Zeitschrift: Wasser Energie Luft = Eau énergie air = Acqua energia aria

Herausgeber: Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband

Band: 105 (2013)

Heft: 3

Artikel: Schwall/Sunk-Sanierung in der Hasliaare : Phase 1a: Gewässerökologische Bestandsaufnahme

Autor: Schweizer, Steffen / Schmidlin, Stephanie / Tonolla, Diego

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-941553

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Mehr erfahren

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. En savoir plus

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. Find out more

Download PDF: 11.07.2025

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, https://www.e-periodica.ch

Schwall/Sunk-Sanierung in der Hasliaare

Phase 1a: Gewässerökologische Bestandsaufnahme

Steffen Schweizer, Stephanie Schmidlin, Diego Tonolla, Peter Büsser, Matthias Meyer, Judith Monney, Sandro Schläppi, Kurt Wächter

Zusammenfassung

In der Hasliaare wurden zahlreiche gewässerökologische Untersuchungen durchgeführt, die eine sehr gute Basis für eine ökologische Beurteilung der künstlichen Pegelschwankungen (Schwall/Sunk) bieten. Die Untersuchungen legen nahe, dass bei dieser Beurteilung auch der Einfluss der Morphologie berücksichtigt werden muss und dass für eine erfolgreiche ökologische Aufwertung der Schwallstrecke sowohl hydrologische als auch morphologische Verbesserungen nötig sind.

Abstract

The comprehensive study on river ecology at the Hasliaare river serves as a sound basis for the evaluation of the effects of hydropeaking on the ecological status of the river. However, the additionally impacted river morphology requires combined morphological and hydrological measures to archive successful ecological improvements.

1. Einleitung

In der Öffentlichkeit wird im Rahmen der Energiewende häufig über die zukünftige Rolle der Wasserkraft diskutiert. Neben der Energieproduktion muss dabei auch deren Funktion für die Netzstabilität und die Möglichkeit zur kurz- sowie langfristigen Speicherung von Energie genannt werden. Seit knapp 100 Jahren erfüllen die alpinen Speicherkraftwerke der Schweiz diese volkswirtschaftlich und gesellschaftlich bedeutenden Aufgaben. In den meist sehr grossen Stauseen wird potenzielle Energie gespeichert, in dem Wasser gestaut wird. Je nach Bedarf wird das Wasser in die Kraftwerksturbinen geleitet, um Strom im gewünschten Ausmass zu produzieren.

Unterhalb der Wasserrückgabe führt dies zu variablen Abflussbedingungen (Schwall/Sunk). Für die aquatischen Organismen und die Bewohner der Wasserwechselzone kann dies unterschiedlich starke Folgen mit sich ziehen (Bruder et al., 2012a). Mit der 2011 in Kraft getretenen Revision des Gewässerschutzgesetzes (GSchG) sollen unter anderem die wesentlichen Beeinträchtigungen durch Schwall/Sunk bis 2030 behoben werden (Art. 39a GSchG). Dafür sind in erster Linie bauliche Massnahmen geplant, wie ein Speichervolumen zwischen Kraftwerk und Wasserrückgabe oder eine Direktableitung des turbinierten Wassers in ein grösseres Gewässer. Bei der ersten Variante können insbesondere die Änderungsraten im Abfluss gedämpft werden, während im zweiten Fall die künstlichen Pegelschwankungen durch ein Restwasserregime ersetzt werden. Auf Antrag der Kraftwerksbetreiber sind allerdings auch betriebliche Massnahmen (freiwillige Einhaltung von Grenzwerten wie z.B. maximaler oder minimaler Abfluss) möglich, bzw. eine Kombination mit einer baulichen Massnahme. Die Kosten für die Sanierungsmassnahmen werden vom Stromkonsumenten durch eine Abgabe von 0.1 Rappen pro kWh getragen (wobei diese Beiträge auch für die Sanierung der Aspekte Geschiebehaushalt und Fischgängigkeit verwendet werden). Die Umsetzung der Schwall/Sunk-Sanierung erfolgt in insgesamt vier Phasen: Defizitanalyse, Erarbeitung von Sanierungsmassnahmen, Umsetzung der Massnahmen und Erfolgskontrolle.

Im Rahmen des Investitionsprogramms KWO plus wird unter anderem die Zentrale Innertkirchen 1 mit einer zusätzlichen Turbine erweitert (Schweizer et al., 2012a). Damit wird die maximale Betriebswassermenge in Innertkirchen von heute 70 auf 95 m^3/s erhöht. Ohne Gegenmassnahmen würde der Ausbau zu einer Verschärfung der künstlichen Pegelschwankungen führen. Daher wurde bereits bei der Planungsphase des Projekts ein Expertenteam (Limnex, Eawag, Büsser, EPFL-LCH, Schneider & Jorde Ecological Engineering) damit beauftragt, eine Defizitanalyse durchzuführen und daraus Gegenmassnahmen abzuleiten. Die Abklärungen wurden in einer Begleitgruppe mit Vertretern vom Amt für Wasser und Abfall (Kanton Bern, *Judith Monney* und *Vinzenz Maurer*) und vom Bundesamt für Umwelt (*Manfred Kummer, Diego Tonolla, Martin Huber-Gysi* und *Daniel Hefti*) besprochen und koordiniert. Das beschriebene Untersuchungsprogramm bildete die Grundlage für die ersten beiden Phasen der Schwall/Sunk-Sanierung (Schweizer et al., 2013a, 2013b und 2013c).

2. Einzugsgebiet und Schwallstrecke

Das Einzugsgebiet der KWO erstreckt sich von der Wasserrückgabe in Innertkirchen (rund 600 m ü. M.) bis zum Finsteraarhorn (4274 m ü. M.) auf eine Fläche von 450 km^2. Zwischen Innertkirchen und der Mündung in den Brienzersee verläuft die Hasliaare auf einer Strecke von rund 16 km als Schwallstrecke *(Bild 1)*.

Direkt unterhalb der Wasserrückgabe durchfliesst die Hasliaare auf einer Länge von 0.7 km einen Gewässerabschnitt mit Buhnen, an den sich die 1.9 km lange Aareschlucht anschliesst. Unterhalb der Schlucht verläuft die Hasliaare im Raum Meiringen zunächst als Kiesbankstrecke (1.4 km) und flussabwärts dann bis zur Mündung in den Brienzersee als Kanal (11.5 km). Aufgrund extrem hoher Beschattung und stark ausgeprägter seitlicher Einengung finden sich in der Schlucht sehr selten zu beobachtende hydraulische, morphologische und gewässerökologische Rahmenbedingungen. Daher wurde dieser Streckenabschnitt bei den Untersuchungen nicht berücksichtigt. Die mittlere Sohlenbreite

Bild 1. Die Hasliaare: Buhnen- (a), Kiesbank- (b) und Kanalstrecke (c). Im Rahmen der Hochwasserschutzprojekte «Innertkirchen» und «Meiringen bis Brienzersee» sowie im Zuge des Investitionsprogramms KWO plus (Schweizer et al., 2012b) sind verschiedene morphologische Aufwertungen in der Hasliaare geplant. Dabei handelt es sich u.a. um grössere Flussaufweitungen, Absenkungen der Vorländer und Förderungen zur Ufer- und Gewässerstruktur.

der drei untersuchten Abschnitte variiert zwischen 34 m (Kiesbankstrecke), 27 m (Buhnenstrecke) und 20 m (Kanalstrecke). Sämtliche Abschnitte der Schwallstrecke sind morphologisch stark beeinträchtigt. Im oberen Bereich der Schwallstrecke liegt ein etwas höheres Gefälle mit rund 0.8% gegenüber 0.5% im unteren, kanalisierten Bereich vor. Die mittlere Korngrösse (d_m) in der Schwallstrecke fällt auf allen Abschnitten mit 13 cm relativ gross aus, ebenso das 90%-Perzentil (d_{90}) mit 32 cm (Herzog, 2010).

3. Gewässerökologische Untersuchungen

Das im Jahr 2007 begonnene Untersuchungsprogramm *(Bild 2)* berücksichtigt die Aspekte Abflussregime (Kap. 3.1), Wasser- und Sohlenqualität (Wassertemperatur, Nährstoffe, Kolmation; Kap. 3.2), Makrozoobenthos (MZB; Kap. 3.3) und Fische (Kap. 3.4). Durchgeführt wurden die Untersuchungen von spezialisierten Umweltbüros und Forschungseinrichtungen (Eawag, EPFL, FH Fribourg, TH München).

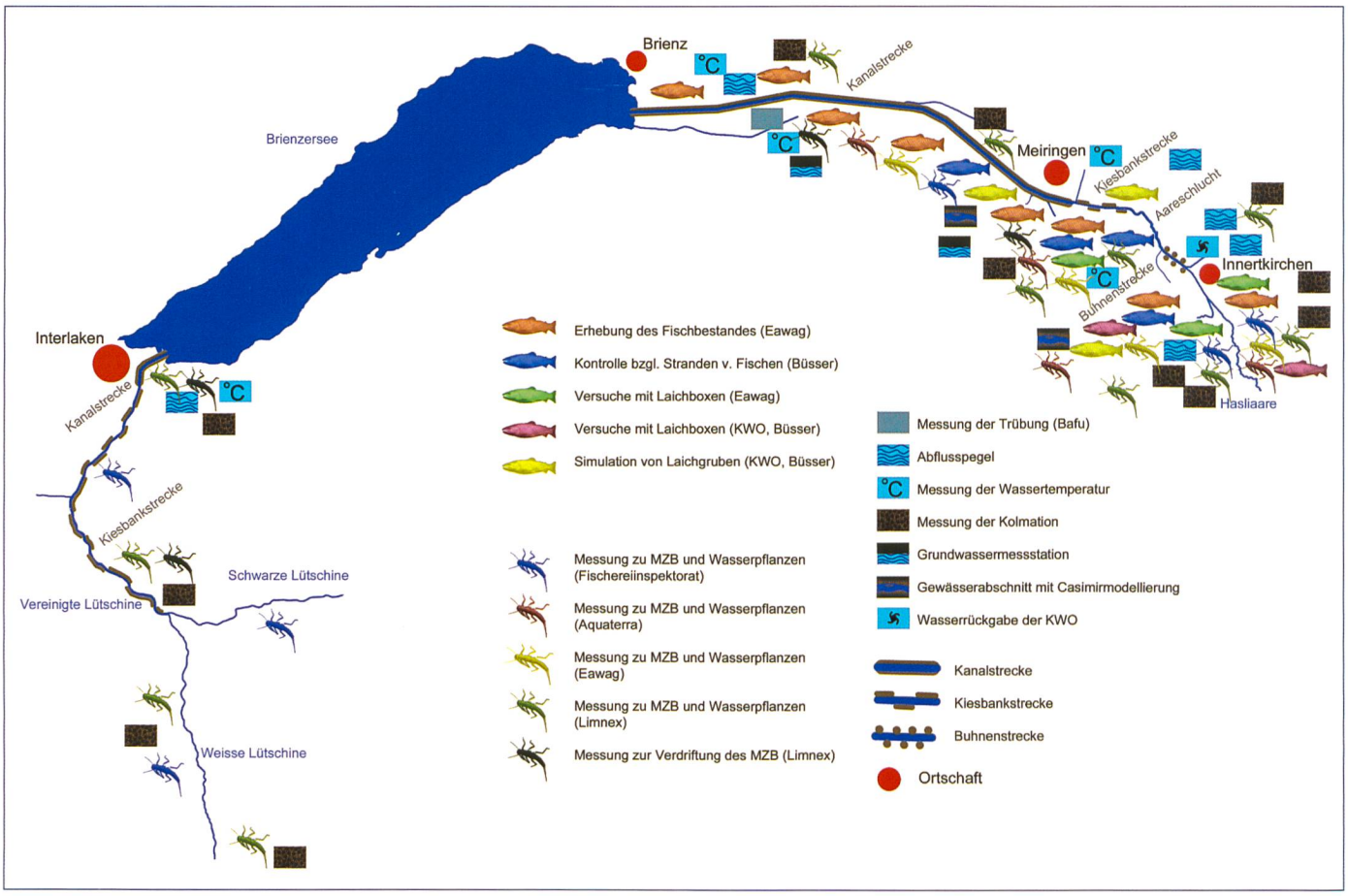

Bild 2. Gewässerökologische Untersuchungen in der Hasliaare.

3.1 Hydrologie

3.1.1 Saisonale Aspekte des Abflussregimes mit und ohne Kraftwerksbetrieb

Rund 20% des Einzugsgebiets der KWO sind vergletschert, wodurch unter natürlichen Verhältnissen (ohne Kraftwerkseinfluss) ein glazionivales Abflussregime mit einem stark ausgeprägten Maximum im Sommer resultieren würde. Trotz einer saisonalen Verlagerung der Stromproduktion vom Sommer- in das Winterhalbjahr lassen sich auch heute klare saisonale Unterschiede im Abfluss erkennen. Dies ist darauf zurückzuführen, dass im Gadmental (rund ⅓ des genutzten Einzugsgebiets) keine grossen Wassermengen gespeichert werden und dass sich mit dem Einsetzen der Gletscherschmelze die Stauseen im Grimselgebiet relativ schnell füllen.

Hochwasserabfluss und Murgänge

Hochwasserereignisse treten typischerweise zwischen den Monaten Mai und Oktober auf. In Brienzwiler liegt das fünfjährliche Hochwasser in der Grössenordnung von 250 m^3/s. Mit ihren Stauseen konnte die KWO bereits mehrere Hochwasserspitzen im Talboden deutlich reduzieren. Beim bisher grössten registrierten Ereignis vom August 2005 konnte eine Abflussreduktion von 650 m^3/s auf 520 m^3/s in Brienzwiler erreicht werden (Bieri, 2012).

Treten Hochwasserereignisse in der Aare mit Murgängen in den seitlichen Zuflüssen gleichzeitig auf, kann dies gravierende ökologische Folgen mit sich ziehen. In den letzten Jahren wurde mit dem Auftauen von Permafrostböden ein sprunghafter Anstieg von Murgängen im Einzugsgebiet der KWO beobachtet. Der bisher schwerste Murgang (Spreitlaui, Aaretal von 2011) zog fast die gesamte Fischfauna sowie auch einen Grossteil des Makrozoobenthos in Mitleidenschaft.

Schnee- und Gletscherschmelze

Während der Monate April und September treten infolge von Schnee- und Gletscherschmelze deutlich höhere Abflüsse auf als im Winterhalbjahr. Da die Schmelzvorgänge von der Tagestemperatur und Einstrahlung abhängen, können in gletschergeprägten Flüssen häufig natürliche Abflussschwankungen bis zu einem Faktor von zwei bis drei (Mathez, 2013, mdl.) im Tagesverlauf beobachtet werden. In der Schwallstrecke liegen die täglichen Abflussschwankungen i.d.R. in der gleichen Grössenordnung. Allerdings fallen die Änderungsraten und die Häufigkeit der Abflusszu- und Abnahmen ungleich höher aus und können daher nicht mit der natürlichen hydrologischen Variabilität verglichen werden.

Statistischer Kennwert	Dezember bis März
Minimaler Abfluss (95%-Perzentil)	2.4 m^3/s
Minimaler Abfluss (100%-Perzentil)	2.1 m^3/s
Maximaler Abfluss (95%-Perzentil)	10.2 m^3/s
Maximaler Abfluss (100%-Perzentil)	41.7 m^3/s
Mittlerer Abfluss	5.0 m^3/s

Tabelle 1. Statistische Kennwerte der winterlichen Abflüsse von 1913 bis 1921 (vor dem Bau der KWO).

Mittlerer Abfluss

Unterhalb der Wasserrückgabe bewirkt die saisonale Verlagerung der Stromproduktion eine künstliche Erhöhung der Abflüsse im Winter, resp. eine Reduktion in den Sommermonaten. Über das ganze Jahr betrachtet heben sich diese Effekte gegenseitig auf, sodass der mittlere jährliche Abfluss (35 m^3/s bei der Wasserrückgabe) nicht oder nur geringfügig vom Kraftwerksbetrieb beeinflusst ist.

Niedrigwasserabfluss

Die natürliche typische Niedrigwasserperiode beginnt typischerweise im November und endet mit dem Einsetzen der Schneeschmelze im März. Aufgrund einer kantonalen Vereinbarung liegt der minimale Abfluss heute bei mindestens 3 m^3/s (natürlicher Niedrigwasserabfluss Q_{347} = 2.4 m^3/s).

3.1.2 Fokussierung auf Niedrigwasserperiode

Während den Wintermonaten fallen die künstlichen Änderungen im Abflussregime am stärksten aus. Ausserdem finden in dieser Jahreszeit diverse gewässerökologische Schlüsselprozesse (u.a. Laichzeit der Bach- und Seeforelle, Entwicklung der meisten Insektenlarven) statt. In Absprache mit den Experten und den Begleitgruppenmitgliedern (Kap. 1) fokussiert sich daher der Grossteil der gewässerökologischen Arbeiten auf diese Jahreszeit. Allerdings wurden für bestimmte Thematiken (z.B. Lebenszyklus der Fische) auch die anderen Jahreszeiten miteinbezogen.

Natürliches Abflussregime der Aare im Winter (Referenz für natürliche Hydrologie)

Für die Dimensionierung der ersten Kraftwerke wurde zwischen den Jahren 1913 und 1921 der Abfluss in Innertkirchen aufgezeichnet. Ein minimaler Abfluss von rund 2 m^3/s trat ausschliesslich im Winter auf (bei längeren Phasen mit kalter und trockener Wetterlage). Dagegen kamen im Winter höhere Abflüsse nur während aussergewöhnlichen Föhn- oder relativ warmen und starken Niederschlagsereignissen vor. Auf die gesamte Wintersaison bezogen lag das Verhältnis von maximalem zu minimalem Abfluss zwischen 4:1 (95%-Perzentile als Grundlage) und 20:1 (100%-Perzentile als Grundlage). Allerdings kann diese natürliche hydrologische Variabilität nicht mit den täglichen Abflussschwankungen verglichen werden, da durch den Kraftwerksbetrieb die Geschwindigkeit und Häufigkeit der Abflussänderungen heute deutlich höher ausfällt.

Als eine weitere Referenz kann zudem die benachbarte Lütschine herangezogen werden, die hydrologisch nur geringfügig beeinflusst ist und morphologisch der heutigen Schwallstrecke sehr ähnlich ist (kanalisierte Abschnitte und Strecken mit Kiesbänken).

Heutiges Abflussregime der Aare als Bewertungsgrundlage

Für den heutigen Zustand des Abflusses liegen insgesamt drei verschiedene Datengrundlagen vor:

- Wasserrückgabewerte der Kraftwerke Innertkirchen 1 und 2 (15 Minutenwerte)
- Pegel Aare Meiringen-Schattenhalb (15 Minutenwerte, rund 3 km unterhalb der Wasserrückgabe)
- Pegel Aare Brienzwiler (15 Minutenwerte, rund 12 km unterhalb der Wasserrückgabe)

In Absprache mit den Experten und der Begleitgruppe wurde gemeinsam festgelegt, dass bei den Untersuchungen die Abflussganglinien von November 2008 bis März 2012 herangezogen werden, da die KWO seit dieser Zeit regelmässig Systemdienstleistungen (SDL) anbietet (weitere Ausführungen zu SDL siehe Schweizer et al., 2013a).

Infolge einer freiwilligen Vereinbarung zwischen der KWO und dem Kanton beträgt der Mindestabfluss in der Hasliaare 3 m^3/s und liegt damit etwas über dem natürlichen Tiefstwert *(Tabelle 1)*. Dagegen treten aufgrund des Kraftwerksbetriebs heute deutlich höhere Winterabflüsse in der Hasliaare auf. Zwischen

Statistischer Kennwert	Hasliaare bei Wasserrückgabe in Innertkirchen	Pegel Meiringen-Schattenhalb	Pegel Brienzwiler
Minimaler Abfluss (95%-Perzentil)	3.1 m^3/s	3.1 m^3/s	3.1 m^3/s
Minimaler Abfluss (100%-Perzentil)	3.0 m^3/s	3.0 m^3/s	3.0 m^3/s
Maximaler Abfluss (95%-Perzentil)	42.2 m^3/s	44.8 m^3/s	45.4 m^3/s
Maximaler Abfluss (100%-Perzentil)	52.8 m^3/s	55.4 m^3/s	56.0 m^3/s
Schwallrate (95%-Perzentil)	1.36 $m^3s^{-1}min^{-1}$	0.86 $m^3s^{-1}min^{-1}$	0.76 $m^3s^{-1}min^{-1}$
Schwallrate (100%-Perzentil)	1.77 $m^3s^{-1}min^{-1}$	1.11 $m^3s^{-1}min^{-1}$	0.99 $m^3s^{-1}min^{-1}$
Sunkrate* (95%-Perzentil)	-0.70 $m^3s^{-1}min^{-1}$	-0.37 $m^3s^{-1}min^{-1}$	-0.20 $m^3s^{-1}min^{-1}$
Sunkrate* (100%-Perzentil)	-1.28 $m^3s^{-1}min^{-1}$	-0.67 $m^3s^{-1}min^{-1}$	-0.40 $m^3s^{-1}min^{-1}$

Tabelle 2. Statistische Darstellung der Schwallkennwerte für die winterlichen Abflüsse von 2008 bis 2012 (mit Kraftwerkseinfluss) für die Wasserrückgabe in Innertkirchen sowie für die Pegel Meiringen-Schattenhalb und Brienzwiler.
**** Bei der Sunkrate wurden nur Abflüsse < 8.1 m^3/s berücksichtigt. Nur in diesem tiefen Abflussbereich besteht ein Risiko, dass Fische stranden (Schweizer et al., 2013a).***

2008 und 2012 lag der höchste beobachtete Abfluss mit 56 m^3/s *(Tabelle 2)* allerdings deutlich unter dem Schwellenwert für ein Aufreissen der Sohlendeckschicht (150–180 m^3/s, Hartlieb et al., 2007). In den letzten sieben Jahren lagen die Winterabflüsse stets unterhalb von 60 m^3/s.

Aufgrund von grossmasstäblicher Rauheit werden deutliche Dämpfungseffekte der Schwall- und Sunkraten im Längsverlauf beobachtet (LCH, 2010). Allerdings liegen die heute beobachteten Änderungsraten auch in Brienzwiler immer noch weit über den natürlich auftretenden Abflussschwankungen.

3.2 Weitere abiotische Untersuchungen

Wassertemperatur

Für eine Beurteilung des aktuellen Temperaturregimes kann auf die Aufzeichnungen vom Pegel Brienzwiler (10-Minuten-Intervall) sowie auf eine einjährige Messkampagne (Person et al., 2013) in der Buhnen-, Kiesbank- und Kanalstrecke (60-Minuten-Intervall) zurückgegriffen werden. Zusätzlich wurden auch die Daten der benachbarten Lütschine betrachtet (Station Gsteig mit 10-Minuten-Intervall). Aufgrund eines vergleichbaren Einzugsgebiets und des naturnahen Abflussregimes eignet sich die Lütschine sehr gut als Referenzgewässer.

Der Vergleich der beiden Flüsse zeigt, dass die täglich auftretenden maximalen Temperaturänderungsraten in der Hasliaare um rund ein Drittel höher ausfallen als in der Lütschine. Zudem treten in der Schwallstrecke rund doppelt so viele tägliche Temperaturpeaks auf. Es kann davon ausgegangen werden, dass diese künstlichen Änderungen im Temperaturregime einen langfristigen Einfluss auf die aquatischen Organismen ausüben (Schweizer et al., 2009, Bruder et al., 2012a). Wie verschiedene biologische Untersuchungen zeigen, dürften diese künstlichen Änderungen für die meisten Organismen allerdings in einem ökologisch tolerierbaren Bereich liegen (Bruno et al., 2009, Carolli et al., 2012, Limnex 2012).

Kolmation

Mit dem Kraftwerksschwall können sowohl die Schwebstoffkonzentration (insbesondere beim Abflussanstieg) als auch die Sohlenschubspannung und der hydraulische Gradient erhöht werden. Diese drei Einflüsse können zu einem verstärkten Eintrag von Feinpartikeln in das Porensystem der Sohle und damit zu einer stärkeren inneren Kolmation führen (Baumann et al. ,2012).

Bei den verschiedenen biologischen Feldarbeiten (Kap. 3.3 und 3.4) wurden jeweils auch die Bedingungen der Sohle (innere Kolmation) mit folgenden Methoden untersucht: Kolmation nach Schälchli (2002), entsprechend Modul äusserer Aspekt (Binderheim & Göggel, 2007) und mit der Kickfahnenprobe (Strohmeier et al., 2005).

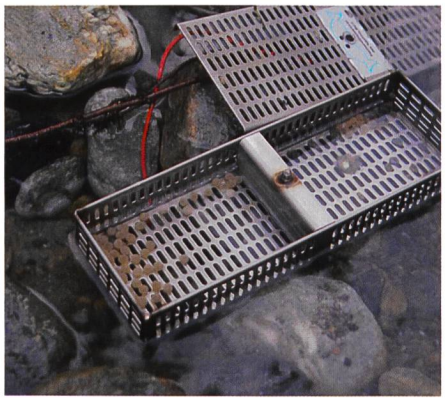

Bild 3. Befruchtete Eier in einer Laichbox.

Die Feldbeobachtungen wiesen mehrheitlich auf eine schwache bis mittlere innere Kolmation hin. Aufgrund der morphologischen Voraussetzungen treten Effekte einer äusseren Kolmation nur im Abschnitt in Innertkirchen im Zwischenraum der Buhnen auf.

Zusätzlich wurden auch biologische Versuche mit Laichboxen durchgeführt (Haas & Peter, 2009, KWO, 2012a, Person et al., 2013).

Dazu wurden im Herbst befruchtete Bachforelleneier in 20 wasserdurchlässige Brutboxen *(Bild 3)* gegeben, diese verschlossen und anschliessend in der Gewässersohle vergraben. Im darauf folgenden März wurden die Boxen wieder gehoben und die Entwicklung der Eier (Augenpunktstadium) untersucht. Dabei wurden sehr hohe Überlebensraten von rund 95% festgestellt, die nur bei einer ausreichenden Zufuhr von Frischwasser im Zwischenbereich der Sohle erreicht werden können. Die Kontrollproben in der Brutanstalt lagen in der gleichen Grössenordnung. Daraus kann auf eine geringe bis mittlere Kolmation geschlossen werden. Auch der Vergleich der Grundwasserganglinien von benachbarten Messstationen *(Bild 2)* mit der Abflussganglinie der Aare deuten auf einen aktiven hydraulischen Austausch zwischen Hasliaare und Grundwasserleiter hin (Limnex, 2012).

Gesamthaft betrachtet zeigen diese Untersuchungsergebnisse, dass die Gewässersohle hinsichtlich ihrer hydrologischen und biologischen Funktionalität nicht wesentlich beeinflusst ist.

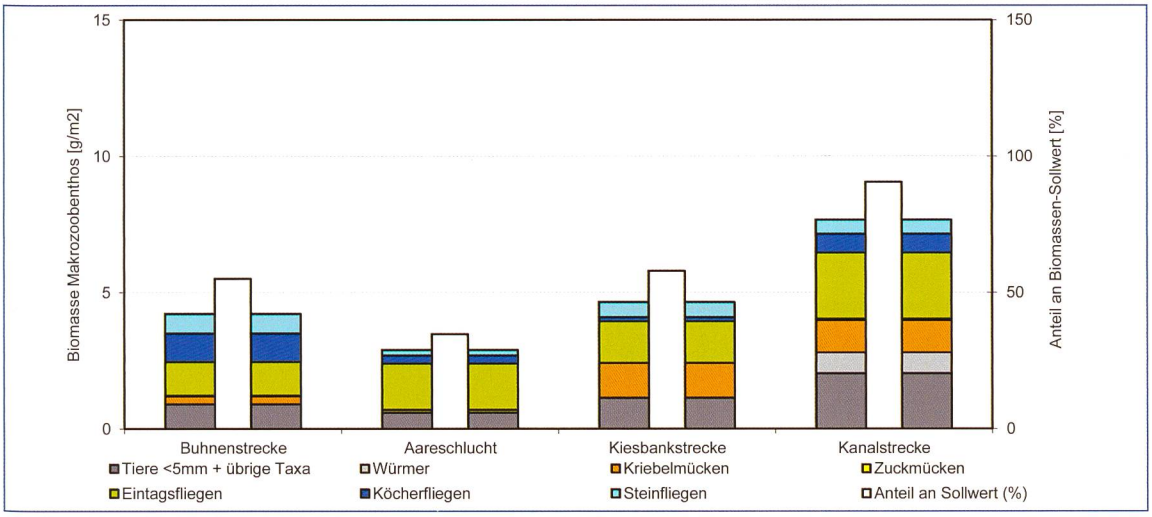

Bild 4. Biomasse (Primärachse) und Anteil am Biomassen-Sollwert nach Dückelmann (2001, Sekundärachse) der Wirbellosen. Die weissen Säulen sind jeweils den bunten Säulen vorgelagert.

Wasserqualität

In den letzten zehn Jahren lagen die gemessenen Nährstoff- und Schadstoffwerte durchwegs im guten Bereich (Limnex, 2012).

3.3 Untersuchungen zum Makrozoobenthos (MZB)

Besiedlung des MZB

In den letzten 15 Jahren wurde in der Schwallstrecke die Besiedlung der Gewässersohle durch Wasserinsekten und -pflanzen sehr detailliert untersucht (Vuille 1997, AquaTerra, 2007, Limnex 2009, Tanno et al., 2013). Trotz künstlichem Abflussregime wurde eine weitestgehend natürliche Artenvielfalt (in der Kanalstrecke 35 und in der Kiesbankstrecke 45 taxonomische Einheiten) nachgewiesen *(Bild 4)*. In den strukturreicheren Abschnitten liegt die Biomasse der Wirbellosen allerdings z.T. deutlich unter den Erwartungswerten für ein Fliessgewässer mit der entsprechenden Höhenlage (Dückelmann, 2001, *Bild 4*). Etwas überraschend fallen die Biomassen in der Kanalstrecke deutlich höher aus und erreichen in etwa den Biomassen-Sollwert. Dieses Ergebnis ist teilweise auf die lokale Dominanz von Würmern zurückzuführen.

Driftversuche

Im Frühling 2008 wurden ergänzend zu den Aufnahmen der Sohlenbesiedlung zwei Schwallversuche durchgeführt (Limnex, 2009). Bei beiden Versuchen wurde mit Tauchpumpen und im Gewässer aufgestellten Netzen sowohl in der Kiesbank- als auch in der Kanalstrecke die Verdriftung der Wasserwirbellosen gemessen. Während beim ersten Schwallversuch die Wasserrückgabe in Innertkirchen innerhalb von fünf Minuten von 8 auf 62 m^3/s gesteigert wurde, erfolgte die Rückgabe beim zweiten Schwallversuch deutlich gedämpfter (innerhalb von 30 Minuten). Bei beiden Schwallversuchen und in beiden Untersuchungsstrecken der Hasliaare nahm die Wirbellosen-Drift mit dem Abflussanstieg deutlich bis stark zu. Im weiteren Verlauf des Schwalldurchgangs (während einem konstant hohen Abfluss) sank die Verdriftung wieder auf ein tiefes bis mittleres Niveau ab. Sowohl die Verringerung der Schwallrate als auch die vielfältigere Morphologie in den alternierenden Kiesbänken bewirkten eine markante Reduktion (jeweils auf rund 30–50%) der maximalen Konzentration an driftenden Organismen. Dieser Effekt kann auf die längeren Reaktionszeiten und auf die grössere Anzahl an Rückzugsräumen in der Kiesbankstrecke zurückgeführt werden. Die heute regelmässig stattfindende Verdriftung reduziert die Gesamtbiomasse an Wirbellosen und dürfte daher die Hauptursache für die relativ tiefen Biomassenwerte (s.o.) sein.

Habitatmodellierung

Zusätzlich zu den Feldmessungen wurde auch eine hydraulische Modellierung der Lebensräume für das MZB vorgenommen (Tanno et al., 2013). Dafür wurde, wie bei einer ähnlichen Studie am Alpenrhein (Eberstaller, 2012), der Ansatz vom CASiMiR-Modell (Jorde, 1997, Schneider, 2001) gewählt. Diese Art der Modellierung verknüpft hydraulische Aspekte mit biologischen Lebensraumansprüchen, wobei explizit die dabei auftretende Unschärfe berücksichtigt wird (Zadeh, 1965). Mit Hilfe des CASiMiR-Modells wurden die mit dem Abfluss wechselnden Bedingungen u.a. für die Biomasse und die Artenvielfalt des MZB simuliert. Während im Winter die benthische Besiedlung tendenziell stärker durch das künstliche Abflussregime beeinflusst wird, beschränkt im Frühjahr und im Sommer die relativ eintönige Morphologie die natürliche Entwicklung der Insektenlarven.

3.4 Untersuchungen zu den Fischen

Eine vollständige Beurteilung der Fischökologie erfordert die Betrachtung des gesamten Lebenszyklus der vorkommenden Fischarten und der damit verbundenen wechselnden Ansprüche. Im Einzelnen müssen für das Vorkommen einer natürlichen Fischfauna u.a. folgende Anforderungen erfüllt sein:

- Geeignetes Laichsubstrat und günstige hydraulische Bedingungen während der Paarung
- Stabile und permanent durchflossene Laichgruben, bis die Fischlarven das Kiesbett verlassen
- Ausreichender Lebensraum für Brütlinge, Jungfische und adulte Tiere
- Genügendes Nahrungsangebot
- Gute Wasserqualität (insbesondere Sauerstoffgehalt, Wassertemperatur, Nährstoffe, Verunreinigungen).

Hinsichtlich Schwall/Sunk sind für die Hasliaare vor allem die oberen vier Punkte relevant.

Fischregion

Die Lebensbedingungen (z.B. Breite, Fliessgeschwindigkeit, Wassertemperatur) in einem Fliessgewässer ändern sich mit dem Längsverlauf und damit auch die Zusammensetzung der aquatischen Arten (Vannote et al., 1980). Auf diese Weise kann z.B. jeder Flussabschnitt einer Fischregion zugeordnet werden (Huet, 1949). Im Fall der Hasliaare ergibt sich eine Einteilung in die untere oder in den Übergang zwischen unterer und oberer Forellenregion (Limnex, 2012).

Bestand der Fischfauna

Aufgrund der Trübung in der Hasliaare und der schwierigen Zugänglichkeit in das Gewässer konnten nur halbquantitative Ufer-

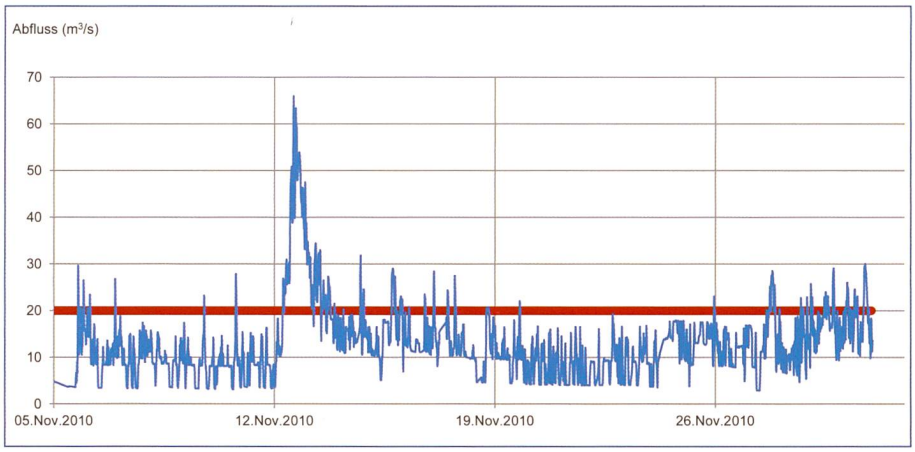

Bild 5. Typische Abflussganglinie der Aare in der Kiesbankstrecke für November 2010. In diesem Flussabschnitt treten günstige Laichbedingungen bei Abflüssen < 20 m³/s (rote Linie) auf.

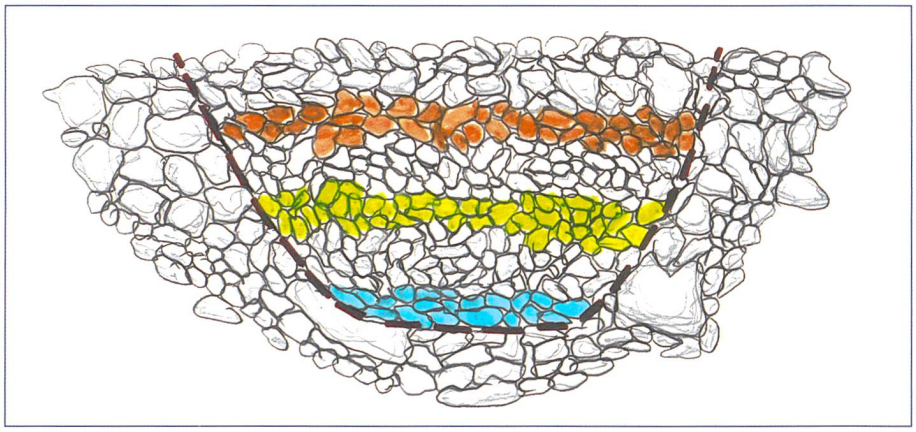

Bild 6. Schematische Illustration einer künstlichen Laichgrube mit drei Schichten verschiedenfarbiger Steine (mit Korndurchmessern von 10 bis 65 mm). Die Schichtdicke der gefärbten Steine beträgt jeweils 5 bis 7 cm. Die blauen Steine liegen rund 45 cm, die gelben Steine 25 cm und die orangen Steine 15 cm unterhalb der Gewässersohle. Die gestrichelte Linie stellt die ca. 50 cm tiefe Grube dar.

streifenbefischungen durchgeführt werden. Insgesamt wurden neben den heimischen Arten von Bach- und Seeforelle, Groppe und Trüsche auch eine standortfremde Art (Bachsaibling) angetroffen. Wie fischökologisch zu erwarten ist, wird die Fischpopulation in der Hasliaare von der Bachforelle klar dominiert. Das Vorkommen und die Dominanzverteilung der Fischarten entsprechen damit der zugeordneten Fischregion (Haas & Peter, 2009).

Sowohl die Individuendichten als auch die Biomassen der Bachforellen fielen sehr tief aus. Aufgrund der sehr geringen Dichten an Jungfischen kann die Altersstruktur der Fischpopulation als stark beeinträchtigt charakterisiert werden. Dies ist neben dem künstlichen Abflussregime auch auf die relativ eintönige Morphologie mit fehlenden Jungfischhabitaten zurückzuführen (Haas & Peter, 2009).

Habitatmodellierung

Zusätzlich wurde eine hydraulische Modellierung der Lebensräume für die verschiedenen Lebensstadien der Bachforelle durchgeführt (Person et al., 2013). Für die Simulationen wurde wie bei der Habitatmodellierung des MZB der CASiMiR-Ansatz (Jorde, 1997, Schneider, 2001) gewählt.

Lebensstadium natürliche Reproduktion (Paarung)

Für das Verlaichen werden von den Bach- und Seeforellen bestimmte hydraulische Bedingungen und Substrateigenschaften bevorzugt. So werden niedrige bis mittlere Fliessgeschwindigkeiten (20–70 cm/s), Abflusstiefen grösser als 10 cm und eine kiesige Gewässersohle mit einer guten Durchströmung favorisiert (Riedl & Peter, 2013). Für ein erfolgreiches Laichen müssen diese Bedingungen über mehrere Stunden eingehalten werden, kürzere Unterbrüche können toleriert werden (Göz & Meyer, 2012, mdl.). Feldbeobachtungen zeigten zudem, dass Seeforellen in der Hasliaare (oberhalb der Wasserrückgabe) vorwiegend eine Stunde vor Beginn der Abenddämmerung mit den Vorbereitungen für die Verlaichung beginnen und bis tief in die Nacht damit beschäftigt sind.

Auf Basis der Habitatmodellierung konnten für jeden Abschnitt in der Schwallstrecke die für die Verlaichung günstigen hydraulischen Bedingungen abgeschätzt werden.

Felduntersuchungen zeigten, dass nur wenig günstiges Laichsubstrat in der Schwallstrecke vorhanden ist (Limnex, 2012). Im überwiegenden Teil der Schwallstrecke sind die Korngrössen tendenziell zu gross für das Ablaichen von Bach- und Seeforellen. Wie hydraulische Untersuchungen (Hartlieb et al., 2007, Schneider & Jorde Ecological Engineering, 2012) allerdings zeigen, ist das Fehlen kleinerer Korngrössen nicht auf den Kraftwerksbetrieb zurückzuführen. Indessen hängen die hydraulischen Bedingungen sowohl vom Kraftwerksbetrieb als auch von der Flussmorphologie ab. Für die Kanal- und die Buhnenstrecke existieren nur unterhalb von 5 m³/s günstige Laichbedingungen, während in der Kiesbankstrecke bis 20 m³/s gute Verhältnisse vorliegen. Im zuletzt genannten Abschnitt treten bereits heute während der Laichzeit längere Perioden mit diesen Bedingungen auf *(Bild 5)*.

Lebensstadium Entwicklung des Laichs

Damit sich die in der Sohle abgelegten Eier bis zum Frühling erfolgreich entwickeln können, müssen sie permanent über ausreichend Frischwasser verfügen. Daher darf die Laichgrube weder trockenfallen, zufrieren noch darf die Sohle zu stark kolmatieren. Ausserdem darf es während dem Heranreifen der Eier zu keinen stärkeren Bewegungen der Sohle infolge von hohen Abflüssen kommen. Mit Versuchen von Laichboxen (Kap. 3.2 *Bild 3*) konnte nachgewiesen werden, dass bereits heute hinsichtlich minimalem Abfluss und innerer Kolmation gute Bedingungen für die Entwicklung der Bachforelleneier vorliegen (Haas & Peter, 2009, KWO, 2012a). Die Stabilität der Laichgruben konnte sowohl mit einer hydraulischen Modellierung (Schneider & Jorde Ecological Engineering, 2012) als auch mit einem physikalischen Modellversuch (Hartlieb et al., 2007) nachgewiesen werden. Da beide Ansätze von einer Deckschichtbildung ausgehen und diese bei natürlichen Laichgruben nicht gegeben ist, wurden im Frühling 2012 zusätzlich noch Felduntersuchungen direkt in der Hasliaare durchgeführt (KWO, 2012b). Dafür wurden in der Kiesbankstrecke zwei repräsentative Stellen ausgewählt, die auch für Fische als poten-

tielle Laichplätze attraktiv wären. Während tiefem Abfluss wurde jeweils eine Laichgrube mit einer Tiefe von rund 50 cm von Hand ausgehoben und mit drei Schichten von vorher eingefärbten Steinen aufgefüllt *(Bild 6)*. Die Lage der drei Schichten orientierte sich dabei an wissenschaftlichen Arbeiten und Feldbeobachtungen. Für Bachforellen werden Tiefen von 0 bis 25 cm (Ottoway et al., 1981) und für Seeforellen Tiefen bis 50 cm (Rubin et al., 2004, Fischereiinspektorat des Kanton Bern, 2012–mdl.) berichtet.

Mehrere Tage nach der Installation der künstlichen Laichgruben wurde die Stromproduktion in Innertkirchen für mehrere Stunden erhöht. Mit dem Zufluss aus dem Zwischeneinzugsgebiet resultierte so ein Abfluss von knapp 110 m^3/s. Daran anschliessend erfolgte eine Feldbegehung (bei Niedrigwasser), bei der die gefärbten Steine an ihrem ursprünglichen Ort wieder gefunden wurden. Mit dieser Versuchsanordnung wurde damit der Praxisnachweis erbracht, dass an den ausgewählten Stellen die Laichgruben solange stabil sind, bis die Fischlarven die Sohle verlassen. In der Zwischenzeit konnten diese Resultate für weitere Stellen in allen Gewässerabschnitten der Schwallstrecke bestätigt werden.

Lebensstadium Fischlarven und Jungfische

In der Hasliaare erfolgt das Schlüpfen der Fischlarven in der Regel zwischen März und April. Die Brütlinge und auch die etwas älteren Sömmerlinge benötigen als Lebensraum flache und gleichzeitig leicht durchströmte Flächen, wie sie an natürlichen flachen Uferpartien anzutreffen sind. Die relativ eintönige Morphologie, die seitlichen Begrenzungen und die künstliche (steile) Ufergestaltung sind dafür verantwortlich, dass nur bei vergleichsweise tiefen Abflüssen günstige Lebensbedingungen für Jungfische bestehen. Für jeden Gewässerabschnitt wurde mit der CASiMiR-Modellierung der kritische Abfluss bestimmt, oberhalb dessen die Lebensräume für Jungfische verschwinden. In der Kanal- und Buhnenstrecke beträgt der kritische Abfluss 5 m^3/s und in der Kiesbankstrecke 20 m^3/s (Bieri, 2012, Person et al., 2013). Ein Vergleich mit den historischen Abflüssen (Kap. 3.1.2) zeigt, dass bereits im Mai der natürliche mittlere Monatsabfluss mit 45 m^3/s diese kritischen Werte deutlich überschreitet. Dagegen treten während der Entwicklung der jungen Fische (April bis September) keine ökologisch kritischen Niedrigwasserperioden auf. In dieser Zeit sind insbesondere die

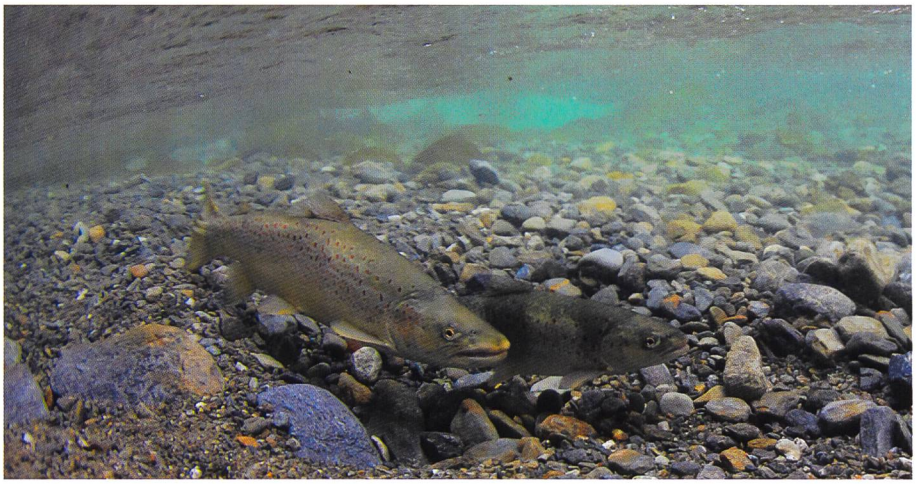

***Bild 7. Seeforellenpärchen in der Hasliaare, Quelle:** Daniel Göz, 2012.*

Zuflüsse aus dem Gadmental sehr hoch, da in diesem Gebiet keine Speichermöglichkeiten vorhanden sind (Kap. 3.1.1). Das Fehlen der Jungfischhabitate ist während des Sommerhalbjahrs daher vorwiegend auf die Flussmorphologie zurückzuführen.

Allerdings müssen bei einer fischökologischen Beurteilung auch die heutigen unnatürlich hohen Schwall- und Sunkraten in der Hasliaare berücksichtigt werden. Während ein zu schneller Anstieg im Abfluss die Verdriftung begünstigt, kann ein zu rascher Rückgang zum Stranden der Tiere führen. Aufgrund der eintönigen Morphologie wurde ein Stranden von Jungfischen allerdings nur in Einzelfällen und unter Extrembedingungen (sehr ausgeprägte Minimalabflüsse) beobachtet (Limnex, 2012).

Zusammengefasst kann festgehalten werden, dass eine wesentliche Verbesserung der fischökologischen Situation nur mit einer Kombination aus morphologischer Aufwertung und hydrologischer Sanierung erreicht werden kann.

Lebensstadium adulte Fische

Entsprechend dem Grössenwachstum bevorzugen die adulten Tiere höhere Strömungsgeschwindigkeiten und Wassertiefen als die Jungfische. Die CASiMiR-Modellierungen zeigen, dass in der Kanalstrecke bereits bei tiefen Abflüssen (25 m^3/s) das Lebensraumangebot durch die einförmige Morphologie begrenzt wird (Bieri, 2012), während in der Kiesbankstrecke noch geeignete Stellen bis rund 40 m^3/s anzutreffen sind. Vereinzelt können in Innertkirchen in den Zwischenbereichen der Buhnen auch bei hohen Abflüssen (100 m^3/s) noch geeignete Habitate für adulte Forellen beobachtet werden. Um die hier angegebenen Abflusswerte fischökologisch einordnen zu können, sollte der natürliche mittlere Monatsabfluss im Juli mit rund 90 m^3/s herangezogen werden.

Für eine naturnahe Entwicklung der Fische spielen zudem die Nahrungsverfügbarkeit und die Unterstände eine entscheidende Rolle. Aufgrund der relativ geringen Fischdichte dürfte sich das Nahrungsangebot nicht limitierend auswirken (Limnex, 2009 und 2012). Dagegen führen die künstlichen Uferverbauungen sowie die unnatürliche Ufervegetation zu einem Defizit an Unterständen, in denen sich die Fische vor Prädatoren (z.B. Vögel, Fischer) effizient schützen können.

Wanderung Seeforelle

Neben den bereits beschriebenen fischökologischen Aspekten kommt der Schwallstrecke auch eine wichtige Bedeutung als Wanderkorridor und teilweise auch als Laichgebiet für die Seeforelle *(Bild 7)* zu. Im Herbst steigen die geschlechtsreifen Seeforellen vom Brienzersee zu ihren Laichgründen im Raum Meiringen und Innertkirchen auf. Wie bei den Bachforellen werden Laichgruben angelegt, die Eier reifen über den Winter heran, um im darauffolgenden Frühling zu schlüpfen. Die jungen Seeforellen bleiben das erste und vermutlich häufig auch ihr zweites Lebensjahr in ihrem angestammten Laichgewässer, bevor sie zum Brienzersee abwandern und vier bis fünf Jahre nach dem Schlüpfen zum ersten Mal zum Ablaichen wieder in die Hasliaare zurückkehren. Die jährlichen Fangerfolge beim Laichfischfang belegen, dass trotz künstlicher Pegelschwankungen und der einförmigen Morphologie der Aufstieg der Seeforelle gelingt.

4. Diskussion und Schlussfolgerungen

Dank der zahlreichen Untersuchungen kann die heutige gewässerökologische Situation relativ gut und umfassend beschrieben werden. Mit den durchgeführten

Arbeiten wurden einerseits die bestehenden ökologischen Defizite identifiziert und anderseits die Widerstandsfähigkeit und Toleranz des gewässerökologischen Systems auf Abflussregime und Morphologie dokumentiert.

Abiotische Aspekte

Wie die umfangreichen Untersuchungen zur Gewässersohle zeigen, führt das Abflussregime der Hasliaare weder zu einer starken Sohlenkolmation noch zu einer Abnahme an Laichsubstrat (Limnex, 2012, Schneider & Jorde Ecological Engineering, 2012). Aufgrund einer kantonalen Vereinbarung, die einen minimalen Abfluss von rund 3 m^3/s festlegt, tritt gemäss BAFU-Vollzugshilfe auch keine ökologische Beeinträchtigung durch einen zu geringen Niedrigwasserabfluss auf (Baumann et al., 2012). Zudem zeigen die chemischen Untersuchungen eine gute bis sehr gute Wasserqualität.

Allerdings wird durch den Kraftwerksbetrieb eine Änderung des Temperatur- und Trübstoffregimes verursacht. Bei den aquatischen Organismen können dadurch Beeinträchtigungen hinsichtlich Lebensrhythmus und Stoffwechsel hervorgerufen werden (Schweizer et al., 2009). Jedoch deuten die biologischen Untersuchungen darauf hin, dass diese Stressfaktoren im Gegensatz zu den morphologischen und hydrologischen Beeinträchtigungen (z.B. Verdriftung von Organismen) eine untergeordnete Rolle einnehmen.

MZB

Neben der Besiedlung der Invertebraten wurde auch deren Verdriftung in Abhängigkeit von Abfluss und Schwallrate detailliert untersucht (Limnex, 2009 und 2012). Während die Artenvielfalt der Wirbellosen als standorttypisch bezeichnet werden kann, ist die Biomasse in der Schwallstrecke deutlich reduziert. Die Ergebnisse der Driftversuche von 2008 deuten darauf hin, dass die verringerte Biomasse auf eine verstärkte Verdriftung der Invertebraten zurückzuführen ist. Diese Untersuchungen zeigen ausserdem, dass die Verdriftung vor allem vom Abflussanstieg und von der Morphologie abhängt, während der maximale Abflusswert eine weniger entscheidende Rolle spielt. Um eine Erhöhung der benthischen Biomasse zu erreichen, muss die Sanierungsplanung daher auf eine Reduktion der Schwallrate und auf morphologische Aufwertungen in der Schwallstrecke fokussieren.

Fische

Für eine erfolgreiche Reproduktion der standortgerechten Fischfauna müssen die Ansprüche aller Lebenszyklen erfüllt werden. Die durchgeführten fischökologischen Untersuchungen belegen, dass das künstliche Abflussregime weder die Bedingungen für die Verlaichung (nur Kiesbankstrecke) noch die Entwicklung des Laichs wesentlich beeinträchtigen. In der Kiesbankstrecke verschwinden die Lebensräume für Brütlinge und Jungfische bei Abflüssen über 20 m^3/s, resp. oberhalb von 5 m^3/s in der Buhnen- und in der Kanalstrecke (Bieri, 2012, Person et al., 2013). Da der natürliche Abfluss bereits im Mai mit 45 m^3/s deutlich über dieser Schwelle liegt, lässt sich das Fehlen der Jungfischhabitate in erster Linie auf die morphologischen Verhältnisse zurückführen. Für die adulten Forellen stellt sich die Situation etwas differenzierter dar. Während der Schnee- und Gletscherschmelze fehlen auch unter natürlichen Abflussbedingungen geeignete Lebensräume in der Kanal- und Kiesbankstrecke. Dagegen bieten die Zwischenräume der Buhnen auch bei hohen Abflüssen noch geeignete Habitate für die erwachsenen Tiere. In allen Abschnitten dürfte allerdings das geringe Angebot an geeigneten Unterständen limitierend wirken.

Neben der Morphologie müssen jedoch auch die hohen Anstiegs- und Rückgangsraten im Abfluss als deutliche Beeinflussung der Fischfauna berücksichtigt werden. Insbesondere dürfte ein schneller Abflussanstieg zu einer erhöhten Verdriftung von Jungfischen führen. Aufgrund der eintönigen Morphologie fällt das Risiko des Strandens für Jungfische hingegen eher gering aus (Limnex, 2012).

Die Untersuchungsergebnisse zeigen damit deutlich, dass eine fischökologische Verbesserung nur durch eine Kombination aus hydrologischer und morphologischer Massnahmen erzielt werden kann. Bei den morphologischen Verbesserungen sollte die Bildung von flachen Uferbereichen im Vordergrund stehen, die sowohl bei tiefen als auch bei hohen Abflüssen Lebensräume für Jungfische bieten. Zusätzlich würde eine natürliche Ufervegetation die Quantität und Qualität der Unterstände für erwachsene Forellen erhöhen. Aufgrund der sehr hohen Abflüsse während der Schnee- und Gletscherschmelze wäre eine permanente Reduktion des Abflusses im Sommer nur mit einer Direktableitung in den Brienzersee möglich. Diese Option ist allerdings mit extrem hohen Kosten verbunden. Aufgrund des Kosten-Nutzen-Verhältnisses drängt sich daher ein Speicher zwischen Turbinenausfluss und Wasserrückgabe auf, um sowohl die Schwall- als auch die Sunkraten zu reduzieren. Damit würden die aquatischen Organismen in Zukunft längere Reaktionszeiten erhalten, um sich den wechselnden Abflussbedingungen anpassen zu können. Für die Festlegung des Speichervolumens und der Speichersteuerung bedarf es noch weitergehende Abklärungen, die in den Folgeartikeln detailliert beschrieben sind (Schweizer et al. 2013a, 2013b, 2013c).

Danksagung

Dieser Artikel basiert zum überwiegenden Teil auf den Vorarbeiten, Untersuchungen, Erfahrungen und dem einmaligen Wissen von Peter Baumann. Er hinterlässt nicht nur in diesem Projekt eine kaum zu schliessende Lücke im Fachbereich der Gewässerökologie.

Für die fachlich hervorragende und die sehr konstruktive Zusammenarbeit bedanken sich die Autoren ganz herzlich bei Manfred Kummer, Martin Huber Gysi, Daniel Hefti, (alle Bundesamt für Umwelt) und Vinzenz Maurer (Amt für Wasser und Abfall) sowie Armin Peter und Emilie Person (beide Eawag). Catherine Mathez (BWU), Bernhard Luder (BAFU), Heinz Peter Tscholl, Oliver Kost, Jan Baumgartner und Daniel Fischlin (alle KWO) gebührt ein grosser Dank für die wertvollen Anmerkungen und für das kritische Durchlesen des Manuskripts.

Literatur

AquaTerra (2007): Umweltverträglichkeitsbericht Kraftwerk Innertkirchen 1, Aufwertung 2. Etappe. Fachbereich Gewässerökologie. Bericht im Auftrag der KWO (Autoren: Lubini V. & Meier C.).

Baumann P., Kirchhofer A. und *Schälchli U.* (2012): Sanierung Schwall/Sunk – strategische Planung. Ein Modul der Vollzugshilfe Renaturierung der Gewässer. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1203: 126 S.

Bieri M. (2012): Operation of Complex Hydropower Schemes and its Impact on the Flow Regime in the Downstream River System under Changing Scenarios. Diss. EPFL No 5433., Zürich, Schweiz.

Binderheim E. & *Göggel W.* (2007): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Äusserer Aspekt. Schriftenreihe Umwelt Vollzug Nr. 0701. Bundesamt für Umwelt, Bern: 43 S.

Bruder A., Schweizer S., Vollenweider S., Tonolla D. und *Meile T.* (2012a): Schwall und Sunk: Auswirkungen auf die Gewässerökologie und mögliche Sanierungsmassnahmen. «Wasser Energie Luft» 2012(4): 257–264.

Bruder A., Vollenweider S., Schweizer S., Tonolla D. und *Meile T.* (2012b): Schwall und Sunk:

Planung und Bewertung von Sanierungsmassnahmen – Möglichkeiten und Empfehlungen aus wissenschaftlicher Sicht. «Wasser Energie Luft» 2012(4): 265–273.

Bruno M. C., Maiolini B., Carolli M. und *Silveri L.* (2009): Impact of hydropeaking on hyporheic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, Italy). Annales de Limnologie – International Journal of Limnology 45, 157–170.

Carolli M., Bruno M. C., Siviglia A. und *Maiolini B.* (2012): Responses of benthic invertebrates to abrupt changes of temperature in flume simulations. River Research and Applications 28 (6), 678–691.

Dückelmann H. (2001): Seehöhen-Biomassen-Beziehung des Makrozoobenthos in österreichischen Fliessgewässern. Diplomarbeit an der Universität für Bodenkultur, Wien.

Eberstaller J., Frangez C., Schneider M., Kopecki I., Baumann P. und *Wächter K.* (2012): Alpenrhein D6: Quantitative Analyse von Schwall/Sunk-Ganglinien für unterschiedliche Anforderungsprofile. Im Auftrag der Internationalen Regierungskomission Alpenrhein.

Fischereiinspektorat des Kanton Berns (2012): Mündliche Mitteilung der Fischereiaufseher Flück M. & Rieder B.

Göz D. & *Meyer M.* (2012): Beobachtungen der Laichaktivitäten von Bach- und Seeforellen im Oberhasli. Mündliche Mitteilung, unveröffentlicht.

Haas R. & *Peter A.* (2009): Lebensraum Hasliaare 2009 – eine fischökologische Zustandserhebung zwischen Innertkirchen und Brienzersee. Eawag Kastanienbaum. KTI-Projekt: Nachhaltige Nutzung der Wasserkraft – innovative Massnahmen zur Reduzierung der Schwall/Sunk-Problematik.

Hartlieb A., Sperer A. und *Rutschmann P.* (2007): Ausgleichsbecken Innertkirchen. Zwischenbericht zum Modellversuch. Studie der Versuchsanstalt für Wasserbau und Wasserwirtschaft der Technischen Universität München.

Herzog B. (2010): Umweltverträglichkeitsbericht Aufwertung KW Innertkirchen 1, 2. Etappe. Fachbereich Hydraulik der Oberflächengewässer. Bericht im Auftrag der KWO.

Huet M. (1949): Aperçu des relations entre la pente et les populations piscioles des eaux courantes. Schweiz. Z. Hydrol. 11: 33–351.

Jorde K. (1997): Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken. Dissertation, University of Stuttgart, Germany.

KWO (2012a): Untersuchungen zur Reproduktion der Bachforelle (Salmo trutta fario) in der Hasliaare. Installation von Laichboxen im Winterhalbjahr 2011/12. (Autor: Meyer M.).

KWO (2012b): Untersuchungen zur Stabilität von Laichgruben in der Schwallstrecke der Hasliaare. (Autoren Schweizer S., Meyer M., Schläppi S.).

LCH (2010): Abschätzung der dämpfenden Wirkung von grossmassstäblichen Uferrauheiten auf Schwall- und Sunkerscheinungen in der Hasliaare. EPFL-LCH, Lausanne, Rapport LCH Nr. 25/2010, 12 Seiten. Bericht im Auftrag der KWO (Autoren: Bieri M. & Meile T.).

Limnex (2009): Schwall-Sunk in der Hasliaare. Gewässerökologische Untersuchungen von Hasliaare und Lütschine und Beurteilung der Schwall-Auswirkungen in je zwei Strecken und Szenarien. Bericht im Auftrag der KWO (Autoren: Baumann P., Wächter K. und Vogel U.).

Limnex, (2012): Schwall/Sunk-Bewertung der KWO-Zentralen in Innertkirchen. Bewertung des Ist-Zustands und Varianten zur Bewertung eines zukünftigen Zustands nach Realisierung des Aufbauprojekts KWO plus (mit und ohne Speichervolumen zur S/S-Dämpfung). Bericht im Auftrag der KWO (Autoren: Baumann P., Schmidlin S., Wächter K., Peter A. und Büsser P.).

Mathez C. (2013, mündliche Mitteilung): Statistische Analyse des Einflusses von Gletscher- und Schneeschmelze auf das tägliche Abflussregime.

Person E., Bieri M., Peter A. und *Schleiss A.* (2013): Mitigation measures for fish habitat improvement in Alpine rivers affected by hydropower operations. Ecohydrology 2013, 20 Seiten.

Riedl C. & *Peter A.* (2013): Timing of brown trout spawning in Alpine rivers with special consideration of egg burial depth. Eingereicht in Ecology of Freshwater Fish.

Rubin J.F., Glimsäter C. und *Jarvi T.* (2004): Characteristics and rehabilitation of the spawning habitats of the sea trout, Salmo trutta, in Gotland (Sweden). Fisheries Management and Ecology 11: 15–22.

Schälchli U. (2002): Innere Kolmation. Methoden zur Erkennung und Bewertung. Bericht im Auftrag von Fischnetz c/o EAWAG, Dübendorf, 22 S.

Schneider, M. (2001): Habitat und Abflussmodellierung für Fliessgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen. Dissertation, University of Stuttgart, Germany.

Schneider & *Jorde* Ecological Engineering, (2012): CASiMir-Modellierungen zur Ermittlung der Indikatoren F2 und F3 in drei schwallbeeinflussten Strecken der Hasliaare für den Ist-Zustand und weitere Szenarien. Bericht im Auftrag der KWO (Autoren: Schneider M., Kopecki I., Tuhtan J).

Schweizer S., Neuner J. und *Heuberger N.* (2009): Bewertung von Schwall/Sunk – Herleitung eines ökologisch abgestützten Bewertungskonzepts. «Wasser Energie Luft» 2009(3): 194–202.

Schweizer S., Zeh Weissmann H. und *Ursin M.* (2012a): Der Begleitgruppenprozess zu den Ausbauprojekten und zur Restwassersanierung im Oberhasli. «Wasser Energie Luft» 2012(1): 11–17.

Schweizer S., Meyer M., Wagner T. und *Zeh Weissmann H.* (2012b): Gewässerökologische Aufwertungen im Rahmen der Restwassersanierung und der Ausbauvorhaben an der Grimsel. «Wasser Energie Luft» 2012(1): 30–39.

Schweizer S., Schmidlin S., Tonolla D., Büsser P., Meyer M., Monney J., Schläppi S. und *Wächter K.* (2013a): Schwall/Sunk-Sanierung in der Hasliaare – Phase 1a: Gewässerökologische Bestandsaufnahme. «Wasser Energie Luft» 2013 (3): 191–199.

Schweizer S., Schmidlin S., Tonolla D., Büsser P., Meyer M., Monney J., Schläppi S., Schneider M., Tuhtan J. und *Wächter K.* (2013a): Schwall/Sunk-Sanierung in der Hasliaare – Phase 1b: Ökologische Bewertung des Ist-Zustands anhand der 12 Indikatoren der aktuellen BAFU-Vollzugshilfe. «Wasser Energie Luft» 2013(3): 200–207.

Schweizer S., Bieri M., Tonolla D., Monney J., Rouge M. und *Stalder P.* (2013b): Schwall/Sunk-Sanierung in der Hasliaare – Phase 2a: Konstruktion repräsentativer Abflussganglinien für künftige Zustände. Vorgesehen zur Veröffentlichung in «Wasser Energie Luft» 4/2013.

Schweizer S., Schmidlin S., Tonolla D., Büsser P., Maire A., Meyer M., Monney J., Schläppi S., Schneider M., Theiler Q., Tuhtan J. und *Wächter K.* (2013c): Schwall/Sunk-Sanierung in der Hasliaare – Phase 2b: Ökologische Bewertung von künftigen Zuständen. Vorgesehen zur Veröffentlichung in «Wasser Energie Luft» 4/2013.

Strohmeier P., Bruckner G., Schlumprecht H. und *Strätz C.* (2005): Verschlammung und Versandung oberfränkischer Fliessgewässer. Hrsg.: Bezirk Oberfranken, Bezirksfischereiverband Oberfranken, Landesfischereiverband Bayern.

Tanno D., Schweizer S. und *Robinson C.* (2013): Schwall/Sunk in der Hasliaare – Beurteilung der ökologischen Auswirkungen von künstlichen Pegelschwankungen auf die Makroinvertebratenfauna anhand von physikalischen Habitatmodellen. Vorgesehen zur Veröffentlichung in «Wasser Energie Luft» 4/2013.

Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. und *Cushing C.E.* (1980): The river-continuum concept. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 130–137.

Vuille T. (1997): Fischereiliches Ertragsvermögen der Patentgewässer im Kanton Bern. Bericht des kantonalen Fischereiinspektorats.

Zadeh L.A. (1965): Fuzzy Sets. Journal of Information and Controll 8: 338–353.

Anschrift des Verfassers
Steffen Schweizer
Kraftwerke Oberhasli AG
Grimselstrasse, CH-Innertkirchen
sste@kwo.ch, Tel. +41 33 982 20 19