

Modellversuch Aufgelöste Rampen Ökologie und Hydraulik

Endbericht

*Zitat:
Ullmann Melanie, Haunschmid Reinhard, Stephan Ursula, Petz-Glechner Regina und Petz Wolfgang (2009):
Modellversuch Aufgelöste Rampen, Ökologie und Hydraulik – Endbericht
Amt der Oö. Landesregierung/Oberflächengewässerversorgung*



Kriterium:
 $h_{\text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Dank

Der Wassergenossenschaft Punzing-Esthofen-Heiligenberg und der Marktgemeinde Kematen am Innbach wird für die Übernahme der Rechtsträgerschaft, Ihre Anteilnahme am Projekt und für die konstruktive Zusammenarbeit gedankt.



Herzlicher Dank ergeht auch an Herrn Ing. Reinhard Enzenebner und Herrn Gerhard Nedwed vom Hydrografischen Dienst beim Amt der OÖ Landesregierung für die tatkräftige Unterstützung beim hydraulischen Monitoring und für Weitergabe und Diskussion der relevanten Abflussdaten, an den Gewässerbezirk Grieskirchen und den Leiter Herrn Dipl.-Ing. Thomas Kibler, für die Kooperation, das Interesse und die Flexibilität bei kurzfristig auftretenden Problemen.





Kriterium:
 $h_{\text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Ein besonderer Dank gilt dem gesamten Bauteam, dem Bauleiter, Herrn Franz Scharinger, Herrn Josef Seitz als Polier, Herrn Herbert Osterkorn – der auch in seiner Freizeit unsere Fischreusen überwachte - und dem Baggerfahrer Herrn Anton Hinterreiter. Ohne ihre Praxiserfahrung, ihr Können und ihre Umsicht wären die gelungene und exakte Baudurchführung nicht möglich gewesen.

Herzlichen Dank auch dem Leiter des Gesamtprojektes, Herrn Dipl.-Ing. Dr. Karl-Heinz Kunst, der die seltenen Eigenschaften besitzt, übergeordnete Zusammenhänge zu sehen und Kreativität zu fördern und wachsen zu lassen.

Vorwort



Unsere Bäche und Flüsse befinden sich nur mehr in geringem Maß in einem naturnahen Zustand. Vielfältige Nutzungen wie Landwirtschaft, des Hochwasserschutzes und Energiegewinnung führten zu Begradigungen, Regulierungen und Querbauwerken an nahezu allen oberösterreichischen Gewässern.

Querbauwerke erfüllen ihre Aufgabe der Sohlstabilisierung, ohne sie würde es zu unerwünschten Erosionen im Gewässer kommen. Die durch sie verursachte Unterbrechung des Fließkontinuums der Bäche und Flüsse ist Thema vieler Untersuchungen, die auf die Passierbarkeit dieser Bauwerke für Fische abzielen. Diese Längsdurchgängigkeit steht auch an zentraler Stelle bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenlinie und spielt eine wesentliche Rolle beim Erreichen des guten ökologischen Zustandes unserer Gewässer als übergeordnetem Ziel.

Der daraus resultierende Handlungsbedarf ist aus ökologischer Sicht sehr groß. Unterschiedliche Möglichkeiten zur Lösung dieses Problems bieten sich an. So vereint der Bautyp der aufgelösten Rampe auf ideale Weise die Notwendigkeit der Sohlstabilisierung mit den Anforderungen an die fischökologische Funktionsfähigkeit.

Mit dem umfangreichen Wissen aus den Bereichen Gewässerökologie, Wasserbautechnik und Erfahrungen aus der baubiologischen Praxis gelang es, allgemein gültige Vorgaben und Berechnungsansätze für die Planung und den Bau aufgelöster Rampen zu erhalten und die Unterschiede in verschiedenen Fischregionen herauszuarbeiten.

Die vorliegende Arbeit dient als aufschlussreiche und wertvolle Grundlage für die Umsetzung des Wissens im Zuge weiterer und dringend notwendiger Sanierungsmaßnahmen von Querbauwerken im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie.

Wir bedanken uns bei allen Beteiligten für ihr Engagement bei diesem Pilotprojekt und der Zusammenfassung der Erkenntnisse – erst dadurch können die in Oberösterreich entwickelten Vorschläge auch über die Landesgrenzen hinaus für eine zukunftsweisende Gestaltung der Gewässer verwendet werden.

Dr. Josef Pühringer
Landeshauptmann

Rudi Anschober
Landesrat für Umwelt, Energie, Wasser
und KonsumentInnenenschutz



Inhaltsverzeichnis

| | |
|--|-----------|
| Dank | 3 |
| Vorwort | 7 |
| Einleitung | 12 |
| Hydraulik und Morphologie Aufgelöster Rampen | 18 |
| Aufbau und Anwendung Aufgelöster Rampen | 18 |
| Modellversuch - Physikalische Randbedingungen und Messprogramm | 19 |
| Hydraulisches Design einer Aufgelösten Rampe | 20 |
| Dimensionierung Steingrößen - Bauwerkstabilität | 20 |
| Hydraulik der Aufgelösten Rampe | 21 |
| Ansatz des Kräftegleichgewichts | 26 |
| Sohlschubspannungsansatz | 27 |
| Dimensionierung nach Korecky (2007) | 27 |
| Vermeidung von Setzungen - Filterschicht | 28 |
| Gleichgewichtsgefälle - Rampenhöhe | 28 |
| Kolkentwicklung - Nachbettschutz | 30 |
| Wehrhöhe | 34 |
| Ökologisches Design | 37 |
| Ökologischer Bemessungsabfluss | 37 |
| Gestaltung der Wanderkorridore | 38 |
| Größe der Wanderquerschnitte | 38 |
| Absturzhöhen/Fließgeschwindigkeit im Wanderkorridor | 40 |
| Gestaltung der Becken | 41 |
| Fließgeschwindigkeit in den Becken | 41 |
| Beckenlänge | 42 |
| Baudokumentation | 43 |
| Leitenbachrampe | 43 |
| Untere Rampe (Rampe II) | 47 |
| Stabilität | 47 |
| Rampenfuß | 47 |

| | |
|---|------------|
| Filterschicht | 48 |
| Nachbettung | 50 |
| Steinsatz, Steingewicht | 51 |
| Steinanordnung | 52 |
| Anbindung zur Aschach, Kolkentwicklung | 53 |
| Rampenkrone, Zwischenstrecke | 59 |
| Ökologisches Design | 60 |
| Wanderkorridor | 60 |
| Steinform und -anordnung | 62 |
| Becken | 65 |
| Fertigstellung und Flutung der Rampe II | 66 |
| Zwischenstrecke | 68 |
| Obere Rampe (Rampe I) | 69 |
| Stabilität und ökologisches Design | 69 |
| Bepflanzung im Projektgebiet | 75 |
| Anlagen nach Fertigstellung | 79 |
| Innbachrampe | 83 |
| Stabilität, hydraulische Vorgaben | 89 |
| Rampenfuß | 89 |
| Filterschicht | 91 |
| Steinsatz, Steinschichtung | 92 |
| Rampenkrone | 95 |
| Nachbettung | 97 |
| Versuchsdesign | 99 |
| Ökologisches Design | 101 |
| Wanderkorridor | 101 |
| Geometrie der Wanderkorridore | 102 |
| Hydraulik der Wanderkorridore | 104 |
| Becken | 106 |
| Nebengewässer | 110 |
| Böschungen | 112 |
| Bepflanzung im Projektgebiet | 114 |
| Optimierung der Korridore | 116 |
| Diskussion | 119 |

Fischökologie **121**

| | |
|---|------------|
| Freilandmessungen | 121 |
| Eingesetzte Geschwindigkeitsmessgeräte | 121 |
| Geschwindigkeitsmessungen in den Wanderkorridoren | 123 |
| Geschwindigkeitsmessungen in den Becken | 124 |
| Anhang | 128 |
| Material und Methoden | 134 |
| Elektrobefischung | 134 |
| Hauptreuse..... | 135 |
| Kastenreuse zur Ermittlung des Zusammenhanges Fließgeschwindigkeit und Wandervermögen..... | 136 |
| Floating tags..... | 137 |
| Markierung | 137 |
| Leitenbach | 138 |
| Leitbild..... | 138 |
| Bestandserhebung..... | 139 |
| Abundanz und Biomasse | 140 |
| Altersstruktur | 142 |
| Rampenbefischungen | 143 |
| Markierung+Becken | 143 |
| Reusenfänge | 148 |
| Floating tags | 152 |
| Markierung und Wiederfang | 155 |
| Kastenreuse..... | 157 |
| Innbach | 160 |
| Leitbild..... | 160 |
| Bestandserhebung | 160 |
| Abundanz und Biomasse | 160 |
| Reusenfänge | 163 |
| Beckenbefischungen..... | 164 |
| Floating tag..... | 167 |
| Kastenreuse..... | 170 |
| Diskussion | 173 |
| Veränderungen der Ichthyozönose durch die Wiederherstellung der Fischpassierbarkeit..... | 173 |
| Fischwanderungen | 175 |
| Auswahl des Wanderkorridors | 178 |

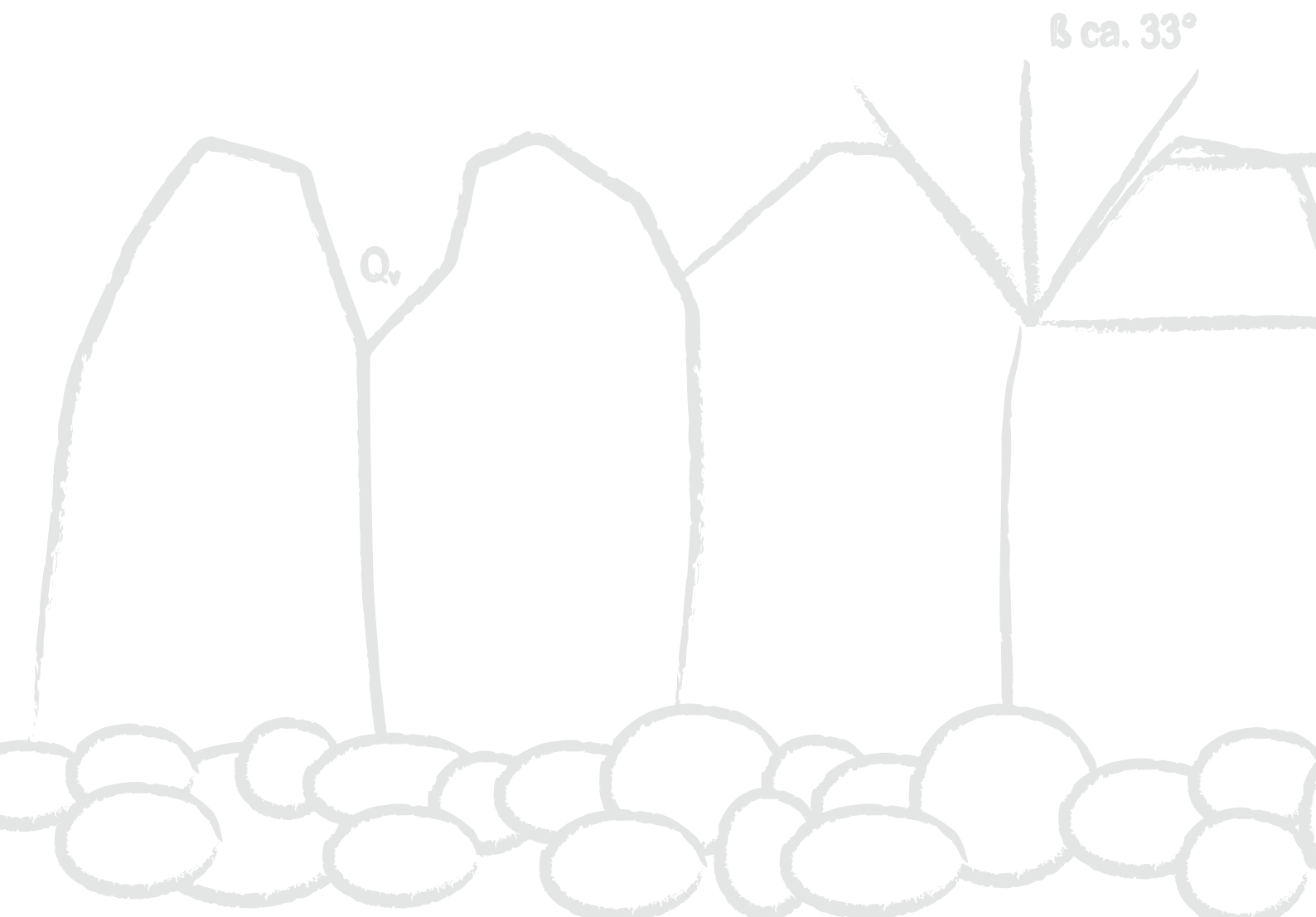
| | |
|---------------------------|-----|
| Markierungsversuche | 178 |
| Kastenreuse | 180 |
| Rampendesign | 181 |

Kurzfassung Hydraulik und Morphologie aufgelöster Rampen **184**

Hydraulics and Morphology of Step-Pool Ramps **187**

Symbolverzeichnis **190**

Literaturverzeichnis **192**



Einleitung

Unsere Bäche und Flüsse befinden sich nur mehr in geringem Maß in einem naturnahen Zustand; die meisten sind vielfältig genutzt, aus Gründen der Landgewinnung und des Hochwasserschutzes reguliert und begradigt. An praktisch allen unseren Fließgewässern ist das Gewässerkontinuum durch Querbauwerke unterbunden. Diese wurden teilweise zur Energiegewinnung, in weitaus höherer Anzahl aber zur Sohlstabilisierung der sich durch die Begradigung immer mehr eintiefenden Bäche und Flüsse gebaut. Die häufigste Ursache für die Errichtung eines Querbauwerks war und ist auch heute noch die Stabilisierung einer sich nicht im sohlmorphologischen Gleichgewicht befindlichen Gewässersohle. Ohne Sohlstabilisierungsbauwerke oder alternative Stabilisierungsmaßnahmen, wie z.B. Laufverlängerung oder Gerinneaufweitung, würde es zu Erosionen im Gewässer kommen. Ursachen für Sohlerosionen sind meist Geschiebemangel durch Geschieberückhalt im Einzugsgebiet, Gefälleerhöhung durch Begradigung sowie eine erhöhte Sohlbelastung durch Einengung des Abflussquerschnitts.

Das Fließkontinuum ist aber eine wichtige Voraussetzung für die ökologische Intaktheit eines Fließgewässers. Insbesondere für die Fischfauna ist eine ungehinderte Migration von großer Wichtigkeit. Schon seit längerem ist bekannt, dass die frühere Einteilung der heimischen Süßwasserfischarten in „Wanderfische“ und „Standfische“ keine Berechtigung hat (SCHMASSMANN 1930, CERNY 1931, SCHEURING 1949, BRUSCHEK 1978, JUNGWIRTH & PELIKAN 1989). Fast alle heimischen Fischarten führen mehr oder weniger ausgedehnte Wanderungen durch, wobei die Laichwanderungen am auffälligsten und daher am bekanntesten sind; daneben werden auch Nahrungsplätze, Winterquartiere oder Hochwasserstände aufgesucht. Der Wandertrieb ist dabei umso stärker, je weniger naturbelassen das Gewässer ist (PELZ 1990). Die Zerstückelung der Fischlebensräume durch unpassierbare Querbauwerke gehört zu den stärksten Ursachen für die Gefährdung der Fischbestände.

Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG), umgesetzt im Österreichischen Wasserrechtsgesetz, ist das Erreichen (bzw. der Erhalt) des guten ökologischen Zustandes unserer Gewässer. Die Fische sind für die Beurteilung dieses Zustandes ganz wesentliche Indikatoren. Die ungehinderte Wanderung unserer heimischen Fischarten ist in diesem Zusammenhang eine grundlegende Forderung und für das Erreichen der Ziele der Wasserrahmenrichtlinie von größter Bedeutung.

In sehr vielen, ja fast allen österreichischen Flüssen existieren Querbauwerke, die einen Höhenunterschied im Gewässer überwinden. Der Handlungsbedarf, d.h. die Forderung nach der Wiederherstellung des Gewässerkontinuums, ist daher aus ökologischer Sicht sehr groß. Dabei kommen verschiedene Möglichkeiten in Frage, die Fischpassierbarkeit zu erreichen, wobei eine ersatzlose Entfernung des Querbauwerks in den meisten Fällen aus Gründen der Sohlstabilisierung oder zusätzlichen energetischen Nutzung des Bauwerks unmöglich ist. Neben der Errichtung einer Fischwanderhilfe als technischer oder naturnaher Bautyp, wie es meist bei energetischer Nutzung eines Querbauwerkes realisiert wird, ist der Rückbau einer Kontinuumsunterbrechung als Rampe möglich. Insbesondere der Bautyp der aufgelösten Rampe vereint auf ideale Weise die Notwendigkeit der Sohlstabilisierung mit den Anforderungen an die fischökologische Funktionsfähigkeit.

Das Prinzip der aufgelösten Rampe, im Gegensatz zur „klassischen“ rauen Rampe, besteht darin, dass ein großer Sohlhöhenunterschied in kleinere, für Fische überwindbare Stufen mit dazwischen liegenden Becken aufgeteilt wird. Der Vorteil für den Fisch besteht im Unterschied zu einem konventionellen Fischpass unter anderem darin, dass die Suche des Einstiegs und die Frage der Notwendigkeit einer Leitströmung entfällt, da sich das Bauwerk und damit auch die möglichen Wanderrouten für die Fischfauna über die gesamte Gewässerbreite erstrecken. Durch die rauen Sohlstrukturen und unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten in den Wanderkorridoren wird der Aufstieg verschiedener Fischarten sowie unterschiedlicher Altersstadien ermöglicht (LUCAS *et al.* 2001). Die Passierbarkeit ist meist auch flussabwärts uneingeschränkt möglich. Ob eine aufgelöste Rampe oder ein anderer Bautyp einer Fischwanderhilfe oder ein Umgehungsgerinne realisiert werden sollen, ist jeweils in einer auf die lokalen Verhältnisse Rücksicht nehmenden Einzelfallbeurteilung zu entscheiden.



Kriterium:
 $h_{\text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Aufgelöste Rampen werden also nicht nur zur Sohlstabilisierung errichtet sondern zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit, ein weiteres Hauptziel ihres Einsatzes. Um dieses Ziel zu erreichen, ist vor Beginn der Planungen zu definieren, in welcher Fischregion sich das Gewässer befindet und welche Fischarten über die aufgelöste Rampe voraussichtlich aufwandern werden. Das ökologische Design ist daher auf die Bedürfnisse und die hydraulische Akzeptanz dieser Leit- und Begleitfischarten abzustimmen.

Während über Fischwanderhilfen an Querbauwerken zahlreiche Vorgaben zum Bau existieren (z.B. DVWK 1996, JÄGER 2005, MUNLV 2005, ULLMANN et al. 2007, DUMONT 2006), ist über Bau und fischökologische Funktionsfähigkeit von aufgelösten Rampen wenig bekannt. Über die Passierbarkeit aufgelöster Rampen durch die gewässertypspezifische Fischfauna existieren nur wenige Untersuchungen. Während aus der Forellenregion, die großteils schwimmstarke Arten beherbergt, Beweissicherungen mehrerer Bauwerke bekannt sind (LUSK 1979, PETZ-GLECHNER et al. 2005, 2006, MAULHARDT 2009), liegen aus dem Hyporhithral und vor allem Epipotamal kaum Ergebnisse entsprechender Untersuchungen vor.

Angesichts der hohen Anzahl der in Zukunft zu erwartenden Projekte zur Wiederherstellung der Fischpassierbarkeit und zur Errichtung aufgelöster Rampen, ist aber eine genaue Untersuchung der Höhendifferenzen und Strömungsgeschwindigkeiten, die von den gewässertypspezifischen Fischarten dieser Fischregionen überwindbar sind, von höchstem Interesse.

Der Bau von aufgelösten Rampen, das sind Sohlstabilisierungsbauwerke, deren Steinsatz auf einer Filterschicht aufgebaut wird, hat in Oberösterreich bereits eine längere Tradition. Im Jahr 1999/2000 wurde die erste dieser Rampen am Altbach, Gemeinde Altheim, gebaut. Der Steinsatz von kompakt geschichteten Rampen auf einer Filterschicht wurde bereits im Jahr 1985, beim Umbau der Spindlerstufe in der Mühlheimer Ache, Gewässerbezirk Braunau, durchgeführt. Die Berechnung für Steingewicht, Steinsatz, Filterschicht und Neigung erfolgte durch die damalige Bundesanstalt für Wasserbauversuche und hydrometrische Prüfung.



Abb. 1: Aufbau Spindlerstufe, Mühlheimer Ache, Gewässerbezirk Braunau 1985



Abb. 2: Wasserhaltung, Flutung des 1. Bauabschnitts, Neigung: 1:10

Aus der Kenntnis dieser Bautechnik wurde ein Konzept für aufgelöste Rampen entwickelt, das neben der Stabilität die Passierbarkeit für wanderwillige Fischarten beinhaltet hat. Dieser Bauwerkstyp sollte flacher geneigt sein, als die Rampe in der Mühlheimer Ache, die eine Neigung von 1:10 aufweist. Anzumerken ist, dass zu dieser Zeit der Einbau von Becken in die Rampe als Gefährdung der Stabilität der Rampe bei Hochwasserabfluss angesehen wurde (PLATZER G. 1997).

Die wesentlich kleinere Rampe am Altbach wurde deshalb flacher, mit einer Neigung von 5 % gebaut und durch riegel- und beckenförmige Elemente aufgelöst.



Abb. 3: Bauphase (Foto: Petz-Glechner R., 2001)

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 4: Fertige Rampe, 2001

Die Beweissicherung dieses Querbauwerks erfolgte durch das Technische Büro Umweltgutachten Petz OEG im Herbst 2002 und ergab eine gute Eignung dieses Bautyps zur Fischpassierbarkeit (PETZ-GLECHNER R. & W. PETZ 2005).

In den folgenden Jahren wurden mehrere Rampen dieser Bauart errichtet, die, soweit ein fischökologisches Monitoring durchgeführt wurde, alle zur Fischwanderung geeignet waren.



Abb. 5: Pramauerbach, Gewässerbezirk Grieskirchen 2004



Abb. 6: Oberach, 2 Rampen in Riegel/Kompaktbauweise, Gewässerbezirk Braunau 2004



Abb. 7: Sandbarmündung in die Aschach, Gewässerbezirk Grieskirchen 2003

Das Wissen um Rampenstabilität und Fischwanderung war dennoch nicht ausreichend, um diese sehr aufwändig zu errichtenden und kostenintensiven Bauwerke funktionstüchtig bauen zu können (ULLMANN 2007). Vor allem die Bemessung der Riegelsteine, der Filterschicht, die Einbindung des Bauwerks in das Längsprofil des Gewässers und die Dimension der Steinspaltweiten, durch die aufwandernde Fische passieren sollen, waren noch nicht gänzlich geklärt.

Um die hydraulischen Verhältnisse und die Stabilität der Rampen genauer zu erfassen, mehr über das Verhalten der relevanten Fischarten auf diesen technischen Bauwerken zu erfahren und die Grenzen einzelner Arten hinsichtlich Strömungsbelastung auszuloten, entwarf die Aufgabengruppe Schutzwasserwirtschaft und Hydrografie mit dem Bundesamt für Wasserwirtschaft als Projektpartner den Ansatz zum „Modellversuch Aufgelöste Rampen, Ökologie und Hydraulik der Leitenbach- und Innbachrampe“ (Projektsidee und -koordination: Mag. Melanie Ullmann).

Durch das spezielle Versuchsdesign der Vergrößerung von Absturzhöhen und Beckenlängen von unten nach oben auf den Rampen sollte die Vorgaben für die Parameter Absturzhöhe und damit korrespondierend Strömungsgeschwindigkeit und Beckenlänge geschärft werden.

Den technischen Part übernahm das Institut für Wasserbau und hydrometrische Prüfung in Wien (IWB), den fischökologischen Teil das Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde in Scharfling (IGF), gemeinsam mit dem Technischen Büro für Umweltgutachten Petz OEG, Neumarkt a. W. Die Errichtung beider Rampen erfolgte durch den Gewässerbezirk Grieskirchen mit der ökologischen Bauaufsicht durch die Abteilung Oberflächengewässerwirtschaft/ Schutzwasserwirtschaft und Hydrografie, die auch die Projektskoordination wahrnahm.

Der Modellversuch beinhaltete Planung, Bau, fischökologisches und hydraulisches Monitoring zweier Rampen in unterschiedlichen Fischregionen. Die Berechnungsansätze zur Passierbarkeit des Bauwerks (ökologisches Design) erfolgten auf der Basis fischökologischer Grundlagen. Diese Vernetzung aus Gewässerökologie, Wasserbautechnik und Erfahrungen aus der baubiologischen Praxis zieht sich durch das gesamte Projekt und betrifft alle Phasen der mehrjährigen gemeinsamen Arbeit. Der Projektzeitraum umfasste von den Besprechungen im Vorfeld bis zur Publikation den Zeitraum 2005-2009, wobei die Modellrampe Leitenbach im Herbst 2005, die Modellrampe Innbach im Herbst 2006 errichtet wurde.

Ziel des Projekts war, allgemein gültige Vorgaben und Berechnungsansätze für die Planung und den Bau aufgelöster Rampen zu erhalten und Unterschiede in verschiedenen Fischregionen herauszuarbeiten.



Hydraulik und Morphologie

Aufgelöster Rampen

Stephan Ursula

In vielen österreichischen Flüssen existieren Querbauwerke, die einen Höhenunterschied im Gewässer überwinden. Die häufigste Ursache für die Errichtung eines Querbauwerks war und ist auch heute noch die Stabilisierung einer sich nicht im sohlmorphologischen Gleichgewicht befindlichen Gewässersohle. Ohne Sohlstabilisierungsbauwerke oder alternative Stabilisierungsmaßnahmen, wie z.B. Laufverlängerung oder Gerinneaufweitung, würde es zu Erosionen im Gewässer kommen. Ursachen für Sohlerosion sind meist Geschiebemangel durch Geschieberückhalt im Einzugsgebiet, Gefälleerhöhung durch Begradigung sowie eine erhöhte Sohlbelastung durch Einengung des Abflussquerschnitts. Aus der Funktion der Sohlstabilisierung ergibt sich, dass bei der Planung einer aufgelösten Rampe nicht nur der Stabilität des Bauwerks selbst, sondern auch den anschließenden Gewässerabschnitten sowie den Übergängen zwischen freier Fließstrecke und aufgelöster Rampe Augenmerk zu schenken ist.

Aufbau und Anwendung aufgelöster Rampen

Eine aufgelöste Sohlrampe besteht, anders als die kompakt geschichteten Blocksteinrampen nach *SCHAUBERGER (1973)*, die in vergangener Zeit häufig zur Sohlstabilisierung verwendet wurden (*WEINBERGER 2000, WIBMER 1998*), aus einer Abfolge von Steinriegeln und dazwischen liegenden Becken (**Abb. 8**). Der derzeitige Stand der Technik sieht drei Steinreihen pro Riegel und mit Steinen vollflächig ausgelegte Becken vor - ein Rampenaufbau, der große Stabilität gewährleistet. Auch bei dieser Art des Rampenaufbaus übt der Verbund der Steine eine stabilitätsfördernde Wirkung aus, dennoch erhöht der Steinverband die Rampenstabilität in deutlich geringerem Ausmaß, als dies z.B. bei kompakt geschichteten Blocksteinrampen nach *SCHAUBERGER (1973)* der Fall ist. Der Hauptfaktor für die Stabilität des Bauwerks ist das Steingewicht, vor allem der der Strömung stark ausgesetzten Riegelsteine. Dieses muss so dimensioniert werden, dass die Wahrscheinlichkeit für die Bewegung eines Riegelsteins beim Bemessungshochwasser sehr gering ist. Das vollflächige Auslegen der Becken mit einer Steinauflage verhindert die Sohlerosion in den Becken, durch die ein Kolkprozess ausgelöst werden kann, der letztendlich die Riegel zum Einsturz bringt.

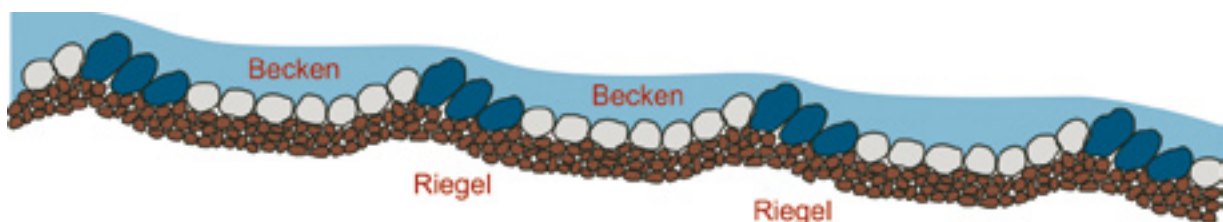


Abb. 8: Längsschnitt durch eine aufgelöste Rampe

Die Riegel-Becken-Abfolge soll die aus vielen natürlichen Gewässern bekannten Riffle-Pool- (Neigungsbereich $\approx 2-8\%$) oder Step-pool-Systeme (Neigungsbereich etwa ab 8%) nachbilden, die häufig eine große Stabilität aufweisen (**Abb. 9**).

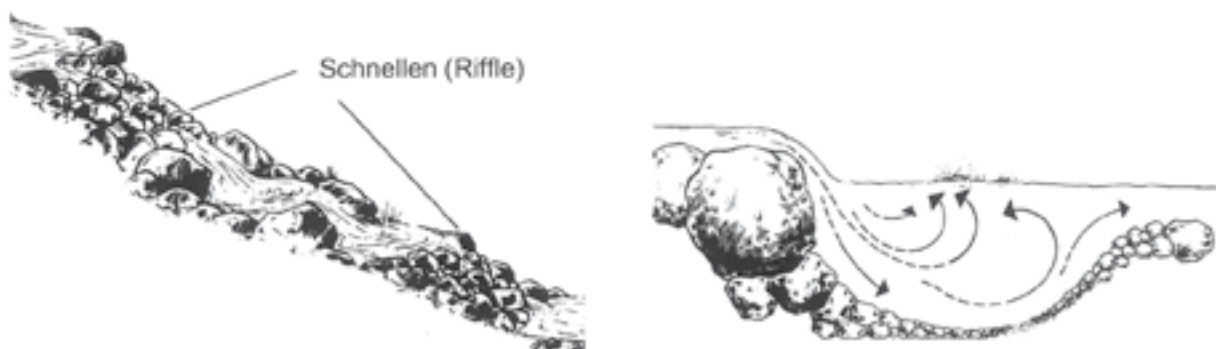


Abb. 9: Riffle-Pool-System und Step-Pool-System (aus Hayward 1980)

Kriterium:
 $h_{\text{Krit}} = 0,40 \text{ m}$

Diese Systeme wurden zwar schon vielfach hinsichtlich ihrer Stabilität in ihren natürlichen Ausprägungen untersucht (ABERLE 2000, PALT 2002, WEICHERT 2006), für ihre Anwendung als wasserbauliche Maßnahme zur Sicherung der Sohlstabilität und zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit müssen aber Dimensionierungsrichtlinien vorhanden sein, zumal das Schadenspotential, das mit einem etwaigen Versagen solch eines Bauwerks verbunden ist, groß ist.

Aufgelöste Rampen finden ihre Anwendung derzeit vor allem in einem Gefällebereich zwischen 1:20 und 1:50, d.h. zwischen 2 und 5 ‰. Sie bieten einen höhenmäßigen Sohlfixpunkt, wo an konzentrierter Stelle überschüssige Strömungsenergie abgebaut bzw. umgewandelt werden kann. Für eine hydraulische Wirksamkeit muss daher das Gefälle der angrenzenden Gewässerstrecken flacher sein. Somit sind aufgelöste Rampen besonders geeignet für Gewässer des voralpinen Bereichs in der Barben- und Äschenregion, woraus sich auch ihr spezielles ökologisches Design ableitet.

Die Hydraulik und Morphologie aufgelöster Rampen wird in weiterer Folge in den jeweiligen Kapiteln am Beispiel eines Modellversuchs am Institut für Wasserbau und hydrometrische Prüfung detaillierter erläutert. Dafür ist es hilfreich, die physikalischen Randbedingungen und die messtechnisch erfassten Größen darzustellen.

Modellversuch - Physikalische Randbedingungen und Messprogramm

Der Modellversuch im Maßstab 1:20 reproduzierte die Geometrie eines typischen voralpinen Gewässers in Oberösterreich mit einer Gewässerbreite von 14 m in der Natur. Ein 400 m langer Gewässerabschnitt wurde nachgebildet. Im Maßstab 1:20 bedeutete dies eine Gewässerbreite von 0,70 m und eine Gesamtlänge des Modells von rund 20 m. Das Modell bestand aus drei Abschnitten: Zulauf- und Ablaufstrecke mit einem Sohlgefälle von etwa 3 ‰ und dem Rampenabschnitt. Es wurden zwei aufgelöste Rampen mit einer Rampenhöhe von 1,5 m in der Natur und einem Rampengefälle von $J_R = 1:25$ bzw. $1:35$ errichtet. Die aufgelösten Rampen bestanden aus einer Abfolge von 11 Riegeln bzw. 10 Becken, die auf eine Filterschicht geschichtet waren. Jeder Riegel bestand aus drei Steinreihen, und die zwischen den Riegeln liegenden Becken waren vollflächig mit Steinen ausgelegt. Die Stufenhöhe von Riegel zu Riegel betrug für beide Rampen $\Delta h = 0,15 \text{ m}$ in der Natur. An der Rampenkronen befand sich eine Spundwand und am Rampenfuß ein Stützkeil 1:3 geneigt, jeweils zum Schutz der Bauwerksenden (Abb. 10). In den Modellversuchen wurde die Sohlrauheit auf den Rampen ermittelt sowie die morphologischen Veränderungen der unmittelbaren Anschlussstrecken stromauf und stromab der Rampen. Letzteres betraf vor allem die Untersuchung der sich einstellenden Wehrhöhe im Oberwasser und der Kolkentwicklung unterhalb des Rampenfußes (Abb. 11). Das Sohlmaterial war wie alle anderen geometrischen Größen im Maßstab 1:20 verkleinert und reproduzierte die in der Natur vorgefundene Sieblinie des Gewässersohlmaterials.

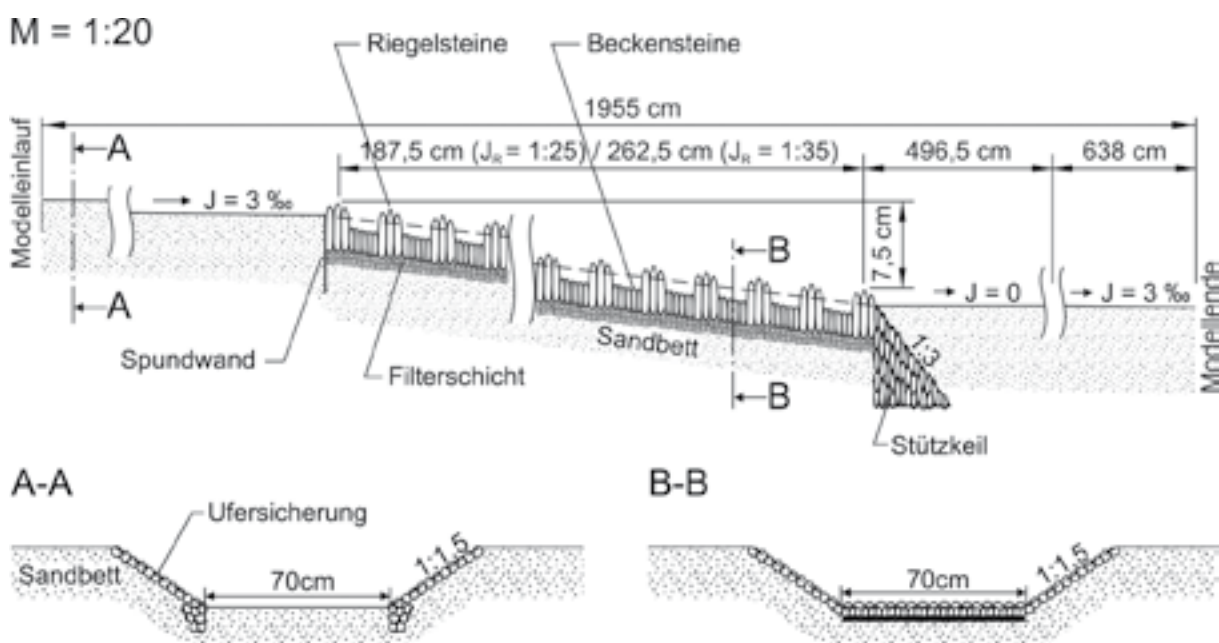


Abb. 10: Schematische Darstellung des Modellaufbaus (Modellgrößen)



Abb. 11: Physikalische Modellversuche zur Untersuchung der Kolkentwicklung stromab einer aufgelösten Rampe (links) sowie zur Untersuchung der Wehrhöhe im Oberwasser einer aufgelösten Rampe (rechts)

Die Untersuchungen erfolgten mit sieben verschiedenen Durchflüssen, die vom Mittelwasser MW bis zum HQ_{100} reichten. Bei jedem Durchfluss wurden die Wasserspiegellagen und die sich aus der Belastung ergebenden Sohllagen gemessen. Für die morphologischen Untersuchungen der Anschlussstrecken war die Dauer der Versuche von maßgeblicher Bedeutung. Die Versuchsdauer für jeden Durchfluss wurde daher aus der Ganglinie des größten beobachteten Hochwasserereignisses an dem betreffenden Gewässer abgeleitet. Jede der Versuchsserien wurde mit und ohne Geschiebezugabe ins Modell durchgeführt, um die Auswirkungen der unterschiedlichen Szenarien auf die Sohlentwicklung stromauf und stromab der Rampe untersuchen zu können. Die Geschiebezugabemengen entsprachen 25 % bzw. 50 % (0,25 bzw. 0,50TK) der Transportkapazität der angrenzenden Gewässerstrecken im Fall der Unterwasserkolkuntersuchungen und 100 % der Transportkapazität im Fall der Wehrhöhenversuche.

Hydraulisches Design einer aufgelösten Rampe

Dimensionierung Steingrößen - Bauwerkstabilität

In Österreich beschränkten sich Ausführungsbeispiele von aufgelösten Rampen vorwiegend auf kleinere Bemessungsabflüsse mit kleinen spezifischen Bauwerksbelastungen bis ca. $10 \text{ m}^3/\text{s}\cdot\text{m}$. Da sich diese Bauwerke aber in ihrer Multifunktionalität (Wiederherstellung der Durchgängigkeit und Sohlstabilisierung) sehr gut bewähren, geht man zunehmend auch in Richtung größerer Bauwerksbelastungen, wobei die gewählten Steindimensionen im physikalischen Modellversuch untersucht und optimiert wurden. Höhere spezifische Abflüsse wurden daher bereits in verschiedenen Modellversuchen getestet (SEMADENI et al. 2004, STEPHAN et al. 2006, TUM 2007). Die größte derzeit umgesetzte aufgelöste Rampe befindet sich an der Saalach (HENGL & KROUZECKY 2007) mit einem spezifischen Abfluss von $19 \text{ m}^3/\text{s}\cdot\text{m}$. In der Regel wird zur Dimensionierung der Steingrößen einer aufgelösten Rampe als Bemessungsabfluss ein HQ_{100} verwendet. Dies ist für die Uferhöhen im Bereich der Rampe das maßgebliche Abflussereignis, da die Wellenbildung auf einer aufgelösten Rampe erheblich sein kann. Der tatsächliche Bemessungsabfluss für die Stabilität des Bauwerks kann jedoch auch geringer sein, wenn die Rampe vom Unterwasser her im Hochwasserfall eingestaut wird. Dabei kommt es zu einer hydraulischen Entlastung der Becken-Riegel-Struktur. Der maßgebliche Abfluss ist in solch einem Fall jener Abfluss, bei dem der oberste Riegel der Rampe vom Rückstau gerade noch nicht entlastet wird. Zur Dimensionierung einer aufgelösten Rampe werden

üblicherweise charakteristische Steingrößen wie der mittlere Riegelsteindurchmesser d_R oder die mittlere Steinlänge l_R verwendet (**Abb. 12**).



Abb. 12: Definitionsskizze charakteristische Steinlängen

Hydraulik der aufgelösten Rampe

Voraussetzung für die Dimensionierung einer aufgelösten Rampe ist die Kenntnis und Charakterisierung der Hydraulik der Rampe. Die maßgeblichen Parameter sind dabei die Fließtiefe und die Fließgeschwindigkeit auf der Rampe, doch diese sind bedingt durch die äußerst heterogene Rampenoberfläche sehr schwer zu bestimmen. Die Rauheit der Rampe wird hierbei von der Steingröße und von den generellen Abmessungen der Rampe wie Absturzhöhe oder Beckenlänge beeinflusst. Obwohl z.B. in einem physikalischen Modellversuch Rampensole, Wasserspiegel und Durchfluss genau bekannt sind, gibt es dennoch keine etablierte Methode die mittlere Sohle auf einer derart heterogenen Rauheit, wie sie auf einer aufgelösten Rampe vorkommt, festzulegen. Nichtsdestotrotz beeinflusst die letztendlich festgelegte mittlere Sohle auf der Rampe die berechnete Fließtiefe und Fließgeschwindigkeit maßgeblich. Doch nicht nur die Sohloberfläche, auch der Wasserspiegel ist gewellt und unruhig, erzeugt doch der Abfluss über einer mit Abstürzen und Becken versehenen Rampe starke Wellen mit räumlich verteilt sehr unterschiedlichen Fließtiefen. Die Charakterisierung der Hydraulik auf einer aufgelösten Rampe durch mittlere Parameter wie mittlere Fließgeschwindigkeit oder mittlere Fließtiefe ist daher nur bedingt geeignet. Nichtsdestotrotz behilft man sich nach wie vor mit der Mittelwerthydraulik. Zur Festlegung der mittleren Sohle auf einer Rampe gibt es verschiedene Ansätze, die jeweils auf einer maßgeblichen Riegelsteingröße basieren (**Abb. 13**). Hier wird sofort ersichtlich, dass das Verfahren der Steindimensionierung nur ein iteratives sein kann, da die Steingröße die Lage der mittleren Sohle und diese wiederum Fließtiefe und Fließgeschwindigkeit beeinflusst, welche sich wieder auf die Steingröße auswirken. PAGLIARA (2007) wählte z.B. $0,2 \cdot d_{65,R}$ unterhalb der Riegelsteinspitzen als Lage der mittleren Sohle auf der Rampe, während PLATZER (2000) für Blocksteinrampen diese Lage mit $0,3 \cdot l_R$ unterhalb der Riegelsteinspitzen festlegte. l_R beschreibt hierbei die mittlere Steinlänge der Riegelsteine und $d_{65,R}$ etwa den mittleren Durchmesser der Riegelsteine.

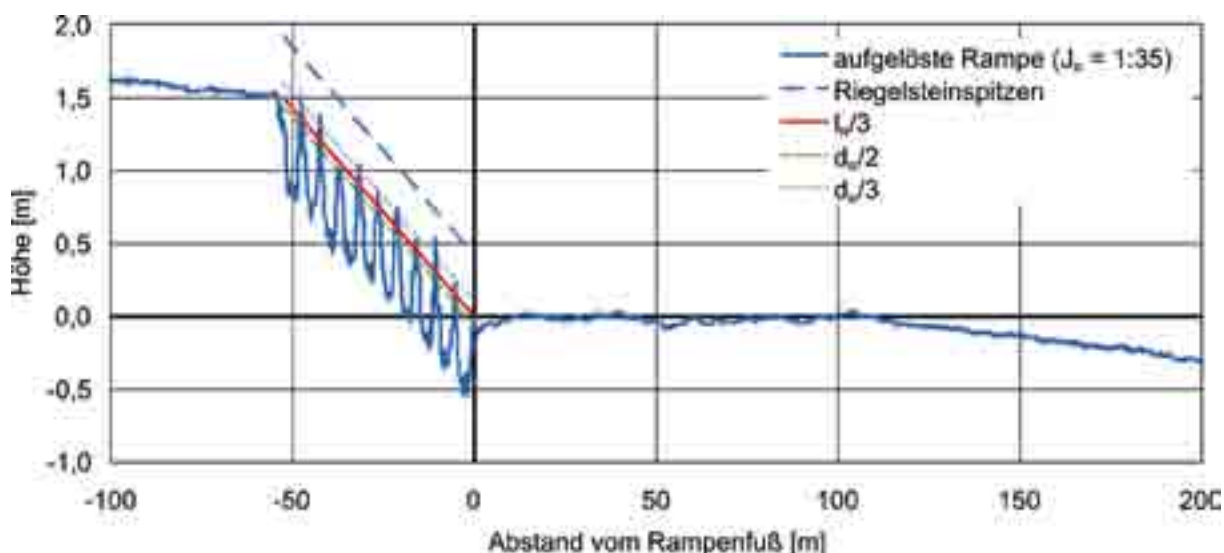


Abb. 13: Möglichkeiten der Festlegung der mittleren Sohle auf der aufgelösten Rampe (Naturgrößen)

Im Modellversuch konnte über den Verlauf der Energielinie nachgewiesen werden, dass die Festlegung der mittleren Sohle auf diesem Niveau auch für aufgelöste Rampen geeignet ist (STEPHAN 2008). Der Verlauf der Energielinie zeigte beim Übergang von der oberwasserseitigen Anschlussstrecke zur Rampe hin eine Unstetigkeitsstelle, sobald eine von [Riegelsteinspitze- $0,3 \cdot l_R$] abweichende Lage der mittleren Sohle festgelegt wurde (**Abb. 14**).

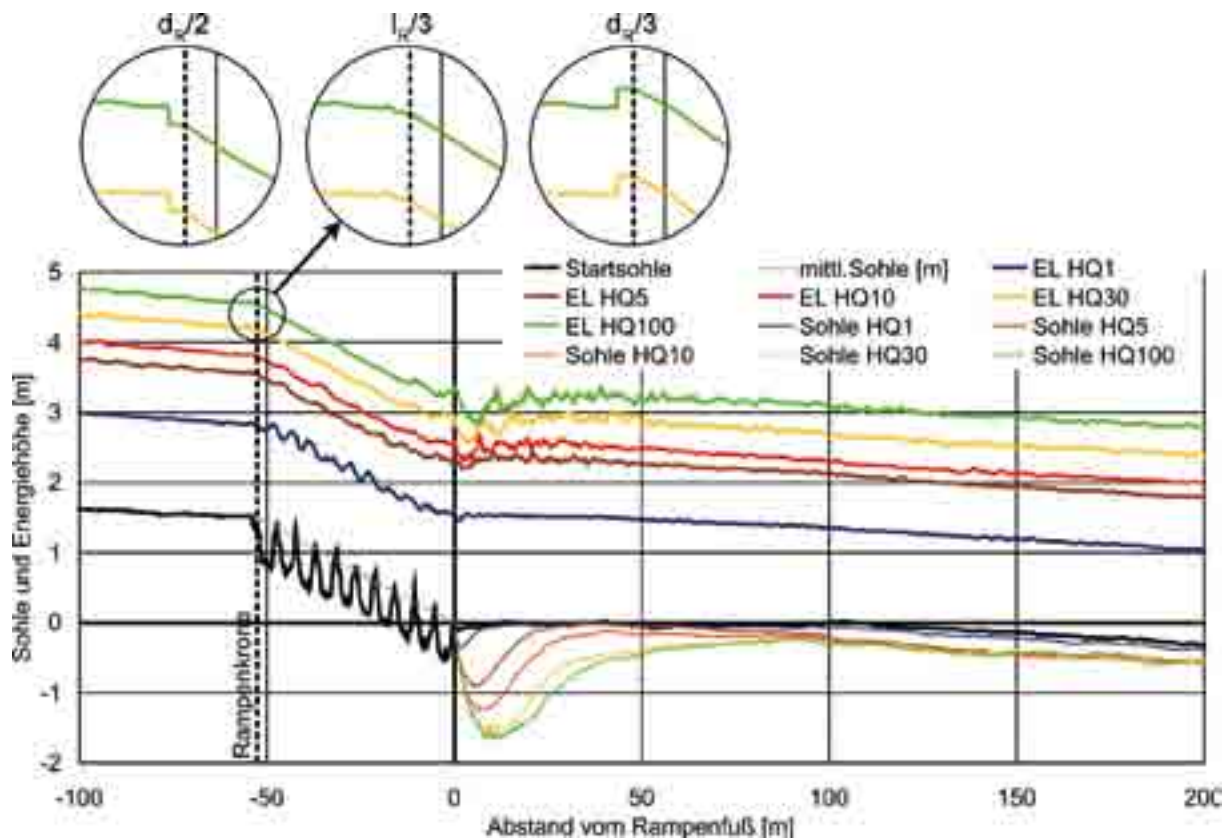


Abb. 14: Längsprofil der Energielinien für verschiedene Durchflüsse über der aufgelösten Rampe mit sichtbarer Unstetigkeitsstelle bei ungeeigneter Annahme der mittleren Sohle (Naturgrößen)

Hat man nun die mittlere Sohlage auf der Rampe festgelegt, folgt als nächster Schritt die Berechnung der Fließtiefe und der Fließgeschwindigkeit für den Bemessungsabfluss. Hierfür ist es notwendig, die Rauheit der Rampenoberfläche zu kennen, wofür derzeit mehrere je nach Anwendungsfall teils besser teils weniger gut geeignete Verfahren zur Verfügung stehen (siehe auch STEPHAN 2008). Für die vorliegende Schrift werden die drei am besten geeigneten Ansätze näher erläutert. Für flach geneigte aufgelöste Rampen erwiesen sich vor allem die Rauheitsabschätzung nach DVWK (1991) und eine modifizierte Form nach PAGLIARA & CHIAVACCINI (2006) als zielführend. Ein einfaches Verfahren von VOGEL (2003) führte lediglich für Rampen mit einem Gefälle $J_R > 1:30$ zu befriedigenden Ergebnissen. Während VOGEL (2003) die Rauheit durch einen Beiwert nach MANNING-STRICKLER ausdrückt, verwenden die anderen Ansätze die Fließformel nach DARCY-WEISBACH.

Bestimmung der Rauheit nach DVWK (1991)

Der Ansatz nach DVWK (1991) wurde ursprünglich zur Rauheitsberechnung von starrer Vegetation in der Strömung entwickelt und lässt Vegetationsabstände in und quer zur Fließrichtung sowie Stammstärken in die Berechnung einfließen. Diese die Rauheit beschreibenden Parameter wurden im Fall der Überströmung einer aufgelösten Rampe durch Riegelabstand in Fließrichtung a_x , Steinabstand quer zur Fließrichtung a_y (= Steindurchmesser) und Steindurchmesser ersetzt. Der Berechnungsansatz lautet daher

$$\lambda_{\text{Riegel}} = \frac{4 \cdot A_R}{a_x \cdot a_y}$$

A_R ... angeströmte Fläche des Riegelsteines

Kriterium:
 $h_{m,Becken} = 0,40 \text{ m}$

$$\sqrt{\frac{1}{\lambda_{\text{Becken}}}} = -2 \cdot \log_{10} \left(\frac{k_{\text{Becken}}}{\alpha \cdot 4R_{h,\text{Becken}}} \right) + 4$$

$$\lambda_{\text{Sohle}} = \lambda_{\text{Riegel}} + \lambda_{\text{Becken}}$$

Die äquivalente Sandrauheit des Beckens k_{Becken} wird mit dem 1,5-fachen Beckensteindurchmesser bestimmt. Der Faktor 1,5 ist empirisch ermittelt, stellt jedoch in der Berechnung keinen sensitiven Parameter dar. Als angeströmte Fläche eines Riegelsteins A_R wurde 50 % der Kreisfläche, berechnet aus dem Riegelsteindurchmesser, verwendet. Auch dieser Faktor zeigt eine eher gering ausgeprägte Sensitivität in der Berechnung.

Bestimmung der Rauheit nach Pagliara & Chiavaccini (2006)

PAGLIARA & CHIAVACCINI (2006) entwickelten ihren Ansatz zwar für steile aufgelöste Rampen ($J_R > 1:12,5$ - $1:2,5$). Dennoch erwies sich im Modellversuch dieser Ansatz mit einer geringfügigen Adaption auch für flacher geneigte aufgelöste Rampen als geeignet. Die Adaption bestand in der Verwendung des mittleren Riegelsteindurchmessers $d_{R,m}$ anstelle des von PAGLIARA & CHIAVACCINI (2006) vorgeschlagenen $d_{84,R}$. In diesen Ansatz fließen sowohl die Art des Rampenaufbaus (Schichtung in Reihen, Steinkonzentration) als auch das Rampengefälle ein. Berücksichtigt wird ferner, dass durch die Belegung der Becken mit Steinen und durch einen dreireihigen Riegellaufbau die Riegelsteine nicht mit ihrer gesamten Fläche der Strömung ausgesetzt sind. Als Abminderungsfaktor wurde im Modellversuch eine pauschale Flächenabminderung von 50 % als geeignet nachgewiesen.

$$\sqrt{\frac{8}{\lambda_{\text{Sohle}}}} = 3,5 \cdot (1 + \Gamma)^c J_R^{-0,17} \cdot \log_{10} \left(\frac{h_{m,R}}{d_R} \right)^{0,1}$$

$$\Gamma = \frac{n \cdot A_R}{B_R \cdot L_R} \quad (\text{Steinkonzentration})$$

$c = -1,8$ für Reihenschichtung

Bestimmung der Rauheit nach Vogel (2003)

VOGEL (2003) entwickelte eine empirische Formel zur Rauheitsabschätzung aufgelöster Rampen, die einen Fließwiderstandsbeiwert nach MANNING-STRICKLER aus dem Riegelsteindurchmesser unter Berücksichtigung des Rampengefälles berechnet.

$$k_{\text{St,R}} = \frac{1,65}{d_R^{1/6}} \cdot J_R^{-0,70}$$

Es ist dies zwar ein sehr einfach zu handhabender Ansatz, führt jedoch bei sehr flachen Rampen ($J_R < 1:30$) nicht zu einem befriedigenden Ergebnis. Die Formel unterschätzt bei flacheren Rampen die Rauheit, wie sich aus verschiedenen Modellversuchen (STEPHAN 2008, HENGL 2008) zeigte. Zudem lässt der Ansatz die Veränderung der Rauheit in Abhängigkeit von der relativen Überdeckung (= Verhältnis Fließtiefe zu Steindurchmesser) unberücksichtigt, wodurch die größere Rauheitswirkung vor allem bei kleinen Durchflüssen keinen Eingang in die Rechnung findet. Dies ist jedoch bei großen Abflüssen wie dem Bemessungsabfluss in der Regel von untergeordneter Bedeutung.

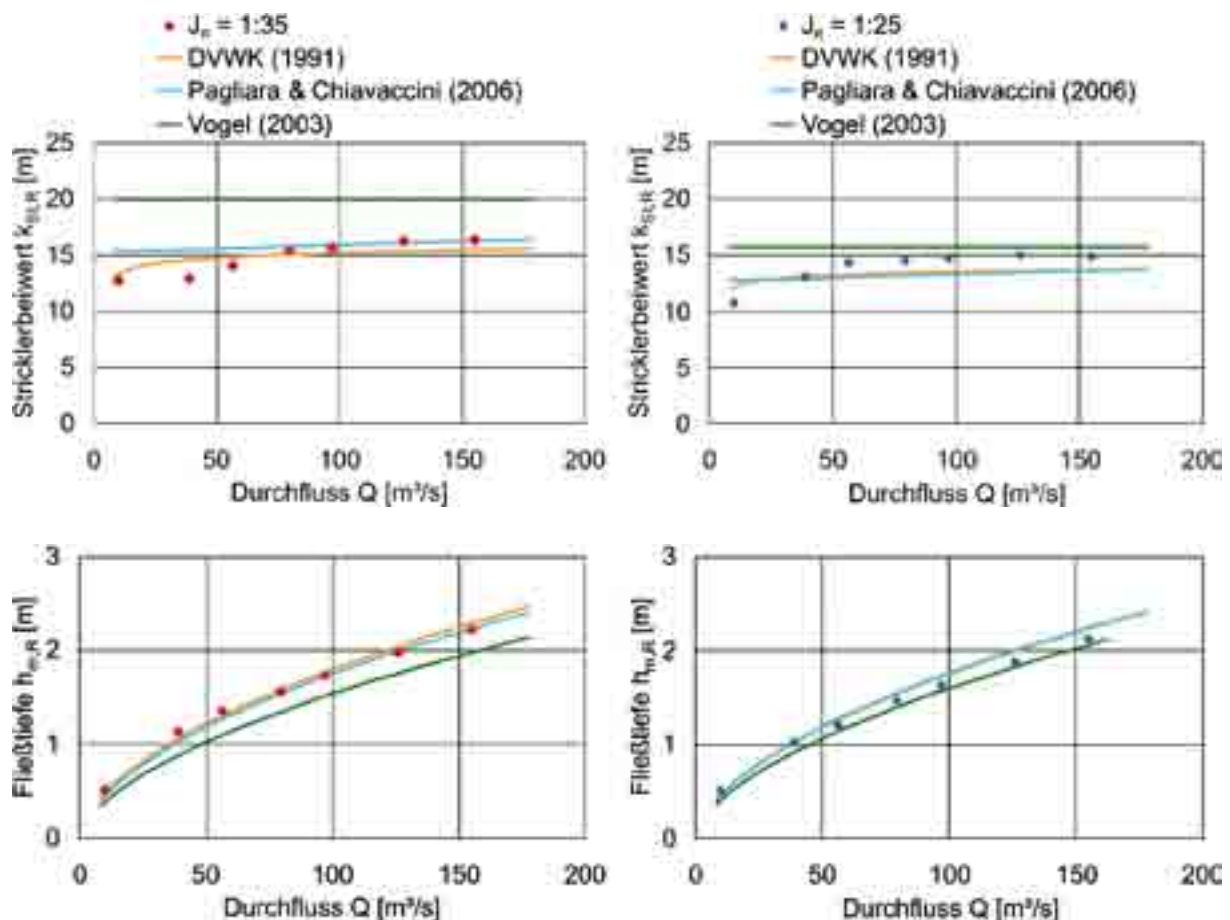


Abb. 15: Vergleich von gemessenen und gerechneten Rauheitsbeiwerten nach Strickler und Wasserspiegellagen auf verschieden geneigten aufgelösten Rampen (Ergebnisse aus dem physikalischen Modellversuch) (Naturgrößen)

Abb. 15 zeigt den Vergleich von Messergebnissen aus dem Modellversuch mit zwei unterschiedlich geneigten aufgelösten Rampen und den hier vorgestellten Formeln für die Abschätzung der Rauheit und der mittleren Fließtiefe. Das Ergebnis zeigt eine recht gute Übereinstimmung zwischen rechnerischem und gemessenem Pegelschlüssel auf den aufgelösten Rampen.

Wellenhöhe

Zur Festlegung der Uferhöhen für einen ausreichenden Hochwasserschutz ist jedoch nicht allein die mittlere Fließtiefe auf einer aufgelösten Rampe von Bedeutung, da die Wellenbildung durch die Beckenstruktur sehr ausgeprägt sein kann.

Abb. 17 zeigt eine Auswertung der Wellenhöhen h_w (= Differenz zwischen Wellenberg und Wellental), die während der Modellversuche auf den aufgelösten Rampen entstanden. Das Ergebnis belegt, dass die größeren Wellenhöhen generell auf der flacher geneigten Rampe ($J_R = 1:35$) entstehen, die nahezu einen Meter erreichen können. Die maximale Wellenhöhe wird jedoch nicht beim maximalen Abfluss erzeugt, sondern bei einer Fließtiefe auf der Rampe, die etwa der zweifachen Beckentiefe entspricht. Für weiter steigende Abflüsse sinkt die Wellenhöhe wieder. Der Bemessungsabfluss verursacht durch die große Überdeckung (= Fließtiefe bezogen auf die Rauheitshöhe) eine deutlich geringere Wellenhöhe im Ausmaß zwischen 0,3 und 0,5 m, die jedoch bei der Planung der Uferhöhen berücksichtigt werden muss. Aus den Modellversuchsergebnissen konnte abgeleitet werden, dass die Wellenhöhe bei einer regelmäßigen Beckenstruktur von den Verhältnissen Wellenhöhe zu mittlerer Fließtiefe auf der Rampe sowie Beckentiefe zu Beckenlänge abhängt (*siehe auch Abb. 16*). Für größere Abflüsse ab einem Verhältnis von $h_{m,R}/H_B > 2$, die zur Festlegung der Uferhöhen maßgeblich sind, wurde aus dem zur Verfügung stehenden Datensatz eine einfache empirische Formel zur Abschätzung der Wellenhöhe abgeleitet, die lediglich von der mittleren Fließtiefe auf der Rampe und den Beckendimensionen abhängig ist:

$$h_w = 0,42 \cdot L_B \cdot \left(\frac{h_{m,R}}{H_B} \right)^{-1,52} \quad \text{für } h_{m,R}/H_B > 2$$

Kriterium:
 $h_{w, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Über die mittlere Fließtiefe auf der Rampe ist das Gefälle der Rampe implizit berücksichtigt.

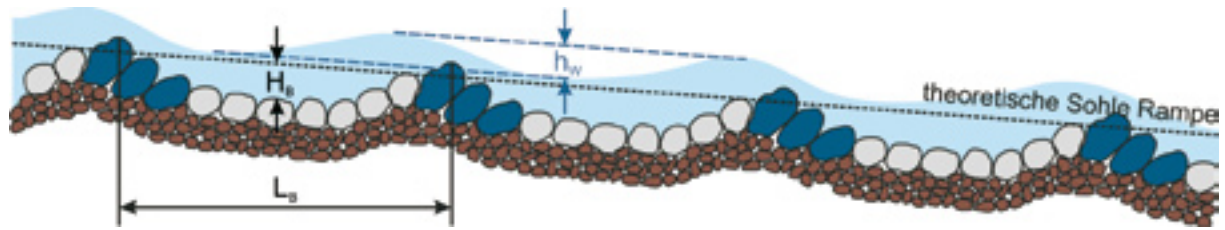


Abb. 16: Definitionsskizze Wellenhöhe

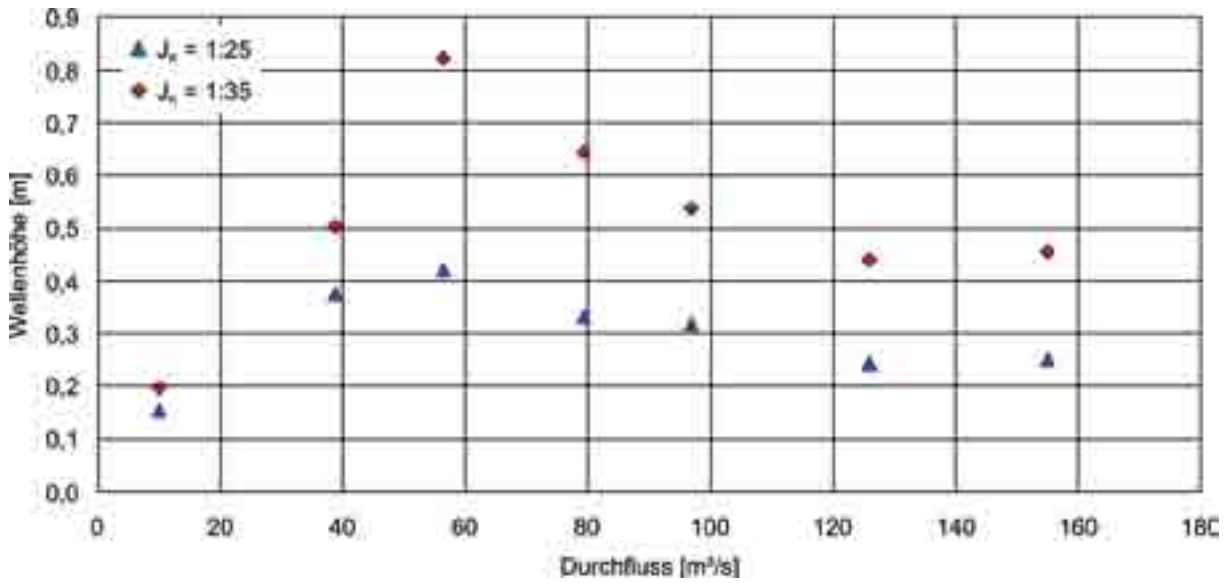


Abb. 17: Wellenhöhe auf unterschiedlich geneigten aufgelösten Rampen in Abhängigkeit vom Durchfluss

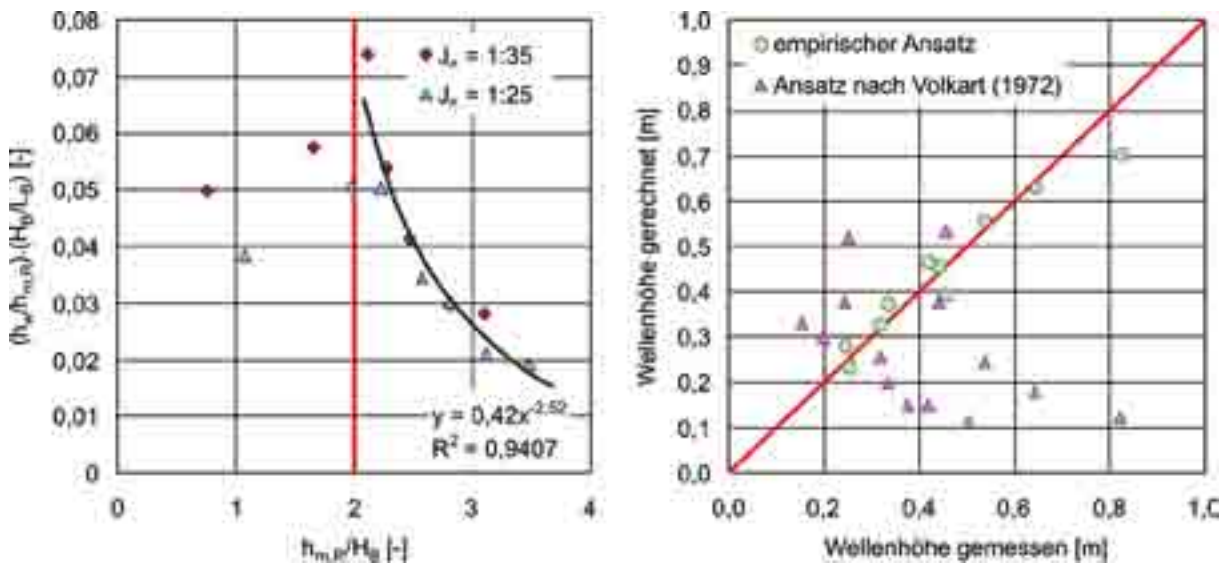


Abb. 18: Abschätzung der Wellenhöhe aus den Modellversuchsergebnissen

VOLKART (1972) entwickelte aus seinen Untersuchungen zur Sohlsicherung mittels Querswellen einen empirischen Ansatz zur Berechnung der durch eine Wellung des Wasserspiegels bedingten maximalen Fließtiefe über den Querswellen:

$$h_{\max,R} = 0,9 \cdot \frac{q^{0,88}}{L_B^{0,02} \cdot d_B^{0,30} \cdot J_R^{0,09}} \cdot \frac{\rho_w}{g^{0,44} \cdot (\rho_s - \rho_w)}$$

Unter der Annahme, dass die Differenz zwischen maximaler und mittlerer Fließtiefe auf der Rampe der halben Wellenhöhe h_w entspricht, kann somit eine Wellenhöhe nach *VOLKART (1972)* berechnet werden, die in **Abb. 18** den Modellversuchsergebnissen gegenübergestellt wurde. Es zeigt sich, dass dieser Ansatz die starke auftretende Wellung bei mittleren Abflüssen deutlich unterschätzt, jedoch bei größeren Abflüssen zu einer guten Abschätzung der maximalen Wasserspiegel führt.

Ansatz des Kräftegleichgewichts

Für die Dimensionierung von Riegel- und Beckensteinen gibt es derzeit noch kein standardisiertes Verfahren. Es existiert jedoch eine Reihe von Ansätzen, die in weiterer Folge genauer erläutert werden.

Von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg *LUBW (2006)* wurde ein Leitfaden herausgegeben, der eine umfangreiche Zusammenstellung verschiedener Möglichkeiten zur Herstellung der Durchgängigkeit für die Gewässerfauna an Querbauwerken aufzeigt. Als Lösungen werden passierbare Querbauwerke, Umgehungsgewässer, gerinneartige Fischaufstiegsanlagen mit Störsteinen sowie Kombinationsanlagen erläutert. Der Leitfaden enthält u. a. einen Ansatz zur Bemessung der Steingröße von aufgelösten Rampen, wobei die Stabilität der Riegelsteine über eine Gleichgewichtsbedingung aus Strömungskraft P , Gewichtskraftkomponente G und Reibungskraft R definiert wird. Für ein stabiles Bauwerk muss beim Bemessungsabfluss die Bedingung $P + H - R \leq 0$ erfüllt sein. Es wird allerdings darauf hingewiesen, dass die Vorgänge, die zur Zerstörung eines Rampenbauwerks führen, nicht allein durch Ansetzen eines Kräftegleichgewichts beschrieben werden können, sondern weitaus komplexer sind.

$$P = \rho_w \frac{1}{8} \pi \cdot d_R^2 \cdot v_{gr}^2 \quad (\text{Grenzgeschwindigkeit für die Strömungskraft} - Fr = 1)$$

$$G = \frac{1}{6} \pi \cdot d_R^3 \cdot (\rho_s - \rho_w) \cdot g \cdot \sin \alpha \quad (\alpha = 0 \Rightarrow G = 0 \text{ für sehr flache Rampen})$$

$$R = \frac{1}{6} \pi \cdot d_R^3 \cdot (\rho_s - \rho_w) \cdot g \cdot \tan \Phi \cdot \cos \alpha \quad (\Phi = 35^\circ)$$

Die Strömungskraft ist eine hydrodynamische Kraft und abhängig von der sohlennahen Fließgeschwindigkeit sowie der Form des Elementes und dem Formwiderstand. In *LUBW (2006)* wird bei der Dimensionierung davon ausgegangen, dass lediglich 50 % der Fläche eines Riegelsteines der Strömung ausgesetzt sind. Dieser Parameter geht sehr sensibel in die Berechnung ein und hat erheblichen Einfluss auf das Steingewicht. In der Natur hängt die tatsächliche Anströmfläche stark von der Steinform und der Lage des Steins in der Strömung und damit bei aufgelösten Rampen auch von Art und Sorgfalt der Rampenschichtung ab. Die Widerstands- oder Reibungskraft R steht der Strömung entgegen und ist proportional zur Gewichtskraft abzüglich der Auftriebskraft des Elementes. Der Proportionalitätsfaktor ist dabei der Tangens des inneren Reibungswinkels Φ . Über den inneren Reibungswinkel beinhaltet die Widerstandskraft indirekt die Verbundwirkung der Deckwerkselemente untereinander. Damit ist der Reibungswinkel massiv von der Lagerung der Steine am Untergrund und der gegenseitigen Abstützung der Steine abhängig. Auch dieser Parameter wirkt sich sehr sensibel auf die berechnete Steingröße der Riegelsteine aus. In *LUBW (2006)* wird $\Phi = 35^\circ$ empfohlen. Untersuchungen von *KORECKY (2007)* zum inneren Reibungswinkel belegen eine Streubreite von $31^\circ < \Phi < 45^\circ$, wonach sich das verwendete Material (Kantkorn, Rundkorn) und die Art der Schichtung maßgeblich auf das Ergebnis auswirkten. Setzt man in der Steindimensionierung

einen niedrigen inneren Reibungswinkel an, so vergrößert sich dadurch zwar das Riegelsteingewicht, allerdings können dadurch Stabilitätseinbußen durch Ungenauigkeiten beim Bau der Rampe kompensiert werden.

Sohlschubspannungsansatz

Zur Dimensionierung der Riegel- bzw. Beckensteingröße kann auch der Sohlschubspannungsansatz verwendet werden, der ursprünglich für Geschiebetransportberechnungen und zur Ermittlung des Geschiebetransportbeginns entwickelt worden war. Für diese Ermittlung wird der dimensionslose, kritische Shields-Parameter verwendet, der in Abhängigkeit von den sohnahen hydrodynamischen Verhältnissen und der Partikel-Reynoldszahl die Grenze zwischen Partikelbewegung und dem Ruhezustand beschreibt. Die bodennahe Sedimentbewegung tritt dann ein, wenn die hydromechanischen Kräfte den für den Bewegungsbeginn kritischen Grenzwert übersteigen. Nach *SHIELDS* lässt sich jene Schubspannung (so genannte kritische Sohlschubspannung) berechnen, die durch die Strömung auf das Sediment ausgeübt werden muss, um Bewegung zu verursachen, oder umgekehrt, jene Partikel- oder Steingröße, die erforderlich ist, damit der Stein in Ruhe bleibt. Ausgangspunkt der Berechnung ist die Sohlschubspannung auf der aufgelösten Rampe bei Normalabfluss, die sich aus $\tau = \rho_w \cdot g \cdot R_h \cdot J_R$ ergibt. Diese Sohlschubspannung wird einer kritischen Sohlschubspannung gegenübergestellt, wofür die dimensionslose Sohlschubspannung Θ verwendet wird:

$$\Theta = \frac{\tau}{g \cdot (\rho_s - \rho_w) \cdot d_R} = \frac{R_h \cdot J_R}{\frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w} \cdot d_R} \leq \Theta_{cr} \quad \text{bzw.} \quad d_R = \frac{R_h \cdot J_R}{\Theta_{cr} \cdot \frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w}}$$

Für einen Einzelstein auf rauher Sohle, der der vollen Strömungskraft ausgesetzt ist, beträgt $\Theta_{cr} = 0,01$ (*RAUDKIVI & ETTEMA, 1982*) und steigt für mehrlagige Steinwürfe auf 0,1 (*PLATZER 1997*) an. Für teilweise eingebundene Riegelsteine, die sich gegenseitig abstützen, kann als Erfahrungswert etwa $\Theta_{cr} = 0,03$ bis 0,035 angesetzt werden. Bei dieser Belastung ist eine Bewegung der Steine nicht vollständig auszuschließen. Im Mittel können etwa 3 % der Steine umgelagert werden (*HENGL 1997*), die zu erwartenden Schäden sind aber sehr gering, da sich die Steine bei dieser Belastung nur lokal umlagern aber nicht über größere Strecken transportiert werden. Zur Dimensionierung von Beckensteinen, die dem Strömungsangriff in geringerem Ausmaß ausgesetzt sind als vergleichsweise Riegelsteine, kann abgeleitet aus Modellversuchen ein Wert von $\Theta_{cr} = 0,065$ bis 0,09 angesetzt werden. Wie Erfahrungen jedoch zeigen, tendiert diese Methode bei steileren Rampen ($J_R \geq 0,04$) zu einer Überschätzung der Riegelsteingröße.

Dimensionierung nach Korecky (2007)

KORECKY (2007) entwickelte eine empirische Bemessungsformel für das erforderliche Steingewicht von Riegelsteinen, in die lediglich der spezifische Abfluss q auf der Rampe, das Rampengefälle J_R und ein dimensionsloser Toleranzgrad Ω eingehen.

$$G_R = \frac{\rho_s}{g} \cdot \frac{9,81 \cdot q^2}{2650 \cdot (-0,197 \cdot \Omega^{-0,035} \cdot \ln(J_R) - 0,275 \cdot \Omega^{-0,129})^2}$$

Der dimensionslose Toleranzgrad Ω bezeichnet jenen Prozentsatz an Riegelsteinen, der bei Bemessungsabfluss maximal bewegt werden darf. Beispiel: $\Omega = 0,03$ bedeutet, dass bei der gewählten maximalen Belastung der Riegelrampe bis zu 3 % der Riegelsteine bewegt werden könnten. Der Ansatz geht von den Voraussetzungen aus, dass die Steinform der Riegelsteine eher flach als gedrungen ist, dass die Schichtung der Riegel dachziegelartig und besonders sorgfältig ausgeführt ist und dass die Riegelsteine auf kantiges Filtermaterial gelegt, nicht in dieses eingedrückt werden. Nach Vergleichen dieser Formel mit diversen Modellversuchsergebnissen zeigte sich, dass die Unsicherheiten bzgl. des dimensionierten Steingewichts mit zunehmendem Rampengefälle größer werden. *KORECKY (2007)* empfiehlt daher eine Anwendung für aufgelöste Rampen mit einem Rampengefälle von nicht mehr als $J_R \geq 1:30$.

Mit diesen Ansätzen zur Riegel- und Beckensteindimensionierung stehen drei Möglichkeiten zur Verfügung, die die obere (Schubspannungsansatz, Ansatz des Kräftegleichgewichts) und untere (Ansatz nach *KORECKY 2007*) Bandbreite für den Riegelsteindurchmesser gut eingrenzen. Natürlich darf bei dieser Dimensionierung nie außer Acht gelassen werden, dass sich die Erhöhung des Steindurchmessers um nur 10 % mit 30 % auf das Steingewicht auswirkt. Aus diesem Grund kann sich jede allzu großzügige Bemessung sehr rasch in den Kosten niederschlagen.

Vermeidung von Setzungen - Filterschicht

Das Versagen einer aufgelösten Rampe kann einerseits durch Erosion von Riegel- oder Beckensteinen, andererseits durch massive Setzungen des Rampenkörpers verursacht werden (**Abb. 19**).



Abb. 19: Beispiel für Rampenversagen durch Setzung

Setzungen des Rampenkörpers sind dann möglich, wenn das Material jener Schicht, auf die Riegel- und Beckensteine gebettet werden (Filterschicht), so feinkörnig ist, dass es durch die Hohlräume zwischen den Steinen der Rampe herausgesaugt werden kann, wodurch die Rampensteine nach und nach in die Tiefe wandern. Verantwortlich für dieses Herausaugen ist eine senkrecht von der Rampenoberfläche weggerichtete Kraft, die so genannte Liftkraft, die (bei großen Reynoldszahlen) aus der strömungsbedingten Turbulenz resultiert (*DITTRICH 1998*). Um diesem Versagensmechanismus zu begegnen, muss der mittlere Korndurchmesser der Filterschicht so groß sein, dass er nicht durch die Hohlräume gesaugt werden kann. *PLATZER (2000)* empfiehlt daher für einen filterstabilen Untergrund die folgende Beziehung:

$$d_F = 0,2 \cdot d_R$$

Der mittlere Durchmesser der Filterschicht d_F sollte nicht kleiner als 20 % des Riegelsteindurchmessers sein. In der Ausführung empfiehlt sich ein 2-lagiger Aufbau der Filterschicht aus kantigem Material, auf dem Riegel- und Beckensteine stabiler gebettet werden können als vergleichsweise auf Rundkornmaterial.

Gleichgewichtsgefälle - Rampenhöhe

Eine Fließgewässerstabilisierung ist nur dann erfolgreich, wenn die Fließstrecken flussauf und flussab des Bauwerks im sohlmorphologischen Gleichgewicht sind. Dies bedeutet, dass es über einen mehrjährigen Betrachtungszeitraum nur zu begrenzten Sohlhöhenänderungen innerhalb einer gewissen Bandbreite (Wechselspiel zwischen Auflandung und Erosion) in Abhängigkeit vom hydrologischen Geschehen kommt und langfristige Erosions- oder Auflandungstrends nicht zu beobachten sind. Das sohlmorphologische Gleichgewicht eines Fließgewässers ist daher kein statischer sondern ein dynamischer Systemzustand. Bei einem im langjährigen Mittel gleich bleibenden Geschiebeeintrag strebt jedes Fließgewässer einem so genannten Gleichgewichtsgefälle zu. Abgesehen von den Schwankungen aufgrund trockener oder feuchter Jahre bleibt die Gewässersohle im langjährigen Mittel auf gleicher Höhe. Dies hat aus vielerlei Hinsicht Vorteile für ein Gewässer (*HENGL & STEPHAN 2008*):

Kriterium:
 $h_{\text{min}} = 0,40 \text{ m}$

- Der Schwankungsbereich des Sohlneiveaus bleibt begrenzt und ist für den Hochwasserschutz (Gefahr der Unterspülung von Ufersicherungen, Brückenfundierungen oder Freilegung von das Gewässer querenden Leitungen und Hangrutschungen infolge Erosion bzw. Gefahr von steigenden Wasserspiegeln durch Auflandung) vorhersehbar.
- Grundwasserreserven in Tallandschaften können nachhaltig gesichert werden.
- Die ökologische Quervernetzung zu in das Gewässer einmündenden Bächen sowie zur gewässerbegleitenden Aue, sofern vorhanden, bleibt erhalten.
- Der Instandhaltungsaufwand eines stabilen Gewässers ist deutlich geringer.
- Aus der Eintiefung einer Gewässersohle ergeben sich außerdem ein Verlust an Retentionsräumen und damit eine Verschlechterung des Hochwasserschutzes für Unterliegerstrecken.

Wenn nun ein Fließgewässer aktuell nicht im Gleichgewicht ist, muss dies bei der Planung einer aufgelösten Rampe berücksichtigt werden, da das Gleichgewichtsgefälle eines Gewässerabschnitts einen maßgeblichen Einfluss auf die Rampenhöhe hat.



Abb. 20: Auswirkung des Gleichgewichtsgefälles eines Gewässerabschnitts auf die Rampenhöhe

Abb. 20 zeigt die Auswirkungen einer Fehleinschätzung des Gleichgewichtsgefälles eines Gewässerabschnitts. Befindet sich ein Gewässerabschnitt nicht im morphologischen Gleichgewicht und weist eine Anlandungstendenz auf, so wird die Rampe von unterstrom aufgefüllt. Es kann zwar zu einem Hochwasserschutzproblem im Gewässerabschnitt kommen, jedoch nicht zu einer Gefährdung der aufgelösten Rampe oder der ökologischen Durchgängigkeit. Besteht hingegen die Tendenz zur Sohlerosion, so wird sich die Sohle unterhalb der Rampe eintiefen und es entsteht bei zu geringer Rampenlänge eine zusätzliche, unerwünschte Sohlstufe, die einerseits die Bemühungen zur Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit zunichte machen kann und andererseits die Stabilität der Rampe gefährdet. Erfahrungen aus Modellversuchen zeigen, dass bei aufgelösten Rampen in Analogie zu steileren Rampen bei Versagen des Bauwerksfußes die Rampe innerhalb kürzester Zeit komplett zerstört wird. Diesen Sohlveränderungen kann durch eine optimale Anpassung der Rampenhöhe an die örtlichen Verhältnisse begegnet werden. Die Rampenlänge muss jedenfalls auch bei einer im morphologischen Gleichgewicht befindlichen Gewässerstrecke den gesamten Bereich an Sohlenschwankungen, die durch das hydrologische Geschehen bedingt sein können, zur Gänze abdecken (**Abb. 21**).



Abb. 21: Erforderliche Rampenlänge aufgrund natürlicher Sohlenschwankungen beim dynamischen Sohlgleichgewicht

Zur Abschätzung des Gleichgewichtsgefälles eines Gewässerabschnitts ist eine Reihe von Daten erforderlich. Dazu gehören die Gewässerbreite sowie der gesamte Durchflussquerschnitt einschließlich allfälliger Überflutungsflächen (Geometrie und Fließwiderstände), die Zusammensetzung des Geschiebes (Korngrößen) und die durchschnittlich in einem Jahr zu erwartende Geschiebemenge (Jahresfracht) wie auch die Hydrologie des Gewässers (Abflussdauerlinie oder Zeitreihen). Weitere Einflussfaktoren können auch Regulierungsmaßnahmen (z.B. Buhnen) sein. Besonders dichter Bewuchs auf Überflutungsflächen oder die Ablagerung von Feinsedimenten auf den Vorländern (Rehnenbildung) konzentrieren den Abfluss stärker im Fluss und führen damit zu einer Verringerung des Gleichgewichtsgefälles. Von großer Bedeutung für die Abschätzung des Gleichgewichtsgefälles ist außerdem die Wahl einer für die gegebene Situation geeigneten Geschiebetransportformel. Zur Auswahl steht eine Fülle an Formeln (z.B. BAKKE et al. 1999, BATHURST et al. 1987,

HUNZIKER 1995, KARIM 1998, MEYER-PETER & MÜLLER 1948, ZANKE 1999, ZARN 1997), die für sehr unterschiedliche Anwendungsbereiche entwickelt wurden. Es empfiehlt sich daher, eine Geschiebetransportformel auszuwählen, für die es bereits Erfahrungen aus ähnlichen Gewässerabschnitten oder auch Messdaten zur Kalibrierung und Kontrolle der verwendeten Gleichung gibt. Eine einfache Prüfmöglichkeit stellt die Berechnung des Gleichgewichtsgefälles für den Istzustand dar. Wenn die Gewässerstrecke gegenwärtig nicht im Gleichgewicht ist, muss sich zumindest der zu beobachtende Erosions- oder Auflandungstrend im Ergebnis widerspiegeln. Andernfalls sind die Daten und die verwendete Transportgleichung auf Plausibilität zu prüfen. Ein praxistaugliches Verfahren zur Abschätzung des Gleichgewichtsgefälles eines Gewässerabschnitts mit konkreten Berechnungsbeispielen wird in HENGL & STEPHAN (2008) erläutert. Für eine Sieblinie oder einen charakteristischen Korndurchmesser des Geschiebes umfasst der Berechnungsablauf folgende Schritte:

- Berechnung des Geschiebetransports mit Hilfe der Geschiebetransportformel als Funktion vom Abfluss für verschiedene Kombinationen von Sohlgefälle und Sohlbreite. Die Berechnung basiert auf der Annahme eines gleichförmigen Abflusses, d.h. das Energieliniengefälle ist gleich dem Sohlgefälle.
- Daraus erhält man eine dreidimensionale Datenmatrix, die den Geschiebetransport als Funktion des Abflusses, des Gefälles und der Breite enthält.
- Für jede Kombination von Sohlgefälle und Sohlbreite kann mit Hilfe der Dauerlinie die Geschiebefracht für ein Jahr berechnet werden.
- Aus diesem Datensatz kann für eine gewählte Sohlbreite und eine zu erwartende Jahresgeschiebefracht das Gleichgewichtsgefälle abgelesen werden. Alternativ kann auch die für ein bestimmtes Gefälle erforderliche Sohlbreite oder für eine Kombination von Gefälle und Sohlbreite der für eine stabile Sohle jährlich erforderliche Geschiebeeintrag ermittelt werden.

Um die Sensitivität der Ergebnisse bezüglich Korngröße des Geschiebes zu prüfen, ist es empfehlenswert, die Berechnung für verschiedene mögliche Sieblinien bzw. charakteristischen Korndurchmesser zu wiederholen. Analog kann auch die Sensitivität bezüglich Abflüsse (z.B. Perioden mit nassen oder trockenen Jahren) und der Einfluss der gewählten Geschiebetransportgleichung untersucht werden. Mit Hilfe dieser Vorgangsweise kann in der Planung die Bandbreite der zu erwartenden Sohlgefälle in Abhängigkeit von den gegebenen Randbedingungen abgeschätzt werden und die Rampenhöhe an das ungünstigste zu erwartende Ergebnis angepasst werden.

Kolkentwicklung - Nachbetschutz

Die Energie des Wassers, das über aufgelöste Rampen strömt, wird bis zu einem gewissen Anteil dissipiert. Jener Anteil an Strömungsenergie, der dissipiert wird, ist von der Rauheit der Rampenoberfläche, von der Turbulenz der Strömung, aber auch von der Rampenlänge abhängig. Im Vergleich zu steilen Rampen wird auf flach geneigten aufgelösten Rampen weniger Energie dissipiert (HASSINGER 1991). Dafür sind diese Rampen gerade durch ihre flache Neigung länger, wodurch viel von diesem scheinbaren Nachteil wieder wettgemacht wird. Generell gilt jedoch, dass die Energiedissipation auf jeder Rampe, sei sie nun steil oder flach, unvollständig und daher am Rampenfuß noch überschüssige Energie vorhanden ist, die schließlich in einem Kolk unterhalb des Rampenfußes dissipiert wird (PLATZER 2000). Die Ausdehnung dieses Kolkes wird durch verschiedene Einflussgrößen dominiert. Es sind dies vor allem

- das anstehende Sohlmaterial. Je größer der mittlere Korndurchmesser des Sohlmaterials ist, umso geringer wird die Ausdehnung des Kolkes sein;
- die Größe und Dauer der hydraulischen Belastung. Langanhaltende Phasen großer Durchflüsse werden die Ausdehnung des Kolkes vergrößern;
- die Neigung der Rampe. Steilere Rampen führen zu tieferen Kolken, wie die Modellversuchsergebnisse belegen;
- die Menge an transportiertem Geschiebe. Eine große Menge an transportiertem Geschiebe kann die Kolkabmessungen reduzieren. Eine kleine Menge kann sich gegenüber keinem Eintrag allerdings auch destabilisierend auf die Kolkabmessungen auswirken, da sich in diesem Fall eine stabilisierende Deckschicht durch den permanenten Impulseintrag der transportierten Körner auf die Sohle nicht ausbilden kann, jedoch insgesamt zu wenig Material transportiert wird, um das Kolkvolumen zu reduzieren;
- die Hydraulik im Unterwasser der Rampe. Bei höheren Wasserführungen besteht bei entsprechender Gewässergeometrie im Unterwasser die Möglichkeit des Einstaus des Rampenfußes. Dies reduziert die hydraulische Belastung auf die Sohle und daher auch die Kolkdimension. Ob ein Einstau des Rampenfußes vom Unterwasser vorliegt, ist jedoch für jede Situation zu überprüfen.

Kriterium:
 $h_{k, \text{max}} = 0,40 \text{ m}$

Die Kolkentwicklung mit zunehmender hydraulischer Belastung, die in den Modellversuchen mit unterschiedlichen Rampenneigungen untersucht wurde, ist in **Abb. 22** exemplarisch für eine 1:25 geneigte Rampe dargestellt. Die Versuche zeigen mit steigender hydraulischer Belastung naturgemäß ein Anwachsen des Kolkvolumens sowohl in vertikaler als auch in longitudinaler Richtung. Die Sohle unterhalb des Rampenfußes war dabei durch keinerlei Kolk Schutzmaßnahmen befestigt.

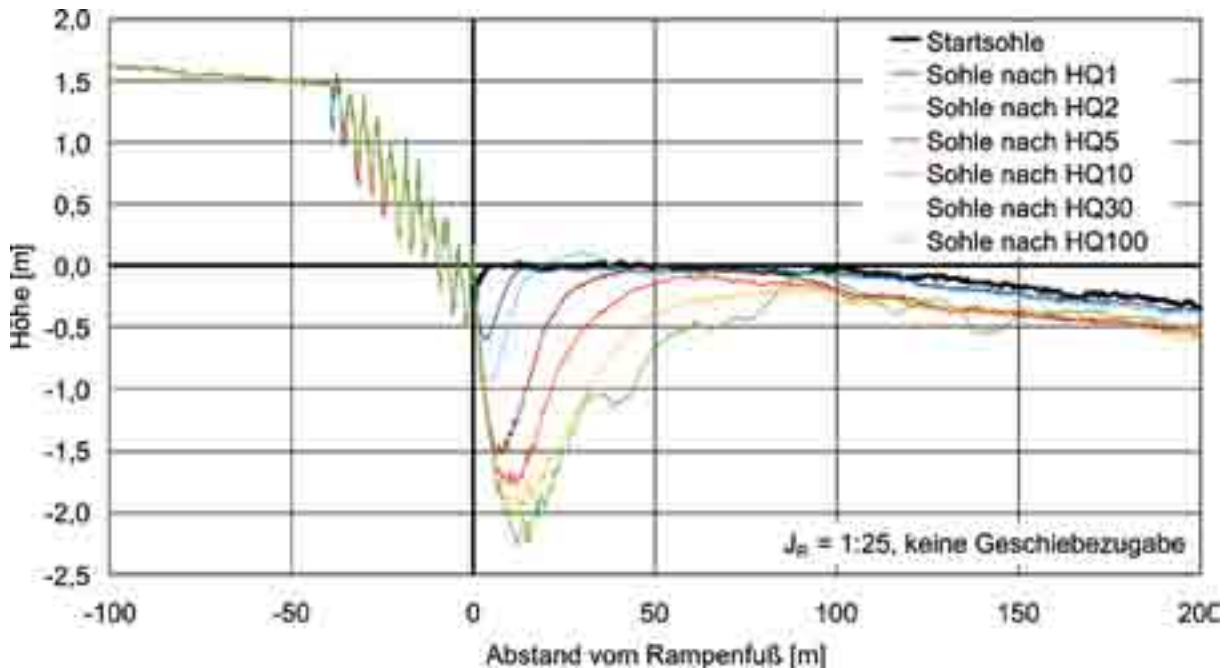


Abb. 22: Kolkentwicklung bei steigender hydraulischer Belastung (Naturgrößen)

Ein Beharrungszustand wird sich für einen Nachbettkolk in der Natur selbst bei kleinen Abflüssen aufgrund des Abflussregimes nicht ausbilden, da sich ein Beharrungszustand erst nach sehr langer Kolkdauer einstellt. Im Hochwasserabflussbereich ist die Kolkbildung daher ganz wesentlich von der Abflussganglinie abhängig. **Abb. 23** zeigt die Kolkabmessungen für unterschiedliche Rampenneigungen und unterschiedliche Geschiebezugabemengen nach dem maximalen Abfluss (HQ_{100}). Die Belastungsdauer entsprach bei den Versuchen etwa der dreifachen Dauer des größten beobachteten Hochwasserereignisses am entsprechenden Gewässer, bildete daher näherungsweise eine natürliche Belastungsdauer nach. Das Ergebnis zeigt deutlich den tieferen und längeren Kolk unterhalb der steileren Rampe. Eine höhere Geschiebemenge wirkt sich hingegen weniger auf eine Reduzierung der maximalen Kolkentiefe als auf eine Reduzierung des gesamten Kolkvolumens aus (siehe **Abb. 24**), wie eine Bilanzierung für einen Abschnitt von 100 m unterhalb des Rampenfußes ergab.

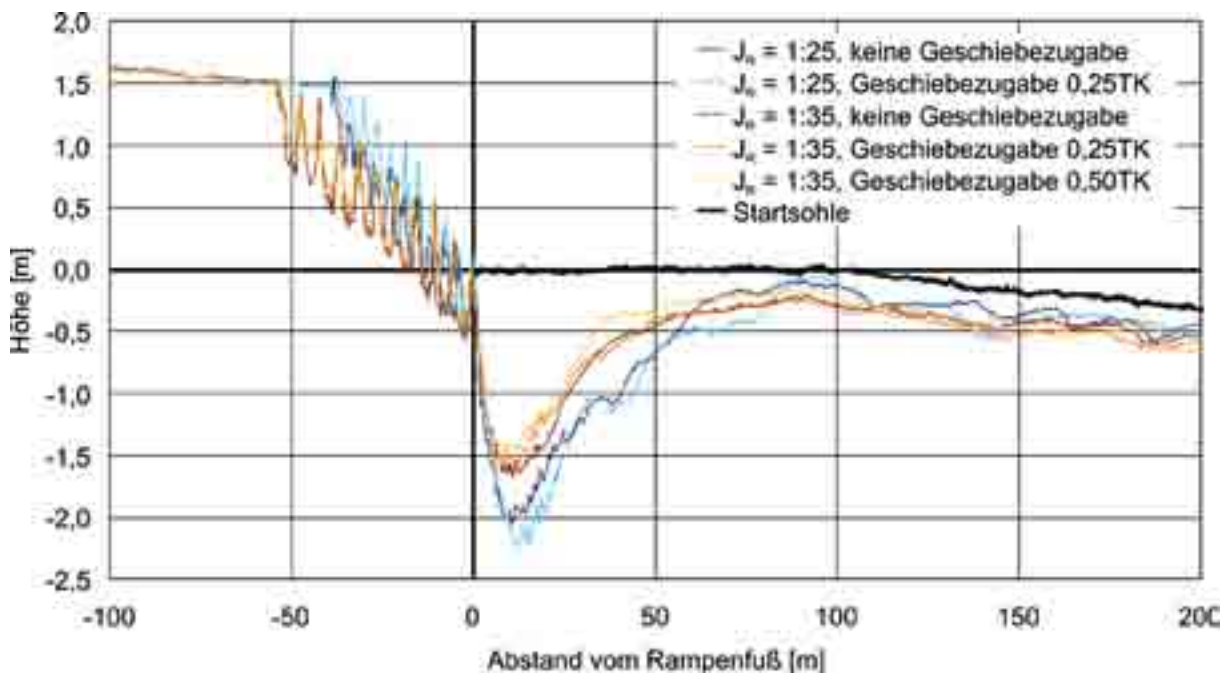


Abb. 23: Kolkentwicklung im Modellversuch unterhalb zweier unterschiedlich geneigter aufgelöster Rampen ($J_R = 1:25$ bzw. $1:35$) nach einem HQ_{100} -Ereignis (Naturgrößen)

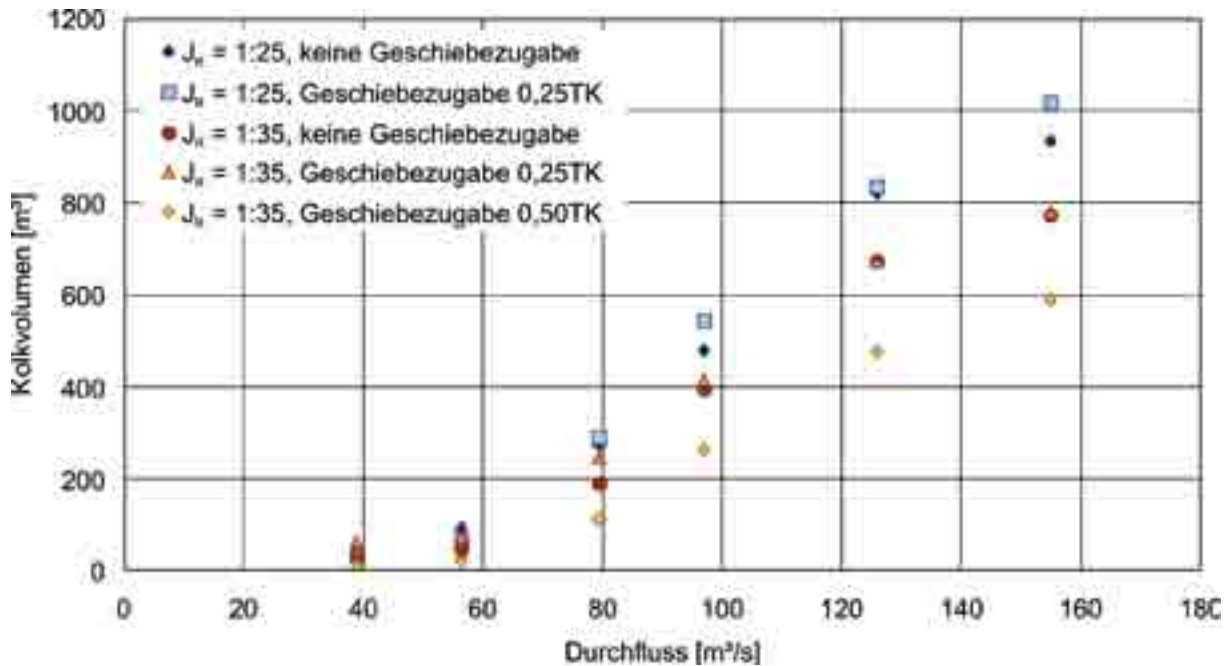
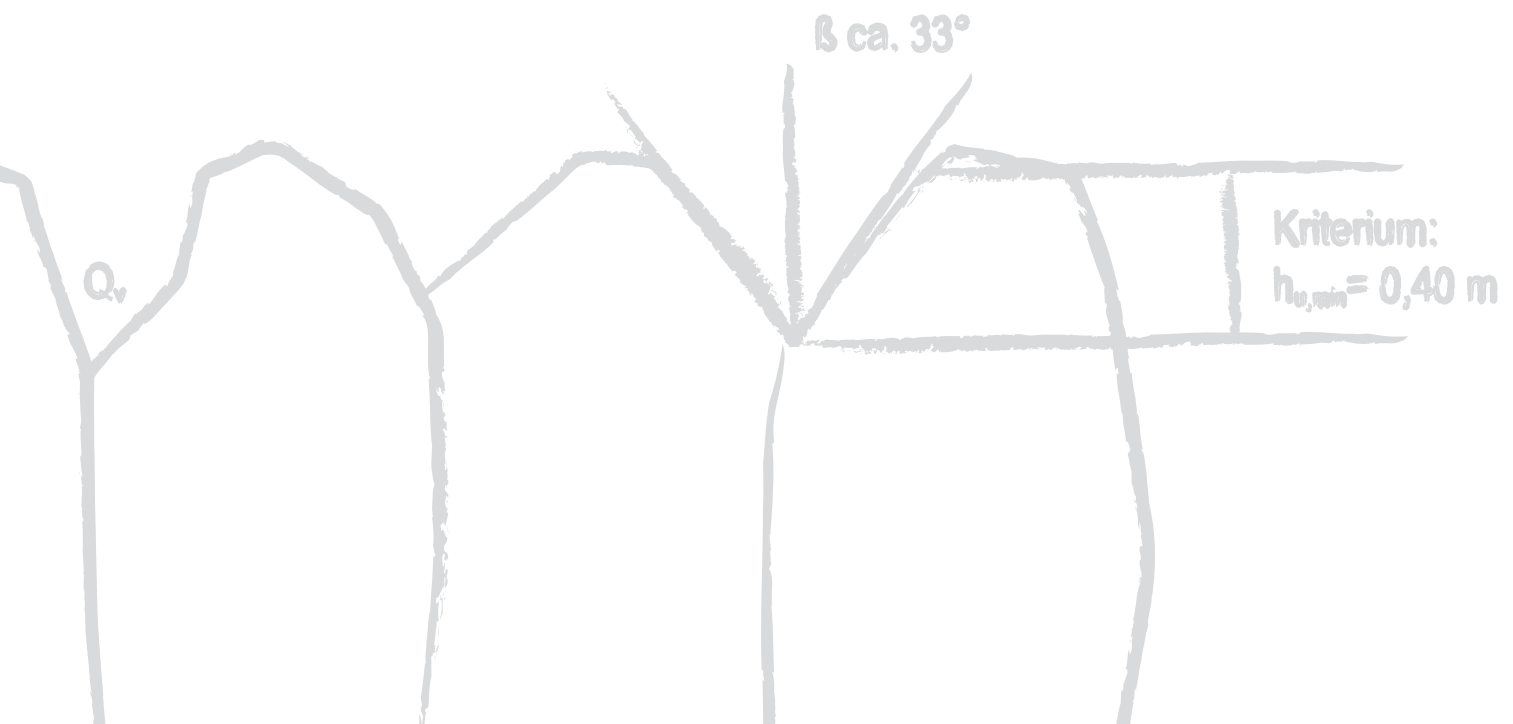


Abb. 24: Einfluss von Rampengefälle und transportierter Geschiebemenge auf das Kolkvolumen (Naturgrößen)

Wie bereits erwähnt, zeigte sich in Modellversuchen, dass ein Versagen des Rampenfußes ein vollständiges Versagen der Rampe selbst zur Folge hat. Aus diesem Grund muss einerseits der an das Bauwerk anschließende Kolk in seiner Ausdehnung begrenzt werden, zum anderen ist der Rampenfuß durch zusätzliche Schutzmaßnahmen lokal zu sichern. Ein optimaler Nachbettschutz sollte daher aus

- einer flächigen Sohlsicherung zur Begrenzung der Kolkdimension und
- einer lokalen Rampenfußsicherung bestehen.

Aus den Modellversuchsdaten wurde der Versuch unternommen, eine charakteristische maximale Kolklänge zu definieren. Als Basis diente die Energielinie jenes Versuches mit der maximalen hydraulischen Belastung, die zur maximalen Ausdehnung des Unterwasserkolkes führte (*siehe auch Abb. 22*). Das Energielinienmaximum war im Fall der 1:25 geneigten Rampe etwa 57 m und im Fall der 1:35 geneigten Rampe 42 m vom Rampenfuß entfernt (*Abb. 25*). Obwohl nach diesen Versuchen aufgrund ihrer begrenzten Parametervariation kein Anspruch auf Universalität erhoben wird, können daraus dennoch Hinweise zur erforderlichen Länge des flächigen Nachbettschutzes abgeleitet werden: 57 m ($J_R = 1:25$) bzw. 42 m ($J_R = 1:35$) entsprechen jeweils 80 bzw. 150 % der jeweiligen Rampenlänge. Der flächige Kolkschutz anschließend an den Rampenfuß sollte daher 80-150 % der Rampenlänge betragen, wobei die höheren Werte für steilere Rampen anzusetzen sind.



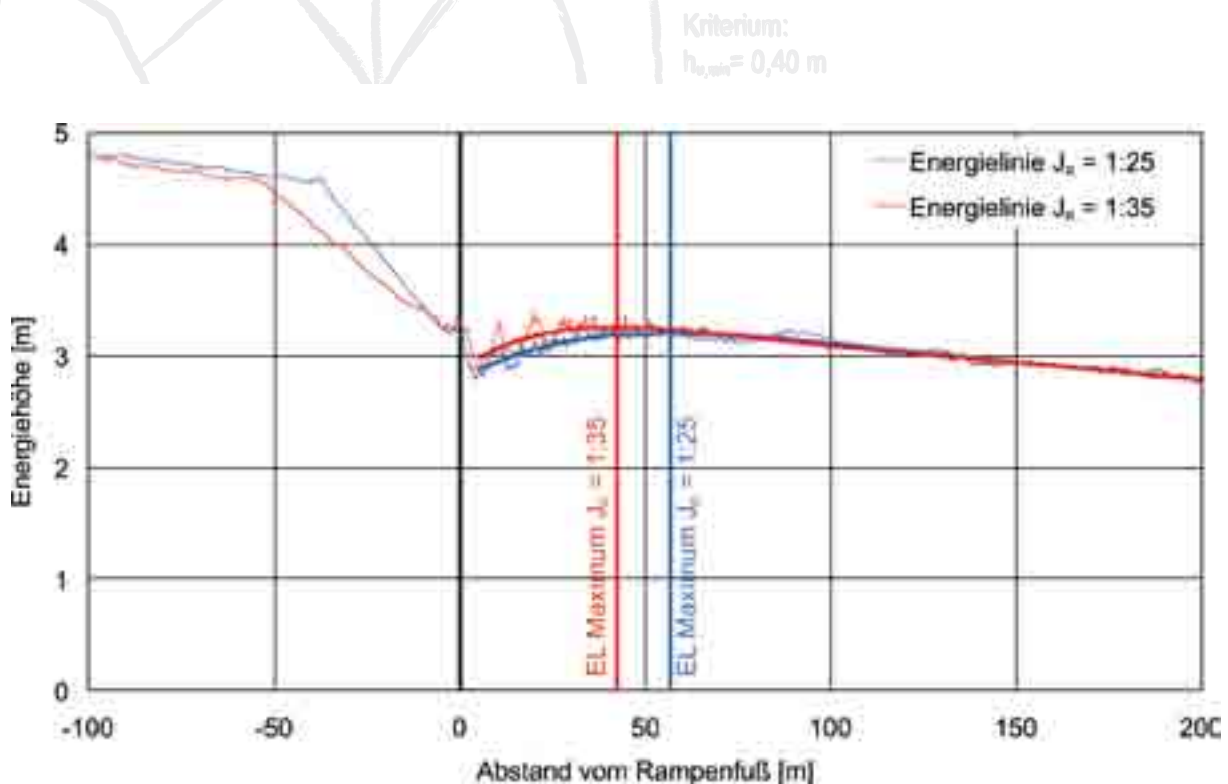


Abb. 25: Abschätzung einer charakteristischen maximalen Kolklänge aus der Energielinie (Naturgrößen)

Bei einem flächigen Nachbettschutz muss die Sohle nicht vollständig dicht mit einer Sohlsicherung belegt werden. Es genügt eine Belegungsichte von zumindest 20 % der Sohle. Eine so ausgeführte Sohlsicherung wirkt als offenes Deckwerk und lässt durch ihre Flexibilität einen gewissen Kolk zur Energiedissipation zu, der jedoch in der Tiefe begrenzt bleibt. Auch aus ökologischer Sicht ist ein so gestalteter Nachbettschutz positiv zu sehen, da die Gewässersohle nicht vollständig mit größeren Steinen belegt wird, sondern ein großer Anteil der Sohle unbelegt bleibt. Zudem können sich außerhalb kritischer hydraulischer Belastungszustände die Hohlräume zwischen den Belegungssteinen mit Sohlsubstrat verfüllen, welches dann lediglich im Hochwasserfall wieder ausgespült wird, wenn der Nachbettschutz hydraulisch wirksam wird. Bei breiteren Gewässern empfiehlt sich ein zusätzlicher Schutz der Ufer durch 2-lagig belegte Randstreifen (HENGL & KROUZECKY 2007). Wenn sich der muldenförmige Kolk im Laufe der Zeit ausbildet, können Steine aus diesen Randstreifen in den Kolk nachrutschen und stellen einen zusätzlichen Schutz dar. Eine muldenförmige Ausbildung der Riegel der aufgelösten Rampe konzentriert die Energiedissipation im Unterwasserkolk in Gewässermittle und unterstützt auf diese Art den Uferschutz.

Die Dimensionierung der Steingröße d_N des Nachbettschutzes kann analog zum Sohlschubspannungsansatz (siehe Kap. Sohlschubspannungsansatz) durchgeführt werden. Anstelle der Sohlschubspannung auf der aufgelösten Rampe, verwendet man hingegen jene des Unterwassers τ_{UW} .

$$\Theta_{cr} = \frac{\tau_{UW}}{g \cdot (\rho_s - \rho_w) \cdot d_N}$$

Um einen Abtransport der Nachbettsicherung im Hochwasserfall zu verhindern, sollte die kritische dimensionslose Sohlschubspannung Θ_{cr} im Bereich $0,01 < \Theta_{cr} < 0,015$ angesetzt werden. Der lokale Schutz des Rampenfußes gegen ein Abrutschen in den Unterwasserkolk kann z.B. durch einen Steinkeil oder eine Stahlspundwand erfolgen (Abb. 26). Letztere hat den Nachteil, dass im Falle von Setzungen die Stahlspundwand aus dem Wasser ragen kann.

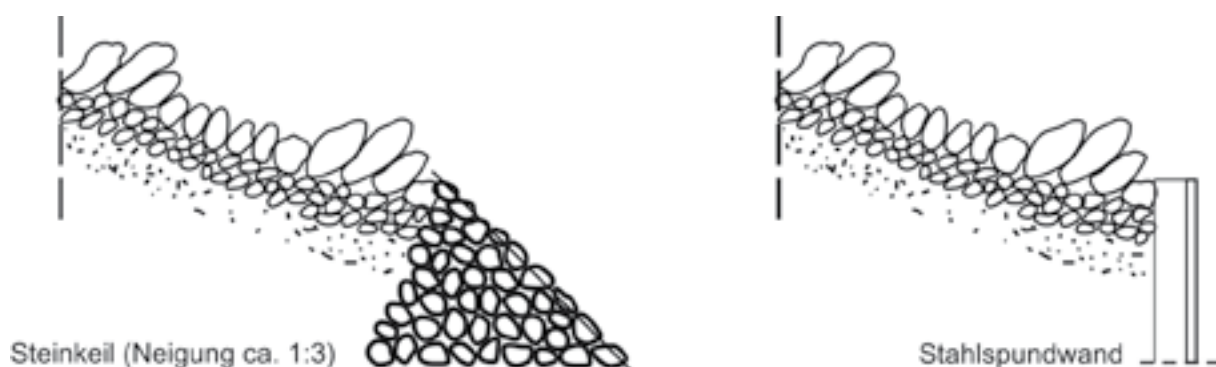


Abb. 26: Möglichkeiten des lokalen Schutzes des Rampenfußes

Wehrhöhe

Eine bei Rampen zwar seit langem bekannte Problemstelle, die aber bisher meist vernachlässigt wurde, ist der oberwasserseitige Anschluss der Gewässersohle (Höhenlage der Sohle flussauf der Rampe) und die sich daraus ergebende tatsächliche sohlstützende Wirkung des Bauwerks. Liegt die Oberwassersohle auf gleicher Höhe wie die Rampenkrone, so ergibt sich vor der Rampe durch das größere Sohlgefälle auf der Rampe eine Beschleunigungsstrecke mit erhöhter Sohlbelastung zur Rampe hin. Auf dieser Beschleunigungsstrecke wird sich Erosion einstellen, die sich in weiterer Folge auf die gesamte Anschlussstrecke stromauf der Rampe auswirkt. Langfristig wird sich die Ausgleichsohlenlage auf einem Niveau einstellen, das an seinem Ende, d.h. am Übergang zur Rampenkrone, genau jenen Versatz aufweist, den man auch als Wehrhöhe bezeichnet. Dieser Versatz lässt sich verhindern, indem man die Rampenkrone höher setzt. Es stellt sich damit die Frage nach dem Ausmaß des erforderlichen Versatzes. Die Beantwortung dieser Frage hat auch eine wirtschaftliche Komponente, bei der es einerseits um die nachhaltige Wirkung der Sohlstabilisierung und andererseits um die Baukosten für die unbedingt erforderliche Rampenhöhe geht. Wie bereits in *Kapitel Gleichgewichtsgefälle – Rampenhöhe* erläutert, schwankt bei gleichem Sohlmaterial das Gleichgewichtsgefälle eines Gewässerabschnitts in Abhängigkeit von Durchfluss und Geschiebedargebot aus dem Einzugsgebiet. Je nach Sohl- bzw. Energieliniengefälle vor einer Rampe wird sich daher eine andere Wehrhöhe einstellen, wobei das Gewässer naturgemäß sehr langsam auf hydrologische Veränderungen reagiert. Die Wehrhöhe vor einer aufgelösten Rampe wird daher durch drei Gruppen von Randbedingungen bestimmt. Es sind dies die Hydrologie, die morphologischen Gegebenheiten (Geschiebehalt, Sohlmaterial) und die Hydraulik (Fließquerschnitt im Oberwasser der Rampe und die durch das Bauwerk bestimmte Energiehöhe an der Rampenkrone).

Derzeit gibt es einen ersten Ansatz zur Abschätzung der Wehrhöhe vor einer aufgelösten Rampe in Abhängigkeit der oben genannten Randbedingungen (*STEPHAN & HENGL 2008*), doch Vergleiche mit den Modellversuchsergebnissen zeigen noch kein endgültig befriedigendes Ergebnis. Dennoch bietet der Ansatz die Möglichkeit zur Grobabschätzung der Größenordnung der sich einstellenden Wehrhöhe. Der Ansatz basiert auf der Gleichsetzung der Oberwasser- und der Rampenenergiehöhe am Ort der Rampenkrone (**Abb. 27**). Allerdings bedarf diese Annahme noch einer fundierten Überprüfung.

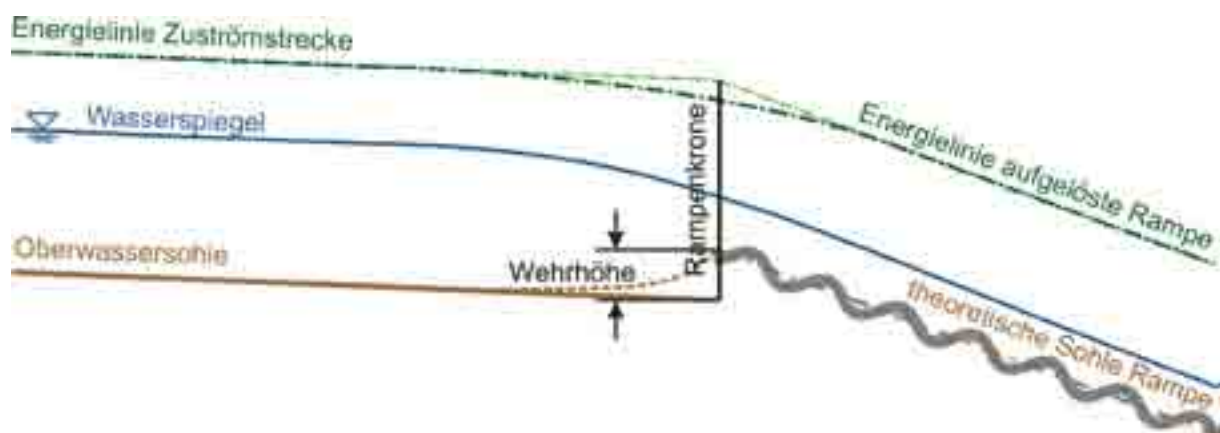


Abb. 27: Basis des Ansatzes zur Berechnung der Wehrhöhe vor aufgelösten Rampen

Auf Basis der Annahme, dass die Energiehöhe an der Rampenkronenenergiehöhe auch im Oberwasserprofil angesetzt werden kann, können für verschiedene angenommene Wehrhöhen jeweils Wasserspiegel und Energiehöhe als Funktion des Durchflusses berechnet werden. Mittels Geschiebetriebsformel (*siehe auch Kapitel Gleichgewichtsgefälle – Rampenhöhe*) und Korngrößen des Geschiebes ergeben sich daraus die Geschiebefunktionen. Unter Verwendung der Abflussdauerlinie erhält man zu jeder Wehrhöhe eine Geschiebedauerlinie und schließlich durch Integration der Geschiebedauerlinien die Jahresfracht an Geschiebe als Funktion von der Wehrhöhe. Aus dieser Funktion lässt sich mit der tatsächlich vorhandenen Geschiebefracht die zu erwartende Wehrhöhe ablesen. Über die Variation möglicher Geschiebeeinträge und Sieblinien ergibt sich die Bandbreite möglicher Wehrhöhen. Mit diesem Ansatz ist es nicht möglich, Sortierprozesse an der Gewässersohle und demzufolge den stabilisierenden Einfluss einer Deckschicht an der Gewässersohle zu berücksichtigen. Um dem Rechnung zu tragen, müsste ein allerdings deutlich aufwändigeres Geschiebetransportmodell zum Einsatz kommen.

Die Ergebnisse aus der Anwendung des obigen Ansatzes auf die Modellversuchsbedingungen wurden mit den Modellergebnissen verglichen. Anstelle einer Abflussdauerlinie wurde jedoch bei der Berechnung ein stationärer Durchfluss entsprechend den Versuchsbedingungen angesetzt.

Kriterium:
 $h_{v, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

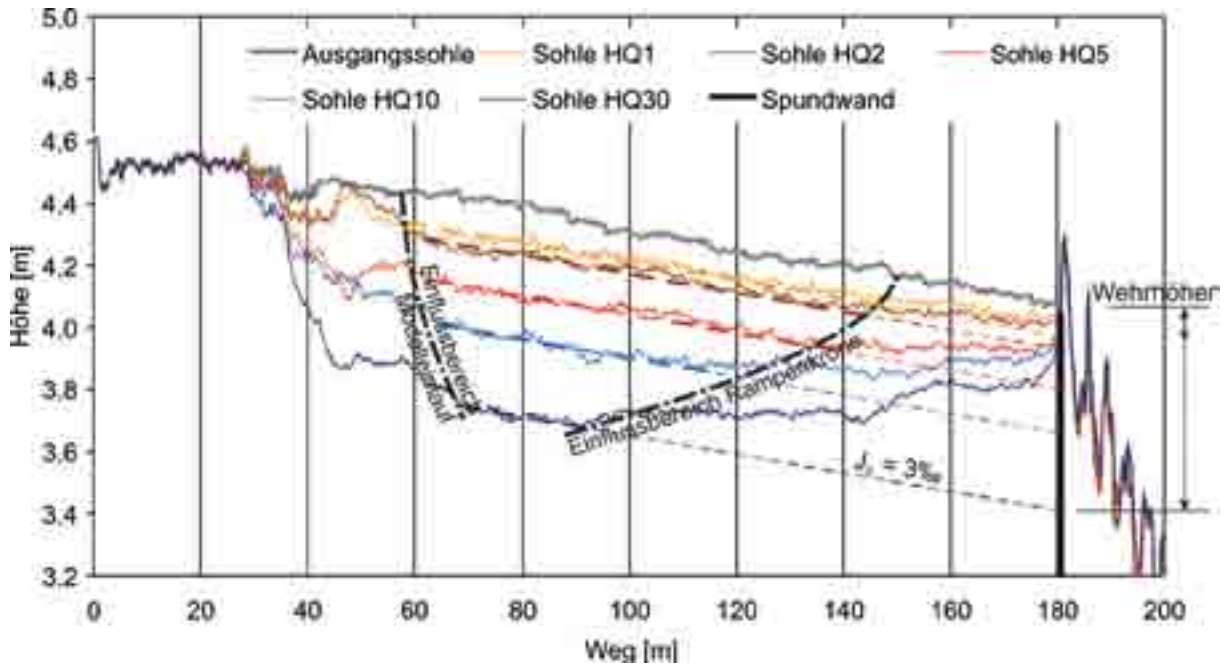


Abb. 28: Bestimmung der Wehrhöhen aus den Messergebnissen (Naturgrößen)

In **Abb. 28** ist die Ermittlung der Wehrhöhen aus den gemessenen Sohllagen ersichtlich. Mit zunehmendem Durchfluss vergrößerten sich einerseits der Störungseinfluss des Modelleinlaufs und andererseits der Einfluss des Fixpunktes der Rampenkronen nach oberstrom auf die Sohllagen. Der eigentlich messbare Bereich der Sohle zwischen diesen beiden Einflussbereichen reduzierte sich dadurch markant. Dennoch wurde der Versuch unternommen, aus den Messungen eine Wehrhöhe abzuleiten, indem in den verfügbaren Bereich der gemessenen Sohlenlagen außerhalb von Störeinflüssen eine Ausgleichsgerade mit einem Gefälle gelegt und bis zur Rampenkronen verlängert wurde. Der Versatz zur Höhe der Rampenkronen stellte die gemessene Wehrhöhe für die einzelnen Durchflüsse dar. Der Vergleich von gemessenen und gerechneten Wehrhöhen ist in **Abb. 29** dargestellt.

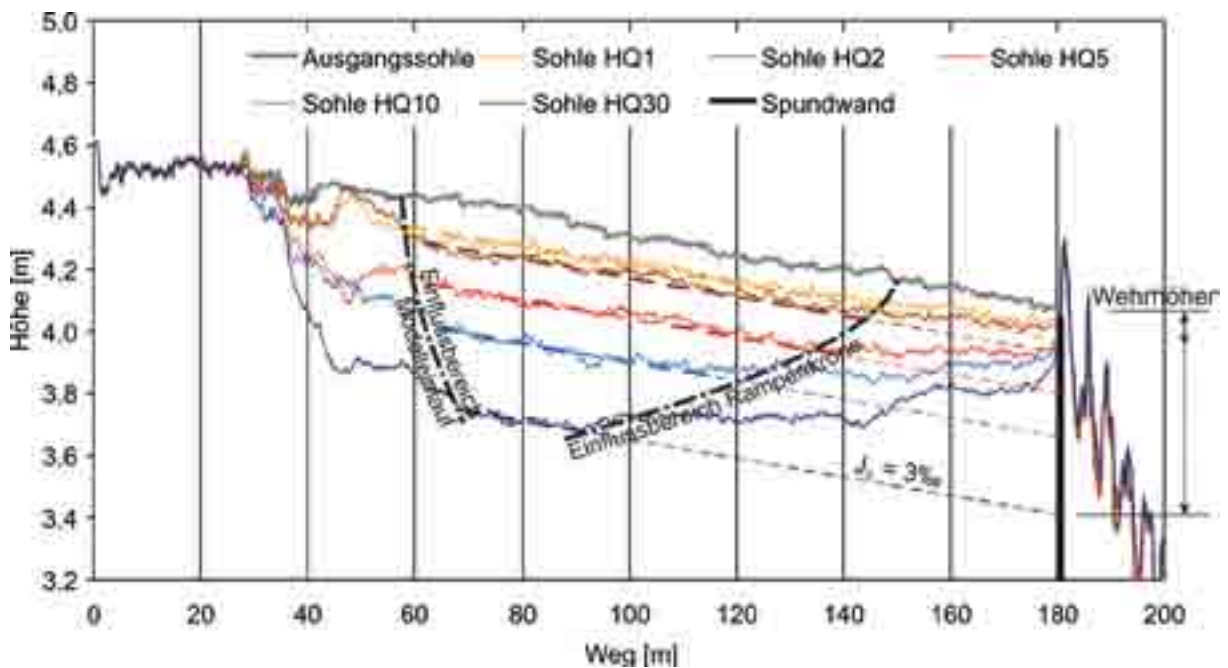


Abb. 29: Vergleich gerechneter und gemessener Wehrhöhen (Naturgrößen)

Es zeigt sich, dass die gemessenen Wehrhöhen bis zu einem Durchfluss von rund $80 \text{ m}^3/\text{s}$ unter den rechnerisch ermittelten liegen, danach jedoch höhere Werte erreichen. In den Versuchen konnte beobachtet werden, dass erst der Durchfluss von etwa $80 \text{ m}^3/\text{s}$ die ausgebildete Deckschicht im Zuströmbereich aufreißen ließ und voll entwickelter Geschiebetransport einsetzte. Die im Vergleich zur Rechnung kleineren gemessenen Wehrhöhen können daher auf eine die Sohlentwicklung bremsende Deckschicht zurückgeführt werden, die in der rechnerischen Abschätzung naturgemäß nicht berücksichtigt wird. Die rechnerische Unterschätzung der Wehrhöhen für größere Abflüsse kann zum einen modelltechnisch bedingt sein (kurze verfügbare Streckenlänge zur Messung der Wehrhöhe), zum anderen kann dies auch durch einen verzögerten Abfluss vor der Rampe und der daraus resultierenden Diskrepanz zwischen dem für die Rechnung angesetzten und dem tatsächlichen Energieliniengefälle begründet sein. Zudem ergab eine Sensitivitätsuntersuchung zur Wehrhöhenermittlung, dass das Sohlgefälle im Vergleich zur transportierten Geschiebefracht einen deutlich höheren Einfluss auf die errechnete Wehrhöhe ausübt. Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Wehrhöhe vor einer aufgelösten Rampe ein entscheidender Faktor für eine nachhaltige Sohlstabilisierung nach oberstrom ist, dass jedoch die Ergebnisse aus dem vorliegenden Ansatz zur Abschätzung der Wehrhöhe nur eine grobe Näherung darstellen. Hier existiert noch Forschungsbedarf. In jedem Fall wird jedoch empfohlen, die Rampenkronen konstruktiv gegen Unterspülung vom Oberwasser her zu sichern. Dies kann durch verschiedene Maßnahmen geschehen wie z.B. eine erosionsstabile Abdeckung vor der Rampe, einen Steinkeil, eine Herdmauer oder eine Stahlpundwand (**Abb. 30**).

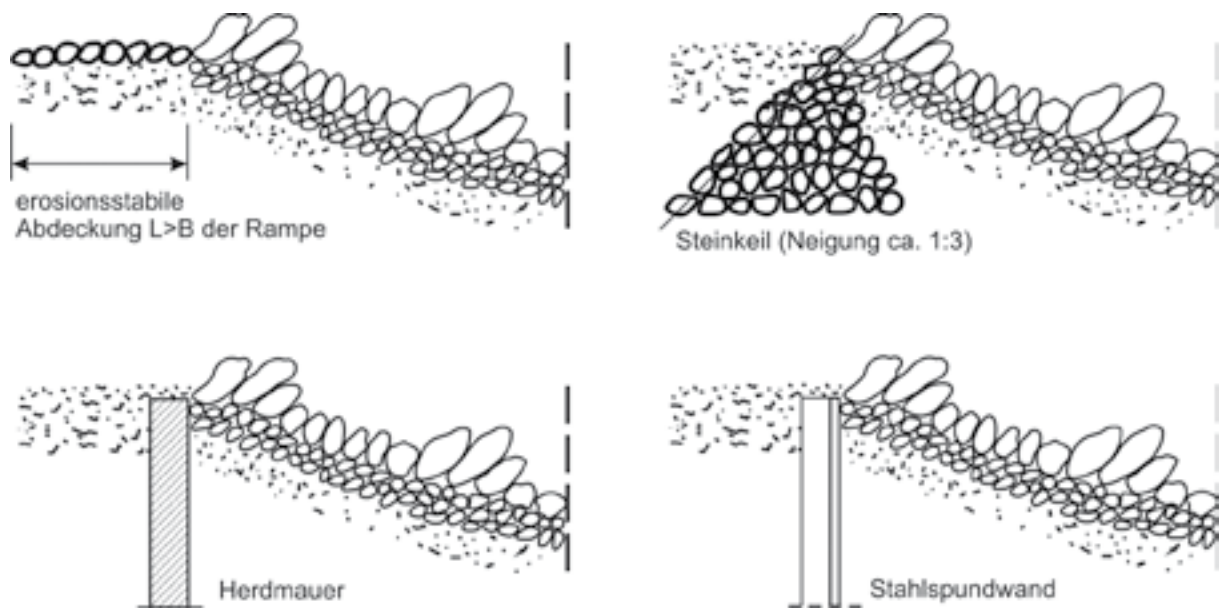


Abb. 30: Möglichkeiten des Schutzes der Rampenkronen (aus Hengl 2005)



Ökologisches Design

Aufgelöste Rampen werden nicht nur zur Sohlstabilisierung errichtet, ein weiteres Hauptziel ihres Einsatzes ist die Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit. Um dieses Ziel zu erreichen, ist vor Beginn der Planungen zu definieren, in welcher Fischregion sich das Gewässer befindet, welche Leit- und Begleitfischarten die aufgelöste Rampe voraussichtlich passieren werden wollen und auch sollen. Das ökologische Design ist daher auf die Bedürfnisse und die hydraulische Akzeptanz dieser Leit- und Begleitfischarten abzustimmen. Limitierende Faktoren für die hydraulische Akzeptanz der Fische sind hierbei vor allem

- die Form des Überfalls an den Riegeln (Dicke der Wasserlamelle, Größe des Wanderkorridors),
- die maximale Fließgeschwindigkeit, die in den Wanderkorridoren der aufgelösten Rampe auftritt, sowie
- die Fließgeschwindigkeit in den Becken, die den Fischen zur Erholung von energieaufwändigen Sprints über die Riegel zur Verfügung stehen.

Ökologischer Bemessungsabfluss

Der hydraulischen Dimensionierung einer aufgelösten Rampe wird in der Regel ein HQ_{100} zugrunde gelegt. Man nennt dies den Bemessungsabfluss, und dieser stellt die maßgeblichen hydraulischen Anforderungen an die Stabilität der Rampe dar. Umgelegt auf die ökologische Dimensionierung ist es daher auch sinnvoll, einen ökologischen Bemessungsabfluss einzuführen, der aus ökologischer Sicht die größten Anforderungen an die Rampe stellt. Dieser ökologische Bemessungsabfluss hängt maßgeblich davon ab, wann welche Fische über die aufgelöste Rampe wandern wollen. Fischwanderung tritt aus unterschiedlichsten Gründen zu den verschiedensten Jahreszeiten auf und ermöglicht Fischen, verschiedene Lebensräume zu nutzen. So brauchen Fische z.B. für die Fortpflanzung andere Lebensbedingungen (Strömung, Temperatur, Sauerstoff) als für Aufwuchs und Ernährung. Fischwanderung tritt auch nach Hochwasserereignissen auf, wenn abgedriftete Fische wieder in ihre angestammten Reviere zurückkehren wollen. Die für die Artenvielfalt wichtigste Wanderung ist die Laichwanderung der Fische von den Fraßplätzen zu den Laichplätzen und zurück. Um Fischen die Wanderung über Stufenbauwerke wie z.B. eine aufgelöste Rampe zu erleichtern, ist es daher sinnvoll, die Stufen (Riegel) einer aufgelösten Rampe so zu gestalten, dass die Fische vor allem während der Periode ihrer Laichwanderung optimale Verhältnisse vorfinden. Ein erschwerender Faktor ist dabei, dass z.B. die Wanderung der Äsche im Frühjahr in der Regel während höherer Abflüsse stattfindet, jene der Bachforelle aber im Herbst, wenn in den Gewässern eher Niederwassersituationen vorherrschen (**Abb. 31**).

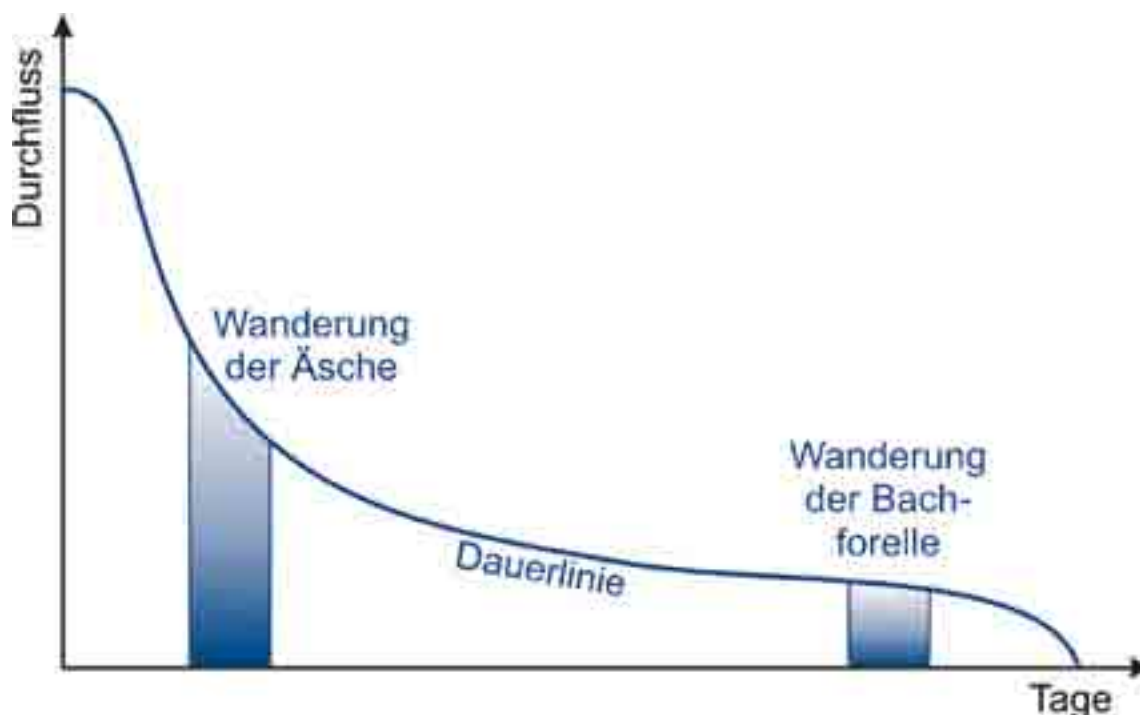


Abb. 31: Charakteristische Wanderperioden verschiedener Fischarten während eines Jahres

Es muss daher die für eine Wanderung limitierende Abflusssituation für die Gestaltung der Riegel ausgewählt werden und dies ist in der Regel eine geringe Wassermenge, da bei kleinen Abflüssen den Fischen wenig Querschnittsfläche zum Aufstieg über die Riegel zur Verfügung steht und die Fließgeschwindigkeit bei Konzentration auf eine geringe Querschnittsfläche eher hoch ist. Als maßgeblicher ökologischer Bemessungsabfluss wird daher ein mittlerer Niedrigwasserabfluss MNQ festgesetzt, der zusätzlich um einen 30 %igen, unterirdischen Abflussanteil im Hohlrumbereich der Rampe abgemindert wird (LUBW 2006). Vor allem bei kleinen Abflüssen hat sich gezeigt, dass bis zu 30 % des Abflusses im Sohlsubstrat abfließen können. Auf diesen Niedrigwasserabfluss wird nun die Gestaltung der Riegel abgestimmt.

Gestaltung der Wanderkorridore

Größe der Wanderquerschnitte

Grundsätzlich sollte wandernden Fischen eine Wasserlamelle von zumindest 0,4 m Dicke zur Verfügung stehen (LUBW 2006), damit auch größere, adulte Fische ausreichend Platz für ihren Sprint über die Riegel vorfinden. Vor allem bei kleineren Gewässern ergibt sich daraus, dass Niedrigwasserabflüsse nicht über die Riegel hinweg strömen sondern zwischen den Riegelsteinen abfließen sollten, da sonst die Dicke der Wasserlamelle zu gering ist (vgl. Abb. 32).

Beispiel

Leitenbach in Oberösterreich

$MNQ = 0,26 \text{ m}^3/\text{s} \Rightarrow MNQ_{\text{red}} = 0,7 \cdot MNQ = 0,18 \text{ m}^3/\text{s}$

Sohlbreite $B = 7 \text{ m}$

Bei Annahme einer Grenztiefe am Riegel ($Fr = 1$, d.h. $v = (g \cdot h)^{0,5}$) ergibt sich bei MNQ_{red} für eine Sohlbreite von $B = 7 \text{ m}$ eine Fließtiefe von im Mittel 0,04 m am Riegel. Eine Wasserlamelle mit einer Höhe von lediglich 4 cm (siehe Abb. 32) ist jedoch für die meisten Fischarten und Altersstadien nur sehr schwer zu überwinden.

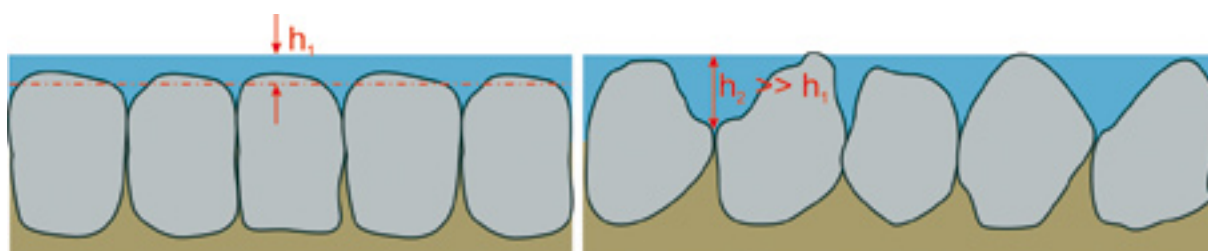


Abb. 32: Schematische Darstellung unterschiedlicher Möglichkeiten der Riegelsteinschichtung

Aus Abb. 32 wird ersichtlich, wie durch die Schichtung der Riegelsteine der für die Wanderung der Fische zur Verfügung stehende Abflussquerschnitt beeinflusst werden kann. Bei dichter und kompakter Riegelsteinschichtung findet der Abfluss auf der ganzen Gewässerbite in einer dünnen Wasserlamelle über die Steine hinweg statt, die zumeist hinter dem Riegel abreißt (siehe auch Abb. 33 links). Bei lockerer Schichtung hingegen mit Öffnungen zwischen den Steinen konzentriert sich der Abfluss an wenigen Stellen zwischen den Steinen. In diesem Fall stehen den Fischen (bei schmalen Gewässern) einige wenige Aufstiegsmöglichkeiten, jedoch mit erheblich größerem Abflussquerschnitt zur Verfügung (Abb. 33 rechts). Dies stellt für Fische eine geringere Hürde dar.

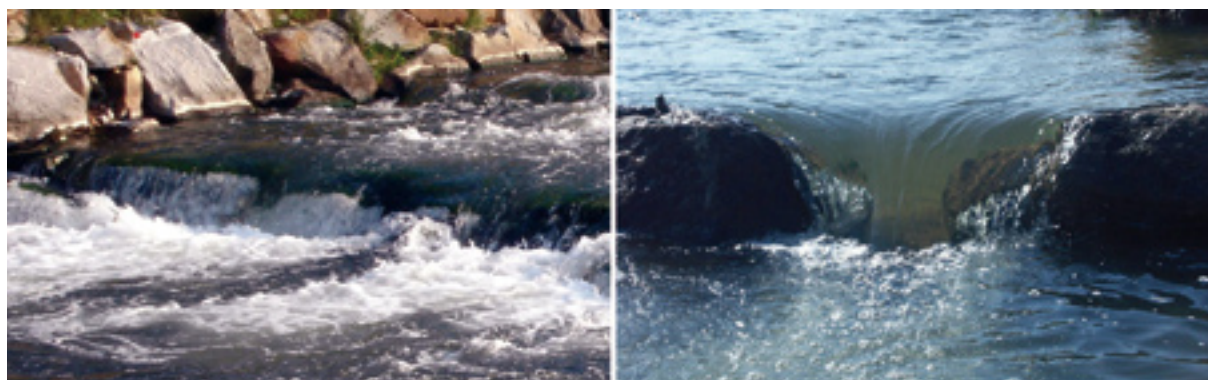


Abb. 33: Unterschiedliche Möglichkeiten der Riegelsteinschichtung - Ausführungsbeispiele

Kriterium:
 $h_{w, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Für die Gestaltung der Riegel ist es nun von großer Bedeutung, diese Öffnungen zwischen den Riegelsteinen so anzupassen, dass beim ökologischen Bemessungsabfluss die Fließtiefe in diesen Öffnungen zumindest 0,4 m erreicht und dass sich der Wasserspiegel näherungsweise in Höhe der Riegelsteinspitzen befindet. Letzteres hat neben einer besseren optischen Wirkung den zusätzlichen Vorteil eines geringeren Instandhaltungsaufwands, da die Riegelsteine in diesem Fall auch bei kleinen Abflüssen zumeist überströmt sind und die Verklauung der Riegel durch Äste oder Laub nur selten auftritt. Maßgebliche Faktoren bei der ökologischen Dimensionierung der Riegel sind dabei die Anzahl der Öffnungen pro Riegel sowie die Ausbildung der Öffnungen (Wanderkorridore) zwischen den Steinen. Die Anzahl der Wanderkorridore hängt von der Anzahl der Riegelsteine pro Riegel und damit von der hydraulischen Dimensionierung der aufgelösten Rampe ab, da diese die Riegelsteingröße vorgibt.

Beispiel

Leitenbach in Oberösterreich

$MNQ = 0,26 \text{ m}^3/\text{s} \Rightarrow MNQ_{\text{red}} = 0,7 \cdot MNQ = 0,18 \text{ m}^3/\text{s}$

Sohlbreite $B = 7 \text{ m}$

- erforderliche Riegelsteingröße ca. $d_R = 1,0 \text{ m}$, d.h. 7 Riegelsteine pro Riegel
- \Rightarrow 6 verfügbare Wanderkorridore für den Fischaufstieg
- $Q_{\text{WK}} = \frac{MNQ_{\text{red}}}{6} = 0,03 \text{ m}^3/\text{s}$
- Im Mittel fließen somit beim ökologischen Bemessungsabfluss 30 l/s durch jeden Wanderkorridor eines Riegels.

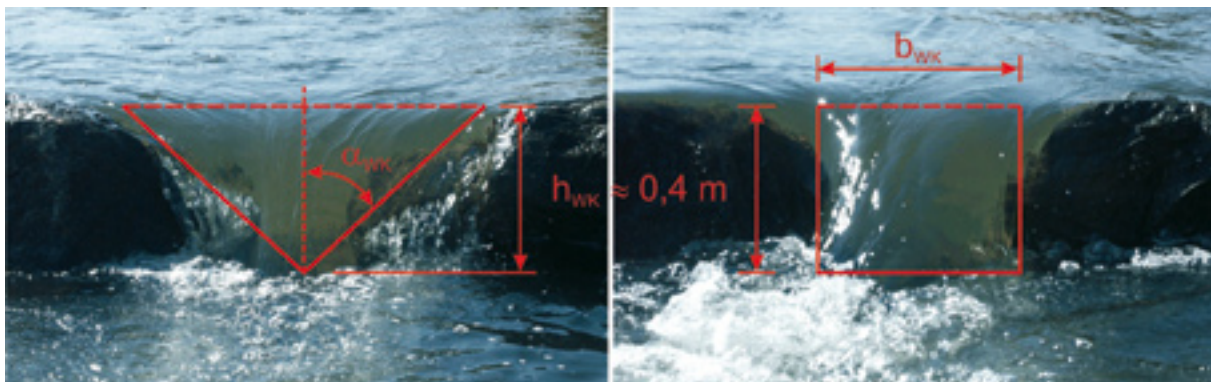


Abb. 34: Beispiele von Wanderkorridoren

Um nun eine Fließtiefe von näherungsweise $h_{\text{WK}} = 0,4 \text{ m}$ in den Wanderkorridoren zu erhalten, müssen v-förmige Öffnungen einen bestimmten Öffnungswinkel α_{WK} und rechtecksförmige Öffnungen eine bestimmte Breite b_{WK} aufweisen (Abb. 34). Anhaltspunkte zum erforderlichen Öffnungswinkel bzw. zur erforderlichen Breite liefert die Überfallformel nach Poleni für Dreiecks- bzw. Rechteckswehre

$$Q_{\text{WK}} = \frac{8}{15} \mu \cdot \sqrt{2g} \cdot \tan \alpha_{\text{WK}} \cdot h_{\text{WK}}^{5/2}$$

bzw.

$$Q_{\text{WK}} = \frac{2}{3} \mu \cdot \sqrt{2g} \cdot b_{\text{WK}} \cdot h_{\text{WK}}^{3/2}$$

(SIEHE AUCH DVWK 1996)

μ bezeichnet den Überfallbeiwert, der von der Steinform sowie vom Unterwasserstand abhängig ist. Strömungsgünstig geformte Wehre erzeugen weniger Formwiderstand, woraus sich größere Überfallbeiwerte ergeben. Unregelmäßig geformte Steine, wie sie in der Natur zum Bau von aufgelösten Rampen verwendet werden, verursachen hingegen einen größeren Strömungswiderstand, wodurch niedrigere Überfallbeiwerte zur Dimensionierung der Wanderkorridore angesetzt werden müssen. Bislang gibt es keine Untersuchungen zu Beiwerten für derartige Überfälle, weshalb man auf Schätzwerte angewiesen ist. In DVWK (1996) wird für

breite scharfkantige Steine, gebrochenes Material $\mu = 0,5 \text{ bis } 0,6$

und für abgerundete Steine, Feldsteine $\mu = 0,6 \text{ bis } 0,8$

angegeben. Als Vergleich findet sich in PREISSLER UND BOLLRICH (1985) der Wert $\mu = 0,56$ für scharfkantige Wehre. In Anbetracht der sonstigen Unwägbarkeiten, die aus tatsächlicher Steinform sowie Geschick und Präzision bei der Schlich-

tung der Riegel entstehen, bieten diese Richtwerte für den Überfallbeiwert eine hinreichend genaue Hilfestellung zur Dimensionierung der Wanderkorridore.

Absturzhöhen/Fließgeschwindigkeit im Wanderkorridor

Ein weiterer limitierender Faktor für den Erfolg der Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit mit Hilfe einer aufgelösten Rampe sind die Absturzhöhen bzw. die Fließgeschwindigkeit an den Abstürzen. Hierfür können aus verschiedenen Quellen Hinweise entnommen werden:

| | maximal zulässige Fließgeschwindigkeit $v_{WK,max}$ in den Wanderkorridoren | zulässige Absturzhöhe Δh |
|----------------------|--|----------------------------------|
| Jäger (2005) | | |
| Äschenregion | 1,8 m/s | 0,20 m |
| Barbenregion | 1,8 m/s | 0,15 m |
| Gebler (2007) | | |
| Äschenregion | 1,85 m/s | 0,175 m |
| Barbenregion | 1,7 m/s | 0,15 m |
| MUNLV (2005) | | |
| Äschenregion | 1,7 m/s | 0,15 m |
| Barbenregion | 1,6 m/s | 0,13 m |

Aus den Untersuchungen der Pilotstudie (*siehe Kapitel Fischökologie*) konnten letztere Angaben näherungsweise bestätigt werden, wobei die zulässigen maximalen Fließgeschwindigkeiten noch reduziert wurden, um auch vermehrt juvenilen Tieren die Passierbarkeit zu ermöglichen.

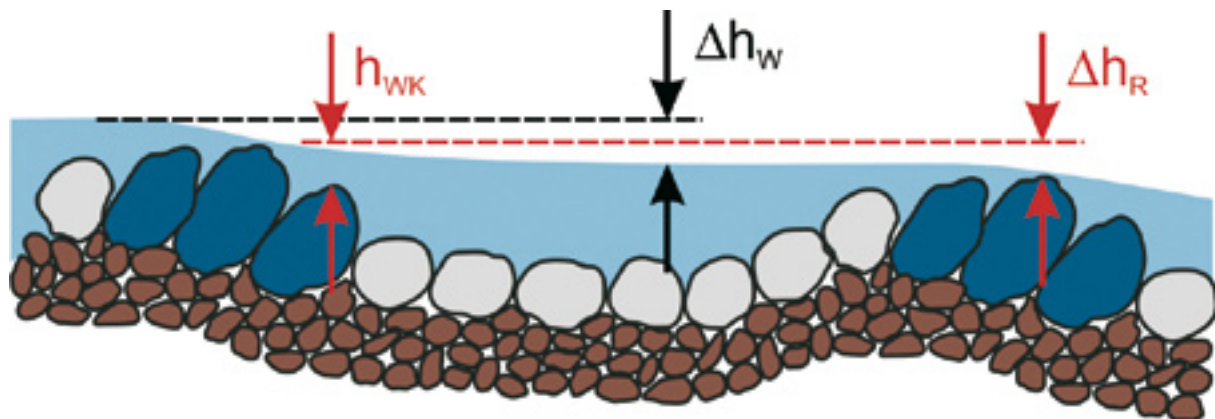


Abb. 35: Günstige Stufenausbildung auf einer aufgelösten Rampe

Bei einer Rampenausführung, für die

$$\Delta h_W \approx \Delta h_R \leq 0,12 \text{ m (Barbenregion) bzw. } 0,15 \text{ m (Äschenregion) und} \\ h_{WK} \approx 0,4 \text{ m} \gg \Delta h_R \quad \text{gilt,}$$

kann somit bei Einhaltung der empfohlenen Werte für Absturzhöhe und Fließgeschwindigkeit von einer Wiederherstellung der ökologischen Durchgängigkeit in weiten Bereichen ausgegangen werden (**Abb. 35**). Eine Riegelausführung, bei der die Fließtiefe im Wanderkorridor deutlich größer als die Stufenhöhe ist, bewirkt, dass die Abstürze vom Wasserstand im jeweils nachfolgenden Becken teilweise rückgestaut werden, wodurch die Fließgeschwindigkeit im sohnahen Bereich des Korridors reduziert werden kann (**Abb. 36**). Dies fördert die Durchgängigkeit maßgeblich.

Kriterium:
 $h_{v, \min} = 0,40 \text{ m}$

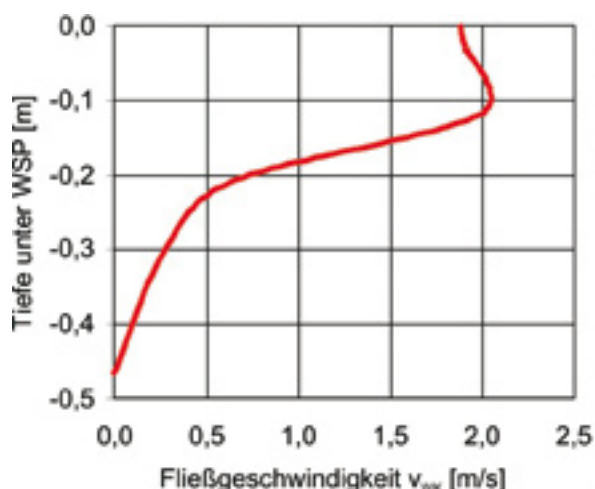


Abb. 36: Vertikale Fließgeschwindigkeitsverteilung in einem Wanderkorridor am Leitenbach

Gestaltung der Becken

Fließgeschwindigkeit in den Becken

Die Becken zwischen den Riegeln einer aufgelösten Rampe dienen den aufsteigenden Fischen als Ruhezone, in denen sie sich von den energieaufwändigen Sprints über die Stufen der Rampe erholen können. Je mehr Stufen einer aufgelösten Rampe von den Fischen überwunden werden müssen, umso wichtiger werden die Becken mit ihrer Funktion als Ruhezone. Aus diesem Grund sollten die Fließgeschwindigkeit in den Becken und die in die Becken eingetragene Strömungsenergie gering sein. Ein hoher Weißwasseranteil auf einer Rampe ist in der Regel ein Zeichen für hohe Fließgeschwindigkeiten und folglich einen hohen Energieeintrag in die Becken (Abb. 37), deren Wirkung als Ruhezone für Fische in so einem Fall nur bedingt nutzbar ist.



Abb. 37: Beispiel einer aufgelösten Rampe mit relativ hohem Weißwasseranteil

Der Energieeintrag in ein Becken kann anhand von

$$E = MNQ_{\text{red}} \cdot \rho g \cdot \Delta h_R / V_B$$

berechnet werden. Die maßgeblichen Parameter zur Optimierung des Energieeintrags sind demnach die Stufenhöhe und das Beckenvolumen. Da zumeist Kosten und limitierter zur Verfügung stehender Raum für die aufgelöste Rampe die Neigung der Rampe und somit auch Stufenhöhe und Beckenlänge definieren, verbleibt oft nur die Beckentiefe als Variable zur Reduzierung des Energieeintrags in ein Becken. In der Literatur besteht keine Einigkeit über charakteristische Werte

für den höchstzulässigen Energieeintrag in die Becken einer aufgelösten Rampe. So nennt das *DVWK-MERKBLATT 232 (1996)* für Potamalgewässer $E < 150 \text{ W/m}^3$ und für Rhithralgewässer $E < 200 \text{ W/m}^3$. *JÄGER (2005)* reduziert diese Werte bereits auf einen generellen Wert von $E < 125 \text{ W/m}^3$ und in *MUNLV (2005)* werden für selbige Gewässer 10-50 bzw. 50-100 W/m^3 angegeben, die es jedoch noch zu bestätigen gilt. Für die vorliegende Pilotstudie wurden zur Dimensionierung der Becken Werte von

80-120 W/m^3 für die **Äschenregion** bzw.

50-100 W/m^3 für die **Barbenregion**

verwendet.

Beckenlänge

Die Beckenlänge (**Abb. 38**) einer aufgelösten Rampe orientiert sich an den größten im Gewässer vorkommenden Fischen und sollte die dreifache maximale Fischlänge nicht unterschreiten.



Abb. 38: Schematische Darstellung der Beckenlänge

| Beispiel | größter vorkommender Fisch | maximale Fischlänge |
|------------------------------|----------------------------|---------------------|
| Leitenbach in Oberösterreich | Äsche | ca. 0,5 m |
| Innbach in Oberösterreich | Barbe | ca. 0,7 m |

Für die beiden Pilotrampen an Inn- und Leitenbach errechneten sich daher die Beckenlängen für eine aufgelöste Rampe z.B. zu

$L_b = 1,5 \text{ m}$ für die **Äschenregion** (Innbach) und

$L_b = 2,1 \text{ m}$ für die **Barbenregion** (Leitenbach)

Baudokumentation

Ullmann Melanie

Der Bau beider Rampen erfolgte nach den Berechnungen des Instituts für Wasserbau und hydrometrische Prüfung (IWB), die auf den fischökologischen Grundlagen, vorgegeben durch das Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde (IGF), beide Bundesamt für Wasserwirtschaft, aufgebaut waren.

Leitenbachrampe(n)

Der Leitenbach befindet sich in der Bioregion Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland und Flysch in der Fischregion Epipotamal Mittel (*Kapitel Leitenbach – Leitbild*) und ist ein Zubringer auf der orografisch linken Seite der Aschach.

Das Gewässer wurde im Mittel- und Unterlauf auf viele Kilometer geradlinig reguliert (*Abb. 39 und 72*) und befindet sich vorwiegend in einem landwirtschaftlich intensiv genutzten Bereich. Der Bach weicht auf Grund dieser Nutzung sehr stark von seinem gewässerökologischen Leitbild ab. Laufverkürzung, Entwässerung seiner Umlandbereiche durch Dränage und fehlende Durchgängigkeit im Mündungsbereich führten zu massiven Lebensraumverlusten und Habitatverarmung (*SILIGATO et al. 2007*).

Das gesamte Aschach-Leitenbach-Sandbachsystem ist von anthropogener Überformung mit hauptsächlich landwirtschaftlicher Nutzung geprägt (*Abb. 39 und 40*).

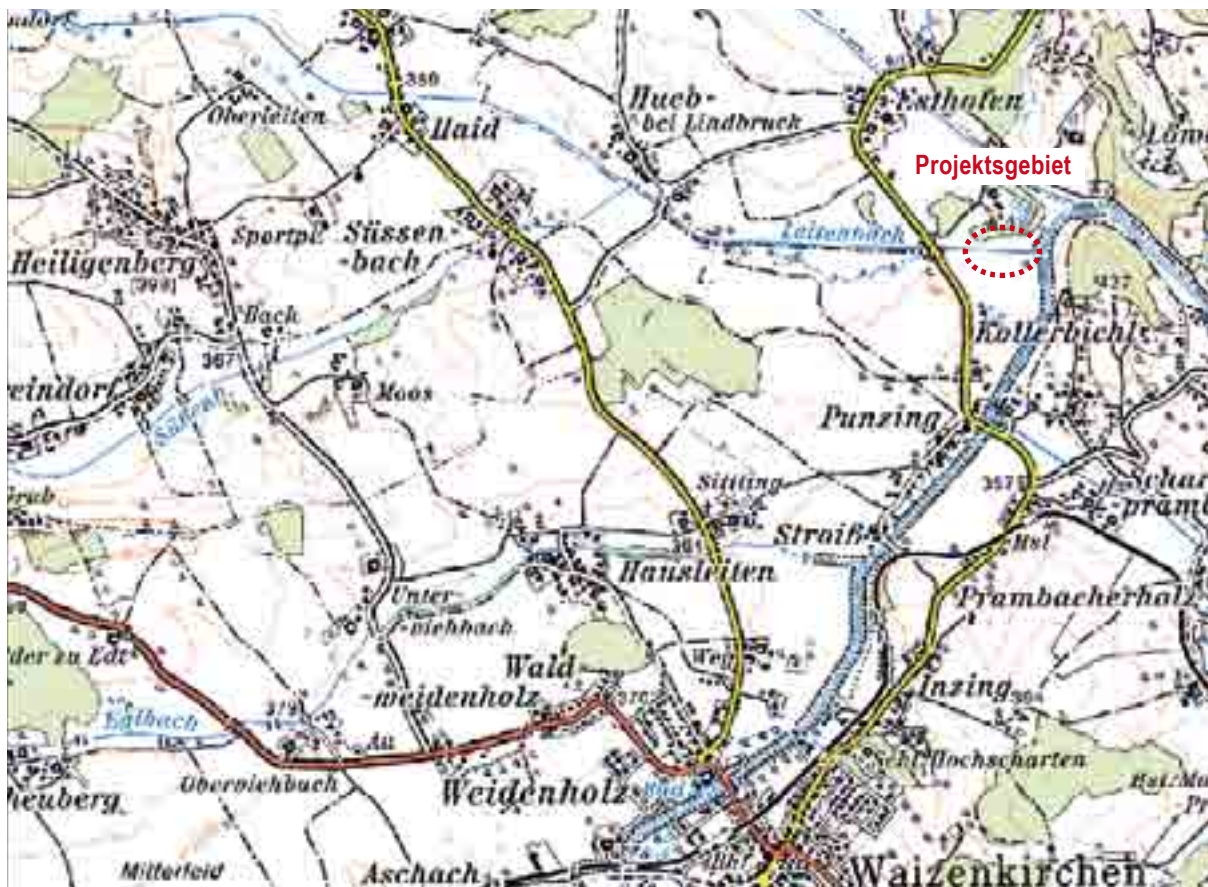


Abb. 39: Projektgebiet, ÖK Karte 1:25000

Der Leitenbach hat im Projektgebiet eine mittlere Sohlbreite von ca. 5 Meter. Auf Grund des mittleren Gefälles von 0,87% im Projektgebiet (Brücke bis Krone der desolaten Abschlussrampe, *Abb. 43-46*) ist die Sohle meist sehr feinkörnig, Schotter als Sohlsubstrat tritt sehr selten auf.



Abb. 40: Regulierung und Teile des ursprünglichen bogig bis mäandrierenden Verlaufes, Orthofoto und DKM; M = 1:10000



Abb. 41: Aschachzubringer: Leitenbach



Abb. 42: Aschachzubringer: Sandbach, Regulierungsstrecke

Im Mündungsbereich des Leitenbaches befindet sich eine desolade Abschlussrampe, die eine Fischwanderung aus der Aschach bei Nieder- und Mittelwasserführung fast völlig unterbricht (**Abb. 43-46**).



Abb. 43: Desolater Leitenbachrampe, September 2005



Abb. 44: Detail: beschädigtes und unterspültes Wehrfeld



Abb. 45: Sohlsicherung oberhalb der alten Rampe



Abb. 46: Mündungsbereich

Der Bau der fischpassierbaren aufgelösten Rampen erfolgte durch den Gewässerbezirk Grieskirchen, Bauträger und Konsensinhaber war die Wassergenossenschaft Punzing-Esthofen-Heiligenberg. Die wasser- und naturschutzrechtliche Bewilligung der Maßnahme erging durch die Bescheide der Bezirkshauptmannschaft Grieskirchen zu Wa10-155-12-2005 und N10-130-2005 vom 29.9.2005 nach Durchführung der Wasserrechtsverhandlung am 1. September 2004.

Als Material für den kompakten Steinsatz wurde der frostbeständige Granit ausgewählt, der hier in der Nähe als Ausläufer der böhmischen Masse zu Tage tritt und früher auch abgebaut wurde. Der zu überwindende Höhenunterschied betrug 2,3 m, dieser wurde bei der Maßnahme am Leitenbach auf zwei Rampen aufgeteilt. Die detaillierte Projektsplanung erfolgte durch den Gewässerbezirk Grieskirchen.

| Die relevanten Abflussdaten werden vom Hydrografischem Dienst, Oberflächengewässerwirtschaft, Land Oberösterreich, mit | |
|--|------------------------|
| Einzugsgebiet: | 48,4 km ² |
| MNQ | 0,26 m ³ /s |
| MQ | 1,25 m ³ /s |
| Ausbauwassermenge (Einreichprojekt Kläranlage Aschachtal) | 20 m ³ /s |
| HQ ₁₀₀ | 80 m ³ /s |

angegeben.

Der Steinsatz bei diesen Rampen wurde im Trockenen ausgeführt, deshalb musste ein Umgehungsgerinne errichtet werden, was bei kleineren Flüssen und Bächen leichter möglich ist, als bei größeren Gewässern oder in verbautem Gebiet.

Das Bauteam und die Bauleitung des Gewässerbezirks Grieskirchen sind beim Bau solcher Rampen sehr erfahren. Diese Bauroutine, die sich erst nach dem Bau mehrerer Rampen einstellt, garantiert die beste Bauqualität, sorgfältige Ausführung, Verkürzung der Bauzeit und damit Minderung der hohen Kosten und zielführende Reaktionen bei unerwartet auftretenden Problemen im Bau.

Der Aushub für das Bauwerk erfolgte im Herbst 2005, wobei ein temporäres Umgehungsgerinne zur Wasserumleitung angelegt wurde, um das Bauwerk im Trockenen errichten zu können. (Abb. 48).



Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 48: Wasserhaltung

Untere Rampe (Rampe II)

Stabilität

Zuerst wurde die untere Rampe im Leitenbach errichtet, die mit einer Länge von 38,5 m, einer Breite von 7 m einer Neigung von 2,86 %, die Absturzhöhe von 1,10 Metern mittels 11 Riegeln und 10 Becken (2-3 davon bei MNQ vom Unterwasser eingestaut) überwinden sollte (*Kapitel Ökologisches und hydraulisches Design*).

Rampenfuß



Abb. 49: Feinsedimente in Böschungen und Untergrund



Abb. 50: Quellwasseraustritte in der Baugrube

Filterschicht

Zur Stabilisierung des Rampenuntergrundes wurde filterfähiges Bruchmaterial verwendet, das massive Setzungen durch Auswaschen des Untergrundes des Rampenkörpers verhindern soll. Beim Aushub der Baugrube wurden jedoch ausschließlich Fein- und Feinstsedimente samt lokalen Quellaustritten vorgefunden (Abb. 49 und 50).



Abb. 51: Bauvlies unter Filterschicht

Gegenüber der berechneten Filterschicht (Granitbruch) mit einem mittleren Korndurchmesser von $d_{s,UB} = 0,19 \text{ m}$ (STEPHAN 2005, Kapitel *Hydraulik und Morphologie aufgelöster Rampen – Hydraulisches Design*) ist dieses Sediment nicht filterfähig (PLATZER 2000). Der Gefahr einer Auswaschung dieses feinen Sediments aus den Hohlräumen der Rampe und damit der Beschädigung und Zerstörung des Bauwerks wurde mit einer Abstufung der Korngrößen im Unterbau der Rampe ($d_{s,UB} = 0,10\text{-}0,30 \text{ m}$, Schichtstärke ca. $0,30 \text{ m}$) und einem darunter liegenden Bauvlies begegnet (Abb. 51).

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 52: Filterkörnung und Riegelsteine

Die Filterschicht unter dem Kompaktsteinsatz musste in der errechneten Dimension unterhalb und seitlich des Rampenkörpers eingebracht werden, um eine Erosion von Sohle und Böschung hinten zu halten (**Abb. 52 und 53**).



Abb. 53: Filterschicht unter und seitlich des Kompaktsteinsatzes

Nachbettung



Abb. 54: Aushub und lokale mechanische Sicherung des Rampenfußes

Die Gewässersohle unterhalb des Rampenbauwerks musste gegen Auskolkung durch die Kräfte der Restenergie, die nicht auf der rauen Rampe dissipiert wurde, geschützt werden (STEPHAN 2005, *Kapitel Hydraulik und Morphologie aufgelöster Rampen – Kolkentwicklung – Nachbettschutz*). Beim Bau der unteren Leitenbachrampe erfolgte dies durch eine lokale Fußsicherung aus locker geschlagenen Feldbahnschienen (Abb. 54 und 55), deren Abstand kleiner sein muss als die mittlere Riegelsteinbreite von 0,8 m und durch eine 10 m lange Nachbettungsstrecke aus dicht gepackten Steinen.



Abb. 55: Nachbettung

Kriterium:
 $h_{\text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Bei Hochwasser (**Abb. 56**) staut die Aschach ihre Zubringer ein, was die Sohlbelastung in den Mündungsbereichen vermindert, trotzdem war eine lokale, gegenüber einem Bauwerk oberhalb der Mündungsstrecke verkürzte, Nachbetsicherung notwendig.



Abb. 56: Hochwasser im Winter 2005/2006, Aschachsystem mit Sandbach und Leitenbach

Steinsatz, Steingewicht

Das Gewicht für die Steine in der Riegelsektion überschritt das berechnete Ausmaß von 1-1,5 Tonnen bei einem Einbaugrad von 50 %, da die Form der Steine eher säulenförmig sein musste, damit die geforderte mittlere Beckentiefe von 0,6 m sonst nicht zu erreichen war (**Abb. 58**). Dieses höhere Steingewicht von 2-3 Tonnen bei den Riegelsteinen bedeutet einen zusätzlichen Sicherheitsfaktor hinsichtlich der Stabilität des Bauwerks (**Abb. 57, Kapitel Hydraulik und Morphologie – Hydraulik der aufgelösten Rampen**).



Abb. 57: Steinform

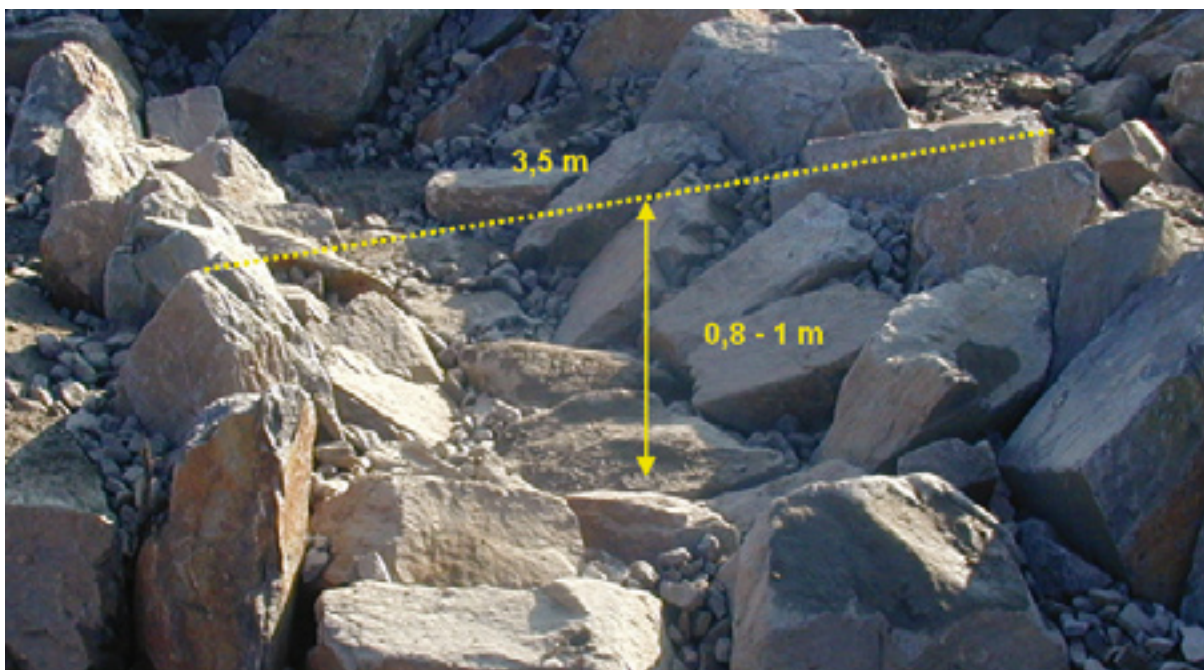


Abb. 58: Anordnung der Riegel, Becken- und Bodensteine in den unteren Rampenbecken, Beckentiefe



Abb. 59: Übersicht: Steinanordnung in der unteren Rampe

Steinanordnung

Die Breite der Rampe beträgt 7 m (Bewilligungsbescheid Zl.413/II/7 vom 3. 5. 1927, Bezirkshauptmannschaft Grieskirchen), was bei einer natürlichen Gewässersohlbreite von ca. 4-5 Metern eine Überbreite darstellt (**Abb. 59**).

Bei einer Breite von 7 m könnten theoretisch 7-8 große Riegelsteine eingebaut werden, woraus sich 6 (7) Korridore, das sind die Steinzwischenräume, die den Fischen bei ihrer Wanderung zur Verfügung stehen, ergeben. Da in der Berechnung 5 Korridore vorgegeben worden waren, wurden für die massiven Randsteine der Riegel (Böschungseinbindung) eher plattenförmige, sehr schwere Granitsteine gewählt (**Abb. 60**).

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 60: Anordnung von Randstein und Wanderkorridoren im Riegel

Anbindung zur Aschach, Kolkentwicklung

Die Mündung des Leitenbaches in die Aschach über ein desolates Steilwehr verursachte einen ca. 1,5 m tiefen Kolk in der Aschach (**Abb. 61**). Da die Aschach ebenfalls reguliert ist und das Abflussprofil der Ausbauwassermenge entsprechen muss, ist das Hauptgewässer ebenfalls durch einen massiven Lebensraumverlust gekennzeichnet (**Abb. 62**). Neben Mangel an Schutz-, Unterstands- und Beschattungsstrukturen betrifft dies vor allem das Fehlen einer von der natürlichen Dynamik des Abflusses gestalteten Breiten- und Tiefenvarianz.



Abb. 61: Leitenbachmündung vor Umbau, Auskolkung in Aschach



Abb. 62: Aschach

Dieser Kolk ist als wichtiger Lebensraum zu bezeichnen, vor allem als Winterquartier und Schutz vor Hochwasserverdriftung für viele Aschachfische. Durch den Umbau des Steilwehres in eine flache Rampe wurde eine Verlandung befürchtet. Die Entwicklung eines ausreichend tiefen Kolkes wurde in die hydraulische Berechnung mit einbezogen (STEPHAN 2005).

Nach der Fertigstellung der Rampe zeigten sich Anlandungstendenzen von Feinsediment im Innenbogen (Abb. 63), dennoch reicht der Abfluss des Leitenbaches aus, um einen ausreichenden Kolk zu erzeugen (Ergebnisse der Vermessung der Aschachprofile, Abb. 73 und 74).



Abb. 63: Leitenbachmündung nach Umbau; Auskolkung in die Aschach nach Baufertigstellung

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 64: Aschachkolk



Abb. 65: Kolktiefe

Der Kolk in der Aschach ist an einer anderen Stelle vor dem Umbau deutlich ausgeprägt entstanden. Im April 2006 und im Juli 2008 war das rechte Aschachufer im Tiefenbereich nicht mehr wasser (Abb. 64). Da Unsicherheiten bezüglich Kolkentwicklung, -tiefe und -lage entstanden waren, wurde die Tiefenzonierung von Aschach und Leitenbach durch den Gewässerbezirk Grieskirchen vermessen und genau erfasst (Abb. 66-68).



Abb. 66: Vermessung in der Aschach unterhalb Leitenbachmündung, Bildquelle Franz Scharinger, GWB Grieskirchen



Abb. 67: Mündungsbereich, Bildquelle Franz Scharinger, GWB Grieskirchen

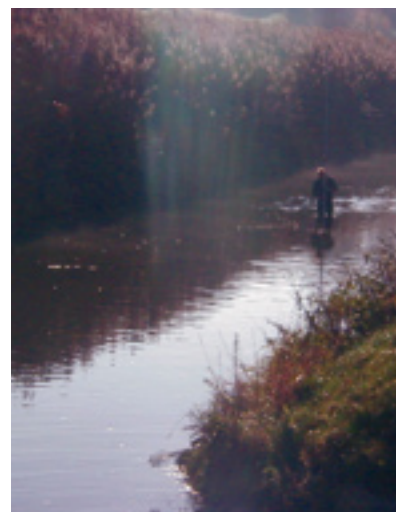


Abb. 68: Aschach oberhalb Leitenbachmündung, Bildquelle Franz Scharinger, GWB Grieskirchen

Auffallend dabei ist mit Ausnahme des umgebauten Mündungsbereiches des Leitenbaches das Fehlen einer deutlichen Tiefenvarianz in der Aschach.

Grundsätzlich darf sich die Durchgängigkeit der Gewässer nicht nur auf Gewässerorganismen beziehen, in einem intakten Gewässer muss auch die Geschiebedynamik funktionieren. Die Mobilisierung des Geschiebes aus dem Oberlauf ermöglicht eine dynamische Tiefenzonierung in den Rampenbecken (Abb. 69).

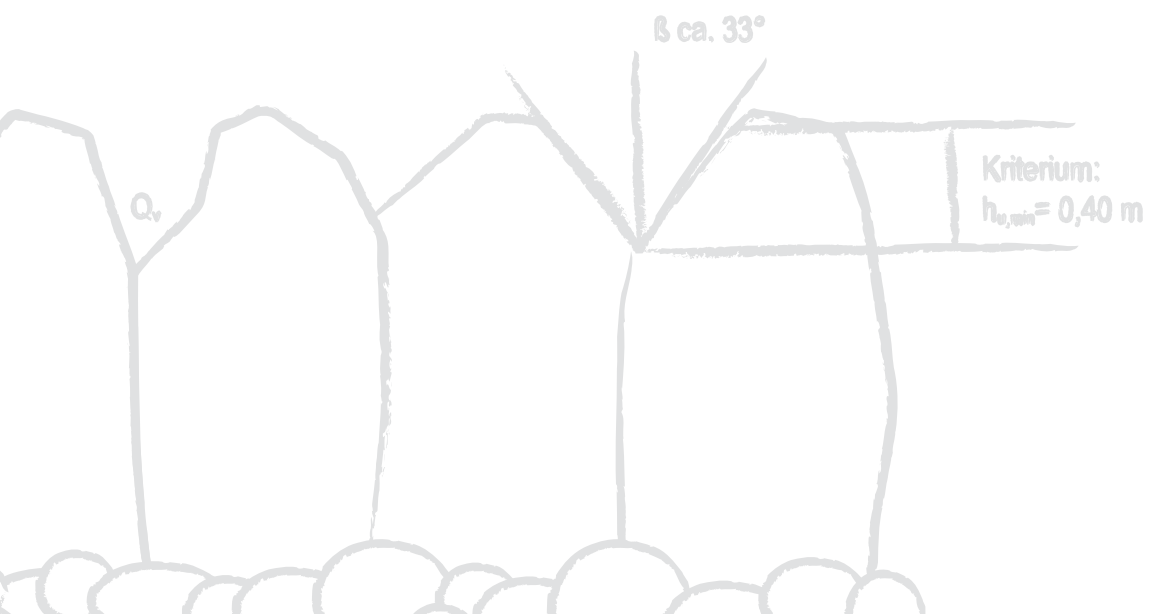
Durch den möglichen Sedimenteintrag bei entsprechenden Abflüssen im Leitenbach verengt sich das gleichförmige Aschachprofil, Strömungsbeschleunigung im sonst so monotonen Fließbild, Eintiefung und Durchlüftung des feinen Sohlsubstrates haben einen günstigen Einfluss auf die Entwicklung leitbildnaher Lebensräume (Abb. 69-72).



Abb. 69 und 70: Geschiebe- und Abflussdynamik in den Rampenbecken und im Mündungsbereich



Abb. 71 und 72: Sedimenteintrag, Geschiebedynamik



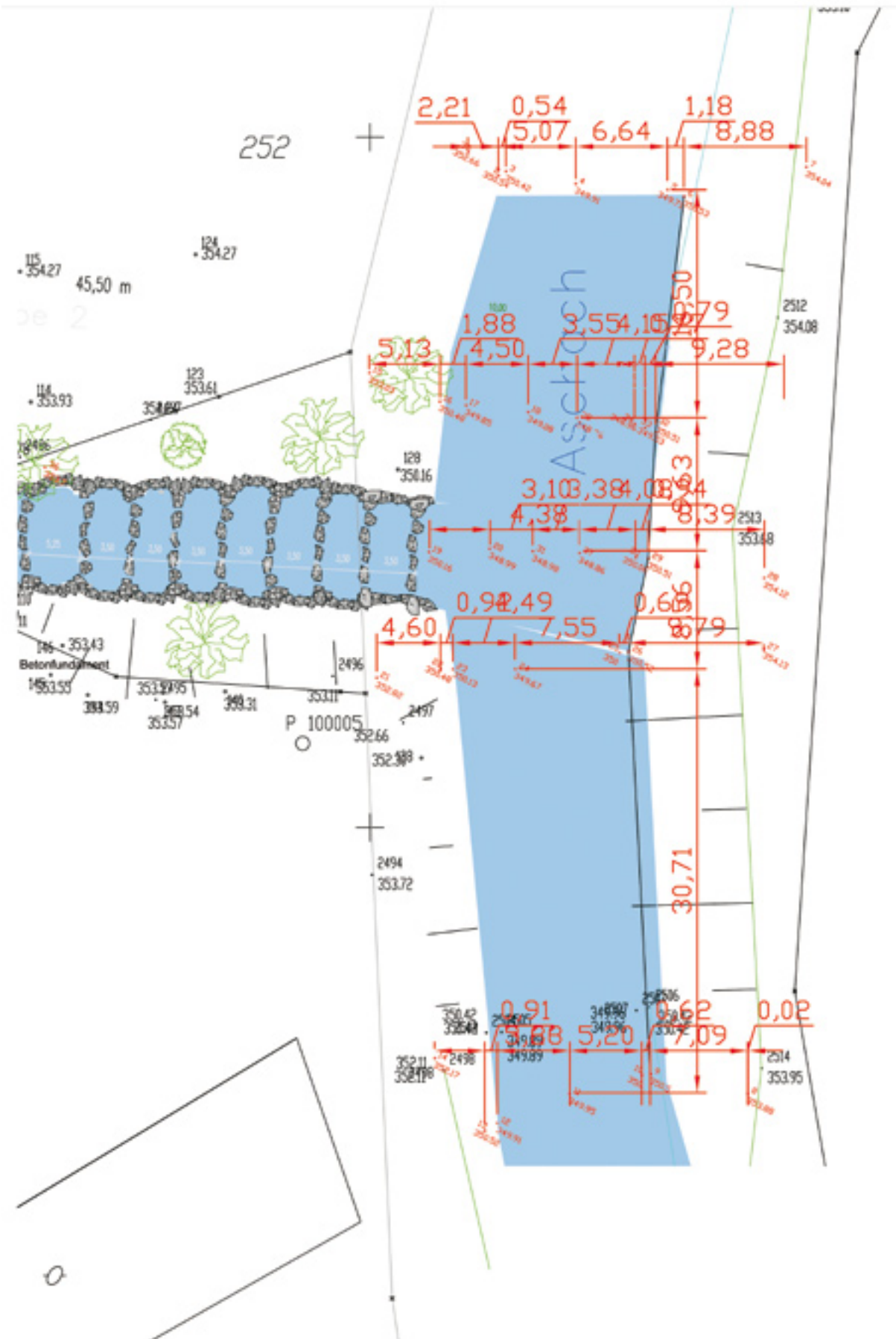


Abb. 73: Leitenbachmündung in die Aschach: Profile Tiefenvarianz Aschach vom 8. Nov. 2006, Franz Scharinger, GWB Grieskirchen

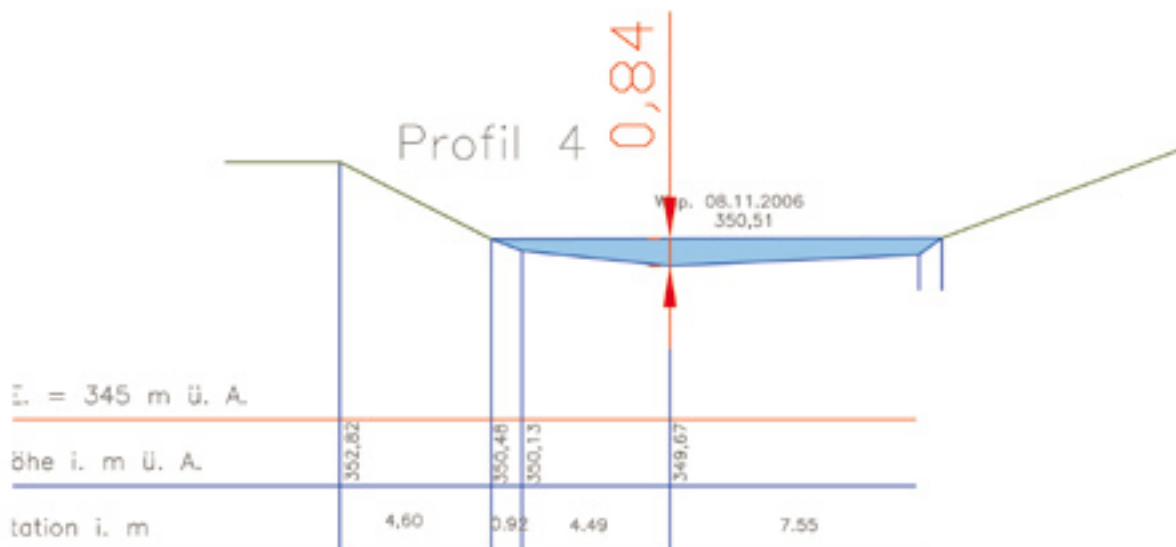


Abb. 74: Aschachprofile am 8. Nov. 2006

Kriterium:
 $h_{b, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Rampenkrone, Zwischenstrecke

Die Krone der Rampe muss gegen eine Unterspülung vom Oberwasser her gesichert werden (PLATZER 2000, *Kapitel Hydraulik und Morphologie – Kolkentwicklung – Nachbetschutz*). Der Fuß der oberen Rampe wird durch die Krone der unteren Rampe gestützt, da diese auf gleicher Höhe liegen (Abb. 75).



Abb. 75: Krone der unteren Rampe und Fuß der oberen Rampe auf gleicher Höhe



Abb. 76: Flutung der unteren Rampe oberhalb Krone

Ökologisches Design

Neben der Stabilität muss die Rampenkonstruktion im Detail betrachtet werden, um die Passierbarkeit gewährleisten zu können (*Kapitel Hydraulik und Morphologie*).

Wanderkorridor

Der Hauptaspekt der ökologischen Wirksamkeit (*STEPHAN 2005, 2006*) ist die Funktionsfähigkeit der Wanderkorridore. Das ist jener Raum zwischen den Stabilitätselementen (in diesem Fall: Riegelsteine), der den wanderwilligen Fischen zur Verfügung steht (**Abb. 77 und 78**).



Abb. 77 und 78: Wanderkorridore

Diese Wanderwege in den Riegelsteinen wurden bei den Modellrampen aus dem mittleren jährlichen Niederwasserabfluss, der Anzahl der Riegelsteine in der Sohlbreite und dem Riegelsteingewicht und seiner Form berechnet (*Kapitel Hydraulik und Morphologie – Gestaltung der Becken, Abb. 79*)

Geometrie der Wanderkorridore

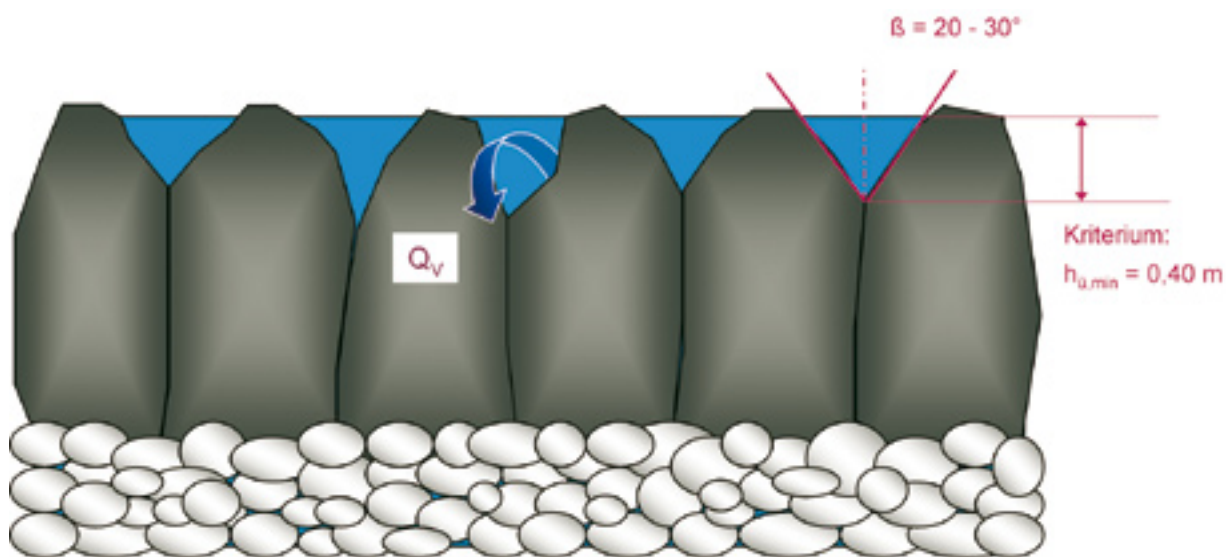


Abb. 79: Geometrie der Wanderkorridore (nach Stephan 2005)

In der Praxis können die Dimensionen der Korridore aufgrund der heterogenen Steinformen nur abgeschätzt werden, diese Abschätzung auf Grund praktischer Erfahrung hat sich sehr gut bewährt (**Abb. 80**).

Kriterium:
 $h_{0,min} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 80: Steinsatz mit Korridor

Hydraulik der Wanderkorridore

Im Epipotamal wurden die Dimensionen des Wanderkorridors festgelegt mit: Strömungsgeschwindigkeit $\leq 1,0 \text{ m/s}$. Von dieser Strömungsbelastung und einer Korridortiefe von $0,4 \text{ m}$ bei $0,7 \text{ MNQ}$ ausgehend ergab rein rechnerisch eine mittlere Strömungsgeschwindigkeit im Korridor von $V_{v,m} = 0,45 \text{ m/s}$ (*Kapitel Hydraulik und Morphologie – Absturzhöhen – Fließgeschwindigkeit im Wanderkorridor, Abb. 81*). Dieser Wert liegt unter den recherchierten Vorgaben für die Barbenregion (MUNLV 2005).

geschätzter Überfallbeiwert $\mu = 0,3$
 Abminderungsbeiwert für den unvollkommenen Überfall $\sigma = 1,0$
 Zuströmhöhe zum Überfall: $h_{0,min} = 0,4 \text{ m}$

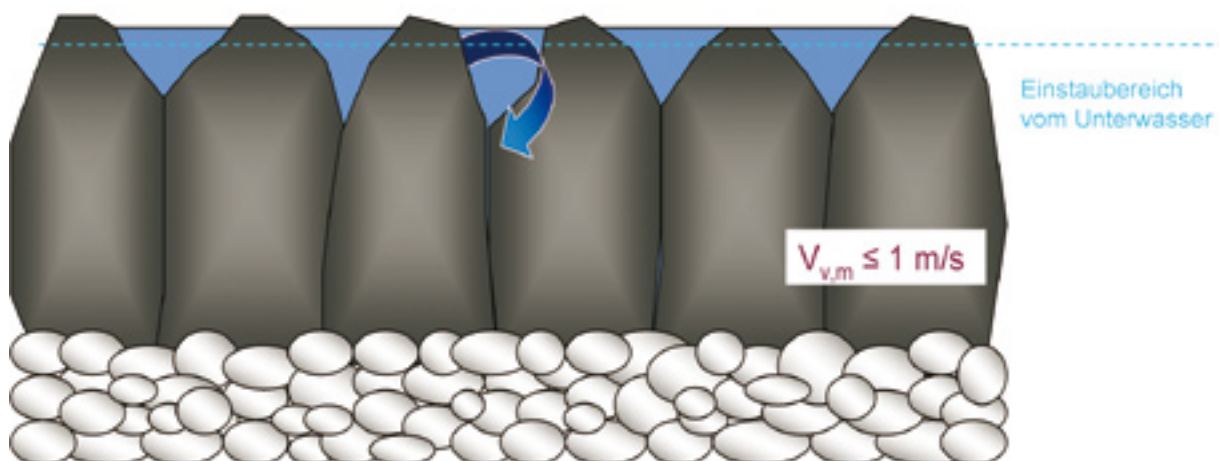


Abb. 81: Hydraulik der Korridore (nach Stephan 2005, LFU 2000)

Die Fließtiefe von $h_{ü,min} = 0,4$ m steht den wanderwilligen Fischen zur Verfügung. Dieser Korridor wird vom darunter liegenden Becken eingestaut (**Abb. 82 und 83**). Unter Annahme eines unvollkommenen Abflusses durch den Einstau des unterliegenden Beckens, der die Oberwassertiefe von $h_{ü}$ anhebt, kann bei Abflussverhältnissen von MNQ den Fischen eine Abflusstiefe von $h_{ü,min}$ zur Verfügung stehen (STEPHAN 2009, *Kapitel Hydraulik und Morphologie – Absturzhöhen – Fließgeschwindigkeit im Wanderkorridor*).



Abb. 82 und 83: Überprüfung der Fließgeschwindigkeit in den Korridoren, Einstau vom Unterwasser (siehe dort)

Steinform und -anordnung

In der Baupraxis sind beim Steinsatz der Rampe mehrere Ausführungsdetails zu beachten, da diese über die Funktion und Akzeptanz durch die wandernde Fische entscheiden. Die Steinspitzen müssen in einer Ebene ausgerichtet werden, damit bei MNQ-Abflüssen diese Ebene dem Wasserspiegel entspricht und Anlandungen von Blatt- und Astmaterial reduziert (**Abb. 84**). Davon sind die Randsteine, als Übergangsbereiche in die Böschung nicht betroffen. Diese müssen in die Böschungssicherung aus Steinen sicher eingebunden werden, um in den bei Hochwässern stark belasteten Böschungen einen Verbund der Riegel mit der Grobsteinschichtung zu erzeugen.

Die Keilsteine als Stützelemente der Riegelsteine müssen so gesetzt werden, dass sie den Abfluss im Wanderkorridor mechanisch nicht stören und möglichst steil in das Rampenbecken abfallen, da sonst die erforderliche Beckentiefe nicht erreicht werden kann (**Abb. 85**).

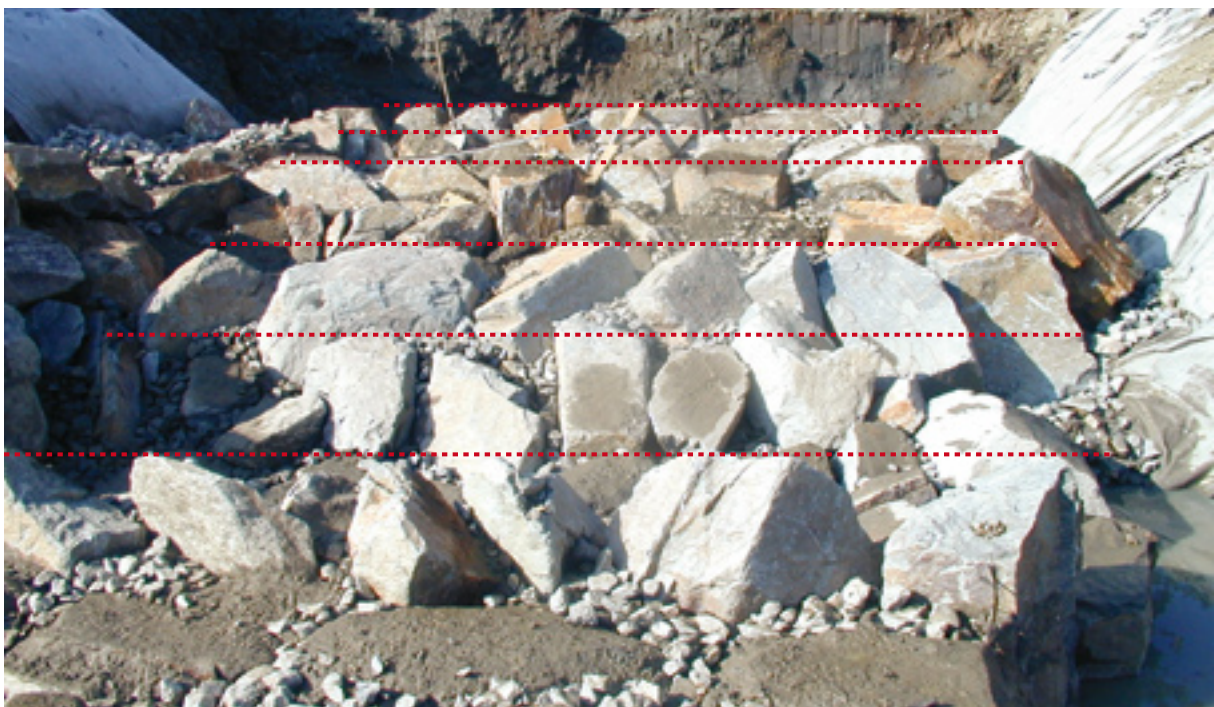


Abb. 85: Riegelsteinspitzen

Kriterium:
 $h_{\text{Riegel}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 85: Keilsteinsatz, Beckentiefe

Der Korridor soll möglichst kurz sein, damit eine Strömungsbeschleunigung an den glatten Granitsteinflächen im Riegel vermieden werden kann. Dies gelingt am besten dadurch, dass die Riegelsteine mit den schmal zulaufenden Steinanteilen nach Möglichkeit in Richtung des Korridors angeordnet werden (**Abb. 86**).



Abb.86: Steinform und Wanderkorridor



Abb.87: Länge des Korridors



Abb. 88: Anordnung der Riegelsteine mit Wanderkorridoren

Die Erfahrung hat gezeigt, dass die Rampensteine sehr sorgfältig ausgewählt werden müssen. Je mehr das Bauteam diese spezielle Steinanordnung in die Bauroutine übernommen hat, je größer die Auswahl der zur Verfügung stehenden Steine und je mehr das Bewusstsein für diese funktionsbestimmenden Baudetails geschärft wurde, umso besser die Einbauqualität (**Abb. 88**).

Die Beckensteine im Kompaktsteinsatz werden aus Gründen der Statik zwischen die Keilsteine gesetzt. Da sie laut Berechnung ein kleineres Gewicht als die Riegelsteine haben können, ist ihre Auswahl nur hinsichtlich ihrer Passgenauigkeit

Kriterium:
 $h_{b, \min} = 0,40 \text{ m}$

und ihrer Höhe entscheidend (**Abb. 89**). Sie sollen nicht zu hoch eingebaut werden, da sonst die vorgegebene Beckentiefe nicht erreicht wird.



Abb. 89: Beckensteine

Becken

Die bereits erwähnte Beckentiefe musste der geforderten Leistungsdichte bei der Energiedissipation entsprechen (*DVWK 1996*). Dieser Kennwert für den Energieeintrag ins Beckenvolumen entsprechend der Fischregion, muss in der Barbenregion einem Wert von

$$E = 50-100 \text{ W/m}^3$$

aufweisen (*MUNLV 2005*).

Es hat sich gezeigt, dass aufwandernde Fische nach der Überwindung einzelner Beckenstufen fast immer aus der Strömungsbelastung in strömungsberuhigte Randbereiche und vor allem die bodenorientierten Arten wie die Barbe zum Beckenboden schwimmen (*WIELAND 2007*). Die Tiefe der Becken garantiert Strömungsberuhigung (*Kapitel Fischökologie – Freilandmessungen – Geschwindigkeitsmessungen in den Becken*), bietet Schutz vor Fraßfeinden aus der Luft und kann den Lebensraum Kolk bei fehlender Tiefenvarianz in regulierten Anschlussstrecken ersetzen. Aus diesem Grund wird versucht, die Becken in den aufgelösten Rampen, so weit es hydraulisch noch vertretbar ist, möglichst tief anzulegen.

Die größtenbestimmende Fischart für die Länge der Becken ist hier die Barbe mit theoretisch angenommenen 0,7 m Fischlänge (*Kapitel Hydraulik und Morphologie – Gestaltung der Wanderkorridore – Absturzhöhen – Fließgeschwindigkeit im Wanderkorridor*).

Auf Grund des spezifischen Versuchsansatzes bei den Modellrampen wurden die Absturzhöhen und damit korrespondierend die Beckenlängen von unten nach oben vergrößert, um die Belastbarkeitsgrenzen für die relevanten Fischarten auszuloten (**Abb. 90**). Die Beckenlängen in der unteren Rampe variieren je nach Absturzhöhe von 0,1 bis 0,15 m von 3,5 bis 5,25 m Nettobeckenlänge (= Länge nach Abzug des Steinanteils = Steinbreite), was der Vorgabe nach 3 x Länge der größten vorkommenden Fischart (*DVWK 1996*) entspricht. Alle Beckenlängen liegen innerhalb dieser Norm.



Abb. 90: Variation der Absturzhöhen (0,1 m bis 0,15 m) und Beckenlängen (3,5 m bis 5,25 m) in der unteren Leitenbachrampe

Fertigstellung und Flutung der Rampe II

Die untere, flacher geneigte Leitenbachrampe wurde nach dem Bau der Zwischenstrecke und vor der Errichtung der oberen, steileren Rampe (Rampe I) geflutet (Abb. 95 bis 97).



Abb. 91: Flutung der unteren Rampe

Kriterium:
 $h_{b, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 92: Untere Leitenbachrampe und Teil der Zwischenstrecke oberhalb, Dezember 2005



Abb. 93: Frühjahr 2006

Zwischenstrecke

Eine ca. 45 m lange Strecke mit 40%-iger Steinbelegung stützt den Fuß der oberen Rampe und die Krone der unteren Rampe. Ihr Einbau erfolgte im Herbst/Winter 2005 (**Abb. 94**).



Abb. 94: Rampen und Zwischenstrecke nach Fertigstellung

Zur Erhöhung der Stabilität wurde der Kronenriegel der unteren Rampe zusätzlich mit einem massiven Steinkeil bis unter das Sohniveau gesichert. Die Strecke zwischen den verschiedenen geneigten Leitenbachrampen wurde mit Steinen gesichert und dicht belegt (*Kapitel Hydraulik und Morphologie – Absturzhöhen – Fließgeschwindigkeit im Wanderkorridor*). Um kein monotones Fließbild zu erzeugen, wurden diese Steine sehr unregelmäßig verlegt und – einem Pendelmuster folgend – in den Außenbögen tiefer gelegt. Für den Einbau der Hauptreuse zum fischökologischen Monitoring (*Kapitel Fischökologie*) wurde ein Balken im Steinsatz vorgesehen (**Abb. 95**).



Abb. 95: Rampenzwischenstrecke mit pendelndem Abfluss, Rauigkeit und Tiefenzonierung, Böschungssicherung durch Grobsteinschichtung, Filtereinbau und darunter liegendes Bauvlies

Auch in der Strecke zwischen den beiden Sohlrampen wurden Bauvlies und Filtermaterial zum Schutz vor Ausschwemmung von Feinteilen verwendet und vorhandene Wurzelstöcke in die Grobsteinschichtung eingebaut.

Obere Rampe (Rampe I)

Stabilität und ökologisches Design

Die obere Rampe weist genau dieselben Stabilitätsbedingungen auf, wie die zuvor errichtete untere Rampe und überwindet eine Höhe von 1,2 m durch 5 Teilstufen mit 4 dazwischen liegenden Becken. Im ökologischen Design weicht sie von dieser allerdings ab, da die Absturzhöhen hier von 0,2 m bis 0,3 m angehoben wurden (Untersuchungsansatz der Strömungsbelastung für relevante Fischarten). Der Änderung der Neigung auf 4 % folgend und korrespondierend mit der Vergrößerung der Absturzhöhen wurden auch die Beckenlängen auf 5 m bei der geplanten Absturzhöhe von 0,2 m und auf 7,5 m bei der Absturzhöhe von 0,3 m vergrößert. Die Zwischenstrecke mit einer Länge von ca. 45 m dient als Nachbettsicherung, diese wurde aber zusätzlich durch Feldbahnschienen in einem Abstand kleiner als die mittlere Steinbreite gesichert (**Abb. 96 und 97**). Der Bau der Anlage erfolgte im Winter 2006.

Der unterste Riegel wird als Absturz nicht wirksam, da er von unterstrom größtenteils eingestaut wird. Die 5 Riegel zur Überwindung der Gesamtabsturzhöhe der oberen Rampe (1,2 m) setzen sich aus 3 Riegeln mit 0,2 m Wasserspiegeldifferenz zwischen den Becken und 2 Riegeln mit 0,3 m Höhendifferenz zusammen.



Abb. 96: Fußsicherung der oberen Rampe, Filterschicht, Bauvlies, Wurzelstockeinbau





Abb. 97: Schienenkäfig zur mechanischen Sicherung



Abb. 98: Nachbettung (=Zwischenstrecke) und unterster Riegel der oberen Rampe, Aushub

Kriterium:
 $h_{b, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 99: Zwischenstrecke und Steinsatz der oberen Rampe



Abb. 100: Riegelformation, Absturzhöhe ansteigend von 0,2 m auf 0,3 m

In jedem Steinriegel wurden die berechneten Korridore, die genau jenen der unteren Rampe entsprechen, abgebildet.



Abb. 101: Riegelformation mit Wanderkorridoren

Um die Rampenkronen vor Unterspülung zu schützen, wurde oberhalb des Kronenriegels (**Abb. 102**) eine Spundwand eingezogen. Ihre Spunddielen wurden geschlitzt, um eine lokale Durchgängigkeit für Zoobenthosorganismen zu gewährleisten (**Abb. 103**).



Abb. 102: Kronenriegel

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 103: Geschlitzte Spunddielen am Kronenriegel



Abb. 104: Spundwand, Passierbarkeit

Die ca. 8 cm breiten und 60-80 cm tiefen Schlitzte in den Spunddielen ermöglichen zumindest partiell die Wanderung der für die Gesamtökologie des Gewässers so wichtigen Klein- und Kleinstlebewesen. Die Schlitzte werden so eingebaut, dass sie in der biologischen Aktivzone im Sohlmaterial (80 cm von der Sohle bis ins darunter liegende hyporheische Interstitial) fixiert werden (**Abb. 104**). Gleichzeitig darf die Spundwand die Wanderkorridore im Kronenriegel nicht im Abfluss stören.

Der Spundwand wurden oberwasserseitig tief in die Gewässersohle reichende Keilsteine vorgesetzt, um das Bauwerk vor Auskolkung bei Hochwasserabflüssen schützen (**Abb. 105, Kapitel Hydraulik und Morphologie – Kolkentwicklung – Nachbettschutz**).



Abb. 105: Sicherung durch Steinkeil oberhalb Kronenriegel

Der Leitenbach wurde während der Bauzeit über das zu Beginn angelegte Umgehungsgerinne umgeleitet. Die Dotation der unteren Rampe konnte unterhalb der Zwischenstrecke bereits zu diesem Zeitpunkt erfolgen (**Abb. 106**).



Abb. 106: Wasserhaltung über Umgehungsgerinne

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Erst nach Fertigstellung der oberen Rampe wurde der gesamte Leitenbachabfluss wieder über die Rampen geleitet (**Abb. 107**) und das Umgehungsgerinne verfüllt.



Abb. 107: Flutung der Rampen, Dezember 2005

Bepflanzung im Projektgebiet

Die Bepflanzung im Anschluss an die Bautätigkeit hat in Hinblick auf die rasche Wiederherstellung der Lebensräume naturnaher Gewässer und deren Umländer einen hohen Stellenwert. Im Falle der Leitenbachrampen wurde versucht, durch den Einbau von Wurzelstöcken, Weidenstecklingen und rauen Steinen auf Höhe der Wasseranschlagslinie bei MNQ oder MQ Unterstands und Beschattungsstrukturen zum Schutz der Gewässerorganismen naturnahe Lebensräume wiederherzustellen oder zu initiieren (**Abb. 108-117**).



Abb. 108: Wurzelstock



Abb. 109: Kombination aus Steinschichtung und Wurzelstock



Abb. 110: Stock mit ins Wasser flutenden Wurzeln, Unterstand und Schutzstruktur

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 111: Ufer nach der Flutung



Abb. 112: Austreibende Wurzelstöcke im Mai 2006



Abb. 113: Austreibende Weidenstecklinge, gewonnen aus Weiden des Umlandes, bei Mittelwasserführung



Abb. 114: Entwicklung der Böschungsbepflanzung im Mai 2006

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Neben den Lebensräumen unmittelbar am Gewässer wurden auch die angrenzenden Umländer des Projektgebietes mit standortgerechten Bäumen und Sträuchern bepflanzt. Die Rekultivierung der Umländer hängt natürlich von dem Ausmaß der zur Verfügung stehenden Grundflächen ab. Die Baustraße am linken Ufer des Leitenbaches (**Abb. 112**) bleibt erhalten, falls bauliche Änderungen notwendig sind.



Abb. 115 und 116: Bewuchs im Sommer 2008

Anlagen nach Fertigstellung



Abb. 117: Gesamtanlage, 2006



Abb. 118: Beide Rampen zur Zeit des 1. fischökologischen Monitorings, April/Mai 2006

Die Untersuchungen der Rampen (Abb. 117-119) in fischökologischer und hydraulischer Hinsicht (Kapitel Leitenbach) erfolgten zu den Hauptwanderzeiten der entsprechenden Fischarten im April/Mai 2005 und 2006 (Abb. 120-122).



Abb. 119: Abfluss über die Rampen bei erhöhter Wasserführung, Mai 2006

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 120: Einbau der Hauptreuse



Abb. 121: Messung der Strömungsgeschwindigkeit in den Korridoren (Kapitel Fischökologie – Freilandmessungen)



Abb. 122: Fischmonitoring in der unteren Rampe, April 2007 (Kapitel Leitenbach)

Die großen Absturzhöhen im Bereich der Rampenkronen und des nachfolgenden Riegels der Rampe I (obere Rampe) entsprechen natürlich nicht den aktuellen Vorgaben bezüglich der zulässigen Höhendifferenzen in der Barbenregion Ullmann 2007. Dieses Problem wird im zukünftigen Projekt „Renaturierung des Leitenbaches“ entschärft werden, in dem eine Restrukturierung des Gewässers mit naturnaher Linienführung und Beseitigung bzw. Entschärfung der obersten Rampenriegel (**Abb. 123**) angestrebt wird.



Abb. 123: Oberste Stufen, Rampe I (oben)

Innbachrampe

Der Innbach befindet sich in der Bioregion Bayerisch-Österreichisches Alpenvorland und Flysch und ist zusammen mit der Trattnach ein Zubringer auf der orografisch rechten Seite der Donau. Die biozönotische Region wird als Hyporhithral Groß bezeichnet.

Das Gewässer wurde vor allem im Unterlauf auf viele Kilometer geradlinig reguliert und weicht auf Grund der vielfältigen Nutzung stark vom gewässerökologischen Leitbild ab. Laufverkürzung, Entwässerung der Umlandbereiche durch Drainage und die Unterbrechung der Gewässernetzung im Mündungsbereich führten zu deutlichen Lebensraumverlusten und Habitatverarmung.

Im Projektgebiet selbst besitzt der Innbach eine annähernd naturnahe Linienführung (**Abb. 124 und 125**).



Abb. 124: ÖK Karte Innbach, M = 1:25000

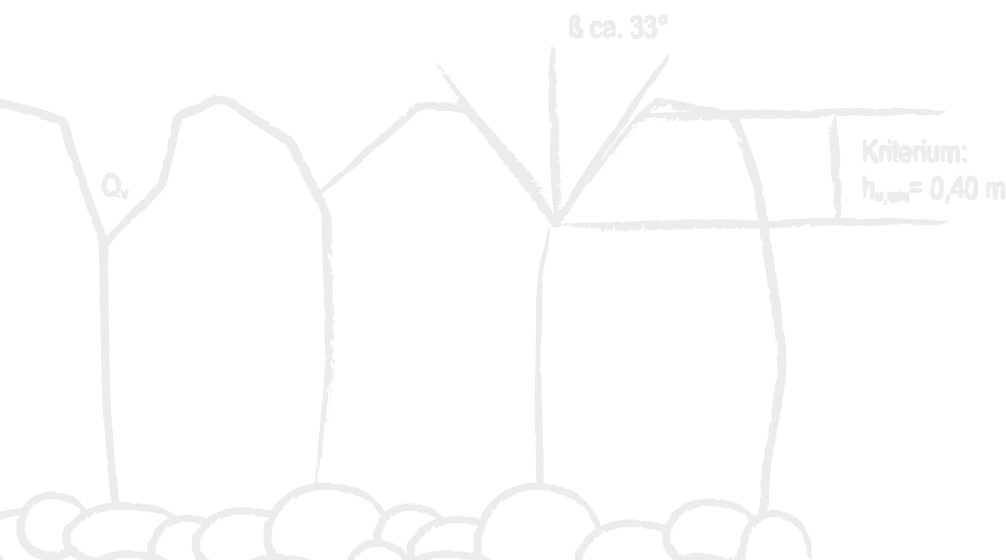




Abb. 125: Orthofoto und DKM, $M = 1:2500$, Thanhoferwehr

Die aufgelöste Sohlrampe wurde beim Thanhoferwehr gebaut (**Abb. 129**). Das Wasserrecht für das ehemalige Kraftwerk mit Ausleitungsstrecke, Wasserbuchzahl 201, wurde mit Bescheid der Bezirkshauptmannschaft Grieskirchen zu Wa-213-1985 vom 12. 6. 1985 gelöscht. Beim Bau der Autobahn A8, Innkreisautobahn, war der Innbachabschnitt oberhalb des Thanhoferwehrs reguliert worden, Bescheid der Bezirkshauptmannschaft Grieskirchen zu Wa-405/1983 vom 12. 6. 1985 (**Abb. 125**).

Die Abflussdaten werden von Hydrografischen Dienst, Oberflächengewässerwirtschaft, Land Oberösterreich, beim Pegel Pichl mit

| | |
|-------------------|------------------------|
| Einzugsgebiet | 66,8 km ² |
| MQ | 0,85 m ³ /s |
| MNQ | 0,39 m ³ /s |
| HQ ₁ | 10 m ³ /s |
| HQ ₁₀ | 28 m ³ /s |
| HQ ₃₀ | 40 m ³ /s |
| HQ ₁₀₀ | 55 m ³ /s |

angegeben.

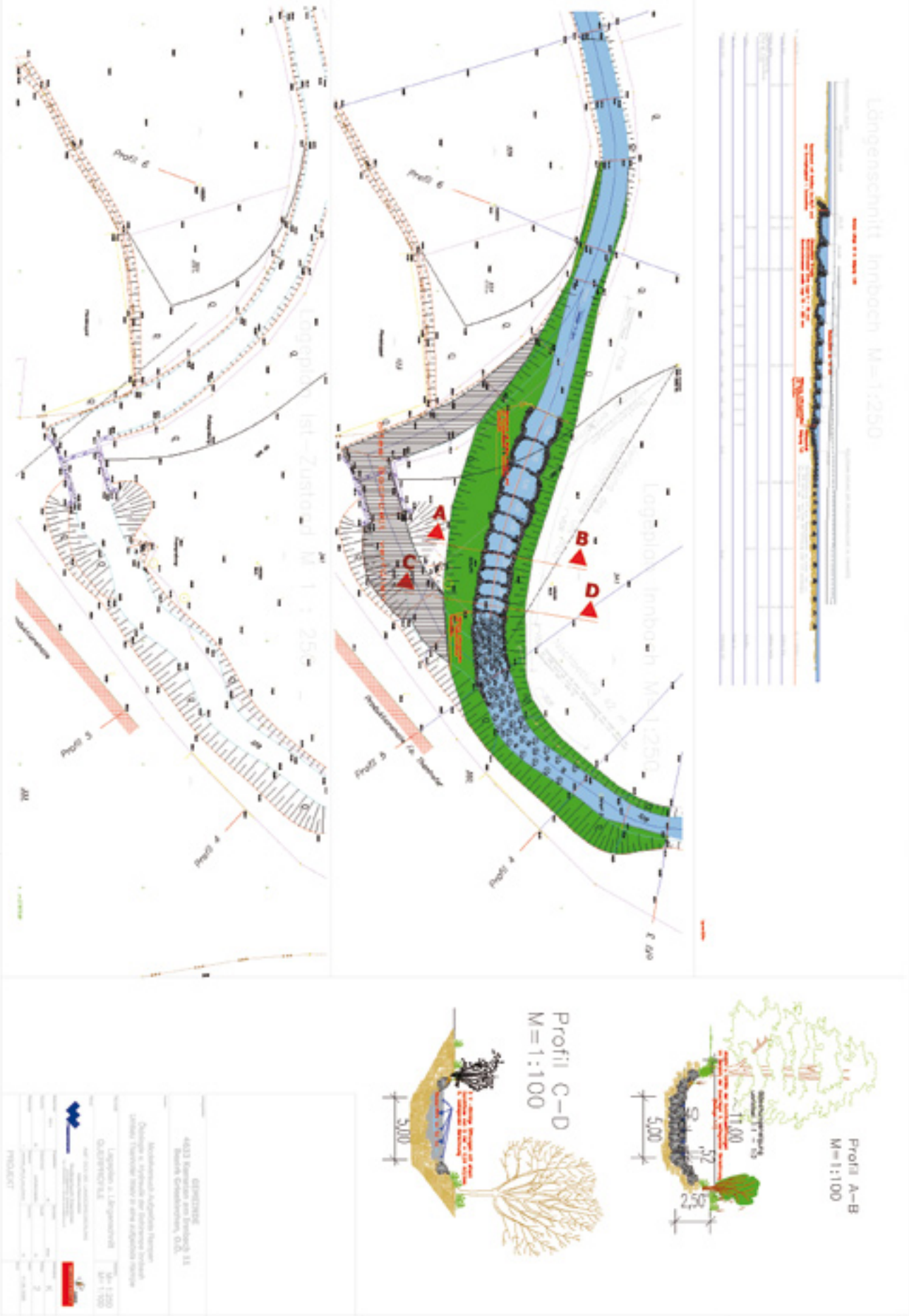


Abb. 126: Einrichtprojekt Gewässerbezirk Grieskirchen



Abb. 127: Regulierungsstrecke oberhalb des Thanhoferwehres



Abb. 128: Staustrecke



Abb. 129: Das Thanhoferwehr, Jänner 2006



Abb. 130: Lokalausgleichsprojektsgebiet, Jänner 2006

Der Innbach weist vor allem unterhalb des Thanhoferwehres und vor dem stark gesicherten Abschnitt unter der Autobahn (**Abb. 132**) eine variable Tiefenzonierung mit dynamisch veränderbarer Schottersohle und Kolken auf (**Abb. 131**). Dort befindet sich ein potentielles Laichgebiet für Äschen, das die größtmögliche Schonung beim Bau erfahren musste.



Abb. 131: Asymmetrisches Bachprofil unterhalb Thanhoferwehr

Kriterium:
 $h_{b, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 132: Anschlussstrecke unterhalb Projektgebiet; Innkreisautobahn

Im Bereich des Thanhoferwehrs ist der Innbach beinahe rechtwinkelig geführt (**Abb. 133**).

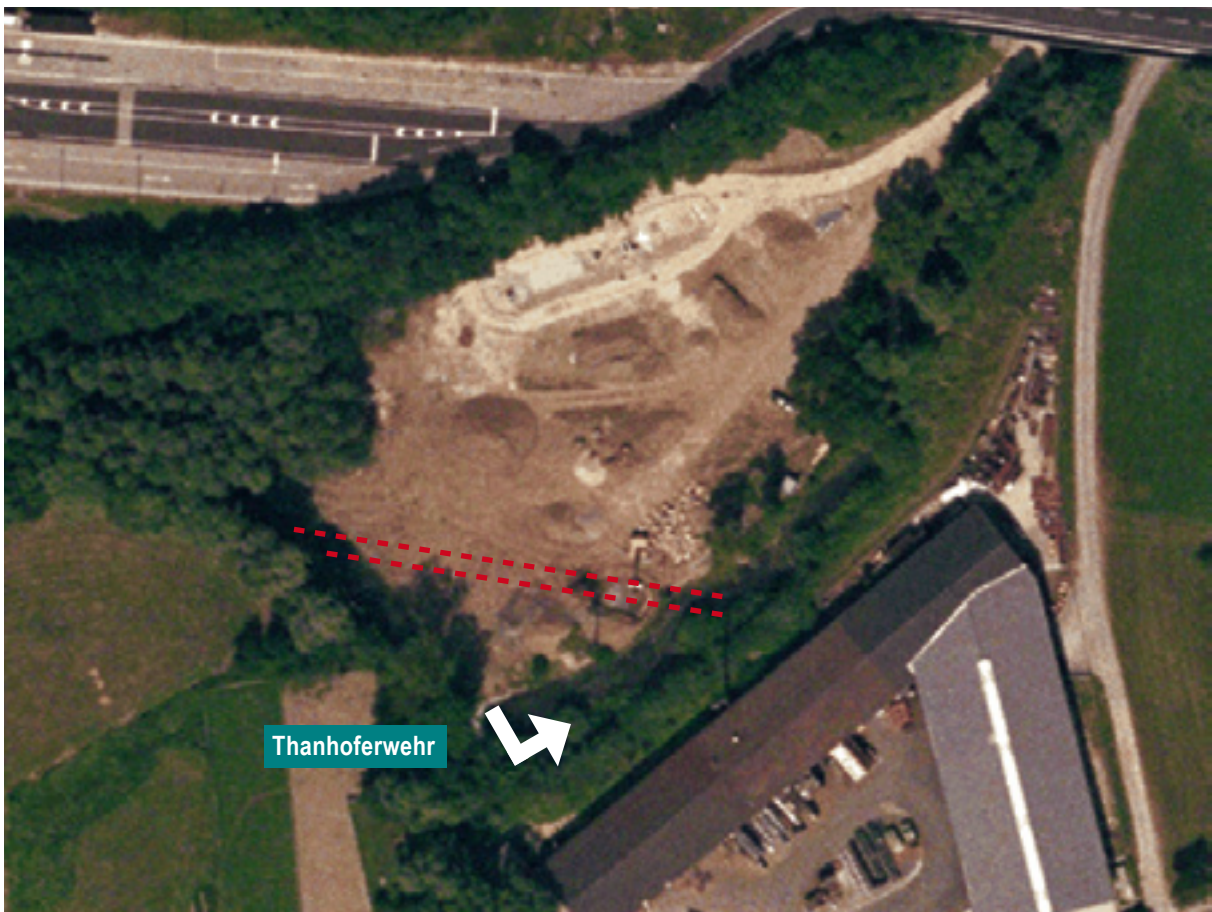


Abb. 133: Thanhoferwehr, Lage der zukünftigen aufgelösten Modellrampe

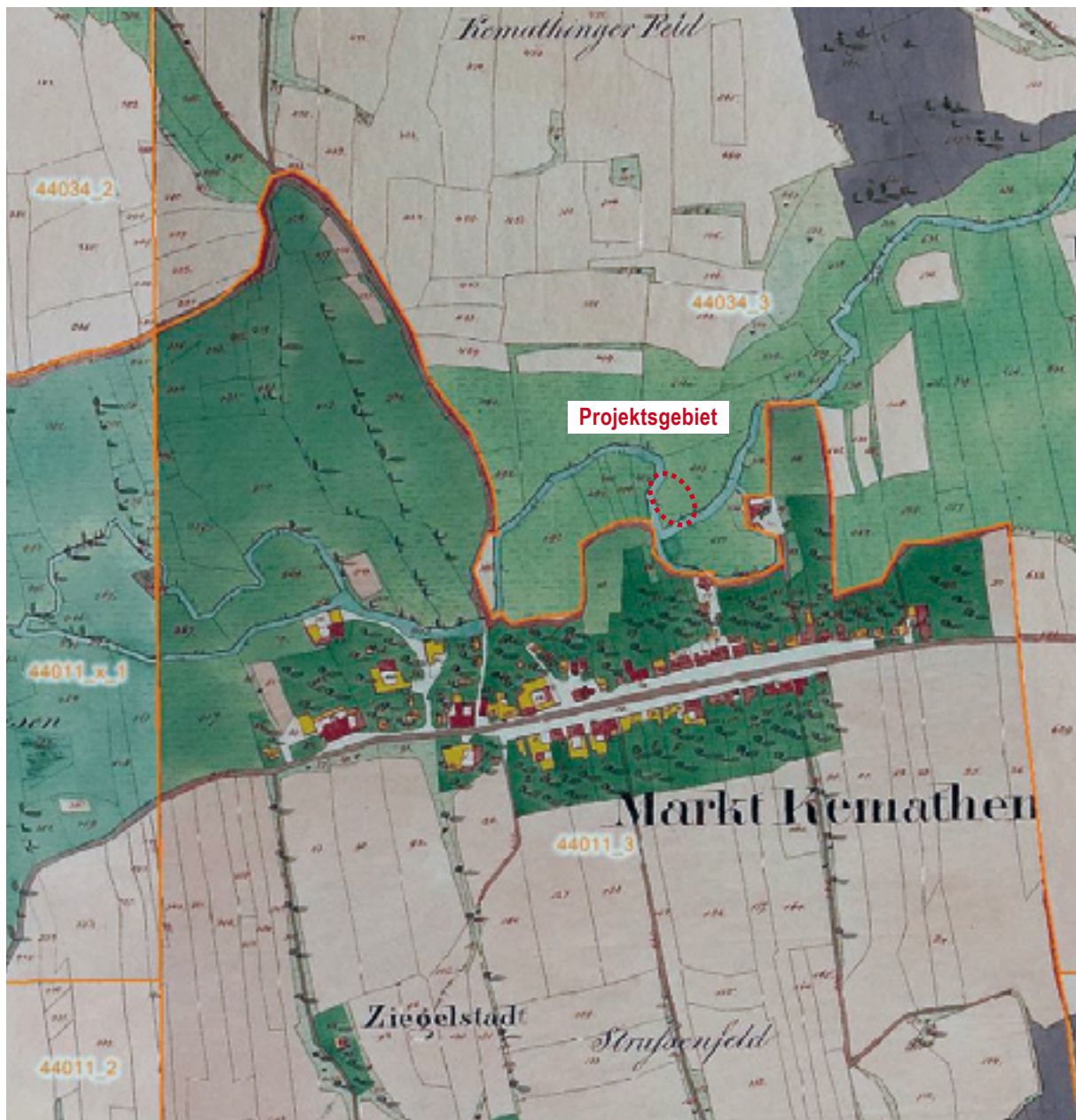


Abb. 134: Franziszeischer Kataster, 1824

Der Vergleich mit dem Franziszeischen Kataster aus 1824 ergab, dass eine Nutzung des Gewässers mit einer Mühlbachausleitung schon damals bestand (**Abb. 134**).

Die Bewilligung der Maßnahme erfolgte mit Bescheid der Bezirkshauptmannschaft Grieskirchen vom 13. Juni 2006 zu Wa10-62-6-2006 und N10-67-2006. Die Rampe im Innbach überwindet mit einer Länge von 42 m, einer Breite von 5 m und einer Neigung von 5 % mittels 11 Riegeln und 10 Becken (1-2 davon bei MNQ vom Unterwasser eingestaut) die Absturzhöhe von 2,10 Metern. Der Bau der fischpassierbaren aufgelösten Rampe erfolgte durch den Gewässerbezirk Grieskirchen, Bauträger und Konsensinhaber war die Marktgemeinde Kematen am Innbach.

Als Material für den kompakten Steinsatz wurden bis zur Anschlaglinie der Mittelwasserführung Wasserbausteine aus frostbeständigem Granit gewählt, darüber wurden Konglomeratsteine an beiden Böschungen eingebaut. Der Höhenunterschied von 2,20 m wurde bei der Maßnahme am Innbach durch eine Rampe überwunden.

Das Bauteam und die Bauleitung des Gewässerbezirks Grieskirchen sind beim Bau solcher Rampen sehr versiert, eine umfassende Bauschulung erfolgte in den Jahren 2003-2005. Diese Bauroutine garantiert die geforderte Bauqualität, vor allem in Detailstrukturen, die eine Fischwanderung erleichtern oder ermöglichen.

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Stabilität, hydraulische Vorgaben

Der Aushub für das Bauwerk erfolgte im Herbst 2005, wobei die Wasserhaltung des gesamten Innbachabflusses im alten Bachbett erfolgte (**Abb. 135 und 137**).



Abb. 135: Wasserhaltung beim Rampenbau

Beim Aushub der Baugrube wurde festgestellt, dass das Untergrundmaterial zwar schottrig, aber zu feinkörnig für einen geeigneten Rampenunterbau unter Steinsatz und Filterschicht ist. Aus diesem Grund wurde – genauso wie bei der Modellrampe Leitenbach – ein Bauvlies unter Steinsatz und Filterschicht eingebracht.

Der hydraulische Bemessungsabfluss entspricht im Allgemeinen HQ_{100} , entscheidend ist aber – je nach Platzangebot für Überflutungsflächen und Hochwasserentlastung – der Abfluss bei der größten Sohlbelastung (**Kapitel Hydraulik und Morphologie – Ökologischer Bemessungsabfluss**).

Rampenfuß

Zur Sicherung der Rampenbausteine am Rampenfuß wurden Feldbahnschienen (**Abb. 136**) verwendet, die den Steinen einen mechanischen Halt bieten.



Abb. 136: Schienenkäfig am Rampenfuß (Bildquelle: Franz Scharinger, GWB Grieskirchen)



Abb. 137: Damm, Rampenbau im Trockenem

Neben der Stabilität des Rampenfußes muss durch richtigen Einbau der Stützsteine die Passierbarkeit des Bauwerks unterstützt werden, ein leichter Kolk unterhalb des Rampenfußes erleichtert die Passage der wanderwilligen Fischarten (Abb. 138).



Abb. 138: Anschluss ans Unterwasser

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Filterschicht

Damit die Rampensteine bei Bemessungsabflüssen standsicher sind, müssen sie auf eine entsprechende Filterschicht gesetzt werden (**Abb. 139 und 140**). Diese wurde, entsprechend der Größe der Wasserbausteine, berechnet (*Kapitel Hydraulik und Morphologie – Vermeidung von Setzungen – Filterschicht*).



Abb. 139: Steinsatz auf Filterschicht



Abb. 140: Riegel- und Beckenformationen auf Filterkörper

Diese Filterschicht ist unter dem Steinsatz (**Abb. 140**) und zur Stabilisierung der Uferbereiche auch seitlich hinter den Beckenrandsteinen der Böschung einzubringen (**Abb. 141**).



Abb. 141: Lage Filterkörper unter und seitlich des Steinsatzes

Steinsatz, Steinschichtung



Abb. 142: Einpassen der Riegelsteine, Wanderkorridore

Ein weiterer Stabilitätsfaktor ist die kompakte Steinschichtung, die der Sohlbelastung bei Bemessungsabflüssen standhalten muss (*Kapitel Hydraulik und Morphologie – Ökologischer Bemessungsabfluss*). Je passgenauer die Rampenbausteine eingefügt werden, umso stabiler ist das Bauwerk. Das gilt nicht nur für die Riegelsteine (**Abb. 142**), deren Zwischenräume die Fischwanderkorridore bilden, sondern in höherem Ausmaß auch für die Keilsteine (**Abb. 143 und 144**) und Beckensteine (**Abb. 145**).

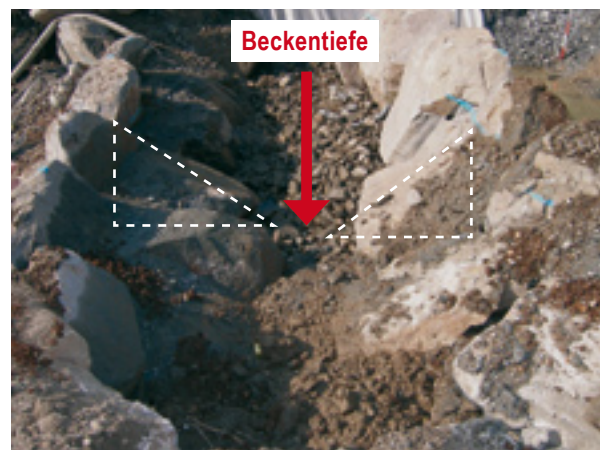


Abb. 143: Keilsteinsatz

Kriterium:
 $h_{b, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Der Einbau der Keilsteine für den Rampenriegel ist eine besonders mühsame Arbeit, da diese der Stabilität dienenden Steine (Einbaugrad der Riegelsteine durch die Keilsteine = ca. zwei Drittel der Riegelsteinhöhe), den auszubildenden Fischwanderkorridor nicht stören dürfen (**Abb. 142**). Durch ihre besondere Form (Dreieck) müssen sie die Ausbildung eines möglichst tiefen Beckens ermöglichen.



Abb. 144: Anordnung der Keilsteine



Abb. 145: Beckensteinsetzung

Beim Einbau der Beckensteine muss neben der kompakten, dichten Schichtung die Ausbildung von Rauigkeit und Tiefenzonierung beachtet werden. Das Rampenbecken soll als Lebensraum (Rast, Unterstand und Nahrungsaufnahme, **Abb. 146 und 147**) für die Fischfauna funktionieren (*Kapitel Baudokumentation – Innbachrampe*).



Abb. 146: Bachforelle über Sohlsubstrat (Wieland 2007)



Abb. 147: Lebensraum Beckenboden (Wieland 2007)

Nach der kompakten Schichtung der Wasserbausteine wird das Bauwerk mit feinem autochthonem Sohlsubstrat bedeckt, um Wasserverluste im Hohlraumsystem zwischen den Steinen und in der Schotterschicht des Filterkörpers zu minimieren. Bei Regenereignissen wird dieses Feinsubstrat in die Lücken des Rampenkörpers eingeschwemmt und dichtet das Bauwerk ab. Dieser Vorgang stellt eine Beschleunigung des nach Hochwässern auftretenden Sedimenteintrags bei sinkender Welle dar (**Abb. 148 und 149**).



Abb. 148: Feinsedimentschicht über Steinsatz

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 149: Gesamtrampe vor Flutung

Rampenkrone

Die Rampenkrone fixiert die oberwasserseitigen Anschlussbereiche im Gewässer. Ihre Lage entscheidet über die Fließverhältnisse oberhalb des Bauwerks, wobei Staubereiche oder Eintiefungen im Oberwasser samt Sohlerosion vermieden werden müssen. Dies muss nicht nur aus Gründen der Stabilität beachtet werden (**Kapitel Hydraulik und Morphologie – Wehrhöhe**), sondern betrifft auch die Lebensräume im Gewässer hinsichtlich Strömungszonierung und Korngrößenverteilung im Sohlsubstrat.

Der Innbach weist oberhalb des Thanhoferwehrs eine Staustrecke auf, die den relevanten Fischarten keinen typischen Lebensraum bietet und überdies Auswirkungen auf die chemisch-physikalische Beschaffenheit des Gewässers hat. Staubereiche sind Wanderhindernisse „per se“ (HANFLAND, BORN & HOLZNER 2006), je länger sie sind, desto drastischer die Auswirkung.

Die Lage der Rampenkrone entscheidet daher über künftige Gewässerentwicklung der morphologischen Anschlussstrecke oberhalb des Bauwerks, wobei weder Staubereiche, noch Eintiefungen der Gewässerstrecke oberstrom der Rampe durch massive Sohlerosion, entstehen dürfen.

Im Falle der Innbachrampe war eine Absenkung des Niederwasserspiegels um 0,4 geplant, wobei die Wehrhöhe mit 0,15 m gewählt wurde (STEPHAN 2006).



Abb. 150: Lage der Rampenkronen, Wehrhöhe

Die Wehrhöhe (Abb. 150) dient der Verhinderung von Sohlerosion im oberwasserseitigen Gewässerabschnitt für Abflüsse bis etwa HQ_1 . Da die Strömung zur Rampe hin – durch das größere Sohlgefälle auf der Rampe – beschleunigt wird, wird die Sohle stärker belastet, was zu Sohlerosion führen kann. Um dieser Sohlerosion entgegen zu wirken, wird die theoretische Sohle an der Rampe um die Wehrhöhe angehoben. Die Folge ist, dass zwar kleinere Abflüsse zu einer leicht verzögerten Strömung führen, bei größeren Abflüssen auf diese Art der Sohlerosion stromauf der Rampe jedoch entgegen gewirkt werden kann (STEPHAN 2005, 2006, Kapitel Hydraulik – Wehrhöhe).

Zum Schutz der Steine des Kronenriegels wurden hier wie bei den Leitenbachrampen Spunddielen vorgesehen, die im Bereich der zukünftigen Bachsohle geschlitzt sind, damit eine Bewegung des Makrozoobenthos zumindest lokal ermöglicht wird (Abb. 151).



Abb. 151: Spunddielen zum Schutz des Kronenriegels

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Ein zusätzlicher Schutz bildet ein tief in die zukünftige Sohle gezogener Steinkeil (**Abb. 152**), der den Durchfluss im Riegel nicht stören darf (*Kapitel Baudokumentation – Versuchsdesign*).



Abb. 152: Steinsicherung oberhalb des Kronenriegels

Nachbettung

Der Rampenfuß (*Kapitel Baudokumentation – Rampenfuß*) liegt unter dem derzeitigen Sohlniveau. Unterhalb des letzten, meist eingestauten Riegels wurde entsprechend der Stabilitätsberechnung eine 42 m lange Nachbettsicherung, die mit ihrer Länge der Rampenlänge entspricht, errichtet. Sie wurde auf einer Länge von 12 m anschließend an den Rampenfuß mit einer 70%-igen Belegungsichte, d.h. mit dichter Belegung, versehen (**Abb. 153**). Das Sohlniveau dieses Abschnitts des Nachbetts steigt kontinuierlich auf das bestehende Sohlniveau an. Die restlichen 30 m der Nachbettsicherung wurden, beginnend mit einer 70%-igen, jedoch mit zunehmendem Abstand von der Rampe geringer werdenden und auf Null auslaufenden Belegungsichte versehen. Dadurch können der Rauheitsunterschied zwischen gesichertem und ungesichertem Abschnitt im Bestand und damit negative Auswirkungen auf die Gewässersohle reduziert werden.

Um die notwendige Versteinung des Gewässers dem Leitbild anzunähern, wurden die Nachbettungssteine im Außenbogen/Pralluferbereich tiefer gelegt als im Innenbogen (**Abb. 154**).



Abb. 153: Nachbettung, Abflusskonzentration im Außenbogen, Herbst 2006



Abb. 154: Entwicklung der Nachbettungstrecke, Herbst 2007



Abb. 155: Nachbettung mit abnehmender Belegungsichte der Sohlsicherungssteine (Foto: Franz Scharinger, Gewässerbezirk Grieskirchen)

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 156: Entwicklung der Nachbettungsstrecke, September 2007

Die Geschiebedynamik im Innbach, der abflussabhängige Transport von Sohlsubstrat über die Rampe, ermöglicht die Entstehung einer eigendynamisch geprägten Sohlaufage in der fixierten Nachbettungsstrecke (**Abb. 155 und 156**). Die Böschung im rechtsufrigen Prallhangbereich wurde durch eine Kokosmatte (*SCHIECHTL & STERN 2002*) vor Seitenerosion geschützt (**Abb. 155**).

Versuchsdesign

Um herauszufinden, welche Strömungsbedingungen für welche Fischarten nur mehr erschwert oder nicht mehr akzeptabel sind, wurden die Absturzhöhen zwischen den einzelnen Becken von unten nach oben – und damit korrespondierend die Beckenlängen – vergrößert (**Abb. 157-159**).



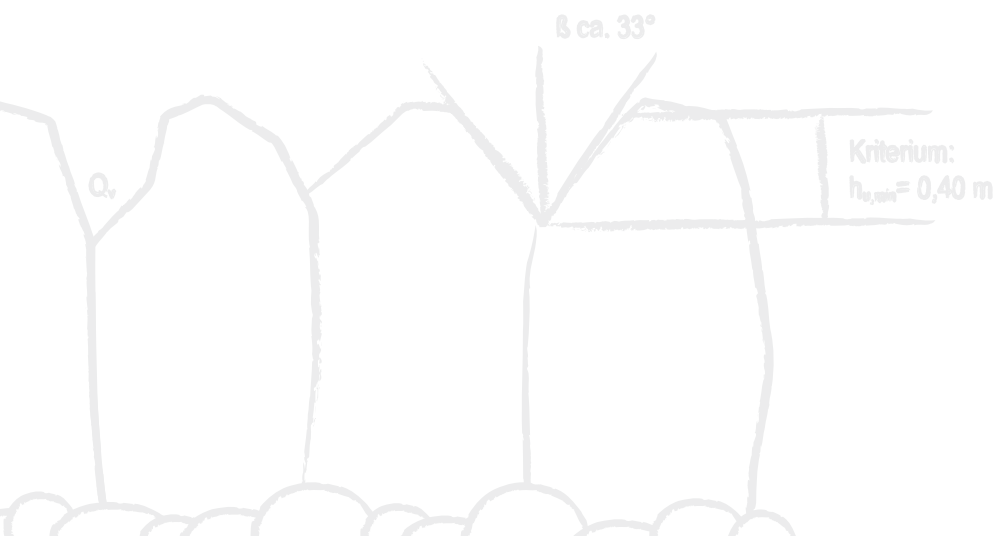
Abb. 157: Untere Becken



Abb. 158: Mittlere Becken



Abb. 159: Obere Becken



Kriterium:
 $h_{b, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Insgesamt wurden 4 Becken mit der Beckenlänge von 3 m und einer Absturzhöhe von 0,15 m, 3 Becken mit der Beckenlänge von 4 m und einer Absturzhöhe von 0,2 m und 3 Becken mit der Beckenlänge von 6 m und einer Höhendifferenz von 0,3 m errichtet. Die Innbachrampe überwindet mittels 11 Riegeln und 10 Becken eine Gesamtabsturzhöhe von 2,1 m auf einer Länge von 42 m (**Abb. 160**).



Abb. 160: Rampenkörper vor Flutung

Ökologisches Design

Da es sich bei aufgelösten Rampen um Bauwerke zur Durchgängigkeit handelt, muss die Anlage auf ihre ökologische Funktion im Detail betrachtet werden.

Wanderkorridor

Wie schon zuvor bei der Leitenbachrampe wurde der MNQ Abfluss über fünf V-förmige Wanderkorridore im Riegel bei einer Sohlbreite von rd. fünf Metern berechnet. Da die Niederwasserabflussmenge im Innbach ($\text{MNQ} = 0,34 \text{ m}^3/\text{s}$) höher ist, als im Leitenbach ($\text{MNQ} = 0,26 \text{ m}^3/\text{s}$), wurden diese Korridore größer dimensioniert als jene der Leitenbachrampe.

Der ökologische Bemessungsabfluss mit der um 30 % reduzierten Wassermenge (Q_{red} durch Wasserverlust zwischen den Steinen und in der Filterschicht) beträgt somit

$$Q_{\text{red}} = 0,7 \cdot \text{MNQ} = 0,24 \text{ m}^3/\text{s}$$

Geometrie der Wanderkorridore

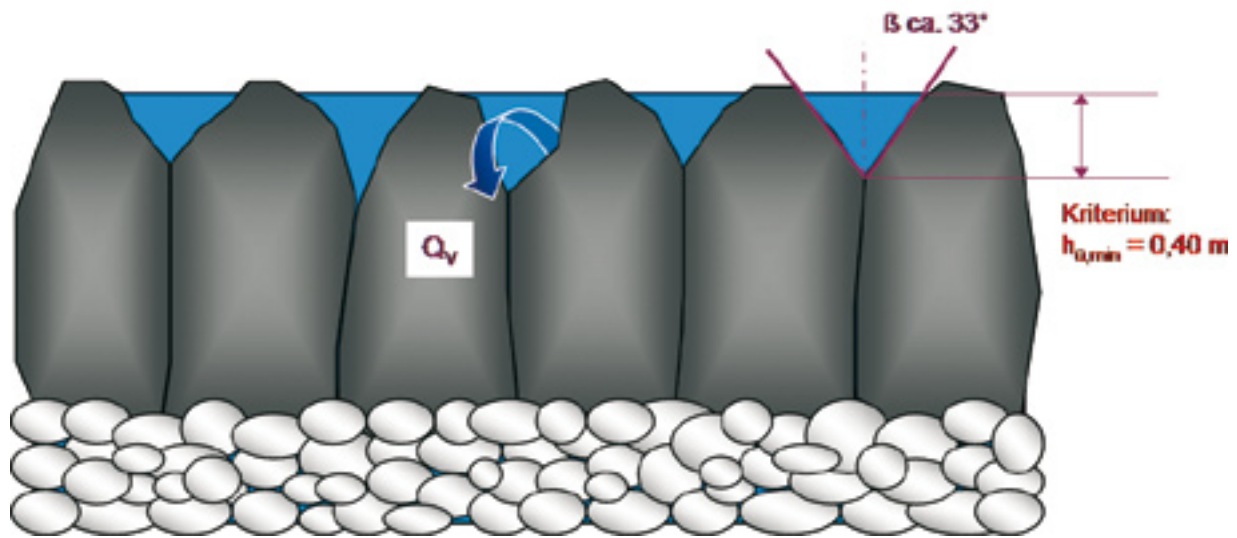


Abb. 161: Geometrie der Wanderkorridore (Stephan 2006)

Zu Beginn der Bauarbeiten schien die Schaffung von gleichförmigen (berechneten) Wanderkorridoren beinahe unmöglich, da die Form der Riegelsteine, die zwischen denen die Wanderräume ausgebildet werden müssen, sehr ungleichförmig und rau ist (Abb. 162-164). Beim fischökologischen und hydraulischen Monitoring der Rampe stellten sich diese variablen Formen als großer Vorteil heraus, da jede Fischart und jedes Altersstadium bevorzugte Wanderbedingungen vorfindet, die auch aktiv aufgesucht werden.



Abb. 162: Einbau eines Rampenriegels

Kriterium:
 $h_{\text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 163: Wanderkorridore zwischen den Riegelsteinen



Abb. 164: „Feinschliff“ bei der Korridorbearbeitung



Abb. 165: Variabilität bei den Korridorformen

Die hydraulische und fischökologische Überprüfung ergab eine anzustrebende „Idealform“ mit nach oben, in Richtung des Wasserspiegels sich verbreiternden Formen, in denen ideale Strömungszonierungen auftraten (**Abb. 165 - Pfeile**).

Hydraulik der Wanderkorridore

Die V-förmigen Korridore wurden in Korrelation zu ihrer Geometrie auf hydraulische Eigenschaften untersucht (**Kapitel Fischökologie – Geschwindigkeitsmessungen in den Wanderkorridoren**). Die aus der bisherigen Erfahrung zulässige Strömungsgeschwindigkeit in dieser Fischregion (Hyporhithral) liegt bei einem Wert von

$$v \leq 1 \text{ m/s}$$

Ausgehend von der reduzierten Wassermenge ($Q_{\text{red}} = 0,24 \text{ m}^3/\text{s}$) und einem mittleren Öffnungswinkel von $\beta = 33^\circ$, der bei $h_{\text{ü,min}} = 0,40 \text{ m}$ diesen Gesamtabfluss ermöglicht, beträgt der entsprechende Abflussquerschnitt einer Öffnung $AV = 10,4 \text{ dm}^2$ und somit die mittlere Fließgeschwindigkeit durch eine Öffnung $V_{v,m} = 0,45 \text{ m/s}$. Damit wird das Kriterium für die mittlere Geschwindigkeit im Wanderkorridor erfüllt.

In der Praxis entscheiden die Steinform und die Anordnung der Steine über die Strömungsverteilung im dreidimensionalen Korridor (**Abb. 166-169**).

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

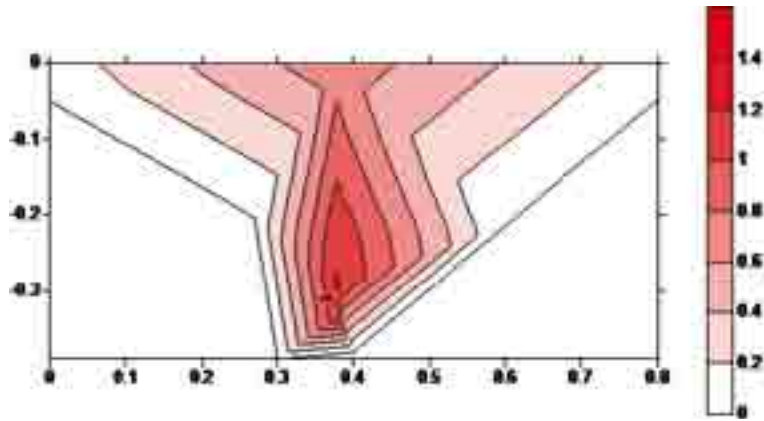


Abb. 167: Korridorform 1

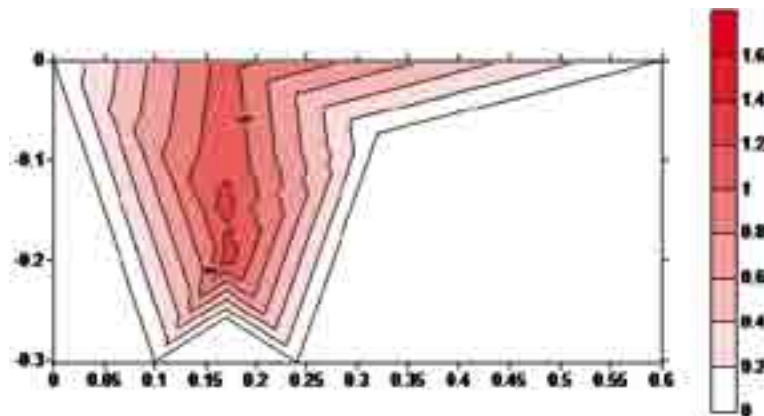


Abb. 168: Korridorform 2

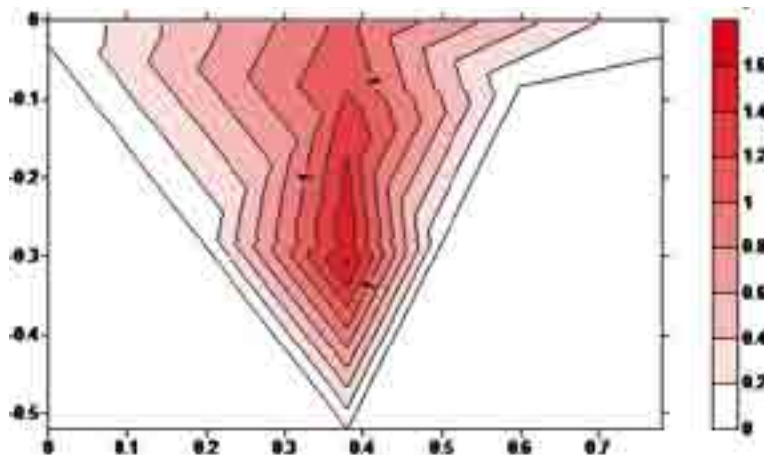


Abb. 169: Korridorform 3

Abb. 166: Hydraulik der Korridore, Stephan 2009

Wanderwillige Fische, vor allem schlechtere Schwimmer, suchen ihren bevorzugten Wanderbereich im Korridor aktiv auf und suchen dabei für sie günstige Strömungsverhältnisse. V-förmige Korridore sollen daher eine möglichst vielfältige Zonierung unterschiedlicher Strömungsgeschwindigkeiten aufweisen. Dabei ist nicht nur die mittlere Strömungsgeschwindigkeit ausschlaggebend sondern der Anteil der bevorzugten Strömung im Korridor. Schlechter schwimmende Fischarten passieren offensichtlich Korridore, die einen möglichst hohen Anteil an geringerer Strömungsbelastung haben (Abb. 166).

Einige Fischarten zeigen ein bevorzugtes Wanderverhalten, was die vertikale Passage betrifft. Während Forellen und Äschen keine bevorzugte Wanderhöhe zu haben scheinen, wandern Kleinfische bevorzugt im breiter werdenden, hydraulisch weniger belasteten Bereich des Korridors (**Abb. 170**).

Auffällig ist jedoch das Verhalten der rheophilen Arten der Weißfische, wie Barbe und Nase: sie zwängen sich im unteren, spitzwinkligen Bereich durch den Korridor (**Abb. 170**).



Abb. 170: Wanderpräferenzen (Abb.: R. Wieland & D. Ullmann 2007)

Becken

Die ökologische Bedeutung von Rampenbecken beruht auf dem speziellen physiologischen Leistungsvermögen der Fische (LARINIER *et al.* 2002). Bei der Wanderung durch die Korridore (**Abb. 171**) verlieren die Fische Energie. Nach der Passage durch die Riegel muss den Fischen die Möglichkeit zu Nahrungsaufnahme und Rast durch Strömungsberuhigung (*Kapitel Fischökologie – Geschwindigkeitsmessungen im Becken*) geboten werden, gleichzeitig sind Schutz- und Unterstandsstrukturen für eine erfolgreiche Wanderung sehr förderlich.

Der Einbau von Wurzelstöcken bietet den Fischen Beschattung und Unterstand. Naturnahe, raue Beckenstrukturen bieten einen zusätzlichen Anreiz bei der Wanderung (**Abb. 172-176**).



Abb. 171: Passage einer Äsche durch einen Korridor (Bildquelle: Roland Wieland, David Ullmann)

Kriterium:
 $h_{b, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 172: Rauigkeit in den Becken



Abb. 173: Wurzelstöcke am Böschungsfuß zur Beschattung der Becken



Abb. 174: Einbau eines alten Weidenstockes

Bei der Planung und Umsetzung von aufgelösten Rampen sind die Höhendifferenz zwischen den Becken und die Beckentiefe bedeutender als etwa die Beckenlänge. Die Beckenbreite spielt eine große Rolle bei der Ausbildung von Seicht- und Ruhewasserbereichen, hier können sich Kehrströmungen einstellen (**Abb. 175 und 176**).



Abb. 175: Beckenrandzonen

In dem den Modellversuch begleitenden Film (*WIELAND 2007*) konnte gezeigt werden, dass viele Fische, auch rheophile Arten wie die Bachforelle, nach der Passage des Korridors strömungsberuhigte Zonen wie Beckenboden oder Beckenrandbereiche aufsuchen (**Abb. 177 und 178**).



Abb. 176: Kehrströmung, Seichtwasserzonen mit Substratanlandung

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 177: Filmaufnahmen bei Fischwanderung



Abb. 178: Wanderung aus Kastenreue durch Korridor in das oberliegende Becken

Nebengewässer

Als kreative Neuerung beim Bau der Innbachrampe wurde neben der Rampe ein kleines Umgehungsgerinne gebaut, das mit sehr wenig Wasser (1-2 l/s – entsprechend den Abflussverhältnissen im Innbach) aus dem Becken unterhalb der Rampenkrone und dem darunter liegenden Becken dotiert wird (**Abb. 179 und 180**).



Abb. 179: Dotation des Nebengewässers



Abb. 180: Wiedereinmündung des Begleitgewässers in Becken 6 und 7

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 181: Monitoring im Umgehungsgerinne

Beim fischökologischen Monitoring der Rampe hat sich dieses Nebengerinne als geeigneter Wanderlebensraum vor allem für Koppen herausgestellt (**Abb. 181 und 182**).



Abb. 182: Filmdokumentation im Umgehungsgerinne

Diese Neuentwicklung beim Bau wird als Zeichen dafür angeführt, was durch eine konsequente Bauschulung und ein kreatives Miteinander von Bautechnik und Gewässerökologie bewirkt werden kann.

Böschungen

Die Böschungen der Innbachrampe wurden mit Konglomeratsteinen gesichert, da diese wesentlich mehr Rauigkeit und Struktur aufweisen, als glatte und scharfkantige Granitsteine. Da bei der Innbachrampe mehr Platz zu Verfügung stand als bei der Leitenbachrampe, konnte das Bachumland detailreicher gestaltet werden.

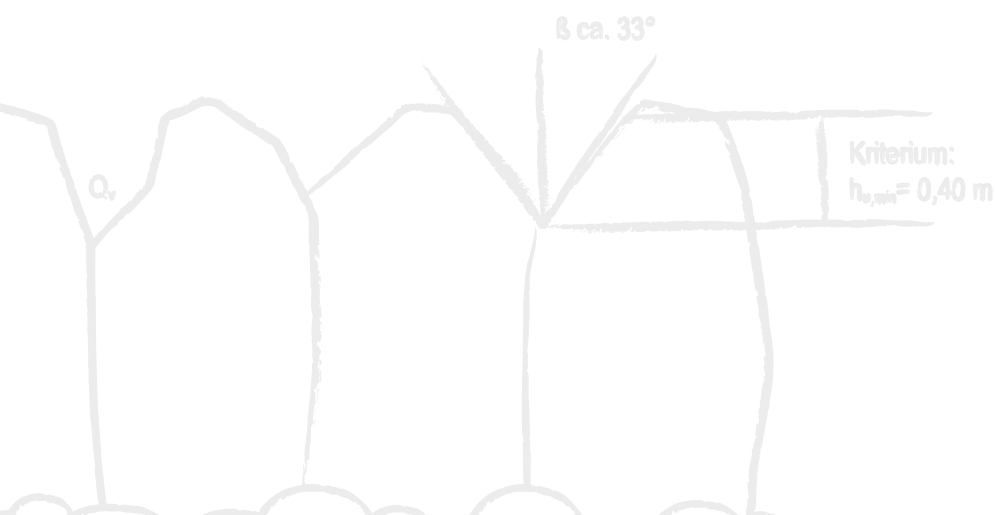
Variable Böschungsneigungen und eine Böschungsstruktur mit mosaikartigen naturnahen Habitaten bieten der Gewässerfauna adäquate Teillebensräume und den Bach begleitenden Florenelementen unterschiedlichste Standortbedingungen (ÖWAV 2000). Der Wechsel zwischen Trocken- und Feuchtlebensräumen auf sehr kleinem Raum ist zum Mangelhabitat in regulierten Gewässerabschnitten mit zunehmender Trennung von Gewässer und Umland geworden.



Abb. 183: Kombination aus Granitsteinen für Rampenkörper und Konglomeratsteinen für Böschung

Die rauen Konglomeratsteine werden sehr viel früher mit Pionierflora bewachsen, als die glatten Granitsteine der Leitenbachrampe.

Durch die sehr raue Verlegungsart bilden sich unterschiedlichste Lebensräume, die vor allem durch Überflutungshäufigkeit und Bodenart charakterisiert sind (Abb. 184 und 185).



Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 184: Erste Begrünung der Konglomeratsteine nach Flutung des Bauwerks am 13. September 2006



Abb. 185: Lebensraumvielfalt

Bepflanzung im Projektgebiet

Die Bepflanzung an den Böschungen und im Bachumland erfolgte an beiden Ufern mit standorttypischen Gehölzen, die meist gruppenförmig angeordnet wurden.

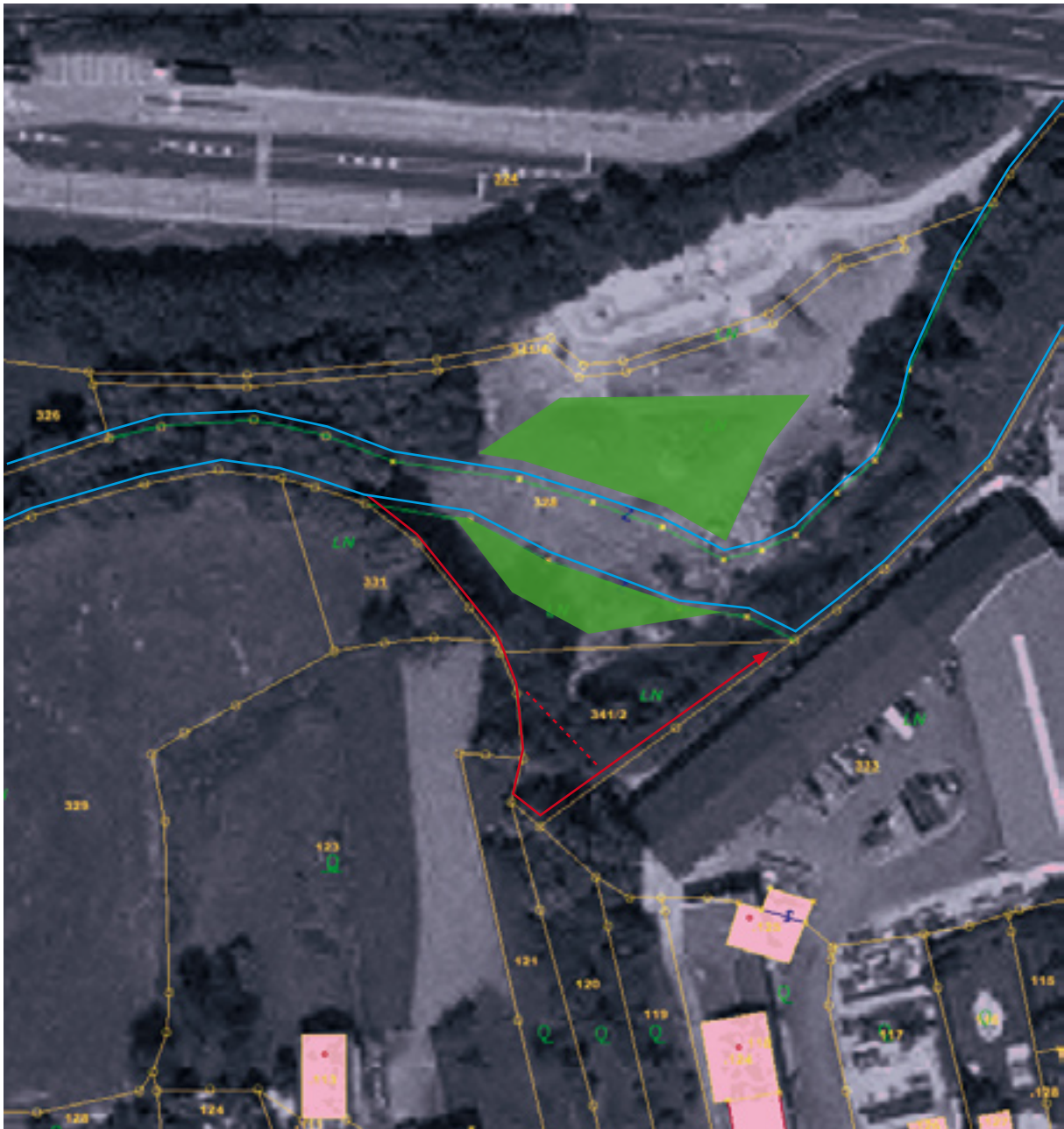


Abb. 186: Bepflanzungsflächen entlang des neuen Gerinnes (blau); alter Verlauf mit Thanhofer Wehr (rot)

Die relativ dichte Bepflanzung soll den Innbach vor Nährstoffeintrag schützen und leitbildnahe Bachumlandbereiche schaffen. Die Entwicklung dieser Auenlandschaft im Uferstrandstreifen wird von der Überflutungshäufigkeit und -dauer abhängen und sich langfristig zu einer Hartholzau, in gewässernahen Zonen zu einer Weichholzau entwickeln.

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 187: Entwicklung des ufernahen Gewässerrandstreifens



Abb. 188: Bewuchs im Juni 2009

Das Bewuchsaufkommen deutet hinsichtlich Artenvorkommen und Artenzusammensetzung auf einen nährstoffreichen Untergrund hin (WILMANN 1989) und wird durch Feinsedimenteinträge bei sinkender Hochwasserwelle verstärkt.

Optimierung der Korridore

Nach Abschluss der Untersuchungen wurden die Korridore der oberen Rampenriegel, die den aktuellen Vorgaben über Absturzhöhen, Korridortiefen und zulässigen Strömungsgeschwindigkeiten nicht entsprachen, durch Mitarbeiter des Gewässerbezirks Grieskirchen gemeinsam mit dem Projektteam optimiert. Dies wurde durch Tieferlegen und Verbreiterung der V-förmigen Wanderkorridore, um den Einstaubereich der Wanderzone zu vergrößern und den Wanderraum zu erweitern, erreicht.



Abb. 189: Tieferlegen der Korridore im Riegel



Abb. 190: Verbreiterung eines Korridors

Kriterium:
 $h_{\text{Kronen}} = 0,40 \text{ m}$

Der oberste Rampenriegel (Kronenriegel) wies vor der Adaptierungsmaßnahme am Bearbeitungstag (23.10. 2009) eine Absturzhöhe von 0,39 m auf, die Korridortiefen betrug in den 5 Korridoren 0,28 bis 0,45 m.



Abb. 191: obere Rampenriegel vor Bearbeitung



Abb. 192: Optimierung des Kronenriegels

Die Ergebnisse der Bearbeitung des Kronenriegels erbrachte eine nunmehrige Maximaltiefe von 0,28 m. Die Maximaltiefe im darunter liegenden Riegeln wurde auf 0,22 m, jene im Riegel darunter auf 0,19 m verkleinert.



Abb. 193: Kronenriegel



Abb. 194: Riegel unterhalb Krone



Abb. 195: 3. Riegel von oben gesehen

Die Tieferlegung und Verbreiterung der Wanderkorridore brachte eine Absenkung des Wasserspiegels mit sich, die eine vermehrte Verklauung der Korridore begünstigt. Aus diesem Grund wurden am zweiten Bearbeitungstag, dem 30. Oktober 2008, die Riegelsteine abgeschrämt und bei dieser Gelegenheit die Korridore weiter optimiert.



Abb. 196: Bearbeitung der Riegelsteine

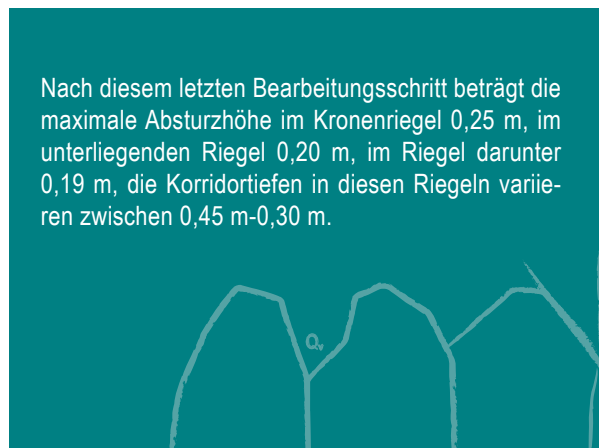


Abb. 197: Optimierung



Abb. 198: Angleichung der Riegelsteinoberfläche

Nach diesem letzten Bearbeitungsschritt beträgt die maximale Absturzhöhe im Kronenriegel 0,25 m, im unterliegenden Riegel 0,20 m, im Riegel darunter 0,19 m, die Korridortiefen in diesen Riegeln variieren zwischen 0,45 m-0,30 m.



Kriterium:
 $h_{b, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 199: Obere Rampenriegel nach Bearbeitung

Die Höhe des Absturzes zwischen den Rampenbecken ist nur ein Kriterium der Funktionalität von Fischwanderanlagen. Die Detailstruktur der Bauwerke entscheidet über eine mögliche Fischpassage. Durch die Verbreiterung der Wanderkorridore wurde auf jeden Fall eine hydraulische Entlastung geschaffen, die den physischen Möglichkeiten unterschiedlicher Fischarten und Altersstadien entgegenkommt.

Diskussion

Das wichtigste Ergebnis dieser umfangreichen und detaillierten Untersuchung ist die Notwendigkeit der Zusammenarbeit zwischen unterschiedlichen Fachdisziplinen. In den letzten Jahren ist es zu einer gleichwertigen Partnerschaft zwischen Gewässerbiologie und Wasserbautechnik gekommen. Standen vor einigen Jahren nur Standsicherheit, Stabilität und Schutzwirkung im Vordergrund, so sind für die Wiederherstellung des Gewässerkontinuums und für die Gewässervernetzung Vorgaben aus dem Gebiet der Gewässerökologie Basis für die technische Planung und die Bauumsetzung.

Bei diesem Projekt stand das Miteinander von Wasserbautechnik, Gewässerökologie und Baupraxis in allen Phasen im Mittelpunkt. Neben fachgemäßer Planung und geeigneten Berechnungsansätzen wurde die Qualität der Bauumsetzung schon seit längerem als wichtiges Instrument zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie erkannt (*DWA 2009*).

Durch intensive Bauschulung werden den Bauausführenden die Grundsätze der Gewässerökologie näher gebracht, ökologische Zusammenhänge, soweit bekannt, erklärt. Das bedeutet eine intensive Auseinandersetzung mit den neuesten Erkenntnissen in den Fachrichtungen Ökologie, Hydraulik und Bautechnik.

Das Anheben des Ausbildungsniveaus ermöglicht eine partnerschaftliche Diskussion über Bauoptimierung hinsichtlich Stabilität und ökologischer Wirksamkeit. Diese in der Abteilung Oberflächengewässerswirtschaft/Schutzwässerswirtschaft und Hydrografie beim Land Oberösterreich entwickelte Methode im kreativen ökologischen Wasserbau ist den Grundsätzen der Nachhaltigkeit und der Qualitätssicherung in den entsprechenden Bauprozessen verpflichtet.



Abb. 200: Bauschulung

Das zunehmende Verstehen physiologischer Wanderansprüche heimischer Fischarten bezüglich Geometrie und Hydraulik des Wanderkorridors, beeinflusst die Qualität der Bauwerke zur Gewässervernetzung sichtbar. Die Architektur der Bauwerke zur Fischpassierbarkeit (HAUNSCHMID, ULLMANN 2009) nimmt eine zentrale Stellung bei der Wiederherstellung der Durchgängigkeit heimischer Gewässer ein.

Langjährige Erfahrung und die intensive Baupraxis lassen erkennen, dass fachlich gute Planung und genaue Vorgaben aus den wasserrechtlichen und naturschutzrechtlichen Bewilligungen für eine funktionelle Bauumsetzung nicht ausreichen. Viele Baudetails können in Plänen nicht dargestellt werden, da etwa Steinrauigkeit oder Steinformen nicht vorausgesagt werden können. Diese Anlagendetails bestimmen aber in hohem Maße die Funktionsfähigkeit der Bauwerke zur Fischpassierbarkeit.

Die Fischwanderung ist noch unzureichend untersucht, Wanderbedingungen in hochkomplexen ökologischen Systemen müssen noch weiter erforscht werden. Der „Modellversuch aufgelöste Rampen“ soll ein weiterer Beitrag zum Verständnis der Funktion technischer Bauwerke als Wanderanlagen sein.

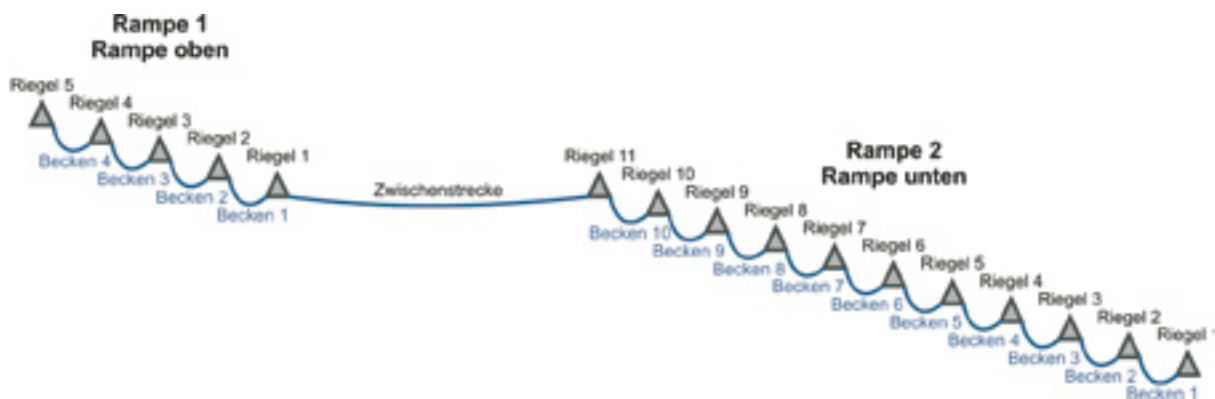
Fischökologie

Freilandmessungen

Stephan Ursula

Im Zuge der Freilanduntersuchungen wurden auch Geschwindigkeitsmessungen in Wanderkorridoren sowie in den Becken der aufgelösten Rampen an Innbach und Leitenbach durchgeführt. Das Ziel war die genaue Erfassung der Fließgeschwindigkeiten in der Natur während charakteristischer Wanderperioden von Äsche und Barbe. Im Speziellen waren dies am Leitenbach die Zeiträume 22.-23.5.2006, 26.-27.7.2006 und 11.-12.4.2007 und am Innbach 2.-3.4.2007. Diese Geschwindigkeitsmessungen dienten als Basis für die Untersuchungen zur Erfassung der hydraulischen Akzeptanz der Leit- und Begleitfische der Äschen- und Barbenregion der ausgewählten Gewässerabschnitte an Leitenbach und Innbach. Daher waren vor allem die Messeinsätze des Jahres 2007 eng koordiniert mit fischökologischen Messungen. **Abb. 201** gibt eine Übersicht über die für alle Auswertungen zu Hydraulik und Fischökologie gewählte Nummerierung der Rampen, Riegel und Becken. Die Nummerierung der Wanderkorridore der einzelnen Riegel erfolgte von links nach rechts in Aufstiegsrichtung der Fische gesehen.

Leitenbach



Innbach

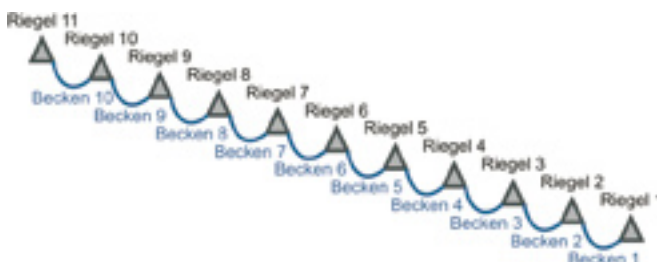


Abb. 201: Riegel- und Beckennummerierung an den Pilotrampen des Leiten- und Innbachs

Eingesetzte Geschwindigkeitsmessgeräte

Zum Einsatz für die Geschwindigkeitsmessungen kamen sowohl das Ultraschallmessgerät Vectrino als auch zwei unterschiedliche hydrometrische Messflügel der Firmen Höntzsch (Typ W 36 / TAD 27) bzw. Ott (Typ C2). Während die Vectrino-Sonde ausschließlich zur Messung der Geschwindigkeit in den Wanderkorridoren verwendet wurde, wurden die beiden hydrometrischen Messflügel sowohl für die Wanderkorridore als auch für die Geschwindigkeitsmessung in den Becken eingesetzt.

Vectrino

Vectrino (**Abb. 202**) ist eine hochauflösende Geschwindigkeitsmesssonde, die die Fließgeschwindigkeit in drei Dimensionen in und quer zur Fließrichtung und in vertikaler Richtung misst. Das Messvolumen des Gerätes ist etwa 5 cm unterhalb der Sonde situiert, weshalb die Geschwindigkeitsmessung auch als ungestörte Messung betrachtet werden

kann. Die Messwerte wurden mit einer Frequenz von 25 Hz gemessen, wodurch auch die Turbulenzstruktur der Strömung erfasst werden kann.



Abb. 202: Vectrino-Sonde zur 3d-Geschwindigkeitsmessung und Stativ

Die Sonde war auf einem eigens für seinen Einsatz konstruierten Stativ montiert, um die Fließgeschwindigkeiten möglichst störungsfrei messen zu können und um ein einfaches Handling zu ermöglichen.

Hydrometrische Messflügel

Aufgrund ihrer vergleichsweise einfacheren Handhabung wurden für die Geschwindigkeitsmessungen in den Becken hydrometrische Messflügel verwendet (**Abb. 203**).

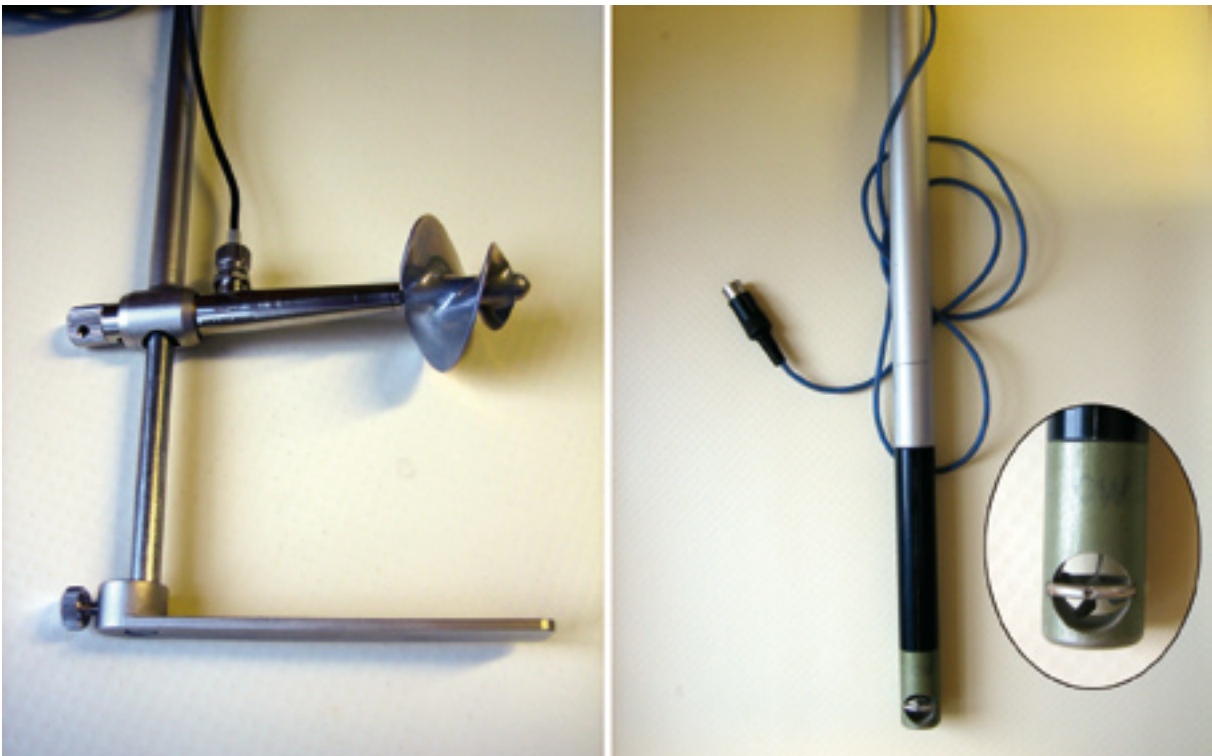
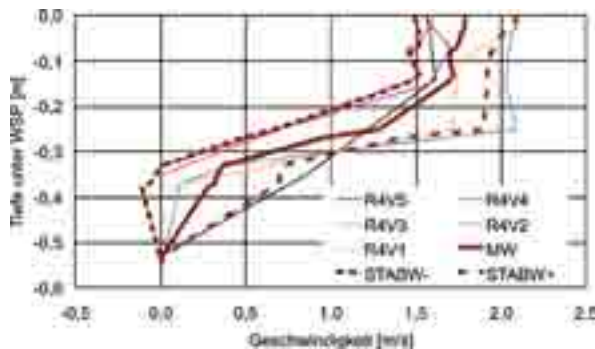


Abb. 203: Eingesetzte hydrometrische Messflügel der Firma Ott (links) und der Firma Höntzsch (rechts)

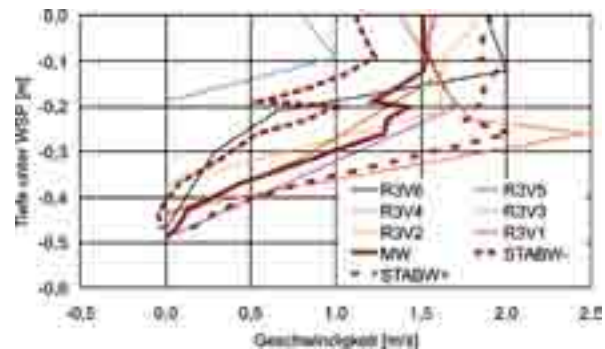
Geschwindigkeitsmessungen in den Wanderkorridoren

Die Geschwindigkeitsmessungen in den Wanderkorridoren dienen der Analyse der Form der Geschwindigkeitsprofile sowie der Größe der Fließgeschwindigkeiten in Abhängigkeit von der Absturzhöhe (**Abb. 204**). Pro Wanderkorridor wurde in einer Lotrechten die Fließgeschwindigkeit in mehreren Punkten gemessen, wobei versucht wurde, jeweils die maximale Geschwindigkeit des Absturzstrahles zu erfassen. Da im Zuge der Freilandmessungen auch die Querschnitte ausgewählter Wanderkorridore vermessen wurden, war es möglich, für unterschiedliche Geschwindigkeitsklassen den jeweiligen Querschnittsanteil zu berechnen (**Abb. 205**). Für diese Analyse fiel die Wahl auf vier Riegel, die durch verschiedene Absturzhöhen ($\Delta h_w = 0,28 / 0,21 / 0,13 / 0,08 \text{ m}$) gekennzeichnet waren.

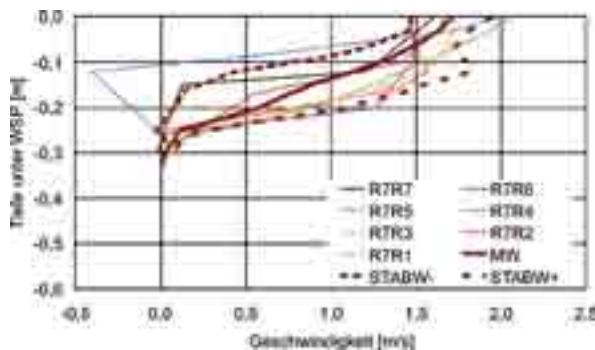
Rampe 1, Riegel 4, $\Delta h_w = 0,28 \text{ m}$



Rampe 1, Riegel 3, $\Delta h_w = 0,21 \text{ m}$



Rampe 2, Riegel 7, $\Delta h_w = 0,13 \text{ m}$



Rampe 2, Riegel 4, $\Delta h_w = 0,08 \text{ m}$

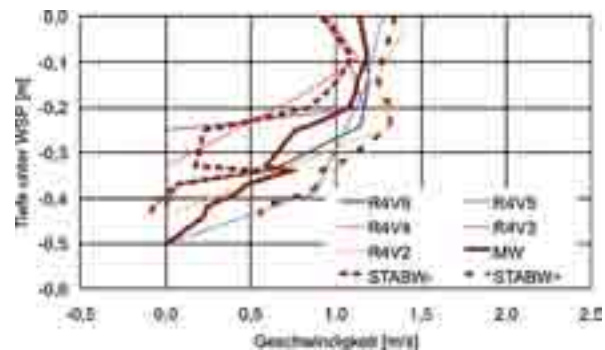


Abb. 204: Darstellung der Fließgeschwindigkeiten in den Wanderkorridoren an vier ausgewählten Riegeln unterschiedlicher Stufenhöhe (Leitenbach)

Abb. 204 zeigt die gemessenen Geschwindigkeitslotrechten in den Wanderkorridoren. Ergänzend wurden für alle Wanderkorridore eines Riegels alle Fließgeschwindigkeiten der gleichen Höhe gemittelt, woraus eine mittlere Geschwindigkeitslotrechte für jede Absturzhöhe samt Standardabweichung resultierte. Wenngleich für die größeren Absturzhöhen die maximalen Fließgeschwindigkeiten auch erheblich waren, so zeigt sich doch die günstige Wirkung des Rückstau-effektes durch das dem jeweiligen Riegel folgende Becken, die zu einer deutlichen Geschwindigkeitsreduktion vor allem im unteren Bereich der Wanderkorridore führte.

In **Abb. 205** wurden die Querschnittsanteile für unterschiedliche Geschwindigkeitsklassen über alle Wanderkorridore des jeweiligen Riegels gemittelt. So ergeben sich charakteristische Linien für Absturzhöhen von 0,08 bis 0,28 m. Während für Absturzhöhen von 0,28 m und 0,21 m kaum Unterschiede zu erkennen sind, sinken die Querschnittsanteile vor allem für hohe Fließgeschwindigkeitsklassen von $v > 1,0 \text{ m/s}$ bei kleineren Absturzhöhen deutlich und betragen lediglich 10-30 % der Querschnittsfläche der Wanderkorridore.

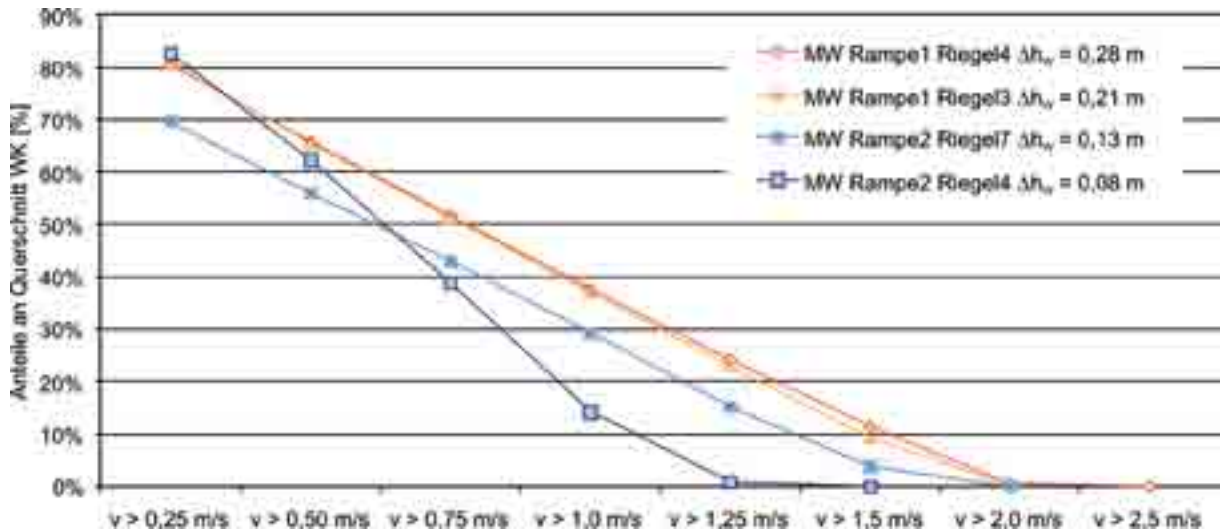
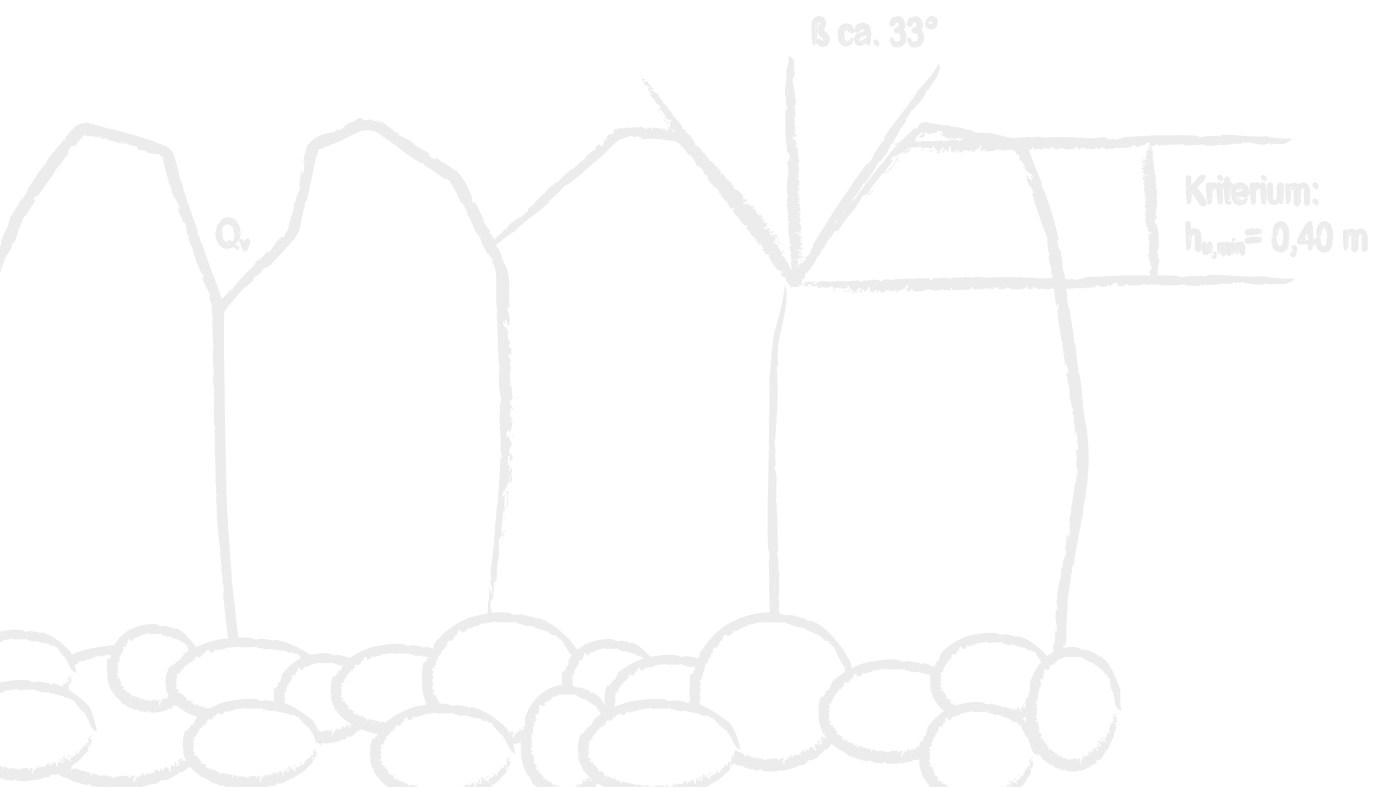


Abb. 205: Querschnittsanteil von Geschwindigkeitsklassen am Gesamtquerschnitt der Wanderkorridore - Mittelbildung jeweils über alle Wanderkorridore eines Riegels (Leitenbach)

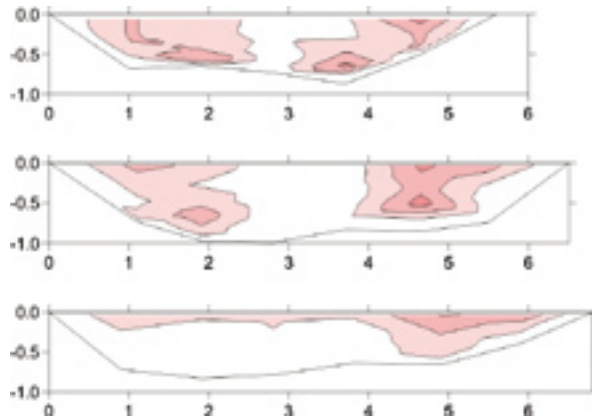
Geschwindigkeitmessungen in den Becken

Da die Becken zwischen den Riegeln einer aufgelösten Rampe den aufsteigenden Fischen als Ruhezone dienen sollen, wurden auch für diese Geschwindigkeitmessungen Becken mit durch unterschiedliche Stufenhöhen bedingten unterschiedlichen Energieeinträgen ausgewählt. Die Stufenhöhen variierten zwischen 0,08 und 0,39 m. Die Ergebnisse werden anhand der Messergebnisse der Messkampagnen im April 2007 an Innbach und Leitenbach exemplarisch dargestellt (Abb. 206 und 207). Für die gemessenen Beckenquerprofile wurden in weiterer Folge Auswertungen für Querschnittsanteile verschiedener Geschwindigkeitsklassen in Abhängigkeit von der Entfernung zum jeweils oberen Riegel durchgeführt (Abb. 208).

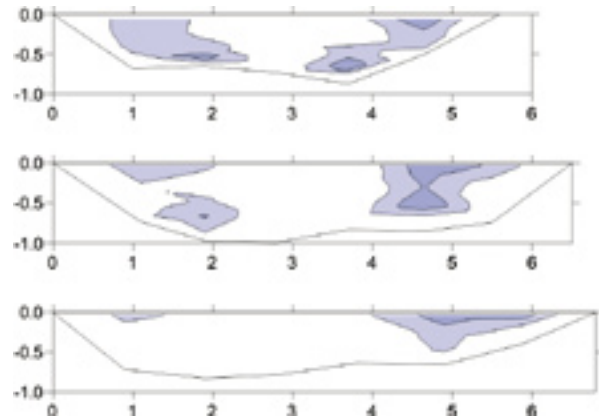


Kriterium:
 $h_{v, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

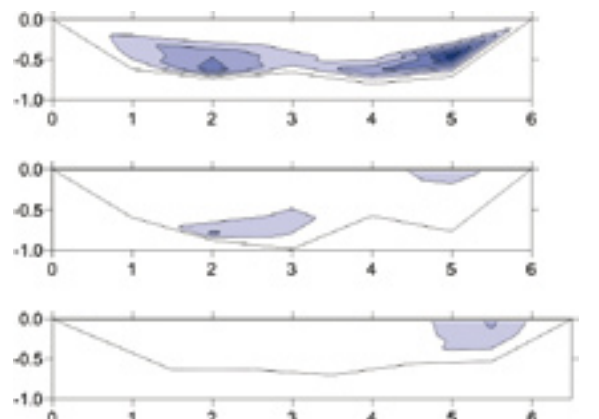
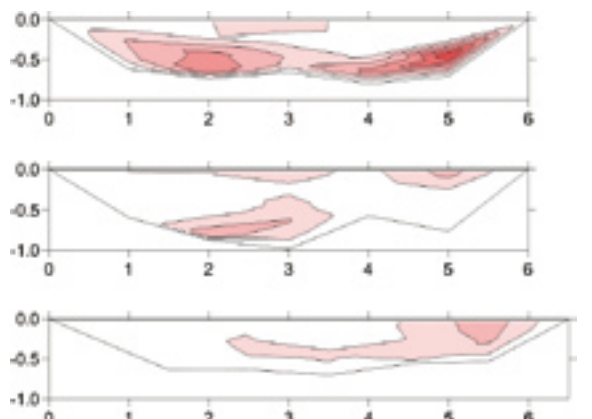
Innbach / Becken 10 / Profil 1-3, $\Delta h_w = 0,39 \text{ m}$



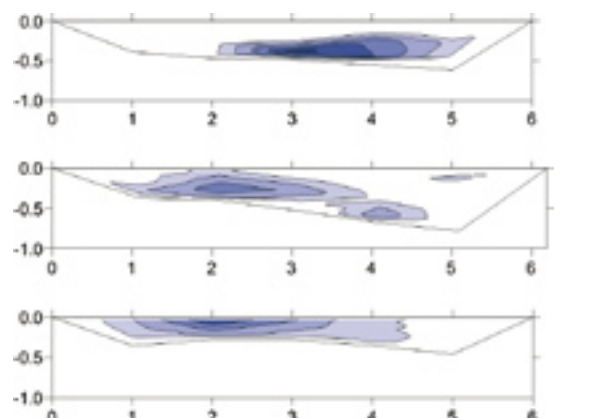
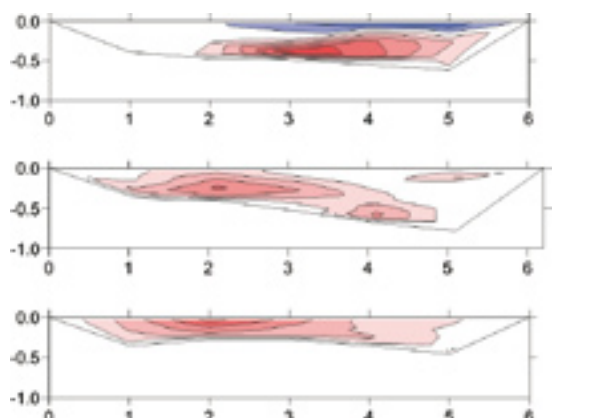
Fließgeschwindigkeiten > 0,30 m/s



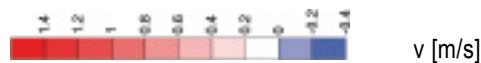
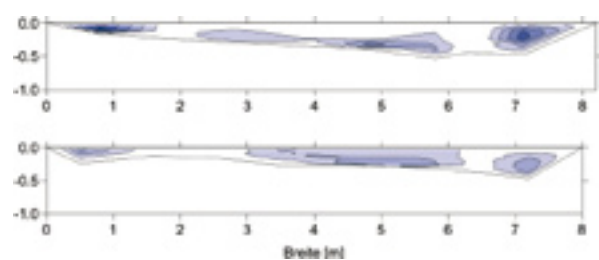
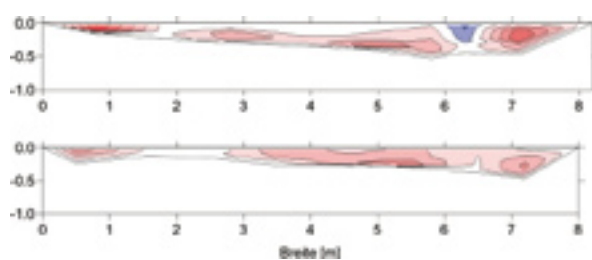
Innbach / Becken 8 / Profil 1-3, $\Delta h_w = 0,28 \text{ m}$



Innbach / Becken 6 / Profil 1-3, $\Delta h_w = 0,20 \text{ m}$



Innbach / Becken 4 / Profil 1-2, $\Delta h_w = 0,10 \text{ m}$



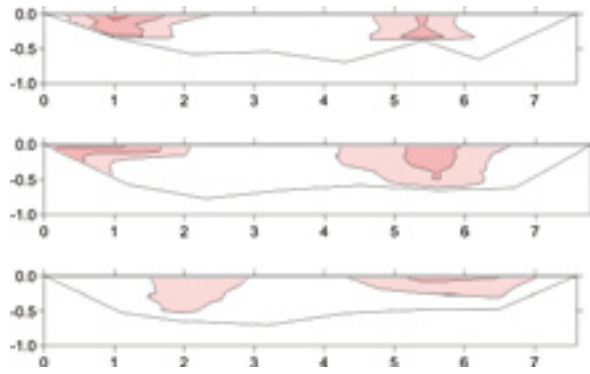
v [m/s]



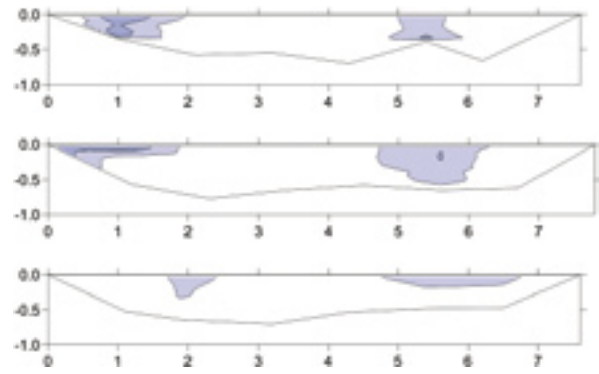
v [m/s]

Abb. 206: Fließgeschwindigkeitsverteilungen in ausgewählten Becken der Rampe am Innbach ($Q \approx 0,6 \text{ m}^3/\text{s}$) sowie Darstellung der Querschnittsanteile für Fließgeschwindigkeiten $v > 0,30 \text{ m/s}$

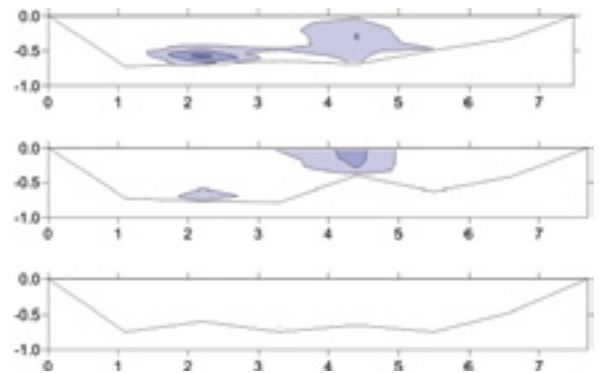
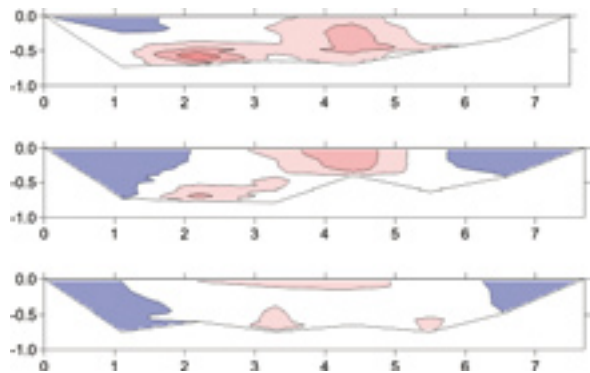
Leitenbach / Rampe 1 / Becken 3 / Profil 1-3, $\Delta h_w = 0,28$ m



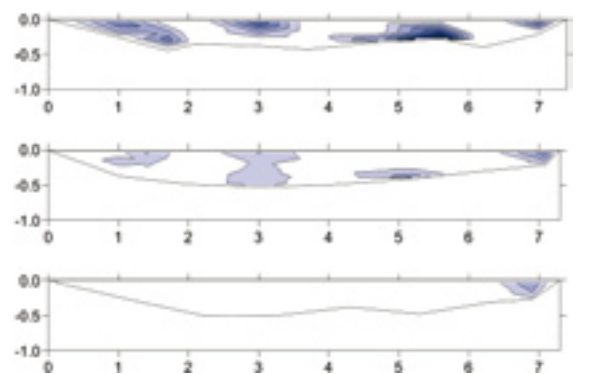
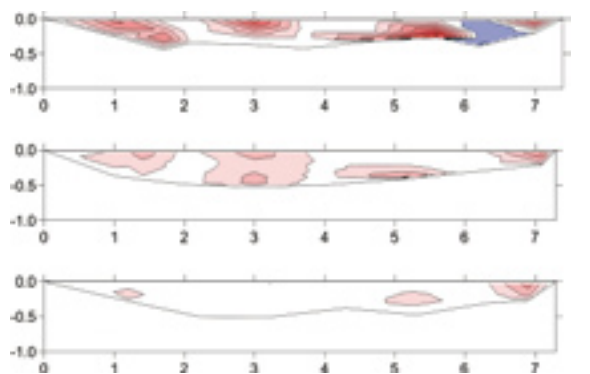
Fließgeschwindigkeiten $> 0,30$ m/s



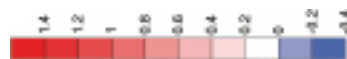
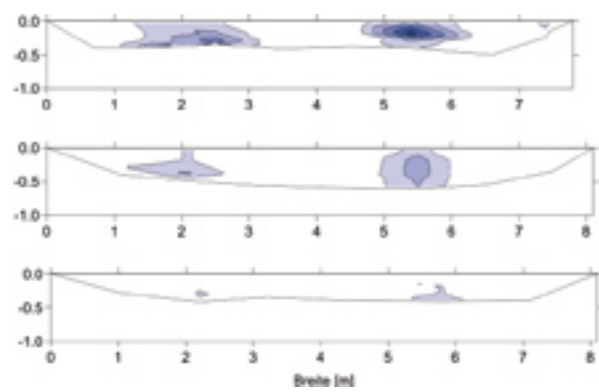
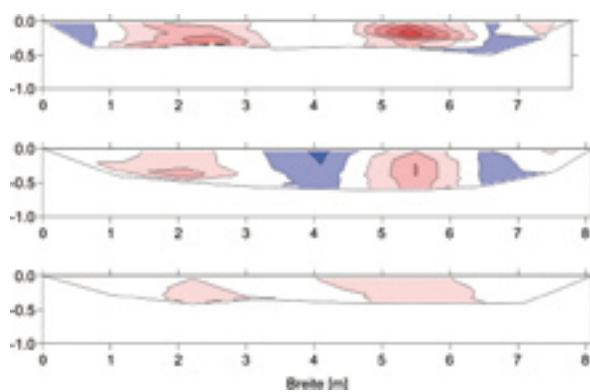
Leitenbach / Rampe 1 / Becken 2 / Profil 1-3, $\Delta h_w = 0,21$ m



Leitenbach / Rampe 2 / Becken 6 / Profil 1-3, $\Delta h_w = 0,13$ m



Leitenbach / Rampe 2 / Becken 3 / Profil 1-3, $\Delta h_w = 0,08$ m



v [m/s]



v [m/s]

Abb. 207: Fließgeschwindigkeitsverteilungen in ausgewählten Becken der Rampen am Leitenbach ($Q \approx 0,5$ m³/s) sowie Darstellung der Querschnittsanteile für Fließgeschwindigkeiten $v > 0,30$ m/s

Kriterium:
 $h_{v, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

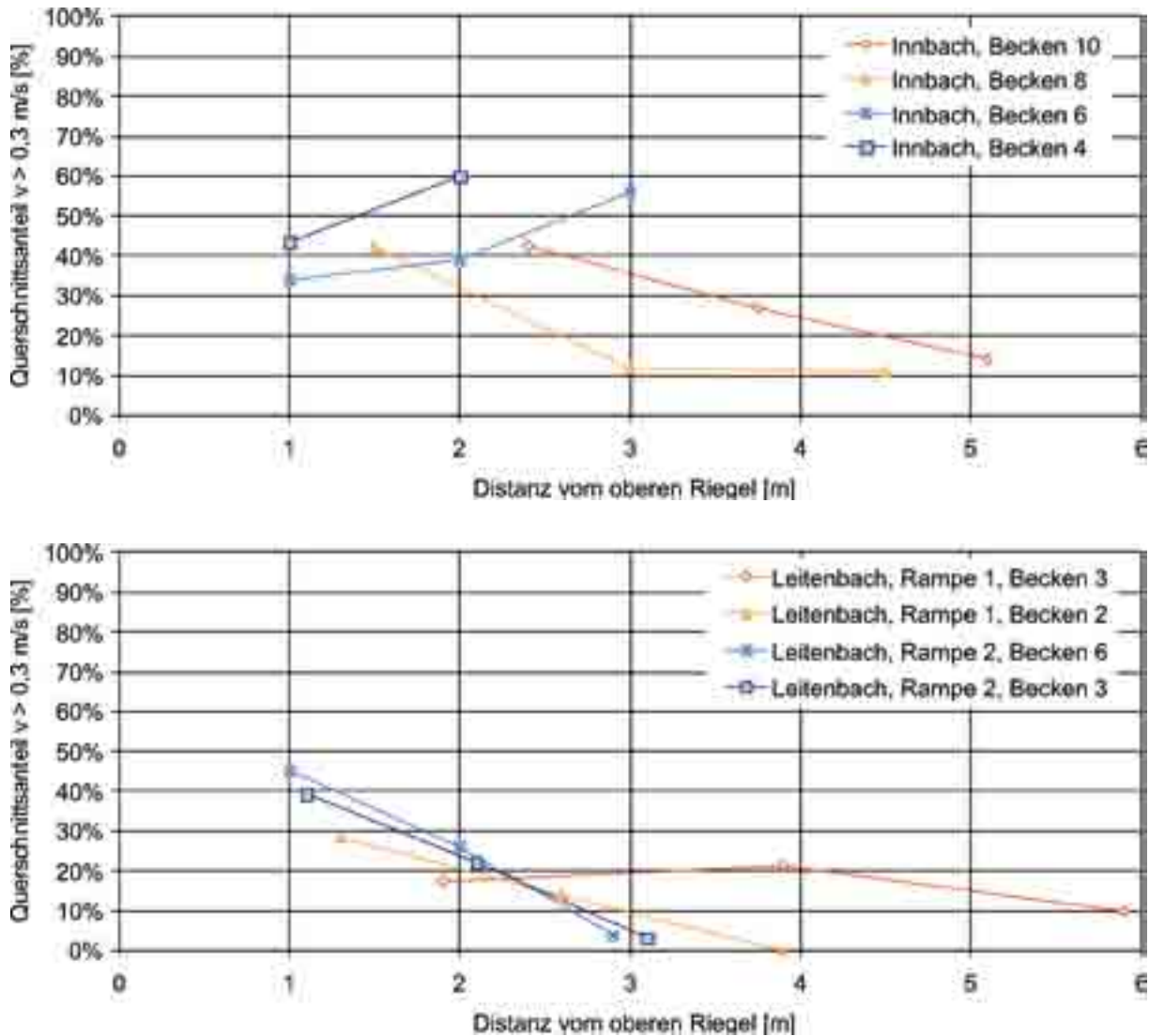


Abb. 208: Querschnittsanteile für Fließgeschwindigkeiten größer $v > 0,30 \text{ m/s}$ in Abhängigkeit von der Distanz vom jeweils oberen Riegel

Die Auswertung der Querschnittsanteile für Fließgeschwindigkeiten größer $v > 0,30 \text{ m/s}$ in den Becken zeigt für die beiden Gewässerabschnitte an Inn- und Leitenbach deutliche Unterschiede. In den Becken der aufgelösten Rampe am Innbach, die mit einem Rampengefälle von 1:20 errichtet worden war, sind die Querschnittsanteile für Fließgeschwindigkeiten $v > 0,30 \text{ m/s}$ generell höher als in den Becken der Leitenbachrampe, die ein Gefälle von lediglich 1:25 bzw. 1:35 aufweist. Das Rampengefälle führt dazu, dass die Beckenvolumina einer steileren Rampe vergleichsweise kleiner sind und dies bewirkt wie im Fall der Innbachrampe sichtlich höhere Fließgeschwindigkeiten in den Becken. Für beide Rampen gilt, dass die Fließgeschwindigkeiten mit zunehmender Distanz vom oberen Riegel abnehmen. Eine Ausnahme bilden die Becken 6 und 4 der Innbachrampe. Die Ursache hierfür liegt in einer durch Materialablagerungen geringen Beckentiefe von lediglich rund 0,5 m sowie in der vergleichsweise kurzen Beckenlänge, die eine Dämpfung der eingetragenen Energie von oberstrom verhindern. Diese Auswertungen belegen daher sehr anschaulich die positive Wirkung großer Beckenvolumina auf den Ruhezoneneigenschaften von Becken aufgelöster Rampen.

$\beta \text{ ca. } 33^\circ$

Kriterium:
 $h_{v, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Anhang

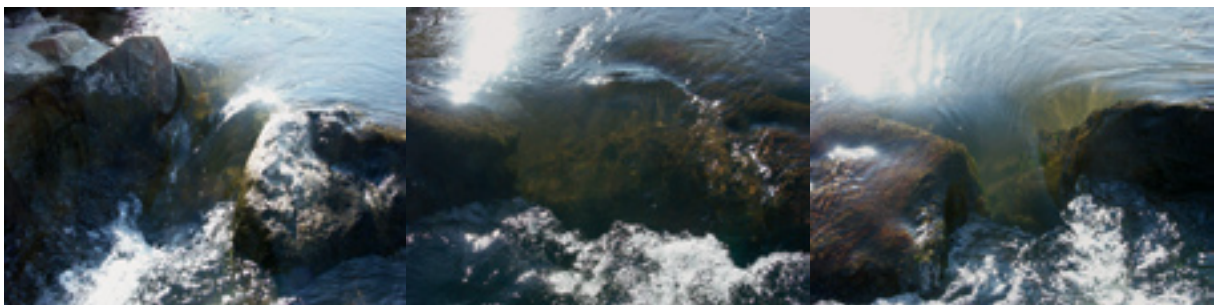
Fotodokumentation der Geschwindigkeitsmessungen in den Wanderkorridoren am Leitenbach



Abb. 210 a: Rampe 1, Riegel 4



Abb. 210 b: Rampe 1, Riegel 3



Kriterium:
 $h_{v, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 210 c: Rampe 2, Riegel 7



Abb. 210 d: Rampe 2, Riegel 4

$\beta \text{ ca. } 33^\circ$

Kriterium:
 $h_{v, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Fotodokumentation der Geschwindigkeitsmessungen in den Becken an Inn- und Leitenbach



Abb. 211: Innbach, Becken 10, Profil 1



Abb. 212: Innbach, Becken 10, Profil 2



Abb. 213: Innbach, Becken 10, Profil 3



Abb. 214: Innbach, Becken 8, Profil 1



Abb. 215: Innbach, Becken 8, Profil 2



Abb. 216: Innbach, Becken 8, Profil 3

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 217: Innbach, Becken 6, Profil 1



Abb. 218: Innbach, Becken 6, Profil 2



Abb. 219: Innbach, Becken 6, Profil 3



Abb. 220: Innbach, Becken 4, Profil 1



Abb. 221: Innbach, Becken 4, Profil 2





Abb. 222: Leitenbach, Rampe 1, Becken 3, Profil 1



Abb. 223: Leitenbach, Rampe 1, Becken 3, Profil 2



Abb. 224: Leitenbach, Rampe 1, Becken 3, Profil 3



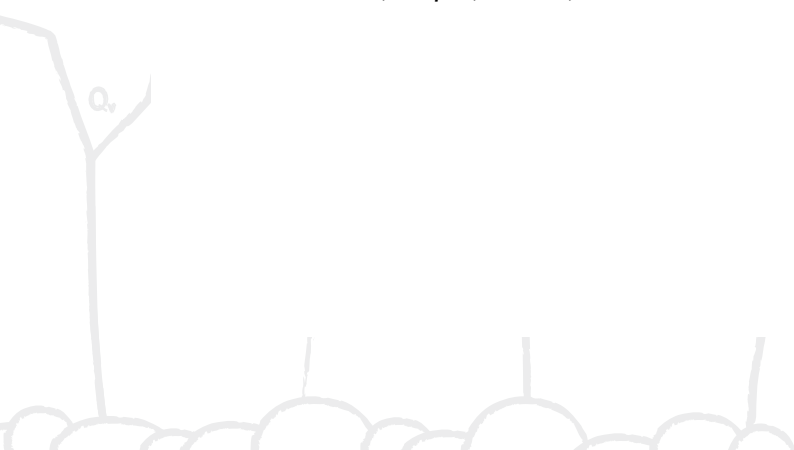
Abb. 225: Leitenbach, Rampe 1, Becken 2, Profil 1



Abb. 226: Leitenbach, Rampe 1, Becken 2, Profil 2



Abb. 227: Leitenbach, Rampe 1, Becken 2, Profil 3



Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 228: Leitenbach, Rampe 2, Becken 6, Profil 1



Abb. 229: Leitenbach, Rampe 2, Becken 6, Profil 2



Abb. 230: Leitenbach, Rampe 2, Becken 6, Profil 3



Abb. 231: Leitenbach, Rampe 2, Becken 3, Profil 1



Abb. 232: Leitenbach, Rampe 2, Becken 3, Profil 2



Abb. 233: Leitenbach, Rampe 2, Becken 3, Profil 3

Material und Methoden

Haunschmid Reinhard, Petz-Glechner Regina, Petz Wolfgang

Elektrobefischung

Um Aussagen über die Zusammensetzung der Ichthyozönose zu erhalten und um eine Bewertung des fischökologischen Zustandes gemäß Wasserrahmenrichtlinie zu ermöglichen, wurden Fischbestandsaufnahmen durchgeführt. Dabei wurde im Innbach je ein Abschnitt oberhalb und unterhalb des Querbauwerkes bzw. nach erfolgtem Rückbau oberhalb der Rampe befischt. Das Untersuchungsgebiet am Leitenbach wurde auf die Aschach (Mündungsbereich des Leitenbaches) ausgedehnt. Außerdem wurde ein Abschnitt am Sandbach, einem unterhalb des Leitenbaches ebenfalls orografisch rechts in die Aschach mündenden Zubringers, befischt, der im untersten Abschnitt über eine Rampe in die Aschach mündet.

Die Fischbestandsaufnahmen erfolgten mittels Elektrofischerei nach *CEN 14011 (2003)* und *BMLFUW (2009)*. Die Befischungen erfolgten im Leitenbach und Innbach wadend (**Abb. 234**), an der Aschach kam zusätzlich ein Boot zu Einsatz. Bei den Watbefischungen wurden 2,2-kW-Gleichstromaggregate mit 300/600V Gleichstrom der Firma Grassl verwendet, am Boot ein 13-kW-Aggregat. Die Befischungsstrecken wurden zweimal über die gesamte Bettbreite befischt, wobei die gefangenen Fische getrennt nach Durchgängen gehältert wurden. Die mehrmalige Befischung einer definierten Strecke mit derselben Intensität erlaubt die Berechnung des Gesamtfischbestandes. Aufgrund der von Fang zu Fang abnehmenden Fischzahl kann durch eine Regression der Bestand ermittelt werden. Diese Berechnung ist nur bei großem Stichprobenumfang möglich. Fischarten, die nur vereinzelt gefangen werden, können daher nur qualitativ erfasst werden.

Zusätzlich zu den quantitativ befischten Abschnitten wurden an verschiedenen Terminen auch qualitative Befischungen durchgeführt, die weitere Aussagen über das Artenspektrum der Gewässer erlauben.



Abb. 234: Fischbestandsaufnahme mittels Elektrofischerei

Die Fische wurden bestimmt, vermessen und gewogen. Dazu wurden sie mit dem Betäubungsmittel MS 222 kurz betäubt. Die Altersstruktur der Population wurde durch Längen-Frequenz-Diagramme dargestellt (Petersen-Methode).

Fischökologische Bewertung

Die Bewertung des fischökologischen Zustandes basiert auf dem FIA (Fish-Index-Austria) (HAUNSCHMID *et al.* 2006). Das Bewertungsschema geht auf die nach der Wasserrahmenrichtlinie erforderliche Beurteilung der Zusammensetzung, Abundanz, Biomasse und Altersstruktur der typspezifischen Fischarten ein. Das Vorhandensein (oder Fehlen) von Leit- und typischen Begleitarten wird dabei stärker gewichtet als das der seltenen Begleitarten. Die Altersstruktur wird anhand des Populationsaufbaus (Längen-Frequenz-Diagramme) der wichtigsten Fischarten beurteilt. Die Bewertung basiert auf folgenden Parametern:

Bestandsdaten

Da für die Anzahl der Fische und die Biomasse in einem Gewässer nur schwer ein Referenzzustand ermittelt werden kann, werden diese Daten nicht bewertet, außer sie erreichen eine Untergrenze. Die Biomasse wirkt dann als „k.o.-Kriterium“. Werte zwischen 25 und 50 kg/ha entsprechen Zustandsklasse 4, eine Biomasse unter 25 kg/ha führt automatisch zur Einstufung 5.

Arten

Leitarten sind die Fischarten, die zwingend vorkommen und die Ichthyozönose dominieren. Das Fehlen einer Leitart deutet bereits auf eine erhebliche ökologische Störung hin. Typische Begleitfischarten sind Fischarten, die daneben häufig vorkommen, aber nicht zwingend vorkommen müssen bzw. nicht dominant sind. Seltene Begleitarten kommen in geringer Dichte vor und sind daher auch schwer nachweisbar.

Jede Fischart stellt artspezifische Ansprüche an ihren Lebensraum (z.B. bezüglich Laichsubstrat, Strömung etc.). Fischarten mit gleichen Ansprüchen werden zu sogenannten ökologischen Gilden zusammengefasst. Bei der Bewertung werden die Strömungspräferenz und die Laichgilden im Hinblick darauf beurteilt, ob im Vergleich zum Leitbild ökologische Gilden fehlen. Die Zuordnung der Gilden erfolgt nach SCHMUTZ *et al.* (2000) und JUNGWIRTH *et al.* (2003).

Dominanz

Die Beurteilung der Dominanzstruktur basiert auf dem Fischregionsindex nach SCHMUTZ *et al.* (2000). Dabei wird überprüft, ob sich der Fischregionsindex, in den auch die Häufigkeit der Arten einfließt, gegenüber dem Leitbild verschoben hat. Im Metarhithral liegt der Wert des Leitbildes beim Fischregionsindex bei 4, im Hyporhithral bei 5. Ist die Abweichung vom Leitbild zu groß, wird der Fischregionsindex zum k.o.-Kriterium und bestimmt die Bewertung, auch wenn die anderen Parameter eine bessere Bewertung ergeben würden.

Populationsstruktur

In die Bewertung der Populationsstruktur fließen Leitarten und typische Begleitarten ein. Seltene Arten bleiben unberücksichtigt. Die Längen-Frequenz-Diagramme werden in Hinblick auf den Populationsaufbau nach einer fünf-stufigen Skala beurteilt.

Hauptreuse

Zur Ermittlung des Wandervermögens der Fischartengemeinschaft wurde eine Hauptreuse sowohl am Leitenbach wie auch am Innbach jeweils am Rampenkopf eingebracht. Damit die Fische auch tatsächlich in der Hauptreuse zu fangen waren, wurde als Leiteinrichtung ein Rechen über die gesamte Flussbreite im leicht stumpfen Winkel zur Uferlinie gesetzt (**Abb. 235**). Unterhalb der MQ-Linie wurden die Rechenstäbe mit feinmaschigem Netz bespannt, damit auch die kleinen Fische beim Aufwärtswandern in den Reusenkorpus fanden.

Der Reuseneingang bildet eine Kehlform, für bodenorientierte Fischarten wurde ein Schlitz für das senkrechte Abtauchen in den Reusenkorpus gemacht, der sich vor dem kehlförmigen Eingang befand und so diese Fischarten bestens erfasste.

Die Reuse am Leitenbach wurde 2006 und 2007 zwischen der 14 und 24. Kalenderwoche fängig gestellt, am Innbach in den Jahren 2006 und 2007 im Herbst bzw. Frühjahr.

Die Reuse wurde täglich entleert, Fischart, Länge und Gewicht protokolliert. Anschließend wurden die Fische oberhalb der Rampe wieder ausgesetzt.



Abb. 235: Hauptreuse und Leitrechen im Leitenbach

Kastenreuse zur Ermittlung des Zusammenhanges Fließgeschwindigkeit und Wandervermögen

Die hier angewendeten Kastenreusen bestehen aus einem Holzrahmen mit feinmaschiger Netzbespannung, die auf einer Quaderseite offen sind. An dieser offenen Seite wurde am Rahmen eine Planktonnetzschürze montiert (**Abb. 236**). Die Kastenreusen wurden an die V-förmigen Wanderkorridore an ausgewählten Riegeln flussab so angelegt, dass das Planktonnetz ein seitliches Vorbeikommen der Fische unmöglich macht. In die Kastenreusen am Leitenbach wurden Gründlinge, Schneider, Bachforellen und Bachschmerlen, in jenen am Innbach Äschen (zwei Längensklassen), Bachforelle und Koppe eingebracht.

Dabei lag die Anzahl pro Art und Experiment bei 20 Stück mit 3 Wiederholungen. In einem Pilotversuch wurde anfänglich die zeitliche Entwicklung der Aufwärtswanderung über 2 Stunden beobachtet. Bereits 15 Minuten nach Untersuchungsbeginn war keine Wanderung mehr feststellbar. Alle weiterführenden Experimente wurden jeweils nach 15 Minuten beendet und die Anzahl der verbliebenen Fische in der Reuse ermittelt. Folgend wurde ein Zusammenhang des Wandervermögens mit der mittleren Fließgeschwindigkeit (bei Vorhandensein der Planktonschürze) getestet.



Abb. 235: Kastenreuse mit Planktonnetzschürze am Wanderkorridor

Floating tags

Zur Überprüfung der freien Wahl des Wanderkorridors durch ein Fischindividuum wurden so genannte „floating tags“ eingesetzt, die aus einer Aluminiumklammer, einem feinen Faden und dem Schwimmkörper bestehen. Die Aluminiumklammer wurde den Fischen am ersten Rückenflossenstrahl angebracht, anschließend wurden die Fische ausgesetzt und die Schwimmkörperbewegung beobachtet. Bei Durchwanderung der Korridore erfolgte die Protokollierung und spätere Verknüpfung mit abiotischen Daten (Tiefe, Fließgeschwindigkeit). Am Ende des Experiments wurden die Fische gefangen und die Klammern entfernt. Neben Äschen und Barben war eine erfolgreiche Durchführung der Experimente auch mit Nasen möglich, eingeschränkt mit Bachforelle, keine Wanderung wurde bei Kleinfischarten wie Schneider festgestellt.

Markierung

Die in den Rampen gefangenen Fische wurden mittels Elastomer-Markierung (kleinere Individuen) bzw. Farbmarkierung (Alcianblau mittels Panjet; größere Individuen) markiert. Dabei wurden je nach Fangort und Befischungstermin unterschiedliche Farben bzw. Codes verwendet.



Abb. 236: Floating tag Versuch mit adulten Äschen

Leitenbach

Haunschmid Reinhard

Leitbild

Die Aschach und der Leitenbach im Untersuchungsbereich zählen zum „Epipotamal Mittel“ in der Fischbioregion Bayrisch-Österreiches Alpenvorland und Flysch. Darin enthalten sind 28 Fischarten, von denen vier Leitarten, 9 typische Begleitarten und 15 seltene Begleitarten sind (**Tab.1**).

| | | |
|-----------------------------|------------------------------------|---------------------|
| Aalrutte | <i>Lota lota</i> | typische Begleitart |
| Aitel | <i>Squalius cephalus</i> | Leitart |
| Äsche | <i>Thymallus thymallus</i> | typische Begleitart |
| Bachforelle | <i>Salmo trutta fario</i> | typische Begleitart |
| Bachschmerle | <i>Barbatula barbatula</i> | typische Begleitart |
| Barbe | <i>Barbus barbus</i> | Leitart |
| Bitterling | <i>Rhodeus amarus</i> | seltene Begleitart |
| Elritze | <i>Phoxinus phoxinus</i> | seltene Begleitart |
| Flussbarsch | <i>Perca fluviatilis</i> | typische Begleitart |
| Goldsteinbeißer | <i>Sabanejewia balcanica</i> | seltene Begleitart |
| Gründling | <i>Gobio gobio</i> | typische Begleitart |
| Hasel | <i>Leuciscus leuciscus</i> | typische Begleitart |
| Hecht | <i>Esox lucius</i> | seltene Begleitart |
| Huchen | <i>Hucho hucho</i> | seltene Begleitart |
| Koppe | <i>Cottus gobio</i> | typische Begleitart |
| Laube | <i>Alburnus alburnus</i> | typische Begleitart |
| Moderlieschen | <i>Leucaspius delineatus</i> | seltene Begleitart |
| Nase | <i>Chondrostoma nasus</i> | Leitart |
| Neunauge | <i>Lampetra planeri</i> | seltene Begleitart |
| Rotaug | <i>Rutilus rutilus</i> | seltene Begleitart |
| Rotfeder | <i>Scardinius erythrophthalmus</i> | seltene Begleitart |
| Rußnase | <i>Vimba vimba</i> | seltene Begleitart |
| Schied | <i>Aspius aspius</i> | seltene Begleitart |
| Schneider | <i>Alburnoides bipunctatus</i> | Leitart |
| Steinbeißer | <i>Cobitis elongatoides</i> | seltene Begleitart |
| Strömer | <i>Telestes souffia</i> | seltene Begleitart |
| Weißflossengründling | <i>Romanogobio vladykovi</i> | seltene Begleitart |
| Zingel | <i>Zingel zingel</i> | seltene Begleitart |

Tab. 1: Leitbild Epipotamal mittel im Bayrisch-Österreichischen Alpenvorland und Flysch

Kriterium:
 $h_{\text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Bestandserhebung

Eine Bestandserhebung vor dem Umbau zur aufgelösten Rampe erbrachte in der Aschach im September 2005 13 Fischarten (**Abb. 237-239**), im April 2005 im Leitenbach oberhalb des bestehenden Hindernisses 10 Arten. 5 Monate nach der Installation der aufgelösten Rampe wurden 11 Fischarten oberhalb gefangen, wobei sich die Steigerung der Arten für die seltenen Begleitarten formulierte. Im Juni 2006 wurden zwölf Arten nachgewiesen, mit vier Leitarten und sieben typischen Begleitarten.

Etwa ein Jahr später wurden ebenfalls 12 Fischarten gefangen, wobei eine Leitart (Nase) seltener vorkam (**Abb. 240**). Gesamt konnten nach Errichtung der aufgelösten Rampe 14 Fischarten, die im Leitbild angeführt sind, nachgewiesen werden.



Abb. 237: Befischung am 2. 9. 2005



Abb. 238: Nase, 2. 9. 2005

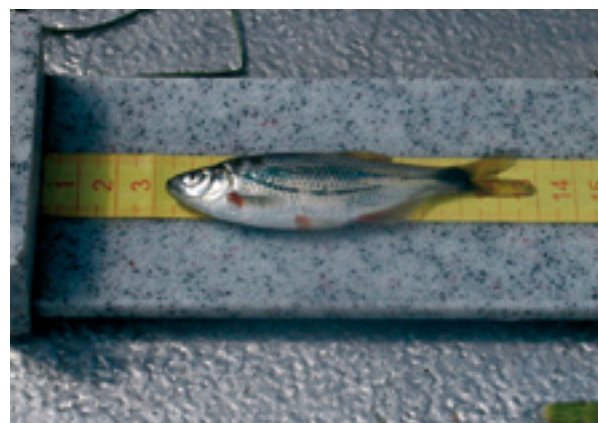


Abb. 239: Schneider

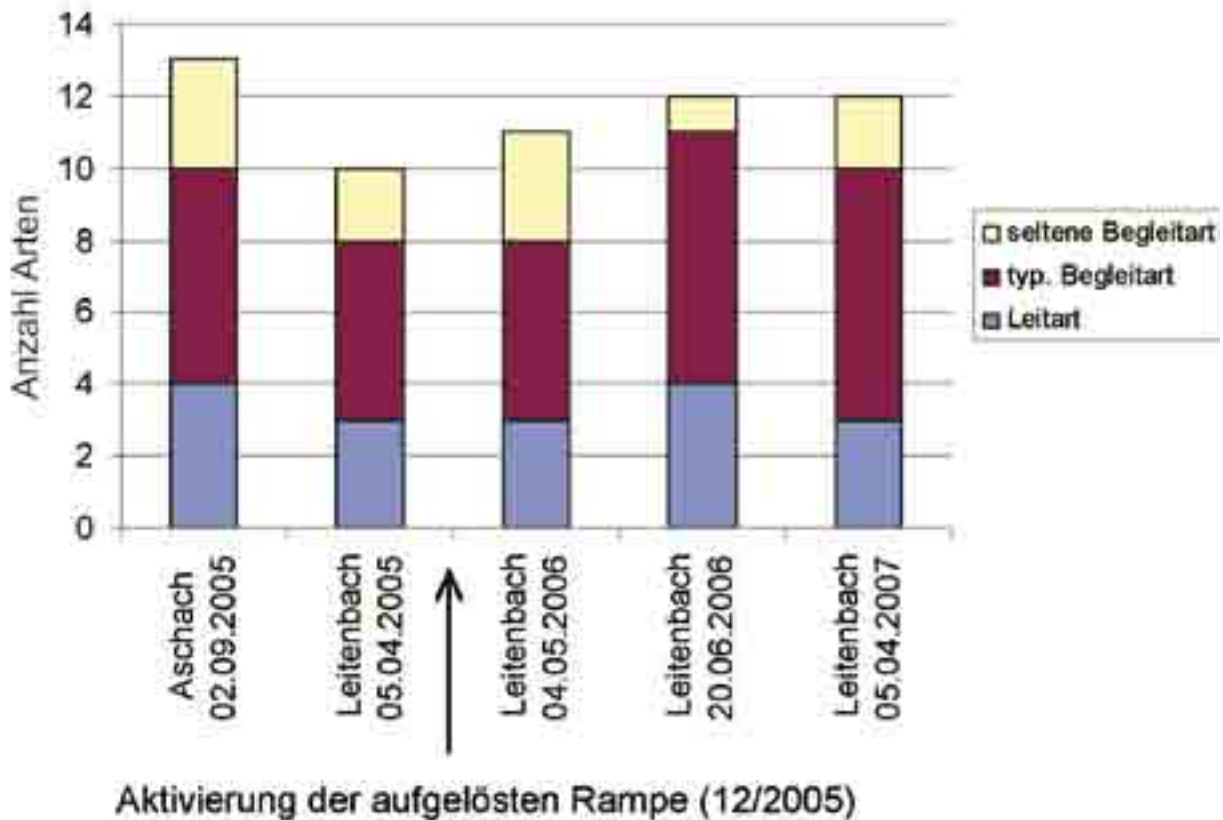


Abb. 240: Entwicklung des Artenvorkommens vor und nach Errichtung der aufgelösten Rampe

Abundanz und Biomasse

Die Abundanzen sowie die Biomassen unterschieden sich zwischen den Arten zum Teil stark. Während der Gründling und die Bachschmerle an zwei Terminen mit über 2000 Stück/ha auftraten, fehlten andere Arten an einigen Beprobungsterminen (**Tab. 2**). Sowohl bei der Abundanz als auch bei der Biomasse kam es bei sechs Arten zur Zunahme zwischen dem Jahr 2005 und 2007 sowie bei sechs Arten zur Abnahme. Die Veränderung ergab ein heterogenes Bild zwischen den Befischungsterminen. In der Aschach zeigte sich am 2.9.2005 im Gegensatz zum Leitenbach ein hoher Nasenanteil sowie hinsichtlich Abundanz als auch Biomasse. Die Gesamtbiomasse in der Aschach mit 720kg/ha überstieg jene am Leitenbach (ca. 40 - ca. 241 kg/ha) stark (**Tab. 3**). Der relative Anteil der Arten unterschied sich zwischen Aschach und Leitenbach oberhalb des Querhindernisses stärker (106 %) stärker als nach Errichtung der aufgelösten Rampe. Im Frühjahr und Sommer ergab sich ein prozentualer Unterschied von 99 % und im Frühjahr 2007 von 90 %. Mittels Spearman'schem Korrelationskoeffizient konnte nachgewiesen werden, dass die Abundanzen der Arten zwischen den Terminen am Leitenbach stets signifikant ($p < 0,05$ und $p < 0,01$) korrelierten. Sehr schwach signifikant war die Korrelation zwischen den Abundanzen 5.4.2005 und 5.4.2007 am Leitenbach. Zugleich, obwohl keine signifikante Korrelation zwischen den Abundanzen an der Aschach und allen Terminen am Leitenbach ($p > 0,05$) festzustellen war, nahm aber der Spearman'sche Korrelationskoeffizient zu den Abundanzen am Leitenbach zeitlich zu (0,35-0,45). Dies legt den Schluss nahe, dass durch die Errichtung der aufgelösten Rampe eine Annäherung zwischen der Abundanzsituation am Leitenbach und der Aschach stattfand.



Abb. 241: Barbe

Kriterium:
 $h_{\text{min}} = 0,40 \text{ m}$

| | Aschach 2.9.2005 | Leitenbach 5.4.2005 | Leitenbach 4.5.2006 | Leitenbach 20.6.2006 | Leitenbach 5.4.2007 |
|--------------|---------------------|------------------------|------------------------|-------------------------|------------------------|
| Aalrutte | 7,7 | | 9 | 11,1 | 11,1 |
| Aitel | 1880,7 | 208,3 | 387,8 | 155,6 | 122,2 |
| Bachforelle | 92,3 | 41,7 | 249,1 | 277,8 | 211,1 |
| Bachschmerle | 1201,9 | 6293,3 | 1494 | 2477,8 | 788,9 |
| Barbe | 515,9 | | 98,6 | 11,1 | 22,2 |
| Bitterling | 375 | 208,3 | 17,9 | | |
| Elritze | 7,7 | 20,8 | 68,1 | 133,3 | 55,6 |
| Gründling | 1846,2 | 2314,8 | 1245,1 | 733,3 | 1066,7 |
| Hasel | 219 | | | 44,4 | 66,7 |
| Koppe | | 213,3 | 17,9 | 33,3 | 33,3 |
| Laube | 509,6 | 20,8 | | 11,1 | 22,2 |
| Nase | 1855,8 | 20,8 | | 177,8 | |
| Rotauge | 851 | | 44,8 | | 66,7 |
| Schneider | 2958,4 | 1960 | 1173,8 | 788,9 | 611,1 |
| Summe | 509,6 | | 9 | 11,1 | 11,1 |

Tab. 2: Anzahl (Stück/ha) in der Aschach und im Leitenbach

| | Aschach 2.9.2005 | Leitenbach 5.4.2005 | Leitenbach 4.5.2006 | Leitenbach 20.6.2006 | Leitenbach 5.4.2007 |
|--------------|---------------------|------------------------|------------------------|-------------------------|------------------------|
| Aalrutte | 0,2 | | 1,0 | 0,0 | 3,0 |
| Aitel | 183,8 | 3,9 | 27,7 | 4,1 | 3,8 |
| Bachforelle | 15,5 | 2,1 | 18,0 | 24,0 | 17,4 |
| Bachschmerle | 2,4 | 25,3 | 6,2 | 8,4 | 2,7 |
| Barbe | 214,1 | | 106,1 | 11,6 | 0,3 |
| Bitterling | 0,4 | 0,5 | 0,0 | | |
| Elritze | 0,0 | 0,1 | 0,2 | 0,3 | 0,1 |
| Gründling | 9,9 | 17,3 | 9,2 | 8,9 | 6,4 |
| Hasel | 16,6 | | | 0,4 | 1,4 |
| Koppe | | 1,5 | 0,4 | 0,5 | 0,1 |
| Laube | 3,6 | 0,1 | | 0,1 | 0,2 |
| Nase | 257,3 | 0,0 | | 176,3 | |
| Rotauge | 12,3 | | 0,5 | | 0,5 |
| Schneider | 4,7 | 11,9 | 9,1 | 6,1 | 3,9 |
| Summe | 720,9 | 62,7 | 178,4 | 240,8 | 39,7 |

Tab. 3: Biomasse (kg/ha) in der Aschach und im Leitenbach

Altersstruktur

Beim Vergleich der Altersstruktur zeigte sich bei den meisten Arten eine Verbesserung von 2005 auf 2007. Dieser Unterschied konnte als statistisch signifikant identifiziert werden (Wilcoxon; $p < 0.027$). Der Populationszustand der Nase verschlechterte sich von 2005 auf 2007 um eine Stufe (**Abb. 242**).

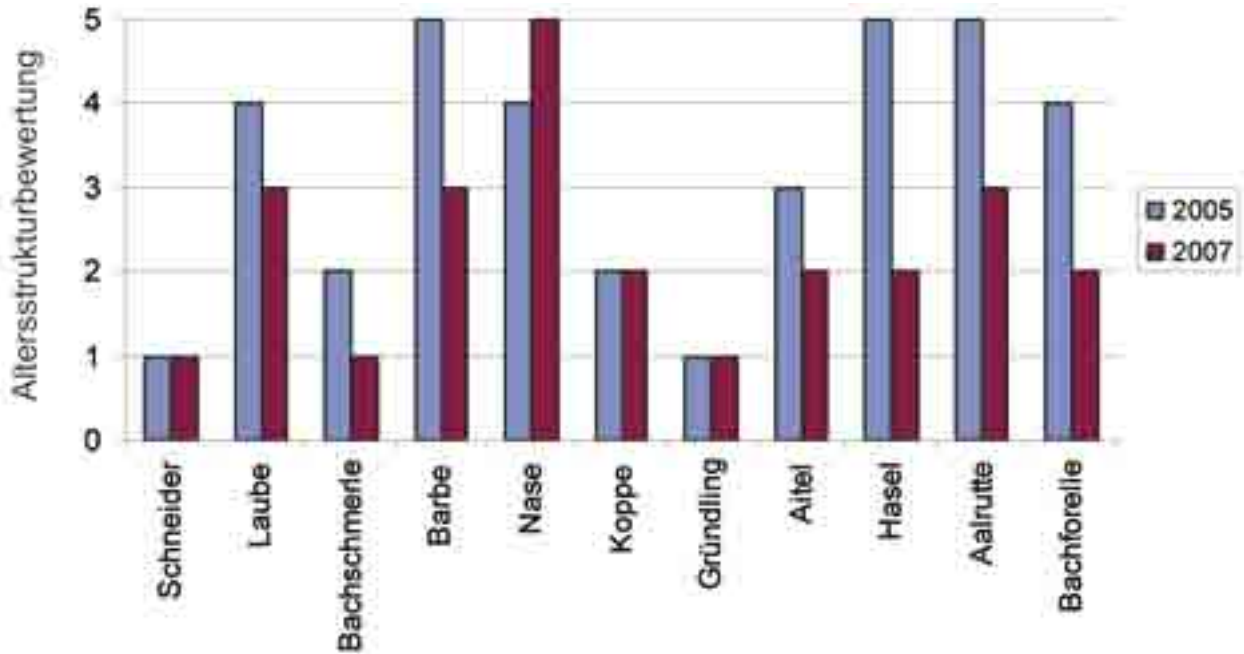


Abb. 242: Altersstrukturbewertung der typischen Leitarten und Begleitarten am Leitenbach im Jahr 2005 und 2007. (signifikanter Unterschied – Wilcoxon Test, $p=0.027$)

Bei Betrachtung des FIA (Fisch-Index-Austria) ergab sich für den Fischbestand oberhalb des ehemals unüberwindbaren Hindernisses von April 2005 bis April 2007 eine Verbesserung des ökologischen Zustandes. Dies erfolgte, wenn auch nur knapp, um eine ganze Klasse. Diese Veränderung ging einerseits sowohl mit Zunahme der Artenzahl als auch der Verbesserung der Altersstruktur – gesamt betrachtet einher.

Nach etwas mehr als einem Jahr war die größte Verbesserung des FIA bei 0,54 gelegen, dies ergibt eine Veränderung von 0,037/Monat. Weiters ergab sich ein inverser linearer Zusammenhang ($R^2=0,56$; ANOVA $p < 0.05$) zwischen FIA und der Beobachtungsperiode (**Abb. 243**).

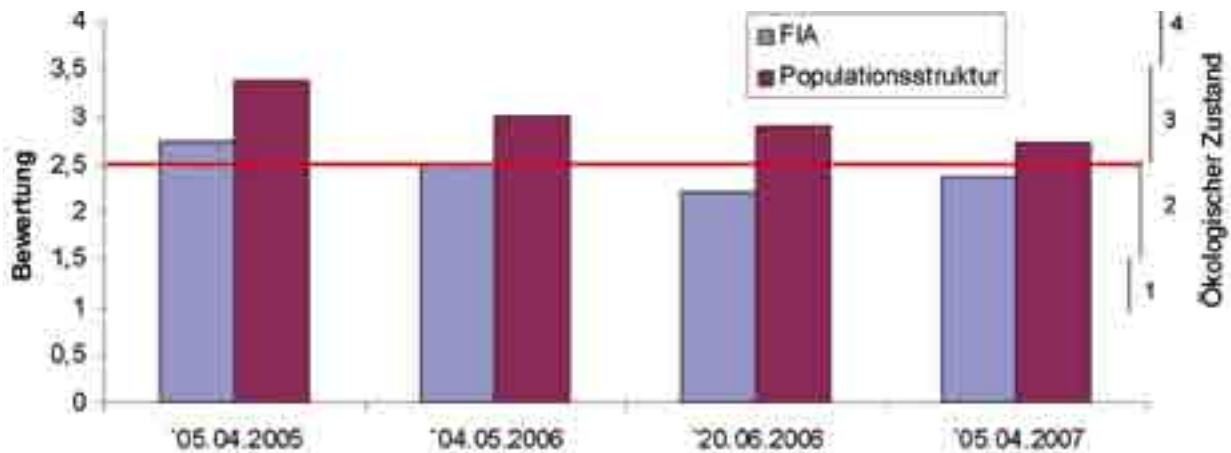


Abb. 243: FIA und Bewertung der Populationsstruktur am Leitenbach

Rampenbefischungen

Markierung+Becken

An fünf Terminen wurden die Becken in der aufgelösten Doppelrampe befishcht (**Abb. 244-247**). Gesamt konnten dabei 16 autochthone Arten nachgewiesen werden. Die Artenverteilung zwischen den Becken war heterogen, wobei im Zwischenrampenbereich die signifikant höchste Anzahl an Arten nachzuweisen war (**Abb. 248**). Weitere signifikante Unterschiede sind in (**Abb. 249**) dargestellt.



Abb. 244: Rampenbefischung 5. 4. 2007



Abb. 245: Befischung im Becken 5. 4. 2007



Abb. 246: Befischung Rampenkronne



Abb. 247: Befischung Zwischenstrecke

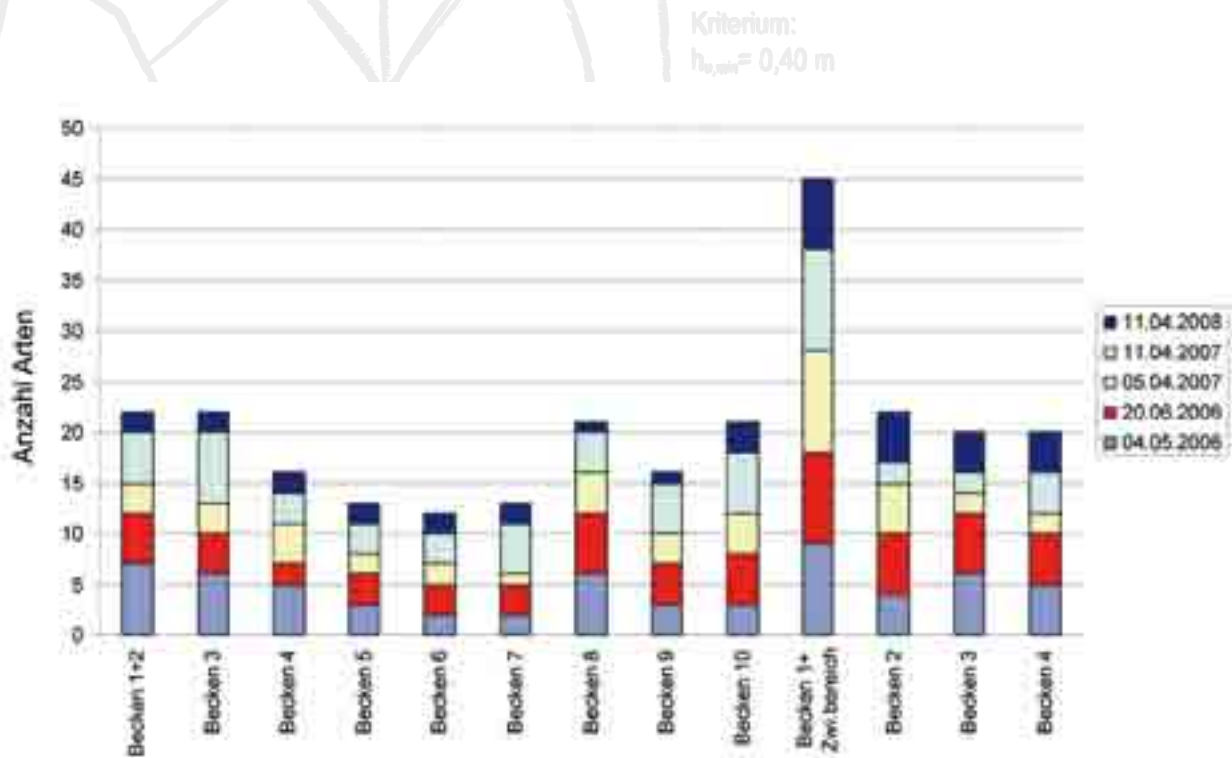


Abb. 248: Anzahl gefangener Arten in den einzelnen Becken

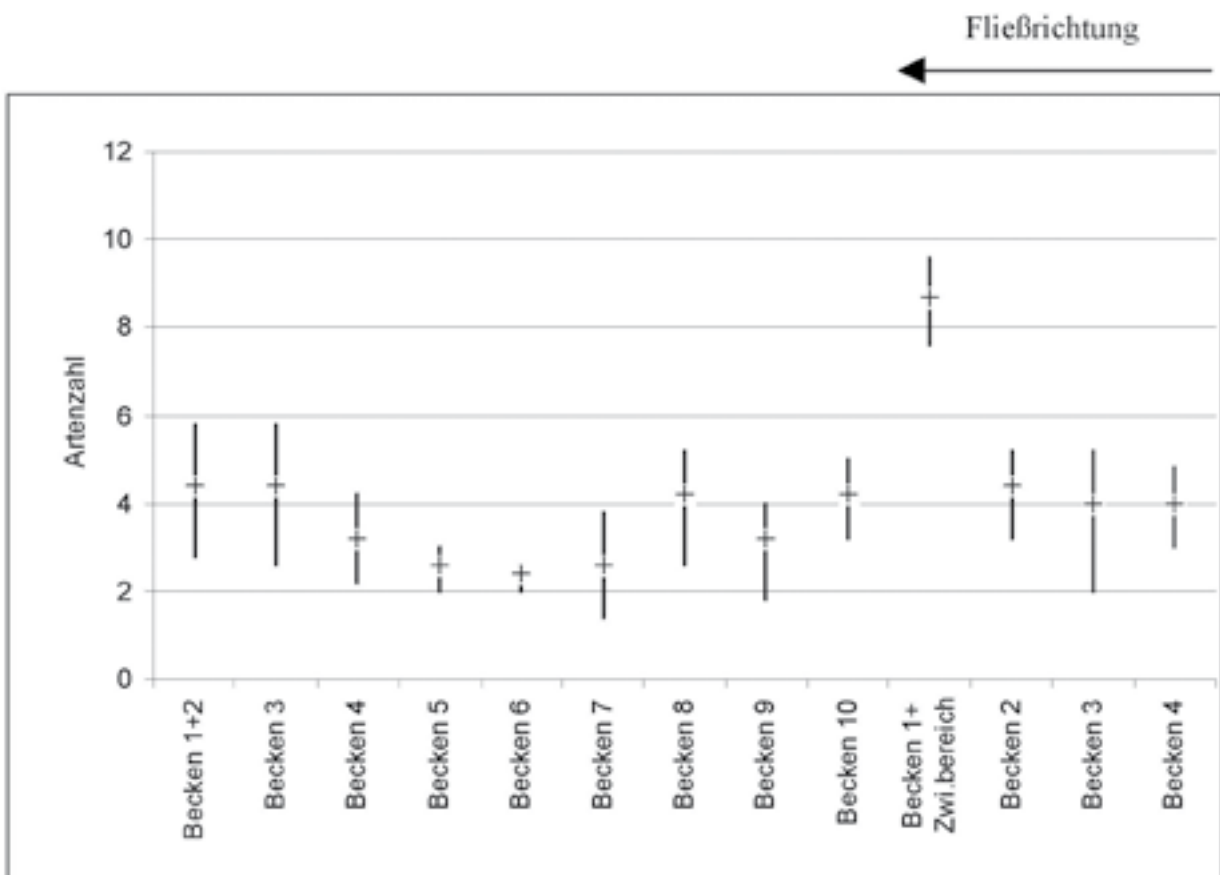


Abb. 249: Vergleich der Artenzahl zwischen den Becken am Leitenbach (Fehlende Überlappungen der 95%-igen Konfidenzgrenzen ergeben statistisch signifikante Unterschiede)

Dominant waren die Bachschmerle und die Bachforelle im Rampenkörper vorkommend. Das Auftreten der Fischarten in der Rampe zum Vergleich im Leitenbach oberhalb bzw. in der Aschach ergab ein heterogenes Bild (Abb. 252). In der Rampe traten Flussbarsch und Hecht auf, die in den beiden Fließgewässern sonst nicht nachgewiesen wurden. Die Aalrutte (Abb. 250), Bachforelle, Barbe (Abb. 241), Elritze, und die Koppe (durchwegs strömungsliebende Arten) traten verhältnismäßig häufiger in der Rampe auf (Abb. 254).



Abb. 250: Aalrutte, April 2007



Abb. 251: Markierung Bachforelle, 5. 4. 2007

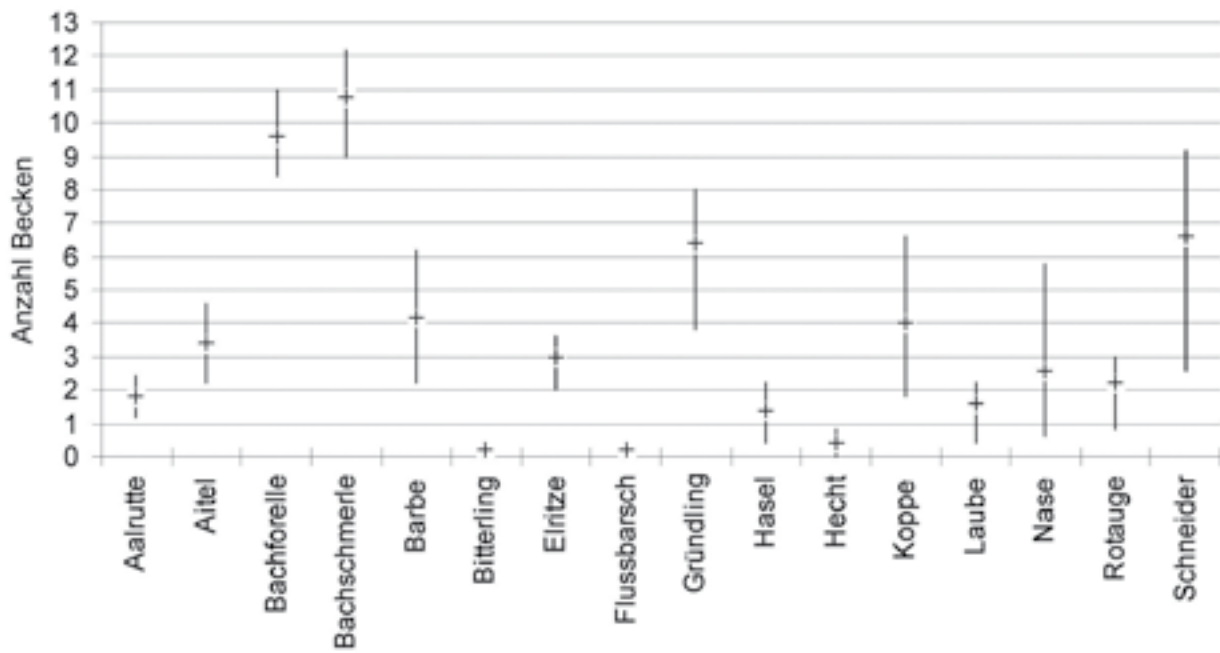


Abb. 252: Vorkommen der Fischarten in den Becken (Fehlende Überlappungen der 95%-igen Konfidenzgrenzen ergeben statistisch signifikante Unterschiede)



Abb. 253: Markierung Bachschmerle, 10. 4. 2006

Kriterium:
 $h_{b, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

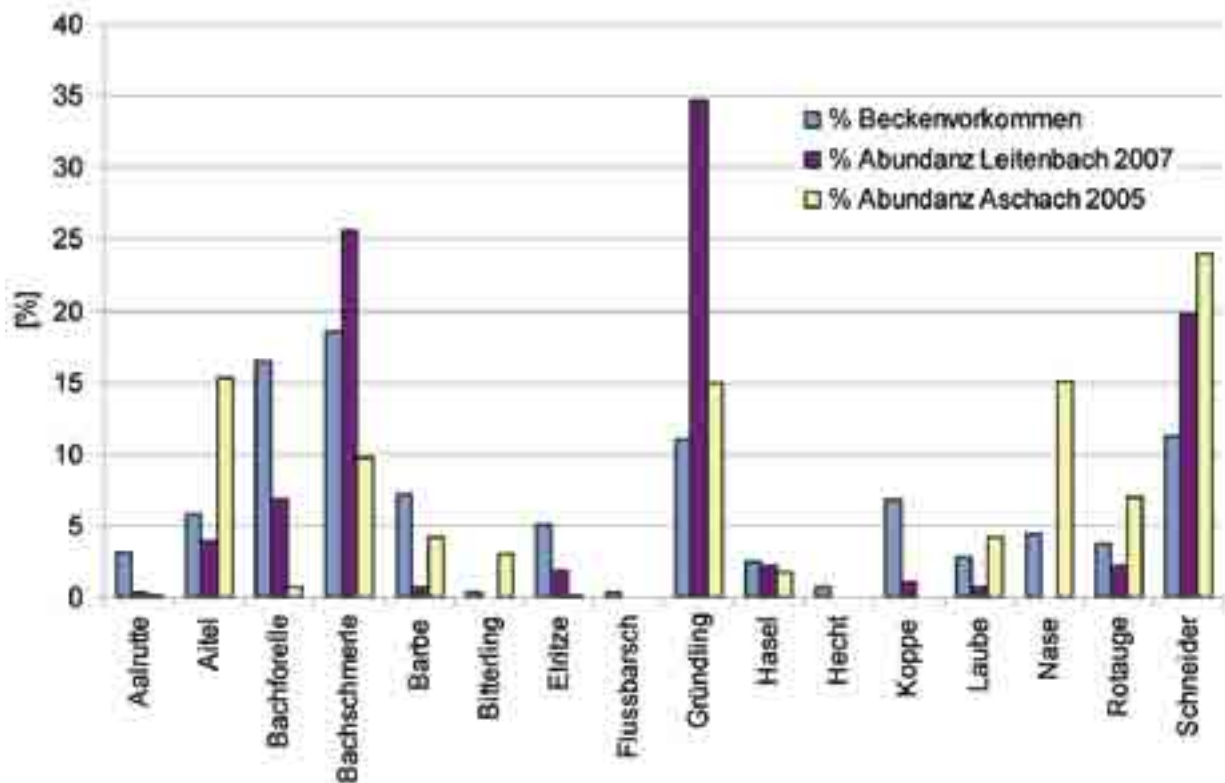


Abb. 254: Relative Häufigkeiten der Fischarten in der Rampe, im Leitenbach und in der Aschach

Die geschätzte Abundanz war in den oberen Becken und im Zwischenrampenbereich am höchsten und variierte zum Teil stark zwischen den anderen Becken. Lediglich in Becken Nr. 5 trat ebenfalls eine höhere Abundanz auf (Abb. 255). Der Zusammenhang zwischen Abundanzen in den Becken und Absturzhöhe war durch eine logarithmische Regressionsanalyse mit 34 % erklärbarer Varianz (ANOVA, $p < 0,05$) feststellbar.

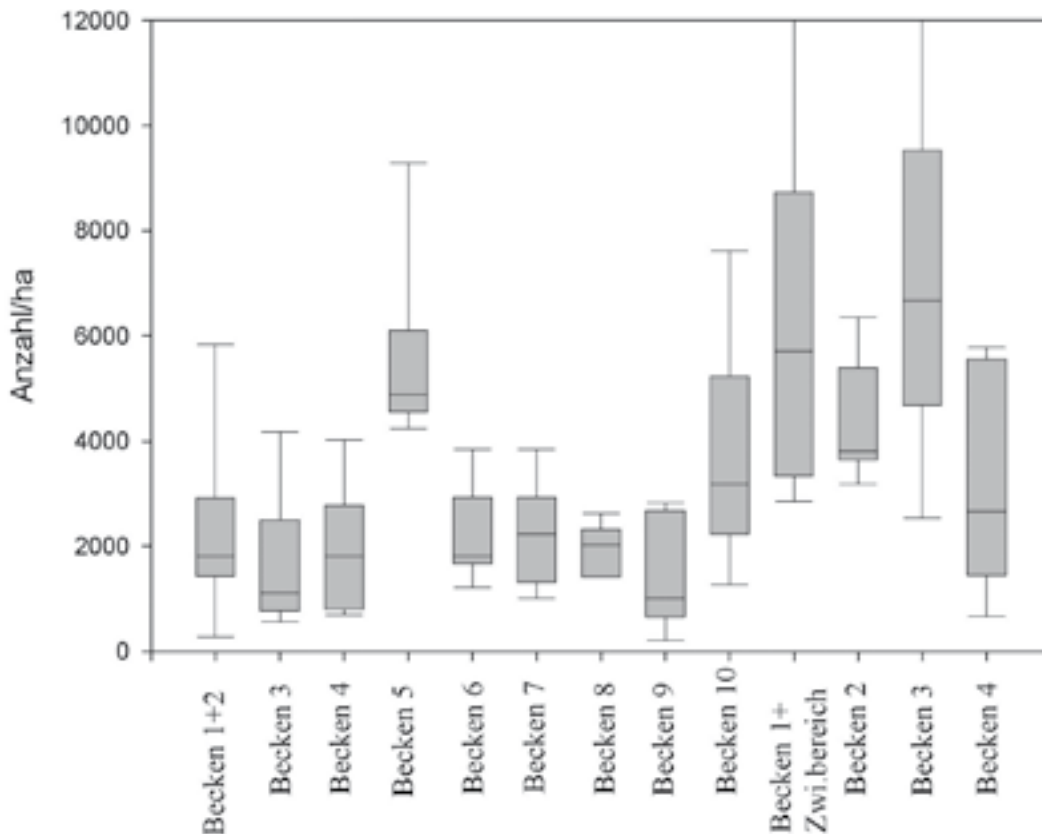


Abb. 255: Anzahl Fische pro ha in den Becken und Befischungsterminen

Betrachtet man den Zusammenhang der Artenzahl in 4 Becken sowie die Querschnittsfläche mit verschiedenen hohen Fließgeschwindigkeiten, so zeigt sich (**Abb. 256**), dass die höchste Artenzahl jeweils bei geringen Flächenanteilen in der einzelnen Strömungskategorie zu finden war.

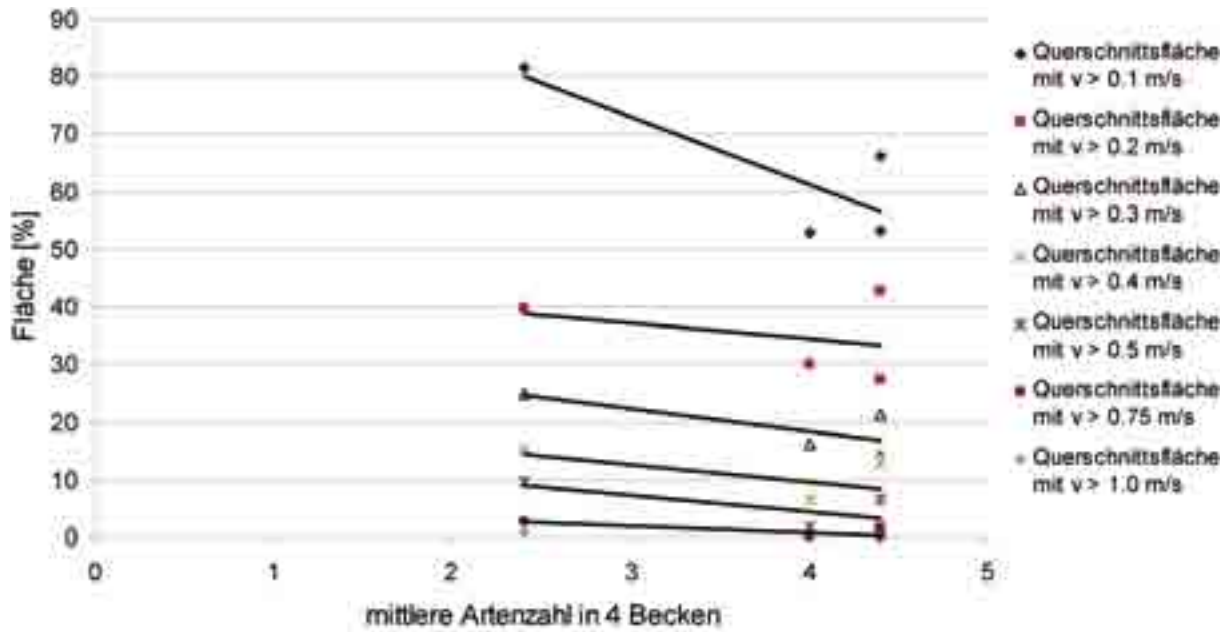


Abb. 256: Zusammenhang Fließgeschwindigkeitsverteilung und mittlere Artenzahl in 4 Becken

Reusenfänge

Im Jahr 2006 wurde die Reuse 8 Wochen im Gewässer belassen und täglich kontrolliert (**Abb. 257-259**). In diesen 8 Wochen wurden 5 Fischarten und insgesamt 62 Individuen gefangen. Die am häufigsten gefangene Art war die Nase, gefolgt von Schneider und Gründling. Aitel und Bachschmerle waren in nur einzelnen Exemplaren mittels Reuse nachweisbar (**Abb. 262**).



Abb. 257: Hauptreuse am 10. 4. 2006

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 258: Hauptreuse am 22. 4. 2006



Abb. 259: Hauptreuse am 22. 5. 2006

Die Nase wurde nur in den ersten beiden Wochen gefangen (**Abb. 260 und 261**), der Schneider hingegen über 6 Wochen mit einer auffällig starken Woche.



Abb. 260: Wanderwillige Nasen



Abb. 261: Nase, Laichausschlag

Der Fischregionsindex der gewanderten Fische lag bei 5,8 (5,7 im Leitbild). 2 von 5 Strömungsgilden (rheophil B; rhithral) fanden sich bei den gewanderten Fischen, sowie 2 von 7 Reproduktionsgilden (litho/pegalophil; ostracophil; phytophil; phyto/lithophil; speleophil fehlend).

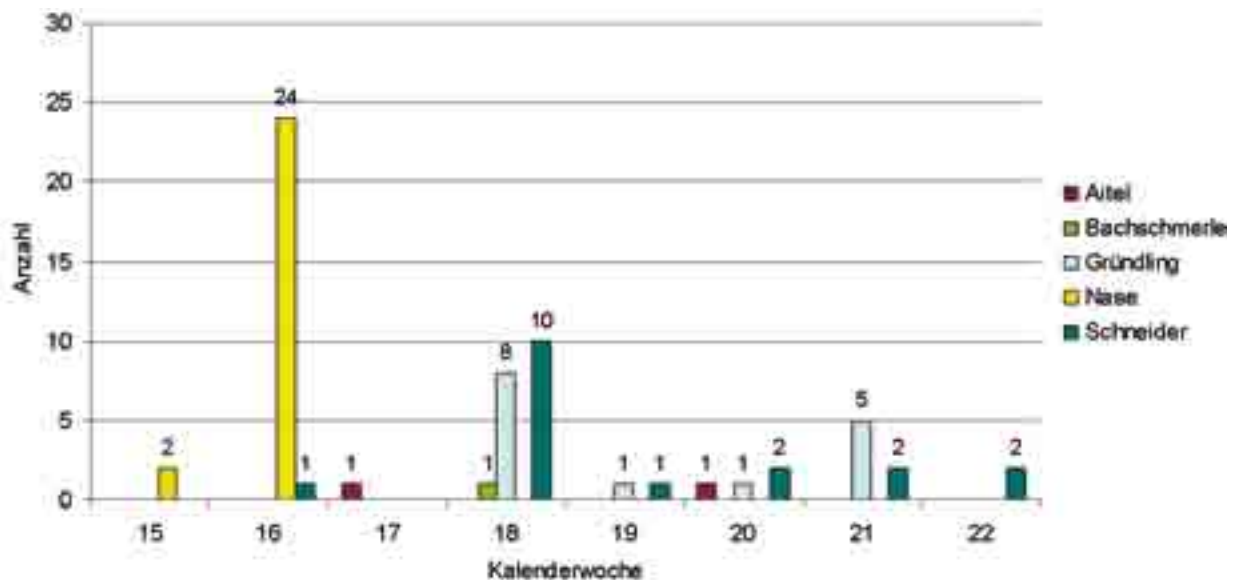


Abb. 262: Reusenfänge im Jahr 2006

Im Jahr 2007 wurde die Reuse 9 Wochen fängig gestellt. Gesamt wurden 11 Fischarten mit 561 Individuen gefangen. Die am häufigsten gefangenen Arten waren Gründling, Schneider, Hasel und Nase. Im Gegensatz zum Jahr 2006 wanderte die Nase in der 24. Woche am stärksten. Der Schneider wanderte in jeder Woche mit Schwerpunkt von der 15. bis zur 18. Woche. Ähnlich verhielt es sich beim Gründling (**Abb. 263**).

Gesamt betrachtet wanderten etwa 50 % der Individuen in der 17. und 24. Woche. Der Fischregionsindex der 2007 gesamt gewanderten Fische ergab den Wert 5,9 (5,7 im Leitbild). Weiters wanderten 3 von 5 Strömungsgilden (rheophil B und stagnophil fehlend) und 4 von 7 Reproduktionsgilden (litho/pegalophil; ostracophil; phytophil fehlend).

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

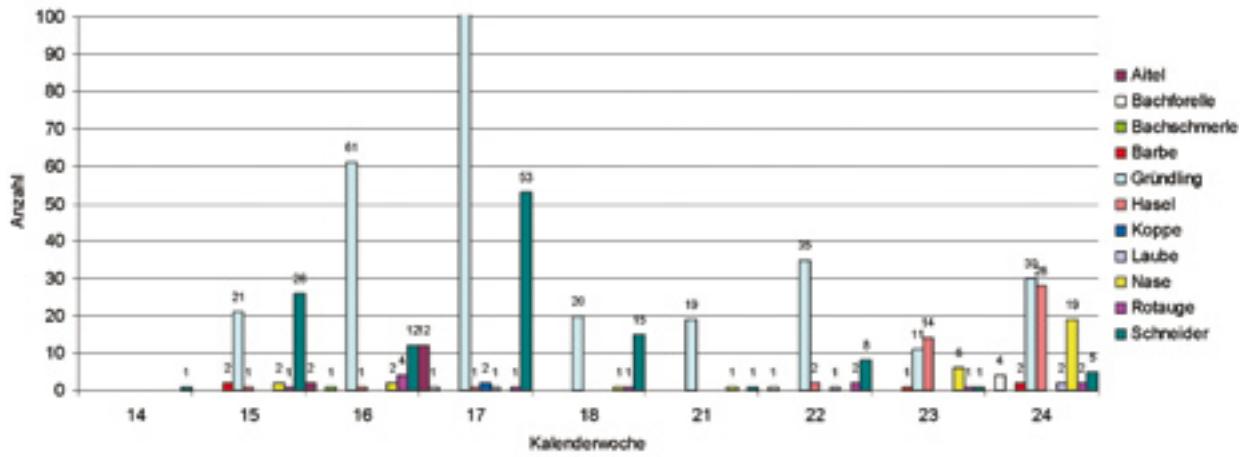


Abb. 263: Reusenfänge im Jahr 2007

Das Längenspektrum der gefangenen Fische reichte von ca. 4 cm bis 50 cm. Die Verteilung hatte ihren Modalwert bei 10 cm. Eine weitere Gruppe, die in erster Linie die Nase umschrieb, lag zwischen 43 und 50 cm. Die kleinsten Fische waren Aitel und Nase. Gründling und Schneider machten mit 8-12 cm etwas mehr als die Hälfte aller gefangenen Fische aus. Die größer werdenden Fischarten Barbe und Nase (Abb. 264) wiesen Fischindividuen < 17 cm und größer 40 cm auf. Die dazwischen liegenden Längensklassen fehlten zur Gänze. Die Bachforelle war mit Individuen kleiner 10 cm sowie zwischen 27 und 35 cm vertreten (Abb. 265).



Abb. 264: Nase beim Vermessen

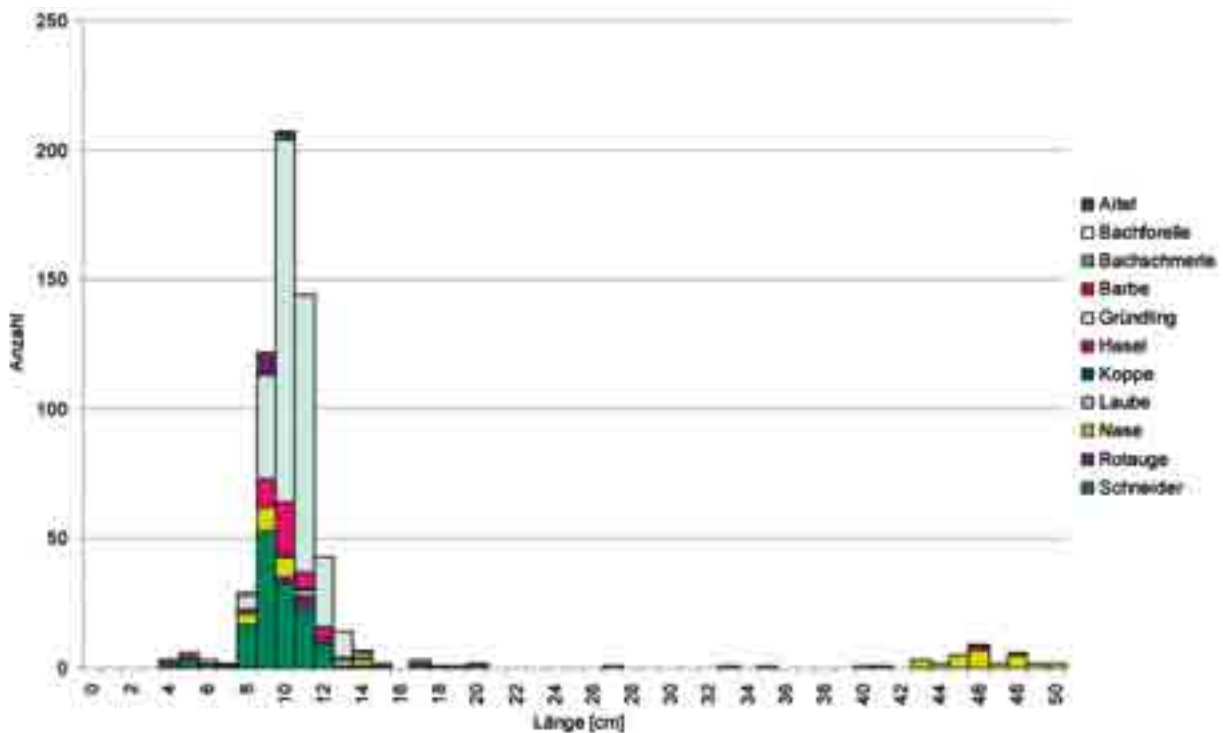


Abb. 265: Größen der in der Reuse gefangenen Fische in den Jahren 2006 und 2007

Floating tags

Die floating tag Versuche wurden im Juni und Juli 2007 durchgeführt (**Abb. 266**). Nase, Barbe, Gründling und Schneider erhielten floating tags. Bei Gründling und Schneider wurde der Versuch nach etwa zwei Stunden abgebrochen, da keine Aufwärtswanderung einsetzte. Auch bei zwei Barben und einer Nase wurden nach etwa 2 Stunden die floating tags wieder entfernt, da hier überhaupt keine Wanderung stattfand.



Abb. 266: Schwimmkörperversuch

Die eingesetzten und weiter verfolgten Fische (Barbe und Nase) hatten eine Körperlänge (total) von mehr als 40 cm. Zwei Barben, die aufwärts schwammen, konnten verfolgt werden. Ein Individuum passierte dabei 4 Riegel, das andere 2 Riegel. Fünf Wanderkorridore wurden einmal, 1 Wanderkorridor zweimal benutzt. Die Barben bewegten sich in beiden Rampenteilen (**Abb. 267 a**).

Fünf Nasen wurden beim Passieren der Riegel flussauf beobachtet. Kein Tier wanderte über den unteren Rampenteil hinaus. Eine Nase schwamm durch 9 Wanderkorridore, drei Nasen durch 2 und eine Nase durchschwamm lediglich einen Wanderkorridor. Neun Wanderkorridore wurden einmal benutzt, einer zweimal und einer dreimal. Sieben Riegel wurden überwunden (**Abb. 267 b**).

Die Nasen passierten einen Wanderkorridor durchschnittlich zwischen 8 (bei Riegel 4-10) und 67 Minuten (bei Riegel 9-10). Dabei war diese große Spanne bei denselben Wanderkorridoren zu beobachten. Die Analyseauswahl des zur Durchwanderung am besten geeigneten Korridors ergab, dass von allen durchwanderten Korridoren 30 % die geringste mittlere Geschwindigkeit pro Riegel aufwiesen. Betrachtet man jenen Riegel, in dem sechsmal Korridore durchwandert wurden, so wurde zu 50 % der Korridor mit der kleinsten mittleren Strömungsgeschwindigkeit von der Nase gewählt – dahingegen liegt die dreimalige Auswahlwahrscheinlichkeit in diesem Riegel bei 0,8 %.

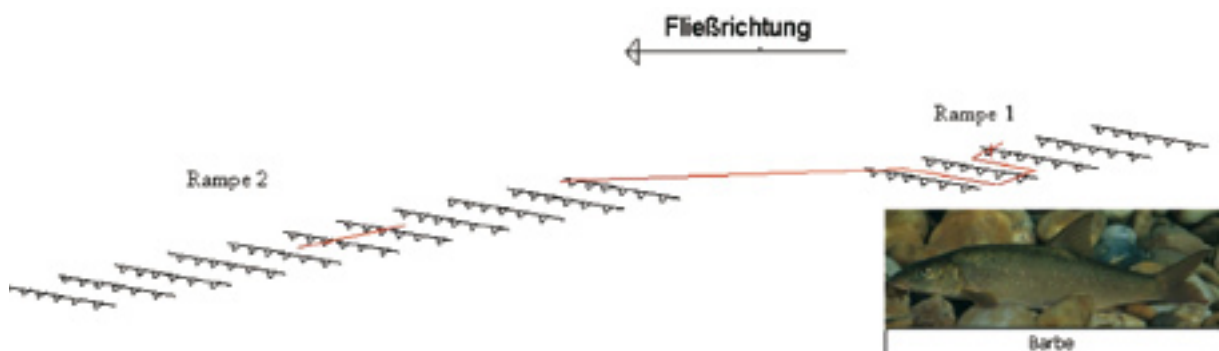


Abb. 267 a: Migrationen der Barbe (floating tag-Versuche)

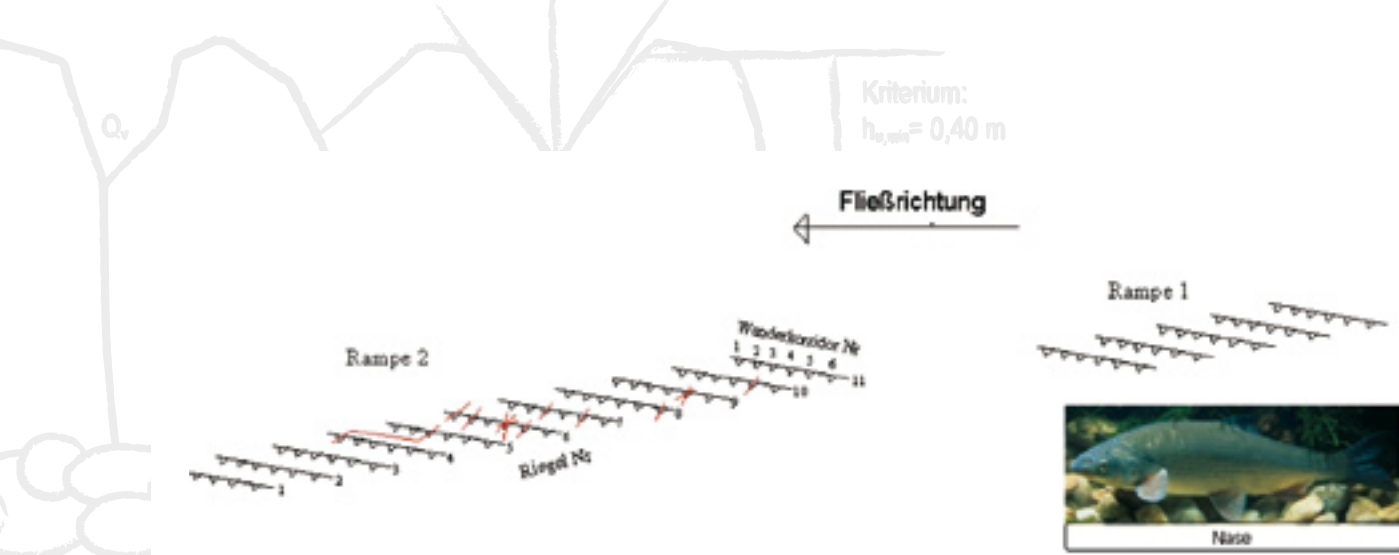


Abb. 267 b: Migrationen der Nase (floating tag-Versuche)

Es wurden nicht alle Wanderkorridore vermessen, daher deckt sich die Anzahl der in **Abb. 267 a und b** angeführten passierten Korridore nicht mit der Anzahl der roten Punkte in der Clusteranalyse. Die Wanderkorridore im oberen Teil der Rampe sind nicht in die Analyse inkludiert, setzen sich aber aufgrund der deutlich größeren Höhendifferenz zwischen den Becken von der unteren Teilrampe ab.

Die Ähnlichkeit der Wanderkorridore, die sich oftmals innerhalb eines Riegels ergibt, zeigt **Abb. 268**. Auffallend ist der Riegel Nr. 6, der 4 Wanderkorridore besitzt, die von der Nase genutzt wurden. Der am häufigsten gewählte Wanderkorridor besitzt eine max. Tiefe von 25 cm, eine mittlere Geschwindigkeit von 0,7 m/sec bei einer Absturzhöhe von 13,2 cm. Riegel Nr. 9 mit 2 Passagen in einem Wanderkorridor hat eine maximale Tiefe von 51 cm, eine mittlere Geschwindigkeit von 1,11 m/s bei einer Absturzhöhe von 16,9 cm.

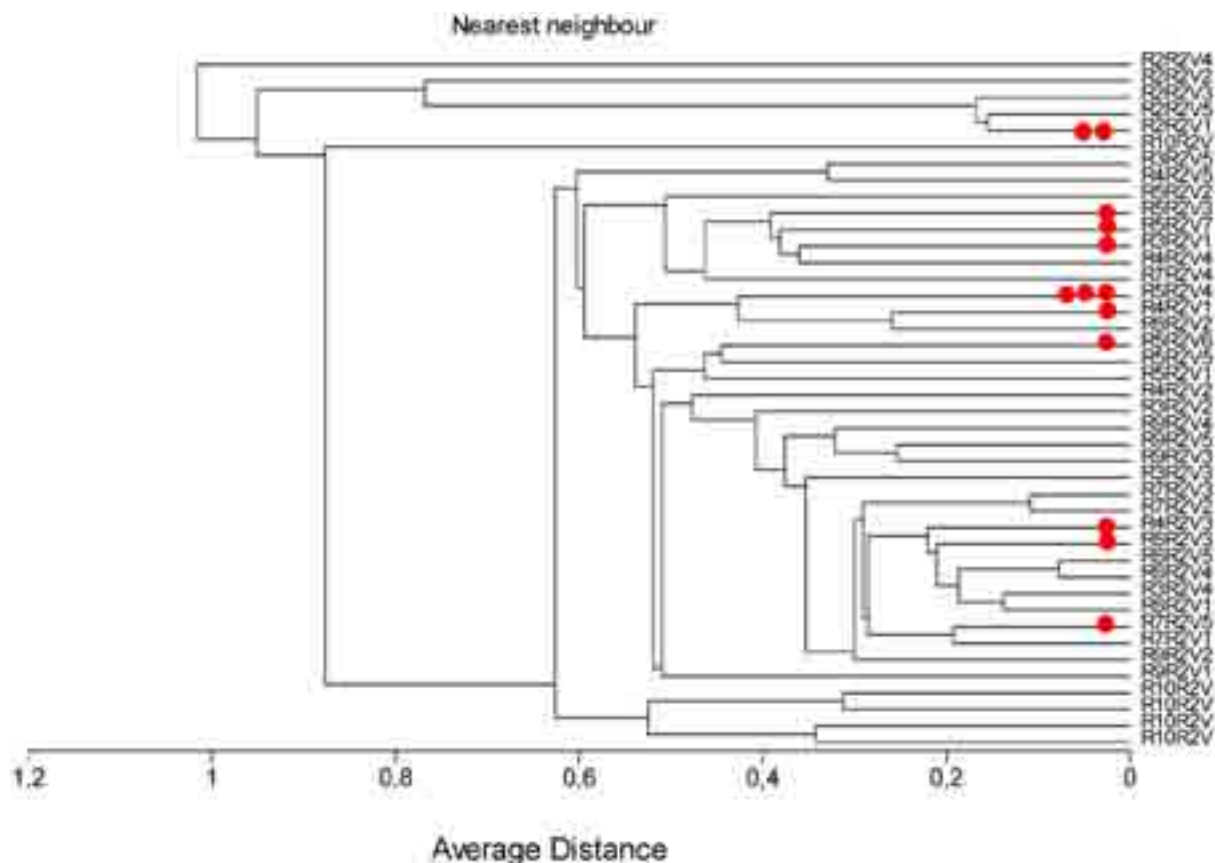


Abb. 268: Ähnlichkeit der Wanderkorridore gemäß mittlere Geschwindigkeit, Höhendifferenz und Tiefen (rot: durchschwommene Korridore)

Der Unterschied zwischen der Tiefe der durchwanderten und nicht-durchwanderten Korridore war nicht signifikant (t-Test, $p > 0.05$). Der Median der durchwanderten Korridore betrug 39 cm (min-max: 25-51 cm), jener der nicht-durchwanderten lag bei 45 cm (min-max: 19-68 cm) (**Abb. 269**).

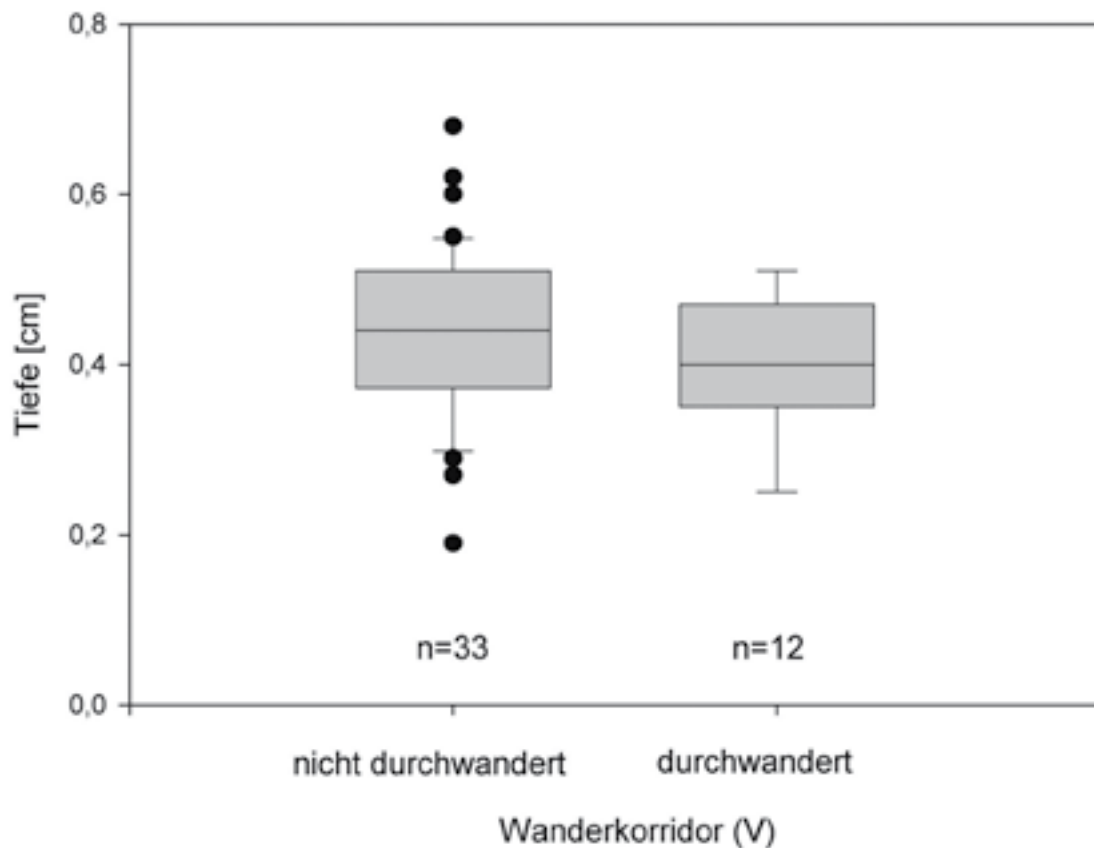


Abb. 269: Verteilung der Tiefe zwischen nicht durchwanderten und durchwanderten Korridoren

Die mittleren Geschwindigkeiten durchwandelter und nicht-durchwandelter Korridore unterschieden sich signifikant voneinander (t-Test, $p < 0.05$), wobei die mittlere Geschwindigkeit in den durchwanderten bei 1,0 (min-max: 0,5-1,5) sowie in den nicht-durchwanderten bei 1,2 m/sec lag (min-max: 0,6-1,8) (Abb. 270). Die maximal gemessene Fließgeschwindigkeit lag in den durchwanderten bei 2,0 m/sec, bei den nicht durchwanderten bei 2,6 m/s.

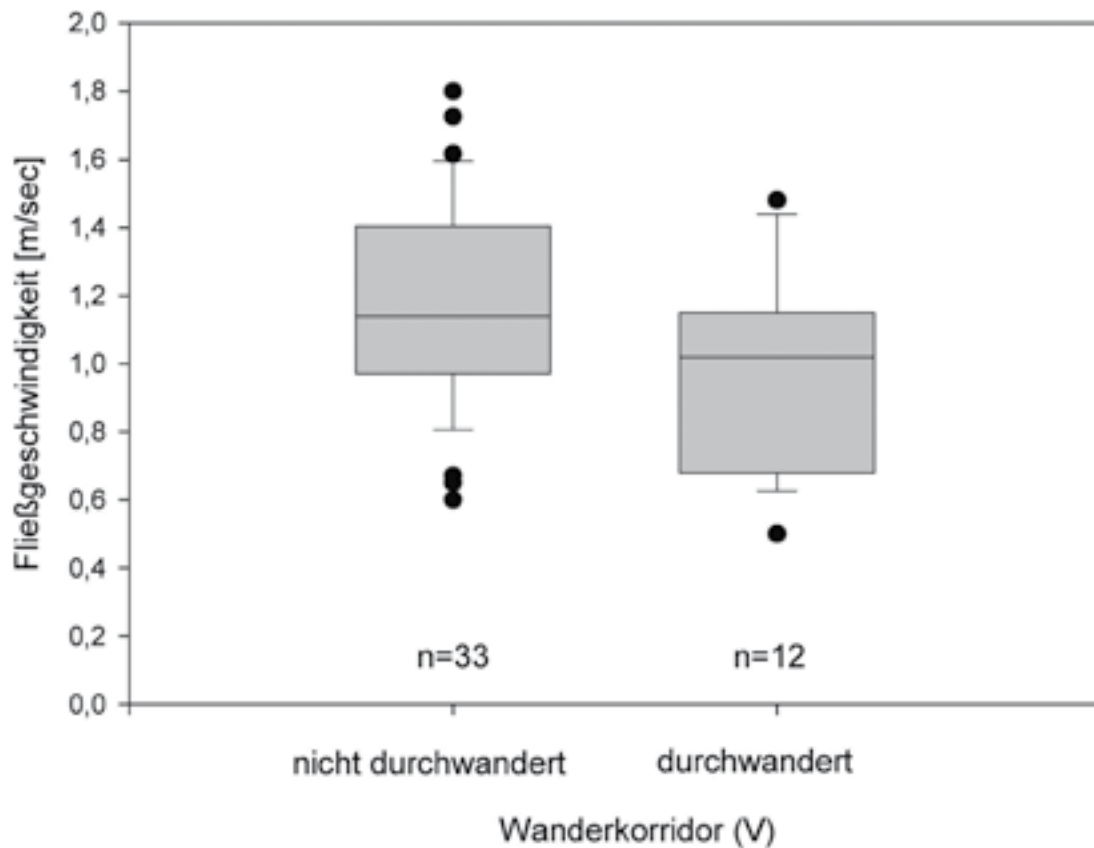


Abb. 270: Verteilung der Fließgeschwindigkeit (mittlere) in Korridoren, die durchwandert und nicht durchwandert wurden.

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Die untersten drei Riegel wurden auch bei der Vergleichsanalyse bezüglich Beckenhöhendifferenz aus dem Verfahren ausgeschieden, da dort keine Versuche gemacht wurden und diese oftmals eingestaut sind. Der Höhenunterschied zwischen durchwanderten und nicht-durchwanderten Korridoren war signifikant (Mann-Whitney U-Test, $p < 0,05$). Die mittlere Höhendifferenz betrug bei den durchwanderten 13,1 cm (min-max: 10-18), bei den nicht-durchwanderten 21,8 cm (min-max: 13,4-28,2) (**Abb. 271**).

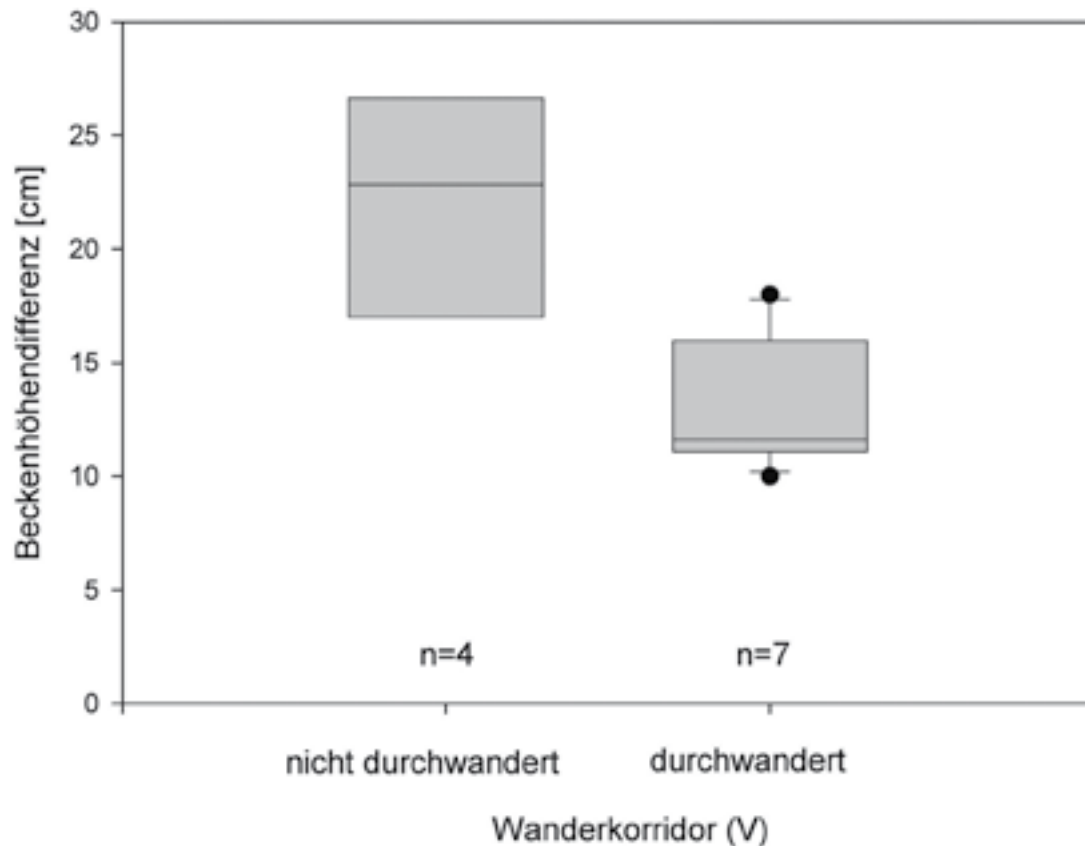


Abb. 271: Verteilung der Höhendifferenz zwischen nicht durchwanderten und durchwanderten Korridoren

Markierung und Wiederfang

Anfang Mai 2006 wurden die Becken der Rampe befishet, die Fische markiert und unterhalb der Rampe ausgesetzt. Gesamt wurden 12 Arten und 200 adulte Individuen markiert und nach einem Monat wieder gefangen. Zur gleichen Zeit war auch die Reuse bis Ende Mai 2006 im Einsatz und musste dann witterungsbedingt herausgenommen werden. Von den 12 Arten wurden 7 Arten mit markierten Fischen nachgewiesen – die Größen entsprachen größtenteils jener adulter Individuen (**Abb. 273**).

Dabei verblieb die Aalrutte nahe dem Rampenfuß, die Koppe schaffte es über den 6. Riegel hinaus (Höhendifferenz 5-13,2 cm). Der Schneider wurde im oberen Rampenteil wieder gefangen (**Abb. 272**) und überwand somit eine maximale Höhendifferenz von 18 cm. Die Barbe konnte einen Riegel höher erreichen und überwand so maximal 21 cm Beckenhöhendifferenz. Die Bachforelle kam bis zum letzten Riegel und schaffte eine maximale Beckenhöhendifferenz von 28 cm. Bachschmerle und Gründling schafften im Markerversuch die gesamte Rampe.



Abb. 272: Schneider

Im April 2007 wurde die gesamte Rampe befishet (**Abb. 244-246**), 148 adulte Individuen von 11 Fischarten markiert und am Rampenfuß ausgesetzt. Die Anzahl der markierten Fische war je nach Vorkommen stark unterschiedlich. Schneider, Gründling, Bachforelle und Bachschmerle machten ca. 80 % der markierten Individuen aus.

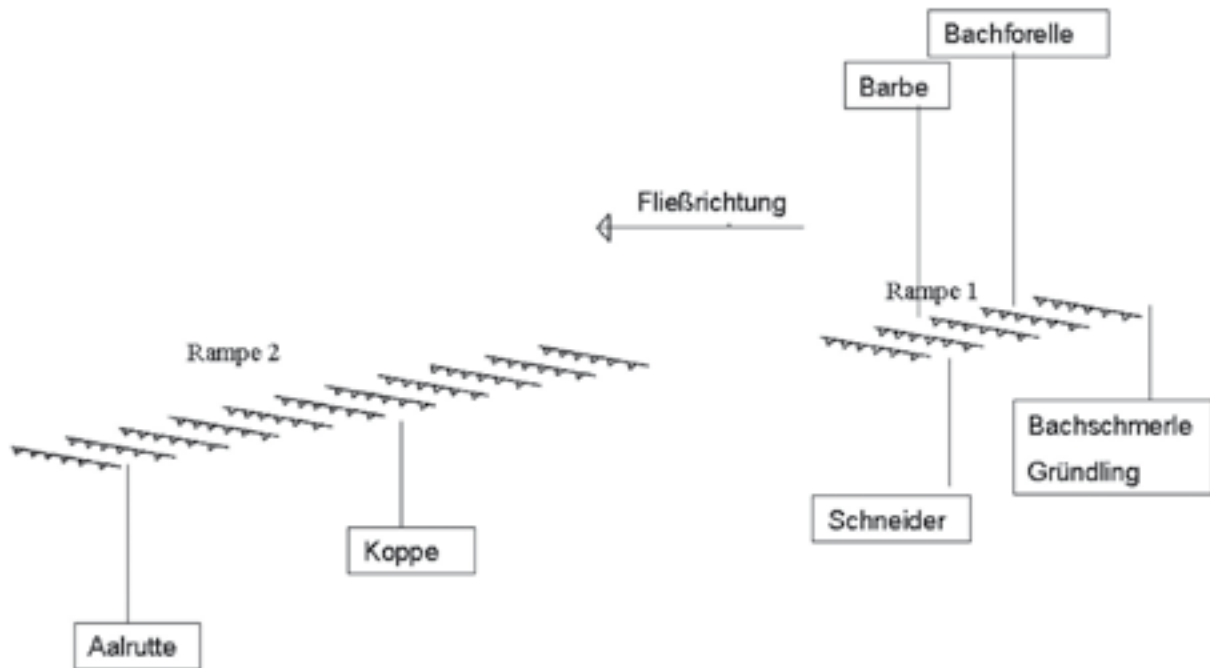


Abb. 273: Flussaufwärtswanderung ausgewählter Fischarten (markiert) innerhalb eines Monats (2006)

Nach einer Woche erfolgte bei vorheriger Aktivierung der Hauptreue eine erneute Befischung der Becken, um die Wanderung der Fische zu beobachten. Gesamt wurden 5 Arten mit markierten Individuen gefangen. 11 % der markierten Schneider, 2 % der markierten Gründlinge, 74 % der markierten Bachforellen sowie 21 % der markierten Bachschmerlen wurden wieder gefangen. Die einzelne Aalrutte (**Abb. 250**) überwand 8 cm, die Bachschmerle schaffte eine Höhe von 10 cm, der Gründling eine von 11,3 cm, der Schneider eine von 18 cm und die Bachforelle eine von 21 cm (**Abb. 274 und 275**).

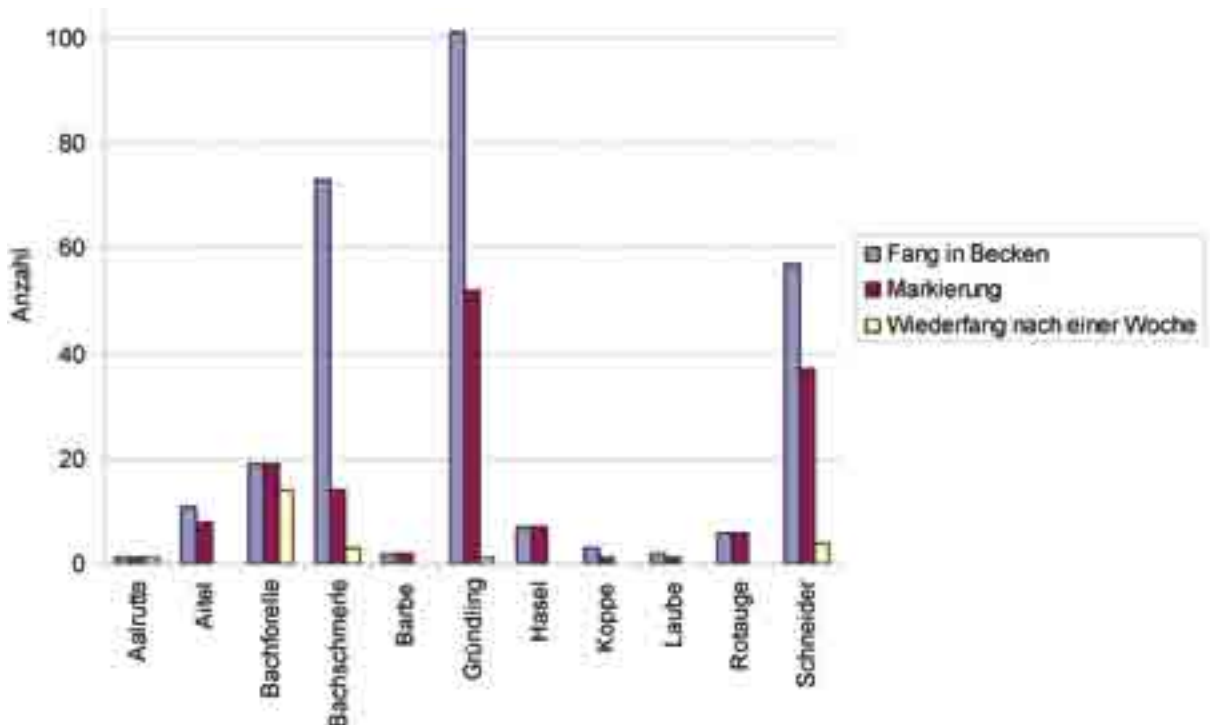


Abb. 274: Wiederfang markierter Fische nach einer Woche in der Rampe (2007)

Kriterium:
 $h_{\text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Der Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizient ergab zwischen markiert und wieder gefangen einen Wert von 0,63 ($p < 0,05$), was darauf schließen lässt, dass relativ unabhängig von der Art eine Zunahme an markierten Individuen auch eine Zunahme im Wiederfang bedingt.

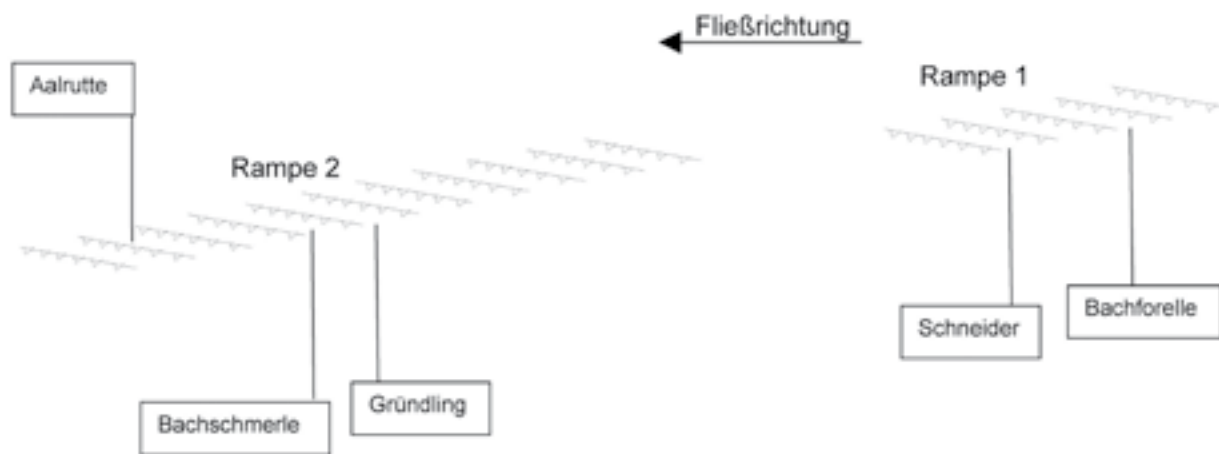


Abb. 275: Flussaufwärtswanderung ausgewählter Fischarten (markiert) innerhalb einer Woche (2007)

Kastenreuse

Mittels der Kastenreusen wurden 4 Fischarten und deren Verhalten in verschiedenen Wanderkorridoren untersucht.

Von jeder der untersuchten Fischarten wurden 20 Individuen zu Beginn des Experiments in die Kastenreuse gesetzt (**Abb. 300 und 301**). Da aufgrund von Unterwasser-Videoaufnahmen (**Abb. 301**) dokumentiert werden konnte, dass die untersuchten Arten knapp unter der Wasseroberfläche durch den Korridor schwammen, wurde als Bezugsfließgeschwindigkeit jene in 15 cm Tiefe herangezogen. In Vorversuchen hat sich gezeigt, dass die Bewegung aus der Kastenreuse nur innerhalb der ersten 15 Minuten stattfand – daher wurde nur innerhalb dieser Zeitdauer protokolliert und der Versuch dann weitere 3 mal mit anderen Fischindividuen aus dem Gewässer (pro ausgewähltem Wanderkorridor) wiederholt.

Die mittlere Größe der Gründlinge betrug 8 cm. Der maximale Anteil an gewanderten Fischen pro Versuchsgruppe war 60 %. Der Zusammenhang zwischen dem Anteil an gewanderten Fischen und der Fließgeschwindigkeit war invers linear ($R^2=0,29$) und schwach signifikant (ANOVA, $p < 0,05$) (**Abb. 276**).

Bei der 10-fachen Körperlänge als Fließgeschwindigkeit würde sich eine Wanderung von durchschnittlich 20 % der Individuen ergeben. Bezogen auf die Beckenhöhendifferenzen traten die höchsten Wanderraten bei Absturzhöhen zwischen ca. 8 und 13 cm auf. Der Gründling war überdies auch eine Fischart, die in „seichten“ Korridoren wanderte, sofern die Absturzhöhe und damit auch die Fließgeschwindigkeit gering genug war.

Die im Experiment eingesetzten Schneider wiesen eine Totallänge von durchschnittlich 6 cm auf. Pro Versuchsgruppe lag der maximale Wanderungsanteil bei 80 %. Der Zusammenhang zwischen Wanderraten und Fließgeschwindigkeit war invers linear ($R^2=0,43$) und signifikant ($p < 0,01$). Zieht man die 10fache Körperlänge heran (60 cm), so ergibt sich eine mittlere Wanderrate von 29 %. Die Wanderraten bezogen auf die Absturzhöhen und Korridortiefen verhalten sich ähnlich jener des Gründlings (**Abb. 277**).

Die Bachforellen hatten eine mittlere Länge von 12 cm. Der maximale Anteil an gewanderten Fischen pro Versuchsgruppe lag bei ca. 20 %. Es gab keinen statistisch signifikanten Zusammenhang zwischen der Wanderrate und der Fließgeschwindigkeit ($R^2=0,03$; ANOVA, $p > 0,05$) (**Abb. 278**).

Bei der Bachschmerle mit einer mittleren Totallänge von 8 cm konnte kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen Wanderrate und Fließgeschwindigkeit nachgewiesen werden (**Abb. 279**).

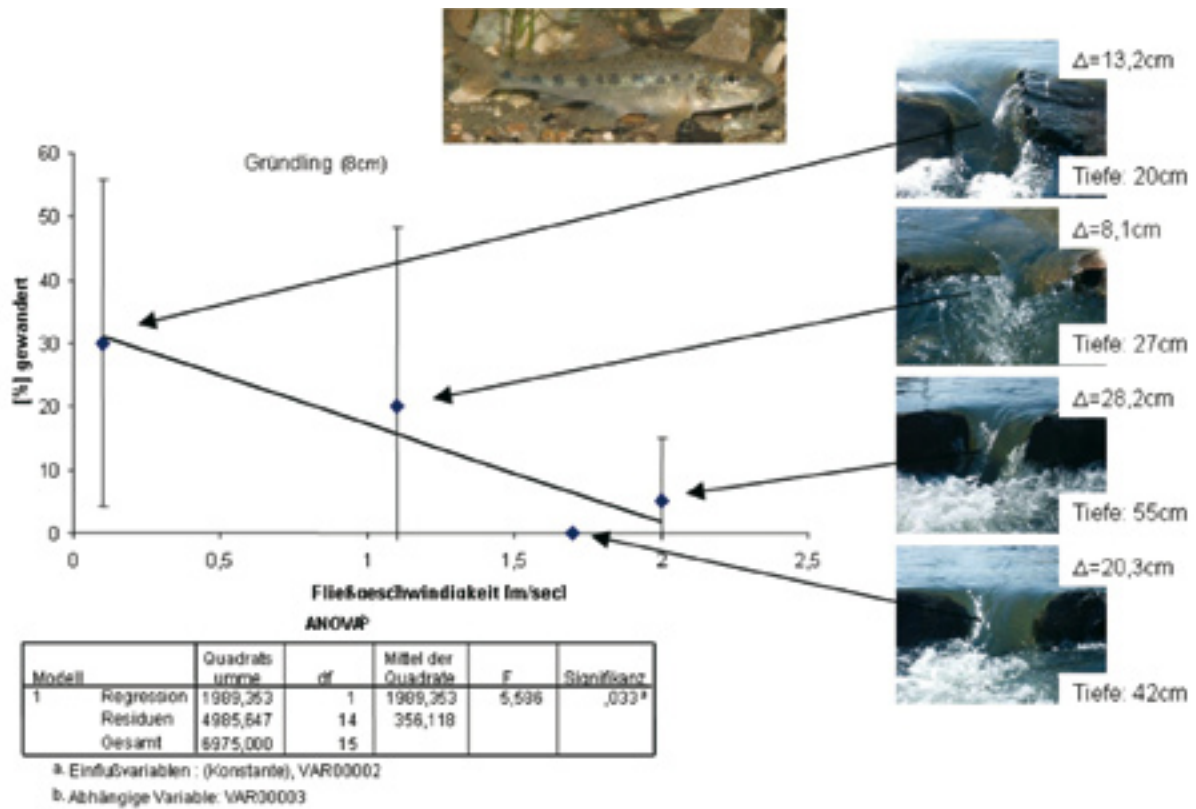


Abb. 276: Fließgeschwindigkeiten in 15 cm Wassertiefe und Anteil der gewanderten Gründlingsindividuen

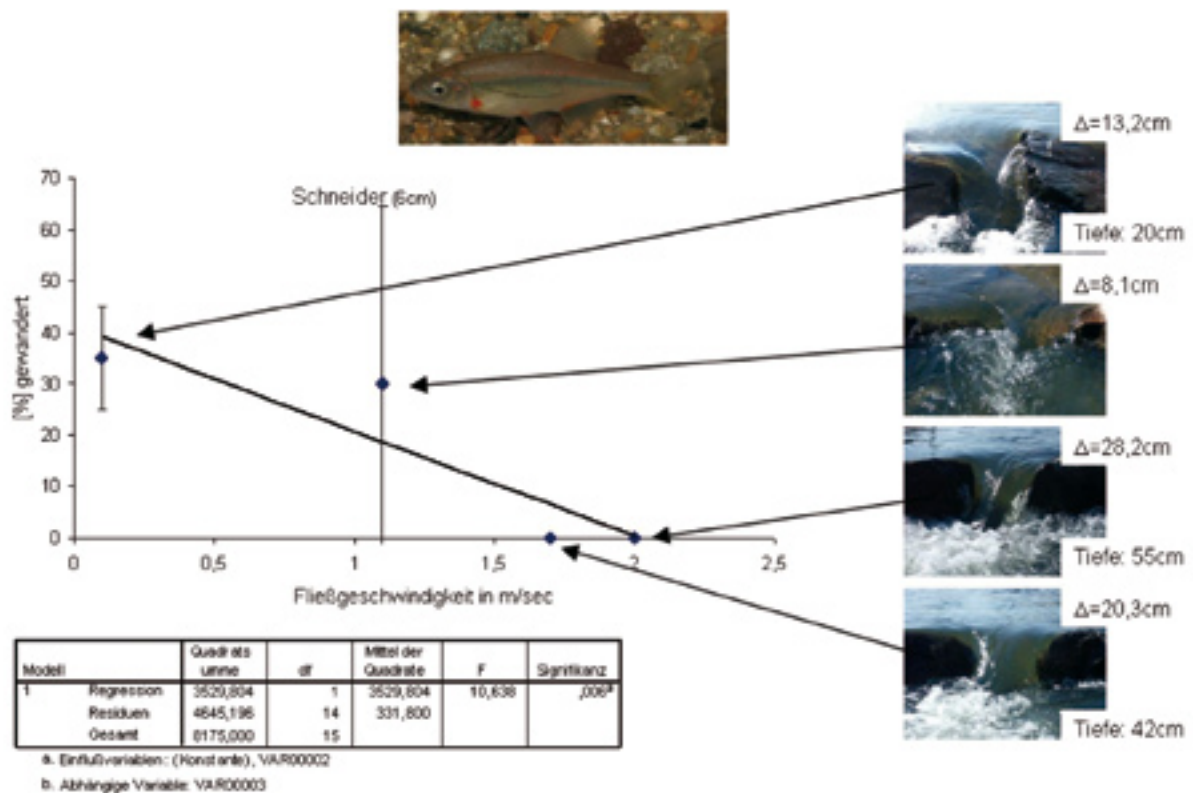


Abb. 277: Fließgeschwindigkeiten in 15 cm Wassertiefe und Anteil der gewanderten Schneiderindividuen

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

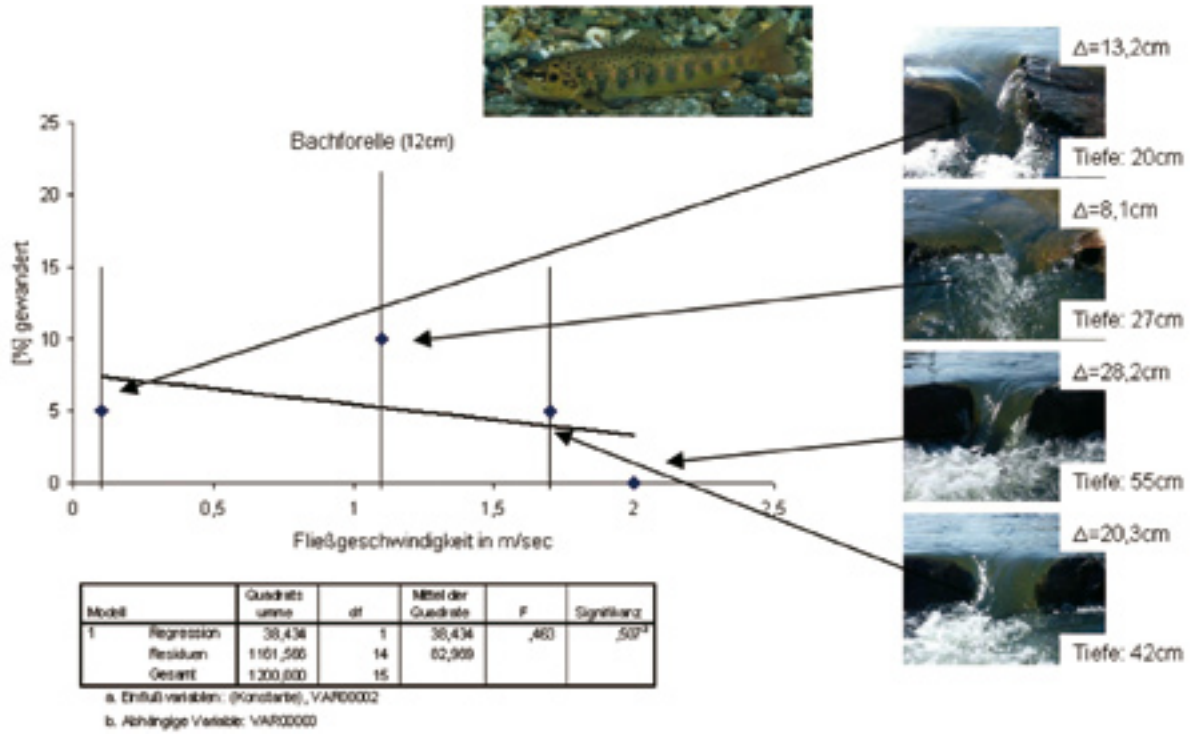


Abb. 278: Fließgeschwindigkeiten in 15 cm Wassertiefe und Anteil der gewanderten Bachforellenindividuen

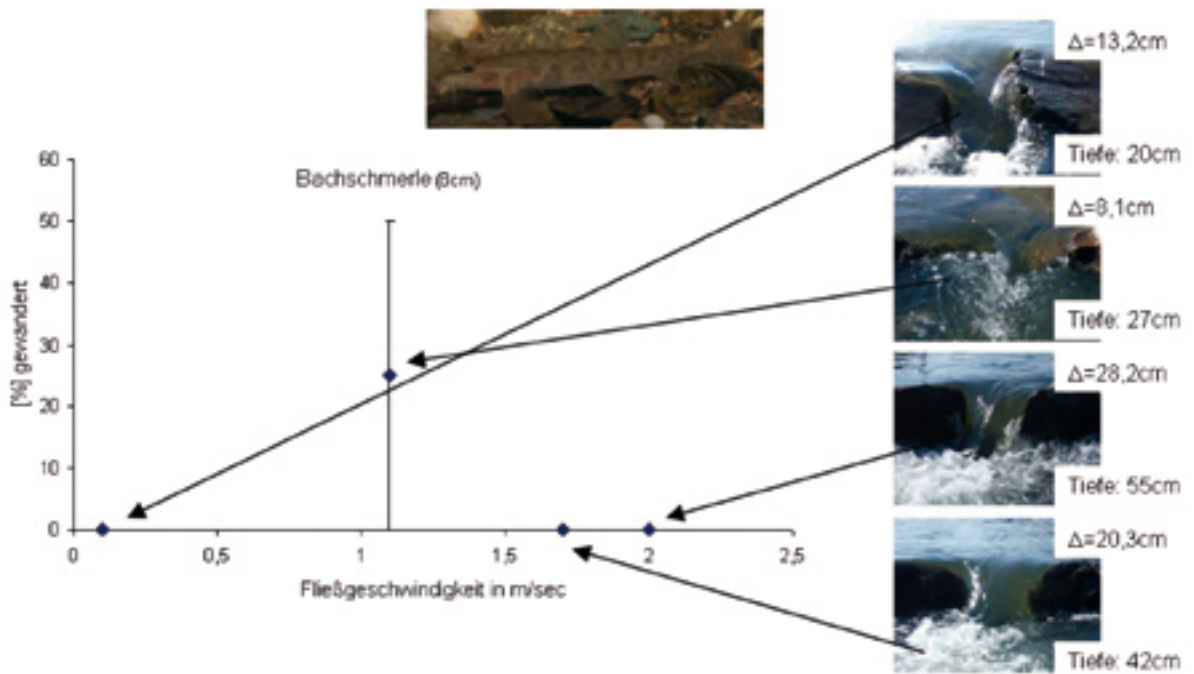


Abb. 279: Fließgeschwindigkeiten in 15 cm Wassertiefe und Anteil der gewanderten Bachschmerlenindividuen

Innbach

Haunschmid Reinhard

Leitbild

Der Innbach im Untersuchungsgebiet zählt zum Hyporhithral groß der Bioregion Bayrisch-Österreichisches Alpenvorland. 17 Fischarten sind im Leitbild angeführt, von denen 6 Leitarten, 8 typische Begleitarten und 3 seltene Begleitarten sind (**Tab. 4**).

| | | |
|---------------------|--------------------------------|---------------------|
| Aalrutte | <i>Lota lota</i> | Leitart |
| Aitel | <i>Squalis cephalus</i> | Typische Begleitart |
| Äsche | <i>Thymallus thymallus</i> | Leitart |
| Bachforelle | <i>Salmo trutta fario</i> | Leitart |
| Bachschmerle | <i>Barbatula barbatula</i> | Leitart |
| Barbe | <i>Barbus barbus</i> | Typische Begleitart |
| Elritze | <i>Phoxinus phoxinus</i> | Leitart |
| Flussbarsch | <i>Perca fluviatilis</i> | Seltene Begleitart |
| Gründling | <i>Gobio gobio</i> | Typische Begleitart |
| Hasel | <i>Leuciscus leuciscus</i> | Typische Begleitart |
| Hecht | <i>Esox lucius</i> | Seltene Begleitart |
| Huchen | <i>Hucho hucho</i> | Typische Begleitart |
| Koppe | <i>Cottus gobio</i> | Leitart |
| Nase | <i>Chondrostoma nasus</i> | Typische Begleitart |
| Neunauge | <i>Lampetra planeri</i> | Seltene Begleitart |
| Schneider | <i>Alburnoides bipunctatus</i> | Typische Begleitart |
| Strömer | <i>Telestes souffia</i> | Typische Begleitart |

Tab. 4: Leitbild Hyporhithral groß im Bayrisch-Österreichischen Alpenvorland und Flysch

Bestandserhebung

Abundanz und Biomasse

Die Abundanzen sowie die Biomassen unterschieden sich zwischen den Arten zum Teil stark. Die Koppe kam am häufigsten vor. Andere Fischarten waren zum Teil mit geringen Stückzahlen, aber mit hoher Biomasse gefischt worden, was auf große Individuen schließen ließ (**Tab. 5 und 6**).

Kriterium:
 $h_{\text{min}} = 0,40 \text{ m}$

| | unterhalb Hindernis 12.6.2006 | unterhalb aufgel. Rampe - 2.4.2007 | oberhalb Hindernis 12.6.2006 | oberhalb aufgel. Rampe - 2.4.2007 |
|--------------|----------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------|--------------------------------------|
| Aalrutte | | | | |
| Aitel | 62,8 | | | |
| Äsche | 292,9 | 74,6 | | 141,2 |
| Bachforelle | 339 | 348,1 | 270 | 220,6 |
| Bachschmerle | 230,2 | 99,5 | | 39,2 |
| Barbe | 50,2 | | | |
| Elritze | | | | |
| Flussbarsch | | | | |
| Gründling | | | | |
| Hasel | | | | |
| Hecht | | | | |
| Huchen | | | | |
| Koppe | 9562,3 | 6776,4 | 7975 | 3063,7 |
| Nase | | | | |
| Neunauge | | | | |
| Schneider | | | | |
| Strömer | | | | |

Tab. 5: Anzahl (Stück/ha) im Innbach vor und nach Installation der aufgelösten Rampe

| | unterhalb Hindernis 12.6.2006 | unterhalb aufgel. Rampe - 2.4.2007 | oberhalb Hindernis 12.6.2006 | oberhalb aufgel. Rampe - 2.4.2007 |
|--------------|----------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------|--------------------------------------|
| Aalrutte | | | | |
| Aitel | 64,3 | | | |
| Äsche | 43,4 | 11,5 | | 40,2 |
| Bachforelle | 73,8 | 102,4 | 43,4 | 61,8 |
| Bachschmerle | 1,6 | 0,8 | | 0,6 |
| Barbe | 41,1 | | | |
| Elritze | | | | |
| Flussbarsch | | | | |
| Gründling | | | | |
| Hasel | | | | |
| Hecht | | | | |
| Huchen | | | | |
| Koppe | 36,6 | 43,3 | 47,2 | 23,0 |
| Nase | | | | |
| Neunauge | | | | |
| Schneider | | | | |
| Strömer | | | | |

Tab. 6: Biomasse im Innbach vor und nach Installation der aufgelösten Rampe

Unterhalb des für Fische unpassierbaren Thanhoferwehrs konnten im Jahr 2006 6 Fischarten nachgewiesen werden, von denen 4 Leitarten und 2 typische Begleitarten waren. Im April 2007 wurden hingegen nur 4 Leitarten gefangen (**Abb. 280**). Oberhalb des Thanhoferwehrs waren vor dem Bau der aufgelösten Rampe 2 Fischarten, danach im Jahr 2007 4 Fischarten (alle Leitarten) vorhanden (**Abb. 281**).

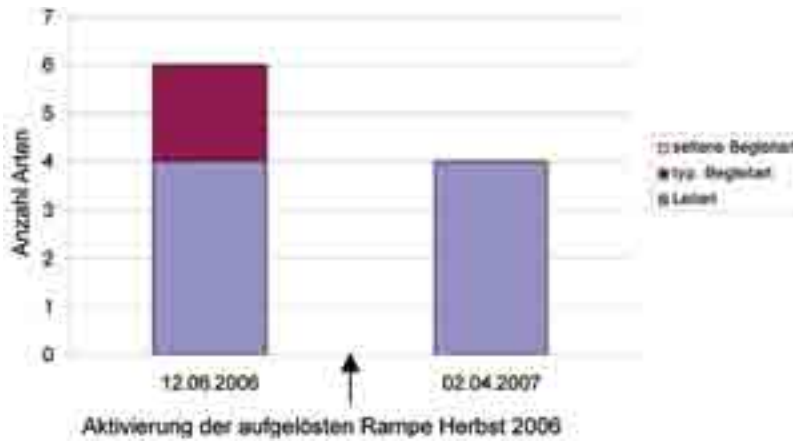


Abb. 280: Entwicklung des Artenvorkommens vor und nach Errichtung sowie unterhalb der aufgelösten Rampe

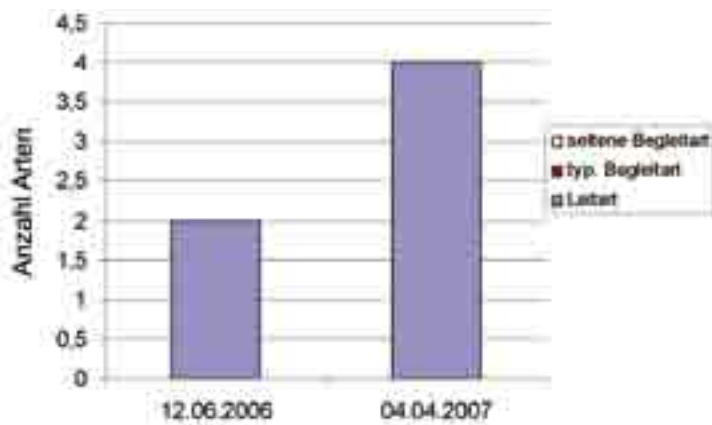


Abb. 281: Entwicklung des Artenvorkommens vor und nach Errichtung sowie oberhalb der aufgelösten Rampe

Die fischökologische Bewertung ergab flussab vor und nach Errichtung der aufgelösten Rampe einen unbefriedigenden Zustand (FIA), die Bewertung der Populationsstruktur fiel im Jahr 2007 schlechter aus als 2006 (**Abb. 282**).

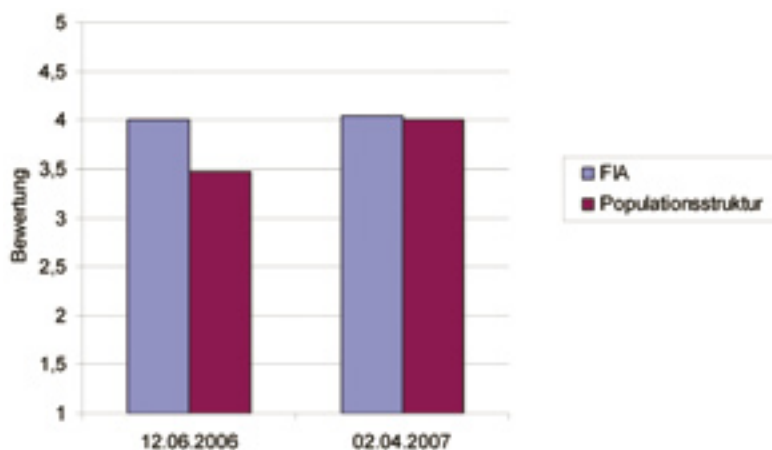


Abb. 282: FIA und Altersstruktur unterhalb aufgelöster Rampe

Eine leichte Verbesserung des ökologischen Zustandes fand flussauf nach Errichtung der aufgelösten Rampe statt. Pro Monat ergab dies eine Verbesserung des FIA um 0,017 (**Abb. 283**). Etwas geringer fiel die Verbesserung der Populationsstruktur aus.

Diese Verbesserungen wurden durch den Fang von zwei zusätzlichen Leitarten erreicht bzw. auch der besseren Bewertung der Populationsstruktur der Bachschmerle und Äsche (**Abb. 284**).

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

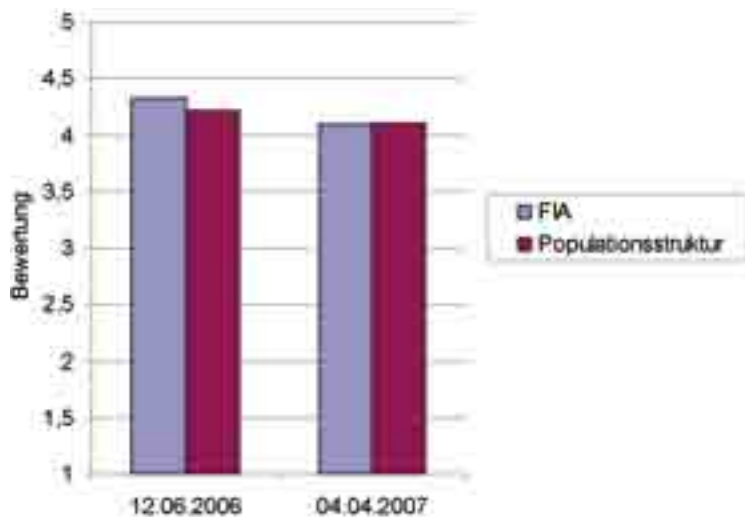


Abb. 283: FIA und Altersstruktur oberhalb aufgelöster Rampe

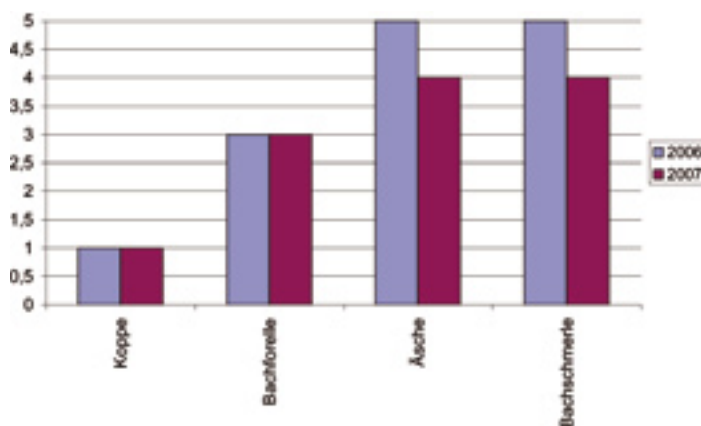


Abb. 284: Alterstrukturbewertung der typischen Begleitarten und Leitarten am Innbach im Jahr 2006 und 2007. (kein signifikanter Unterschied – Wilcoxon Test, $p > 0,05$)

Reusenfänge

Im Jahr 2006 und 2007 wurde die Reuse 8 Wochen im Gewässer belassen und täglich kontrolliert (**Abb. 285**). In diesen 8 Wochen wurden 2 Fischarten und insgesamt 54 Individuen gefangen. Die am häufigsten gefangene Art war die Äsche. Aufgrund der strömungsexponierten Lage der Hauptreuse im Gewässer konnten schwächere Schwimmer durch die Reuse nicht erfasst werden (**Abb. 286**).



Abb. 285: Hauptreuse am 28. 10. 2006

Während die Bachforelle im Herbst am stärksten gefangen wurde, war dies im Frühjahr für die Äsche der Fall. Der Fischregionsindex der gewanderten Fische lag bei 4,5 (5,2 im Leitbild). Eine von 3 Strömungsgilden (rheophil A; eurytop fehlend) fand sich bei den gewanderten Fischen, sowie eine von 6 Reproduktionsgilden (litho/pegalophil; psammophil; phytophil; phyto/lithophil; speleophil fehlend).

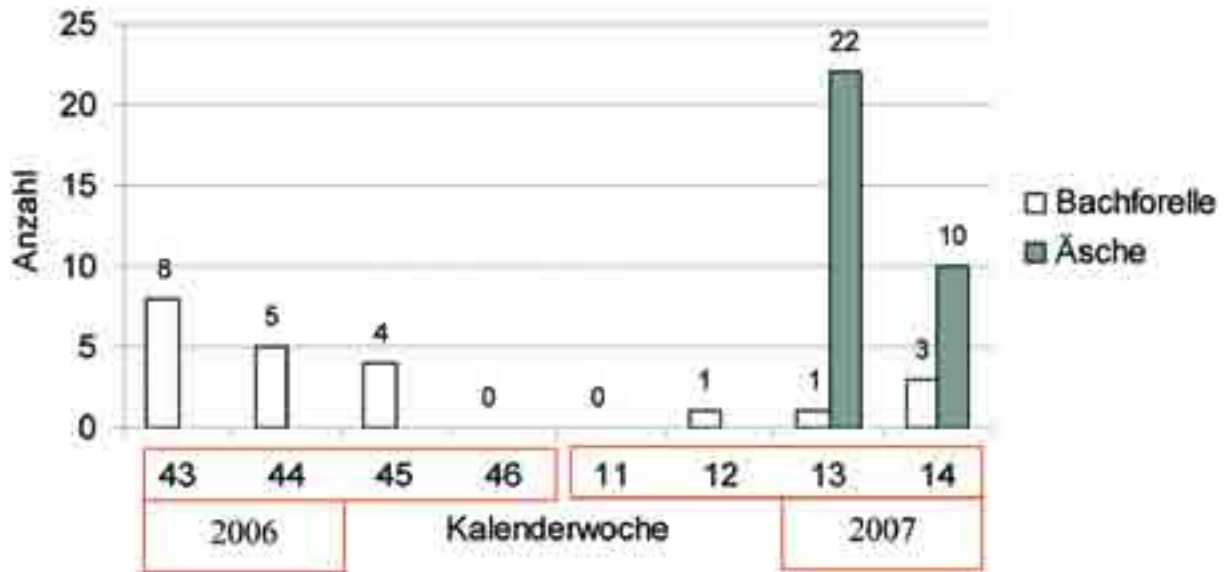


Abb. 286: Hauptreusenfänge in den Jahren 2006 und 2007

Das Längenspektrum der gefangenen Fische reichte von ca. 20 cm bis 39 cm. Die Verteilung hatte ihren Modalwert für beide Arten bei 30 cm. Äschen kleiner 26 cm und Bachforellen kleiner 20 cm fehlten (Abb. 287).

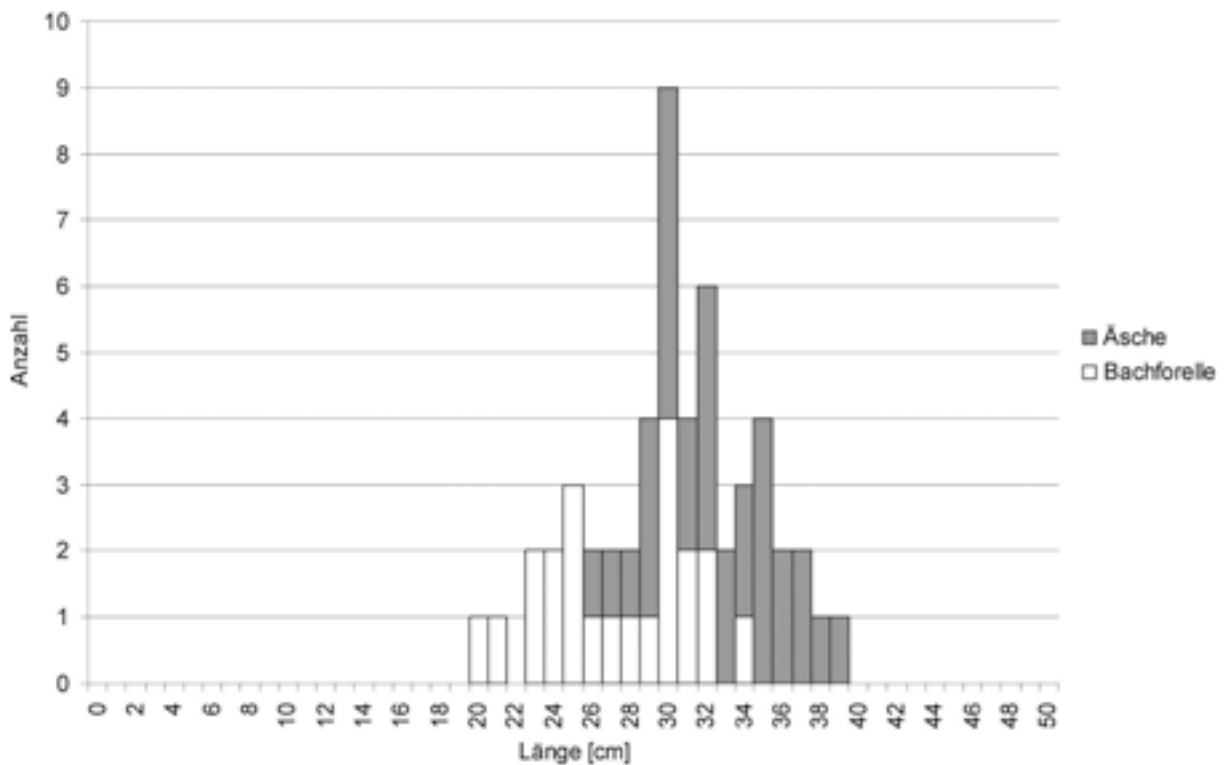


Abb. 287: Länge der Fische in der Hauptreuse (2006 und 2007)

Beckenbefischungen

An vier Terminen wurden die Becken in der aufgelösten Rampe befischt. Gesamt konnten dabei 3 autochthone Arten nachgewiesen werden (Abb. 288). Die Artenverteilung zwischen den Becken war heterogen. Die Artenverteilung in Becken 10 unterschied sich signifikant (bootstrap, $p < 0.05$) von jener in Becken 2, 4 und 6 (Abb. 289).

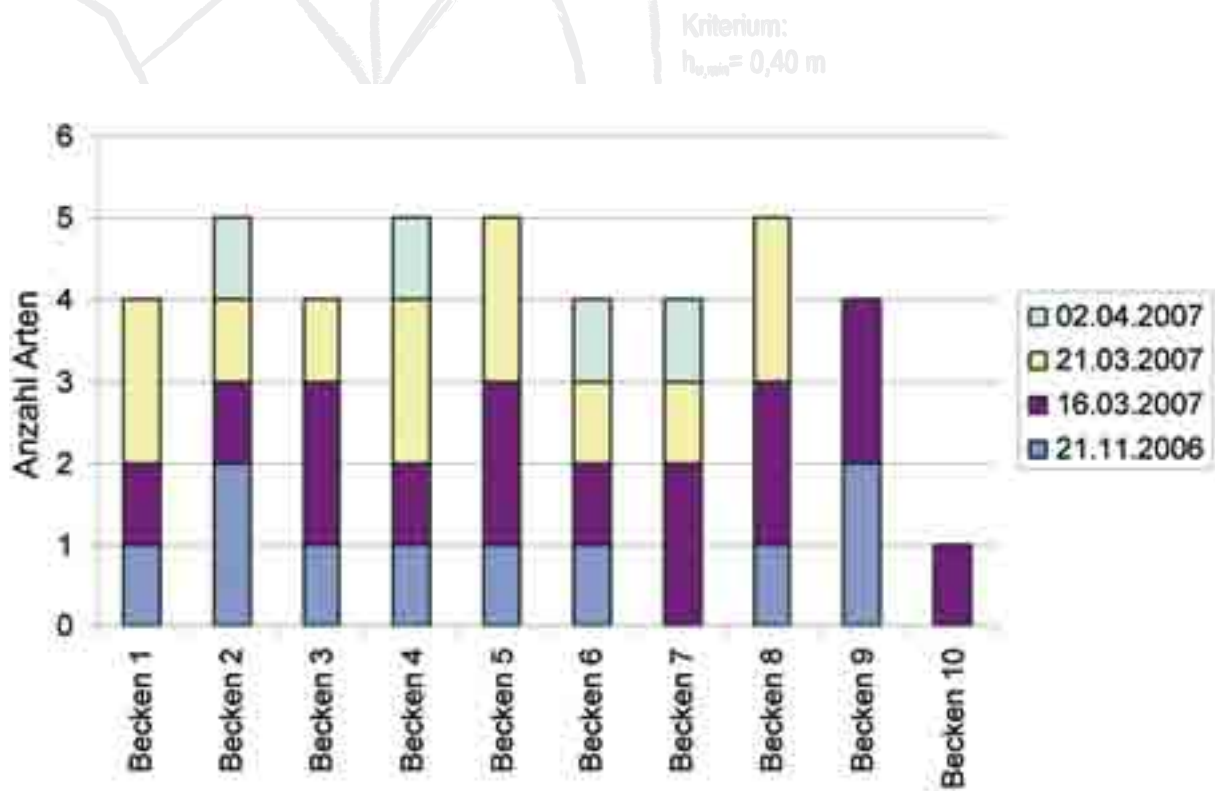


Abb. 288: Anzahl gefangener Arten in den einzelnen Becken

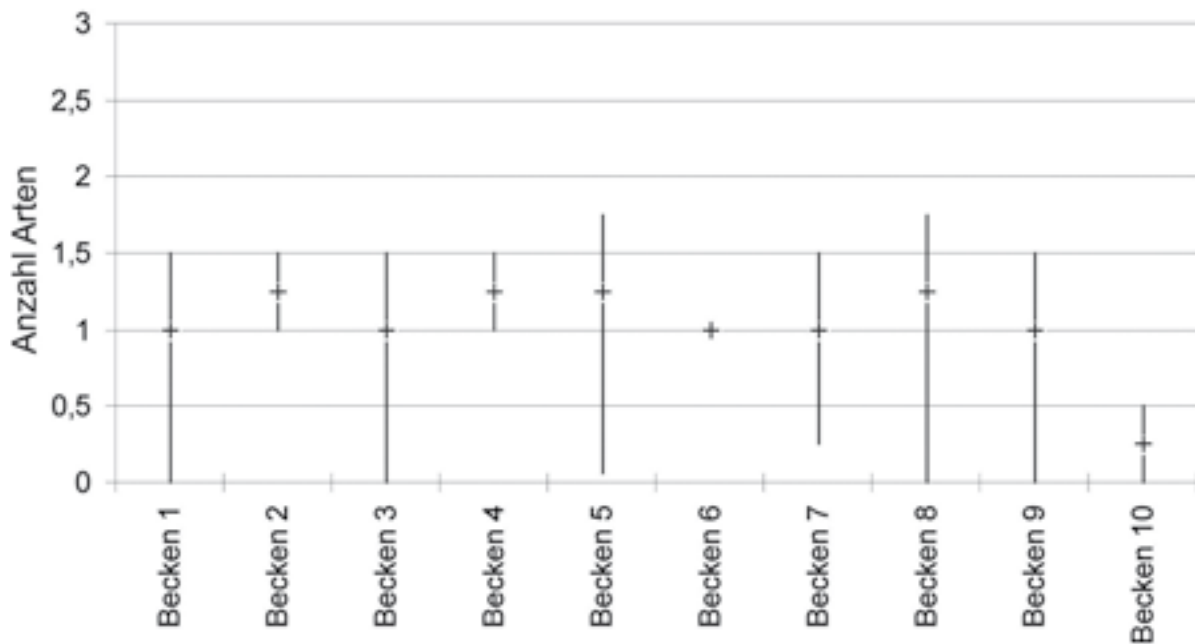


Abb. 289: Vergleich der Artenzahl zwischen den Becken am Innbach (Fehlende Überlappungen der 95%-igen Konfidenzgrenzen ergeben statistisch signifikante Unterschiede)

Im März/April 2007 wurde die gesamte Rampe befischt (Abb. 290), 65 adulte Individuen von 3 Fischarten markiert und am Rampenfuß ausgesetzt. Die Anzahl der markierten Fische war je nach Vorkommen stark unterschiedlich. Die Koppe war in der Rampe am stärksten vertreten (Abb. 291 und 292).

Nach einer Woche erfolgte bei vorheriger Aktivierung der Hauptreufe eine erneute Befischung der Becken, um die Wanderung der Fische zu beobachten. Gesamt wurden dieselben drei Arten wie bei der Markierung gefangen. 75 % der Äschen, 42 % der Bachforellen und 8 % der Koppes konnten wieder gefangen werden. Während einige Äschenindividuen (55 % der markierten) in der Hauptreufe gefangen wurden, also alle Höhendifferenzen überwandern, passierte die Koppe zwei Riegel mit maximaler Höhendifferenz von 13,7 cm. Die Bachforelle überschwamm eine maximale Höhendifferenz von 18 cm.



Abb. 290: Befischung am 2. 4. 2007

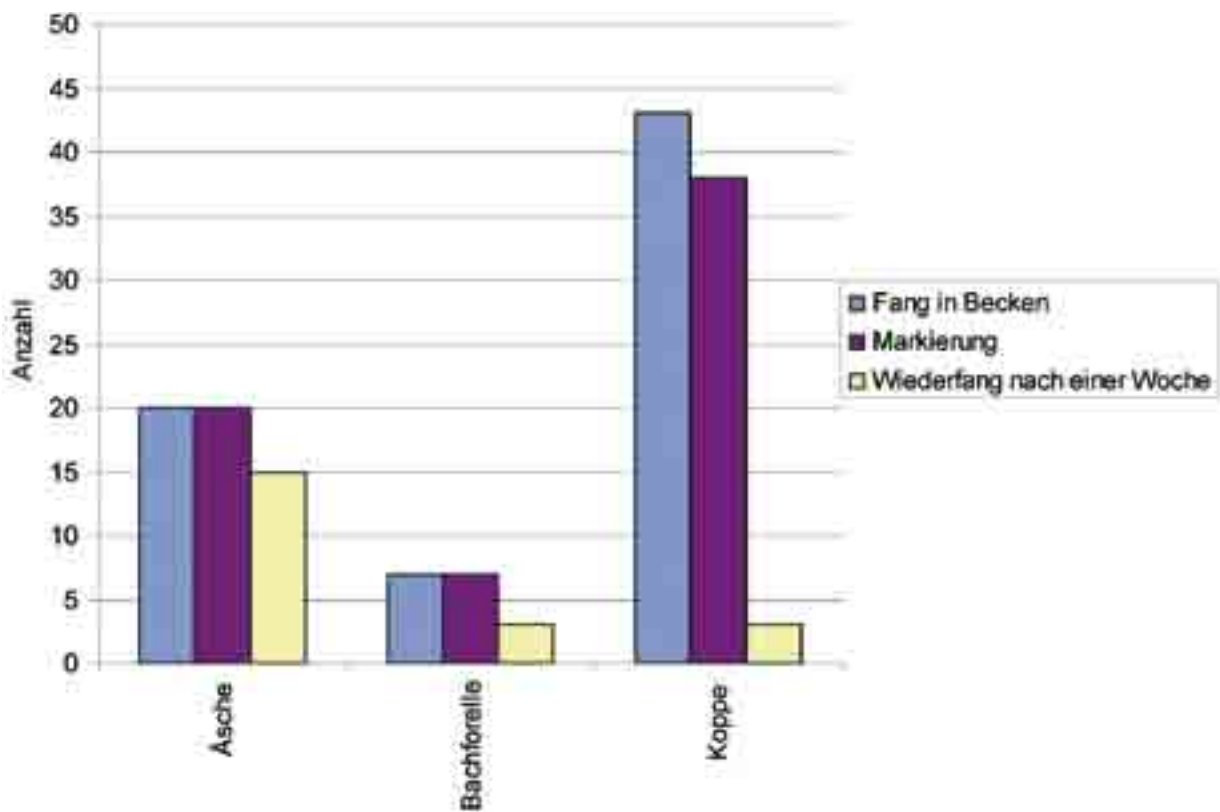


Abb. 291: Wiederfang markierter Fische nach einer Woche in der Rampe (2007)

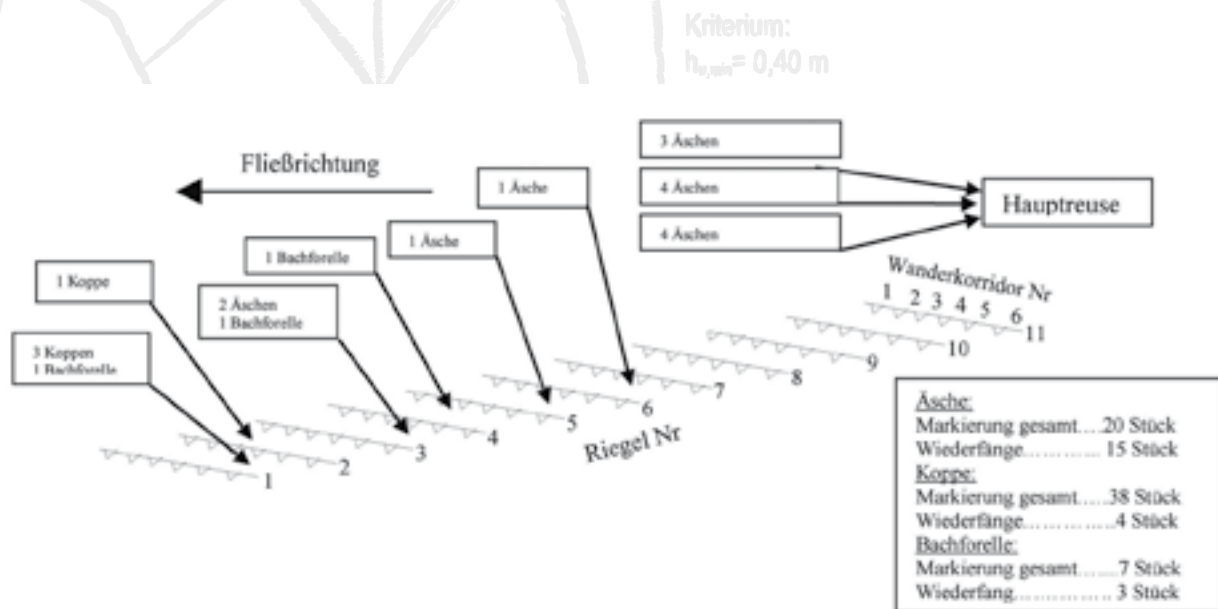


Abb. 292: Flussaufwärtswanderung ausgewählter Fischarten (markiert) innerhalb einer Woche (2007)

Floating tag

Die floating tag Versuche mit vier Bachforellen und fünf Äschen wurden im Oktober 2006, mit einer Äsche im April 2007 erfolgreich durchgeführt (zumindest wurde ein Wanderkorridor flussauf passiert).



Abb. 293: Floating tag-Versuche mit Äsche

Gesamt wurden 4 Bachforellen und 21 Äschen mit floating tags versehen. Bei einigen Exemplaren (3 Bachforellen und 2 Äschen) konnte der durchschwommene Wanderkorridor nur unsicher bestimmt werden, und somit wurde in diesen Fällen nur der passierte Riegel in die weiteren Analysen aufgenommen.

Die Äschen durchquerten 17 Wanderkorridore einmalig und einen Wanderkorridor zwei Mal. Eine Äsche durchschwamm 9 Riegel innerhalb einer halben Stunde. Mehrere Äschen (ohne den Wanderkorridor bestimmen zu können) schwammen über den obersten Riegel hinaus – Der Großteil der Äschen blieb allerdings innerhalb des Rampenkörpers. Dabei passierten 75 % der Untersuchungstiere einen Höhenunterschied von 10 cm und 60 % einen Höhenunterschied von 20 cm (inverser linearer Zusammenhang zwischen Höhenunterschied und Anteil der Versuchstiere, die den Höhenunterschied überwandern: Spearman $r = -0,66$; $p < 0,05$) (Abb. 294).

Eine Bachforelle durchschwamm fünf Riegel innerhalb von 2 Stunden. Eine weitere passierte alle Riegel. 100 % der beobachteten Tiere schafften einen Höhenunterschied bis 17,8 cm, 50 % bis 23,3 cm und nur mehr 25 % bis 38,5 cm (inverser linearer Zusammenhang zwischen Höhenunterschied und Anteil der Versuchstiere, die den Höhenunterschied überwand: Spearman $r = -0,94$; $p < 0,05$) (**Abb. 295**).

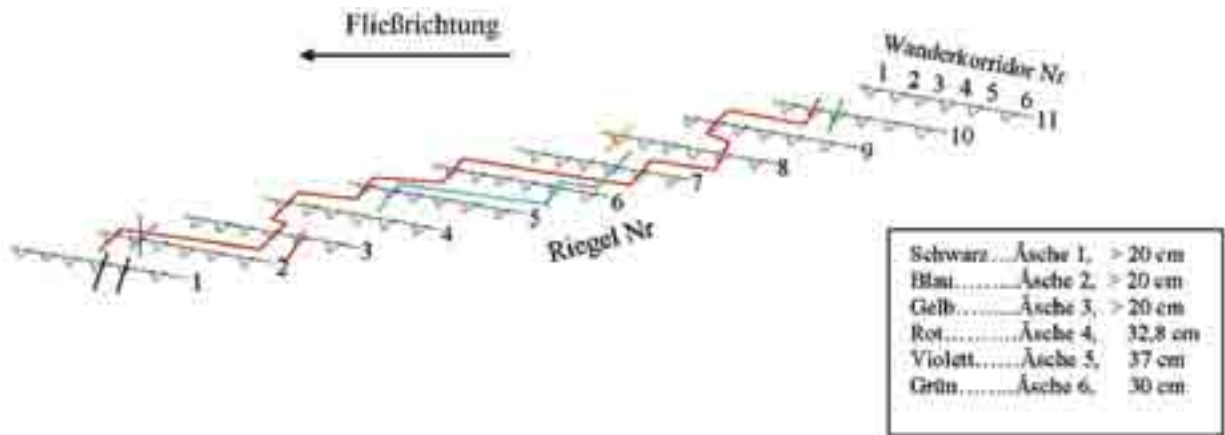


Abb. 294: Migration der Äsche (floating tag-Versuche)

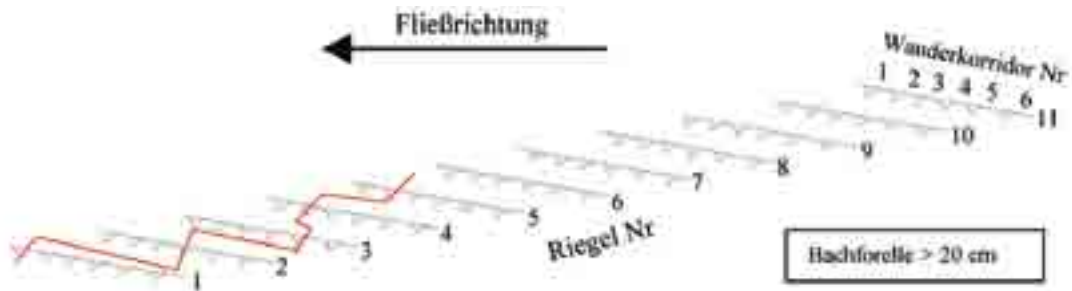


Abb. 295: Migration der Bachforelle (floating tag-Versuche)

Es wurden nicht alle Wanderkorridore vermessen, daher deckt sich die Anzahl der in **Abb. 296** eingezeichneten passierten Korridore nicht mit der Anzahl der roten Punkte in der Clusteranalyse.

Die Ähnlichkeit der Wanderkorridore, die sich oftmals innerhalb eines Riegels ergibt, zeigt diese Abbildung. Die Benutzung der Wanderkorridore ist breit gestreut. Die Absturzhöhe an den Riegeln ist nicht das einzige Merkmal.

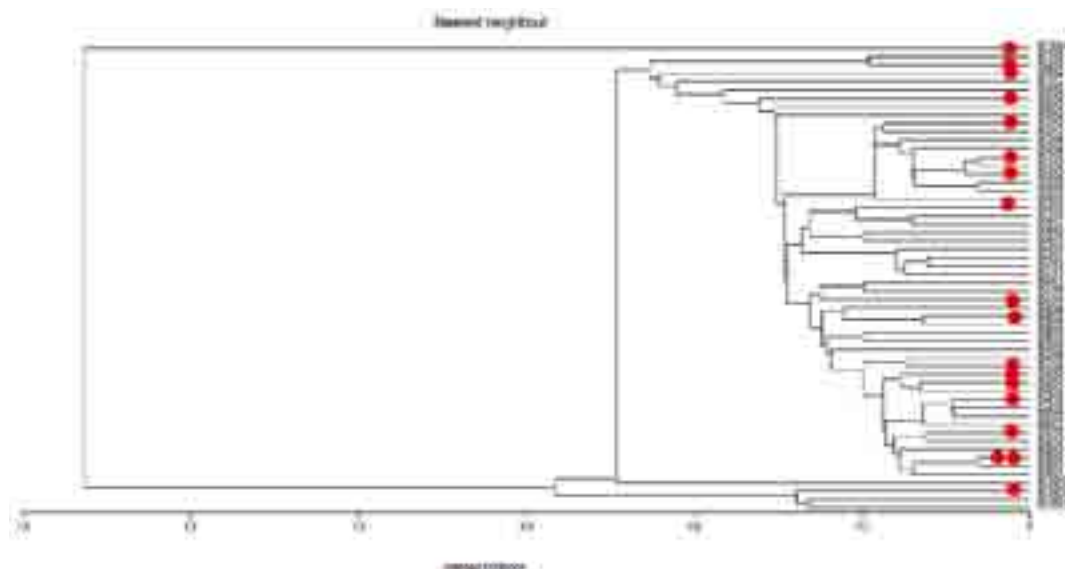


Abb. 296: Ähnlichkeit der Wanderkorridore gemäß mittlere Geschwindigkeit, Höhendifferenz und Tiefen (rot: durchschwommene Korridore)

Kriterium:
 $h_{v, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$

Der Unterschied zwischen der Tiefe der durchwanderten und nicht-durchwanderten Korridore war nicht signifikant (t-Test, $p < 0.01$). Der Median der durchwanderten Korridore betrug 37,2 cm (min-max: 18-75 cm), jener der nicht-durchwanderten lag bei 28,4 cm (min-max: 12-52 cm) (**Abb. 297**).

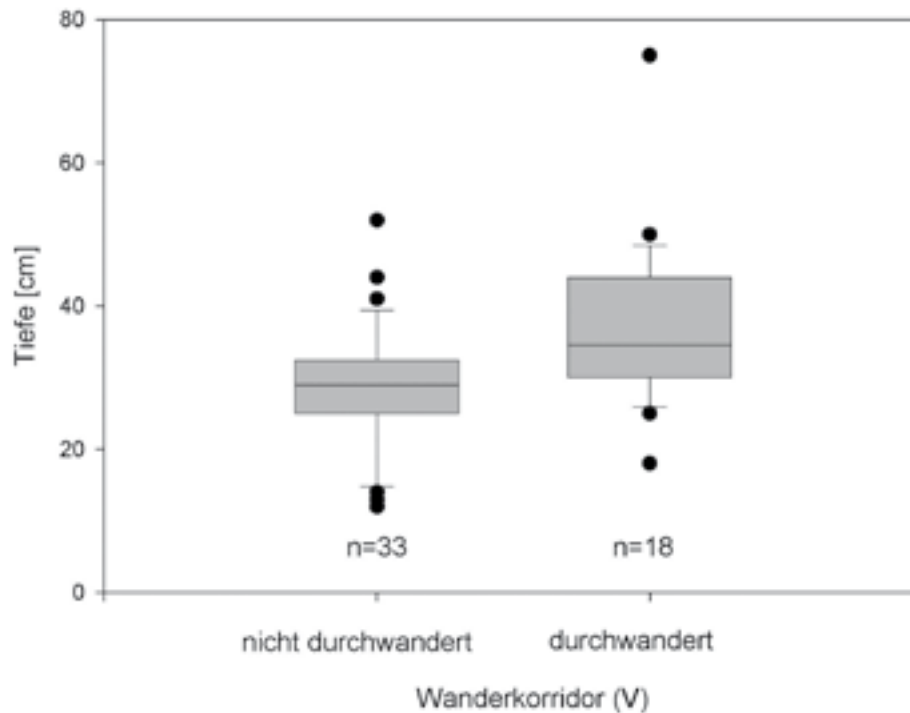


Abb. 297: Verteilung der Tiefe zwischen nicht durchwanderten und durchwanderten Korridoren

Die mittleren Geschwindigkeiten durchwanderter und nicht-durchwanderter Korridore unterschieden sich nicht signifikant voneinander (t-Test, $p < 0.05$), wobei die mittlere Geschwindigkeit in den durchwanderten bei 1,5 (min-max: 1,0-2,1) sowie in den nicht-durchwanderten bei 1,6 m/s lag (min-max: 0,9-2,40) (**Abb. 298**). Die maximal gemessene Fließgeschwindigkeit lag in den durchwanderten bei 2,5 m/sec, bei den nicht durchwanderten bei 2,6 m/s.

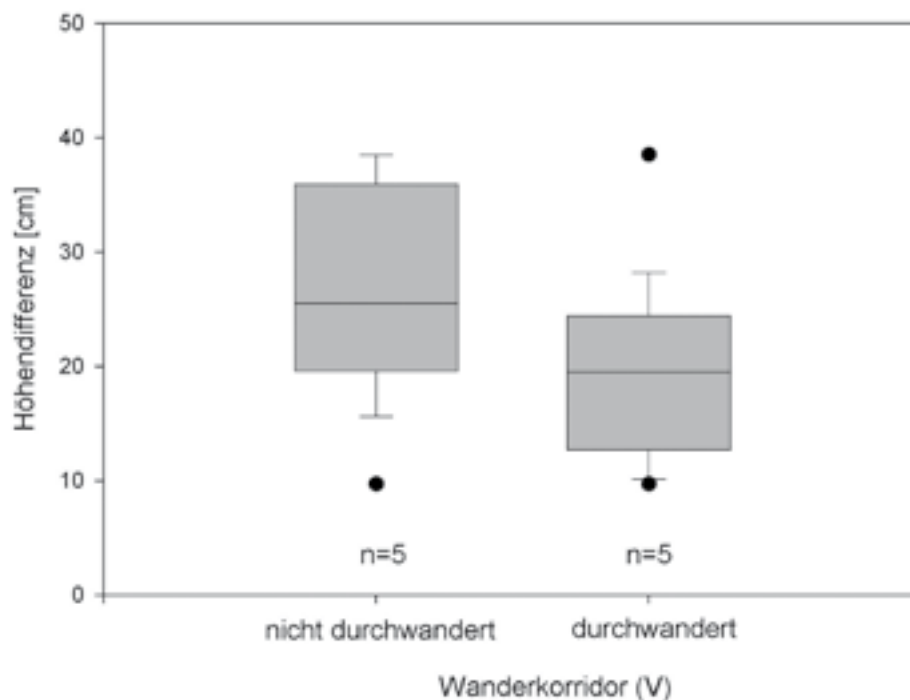


Abb. 298: Verteilung der Fließgeschwindigkeit (mittlere) in Korridoren, die durchwandert und nicht durchwandert wurden.

Der Höhenunterschied zwischen durchwanderten und nicht-durchwanderten Korridoren war signifikant (Mann-Whitney U-Test, $p < 0.05$). Die mittlere Höhendifferenz betrug bei den durchwanderten 20,0 cm (min-max: 10-39), bei den nicht-durchwanderten 26,0 cm (min-max: 10-39) (**Abb. 299**).

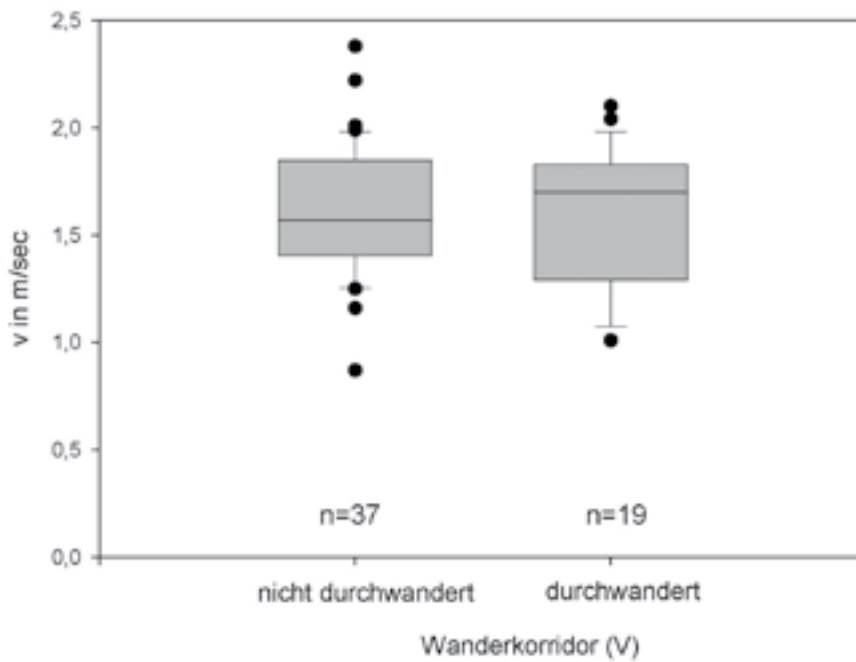


Abb. 299: Verteilung der Höhendifferenz in Korridoren, die durchwandert und nicht durchwandert wurden

Kastenreuse

Mittels der Kastenreusen wurden 3 Fischarten und deren Verhalten in verschiedenen Wanderkorridoren untersucht.



Abb. 300: Kastenreuse

Kriterium:
 $h_{\text{Korridor}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 301: Filmdokumentation

Von jeder der untersuchten Fischarten wurden 20 Individuen zu Beginn des Experimentes in die Kastenreuse gesetzt. Da aufgrund von Unterwasser-Videoaufnahmen dokumentiert werden konnte, dass die untersuchten Arten knapp unter der Wasseroberfläche durch den Korridor schwammen, wurde als Bezugsfließgeschwindigkeit jene in 15 cm Tiefe herangezogen, was sich wiederum nur gering (<1 %) von der mittleren Geschwindigkeit im Wanderkorridor unterschied. In Vorversuchen hat sich gezeigt, dass die Bewegung aus der Kastenreuse nur innerhalb der ersten 15 Minuten stattfand – daher wurde nur innerhalb dieser Zeitdauer protokolliert und der Versuch dann weitere 3mal mit anderen Fischindividuen aus dem Gewässer (pro ausgewähltem Wanderkorridor) wiederholt.

Die mittlere Größe der kleinen Versuchsäschen betrug 10 cm. Kastenreusen an 6 Wanderkorridoren wurden angelegt. Der maximale Anteil an gewanderten Fischen pro Versuchsgruppe war 100 %. Der Zusammenhang zwischen dem Anteil an gewanderten Fischen und der Fließgeschwindigkeit war nicht linear ($R^2=0.94$) und signifikant (ANOVA, $p<0.01$).

Bei der 10-fachen Körperlänge als maximal überwindbare Fließgeschwindigkeit würde sich eine Wanderung von durchschnittlich 15 % der Individuen ergeben. Bezogen auf die Beckenhöhendifferenzen traten die höchsten Wanderraten bei Absturzhöhen in dem Bypass auf, in dem die Höhendifferenzen deutlich <10 cm waren. In Korridoren mit ca. 20 cm Absturzhöhen lag die maximale Wanderrate bei 5%. Die durchwanderten Korridortiefen schwankten zwischen 5 und 13 cm.

Die mittlere Größe der großen Versuchsäschen lag bei 35 cm. Die Kastenreusen wurden an 5 Wanderkorridoren ausgelegt, nicht jedoch an dem Bypass, da der Wasserpolster für diese Größe von Fischen hier zu gering war. Pro Versuchsgruppe lag der maximale Wanderungsanteil bei 80 %. Der Zusammenhang zwischen Wanderraten und Fließgeschwindigkeit war nicht linear ($R^2=0.69$) und signifikant ($p<0.01$) (Abb. 302).

Zieht man die 10fache Körperlänge heran (350 cm), so ergibt sich eine mittlere Wanderrate von 5 %. Die Wanderraten bezogen auf die Absturzhöhen waren am höchsten bei <10 cm (bis 90 %) und am niedrigsten bei >30 cm (15 %). Die durchwanderten Korridortiefen schwankten zwischen 13 und 50 cm.

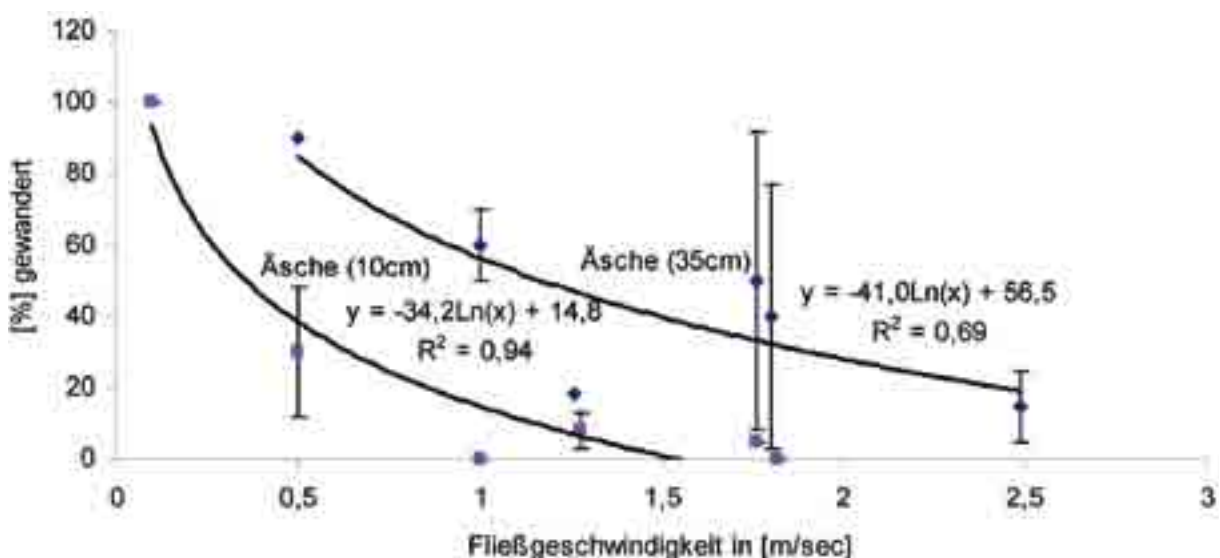


Abb. 302: Fließgeschwindigkeiten in 15 cm Wassertiefe und Anteil der gewanderten Äschenindividuen zweier Größenklassen

Die Bachforellen hatten eine mittlere Länge von 15 cm. Die Kastenreusen wurden an 5 Wanderkorridoren ausgelegt einschließlich des Bypass. Der maximale Anteil an gewanderten Fischen pro Versuchsgruppe lag bei ca. 100 %. Der Zusammenhang zwischen Wanderraten und Fließgeschwindigkeit war nicht linear ($R^2=0.81$) und signifikant ($p<0.01$) (**Abb. 303**).

Zieht man die 10-fache Körperlänge heran (150 cm), so ergibt sich eine mittlere Wanderrate von 16 %. Die Wanderraten bezogen auf die Absturzhöhen waren am höchsten bei <10 cm (15-100 %) und am niedrigsten bei >15 cm (0-5 %). Die durchwanderten Korridortiefen schwankten zwischen 5 und 13 cm.

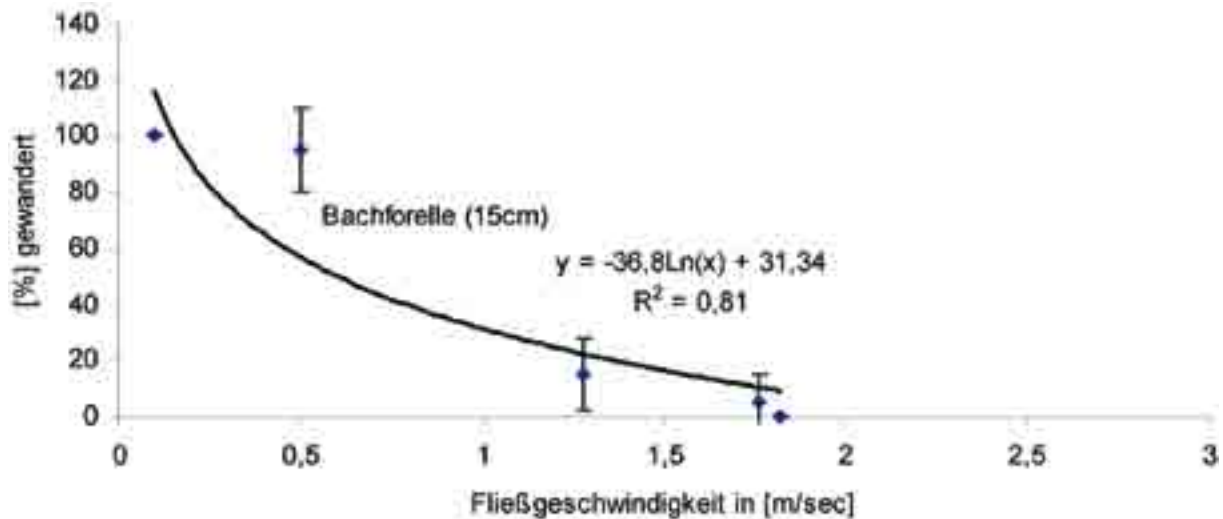


Abb. 303: Fließgeschwindigkeiten in 15 cm Wassertiefe und Anteil der gewanderten Bachforellenindividuen

Die Versuchskoppen wiesen eine Länge zwischen 6 und 8 cm auf. Die Kastenreusen wurden an 5 Wanderkorridoren ausgelegt einschließlich des Bypass. Der maximale Anteil an gewanderten Fischen pro Versuchsgruppe lag bei ca. 70 %. Der Zusammenhang zwischen Wanderraten und Fließgeschwindigkeit war nicht linear ($R^2=0.91$) und signifikant ($p<0.01$) (**Abb. 304**).

Zieht man die 10-fache Körperlänge heran (70 cm), so ergibt sich eine mittlere Wanderrate von 28 %. Die Wanderraten bezogen auf die Absturzhöhen waren am höchsten bei <10 cm (10-70 %) und am niedrigsten bei >15 cm (0 %). Die durchwanderten Korridortiefen schwankten zwischen 5 und 12 cm.

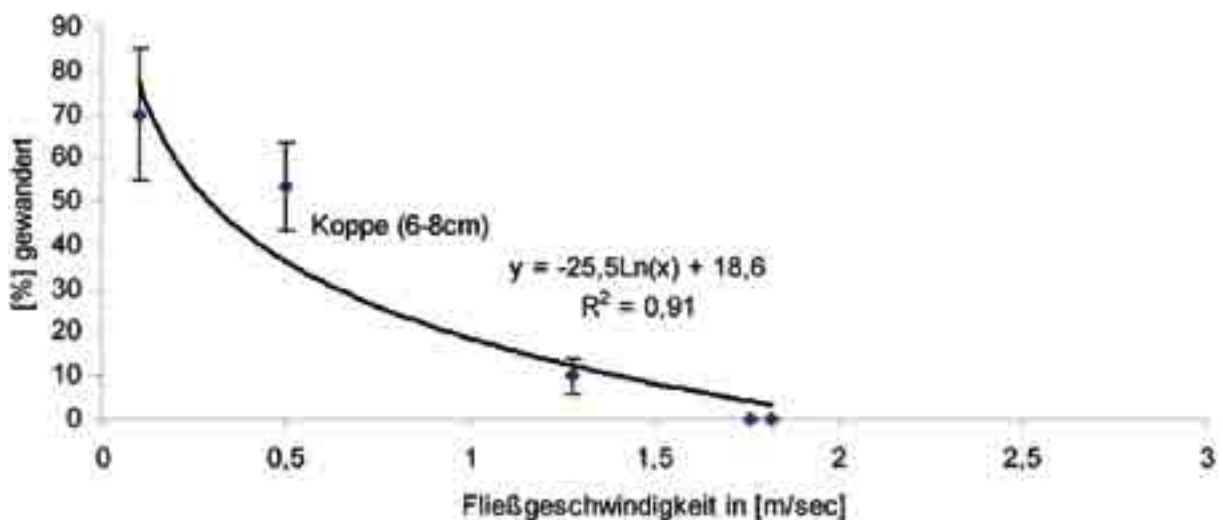


Abb. 304: Fließgeschwindigkeiten in 15 cm Wassertiefe und Anteil der gewanderten Koppenindividuen

Diskussion

Petz-Glechner Regina, Petz Wolfgang

Bereits vor fast 90 Jahren, war die Zielsetzung der Wiederherstellung der Fischpassierbarkeit vom Grundsatz her klar, als FRISCHHOLZ (1922) treffend formulierte: „**Als allgemeiner Grundsatz muss für alle Fischpassanlagen gelten, daß der Paß nicht nur großen und gut schwimmenden Fischen, sondern allen im Gebiet vorkommenden Fischarten, auch den schlechten Schwimmern dienen soll.**“ Diese Vorgaben wurden über Jahrzehnte wiederholt abgeschrieben oder zitiert, die Datengrundlage hinsichtlich der Umsetzung und Funktionskontrolle blieb lange sehr rudimentär. Es existieren Untersuchungen über die Schwimmleistungen verschiedener Fischarten (z.B. GRAY 1957, BEAMISH 1978, WINSTONE et al. 1985, WOLTER & ARLINGHAUS 2003, BLAKE 2004), aber erst in den letzten Jahren wurden diese Erkenntnisse gebündelt zur Planung des Rückbaus von Kontinuumsunterbrechungen genutzt. Dabei wurde das Hauptaugenmerk anfangs auf fischereiwirtschaftlich genutzte Arten, insbesondere auf Salmoniden gelegt. Es ist aber bekannt, dass die unterschiedlichen Arten und Altersstadien große Unterschiede im Schwimmverhalten und der physiologischen Leistungsfähigkeit aufweisen. Die Bedeutung des Kontinuums wurde zusätzlich durch die Erkenntnis gestärkt, dass es neben Laichwanderungen noch weitere wichtige Ortsbewegungen bei Fischen gibt (LUCAS et al. 2001, WOLTER & FREYHOF 2004). Dadurch ergibt sich die Überlegung, dass Fischwanderung nicht auf hochmotivierte, konditionsstarke, adulte Individuen beschränkt ist, sondern alle Altersklassen die Möglichkeit der ungehinderten Wanderungen benötigen. Bei der Fischpassierbarkeit eines einzelnen Querbauwerkes tritt aber auch immer stärker der energetische Aufwand dieser Passierbarkeit für das einzelne Fischindividuum in den Vordergrund. Die Passierbarkeit mehrerer Querbauwerke muss in der Planung Berücksichtigung finden, um es den Fischen auch ihrem Energiehaushalt entsprechend zu ermöglichen, dem Grund der Wanderung (z.B. Erreichen der Laichplätze) gerecht zu werden.

Am Beginn sämtlicher Planungen zur Wiederherstellung der Fischpassierbarkeit an einem Standort muss daher die Kenntnis der betreffenden Ichthyozönose und deren Bedürfnissen stehen (HEGBERG et al. 2001, SCHNEIDER 2009). Beim Bau von Rampen ist es insbesondere wichtig, auch auf die lokalen Gegebenheiten, z.B. die Verwendung geologisch passenden Steinmaterials, Rücksicht zu nehmen (BATES & AADLAND 2006). Gleichzeitig ist es wichtig, Musterbeispiele bereits umgesetzter Projekte einer kritischen Prüfung in Form eines interdisziplinären Monitorings zu unterziehen. Insbesondere beim Bau aufgelöster Rampen ist eine Datenverknüpfung von Hydrologie, Hydraulik und Fischökologie beim Monitoring von größter Wichtigkeit (ULLMANN 2005).

Veränderungen der Ichthyozönose durch die Wiederherstellung der Fischpassierbarkeit

Aus fischökologischer Sicht ist das Ziel des Rückbaus einer Kontinuumsunterbrechung durch eine aufgelöste Rampe, den Fischarten im Unterwasser eine Wanderung flussaufwärts, sowie eine problemlose Wanderung flussab zu ermöglichen. Optimalerweise finden so nicht nur die saisonalen Laichwanderungen über die Bauwerke statt, sondern es kommt in der flussaufwärts gelegenen Gewässerstrecke zu einer Zunahme der Artenzahl und sogar zu einer Verbesserung des fischökologischen Zustandes. Umgekehrt wirken Wanderhindernisse nachweislich verschlechternd auf die fischökologische Situation der Oberläufe (BRUNKEN & PELZ 1989, LUCAS et al. 1998).

Im Leitenbach, der als epipotamales Gewässer ein überaus artenreiches Leitbild aufweist, wurden bei der Kontrollbefischung vor dem Rückbau der Kontinuumsunterbrechung 10 Arten festgestellt. In der Aschach konnte das Vorkommen von 13 Arten belegt werden. Die Zunahme der Artenzahl im Leitenbach nach Errichtung der Rampe auf insgesamt 14 Leitbildarten, belegt bereits den positiven Effekt durch die Beseitigung des Wanderhindernisses. Die Zunahme der Artenzahl erscheint auf den ersten Blick gering. Dabei ist aber der für ökosystemare Verhältnisse relativ kurze Zeitraum zwischen der Wiederherstellung der Fischpassierbarkeit und den nachfolgenden Untersuchungsdurchgängen zu berücksichtigen. Die starken Schwankungen von Abundanz und Biomasse zeigen, dass sich die Situation noch nicht etabliert hat und ein Gleichgewicht noch nicht erreicht wurde. Die statistische Auswertung der Bestandsdaten legt den Schluss nahe, dass sich die Ichthyozönose im Unterlauf des Leitenbaches dabei der Situation im Vorfluter, der Aschach, annähert.

Wesentlich ist aber eine signifikante Verbesserung der Alterstruktur der Populationen fast aller Leit- und typischer Begleitarten. Diese ist nicht nur darauf zurückzuführen, dass die Laichwanderung adulter Individuen über die Rampe ermöglicht wird, sondern – wie durch die Reusenfänge nachgewiesen wurde – auch von diesen Arten Individuen aller Längen über die Rampe aufgestiegen sind. Bei den Arten mit ohnehin sehr guter Populationsstruktur (Schneider, Gründling) kam es nach Errichtung der aufgelösten Rampe zu keiner Verschlechterung. Auch die Bewertung der Altersverteilung der Koppenpopulation blieb gut. Bei den anderen Arten wurde eine Verbesserung festgestellt, die eine (Laube, Bachschmerle, Aitel), zwei (Barbe, Aalrutte, Bachforelle) und sogar drei Stufen (Hasel) umfasste. Der Hasel, auch in der Aschach unter den seltenen Arten, ist eine rheophile, lithophile Art, die zur Laichzeit in die Oberläufe bzw. Zubringer zum Ablichten

wandert (WÜSTEMANN & KAMMERAD 1995). Die Art ist unabhängig von der Jahreszeit sehr mobil. Mittels Telemetrie wurde nachgewiesen, dass Hasel längere Zeit in einem Areal verweilen und unvermittelt flussaufwärts oder flussabwärts migrieren (CLOUGH & BEAUMONT 1998). Durch dieses Verhalten sind sie möglicherweise in der Lage, auf den Rückbau von Kontinuumsunterbrechungen sehr rasch zu reagieren und neue Lebensräume zu besiedeln.

Die Barbe, eine der Leitarten dieser Fischregion, konnte nach dem Bau der Rampe erstmals im Leitenbach nachgewiesen werden. Die Barbe gehört zu den potamodromen Mittelstreckenwanderern, wobei weite Distanzen belegt sind (SCHEURING 1949, LUCAS & FREAR 1997, LUCAS et al. 1998, WAIDBACHER & HAIDVOGL 1998). Das Migrationsverhalten der Barbe zeigt ein saisonales Muster mit Aufwärtswanderungen (Laichwanderungen) im Frühling und Abwärtswanderungen im Sommer und Herbst (LUCAS & BATLEY 1996, LUCAS et al. 1998).



Abb. 305: Barbe, Foto: Wolfgang Hauer

Lediglich bei der Nase kam es zwischen den Untersuchungsterminen im Jahr 2005 und im Jahr 2007 zu einer Verschlechterung der Populationsstruktur um eine Stufe. Das ist aber im Fall dieser Fischart auf eine geringe Individuenzahl zurückzuführen, da bei den Elektrobefischungen im Jahr 2005 wenige Nasen und im Jahr 2007 keine Exemplare dieser Art gefangen wurden. Es ist im Fall der Nase unwahrscheinlich, dass die Tiere nach dem Aufstieg über die Rampe in der oberhalb anschließenden, schlecht strukturierten und zum Abbläichen ungeeigneten Fließstrecke verweilen. Vielmehr ist von einem weiteren Aufstieg bachaufwärts auszugehen, so dass bei der Beweissicherung knapp oberhalb der Rampe kein Nachweis erbracht werden konnte.



Abb. 306: Nase, Foto: Wolfgang Hauer

Die Artenzunahme und Verbesserung der Populationsstrukturen blieb auch nicht ohne Auswirkungen auf die Bewertung des fischökologischen Zustandes. Der FIA (Fisch-Index-Austria) verbesserte sich im Leitenbach oberhalb der Rampe nach etwa einem Jahr um 0,54. Besonders erfreulich ist am Leitenbach, dass durch die Wiederherstellung der Fischpassierbarkeit – wenn auch knapp – bereits der gute Zustand erreicht wurde. Auch hier ist festzuhalten, dass nachhaltige Maßnahmen oft nicht sofort sichtbar sind und insbesondere bei langlebigen Tiergruppen wie den Fischen eine Zustandsverbesserung einige Jahre in Anspruch nehmen kann.

Auch im Innbach war durch die Beseitigung des Wanderhindernisses ein positiver Effekt feststellbar. Während vor der Errichtung der Rampe in der Gewässerstrecke oberhalb nur zwei Leitarten (Bachforelle, Koppe) festgestellt wurden, nahm die Artenzahl im Jahr darauf um zwei weitere Leitarten (Äsche, Bachschmerle) zu. Während eine Wanderung der nur vereinzelt gefangenen Bachschmerle, die auch im Unterwasser sehr selten ist, nicht belegbar ist, ist der Nachweis der Äsche eindeutig der Errichtung der Rampe zu verdanken, da die Äsche auch in der Reuse gefangen wurde.

Am Innbach existierte vor der Errichtung der Rampe ein ausgedehnter Rückstau durch das Thanhofer Wehr, der ausschließlich durch die Bachforelle besiedelt wurde. Eine weitere positive Auswirkung des Rückbaus ist die deutliche Reduktion dieses Staus, da die Rampenkronen abgesenkt wurden und somit wieder ein Lebensraum für andere gewässertypspezifische Fischarten geschaffen wurde. Die Verbesserung des fischökologischen Zustandes sowie der Bewertung des Populationsaufbaus der nachgewiesenen Arten ist im Innbach gering, da der fischökologische Zustand bereits vor der Rampenerrichtung unbefriedigend (Tendenz zu schlecht) war und in dem Gewässer zahlreiche weitere Defizite existieren, u.a. ein starkes Artendefizit (17 Arten im Leitbild, 6 Arten im Unterwasser). Daher kann die isolierte Maßnahme der Wiederherstellung der Fischpassierbarkeit einer einzelnen Kontinuumsunterbrechung eines Abschnittes nicht sofort eine einschneidende Veränderung im fischökologischen Zustand bewirken.

Besiedlung der Rampe

Die Ergebnisse der Befischungen der einzelnen Becken der Rampe im Leitenbach zeigen, dass diese nicht nur als Wanderkorridor, sondern auch als Lebensraum genutzt wird. Dabei gibt es klare Unterschiede in der Besiedlung der Becken. Die meisten Arten wurden allerdings im längeren Abschnitt zwischen den Teilrampen festgestellt. Die dominanten Arten in den Becken waren die Bachforelle und die Bachschmerle, die in den meisten Becken angetroffen wurden. Auch Schneider, Gründling, Barbe und Koppe kamen in sehr vielen Becken vor. Arten, die nur in einzelnen Becken angetroffen wurden, sind seltene Arten wie Aalrutte, Bitterling, Flussbarsch, Hasel und Hecht.

Wenn auch die Besiedlung der Becken von rhithralen Arten dominiert wird, sieht man anhand des Fischregionsindex der gewanderten Fische bei den Reusenversuchen, der in beiden Jahren mit 5,8 (2006) bzw. 5,9 (2007) nur gering vom Leitbild dieser Fischregion (5,7) abwich, dass leitbildkonform das potamale Artenspektrum aufsteigt.

Die Artenzahl in den Becken korreliert dabei mit den Fließgeschwindigkeiten, die möglichst gering sein sollen. Durch die Fließgeschwindigkeit eines Gewässers wird maßgeblich seine Eignung als Habitat bestimmt (EINSELE 1960, AMBÜHL 1961). Selbst Fischarten, die fließendes Wasser bevorzugen, meiden Bereiche mit zu starker Strömung; dabei sind Fließgeschwindigkeit und Wassertiefe die wichtigsten Parameter für die Habitatwahl (z.B. MALLETT *et al.* 2000, SHRIVELL & DUNGEY 1983).

Aus der Darstellung der Individuenzahl in den Becken geht hervor, dass die oberen Becken deutlich dichter besiedelt waren. Da die Übergänge zwischen Becken nach oben hin steiler wurden, kommt es zu einem gewissen „Stauereffekt“, da der Aufstieg anstrengender oder sogar unmöglich wird und die aufwärts wandernden Fische anstehen. Die unteren Becken dürften dagegen zügiger durchwandert werden. Daraus geht hervor, dass die Überwindung der unteren Rampe, deren einzelne Riegel einen Höhenunterschied von jeweils 0,1 m (unten) bis 0,15 m (oben) aufweisen, den Fischen weniger Schwierigkeiten bereitet wie die obere Rampe, an der zwischen den Becken jeweils 0,2-0,3 m überwunden werden müssen. Die Ergebnisse sind nur auf die zu überwindende Höhendifferenz und die damit einhergehende Fließgeschwindigkeit im Wanderkorridor zurückzuführen. Die Wasserspiegeldifferenzen zwischen den Becken werden bachaufwärts größer, die Beckenlängen nehmen damit korrespondierend ebenfalls zu, so dass sich nur die Verhältnisse im Wanderkorridor ändern, nicht aber die Energiedissipation in den Becken selbst. Diese Ergebnisse gehen nicht auf eine Einwanderung von Fischen von oben zurück, da dies durch die Reuse und den Leitreechen unterbunden war.

Im Innbach wurden insgesamt drei autochthone Arten in den Becken festgestellt. Dabei erwies sich die Besiedlung der Becken sehr ähnlich, nur das oberste, relativ turbulente Becken war gering besiedelt bis teilweise fischleer. Das ist ein Hinweis, dass die aufsteigenden Fische auch aus der Rampe aussteigen und weiter flussaufwärts schwimmen, bzw. die turbulente Strömung und hohe Beckendifferenz ungünstige Verhältnisse aufzeigen.

Fischwanderungen

Im Leitenbach verblieb die Reuse im Jahr 2006 am oberen Ende acht Wochen im Gewässer. Dabei wanderten fünf Fischarten. Ein Hochwasser machte einen Reuseneinsatz erst ab der zweiten Aprilwoche möglich. Die häufigste Art war die Nase, die in den ersten beiden Wochen des Reuseneinsatzes wanderte, wobei ein Peak Mitte April mit abklingender Was-

serführung bei einem Anstieg der Wassertemperatur auf 8-10°C auftrat. Diese Wassertemperatur ist für den Höhepunkt des Nasenlaichzugs vielfach dokumentiert (z.B. BRUSCHEK 1954, KECKEIS *et al.* 1997, KECKEIS 2001).

Die Kleinfische Gründling und Schneider wanderten durchgehend über sechs Wochen, wobei eine besonders starke Wanderung in der ersten Maiwoche bei Wassertemperaturen von 12-13°C im Leitenbach (bzw. bei bis zu 16°C in der wärmeren Aschach) zu verzeichnen war. Der Gründling ist ein in Schwärmen ablaichender Portionslaicher (PENAZ & PROKES 1978), der Laichzug kann sich ebenfalls über mehrere Wochen hinziehen (LOBON-CERVIA & TORRES 1983/1984). Auch der Schneider ist ein Schwarmfisch, wobei sich diese anonymen Verbände aber zur Fortpflanzungszeit auflösen (BLESS 1994).



Abb. 307: Gründling, Foto: Wolfgang Hauer

Die Reusenexposition im Jahr 2007 ergab die Wanderung von 11 Fischarten mit 561 Individuen. Nur zwei typische Begleitarten (Aalrutte, Koppe), die in der Aschach gefangen wurden, fehlten im Artenspektrum in der Reuse. Dabei handelt es sich allerdings um Arten, die nur in sehr geringen Dichten derzeit in der Aschach vorkommen. Eine Überwindbarkeit der oberen Quersektionen (Höhendifferenz ca. 0,3 m) ist bei der Koppe zudem sehr erschwert (vgl. BLESS 1990, PETER 1998, LUCAS *et al.* 2001), aufgrund der Korridorausformung (Tiefe, Hydraulik, etc.) jedoch möglich.

Die Wanderung von Gründling und Schneider startete Mitte April bei Wassertemperaturen von 11-12°C. Die optimale Laichtemperatur des Gründlings liegt etwas höher (PENAZ & PROKES 1978), die Art muss aber im Leitenbach ohnehin noch weiter bachaufwärts wandern, da in der Bachstrecke oberhalb kein passendes kiesiges Laichsubstrat anzutreffen ist, das auch vom Gründling bevorzugt wird (BLESS 2001).

Die Nase wanderte im Jahr 2007 sehr spät mit nur wenigen Individuen (Ende Mai, Anfang Juni). Es kann nicht sicher gesagt werden, dass der Nasenzug bereits früher (die Reuse konnte aufgrund der starken Abflüsse erst im April gesetzt werden) oder später stattfand oder im betreffenden Jahr gänzlich ausblieb. LAMPERT & LINK (1971) stellten im Rhein fest, dass die Laichwanderung der Nase regional innerhalb eines Jahres sehr stark schwanken kann und keine bevorzugte Jahreszeit erkennbar war. Aufgrund der Abflusssituation musste die Reuse Mitte Juni entfernt werden. Später wandernde potamale Arten, z.B. die Laube (JURAJDA *et al.* 1998), konnten daher nicht erfasst werden.

Im Leitenbach wurden Längen der gewanderten Exemplare zwischen 4 und 50 cm registriert. Der hohe Anteil an Kleinfischen mit durchschnittlich ca. 10 cm Länge, zeigt, dass auch diese Arten bzw. Größenklassen die Rampe in ihrer gesamten Länge überwinden konnten. Lediglich von der Nase wurden nur Adulte mit 43-50 cm Körperlänge festgestellt, was die Tatsache, dass es sich bei der Art ausschließlich um die Laichwanderung handelt, untermauert.

Im Innbach wanderten Äsche und Bachforelle über die Rampe bachaufwärts. Die Bachforelle wanderte vor allem im Herbst, vereinzelt auch im Frühjahr. Die Bachforelle zählt zur Laichzeit zu den wanderfreudigeren heimischen Fischarten (NORTHCOTE 1998, PETER 1998); es sind Distanzen weit über 100 km belegt (LINLOKKEN 1993). Ansonsten ist sie standorttreu, wobei die Wanderaktivität auch mit der Habitatgröße bzw. Habitatqualität abnimmt (BUNNELL *et al.* 1998).

Kriterium:
 $h_{0, \text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 308: Bachforelle, Foto: Wolfgang Hauer

Während der vierwöchigen Expositionszeit der Reuse im Frühjahr wurde die Laichwanderung der Äsche erfasst, die im Herbst keinerlei Wanderaktivität verzeichnete. Die Laichwanderung der Äsche setzte Ende März ein, war aber naturgemäß aufgrund des geringen Bestandes im Unterwasser nicht stark ausgeprägt. Von der Äsche ist bekannt, dass sie zur Laichzeit über weite Distanzen (bis zu 100 km; *LINLOKKEN 1993*) wandert. Daneben werden saisonale Wanderungen zu Überwinterungsplätzen und Nahrungsgründen unternommen (*LUCAS et al. 2001*). Wie in der Literatur belegt (*WITKOWSKI & KOWALEWSKI 1988*) geht der Beginn der Laichwanderung der Äsche im Frühjahr mit einem Temperaturanstieg einher. Leider ist der Äschenbestand im Innbach relativ gering. Die Äsche zählt in Österreich zu den gefährdeten Fischarten (*WOLFRAM & MIKSCHI 2007*). Der europaweite Rückgang der Äschenbestände in den letzten 10 bis 20 Jahren beschäftigt die Wissenschaft im ganzen europäischen Verbreitungsgebiet (*PERSAT 1996, BAARS et al. 2001*). Als häufigste Ursachen werden der Verlust an Lebensraum, an Laichplätzen und die Vielzahl der Wanderhindernisse genannt. Schlechte Wasserqualität spielt dagegen heute kaum mehr eine Rolle. Die in manchen Gewässern auftretenden interspezifische Konkurrenz mit der allochthonen Regenbogenforelle, indem die gleichen Laichplätze genutzt werden und die Regenbogenforelle beim Abblachen den Äschenlaich wieder ausgräbt (Superimposition von Laichplätzen), dürfte im gegenständlichen Abschnitt des Innbaches für die Äsche ebenfalls kein Problem darstellen.



Abb. 309: Äsche, Foto: Wolfgang Hauer

Die Länge der gewanderten Fische reichte von 20-34 cm (Bachforelle) bzw. 26-39 cm (Äsche). Aus technischen Gründen war die im Innbach installierte Reuse für die bodenlebende Koppe nicht fängig.

Auswahl des Wanderkorridors

Im Leitenbach zeigten die Floating-Tag-Versuche mit Barbe (mittlere Länge 45 cm) und Nase (mittlere Länge 45 cm), dass die Barbe, die ein bekannt gut Schwimmer ist (*LUCAS & FREAR 1997*), bis zum Beginn des oberen Rampenteils zog. Die maximale Höhendifferenz, die zwischen zwei Becken überwunden wurde, betrug ca. 0,2 m. Nasen zogen dabei nur im unteren Rampenteil, wobei die größte überwundene Höhendifferenz 0,12 m betrug. Der Reusenversuch zeigte aber, dass auch diese Art die gesamte Rampe durchschwimmen kann.

Der ideale Wanderkorridor gewährt geringe Energieverluste, geringe Zeitverluste und maximale Deckung (*SCHNEIDER 2009*). Die Ergebnisse der Versuche mit den Floating-Tags weisen darauf hin, dass die Auswahl des Wanderkorridors aktiv erfolgt. Dabei verweilen die Fische kurz in den Becken, schwimmen aber hin und her und stellen so anhand der Strömungsmuster offenbar den für sie passenden V-förmigen Wanderkorridor im Querriegel fest, der anschließend zügig durchschwommen wird. Die Wahl fiel im Leitenbach bevorzugt auf den Korridor mit der geringsten mittleren Fließgeschwindigkeit, die in den durchwanderten Riegeln bei durchschnittlich 1,0 m/s liegt. Ein immenser Vorteil für den Aufstieg auch über die Riegel mit hoher Höhendifferenz dürfte die Möglichkeit der Wahl zwischen mehreren Wanderkorridoren sein. Die obersten Riegel (Höhendifferenz 0,3 m) wurden allerdings bei diesen Markierungsversuchen nie durchwandert. Die mittlere Höhendifferenz der durchwanderten Riegel lag im Leitenbach bei 0,131 m, bei den nicht durchwanderten Riegel bei 0,218 m. Die Tiefe der Korridore spielte im gegenständlichen Versuch keine Rolle, vermutlich auch, weil alle Wanderkorridore die notwendige Tiefe aufwiesen.

Im Innbach wurden von 75 % der Äschen Höhenunterschiede von 0,1 m und von 60 % der Tiere Differenzen von 0,2 m überwunden. Alle Bachforellen konnten Riegel mit einer Höhendifferenz bis 0,178 m durchschwimmen, während 0,23 m bzw. 0,385 m nur mehr von 50 % bzw. 25 % überwunden wurden. Die Höhendifferenz zwischen durchwanderten und nicht durchwanderten Korridoren ist signifikant: die mittlere Höhendifferenz der durchwanderten Passagen lag bei 0,2 m im Gegensatz zu 0,26 m der nicht durchwanderten Korridore. Tiefere Korridore scheinen bevorzugt zu werden; dieses Ergebnis ist aber statistisch nicht signifikant belegbar. Auch hinsichtlich der mittleren Fließgeschwindigkeit in den Wanderkorridoren ergibt sich kein signifikanter Unterschied zwischen durchwanderten und nicht durchwanderten Passagen.

Die Ergebnisse im Innbach sind unter Berücksichtigung der getesteten Fischlängen zu betrachten, da vor allem größere Individuen markiert wurden (20-37 cm).

Die Versuche mit der Schwimmkörpermarkierung zeigen auch das methodische Problem, dass manche Individuen nicht spontan motiviert waren, über die Rampen aufzusteigen und die direkte Beobachtung eine permanente Anwesenheit eines Beobachters mit Blick auf den Schwimmkörper erforderlich macht. Teilweise tritt dieses methodische Problem der „Wanderunlust“ auch bei Versuchen mit besenderten Fischen auf, deren Aufenthaltsort aber oft nur täglich kontrolliert werden muss (*vgl. BARAS 1998*). Viele Arten sind außerhalb der Laichzeit nicht zu Ortsbewegungen bereit. Möglicherweise spielt auch eine Rolle, dass viele Fischarten bevorzugt nachts oder in der Dämmerung wandern (*PELZ & KÄSTLE 1989, ADAM & SCHWEVERS 1996, CRIVELLI & MALAKOU 1997, HUBER & KIRCHHOFER 1997, MEYER 2001*).

Die Fische für die Floating-Tag-Versuche wurden daher, sofern möglich, aus Gewässerabschnitten oberhalb der Rampen entnommen und unterhalb mit Schwimmkörper versehen wieder eingesetzt. Die Methode, die mit Farbmarkierung auch standardmäßig zur Funktionskontrolle von Fischwanderhilfen verwendet werden kann (*PETZ-GLECHNER et al. 2006*), nutzt das sogenannte „homing behavior“, das Fische veranlasst, möglichst schnell die alten Standorte wieder aufzusuchen (*LUCAS et al. 2001*). Insbesondere die Bachforelle ist stark standorttreu und hat – mit Ausnahme der Laichzeit – nur einen sehr begrenzten Aktionsradius (*MENSE 1975, BUNNELL et al. 1998, YOUNG 1999*). Auch die Äsche ist eine standorttreue Art, die sich gesellig in relativ kleinräumigen „home ranges“ aufhält (*WITKOWSKI & KOWALSESKI 1988, MEYER & PELZ 1998*) und außerhalb der Laichzeit keine Wanderungen über längere Distanzen unternimmt (*BRUSCHEK 1978*).

Markierungsversuche

Die Markierung (Elastomer, Alcianblau) von zahlreichen Individuen aus 12 Arten zeigte im Leitenbach, dass die Koppe sechs Riegel bis zu einer maximalen Höhendifferenz von 0,13 m überwinden konnte. Auch im Innbach überwand die Koppe Höhendifferenzen von bis zu 0,137 m. Dieser Wert ist unter der Berücksichtigung der Tatsache zu sehen, dass die V-förmigen Durchlässe zwischen den Riegelsteinen, von den Fischen durchschwommen werden und kein Aufstieg über Abstürze erfolgen muss.

Kriterium:
 $h_{\text{min}} = 0,40 \text{ m}$



Abb. 310: Koppe, Foto: Wolfgang Hauer

Im Leitenbach wurden Barben nach einer überwundenen Absturzhöhe von 0,21 m, Forellen nach dem Aufstieg über maximal 0,28 m wiedergefangen. Die maximale überwundene Höhendifferenz der Bachforellen im Innbach lag bei 0,18 cm. Die Äsche überwand im Innbach binnen einer Woche die gesamte Rampe. Dass im Leitenbach die Kleinfische Bachschmerle und Gründling die gesamte Rampe durchwandern konnten, erscheint angesichts der Höhendifferenzen an den oberen Riegeln (ca. 0,3 m) bemerkenswert. Dabei spielt die präzise Gestaltung der Korridore, die bereits beim Bau von einem fähigen Team in Zusammenarbeit mit einer äußerst erfahrenen Bauaufsicht optimiert wurde, eine wichtige Rolle. Außerdem ist bei der Interpretation die Tatsache zu berücksichtigen, dass Kleinfische und hierbei insbesondere die bodenorientierten Arten knapp unterhalb der Riegel an rauen Sohlstrukturen verweilen können und von dort in die Wanderkorridore der Riegel einschwimmen. Diese Bereiche stehen größeren, frei schwimmenden und insbesondere hochrückigen Individuen nicht bzw. nur sehr eingeschränkt zur Verfügung. Sie starten im freien Wasser und sind somit starker Strömung länger ausgesetzt.

Zugleich ist beim Bau bzw. bereits bei der Planung einer Rampe die zeitliche Komponente der Fischwanderung zu überlegen. Auch wenn der Nachweis des Aufstiegs über vergleichsweise hohe Querriegel auch für schwächere Schwimmer erbracht wurde, so muss berücksichtigt werden, dass der Aufstieg hier mit einer größeren zeitlichen Verzögerung und einem höheren Energiebedarf einhergeht. Bei einer zweiten Versuchsreihe im Jahr 2007 passierte die Kontrollbefischung der markierten Individuen bereits nach einer Woche. Hier wurde festgestellt, dass die Arten, die 2006 nach einem Monat die gesamte Rampe bewältigt hatten (Gründling, Bachschmerle), erst bis zur Mitte der unteren Teilrampe (d.h. maximale Abstürze von 0,11 cm) gewandert waren. Selbst wenn also ein Aufstieg grundsätzlich möglich ist, erleidet der Fisch einen Nachteil der langen Zeitdauer und hohen energetischen Kosten, insbesondere, wenn am Weg zu den Laichplätzen innerhalb kürzester Zeit mehrere dieser Bauwerke überwunden werden müssen. Das kann sogar dazu führen, dass bis zum Erreichen der Laichplätze der optimale Reproduktionszeitpunkt überschritten ist (SCHWEVERS 2006).



Abb. 311: Schmerle, Foto: Wolfgang Hauer

Fische können sehr hartnäckig sein. Wenn sie auf ein Wanderhindernis treffen und dieses nicht sofort überwinden können, wandern sie teilweise viele hundert Meter flussab und warten manchmal Wochen lang auf bessere Umweltbedingungen (höherer Wasserstand, Temperatur), die ihnen erlauben, die Barriere zu überwinden (OVIDIO & PHILIPPART 2002).

Kastenreuse

Durch die Versuche mit den Kastenreusen kann ebenfalls gezeigt werden, dass die Fischwanderung bei geringerer Höhendifferenz zwischen den Riegeln und niedriger Fließgeschwindigkeit im Wanderkorridor zunimmt. Der Prozentsatz der im Leitenbach gewanderten Fische korreliert insbesondere bei Schneider und Gründling signifikant mit der Abnahme der Fließgeschwindigkeit, die durch die unterschiedliche Höhendifferenz entsteht.



Abb. 312: Schneider, Foto: Wolfgang Hauer

Bei der Bachforelle, die ein leistungsfähiger Schwimmer ist (BEAMISH 1978, VDFF 1997), war keine signifikante Korrelation zwischen Wanderrate und Fließgeschwindigkeit unter 1,5 m/s erkennbar. Auch bei der Schmerle ergab diese Analyse keine Aussage, da hier einem Riegel mit geringer Absturzhöhe gegenüber einem mit höherer Fließgeschwindigkeit der Vorzug gegeben wurde, was wiederum stark auf die Bevorzugung gewisser Wanderkorridore und die Notwendigkeit der Errichtung verschieden geformter Korridore innerhalb eines Riegel für die einzelnen Fischarten hinweist. Fließgeschwindigkeiten von über 1,5 m/s im Wanderkorridor wurden aber im Wesentlichen nur von der Bachforelle bewältigt, wobei auch bei dieser Art die Anzahl der gewanderten Individuen extrem gering war. Obwohl diese Individuen eine ähnliche Länge, nämlich 12 cm, wie viele Kleinfischarten aufwiesen, erwiesen sie sich als deutlich leistungsfähiger.

Hinsichtlich der Bevorzugung bestimmter Wanderkorridore lassen sich artspezifische Präferenzen vermuten: Die Bachschmerlen bevorzugten tiefere V-Durchlässe bei gleichzeitig geringer Höhendifferenz, wobei sie die niedrigen Fließgeschwindigkeiten in Bodennähe nutzten. Gründling und Schneider sind Arten, die eine geringere Bodenorientierung als die Bachschmerle aufweisen. Bei diesen trat in Durchlässen, die in einer Tiefe von 15 cm die geringsten Strömungsgeschwindigkeiten (nahe 0) haben, die höchste Zahl an wandernden Individuen auf. Die Bachforelle stellte unter den untersuchten Fischarten im Leitenbach die geringsten Ansprüche an die Strömungsgeschwindigkeit.

Auch im Innbach wurde mit den Kastenreusen bei juvenilen Äschen (10 cm Länge) ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Anzahl der gewanderten Fische und der Fließgeschwindigkeit festgestellt. Eine Schwimmgeschwindigkeit in Höhe der 10-fachen Körperlänge würde nach den Ergebnissen der Versuche bei den Jungäschen nur bei durchschnittlich 15 % der Individuen in einem erfolgreichen Aufstieg resultieren. Bereits bei einer Fließgeschwindigkeit von 0,5 m/s wanderte durchschnittlich nur ein Viertel der Jungäschen aus den Kastenreusen aus. Dieser Wert liegt noch unter den Ergebnissen von ZERRATH (1996) und STAHLBERG & PECKMANN (1986, 1987). ZERRATH (1996) zeigte, dass Gründlinge im Versuch eine Sprintgeschwindigkeit von 15 Körperlängen pro Sekunde entwickelten. Es werden darauf aufbauend Empfehlungen für eine maximale Geschwindigkeit von 0,8 m/s in Fischwanderhilfen ausgesprochen. Nach STAHLBERG & PECKMANN (1986, 1987) liegt die kritische Strömungsgeschwindigkeit für bodenlebende Kleinfische (z.B. Gründling, Schmerle) zwischen 0,5 und 0,6 m/s, die für freischwimmende Kleinfische (untersucht an Moderlieschen und Stichling) bei 0,35 m/s. Auch für junge Regenbogenforellen gilt dieser Wert (BEAMISH 1978). Bei Brütlingen der Bachforelle liegt die kritische Geschwindigkeit bei 0,2 m/s (HEGGENES & TRAAEN 1988). Erst ab einer Länge zwischen 40 und 50 mm werden auch Geschwindigkeiten über 0,5 m/s toleriert (HEGGENES & TRAAEN 1988).

Die Rampe am Innbach weist im mittleren Abschnitt ein kleines Bypass-Gerinne auf, das ähnlich einem Umgehungsgerinne mehrere Becken umgeht. Hier war die Wanderrate der Jungäschen am höchsten, da auch die Absturzhöhen in dem Bypass maximal 0,1 m hoch sind. Korridore mit 0,2 m Höhendifferenz wurden dagegen nur von maximal 5 % der juvenilen Individuen überwunden.

Kriterium:
 $h_{\text{crit}} = 0,40 \text{ m}$

Auch bei den größeren Äschen (35 cm Länge) ergab sich im Innbach eine signifikante Korrelation zwischen Wanderrate und Fließgeschwindigkeit. Auch hier würde eine Fließgeschwindigkeit, die der 10-fachen Körperlänge entspricht, nur eine Wanderrate von ca. 5 % der Individuen bedeuten. Geringere Absturzhöhen ($< 0,1 \text{ m}$) wurden gegenüber höheren (bis $0,3 \text{ m}$) bevorzugt durchwandert.

Die Bachforellen (15 cm Länge) zeigten sich gegenüber größeren Fließgeschwindigkeiten toleranter als Äschen. Bei einer Fließgeschwindigkeit von $0,5 \text{ m/s}$ lag die Wanderrate noch bei knapp 100 %. Erst bei steigender Strömung sinkt die Wanderrate extrem ab. Eine 10-fache Körperlänge als Grenzwert der Fließgeschwindigkeit würde auch bei der Bachforelle nur eine mittlere Wanderrate von 16 % der Individuen bedeuten. Natürlich ist bekannt, dass die Bachforelle enorme Schwimmleistungen erbringen kann und Hindernisse, eine entsprechende Wassertiefe im Unterwasser vorausgesetzt, auch springend überwinden kann (OVIDIO & PHILIPPART 2002). Die Anforderungen an die physiologische Leistungsfähigkeit eines Fisches sind aber auch im Rhithral an Jungfische und Kleinfische anzupassen.

Koppen (6-8 cm Länge) kamen mit Fließgeschwindigkeiten von bis zu $0,5 \text{ m/s}$ ebenfalls noch gut zurecht (über 50 % der Individuen wandern; maximale Wanderung bei sehr geringer Fließgeschwindigkeit 70 %). Eine Fließgeschwindigkeit entsprechend der 10-fachen Körperlänge hätte eine Wanderrate von 28 % der Individuen zur Folge.

Fische, selbst gute Schwimmer, können nicht pausenlos gegen starke Strömung anschwimmen. Kleinfische, aber auch Jungfische, sind meist schwache Schwimmer. Der Grenzwert der 10-fachen Körperlänge als kritische Schwimmggeschwindigkeit (BAINBRIDGE 1960) darf also nicht für die hydraulische Dimensionierung von Wanderkorridoren herangezogen werden. Einerseits wird die Anzahl der aufsteigenden Individuen limitiert, andererseits geht der Aufstieg mit extremen energetischen Kosten für die Tiere einher. Die Schwimmggeschwindigkeit steigt auch nicht linear mit zunehmender Körperlänge (ZERRATH 1996, WOLTER & ARLINGHAUS 2003). Zugleich steigen mit zunehmender Schwimmggeschwindigkeit die energetischen Kosten für den Fisch. Der Grenzwert der 10-fachen Körperlänge als kritische Schwimmggeschwindigkeit wird von BARAS & NINDABA (1999) auch für Fischlarven in Frage gestellt.



Abb. 313: Rutte, Foto: Wolfgang Hauer

Rampendesign

Es ist eine spezifische Eigenschaft naturnaher Rampen, dass quer über die Gewässerbreite und zusätzlich je nach Abfluss unterschiedliche Wanderkorridore zur Verfügung stehen (LUCAS *et al.* 2001, SCHNEIDER 2009). Dadurch ist Fischarten mit unterschiedlichen Ansprüchen bzw. verschiedener physiologischer Leistungsfähigkeit ein Aufstieg möglich.

Bei drei unterschiedenen Schwimmggeschwindigkeiten eines Fisches (Dauergeschwindigkeit, gesteigerte Geschwindigkeit, Sprintgeschwindigkeit; BEAMISH 1978) ist bei der Betrachtung der Schwimmleistung im Wanderkorridor die sogenannte kritische Schwimmggeschwindigkeit (zwischen Sprint und gesteigerter Geschwindigkeit) wichtig. Die Sprintgeschwindigkeit wird nur in Ausnahmefällen benutzt, erfordert hohe Motivation und eine Regenerationszeit von bis zu 24 h (SCHNEIDER 2009) und beansprucht den anaeroben Stoffwechsel, d.h. die Weiße Muskulatur (WOLTER & ARLINGHAUS 2003). Für die Überwindung einer Rampe, in der zahlreiche Riegel und Wanderkorridore durchschwommen werden müssen, wäre sie weitaus zu anstrengend und durch die Regeneration zu zeitintensiv.

Wie schon von *DUMONT (2006)* richtig gefordert wurde, darf die Dimensionierung von Wanderkorridoren die Sprintgeschwindigkeit nicht ausreizen, sondern muss sich an der gesteigerten Schwimmggeschwindigkeit orientieren, die über mehrere Sekunden aufrecht erhalten werden kann, damit der Aufstieg für den Fisch nicht völlig erschöpfend und mit hohen energetischen Kosten verbunden ist. *SCHNEIDER (2009)* fordert, dass ein Engpass grundsätzlich beim ersten Versuch passierbar sein sollte, um auch „mäßig motivierten Individuen ein ungehinderten Aufstieg zu ermöglichen.“




Abb. 314: Aitel, Foto: Wolfgang Hauer

Die in unseren Versuchen durchschwommenen Geschwindigkeiten liegen teilweise deutlich unter den in der Literatur angegebenen Werten. Grenzwerte müssen zudem mit einer gewissen Sicherheitsgrenze formuliert werden, da die Schwimmleistung selbst bei Salmoniden stark von der Wassertemperatur beeinflusst wird, indem mit steigender Temperatur (bis zu einer Obergrenze) eine verstärkte Schwimmleistung feststellbar ist (*HEGGENES & TRAAEN 1988, NORTHCOTE 1998, WOLTER & ARLINGHAUS 2003, TURNPENNY & CLOUGH 2006*). Zudem besteht eine hohe individuelle Variabilität der Schwimmleistung, die auch konditionsbedingt ist (*BEAMISH 1978*), aber auch zwischen einzelnen Populationen einer Art können Unterschiede auftreten, die sogar vererbt werden (*TAYLOR & McPHAIL 1985*).



Abb. 315: Elritze, Foto: Wolfgang Hauer

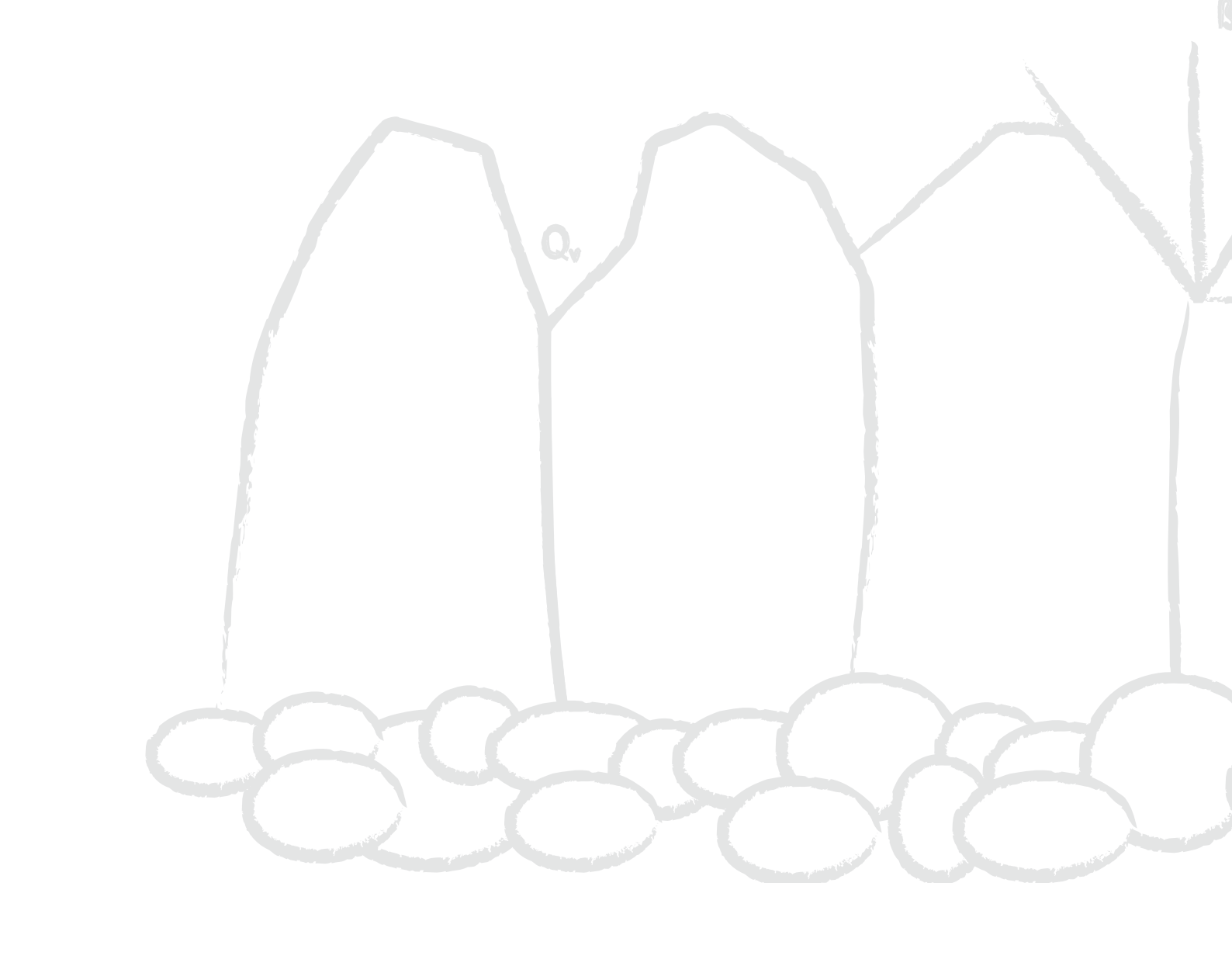


Kriterium:
 $h_{\text{max}} = 0,40 \text{ m}$

Aus den Ergebnissen der Fischwanderung über aufgelöste Rampen in vorliegender Studie kann abgeleitet werden, dass die Höhendifferenzen zwischen den Becken im Hyporhithral maximal 0,15 m, im Epipotamal maximal 0,12 m betragen sollen, um die Fließgeschwindigkeit nicht zu stark steigen zu lassen. Diese Werte entsprechen im Hyporhithral den gängigen Grenzwerten der Literatur, sind aber niedriger als die derzeit üblichen Grenzwerte im Epipotamal (0,13 m; *MUNLV 2005, DUMONT 2006*).

Diese Grenzwerte sind nur auf aufgelöste Rampen, eventuell auch auf naturnahe Beckenpässe mit Wanderkorridoren mit ähnlichem Design, nicht aber auch technische Fischpässe, z.B. Vertical-Slot-Fischpass, übertragbar.

Für die Durchwanderung der Rampe sind heterogen gestaltete Durchlässe entscheidend, da sowohl bodenorientierte Arten als auch Arten der Wassersäule die Rampe passieren können müssen. Dabei ist eine Umsetzung unter Begleitung erfahrener Fachleute (Bauaufsicht) wichtig. Die Durchlässe sollen bis zur Gewässersohle reichen, da die Wanderung artenabhängig in unterschiedlichen Tiefen erfolgt. Da offenbar Präferenzen für bestimmte Wanderkorridore bestehen, die artspezifisch sind, ist es wichtig, dass innerhalb eines Querriegels zwischen den Becken verschieden gestaltete Korridore zur Verfügung stehen. Daneben ist die Ausformung der Becken mit geringer Energiedichte und ausreichender Tiefe als Lebensraum wichtig.



Kurzfassung Hydraulik und Morphologie aufgelöster Rampen

Aufgelöste Rampen werden zumeist anstelle eines sohlstabilisierenden Querbauwerks im Gewässer errichtet und sollen zusätzlich zu ihrer sohlstützenden Funktion auch jene der ökologischen Durchgängigkeit gewährleisten. Aus der Funktion der Sohlstabilisierung ergibt sich, dass bei der Planung einer aufgelösten Rampe nicht nur der Stabilität des Bauwerks selbst, sondern auch den anschließenden Gewässerabschnitten sowie den Übergängen zwischen freier Fließstrecke und aufgelöster Rampe Augenmerk zu schenken ist. Gleichzeitig muss ihre Bauweise Strömungsmuster erzeugen, die das Wandern der Fische nicht verhindern. Um somit sowohl die ökologische wie auch die wasserbauliche Funktionsfähigkeit langfristig zu sichern, sind folgende Aspekte zu beachten:

Dimensionierung Steingrößen - Bauwerkstabilität

Die Größe der Riegel- und Beckensteine einer aufgelösten Rampe sind ein bestimmender Faktor für die Stabilität des Bauwerks. Zur Dimensionierung der Steingrößen existieren verschiedene Ansätze, die je nach Situation unterschiedlich gut geeignet sind. Zu beachten ist dabei vor allem der Gültigkeitsbereich der einzelnen Ansätze. Da aufgelöste Rampen ein relativ junger Bautyp sind, für den noch nicht übermäßig viele Erfahrungen aus Ausführungen vorliegen, empfiehlt es sich daher, die Dimensionierung der Steingrößen anhand mehrerer Methoden durchzuführen und die Ergebnisse miteinander zu vergleichen.

Vermeidung von Setzungen - Filterschicht

Das Versagen einer aufgelösten Rampe kann nicht nur durch Erosion von Riegel- oder Beckensteinen, sondern auch durch massive Setzungen des Rampenkörpers verursacht werden. Setzungen des Rampenkörpers werden dann möglich, wenn das Material jener Schicht, auf die Riegel- und Beckensteine gebettet werden, die sogenannte Filterschicht, so feinkörnig ist, dass es durch die Hohlräume zwischen den Steinen der Rampe herausgesaugt werden kann, wodurch die Rampensteine nach und nach in die Tiefe wandern. Dies lässt sich verhindern, indem die Steingröße der Filterschicht so groß gewählt wird, dass das Herausaugen der Steine unmöglich wird.

Gleichgewichtsgefälle - Rampenhöhe

Eine Fließgewässerstabilisierung ist nur dann erfolgreich, wenn sich die Fließstrecken flussauf und flussab des Bauwerks im sohlmorphologischen Gleichgewicht befinden. Wird die Rampenhöhe somit für einen Gewässerabschnitt dimensioniert, der sich nicht im Gleichgewicht befindet sondern einen Erosionstrend aufweist, so kann dies zu einer zusätzlichen Stufe unterhalb der Rampe führen, die die ökologische Durchgängigkeit zunichte macht. Wird die Rampenhöhe umgekehrt für einen Abschnitt dimensioniert, der auflandet, kann es zu Hochwasserschutzproblemen kommen. Die Dimensionierung der Rampenhöhe muss daher für eine nachhaltige Lösung immer in Abstimmung mit dem sohlmorphologischen Gleichgewicht geschehen.

Kolkentwicklung - Nachbettschutz

Die Energie des Wassers, das über eine aufgelöste Rampe strömt, wird nur bis zu einem gewissen Anteil dissipiert. Die überschüssige Restenergie am Ende der Rampe wird in einem Kolk unterhalb des Rampenfußes umgewandelt. Wird dieser Kolk zu tief, so besteht die Gefahr, dass die unteren Steinriegel der Rampe in den Kolk abrutschen und so ein Versagen der Rampe verursachen. Es muss daher die Ausdehnung des Kolkes in Bezug auf Tiefe und Länge begrenzt werden. Ein optimaler Nachbettschutz besteht daher einerseits aus einer lokalen Rampenfußsicherung und andererseits aus einer flächigen Sohlsicherung zur Begrenzung der Kolkdimension.

Wehrhöhe

Jede Gleichgewichtssohle oberhalb einer aufgelösten Rampe wird sich langfristig auf einem Niveau einstellen, das an seinem Ende, d.h. am Übergang zur Rampenkronen, einen Versatz aufweist, den man auch als Wehrhöhe bezeichnet. Bleibt dieser Versatz in der Festlegung der Kronenhöhe unberücksichtigt, kann dadurch eine unerwünschte Erosion in der oberwasserseitigen Anschlussstrecke ausgelöst werden. Es ist daher notwendig, die Rampenkronen um das Ausmaß jenes Versatzes, der von der Hydrologie des Einzugsgebiets, den morphologischen Gegebenheiten (Geschiebehaushalt, Sohlmaterial) und der Hydraulik am Fließquerschnitt im Oberwasser der Rampe abhängt, höher zu setzen.

Gestaltung der Wanderkorridore

Die Gestaltung der Wanderkorridore ist maßgeblich für den Erfolg der ökologischen Funktionsfähigkeit. Ausschlaggebende Faktoren sind dabei die Fließgeschwindigkeit in den Korridoren sowie die Größe der Wanderquerschnitte. Größere,

Kriterium:
 $h_{\text{Krit}} = 0,40 \text{ m}$

tiefreichende Öffnungen in den Riegeln zwischen den Riegelsteinen, die zudem vom unterwasserseitigen Beckenwasserspiegel teilweise eingestaut werden, haben den Vorteil einer größeren Variabilität an Strömungsmustern, die die Bedürfnisse verschiedenster Fischarten erfüllen können.

Gestaltung der Becken

Die Becken zwischen den Riegeln einer aufgelösten Rampe dienen den aufsteigenden Fischen als Ruhezone, in denen sie sich von den energieaufwändigen Sprints über die Stufen der Rampe erholen können. Aus diesem Grund sollten auch die Fließgeschwindigkeit in den Becken, die in die Becken eingetragene Strömungsenergie und die Längsausdehnung der Becken auf die jeweilige Fischregion des Gewässers abgestimmt werden.

Bau von Aufgelösten Rampen

Projektsziel

Dieses Projekt über aufgelöste Rampen brachte neue Erkenntnisse hinsichtlich Stabilität, Baudurchführung und Fischpassage, die künftig in Planung und Umsetzung der Baumaßnahme im Detail umgesetzt werden müssen.

Bemessungsabfluss für ökologisches Design

Durch den Wasserverlust in der kompakten Steinschichtung weisen die Rampen mit Riegel- und Beckenformationen eine Grenze beim ökologischen Bemessungsabfluss auf. Je nach Routine des Bauteams und Passgenauigkeit der Steine können solche Bauwerke nur bis zu einem Niederwasser-Gesamtabfluss von ca. $0,10 - 0,15 \text{ m}^3/\text{s}$ gebaut werden. Andernfalls steht den wanderwilligen Fischen, bei einem geschätzten Wasserverlust von 30-40% zwischen den Steinen und in der Filterschicht, nicht mehr ausreichend Wasser im Wanderkorridor zur Verfügung.

Bauroutine

Die Kenntnis der bautechnischen Grundprinzipien ist Basis für eine funktionelle Baumsetzung. Ein erfahrenes und routiniertes Bauteam garantiert Detailgenauigkeit und gleich bleibende bis steigende Bauqualität. Steht so ein Team nicht zur Verfügung, muss eine sehr intensive und lange Bauschulung durchgeführt werden und/oder das bewilligte Projekt sehr detailgenau ausgeführt sein. Die für die Ausbildung der Korridore und damit für die Fischwanderung so entscheidenden Steinformen können aber in keiner Projektsplanung dargestellt oder vorausgesehen werden und müssen daher Teil der aufwändigen Praxisarbeit sein. Der Steinsatz, vor allem jener der Riegel- und Keilsteine, wirkt sich nicht nur auf die Funktion der Wanderkorridore für die Fischpassage aus, sondern garantiert auch die Stabilität durch den kompakten Steinverbund.

Beckentiefe

Die aus fischökologischer Sicht bedeutende Beckentiefe darf eine Maximaltiefe von 1,2 Meter nicht wesentlich überschreiten, da sonst die starke Strömungsbelastung der Riegelsteine die Stabilität des Bauwerks beim Hochwasserbemessungsabfluss gefährden würde. Auf jeden Fall muss die Beckentiefe bis zum Maximum – zumindest lokal – umgesetzt werden, da tiefe Rampecken in unseren bereits massiv verformten Gewässern den Fischen einen wichtigen Schutz vor Fraßfeinden und Unterstand vor möglicher Verdriftung bei Hochwasserabfluss bieten.

Kosten

Alle Anlagen zur Fischpassierbarkeit sind äußerst kostenintensiv. Aufgelöste Rampen zählen dabei auf Grund der notwendigen Detailarbeiten und der hohen Ansprüche bei der Errichtung zu den kosten- und aufwandsintensivsten Bauwerken. Ihr großer Vorteil liegt in der Passierbarkeit in beiden Wanderrichtungen. Aus der langjährigen Bauerfahrung kann festgestellt werden, dass sich Abstriche bezüglich Bauwerkslänge, Absturzhöhen oder Beckenvolumina als vermeintliche Kostenersparnis immer ins Gegenteil verkehren. Jede Nachbesserung, jeder Optimierungsversuch verursacht eine deutliche Kostensteigerung. Nachträgliche Adaptierungen haben erfahrungsgemäß wenig Aussicht auf eine tatsächliche Verbesserung der Anlagenfunktion.

Vorgaben

Eine optimale Lösung sieht also vor, alle Forderungen aus der Fischbiologie von Beginn an in Planung und Projektierung aufgelöster Rampen zu berücksichtigen. Die Baumsetzung soll möglichst von erfahrenen Bauteams ausgeführt werden, die – in Zusammenarbeit und Abstimmung mit der ökologischen Bauaufsicht – auch Freiräume bei der Gestaltung der Bauwerke vorfinden. Die Erfahrung hat gezeigt, dass die Entwicklung neuer Rampentypen und -variationen zu einem großen Teil in der Baupraxis und auf der Basis einer soliden Bauroutine stattfindet.

Fischökologie

Grundsätze

Die Fischwanderung ist nicht nur auf hochmotivierte, konditionsstarke und adulte Individuen beschränkt, sondern alle Altersklassen und Arten müssen die Möglichkeit zur ungehinderten Migration haben. Am Beginn sämtlicher Planungen zur Wiederherstellung der Fischpassierbarkeit an einem Standort muss daher die Kenntnis der lokalen Ichthyozönose und deren Bedürfnisse stehen.

Veränderungen der Ichthyozönose durch Wiederherstellung der Fischpassierbarkeit

Das Ziel des Rückbaus einer Kontinuumsunterbrechung durch eine aufgelöste Rampe ist aus fischökologischer Sicht, den Fischarten die Wanderung flussauf sowie flussab zu ermöglichen. Optimalerweise finden so nicht nur die saisonalen Laichwanderungen über die Bauwerke statt, sondern es kommt in der flussaufwärts gelegenen Gewässerstrecke zu einer Zunahme der Artenzahl und – längerfristig – sogar zu einer Verbesserung des fischökologischen Zustandes.

Besiedlung der Rampe

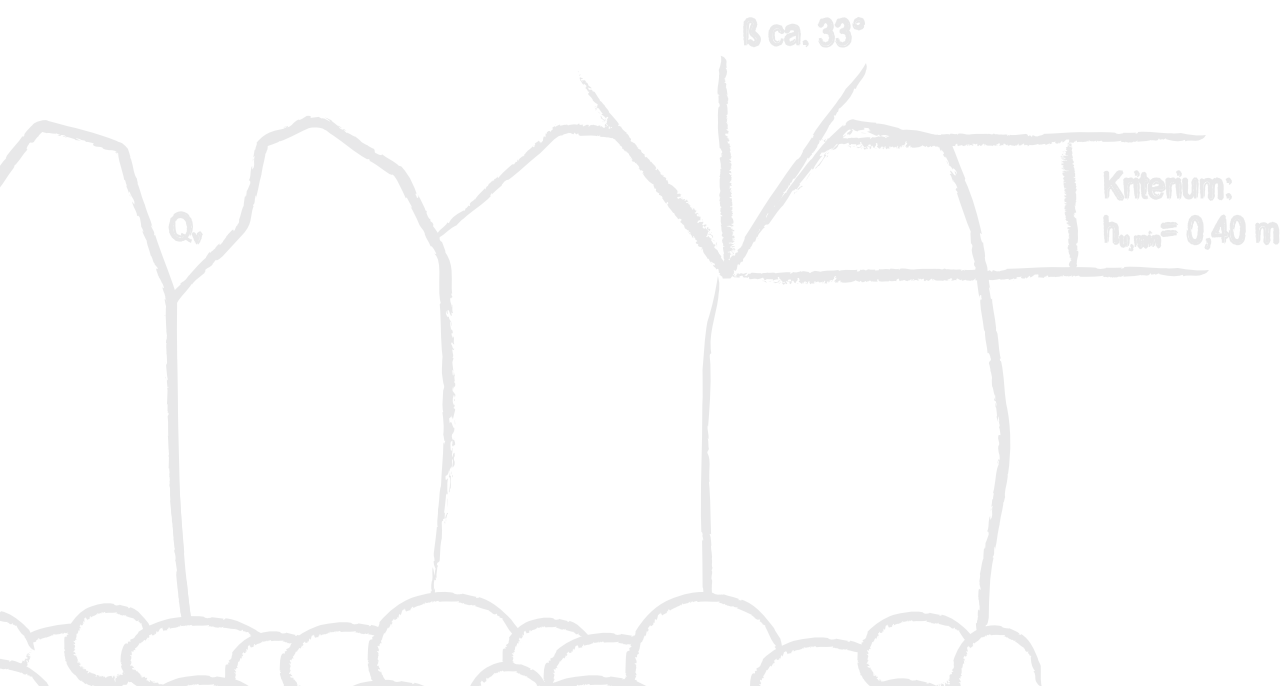
Neben der Funktion als Wanderkorridor werden die Becken der Rampe auch als Lebensraum und Refugium genutzt. Die Fließgeschwindigkeit und die Energiedichte soll dafür in den Becken möglichst gering sein. Die Becken sollen möglichst tief sein, allerdings sind dabei die Grenzen der Stabilität des Querbauwerkes zu beachten.

Zeitliche Komponente

Bei der Fischpassierbarkeit eines Querbauwerkes ist auch der energetische Aufwand für das einzelne Fischindividuum zu betrachten. Je schwieriger und damit aufwendiger der Aufstieg für den Fisch ist, desto größer sind die zeitliche Verzögerung und der Energiebedarf. Das ist z.B. dann relevant, wenn am Weg zu den Laichplätzen innerhalb kürzester Zeit mehrere Bauwerke überwunden werden müssen.

Rampendesign

Neben der Durchwanderbarkeit sowohl flussauf als auch flussab, besteht der Vorteil einer aufgelösten Rampe darin, dass innerhalb eines Querriegels mehrere und verschieden gestaltete Wanderkorridore zwischen den Becken zur Auswahl stehen. Die Auswahl des Wanderkorridors erfolgt vom Fisch aktiv, wobei bei gleicher Höhendifferenz Korridore mit geringerer mittlerer Fließgeschwindigkeit bevorzugt werden. Für die Durchwanderung der Rampe sind heterogen gestaltete, tiefe Durchlässe entscheidend, da sowohl bodenorientierte Arten als auch Arten der Wassersäule die Rampe passieren müssen. Die Durchlässe sollen bis zur Gewässersohle reichen, da die Wanderung artenabhängig in unterschiedlichen Tiefen erfolgt. Dabei spielt die präzise Gestaltung der Korridore eine wichtige Rolle. Die Höhendifferenz zwischen den Becken soll im Hyporhithral maximal 0,15 m und im Epipotamal maximal 0,12 m betragen, um die Fließgeschwindigkeit möglichst gering zu halten.



Hydraulics and Morphology of Step-Pool Ramps

Currently, bed stabilizing structures such as sills or weirs are often replaced by step-pool ramps in order to reconnect artificially fragmented stream sections and to restore or improve the instream habitat for migrating and resident fish. Because these ramps have also a bed stabilizing function, for their design it is, thus, essential to consider not only the stability of the structure but also the morphological development of the adjacent river reaches upstream and downstream of the ramp as well as the transitions between these reaches and the ramp. In addition, the flow patterns on the ramp must not prevent the upstream migration of the aquatic fauna. In order to provide both the ecologic and hydraulic function, the following design criteria have to be considered:

Dimensioning of the ramp stone size – stability of the structure

The diameter of the step boulders and pool stones of the ramp is an essential factor for the stability of the structure. Several methods are available to determine the required rock size. However, depending on the hydraulic conditions, these are not equally well-suited. Because step-pool ramps are a rather recent development and experiences regarding their stability are still limited, the required diameter of boulders and rocks should be calculated using different methods and the results should be compared and evaluated.

Prevention of subsidence – filter layer

The failure of a step-pool ramp may be caused not only by erosion of step boulders, and/or pool stones, but also by extensive subsidence of the whole structure. Subsidence may occur, when the grain size of the filter layer, i.e. the material on which step boulders and pool stones are placed, is small enough to be drawn out from the cavity of the bigger stones. Subsequently, the entire ramp body sinks deeper and deeper. To avoid this process, the grain size of the filter layer has to be big enough compared to the size of the ramp stones.

Balance slope – height of ramp

The stabilization of the streambed is only successful, if the river reaches upstream and downstream of the ramp are in a state of dynamic equilibrium. If the height of the ramp is designed for a river reach subjected to erosion, i.e. not in a state of dynamic equilibrium, an additional step at the ramp toe may appear. This may block the upstream passage of the ichthyocenosis and other aquatic organisms. On the other hand, if the height of the ramp is configured for a section in a state of aggradation, adverse effects on flood protection may appear subsequently. For a sustainable solution, thus, the ramp height must be designed in accordance with the dynamic equilibrium of the streambed.

Scour pool development – scour protection

Water flowing over a step-pool ramp can dissipate a certain proportion of its energy. The surplus energy at the ramp toe is dissipated in the adjacent scour. If this scour becomes too deep, the lowermost steps of the ramp may roll into the scour hole and ultimately cause the failure of the structure. To prevent this, length and depth of the scour have to be limited. This is best achieved by a scour protection consisting of a local protection at the ramp toe such as a stone wedge and an extensive protection of the following streambed.

Weir height

In the long run, each river bed close to the upstream entrance to a step-pool ramp will adjust at a specific elevation compared to the height of the ramp crest. The difference between the bed level and the height of the ramp crest is termed weir height and depends on the hydrology of the catchment area, the morphological conditions (bed load regime, bed material) and the hydraulics in the channel cross section upstream of the ramp. If this displacement is not considered in dimensioning the height of the ramp crest, undesired erosion may occur in the headwater streambed. Therefore, it is necessary to increase the height of the ramp crest by the amount of this displacement.

Design of migration corridors

The design of the migration corridors (usually V-shaped notches) in the steps is essential to facilitate passage of fish and other organisms. Main performance criteria for this are the flow velocity within the corridors and the size of the corridors. Larger and deeper corridors, which are partially dammed up by the following pool waterlevel, provide a higher variability in flow patterns and, thus, comply better with the preferences of different fish species.

Design of pools

The pools between the steps serve as resting places for upstream climbing fish so that they can recover from energy-consuming sprints through corridors. Thus, the flow velocity in the pools, the introduced energy of the current and the length of the pools has to be in agreement with the respective bioregion of the running water in which the ramp is located.

Construction of Step-Pool Ramps

Project goals

The current project has led to new insights into the stability, construction and passage of fish of step-pool ramps, which have to be implemented in detail in the future design and construction of these structures.

Design discharge for ecological function

Due to water loss between the compact arrangement of stones, ramps with step- and pool-formations are limited in their ecological design discharge. Depending on the routine of the building team and the accuracy of fit of the stones used, these structures may only be built down to a low flow discharge of about 0,10-0,15 m³/s. Considering a water loss of 30-40% between the stones and in the filter layer, not enough water may remain for the migration of fish below this discharge.

Building routine

Knowledge of structural engineering is essential for a successful construction. An experienced and trained team of workers guarantees the exact implementation of every detail and a constant quality in building. If such a team is not available, a comprehensive and intensive instruction is necessary for them and/or they have to follow the plans of the ramp very accurately. However, the shape of the stones, which is crucial for the morphology of the corridors and, thus, the efficiency of fish passage, cannot be detailed or anticipated in plans and is, thus, part of the laborious practical part of the construction. The placement of stones, in particular of step boulders and key stones, has not only eminent implications on the function of the migration corridors but guarantees also the stability of the structure due to the compact interlinkage of stones.

Depth of pools

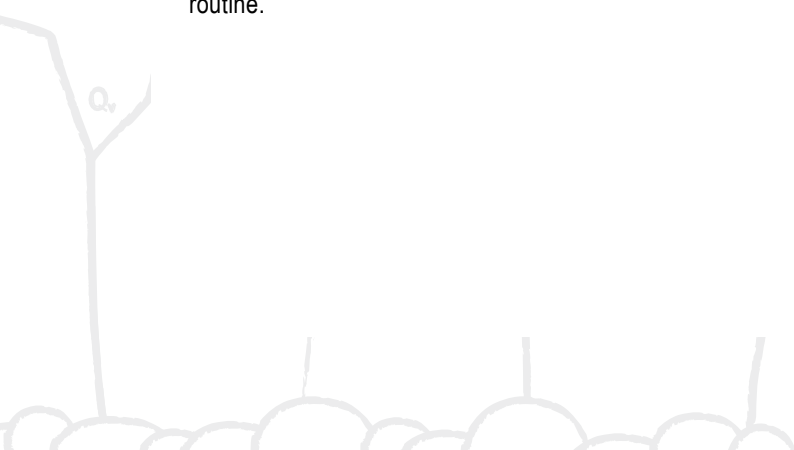
The maximum depth of the pools, which is essential for the passage of fish, may not significantly exceed 1,2 m. Otherwise, an unfavourable relationship between step height and depth of pools endangers the stability of the structure at high flow discharge. In any case, however, the planned maximum depth of a pool has to occur at least locally, because deep pools provide important refugia for fish against predation. In addition, they provide shelter from drift in case of high flows in an often considerably transformed water body.

Costs

Generally, artificial installations for the passage of fish are rather cost-intensive and step-pool ramps are among the more cost- and work-intensive structures. However, step-pool ramps provide the advantage that fish may pass both upstream and downstream. Experience from many years of building ramps shows that, in order to save expenses, concessions regarding length of structure, step height or volume of pools invariably turn into the opposite. Every emendation or improvement causes a considerable increase in costs. In addition, subsequent adjustments have little chances for an improvement of the function of the structure.

Design specifications

An optimal solution has to consider all requirements derived from the local fish community. The construction, then, should to be carried out by an experienced team, which has after all – in co-operation and after consultation with the ecological site supervision – some opportunity for variations left. Experience has shown that the development of new ramp types and variations thereof often occur during the practical part of the work. However, this is always based on a solid building routine.



Fish ecology

Prerequisites

Fish migration is not restricted to highly motivated, fit and adult individuals, but all age classes and species must have the possibility for an unimpeded migration. When commencing the planning for the restoration of fish passage at a given site, it is essential to have comprehensive information on the local fish community and their autecological requirements.

Alteration of ichthyocenosis by restoration of passage

From an ecological point of view, the goals of the removal of an obstacle by a step-pool ramp are to reconnect artificially fragmented river reaches and to restore the up- and downstream migrations of aquatic organisms, in particular these of fish. In addition to seasonal spawning migrations across these structures, ideally also the diversity and eventually the fish ecological status will increase in the upstream river reaches.

Colonization of ramps

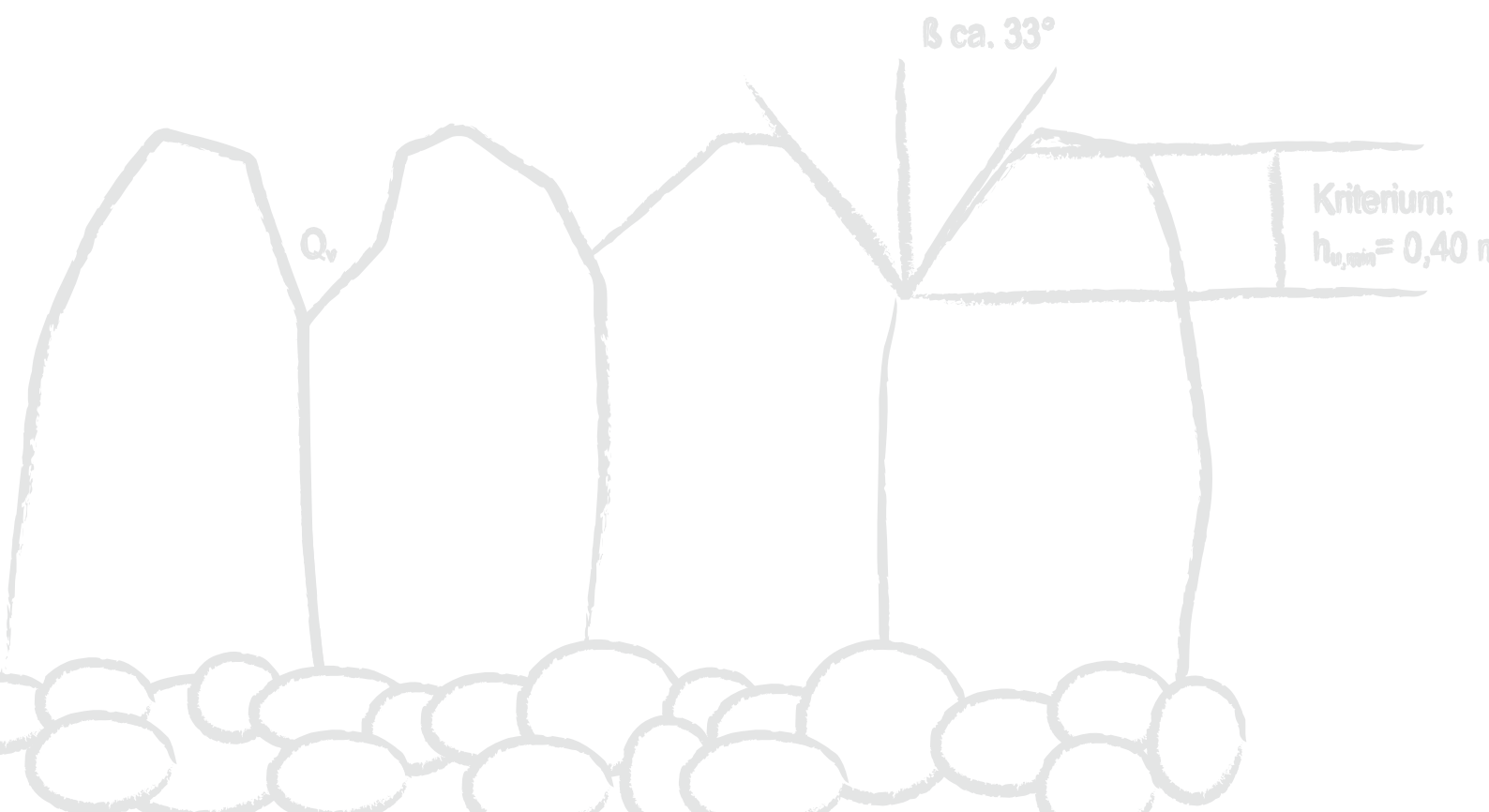
Besides functioning as a migration corridor, the pools of a ramp are also used by fish as habitat and refugium. Thus, flow velocity and energy density should be as low as possible and pools should be as deep as possible. However, the limits of the stability of the structure have to be considered.

Temporal component

When fish pass a structure, also the energetical demand for the single specimen has to be considered. The more difficult and demanding upstream climbing for a fish is, the higher is the energy consumption and the delay. In particular, this is most relevant when several transverse structures have to be passed successively during a spawning run.

Design of ramp

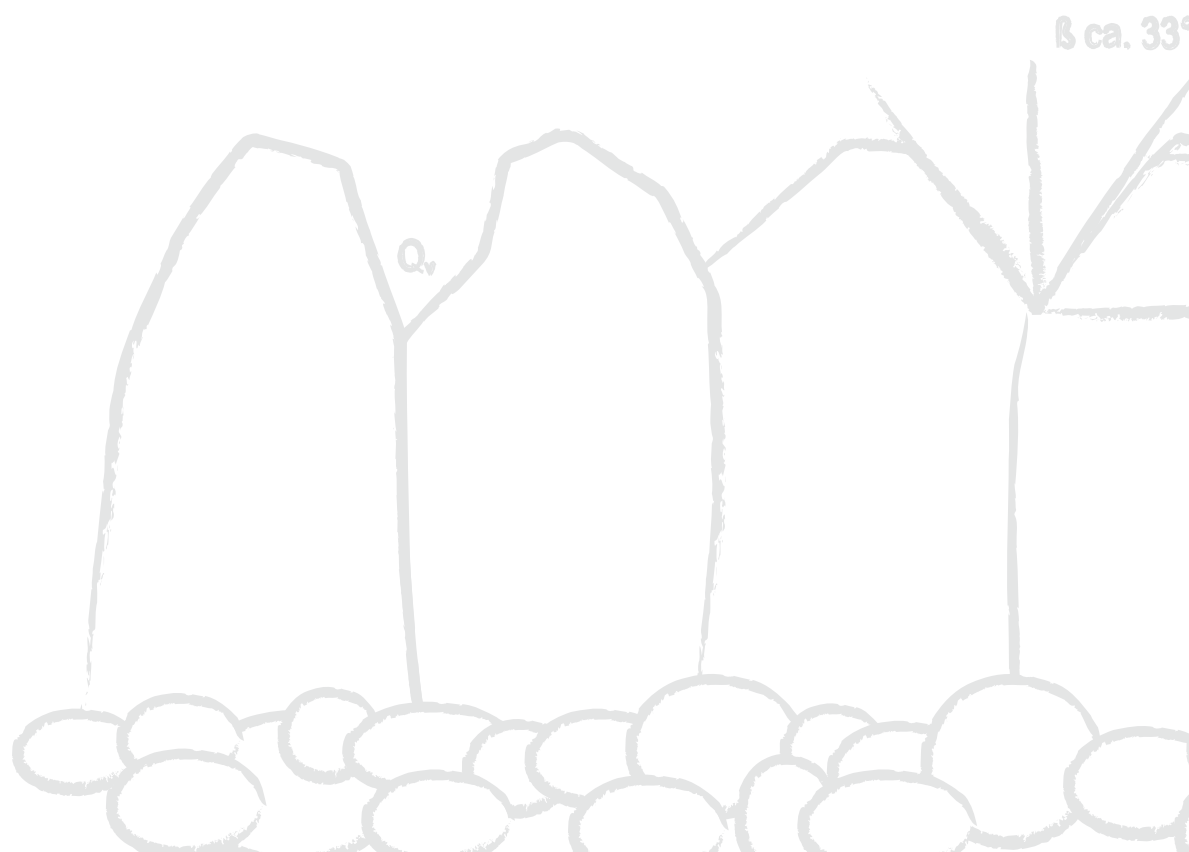
Besides allowing up- and downstream migration, the particular advantage of a step-pool ramp is that several and differently shaped migration corridors exist within a single step. Fish actively select a migration corridor whereby they prefer corridors having a lower mean flow velocity among these of the same height difference. For the successful fish passage across a ramp, heterogeneously shaped and deep corridors (usually V-shaped notches) are essential, because bottom dwelling species as well as species from the water column have to be able to pass. Preferably, the corridors should extend down to the streambed, since the migration of different species occurs in different water depths. Also, the morphology of the migration corridors is important. The height difference between the pools should not be higher than 0,15 m in the hyporhithral zone and 0,12 m in the epipotamal zone, so that the flow velocity is as low as possible.



Symbolverzeichnis

| | | |
|----------------|-----------------------|---|
| a_x | [m] | Abstand der Riegelsteine in Fließrichtung |
| a_y | [m] | Abstand der Riegelsteine quer zur Fließrichtung |
| A_R | [m ²] | angeströmte Fläche eines Riegelsteins |
| b_{WK} | [m] | Breite eines Wanderkorridors |
| B | [m] | Sohlbreite des Gewässers |
| B_R | [m] | Riegelbreite |
| c | [-] | empirischer Parameter |
| d_B | [m] | Beckensteindurchmesser |
| d_F | [m] | Steindurchmesser des Filterschichtmaterials |
| d_N | [m] | Steindurchmesser des Nachbettschutzes |
| d_R | [m] | Riegelsteindurchmesser |
| $d_{65,R}$ | [m] | Riegelsteindurchmesser bei 65 % Siebdurchgang |
| $d_{84,R}$ | [m] | Riegelsteindurchmesser bei 84 % Siebdurchgang |
| E | [W/m ³] | Energieeintrag in ein Becken |
| g | [m/s ²] | Erdbeschleunigung |
| G | [N] | Gewichtskraft |
| G_R | [kg] | Riegelsteingewicht |
| h | [m] | Fließtiefe |
| $h_{m,R}$ | [m] | mittlere Fließtiefe auf einer aufgelösten Rampe |
| $h_{max,R}$ | [m] | durch die Wellung bedingte, maximale Fließtiefe auf einer aufgelösten Rampe |
| h_{WK} | [m] | Fließtiefe im Wanderkorridor |
| h_W | [m] | Wellenhöhe |
| H_B | [m] | Beckentiefe |
| J | [-] | Gefälle |
| J_R | [-] | Rampengefälle |
| k_{Becken} | [m] | äquivalente Sandrauheit im Becken |
| $k_{St,R}$ | [m ^{1/3} /s] | Rauheitsbeiwert nach Strickler auf einer aufgelösten Rampe |
| l_R | [m] | Riegelsteinlänge |
| L_B | [m] | Beckenlänge |
| L_R | [m] | Rampenlänge |
| n | [-] | Anzahl an Riegelsteinen auf einer aufgelösten Rampe |
| P | [N] | Strömungskraft |
| q | [m ³ /s·m] | spezifischer Durchfluss |
| Q_{WK} | [m ³ /s] | Durchfluss in einem Wanderkorridor |
| R | [N] | Reibungskraft |
| R_h | [m] | hydraulischer Radius |
| $R_{h,Becken}$ | [m] | hydraulischer Radius im Becken |
| TK | [kg/s] | Transportkapazität |
| v | [m/s] | Fließgeschwindigkeit |

| | | |
|--------------------|----------------------|--|
| v_{gr} | [m/s] | Grenzgeschwindigkeit ($Fr = 1$) |
| v_{WK} | [m/s] | Fließgeschwindigkeit in einem Wanderkorridor |
| $v_{WK,max}$ | [m/s] | maximale Fließgeschwindigkeit in einem Wanderkorridor |
| V_B | [m ³] | Beckenvolumen |
| α | [°] | Neigungswinkel einer aufgelösten Rampe |
| α_{WK} | [-] | halber Öffnungswinkel in einem v-förmigen Wanderkorridor |
| Δh | [m] | Stufenhöhe, Absturzhöhe |
| Δh_R | [m] | Höhenunterschied zwischen zwei Riegel |
| Δh_W | [m] | Höhenunterschied zwischen zwei Beckenwasserspiegel |
| Φ | [°] | innerer Reibungswinkel einer Steinschüttung |
| Γ | [-] | Steinkonzentration auf einer aufgelösten Rampe |
| λ_{Riegel} | [-] | Rauheitsbeiwert eines Riegels nach Darcy-Weisbach |
| λ_{Becken} | [-] | Rauheitsbeiwert eines Beckens nach Darcy-Weisbach |
| λ_{Sohle} | [-] | Rauheitsbeiwert der Sohle nach Darcy-Weisbach |
| μ | [-] | Überfallbeiwert |
| Θ | [-] | dimensionslose Sohlschubspannung |
| Θ_{cr} | [-] | kritische dimensionslose Sohlschubspannung |
| ρ_s | [kg/m ³] | Steindichte |
| ρ_w | [kg/m ³] | Dichte des Wassers |
| τ | [N/m ²] | Sohlschubspannung |
| τ_{UW} | [N/m ²] | Sohlschubspannung im Unterwasser der aufgelösten Rampe |
| Ω | [-] | Toleranzgrad |



Literaturverzeichnis

- *ABERLE J. (2000)*: Untersuchung der Rauheitsstruktur zur Bestimmung des Fließwiderstandes in Gebirgsbächen unter Klarwasserabfluß. Mitteilungen des Institutes für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe. Heft 207.
- *ADAM B, SCHWEVERS U. (1996)*: Automatische Funktionsüberprüfung von Fischwegen mittels Einsatz der Transponder-Technologie. Wasserwirtschaft 86/12: 650-652.
- *AMBÜHL H. (1961)*: Die Strömung als physiologischer und ökologischer Faktor. Experimentelle Untersuchungen an Bachtieren. Verh. Internat. Verein. Limnol. XIV: 390-395.
- *BAARS M., MATHES E., STEIN H., STEINHÖRSTER U. (2001)*: Die Äsche. Die Neue Brehm Bücherei 640. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben.
- *BAINBRIDGE R. (1960)*: Speed and stamina in three fish. J. Exp. Biol. 37: 123-153.
- *BAKKE, P.D., BASDEKAS, P.O., DAWDY, D.R., KLINGEMAN, P.C. (1999)*: Calibrated Parker-Klingeman Model for Gravel Transport. Journal of Hydraulic Engineering, Vol. 125, No. 6, 657-660
- *BATHURST, J.C., GRAF, W.H., CAO, H.H. (1987)*: Bed load discharge equations for steep mountain rivers. Ecole polytechnique federale Lausanne, No. 54, Lausanne, Switzerland
- *BARAS E. (1998)*: Selection of optimal positioning intervals in fish tracking: an experimental study on *Barbus barbus*. Hydrobiologia 371/372: 19-28.
- *BARAS E., NINDABA J. (1999)*: Seasonal and diel utilisation of inshore microhabitats by larvae and juveniles of *Leuciscus cephalus* and *Leuciscus leuciscus*. Environmental Biology of Fishes 56: 183-197.
- *BATES K. K., AADLAND L. (2006)*: Requirements and experiences with rock ramp fish passes. In: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Hrsg.): Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna. DWA-Themen: 42-49.
- *BEAMISH F. W. H. (1978)*: Swimming capacity. In: Hoar & Randall (Hrsg.): Fish Physiology, Vol. VII. Academic Press, New York, San Francisco, London.
- *BLAKE R. W. (2004)*: Fish functional design and swimming performance. J. Fish Biol. 65: 1193-1222.
- *BLESS R. (1990)*: Die Bedeutung von gewässerbaulichen Hindernissen im Raum-Zeit-System der Groppe (*Cottus gobio* L.). Natur & Landschaft 65: 581-585.
- *BLESS R. (1994)*: Beobachtungen zum Laichverhalten des Schneiders *Alburnoides bipunctatus* (Bloch) unter Laborbedingungen. Fischökologie 7: 1-4.
- *BLESS R. (2001)*: Spawning and niche shift of threatened riverine fishes of Europe. Large Rivers 12 und Arch. Hydrobiol. Suppl. 135/2-4: 293-305.
- *BMLFUW – Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.) (2009)*: Handlungsanweisung Fließgewässer. Qualitätselemente Fische: Felderhebung, Probenahme, Probenaufarbeitung und Ergebnisermittlung. Arbeitsanweisung des BMLFUW.
- *BRUNKEN H., PELZ G. R. (1989)*: Zur Notwendigkeit des ungehinderten Fischwechsels in kleinen Fließgewässern - die Schunter, ein Beispiel aus Niedersachsen. Fischökologie aktuell 1: 25-29.
- *BRUSCHEK E. (1954)*: Hemmung der Fischwanderung durch Staubecken. Fischmarkierungen im Stauraum des Kraftwerkes Obernberg. Österreichs Fischerei 7: 33-35, 116-119, 129-132.
- *BRUSCHEK E. (1978)*: Fischwanderungen. Österreichs Fischerei 31: 113-118.
- *BUNNELL D. B. (JR.), ISELY J. J., BURRELL K. H., VAN LEAR D. H. (1998)*: Diel movement of brown trout in a Southern Appalachian River. Transactions of the American Fisheries Society 127: 630-636.
- *CEN 14011 (2003)*: Europäische Norm. Deutsche Fassung: Wasserbeschaffenheit. Probenahme von Fisch mittels Elektrizität.
- *CERNYA. (1931)*: Flußfische auf der Wanderschaft. Österreichische Fischereizeitung 1931: 1-3, 9-11.
- *CLOUGH S., BEAUMONT W. R. C. (1998)*: Use of miniature radio-transmitters to track the movement of dace, *Leuciscus leuciscus* (L.) in the River Frome, Dorset. – Hydrobiologia 371/372: 89-97.

- *CRIVELLI A. J., MALAKOU M. (1997)*: Life history and spawning migration of the Prespa nase, *Chondrostoma prespensis*. *Folia Zoologica* 46, Supplement 1: 37-49.
- *DITTRICH A. (1998)*: Wechselwirkung Morphologie/Strömung naturnaher Fließgewässer. *Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe*. Heft 198
- *DUMONT U. (2006)*: Hydraulische und geometrische Dimensionierung von Fischaufstiegsanlagen. In: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Hrsg.): *Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna*. DWA-Themen: 31-41.
- *DVWK (1981)*: Hydraulische Berechnung von Fließgewässern. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft, Nr. 220/1991
- *DVWK (1996)*: Fischaufstiegsanlagen – Bemessung, Gestaltung, Funktionskontrolle. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Nr. 232/1996
- *DWA (2009)*: Naturnahe Sohlgleiten. DWA-Themen. ISBN: 978-3-941089-34-1. S. 109-114
- *EINSELE W. (1960)*: Die Strömungsgeschwindigkeit als beherrschender Faktor bei der limnologischen Gestaltung der Gewässer. *Österr. Fischerei Suppl.* 1/2: 7-40.
- *FRISCHHOLZ (1922)*: III. Über Fischpässe. *Allg. Fischereizeitung* 47: 197-204.
- *GEBLER, R.-J. (2007)*: Hydraulische und konstruktive Anforderungen an Blockrampen zur Herstellung der biologischen Durchgängigkeit. In: *Blockrampen – Anforderungen und Bauweisen*. Workshop der VAW vom 5. Oktober 2006. *Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich*. Band Nr. 201. 37 – 36
- *GRAY J. (1957)*: How fishes swim. *Scient. Am.* 197: 48-54.
- *HANFLAND S., BORN O. & HOLZNER M. (2006)*: Der Rückbau einer Kleinwasserkraftanlage. *Untersuchungen über die ökologischen Auswirkungen auf das Gewässer*. S. 47-49
- *HASSINGER R. (1991)*: Beitrag zur Hydraulik und Bemessung von Blocksteinrampen in flexibler Bauweise. *Mitteilungen des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart*, Heft 74
- *HAUNSCHMID R., WOLFRAM G., SPINDLER T., HONSIG-ERLENBURG W., WIMMER R., JAGSCH A., KAINZ E., HEHENWARTER K., WAGNER B., KONECNY R., RIEDMÜLLER R., IBEL G., SASANO B. & SCHOTZKO N. (2006)*: Leitfaden zur Erhebung der Biologischen Qualitätselemente, Teil A1 – Fische. *Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft*. S. 40-44
- *HAUNSCHMID R., WOLFRAM G., SPINDLER T., HONSIG-ERLENBURG W., WIMMER R., JAGSCH A., KAINZ E., HEHENWARTER K., WAGNER B., KONECNY R., RIEDMÜLLER R., IBEL G., SASANO B., SCHOTZKO N. (2006)*: Erstellung einer fischbasierten Typologie österreichischer Fließgewässer sowie einer Bewertungsmethode des fischökologischen Zustandes gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Schriftenreihe des BAW* 23: 1-103.
- *HAYWARD J.A. (1980)*: Hydrology and stream sediments. PH.D.-Thesis, University of Canterbury, Tussok Grasslands and Mountain Lands Institute, New Zealand, special Publ. No. 1
- *HEGGERG C., JACOBS S., SCHLINDWEIN P.A., COHEN S. J. (2001)*: Natural fish passage structures in urban streams. Part 2: Hydraulic design and analysis. KCI Technologies, Inc., International Conference on Ecology & Transportation.
- *HEGGENES J., TRAAEN T. (1988)*: Downstream migration and critical water velocities in stream channels for fry of four salmonid species. *J. Fish Biol.* 32: 717-727.
- *HENGL M. (1997)*: Development of a River Bed With Hydraulic Models. *environmental and Coastal Hydraulics: Protecting the Aquatic Habitat*, 27th Congress IAHR, San Francisco, Vol. 1, 504-509
- *HENGL M. (2005)*: Sanierung Untere Salzach – Übertragung Saalach Modellversuche auf die Salzachrampen. *Projektbericht Im Auftrag des Wasserwirtschaftsamtes Traunstein*.
- *HENGL M. (2008)*: Mündliche Mitteilung
- *HENGL M., STEPHAN U. (2008)*: Ermittlung des sohlmorphologischen Gleichgewichtsgefälles von Fließgewässern. *Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft* 60, Heft 11-12, 193-199
- *HENGL M., KROUZECKYN. (2007)*: Aufgelöste Rampe in der Saalach – Entwicklung und Bau. *Wasser und Abfall*. 44 -48
- *HUBER M., KIRCHHOFER A., (1997)*: Habitat use of radiotagged adult nase (*Chondrostoma nasus*) in a regulated river. *Folia Zoologica* 46, Supplement 1: 67-77.
- *HUNZIKER R. (1995)*: Fraktionsweiser Geschiebetransport. *Mitteilung der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich*, Nr. 138

- *JÄGER P. (2005)*: Planungsbehelf Fischaufstiegshilfen - Rahmenbedingungen für Fischaufstiegshilfen aus der Sicht des Gewässerschutzes. Stand 22.8.2005. Land Salzburg. Quelle: www.salzburg.gv.at/themen/wasserangelegenheiten/gewaesserschutz/downloads.htm
- *JUNGWIRTH M., PELIKAN B. (1989)*: Zur Problematik von Fischaufstiegshilfen. Österreichische Wasserwirtschaft 41: 80-89.
- *JUNGWIRTH M., HAIDVOGL G., MOOG O., MUHAR A., SCHMUTZ S. (2003)*: Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. UTB, Facultas Verlag, Wien.
- *JURAJDA P., HOHAUSOVÁ E., GELNAR M. (1998)*: Seasonal dynamics of fish abundance below a migration barrier in the lower regulated River Morava. Folia Zoologica 47: 215-223.
- *KARIM F. (1998)*: Bed Material Discharge Prediction for Nonuniform Bed Sediments. Journal of Hydraulic Engineering, Vol. 124, No. 6, 597-604
- *KECKEIS H., WINKLER G., FLORE L., RECKENDORFER W., SCHIEMER F. (1997)*: Spatial and seasonal characteristics of 0+ fish nursery habitats of nase, (*Chondrostoma nasus*) in the River Danube, Austria. Folia Zoologica 46, Supplement 1: 133-150.
- *KECKEIS H. (2001)*: Influence of river morphology and current velocity conditions on spawning site selection of *Chondrostoma nasus* (L.). Large Rivers 12 und Arch. Hydrobiol. Suppl. 135/2-4: 341-356.
- *KORECKY N. (2007)*: Flach geneigte Riegelrampen: Bauwerksbemessung sowie konstruktive Ausführung des Ufer- und Nachbettschutzes. Schriftenreihe des Bundesamtes für Wasserwirtschaft, Band 28
- *LAMPERT W., LINK W. (1971)*: Markierungsversuche und Fischaufstiegskontrollen an Staustufen des Hochrheins in den Jahren 1947 und 1952. Arch. Hydrobiol./Suppl. 38: 315-335.
- *LARINIER M., TRAVADE F., PORCHER J.P. (2002)*: Fishways: biological basis, design criteria and monitoring. Bull. Fr. Pêche Piscic., 364 suppl., p. 208
- *LINLOKKEN A. (1993)*: Efficiency of fishways and impact of dams on the migration of Grayling and brown trout in Glomma River system, South-Eastern Norway. Regulated River: Research & Management, Vol. 8: 145-153.
- *LOBON-CERVIA J., TORRES S. (1963/1984)*: On the growth and reproduction of two populations of gudgeon (*Gobio gobio* L.) in central Spain. Acta Hydrobiol. 25/26: 101-115.
- *LUCAS M.C., BATLEY E. (1996)*: Seasonal movements and behaviour of adult barbel *Barbus barbus*, a riverine cyprinid fish: implications for river management. Journal of applied Ecology 33: 1345-1358.
- *LUCAS M.C., FREAR P.A. (1997)*: Effects of a flow-gauging weir on the migratory behaviour of adult barbel, a riverine cyprinid. Journal of Fish Biology 50: 382-396.
- *LUCAS M.C., MERCER T., BATLEY E., FREAR P.A., PERSON G., DUNCAN A., KUBECKA J. (1998)*: Spatio-temporal variations in the distribution and abundance of fish in the Yorkshire Ouse system. The Science of the Total Environment 210/211: 437-455.
- *LUCAS M. C., BARAS E., THOM T. J., DUNCAN A., SLAVIC O. (2001)*: Migration of freshwater fishes. Blackwell Science, Oxford.
- *LUSK S. (1979)*: Rocky chutes and the fish stock of streams. Acta Sc. Nat. Brno 13 (12): 1-26.
- *LUBW (2006)*: Durchgängigkeit für Tiere in Fließgewässern – Umgehungsgewässer und fischpassierbare Querbauwerke. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz, Baden Württemberg, Bd. 101, Karlsruhe
- *MALLET J. P., LAMOUREUX N., SAGNES P., PERSAT H. (2000)*: Habitat preferences of European grayling in a medium size stream, the Ain river, France. J. Fish Biol. 56: 1312-1326.
- *MAULHARDT H. (2009)*: Beispielsammlung. In: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Hrsg.): Naturnahe Sohlengleiten. DWA-Themen: 124-132.
- *MENSE J. B. (1975)*: Relation of density to brown trout movement in a Michigan Stream. Trans. Amer. Fish. Soc. 4: 688-695.
- *MEYER L. (2001)*: Spawning migration of grayling *Thymallus thymallus* (L., 1758) in a Northern German lowland river. Arch Hydrobiol. 152: 99-117.
- *MEYER L., PELZ G. R. (1998)*: Radiotelemetrische Untersuchungen an Äschen *Thymallus thymallus* (L.) in der Ilmenau (Niedersachsen). Fischökologie 11: 21-34.
- *MEYER-PETER E., MÜLLER R. (1948)*: Formulae for Bedload Transport. Proceedings of the 2nd Congress IAHSR, Stockholm, Sweden

- *MUNLV – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg.) (2005):* Handbuch Querbauwerke. Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen. 1-212
- *NORTHCOTE T.G. (1998):* Migratory behaviour of fish and its significance to movement through riverine fish passage facilities. In: Jungwirth M., Schmutz S., Weiss S. (Hrsg.): Fish migration and fish bypasses. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford.
- *ÖWAV (2000):* Fließgewässer erhalten und entwickeln, Heft 128. Schriftenreihe des Österreichischen Wasser- und Abfallwirtschaftsverbandes. ÖWAV Fachtagung 26. und 27. November 1998. S 25-28
- *OVIDIO M., PHILIPPART J.-C. (2002):* The impact of small physical obstacles on upstream movements of six species of fish. Hydrobiologia 483: 55-69.
- *PAGLIARA S., CHIAVACCINI P. (2006):* Flow Resistance of Rock Chutes with Protruding Boulders. Journal of Hydraulic Engineering, ASCE, Vol. 132, No. 11, 545-552
- *PAGLIARA S. (2007):* Influence of Sediment Gradation on Scour downstream of Block Ramps. Journal of Hydraulic Engineering, ASDCE, Vol. 133, No. 11, 1241-1248
- *PALT S. (2002):* Stabilität von Gebirgsflüssen und Rauen Rampen – Entwicklung einer naturnahen Rampe. Österreichische Wasser- und Abfallwirtschaft. Jahrgang 54. Heft 5-6. 75-86
- *PELZ R. (1990):* Fischbewegungen in naturnahen und anthropogen veränderten Fließgewässern. 4. SVK Fischereitagung, Bonn-Bad Godesberg.
- *PELZ G. R., KÄSTLE A. (1989):* Ortsbewegungen der Barbe *Barbus barbus* (L.) - radiotelemetrische Standortbestimmungen in der Nidda (Frankfurt/Main). Fischökologie 1: 15-28.
- *PENAZ M., PROKES M. (1978):* Reproduction and early development of the gudgeon, *Gobio gobio*. I. Spawning and embryonic period. Folia Zoologica 27: 257-267.
- *PERSAT H. (1996):* Threatened populations and conservation of the European grayling, *Thymallus thymallus* (L., 1758). In: Kirchhofer A., Hefti D. (Hrsg.): Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe. Birkhäuser Verlag, Basel, 233-247.
- *PETERA. (1998):* Interruption of the river continuum by barriers and the consequences for migratory fish. P. 99-112 in: Jungwirth M., Schmutz S., Weiss S. (Hrsg.): Fish migration and fish bypasses. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford.
- *PETZ-GLECHNER R., PETZ W., FRIEDL S., MADER J., ULLMANN M., SCHAUFLER R. (2005):* Überprüfung der Fischwanderung über Sohlrampen in Forellenbächen mittels Alcianblau-Markierung. Abstractband, 5. Tagung der Gesellschaft für Ichthyologie und VII. Symposium "Ökologie, Ethologie und Systematik der Fische", 22.-24.9.2005, Bonn.
- *PETZ-GLECHNER R., PETZ W., HAUNSCHMID R. (2006):* Überprüfung der Fischwanderung über Sohlrampen und Fischwanderhilfen im Rhithral. Österreichs Fischerei 59 (10): 226-237.
- *PLATZER, G. (1997):* Zur Stabilität in Rauhgerinnen. Österr. Ingenieur- und Architekten-Zeitschrift, Heft 11-12
- *PLATZER G. (2000):* Dimensionierung muldenförmiger Blocksteinrampen. Teil 1: Bemessungsgrundlagen, Teil 2: Anwendung der Grundlagen. Schriftenreihe des BAW
- *PREISSLER G., BOLLRICH G: (1995):* Technische Hydromechanik. Band 1, 2. Auflage. VEB-Verlag für Bauwesen, Berlin
- *RAUDKIVI A.J., ETTEMA R. (1982):* Stability of Armour Layers in Rivers. Journal of the Hydraulic Division, Proceedings of the American Society of Civil Engineers (ASCE), Vol. 108, No. HY 9, 1047-1057
- *RICHTLINIE 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.*
- *SCHAUBERGER W. (1973):* Die räumliche Krümmung von Gefällsstufen und Sturzbettenschwellen. Österreichische Wasserwirtschaft 25. Heft 5/6. 120 – 124
- *SCHEURING L. (1949):* Die Wanderungen unserer Flussfische. Österreichs Fischerei, 2. Jahrgang, Heft 12: 261-268.
- *SCHIECHTL H.M. & STERN R. (2002):* Naturnaher Wasserbau, Anleitung für ingenieurbioologische Bauweisen. Ernst & Sohn. ISBN 3-433-01440-X. S. 49
- *SCHMASSMANN W. (1930):* Die Wirksamkeit der verschiedenen Fischaufstiegsvorrichtungen an Stauwehren, ihre Notwendigkeit und Anwendungsmöglichkeit im Einzelfalle. Schweizerische Fischereizeitung 9: 249-254.

- *SCHMUTZ S., KAUFMANN M., VOGEL B., JUNGWIRTH M. (2000)*: Grundlagen zur Bewertung der fischökologischen Funktionsfähigkeit von Fließgewässern. Wasserwirtschaftskataster, BMLFUW, Wien: 1-210.
- *SCHNEIDER J. (2009)*: Ökologische Vorgaben für Sohlgleiten. In: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Hrsg.): Naturnahe Sohlgleiten. DWA-Themen: 29-49.
- *SCHWEVERS U. (2006)*: Allgemeine Anforderungen an Fischaufstiegsanlagen. In: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Hrsg.): Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna. DWA-Themen: 24-30.
- *SEMADINI N., LANGE D., BEZZOLA G.R. (2004)*: Aufgelöste Rampen an der Emme. Turbulenzen in der Geomorphologie. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich. Band Nr. 184. 207-214
- *SHRIVELL C. S., DUNGEY R. G. (1983)*: Microhabitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. Trans. Amer. Fish. Soc. 112: 355-367.
- *SILIGATO S., SCHEIDER C. & GUMPINGER C. (2007)*: Angewandte Fließgewässerökologie, Grundlagen und Beispiele. Gewässerschutzbericht 36, Amt der Oö. Landesregierung. S. 66-67
- *STAHLBERG S., PECKMANN P. (1986)*: Bestimmung der kritischen Strömungsgeschwindigkeit für einheimische Kleinfischarten. Wasserwirtschaft 76: 340-342.
- *STAHLBERG S., PECKMANN P. (1987)*: The critical swimming speed of small teleost fish species in a flume. Arch. Hydrobiol. 110: 179-193.
- *STEPHAN U. (2005)*: Bemessung der Aufgelösten Rampe am Leitenbach, Technischer Bericht. Amt der Oö. Landesregierung. S. 10-13, 17-19
- *STEPHAN U. (2006)*: Bemessung der Aufgelösten Rampe am Innbach, Technischer Bericht. Amt der Oö. Landesregierung, S. 11-14, 18-20
- *STEPHAN U., KRASSNITZER Z., PORZER W. (2006)*: Vergleich von Sohlstabilisierungsmaßnahmen im physikalischen Modellversuch. Wasser Energie Luft. 281-285
- *STEPHAN U. (2008)*: Energy dissipation on flat sloped step-pool-ramps. Proceedings of the International Conference on Fluvial Hydraulics, Sep. 2-5, 2008, Turkey. river Flow 2008, Vol. 3, 2195-2204
- *STEPHAN U., HENGL M. (2008)*: Die Wehrhöhe aufgelöster Rampen. Internationales Symposium „Neue Anforderungen an den Wasserbau“, 11./12. September 2008. Zürich. VAW Mitteilung 208, Band 2, 715-725
- *TAYLOR E. B., MCPHAIL J. D. (1985)*: Variation in burst and prolonged swimming performance among British Columbia populations of coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 42: 2029-2033.
- *TURNPENNY A. W. H., CLOUGH S. C. (2006)*: Physiological abilities of migrating fish. In: Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Hrsg.): Durchgängigkeit von Gewässern für die aquatische Fauna. DWA-Themen: 12-23.
- *TUM (2007)*: Sanierung Untere Salzach – Aufgelöste Sohlrampe bei Fluss-km 51,9. Versuchsbericht Nr. 392 des Lehrstuhls und Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft der TU München
- *ULLMANN M. (2005)*: Fischpassierbare Rampen in Bächen und Flüssen. Vortrag, Salzburger Fischpassexkursion 2005.
- *ULLMANN M., HAUNSCHMID R., PETZ-GLECHNER R., PETZ W. & STEPHAN U. (2007)*: Praxisleitfaden – Bauwerke zur Organismenpassierbarkeit auf Basis fischökologischer Grundlagen, Planung und Ausführung. Amt der Oö. Landesregierung, Oberflächengewässerswirtschaft
- *ULLMANN M., HAUNSCHMID R. (2009)*: KONFISCH – die Architektur der Bauwerke zur Fischpassierbarkeit – Krens und Kristeinerbach. Projektsentwurf. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung, Oberflächengewässerswirtschaft.
- *VDFF (1997)*: Fischwanderhilfen. Notwendigkeit, Gestaltung, Rechtsgrundlagen. Schriftenreihe des VDFF (Verband Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler) Heft 11: 1-114.
- *VOGEL S. (2003)*: Ansätze zur Bemessung rauer Rampen in aufgelöster Bauweise. Mitteilungen des Instituts für Wasserwesen der Universität der Bundeswehr München, Band 88
- *VOLKART P. (1972)*: Die Stabilisierung von Flussläufen mittels einer Folge von Querschwellen. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich. Band Nr. 6

- *WAIDBACHER H. G., HAIDVOGEL G. (1998)*: Fish migration and fish passage facilities in the Danube: Past and Present. In: Jungwirth M., Schmutz S., Weiss S. (Hrsg.): Fish migration and fish bypasses. Fishing News Books, Blackwell Science, Oxford.
- *WEICHERT R. (2006)*: Bed morphology and stability of steep open channels. Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH Zürich. Band Nr. 192
- *WEINBERGER P. (2000)*: Neubau des Käferhamer Wehres an der Saalach. Symposium „Betrieb und Überwachung wasserbaulicher anlagen“. Graz 2000. Schriftenreihe zur Wasserwirtschaft. Technische Universität Graz. Band 34. 327-336
- *WIBMER K. (1998)*: Sanierung einer Teilstrecke der Salzach. Beiträge zum Symposium „Planung und Realisierung im Wasserbau – Vergleich von Zielstellungen mit den Ergebnissen“. Berichte der Versuchsanstalt Oberrach und des Lehrstuhls für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft der TU München. Band 82. 175-186
- *WIELAND R. (2007)*: Modellversuch aufgelöste Rampen an Innbach und Leitenbach. Filmdokumentation Naturnaher Wasserbau, Alpin Film. Amt der Oö. Landesregierung, Oberflächengewässerwirtschaft
- *WILMANNS O. (1989)*: Ökologische Pflanzensoziologie. 4. überarbeitete Auflage. Heidelberg; Wiesbaden: Quelle u. Meyer. S 267-272
- *WINSTONE A.J., GEE A.S., VARALLO P.V. (1985)*: The assessment of flow characteristics at certain weirs in relation to the upstream movement of migratory salmonids. J. Fish Biol. 27 (Supplement A): 75-83.
- *WITKOWSKI A., KOWALEWSKI M. (1988)*: Migration and structure of spawning population of European grayling Thymallus Thymallus (L.) in the Dunajec basin. Arch. Hydrobiol. 112: 279-297.
- *WOLFRAM G., MIKSCHI E. (2007)*: Rote Liste der Fische (Pisces) Österreichs. In Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs. Grüne Reihe 14/2, Böhlau Verlag Wien-Köln-Weimar.
- *WOLTER C., ARLINGHAUS R. (2003)*: Navigation impacts in freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance. Reviews in Fish Biology and Fisheries 13: 63-89.
- *WOLTER C., FREYHOF J. (2004)*: Diel distribution patterns of fishes in a temperate large lowland river. J. Fish Biol. 64: 632-642.
- *WÜSTEMANN O., KAMMERAD B. (1995)*: Der Hasel. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 614, Westarp Wissenschaften, Magdeburg, Spektrum Akademischer Verlag.
- *YOUNG M. K. (1999)*: Summer diel activity and movement of adult brown trout in high-elevation streams in Wyoming, U.S.A. J. Fish. Biol. 54: 181-189.
- *ZANKE U.C.E. (1999)*: Zur Physik von strömungsgetriebenem Sediment (Geschiebetrieb), Darmstädter Mitteilungen, No. 106, Darmstadt
- *ZARN B. (1997)*: Einfluss der Flussbettbreite auf die Wechselwirkung zwischen Abfluss, Morphologie und Geschiebetransportkapazität. Mitteilung der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie der ETH-Zürich, Nr. 154
- *ZERRATH H. (1996)*: Sprintleistungen einheimischer Klein- und Jungfische in Sohlgleitenmodellen. Daten zur Bewertung von Fischaufstiegshilfen. Fischökologie 9: 27-48.



Notizen





