

# Fliessgewässerrevitalisierungen – Das grosse Potenzial kleiner Bäche

Christiane Rau, Armin Peter

## Zusammenfassung

Im Rahmen des Forschungsprojektes «Integrales Flussgebietsmanagement» wurde an 10 kleineren Bächen in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein eine ökologische Erfolgskontrolle nach der Gewässerrevitalisierung durchgeführt. Mit Hilfe des Handbuchs für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen des «Rhone-Thur»-Projektes wurde anhand neun ausgewählter Indikatoren der ökologische Erfolg bewertet. Für alle Revitalisierungsmassnahmen konnte ein Erfolg der strukturellen Verbesserungen aufgezeigt werden. Dadurch erhöhte sich auch die Artenvielfalt der Fische. Diese Erfolgsbeispiele verdeutlichen das grosse Potenzial kleiner Fliessgewässer.

dienen sie als Detektor, indem ineffektive Massnahmen erkannt werden und so auch negative Resultate wertvolle Ergebnisse liefern können (Kondolf 1995). Damit lassen sich auch bestehende Unsicherheiten in der Revitalisierungsökologie reduzieren und angepasste Massnahmen helfen mit, zukünftige Projekte zu verbessern. Die Wichtigkeit von Erfolgskontrollen zeigt die ausführliche Ausarbeitung des «Handbuchs für die Erfolgskontrolle von Fliessgewässerrevitalisierungen» (Woolsey et al. 2005), das im Rahmen des «Rhone-Thur»-Projektes entstanden ist. Es werden 50 biotische und abiotische Indikatoren aufgeführt, mit denen die Quantifizierung eines Erfolges je nach Projektziel möglich ist.

Dass nach wie vor viele Revitalisierungsprojekte ohne Erfolgskontrollen durchgeführt werden, wird unter anderem mit dem Mangel von finanziellen und personellen Mitteln begründet. Diese Kosten sollten jedoch bereits in der Planungsphase einbezogen werden und im Verhältnis zu den Gesamtkosten stehen. Gleichzeitig lässt sich beobachten, dass Monitoringprogramme vor allem in Grossprojekten eingesetzt werden und daher für kleine Fliessgewässer deutliche Wissenslücken bestehen. Diese Defizite gilt es anzugehen, bedenkt man die grosse Anzahl kleiner Fliessgewässer.

## 1. Einleitung

Fliessgewässer stellen seit jeher eine wichtige Lebensgrundlage des Menschen dar. Sie erfüllten bereits früher wichtige Serviceleistungen wie die Bereitstellung von Frischwasser, dienten als Nahrungsgrundlage (aquatische Organismen wie Krebse, Fische usw.) und wurden zu Entsorgungszwecken von Abfällen genutzt (Giller 2005; Jansson et al. 2007). Im Laufe der Jahrhunderte wurden die Fliessgewässer den Bedürfnissen der Menschen angepasst, so etwa zur Nutzung der Wasserkraft, Holzflösserei, Schifffahrt oder zur Landgewinnung durch Begradigung der Flussläufe und Entwässerung der Auen (Malmqvist & Rundle 2002). Durch diese Eingriffe wurden die Fliessgewässer dramatisch bezüglich der Morphologie, des Abflussregimes sowie der ökologischen Funktionen verändert. Bäche und Flüsse gehören zu dem vom Menschen am meisten degradierten Ökosystemen (Gleick 2003), was zu einem fünffach höheren Artenrückgang im Vergleich zu terrestrischen Lebensräumen führte (Bernhardt et al. 2005). Von dem insgesamt 65 000 km langen Gewässernetz der Schweiz befinden sich aktuell 22% in einem ökomorphologisch ungenügenden Zustand (Zeh Weissmann et al. 2009). Für 10 800 km Fliessgewässerstrecken sowie für rund 50 000 künstliche Hindernisse wird ein ökomorphologischer Revitalisierungsbedarf ausgewiesen. Diese Zahlen belegen den grossen Revitalisierungsbedarf unserer Fliessgewässer. Seit

den 1970er Jahren wurden bereits grosse Erfolge hinsichtlich der Verbesserung der Wasserqualität durch den grossflächigen Bau von Kläranlagen bewirkt. Die Wiederherstellung der zerstörten Lebensräume für Flora und Fauna hingegen wurden zu einer neuen Herausforderung. Aus dieser Notwendigkeit heraus entwickelte sich die noch junge Revitalisierungsökologie (Block et al. 2001). Durch sie gibt es bereits gute Erkenntnisse, was grundlegende Anforderungen für erfolgsversprechende Revitalisierungsprojekte betrifft.

Erfolgskontrollen stellen in diesem Zusammenhang ein wesentliches Element dar. Mit ihnen ist es möglich, zu überprüfen, ob die zuvor festgelegten Ziele des Projektes erreicht wurden und ökologische Verbesserungen eintraten. Gleichzeitig

Untersuchtes Gewässer	Lage
Esche	Fürstentum Liechtenstein
Mölibach	Fürstentum Liechtenstein
Scheidgraben	Kanton Nidwalden
Rotigraben	Kanton Nidwalden
Mülibach	Kanton Nidwalden
Sandbach	Kanton Obwalden
Seewag	Kanton Luzern
Laveggio	Kanton Tessin
Vordere Frenke	Kanton Basel-Landschaft
Walenbrunnen	Kanton Uri

**Tabelle 1. Untersuchte Gewässer mit je einer kanalisiertem und einer revitalisierten Strecke.**

## 2. Daten und Ergebnisse

Zur Beurteilung des ökologischen Erfolges wurden aus dem «Handbuch für die Erfolgskontrolle von Fliessgewässerrevitalisierungen» (Woolsey et al. 2005) neun Indikatoren aus der Zielebene «Umwelt und Ökologie» ausgewählt. Als Referenz dienten kanalisierte Strecken im selben Bach, wodurch die Voraussetzung zur Beurteilung der Veränderung des ökologischen Zustandes gegeben war. Alle revitalisierten Strecken befanden sich vorher im gleichen Zustand wie die kanalisierten Referenzstrecken. Die Ergebnisse der einzelnen Indikatoren werden im Folgenden vorgestellt.

### 2.1 Variabilität der benetzten Breite

Die Variabilität der benetzten Breite eines Fliessgewässers steht in engem Zusammenhang mit der relativen Uferlänge (Schweizer, in Woolsey et al. 2005). Kanalisierte Strecken mit ihren monotonen Gewässerbreiten weisen kürzere Uferlinien als revitalisierte Strecken auf. Eine längere Uferlinie erhöht einerseits die laterale Vernetzung des Gewässers mit seinen angrenzenden terrestrischen Lebensräumen und fördert andererseits abwechslungsreichere Tiefenverhältnisse und somit zusätzliche Habitate (Ward et al. 1999).

Eine erhöhte Variabilität der benetzten Wasserspiegelbreite konnte bis auf eine Ausnahme (Vordere Frenke (BL)) in allen Bächen festgestellt werden. Das Entfernen harter Uferverbauungen benötigt Raum, welcher in Siedlungsgebieten nur selten zur Verfügung steht. Dies war die Einschränkung der Vorderen Frenke, deren sohlenrevitalisierte Strecke im Ortsgebiet Waldenburg liegt und durch die vorhandene Siedlung (Strassen, Wohnhäuser, Industrie) keine Möglichkeit einer Breitenveränderung gegeben waren. Alle weiteren Bäche lagen in landwirtschaftlich genutzten Gebieten, wo mehr Raum für das Gewässer zur Verfügung stand.

### 2.2 Variabilität der maximalen Abflusstiefe

Die Variabilität der Maximaltiefe eines Fliessgewässers erfüllt viele wichtige Funktionen. Unter anderem profitieren vor allem adulte Tiere von tiefen Stellen (Elliott 1994), welche Schutz vor terrestrischen Prädatoren bieten und bei Niedrigwasser als Refugium dienen (Lake et al. 2007). Dass mit zunehmender Variabilität der Maximaltiefe die Artendiversität positiv beeinflusst wird, konnte bereits in vielen Studien nachgewiesen werden (Jungwirth 1984, Angermeier & Schlosser 1989).



**Bild 1. Scheidgraben Kt. NW: kanalisierte Strecke (Bild C. Rau).**

In den hier untersuchten Bächen liess sich ein deutlicher Unterschied in den maximalen Abflusstiefen zwischen den revitalisierten und kanalisierten Untersuchungsstrecken beobachten. Diese vergrösserten Heterogenitäten des Lebensraumes der revitalisierten Strecken standen in direktem Zusammenhang mit den Fischdichten, die positiv beeinflusst wurden. Die tiefen Stellen treten oft in Pools auf, welche aufgrund ihrer räumlichen Ausdehnung Lebensraum für viele Individuen bieten.

### 2.3 Variabilität der Fliessgeschwindigkeit

Die Variabilität der Fliessgeschwindigkeit kann als wichtige Masseinheit zur Beschreibung unterschiedlicher Habitate (z.B. Pool, Riffle, Glide) herangezogen werden und dient als direkte Messgrösse für die morphologische und hydraulische Variabilität. Da die Fliessgeschwindigkeit den Geschiebetransport direkt beeinflusst, ist sie für die Entwicklung unterschiedlicher Habitate eine ausschlaggebende Grösse. Neben der Bereitstellung der Habitate ist eine Variabilität auch für die Nahrungsversorgung wichtig. Gerade an den Grenzen unterschiedlicher Strömungsverhältnisse (z.B. beim Übergang vom Riffle in den Pool) kommt es zu einer Andrift von Nahrung, weshalb an diesen Stellen oft grössere Ansammlungen räuberisch lebender Fische beobachtet werden können. Hier nehmen sie mit einem geringen Energieaufwand Nahrung auf.

Aus zeitlichen Gründen konnten die Fliessgeschwindigkeiten nur in sechs der

zehn Bäche erhoben werden. Es wurden die Fliessgeschwindigkeiten der mittleren Gewässertiefe an fünf Querprofilen gemessen. Die zum Teil sehr deutlichen Unterschiede stehen dabei in direktem Zusammenhang mit den morphologischen Unterschieden der Streckentypen. So wurden in den Bächen Rotigraben (NW) und Laveggio (TI) eine starke Verbesserung gemessen, in denen die morphologischen Unterschiede besonders deutlich ausgeprägt sind. Dagegen waren im Mülibach (NW) die strukturellen Unterschiede nur geringfügig, weshalb hier keine Veränderungen der Fliessgeschwindigkeit festgestellt wurden.

### 2.4 Veränderungen der Makrohabitate

Makrohabitate haben eine räumliche Ausdehnung von Dezimetern bis Metern und differenzieren sich durch ihre unterschiedlichen hydraulischen Bedingungen. Die vorgenommene Aufteilung der Makrohabitate erfolgte nach einer vereinfachten Einteilung nach Bisson (1981) und enthielt Pools, Riffles und Glides. Pools zeichnen sich durch deutlich grössere Tiefen und langsame Fliessgeschwindigkeiten aus. Riffles weisen turbulente Strömungen bei verhältnismässig niedrigen Wassertiefen und Glides laminare Strömungen bei mittleren Wassertiefen auf. Die jeweiligen Strukturen wurden vermessen und konnten so als Anteil der Gesamtfläche ausgedrückt werden.

Die Ausgestaltung eines Fliessgewässers mit den jeweiligen Makrohabitaten lässt eine gute Beurteilung ihrer Vielfältig-



**Bild 2. Scheidgraben Kt. NW: revitalisierte Strecke (Bild A. Peter, Eawag).**

keit zu. Sie ist wichtig, da Fische im Laufe ihres Lebenszyklus auf unterschiedliche Habitate angewiesen sind und zusätzlich die Konkurrenz (zwischen den Arten, aber auch innerhalb Individuen einer Art) durch das vermehrte Habitatsangebot verringert wird.

In allen Bächen konnte eine grössere Vielfalt der Makrohabitate in den revitalisierten Strecken festgestellt werden. Somit wiesen die Lebensräume für Fische eine höhere Qualität auf.

## 2.5 Unterstände und Strukturen (Mikrohabitate)

Fischunterstände (Mikrohabitate) sind kleinräumige Strukturen in einer Grössendimension von wenigen Zentimetern bis Metern, welche den Fischen als Versteck und Ruheplatz dienen. Das Vorhandensein von Fischunterständen wird für die Wiederbesiedlung von revitalisierten Strecken oft als eine der wichtigsten Bedingungen angesehen (Bond & Lake 2003), auch wenn dies nicht getrennt von weiteren wichtigen Faktoren, wie das Ausbreitungspotenzial einer Art oder zwischenartliche Konkurrenz, betrachtet werden kann.

Folgende Fischunterstandstypen wurden unterschieden:

- Pool
- Turbulenzen
- überhängende Vegetation
- unterspülte Ufer
- Wasserpflanzen
- Steine
- künstliche Strukturen
- Baumstämme, Äste, Wurzeln

Die einzelnen Unterstandstypen

wurden vermessen und konnten so als Anteil der Gesamtfläche ausgedrückt werden. Die Ergebnisse fielen sehr unterschiedlich aus. Alle Bewertungsstufen von Verschlechterung bis zur starken Verbesserung waren vertreten. Bezogen auf die Quantität konnte somit keine einheitliche Aussage getroffen werden. Im Kontrast dazu stehen die sehr deutlichen Unterschiede bei der Qualität der Fischunterstände, hier gemessen durch den Shannon-Wiener-Diversitätsindex. So wiesen die revitalisierten Strecken nicht nur mehr Unterstandstypen und somit eine grössere Habitatsvielfalt auf, sondern es handelte sich hier um dauerhaftere Strukturen, die durch das ganze Jahr hindurch zur Verfügung stehen. In einigen Fällen kam es im Streckentyp kanalisiert zu einer hohen Quantität an Fischunterständen, diese waren jedoch durch Wasserpflanzen und überhängende Vegetation dominiert. Da es sich aber um temporär vorkommende Strukturen handelt, können diese nur in der Vegetationsperiode als vollwertiger Unterstandstyp betrachtet werden. Die für die winterlichen Überlebensraten wichtigen dauerhaften Strukturen wie Pools und unterspülte Ufer, und somit die Voraussetzung für das Überleben einer Art (Bain et al. 1988) waren fast ausschliesslich im Streckentyp revitalisiert zu finden.

## 2.6 Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches

Die Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches inklusive der Art der Umlandnutzung haben einen grossen Einfluss auf unsere Fliessgewässer. So bietet ein

standortgerechter Gehölzsaum einerseits zahlreichen Tieren Schutz und Lebensraum, andererseits beeinflusst der Bewuchs das Gewässer direkt, da es zu einer sommerlichen Beschattung und einem herbstlichen Eintrag von Nährstoffen kommt. Gerade erhöhte Wassertemperaturen sind für viele Organismen kritisch und können bereits bei kurzfristiger Überschreitung der Toleranzgrenze letal wirken. Zum anderen wird durch Beschattung das Aufkommen von Wasserpflanzen verhindert und wirkt übermässigem Algenwachstum entgegen.

Die Breite des Uferbereiches ist vor allem bei Hochwasser von Bedeutung, da es dann zu einem direkten Stoffaustausch des Gewässers mit seinem terrestrischen Umland kommt. Dies wirkt sich umso positiver aus, je natürlicher der Uferbereich gestaltet ist.

In acht Bächen kam es zu überwiegend grossen Verbesserungen des Uferbereiches in den revitalisierten Strecken. Verständlicherweise können keine Verbesserungen erzielt werden, wenn der Bach von Gebäuden oder Strassen direkt umgeben ist, wie dies bei der Vorderen Frenke (BL) und dem Walenbrunnen (UR) der Fall ist.

## 2.7 Quantität von Totholz

Totholz besteht aus Ansammlungen oder Einzelstücken von Ästen, Wurzelstöcken oder Baumstämmen, welche auf natürlichem oder künstlichem Weg in das Gewässer eingebracht werden.

Totholz ist ein sehr wichtiges Strukturelement (Peter 2003) und spielt bei Revitalisierungsprojekten zunehmend eine wichtigere Rolle. Die Vorteile des Totholzes sind die Veränderungen, welche durch die modifizierten Strömungsverhältnisse hervorgerufen werden. Es führt durch vermehrte Sedimentation und Verminderung der Fliessgeschwindigkeiten zur Stabilisation des Flussbettes und ruft Kolkbildungen durch überstürzendes Wasser hervor. Diese Poolstrukturen sowie die Wurzeln dienen den Fischen als hervorragender Unterstandstyp (Jungwirth et al. 2003) und bieten somit Schutz vor terrestrischen Frassfeinden. Zudem ist das Einbringen von Totholz eine kostengünstige und daher sehr effektive Massnahme.

Die Funktion des Totholzes in den untersuchten Bächen wird hauptsächlich durch die Wurzeln der Ufervegetation, weniger durch Ansammlungen, hervorgerufen und ist grundsätzlich kein dominierendes Element. In der überwiegenden Anzahl der untersuchten Bäche wurden keine Unter-





**Bild 3. Walenbrunnen Kt. UR: kanalisierte Strecke (Bild C. Rau).**



**Bild 4. Walenbrunnen Kt. UR: revitalisierte Strecke mit Eintrag von Totholz (Bild C. Rau).**



**Bild 5. Seeforelle. Diese wandernde Fischart konnte in der revitalisierten Strecke des Walenbrunnens festgestellt werden. In der kanalisierten Strecke war sie nicht vorhanden. (Bild A. Peter, Eawag).**

schiede im Totholzvolumen zwischen den revitalisierten und kanalisierten Strecken festgestellt. Als aktiv einzubringendes Element ausserhalb des Gewässers wurde es an zwei Bächen eingesetzt (Walenbrunnen (UR), Mölibach (FL)), wo durch die neue Sohlbreite genügend Raum vorhanden war und als Schutz bei Hochwasser dienen kann.

## 2.8 Altersstruktur von Fischpopulationen

Die Altersstruktur gibt Informationen über das Potenzial des Fortbestandes einer Population, denn das Vorhandensein jeder Altersklasse mit ausreichend Individuen ist für das Fortbestehen einer Population von zentraler Bedeutung (Beukers & Jones 1998). Eine gesunde Population zeichnet sich durch das Vorhandensein mehrerer Altersklassen aus. Bei wandernden Fischarten (Seeforelle, Lachs usw.) leben die Jung- und Adultfische jedoch räumlich getrennt. So können zwischen Laich- und Nahrungsplätzen zum Teil sehr beachtliche Distanzen liegen.

Zur Bestimmung der Altersstruktur wurden alle Individuen mittels Längenfrequenzdiagrammen einer der drei Altersklassen (0+-Fische, Juvenile und Adulte) zugeordnet. Die Ergebnisse der einzelnen Bäche fielen sehr unterschiedlich aus, doch kann eine Tendenz zu natürlicheren Populationsstrukturen in revitalisierten Strecken erkannt werden. Diese Tendenzen lassen sich mit zwei Punkten belegen: Zum einen sind in den revitalisierten Strecken die einzelnen Altersklassen mit höheren Individuenzahlen vertreten, welches bezogen auf die 0+-Fische auf einen grösseren Reproduktionserfolg schliessen lässt. Zum anderen fehlten adulte Fische tendenziell in den kanalisierten Strecken oder waren unterrepräsentiert.

## 2.9 Artenvorkommen und Häufigkeit

Die Aufrechterhaltung der Biodiversität wurde durch die Konferenz der Vereinten Nationen zu Umwelt und Entwicklung im Jahre 1992 in Rio de Janeiro in der Biodiversitäts-Konvention vertraglich festgelegt (UNEP 1992). Durch sie wurde die Bedeutung der Biodiversität erstmals weltweit anerkannt und auch in den Schweizer Fließgewässern durch das Modul-Stufen-Konzept Fische Stufe F (Schager & Peter 2004) berücksichtigt. Die Wiederherstellung der Biodiversität ist ein angestrebtes Ziel in der Revitalisierungsökologie (Young 2000), wobei der Fisch als ein guter Indikator für intakte ökologische Funktionen gilt.

In allen untersuchten Bächen wurde eine höhere Diversität der Fische in den revitalisierten Strecken festgestellt, welche durch das vielfältige Angebot an Unterständen (Mikrohabitats) erklärt werden kann. Dass durch strukturelle Verbesserungen nicht zwangsläufig die Artenvielfalt erhöht wird, konnte in der Studie des Revitalisierungsprojektes der Thur (Peter et al. 2008, Peter 2009, Weber et al. 2009) und der Studie von Pretty et al. (2003) über Flachlandbäche in England festgestellt werden. Im Gegensatz dazu kam es in den untersuchten Bächen zu einer deutlichen Erhöhung der Artenvielfalt. Beachtlich war die Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung, welche in der Regel deutlich langsamer erfolgt. Zusätzlich zeigte das Vorkommen von Fischarten, die mit dem See verbunden sind (Trüsche und Seeforelle) in den Seezuflüssen Scheidgraben (NW), Walenbrunnen (UR) und Laveggio (TI) neben der Existenz von ausreichenden Habitats auch die wiederhergestellte Vernetzung der Gewässersysteme.

### 3. Schlussfolgerung

Für alle untersuchten Revitalisierungsprojekte konnte ein ökologischer Erfolg festgestellt werden. Dieser ökologische Erfolg manifestierte sich deutlich in der höheren Artenvielfalt der Fische in den revitalisierten Strecken, die durch die grösseren Heterogenitäten in der Morphologie sowie der Hydraulik bestimmt wurde. Diese klare und eindeutige Gesamtaussage belegt das grosse Revitalisierungspotenzial kleiner Bäche.

Um Fliessgewässer wieder in einen naturnäheren Zustand zu führen, müssen sie ihren ursprünglichen Strukturreichtum zurückerlangen, da nur so neue Lebensräume geschaffen werden können und sich dies unbestritten positiv auf die Artenvielfalt auswirkt. Doch heisst dies nicht, dass sich allein durch strukturelle Verbesserungen zwangsläufig die Artenvielfalt erhöht. Denn grundsätzlich gilt: Für erfolgreiche Revitalisierungsprojekte darf sich der Fokus nicht nur auf lokale Defizite beziehen, sondern auch ausserhalb des Projektperimeters liegende Prozesse müssen miteinbezogen werden (wie z.B. die laterale und longitudinale Vernetzung, Geschiebetransport, Umlandnutzung). Es gilt das gesamte Einzugsgebiet eines Gewässers zu berücksichtigen. Wird nur kleinräumig geplant, muss mit Misserfolgen gerechnet werden. Zudem sind die teilweise sehr langen Zeiträume, die ein Fliessgewässer benötigt, bis es erfolgreich neu besiedelt wird, nicht zu unterschätzen.

Gewässername	Revitalisierungserfolg	Fischarten	
		Kanalisierte Strecke	Revitalisierte Strecke
Esche (FL)	kleiner Erfolg	Elritze, Stichling	Alet, Elritze, Giebel, Hecht, Moderlieschen, Regenbogenforelle, Schmerle, Stichling
Mölibach (FL)	kleiner Erfolg	Äsche, Bachforelle, Elritze, Groppe, Regenbogenforelle, Schmerle, Stichling	Äsche, Bachforelle, Groppe, Regenbogenforelle, Stichling
Scheidgraben (NW)	kleiner Erfolg	Bachforelle	Bachforelle, Groppe, Hecht, Trüsche
Rotigraben (NW)	mittlerer Erfolg	Bachforelle	Bachforelle, Hecht
Mülibach (NW)	kleiner Erfolg	Bachforelle, Groppe	Bachforelle, Groppe, Hecht
Sandbach (OW)	mittlerer Erfolg	Bachforelle	Bachforelle
Seewag (LU)	kleiner Erfolg	Bachforelle	Bachforelle, Flussbarsch, Groppe, Gründling, Rotaug, Schmerle
Laveggio (TI)	mittlerer Erfolg	Bachforelle, Forellenbarsch, Südströmer	Alet, Bachforelle, Cagnetta, Flussbarsch, Forellenbarsch, Goldorfe, Rotaug, Südströmer
Vordere Frenke (BL)	kleiner Erfolg	Bachforelle	Bachforelle
Walenbrunnen (UR)	kleiner Erfolg	Bachforelle, Groppe	Äsche, Bachforelle, Groppe, Seeforelle, Trüsche

**Tabelle 2. Revitalisierungserfolg (berechnet aus allen neun erhobenen Indikatoren) und das Vorkommen der Fischarten in der kanalisierten und revitalisierten Strecke der untersuchten Gewässer. In sieben von zehn Gewässern erhöhte sich die Artenzahl der Fische in der revitalisierten Strecke.**

Diese Zeiträume sind je nach Art unterschiedlich und können im Extremfall bis zu 50 Jahren betragen.

Mit Hilfe von Erfolgskontrollen wird es möglich sein, die zur Verfügung stehenden Gelder für Revitalisierungen sinnvoll einzusetzen, um den grösstmöglichen Nutzen langfristig sicherzustellen.

#### Literatur

Angermeier, P. L., I. J. Schlosser. 1989. Species-area relationships for stream fishes. *Ecology* 70(5): 1450–1462.

Bain, M. B., J. T. Finn and H. E. Booke. 1988. Streamflow Regulation and Fish Community Structure. *Ecology* 69(2): 382–392.

Bernhardt, E. S. and coauthors. 2005. Ecology – Synthesizing US river restoration efforts. *Science* 308(5722): 636–637.

Beukers, J. S. and G. P. Jones. 1998. Habitat complexity modifies the impact of piscivores on a coral reef fish population. *Oecologia* 114(1): 50–59.

Bisson, P. A., J. L. Nielsen, R. A. Palmason & L. E. Grove. 1981. A system of naming habitat

types in small streams, with examples of habitat utilization by salmonids during low streamflow. In: Proceedings of the symposium of acquisition and utilization of aquatic habitat inventory information (Armantrout, N. B. ed.), pp. 62–73. Portland.

Block, W. A., A. B. Franklin, J. P. Ward, J. L. Ganey and G. C. White. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology* 9(3): 293–303.

Bond, N. R. and P. S. Lake. 2005. Ecological restoration and large-scale ecological disturbance: The effects of drought on the response by fish to a habitat restoration experiment. *Restoration Ecology* 13(1): 39–48.

Elliott, J. M. 1994. Quantitative Ecology and the Brown Trout. Oxford University Press Inc., New York. 286 p.

Giller, P. S. 2005. River restoration: seeking ecological standards. Editor's introduction. *Journal of Applied Ecology* 42(2): 201–207.

Gleick, P. H. 2003. Global freshwater resources: Soft-path solutions for the 21st century. *Science* 302(5650): 1524–1528.



- Jansson, R., C. Nilsson and B. Malmqvist. 2007. Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the role of connectivity and recovery processes. *Freshwater Biology* 52(4): 589–596.
- Jungwirth, M. 1984. Auswirkungen von Fliessgewässerregulierungen auf Fischbestände, Teil II. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien. 188 S.
- Jungwirth, M., G. Haidvogel, O. Moog, S. Muhar und S. Schmutz. 2003. Angewandte Fischökologie an Fliessgewässern. *Facultas UTB*. 547 S.
- Kondolf, G. M. 1995. Five Elements for Effective Evaluation of Stream Restoration. *Restoration Ecology* 3(2): 133–136.
- Lake, P. S., N. Bond and P. Reich. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology* 52(4): 597–615.
- Malmqvist, B. and S. Rundle. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29(2): 134–153.
- Notter, B., H. Aschwanden, H. Klauser, E. Staub & U. von Blücher. 2006. Ökomorphologischer Zustand Schweizer Fliessgewässer. Zwischenauswertung aufgrund von Erhebungen aus 18 Kantonen. Bundesamt für Umwelt BAFU: 9 S.
- Peter, A. 2003. Fische lieben Totholz. «Wasser Energie Luft». 11/12: 358–360.
- Peter, A., E. Schager und C. Weber. 2008. Fisch-ökologische Anforderungen an den Wasserbau. *VAW Mitteilungen* 208: 811–821.
- Peter, A. 2009. Flussrevitalisierungen – Lernbeispiele für Wissenschaft und Praxis. «Wasser Energie Luft» 101(3): 213–218.
- Pretty, J. L., and coauthors. 2003. River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. *Journal of Applied Ecology* 40(2): 251–265.
- Schager, E. und A. Peter. 2004. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer – Fische Stufe F (flächendeckend). Bundsamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 44. 63 S.
- UNEP. 1992. The Convention on Biological Diversity (CBD). UN Conference on Environment and Development (UNCED), Rio de Janeiro.
- Ward, J. V., K. Tockner and F. Schiemer. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regulated Rivers-Research & Management* 15(1-3): 125–139.
- Weber, C., E. Schager and A. Peter. 2009. Habitat diversity and fish assemblage structure in local river widenings: a case study on a Swiss river. *River Research and Applications* 25(6): 687–701.
- Woolsey S., C. Weber, T. Gonser, E. Hoehn, B. Junker, C. Roulier, S. Schweizer, S. Tieg, K. Tockner und A. Peter. 2005. Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone-Thur-Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ: 112 S. <http://www.rivermanagement.ch/erfolgskontr/docs/erfolgskontrolle.pdf>
- Young, T. P. 2003. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 92(1): 73–83.
- Zeh Weissmann, H., C. Könitzer und A. Bertiller. 2009. Strukturen der Fliessgewässer in der Schweiz. Zustand von Sohle, Ufer und Umland (Ökomorphologie); Ergebnisse der ökomorphologischen Kartierung. Umwelt-Zustand Nr. 0926. Bundesamt für Umwelt, Bern. 100 S.

Anschrift der Verfasser

Christiane Rau & Armin Peter

Eawag: Das Wasserforschungsinstitut des ETH-Bereichs, Fischökologie und Evolution Zentrum für Ökologie, Evolution und Biogeochemie

CH-6047 Kastanienbaum  
armin.peter@eawag.ch