

Projekt zur Verbesserung der Fischreproduktion der Bachforelle (*Salmo trutta*) im Nationalpark Thayatal

Bericht:
Darstellung von Strukturmaßnahmen in Hinblick auf Hydrologie,
Habitate, Laich- und Schonstrecke



Auftraggeber:

Nationalpark Thayatal GmbH

Auftragnehmer:

Ingenieurbüro für Landschaftsplanung & Landschaftspflege DI Georg Holzer

Als Mitglied des Fachverbandes vertreten bei



Wien, November 2011



Verfasser:

DI Georg Holzer
Ingenieurbüro für Landschaftsplanung und Landschaftspflege DI Georg Holzer/
Schwerpunkt: Gewässer- und Fischökologie

Büro: Schönbrunner Allee 30/5, 1120 Wien

Privat: Fendigasse 26/27, 1050 Wien

e-mail: holzer.georg@chello.at

Tel. Nr.: 0676/6048234

INHALTSVERZEICHNIS

1	Einleitung	4
2	Hydrologie & Öffnung des Kontinuums.....	4
2.1	Abgabe von Tiefenwasser aus dem Staubereich Frain.....	4
2.2	Öffnung des Kontinuums.....	5
2.2.1	Maßnahmen zur Sanierung des Kontinuums	5
2.2.2	Wichtige Kennwerte für den Bau von funktionstüchtiger Fischaufstiegshilfen	11
2.3	Passierbarkeit der beiden großen Kraftwerke	14
2.4	Passierbarkeit der 9 Wehre entlang der Nationalparkstrecke	16
2.4.1	Asymmetrisches Raugerinne	17
2.4.2	Bautyp – Asymmetrisches Raugerinne	19
2.5	Erhöhung des Mindestabflusses sowie die Schwall- Sunk Problematik im Nationalparkgebiet.....	25
3	Habitatverbesserungen.....	25
3.1	Aufweitungsstrecken	26
3.2	Totholz.....	27
3.3	Laichhabitat.....	27
3.4	Beachtung weiterer Fischarten im Nationalpark.....	28
4	Fischerei und fischereiliche Bewirtschaftung im Nationalpark	29
5	Literatur.....	33

1 EINLEITUNG

Der Nationalparkbereich kann unter den gegebenen Bedingungen durch das Kraftwerk Vranov (Frain) nicht den guten Zustand im Sinne der EU-WRRL erreichen. Allerdings ist das gute ökologische Potenzial auch noch lange nicht erreicht.

Um dieses geforderte gute ökologische Potential anzustreben ist die Passierbarkeit im Längskontinuum anzustreben. Ebenso müssen Schritte zur Beendigung beziehungsweise Dämpfung des Schwallbetriebes eingeleitet werden. Neben den beiden großen Kraftwerken am Beginn und um Ende des Nationalparkgebietes, sollten auch die 9 vorhandenen Längskontinuumsunterbrechungen entlang der Thaya im Nationalparkgebiet bei jedem Wasserstand passierbar sein.

Weiters muss der gestörte Geschiebehalt, hervorgerufen ebenfalls durch das Kraftwerk Vranov durch eine gezielte Geschiebezufuhr bzw. durch ein künstliches Laichplatzmanagement ersetzt werden. Dadurch sollte es möglich sein, zumindest der hyporhithralen Fischfauna (Äschenregion) einigermaßen vernünftige Lebensbedingungen zu bieten, die einen sich selbst erhaltenden Fischbestand in einer entsprechenden Quantität ermöglichen.

Die Mindestabflusswerte in der Restwasserstrecke sowie die Anpassung der Abflussverhältnisse an ein natürliches Gewässer sind ebenfalls zu diskutieren.

Mögliche Habitatverbesserungen (z.B.: Totholz) sowie eine Ansiedelung weiterer hier fehlenden Fischarten (z.B.: Aalrutte) sind ebenfalls anzudenken.

2 HYDROLOGIE & ÖFFNUNG DES KONTINUUMS

2.1 ABGABE VON TIEFENWASSER AUS DEM STAUBEREICH FRAIN

Der gesamte Charakter der Fließstrecke im Nationalparkgebiet steht oder fällt mit der Abgabe von Tiefenwasser oder einem Wechsel hin zur Abgabe von Oberflächenwasser aus dem Staubereich Frain.

Seit dem Bestehen des Kraftwerkes Frain wird in die flussab gelegene Restwasserstrecke Tiefenwasser aus 40 m Wassertiefe abgegeben. Dies ist der Hauptgrund für die vollzogene Fischregionsänderung von der ursprünglichen Barbenregion in die jetzt vorliegende Äschen- bzw. Forellenregion.

Daher ist die entscheidende Frage ob hier die ursprüngliche Barbenregion wieder angestrebt wird oder die derzeitige Äschen- bzw. Forellenregion erhalten werden soll. Diese Entscheidung ist maßgeblich für die weitere Vorgehensweise und sollte vor allen weiteren Maßnahmen abgeklärt werden.

Das laufende Projekt „Verbesserung der Fischreproduktion der Bachforelle (*Salmo trutta*) im Nationalpark Thayatal“ spricht jedoch für den Erhalt der Äschen- bzw. Forellenregion und ein möglicher Wechsel von Tiefenwasser hin zum Ablass von Oberflächenwasser würde das gesamte Projekt in Frage stellen. Daher werden alle weiteren hier vorgeschlagenen Maßnahmen auf den Erhalt der Äschen- bzw. Forellenregion bezogen.

2.2 ÖFFNUNG DES KONTINUUMS

Zur Passierbarkeit von Kontinuumsunterbrechungen wurden in Österreich im Zuge des MIRR-Projektes Richtlinien erstellt. Diese Richtlinien gelten seit dem Jahr 2007 und dienen als Hilfestellung bei der Typenauswahl und Planung von Fischaufstiegshilfen. Anschließend ein kurzer Auszug aus dieser Richtlinie (Zitek et al. 2007):

2.2.1 MAßNAHMEN ZUR SANIERUNG DES KONTINUUMS

Zur Sanierung von Kontinuumsunterbrechungen stehen grundsätzlich zwei Optionen zur Verfügung:

- die Entfernung der Wanderbarriere bzw.
- der Bau einer Fischaufstiegshilfe.

Die Entfernung eines Querbauwerkes ist dann sinnvoll, wenn weder Nutzungen noch schutzwasserwirtschaftlichen Funktionen wesentlich eingeschränkt werden. Ist die Entfernung nicht möglich, muss als zweite Option eine funktionsfähige Fischaufstiegshilfe errichtet werden. Übergeordnetes Ziel einer Fischaufstiegshilfe (FAH) sollte es sein, den größtmöglichen Beitrag zur Wiederherstellung des „guten ökologischen Zustandes“ eines Gewässers zu leisten. Daher wird heute grundsätzlich bei der Konzeption einer FAH vom ursprünglichen bzw. potenziellen Fischbestand des jeweiligen Gewässertyps ausgegangen und diejenige Art für die ökologische Bemessung herangezogen, die die höchsten Ansprüchen (bzw. die geringsten Schwimmleistung) besitzt (Jungwirth & Pelikan, 1989). Im besten Fall ermöglicht eine FAH der gesamten, im Gewässer potenziell, natürlich vorkommenden Fauna zu jeder Zeit und bei allen Wasserständen ungehinderte Wanderbewegungen zwischen den zuvor durch die Wanderbarriere getrennten Gewässerabschnitten (Gumpinger, 2001).

Definition Fischaufstiegshilfen (FAHs):

Fischaufstiegshilfen sind bauliche Einrichtungen, die dem vorhandenen Fischbestand und/oder anderen aquatischen Lebewesen (Benthosorganismen) die Überwindung eines künstlich geschaffenen Hindernisses ermöglichen (Jungwirth & Pelikan, 1989).

Wiederhergestellt werden soll dabei vor allem ein Lebensraumverbund, der von einer flusstypspezifischen Fischfauna im Lauf eines Jahres aufgesucht werden muss um Reproduktion und Überleben sicherzustellen („home range“) bzw. die Möglichkeit einer Wiederbesiedelung z. B. nach lokalem Aussterben oder Abdriften bei Katastropheneignissen.

Grundsätzlich lassen sich Fischaufstiegshilfen in zwei Bautypen unterscheiden:

Naturnahe Fischaufstiegshilfen

- o Aufgelöste Sohlrampe
- o Raugerinne
- o Umgehungsarm
- o Umgehungsgerinne
- o Naturnaher Beckenpass

Technische Fischaufstiegshilfen

- o Beckenpass
- o Schlitzpass
- o Denilpass
- o Borstenpass
- o Aalleiter
- o Fischlift
- o Fischschleuse

Fische können FAHs nur dann nützen, wenn diese richtig konstruiert sind und den Anforderungen der Fische gerecht werden. Mehrere Faktoren sind dafür verantwortlich, dass der Fisch den richtigen Weg in die FAH findet, bzw. es zu einer erfolgreichen Durchwanderung der FAH kommt.

Die folgenden Ausführungen dienen lediglich als Entscheidungshilfe für die Konstruktion einer „optimalen“ FAH; zu Bau und Konstruktionsweise von FAHs liegen bereits zahlreiche Grundlagenwerke vor (Clay, 1995; DVWK, 1996; Larinier et al., 2002; Adam et al., 2005).

Schema zur Auswahl des passenden FAH-Typs zur Wiederherstellung des Kontinuums

Generell ist auch davon auszugehen, dass die naturnächste Lösung der Wiederherstellung des Kontinuums bestmöglich dazu geeignet ist, zur Entwicklung einer natürlichen ökologischen Funktionsfähigkeit eines Gewässers beizutragen (Gebler, 1998). Erreicht wird dies vor allem durch eine Wiederherstellung der Konnektivität für alle aquatischen Organismen, die volle Ermöglichung des Geschiebedurchganges und Maßnahmen zur Verhinderung von Schädigungen der Fische bei der Flussabwärtswanderung durch Turbinen. Aus diesem Grunde sollte bei der Planung einer FAH in einem ersten Schritt immer danach gefragt werden, ob sich das Bauwerk unter Berücksichtigung energie-, und schutzwasserwirtschaftlicher bzw. flussmorphologischer Belange vollständig entfernen ließe. Erfahrungswerte bestehen dazu vor allem in Amerika (Bednarek, 2001; Gregory et al., 2002; Heinz, 2002; Higgs, 2002; Doyle et al., 2003a; Doyle et al., 2003b; Stanley & Doyle, 2003), bzw. in jüngster Zeit auch im deutschsprachigen Raum (Hanfland et al., 2007).

Kann das Bauwerk nicht entfernt werden, stellt das untenstehende Schema eine Hilfe zur Auswahl des passenden FAH-Typs dar (Abb. 1). Die Beschreibung der Bauwerkstypen entspricht weitgehend der in den DVWK-Merkblättern (1996) verwendeten Terminologie; detaillierte Grenzwerte und Informationen zum Bau der unterschiedlichen Bauwerkstypen lassen sich, sofern nicht anders angegeben (siehe auch Kap. 2.2.2 „Wichtige Kennwerte für den Bau von funktionstüchtiger Fischaufstiegshilfen“), ebenfalls dort entnehmen.

Naturnaher Umgehungsarm

Ein naturnaher Umgehungsarm entspricht in seiner Ausformung weitgehend dem natürlichen Fluss, der in einem neuen Bett das Querbauwerk mit nahezu vollständiger natürlicher (Mittel-) Wasserführung umfließt. Bei stark erhöhter Wasserführung wird ein Teil des Wassers zumeist über das noch bestehende Wehr abgeführt. Dieser Typ lässt sich nur bei einem Querbauwerk ohne Wasserkraftnutzung errichten, stellt jedoch sowohl Flussauf- als auch Flussabwärtswanderung in optimaler Weise sicher und erfordert nur geringen Bauaufwand.

Aufgelöste Rampen

Aufgelöste Rampen sind Bauwerke, die sich über die gesamte Flussbreite erstrecken und meist einen Großteil des Abflusses abführen. Voraussetzung für den Bau von Rampen ist meist das Fehlen einer energiewirtschaftlichen Nutzung. In diesem Fall stellt dieser Bautyp vor allem im Rhithral meist eine optimale Lösung dar. Die Rampe sollte ein der Fischregion entsprechendes Gefälle aufweisen und möglichst rau ausgebildet sein bzw. durchgehende Wanderrouten für Fische mit entsprechenden Bedingungen bezüglich der Fließgeschwindigkeit aufweisen. Weiters sollte je nach Ortsgegebenheiten (Untergrundverhältnisse, Bodenart, Textur) Dichtmaterial eingesetzt werden, um bei niedrigem Sommerabfluss Versickerung zu vermeiden. Zu beachten ist jedoch bei einer Nassbauweise die Toxizität von Beton. Zusätzlich muss die FAH auf HW-Situationen ausgelegt werden bzw. müssen die Steine ausreichend fixiert werden, um bei erhöhter Wasserführung nicht in Bewegung zu geraten (Harris et al., 1998). Auch die Form der Steine ist ein wichtiges Kriterium für die Funktionsfähigkeit der FAH, die dem Belastungsdruck

des Wasserkörpers/der Strömung Stand halten muss. Detaillierte Beschreibungen zum Bau von Rampen finden sich in Gebler (1991), DVWK (1996) und Nestmann & Lehmann (2000). Im Potamal ist dieser Bautyp vor allem dann zur Anwendung zu bringen, wenn zwar fast der gesamte Abfluss zur Verfügung steht, jedoch limitierte Platzbedingungen vorliegen und standortgemäßere Typen (Umgehungsarm) nicht zur Anwendung kommen können. Die quantitative Durchgängigkeit von Rampen für viele Fischarten sind sowohl für Rhithral (Petz-Glechner et al., 2006) als auch Potamal (Zitek & Schmutz, 2004; Zitek et al., 2004b) nachgewiesen. Vorteile von Rampen sind vor allem die nahezu vollständige Wiederherstellung der Durchgängigkeit in Richtung flussauf und flussab. Durch die hohen Anforderungen an die Standfestigkeit bei hydraulischen Höchstbelastungen und die gleichzeitige Forderung nach optimaler Durchgängigkeit auch für schwimmschwache Fische kann der Bauaufwand jedoch beträchtlich sein.

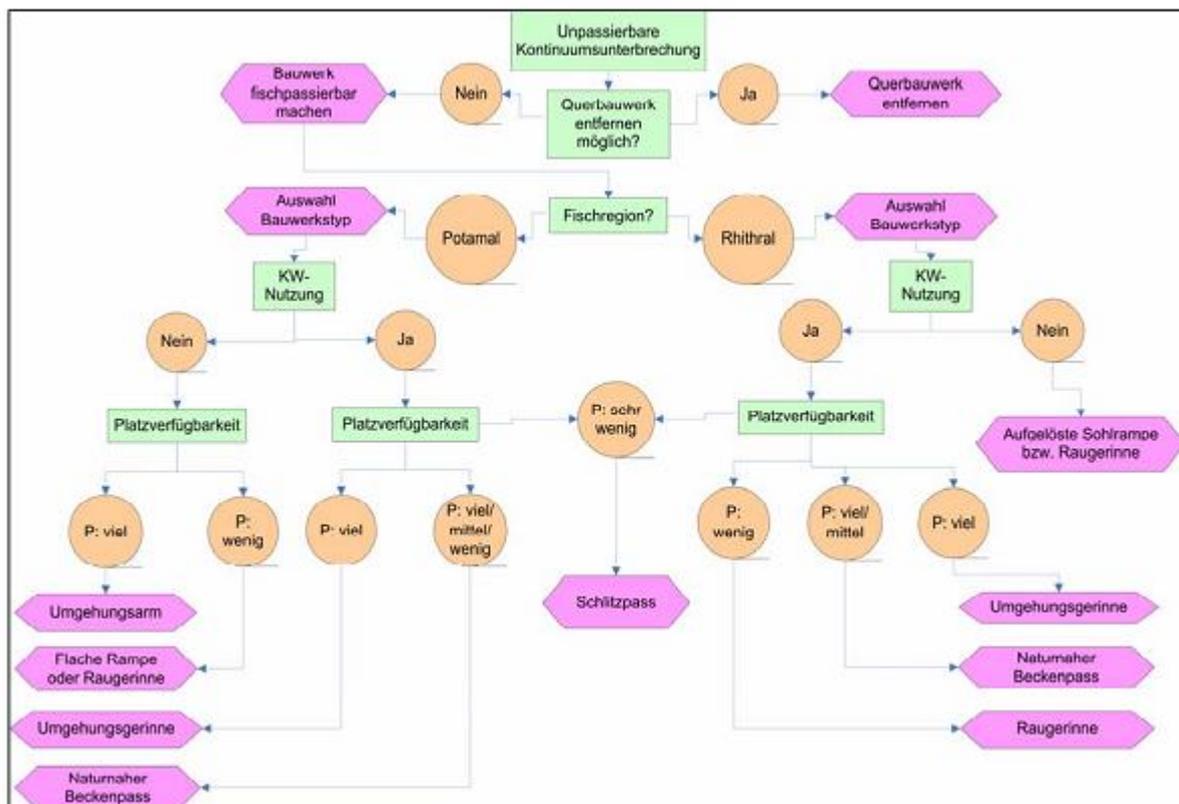


Abb. 1: Schema zur Auswahl des passenden Fischaufstiegshilfen-Typs je Fischregion und Platzangebot (P...Platz).

Naturnahes Umgehungsgerinne

Ein naturnahes Umgehungsgerinne stellt vor allem dort eine optimale Lösung dar, wo relativ viel Platz zur Überwindung des Höhenunterschiedes bei zugleich eher geringem Gefälle zur Verfügung steht. Generell sollte der Umgebungsarm als naturnahes Gerinne ausgestaltet, und das Gefälle dem Gewässertyp angepasst sein (auf jeden Fall < 2 %). Ist aufgrund von Platzmangel ein höheres Gefälle anzustreben, steht ein anderer Bautyp zur Verfügung. Art und Ausformung von Umgehungsgerinnen orientieren sich immer an Typ und Größe der Gewässer. Die Dotation ist daher insbesondere von der jeweils größten aufstiegswilligen Fischart, dem Bedarf an Lockströmung und dem natürlichen Abfluss des Gewässers abhängig. Mindestdotationen von 200 l/s (bei kleinen Flüssen) bzw. 500 l/s (bei großen Flüssen) sollten jedoch generell eingehalten werden (Parasiewicz et al., 1998). Gebler (1998) nennt als notwendige Dotation für

naturnahe Umgehungsgerinne mind. 100-200 l/s pro Meter Gerinnebreite. Zu geringe Dotationen verhindern möglicherweise das erfolgreiche Durchwandern von naturnahen Umgehungsgerinnen (Aarestrup et al., 2003).

Essentiell für eine längerfristige Funktionalität naturnaher Umgehungsgerinne ist der Erhalt einer heterogenen Tiefenstruktur entsprechend natürlichen Kolk/Furt-Sequenzen. Daher muss insbesondere der Geschiebetransport des Vorfluters Berücksichtigung finden, um eine Ausschotterung des Umgebungsbaues selbst bzw. von Ein- und Ausstiegsbereichen (zumeist Bereiche in denen der Flussquerschnitt erweitert wurde und es dadurch zu verringerten Fließgeschwindigkeiten und erhöhten Sedimentationsprozessen kommt) zu vermeiden.

Ein wesentlicher Vorteil von Umgehungsgerinnen ist bei adäquater Ausführung die Schaffung von Zusatzlebensraum, speziell für Jungfische. Ein weiterer Vorteil ist der relativ geringe Bauaufwand. Das Umgehungsgerinne ist eine der kostengünstigsten Varianten, so ausreichend Platzangebot vorliegt. Gute Funktionalität ist bei entsprechender Bauausführung für diesen Typ von Fischaufstiegshilfen jedenfalls belegt (Eberstaller et al., 1998; Calles & Greenberg, 2005; Santos et al., 2005; Calles & Greenberg, 2007).

Raugerinne bzw. Übergang zum Raugerinne-Beckenpass

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

Naturnaher Beckenpass

Kann aus Platzgründen weder ein Umgehungsgerinne, noch eine Rampe oder ein Raugerinne angelegt werden, ist die Anlage eines naturnahen Beckenpasses zu überlegen. Für die Anlage eines naturnahen Beckenpass muss jedoch zumindest mittleres Platzangebot vorhanden sein. Das maximale Gefälle sollte ca. 5% nicht überschreiten, die Beckenübergänge sollten als raue Schwellen und nicht als glatte Stufen ausgebildet sein. Eine Möglichkeit der Ausprägung ist die Form einer so genannten rauen „Gleite“, bei der sich in Längsrichtung über eine relativ kurze Strecke ein Wasserpolster ausbildet, der von den Fischen durchschwommen wird. Generell sollte jedoch bei der Schwellenkonstruktion das Prinzip eines naturnahen Schlitzpasses mit bis zur Sohle reichenden schlitzartigen Durchlässen und ausgeprägter Strömungsvariabilität innerhalb des Schlitzes angestrebt werden, um auch die Wanderung bodenorientierter Arten sicherzustellen (Stuart & Berghuis, 2002).

Essentiell hinsichtlich einer ausreichenden Funktionalität auch für rheophile Fischarten wie die Nase ist die Ausprägung eines durchgehenden Stromstrichs bzw. einer Tiefenrinne. Je weniger Wasser zur Verfügung steht, desto ausgeprägter ist die Schwellenstruktur der Beckenübergänge auszuführen, was freilich mit gleichzeitiger Gefahr einer Funktionalitätseinschränkung einhergeht. Glatte Schwellen von 10-20 cm Höhe hindern z. B. Koppen vollständig an der Passage eines herkömmlichen Beckenpasses (Knaepkens et al., 2006). Zu vermeiden sind daher glatte, flache bzw. seichte und breite Überfälle (zu geringe Tiefen an den Beckenüberritten) und hohe Schwellen mit zu hohen Fließgeschwindigkeiten (siehe Abb. 2) bzw. zu turbulente Bereiche. Um die Turbulenz in Beckenstrukturen abzuschätzen, kann die sog. Energiedissipation (in W/m^3 angegeben) verwendet werden (DVWK, 1996).

Die Vorteile dieses Bauwerkstyps liegen darin, dass damit in naturnaher Ausprägung unter Einhaltung der oben genannten Faktoren eine gute Durchgängigkeit zu erreichen ist und gegebenenfalls auch Lebensraum geschaffen werden kann. Als Nachteil ist zu nennen, dass die

Schwellen aufwändig zu bauen sind, jede Schwelle bei nicht optimaler Bauweise eine Barriere bilden kann und die Anlage regelmäßig gewartet werden muss.

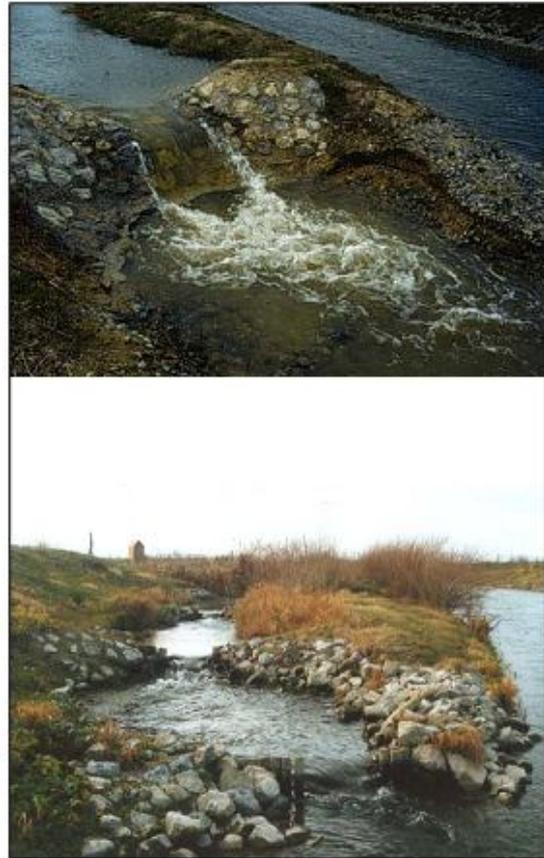


Abb. 2: Naturnaher Beckenpass am Marchfeldkanal bei Wehr 4; glatte und zu hohe Schwelle beim Einstiegsbereich – ein typischer Fehler beim Bau von Beckenpässen (oben); Ergänzung des Bauwerkes um ein Becken in Richtung flussab zur Reduktion der Absturzhöhe; Herstellung einer deutlich verbesserten Funktionalität der Anlage (unten).

Schlitzpass

Der Schlitzpass ist eine Weiterentwicklung des technischen Beckenpasses und diesem vorzuziehen. Dieser Fischaufstiegshilfen-Typ wird zumeist bei geringem Platzangebot eingesetzt. Kennzeichnend sind die ein oder zwei senkrechten schlitzförmigen Öffnungen pro Becken, welche über die gesamte Höhe der Beckenwände reichen. Der große Vorteil gegenüber anderen Bauweisen besteht darin, dass dieser Bautyp an fast jede Gelegenheit anzupassen ist; selbst dann, wenn mit anderen Bauwerken (aufgrund von Platzmangel) keine optimale Lage des Einstiegsbereiches erreicht werden kann. Steht mehr Platz zur Verfügung, wäre in den meisten Fällen freilich ein naturnaher Beckenpass oder naturnaher Schlitzpass, die mit einer ähnlichen Abflussmenge betreibbar sind, vorzuziehen.

Nachteile sind hohe Bau- und Instandhaltungskosten (aufgrund der hohen Verklauungsgefahr ist regelmäßig die Durchgängigkeit der Schlitze zu überprüfen, bei anderen Bauwerkstypen ist der Wartungsaufwand meist geringer). Generell sollten bei allen technischen Bautypen Totholz abweisende Bauteile vorgeschaltet werden (eintauchendes Schütz oder querliegende Schwimmkörper). Weiters wird mittels eines Schlitzpasses kein zusätzlicher Lebensraum geschaffen. In Österreich fehlen für das Potamal noch umfassende Untersuchungen dieses Bauwerkstyps, die generelle Funktionalität für potamale Fischarten wie Laube, Barbe, Brachse und Rotaugen bei Turbulenzwerten zwischen 150 und 200 W/m³ ist aber belegt (Travade et al., 1998). Für die diverse Fischfauna tropischer und subtropischer Flüsse ist eine gute Funktionalität bei Turbulenzwerten von rund 40 W/m³ belegt (Stuart & Mallen-Cooper, 1999). Bei Einhaltung entsprechend geringerer Grenzwerte für Turbulenz, Fließgeschwindigkeit Schlitzweite und Beckengröße kann von einer guten Funktionalität dieses Bautyps für alle potamalen Groß- und Kleinfischarten und deren unterschiedliche Altersstadien ausgegangen

werden. Wichtig ist jedenfalls eine teilweise Fixierung der eingebrachten Schottersohle, um Geschiebeverlagerungen vor allem im Schlitzbereich zu verhindern (Abb. 3). Zauner et al. (2005) beschreiben die technische Möglichkeit einer flexiblen Dotationsstafelung durch eine Reihe von Zusatzbecken im Einlaufbereich des Schlitzpasses, ohne dass dies zu einer Verschlechterung der hydraulischen Bedingungen innerhalb der FAH führt.



Abb. 3: Unerwünschte Geschiebebewegung im Schlitzbereich eines Schlitzpasses führt zu einer Beeinträchtigung der Funktionalität vor allem für bodenorientierte Arten und geänderten Fließgeschwindigkeitsbedingungen durch den Verlust von Rauzigkeit (links) (Wiesner et al., 2007); Einbau fixer Strukturen, um diese Geschiebebewegungen zu vermeiden (rechts) (Gumpinger & Siligato, 2005).

Borstenpass

Der Borstenpass wurde erst vor einigen Jahren entwickelt (Hassing, 2002). Grundlegende Intention der Entwicklung dieser neuen technischen Fischaufstiegshilfe war es, neben der Fischpassierbarkeit auch eine Konstruktion für die Durchgängigkeit von Sportbooten (Kanu, Paddelboote, etc.) zu schaffen (Kaufmann, 2007).

Besenartige Borstenreihen sind dabei versetzt in einem Gerinne angeordnet, die Sohle zumeist mit Substrat belegt. Dabei sind nicht nur Betonrinnen, sondern auch Raugerinne mit Borstenausstattung im Einsatz.

Diese Borsten sind ca. 50 cm lang, meist aus PP oder PE Kunststoff und werden in die Gerinnesohle einbetoniert oder verschraubt. Bei richtiger Anordnung der Borsten ergeben sich stark beruhigte hydraulische Verhältnisse bzw. Ruhezone für kleinere Fische. Fraglich ist jedoch bisher die Funktionalität vor allem für Großfischarten, bzw. auch die Lebensdauer der Kunststoffborsten. Weiters ist bei herbstlichem Laubfall und bei Flüssen mit starker Feinsedimentführung u. U. mit hohem Wartungsaufwand zu rechnen. Ein Vorteil dieser Bauweise besteht darin, dass auch Passierbarkeit für Kanufahrer gegeben ist.

Generell ist die Wissenslage bezüglich Haltbarkeit der Borsten, Wartungsaufwand und fischökologischer Eignung bisher eher gering, weshalb dieser Typ, außer für Spezialsituationen (keine Großfischarten zu erwarten, unbedingte Notwendigkeit für Kanupassage, bei eher geringer Wasserverfügbarkeit für die Fischaufstiegshilfe), noch nicht uneingeschränkt empfohlen werden kann bzw. weitere Untersuchungen abzuwarten sind.

Nicht zu empfehlen:

Denilpass

Diese Bauform wurde zwar in Österreich nicht weitergehend untersucht, kann aber aufgrund bestehender Erfahrungen nicht empfohlen werden. Der Vorteil, dass dieser FAH-Typ mit großem Gefälle angelegt werden kann, bringt aber zugleich viele Nachteile mit sich: hohe

Strömungsgeschwindigkeiten im Pass (nur für schwimmtüchtige Salmoniden geeignet), hohe Turbulenzen, kein Sohlmaterialeinbau möglich, kein Aufstieg für benthischen Invertebraten.

Technischer Beckenpass

Aufgrund der häufig auftretenden Probleme bei vor allem glatten Beckenübertritten ist ein Schlitzpass vorzuziehen.

Mit Vorsicht zu behandeln:

Kombinationen von FAHs in einem Bauwerk

Häufig wurden vor allem im Übergangsbereich von Kombinationsbauwerken schwerwiegende Beeinträchtigungen der Funktionalität beobachtet (zu hohe Turbulenzen bzw. Wechsel zu strömungsberuhigten Bereichen mit mangelnder Lockströmung). Es besteht daher das Problem, dass bei den in „Serie gereihten“ FAH Bautypen (z.B. Beckenpass mit Umgehungsgerinne), eine ungewollte Selektion der wandernden Fischarten erfolgt. Häufig gilt der Ausspruch: Nachteile addieren sich, Vorteile kompensieren sich.

Zu beachten:

Geschiebetransport

Verschiedene Fischaufstiegshilfen können sehr heikel auf stärkeren Geschiebetrieb reagieren und davon problemlos lahmgelegt werden können (siehe auch Kap. 2.2.1 „Naturnahes Umgehungsgerinne“). Bei manchen Fischpässen wie z. B. Beckenpässen oder Raugerinnepässen sowie aufgelösten Rampen stellt sich ein dynamisches Geschiebegleichgewicht mit Auflandung und Abtrag ein. Bei richtiger Konstruktion sind sie auch in geschiebeführenden Flüssen wartungsfrei. Sehr technische Pässe wie Schlitzpass oder Borstenfischpass spülen sich nicht selbständig frei und müssen mühsam händisch geräumt werden, wenn sie mit Geschiebe verfüllt werden. Bei diesen technischen Anlagen muss unbedingt die Geschiebefreiheit im Einlauf gewährleistet sein.

Ergänzung:

Eine zusätzliche FAH (als Ergänzung für einige Fischarten an einer anderen Stelle des Wehres) bzw. die Kombination einzelner Elemente unterschiedlicher FAH Typen an der „richtigen“ Stelle (z. B. ein Schlitzpass-Element als Einstieg) können sinnvolle Optionen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit darstellen.

Weiters erscheint eine Kombination des Schlitzpasses mit Borstenelementen durchaus erfolgsversprechend, wo es um weitere Platzeinsparung und Reduktion von Turbulenz geht.

2.2.2 WICHTIGE KENNWERTE FÜR DEN BAU VON FUNKTIONSTÜCHTIGER FISCHAUFSTIEGSHILFEN

Damit eine Fischaufstiegshilfe für möglichst alle vorkommenden Arten und Altersstadien für **einen Großteil des Jahres (rund 300 Tagen pro Jahr, außer zu Zeiten extremen Niederwassers bzw. Hochwassers) funktionstüchtig ist**, muss bei Planung und Bau vor allem auf **Auffindbarkeit und Durchwanderbarkeit** der Anlage geachtet werden (Schwevers & Adam, 2006). **Dazu sind vor allem Kenntnis des Wanderkorridores der Fische sowie der sich abflussbedingt ändernden hydraulischen Bedingungen im Unterwasser** (vor allem bei Niederwasser- bzw. erhöhter Mittelwasserführung und Hochwasser) **notwendig**.

Der **Einstiegsbereich** sollte möglichst **nahe am Wehr situiert sein** und **flussab an eventuell auftretende Turbulenzbereiche des Tosbeckens anschließen**. Wie die Eintiegslage in Bezug auf Turbinenauslass und hydraulische Muster im Unterwasser situiert werden sollte, ist ausführlich in Larinier et al. (2002) und DVWK (1996) beschrieben.

Zu beachten sind dabei auch die Drehrichtung der Turbine sowie die dadurch spezifischen Turbulenzmuster im Unterwasserbereich.

Die Lockströmung der FAH sollte zwischen dem 0,6 und 0,8-fachen der kritischen Geschwindigkeit liegen; eindeutig wahrgenommen wird diese vom Fisch erst dann, wenn sie sich um 0,15-0,2 m/s zu jenem Strömungsbereich unterscheidet, in dem die Flussaufwanderung stattfindet. **Optimale Lockströmungsgeschwindigkeiten für das Potamal werden mit rund 1m/s angegeben** (Pavlov, 1989).

Um eine klare Auffindbarkeit der Fischaufstiegsanlage zu gewährleisten, sollte die Mächtigkeit der Lockströmung generell 1-5 % des Durchflusses des Hauptflusses betragen, wobei bei schlechter Einstiegslage durchaus größere Mengen notwendig sein können (Larinier et al., 2002). Nicht alle Fischarten wandern dabei gleich gerne in zu klein dimensionierte FAHs ein. Für Salmoniden ist z. B. eine deutliche Präferenz für rasch fließende Zubringer belegt. Äschen wandern vor allem den Hauptfluss entlang, 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 Fischaufstiegshilfen eher meidet (Schmutz et al., 1998). **Insbesondere bei breiteren Flüssen ist es empfehlenswert, zwei Fischaufstiegsanlagen zu errichten**, um eine quantitative Passage wanderungswilliger Fische sicherzustellen (Larinier et al., 2002). Weiters **ist auf eine Sohlanbindung der Fischaufstiegshilfe sowohl im Unterwasser als auch im Oberwasser zu achten**. Mittels Anpassungen der Einstiegsbereiche kann oftmals schon eine deutliche Verbesserung der Funktionalität der FAH erreicht werden (Bunt, 2001; Laine et al., 2002).

Ein weiteres Problem ist die schlechte Auffindbarkeit von Fischaufstiegshilfen in Zusammenhang mit zu geringer Dotation von flussab des Wehres liegenden Restwasserstrecken bei Ausleitungskraftwerken. In diesen Bereichen wird das Flussbett in Niederwasserzeiten häufig ausschließlich durch die Dotation der Fischaufstiegshilfe gespeist.

Die ankommenden Fische werden aufgrund der fehlenden Mächtigkeit des Lockstromes häufig zum Ausrinn des Mühlbaches gelockt (Jens et al., 1997; Kolbinger, 2002; Zitek et al., 2004b). Jens et al. (1997) schlagen daher für diesen Fall die Errichtung zweier Aufstiegshilfen vor, wobei eine direkt am Wehr, die andere im Bereich des unterwasserseitigen Mühlbachausrinnes situiert werden sollte. Bei lediglich einer FAH am Wehr ist darauf zu achten, dass die Fische durch ausreichende Strömungsbedingungen auch in Niederwassersituationen bis zur Fischaufstiegshilfe gelockt werden.

Generell ist die Dotation naturnaher Umgehungsgerinne von der jeweils größten aufstiegswilligen Fischart, vom Bedarf an Lockströmung und dem natürlichen Abfluss des Gewässers abhängig. Mindestdotationen von 200 l/s (bei kleinen Flüssen) bzw. 500 l/s (bei großen Flüssen) sollten jedoch generell eingehalten werden (Parasiewicz et al., 1998). Als ausreichende Dotation für naturnahe Bauweisen nennt Gebler (1998) 100-200 l/s pro Meter Breite des Umgehungsgerinnes.

Weiters **kann eine Staffelung der Dotation** der Fischaufstiegshilfe, basierend auf einer genauen Kenntnis des Wanderzeitraumes, **zu einer deutlich optimierten Betriebsweise einer Fischaufstiegsanlage beitragen** (Abb. 4; Wiesner et al., 2007). Im beschriebenen Fall wurde zur Hauptwanderzeit die Dotation erhöht, in den dazwischen liegenden Zeitabschnitten deutlich verringert.

Soll eine Fischaufstiegshilfe für Kleinfischarten nicht selektiv wirken, **muss ein durchgehender Wanderkorridor geschaffen werden**, der ihrer Schwimmleistung entspricht. Kurze Bereiche (zum Beispiel Schwellen) erhöhter Geschwindigkeit (~ 1 m/s) können durch Sprintschwimmen bewältigt werden; grundsätzlich sollten jedoch Fließgeschwindigkeiten von 40-60 cm/s eingehalten werden bzw. müssen bei Auftreten lokal höherer Geschwindigkeiten Zonen mit geringerer Geschwindigkeit („Erholungszonen“) geschaffen werden (Jens et al., 1997). **Generell**

sollten die maximal auftretenden Fließgeschwindigkeiten im Potamal bei 1 m/s, im Rhithral bei 1,5-2 m/s, bei gleichzeitiger rauer Sohle, liegen (Tab. 1).

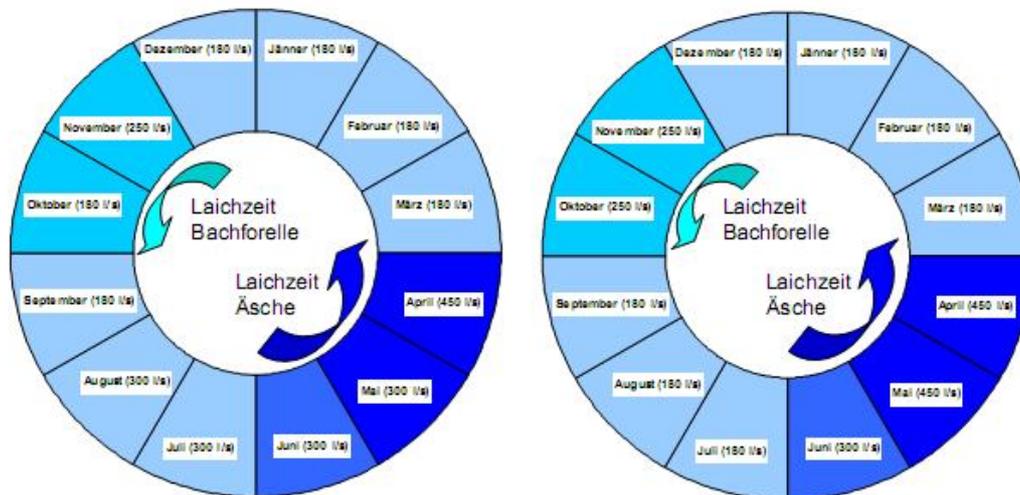


Abb. 4: Auf Basis von gewonnenen fischökologischen Erkenntnissen adaptierte Dotationsstaffelung für den Betrieb eines Schlitzpasses an der Mur bei Murau (ursprünglichen Vorgaben links, adaptiertes Regime rechts; Wiesner et al., 2007).

Ausgedehnte Bereiche, wo die Fließgeschwindigkeit unter einen Wert fällt, der eine Orientierung vor allem rheophiler Fische beeinträchtigt (ca. 0,3 m/s, Pavlov 1989), sollten vermieden werden bzw. ein Wanderkorridor mit durchgehender Strömung geschaffen werden.

Ausgedehnte Flachwasserbereiche (Furten), vor allem in naturnahen Umgehungsgerinnen, sind zu vermeiden bzw. ist auf einen ausreichend tiefen Wanderkorridor zu achten, der es auch Großfischen ermöglicht, die Fischaufstiegshilfe zu passieren. Hier können für das Rhithral 0,3 m, für das Hyporhithral und Potamal Mindesttiefen von 0,4 m bis 0,6 m angegeben werden (Gebler, 1998; Kolbinger, 2002; Dumont et al., 2005). Bei Bauwerkstypen mit Beckenstruktur erlauben größere Tiefen jedoch auch eine deutliche Reduktion der auftretenden Turbulenzen, weshalb in manchen Situationen sogar größere Mindesttiefen (bis zu 0,8 m) sinnvoll sein können.

Beckenlängen sollten mindestens zwischen 3 und 5 mal die Körperlänge der größten zu erwartenden Fische aufweisen. Bei der Konstruktion von Schwellen sind glatte Abstürze zu vermeiden, und wenn möglich bis zur Sohle durchgehende Schlitze an den Beckenübergängen anzustreben. Grenzwerte von max. 0,1 m Höhenunterschied im Potamal bzw. max. 0,2 m im Rhithral bei einer gleichzeitig ausreichenden Überströmung von min. 0,15-0,2 m Tiefe sind einzuhalten (Tab. 2).

Die maximale Turbulenz sollte im Potambereich in den Becken einer Fischaufstiegshilfe im Potamal bei rund 100 W/m³ liegen, im Rhithral bei rund 150-180 W/m³ (angelehnt an DVWK, 1996).

Empfohlene minimale Schlitzbreiten, angelehnt an DVWK (1996) und Dumont et al. (2005), sind: 0,2 m (Bachforelle, Äsche bis rund 40 cm Körperlänge), 0,25 m (Bachforelle, Äsche > 40 cm Körperlänge), 0,3 m (große Aitel, Brachsen) und > 0,4 m (Fische > 60 cm Körperlänge und Großfischarten wie Wels, Huchen usw.).

Weitere wichtige Hinweise zur Konstruktionsweise des jeweiligen Bautyps finden sich in DVWK (1996), Larinier et al. (2002) Dumont et al. (2005) bzw. in Kapitel 2.2.1 („Schema zur Auswahl des passenden FAH-Typs zur Wiederherstellung des Kontinuums“).

Tab. 1: Richtwerte unterschiedlicher Autoren für Strömungsgeschwindigkeiten in FAHs und davon abgeleitete Empfehlungen.

Maximale Fließgeschwindigkeit (m/s)	Fischregion	Autor
1,5-1,8	Rhithral	Steiner (1992)
1,8	Rhithral	Jungwirth & Pelikan (1989)
1	Potamal	
2	Rhithral	Gebler (1991)
bis 1,5 für größere Cypriniden bis 1 Jungfische & Kleinfischarten	Potamal	
1,5-2 (bei rauer Sohle!)	Rhithral	EMPFOHLEN
1 (bei rauer Sohle!)	Potamal	

Tab. 2: Richtwerte unterschiedlicher Autoren für Höhendifferenzen in FAHs und davon abgeleitete Empfehlungen.

Max. Höhendifferenzen (m)	Fischregion	Autor
0,1	Potamal	Parasiewicz & Tesar (1992)
0,3	Rhithral	Jungwirth et al. (1988)
0,1	Potamal	
0,3	Rhithral	Gumpinger (2000)
0,15	Potamal	
0,2	Rhithral	EMPFOHLEN
0,15	Hyporhithral/Epipotamal	
0,1	Potamal	

2.3 PASSIERBARKEIT DER BEIDEN GROßEN KRAFTWERKE

Die Thaya im Nationalparkbereich wird stark von den beiden großen Kraftwerken am Beginn (Kraftwerk Frain) und am Ende des Nationalparks (Kraftwerk Znaim) beeinflusst. Die Passierbarkeit dieser beiden Kraftwerke mittels Fischeaufstiegshilfen (FAH) wäre hier anzudenken.

Kraftwerk Frain

Die Höhe des Kraftwerkdammes sowie die räumlich sehr eingeschränkten Möglichkeit schließen eine Planung einer FAH zum aktuellen Zeitpunkt eher aus, da die technische Ausführung nur mit erheblichen Kosten durchführbar wäre. In Frage käme hier auf Grund der Gegebenheiten nur ein technischer Schlitzpass.



Abb. 5: Kraftwerk Frain

Kraftwerk Znaim

Hier ist die Planung einer FAH aufgrund der räumlichen Gegebenheiten durchaus vorstellbar. Die FAH des Kraftwerkes könnte mit einem technischen Schlitzpass linksufrig angebunden werden.



Abb. 6: Kraftwerk Znaim: möglicher Fischaufstieg „technischer Schlitzpass“ (genügend Platz vorhanden)

2.4 PASSIERBARKEIT DER 9 WEHRE ENTLANG DER NATIONALPARKSTRECKE

Entlang der Thaya im Nationalparkgebiet befinden sich neben den beiden großen Kraftwerken am Beginn und am Ende des Nationalparks, weitere 9 Längskontinuumsunterbrechungen in Form von alten Mühlwehren. All diese Wehre sind nur bei höheren Abflüssen passierbar und stellen somit bei normaler Wasserführung unpassierbare Längskontinuumsunterbrechungen dar. Die Öffnung dieser Wehre wäre aus gewässerbaulicher Sicht relativ einfach umzusetzen. Je nach Wehranlage können entweder die alten Werkskanäle neu angebunden oder ein Teil der vorhandenen Steinwehre aufgebrochen und in Form von Raugerinne geöffnet werden.

Werden die alten Werkskanäle als Umgehungsgerinne neu angebunden, sollten diese Bereiche speziell als Laich- und Jungfischhabitate angelegt werden. Diese Vorgehensweise würde neben der Passierbarkeit, wichtige in der Thaya kaum vorhandene Laichareale schaffen, die zusätzlich noch Hochwasser sicher wären.

Eine Kombination von Raugerinne (am Wehr) und Umgehungsgerinne (Werkskanal) wäre aufgrund des Mangels an Laichhabitat ebenfalls eine sinnvolle Lösung.

Ein völliges Entfernen der vorhandenen Wehranlagen wäre ebenfalls denkbar. Hier müssen jedoch die Auswirkungen auf den Grundwasserspiegel, sowie die Entwicklung der Gewässersohle und der Uferbereiche in den neu geschaffenen Bereichen abgeklärt werden. Ebenso muss die Entwicklung des Landschaftsbildes, die Auswirkungen der Entfernung der Wehranlagen auf den bestehenden Schwallbetrieb sowie eine mögliche Erhöhung des Eintrages von Erosionsmaterial in den Staubereich Zaim vorerst abgeklärt werden.

Die Planung und Umsetzung der Öffnung der Wehre müsste jedoch einzeln und im Detail ausgearbeitet werden.



Abb. 7: Wehr 1



Abb. 8: Wehr 2



Abb. 9: Wehr 3



Abb. 10: Wehr 4



Abb. 11: Wehr 5



Abb. 12: Wehr 6



Abb. 13: Wehr 7



Abb. 14: Wehr 8

Eine weitere in den MIRR Richtlinien (Zitek et al. 2007) nicht beschriebene Lösung wäre ein asymmetrisches Raugerinne (Mühlbauer et al. 2009). Diese Möglichkeit der Wiederherstellung des Kontinuums wird nun anschließend dargestellt.

2.4.1 ASYMMETRISCHES RAUGERINNE

2.4.1.1 Allgemeine Aspekte

Für die möglichst uneingeschränkte Passierbarkeit von Querbauwerken in Richtung flussauf für Fische und Rundmäuler (aller Arten und Altersstadien) und benthische Invertebraten sind im Fall einer artenreichen Zönose wie im Potamal und vielfach auch im Hyporhithral vielfältige Ansprüche hinsichtlich der Durchgängigkeit zu berücksichtigen. Diese biotischen Ansprüche von OWH lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Durchwanderbarkeit für alle Arten und Alterstadien: Hinsichtlich des Entwurfs von OWH sind dabei folgende biotische Aspekte relevant:

- o Große Fische
- o Arten die räumlich beengte Verhältnisse scheuen (z. B. Nase).
- o Schwachschwimmer
- o bodengebundene bzw. bodenorientierte Arten.

Auffindbarkeit und quantitative Einwanderung in die OWH

Bei Erfüllung dieser beiden Aspekte kann von einer geringen Beeinträchtigung der flussaufgerichteten Wanderung ausgegangen werden.

2.4.1.2 Durchwanderbarkeit der OWH für alle Arten und Altersstadien

Für die Erfüllung dieser biotischen Anforderung sind in den verschiedenen Gewässertypen folgende abiotische Aspekte maßgebend:

- Gewässerdimension: Die Breiten- und Tiefenmaße müssen die Wanderung großer Fische und von Arten mit Scheu vor beengten räumlichen Verhältnissen gewährleisten.
- Naturnahe Verhältnisse bezüglich Wasserspiegel- Energie- und Sohlgefälle (z. B. sohlebenener Anschluss, keine Abstürze, keine schießenden Fließzustände mit hohen Fließgeschwindigkeiten über das gesamte Profil).
- Naturnahe Sohl- und Uferstruktur: durchgehendes, standorttypisches Sohlsubstrat, naturnahe Uferstrukturen mit diversen Ruhe- und Einstandsmöglichkeiten (z. B. Flachufer für kleine Fische: Strömungsberuhigung, Schutz vor Prädatoren; Tiefstelle: Ruhezone und Sichtschutz für große Fische)
- Weitgehendes Kontinuum in der Dimension der OWH vom Unterwasser- bis ins Oberwasser. Wesentliche Reduktionen der Dimension der OWH im Längsverlauf können eine Zäsur in der OWH darstellen.

2.4.1.3 Auffindbarkeit und quantitative Einwanderung in die OWH

Der zweite wichtige Faktor für die biologische Durchgängigkeit ist die Gestalt des Einstiegs in die OWH. Im Bereich des Einstiegs müssen zunächst die Aspekte aus Kapitel 2.4.1.1 erfüllt sein. Bei eingeschränkter Wassermenge der OWH (z. B. Kraftwerksnutzung) kommt hinzu, dass die OWH für wanderungswillige Individuen auch tatsächlich als Kontinuum im Flusssystem (Hauptarm, Nebenarm, Zubringer) wahrgenommen werden muss. Die OWH muss also für die Organismen bemerkbar sein und eine Dimension besitzen, sodass sie als alternativer Wanderkorridor einerseits durch ausreichende Dimensionen angenommen werden kann und andererseits entsprechend der Verhaltensweise von Fischen („Fischpsychologie“) auch tatsächlich angenommen wird. Dafür sind neben der Ein- und Durchwanderbarkeit (siehe Kapitel 2.4.1.1) zwei abiotische Aspekte wesentlich:

o Größe der Leitströmung bzw. Dotation: Je größer der Anteil der Dotation der OWH an der Gesamtwassermenge ist, umso eher wird die OWH von wanderungswilligen Individuen als Kontinuum im Flusssystem angenommen.

o Position des Einstiegs zur Migrationsachse: Günstig sind Lagen am Querbauwerk bzw. in der Nähe der nicht passierbaren Hauptströmung (z. B. Turbinenauslass, Wehrkolk, markanter Einstand im Unterwasser, an dem migrierende Individuen vorbeikommen bzw. verharren).

2.4.2 BAUTYP – ASYMMETRISCHES RAUGERINNE

Allgemeines

Das Grundprinzip einer asymmetrischen Rampe bzw. eines Umgehungsgerinnes mit asymmetrischem Profile ist, dass eine naturnahe Steilstrecke des Flusses oder eines Nebenarms nachgebildet wird. Als Ziel wird angestrebt, die in Kapitel 2.4.1.1 angeführten Anforderungen möglichst vollständig zu erfüllen. Dabei sind grundsätzlich alle Formen der Hochwasserbelastung möglich:

- o Rampe mit vollem Hochwasserabfluss (Bauwerk über die gesamte Flussbreite)
- o Rampe mit teilweisem Hochwasserabfluss (Teilabflussrampe)
- o Umgehungsgerinne mit teilweisem Hochwasserabfluss (dynamisches Umgehungsgerinne)
- o Umgehungsgerinne ohne Hochwasserabfluss

Flachufer

Um im Gerinne Zonen mit durchgehender Strömungsberuhigung zu gewährleisten, weist zumindest ein Ufer einen flach ansteigenden Gradienten auf. Im Regelfall ergibt sich dadurch ein stark asymmetrisches Profil. Durch das asymmetrische Profil konzentrieren sich Abfluss und hohe Fließgeschwindigkeiten im Bereich der Tiefenrinne. Am Flachufer sind dadurch strömungsberuhigte Zonen für Arten und Stadien mit hoher Empfindlichkeit gegenüber hohen Fließgeschwindigkeiten gegeben. Wesentlich ist dabei, dass das Flachufer durchgehend ist. Ist es aus topographischen Gründen notwendig, dass das Flachufer aufs andere Ufer wechselt, ist dazwischen ein Abschnitt mit maximal einem Drittel des maximal zulässigen Gefälles erforderlich, der einen ungehinderten Wechsel von einer Flachuferzone in die andere ermöglicht. Die Länge dieses Abschnitts sollte mindestens eine, besser aber zwei Gerinnebreiten betragen.

Bei Flüssen über 40 m Breite sind bei Rampen, welche sich über die gesamte Gewässerbite erstrecken, auf beiden Seiten flache Ufer herzustellen.



Abbildung 15: Fließgeschwindigkeitsverteilung in einem stark asymmetrischen Profil; hellblau –geringe Fließgeschwindigkeit, dunkelblau – hohe Fließgeschwindigkeit



Abbildung 16: Verzahntes, strömungsberuhigtes Flachufer einer asymmetrischen Rampe am Beispiel Ruppühle bei Halbenrain an der Mur (ZAUNER & MÜHLBAUER, 2007).

Sohlstruktur

Wesentlich insbesondere für die Durchwanderbarkeit sohlgebundener Arten ist, dass eine möglichst gewässertypische Sohlstruktur gegeben ist. Bei Gerinnen ohne wesentliche Hochwasserbelastung kann die Sohle aus kiesigem Material aufgebaut werden. Um etwaiges Ausspülen des Substrats zu verhindern, können in regelmäßigen Abständen verdeckte Querriegel eingezogen werden (siehe Abbildung 17).



Abbildung 17: Aufbau der asymmetrischen Gerinnesohle aus Querriegeln und grobem Kies (Gerinne ohne Hochwasserbelastung). Beispiel Ruppühle bei Halbenrain an der Mur (ZAUNER & MÜHLBAUER, 2007)

Bei Gerinnen mit Hochwasserbelastung ist die Sohle aus Wasserbausteinen entsprechender Größe aufgebaut. Durch die Vermischung mit kiesigem Material ist jedoch eine naturnahe Sohlstruktur gegeben. Im gesamten Gerinne bestehen dadurch durchgehend weitgehend standorttypische Lückenträume und naturnahe Substratstrukturen.



Abbildung 18: Asymmetrisches Raugerinne im Hochwasserabflussbereich mit Sohle aus Wasserbausteinen und Kies am Beispiel der Gamlitzbach-Mündungsrampe (ZAUNER ET AL. 2009).

Gerinnerauigkeit

Im Bereich der Tiefenrinne sind durch strömungsbrechende Störelemente (Störsteine, geg. Totholz) Ruhigwasserzonen gegeben. Hier finden große Fische Ruhezone, die in der Hauptströmung wandern. Die ebene Sohlstruktur darf durch diese Elemente jedoch nicht auf ganzer Breite unterbrochen werden. Störelemente dürfen daher maximal etwa ein Drittel der benetzten Sohlbreite einnehmen.

Im Rhithral ist eine raue Sohle als typisch anzusehen. Je weiter die OWH im Potamal liegt, desto feiner sollten die Sohlstrukturen sein, um den Substratansprüchen der flusstypspezifischen Zönose zu genügen. Die verschiedenen Rauigkeiten werden bei der hydraulischen Berechnung der Gerinne berücksichtigt.

Gerinnegeometrie

Im Längsverlauf variiert die Wassertiefe in der Tiefenlinie. In den Tiefstellen (Kolken) erfolgt eine Strömungsberuhigung, die großflächigere Ruhezone im Freiwasser bietet. Wesentlich ist, dass dabei kein hydraulischer Überfall im Gerinne erfolgt.

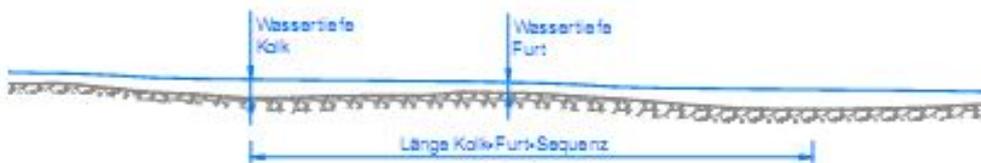


Abbildung 19: Längenschnitt der Tiefenrinne in einem asymmetrischen Raugerinne



Abbildung 20: Asymmetrisches Raugerinne mit Kolk-Furt-Abfolgen und Rauigkeitselementen entlang der Tiefenrinne am Beispiel der Mündung des Mitterwassers in die Donau bei Asten (ZAUNER ET AL. 2010).

Das Verhältnis aus der Wassertiefe im Kolkbereich und der Wassertiefe auf der Furt soll nicht über 2:1 liegen. Stärker ausgeprägte Kolk-Furt-Sequenzen können bei Ausschöpfen des maximal zulässigen Gefälles zu große hydraulische Belastungen auf den Furten bewirken und sind daher zu vermeiden. Um trotzdem ausgeprägte Ruhigwasserzonen und Einstandsmöglichkeiten in der Tiefenlinie zu erhalten, werden Tiefstellen lateral versetzt hinter einem ausgeprägten Störelement positioniert (siehe Abbildung 21). Die Tiefe dieser lateralen Tiefstelle kann bis zum 1,8-fachen der mittlere Tiefe in der Tiefenlinie betragen. Beträgt der durch das Raugerinne zu überwindende Höhenunterschied über 3 m, ist eine ausgedehnte Ruhezone vorzusehen. Diese kann in Form eines Abschnitts mit reduziertem Gefälle ($l < 1/3$ des maximal zulässigen Gefälles) auf einer Länge von zumindest 1 bis 2 Kolk-Furt-Abfolgen erfolgen. Bei größeren Höhenunterschieden (6 m, 9 m, etc.) sind dementsprechend weitere Ruhezone vorzusehen.

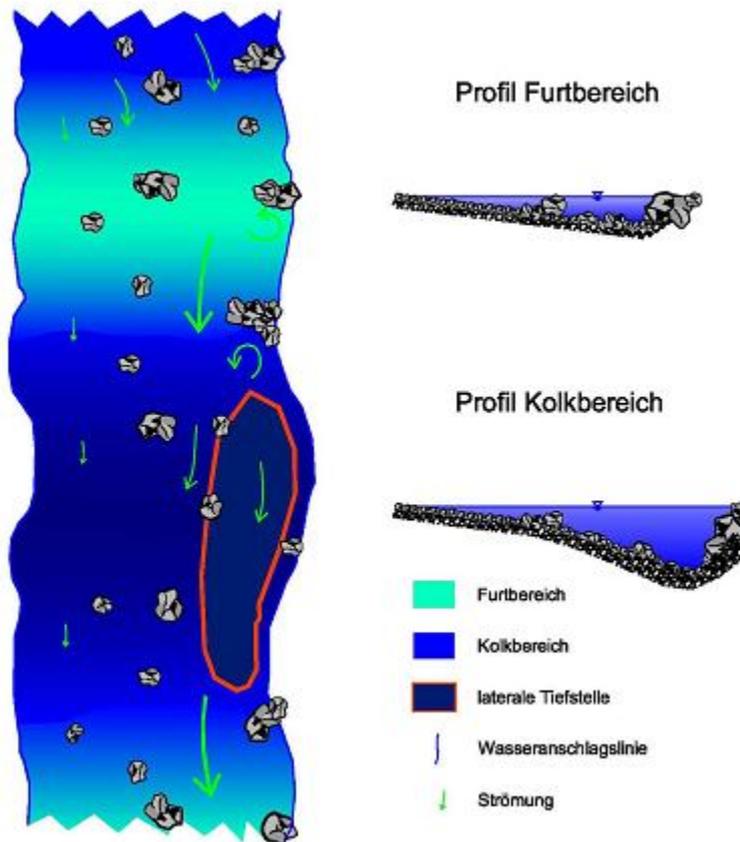


Abbildung 21: Darstellung eines asymmetrischen Raugerinnes in Lage und Profil mit Rauigkeitselementen.

Migrationsachsen

Durch die oben beschriebene Hydromorphologie lassen sich grundsätzlich zwei Migrationsachsen im Raugerinne unterscheiden. Zum einen die durchgehende Flachuferzone mit geringer hydraulischer Belastung und zum anderen der Bereich der Hauptströmung mit wechselnder hydraulischer Belastung. Auf den Furten herrschen hier überdurchschnittliche Belastungen, die durch Rauigkeitselemente reduziert werden. In den Kolkbereichen bestehen durch die lateralen Tiefstellen, strömungsberuhigte Einstände. Individuen die in der Tiefenlinie migrieren können das Gerinne etappenweise durchwandern.

Die beiden Migrationsachsen Flachwasserzone und Tiefenlinie stehen in enger räumlicher Nähe, sodass ein Wechseln jederzeit möglich ist. Durch diese heterogene Struktur kann die Wanderhilfe die komplexen Anforderungen in Mittel- und Unterlauf von Flüssen erfüllen.

Abflussbeaufschlagung

Die Abflussbeaufschlagung bei asymmetrischen Raugerinnen kann sehr variabel gestaltet werden.

Der minimale Abfluss ergibt sich aus dem Gerinnegefälle, der Neigung des Flachufers und der erforderlichen minimalen Wassertiefe. In Tabelle 3 sind die Abflüsse für die Dimensionierung von Raugerinnen in den einzelnen Fischregionen auf Basis des maximal zulässigen Gefälles berechnet. Bei großzügigerer Bauweise, also mit geringerem Gefälle, reduziert sich die erforderliche Abflussmenge, da die erforderlichen Wassertiefen auch mit geringerem Abfluss erreicht werden können. Eine derartige Reduktion der Dotationswassermenge ist natürlich nur dann möglich, wenn die erforderliche Wassermenge nicht ohnehin durch die Anforderungen an die Dimension (Leitströmung) der OWH höher sein muss.

Bei höherer Wasserführung kann das Raugerinne, wenn das Flachufer weit genug hinaufgezogen ist, ohne Verschlechterung der Durchgängigkeit stärker beaufschlagt werden. Bei limitierter Wassermenge (Kraftwerksnutzung), kann Überwasser zur Verstärkung der Leitströmung der OWH genutzt werden.

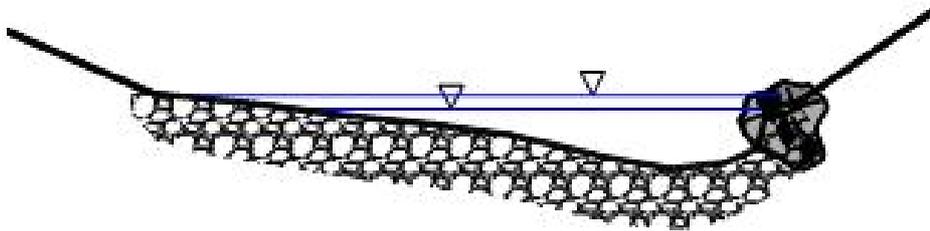


Abbildung 22: Asymmetrisches Umgehungsgerinne bei verschiedenen Wasserständen

Bemessungsgrößen

Für die Bemessung eines asymmetrischen Raugerinnes sind folgende Größen festzulegen:

- o Uferneigung am Flachufer: Je größer und potamaler ein Gewässer ist, umso größer müssen die Flachuferzonen sein. Die Uferneigung ist daher im Potamal geringer als im Rhithral.

- o Die minimale Wassertiefe auf der Furt beträgt das 1,5-fache der maßgebenden Fischhöhe. Im Epipotamal wird davon teilweise abgewichen, da sich dadurch teilweise unnatürliche Eingangswerte für die Gerinnebemessung ergeben. In diesen Fällen wird das morphologische Leitbild des jeweiligen Gewässers (Tiefe natürlicher Furten bei Gesamtabfluss) herangezogen. Im "Epipotamal klein" würde sich beispielsweise unter Vorgabe der 1,5-fachen Höhe der maßgebenden Fischart (Brachse mit 60 cm Länge, Körperhöhe 25 cm) eine minimale Tiefe von 38 cm ergeben. In vielen natürlichen Flüssen dieser Kategorie ist auf den Furten nicht einmal die 1-fache Höhe (25 cm) gewährleistet. Zudem stellen Brachsen mit einer Länge von 60 cm im "Epipotamal klein" ($MQ < 2 \text{ m}^3/\text{s}$) eher eine Ausnahme dar. Da in einem Raugerinne eine größere Anzahl von Furten auf relativ kurzer Strecke überwunden werden müssen als in einem natürlichen Flusslauf, sollte jedenfalls die 1-fache maximale Körperhöhe nicht unterschritten werden. Im "Epipotamal mittel" wird dieser Wert auf das 1,2-fache erhöht. Für adulte Brachsen ist dadurch ein problemloses Durchschwimmen möglich. Im "Epipotamal groß" wird die minimale Furttiefe auf das 1,7-fache der maximalen Fischhöhe festgelegt. Seichtere Furten würden sich von den natürlichen Verhältnissen im Fluss zu sehr unterscheiden und könnten eine Zäsur darstellen.

- o Die mittlere Wassertiefe in der Tiefenlinie dient als rechnerischer Wert für die hydraulische Bemessung.

Die Berechnung des Gerinnes hat zumindest mittels einer 1-d Modellierung zu erfolgen.

Tabelle 3: Resultierende Mindestdimensionen von asymmetrischen Raugerinnen für einzelne Gewässertypen auf Basis der maßgebenden Fischart bei maximal zulässigem Gefälle.

	Einheit	HR klein	HR groß	HR groß	HR groß	obere EP klein	untere EP klein	obere EP mittel	untere EP mittel	EP groß	EP groß
		BF, Astei, Aeste Länge: 50 cm Höhe: 15 cm	Barbe, Aarhute Länge: 70 cm Höhe: 15 cm	Hacht Länge: 90 cm Höhe: 17 cm	Huchen Länge: 100 cm Höhe: 18 cm	Hacht Länge: 80 cm Höhe: 15 cm	Hacht, Brachse Länge: 80 cm Höhe: 25 cm	Huchen Länge: 100 cm Höhe: 18 cm	Hacht, Brachse Länge: 90 cm Höhe: 25 cm	Huchen, Brachse Länge: 120 cm Höhe: 25 cm	Wels Länge: 200 cm Höhe: 30 cm
mittlere Bänkungshöhe/Fischufer	ft	5	6	6	6	6	6	6	6	7	8
maximales Durchschliffgefälle	%	2,5	2,3	2,3	2,3	2,0	1,8	2,0	1,8	1,5	1,0
minimale Tiefe der Tiefenlinie auf dem Fuß	cm	23	23	26	27	23	25	27	30	43	51
mittlere Tiefe in der Tiefenlinie	cm	34	34	38	41	34	38	41	45	54	77
Tiefe laterale Tiefenlinie	cm	61	61	69	73	61	66	73	81	115	138
minimale mittlere benetzte Breite	cm	203	236	266	284	236	263	284	315	510	689
minimale Länge einer Kolk-Furt-Sequenz	cm	708	827	937	992	827	919	992	1103	1785	2410
max. Böschungsschneigung der Kolk-Furt-Sequenz	cm	1,6	1,9	2,2	2,3	1,7	1,7	2,0	2,0	2,7	2,4
mittlere Fließgeschwindigkeit	m/s	0,72	0,74	0,81	0,84	0,73	0,76	0,87	0,93	1,14	1,16
Abfluss	m³/s	0,246	0,297	0,414	0,482	0,292	0,367	0,500	0,559	1,046	3,047
Energieabgabe	W/m²	180	171	188	193	146	134	174	187	171	118
Hydraulik											
Querschnittshöhe	m	0,34	0,40	0,51	0,57	0,40	0,49	0,57	0,71	1,03	2,83
benetzter Umfang	m	2,48	2,81	3,16	3,37	2,81	3,12	3,37	3,74	5,92	7,88
hydr. Radius	m	0,14	0,14	0,16	0,17	0,14	0,16	0,17	0,19	0,27	0,33
k-Wert	m³/s	17	18	18	18	19	19	20	21	22	24
mittlere Schwallspannung	N/m²	34,5	32,7	37,0	39,2	28,4	28,4	34,1	34,1	41,1	33,4

2.5 ERHÖHUNG DES MINDESTABFLUSSES SOWIE DIE SCHWALL- SUNK PROBLEMATIK IM NATIONALPARKGEBIET

Das Wasserkraftwerk Vranov ist ein Kraftwerk mit Schwallbetrieb. Zwei bis vier Mal am Tag wird ein Wasserschwall abgelassen und der Durchfluss steigt dabei je nach Anzahl der betriebenen Turbinen auf 15 m³/s, 30 m³/s oder 45 m³/s. Zwischen den Schwallspitzen sinkt der Durchfluss zeitweilig auf unter 1 m³/s. Diese geringen Wassermengen während der Sunk-Perioden führen zum Trockenfallen großer, sonst benetzter Flächen und stellen somit ein großes ökologisches Problem für das gesamte Gewässersystem dar.

Daher sieht die Entwicklungsstrategie der Österreichisch-Tschechischen Grenzgewässerkommission eine Mindestdotierung von 2,4 m³/s vor, unter der Voraussetzung der Errichtung des neuen Kleinwasserkraftwerks Vranov 2 in unmittelbarer Nähe des Wasserkraftwerks Vranov.

Durch die Kombination dieser Maßnahme mit der erfolgten Umgestaltung des Wehres Formóza wird es im Profil Hamry möglich sein, einen minimalen Restdurchflusswert von 3,1 – 3,3 m³/s zu gewährleisten.

Ebenso sind Überlegungen zur Schwall-Sunk Problematik durchzuführen. Eine Möglichkeit der Schwall-Sunk Reduzierung wäre der Bau eines Rückhaltebeckens flussab des Kraftwerkes Vranov. Vielleicht wäre auch die komplette Ausleitung des Schwalls und nochmalige energetische Nutzung mit Rückleitung im Bereich von Znaim samt Ausgleichsbecken eine ökologisch und ökonomisch vorteilhafte Lösung? (Spindler 2008).

Weiters ist an ein für den Nationalpark ökologisch vertretbares Spülmanagement zu denken. Hier sollte versucht werden, durch regelmäßige koordinierte Spülungen möglichst wenig Schaden anzurichten. Regelmäßige Spülungen sind unregelmäßigen Spülungen auf jeden Fall vorzuziehen, da bei zu langen Perioden ohne Spülung große Mengen an Feinsedimenten im Stauraum anfallen, die beim Ablassen über die Restwasserstrecke enorme Schäden anrichten können. Daher sind regelmäßige Spülungen mit hoher Klarwasserzugabe anzustreben.

3 HABITATVERBESSERUNGEN

Die 2009 durchgeführte Habitatkartierung (Holzer 2009b) zeigte, dass alle notwendigen Habitate für den Lebenszyklus der Bachforelle vorhanden sind (siehe Tab. 4). Die Thaya im Nationalpark kann aufgrund der Habitatausstattung als sehr abwechslungsreich und

größtenteils naturnah bezeichnet werden. Neben einer streckenweise hohen Breiten- und Tiefenvarianz (Kolk, Furt, Rinner), sind sehr natürliche Uferlinien mit zahlreichen Strukturen (Felsblöcke, Totholz, Schotterbänke, Wasservegetation, starke Ufervegetation) vorhanden.

Die einzige Schwachstelle betrifft das Laichhabitat. Zahlreiche Bereiche mit geeigneter Wassertiefe und Fließgeschwindigkeit sind zwar vorhanden, allerdings fehlt an vielen Stellen das geeignete Laichsubstrat. Durch den fehlenden Geschiebetransport (Kraftwerk) sind fast alle Laichbereiche stark verfestigt (kolmatisiert) und die zum Ablachen notwendigen Substratgrößen zwischen 1 und 5 cm fehlen.

Tab. 4: Wichtige Habitatanforderungen der Bachforelle an das Gewässer

	ausreichend vorhanden	wenig vorhanden
Larvenhabitat (seichte strömungsberuhigte Bereiche entlang der Uferlinie z.B. Schotterbänke)	x	
Jungfischhabitat (etwas tiefere Bereiche mit höherer Fließgeschwindigkeit und Steinstrukturen)	x	
Nahrungshabitat von Subadulten & Adulten (strukturierte Furtbereiche und Rinner mit höheren Fließgeschwindigkeiten)	x	
Ruhe-Habitat von Subadulten & Adulten (tiefe Bereiche und Bereiche mit Sichtschutz)	x	
Bereiche mit Sichtschutz		
tiefe Kolke	x	
Totholzstrukturen	x	
Unterwasservegetation	x	
Steinstrukturen	x	
Laichhabitat (seichte und stark überströmte Bereiche mit lockerem Flussschotter)		x
Winterhabitat (tiefe strömungsberuhigte Kolke)	x	

Trotz dieser allgemein positiven Bewertung der Habitatausstattung wären einige Verbesserungen hinsichtlich der Gewässermorphologie wünschenswert.

3.1 AUFWEITUNGSSTRECKEN

Entlang von monotonen, strukturarmen Bereichen der Thaya könnten durch Aufbrechen der steilen Uferzonen neue Lebensräume speziell für Jungfische entstehen. An diesen Aufweitungsstrecken könnte es durchaus auch zu einer Ablagerung von abtransportierten Kiesfraktionen kommen, die wiederum als Laichhabitat von Fischen aus der Thaya genutzt werden könnten.

Als Beispiel für eine künstliche Aufweitung wird hier anschließend eine Situation an der Großen Mühl dargestellt. Die große Mühl ist ein Gewässer im Bezirk Rohrbach in Oberösterreich auf der Böhmischen Masse und kann dem Typ eines „plane bed channel“ zugeschrieben werden. Die Definition eines „plane bed channel“ stammt aus der Klassifikation der Gewässermorphologie alpiner Einzugsgebiete von Montgomery & Buffington 1997. Diese Gewässerabschnitte besitzen eher einen gestreckten Flussverlauf mit geringen Anteilen an Schotterbänke mit vorwiegend groben Bettsedimenten. Das Laichhabitat wird in diesen Gewässern als Mangelware angesehen und die Fische laichen nur dort wo geeignetes Laichsubstrat vorliegt. Die Thaya im Nationalpark kann Abschnittsweise aufgrund ihrer Geologie und gewässermorphologischen Ausprägung gut mit der großen Mühl verglichen werden.

Im Zuge einer Freibaderichtung wurde an der großen Mühl ein Abschnitt stark aufgeweitet. Die Folge war eine natürliche Ablagerung von Kies an dieser Aufweitungsstelle, an der in den Folgejahren ein Ablachen von Bachforellen und Äschen dokumentiert werden konnte (Hauer 2009).

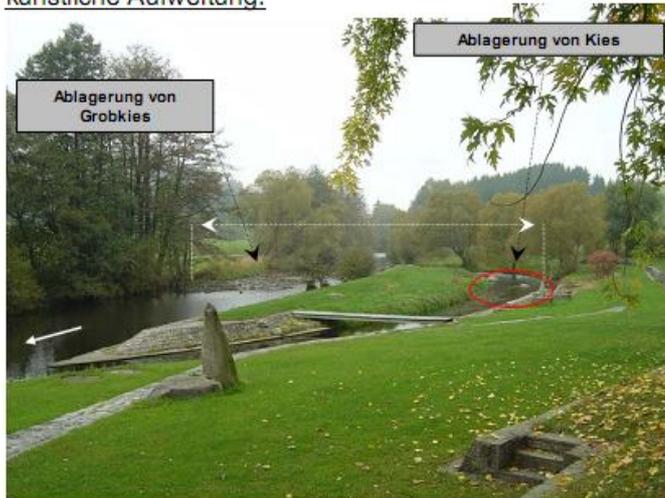
Bachforellenlaichplätze (Freibad Aigen- Schlägl)

⇒ Aufweitungen (künstlich oder natürlich) führen zu einer Reduktion der Transportkräfte (Sohlschubspannung) und somit zur Ablagerungen von transportiertem Material.



Universität für Bodenkultur, Wien
Department für Wasser, Atmosphäre
und Umwelt

künstliche Aufweitung:



Laichhabitate 2008

11.10.2008: 6.5 °C



16.11.2008: 5.0 °C



Abb. 23: Große Mühl: Freibad Aigen-Schlägl (Hauer 2009)

3.2 TOTHOLZ

Neben Steinstrukturen und der vorhandenen Unterwasservegetation sind in der Thaya auch zahlreiche Totholzstrukturen zu finden. Diese Totholzstrukturen sind wichtige Einstandsmöglichkeiten für unterschiedliche Altersstadien der hier vorkommenden Fischarten. Einen weiteren wichtigen Aspekt erfüllen diese Strukturen im Hinblick auf die starke Kormoranpräsenz im Nationalpark. Umso struktureicher das Gewässer (Totholz, Unterwasservegetation, Steinstrukturen) desto schwieriger ist es für den Kormoran hier Beute zu machen. Daher sind in Kormorangewässern zahlreiche Strukturen Voraussetzung, um eine Koexistenz zwischen Fischen und Vögel zu gewährleisten. Es muss hier berücksichtigt werden, dass der Kormoran vor allem in den Wintermonaten anwesend ist. Im Winter suchen die Fische die tiefsten Bereiche (Kolke) der Thaya auf, da sie hier die geringsten Fließgeschwindigkeiten und ausreichend Sichtschutz vorfinden. Dies ermöglicht den Fischen in der nahrungsarmen Winterzeit möglichst wenig Energie zu verbrauchen und somit diese Jahreszeit besser zu überstehen. Daher sollte an der Thaya verstärkt darauf geachtet werden, dass große Totholzstrukturen in diesen Kolk-Bereichen vorkommen.

3.3 LAICHHABITAT

Wie schon im Kapitel Habitatverbesserungen erwähnt, sind intakte Laichareale Mangelware. Daher wurde von der Nationalparkverwaltung ein eigenes Projekt zur Schaffung von künstlichen Laichplätzen vergeben. Die Ergebnisse und Auswertungen dieser Untersuchung sowie die mögliche weitere Vorgehensweise werden daher in einem separaten Bericht dargestellt.

3.4 BEACHTUNG WEITERER FISCHARTEN IM NATIONALPARK

Der Nationalparkabschnitt an der Thaya kann aufgrund des verschobenen Temperaturregimes durch das Kraftwerk Frain der Bachforellen- (Metarhithral) bzw. Äschenregion (Hyporhithral groß) zugeordnet werden.

Das Fischartenleitbild der Zone „Metarhithral“ in der Bioregion K (Granit u. Gneisgebiet der böhmischen Masse) umfasst 9 Arten. Das der Zone „Hyporhithral groß“ in der Bioregion K hingegen 17 Arten (vgl. Tab. 5).

Flussab des Kraftwerkes Znaim wird die Thaya der Zone „Epipotamal mittel“ in der Bioregion E (Östliche Flach- und Hügelländer) mit 50 Arten zugeordnet (vgl. Tab. 5).

Tab. 5: Gegenübertellung von Leitbildern (Haunschmied et al. 2006) und Artenlisten (Spindler 2008) im Nationalparkgebiet und flussab des Kraftwerkes Znaim

	Epipotamal mittel	vorkommende Fischarten	Hyporhithral groß	Metarhithral	vorkommende Fischarten	Ansiedelung bzw. Populationsaufbau von Fischarten
	Bioregion E		Bioregion K	Bioregion K		
	Leitbild	(Spindler 2008)	Leitbild	Leitbild	(Spindler 2008)	
Fischarten	flussab Znaim	flussab Znaim (Laa/Thaya)	Nationalpark Thayatal	Nationalpark Thayatal	Nationalpark Thayatal	Nationalpark Thayatal
Aalrutte	b		b	s		x
Äitel	l	x	b	s	x	
Äsche	s		l	s	x	x
Bachforelle	s		l	l	x	
Bachscherle	s	x	l	b	x	
Barbe	l	x	b			x
Bitterling	b					
Brachse	s	x				
Donaukalbarsch	s					
Elritze	s		b	s	x	
Flussbarsch	b	x	s		x	
Frauennerfling	s					
Goldsteinbeisser	s					
Gründling	b	x	b	s	x	
Güster	s					
Hasel	b		b			x
Hecht	b	x	s			
Huchen	s		b			x
Hundsfisch	s					
Karause	s					
Kaulbarsch	s					
Kessler Gründling	s					
Koppe	s		l	l	x	
Laube	l	x				
Mamorierte Grundel	s					
Moderlieschen	s					
Nase	l	x	b			x
Nerfling	s	x				
Neunauge	s		b	s		
Rotauge	l	x			x (Holzer 2009)	
Rotfeder	s					
Schied	s	x				
Schlammpeitzger	s					
Schleie	s					

Schneider	l		s			
Schrätzer	s					
Semling	s					
Sichling	s					
Steinbeisser	s	x	s			
Steingressling	s					
Sterlet	s					
Streber	b					
Strömer	s					
Weissflossen Gründling	b	x				
Wels	s					
Wildkarpfen	s					
Zander	s	x				
Zingel	b					
Zobel	s					
Zope	s					

Die letzten durchgeführten Befischungen (Spindler 2008, Holzer 2009a) zeigten, dass in der Nationalparkstrecke nur mehr 9 Fischarten vorkommen (Spindler 2008: Aitel, Äsche, Bachforelle, Bachschmerle, Elritze, Flussbarsch, Gründling und Koppe; Holzer 2009a: Rotaugen) wobei nur Bachforellen und Koppen in reproduzierenden Populationen vorliegen. Von allen anderen Fischarten konnten nur geringe Stückzahlen gefangen werden und daher sind intakte Populationsstrukturen eher auszuschließen.

Daher kämen bei einer Wiederansiedelung weiterer Fischarten vor allem, die Nase, die Barbe, die Hasel, der Huchen und die Aalrutte (typische Begleitarten der Äschenzone) in Frage. Ebenso könnte, die nur in sehr geringen Stückzahlen vorkommende Äsche mit geeigneten Bewirtschaftungsmethoden forciert werden. Aufgrund der zahlreichen im Nationalpark überwinternden Kormorane, würde die nachtaktive Aalrutte die größte Chance einer Wiederansiedelung hier finden.

4 FISCHEREI UND FISCHEREILICHE BEWIRTSCHAFTUNG IM NATIONALPARK

Liegen die Fischereirechte im österreichischen Teil des Nationalparks in Händen der Nationalparkverwaltung, ist dies im tschechischen Teil des Nationalparks nicht der Fall. Diese Ungleichheit führt dazu, dass die Ausübung der Fischerei an der Thaya in beiden Ländern sehr unterschiedlich ist.

Auf österreichischer Seite wurde die Fischerei auf zwei Abschnitte beschränkt. Hierbei handelt es sich um das Revier Hardegg bzw. das Revier Merkersdorf (vgl. Abb. 24). In allen anderen Abschnitten des Nationalparks ist mittlerweile die Fischerei verboten. Ebenso sind alle Zubringer (z.B.: Fugnitz) von der Fischerei ausgenommen.

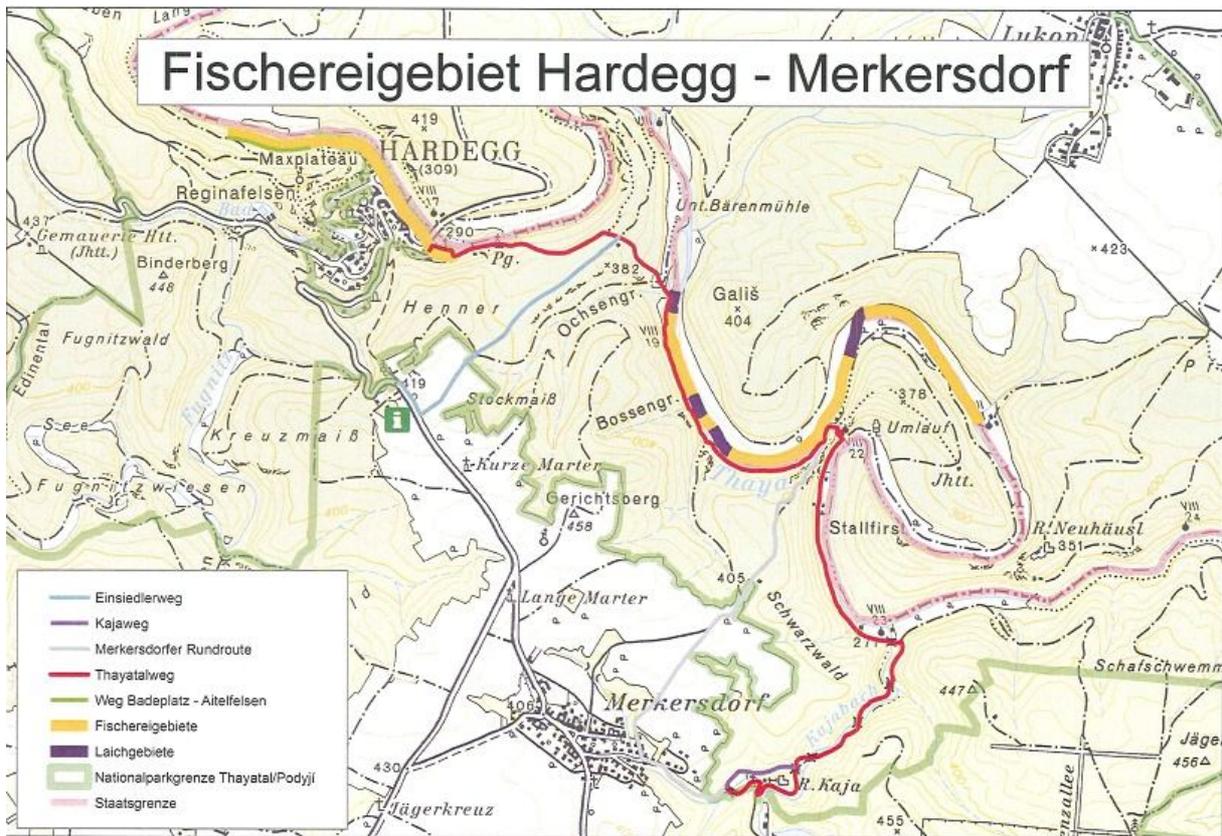


Abb. 24: Fischereigebiet Hardegg-Merkersdorf

Im Managementplan des Nationalparks (2011-2020) ist festgehalten, dass nur jene Fischer eine Jahreskarte bekommen, die auch schon im Vorjahr eine Karte inne hatten. Diese Nationalparkstrategie führt dazu, dass die Anzahl der Jahreskarten von 33 (2001) auf 7,5 (2011) abgenommen hat und ebenso die Zugänge am Gewässer von 429 Tagen (2001) auf 126 Tage (2011) gesunken sind. Es ist anzunehmen, dass in den nächsten Jahren die Fischerei völlig aus dem Nationalpark verschwinden wird.

Tab. 6: Fischereistatistik 2001-2011

Fischereistatistik 2001 - 2011											
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Jahreskarten	33	28	24,5	27	24	16	16,5	17	16	11	7,5
Zugänge	429	334	446	421	405	187	366	275	193	135	126
Ausfang Bachforellen	281	162	212	243	145	66	323	176	81	67	105
Ausfang Regenbogenforelle	1	3	1			2	2	2	1	5	1
Ausfang Bachsaibling		3			2		1				
Ausfang Gesamt	282	168	213	243	147	68	326	178	82	72	106

Auf der tschechischen Seite herrscht allerdings eine ganz andere Situation. Hier sind aktuell insgesamt 4 Reviere (12, 12A, 13 u. 14) für die Fischerei freigegeben (vgl. Abb. 25).

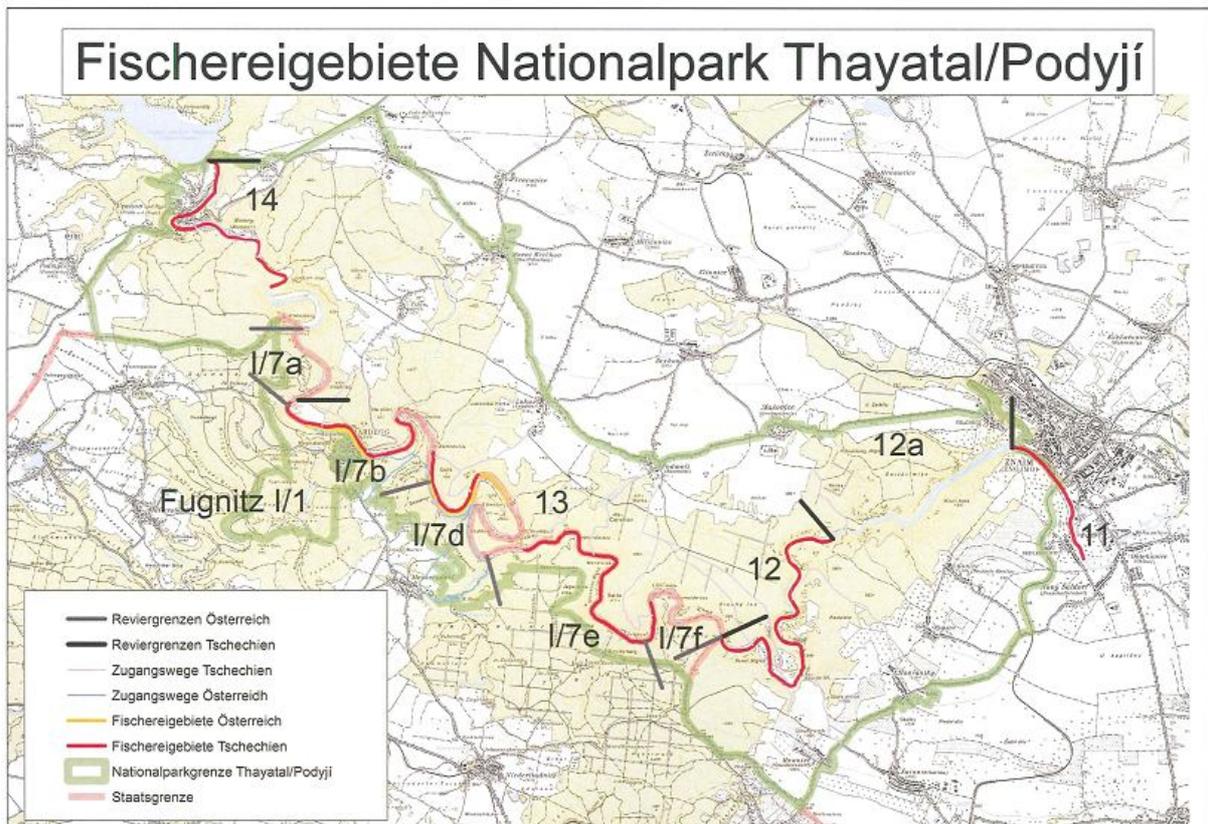


Abb. 25: Fischereireviere im Nationalpark Thayatal

Ebenso zeigen die Daten der Zugänge, dass auf tschechischer Seite ein weitaus stärkerer Befischungsdruk vorherrscht (vgl. Tab. 7) und ein Rückgang der Fischerei nicht sichtbar ist.

Tab. 7: Zugänge (Fischerei) an der Thaya auf tschechischer Seite des Nationalparks

	Thaya Revier 12 A	Thaya Revier 13	Thaya Revier 14	Gesamt
Zugänge 2008	933	828	3080	4841
Zugänge 2009	755	314	1062	2131
Zugänge 2010	576	358	1985	2919

Dieser Datenvergleich zeigt, dass es im Nationalpark Thayatal keine einheitliche Vorgehensweise im Bezug auf die Fischerei gibt und daher dringend eine gemeinsame Strategie entwickelt werden muss.

Ebenso werden nach wie vor sehr große Mengen an Besatzfischen im Nationalparkgebiet eingebracht (vgl. Tab. 8).

Tab. 8: Besatzzahlen 2008- 2010 Nationalpark Thayatal

	tschechische Seite			österreichische Seite	
2008	Revier 12 A	Revier 13	Revier 14	Revier Hardegg u. Merkersdorf	Gesamt
<i>Salmo trutta</i> (0+)	18000	0	0	15000	33000
<i>Salmo trutta</i> (1+)	3000	7950	7260	5000	23210
<i>Salmo trutta</i> (2+)	1500	2500	7200	500	11700
<i>Thymallus thymallus</i> (1+)	770	2000	3500	0	6270
<i>Thymallus thymallus</i> (2+)	1500	0	0	0	1500
2009	Revier 12 A	Revier 13	Revier 14	Revier Hardegg u. Merkersdorf	75680
<i>Salmo trutta</i> (0+)	5500	2500	0	41000	49000
<i>Salmo trutta</i> (1+)	4000	4000	14450	5000	27450
<i>Salmo trutta</i> (2+)	7540	7540	14075	440	29595
<i>Salmo trutta</i> (3+)	0	0	100	0	100
<i>Thymallus thymallus</i> (1+)	0	0	3000	0	3000
<i>Thymallus thymallus</i> (2+)	1500	1500	0	0	3000
2010	Revier 12 A	Revier 13	Revier 14	Revier Hardegg u. Merkersdorf	112145
<i>Salmo trutta</i> (0+)	3000	0	0	3000	6000
<i>Salmo trutta</i> (1+)	12120	0	2050	1000	15170
<i>Salmo trutta</i> (2+)	0	11120	4240	300	15660
<i>Salmo trutta</i> (3+)	0	0	2850	0	2850
<i>Thymallus thymallus</i> (1+)	6000	4000	1230	0	11230
<i>Thymallus thymallus</i> (2+)	0	0	2240	0	2240
					53150

Auch hier gibt es keine gemeinsame Strategie. Es werden einerseits Besatzfische aus unterschiedlichen Fischzuchten besetzt und andererseits unterschiedliche Altersklassen (von 0+ bis 3+). Diese Besatzstrategie widerspricht mittlerweile, allen aktuellen wissenschaftlichen Erkenntnissen zu diesem Thema. In der Wissenschaft herrscht Einigkeit, dass ein Fischbesatz in Gewässern mit einer natürlichen Reproduktion kontraproduktiv ist. Das heißt, dass zahlreiche Studien belegen, dass sich bei einem Besatzstopp die Populationsstrukturen der Wildfische verbessern (Bachmann 1984, Holzer et al. 2010, Holzer & Hinterhofer 2009, Schwomma 2011). Ebenso wird laut Literatur ein Besatz von möglichst jungen Besatzstadien gefordert. Dieser Vorschlag beruht auf der Tatsache, dass juvenile Stadien weniger Domestizierungserscheinungen (Verhaltensstörungen, hervorgerufen durch den Lebensraum Fischzucht) aufweisen und daher im Wildgewässer besser zu recht kommen.

Daher wird ein guter Besatzfisch einerseits über die richtige Genetik und andererseits über eine möglichst geringe Domestizierung definiert.

Die Nationalparkverwaltung hat vor drei Jahren ein Projekt ins Leben gerufen, bei dem ein Mutterfischstamm (Bachforelle) für die Böhmisches Masse aufgebaut wird. Hier wurde jede Bachforelle genetisch untersucht und damit sichergestellt, dass alle Nachkommen die für den Aufbau des Mutterfischstammes verwendet werden aus genetischer Sicht in Ordnung sind. Nach Abschluss dieses Projektes sollte es möglich sein den gesamten Nationalpark mit diesen Nachkommen zu versorgen und somit die Bachforellenpopulation im Nationalpark nachhaltig aufzubauen.

Der zweite wesentliche Aspekt ist eine möglichst geringe Domestizierung. Neueste Untersuchungen zeigen, dass auch wenn Nachkommen von Wildfischen verwendet werden, die nur ein Jahr in der Zucht verbrachten, es sehr große Unterschiede zwischen Wildfischen und diesen Besatzfischen gibt (Araki 2007a, Kostow 2004, Teriault et al. 2010).

Daher sollten zu Besatzzwecken noch jüngere Stadien (angefütterte od. unangefütterte Brut) verwendet werden. Die Variante mit der geringsten möglichen Domestizierung ist das Einbringen von Bachforelleneiern. Die hierfür notwendigen Bewirtschaftungsmethoden (artificial nests & Cocooning) sind mittlerweile untersucht und über eine Zeitreihe von mehr als 10 Jahren erprobt.

Größere Stückzahlen von Nachkommen dieses Mutterfischstammes sollten in den nächsten Jahren lieferbar sein und sollten im gesamten Nationalpark Thayatal mittels alternativer Bewirtschaftungsmethoden eingebracht werden.

5 LITERATUR

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

ARAKI, H., W. R. ARDREN, E. OLSEN, B. COOPER & M. S. BLOUIN (2007a): Reproductive success of captive-bred steelhead trout in the wild: evaluation of three hatchery programs in the hood river. *Conservation Biology* 21:181-190.

AARESTRUP, K., M. C. LUCAS AND J. A. HANSEN (2003): "Efficiency of a nature-like bypass channel for sea trout (*Salmo trutta*) ascending a small Danish stream studied by PIT telemetry." *Ecology Freshwater Fish* 12(3): 160-168.

BACHMAN, R.A. (1984): Foraging Behavior of Free-Ranging Wild and hatchery Brown Trout in a Stream, *Transactions of the American Fisheries Society* 113, 1 – 32.

BEDNAREK, A. T. (2001): "Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal." *Environmental Management* 27(6): 803-814.

BUNT, C. M. (2001): "Fishway entrance modifications enhance fish attraction." *Fisheries Management and Ecology* 8(2): 95-105.

CALLES, E. O. AND L. A. GREENBERG (2005): "Evaluation of nature-like fishways for re-establishing connectivity in fragmented salmonid populations in the River Eman." *River Research and Applications* 21(9): 951-960.

CALLES, E. O. AND L. A. GREENBERG (2007): "The use of two nature-like fishways by some fish species in the Swedish River Eman." *Ecology of Freshwater Fish* 16(2): 183-190.

Clay, C. H. (1995): *Design of Fishways and Other Fish Facilities*, Lewis Publishers 248.

DVWK (1996): *Fischaufstiegsanlagen - Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle*. Bonn, Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V. 110.

DOYLE, M. W., J. M. HARBOR AND E. H. STANLEY (2003a): "Toward Policies and Decision-Making for Dam Removal." *Environmental Management* 31(4): 453-465.

DOYLE, M. W., E. H. STANLEY AND J. M. HARBOR (2003b): "Channel adjustments following two dam removals in Wisconsin." *Water Resources Research* 39(1): -.

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

EBERSTALLER, J., M. HINTERHOFER AND P. PARASIEWICZ (1998): The effectiveness of two nature-like by-pass channels in an upland Austrian river. *Fish Migration and Fish Bypasses*. M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Oxford - London - Berlin, Blackwell Sciences Ltd.: 363-383.

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

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

GREGORY, S., H. LI AND Y. LI (2002): "The conceptual basis for ecological responses to dam removal." *Bioscience* 52(8): 713.

GUMPINGER, C. & S. SILIGATO (2005): Wasserkraftanlage "Forstsagmühle" (Alm) - Kollaudierungsbericht der wasserrechtlichen Bauaufsicht. Wels, Blattfisch - Technisches Büro für Gewässerökologie: 15.

HARRIS, J. H., G. THORNCRAFT AND P. WEM (1998): Evaluation of Rock-ramp Fishways in Australia. *Fish Migration and Fish Bypasses*. M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Oxford - London - Berlin, Blackwell Sciences Ltd.: 331-347.

HAUNSCHMIED 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, N. SCHOTZKO (2006): Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Schriftreihe des BAW Band 23.

HANFLAND, S., O. BORN & M. HOLZNER (2007): Der Rückbau einer Wasserkraftanlage: Untersuchungen über die ökologischen Auswirkungen auf das Gewässer. München, Landesfischereiverband Bayern e V.: 52.

HAUER CH. (2009): Eigenschaften und Besonderheiten von Bachforellen- / Äschenlaichplätzen an der Gr. Mühl. Vortrag FR-Vollversammlung 2009 / Rohrbach.

HEINZ, C. (2002): Dam removal - science and decision making. Washington, USA, The John Heinz III Center for Science, Economics and the Environment: 221.

HIGGS, S. (2002): The ecology of dam removal - a summary of benefits and impacts. Washington, American Rivers.

HOLZER G., G. UNFER, M. HINTERHOFER (2010): Projekt Möll Endbericht: Fischereiliche Bewirtschaftung der Äsche mit Brutboxen und „artificial nests“ (2005-2009) und die Auswirkungen der Spülung Rottau auf den Fischbestand in der Restwasserstrecke 2009. Im Auftrag des Fischereiverband Spittal/Drau mit Unterstützung des Landes Kärnten und der AHP, pp. 44.

HOLZER G. & M. HINTERHOFER (2009): Projekt Schwarza: Endbericht 2009. Im Auftrag des Verbandes der Österreichischen Arbeiter Fischereivereine (VÖAFV) mit Unterstützung des NÖ-Landesfischereiverbandes und des Fischereirevierversandes V, pp. 52.

HOLZER, G. (2009a): Bericht Jungfischkartierung 2009. Studie im Auftrag der Nationalpark Thayatal GmbH, 19 pp.

HOLZER, G. (2009b): Kartierung Nationalpark Thayatal. Bericht im Auftrag der Nationalpark Thayatal GmbH, 38 pp.

JENS, G., O. BORN, R. HOHLSTEIN, M. KÄMMEREIT, R. KLUPP, P. LABATZKI, G. MAU, K. SEIFERT & P. WONDRAK (1997): Fischwanderhilfen: Notwendigkeit, Gestaltung, Rechtsgrundlagen. Offenbach am Main, Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e.V. Heft 11: 114.

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

- KNAEPKENS, G., K. BAEKELANDT & M. EENS (2006): "Fish pass effectiveness for bullhead (*Cottus gobio*), perch (*Perca fluviatilis*) and roach (*Rutilus rutilus*) in a regulated lowland river." *Ecology of Freshwater Fish* 15(1): 20-29.
- KAUFMANN, T. (2007): Prototyp Borstenfischpass - Endbericht im Auftrag der NÖL, Gruppe Wasser. Wien, Freiwasser: 25.
- KOLBINGER, A. (2002): Fischbiologische Kartierung der Durchgängigkeit niederbayrischer Fließgewässer. Department für Tierwissenschaften, AG Fischbiologie. München, TU München: 219.
- LAINE, A., T. JOKIVIRTA & C. KATAPODIS (2002): "Atlantic salmon, *Salmo salar* L., and sea trout, *Salmo trutta* L., passage in a regulated northern river - fishway efficiency, fish entrance and environmental factors." *Fisheries Management and Ecology* 9(2): 65-77.
- LARINIER, M., F. TRAVADE & J. P. PORCHER (2002): "Fishways: biological basis, design criteria and monitoring." *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 364 (Supplement).
- KOSTOW K. E. (2004): Differences in juvenile phenotypes and survival between hatchery stocks and a natural population provide evidence for modified selection due to captive breeding. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 61: 577–589 (2004).
- Montgomery D.R. & J.M. Buffington (1997): Channel-reach morphology in mountain drainage basins. *GSA Bulletin*; May 1997; v. 109; no. 5; p. 596–611.
- MÜHLBAUER M., C. RATSCHAN, G. ZAUNER (2009): Asymmetrisches Raugerinne zur Herstellung der biologischen Durchgängigkeit an potamalen und hyporhithralen Fließgewässern. In: Konzept zur Lebensraumverbesserung für Neunaugen im Pfudagebiet. Im Rahmen des Artenschutzprojektes „Kleinfische und Neunaugen in Oberösterreich“
- NESTMANN, F. & B. LEHMANN (2000): Anlagen zur Herstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässer - Raue Rampen und Verbindungsgewässer. *Oberirdische Gewässer, Gewässerökologie* 63. Baden-Württemberg, Karlsruhe, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg: 189.
- PARASIEVICZ, P. & R. TESAR (1992): Fischaufstiegshilfen an der Schwechat/Achau. Wien, Universität für Bodenkultur, Institut für Wasserversorgung, Gewässergüte und Fischereiwirtschaft; Abteilung für Hydrobiologie, Fischereiwirtschaft und Aquakultur: 30pp.
- PARASIEWICZ, P., J. EBERSTALLER, S. WEISS & S. SCHMUTZ (1998): Conceptual guidelines for natural bypass-channels. *Fish Migration and Fish Bypasses*. M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Oxford - London - Berlin, Blackwell Sciences Ltd.: 348-362.
- PARKINSON, D., J. C. PHILIPPART & 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.
- PETZ-GLECHNER, R., W. PETZ & R. HAUNSCHMID (2006): "Überprüfung der Fischwanderung über Sohlrampen und Fischwanderhilfen im Rhithral." *Österreichs Fischerei* 59: 226-237.
- SANTOS, J. M., M. T. FERREIRA, F. N. GODINHO & J. BOCHECHAS (2005): "Efficacy of a nature-like bypass channel in a Portuguese lowland river." *Journal of Applied Ichthyology* 21(5): 381-388.
- SCHMUTZ, S., C. GIEFING & C. WIESNER (1998): "The efficiency of a nature-like bypass channel for pike-perch (*Stizostedion lucioperca*) in the Marchfeldkanalsystem." *Hydrobiologia* 371/372: 355-360.
- SCHWEVERS, U., C. GUMPINGER & B. ADAM (1998): "Zum Fischaufstieg durch Schiffsschleusen." *Wasser & Boden* 50/5: 26-30.

SCHWOMMA O. (2011): Erfahrungen mit Bachforellenbesatz – eine Zusammenschau der letzten zwei Jahrzehnte. Vortrag ÖFV Symposium 2011, Fischereiliche Bewirtschaftung Österreichischer Salmonidengewässer. Grand Hotel Panhans, Semmering am 04 und 05.11.2011.

SPINDLER, T. (2008): INTERREG-Projekt Thaya/Dyje: Bewertung des ökologischen Zustandes und Entwicklung eines gewässerökologischen Maßnahmenplans unter Einbindung der Öffentlichkeit, Modul Fischökologie. Bericht im Auftrag der Umweltbundesamt GmbH, 59 pp.

STANLEY, E. H. & M. W. DOYLE (2003): "Trading off: the ecological removal effects of dam." *Frontiers in Ecology and the Environment* 1(1): 15-22.

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, I. G. & A. P. BERGHUIS (2002): "Upstream passage of fish through a vertical-slot fishway in an Australian subtropical river." *Fisheries Management and Ecology* 9(2): 111-122.

THERIAULT V., G. R. MOYER & M. A. BANKS (2010): Survival and life history characteristics among wild and hatchery coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) returns: how do unfed fry differ from smolt releases? *Can. J. Aquat. Sci.* 67: 486-497 (2010).

TRAVADE, F., M. LARINIER, S. BOYER-BERNARD & J. DARTIGUELONGUE (1998): Performance of four fishpass installations recently built on two rivers in south-west France. Fish migration and fish by-passes. M. Jungwirth, S. Schmutz and S. Weiss. Oxford - London - Berlin, Blackwell Sciences Ltd.: 146-170.

WIESNER, C., G. UNFER, C. TATZBER, B. MÜLLER & 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.

ZAUNER, G., C. RATSCHAN, J. EBERSTALLER & P. PINKA (2005): "Vertical-Slot-Fischpass mit staffelbarem Abfluss: Eine Möglichkeit zur Optimierung von technischen Fischaufstiegshilfen." *Österreichs Fischerei* 58: 162-169.

ZAUNER, G. & MÜHLBAUER, M. (2007): Murmühlbach Ruppühle – Asymmetrische Rampe, Planung und Bauaufsicht. Amt der Stmk. Landesregierung Fachabteilung 19B - Schutzwasserwirtschaft und Bodenwasserhaushalt Referat II - Gewässerökologie und -instandhaltung.

ZAUNER, G., RATSCHAN, C. & MUEHLBAUER, M. (2009): KW Spielfeld an der Mur. Herstellung der Fischpassierbarkeit mittels asymmetrischem Raugerinne, Revitalisierung Gamlitzbach Unterlauf und Vertical Slot. Konzeption, Bauaufsicht und fischökologisches Monitoring. I. A. Verbund AHP.

ZAUNER, G., MÜHLBAUER, M. & RATSCHAN, C. (2010): Fischpassierbare Sanierung der Mitterwassermündung. Konzeption und Bauaufsicht I. A. der Via Donau.

ZITEK, A., HAIDVOGL, G., JUNGWIRTH, M., PAVLAS, P., SCHMUTZ, S. (2007): Ein ökologisch-strategischer Leitfaden zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit von Fließgewässern für die Fischfauna in Österreich. AP5 des MIRR-Projektes, Endbericht. Studie im Auftrag von Lebensministerium und Land Niederösterreich. 138.

ZITEK, A. & S. SCHMUTZ (2004): Efficiency of restoration measures in a fragmented Danube/tributary network. Proceedings of the Fifth International Conference on Ecohydraulics -Aquatic Habitats: Analysis and Restoration (12.-17. 09.04), Madrid, IAHR.

ZITEK, A., S. SCHMUTZ & M. JUNGWIRTH (2004b): Fischökologisches Monitoring an den Flüssen Pielach, Melk und Mank - im Rahmen des EU-LIFE Projektes "Lebensraum Huchen" - Endbericht Wien, Institute of Hydrobiology and Aquatic Ecosystem Management, University of Natural Resources and Applied Life Sciences - BOKU: 113.