

Zeitschrift: Wasser Energie Luft = Eau énergie air = Acqua energia aria
Herausgeber: Schweizerischer Wasserwirtschaftsverband
Band: 112 (2020)
Heft: 1

Artikel: Kleine Anlage - kleiner Eingriff? : Auswirkungen von Kleinwasserkraftwerken auf Fliessgewässern
Autor: Weber, Christine / Lange, Katharina / Bätz, Nico
DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-941684>

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: 21.02.2026

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

Kleine Anlage – kleiner Eingriff? Auswirkungen von Kleinwasserkraft- werken auf Fließgewässer

Christine Weber, Katharina Lange, Nico Bätz, Martin Schmid, Bernhard Wehrli

Zusammenfassung

In der Schweiz und weltweit werden zahlreiche Kleinwasserkraftwerke gebaut. Verglichen mit der Grosswasserkraft sind deren Auswirkungen auf die Fließgewässerökosysteme aber bisher kaum untersucht. Im vorliegenden Artikel geben wir einen Überblick über die Anzahl Kleinwasserkraftwerke national und international und fassen die verfügbare wissenschaftliche Literatur zu den beobachteten Auswirkungen auf Lebensraumangebot, Artenvielfalt und Nahrungsnetz zusammen. Anschliessend identifizieren wir Wissenslücken, z.B. bezüglich der kumulativen Auswirkungen von mehreren Kleinwasserkraftwerken. Wir schliessen mit dem Appell, die ökologischen Auswirkungen von kleinen Kraftwerken in kleinen Gewässern nicht zu unterschätzen, sondern durch strengere Umweltauflagen, grossräumige und langfristige Planung sowie revidierte Finanzierungsprogramme zu überprüfen resp. zu minimieren.

nationale Inventare oft fehlen oder nicht auf dem neusten Stand sind. Die Kleinwasserkraftwerke kommen für rund 13 % der globalen Wasserkraftproduktion auf (420 TWh/Jahr; IRENA, 2017, zitiert in Killingtveit, 2019).

Unabhängig von installierter Leistung oder Produktionserwartung: Das typische Kleinwasserkraftwerk gibt es nicht; vielmehr besteht eine grosse Vielfalt an unterschiedlichen Anlagen. So gibt es Infrastrukturkraftwerke in Trink- und Abwasseranlagen. Diese Kraftwerke betrachten wir in diesem Artikel nicht weiter, da sie kaum Umweltfolgen haben. Bei den Kleinwasser-

1. Kleinwasserkraftwerke in der Schweiz und weltweit

Kleinwasserkraft, Grosswasserkraft – wo liegt der Unterschied? In der Schweiz wird die Grenze bei 10 MW installierter Leistung gezogen; Kraftwerke mit weniger als 0.3 MW werden auch als Kleinstwasserkraftwerke bezeichnet (Abbildungen 1 und 2). Diese Einteilung ist jedoch nicht überall auf der Welt gleich: In Brasilien gelten z.B. Kraftwerke mit <30 MW noch als klein, in China oder Kanada liegt die Schwelle bei 50 MW (WSHPDR, 2016).

In der Schweiz produzieren > 1550 Anlagen in einem durchschnittlichen Jahr etwa 36 Terawattstunden (TWh, d.h. Milliarden KWh) elektrische Energie (Thürler, 2018; SwissSmallHydro, 2019). Zahlenmässig machen die Kleinen einen grossen Anteil der Anlagen aus, nämlich mindestens 88 % (Thürler, 2018; SwissSmallHydro, 2019). Hinsichtlich der mittleren Produktionserwartung ist der Beitrag der Kleinwasserkraft an der gesamten Produktion durch Wasserkraft gering: In der Schweiz beträgt er ungefähr 11 % oder 4 TWh/Jahr (Thürler, 2018; SwissSmallHydro, 2019).

Weltweit bestehen aktuell fast 100 000 Kleinwasserkraftwerke (inkl. im Bau); sie stellen etwa 90 % der globalen Wasserkraftwerke (Couto und Olden, 2018). Genaue Zahlen sind nicht vorhanden, weil

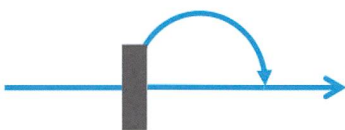
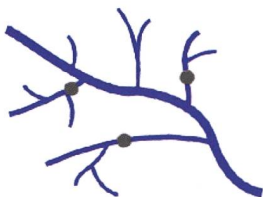
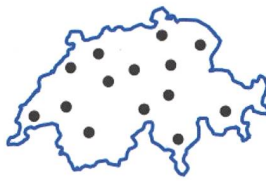
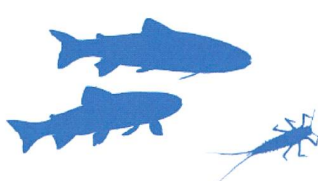
<h3>Anlage</h3>  <ul style="list-style-type: none"> • Installierte Leistung <10MW (CH) • Meist Laufkraftwerke • Oft Ausleitkraftwerke (Wehr, Restwasserstrecke) 	<h3>Standort</h3>  <ul style="list-style-type: none"> • Kleine, naturnahe Gewässer • In höheren Lagen • Gewässer mit ökologischer und touristischer Bedeutung
<h3>Vorkommen</h3>  <ul style="list-style-type: none"> • >100'000 KleinKWs weltweit ¹⁾ • > 10'000 weitere geplant ¹⁾ • In CH: ca. 1'400 KleinKWs ²⁾ • Ausbau in CH: 0.44-0.77 TWh/a ³⁾ 	<h3>Auswirkungen</h3>  <ul style="list-style-type: none"> • Generell wenig untersucht • Reduktion Habitatsvielfalt ⁴⁾ • Weniger organisches Material ⁵⁾ • Abnahme Invertebraten-Dichte ⁶⁾

Abbildung 1: Übersicht zu Kleinwasserkraftwerken in der Schweiz und weltweit.

1) Couto und Olden, 2018; 2) SwissSmallHydro, 2019;

3) BFE, 2019; 4) Benejam et al., 2016; 5) Arroita et al., 2015;

6) Wang et al., 2016.



Abbildung 2: Wasserausleitung des Kleinwasserkraftwerks Wannebode an der Blinne, Kanton Wallis (Foto: Severin Caluori).

Box1: Zubau von Kleinwasserkraftwerken in der Schweiz seit 2006 resp. 2012

Zwischen 2006 und 2018 wurden in Schweizer Fließgewässern 299 neue oder umgebaute Kleinwasserkraftwerke in Betrieb genommen, wobei Infrastrukturanlagen nicht mitgezählt sind. Die 299 Anlagen weisen eine mittlere Produktionserwartung von 0.75 TWh/Jahr auf (WA21, 2019). Darunter sind 155 Kleinstwasserkraftwerke (51 %), die total eine Produktionserwartung von 0.06 TWh/Jahr haben (7 %). Zieht man nur die Jahre seit Lancierung der Energiestrategie in Betracht (2012–2018), dann wurden 160 Kleinwasserkraftwerke in Fließgewässern zugebaut (inkl. Kleinstkraftwerke) mit einer Produktionserwartung von 0.50 TWh/Jahr.

kraftwerken in Schweizer Fließgewässern handelt es sich mehrheitlich um Laufwasserkraftwerke. Diese produzieren kontinuierlich Strom, entweder als Ausleitkraftwerke oder als Durchlaufkraftwerke. Bei den Ausleitkraftwerken entsteht zwischen Entnahme und Rückgabe eine Restwasserstrecke, in der nur ein Bruchteil des natürlichen Abflusses verbleibt. Weit weniger häufig werden Kleinwasserkraftwerke als Speicherkraftwerke zur bedarfsabhängigen Stromproduktion genutzt. Dabei wird das Wasser zum Beispiel in einem Stausee oder Entsander zwischengespeichert.

Weltweit boomt der Bau von Kleinwasserkraftwerken: So sind allein auf dem Balkan mehr als 2400 neue Anlagen geplant (Schwarz, 2015). Global sollen in den kommenden Jahren mehr als 10000 Kleinwasserkraftwerke gebaut werden (Couto und Olden, 2018). Im Rahmen der Energiestrategie 2050 war für die Schweiz zwischen 2012 und 2050 ursprünglich eine Erhöhung der Produktionserwartung um

1.3–1.6 TWh/Jahr durch Kleinwasserkraft geplant (BFE, 2012), was 51–85 % des in der Energiestrategie verlangten gesamten Wasserkraftausbaus ausmachen würde (abzüglich Restwasserabgaben; BFE, 2012). Das Ausbaupotenzial wurde kürzlich auf 0.46–0.77 TWh/Jahr reduziert (2019–2050; BFE, 2019), vor allem aufgrund von ungünstigen wirtschaftlichen Prognosen und limitierter Realisierungswahrscheinlichkeit. Seit Inkrafttreten der Energiestrategie im Jahr 2012 wurden in der Schweiz 160 Kleinwasserkraftwerke in Fließgewässern zugebaut (Box 1; WA21, 2019).

Die Gründe für den Boom in der Schweiz und weltweit sind vielfältig: die Reaktorkatastrophe in Fukushima, die öffentliche Wahrnehmung, dass kleine Kraftwerke auch nur kleine ökologische Auswirkungen haben, eine Abkehr von der fossilen Energieproduktion zwecks Klimaschutz sowie eine gezielte Förderung der Kleinwasserkraft. Letztere umfasst verschiedene Instrumente wie finanzielle Anreize oder verminderte resp. aufgehobene

Umweltauflagen: So können Kleinwasserkraftwerke zwischen 1 und 10 MW in der Schweiz beispielsweise von der KEV profitieren, der kostendeckenden Einspeisevergütung. Die KEV garantiert den Produzenten während 15 Jahren einen fixen Betrag pro produzierter Kilowattstunde. Im Zeitraum 2006–2018 wurden 95 % der zugebauten Kleinwasserkraftwerke (excl. Infrastrukturkraftwerke) durch die KEV unterstützt (WA21, 2019). Die KEV läuft jedoch 2022 aus; in Zukunft werden Erweiterungen und Erneuerungen von Anlagen durch Investitionsbeiträge gefördert (BFE, 2017).

2. Welche Auswirkungen sind bekannt?

Trotz weltweiter Beachtung und starkem Zubau: Die ökologischen oder sozio-ökonomischen Auswirkungen von Kleinwasserkraftwerken sind bisher wenig untersucht; die grosse Mehrheit der verfügbaren wissenschaftlichen Literatur bezieht sich auf die Grosswasserkraft (Lange et al., 2018, 2019; Couto und Olden, 2018). Für Kleinwasserkraftwerke bestehen einzelne Fallstudien, jedoch kaum systematische Untersuchungen oder konzeptionelle Übersichten. Anhand ausgewählter Beispiele illustrieren wir nachfolgend die Bandbreite dieser Auswirkungen. Generell sind Veränderungen der Artenvielfalt und -zusammensetzung am besten untersucht.

Lebensraumangebot: Das Lebensraumangebot in Fließgewässern wird stark durch Abfluss- und Geschiebedynamik geprägt. Eingriffe in den Geschiebe- und/oder Abflusshaushalt eines Fließgewässers können entsprechend zu Veränderungen des Lebensraumangebots führen. Eine Untersuchung von 16 Kleinwasserkraftwerken in Nordostspanien zeigte, dass Restwasserstrecken unterhalb der Wasserausleitung signifikant weniger Fischunterstände aufwiesen als Kontrollstrecken, d. h., die Flächen wurden reduziert, in denen Fische Schutz vor Fressfeinden oder harschen Bedingungen wie Hochwassern finden (Benejam et al., 2016). Daneben nahmen auch die maximale Wassertiefe sowie das Vorkommen von schnell durchflossenen Lebensräumen (Schnellen/Riffles) ab. Zudem waren die Sohlenpartikel in den Restwasserstrecken tendenziell feiner als in den Kontrollabschnitten.

Nahrungsgrundlage: Fließgewässer sind eng mit ihrem Umland vernetzt. So wird von den Ufern viel organisches, das heisst

kohlenstoffhaltiges Material in die Gewässer eingetragen–Holz, Blätter, Nadeln, Samen, Lebewesen. Je nach Korngrösse und Fließgeschwindigkeit wird das organische Material nicht abgeschwemmt, sondern steht als wichtige Grundlage für das Nahrungsnetz zur Verfügung, im Wasser wie auch an Land. *Arroita et al. (2015)* zeigten in einer Studie an fünf Kleinwasserkraftwerken in Nordwestspanien, dass der Rückhalt von organischem Material durch die Kleinwasserkraft saisonal verändert werden kann. In den Restwasserstrecken wurde über die Wintermonate signifikant weniger organisches Material in der Flusssohle zurückgehalten als in den Abschnitten oberhalb der Wasserausleitung (mittlere Reduktion um –28 %), vermutlich aufgrund eines verminderten Eintrags von oberhalb: Schwemmholz und Geschwemmsel wurden bei der Wasserausleitung an einem Rechen aufgefangen, aus dem Gewässer entnommen und an Land entsorgt.

Ökosystemfunktionen: Eine Vielzahl von Insekten, Pilzen und Bakterien kümmert sich um das Sammeln, Zerkleinern und Abbauen des organischen Materials. In Restwasserstrecken unterhalb der Wasserausleitung kann der Abbau des organischen Materials signifikant reduziert sein (*Arroita et al., 2015*). Auch die Anzahl an Invertebraten, die sich auf das Zerkleinern von organischem Material spezialisiert haben («Shredders»), wurde reduziert. Mögliche Ursachen für die beiden Befunde sind zum einen die verkleinerte Lebensraumfläche sowie die geringere Verfügbarkeit von Blättern und anderem organischem Material.

Artenvielfalt und Artenzusammensetzung: Welche Arten in einem Gewässerabschnitt vorkommen und wie häufig sie sind, hängt von vielen Faktoren ab, so z.B. vom Lebensraumangebot, von Ausbreitungsbarrieren (z.B. Abstürze) oder der Besiedlungsgeschichte. Kleinwasserkraftwerke können Artenvielfalt und -zusammensetzung verändern, wie eine chinesische Studie zeigt (*Wang et al., 2016*). In der Restwasserstrecke war die Artenvielfalt der Invertebraten durchschnittlich um 54 % und die Dichte gar um 80 % reduziert (*Abbildung 3a*). Besonders stark vom Rückgang betroffen waren jene Arten, die für ihre Ernährung organisches Material sammeln («collector-gatherers») oder Algen von der Flusssohle abschaben («scrapers»). Die Rückgänge gingen mit Veränderungen im Lebensraumangebot einher, wie z.B.

einer Verfeinerung des Sohlenmaterials, einer Abnahme der Fließgeschwindigkeit sowie einer Reduktion an gelöstem Sauerstoff. Die Auswirkungen waren räumlich nicht überall gleich: So waren die Rückgänge in Vielfalt und Dichte am oberen Ende der 3.7 km langen Restwasserstrecke, also direkt nach dem Wehr, am höchsten. Der Effekt verringerte sich langsam entlang der Fließstrecke, von einem Rückgang von 70 auf 40 % für die Artenvielfalt und von 90 auf 70 % für die Dichte. Doch auch nach Rückgabe des Wassers blieb der Effekt bestehen: An der untersten Messstelle, etwa 10 km nach der Wasserrückgabe, betrugen Vielfalt und Dichte 80 resp. 40 % der oberhalb der Wasserausleitung gemessenen Werte.

Auch für Fische wurden Veränderungen in der Artenzusammensetzung sowie der Biomasse oder Populationsgrösse gezeigt. In einer Studie an 23 tschechischen Kleinwasserkraftwerken wurden in den Rest-

wasserstrecken vermehrt kleinwüchsige Arten wie Elritze, Groppe und Gründling sowie junge Forellen beobachtet, während in den Kontrollstrecken oberhalb der Wasserausleitung grössere Arten wie Alet, Hasel und Äsche sowie ausgewachsene Forellen vorkamen (*Kubečka et al., 1997*). Die Biomassen reduzierten sich um durchschnittlich 53 %. In der nordspanischen Kleinwasserkraft-Studie wurde eine Reduktion der Populationsgrösse der Forellen um 42 % nachgewiesen (*Benejam et al., 2016; Abb. 3b*).

Charakteristiken der Lebewesen: Neben Einflüssen auf Ebene der Artgemeinschaft oder der Population einer bestimmten Art sind auch Auswirkungen der Kleinwasserkraft auf Ebene des einzelnen Individuums messbar. So weisen Forellen in Restwasserstrecken eine signifikant geringere Kondition auf als ihre gleichgrossen Artgenossen oberhalb der Wasserausleitung

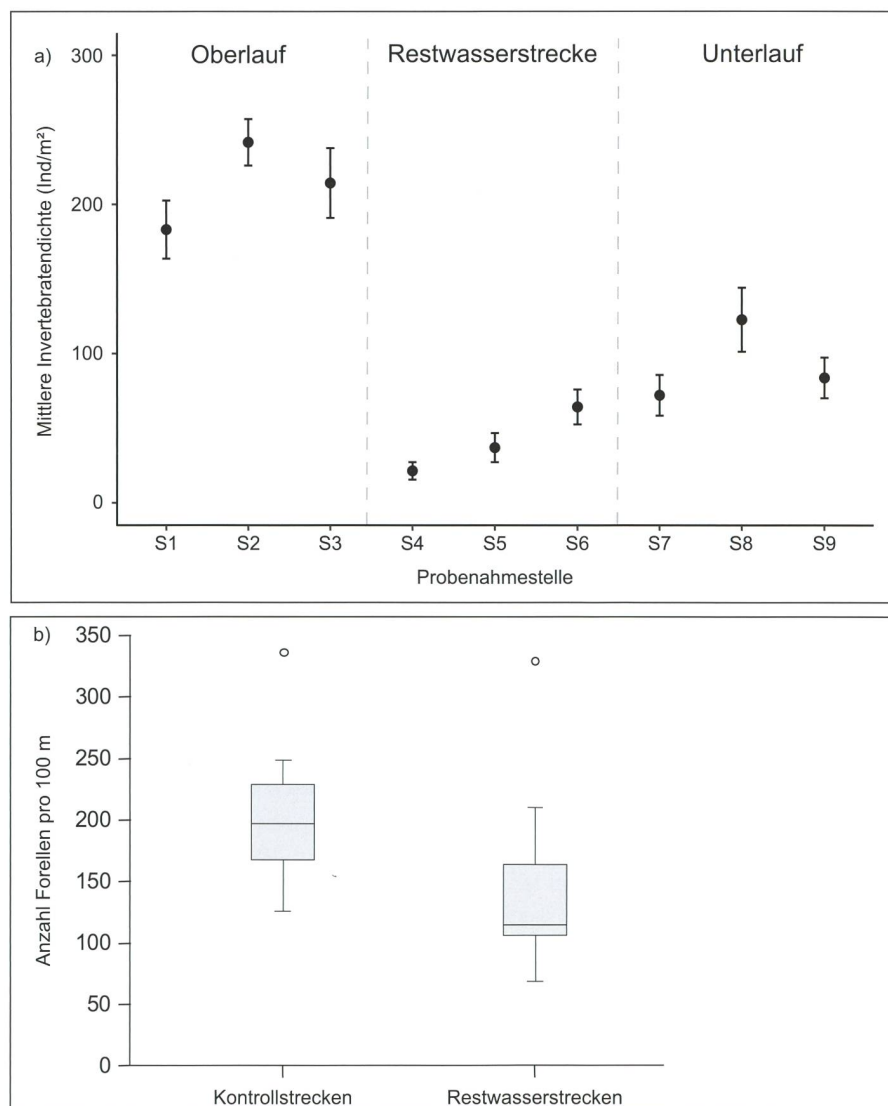


Abbildung 3: Nachgewiesene Auswirkungen von Kleinwasserkraftwerken:
a) Reduzierte Invertebratendichte (*Wang et al., 2016*);
b) reduzierte Fischdichte (*Benejam et al., 2016*).

(Benejam et al., 2016). Die Kondition bemisst sich aus dem Verhältnis des Gewichts zur dritten Potenz der Länge und wird als Mass für den Ernährungszustand und die körperliche Fitness verwendet, welche Auswirkungen auf Wachstum, Fortpflanzung und Überleben haben können.

Ausbreitung von Organismen: Zahlreiche Fliessgewässerorganismen sind viel unterwegs, sei es zwecks Laichwanderung, Besiedlung eines neuen Lebensraums, Rückzug bei Hochwasser oder einfach im Rahmen der täglichen Nahrungssuche. Wehre zur Wasserausleitung können Barrieren für die lebenswichtige Ausbreitung oder die Wanderung von Organismen darstellen. Kubečka et al. (1997) zeigten für die 23 tschechischen Kleinwasserkraftwerke, dass 71 % der Wehre für adulte Äschen und 36 % für adulte Forellen unpassierbar waren.

Die Beispiele verdeutlichen, dass Kleinwasserkraftwerke sehr unterschiedliche biotische und abiotische Auswirkungen haben und auf verschiedene Bestandteile (Strukturen, Prozesse) eines Fliessgewässer-Ökosystems einwirken.

3. Wissenslücken

Die bisher veröffentlichten Studien lassen noch eine Vielzahl von Fragen zu den Umweltauswirkungen der Kleinwasserkraft offen. Welche Wissenslücken bestehen, können wir aus den Arbeiten zu den ökologischen Auswirkungen der Grosswasserkraft oder aus Untersuchungen zu anderen Eingriffen ableiten. Nachfolgend präsentieren wir fünf Gruppen von Wissenslücken und illustrieren sie exemplarisch anhand ausgewählter Studien.

Reichweite der Auswirkungen: Grossräumige Prozesse wie der Geschiebehalt, das Temperaturregime oder die Fischwanderung können durch Wasserkraftwerke verändert oder unterbrochen werden – mit grossräumigen Auswirkungen, z. B. in Längsrichtung: So führt die Wasserausleitung am Ende einer 21 km langen Restwasserstrecke des Brenno im Bleniotal zu einer sommerlichen Erwärmung von 3.7 °C resp. zu einer Abkühlung von 1.8 °C im Winter (Meier et al., 2003). Auch seitlich können sich Auswirkungen fortpflanzen, z. B. via die Anzahl geschlüpfter Insektenlarven, die Futter für Insekten, Spinnen oder Wirbeltiere an Land darstellen (z. B. Vögel, Reptilien). So schlüpfen in nord-schwedischen Flüssen, die hydroelektrisch

genutzt werden, signifikant weniger Insekten als in vergleichbaren naturnahen Gewässern, und die Biomasse der Wirbellosen an Land liegt ebenfalls signifikant tiefer (Jonsson et al., 2012). Schliesslich pflanzen sich Auswirkungen auch vertikal fort: So kann Schwall-Sunk im Kieslückensystem zu einer Temperaturveränderung sowie zu einer Verstopfung durch Feinsedimente führen, was sich in einer Verarmung der Invertebratengemeinschaft niederschlägt (Bruno et al., 2009).

Kumulative Auswirkungen: Das Risiko von kumulativen Auswirkungen besteht, wenn I) Auswirkungen eines einzelnen Kraftwerks nicht lokal begrenzt sind, sondern sich im Raum ausbreiten oder II) wenn mobile Organismen durch ihre Bewegung den lokalen Auswirkungen mehrerer aufeinanderfolgender Kraftwerke ausgesetzt sind. Der erste Fall wurde für die Ausbaupläne im Mekong-Einzugsgebiet abgeschätzt (Kondolf et al., 2014). Dort sollen in den kommenden Jahren zwischen 38 und 140 Wasserkraftwerke gebaut werden. Beim Bau von 38 Kraftwerken würden noch 51 % des natürlichen Geschiebeeintrags aus dem Mekong das südchinesische Meer erreichen, bei einem Totalausbau noch 4 %. Der zweite Fall ist für wandernde Fische untersucht: So kann es bei der Auf- und Abwanderung an Kraftwerksanlagen zu Verzögerungen kommen, weil Fische die Wanderhilfen länger suchen müssen oder nur zögerlich passieren (Nyqvist et al., 2017). Solche Verzögerungen führen zu einem erhöhten Energieverbrauch des einzelnen Fisches, einer verstärkten Mortalität durch fischfressende Vögel, einem Verpassen der optimalen Laichbedingungen oder zum Verlust des Wandertriebs.

Ökoevolutionäre Auswirkungen: Wasserkraftwerke können den Genfluss zwischen Populationen verringern, z. B. indem ein Grossteil (70–94 %) aller im Wasser transportierten Pflanzensamen im Staubereich absinken oder am Wehr hängen bleiben, statt flussabwärts zu geeigneten Lebensräumen fürs Auskeimen getragen zu werden (Merritt und Wohl, 2006). Veränderungen im Genfluss können fundamentale Auswirkungen haben wie z. B. eine reduzierte Anpassungsfähigkeit gegenüber Umweltveränderungen (z. B. Klimawandel) oder lokales Aussterben.

Interaktion mit anderen Einflüssen: Fliessgewässer und ihre Einzugsgebiete werden seit Jahrhunderten durch den Menschen genutzt. Die Intensität und Diversität die-

ser Nutzungen hat zur Folge, dass die meisten Gewässer nicht nur einem Stressor, sondern mehreren Stressoren («multiple Stressoren») ausgesetzt sind. Das Zusammenwirken von zwei oder mehr Stressoren kann zu Interaktionen führen, wobei die beobachteten Auswirkungen oft deutlich stärker oder schwächer ausfallen als erwartet. In einer neuseeländischen Feldstudie zu den gemeinsamen Effekten von Wasserentnahmen und Weidetierwirtschaft wurde beispielsweise beobachtet, dass jeder Stressor allein eine Reduktion des Anteils von sensiblen Arten an der Invertebratengemeinschaft (Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen) hervorrief (Lange et al., 2014). Der gemeinsame Effekt war aber schwächer als angenommen. Dies klingt zunächst positiv, bedeutet allerdings auch, dass eine ökologische Verbesserung nur durch eine gleichzeitige Reduktion beider Stressoren erreicht werden kann.

Sozio-ökonomische Auswirkungen: Neben der Ökologie können auch andere Bereiche von Auswirkungen durch die Wasserkraftnutzung betroffen sein. Gut dokumentiert sind die Auswirkungen von Grosswasserkraftwerken auf die Fischerei: Nach dem Kraftwerksbau im Fluss Tocantins in Brasilien brach der Fangertrag der lokalen Fischer innerhalb von zwei Jahren um 60 % ein (Fearnside, 1999). Daneben sind auch Einbussen für den Tourismus möglich, wie z. B. für das Kajakfahren (Hynes und Hanley, 2006) oder das Besuchen von Wasserfällen (Ehrlich und Reimann, 2011).

Man darf annehmen, dass sich viele der beobachteten Auswirkungen nicht nur auf Grosswasserkraftwerke oder grosse Flüsse beschränken, sondern auch auf Kleinwasserkraftwerke in kleinen Gewässern übertragbar sind. Dies gilt nicht nur für die ökologischen Aspekte, sondern auch für die Auswirkungen auf Gesellschaft und Wirtschaft: Auch wenn die Berufsfischerei in kleinen Gewässern kein Thema ist, spielen Angelfischerei oder Attraktivität für den Tourismus dennoch oft eine grosse wirtschaftliche Rolle.

4. Wie weiter?

Angesichts der grossen Bedeutung der Fliessgewässer für das Wohlergehen von Mensch und Natur, der Schwierigkeit, Gewässer integral zu schützen resp. aufzuwerten (Box 2), und der hohen Kosten für die Aufwertung beeinträchtigter Gewässer appellieren wir an alle Bewilligungsbehörden, Planerinnen und Planer, eine vorraus-

schauende und umsichtige Strategie hinsichtlich des Ausbaus der Kleinwasserkraft zu verfolgen (Lange et al., 2019). Dieser Appell lässt sich in vier Forderungen konkretisieren:

Gleiche ökologische Anforderungen: Kleinwasserkraftwerke sollen dieselben Umweltauflagen/-anforderungen erfüllen wie Grosswasserkraftwerke, da sie mit ökologischen Gefahren und hohen sozio-ökonomischen Kosten verbunden sind, die jene der Grosswasserkraftwerke unter Umständen übersteigen (Bakken et al., 2014). Funktionsfähige Aufwertungsmassnahmen wie Fischwanderhilfen oder dynamische

Restwasserabgaben können den ökologischen Fussabdruck eines Kleinwasserkraftwerks reduzieren, aber niemals komplett beheben (Noonan et al., 2012).

Langfristige Planung und Zustandsüberwachung auf Einzugsgebietsebene: Der Zubau von Wasserkraftwerken muss, unabhängig von deren Grösse, durch gesetzlich verbindliche Richtlinien gesteuert werden, die eine langfristige strategische Planung und Überwachung auf Einzugsgebietsebene verlangen (Winemiller et al., 2016; Box 3). Es ist unzureichend, allfällige Auswirkungen nur entlang eines eng begrenzten Flussabschnitts zu untersuchen, da sich Auswirkungen über Zeit und Raum fortpflanzen werden. Spezifische Studien sind nötig, welche die Reichweite der Auswirkungen sowie die kumulativen Effekte mehrerer Anlagen auf kleine Fließgewässer und ihre Ökosysteme betrachten. Besonderes Augenmerk verdient die Rolle von alten und neuen Kleinwasserkraftwerken in Flussstrecken, die ökologisch aufgewertet werden müssen (z.B. Restwassersanierung, Revitalisierung).

Einbezug der tatsächlichen Kosten und Nutzen: Behörden, internationale Geldgeber und private Investoren müssen ihre

Finanzierungs- und Subventionsprogramme dahingehend revidieren, dass die tatsächlichen ökologischen und sozio-ökonomischen Kosten und Nutzen betrachtet werden. Viele Kleinwasserkraftwerke sind ohne Subventionen wirtschaftlich nicht rentabel. Zusätzlich müssen die Kosten für den späteren Rückbau der Infrastruktur in der langfristigen wirtschaftlichen Planung berücksichtigt werden, z.B. als explizite Auflage in der Konzession. Als Entscheidungsgrundlage für eine Kosten-Nutzen-Analyse braucht es gezielte Untersuchungen zu den ökologischen und ökonomischen Auswirkungen der Kleinwasserkraft.

Umfassender Schutz noch naturnaher Gewässer: Naturnahe Gewässer sind vor negativen Einflüssen zu schützen. Ein integrales Management auf Einzugsgebietsebene (BAFU, 2012), eine strategische Umweltprüfung (Sutter et al., 2014) oder die Erarbeitung einer kantonalen Schutznutzungs-Strategie (BAFU, BFE, ARE, 2011) sind dafür sicher ein wichtiger erster Schritt. Dabei müssen aber gerade auch kleine Gewässer explizit in die Betrachtung mit einbezogen werden: Sie stehen ganz am Anfang des Gewässernetzwerks und tragen wesentlich zur Resilienz eines Ein-

Box 2: Grenzen in Fließgewässerschutz und -aufwertung

Fließgewässer sind dynamische Ökosysteme von überdurchschnittlichem Artenreichtum; gleichzeitig gehören sie aufgrund der starken Nutzung zu den am stärksten gefährdeten Ökosystemen der Welt (Dudgeon et al., 2006). Weltweit werden grosse Anstrengungen unternommen und umfangreiche Investitionen getätigt, um beeinträchtigten Fließgewässern ihre naturnahen Strukturen und Funktionen zurückzugeben, z.B. im Rahmen von Revitalisierungs- oder Sanierungsprojekten. Viele der umgesetzten Projekte machen deutlich, dass

- I. eine vollständige Wiederherstellung der Komplexität unbeflusster Fließgewässer-Ökosysteme oft nicht möglich ist, d.h., dass Eingriffe zu unwiderruflichen Schäden führen können (z.B. Verlust lokaler Arten).
- II. die Erholung eines Systems sehr viel Zeit in Anspruch nimmt (z.T. Jahrzehnte).
- III. die Entwicklung stark von weiteren Einflussgrößen auf Einzugsgebietsebene abhängig ist wie z.B. von landwirtschaftlichen Flächen oder der Wasserqualität.

Der Schutz der Fließgewässer und ihrer vielfältigen Funktionen ist eine schwierige Aufgabe. In der Schweiz, aber auch weltweit gibt es kaum griffige Schutzkonzepte, die der hierarchischen, eng vernetzten Struktur von Fließgewässern Rechnung tragen und zum Beispiel das Funktionieren grossräumiger Prozesse wie des Sediment- oder Schwemmholtztransports gewährleisten (Abell et al., 2007).

Box 3: Räumlich explizite Planung

Wie oben beschrieben, können die Auswirkungen von Ausleitkraftwerken über die Restwasserstrecke hinausreichen. In Einzugsgebieten mit mehreren bestehenden oder geplanten Kleinwasserkraftwerken ist die Abschätzung der langfristigen Stabilität bzw. Resilienz der Ökosysteme sowie der öko-evolutionären Auswirkungen besonders komplex. Die infrage kommenden Kraftwerksstandorte sollten mit alternativen Standorten verglichen werden, unter Abwägung verschiedener Ziele wie z.B. der Erhöhung wirtschaftlicher Wertschöpfung gegenüber einer Minimierung der ökologischen Auswirkungen (Kuby et al., 2005; Jager et al., 2015). Multiobjektive Optimierung wird häufig angewandt bei Fragestellungen rund um die Nutzung der Ressource Wasser (Labadie, 2004). Optimale Lösungen bilden die sogenannte pareto-optimale Front, von der aus die Verbesserung eines bestimmten Ziels nur durch Verschlechterung eines oder mehrerer anderer Ziele erreicht werden kann. Ökonomische Größen wie Investitionskosten oder erwarteter Gewinn lassen sich aus Kraftwerkseigenschaften und hydrologischen Parametern einfach berechnen. Dagegen ist die Einschätzung der ökologischen Auswirkungen auf Einzugsgebietsebene wesentlich schwieriger, da die Bewertung von den Umwelteigenschaften und den im System vorhandenen Organismen abhängt. Es gibt eine Reihe von ökologischen Bewertungsmethoden, die sich für die Positionierung von Kraftwerken innerhalb von Einzugsgebieten eignen (z.B. Hy:Con; Seliger et al., 2016). Ein Beispiel ist Marxan, eine räumlich explizite Planungssoftware, die um den Aspekt Längsvernetzung in Fließgewässern erweitert wurde (Hermoso et al., 2015). Darin wird ein Fließgewässernetzwerk in Teileinzugsgebiete unterteilt. Für jedes Teileinzugsgebiet werden die Schutzpriorität sowie die damit verbundenen Kosten angegeben. Ein Algorithmus identifiziert dann diejenige räumliche Anordnung von geschützten und ungeschützten Teileinzugsgebieten, welche zu den tiefsten Kosten bei hohem Vernetzungsgrad auf Einzugsgebietsebene und Beibehaltung der bestehenden Schutzwerte führt (z.B. einzigartiger Habitate).

zugsgebiets bei, denn sie versorgen unsere grossen Flüsse mit dem, was diese ausmacht: Wasser, Geschiebe, Lebewesen,

Holz. Will man die grossen Gewässer mit ihren wichtigen ökologischen und gesellschaftlichen Funktionen erhalten, so muss

sichergestellt sein, dass auch die kleinen langfristig und umfassend geschützt werden («Prozessschutz»).

Quellen:

- Abell, R., Allan, J.D., Lehner, B. (2007). Unlocking the potential of protected areas for freshwaters. *Biological Conservation*. 134: 48–63.
- Arroita M., Aristi I., Díez J., Martínez M., Oyarzun G., Eloegi A. 2015. Impact of water abstraction on storage and breakdown of coarse organic matter in mountain streams. *Science of the Total Environment*. 503/504: 233–240.
- BAFU/Bundesamt für Umwelt (2012). Einzugsgebietsmanagement. Anleitung für die Praxis zur integralen Bewirtschaftung des Wassers in der Schweiz. In: Umwelt-Wissen. BAFU Bern.
- BAFU / Bundesamt für Umwelt, BFE/ Bundesamt für Energie, ARE/ Bundesamt für Raumentwicklung (2011). Empfehlung zur Erarbeitung kantonaler Schutz- und Nutzungsstrategien im Bereich Kleinwasserkraftwerke. BAFU, BFE, ARE Bern, 28 S.
- Bakken, T.H., Aase, A.G., Hagen, D., Sundt, H., Barton, D.N., Lujala, P. (2014). Demonstrating a new framework for the comparison of environmental impacts from small- and large-scale hydropower and wind power projects. *Journal of Environmental Management*. 140: 93–101.
- Benejam L., Saura-Mas S., Bardina M., Solà C., Munne A., García-Berthou E. (2016). Ecological impacts of small hydropower plants on headwater stream fish: from individual to community effects. *Ecology of Freshwater Fish*. 25: 295–306.
- BFE/Bundesamt für Energie (2012). Wasserkraftpotenzial der Schweiz – Abschätzung des Ausbaupotenzials der Wasserkraftnutzung im Rahmen der Energiestrategie 2050. Bern, Schweiz. Bundesamt für Energie.
- BFE/Bundesamt für Energie (2017). Einspeisevergütung (KEV) für Kleinwasserkraft-, Windenergie-, Geothermie- und Biomasseanlagen. Bern, Schweiz. Bundesamt für Energie.
- BFE/Bundesamt für Energie (2019). Wasserkraftpotenzial der Schweiz – Abschätzung des Ausbaupotenzials der Wasserkraftnutzung im Rahmen der Energiestrategie 2050. Bern, Schweiz. Bundesamt für Energie.
- Bruno, M.C., Maiolini, B., Carolli, M., Silveri, L. (2009). Impact of hydropowering on hyporheic invertebrates in an Alpine stream (Trentino, IT). *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, 45: 157–170.
- Couto T., Olden J.D. (2018). Global proliferation of small hydropower plants—science and policy. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 16: 91–100.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C. et al. (2006). Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Review*. 81: 163–182.
- Ehrlich, U., Reimann, M. (2011). Hydropower or non-market values of nature: a contingent valuation study of Jägala Waterfalls, Estonia. In: International Conference on energy, environment, devices, systems, communication, computers. Venice, Italy, 232–237.
- Fearnside, P.M. (1999). Social impacts of Brazil's Tucuruí dam. *Environmental Management*. 24: 483–495.
- Hermoso, V., Filipe, A.F., Segurado, P., Beja, P. (2015). Filling gaps in a large reserve network to address freshwater conservation needs. *Journal of Environmental Management*. 161: 358–365.
- Hynes, S., Hanley, N. (2006). Preservation versus development on Irish rivers: whitewater kayaking and hydropower in Ireland. *Land Use Policy*. 23: 170–180.
- IRENA. (2017). Database renewable electricity capacity and generation statistics. <http://resourceirena.irena.org/gateway/dashboard/?topic%C2%BC4&subTopic%C2%BC17>
- Jäger, H.I., Efromyson, R.A., Opperman, J.J., Kelly, M.R. (2015). Spatial design principles for sustainable hydropower development in river basins. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 45: 808–816.
- Jönsson, M., Deleu, P. & Malmqvist, B. (2012). Persisting effects of river regulation on emergent aquatic insects and terrestrial invertebrates in upland forests. *River Research and Applications*. 29: 537–547.
- Killingveit, Å. (2019). Hydropower. In: *Managing Global Warming*. Academic Press, pp. 265–315.
- Kondolf, G.M., Rubin, Z.K., Minear, J.T. 2014. Dams on the Mekong: Cumulative sediment starvation. *Water Resources Research*. 50: 5158–5169.
- Kubečka, J., Matěna, J., Hartvich, P. (1997). Adverse ecological effects of small hydropower stations in the Czech Republic: 1. Bypass plants. *Regulated Rivers: Research & Management*. 13: 101–113.
- Kuby, M.J., Fagan, W.F., ReVelle, C.S., Graf, W.L. (2005). A multiobjective optimization model for dam removal: an example trading off salmon passage with hydropower and water storage in the Willamette basin. *Advances in Water Resources*. 28: 845–855.
- Labadie, J.W. (2004). Optimal operation of multi-reservoir systems: State-of-the-art review. *Journal of Water Resources Planning and Management*. 130: 93–111.
- Länge, K., Townsend, C.R., Matthaei, C.D. (2014). Can biological traits of stream invertebrates help disentangle the effects of multiple stressors in an agricultural catchment? *Freshwater Biology*. 59: 2431–2446.
- Länge, K., Meier, P., Trautwein, C., Schmid, M., Robinson, C.T., Weber, C., Brodersen, J. (2018). Basin-scale effects of small hydropower on biodiversity dynamics. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 16: 397–404.
- Länge, K., Wehrli, B., Åberg, U., Bätz, N., Brodersen, J., Fischer, M., Hermoso, V., Reidy Liernann, C., Schmid, M., Wilmsmeier, L., Weber, C. (2019). Small hydropower goes unchecked. *Frontiers in Ecology and the Environment*. 17: 256–258.
- Meier, W., Bonjour, C., Wüest, A., Reichert, P. (2003). Modeling the effect of water diversion on the temperature of mountain streams. *Journal of Environmental Engineering*. 129: 755–764.
- Merritt, D.M., Wohl, E.E. (2006). Plant dispersal along rivers fragmented by dams. *River Research and Applications*. 22: 1–26.
- Noonan, M.J., Grant, J.W., Jackson, C.D. (2012). A quantitative assessment of fish passage efficiency. *Fish and Fisheries*. 13: 450–464.
- Nyqvist, D., Greenberg, L.A., Goerig, E., Calles, O., Bergman, E., Ardren, W.R. et al. (2017). Migratory delay leads to reduced passage success of Atlantic salmon smolts at a hydroelectric dam. *Ecology of Freshwater Fish*. 26: 707–718.
- Pfammatter, R., Piot, M. (2014). Situation und Perspektiven der Schweizer Wasserkraft. *WEL*. 106: 1–11.
- Schwarz, U. (2015). Hydropower projects on the Balkan Rivers – Update. *RiverWatch & EuroNatur*. 33 S.
- Seliger, C., Scheikl, S., Schmutz, S., Schinegger, R., Fleck, S., Neubarth, J. et al. (2016). HyCon: a strategic tool for balancing hydropower development and conservation needs. *River Research and Applications*. 32: 1438–1449.
- Sutter, D., Maibach, M., Hanusch, M., Günnewig, D., Balla, S., Gigon, N. (2014). Strategische Umweltprüfung (SUP) – Erfahrungen in der Schweiz und in Nachbarländern. Schlussbericht zu Händen des BAFU. 105 S.
- Swiss Small Hydro (2019). Factsheet Kleinwasserkraft. <https://swissmallhydro.ch/wp-content/uploads/2019/09/Factsheet-Kleinwasserkraft-2019-v190902.pdf>
- Thürler, G. (2018). Statistik der Wasserkraftanlagen der Schweiz. Bern, Schweiz. Bundesamt für Energie.
- WA21/Wasser-Agenda 21 (2019). Wasserkraftnutzung in der Schweiz/Zahlen zur Entwicklung im Jahr 2018. <https://wa21.ch/wp-content/uploads/2019/06/Faktenblatt2018.pdf> sowie Datenbezug unter: https://wa21.ch/themen/wasserkraft/entwicklung_wasserkraftnutzung/
- Wang, H., Chen, Y., Liu, Z. and Zhu, D.J.W. (2016). Effects of the «Run-of-River» Hydro Scheme on Macroinvertebrate Communities and Habitat Conditions in a Mountain River of Northeastern China. *Water*. 8: 31.
- Winemiller, K.O., McIntyre, P., Castello, L., Fluet-Chouinard, E., Giarrizzo, T., Nam, S. et al. (2016). Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. *Science*. 351: 128–129.
- WSHPDR. (2016). World Small Hydropower Development Report 2016. Vienna, Austria: United Nations Industrial Development Organization; Hangzhou, China: International Center on Small Hydro Power.

Autorin:

Dr. Christine Weber

Eawag: Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs
Seestrasse 79, CH-6047 Kastanienbaum
Telefon +41 (0)58 765 22 14
christine.weber@eawag.ch
www.eawag.ch