allen Fließgewässern aus, um einen angemessenen Wanderkorridor, vor allem in Bezug zur **Auffindbarkeit** der FAH, herzustellen.

Um eine ausreichende Auffindbarkeit der FAH sicherzustellen, wird daher die Größe der Lockstromdotations in Bezug zur Wasserführung des Flusses gesetzt, und gemäß internationaler Standards Werte von **1-5 % als Mindestgröße der Lockstromdotations in Bezug zur jeweils konkurrierenden Wasserführung des Flusses** vorgeschlagen (BELL 1980; LARINIER et al. 2002; DUMONT et al. 2005; LARINIER 2008). Eine Mindestdotations von mehr als 1 % wird vor allem bei kleinen Gewässern und suboptimaler Lage des Einstieges bei nachträglichem Einbau von FAHs notwendig sein. Eine zusätzliche Lockstromdotations ist vor allem bei größeren Gewässern ($MQ > 50 \text{ m}^3/\text{s}$) ab der Äschenregion notwendig. Für die Donau werden aufgrund der Größe eine individuelle Betrachtung und eine Detailfestlegung durch Modellierung vorgeschlagen. Grundsätzlich sind bei der letztendlichen Festlegung der notwendigen Menge der Lockstromdotations

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 Lockstromdotation hinsichtlich unterschiedlicher Wasserführungen des Flusses zu optimieren. In Frankreich werden z. B. standortspezifisch Werte zwischen 3-15 % des Abflusses im Niederwasserfall und 0,8-2,4 % bei Mittelwasserführung als Lockstromdotation verwendet, wobei der Abfluss entweder voll über die FAH geleitet wird, oder ein Teil des Abflusses als Zusatzdotation in den unteren Teil der FAH eingebracht wird (M. LARINIER, schriftl. Mitt. vom 14.01.2009). Damit wird vor allem sichergestellt, dass in Abhängigkeit der Gewässergröße und der sich ändernden Abflüsse und Unterwasserstände eine ausreichende Auffindbarkeit der FAH über einen weiten Abflussbereich gewährleistet ist. Zusätzliche Informationen dazu finden sich in Kap. 2.4.1.2 „Hydraulische Bedingungen am unterwasserseitigen FAH Einstieg“.

2.2.3 Zusammenfassende Darstellung der Bemessung der FAH-Größe und Lockstromdotation

Bei **kleinen und mittleren Fließgewässern** bzw. **Ausleitungsstrecken** reicht oft die auf den geometrischen und hydraulischen Bemessungswerten basierende Dotation auch als Lockstromdotation aus. Liegt die benötigte Lockstromdotation in Bezug zur Gewässergröße jedoch höher als diese Dotation, kann die erforderliche Zusatzdotation entweder gemeinsam mit der Basisdotation über die FAH oder als Zusatzdotation in den untersten Abschnitt der FAH abgegeben werden.

Bei **großen Flüssen, wo die Lockstromdotation vielfach ganzjährig deutlich über der Basisdotation liegt**, erfolgt die Lockstromdotation zumeist über eine Zusatzdotation im untersten Abschnitt der FAH.

Den gesamten Abfluss nehmen aufgelöste Sohlrampen auf, sie müssen auch bei Niederwasser fischpassierbar sein und **werden daher auf das $MJNQ_T$ dimensioniert**.

2.3 Erprobte FAH – Typen

Entsprechend dem derzeitigen Wissensstand in Österreich werden in Anlehnung an der von der europäischen EIFAC-Arbeitsgruppe EIFAC „Best practices connectivity“ verwendeten Basiseinteilung (FAO in prep.) bzw. den in Ausarbeitung befindlichen deutschen Merkblättern des DWA die im Folgenden beschriebenen FAH-Typen empfohlen. Andere FAH-Typen haben sich entweder in der Vergangenheit nicht bewährt (z.B. Denil-Pass, technischer Beckenpass) oder wurden in der Praxis noch nicht ausreichend (an mehreren unterschiedlichen Gewässertypen und Situationen) getestet. Ein Auswahl-schema 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 vorgeschlagenen FAH Typen geeignet sind, für einen Großteil der wanderwilligen Individuen der Leitfischarten bzw. der häufigen Begleitfischarten das Kontinuum verlässlich wiederherzustellen.

2.3.1 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 (Abb. 3) und Teilsohlrampen, die nicht über das gesamte Abflussprofil reichen und dementsprechend nur mit einem Teil des Abflusses und des Geschiebetriebes dotiert werden (Abb. 4), zu unterscheiden.

Unabhängig von der beanspruchten Gewässerbite 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 können dabei sowohl an der Sohle mit Wasserbausteinen befestigt sein (natürlicher Geschiebedurchtransport) (Abb. 7), als auch ohne Sohl-sicherung ausschließlich mit natürlicher Sohle, ausgeführt sein. Aufgrund der dynamischen Geschiebe An- und Ablagerung müssen Bautiefen gewählt werden, die diesen Prozessen Rechnung tragen und auch mit Geschiebeanlandung die notwendigen Kolk-tiefen ermöglichen. In zu seichten Becken kann sich kein natürliches Sohlsubstrat ablagern und die notwendige raue Sohle bilden. Die Querriegel werden an den Ufern hochgezogen, um den Fischen auch bei höheren Wasserführungen randlich einen Wanderkorridor und Einstand zu bieten (Abb. 5)

Bei Niederwasserführung bilden die Beckenübergänge die Wanderkorridore für die Fische. Wie bei naturnahen Beckenpässen sind die Schlitze rau und annähernd rechteckig bzw. trapezförmig mit Anschluss zur künftigen Anlandungssohle auszuformen (Abb. 9). Damit können auch die bodenwandernden Fischarten bei Niederwasser die Passage problemlos bewältigen. Das Anheben der Sohle im Bereich der Beckenübergänge führt dabei zur Beibehaltung der Beckenstruktur auch bei geringeren Abflüssen. Scharfkantige Beckenübergänge sowie V-förmige Zwickel ohne Anschluss an die im Bereich der

Beckenübergänge ansteigenden Sohle sind aufgrund ihrer schlechten Passierbarkeit für Fische zu vermeiden (HAUNSCHMID et al. 2009) (Abb. 10).

Von Becken zu Becken können je nach verfügbarer Wassermenge mehrere Beckenübergänge unterschiedlicher Breite versetzt angeordnet werden. Die Mindestschlitzbreite zumindest eines Beckenübergangs sollte sich grundsätzlich an den größtenbestimmenden Fischarten orientieren.

Der Wanderkorridor für die Fische wechselt bei diesem Bautyp je nach Wasserführung seine Lage. Mit zunehmender Wasserführung und hydraulischer Überlastung der Niederwasserrinne verlegt sich dieser von der Rampenmitte weg immer weiter in die Randbereiche. Bei Hochwasser werden die rauen Uferbereiche mit Kehrwässern zum Wanderkorridor. Durch die am Ufer hochgezogenen Rampenstrukturen (Abb. 5 und Abb. 6) entstehen dabei strömungsberuhigte Zonen, die den Fischen Einstand und Möglichkeiten zur Wanderung bieten. Sie bieten auch Schutz vor Abdrift. In diesen Bereichen können sich nach Hochwässern auch Sandbänke als wichtige Ökostrukturen ausbilden (Abb. 5).

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.

Da die Dotation mit dem gesamten Niederwasserabfluss des jeweiligen Gewässers erfolgt, werden in der ggst. Studie keine Grenzwerte für den Mindestabfluss sondern nur die Mindestbautiefen der Becken angegeben. Die Dimensionierung erfolgt für den Niederwasserabfluss ($MJNQ_{-}$) mit gefüllten Becken. Grundsätzlich sind dabei die gleichen Bemessungsgrenzwerte wie für naturnahe Beckenpässe hinsichtlich geometrischer (z. B. Mindestschlitzweiten) und hydraulischer Dimension (z. B. Energiedissipation, Fließgeschwindigkeit) einzuhalten. Aufgrund der vollen Hochwasserbeaufschlagung ist der Standsicherheit der Rampe höhere Beachtung (im Vergleich zu den anderen FAH-Typen) zu schenken. Weitere Zusatzinformationen zum Bau von Rampen finden sich in Kap. 2.4.2 „Durchwanderbarkeit von FAHs“, Unterkapitel 2.4.2.1 „Bauwerke für Fischauf- und -abstieg bei niederen und hohen Wasserführungen mit natürlichem Geschiebetrieb (aufgelöste Sohlrampen)“.

Zusammengefasst ergeben sich folgende grundlegenden wichtige Eigenschaften dieses Bautyps:

- Die aufgelöste Rampe wird in Beckenbauweise errichtet
- Die Becken stehen über den natürlichen Geschiebetrieb in einem Wechsel von Auflandung und Abtrag, was insbesondere bei der Planung der Beckentiefen zu berücksichtigen ist
- Die Becken sind bei Niederwasser durch raue Übergänge mit Sohlanschluss als Wanderkorridore von Becken zu Becken pendelnd verbunden
 - Die Sohle wird im Bereich der Beckenübergänge angehoben, was zur Beibehaltung der Beckenstruktur auch bei geringeren Abflüssen beiträgt

- Scharfkantige Beckenübergänge sowie V-förmige Zwickel ohne Anschluss an die im Bereich der Beckenübergänge angehobene Sohle sind aufgrund ihrer schlechten Passierbarkeit für Fische zu vermeiden
- Die Querelemente werden im Uferbereich hochgezogen, um einen Wanderkorridor bzw. Einstandsmöglichkeiten für Fische auch bei erhöhten Wasserführungen zur Verfügung zu stellen, da sich bei höherer Wasserführung der Wanderkorridor allmählich in die Randströmung im Bereich der ufernah hochgezogenen Querriegel verlagert
- Die Bootspassierbarkeit ist in schiffbaren Gewässern und in Gewässern, die der Sport- und Freizeitnutzung dienen, bezüglich Anordnung und Dimensionierung der Beckenübergänge entsprechend den verwendeten Bootstypen zu berücksichtigen. Allenfalls ist eine eigene Bootsrinne zu planen.



Abbildung 3: Aufgelöste Sohlrampe links (Foto: EZB) und Abbildung 4: Teilsohlrampe rechts (GEBLER 2009).



Abbildung 5: Aufgelöste Sohlrampe, deutlich sind die am Rand hochgezogenen Querriegel zu sehen, die eine Passierbarkeit der Rampe auch bei Hochwasser sicherstellen sollen (Foto: P. JÄGER).

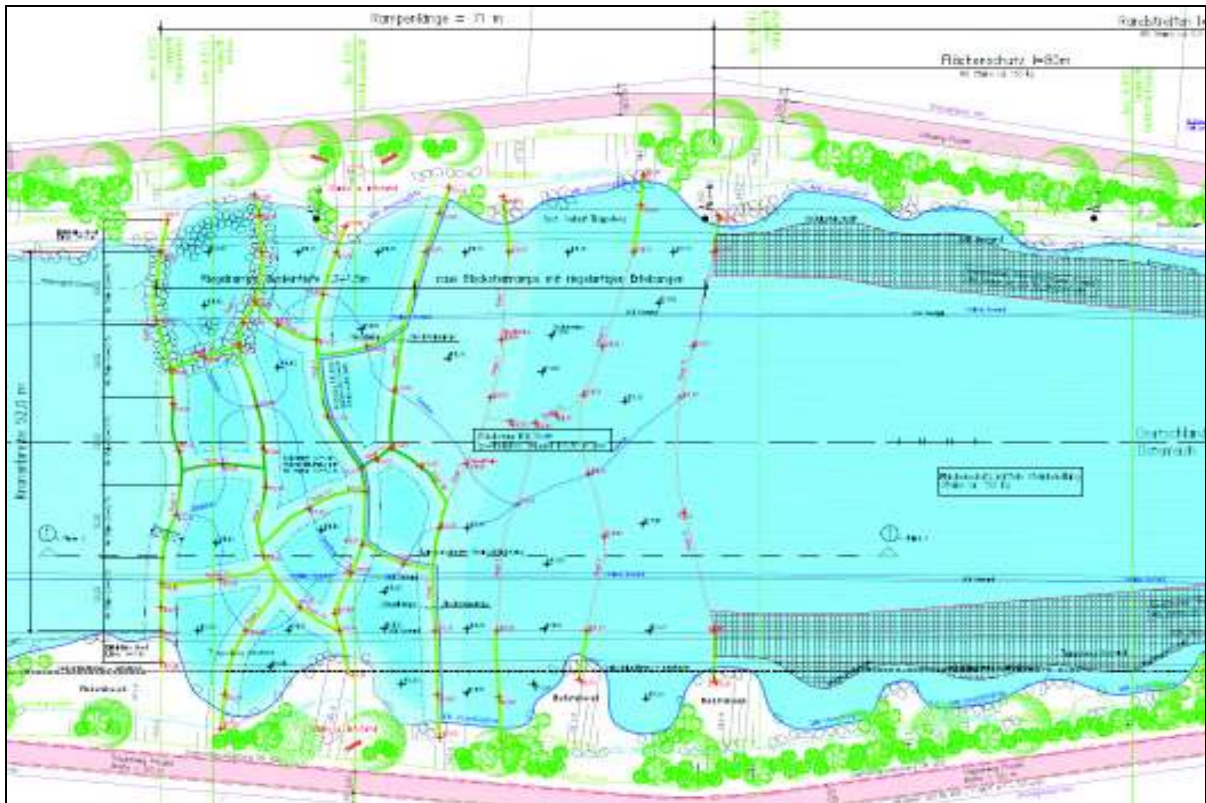


Abbildung 6: Lageplan (Aufsicht) der Sohlrampe an der Saalach (ULMER 2007) (erstellt von IB IGA Gostner & Aigner).

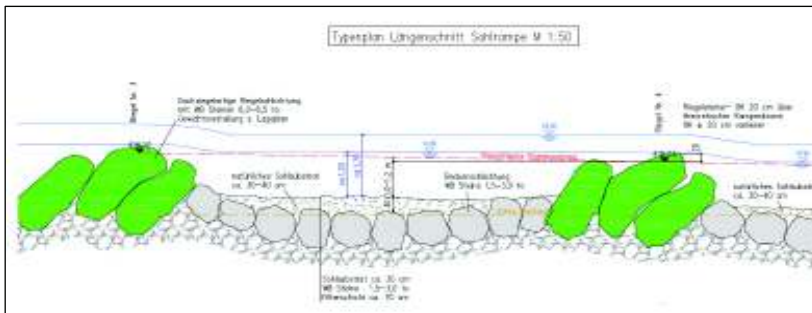


Abbildung 7: Längenschnitt eines Beckens der Sohlrampe, Beckensohle mit Wasserbausteinen ausgeführt, auf das sich Geschiebe dynamisch auflagert (ULMER 2007) (erstellt von IB IGA Gostner & Aigner).

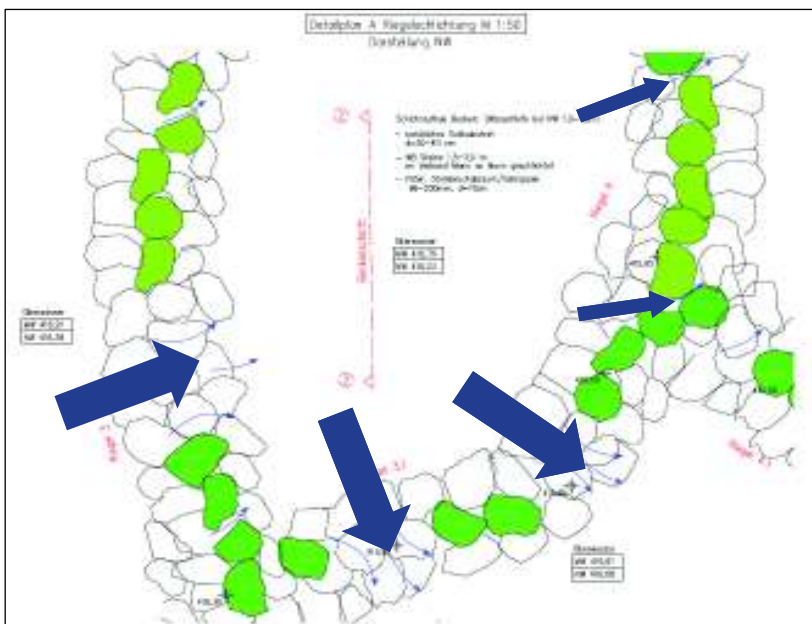


Abbildung 8: Riegelschichtung der Sohlrampe mit Beckenübergängen (ULMER 2007) (erstellt von IB IGA Gostner & Aigner).

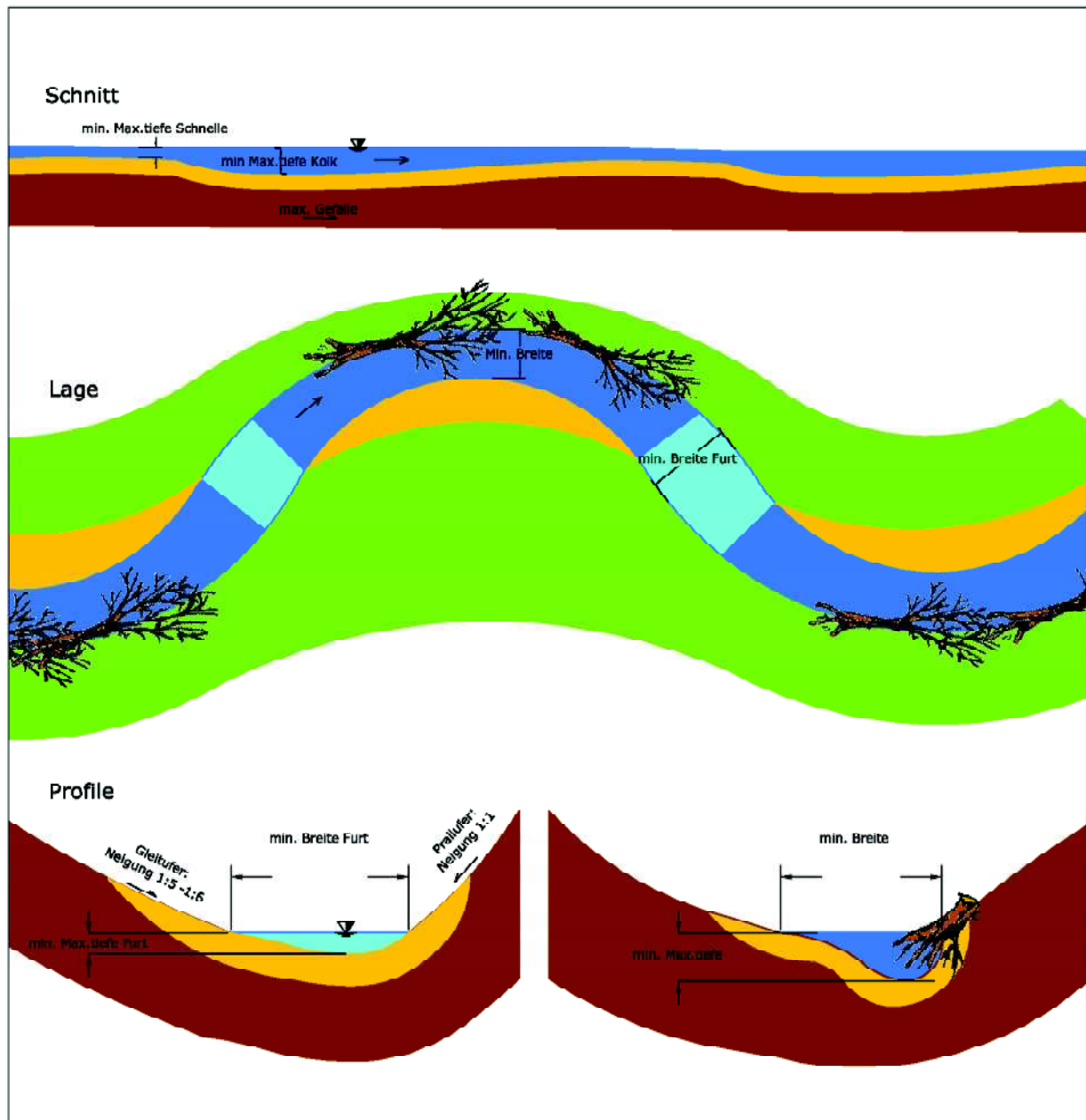


Abbildung 13: Skizzenartige Darstellung eines naturnahen Umgehungsgerinnes mit detaillierter Darstellung der Beckenübergänge mit minimalen Maximaltiefen und Ausformung der Beckenübergänge zur standardisierten Abflussberechnung; siehe auch ANHANG 1: „Berechnungsbeispiele der FAH Dimensionen je Fischregion und FAH Typ basierend auf der größtenbestimmenden Fischart bzw. der hydraulischen Mindest- und Maximalbedingungen“ (Skizze: EZB).

2.3.3 „Naturnaher Beckenpass“ („Tümpelpass“)

Wie bei der aufgelösten Rampe setzen sich auch naturnahe Beckenpässe aus mehreren Einzelschwellen mit dazwischen liegenden Kolken zusammen, sodass sich im Längsschnitt eine beckenartige Struktur ergibt (Abb. 14 – Abb. 18). Wesentliche Bedeutung kommt der rauen, asymmetrischen Ausformung der Beckenübergänge mit rauem Sohlanschluss zu, um die Passierbarkeit bei allen Abflusssituationen sicherzustellen (Abb. 18). Glatte bzw. scharfkantige Beckenabstürze sowie kleine V-förmige Zwickel ohne Sohlanschluss sind auch bei diesem Bautyp aufgrund ihrer schlechten Passierbarkeit für Fische zu vermeiden (HAUNSCHMID et al. 2009). Die Sohle wird im Bereich der Beckenübergänge angehoben, um den Sohlanschluss der Beckenübergänge und damit die Passierbarkeit für

bodenwandernde Fischarten sicherzustellen (Abb. 18). Wird auf eine Sohlhebung 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 zugunsten schlitz- bzw. rinnerartiger Elemente (bei Einhaltung aller anderen Grenzwerte) übergehen können.



Abbildung 14 und Abbildung 15: Beispiele naturnaher Beckenpässe (Tümpelpass, Fotos: EZB)



Abbildung 16 und Abbildung 17: Kristeinerbach, Sohlrauigkeit und bis zur Sohle durchgehende raue Beckenübergänge, Beschattung und Unterstände durch austriebsfähige Weidenstöcke vor und nach Flutung (Bauaufsichtsbericht Kristeinerbach, ULLMANN 2008).

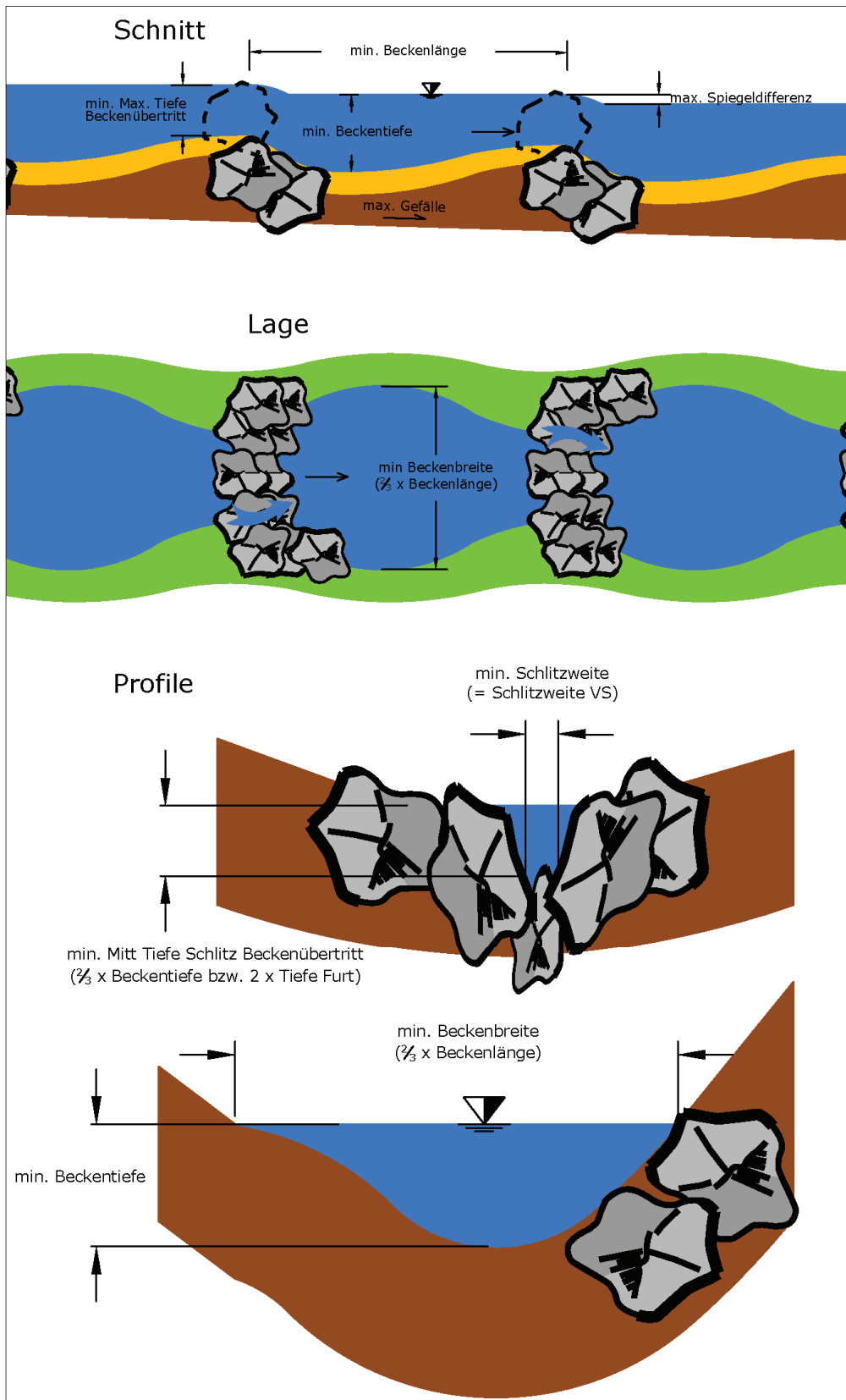


Abbildung 18: Skizzenartige Darstellung eines naturnahen Beckenpasses mit detaillierter Darstellung der Beckenübergänge mit Sohlschluss bzw. mit minimaler Maximaltiefe und minimaler Schlitzbreite; siehe auch ANHANG 1: „Berechnungsbeispiele der FAH Dimensionen je Fischregion und FAH Typ basierend auf der größtenbestimmenden Fischart bzw. der hydraulischen Mindest- und Maximalbedingungen“ (Skizze: EZB).

2.3.4 „Schlitzpass“ („Vertical slot“)

Der Schlitzpass ist durch über die gesamte Höhe reichende, vertikale Schlitze der Zwischenwände gekennzeichnet (Abb. 19). 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) (Abb. 20 und Abb. 21). Die Zwischenwände 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.

Der Schlitzpass zählt zu den hydraulisch am genauesten berechenbaren Bautypen, mit fixen Größenverhältnissen zwischen den einzelnen Bauelementen und der Berechnungsdotation. 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 Sohlssubstrat einzubringen (Abb. 19), um eine Abnahme der sohnahen Strömungsgeschwindigkeit zu erzielen und auch für die auf das Lückensystem der Gewässersohle angewiesene benthische Fauna und bodenbewohnende Fischarten (z.B.: Koppe) eine Vernetzung zu erreichen.

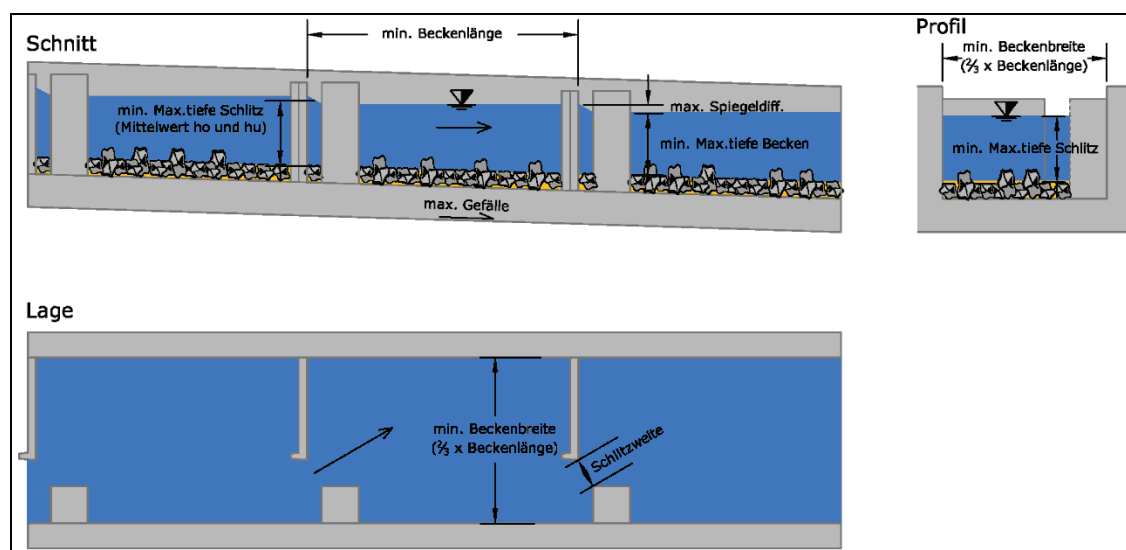


Abbildung 19: Schlitzpass („Vertical slot“) mit bis zur Sohle durchgehenden Schlitzen und eingebrachtem rauem Sohlssubstrat (Skizze: EZB).

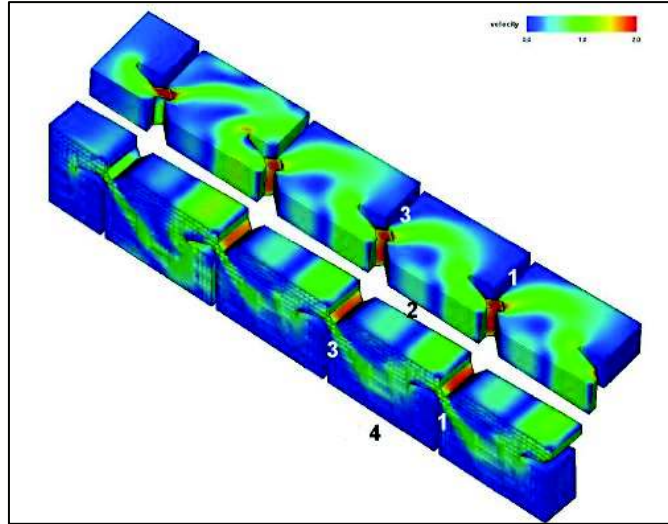


Abbildung 20 und Abbildung 21: Schlitzpass („Vertical slot“) mit der erforderlichen Strömungsausprägung (links) (JÄGER und ZITEK 2009) und 3-dimensionales Strömungsmodell eines Schlitzpasses (HEIMERL und HAGMEYER 2005).

2.4 Definition der notwendigen Bedingungen im Wanderkorridor

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 (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).

2.4.1 Auffindbarkeit von FAHs

Neben der Durchwanderbarkeit ist die Auffindbarkeit von Fischaufstiegshilfen ein wesentlicher Grundparameter, der maßgeblichen Einfluss auf die Funktionsfähigkeit einer FAH hat. Von großer Bedeutung ist neben der Lage des FAH Einstieges generell eine gute Wahrnehmbarkeit des aus der Fischaufstiegshilfe austretenden Wasserstromes in Bezug zur Gewässergröße und der natürlich schwankenden Wasserführungen bzw. Unterwasserstände des Flusses. 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 Lockstromdotation d.h. einen eindeutig wahrnehmbaren gerichteten Lockstromimpuls aus dem unterwasserseitigen FAH Einstieg der an den natürlichen Wanderweg der Fische anschließt sowie
- ausreichende Fließgeschwindigkeit, die rheotaktisches Verhalten der Fische auslöst.

2.4.1.1 Anordnung des unterwasserseitigen FAH Einstieges

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 daher 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).

Die Ausmündung der FAH ins Unterwasser sollte bei Ausleitungskraftwerken generell sohleben in den Wehrkolk erfolgen. Die Ausmündung der FAH muss hierbei so tief liegen, dass sie bei jedem Unterwasserstand angenommen werden kann; der Boden des untersten Beckens muss auf Höhe der Niederwassersohle des Gewässers situiert sein.

Die FAH -Mündung bei Kraftwerken ohne Ausleitung muss generell möglichst direkt flussab des Triebwassereinlaufes bzw. der dabei auftretenden Turbulenzonen 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. 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.

Wie die Einstiegslage in Bezug zu Wehr, Turbinenauslass und hydraulischen Mustern im Unterwasser situiert werden sollte, ist z. B. ausführlich in DVWK (1996), 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 breiteren Flüssen oder flussmittigen Turbinen kann es deshalb notwendig sein, mehrere Fischaufstiegsanlagen oder Sammelgalerien zu errichten (LARINIER et al. 2002; DUMONT et al. 2005). Weiters kann es sinnvoll sein bei Flüssen mit Ausystemen getrennte Aufstiegswege für rheophile und stagnophile Arten und deren unterschiedlicher Altersstadien (ab 1+) zu errichten.

Unbedingt ist auch auf die **Geschiebe- und Geschwemmselfreiheit des unterwasserseitigen FAH Einstieges** zu achten. **Schwankende Unterwasserstände** sind ebenfalls entsprechend zu berücksichtigen.

Großräumige Auffindbarkeit

Faktoren, die die großräumige Auffindbarkeit von FAH-Einstiegen beeinflussen können sind vor allem großräumige Strömungsmuster bzw. die Wahl der Lage bei komplexer Flussmorphologie (z. Bsp. Gewässeraufzweigungen) (DUMONT et al. 2005):

- in Bezug zu Gewässeraufzweigungen:
 - den Hauptwasser führenden Arm beachten, der aufgrund des austretenden Lockstromes bevorzugt wird.
- in Bezug zu Restwasserstrecken:
 - Natürliche Hydrologie & Restwasserdotations bei Ausleitungsstrecken beeinflussen die aus der Restwasserstrecke zu den Hauptwanderzeiten austretende Lock- bzw. Leitströmung und erfordern manchmal morphologische Maßnahmen oder adaptierte Dotation.

Kleinräumige Positionierung

Die kleinräumige Anordnung einer FAH betrifft vor allem die Einbindung in das Unterwasser des Wanderhindernisses, steht jedoch in engem Bezug zur großräumigen Leitströmung („Abholen der Fische“). Insbesondere für die rheophilen Leitfischarten gilt, dass diese dort, wo die Fische hingeleitet werden, bzw. natürlicherweise anstehen und suchen „abgeholt“ werden müssen.

Von JENS (1982) wird als beste Lage für den FAH Einstieg der Bereich zwischen dem Ufer und der stromabwärtigen Wand des Kraftwerkes auf Höhe des Turbinenauslasses bezeichnet. Der Lockstrom aus dem unterwasserseitigen FAH Einstieg, welcher nicht in den Tosbeckenbereich eines Absturzes mündet, muss jedenfalls die seitlich des Stromstriches flussauf ziehenden Fische erreichen (JENS 1982). Dies funktioniert am besten in Prallhangsituationen, wenn die FAH im Bereich des Prallhangs mündet (DVWK 1996). Ist ein Fisch einmal am FAH Einstieg vorbeigeschwommen, ist je nach Lage, ein Wiederauffinden nur relativ erschwert möglich, da der Fisch am Wehr nach Möglichkeiten zur Weiterwanderung sucht. Die seitlichen Randbereiche sind ebenso wie der hintere Abströmbereich der Deckwalze direkt flussab des Wehres die optimalen Mündungsbereiche von FAHs, in welchen der Lockstrom aus der FAH am besten zur Wirkung kommt (GEBLER 1991).

Die **optimale Situierung** der unterwasserseitigen Einstiegsmöglichkeit befindet sich daher in den **seitlichen Randbereichen des Wehrkolkes bei Ausleitungskraftwerken sowie am turbinenseitigen Ufer auf der Höhe oder, bei starken Turbulenzen und/oder Fließgeschwindigkeiten, unmittelbar flussab des Triebwasserauslaufes bei Laufkraftwerken.**

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

- im spitzen Winkel des Wehres – nach flussauf betrachtet (Abb. 22 und Abb. 23)
- unmittelbar am/neben dem Wanderhindernis am Ufer bzw. am Rand der Hauptströmung (Abb. 24, Abb. 26 und Abb. 27)
- hinter der Deckwalze nahe dem Querbauwerk, flussab eventuell auftretender starker Turbulenzonen oder von 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 (Abb. 25)
- bei Ausleitungsstrecken sohleben direkt im Wehrkolk flussab des Wehres, Durchgängigkeit der Gegenschwelle beachten
- 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).

Ausmündung des Lockstroms in Unterwasser

Optimalerweise stellt die Ausmündung des Lockstromes eine direkte Weiterführung der großräumigen Leitströmung bzw. des Wanderweges der Fische dar, weshalb dieser möglichst parallel zum abströmenden Wasser seitlich neben dem Turbinenablauf am Ufer positioniert werden sollte. 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 SCHWVERS (1998) der Mündungswinkel maximal 30° - 45° betragen, um als Lockstrom optimal angenommen zu werden, wobei erfahrungsgemäß Winkel $< 30^{\circ}$ zu bevorzugen sind (FLÖCKSMÜHLE 2004).

Rechtwinkelige Einmündungen werden von den Fischen nicht erkannt, sie durchschwimmen dies Strömungszone quasi als Hindernis und ziehen zum Turbinenauslauf weiter. Liegt jedoch der FAH Einstieg in einem strömungsberuhigten Bereich, dann ist zumindest der wahrscheinlichste zeitweilige Aufenthaltstort der Fische direkt vor dem Wehr mit dem Lockstrom zu erreichen (bei Wehrkolken rechtwinkelig, siehe JUNGWIRTH und PARASIEWICZ, 1994). Der Lockstrom ist auf jeden Fall so zu dimensionieren bzw. auszurichten, dass diese 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 ebenso auf die Drehrichtung der Turbinen zu achten, damit das Turbinenwasser nicht auf den aus der FAH Lockstrom austretenden geworfen wird und diesen für Fische nicht mehr wahrnehmbar macht. Generelle Charakteristika eines gut ausgeprägten Lockstromes sind:

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

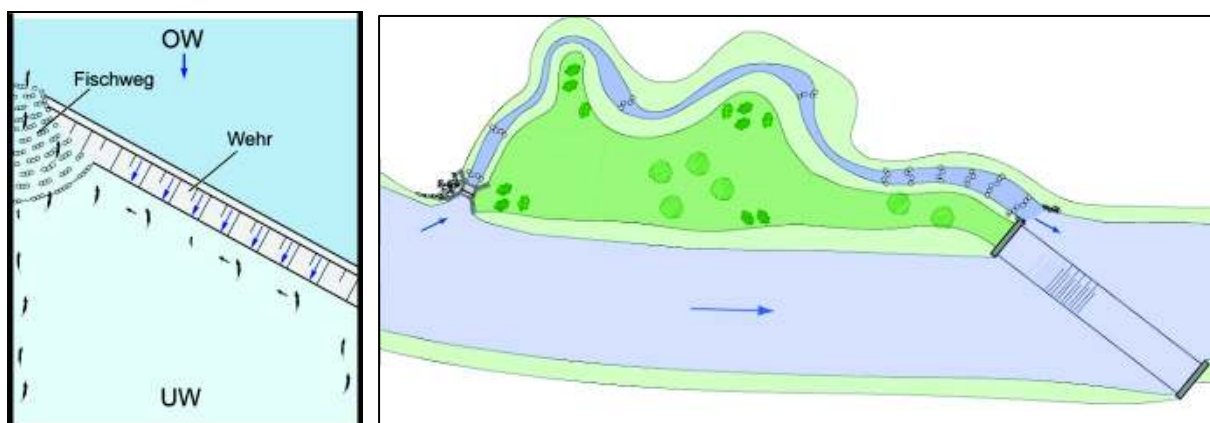


Abbildung 22 und Abbildung 23: Beispiele optimaler kleinräumiger Anordnung einer Rampe (links) (GEBLER 2009) und des Einstieges in ein naturnahes Umgehungsgerinne im spitzen Winkel einer Wehranlage (rechts) (DUMONT et al. 2005)

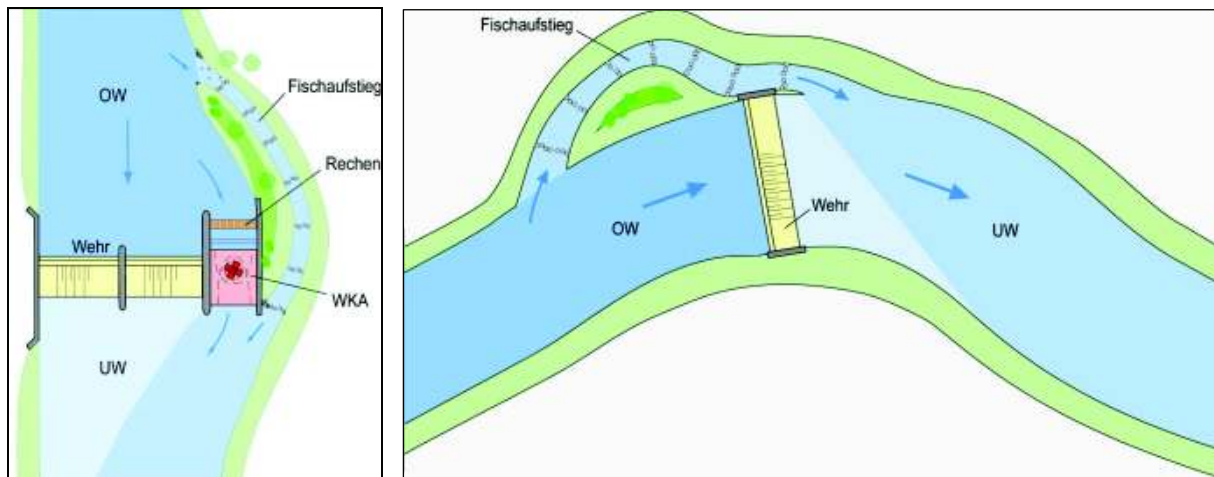


Abbildung 24 und Abbildung 25: Optimale kleinräumige Anordnung eines FAH Einstieges an einem Wehr mit Turbine, am Ufer auf der Höhe des Wehres mit einem parallel zur großräumigen Leitströmung mündenden Lockstrom (links) und am Prallhang (DUMONT et al. 2005).



Abbildung 26 und Abbildung 27: Optimale Anordnung eines FAH Einstieges an einem Wehr mit Turbine, am Ufer auf der Höhe des Wehres mit deutlich zu erkennendem Lockstromimpuls im Bereich des FAH Einstieges, die sich deutlich von der Umgebungsströmung abhebt (DUMONT et al. 2005).

2.4.1.2 Hydraulische Bedingungen am unterwasserseitigen FAH Einstieg

Lockstromdotiation

Die wichtigste Voraussetzung für die Auffindbarkeit einer Fischaufstiegsanlage vor allem für rheophile Arten ist neben der optimalen Situierung des Einstieges am Wehr bzw. hinsichtlich der großräumigen Leitströmung die ausreichende Dimensionierung der FAH bzw. des Lockstromes in Bezug zur Gewässergröße und eine ausreichende Fließgeschwindigkeit des aus dem FAH-Einstieg austretenden Lockstromes.

„Wesentlich für die Wahrnehmbarkeit des (aus der FAH austretenden, erg.) Lockstromes 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 Lockstromes nur die Möglichkeit, die Wassermenge zu optimieren“ (DWA Merkblatt M509, Gelbdruck 2010).

Dabei ist gemäß DWA Merkblatt M509 (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 Lockstrom anzubieten, wo sie aufgrund ihrer Orientierung entlang der Leitströmung auf ein Querbauwerk treffen bzw. wo sie natürlicher Weise 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 Lockstrom bzw. dem Lockstromimpuls in die Aufstiegsanlage hinein geführt, d. h. die Wirksamkeit des Lockstromimpulses ist auf den Nahbereich des Einstiegs in die Fischaufstiegsanlage begrenzt (DWA Merkblatt M509, Gelbdruck 2010)

Die notwendige Lockstromdotations 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 (bei Einhaltung der hydraulischen Grenzwerte) der Fischaufstiegsanlage ist (inklusive einer Zusatzdotations in den unteren Bereich der FAH), desto besser ist dabei grundsätzlich die Auffindbarkeit (bei Einhaltung der einschlägigen Gestaltungshinweise und bei optimaler Lage) gewährleistet. Dass bei steigendem Abfluss des Flusses und gleichbleibendem FAH Abfluss der FAH Einstieg signifikant schlechter 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 Lockstromdotations, 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 Lockstromdotations von zumindest 1-5 % des konkurrierenden Abflusses (über ein Wehr bzw. Turbinen) zufriedenstellend von Fischen bei mittleren und größeren Gewässern gefunden werden kann (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 Lockstromdotations 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 Lockstromdotations, damit der Einstieg einer FAH am Ufer bei optimaler Lage von Lachsen gut gefunden werden kann. Dieser Wert beschreibt vor allem die Wahrscheinlichkeit, dass die FAH bei mittleren und größeren Flüssen in Bezug zur konkurrierenden Strömung von einem Großteil der wanderwilligen Fische überhaupt gefunden werden kann. Zu Zeiten von Abflüssen bis Q_A werden die Fische dabei bis zum Turbinenauslass geleitet, und der Fischausstieg sollte, wie bereits erwähnt nahe dem Krafthaus, bevorzugter Weise am Ufer gelegen sein (LARINIER 2008). 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 Rotaugen belegt. 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) ein Verhältnis Q_{FAH}/Q_{Fluss} von 1:10.

Hieraus leitet sich ein Wert der Lockstromdotations von mindestens 1-5% des konkurrierenden Abflusses ab, obwohl in spezifischen Situationen und kleineren Gewässern bzw. manchen Zeiten deutlich mehr (bis rund 10 %) notwendig sein kann.

Dieser Abfluss ist dynamisch je nach Zu- bzw. Abnahme des konkurrierenden Abflusses abzugeben, was an größeren Gewässern in der Praxis in den seltensten Fällen direkt über die FAH geschieht, weil sonst die Dimensionen der FAHs zu groß werden würden. Deshalb werden schon seit langem in der internationalen Praxis Zusatzdotationsbauwerke gebaut, die eine Lockstromzusatzdotations in den unteren Teil der FAH einspeisen (CLAY 1995; LARINIER et al. 2002). Dazu gibt es viele Beispiele in Frankreich, bzw. ist ein neueres bekanntes Beispiel die FAH in Gamsheim am Oberrhein, die derzeit größte europäischen FAH. In Gamsheim werden bis zu 13 m³/s Lockstromzusatzdotations über ein Kleinkraftwerk abgearbeitet, und so der Gesamtabfluss der FAH (ein Schlitzpass mit 45 cm Schlitzweite, 165 cm Tiefe und 25 cm Höhenunterschied zwischen den Becken und 13 m² großen Becken mit einem Höhenunterschied von rund 10 m), die mit 1,2 m³/s dotiert ist, auf bis über 14 m³/s erhöht. Die Anlage verfügt über drei Einstiege (Informationen siehe <http://wikimapia.org/11067528/de/Fischaufstieg-Gamsheim>). Der Oberrhein hat am Pegel Maxau 1250 m³/s Mittelwasserabfluss, die Lockstromdotations beträgt daher bis MQ minimal rund 1% des aktuellen Abflusses. Jährlich konnte dabei im Jahr 2006 und 2007 der Aufstieg von rund 55 000 – 65 000 Fischen beobachtet werden; es dominierten adulte Individuen von Barbe, Nase, Schied und Brachse (DEGEL 2007).

Bei der Festlegung der letztendlich notwendigen Menge der Lockstromdotations sind unbedingt die lokalen morphologische Verhältnisse bzw. die hydraulischen Muster bei sich ändernden Abflüssen zu berücksichtigen. Hydraulische Modellierungen können hier helfen, sowohl Lage als auch Ausmaß der benötigten Lockstromdotations hinsichtlich unterschiedlicher Wasserführungen des Flusses zu optimieren. Diese sind in Frankreich, wie bereits erwähnt, beim Bau von größeren FAHs Stand der Praxis.

Die Zusatzlockstromdotations muss energetisch soweit beruhigt in das Unterwasser gebracht werden, dass die Fische den Einstieg in den Fischaufstieg finden und annehmen. Dies ist in jenen Fall eine große hydraulische Herausforderung, die über das Funktionieren des Fischaufstieges entscheiden kann. In Abb. 28 ist ein Beispiel zur technischen Lösung dieses Problems beim KW Iffezheim am Rhein dargestellt. Diese Lösung wurde auch in Gamsheim gewählt.

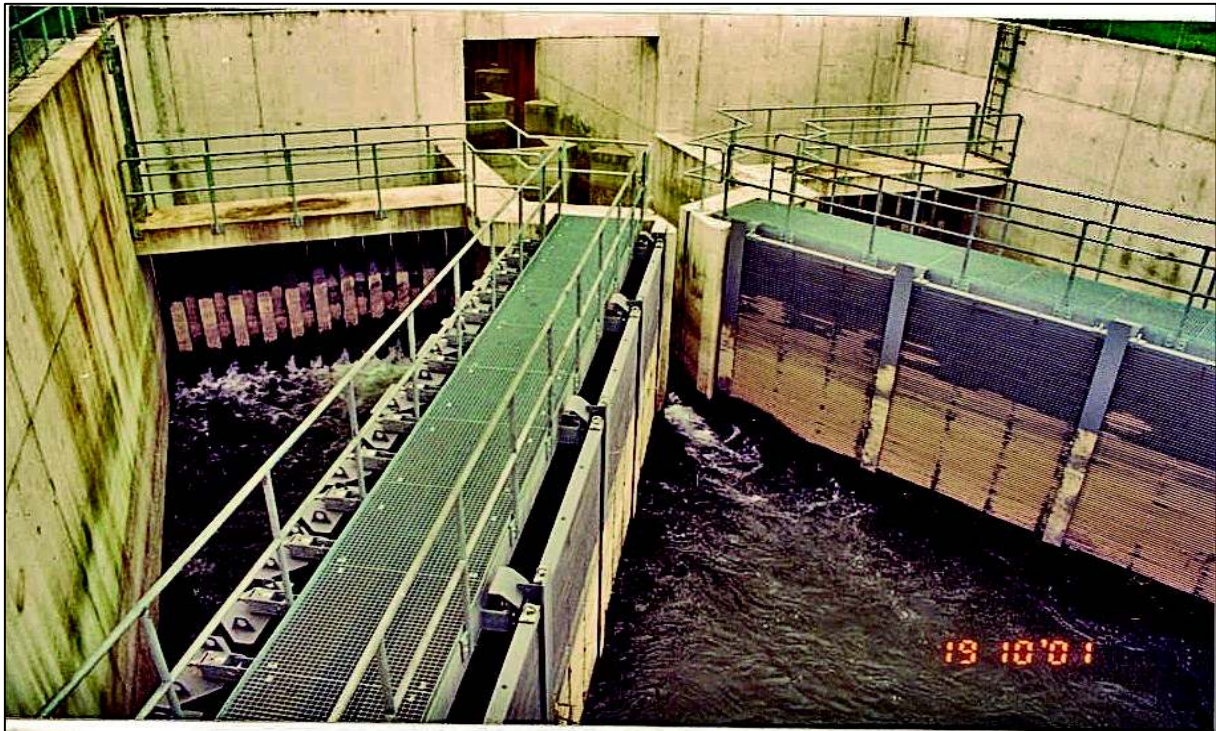


Abbildung 28: KW Iffezheim, energiearmes Einbringen der Lockstromzusatzdotations in den Fischpasseinstieg über strömungsberuhigende senkrechte und waagrechte Leiteinrichtungen. Im spitzen Winkel mündet die Basisdotations der FAH. Verhältnis Lockstrom zur Basisdotations 10 : 1 (Foto: P. JÄGER, 2001).

Fließgeschwindigkeit

Dieser Absatz erläutert die Zusammenhänge zwischen Lockstromdotations und der optimalen Einbindung einer FAH ins Ober- und Unterwasser. Diese Erläuterung ist notwendig, um zu beschreiben, was sich bei einer optimalen Konfiguration aus Lockstromdotations und Einbindung der FAH ins Ober- und Unterwasser hinsichtlich der fischökologisch notwendigen Fließgeschwindigkeiten im Bereich des flussabwärtsgelegenen FAH Einstieges ergibt.

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 Schwimmggeschwindigkeit des Fisches (PAVLOV 1989), bei zu hohen Fließgeschwindigkeiten sammeln sich die Fische im Wasserstrahl in jenem Bereich der ihrer Schwimmkapazität entspricht, und werden vor dem Einschwimmen in die FAH gehindert. Durch ansteigende Unterwasserstände durch gesteigerte Abflüsse im Hauptfluss, sinkt die Fließgeschwindigkeit an der Eintrittsöffnung in die FAH ab, wenn der Abfluss in der FAH nicht adäquat mit erhöht wird. Daher werden in der Praxis Einrichtungen zur dynamischen

Regulierung des FAH Abflusses in Abhängigkeit vom Unterwasserspiegel empfohlen; diese Einrichtungen sind entweder nur im unteren Bereich der FAH wirksam, oder es erfolgt eine dynamische Steigerung des Abflusses über die FAH selbst (LARINIER et al. 2002).

„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 M509, Gelbdruck 2010).

Daraus werden die in Tab. 3 zusammengefassten Werte für eine optimale Fließgeschwindigkeit (gemessen an der Einstiegsöffnung der FAH) abgeleitet.

Tabelle 3: Minimale (v_{\min}) und maximale (v_{\max}) Fließgeschwindigkeiten im direkten Bereich des FAH Einstieges.

Fließgewässerzone	Lockstromgeschwindigkeit direkt beim FAH Einstieg	
	v_{\min}	v_{\max}
Epirhithral	1 m/s	2,0
Metarhithral	1 m/s	1,9
Hyporhithral	1 m/s	1,7
Epipotamal	1 m/s	1,5
Metapotamal	0,8 m/s	1,2

2.4.1.3 Maßnahmen zur Verbesserung schlechter FAH Einstiegslagen

Es besteht eine besondere Problematik, wenn bei bestehenden FAHs der Fischaufstieg im Vergleich zur Breite einer Wehranlage bzw. der Gewässerbreite klein ist und keine durch eine Wasserkraftanlage hervorgerufene konzentrierte Leitströmung vorliegt oder wenn der Einstieg zur FAH außerhalb der optimierten Lage ist. Insbesondere bei senkrecht und nicht schräg zur Fließrichtung platzierten Wehren bei Flüssen mittlerer und großer Breite besteht die Gefahr, dass der Fischaufstieg nur unzureichend gefunden wird. Bei breiteren Flüssen kann unter Umständen der Bau von zwei FAHs notwendig sein, um allen Fischarten ein durchgängiges Kontinuum zu bieten. 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 Lockstromzusatzdotations kompensiert werden (LARINIER et al. 2002). In den meisten Fällen hilft nur die Errichtung einer zweiten FAH an optimaler Position. Selten können Maßnahmen wie (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)
- Umgestaltung des gesamten Wehrs in eine Rampe (was jedoch bei großen Wehren an ökonomische Grenzen stößt).
- Errichtung einer Sammelgalerie (engl. „collection gallery“)

die Auffindbarkeit verbessern.

Bei Unpassierbarkeit der Restwasserstrecke bis zum Fischaufstieg liegt das Restwasser unter dem für die Fischpassierbarkeit ökologisch notwendigen Abfluss. In diesem Fall ist der ökologisch notwendige Abfluss abzugeben.

2.4.2 Durchwanderbarkeit von FAHs

2.4.2.1 Bauwerke für Fischauf- und -abstieg bei niederen und hohen Wasserführungen mit natürlichem Geschiebetrieb (aufgelöste Sohlrampen)

Bei fischpassierbaren Rampen wird die gesamte Wasserführung und Geschiebe- und Schwebstoffanteil über das Bauwerk geführt. Aufgrund der Abhängigkeit von der natürlichen Wasserführung des Flusses, ergeben sich bei diesem Bautyp Probleme bei der Durchwanderbarkeit vor allem zu Zeiten von niedrigen bzw. erhöhten Wasserführungen bzw. durch den dynamischen Geschiebetransport. Daraus ergeben sich für die Planung etwas andere Bemessungsgrundlagen als bei anderen FAH Typen.

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.

Um die Passierbarkeit einer Rampe **bei Niederwasser** zu gewährleisten, muss ein **Konzentrationsgerinne mit Beckenstrukturen** geschaffen werden, das den Fischen das Überwinden der Gefällstrecke ermöglicht und den **Forderungen für beckenartige FAH Typen in Bezug zu den hydraulischen (maximale Energiedissipation, Fließgeschwindigkeiten) und den geometrischen Bemessungsgrenzwerten (z. B. Beckenlängen, Mindestschlitzweiten) für naturnahe Beckenpässe** entspricht. **Die Bemessungsgrenzwerte der Becken von Rampen orientieren sich am MJNQ_T des Gewässers.**

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 bzw. der geforderten Energiedichte, und können anhand der Wasseraufenthaltszeit abgeschätzt werden (15 s bei MJNQ_T ergibt z. B. bei Δh 20 cm eine Energiedichte von ca. 120 W/m³; die Wasseraufenthaltszeit ist dabei entsprechend der geforderten Energiedissipation der jeweiligen Fischregion anzupassen).

Die Rippen der Querriegel werden uferseitig bis HQ 1 oder höher gezogen, sodass bei höheren Wasserführungen die Fischpassierbarkeit und ein möglicher Einstand uferseitig möglich sind (Abb. 29 und Abb. 30). Bei größeren Gewässern empfiehlt sich das Hochziehen der Querriegel als Fischschutz bei Hochwässern bis HQ 30 oder HQ 100. Die in der Saalach auf HW100 hochgezogenen Querriegel bewirken aufgrund der ufernahen Strömungsberuhigung bei Hochwässern große ufernahe Schotter- und Sandablagerungen, welche in vielen begradigten Flüssen bereits seltene Lebensräume sind (Abb. 5). **Jedenfalls müssen die sich mit zunehmender Wasserführung und hydraulischer Überlastung der Niederwasserrinne nach seitlich verlegenden Wanderkorridore bereits in der Planung entsprechend vorgesehen werden.**

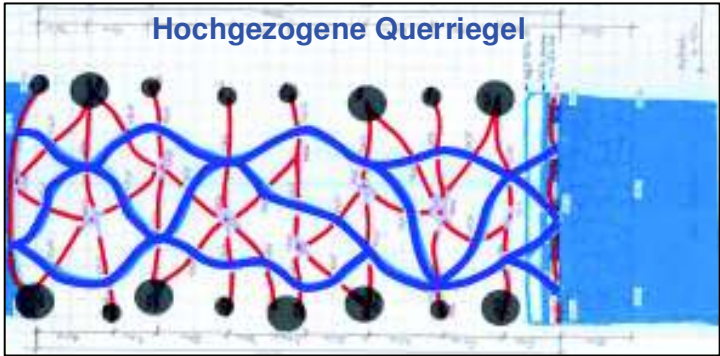
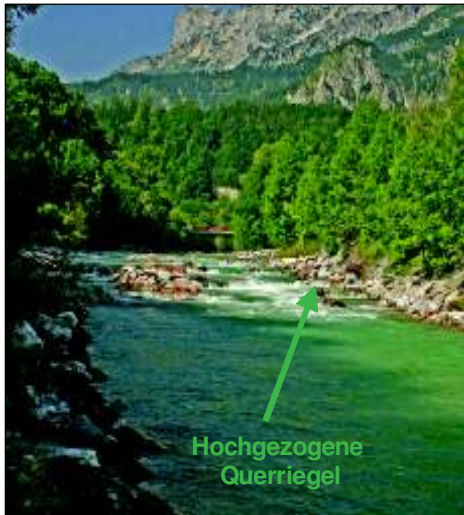


Abbildung 29 und Abbildung 30: Rampe Königsseeache, Hallein, Neigung 1:20 (links), oben in rot das Stützgerüst der Beckenstrukturen, in blau die möglichen Wanderkorridore und in grauen Flächen die hochgezogenen Querriegel (ULMER 2007).

Die Becken müssen so tief gebaut werden, dass trotz der dynamischen Geschiebeumlagerung je nach Gewässergröße Kolke mit Wassertiefen von mind. 60 - 100 cm entstehen können. Zu seichte Becken erlauben keine Geschiebeablagerung. Die Bautiefe von Becken bei aufgelösten Rampen ist daher abhängig von der Gewässergröße und dem natürlichen Geschiebetrieb. Bislang bewährt haben sich in alpinen Regionen folgende Bemessungswerte:

- Im Epi- und Metarhithral (MQ > 2 m³/s): Bautiefe > 80 cm
- Im Hyporhithral (MQ > 20 m³/s): Bautiefe > 100 cm,
- im Epipotamal (MQ < 100 m³/s): Bautiefe > 140 cm,
- in großen Flüssen (MQ > 100 m³/s): Bautiefe > 140 cm.

Die Neigung der Rampe, die Differenz der Wasserspiegellhöhen zwischen den Becken und die Energiedichte sind entsprechend den Fließgewässerregionen abzustufen.

Durch die starke Abhängigkeit dieses Bautyps von Gewässergröße 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). Tab. 4 enthält Richtwerte für maximale Neigungen je Fischregion. Diese sind jedoch erfahrungsgemäß in der Praxis an Gewässertyp und Gewässergröße anzupassen.

Tabelle 4: Richtwerte für maximale Neigung und Wasserspiegeldifferenzen für Rampen, grundsätzlich ist jedoch das Gefälle von der Fließgewässerregion und der Gewässergröße abhängig, weshalb hier im Einzelfall zu entscheiden ist.

Fließgewässerregion	Neigung	Δh Wasserspiegel
Epirhithral	1:15	20 cm
Metarhithral	1:20	18 cm
Hyporhithral	1:20 bis 1:30	15 cm
Epipotamal	1:30 bis 1:50	15 cm und geringer

2.4.2.2 Bauwerke vorwiegend für Fischaufstieg mit (dynamischer) Dotation, kein Geschiebe (z. B. naturnahe Umgehungsgerinne, Tümpelpässe, technische Anlagen)

Beckendimensionen

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

- Bei **technischen FAHs (Schlitzpässen)** ergibt sich das **Innenmaß der Beckenlänge aus 3 x der Länge der größtenbestimmenden Fischart; das Innenmaß der Breite aus mindestens 2 x 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.

Mindestwassertiefen in Becken

Naturnahe Umgehungsgerinne, naturnahe Beckenpässe (Tümpelpässe) und technische Anlagen werden in der Regel geschiefbefrei konzipiert. Es wird eine naturnahe Sohlaufgabe eingebracht, in welcher meist zusätzliche Rausteine für die bodennahe Abnahme der Fließgeschwindigkeit eingebaut sind. Aus diesem Grund wird bei technischen Anlagen die geplante Wassertiefe in den Becken unterhalb der Trennwand zum technischen Kriterium. Die tatsächliche Bautiefe der Becken ist um die Dimension der naturnahen Sohlaufgabe und um die Höhe des notwendigen Freibordes des Gerinnes größer (siehe Kap. 2.3.4, Abb. 19). Bei Beckenpässen wird die sog. „minimale Maximaltiefe“ im Kolk angegeben (siehe Kap. 2.3.3, Abb. 18). In den Tab. 5 und Tab. 8 wird die hydraulische Mindestwassertiefe von Becken als Dimensionierungsgröße angegeben. Unter der hydraulischen Mindesttiefe versteht man die Wassertiefe in Becken von der natürlichen Sohlaufgabe ausgehend, von welcher aus die einzelnen Rausteine aufragen, bis zum Wasserspiegel.

Für Bachforellen empfehlen LARINIER et al. (2002) 60 cm Mindesttiefe in Becken. Dies leitet sich u. a. aus den Präferenzen größerer Bachforellen für tiefere Bereiche ab. So beschreibt PETER (1991), dass Bachforellen ab rund 25 cm Länge in natürlichen Gewässern Tiefen zwischen 55-60 cm nutzen, während Individuen kleiner 25 cm vor allem Tiefen zwischen 30-40 cm nutzen. Nach GOSSE (1981) und BOVEE (1978) (aus RODRIGUEZ et al., 2006) bevorzugen adulte Bachforellen Tiefen größer 50-60 cm. In BOVEE (1978) ist eine 80-prozentige Wahrscheinlichkeit der Nutzung bei > 60 cm. 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. Von KATAPODIS (1992) wird zum Beispiel 60 cm als allgemein bekannte Mindestwassertiefe für einen guten Betrieb von Schlitzpässen angegeben. Mindestwassertiefen von 60 bis 100 cm werden aus obgenannten Gründen auch von GEBLER (1991) und JÄGER (1994) für

Raugerinne-Beckenpässe, Schlitzpässe und Tümpelpässe unterhalb der Trennwand bzw. des Querriegels angegeben.

Aus diesen Vorgaben ergibt sich, **dass die Mindestwassertiefe in Becken technischer FAHs (d.h. im Schlitzpass) unterhalb der Trennwand im Rhithral minimal 60 cm betragen soll; im kleineren Epirhithral ($MQ < 2 \text{ m}^3/\text{s}$) wird eine Reduktion der Mindesttiefe auf 50 cm als zulässig erachtet. Entsprechend dem Vorkommen und den Ansprüchen größerer Fischarten in Gewässern mit geringerem Gefälle werden die Wassertiefen unterhalb der Trennwand größer. Für naturnahe Becken in Umgehungsgerinnen und in Beckenpässen werden Wassertiefen („minimale Maximaltiefen“) von 70-120 cm (Ausnahme Donau: 170 cm) vorgeschlagen (Tab. 5).**

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 bzw. der Höhe ihrer Schwanzflosse. Dabei werden beispielsweise von HOTCHKISS and FREI (2007) Werte von 1,5 mal der Körperhöhe des Fisches bis 2,5 die Höhe der Schwanzflosse genannt. 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; für die neuen DWA Merkblätter werden 2,5 mal die Körperhöhe als Bemessungswert der Mindesttiefe über der Sohlrauigkeit genannt, wobei an einzelnen kritischen Bereichen die Wassertiefe bis maximal 2 mal die Körperhöhe absinken darf (DWA Merkblatt M509, Gelbdruck 2010).

Es wird daher die hydraulische Mindestwassertiefe an Beckenübergängen und Furten mit 2,5 x der Körperhöhe (gerundete Werte) bzw. mindestens 20 cm empfohlen (Tab. 5).

Mit diesen Werten wird für die größtenbestimmende Fischart des Gewässers, und damit auch für alle anderen vorkommenden Fischarten, die Fischpassierbarkeit entsprechend der Fischregion und dem Gewässertyp gewährleistet. In der Regel ergeben sich jedoch aufgrund des erforderlichen Sohlanschlusses der Beckenübergänge in naturnahen Beckenpässen und Sohlrampen größere Wassertiefen an den Beckenübergängen. Weiters führt in Sohlrampen, Umgehungsgerinnen und naturnahen Beckenpässen ein dynamisches Abflussgeschehen zu Zeiten höherer Wasserführung zu größeren Wassertiefen in den Beckenübergängen. **Zusätzlich wird daher die hydraulische Mindestwassertiefe an Beckenübergängen in naturnahen Beckenpässen und Sohlrampen mit 2/3 der Mindesttiefe („minimale Maximaltiefe“) der Becken festgelegt. In kleineren Gewässern (z. B. Epirhithral klein und Metarhithral klein) 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.**

Schlitzweiten bzw. hydraulische Mindestbreiten an Beckenübergängen

Die Festlegung der Schlitzweiten beruht auf derzeit international gebräuchlichen Kennwerten wie **3 x der Körperbreite** (DWA Merkblatt M509, Gelbdruck 2010). Ab dieser Schlitzbreite ist es den größtenbestimmenden Fischarten möglich, die schnell strömende Passage im Bereich des Beckenüberganges ohne Berührung der Seitenwände zu passieren. Damit ist die Durchwanderbarkeit der kritischen Passagen einer FAH gewährleistet. Die **Mindestschlitzweite bei Beckenübergängen (Schlitzpass und naturnaher Beckenpass) wird daher aus ökologischen Gründen mit der dreifachen Körperbreite** (gerundete Werte) **bzw. mit 15 cm** festgelegt (Tab. 5).

Bei **naturnahen Beckenpässen** ist aufgrund der **angestrebten Unregelmäßigkeit der Übergänge** bei Verwendung unregelmäßiger Blocksteine **ausgehend von der minimalen Schlitzweite im Sohlbereich die mittlere Breite der Beckenübergänge mit dem 1,5-fachen der minimalen Schlitzweite** anzusetzen. Bei **kleinen Epi- und Metarhithralgewässern** kann dieser Wert **aufgrund des Gewässertyps** und der **zu erwartenden Fischgrößen** auf **1,25** reduziert werden. Durch die unregelmäßige (raue) Gestaltung der Beckenübergänge kann im Gegensatz zum Schlitzpass eine gewisse Anhebung der Sohle in diesem Bereich toleriert werden. Naturnahe Beckenpässe mit gleichförmigen, schlitzartigen Beckenübergängen entsprechen eher Schlitzpässen und sind daher ohne Sohlanhebung auszuführen.

Beobachtungen bei Äschen zeigen, dass diese Beckenübergänge zum Aufstieg nur dann annehmen, wenn sie beim Aufstieg weder seitlich anstreifen noch den Boden berühren (JÄGER 1994). Schuppenverluste bei diversen Fischarten nach der Passage des Schlitzpasses des KW Iffezheim am Rhein zeigen, dass unter zu turbulenten Bedingungen im Schlitzpass trotz einer Schlitzweite von 45 cm die Passage der Beckenübergänge für Fische nicht ohne Seitenberührung möglich ist (HARTMANN 2004).

In der einschlägigen Fachliteratur wird weiters immer wieder darauf hingewiesen, dass die **Schlitzweiten generell wegen der Verklauungsgefahr nicht zu gering** gewählt werden dürfen (LARINIER et al. 2002; DUMONT et al. 2005) (Abb. 31 und Abb. 32). LARINIER et al. (2002) empfehlen aus diesem Grund beispielsweise eine Mindestschlitzweite größer als 15 cm. Es wird daher weiters eine Mindestschlitzweite von 20 cm empfohlen, um die Betriebssicherheit und die nachhaltige Durchwanderbarkeit von Beckenübergängen zu gewährleisten.

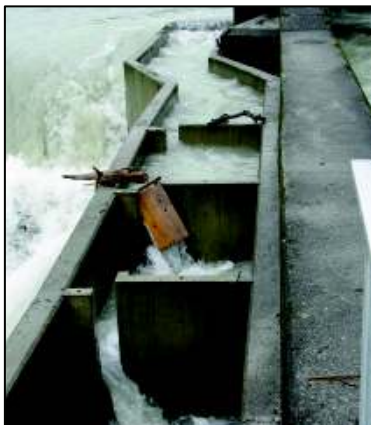


Abbildung 31 und Abbildung 32: Typische Verklauungsprobleme bei Schlitzpässen, weshalb von allen Autoren auf die Wahl einer ausreichenden Schlitzweite hingewiesen wird (beide Fotos: A. LUNARDON).

Tabelle 5: Zusammengefasste gerundete Körpermaße der größtenbestimmenden Fischarten je Fischregion (JÄGER et al. 2010) entsprechend der Gewässertypen (Details siehe Tab. 2) und die sich daran orientierenden Bemessungswerte für Schlitzweiten, Beckentiefen und Tiefen an Beckenübergängen sowie die maximalen Wasserspiegeldifferenzen je Fischregion für Schlitzpässe, naturnahe Umgehungsgerinne und naturnahe Beckenpässe (Tümpelpässe).

Fischregion	Maßgebende Fischart (für Länge)	Fisch-Länge (cm)	Höhe (cm)	Breite (cm)*	Maximale Spiegel-differenzen zwischen den Becken (cm)	Schlitzpass		Naturnahe Beckenpässe und Umgehungsgerinne			
						Schlitzweite (cm)	Hydraulische Mindesttiefe u. Trennwand (cm)	mittl. Breite Beckenübergang (cm)	Hydraulische Mindesttiefe an Beckenübergängen/ Furten aufgrund Fischnöhe (cm)	Hydraulische Mindesttiefe an Beckenübergängen aufgr. Sohlschluss (cm)	min. MaxTiefe Becken/ Kolk (cm)
Epirhithral, MQ < 2 m3/s	Bachforelle	30	6	3	20	15	50	19	20	40	70
Epirhithral, MQ > 2 m3/s	Bachforelle	40	8	4	20	15	70	23	20	40	80
Metarhithral, MQ < 2 m3/s	Bachforelle	40	8	4	18	15	60	19	20	40	70
Metarhithral, MQ > 2 m3/s	Äsche, BF	50	11	6	18	20	70	30	25	53	80
Hyporhithral, MQ < 2 m3/s	BF, Aitel, Äsche, Aalrutte	50(60)	11	8	15	20	60	30	25	50	80
Hyporhithral, MQ > 2 m3/s	Aalrutte, Barbe	60	11	8	15	25	75	38	30	56	85
Hyporhithral, 2 < MQ < 20 m3/s	Huchen	80	13	10	15	30	85	45	35	66	100
Hyporhithral, MQ > 20 m3/s	Huchen	100	16	12	15	35	100	53	40	73	110
Epipotamal klein	Aitel, Äsche, Barbe	60	11	7	13	20	60	30	25	46	70
Epipotamal mittel	Barbe	60	11	7	13	25	75	38	30	56	85
Epipotamal mittel	Hecht	90	12	8	13	30	75	45	35	56	85
Epipotamal mittel	Huchen	90	14	12	13	32	90	48	37	66	100
Epipotamal groß	Huchen	100	16	12	13	35	105	53	40	73	110
Epipotamal groß	Wels	120	23	22	13	50	120	75	45	79	120
Seezubringer, -ausrinn	Seeforelle	90	20	11	13	35	105	53	45	73	110
Gründlings- und Schmerlenbach	Aitel	40	8	5	10	15	60	23	20	40	70
Donau	Wels	150	31	30	10	60	160	90	60	112	170

*da die meisten Fische außerhalb der Laichzeit vermessen wurden, sind die Fischbreiten je nach Art zur Laichzeit zumindest ein bis mehrere cm größer anzunehmen.

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/m^3) in den Becken, die Ausprägung der rauen Sohle sowie die erlaubten Mindestgeschwindigkeiten in FAHs.

Überfallshöhe und Fließgeschwindigkeit

Die maximal auftretenden Fließgeschwindigkeiten in einer FAH sind von der Überfallshöhe zwischen den Becken bzw. dem Gefälle abhängig, und können 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 mehr oder weniger bekannten 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 (Abb. 33 und Abb. 34). Da die meisten Fische (nicht die Oberflächenorientierten wie z. B. die Laube) jedoch zumeist seitlich neben dem Umlenkblock starten (Abb. 34), und von der Seite im unteren Bereich den Schlitz durchschwimmen, sind diese dieser maximalen Geschwindigkeit nicht ausgesetzt. Eine raue Sohle garantiert eine verringerte Fließgeschwindigkeit im Bereich der rauen Sohle von rund einem Drittel der darüberströmenden Fließgeschwindigkeit, und somit einen Bereich reduzierter Fließgeschwindigkeit, der Kleinfischarten bzw. Jungfischen die Passage erlaubt (mdl. Mitt. R. GEBLER).



Abbildung 33: Schlitzströmung mit aufsteigender Bachforelle (GEBLER 1991); Bereich der höchsten FG ist rot gekennzeichnet, raue Sohle damals noch anhand von gerundetem Schotter eingebracht.



Abbildung 34: Standort von Rotaugen im Strömungsschatten des Umlenkblockes, von hier starten sie das Durchschwimmen des Schlitzes (GEBLER 1991); Bereich der höchsten FG rot gekennzeichnet, deutlich zu erkennen die Wirkung der Turbulenz anhand der Körperhaltung, raue Sohle damals noch gerundeter Schotter.

Turbulenz

Turbulenz setzt die Schwimmkapazität von Fischen herab (PAVLOV et al. 2008), führt zu Erschöpfung bis zu Verletzungen, vor allem Schuppenverlusten (Abb. 35), z. B. an der FAH bei Iffezheim am Rhein (DEGEL 2006).

Abbildung 35: Schuppenverluste bei Schied (Rapfen), Nase und Brachse nach der Passage des Schlitzpasses mit 45 cm Schlitzweite bei Iffezheim am Rhein; als Ursache wurde ein Anpressen an die scharfkantigen Ränder des Schlitzpasses durch hohe Turbulenz und Fließgeschwindigkeit vermutet; als Maßnahme wurden die Schlitzpasskanten abgerundet (DEGEL 2006).



Bei der neu errichteten FAH in Gamsheim führt eine Leistungsdichte bzw. Energieumwandlung von 125 W/m^3 (Absturzhöhe von 25 cm) zu hoher Turbulenz und starkem Eintrag von Luftbläschen (Abb. 36), was zu deutlichen Orientierungsschwierigkeiten von adulten Brachsen und in weiterer Folge zum Abdriften der Fische durch den Schlitz führte (Abb. 37).

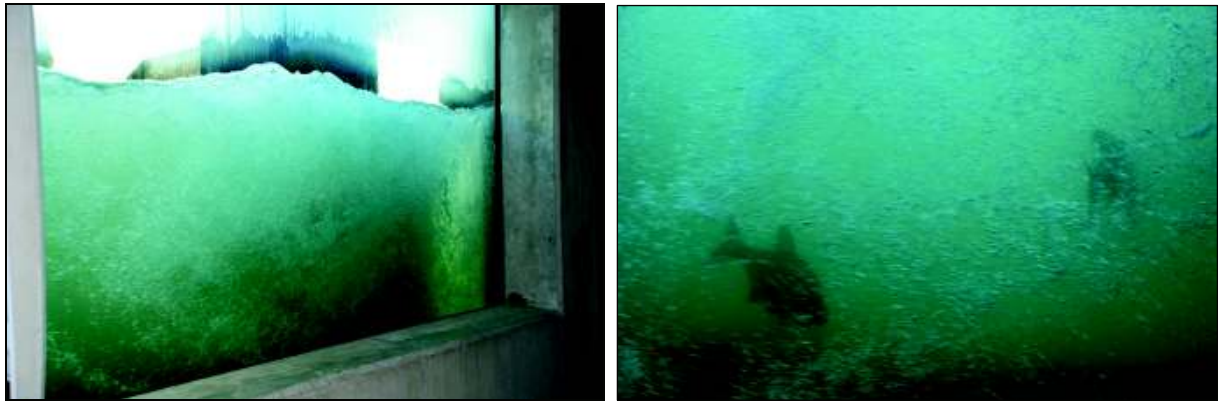


Abbildung 36 und Abbildung 37: Turbulenz in den Schlitzpassbecken der FAH Gamsheim am Rhein (links, http://www.wanderfische.de/Hindernisse/Rhein/rhein_S2.html); die Energiedissipation beträgt 125 W/m^3 , die Absturzhöhe 25 cm je Becken; es wurden eindeutige Probleme hochrückiger Fische hinsichtlich Orientierung und Durchwanderbarkeit festgestellt (rechts) bzw. werden flussauf die erschöpften Fische von Kormoranen gefressen (mdl. Mitt. bei der Führung in Gamsheim).

Wie bereits erwähnt, zeigen Schuppenverluste bei diversen Fischarten nach der Passage des Schlitzpasses des KW Iffezheim am Rhein, dass unter zu turbulenten Bedingungen im Schlitzpass trotz einer Schlitzweite von 45 cm die Passage der Beckenübergänge für Fische nicht ohne Seitenberührung möglich ist (HARTMANN 2004).

Als Maß für die Turbulenz hat sich die Leistungsdichte bei der Energieumwandlung, angegeben in W/m^3 , eingebürgert. Diese beschreibt die Umwandlung der in ein Becken eingebrachten Energie in Bezug zur Beckendimension, die sog. Energiedissipation (DVWK 1996). Grundsätzlich ist es möglich die Turbulenz noch auf verschiedene andere Weisen zu charakterisieren (ODEH et al. 2002; NIKORA et al. 2003; LARINIER 2007). Bisher in Anwendung befindliche Kennwerte reichen von maximal 300 W/m^3 (LARINIER 2007) und 200 W/m^3 (DUMONT et al. 2005) als Maximalbelastungswerte von FAHs im Rhithral bis 80 W/m^3 im Metapotamal (DUMONT et al. 2005), bzw. sogar bis 55 W/m^3 für kleinere Arten bzw. schwimmschwache Stadien (LARINIER 2007). Die bisher oftmals 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. Bsp. dem Lachs orientierten bzw. beziehen sich diese Werte bei dynamisch dotierten FAHs (z. B. Rampen) 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 Tab. 6 dargestellt definiert. Die vergleichsweise geringen Dissipationswerte im Rhithral sind dadurch bedingt, dass auch die Fischgrößen der 1+ Fische dieser Region geringe Größen aufweisen.

Tabelle 6: 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/m ³]
Epirhithral	0,2	140
Metarhithral	0,18	120
Hyporhithral	0,15	120
Epipotamal	0,13-0,10	100
Metapotamal	0,08	80

Raue Sohle

Das Einbringen einer rauhen Sohle führt zu einer deutlichen Verminderung der Fließgeschwindigkeit im Bereich der Sohlrauigkeit (Abb. 38 bis Abb. 40). 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). Neuere Untersuchungen zeigen jedoch, dass zu hohe Rauigkeiten an der Sohle durch Wirbelbildung die Bedingungen für schwimmschwächere Arten auch verschlechtern können; diese präferieren Bereiche mittlerer Rauigkeit, mit wenigen ca. 15 cm aus der Sohle ragenden Rauigkeitselementen (ADAM et al. 2009) (Abb. 41 und Abb. 42).



Abbildung 38: Beispiel der baulichen Umsetzung der rauhen Sohle (links) (Foto: RÜCKER) (JÄGER und ZITEK 2009).



Abbildung 39 und Abbildung 40: Beispiele der baulichen Umsetzung der rauhen Sohle Fließgeschwindigkeit (links, Foto: LEHMANN) (rechts, Foto: SALZBURG AG) (JÄGER und ZITEK 2009).



Abbildung 41 und Abbildung 42: Zu hohe Rauigkeiten behindern durch Wirbelbildung schwimmschwächere Arten beim Aufstieg (links); bevorzugt werden Bereiche mittlerer Rauigkeit mit wenigen ca. 15 cm aus der Sohle ragenden Einzelsteinen (ADAM et al. 2009); (Seite „Ethohydraulik“. In: Wikipedia, Die freie Enzyklopädie. Bearbeitungsstand: 17. August 2009; abgerufen: 4. Oktober 2009).

Abb. 43 zeigt deutlich, dass die Abnahme der Fließgeschwindigkeit auf den Bereich der rauen Sohle beschränkt ist. Grundsätzlich sollte die Sohle in Fischpässen daher möglichst rau ausgeführt werden, d.h. nicht mit Kies oder Schotter, sondern mit kantigen Blocksteinen und einzelnen ca. 15-20 cm senkrecht aus der Sohle herausragenden Steinen, so dass sich möglichst viele Lücken bzw. eine hohe Rauigkeit ergeben (R. GEBLER, schriftl. Mitt., 26.01.2009). Im in Abb. 33 und Abb. 34 dargestellten Versuch bestand das Sohlsubstrat noch aus rundem Grobkies, heute werden größere Bruchsteine mit wesentlich größerer Rauheit empfohlen, da diese auch die Ausschwemmgefahr im Schlitz beim Befüllen der FAH wesentlich verringern. Die Sohlbedeckung mit Rausteinen muss flächendeckend sein. Plattige Steine müssen von Hand senkrecht gestellt werden. 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.

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 Schlitzten kaum, der Aufstieg von Klein- und Jungfischen sowie der wirbellosen Fauna wird erschwert bzw. verhindert. 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). Die wichtigsten Planungskriterien sind daher die Rauigkeitshöhe und die mittlere Geschwindigkeit des freien Abflusses darüber.

Die Sohlschicht in FAHs ohne natürlichen Geschiebetrieb besteht grundsätzlich aus einer 10-20 cm mächtigen Decklage, aus welcher größere Steine (15 cm im Rhithral, 20 cm im Potamal) zur Erhöhung der Sohlrauigkeit und Bildung eines sohlernen strömungsberuhigten Bereiches herausragen bzw. liegend aufgebracht sind (siehe Abb. 38 bis Abb. 40, Abb. 43). Der Abstand zwischen den Störsteinen sollte 20-30 cm betragen.

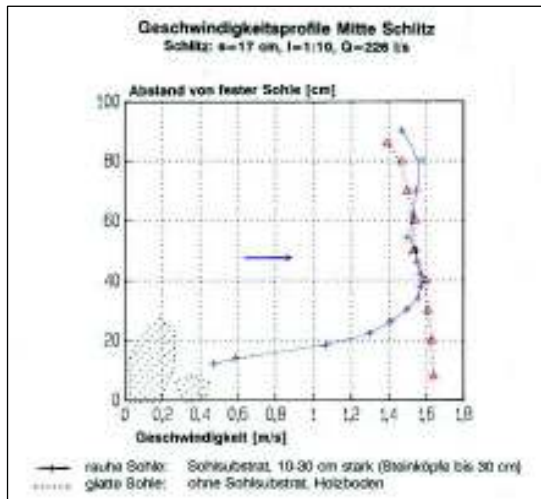


Abbildung 43: Abnahme der Fließgeschwindigkeit im Bereich des Schlitzes eines Schlitzpasses im Bereich der rauhen Sohle (GEBLER 1991).

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, und diese daher eine Wanderbarriere darstellen (SCHMALZ und SCHMALZ 2007; ZITEK et al. 2007). **Die Mindestfließgeschwindigkeit im Wanderkorridor von FAHs wird daher nach PAVLOV (1989) mit 0,3 m/s empfohlen.**

2.4.3 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** bzw. eine eindeutige Orientierungsmöglichkeit der Fische beim Verlassen der FAH an der Strömung wichtig. Der **Abstand des FAH Ausstieges sollte daher ausreichend weit vom Einlaufrechen weg 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 bzw. ein sofortiges Verdriften der Fische zu vermeiden. **Bei größeren Gewässern können sich Mindestabstände von 50-100 m ergeben, bei kleineren Anlagen kann man 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. Das oberste Becken der FAH spiegelt dabei mit dem Fluss aus, die

Feinregulierung der Dotation der FAH erfolgt beim Übergang vom ersten zum zweiten Becken (JÄGER et al. 2010). Bei stark schwankendem Stauziel sind geeignete Einrichtungen (z.B. mehrfache Ausstiege) vorzusehen. Weiters ist auf einen **oberwasserseitigen Sohlanschluss** zu achten. Der FAH Ausstieg ist so zu planen, dass **Geschiebe- und Schwimmstofffreiheit gewährleistet** ist. **Düsenartige Ausstiege**, wie diese oft durch Einschubbretter zur Dotationsregelung verursacht werden, sind zu vermeiden.

2.4.4 Anbindung der FAH an die Gewässersohle bzw. den Ober- und Unterwasserspiegel

Damit eine FAH von bodenwandernden Arten (Nase, Barbe, Koppe usw.) aufgefunden werden kann, ist unbedingt auf einen **Sohlanschluss im unterwasserseitigen Einstieg und oberwasserseitigen Ausstieg, z. B. über Rampenbauwerke**, zu achten (Abb. 48 und Abb. 49). Beobachtungen an FAHs an der Salzach haben gezeigt, dass u. a. gerade Koppen und Äschen oberwasserseitig an die Sohle angebundene Ausstiege auch für den Abstieg nutzen. **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.**

2.4.5 Schutz des 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** beeinträchtigt werden kann, und dadurch der Wartungsaufwand minimiert wird (Abb. 44 und Abb. 45). Weiters ist darauf zu achten, dass FAHs grundsätzlich so gebaut werden, dass diese auch größere Hochwässer unbeschadet überstehen (Abb. 46). In alpinen Regionen können winterliche Vereisungen und Schneemassen zu Schwierigkeiten beim FAH Betrieb führen (Abb. 47).



Abbildung 44 und Abbildung 45: Massiver Eintrag von Geschwemmsel in einen Schlitzpass (links, Foto: A. LUNARDON) und Treibgutbelastung im unterwasserseitigen Einstiegsbereich des KW Rott, Saalach (rechts, Foto: Salzburg AG).



Abbildung 46 und Abbildung 47: Hochwasser an den Warmen Mandling (links, Foto: P. JÄGER) und Vereisung einer FAH in Salzburg (rechts) (JÄGER et al. 2010).

2.4.6 Maximalgefälle der Bautypen

Das **höchstzulässige Gefälle von Rampen**, Teilrampen bzw. aufgelöste Sohlrampen beträgt erfahrungsgemäß **zwischen 1:15 (Epirhithral) und 1:50 (Epipotamal groß)**, wobei sich diese grundsätzlich aus Gewässergröße und den einzuhaltenden hydraulischen Bedingungen (Absturzhöhe, Energiedissipation und daraus resultierende Beckengrößen) ergeben (DUMONT et al. 2005). **Das Gefälle von Schlitz- und Beckenpässen ergibt sich ebenfalls grundsätzlich aus den Beckendimensionen, der Dotation und der zulässigen Energiedichte**, beide Bautypen sollten jedoch erfahrungsgemäß keine größeren Neigungen als 1:10 aufweisen.

2.4.6.1 Spezialfall: Dimensionierung gewässertypspezifischer Umgehungsgerinne

Bei gewässertypspezifischen Umgehungsgerinnen besteht wie bei natürlichen Gewässern eine starke Wechselwirkung zwischen Abfluss und Gefälle. Tab. 7 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 Hilfwerte für die Bemessung. Die angegebenen Gefällewerte sind an die Werte der Gewässertypen nach HUET (1959) angelehnt und auf Basis von Monitoringergebnissen von Umgehungsgerinnen adaptiert.

Tabelle 7: Maximales mittleres Gefälle von Umgehungsgerinnen in Abhängigkeit der Dotation und der Fischregion

MQ Gewässer [m ³ /s]	5	10	20	50	100	200	Donau
MQ FAH [m ³ /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	0,3-0,5

2.4.7 Anhand der hydraulischen und geometrischen Bemessungsgrenzwerte berechnete Mindestgrößen von FAHs

Bringt man die in 2.4 „Definition der notwendigen Bedingungen im Wanderkorridor“, Unterkapitel 2.4.2 „Durchwanderbarkeit“ dargestellten Bemessungsgrenzwerte zur Anwendung ergeben sich je Fischregion und FAH Typ die in Tab. 8 dargestellten Dimensionen, die mit hoher Wahrscheinlichkeit die Durchwanderbarkeit der entsprechenden FAH Typen

sicherstellen. Wie aus den Berechnungsbeispielen der Tabelle 8 hervorgeht, benötigen unterschiedliche Bautypen von FAHs für einen optimalen Betrieb unterschiedliche Dotationen. Die Wahl des entsprechenden Typs ist grundsätzlich nur von der Art der Kontinuumsunterbrechung, dem Ziel der optimalen Wiederherstellung des Kontinuums und der lokalen räumlichen Situation abhängig. Die in Tabelle 8 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. Details zu den Berechnungen finden im Anhang 1 „Berechnungsbeispiele der FAH Dimensionen je Fischregion und FAH Typ basierend auf der größtenbestimmenden Fischart bzw. der hydraulischen Mindest- und Maximalbedingungen“.



Abbildung 48 und Abbildung 49: Sohlbindung im Unterwasser im Bereich des Turbinenauslasses durch ansteigende Rampe mit rauer Sohle, KW Werfen, Salzach (links) und Sohlbindung 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 Zusatzdotierung zur Aufrechterhaltung der Ausströmgeschwindigkeit und damit der Auffindbarkeit (rechts) (JÄGER und ZITEK 2009).

Tabelle 8: Auf Basis der maßgebenden Fischarten und abiotischen Bemessungswerte errechneten FAH Dotationen für unterschiedliche FAH Typen in Abhängigkeit der Fischregion; die angegebenen Dotationsmengen 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; Details zu den Berechnungen finden im ANHANG 1: „Berechnungsbeispiele der FAH Dimensionen je Fischregion und FAH Typ basierend auf der größtenbestimmenden Fischart bzw. der hydraulischen Mindest- und Maximalbedingungen“.

Fischregion	Maßgebende Fischart (für Länge)	Fisch- Länge (cm)	Maximale Spiegel- differenzen zwischen den Becken (cm)	Schlitzpass		Naturnahe Beckenpässe und Umgehungsgerinne				Dotation auf Basis der Mindestbemessungswerte		
				Schlitz- weite (cm)	Hydraulische Mindesttiefe uh. Trennwand (cm)	mittl. Breite Becken- übergang (cm)	Hydraulische Mindesttiefe an Beckenübergän- gen/ Furten aufgrund Fischhöhe (cm)	Hydraulische Mindesttiefe an Beckenübergä- ngen aufgr. Sohlanschluss (cm)	min. MaxTiefe Becken/ Kolk (cm)	Natur- naher Becken- pass (l/s)	Schlitz- pass (l/s)	Umgehungs- gerinne (l/s)
Epirhithral, MQ < 2 m3/s	Bachforelle	30	20	15	50	19	20	40	70	75	150	100
Epirhithral, MQ > 2 m3/s	Bachforelle	40	20	15	70	23	20	40	80	125	200	175
Metarhithral, MQ < 2 m3/s	Bachforelle	40	18	15	60	19	20	40	70	75	150	125
Metarhithral, MQ > 2 m3/s	Äsche, BF	50	18	20	70	30	25	53	80	200	250	225
Hyporhithral, MQ < 2 m3/s	BF, Aitel, Äsche, Aalrutte	50(60)	15	20	60	30	25	50	80	175	175	175
Hyporhithral, MQ > 2 m3/s	Aalrutte, Barbe	60	15	25	75	38	30	56	85	250	300	350
Hyporhithral, 2 < MQ < 20 m3/s	Huchen	80	15	30	85	45	35	66	100	400	400	450
Hyporhithral, MQ > 20 m3/s	Huchen	100	15	35	100	53	40	73	110	500	550	550
Epipotamal klein	Aitel, Äsche, Barbe	60	13	20	60	30	25	46	70	150	175	175
Epipotamal mittel	Barbe	60	13	25	75	38	30	56	85	250	250	350
Epipotamal mittel	Hecht	90	13	30	75	45	35	56	85	300	300	400
Epipotamal mittel	Huchen	90	13	32	90	48	37	66	100	400	400	450
Epipotamal groß	Huchen	100	13	35	105	53	40	73	110	500	550	550
Epipotamal groß	Wels	120	13	50	120	75	45	79	120	800	900	950
Seezubringer, -ausrinn	Seeforelle	90	13	35	105	53	45	73	110	500	550	800
Gründlings- und Schmerlenbach	Aitel	40	10	15	60	23	20	40	70	100	125	100
Donau	Wels	150	10	60	160	90	60	112	170	1200	1400	1900

Anmerkung zum naturnahen Beckenpass: Die maßgebende Tiefe des Schlitzes des Beckenüberganges ergibt sich nicht aus der Fischhöhe, sondern aus dem erforderlichen Sohlanschluss. Um ausreichendes Beckenvolumen sicherzustellen bzw. zu starke Anrampungen zu vermeiden, wird die Sohlhebung an den Beckenübergängen auf maximal 1/3 der Maximaltiefe der Becken begrenzt. Daraus ergibt sich für die Dotationsberechnung eine Schlitztiefe der Beckenübergänge von mindestens 2/3 der minimalen Maximaltiefen der Becken. Im Epirhithral klein, Metarhithral klein und Hyporhithral klein wird die Schlitztiefe auf das 2-fache der hydraulischen Mindesttiefe aufgrund der Fischhöhe begrenzt, da in diesen Regionen Schwellen dem natürlichen Gewässertyp entsprechen. Gleiches erfolgt aufgrund der sehr geringen Gewässergröße zur Begrenzung der erforderlichen Dotation für Gründlings- und Schmerlenbächen. Aufgrund der erforderlichen rauen, unregelmäßigen Gestaltung ist zur Einhaltung der Mindestschlitzweite an der Sohle von einer mittleren Schlitzbreite vom 1,5-fachen der Mindestschlitzbreite auszugehen, die daher auch für die Dotationsberechnung angesetzt wird (vgl. Kap. 2.3.3, Abb. 18). Aufgrund des Gewässertyps und der zu erwartenden Fischgröße kann dieser Wert im Epirhithral < 2 m³/s und Metarhithral < 2 m³/s auf 1,25 verringert werden.

3 Betriebssicherheit

Um einen konsensgemäßen Betrieb einer FAH sicherzustellen, ist auch eine sog. Störfallvorsorge notwendig (JÄGER et al. 2010). Die Störfallvorsorge betrifft dabei folgende Bereiche:

- Sicherung der Funktionsfähigkeit im regulären Betrieb
 - Dauerregistrierende Messeinrichtung für die Dotierwassermengen der FAH
- Wartung der Anlage und technischen Teile
- Spülordnung für Entsanderspülung
- Betriebsordnung für Staulegung und Wiedereinstau

4 Störfallvorsorge

- Sicherung der Anlage bei Hochwasser vor Geschiebe, Treibholz, sonstigen Zerstörung
- Sicherung einer Notdotation bei Staulegung oder extremem Niederwasser
- Festlegung der Vorgangsweise bei umgehend notwendigen Abfischungen
- Bei Ausfall einer dynamischen Dotation (Restwasser bzw. Lockstromzusatzdotation) sind einzuhaltende statische Mindestwassermengen festzulegen.

5 Die Überprüfung einer Fischaufstiegshilfe für die Kollaudierung des Bauwerkes in seiner Funktionsfähigkeit - Monitoring

Zum Nachweis der projektspezifischen Funktionsfähigkeit von Fischaufstiegshilfen im Kollaudierungsverfahren sind nach dem heutigen Stand der Technik Untersuchungen der Behörde vorzulegen, welche den konsensgemäßen Bau und Betrieb der Anlage nachweisen und welche die Einhaltung der ökohydraulischen Bedingungen in der Anlage beweisen. Im Hyporhithral mit dem Huchen als Leitfischart oder typischer Begleitfischart und Potamal wird auf Grund bestehender Wissensdefizite empfohlen, zusätzlich ein fischökologisches Monitoring durchzuführen um nachzuweisen, dass die Zielarten in den Altersstadien ab 1+ und die größenbestimmenden Fischarten in der gewässertypspezifischen Länge die Fischaufstiegshilfe tatsächlich passieren können. Die Bewertung wird in Anlehnung an WOSCHITZ et al. (2003) unter Berücksichtigung der fischökologischen Leitbilder durchgeführt. Ziel ist zumindest das Erreichen der Stufe 2 „funktionsfähig“ des 5-stufigen Bewertungsschemas, was in Zusammenhang mit der Erreichung bzw. Erhaltung des guten ökologischen Zustandes bzw. Potentials gemäß WRRL als ausreichend erachtet wird.

Fragen, die im Zuge der Überprüfung von Fischaufstiegen hinsichtlich ihrer fischökologischen Funktion gutachtlich zu beantworten sind:

1. Beschreibung der Zielfischarten für die Funktion der Fischwanderhilfe bezogen auf die betroffene Fischregion, sowie die projekts- und bescheidgemäßen fischökologischen Vorgaben
2. Auffindbarkeit des Einstieges für die gewässertypspezifischen Fischarten
3. Passierbarkeit des Fischaufstieges für die gewässertypspezifischen Fischarten ab 1+ und die größenbestimmenden Fischarten in der gewässertypspezifischen Länge
4. Betriebsicherheit bei Wasserführungen bis \geq HQ₁, Störfallvorsorge, Wartung.

Die Durchführung der Funktionskontrollen von Fischwanderhilfen gliedert sich in

- die Beschreibung der Zielfischarten und der größenbestimmenden Fischarten
- die technische Überprüfung der konsensgemäßen Herstellung
- die Überprüfung der ökotechnischen Rahmenbedingungen beim Betrieb der FAH
- den Nachweis der Auffindbarkeit
- den Nachweis der Passierbarkeit
- den Nachweis der Betriebssicherheit, Störfallvorsorge und Wartung
- die Überprüfung der Funktion des Fischaufstieges durch fischökologische Untersuchungen
- das zusammenfassende Gutachten mit Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit der Fischwanderhilfe bezogen auf die projekts- bzw. bescheidgemäßen Vorgaben

5.1 Teilaspekte der Funktionskontrolle von Fischaufstiegshilfen

5.1.1 Technische Überprüfung der konsensgemäßen Herstellung der FAH, der konsensgemäßen Dotation und des konsensgemäßen Betriebes, Erstellung eines Ausführungsoperates

Die FAH ist nach Baufertigstellung im Grundriss und Längenschnitt zu vermessen und ein Ausführungsoperat anzufertigen. Im Längenschnitt sind die verschiedenen Wasserstandskoten in der FAH bei $MJNQ_T$, MQ, Q_A und HQ_1 die notwendigen Zusatzdotationen für steigenden Unterwasserspiegel anzugeben. Die Ergebnisse sind mit den Projekts- und Bescheidsdaten zu vergleichen und gutachtlich zu bewerten. Hydromorphologische Problem- punkte der FAH sind aufzuzeigen.

5.1.2 Überprüfung der ökotechnischen Rahmenbedingungen im Betrieb

Die Einhaltung der ökotechnischen Rahmenbedingungen wird durch folgende Messungen nachgewiesen:

- Leitströmung in den oberwasserseitigen Einlauf
- Beckengeometrie
- Wassertiefen
- Δh Wasserspiegel
- Fließgeschwindigkeiten im Profil in Becken und in Durchlässen
- Wirkung raue Sohle
- Energiedichten
- mögliche Kurzschlussströmungen
- vermessener Längenschnitt durch den gesamten Fischaufstieg
- Lockstromdotation und Leitströmung ins Unterwasser in Abhängigkeit vom Unterwasserspiegel bei den verschiedenen Wasserführungen von $MJNQ_T$ über MQ bis Q_A .
- Einströmwinkel

Diese Daten sind für jedes einzelne Fischaufstiegbecken ebenso wie für die naturnahen Abschnitte zu erheben und im Hinblick auf die Projekts- und Bescheidvorgaben gutachtlich

zu bewerten. Anlagen für Fischauf- und -abstieg sowie Fischabstiegshilfen sind analog zu überprüfen.

5.1.3 Überprüfung der Auffindbarkeit

Wesentlich sind die Lage des Einstieges, der Sohlanschluss und die dynamische Dotation der FAH in Bezug zu den sich ändernden Wasserführungen des Flusses.

5.1.4 Überprüfung der Passierbarkeit

Die Passierbarkeit hängt von konsensgemäßer Herstellung, der konsensgemäßen Dotation und dem konsensgemäßen Betrieb der FAH ab und davon, dass die ökotechnischen Rahmenbedingungen im Betrieb auch tatsächlich erreicht werden.

5.1.5 Nachweis der Betriebssicherheit, der Störfallvorsorge und der Wartung, Betriebsbuch

Die Funktionssicherheit bei verschiedenen Ober- und Unterwasserständen ist anhand der technischen Möglichkeiten laut Projekt und Ausführung nachzuweisen, ebenso die Störfallvorsorge bei Trockenfallen z. B. durch Staulegung bei Hochwasser.

Eine Wartungsvorschrift ist vom Betreiber für den sicheren Betrieb der FAH auszuarbeiten, in welcher auch die Störfallvorsorge berücksichtigt wird. Die Wartungsarbeiten sowie Störungen, Änderungen der Betriebsführung und besondere Vorkommnisse (Hochwässer etc.) sind im Betriebsbuch der FAH zu vermerken.

5.2 Überprüfung der Funktion von Fischaufstiegshilfen durch fischökologische Untersuchungen

Biologische Untersuchungen der Funktionalität von FAHs sind durch eine Kombination von Elektrofischungen zur Erfassung des Aufstiegspotentials und Aufstiegsfängen durchzuführen. Grundsätzlich empfiehlt sich jedoch auch die Erfassung des Fischabstieges, sofern dies technisch möglich ist. Die Intensität der fischökologischen Untersuchung orientiert sich an der Größe der Wasserkraftanlage und an der Fischregion.

5.2.1 Ökologisches Basisprogramm

Überprüft werden Anzahl der auf- und absteigenden Individuen, Größenselektivität und Artenselektivität der FAH in Bezug zum fischökologischen Leitbild sowie zum Fischbestand im Ober- und Unterwasser des Querbauwerkes. Zu untersuchen ist weiters, mit welcher Zusatzdotation und bei welchen Ober- und Unterwasserständen die beste Funktionsfähigkeit gegeben ist.

5.2.2 Beispiele

5.2.2.1 Kleinwasserkraft

Bei Kleinkraftwerken in der Forellenregion genügt in der Regel eine Fang-Wiederfangbefischung bei Niederwasser im Herbst/Spätsommer bzw. relativ kurzzeitige Reusenuntersuchungen im selben Zeitraum. Weitere Angabe zur Wahl des entsprechenden Monitoringzeitraumes finden sich in WOSCHITZ et al. (2003). Oberhalb der Wehranlage gefangene Fische der Zielarten in verschiedenen Größen werden markiert und unterhalb der Kraftwasserrückgabe ausgesetzt. Ein weiterer Teil der oberhalb der Wehranlage gefangenen

Fische wird mit einem anderen Code markiert und im Wehrkolk ausgesetzt. Auf diese Art kann die Passierbarkeit der Restwasserstrecke und der FAH simultan überprüft werden.

5.2.2.2 Große Wasserkraft

Bei Wasserkraftwerken an großen Flüssen wie Inn, Salzach, Drau, Mur, Enns, Steyr ist jedenfalls eine Reusenuntersuchung über einen längeren Zeitraum durchzuführen, mit welcher der Aufstieg der Individuen und Fischarten im Jahresverlauf und in Relation zu den funktionstechnischen Gegebenheiten der FAHs überprüft wird. Weitere Angabe zur Wahl des entsprechenden Monitoringzeitraumes finden sich dazu ebenfalls in WOSCHITZ et al. (2003). Ergänzend dazu sind Befischungen im Ober- und Unterwasser der Kraftwerke durchzuführen um den aktuellen Fischbestand und das Wanderpotential in Gewässern beurteilen zu können.

5.2.2.3 Sonderfälle

In Sonderfällen, insbesondere beim Nachrüsten von Kraftwerken mit Fischwanderhilfen im Potamal sind weitergehende Untersuchungen z.B. mit Telemetrie oft von großer Aussagekraft.

5.3 Zusammenfassendes Gutachten über Auffindbarkeit, Passierbarkeit, Betriebssicherheit und Funktionsfähigkeit der Fischaufstiegshilfe

Die Untersuchungen und das Gutachten sind nach dem Stand des Wissens und der Technik von einem ausgewiesenen Fachmann durchzuführen bzw. zu erstellen. Das Ausführungsoperat und die ökohydraulischen Rahmenbedingungen sind messtechnisch für jedes Becken und für jeden Beckenübergang etc. zu belegen. Ergebnis eines Fischaufstiegsmonitorings ist eine Bewertung der Funktionsfähigkeit des Fischaufstieges nach den Bewertungsstufen der vom Österreichischen Fischereiverband 2003 erstellten Richtlinie: "Mindestanforderungen bei der Überprüfung von Fischmigrationshilfen und Bewertung der Funktionsfähigkeit" von WOSCHITZ et al. (2003).

5.4 Betriebsvorschrift für die Fischaufstiegsanlage

Aus den Ergebnissen des Kollaudierungsoperates ist vom Betreiber eine Vorschrift für den Betrieb der FAH im Jahresverlauf auszuarbeiten, welche die Betriebssicherheit garantiert, die notwendigen Wartungsarbeiten umfasst und welche auch die Vorkehrungen für den Betrieb der FAH wie z. B. bei Teilabstau oder freiem Durchfluss, bei Hochwässern etc. enthält.

6 Fischabstieg

6.1 Biologische Grundlagen

Neben dem Fischaufstieg ist auch der Fischabstieg ein wichtiges Kriterium für den Erhalt und bzw. die Wiederherstellung von Fischpopulationen. Den Fischaufstieg herzustellen, und die Wanderung einer großen Anzahl adulter Fische in Bereiche flussauf des Wehres zu ermöglichen, kann unter Umständen zu einem wesentlichen Verlust an Adultfischen bei der Flussabwanderung führen (Abwanderung durch Turbinen, keine adäquaten Lebensraumverhältnisse flussauf des Wehres), wenn diese nach dem Laichen keine Abstiegsmöglichkeit

vorfunden (NOK 2009). Deshalb wird dringend empfohlen, zumindest bei Kraftwerksneubauten Vorrichtungen für den Fischabstieg nach dem Stand des Wissens einzuplanen. In Salzburg werden hierfür bei Kraftwerken derzeit Bypassleitungen direkt ins Unterwasser oder in ein Umgehungsgerinne bzw. in eine technische Aufstiegsanlage getestet. Fischschutzeinrichtungen sollten bei allen bestehenden Kraftwerken zur Anwendung gebracht werden

Fast alle Fischarten führen im Zuge ihres Lebens mehr oder weniger ausgeprägte Flussabwärtswanderungen durch. Zu nennen sind hier vor allem die Drift von Larven nach dem Schlüpfen, die Flussabwärtswanderung von Juvenilen im Herbst/Winter, die generelle Flussabwärtswanderung Adulter in Winterhabitats und die Rückwanderung der Laichfische nach vorangegangener flussaufwärtsgerichteter Laichwanderung („Nachlaichwanderung“). Es führen also nahezu alle Altersstadien Flussabwärtswanderungen durch (weitere Details siehe ZITEK et al. 2007). Diese Wanderungen finden naturgemäß zu verschiedenen Zeiten statt, eine gute Kenntnis dieser Wanderungen in Bezug zu den abiotischen Faktoren eines Gewässers bilden daher die Grundlage für ein optimiertes Management.

Für die meisten heimischen Fischarten fehlen jedoch bisher detaillierte Informationen zum Verhalten bei der Flussabwärtswanderung bzw. ist die Funktionalität unterschiedlicher Konstruktionsweisen von Fischaufstiegsanlagen für die Flussabwärtswanderung unbekannt.

Grundsätzlich kann zwischen oberflächennahen Abwärtswanderungen von Fischen, die z.B. bei jungen Lachsen sehr umfangreich beobachtet wurden, und Abwärtswanderungen von Fischen über Grund, wie dies für Aale belegt ist, unterscheiden. Bedeutung kommt dieser Differenzierung vor allem bei Stauanlagen mit Wassertiefen über 2 m Tiefe zu. Die Untersuchungen von LARINIER (2007) belegen die Differenzierung zwischen oberflächen- und sohlnahem Wanderverhalten deutlich, weshalb in Frankreich bei Fischabstiegshindernissen oberflächennahe und grundnahe Abstiegshilfen konzipiert werden. Salmoniden bevorzugen dabei die oberflächennahen Abstiege an, Aale die grundnahen. Von den heimischen Fischen dürften Barben, Nasen und Koppen bzw. andere gewässergrundbewohnende Kleinfischarten die bodennahe Abwanderung bevorzugen.

6.2 Rahmenbedingungen für den Bau funktionsfähiger Fischabstiegshilfen (FAB`s)

6.2.1 Fischschutz

Die wichtigste Rahmenbedingung bei FAB`s ist das Verhindern des Einzugs der Fische in den Triebwasserkanal und die Turbinen. Bei Hochdruckanlagen ist die Mortalität bei 100 %, bei Niederdruckanlagen bzw. langsam laufende Kaplan-turbinen hängt der Beschädigungsgrad bei der Passage v. a. vom Laufraddurchmesser und den Abständen zwischen den Turbinenblättern ab. Um ein Einklemmen der Fische zu verhindern ist es wichtig, dass der Abstand zwischen der gerundeten Vorderkante des Turbinenblattes und dem Turbinenmantel geringer als 3 mm ist. Der wirksamste mechanische Schutz der Fische vor Eindringen in den Triebwasserweg sind geringe Rechenabstände und eine möglichst geringe Anströmgeschwindigkeit. Generell sollten Rechenanströmgeschwindigkeiten unter 0,5 m/s liegen, der Stababstand bei Hochdruckanlagen sollte 20 mm, bei Niederdruckanlagen 50 mm nicht übersteigen. Generell eignen sich Rechenanlagen mit einer lichten Weite von 20 mm

im Bereich von Mühlbacheinrinnen sehr gut, um vor allem die rückwandernden Laichfische von Barbe (abgehalten ab einer Größe > 185 mm), Brachse (abgehalten ab einer Größe > 205 mm), Aitel (abgehalten ab einer Größe > 170 mm), Hecht (abgehalten ab einer Größe > 280 mm), Rotauge (abgehalten ab einer Größe > 175 mm), Schied (abgehalten ab einer Größe > 210 mm), Schleie (abgehalten ab einer Größe > 160 mm), Aalrutte und Wels (abgehalten ab einer Größe > 160 mm), Zander (abgehalten ab einer Größe > 200 mm) und Nase (abgehalten ab einer Größe > 170 mm) vor dem Einwandern in Turbinenbereiche zu schützen (HOLZNER 2000).

Nicht gelöst sind damit die Probleme der flussabgerichteten Wanderung der Jungfische, die meist quantitativ im Triebwasserweg landen. und in Hochdruckanlagen zu 100% getötet werden. Abwandernde Jungfische und Kleinfische können nach dem derzeitigen Stand des Wissens nur mit speziellen Rechenanlagen mit Stababständen unter 1 cm vor dem Eindringen in den Triebwasserweg bewahrt werden (DUMONT 2008).

6.2.2 Fischabstieg

Der Fischschutz allein reicht nach heutigen Erkenntnissen nicht aus, es müssen die Wanderwege flussab durch eigene Anlagen wieder geöffnet werden. Die wesentliche Fischabwanderung kann derzeit nur bei Staulegung oder bei Überwasser zu Zeiten stark erhöhter Wasserführung stattfinden.

FAB's müssen ähnlich wie FAHs möglichst direkt an den flussabwärtsgerichteten Wanderweg der Fische anschließen und diesen flussab um das Abstiegshindernis verlängern (JÄGER et al. 2010). Bekannt ist, dass Fische z. B. in den spitzen Winkel von Wehranlagen wandern, wenn das Wasser dorthin abströmt. Fische suchen offensichtlich in Stauräumen nach Abwandermöglichkeiten (Abb. 50). Eigene Beobachtungen belegen, dass sowohl bodengebundene Koppen als auch im Freiwasser schwimmende Äschen FAHs mit Sohlanschluss zum Abstieg nützen. Generell suchen anstehende Fische offensichtlich vor allem über den Sohlanschluss abströmendes Wasser für den Abstieg. Beobachtungen von LARINIER belegen, dass Salmoniden Fischabstiege im Bereich der Rechenanlagen annehmen, wenn das abströmende Wasserpolster ca. 40 cm Mächtigkeit hat, und 0,4-0,6 m/s mittlerer Geschwindigkeit abströmt. Der strömende Bereich muss mindestens 2-3 m lang sein, es darf am Beginn der Abstiegsanlage kein hydraulischer Sprung in Form eines Absturzes für die Fische wahrnehmbar sein. Damit könnte man FAHs über einen direkten Bypass aus dem Bereich des Rechens für den Fischabstieg nutzbar machen.

Bei Kenntnis der Abwanderzeiten könnte man den Fischaufstieg zu dieser Zeit, falls keine ausgeprägten flussaufgerichteten Wanderungen stattfinden, vorwiegend für den Abstieg nutzen und die FAH Dotation kurzzeitig über die Abstiegsöffnung durchführen. Solche Anlagen werden derzeit in Salzburg geplant. Nach dem derzeitigen Stand des Wissens sollte seitlich in der Nähe der Rechenanlage ein Bypass in einen vorhandenen Fischaufstieg münden bzw. können Fische in einem Sammelkanal entlang der Rechenanlage und über einen anschließenden Bypass ins Unterwasser befördert werden (JENS et al. 1997; TRAVADE und LARINIER 2007) (Abb. 51).

Nach LARINIER (2007) sind mit 2-12% des aktuellen Abflusses für den Fischabstieg höhere Wassermengen als für den Fischaufstieg notwendig. Literaturzusammenstellungen zum Thema Fischabstieg (DUMONT und REDEKER 1997) und Gestaltung bzw. Monitoring von Fischabstiegsanlagen (ADAM et al. 2005) existieren, sind jedoch auf die Fischarten Aal, Lachs und Bachforelle fokussiert. Nur einzelne Werke betrachten den Fischabstieg vieler europäischer Arten relativ umfassend (HOLZNER 2000; PAVLOV et al. 2002). Es ist jedoch z. B. bekannt, dass sich abwandernde Forellenbrut vor der Schneeschmelze im Frühjahr oftmals in ruhigen Bereichen von Entsandern auch in Kleinkraftwerken sammeln. In dieser Zeit könnten Bypassleitungen aus dem Entsander in den Fischpass eine verletzungsfreie Passage der Jungfische sicherstellen.

In Frankreich werden für juvenile Lachse oberflächennahe Abstiege in Kombination mit engen Rechenanlagen zur Herstellung des Abstieges als günstige Lösungen angesehen (LARINIER 2007). Fischabstiegsanlagen aus dem freien Wasser ohne Sohlanschluss sind daher in Frankreich für die Rückwanderung junger Lachse Stand der Technik (TRAVADE und LARINIER 2007).

Nach dem derzeitigen Stand des Wissens erscheint es daher in Bezug österreichischen Fischfauna zielführend, bei Neubauten von Kraftwerken seitlich im Bereich der Rechenanlage Bypassleitungen mit Sohlanschluss vorzusehen.

Weiters empfohlen wird die Verwendung fischfreundlicher Turbinentypen bzw. Turbinengeometrie und Adaptierung der Betriebsweise (CADA und COUTANT 1997; HOLZNER 2000) bzw. generell ein an die jeweilige Fischart angepasstes Management der Kraftwerksanlage (HOLZNER 2000).

Die dringende Notwendigkeit, sich des Themas Fischabstieg möglichst rasch und professionell anzunehmen, wird aus dem Bericht der Nordostschweizerischen Kraftwerke AG (NOK 2009) deutlich. Nach der Inbetriebnahme der FAH beim KW Reichenau am Oberrhein im Jahr 2000 passieren jährlich ca. 400 Seeforellen zwischen 60 cm und 90 cm Länge aus dem Bodensee die Kraftwerksanlagen und gelangen damit in ideale Laichgründe. Untersuchungen zu Folge konnte bis dato keine einzige Seeforelle flussab zurück in den Bodensee wandern. Der Bau einer eigenen Fischabstiegsanlage wird derzeit technisch geprüft.

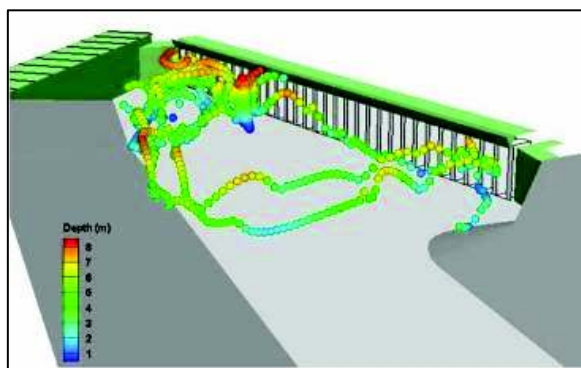


Abbildung 50: Ein mittels 3D hydroakustischer Ortung aufgezeichneter Weg eines Fisches bei der Flussabwärtswanderung (TRAVADE 2008).

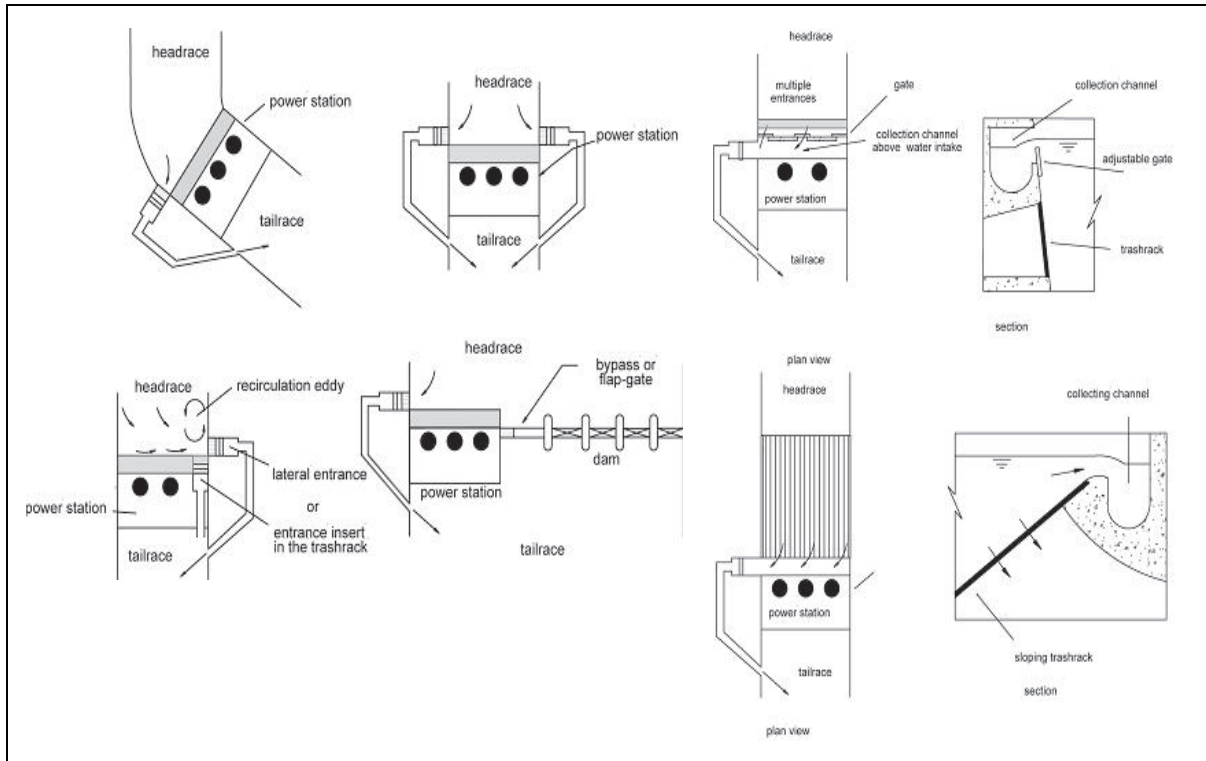


Abbildung 51: Empfohlene Lage von Fischabstiegsanlagen an Kraftwerken (TRAVADE und LARINIER 2007).

7 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, Tennessee, Oak Ridge National Laboratory (ORNL), Environmental Sciences Division. **No. 1567**: 47-62.
- BELL, M. (1990). *Fisheries Handbook of Engineering 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 Babbie 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 ökologisch 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.

- 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 Fischening - 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.
- GBLER, R. J. (1991). *Sohlrampen und Fischaufstiege*. Walzbach, Deutschland, Eigenverlag.
- GBLER, 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.
- GBLER, 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, Utah 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. ENZENEHNER und N. SCHOTZKO (2009). Durchgängigkeit an Beispiel Modell Oberösterreich - Aufgelöste Rampe: Fischökologische Beweissicherung. Durchgängigkeit an Fließgewässern: Anforderungen aus Sicht 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.

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. ECHELER (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, Tennessee, Oak Ridge National Laboratory (ORNL), Environmental 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.

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

JÄGER, P. (2007). Automatische Restwasserregulierung und Fischpassdotations - dynamische Restwasserabgabe praktisch gelöst. *Salzburger Fischpasssekkursion 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: Fischtreppe, Aaleitern und Fischschleusen*. Hamburg und Berlin, Verlag Paul Parey.

- JENS, G., O. BORN, R. HOHLSTEIN, M. KÄMMEREIT, 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). "Lockströmung 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 Lebensraumsprüche 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 Durchgängigkeit von Fließgewässern - Raue Rampen und Verbindungsgewässer. Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie* **63**. Baden-Württemberg, Karlsruhe, 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, Tennessee, 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.

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). *Inneralpinen 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.

8 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 Lockstromimpulses.

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 verschiedenen 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 Kehrwassern zum Wanderkorridor.

Bemessungsgrenzwert – 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 Lockstromdotierung 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 größtenbestimmende 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 Schwimmggeschwindigkeit – 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 Lockstromdotation berücksichtigt werden muss

Lockstrom bzw. Lockstromdotation – 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.

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

Lockstromzusatzdotation – 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 Lockstromimpulses und Auffindbarkeit einer FAH.

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 Sohlhebung 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 Schlitzten ohne Sohlhebung 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 Schlitzten, 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 Lockstromimpulses, 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.

9 ANHANG 1: Berechnungsbeispiele der FAH-Dimensionen je Fischregion und FAH Typ basierend auf der größtenbestimmenden Fischart bzw. den hydraulischen Mindest- und Maximalbedingungen

Fischregion:		Epirhithral, MQ < 2 m ³ /s		Maßgebende Fischart:		Bachforelle		Länge (cm):		30	
Energiedissipation (W/m ³):		140						Höhe (cm):		6	
Maßgebende Beckendimensionen für FAH Standard											
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/Kolk (cm)	Becken-volumen (m ³)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/Furt (cm)	min Breite Schwelle/Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)	min mittl. Tiefe Schlitz in Schwelle
Naturnaher Beckenpass	20	9,1	220	130	70	1,1	75			19	40
Gewässertypisches Umgehungsgerinne	xx	3,0		90	70		100	20	80	xx	
Schlitzpass	20	8,7	230	150	50	2,1	150	60		15	
Aufgelöste Rampe	20	*)	*)	*)	70	*)	*)	0	*)	18,75	

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. 3 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 Tiefe ist der Mittelwert aus ho (Tiefe oberhalb Schlitz) und hu (Tiefe unterhalb Schlitz). 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

Fischregion:		Epirhithral, MQ > 2 m ³ /s		Maßgebende Fischart:		Bachforelle		Länge (cm):		40	
Energiedissipation (W/m ³):		140						Höhe (cm):		8	
Maßgebende Beckendimensionen für FAH Standard											
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/Kolk (cm)	Becken-volumen (m ³)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/Furt (cm)	min Breite Schwelle/Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)	min mittl. Tiefe Schlitz in Schwelle
Naturnaher Beckenpass	20	7,4	270	160	80	1,8	125			23	40
Gewässertypisches Umgehungsgerinne	xx	3,0		120	80		175	20	135	xx	
Schlitzpass	20	8,7	230	150	70	2,8	200	80		15	
Aufgelöste Rampe	20	*)	*)	*)	80	*)	*)	0	*)	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 2 fachen der Mindesttiefe in der Furt gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 3 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 Tiefe ist der Mittelwert aus ho (Tiefe oberhalb Schlitz) und hu (Tiefe unterhalb Schlitz). 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

Fischregion:	Metarhithral, MQ < 2 m ³ /s		Maßgebende Fischart:		Bachforelle		Länge (cm):	40			
Energiedissipation (W/m ³):	120						Höhe (cm):	10			
Maßgebende Beckendimensionen für FAH Standard											
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/Kolk (cm)	Becken-volumen (m ³)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/Furt (cm)	min Breite Schwelle/Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)	min mittl. Tiefe Schlitz in Schwelle
Naturnaher Beckenpass	18	7,8	230	140	70	1,1	75			19	40
Gewässertypisches Umgehungsgerinne	xx	1,8		120	70		125	20	135	xx	
Schlitzpass	18	8,2	220	150	60	2,2	150	69		15	
Aufgelöste Rampe	18	*)	*)	*)	70	*)	*)	0	*)	18,75	
<p>Anmerkungen:</p> <p>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. 3 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.</p> <p>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.</p> <p>Schlitzpass: Die minimale Tiefe ist der Mittelwert aus ho (Tiefe oberhalb Schlitz) und hu (Tiefe unterhalb Schlitz). Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.</p> <p>Aufgelöste Rampe: Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT</p>											

Fischregion:	Metarhithral, MQ > 2 m ³ /s		Maßgebende Fischart:		Äsche, BF		Länge (cm):	50			
Energiedissipation (W/m ³):	120						Höhe (cm):	11			
Maßgebende Beckendimensionen für FAH Standard											
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/Kolk (cm)	Becken-volumen (m ³)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/Furt (cm)	min Breite Schwelle/Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)	min mittl. Tiefe Schlitz in Schwelle
Naturnaher Beckenpass	18	5,1	350	210	80	2,9	200			30	53
Gewässertypisches Umgehungsgerinne	xx	1,5		150	80		225	25	175	xx	
Schlitzpass	18	6,9	260	170	70	3,7	250	79		20	
Aufgelöste Rampe	18	*)	*)	*)	80	*)	*)	30	*)	xx	
<p>Anmerkungen:</p> <p>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. 3 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.</p> <p>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.</p> <p>Schlitzpass: Die minimale Tiefe ist der Mittelwert aus ho (Tiefe oberhalb Schlitz) und hu (Tiefe unterhalb Schlitz). Die Mindestschlitzweite wird mit 20 cm festgelegt, da bei kleineren Schlitzbreiten aufgrund der erhöhten Verkläusungswahrscheinlichkeit die permanente Passierbarkeit mit zumutbarem Instandhaltungsaufwand nicht gewährleistet werden kann. Die erforderliche Mindestdotation kann durch Reduktion des Gefälles oder Erhöhung der Sohlrauigkeit (siehe Kap. 3) vermindert werden. Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.</p> <p>Aufgelöste Rampe: Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT</p>											

Fischregion:	Hyporhithral, MQ < 2 m ³ /s		Maßgebende Fischart:		BF, Aitel, Äsche, Aalrutte		Länge (cm):	50			
Energiedissipation (W/m ³):	120						Höhe (cm):	11			
Maßgebende Beckendimensionen für FAH Standard											
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/Kolk (cm)	Becken-volumen (m ³)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/Furt (cm)	min Breite Schwelle/Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)	min mittl. Tiefe Schlitz in Schwelle
Naturnaher Beckenpass	15	5,0	300	180	80	2,1	175			30	50
Gewässertypisches Umgehungsgerinne	xx	1,0		150	80		175	25	170	xx	
Schlitzpass	15	6,8	220	150	60	2,1	175	67,5		20	
Aufgelöste Rampe	15	?)	?)	?)	80	?)	?)	25	?)	xx	
<p>Anmerkungen:</p> <p>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. 3 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.</p> <p>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.</p> <p>Schlitzpass: Die minimale Tiefe ist der Mittelwert aus ho (Tiefe oberhalb Schlitz) und hu (Tiefe unterhalb Schlitz). Die Mindestschlitzweite wird mit 20 cm festgelegt, da bei kleineren Schlitzbreiten aufgrund der erhöhten Verkläuerungswahrscheinlichkeit die permanente Passierbarkeit mit zumutbarem Instandhaltungsaufwand nicht gewährleistet werden kann. Die erforderliche Mindestdotation kann durch Reduktion des Gefälles oder Erhöhung der Sohlrauigkeit (siehe Kap. 3) vermindert werden. Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.</p> <p>Aufgelöste Rampe: Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT</p>											

Fischregion:	Hyporhithral, MQ > 2 m ³ /s		Maßgebende Fischart:		Aalrutte, Barbe		Länge (cm):	60			
Energiedissipation (W/m ³):	120						Höhe (cm):	11			
Maßgebende Beckendimensionen für FAH Standard											
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/Kolk (cm)	Becken-volumen (m ³)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/Furt (cm)	min Breite Schwelle/Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)	min mittl. Tiefe Schlitz in Schwelle
Naturnaher Beckenpass	15	4,3	350	210	85	3,1	250			38	56
Gewässertypisches Umgehungsgerinne	xx	1,0		180	85		350	30	220	xx	
Schlitzpass	15	5,8	260	170	75	3,7	300	82,5		25	
Aufgelöste Rampe	15	?)	?)	?)	80	?)	?)	30	?)	xx	
<p>Anmerkungen:</p> <p>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. 3 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.</p> <p>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.</p> <p>Schlitzpass: Die minimale Tiefe ist der Mittelwert aus ho (Tiefe oberhalb Schlitz) und hu (Tiefe unterhalb Schlitz). Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.</p> <p>Aufgelöste Rampe: Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT</p>											

Fischregion:	Hyporhithral, MQ > 2 m ³ /s		Maßgebende Fischart:		Huchen		Länge (cm):	80			
Energiedissipation (W/m ³):	120						Höhe (cm):	13			
Maßgebende Beckendimensionen für FAH Standard											
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/Kolk (cm)	Becken-volumen (m ³)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/Furt (cm)	min Breite Schwelle/Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)	min mittl. Tiefe Schlitz in Schwelle
Naturnaher Beckenpass	15	3,8	400	240	100	4,9	400			45	66
Gewässertypisches Umgehungsgerinne	xx	0,7		240	100		450	35	240	xx	
Schlitzpass	15	5,4	280	190	85	4,9	400	92,5		30	
Aufgelöste Rampe	15	'	'	'	100	'	'	40	'	xx	
<p>Anmerkungen:</p> <p>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. 3 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.</p> <p>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.</p> <p>Schlitzpass: Die minimale Tiefe ist der Mittelwert aus ho (Tiefe oberhalb Schlitz) und hu (Tiefe unterhalb Schlitz). Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.</p> <p>Aufgelöste Rampe: Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQ</p>											

Fischregion:	Hyporhithral, MQ > 20 m ³ /s		Maßgebende Fischart:		Huchen		Länge (cm):	100			
Energiedissipation (W/m ³):	120						Höhe (cm):	16			
Maßgebende Beckendimensionen für FAH Standard											
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/Kolk (cm)	Becken-volumen (m ³)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/Furt (cm)	min Breite Schwelle/Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)	min mittl. Tiefe Schlitz in Schwelle
Naturnaher Beckenpass	15	3,1	480	290	110	7,5	500			53	73
Gewässertypisches Umgehungsgerinne	xx	0,7		300	110		550	40	260	xx	
Schlitzpass	15	4,8	310	210	100	6,7	550	107,5		35	
Aufgelöste Rampe	15	'	'	'	100	'	'	40	'	xx	
<p>Anmerkungen:</p> <p>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. 3 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.</p> <p>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.</p> <p>Schlitzpass: Die minimale Tiefe ist der Mittelwert aus ho (Tiefe oberhalb Schlitz) und hu (Tiefe unterhalb Schlitz). Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.</p> <p>Aufgelöste Rampe: Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQ</p>											

Fischregion:	Epipotamal klein		Maßgebende Fischart:		Aitel, Äsche, Barbe		Länge (cm):	60			
Energiedissipation (W/m ³):	100						Höhe (cm):	11			
Maßgebende Beckendimensionen für FAH Standard											
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)	min mittl. Tiefe Schlitz in Schwelle
Naturnaher Beckenpass	10 - 13*)	4,1	320	190	70	2,2	150			30	46
Gewässertypisches Umgehungsgerinne	xx	0,7		180	70		175	25	180	xx	
Schlitzpass	10 - 13*)	5,9	220	150	60	2,2	175	66,5		20	
Aufgelöste Rampe	10 - 13*))))	80))	30)	xx	
<p>Anmerkungen:</p> <p>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. 3 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.</p> <p>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.</p> <p>Schlitzpass: Die minimale Tiefe ist der Mittelwert aus ho (Tiefe oberhalb Schlitz) und hu (Tiefe unterhalb Schlitz). Die Mindestschlitzweite wird mit 20 cm festgelegt, da bei kleineren Schlitzbreiten aufgrund der erhöhten Verkläusungswahrscheinlichkeit die permanente Passierbarkeit mit zumutbarem Instandhaltungsaufwand nicht gewährleistet werden kann. Die erforderliche Mindestdotation kann durch Reduktion des Gefälles oder Erhöhung der Sohlrauigkeit (siehe Kap. 3) vermindert werden. Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.</p> <p>Aufgelöste Rampe: Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT</p>											

Fischregion:	Epipotamal mittel		Maßgebende Fischart:		Barbe		Länge (cm):	60			
Energiedissipation (W/m ³):	100						Höhe (cm):	11			
Maßgebende Beckendimensionen für FAH Standard											
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)	min mittl. Tiefe Schlitz in Schwelle
Naturnaher Beckenpass	10 - 13*)	3,7	350	210	85	3,2	250			38	56
Gewässertypisches Umgehungsgerinne	xx	1,0		180	85		350	30	220	xx	
Schlitzpass	10 - 13*)	5,4	240	160	75	3,2	250	81,5		25	
Aufgelöste Rampe	10 - 13*))))	80))	30)	xx	
<p>Anmerkungen:</p> <p>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. 3 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.</p> <p>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.</p> <p>Schlitzpass: Die minimale Tiefe ist der Mittelwert aus ho (Tiefe oberhalb Schlitz) und hu (Tiefe unterhalb Schlitz). Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.</p> <p>Aufgelöste Rampe: Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT</p>											

Fischregion:	Epipotamal mittel		Maßgebende Fischart:		Hecht		Länge (cm):	90			
Energiedissipation (W/m ³):	100						Höhe (cm):	12			
Maßgebende Beckendimensionen für FAH Standard											
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/Kolk (cm)	Becken-volumen (m ³)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/Furt (cm)	min Breite Schwelle/Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)	min mittl. Tiefe Schlitz in Schwelle
Naturnaher Beckenpass	10 - 13*)	3,0	440	260	85	4,9	300			45	56
Gewässertypisches Umgehungsgerinne	xx	0,7		270	85		400	35	250	xx	
Schlitzpass	10 - 13*)	4,8	270	180	75	4,0	300	81,5		30	
Aufgelöste Rampe	10 - 13*))))	80))	30)	xx	
<p>Anmerkungen:</p> <p>Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechthckschlitz mit der 1,5 fachen Schlitzweite des Vertical Slot und 2/3 der maximalen Beckentiefe gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 3 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.</p> <p>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.</p> <p>Schlitzpass: Die minimale Tiefe ist der Mittelwert aus ho (Tiefe oberhalb Schlitz) und hu (Tiefe unterhalb Schlitz). Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.</p> <p>Aufgelöste Rampe: Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQ</p>											

Fischregion:	Epipotamal mittel		Maßgebende Fischart:		Huchen		Länge (cm):	90			
Energiedissipation (W/m ³):	100						Höhe (cm):	14			
Maßgebende Beckendimensionen für FAH Standard											
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/Kolk (cm)	Becken-volumen (m ³)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/Furt (cm)	min Breite Schwelle/Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)	min mittl. Tiefe Schlitz in Schwelle
Naturnaher Beckenpass	10 - 13*)	3,2	410	250	100	5,1	400			48	66
Gewässertypisches Umgehungsgerinne	xx	0,6		270	100		450	37	290	xx	
Schlitzpass	10 - 13*)	4,6	280	190	90	5,1	400	96,5		32	
Aufgelöste Rampe	10 - 13*))))	80))	40)	xx	
<p>Anmerkungen:</p> <p>Naturnaher Beckenpass: Beim Beckenpass wird die Dotation vereinfacht als Rechthckschlitz mit der 1,5 fachen Schlitzweite des Vertical Slot und 2/3 der maximalen Beckentiefe gerechnet. Die tatsächliche Ausformung der Schwellen wird in Kap. 3 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.</p> <p>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.</p> <p>Schlitzpass: Die minimale Tiefe ist der Mittelwert aus ho (Tiefe oberhalb Schlitz) und hu (Tiefe unterhalb Schlitz). Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.</p> <p>Aufgelöste Rampe: Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQ</p>											

Fischregion:	Epipotamal groß		Maßgebende Fischart:		Huchen		Länge (cm):	100			
Energiedissipation (W/m ³):	100						Höhe (cm):	16			
Maßgebende Beckendimensionen für FAH Standard											
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/Kolk (cm)	Becken-volumen (m ³)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/Furt (cm)	min Breite Schwelle/Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)	min mittl. Tiefe Schlitz in Schwelle
Naturnaher Beckenpass	10 - 13*)	2,7	480	290	110	7,5	500			53	73
Gewässertypisches Umgehungsgerinne	xx	0,6		300	110		550	40	300	xx	
Schlitzpass	10 - 13*)	4,2	310	210	105	7,0	550	111,5		35	
Aufgelöste Rampe	10 - 13*)	')	')	')	100	')	')	40	')	xx	
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. 3 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 Tiefe ist der Mittelwert aus ho (Tiefe oberhalb Schlitz) und hu (Tiefe unterhalb Schlitz). 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										

Fischregion:	Epipotamal groß		Maßgebende Fischart:		Wels		Länge (cm):	120			
Energiedissipation (W/m ³):	100						Höhe (cm):	23			
Maßgebende Beckendimensionen für FAH Standard											
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/Kolk (cm)	Becken-volumen (m ³)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/Furt (cm)	min Breite Schwelle/Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)	min mittl. Tiefe Schlitz in Schwelle
Naturnaher Beckenpass	10 - 13*)	2,4	550	330	120	10,8	800			75	79
Gewässertypisches Umgehungsgerinne	xx	0,5		360	120		950	45	370	xx	
Schlitzpass	10 - 13*)	3,5	370	250	120	11,5	900	126,5		50	
Aufgelöste Rampe	10 - 13*)	')	')	')	100	')	')	50	')	xx	
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. 3 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 Tiefe ist der Mittelwert aus ho (Tiefe oberhalb Schlitz) und hu (Tiefe unterhalb Schlitz). 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										

Fischregion:		Seezubringer, -ausrinn		Maßgebende Fischart:		Seeforelle		Länge (cm):		90	
Energiedissipation (W/m ³):		100						Höhe (cm):		20	
Maßgebende Beckendimensionen für FAH Standard											
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/Kolk (cm)	Becken-volumen (m ³)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/Furt (cm)	min Breite Schwelle/Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)	min mittl. Tiefe Schlitz in Schwelle
Naturnaher Beckenpass	10 - 13*)	3,0	440	260	110	6,4	500			53	73
Gewässertypisches Umgehungsgerinne	xx	0,6		270	110		800	45	370	xx	
Schlitzpass	10 - 13*)	4,2	310	210	105	7,0	550	111,5		35	
Aufgelöste Rampe	10 - 13*)	*)	*)	*)	100	*)	*)	40	*)	xx	
<p>Anmerkungen:</p> <p>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. 3 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.</p> <p>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.</p> <p>Schlitzpass: Die minimale Tiefe ist der Mittelwert aus ho (Tiefe oberhalb Schlitz) und hu (Tiefe unterhalb Schlitz). Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.</p> <p>Aufgelöste Rampe: Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT</p>											

Fischregion:		Gründlings- und Schmerlenb.		Maßgebende Fischart:		Aitel		Länge (cm):		40	
Energiedissipation (W/m ³):		100						Höhe (cm):		8	
Maßgebende Beckendimensionen für FAH Standard											
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/Kolk (cm)	Becken-volumen (m ³)	Dotation (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/Furt (cm)	min Breite Schwelle/Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)	min mittl. Tiefe Schlitz in Schwelle
Naturnaher Beckenpass	10	4,5	220	130	70	1,0	100			23	40
Gewässertypisches Umgehungsgerinne	xx	0,9		120	70		100	20	130	xx	
Schlitzpass	10	5,9	170	110	60	1,2	125	65		15	
Aufgelöste Rampe	10	*)	*)	*)	80	*)	*)	20	*)	xx	
<p>Anmerkungen:</p> <p>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. 3 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.</p> <p>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.</p> <p>Schlitzpass: Die minimale Tiefe ist der Mittelwert aus ho (Tiefe oberhalb Schlitz) und hu (Tiefe unterhalb Schlitz). Die Mindestschlitzweite wird mit 20 cm festgelegt, da bei kleineren Schlitzbreiten aufgrund der erhöhten Verklausungswahrscheinlichkeit die permanente Passierbarkeit mit zumutbarem Instandhaltungsaufwand nicht gewährleistet werden kann. Die erforderliche Mindestdotation kann durch Reduktion des Gefälles oder Erhöhung der Sohlrauigkeit (siehe Kap. 3) vermindert werden. Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.</p> <p>Aufgelöste Rampe: Individuelle Bemessung entsprechend den im Bericht angeführten Bemessungswerten für MJNQT</p>											

Fischregion:	Donau		Maßgebende Fischart:		Wels		Länge (cm)	150			
Energiedissipation (W/m ³):	100						Höhe (cm):	31			
Maßgebende Beckendimensionen für FAH Standard											
Fischpasstyp	max. Spiegel-differenz (cm)	max. Gefälle (%)	Min. Becken-länge (cm)	Min. Breite (cm)	min Maximal-tiefe Becken/Kolk (cm)	Becken-volumen (m3)	Dotatio n (l/s)	min. Maximal-tiefe Schlitz/Furt (cm)	min Breite Schwelle/Furt (cm)	min Schlitz-weite (cm)	min mittl. Tiefe Schlitz in Schwelle
Naturnaher Beckenpass	10	1,4	700	420	170	25,3	1200			90	112
Gewässertypisches Umgehungsgerinne	xx	0,4		450	170		1900	60	450	xx	
Schlitzpass	10	2,2	450	300	160	22,3	1400	165		60	
<p>Anmerkungen:</p> <p>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. 3 dargestellt.</p> <p>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.</p> <p>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.</p> <p>Schlitzpass: Die minimale Tiefe ist der Mittelwert aus ho (Tiefe oberhalb Schlitz) und hu (Tiefe unterhalb Schlitz). Die Beckenlänge wird aus dem erforderlichen Beckenvolumen berechnet, die Beckenbreite beträgt 2/3 der Länge.</p>											