

Künstliches Hochwasser an der Saane – Eine Massnahme zum nachhaltigen Auenmanagement

Michael Döring, Diego Tonolla, Christopher T. Robinson, Anton Schleiss, Severin Stähly, Christa Gufler, Martin Geilhausen, Nina Di Cugno

Zusammenfassung

Durch Wasserkraft genutzte Flüsse und Auenlandschaften sind in ihrem Abfluss- und Geschieberegime und damit in ihrer Morphologie und Ökologie oft stark beeinträchtigt. In der Saane unterhalb der Staumauer Rossens führten eine jahrzehntelange Restwasserbewirtschaftung und eine starke Reduktion der Geschiebefracht zu einer mangelnden Abfluss- und Geschiebedynamik und damit zu einer Reihe von Defiziten wie einer fehlenden, für Auen typischen Habitatdynamik oder einer an stabile Verhältnisse angepasste Makrozoobenthosgemeinschaft. Künstliche Hochwasser und Geschiebeschüttungen sind mögliche Massnahmen zur Verbesserung solcher morphologischen und ökologischen Defizite. Ein solches künstliches Hochwasser in Verbindung mit einer Geschiebeschüttung im September 2016 führte in der Restwasserstrecke der Saane zu einer Reihe von ökologischen und morphologischen Veränderungen. Dazu gehörten unter anderem Habitat- und Geschiebeumlagerungen, Entfernung von Kolmation und Kiesbank überwuchernder Vegetation oder auch die Reduktion von sehr hohen Individuendichten in der Makrozoobenthosgemeinschaft. Allerdings konnte auch gezeigt werden, dass die positiven Auswirkungen, insbesondere auf das Makrozoobenthos, nur kurzfristig anhielten, was eine regelmässige Durchführung solcher Massnahmen nahelegt, um dauerhaft und nachhaltig wirksam zu sein. Das ist insbesondere für komplexe Auenlandschaften von Bedeutung, die unter natürlichen Bedingungen eine hohe Dynamik aufweisen. Insgesamt konnten mit dieser Studie die Auswirkungen dieses künstlichen Hochwassers umfassend quantifiziert, bewertet sowie der praktische Nutzen gezeigt werden. Die Resultate können dazu beitragen, solche Massnahmen aus ökologischer und ökonomischer Sicht (Wasserverlust zur Energieproduktion) in Zukunft angemessen zu dimensionieren und Modellvorhersagen als Planungsgrundlagen zu verbessern, um somit zur verbesserten ökologischen Verträglichkeit der Grosswasserkraft als wichtiger Energieträger beizutragen.

Summary

Rivers and floodplains used for hydropower are often severely affected by altered discharge and sediment regimes, thus influencing their morphology and ecology. In the Saane River below the Rossens dam, decades of residual flow management and reduction in sediment load reduced flow and sediment dynamics and thus led to ecological deficits, including the loss of habitat heterogeneity typical of floodplains and a macrozoobenthos community adapted to more constant environmental conditions. Artificial flooding and sediment replenishment are potential measures to improve such morphological and ecological deficits. An artificial flooding in conjunction with sediment replenishment in September 2016 led to various ecological and morphological changes in the residual flow section of the Saane such as habitat and sediment remodeling, reduction in colmation and gravel bank overgrowth vegetation, and a reduction in the high densities of macrozoobenthos. However, it also was shown that the effects on macrozoobenthos, in particular, were shortterm, which suggests regular implementation of such measures are required to be effective and sustainable over the longterm. This is especially important for complex floodplains showing a high dynamic under natural conditions. Overall, this study comprehensively quantified, assessed, and generally demonstrated the practical benefits of artificial floods. The results can help to adequately dimension such measures from an ecological and economic point of view (water loss for energy production) in the future and improve model predictions as a planning tool towards contributing to the ecological compatibility of large hydropower as an important energy source.

1. Einleitung

Das Abfluss- und Geschieberegime sind wesentliche Faktoren, welche Ökologie und Morphologie in Fluss- und Auensystemen steuern (Weber et al. 2017, Wohl et al. 2015, Naiman et al. 2008, Poff et al. 1997). Beide beeinflussen die Verteilung und Abundanz von lotischen Arten wie die des Makrozoobenthos (aquatische Wirbellose) und der Fische direkt in ihren Verhaltensweisen und indirekt über die Modifizierung ihrer Habitate (Milner et al., 2013, Allan und Castillo, 2007). Ein natürliches Abfluss- und Geschieberegime ist somit unerlässlich für die morphologische

und ökologische Integrität eines Gewässers (Poff et al., 1997). Für Auenlandschaften ist das Abfluss- und Geschieberegime insbesondere zur Aufrechterhaltung ihrer strukturellen Vielfalt, Dynamik und Vernetzung von Bedeutung. Periodische Hochwasser und Geschiebedynamik formen ein komplexes Habitatmosaik, bestehend aus verschiedenen terrestrischen (z. B. Weich- und Hartholzau, Inseln, Kiesbänke) und aquatischen Habitattypen (z. B. Altarme, Haupt- und Nebengerinne, temporäre und permanente Tümpel), welche einem ständigen Wechsel unterlegen sind (Fink et al., 2017, Doering et al., 2012, Stanford

et al. 2005). Aufgrund dieser dynamischen Habitatvielfalt bieten sie Raum für eine Vielzahl verschiedener Pflanzen- und Tierarten und haben damit eine zentrale Bedeutung für die Aufrechterhaltung und Förderung der Biodiversität. In der Schweiz haben Auenlandschaften lediglich einen Anteil von etwa 0.3 % an der Landesfläche, dennoch leben rund 10 % der heimischen Fauna ausschliesslich, 32 % regelmässig und 42 % gelegentlich in Auen (Rust-Duebé et al., 2006).

Trotz ihrer Bedeutung für die Biodiversität sind Flüsse und Auen weltweit intensiv genutzt, insbesondere durch die

Wasserkraft. Es ist weitreichend dokumentiert, dass Wasserkraftnutzung das natürliche Abfluss- und Geschieberegime stark beeinträchtigen kann, hauptsächlich durch die Unterbrechung der Längsvernetzung durch Talsperren und Wehre (Fragmentierung und Geschieberückhalt), die Entnahme von Wasser (Restwasser und Wasserfassungen) oder durch das Generieren unnatürlicher Abfluss- und Pegelschwankungen (Schwall-Sunk). Das kann zu einer Reihe von ökologischen und morphologischen Defiziten in Fluss- und Auenlandschaften führen, v. a. bezüglich der Habitatverfügbarkeit, der fehlenden Habitat- und Geschiebedynamik, der Kolmatierung der Flusssohle, der Ausbreitung von Organismen wie Fischen oder Pflanzensamen, der Änderung der Artenzusammensetzung wie z. B. des Makrozoobenthos oder der Änderung von Ökosystemprozessen wie z. B. dem Abbau von organischem Material (Bruder et al., 2016, Wohl et al., 2015, Weber und Schmid, 2014, Carlisle et al., 2011, Nilsson et al., 2005, Vörösmarty et al., 2003).

1.1 Künstliche Hochwasser und Geschiebeschüttungen

Künstliche Hochwasser, gegebenenfalls in Kombination mit Geschiebeschüttungen, sind mögliche Massnahmen zur Beseitigung bzw. Verminderung oben beschriebener morphologischer und ökologischer Defizite in Fluss- und Auenlandschaften unterhalb von Speicherseen mit stark verändertem Abfluss- und/oder Geschieberegime (fehlende Hochwasser oder stark reduziert in Häufigkeit und Spitzenabfluss sowie Rückhalt von Geschiebe, Zurwerra et al., 2016, Robinson, 2012, Konrad et al., 2011). Generelle Ziele von künstlichen Hochwassern und Geschiebeschüttungen sind die Aufwertung aquatischer und terrestrischer Lebensräume für Fische, Makrozoobenthos und Pflanzen sowie die Beseitigung von Geschiebedefiziten und fortschreitender Sohlenerosion (Facchini et al., 2017). In der Schweiz können künstliche Hochwasser zur Sanierung des Geschiebehaushalts (Art. 43a/83a GSchG) oder des Restwassers (Art. 31 ff/Art. 80 ff GSchG) angeordnet werden.

Momentan werden an insgesamt sechs Fliessgewässern in der Schweiz künstliche Hochwasser ausgelöst und an weiteren 11 Fliessgewässern sind künstliche Hochwasser in der Planung. Bei allen diesen Gewässern handelt es sich weitgehend um Gebirgsbäche im voralpinen Raum (Zurwerra et al., 2016). Prominentestes Beispiel diesbezüglich ist der Spöl im Schwei-

zer Nationalpark. Hier werden seit dem Jahr 2000 jährlich zwischen ein und drei künstliche Hochwasser ausgelöst und deren Auswirkungen dokumentiert (Robinson, 2012, Mannes et al., 2008). Sämtliche Langzeitdaten und Erfahrungen zu Auswirkungen und Dimensionierung künstlicher Hochwasser beschränken sich demnach mehr oder weniger auf einen einzigen Gebirgsbach. Die Auswirkungen künstlicher Hochwasser auf andere mittlere oder grosse Gewässer und insbesondere auf Auengebiete wurden in der Schweiz bisher nicht untersucht. Ein weitreichendes und übergreifendes Verständnis der Auswirkungen solcher Hochwasser ist für ein effektives Management

von Gewässerökosystemen unabdingbar (Gillespie et al., 2015, Tharme, 2003).

Das aktuelle Forschungsprojekt «Hydroökologie und nachhaltige Wasserkraftnutzung in Auenlandschaften (HyApp)» untersucht die ökologischen und morphologischen Auswirkungen der Gewässernutzung, insbesondere der Wasserkraftnutzung auf Auenlandschaften. Das Projekt ist eine Zusammenarbeit zwischen der Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW), der Eawag, den Laboratoire de Constructions Hydrauliques (LCH) der École Polytechnique Fédérale de Lausanne (EPFL) und den Remote Sensing Laboratories (RSL) der

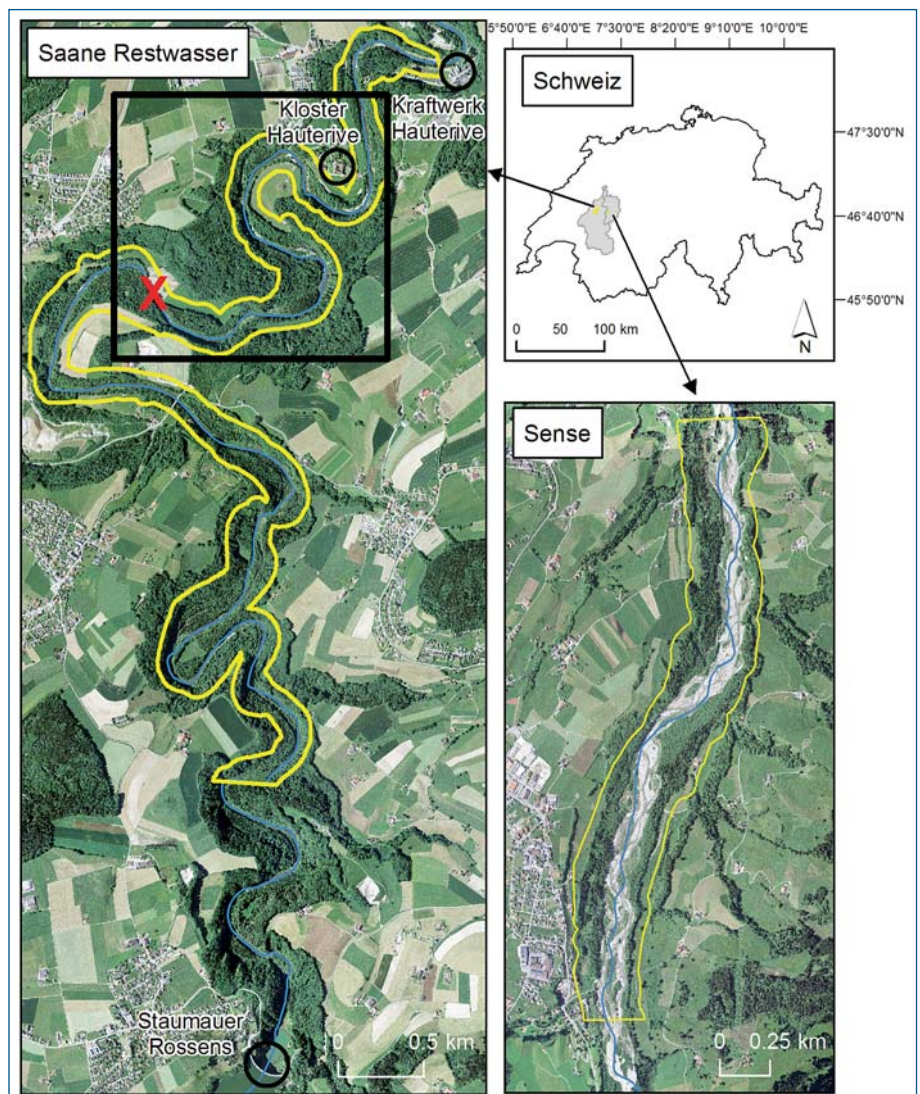


Bild 1. Übersichtskarte des untersuchten Restwasserabschnitts der Saane zwischen der Staumauer Rossens und dem Kraftwerk Hauterive (links) und der naturnahen Sense bei Plaffeien (rechts). Innerhalb des gelben Perimeters wurde die historische Entwicklung der Auen über Orthophotos abgeleitet (1938–2013) und wurden saisonale Makrozoobenthosproben erhoben (Herbst 2015 bis Sommer 2016). In der Saane erfolgten innerhalb des schwarzen Perimeters im Rahmen des künstlichen Hochwassers im Herbst 2016 Aufnahmen zur flächenhaften Veränderung der Ökomorphologie (Drohnenbefliegung), weitere Aufnahmen zum Makrozoobenthos und dessen Drift beim Kloster Hauterive sowie die künstlichen Geschiebeschüttungen (rotes Kreuz). Die Fliessrichtung der Gewässer ist von Süden nach Norden. Quelle der Luftbilder: Swisstopo (2017).

Universität Zürich (UZH) und wird als Teil des Nationalen Forschungsprogramms 70 (NRP 70) «Energiewende» durch den Schweizer Nationalfonds (SNF) gefördert. Gegenstand der Untersuchung sind die Auen der Saane (frz. Sarine) unterhalb der Staumauer Rossens bis zum Pérolles-See (frz. Lac de Pérolles), als Referenz dient die naturnahe Auenlandschaft der Sense (frz. Singine) bei Plaffeien. Ein zentraler Bestandteil des Projekts war die Untersuchung eines künstlichen Hochwassers, das am 14. und 15. September 2016 in der Saane von der Staumauer Rossens ausgelöst wurde. Dieses Ereignis wurde kombiniert mit einer Geschiebeschüttung und

bot die einmalige Gelegenheit, die direkten ökomorphologischen Auswirkungen eines solchen Hochwassers auf die Restwasserstrecke der Auenlandschaft der Saane zu untersuchen.

2. Untersuchungsgebiete

Die Saane entspringt im Diablerets-Gebiet (Kt. VS) auf 3240 m ü. M. und fliesst über 126 km durch das bernische Saanenland, das Waadtländer Pays-d'Enhaut sowie durch die Bezirke Greyerz (Kt. FR) und Sense (Kt. BE) und mündet in Wileroitigen (463 m ü. M.) in die Aare. Ihr Einzugsgebiet umfasst rund 1893 km². 1944–48 erfolgte der Bau der Staumauer Rossens (83 m) und

führte zum Aufstau des Greyerzersees (frz. Lac de la Gruyère) mit einem Volumen von ca. 170 Mio. m³ und einer Fläche von etwa 10 km². Damit gehört der Greyerzersee zu den vier grössten Stauseen der Schweiz. Unterhalb der Staumauer werden über einen etwa sechs km langen Druckstollen bis zum Kraftwerk Hauterive jährlich etwa 230 GWh elektrischer Strom produziert. Durch diese Wasserentnahme entsteht eine etwa 13 km lange Restwasserstrecke in der Auenlandschaft der Saane (Bild 1) mit konstant niedrigen Dotiermengen von 2.5 m³/s im Winter und 3.5 m³/s im Sommer (seit 2006). Darüberhinaus weist dieser Abschnitt aufgrund des Geschieberückhalts durch den Stausee ein wesentliches Geschiebedefizit auf.

Die Sense entspringt am Zusammenfluss von kalter und warmer Sense und entwässert ein Einzugsgebiet von 435 km², bevor sie nach 36 km in die Saane mündet. Die Sense ist einer der natürlichsten Flüsse im nördlichen Alpenraum (Hettrich et al., 2011). Die untersuchte 3.5 km lange Strecke bei Plaffeien ist geprägt durch ein naturnahes Abfluss- und Geschieberegime, wodurch eine intakte dynamische Auenlandschaft entsteht (Bild 1).

3. Auswirkungen von 70 Jahren Restwasserregime in der Saane

Die jahrzehntelange durch die Staumauer verursachte Restwasserbewirtschaftung, seltene Hochwasserdynamik und Geschiebeumlagerung sowie Geschieberückhalt haben in der Saane zu weitreichenden Beeinträchtigungen hinsichtlich der ökologischen sowie morphologischen Habitateigenschaften und der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften geführt. Hinzu kommen eine Kolmatierung der Gewässersohle sowie ein starker Algenaufwuchs.

3.1 Habitat und Geschiebedynamik

Zur Quantifizierung der Habitatzusammensetzung und -dynamik in der Restwasserstrecke der Saane wurde eine detaillierte Analyse historischer Luftbilder vorgenommen und mit denen der Sense verglichen (untersuchte Fläche siehe Bild 1). Die Luftbilder aus den Jahren 1938/1943, 1952/1954, 1968/1969, 1981, 1993, 2007 und 2013 wurden anhand ausgewählter und gleichmässig verteilter Passpunkte (natürliche Landmarken wie z. B. Brückenköpfe, Schachtdeckel, Hausecken usw.) photogrammetrisch entzerrt und orthorektifiziert. Anschliessend wurden typische Auenhabitate (Wasserflä-

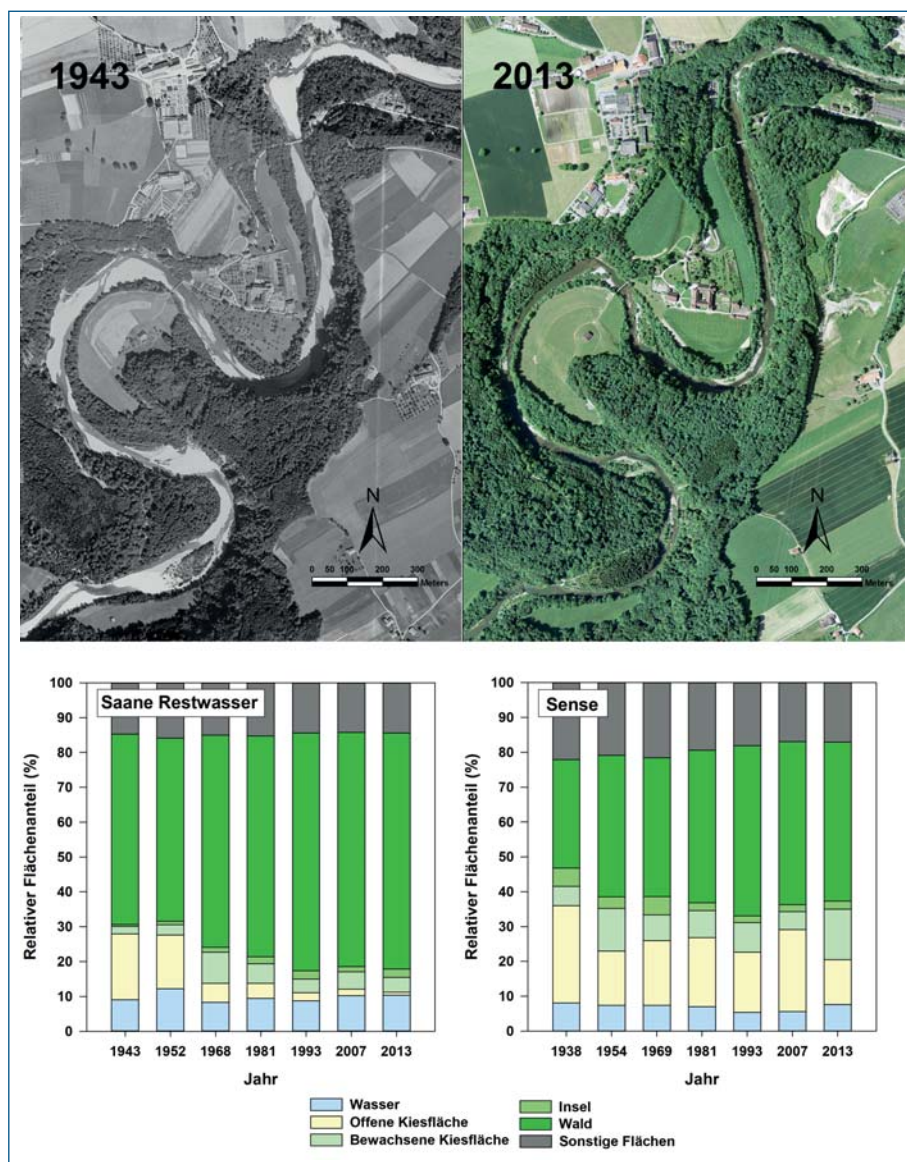


Bild 2. Oben: Restwasserabschnitt der Saane beim Kloster Hauterive etwa zehn Fluss-km unterhalb der Staumauer Rossens. Deutlich ist von 1943 (vor dem Mauerbau 1944–48 und dem Restwasserregime) bis 2013 die Abnahme der offenen Kiesflächen und die voranschreitende Vegetationssukzession zu erkennen. Unten: Habitatentwicklung der letzten 70 Jahre als relativer Flächenanteil des jeweiligen Habitattyps im Restwasserabschnitt der Saane und der naturnahen Sense (untersuchte Fläche siehe Bild 1). Sonstige Flächen: Landwirtschaftsland, Felsen und Klippen, anthropogene Strukturen (z. B. Wege, Strassen, Häuser, Industrieflächen, Aufforstungsgebiete usw.). Quelle der Luftbilder: Swisstopo (2017).

chen, offene und bewachsene Kiesbänke, Inseln und Wald) digitalisiert und deren Veränderung in einer nachfolgenden GIS-Analyse quantifiziert. Im Gegensatz zur Sense war im durch Restwasser bewirtschafteten Teil der Saane zu beobachten, dass auentypische Habitate wie die offenen Kiesflächen nach dem Bau der Staumauer Rossens in den letzten Jahrzehnten (1943–2013) wesentlich abnahmen (–95 % = –39 ha) und hauptsächlich durch bewachsene Kiesbänke und Wald ersetzt wurden. Gleichzeitig schritt die Sukzession der Waldfläche immer weiter voran (+24 % = +29 ha), was eine Reduktion der aktiven Auenfläche (definiert als die Zusammensetzung der Habitattypen Wasser, offene und bewachsene Kiesbänke sowie Inseln) bewirkte (Bild 2). Hinzu kommt eine stark eingeschränkte Dynamik in der Saane. Etwa 60 % der Habitatfläche der Restwasserstrecke hat sich in den letzten 70 Jahren bezüglich Habitattyp nicht mehr verändert, während die Sense einem ausgeprägten Habitatwechsel unterlegen war. Etwa 70 % ihrer Habitate waren mindestens einmal von einem Wechsel betroffen. Darüber hinaus hat die durchschnittliche Breite der aktiven Auenfläche der Saane nach dem Staumauerbau von etwa 64 m im Jahr 1943 auf etwa 37 m im Jahr 2013 abgenommen, während diese an der Sense ab dem Jahr 1954 mit etwa 135 m ungefähr konstant blieb. Ähnliche Entwicklungen konnten auch für andere Auen mit einem veränderten Abfluss- und Geschieberegime nachgewiesen werden, wie z. B. an der Sandey im Kanton Bern, am mediterranen Fluss Mijares in Ost-Spanien und am Missouri und am Yampa River in den USA (Garófano-Gómez, 2013, Doering et al., 2012, Dixon et al., 2012, Merritt and Cooper, 2000).

3.2 Makrozoobenthos

Hinsichtlich des Makrozoobenthos (aquatische Wirbellose) liess sich im Restwasserabschnitt der Saane eine veränderte Lebensgemeinschaft gegenüber der naturnahen Referenz Sense nachweisen. Die saisonale Beprobung über ein Jahr (Herbst 2015, Winter 2015/2016, Frühling 2016, Sommer 2016; N = 27 Hess-Sampler Einzelproben pro Saison und Gewässer), bei der 49338 Individuen aus der Saane und 15138 Individuen aus der Sense gezählt und auf Familienlevel identifiziert wurden, zeigte, dass die Individuendichte in der Saane mit 10152 Individuen/m² etwa dreimal so hoch war wie in der Sense (3115 Individuen/m²). Während in der Sense vermehrt Taxa gefunden wurden, die an eine



Bild 3. Künstliches Hochwasser an der Saane unterhalb der Staumauer Rossens vom 14. und 15. September 2016. Bild: Forschungsgruppe Ökohydrologie ZHAW.

natürliche hydrologische Variabilität angepasst sind, wie z. B. ein hoher Anteil Vertreter der Stein- und Eintagsfliegen (*Plecoptera* und *Ephemeroptera*, mit 45.5 % bzw. 20.3 % relativem Anteil), dominierten im Restwasserabschnitt der Saane Taxa, die an stabile Bedingungen angepasst sind u. a. Flohkrebse (*Amphipoda*, fast ausschliesslich Familie *Gammaridae*) mit 34.4 % relativem Anteil, wobei Steinfliegen fast nicht vorkamen (0.2 % relativer Anteil).

4. Künstliches Hochwasser Saane

Ein künstliches Hochwasser (Q_{max} 195 m³/s) wurde am 14. und 15. September 2016 bei der Staumauer Rossens ausgelöst (Bild 3). Dabei wurden insgesamt etwa 9.5 Mio. m³ Wasser über einen Zeitraum von etwa 36 Stunden abgelassen. Der Verlauf des Hochwassers ist in den Bildern 6 und 7 dargestellt. Zusätzlich wurden künstliche Geschiebeschüttungen etwa 4 km oberhalb des Klosters Hauterive im Flussbett deponiert (Bild 1), um die Auswirkungen des Hochwassers auf den Geschiebetransport zu untersuchen und mit Resultaten aus einem physikalischen Modell im Labor zu vergleichen (Battisacco et al. 2016).

4.1 Einfluss des Hochwassers auf die Geschiebe- und Habitatdynamik

Zur Erfassung der Auswirkungen des Hochwassers auf die Ökomorphologie wurde eine Drohne eingesetzt (SenseFly eBee). Beflogen wurde ein etwa 4.3 km langer Abschnitt der Restwasserstrecke (Bild 1) vor (3.5 m³/s), während (fünf Abflüsse bis max. 195 m³/s) und nach dem Hochwasser (3.5 m³/s). Aus den Echt- und

Falschfarben-Bildern (RGB und Nahes Infrarot) wurden mit Methoden der Photogrammetrie und Bilderkennung (sog. «Structure-from-Motion»-Prozess) sowie differenziell eingemessenen Passpunkten (Lagegenauigkeit <3 cm) hochaufgelöste Orthofotos (8 cm/Pixel) und Geländemodelle generiert. Die Orthofotos jeder Befliegung wurden semi-automatisch nach den Habitattypen Kies, Vegetation und Wasser klassifiziert und nachfolgend die Habitatänderungen innerhalb der maximal während des Hochwassers überfluteten Fläche über alle Befliegungen quantifiziert. Im Bereich der sichtbaren und über der Wasseroberfläche liegenden Kiesflächen wurde aus den Geländemodellen vor und nach dem Hochwasser ein Differenzmodell erstellt, um die durch das Hochwasser mobilisierten Sedimentvolumina zu berechnen.

Die Analyse der Habitatänderungen im erfassten Abschnitt vor und nach dem Hochwasser zeigte deutliche Veränderungen in den Anteilen der einzelnen Habitate. Gemessen an der insgesamt erfassten Fläche, nahmen die Kiesflächen um etwa 4.3 % (~5300 m² bzw. 1200 m²/km) zu und die Fläche mit Vegetation um etwa 3.9 % (~4700 m² bzw. 1100 m²/km) ab. Die Wasserflächen blieben in etwa unverändert (Bild 4). Das bedeutet, dass die Zunahme der Kiesflächen weitestgehend auf die Erosion von Vegetation (v. a. Pestwurz, Gräser und kleine Sträucher) und nicht auf die Deposition von neuem Material zurückzuführen ist.

Die Analyse der Volumenveränderung der Kiesflächen zeigte eine leichte Erosionstendenz an. Etwa 1120 m³ (260 m³/km) Sediment wurden erodiert, was einem Abtrag von Sediment auf den

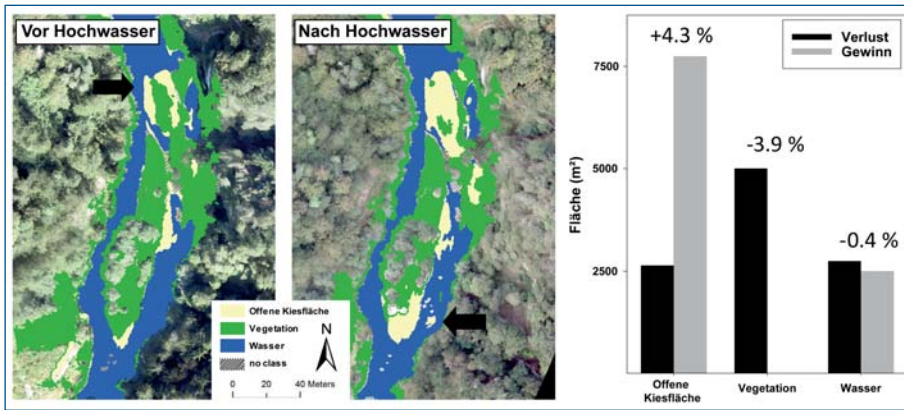


Bild 4. Veränderung der Habitatanteile im während des Hochwassers maximal benetzten sichtbaren Bereich der Aue, ermittelt mit Hilfe von Drohnenbefliegungen vor und nach dem künstlichen Hochwasser bei Restwasserabfluss ($3.5 \text{ m}^3/\text{s}$). Links und Mitte: Resultate der GIS-Analyse für einen Ausschnitt der erfassten Restwasserstrecke, die deutliche Veränderungen in der Habitatzusammensetzung von offener Kiesfläche, Vegetation und Wasser zeigen. Die Pfeile markieren Bereiche mit starken Habitatveränderungen. Rechts: Verlust und Gewinn der Fläche der einzelnen Habitattypen durch das Hochwasser. Das Delta zwischen Verlust und Gewinn beschreibt die tatsächliche Zu- oder Abnahme der Fläche der einzelnen Habitate, die Prozentzahlen beziehen sich auf die Flächenveränderung, gemessen an der total erfassten Fläche.

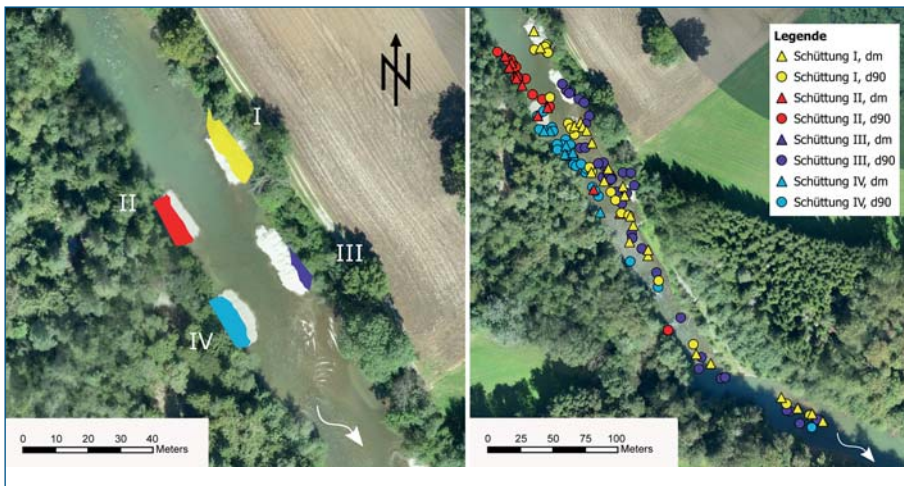


Bild 5. Links: Lage und Ausdehnung der vier Geschiebeschüttungen vor und nach dem Hochwasser (graue und eingefärbte Bereiche). Die Erosion ist durch die farbigen Bereiche gekennzeichnet. Rechts: Verteilung der mit RFID-PIT-Markern (Radio Frequency Identification, Passive Integrated Transponder) ausgerüsteten und nach dem künstlichen Hochwasser wiedergefundenen Steine (charakteristische Korngrößen d_m und d_{90}). Quelle der Luftbilder: Swisstopo (2017).

Kiesflächen von im Durchschnitt etwa $-14 \pm 4 \text{ cm}$ entspricht.

Die Bildanalyse zeigte eine lineare Zunahme der benetzten Fläche mit steigendem Abfluss (215 m^2 pro m^3/s). Die Gesamtausdehnung der sichtbaren Wasserfläche nahm von etwa 79000 m^2 bei Restwasser ($3.5 \text{ m}^3/\text{s}$) bis zum maximalen Hochwasserabfluss ($195 \text{ m}^3/\text{s}$) um 43000 m^2 ($10000 \text{ m}^2/\text{km}$) zu und führte zur temporären Anbindung zahlreicher Seitenkanäle sowie zur Überflutung von Inseln, Kiesflächen und einem Teil des Auenwaldes.

Als Ergänzung zu Erfassungen der Habitat- und Geschiebedynamik im

terrestrischen Bereich wurden die Veränderungen des Flussbettes mit Hilfe eines an ein Boot montierten, dGPS-gekoppelten Acoustic-Doppler-Current-Profiler (ADCP) erfasst. Hierbei wurden sekundlich die Wassertiefen und Fließgeschwindigkeiten entlang von fünf 4.3 km langen Längstransekten, gleichmässig verteilt über den Flussquerschnitt, vor und nach dem Hochwasser jeweils bei Restwasserbedingungen aufgenommen. Ausserdem wurden während des Hochwassers stationäre Messungen der Tiefe und Fließgeschwindigkeit an fünf Punkten von einer Brücke beim Kloster Hauterive zur Bestimmung der Strömungsverhältnisse, Erosion

und Deposition sowie des Einsetzens des Sedimenttransports (Apparent Bedload Velocity) durchgeführt.

Die Tiefen- und Fließgeschwindigkeitsverteilungen entlang der Längstransekten unterschieden sich vor und nach dem Hochwasser, was eine allgemeine Umlagerung der Sedimente (Erosion und Deposition) sowie eine leichte Erosion des Flussbettes bestätigte ($-3 \pm 26 \text{ cm}$), grosse morphologische Veränderungen haben aber nicht stattgefunden. Die stationären Messungen zeigten zudem an, dass ein Transport von Feinsedimenten (v. a. Sand) im Flussbett bei etwa $60 \text{ m}^3/\text{s}$ und von grobkörnigem Sediment ab etwa $140\text{--}175 \text{ m}^3/\text{s}$ Abfluss einsetzt, aber nicht kontinuierlich verläuft (springender Sedimenttransport).

Die mittels Drohne und ADCP gemessene Erosionstendenz zeigte sich relativ konsistent mit ähnlichen Werten, wie sie auch mit einem erstellten numerischen Modell errechnet wurden, was die Anwendbarkeit bzw. die Kombination der Methoden unterstreicht.

4.2 Einfluss des Hochwassers auf die Mobilisierung von Geschiebeschüttungen

Um den Einfluss des Hochwassers auf die Morphologie zu untersuchen, wurden ca. 4 km oberhalb des Klosters Hauterive (Bild 1) vier Geschiebeschüttungen (zwei linksufrig und zwei rechtsufrig) zu je 250 m^3 und einer mittleren Korngrösse (d_m) von 5.7 cm ($d_{90} = 11.3 \text{ cm}$) realisiert. Das Schüttmaterial stammte aus dem angrenzenden Auenwald und wurde vorgängig nicht gewaschen oder sortiert. Die Erosion der Pakete wurde mit Hilfe der Drohnenaufnahmen (siehe oben) und Feldmessungen quantifiziert und der Geschiebetransport wurde mittels 489 mit RFID-PIT-Markern ausgerüsteten Steinen (Radio Frequency Identification, Passive Integrated Transponder) verfolgt, die an der Oberfläche, in der Mitte und unten in jeder einzelnen Geschiebeschüttung verteilt wurden. Das Wiederauffinden erfolgte mit einer mobilen Antenne in den Wochen nach dem Ereignis. Der Einfluss des Hochwassers auf die Erosion, den Transport und die Deposition der Geschiebeschüttungen wurde im Vorfeld im Labor simuliert (Friedl et al., 2017, Battisacco et al., 2016).

Da der Spitzenabfluss des Hochwassers nicht den ursprünglich vorgesehenen $255 \text{ m}^3/\text{s}$, sondern $195 \text{ m}^3/\text{s}$ entsprach, wurden die Geschiebeschüttungen nur teilweise erodiert. Die Schüttungen I und IV wurden etwa zur Hälfte

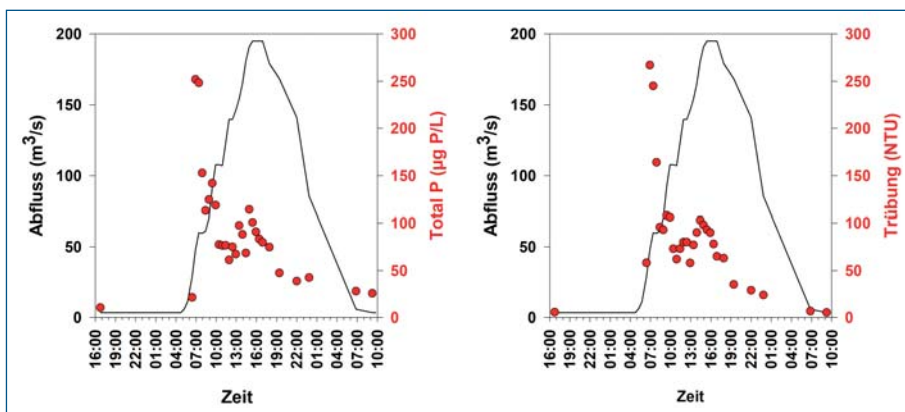


Bild 6. Verlauf der Gesamt-Phosphor-Konzentration (Total P in $\mu\text{g/L}$) und der Trübung (als Nephelometrischer Trübungswert, NTU) vor, während und nach dem künstlichen Hochwasser in der Restwasserstrecke der Saane (rote Punkte). Der Abflussverlauf (schwarze Linie) basiert auf modellierten Daten für den Standort Kloster Hauterive.

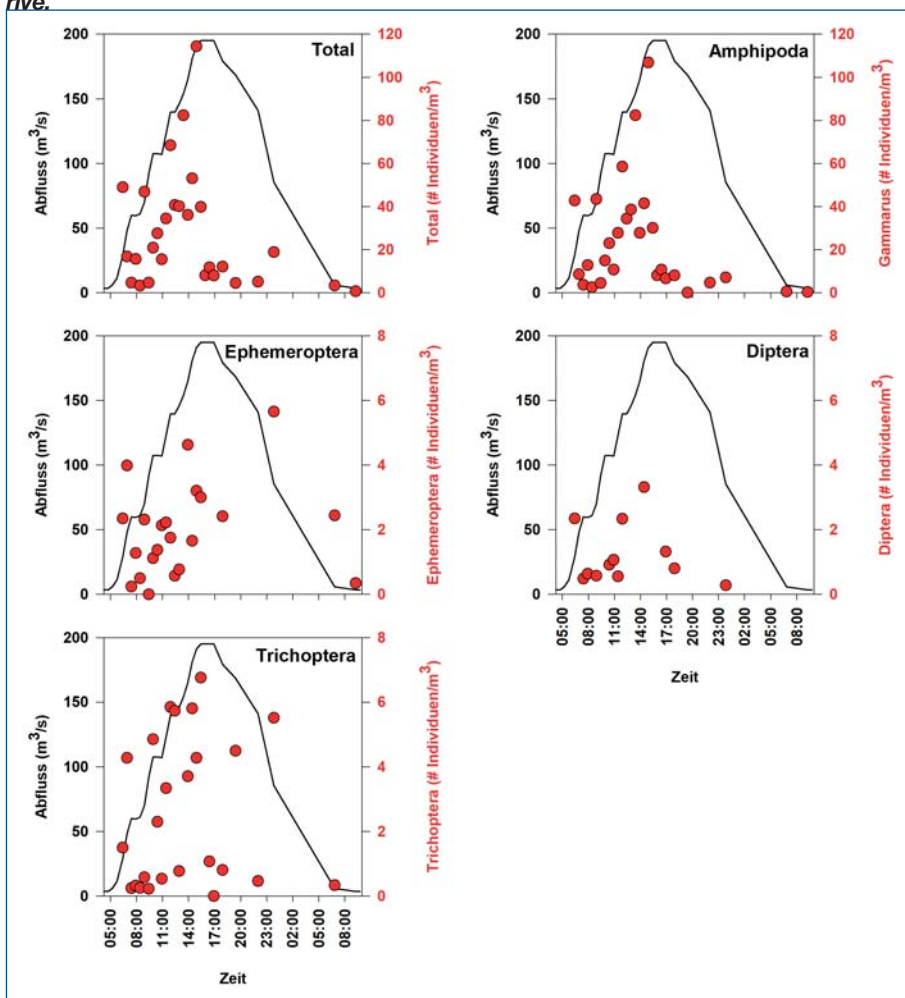


Bild 7. Verlauf der Makrozoobenthos Drift (Individuen/ m^3) für die Gesamtindividuen (Total; oben links) und ausgewählte Taxa während des künstlichen Hochwassers in der Restwasserstrecke der Saane (rote Punkte). Der Abflussverlauf (schwarze Linie) basiert auf modellierten Daten für den Standort Kloster Hauterive. Amphipoda, fast ausschliesslich Familie Gammaridae. Rechte Y-Achsen sind unterschiedlich skaliert.

erodiert, während Schüttung II kaum und Schüttung III beinahe komplett erodiert wurden (Bild 5).

Die Laborversuche sowie die Beobachtungen nach dem künstlichen Hochwasser stimmten sehr gut überein und haben bestätigt, dass in Gewässern unter-

halb von Staumauern, wie an der Saane, die Schüttungen mit vier alternierend versetzten Depots am Ufer ausgeführt werden sollten. Damit wird dem Abfluss eine Pendelbewegung aufgezwungen, sodass die Sedimentdepots besser erodiert und die morphologische Vielfalt sowie die Qua-

lität der Lebensräume infolge der Schüttungen erhöht werden.

Von den mit RFIDPIT-Markern ausgerüsteten Steinen wurden ca. 57 % (277 Steine) wiedergefunden. Ein beträchtlicher Teil verblieb im nicht erodierten Teil der Geschiebeschüttungen, wobei letztendlich 166 transportierte Steine mit der mobilen Antenne nach dem Hochwasser im Fluss gefunden und für weitere Analysen verwendet wurden (Bild 5). Die maximalen Transportdistanzen betragen zwischen 181 m (Schüttung II) und 286 m (Schüttung I). Bei der Deposition des Geschiebes bildeten sich lokale Anhäufungen, was zu einer Aufwertung der Habitatvielfalt führte. Der Hydromorphologische Index der Diversität (HMID; Gostner und Schleiss, 2011) konnte in der Zone, in der 166 Steine gefunden wurden, um 32 % erhöht werden (von 7.4 auf 9.8), während er im Unterlauf nur um 18 % zunahm.

4.3 Einfluss des Hochwassers auf die Hydrochemie und das Makrozoobenthos

Im Verlauf des künstlichen Hochwassers wurden Daten zur Hydrochemie mittels Wasserproben und der Verdriftung (Auswaschung) des Makrozoobenthos (aquatische Wirbellose) mit Driftnetzen beim Kloster Hauterive aufgenommen (Bild 1). Ergänzend zu den saisonalen Aufnahmen des Makrozoobenthos (siehe Kapitel 3.2) vor dem Hochwasser, wurden zusätzlich zwei Tage nach dem Hochwasser und etwa zwei Monate später weitere Aufnahmen durchgeführt (Hess Sampler).

Mit dem Beginn der Mobilisierung und dem Transport von Sediment aus dem Flussbett ab einem Abfluss von etwa $60 \text{ m}^3/\text{s}$ kam es zu einem starken Anstieg der Gesamt-Phosphor-Konzentration und der Trübung. Beide Parameter nahmen im weiteren Verlauf des Hochwassers wieder stetig ab bis auf das Niveau von etwa vor dem Hochwasser (Bild 6).

Die Verdriftung der Gesamtindividuen des Makrozoobenthos (Total) fand hauptsächlich bei ansteigendem Abfluss statt und reduzierte sich bei abnehmendem Abfluss. Die Verdriftung war mit dem Maximalabfluss weitestgehend abgeschlossen (Bild 7). Die taxonspezifischen Driftmuster zeigten die höchste Verdriftungsrate bei den Flohkrebse (Amphipoda, fast ausschliesslich Familie Gammaridae), welche auch die höchste Individuendichte aufwies und wenig an hydrologische Variabilität angepasst sind. Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Köcherfliegen (Trichoptera) zeigten auch

nach dem Maximalabfluss hohe Driftraten; insgesamt wurden aber nur wenige Individuen verdriftet (Bilder 7 & 8).

Der Vergleich der Makrozoobenthosdichten vor und nach dem Hochwasser zeigte eine Veränderung unmittelbar (zwei Tage) nach dem Hochwasser. Die Gesamtindividuumdichte (Total) wurde um 76 % reduziert, die der Zweiflügler (*Diptera*) um 93 %. Die Dominanz der Flohkrebse (*Amphipoda*, fast ausschliesslich Familie *Gammaridae*) verzeichnete eine Abnahme um 48 %. Zwei Monate nach dem Hochwasser nahmen die Gesamtindividuumdichte wie auch die der Flohkrebse wieder stark zu. Nur die Dichte der Zweiflügler blieb auf einem tiefen Niveau (Bild 8).

5. Zusammenfassung und Diskussion

Jahrzehntelange Restwasserbewirtschaftung, Geschieberückhalt und daraus resultierende mangelnde Abfluss- und Geschiebedynamik führten unterhalb der Staumauer Rossens zu einer «Stabilisierung» des Auensystems. Die für natürliche Auen typische hohe Dynamik und Diversität nahmen insgesamt ab. Infolgedessen gingen u. a. autotypische Habitate wie offene Kiesflächen, welche auf diese Dynamik angewiesen sind, stark zurück, und die Makrozoobenthosgemeinschaft passte sich an die stabilen Verhältnisse an (Bilder 2 und 8).

Mit dem ausgelösten Hochwasser an der Saane im September 2016 erfolgte eine «Redynamisierung» des Systems. Habitate wurden, wie für natürliche Auenlandschaften üblich, umgelagert, Geschiebe wurde transportiert und weiter flussabwärts deponiert, Feinsediment wurde ausgetragen und die Kolmatierung entfernt, Kanäle wurden kurzfristig angebunden, Kiesbank überwuchernde Vegetation wurde erodiert und Inseln sowie Auenwald wurden zum Teil überflutet. Die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos konnte insgesamt und für bestimmte Taxa wie die dominierenden Flohkrebse (*Amphipoda*, fast ausschliesslich Familie *Gammaridae*) kurzfristig in ihrer sehr hohen Individuumdichte reduziert werden. Im Bereich der teilweise erodierten Geschiebeschüttungen erfolgte eine Erhöhung der hydromorphologischen Diversität. Übermässiger Algenbewuchs konnte ebenfalls kurzfristig reduziert werden. Berücksichtigt werden muss aber auch, dass das künstliche Hochwasser das Geschiebedefizit in der Saane verstärkt hat (leichte Erosion). Daher müssen künstliche

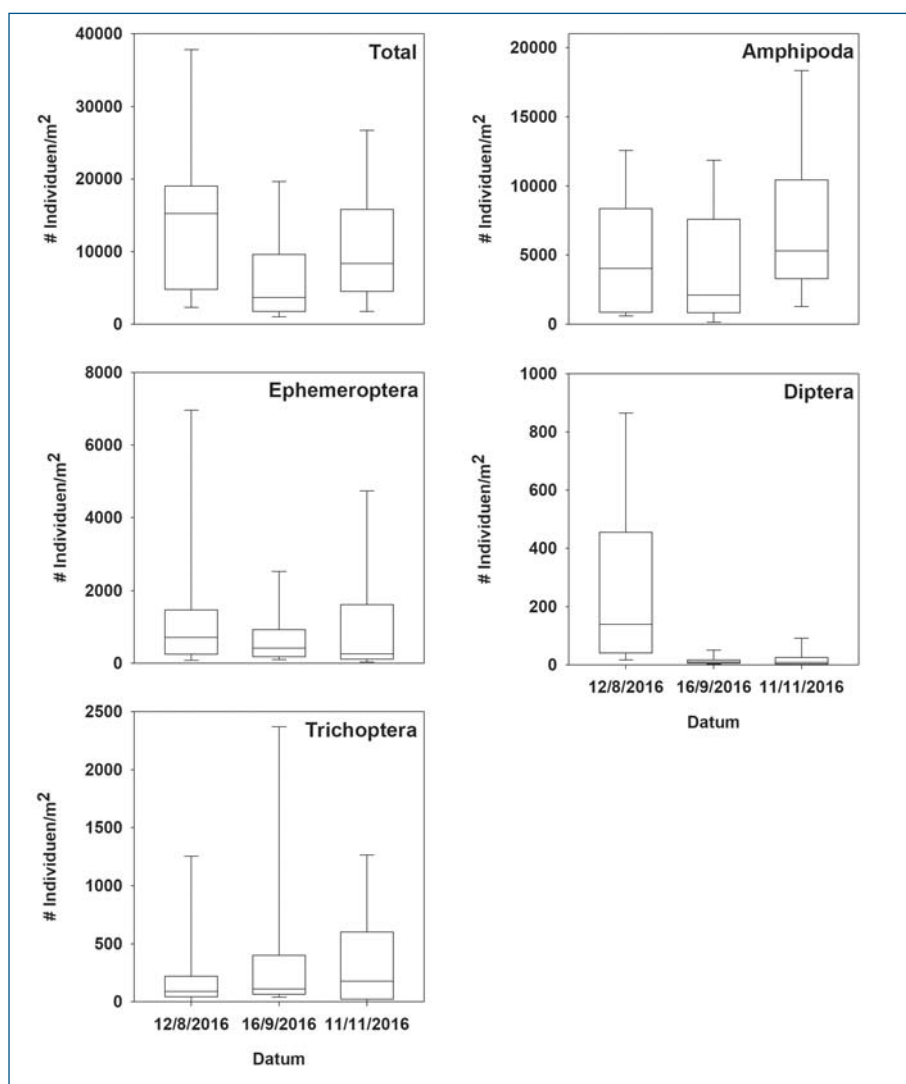


Bild 8. Entwicklung der Makrozoobenthos-Individuumdichten (Individuenzahl/m²) für die Gesamtindividuen (Total; oben links) und ausgewählte Taxa in der Restwasserstrecke der Saane zwei Monate vor sowie zwei Tage und zwei Monate nach dem künstlichen Hochwasser. N = 27 Einzelproben pro Datum (Hess Sampler). Die Boxplots zeigen den Median sowie die 25/75-Perzentile, die Balken die 10/90%-Perzentile. *Amphipoda*, fast ausschliesslich Familie *Gammaridae*. Y-Achsen sind unterschiedlich skaliert.

Geschiebeschüttungen eventuell in Kombination mit Massnahmen zur Initiierung seitlicher Erosion oder dem Transport von vorhandenem Material bei der Auslösung solcher Hochwasser in Betracht gezogen werden. Solche Massnahmen wie z. B. mechanisches Aufreissen/Auflockerung von Geschiebe, Entfernen von Stauden und Sträuchern auf einigen Kiesflächen sowie die Initialisierung von Seitenkanälen wurden an der Saane umgesetzt. Deren Umfang war anscheinend jedoch nicht ausreichend, um der leichten Erosionstendenz entgegenzuwirken.

Grundsätzlich konnte mit dieser Studie der praktische Nutzen dieses künstlichen Hochwassers bestätigt und gezeigt werden, dass eine solche dynamische Restwasserbewirtschaftung, insbesondere in komplexen und natürli-

cherweise sehr dynamischen Auenlandschaften, wirkungsvoll sein kann. Allerdings war das künstliche Hochwasser an der Saane auf ein einmaliges Ereignis beschränkt, und die langfristigen und nachhaltigen Auswirkungen müssen infrage gestellt werden. Dies wurde insbesondere bei der Betrachtung der Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos deutlich. Zwar hatte das Hochwasser kurzfristig eine Wirkung, wie die Reduktion der sehr hohen Gesamtindividuumdichte zeigte. Die massive Dominanz der Flohkrebse (*Amphipoda*, fast ausschliesslich Familie *Gammaridae*) konnte hingegen nicht reduziert werden. Bereits zwei Monate nach der Auslösung des Hochwassers war die Gesamtindividuumdichte wieder stark angestiegen, und die Dichte der Flohkrebse hatte sogar zugenommen im Vergleich zur

Situation vor dem Hochwasser (*Bild 8*). Ähnliche Entwicklungen lassen sich für die Vegetationssukzession, insbesondere auf den Kiesbänken, die Kolmation und den Algenbewuchs vermuten.

Darüber hinaus führte dieses einmalige Hochwasser zur Erosion und zum Transport von künstlich eingebrachtem Geschiebe (*Bild 5*). Die Konfiguration mit den vier Geschiebeschüttungen als alternde Bänke führte zu einer Aufwertung der Habitatvielfalt in einem Abschnitt von ca. 400 m. Das von den Geschiebeschüttungen erodierte Material lagerte sich in Anhäufungen (Clustern) ab und nicht zerstreut im ganzen Fluss. Dies erhöht die Habitatvielfalt stärker, als wenn das Material dem Fluss mit einer einzigen Geschiebeschüttung am Ufer oder als Insel beigegeben wird. Der Transport des Geschiebes und dessen positive Auswirkung auf die Habitatvielfalt waren wegen des einmaligen, etwas zu klein ausgefallenen Hochwassers allerdings lokal beschränkt.

Die Resultate insgesamt unterstreichen, dass eine regelmässige Wiederholung solcher Hochwasser mit Geschiebeschüttungen zwingend nötig ist, um eine für Flüsse und Auen wichtige Geschiebe- und Habitatdynamik in Gang zu halten und somit einen langfristigen Nutzen für die Ökologie zu erreichen. Das wurde deutlich in der Langzeitstudie am Spöl gezeigt (siehe z. B. *Robinson, 2012, Mannes et al., 2008*). Hier «erholten» sich die Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos nach den ersten Hochwassern ebenfalls schnell wieder, d. h., entsprachen wieder denen des Restwasserregimes. Erst die Durchführung von einem bis drei Hochwassern über mehrere Jahre hat zu einer dauerhaften Verschiebung der Lebensgemeinschaften und auch der Ökosystemprozesse (z. B. dem Umsatz von organischen Material) in Richtung eines natürlichen Gebirgsbaches geführt. Ausserdem hat die dadurch regelmässige Mobilisierung von Geschiebe zur Folge, dass Habitate ständig umgelagert werden und untypisches Wachstum von Vegetation im aktiven Bereich des Flusses reduziert wird.

5.1 Adaptives Management und Praxistransfer

Grosse Herausforderungen beim weiteren Praxistransfer stellen sich bezüglich Empfehlungen zur Durchführung künstlicher Hochwasser. Grundsätzlich sollten sich das Ausmass, die Häufigkeit, die Dauer und der Zeitpunkt von künstlichen Hoch-

wassern am natürlichen Abflussregime orientieren, um die Ökologie und Morphologie in beeinträchtigten Fluss- und Auenlandschaften möglichst systemspezifisch zu fördern (*Facchini et al., 2017*). Da künstliche Hochwasser und Geschiebeschüttungen mit hohem Aufwand und hohen Kosten verbunden sein können, stellt sich die Frage, wie oft solche Massnahmen wiederholt werden müssen und wie gross die benötigten Wasser- und Geschiebemengen sein sollen, um eine optimale ökomorphologische Verbesserung mit verhältnismässigem Aufwand zu erzielen.

In diesem Zusammenhang hat sich im Langzeitprojekt Spöl das Vorgehen eines adaptiven Managements bewährt. Ein adaptives Management bedeutet den Einbezug von allen wichtigen Interessensvertretern (z. B. Kraftwerksinhabern, Kantonen, Bund, NGO's und Wissenschaft), um erste Massnahmen wie künstliche Hochwasser und, falls nötig, Geschiebeschüttungen zu definieren und durchzuführen. Da morphologische, aber, v. a. ökologische Reaktionen auf Massnahmen unter Umständen mehrere Jahre in Anspruch nehmen können und systemspezifisch sind, besteht ein weiterer wichtiger Schritt in der Definition der notwendigen Untersuchungen und einer Wirkungskontrolle solcher Massnahmen, um deren Mittel- und Langzeitauswirkungen zu erfassen, daraus zu lernen und allenfalls die Massnahmen interaktiv anzupassen. Wie in der Einleitung erwähnt, werden an etwa 17 Fliessgewässern in der Schweiz künstliche Hochwasser in den nächsten Jahren durchgeführt bzw. geplant; detaillierte Untersuchungen oder Monitoringprogramme, welche die Praxistauglichkeit solcher Massnahmen weiter prüfen, um damit fundierte Grundlagen zur Dimensionierung und Optimierung zu schaffen, sind dabei momentan nicht vorgesehen. Dass eine Dimensionierung und Optimierung solcher Hochwasser möglich ist, wurde ebenfalls am Projekt Spöl gezeigt. Künstliche Hochwasser wurden hier in ihrem Ausmass und ihrer Häufigkeit variiert und deren Auswirkungen detailliert analysiert. Das führte zum Ergebnis, dass Hochwasser über einem bestimmten Abfluss (etwa 30 m³/s im Spöl) keinen wesentlichen morphologischen und ökologischen Mehrwert bringen und dass eine Häufigkeit von drei Hochwassern im Jahr ausreicht, um die Situation im Spöl nachhaltig zu verbessern. Ausserdem können die Hochwasser im Spöl ohne Verlust in der Stromproduktion umgesetzt werden, aufgrund von Umver-

teilungen und Anpassungen der Wasserressourcen (*Scheurer und Molinari, 2003*).

Künstliche Hochwasser sollten grundsätzlich in der natürlichen Hochwasserperiode ausgeführt werden. Ausserdem sollten Synergien mit regelmässigen Stauraumpülungen (Art. 40 GSchG), insbesondere der Durchleitung von Trübeströmen (*Chamoun et al. 2018*), um der Verlandung entgegenzuwirken, geprüft bzw. erarbeitet werden. Das könnte oben genannte Massnahmen aus ökologischer und ökonomischer Sicht noch attraktiver machen.

Insgesamt konnten mit dieser Studie die Auswirkungen dieses künstlichen Hochwassers in der Saane umfassend quantifiziert, bewertet und der praktische Nutzen gezeigt werden. Die Resultate können dazu beitragen, solche Massnahmen aus ökologischer und ökonomischer Sicht (Wasserverlust zur Energieproduktion) in Zukunft angemessen zu dimensionieren und zu optimieren sowie Modellvorhersagen als Planungsgrundlagen zu verbessern, um somit zur verbesserten ökologischen Verträglichkeit der Grosswasserkraft als wichtiger Energieträger beizutragen.

Danksagung

Ein grosser Dank geht an zahlreiche Personen, die aktiv am Projekt mitgearbeitet, es unterstützten und/oder das Manuskript kritisch durchgelesen und korrigiert haben. Hier sind zu nennen: *Maja Kevic* und *Christa Jolidon* (Eawag), *Christian Gees*, *Simon Friedli*, *Fabian Rickenbacher*, *Michael Kipfer*, *Dominique Schneeberger*, *Jona Dagan*, *Nadine Antenen*, *Patrik Laube* (alle ZHAW), *Elena Battisacco*, *Jonas Durand-Gassel*, *Anthony Maître*, *Mário J. Franca*, *Matthias Thalmann* (alle LCH-EPFL), *Kevin Gianom* und die *Mitarbeiter* von *Brodard Services*, *Bertrand Rey* (Groupe-e), *Philippe Heller* (Hydrique AG), *Yvonne Döring*.

Finanziert wurde das Projekt durch den Schweizer Nationalfonds im Rahmen des Nationalen Forschungsprogramms 70 (NFP 70) «Energie-wende» sowie durch den Kanton Fribourg.

Literatur

Allan, J. D., Castillo, M. M. (2007): *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. Springer. Dordrecht. Netherlands.
Battisacco, E., Franca, M. J., Schleiss, A. J. (2016): *Sediment replenishment: influence of the geometrical configuration on the morphological evolution of channel-bed*. *Water Resources Research* 52, 11. 8879–8894.
Bruder, A., Tonolla, D., Schweizer, S., Vollenweider, S., Langhans, S. D., Wüest, A. (2016).

- A conceptual framework for hydropeaking mitigation. *Science of the Total Environment* 568. 1204–1212.
- Carlisle, D. M., Wolock, D. M., Meador, M. R. (2011): Alteration of streamflow magnitudes and potential ecological consequences: a multiregional assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9. 264–70.
- Chamoun, S., De Cesare, G., Schleiss, A. (2018): Le transit des courants de turbidité, une technique pour réduire l'alluvionnement des réservoirs de barrages. «Wasser Energie Luft», (110) 1. 7–12.
- Dixon, M. D., Johnson, W. C., Scott, M. L., Bowen, D. E., Rabbe, L. A. (2012): Dynamics of plains cottonwood (*Populus deltoides*) forests and historical landscape change along unchanneled segments of the Missouri River, USA. *Environmental Management* 49, 5. 990–1008.
- Doering, M., Blaurock, M., Robinson, C. T. (2012): Landscape transformation of an Alpine floodplain influenced by humans: historical analyses from aerial images. *Hydrological Processes* 26. 3319–3326.
- Facchini, M., Martín Sanz, E., Fink, S., Vetsch, D., Robinson, C., Döring, M., Siviglia, A., Scheidegger, C., Boes, R. (2017): Sedimentumleitstellen und künstliche Hochwasser. In: *Geschiebe- und Habitatsdynamik. Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. Bundesamt für Umwelt, BAFU, Bern. Merkblatt 6.*
- Fink, S., Döring, M., Franca, M. J., Martín Sanz, E., Nadyeina, O., Robinson, C., Schleiss, A., Scheidegger, C. (2017): Dynamik und Biodiversität in Auen. In: *Geschiebe- und Habitatsdynamik. Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. Bundesamt für Umwelt, BAFU, Bern. Merkblatt 5.*
- Friedl, F., Battisacco, E., Vonwiller, L., Fink, S., Vetsch, D., Weitbrecht, V., Franca, M. J., Scheidegger, C., Boes, R., Schleiss, A. (2017): Geschiebeschüttungen und Ufererosion. In: *Geschiebe- und Habitatsdynamik. Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. Bundesamt für Umwelt, BAFU, Bern. Merkblatt 7.*
- Garófano-Gómez, V., Martínez-Capel, F., Bertoldi, W., Gurnell, A., Estornell, J., Segura-Beltrán, F. (2013): Six decades of changes in the riparian corridor of a Mediterranean river: a synthetic analysis based of historical data source. *Ecohydrology* 6. 536–553.
- Gillespie, B. R., Desmet, S., Kay, P., Tillotson, M. R., Brown, L. E. (2015): A critical analysis of regulated river ecosystem responses to managed environmental flows from reservoirs. *Freshwater Biology* 60. 410–425.
- Gostner, W., Schleiss, A. J. (2011): Der hydro-morphologische Index der Diversität. «Wasser Energie Luft», (103) 4. 327–336.
- Hettrich, R., Ruff, A., Tranter, C., Rast, G., Köberich, T. (2011): Freiheit für das wilde Wasser. Status und Perspektiven nordalpiner Wildflusslandschaften aus naturschutzfachlicher Sicht. WWF, Berlin, Germany. 140 pp.
- Konrad, C. P., Olden, J. D., Lytle, D. A., Melis, T. S., Schmidt, J. C., Bray, E. N., Freeman, M. C., Gido, K. B., Hemphill, N. P., Kennard, M. J., McMullen, L. E., Mims, M. C., Pyron, M., Robinson, C. T., Williams, J. G. (2011): Large-scale flow experiments for managing river systems. *Bioscience* 61, 12. 948–959.
- Mannes, S., Robinson, C. T., Uehlinger, U., Scheurer, T., Ortlepp, J., Mürle, U. (2008): Ecological effects of a long-term flood program in a flow-regulated river. *Revue de géographie alpine/Journal of Alpine Research* 96, 1. 125–134.
- Merritt, D. M., Cooper, D. J. (2000): Riparian vegetation and channel change in response to river regulation: a comparative study of regulated and unregulated streams in the Green River Basin, USA. *River Research and Applications* 16, 6. 543–564.
- Milner, A. M., Robertson, A., McDermott, M. J., Klaar, M., Brown, L. E. (2013): Major flood disturbance alters river ecosystem evolution. *Nature Climate Change* 3. 137–141.
- Naiman, R. J., Latterell, J. J., Pettit, N. E., Olden, J. D. (2008): Flow variability and the biophysical vitality of river systems. *Comptes Rendus Geoscience* 340. 629–643.
- Nilsson, C., Reidy, C. A., Dynesius, M., Revenga, C. (2005): Fragmentation and flow regulation of the world's large river systems. *Science* 15, 308, 5720. 405–408.
- Poff, N.L., Allan, J. D., Bain, M.B., Karr, J. R., Prestegard, K. L., Richter, B. D., Sparks, R. E., Stromberg, J. C. (1997): The Natural Flow Regime. *BioScience* 47, 11. 769–784.
- Robinson, C.T. (2012): Long term changes in community assembly, resistance and resilience following experimental floods. *Ecological Applications* 22, 7. 1949–1961.
- Rust-Duebié, C., Schneider, K., Walter, T. (2006): Fauna der Schweizer Auen – Eine Datenbank für Praxis und Wissenschaft. Zürich, Bristol-Stiftung.
- Scheurer, T., Molinari, P. (2003): Experimental floods in the River Spöl, Swiss National Park: framework, objectives and design. *Aquatic Sciences*, 65, 3. 183–190.
- Stanford, J. A., Lorang, M. S., Hauer, F. R. (2005): The shifting habitat mosaic of river ecosystems. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie* 29. 123–136.
- Tharme, R. E. (2003): A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. *River Research and Application* 19. 397–441.
- Vörösmarty, C. J., Meybeck, M., Fekete, B., Sharma, K., Green, P., Syvitsky, J. P. M. (2003): Anthropogenic sediment retention: major global impact from registered river impoundments. *Global and Planetary Change* 39. 169–190.
- Weber, C., Döring, M., Fink, S., Martín Sanz, E., Robinson, C., Scheidegger, C., Siviglia, N., Trautwein, C., Vetsch, D., Weitbrecht, V. (2017): Sedimentdynamik im Gewässernetz. In: *Geschiebe- und Habitatsdynamik. Merkblatt-Sammlung Wasserbau und Ökologie. Bundesamt für Umwelt, BAFU, Bern. Merkblatt 1.*
- Weber, C., Schmid, M. (2014). *Wasserkraftnutzung im Wasserschloss Schweiz: Herausforderungen aus ökologischer Sicht. WSL-Berichte* 21. 15–23.
- Wohl, E., Bledsoe, B.P., Jacobson, R. B., Poff, N. L., Rathburn, S. L., Walters, D. M., Wilcox, A. C. (2015): The natural sediment regime in rivers: broadening the foundation for ecosystem management. *BioScience* 65, 4. 358–371.
- Zurwerra, A., Meile, T., Käser, S. (2016): Künstliche Hochwasser. Massnahme zur Beseitigung ökologischer Beeinträchtigungen in Restwasserstrecken unterhalb von Speicherseen. *Auslegeordnung Grundlagen & Handlungsbedarf.*

Anschriften der Verfasser

Dr. Michael Döring und Dr. Diego Tonolla, Forschungsgruppe Ökohydrologie, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW) Grüntal, CH-8820 Wädenswil
 michael.doering@zhaw.ch,
 diego.tonolla@zhaw.ch und
 eqcharta GmbH
 Tiefenhofstrasse 68, CH-8820 Wädenswil
 doering@eqcharta.ch, tonolla@eqcharta.ch
 PD Dr. Christopher T. Robinson, Aquatische Ökologie, Eawag – das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs, Überlandstrasse 133 CH-8600 Dübendorf
 christopher.robinson@eawag.ch
 Prof. Dr. Anton Schleiss und Severin Stähly
 Laboratoire de Constructions Hydrauliques (LCH), École Polytechnique Fédéral de Lausanne (EPFL), Station 18, CH-1015 Lausanne
 anton.schleiss@epfl.ch,
 severin.staehly@epfl.ch