

Erholung von Fischgemeinschaften nach Fliessgewässer-Revitalisierungen

Gregor Thomas, Armin Peter

Zusammenfassung

Nach vielen Jahrzehnten der Verbauung und Begradigung der Schweizer Fliessgewässer zeigen sich immer stärker die ökologischen Auswirkungen. Bereits heute sind von den 63 als einheimisch geltenden Fischarten, neun Arten ausgestorben, weitere zehn werden als «vom Aussterben bedroht» oder «stark gefährdet» bewertet (Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei). Neben dem Verlust von Arten sind in vielen korrigierten Flussläufen die Fischdichten seit Jahren stark rückläufig, bspw., wurde an der Aare ein Rückgang um ca. 80% dokumentiert (Escher et al., 2013). Zudem ist in vielen Gewässern die natürliche Reproduktion der Fische stark beeinträchtigt.

In den letzten Jahren hat ein Umdenken im Umgang mit unseren Gewässern stattgefunden, das 2009 schliesslich im revidierten Gewässerschutzgesetz mündete (Schweizer Bundesamt für Umwelt, 2009), welches seit 2011 in Kraft getreten ist. In den kommenden 80 Jahren sollen finanziell grosse Anstrengungen unternommen werden, einen Teil des Schweizer Fliessgewässersystems in einen naturnäheren und ökologisch aufgewerteten Zustand zurückzuführen. Schätzungsweise 15 000 km (22%) an Fliessgewässerstrecken gelten in der Schweiz als degradiert und sind in einem schlechten ökologischen Zustand (Zeh Weissmann et al., 2009).

Die anstehenden Herausforderungen sind gross, gilt es doch, auf der einen Seite den Bächen und Flüssen möglichst ihre Natürlichkeit, Dynamik, Artenvielfalt zurückzugeben, auf der anderen Seite sollen gesellschaftliche und wirtschaftliche Interessen gewahrt bleiben. Derzeitige Planungen sehen in erster Linie eine Rückführung von kanalisiertem Gerinnen hin zu morphologisch naturnah gestalteten Gewässern vor. Erste Fliessgewässer-Revitalisierungen in der Schweiz wurden in den späten 1980er-Jahren realisiert.

Verbesserung festgestellt werden (Rau & Peter, 2011). Eine deutsche Metaanalyse, zeigte ein positives Ergebnis für die Entwicklung von Wasserpflanzenbeständen nach Revitalisierungsarbeiten (Lorenz et al., 2012).

Selbst die zitierten Metaanalysen machen deutlich, dass die Frage, ob Revitalisierungen eine ökologische Aufwertung nach sich ziehen, nicht pauschal mit «ja» oder «nein» zu beantworten sind. Vielmehr müssen zukünftige Metaanalysen Details herausarbeiten: Was sind die Vorbedingungen für eine erfolgreiche Revitalisierung? Welche Massnahmen sind effektiv? In welchen Gewässerabschnitten bestehen die besten Chancen? Welche Arten reagieren positiv und welche nicht? Wie genau verändern sich Artengemeinschaften nach Revitalisierungen, welche Eigenschaften bleiben unverändert?

Um Revitalisierungen zukünftig effektiver gestalten zu können, sind vor allem Erkenntnisse aus vergleichbaren Gewässersystemen mit einer ähnlichen Gewässercharakteristik, anthropogenen Nutzung und Artenzusammensetzung von besonderem Interesse, da Ergebnisse übertragbar sind. Aus diesem Grund haben wir in Kooperation mit dem Senckenberg-Institut (Gelnhausen, Deutschland) Erfolgskontrollen von Revitalisierungsprojekten ausgewertet (Thomas et al., in Vorbereitung), die auf der Erhebung der Fischfauna mittels Elektrofischungen basieren. Fische sind dabei geeignete Indikatororganismen, um die ökologische Integrität von Fliessgewässern zu beurteilen (Harris and Silveira, 1999; Marzin et al., 2012), da sie empfindlich auf eine strukturelle Verarmung der Gewässer reagiert haben.

Insgesamt wurden 62 Erfolgskontrollen von Habitat-Revitalisierungsprojekten zusammengetragen. Diese wurden in 51 verschiedenen Bächen und Flüssen in Deutschland (66%), der Schweiz (31%) und Liechtenstein (3%) realisiert. Ziel der Analyse war es, die Reaktion der Fischgemeinschaften auf Habitat-Revitalisierungen

1. Das Potenzial zur ökologischen Aufwertung

Auch wenn revitalisierte Bachabschnitte im Auge des Betrachters optisch meist eine deutliche Verbesserung gegenüber dem Vorzustand aufweisen, ist die ökologische Wirksamkeit solcher Massnahmen nicht selbstverständlich. Biologische Erfolgskontrollen sollen helfen, das Ergebnis von Revitalisierungsarbeiten zu bewerten und zukünftige Projekte noch effizienter zu gestalten. Um generelle Schlussfolgerungen ziehen zu können, ist es hilfreich, eine Vielzahl von Erfolgskontrollen zu bündeln und gemeinsam zu analysieren (Metaanalysen). In den letzten Jahren sind einige solcher Studien veröffentlicht worden, die sich v.a. auf nordamerikanische Projekte stützen. Während ein Grossteil der Studien belegt, dass die physikalisch definierten Ziele (vielfältige Habitate) meist erreicht werden, so

sind die Ergebnisse für die ökologische Zielerreichung meist nicht so eindeutig. Sowohl für Fische (Roni 2003) als auch für Makrozoobenthos (Palmer et al., 2010; Roni, 2003) zeigten Metaanalysen, dass die Mehrheit an analysierten Projekten nicht die gewünschte ökologische Erholung nach sich zog. Etwas optimistischer sind die Ergebnisse aus zwei Studien, welche nur solche Projekte evaluierten, die gezielt Habitate für lachsartige Fische geschaffen haben. Hier zeigte sich eine Zunahme der Fischdichte (Stewart et al., 2009; Whiteway et al., 2010). Allerdings konnten diese positiven Effekte nur für Projekte in kleineren Gewässern, in denen die grundlegenden Ökosystemprozesse (Geschiebedynamik, Wasserqualität, Hydrodynamik) noch intakt waren, gezeigt werden. In schweizerischen und liechtensteinischen kleinen Gewässern konnte nach der Revitalisierung für Fische ebenfalls eine

genauer aufzuschlüsseln. Dabei wurden Veränderungen der folgenden Parameter analysiert: die Gesamtdichte der Fischpopulation, der Artenreichtum und die Biodiversität, Anteil an invasiven und bedrohten Fischarten. Des Weiteren wurde die zeitliche Dynamik der Wiederbesiedlung analysiert.

Im Fokus aller Projekte stand die Aufwertung von Habitaten und die Förderung flusseigener Dynamik, dagegen spielten Massnahmen zur Wiederherstellung longitudinaler Konnektivität kaum eine Rolle. Zu den Massnahmen die am häufigsten umgesetzt wurden, zählten die Entfernung der Uferbefestigung, Ausdolungen sowie die Verzweigung und Wieder-Meandrierung des Gerinnes. Seltener hingegen wurden Massnahmen zur Aufwertung der Gewässersohle durchgeführt. Die Länge des revitalisierten Bereichs betrug beim Grossteil der Projekte weniger als 1500 m, der Median lag bei 700 m. Im Fokus der Revitalisierung standen vor allem kleinere Gewässer mit einer Breite von weniger als 15 m. Im Falle von grösseren Gewässern war die Aufwertung auf die Ufer begrenzt. Geografisch waren die Gewässer vom norddeutschen Tiefland bis hin zum Schweizer Alpenvorland verteilt. Insgesamt konnten in allen Gewässern zusammen 46 Fischarten nachgewiesen werden, von denen sechs Arten als invasiv und 27 in Deutschland und 11 Arten in der Schweiz als bedroht gelten.

Es zeigte sich, dass die revitalisierten Bereiche im Vergleich zu den weiterhin degradierten Kontrollen hinsichtlich Fischdichte, Artenanzahl und Biodiversität mehrheitlich besser abschnitten. Etwa zwei Drittel aller Projekte zeigten – für jedes Merkmal einzeln betrachtet – positive Trends. Ein Drittel der Projekte hingegen zeigte keine Veränderung bzw. eine Verschlechterung hinsichtlich der genannten Merkmale. Von allen Projekten war bei etwa einem Drittel eine kombinierte Verbesserung in allen drei Bereichen zu verzeichnen, kein Projekt dagegen verschlechterte sich gleichzeitig in allen drei Kategorien. Bezüglich der Fischartenzusammensetzung zeigte sich kein Effekt auf den Anteil invasiver oder gefährdeter Arten.

Ein signifikanter Zusammenhang zeigte sich für die Dynamik des Artenvorkommens (Zugewinn und -verlust) über die Zeit. Demnach zeigen Projekte in den ersten Jahren nach der Revitalisierung eine vergleichsweise hohe Dynamik im Artenvorkommen, welche aber mit den Jahren wieder verlorengeht. Die Bauarbeiten wirken als Störereignis und eine Erholung wird vermutlich dadurch verzögert, dass Prozesse und Nahrungsnetze sich neu

etablieren müssen. Daher ist zu erwarten, dass die Fischbesiedlung einer Sukzession unterliegt und Pionierarten mit guten Ausbreitungs- und Kolonisierungsfähigkeiten im Laufe der Zeit von konkurrenzstärkeren Arten verdrängt werden (Spieles, 2010). Zusätzlich werden durch die Revitalisierungsarbeiten selbst Prozesse angeregt, die eine kontinuierliche Habitatänderung bedingen, welche wiederum auf das Artenspektrum wirkt. Hier kann als Beispiel die Wiederbepflanzung von Uferstreifen genannt werden: Es dauert schätzungsweise zehn oder mehr Jahre (Acuña et al., 2013) bis Büsche und Bäume am Ufer herangewachsen sind, das Gewässer beschatten (verändert Lichtklima und Temperatur), nennenswerte Mengen an Laub eintragen (verändert Nahrungsnetz) und Wurzeln und Totholz ins Gewässer hineinragen (schafft Unterstandsflächen und verändert Strömungsmuster). Allerdings lässt sich die abnehmende Dynamik im Artenvorkommen auch negativ interpretieren: Durch die Baumassnahmen angeregte Dynamik geht mit der Zeit wieder verloren und die Systeme fallen langsam in den alten Zustand zurück. Auch dieses Szenario lässt sich anhand eines Beispiels veranschaulichen: Saniert man beispielsweise eine zuvor kolmatisierte Ufersohle, so kann dies einen positiven Effekt auf die Rekrutierung von kieslaichenden Fischen haben. Dies würde sich in den Folgejahren positiv auf die Fischgemeinschaft auswirken. Ist allerdings der Feinsedimenteintrag im Einzugsgebiet weiterhin hoch und dynamische Hochwasserereignisse, welche die Kiessohle umwälzen, bleiben aus, so kolmatisiert die Gewässersohle im Laufe der Jahre erneut und der positive Effekt geht wieder verloren (Zeh and Donni, 1994). Beide dargestellten Erklärungsmuster, positiv wie negativ, können die anfängliche Dynamik im Auftreten und Verschwinden von Arten erklären. Da sie sich gegenseitig nicht ausschliessen, können sie auch kombiniert auftreten. Eine detaillierte Abwägung, welche Prozesse im Detail auf die gefundenen Ergebnisse wirken, lässt die Datenlage nicht zu.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die hier analysierten, eher kleinräumigen, Revitalisierungen zu einer leichten Aufwertung des Artenspektrums und etwas ausgeprägter der Fischdichte geführt haben. Die Studie von Haase et al. (2012), die ebenfalls auf einer Untergruppe derselben Projekte basierte, konnte aber zeigen, dass historische Referenz-Artengemeinschaften mehrheitlich nicht wiederhergestellt wurden. Ebenso veränderten die getroffenen Massnahmen gesamtheitlich betrachtet nicht den Anteil bedrohter

oder invasiver Arten. Zum Schutz bedrohter Arten scheinen gezielte, auf die Bedürfnisse der Arten abgestimmte Strategien notwendig zu sein.

Die aufgezeigten Ergebnisse legen nahe, dass der Erholungsprozess dynamisch ist und dass einmalige Erfolgskontrollen wenige Jahre nach Abschluss der Bauarbeiten nur bedingt geeignet sind, den Erfolg der Revitalisierungsmassnahmen abschliessend zu bewerten. Idealerweise sollten Projekte mehrfach, im Abstand von einigen Jahren nach Abschluss der Bauarbeiten, begutachtet werden.

2. Wiederbesiedlungsdynamik

Wie die Metaanalyse zeigt, unterliegt die Wiederbesiedlung durch Fische einem dynamischen Prozess. Einmalige Erfolgskontrollen, wie sie zumeist in der Praxis durchgeführt werden, sind nicht in der Lage, diese Dynamik wiederzugeben. In zwei Feldstudien wurde die frühe Wiederbesiedlungsdynamik von Fischen in zeitlich dichter Auflösung verfolgt:

- a) An der Mönchaltorfer Aa (Kt. Zürich) wurden experimentell an drei Abschnitten auf einer Länge von je 250 m, die Fische entfernt und die Neubesiedlung über 18 Monate hinweg verfolgt. Revitalisierungsarbeiten fanden dabei nicht statt. Die Abschnitte lagen in einem gut vernetzten Bereich des Systems. Insgesamt wurden 11 Fischarten in diesem Gewässerabschnitt nachgewiesen.
- b) Der Lochrütibach (Kt. Nidwalden) wurde im Frühjahr 2011 revitalisiert. Vor Beginn der Bauarbeiten und über einen Zeitraum von 27 Monaten im Anschluss daran, wurde die Wiederbesiedlung in drei Teilabschnitten verfolgt. Der Lochrütibach ist als schlecht vernetzter Oberlauf anzusehen und beheimatet als voralpines Gewässer lediglich zwei Fischarten.

3. Studie Mönchaltorfer Aa

Die Mönchaltorfer Aa ist ein Zufluss des Greifensees im Kanton Zürich. Das Einzugsgebiet (46 km²) ist stark landwirtschaftlich geprägt. Die Morphologie des Gewässers ist nur in den Oberläufen und im Mündungsbereich mit dem Greifensee als naturnah zu betrachten. Der Grossteil des Gewässernetzes ist stark anthropogen beeinflusst mit begradigtem Verlauf und befestigtem Ufer.

Drei Gewässerabschnitte (je 250 m lang) im degradierten Unterlauf (Strukturgütekategorie 3 = stark beeinträchtigt) wurden für das Experiment ausgewählt, deren unteres Streckenende (A) 1.6; (B) 2.8 bzw. (C) 4.0 km oberhalb der Mündung mit dem Greifensee

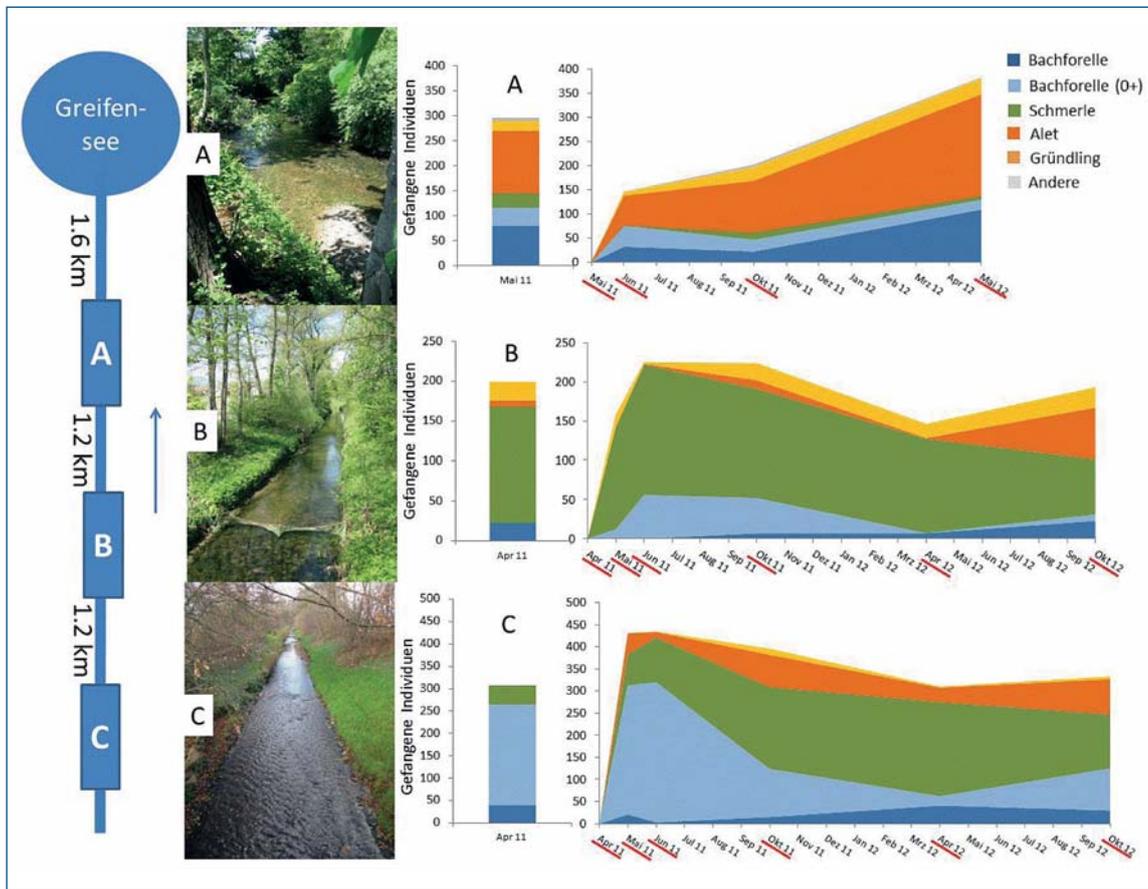


Bild 1. Übersicht der drei Experimentalabschnitte (linke Hälfte) und der Verlauf der Wiederbesiedlung über den Experimentalzeitraum (rechte Hälfte). Die Diagrammbalken in der Mitte geben die Fischzusammensetzung und -abundanz zum Zeitpunkt der Leerfischung an. Die Wiederbesiedlung ist dargestellt, ausgehend von einem als hypothetisch fischfrei betrachteten Abschnitt (rote Striche auf der x-Achse markieren Befischungstermine, Daten dazwischen linear interpoliert).

lag (Übersicht Bild 1). Im April 2011 wurden die Abschnitte B und C mit jeweils vier Durchgängen elektrisch befischt, Abschnitt A folgte im Mai. Gefangene Fische wurden gemessen, gewogen und im Anschluss daran so im System versetzt, dass eine Rückkehr in die leergefischten Abschnitte ausgeschlossen werden konnte. Mit den vier Befischungsdurchgängen konnte ein Grossteil der Fische entfernt werden. Insbesondere Fische mit einer grossen Körpergrösse (>15 cm) konnten komplett entfernt werden, wohingegen kleinere, bodenlebende Arten zu schätzungsweise zwei Dritteln entfernt werden konnten.

Die Wiederbesiedlung wurde im Abschnitt A über 12 Monate hinweg an insgesamt drei Kontrollterminen (nach 1, 5 und 12 Monaten) dokumentiert. Die Abschnitte B und C wurden über 18 Monate hinweg an fünf Terminen beprobt (Befischungen nach 1, 2, 6, 12 und 18 Monaten). Zu jedem Kontrolltermin wurden die Abschnitte auf 200 m Länge (25 m Pufferzone oben und unten im Vergleich zur Leerfischungsstrecke) mit drei Durchgängen elektrisch befischt und die Fische nach Messung in die jeweiligen Abschnitte zurückversetzt.

Insgesamt konnten im Untersuchungszeitraum 11 Arten nachgewiesen werden, von denen aber lediglich vier Arten: Bachforelle (*Salmo trutta*), Alet (*Squalius cephalus*), Schmerle (*Barbatula barbatula*) und

Gründling (*Gobio gobio*) häufig vorkamen und mehr als 99% aller gefangenen Individuen ausmachten. Bezüglich Artenreichtum war zum Zeitpunkt der Leerfischung ein klar abnehmender Trend mit Entfernung zum Greifensee zu verzeichnen: Abschnitt A wies 8 Arten auf, Abschnitt B 5 und in Abschnitt C konnten nur zwei Arten nachgewiesen werden. Einige Arten sind nur als Einzelfunde belegt.

Abschnitt A zeigte eine kontinuierliche Erholung im Untersuchungszeitraum und die Fischdichte und -zusammensetzung glich nach 12 Monaten den Bedingungen vor der Leerfischung. Die zuvor dominanten Arten waren auch für den Wiederbesiedlungsprozess massgeblich. Seltene Arten, blieben selten und konnten keinen Vorteil in der Besiedlung unbesetzter Habitate für sich ziehen. Zwischen den dominanten Arten gab es kleinere Unterschiede in der Geschwindigkeit der Wiederbesiedlung: so besiedelten Alets den Abschnitt schneller, wohingegen die Besiedlung mit grossen Bachforellen sich länger hinzog und erst gegen Ende des Monitoring-Zeitraums auf einem vergleichbaren Niveau, wie zu Beginn war.

Die Abschnitte B und C erholten sich deutlich schneller als Abschnitt A und zeigten bereits einen Monat nach der Leerfischung eine Fischdichte, die der Grössenordnung vor der Leerfischung ent-

sprach. Bezüglich der Zusammensetzung zeigten sich deutlichere Unterschiede. Für eine erste Besiedlung schienen vor allem Schmerlen und 0+ Bachforellen ausschlaggebend zu sein. Während im Jahr 2011 Zuflüsse mit Bachforellen-Brütlings besetzt wurden, blieb ein Besatz 2012 aus. Dies spiegelt sich auch in den im Frühjahr erhobenen Daten wieder, wo der Anteil an 0+ Bachforellen im Jahr 2011 deutlich höher war als im Jahr darauf. Auch in den oberen beiden Abschnitten zeigte sich eine verzögerte Erholung grosser Bachforellen. Erwähnenswert ist, dass Gründling und Alet sich im Abschnitt C etablieren konnten, wo sie zuvor gefehlt hatten. Auch 18 Monate nach der Leerfischung konnten beide Arten weiter nachgewiesen werden, wenn auch Gründlinge selten waren. Da zwischen Abschnitt B und C keine Wanderbarrieren existieren, hätte auch zuvor schon mit einer Besiedlung der beiden Arten in diesem Abschnitt gerechnet werden können. Möglicherweise ist das Fehlen der sich territorial verhaltenen Bachforellen (Johnsson et al., 2000) ein Grund dafür, dass diese Arten sich dort neu etablieren konnten.

Trotz der grossen Unterschiede im Vorkommen von 0+ Bachforellen im Frühjahr, zwischen den beiden Jahren, war zum Herbst der Unterschied in der Abundanz der herangewachsenen 0+ Bachforellen vergleichsweise gering.

Die Studie belegt, dass die Wiederbesiedlung kurzer Abschnitte extrem schnell gelingen kann. Vor allem Schmerle und 0+ Bachforellen zeigten sich für die anfängliche Besiedlung der oberen beiden Abschnitte verantwortlich. Eine Ausbreitung durch Drift kann nur vermutet werden, wurde aber für Bachforellenbrütlinge in anderen Bächen mit monotoner Gerinnemorphologie gezeigt (Daufresne et al., 2005; Ottaway and Forrest, 1983). Bei den grösseren Fischen zeigten Alets gegenüber Bachforellen eine deutlich schnellere Besiedlungsrate, die Bachforellen legten zwar langsam, dafür aber kontinuierlich mit linearem Verlauf an Abundanz zu. Die Ergebnisse deuten ferner darauf hin, dass durch ein Störereignis, häufig vorkommende Fischarten sich in Abschnitten etablieren konnten, in denen sie zuvor nicht vorhanden waren. Auch nach 18 Monaten waren diese Arten noch in den Abschnitten vorhanden – ob sie wieder verdrängt werden, bleibt ungewiss. Alle drei Abschnitte waren sich bezüglich Fischartengemeinschaft zum Ende des Experimentes hin ähnlicher, als zu Beginn des Experimentes (Leerfischung). Während des Wiederbesiedlungsprozesses wuch vor allem Abschnitt C von der ursprünglichen Artenzusammensetzung ab, während Abschnitt A und B nur geringe Abweichungen zeigten. Ein ähnliches Experiment aus Nordamerika (Albanese et al., 2009) zeigte, dass sich zwei 400 m lange Abschnitte innerhalb von zwei Jahren nach der Leerfischung erholten und dass Unterschiede in der Besiedlung zwischen den Arten durch die unterschiedliche Beweglichkeit der Arten erklärt waren.

Die generelle schnelle Wiederbesiedlung von kurzen Abschnitten kann auch nach Revitalisierungen erwartet werden, wenn die Abschnitte gut vernetzt sind (Jansson et al., 2007). Allerdings zeigt sich, dass die Wiederbesiedlung durch die ohnehin häufigen Arten im System erfolgt, was eine indirekte Bestätigung dafür ist, dass eine Wiederbesiedlung vor allem mit Individuen aus der unmittelbaren Umgebung erfolgt (Diebel et al., 2010; Stoll et al., 2013). Eine rasche Wiederbesiedlung ist nicht mit einer ökologischen Aufwertung gleichzusetzen, da das Artenspektrum und die Fischdichte lediglich schnell in den ursprünglichen Zustand zurückfindet, darüber hinaus aber keine Verbesserung stattfindet. Durch unser Experiment bleibt unklar, wie sehr Prozesse und Nahrungsnetze nach Revitalisierungsarbeiten gestört bleiben und wie lange es braucht bis diese sich regeneriert haben. Dies ist wohl auch von der Intensität und der Dimensionierung der durchgeführten Arbeiten abhängig. Des Weiteren können auch

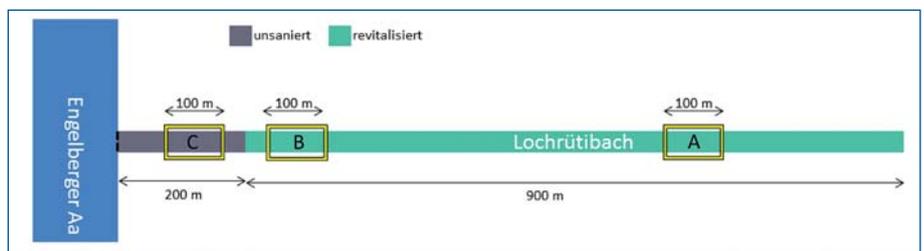


Bild 2. Übersicht der Befischungstrecken im Lochrütibach.



Bild 3. Abschnitt A vor (links), während (Mitte) und nach (rechts) den Revitalisierungsarbeiten.

jahreszeitliche Effekte bei der Besiedlung von verschiedenen Bachabschnitten eine Rolle spielen.

4. Studie Lochrütibach

Der Lochrütibach ist ein kurzer (ca. 1100 m), grundwassergespeister Zufluss der Engelberger Aa (Kt. Nidwalden). Im Frühjahr 2011 wurde er auf einer Länge von 900 m revitalisiert, die untersten 200 m blieben unsaniert (Bild 2). Vor der Revitalisierung wies der Bach einen kanalisiertem Verlauf mit befestigten Ufern auf, die an eine steile überhängende Uferböschung grenzten. Die Bachsohle war über weite Flächen mit Wasserpflanzen bewachsen, eine Ufervegetation fehlte hingegen vollständig. Der Lochrütibach hat selbst keine Zuflüsse und ein Austausch mit Fischen kann allein über die Engelberger Aa erfolgen. Die Mündung wies allerdings bis ein Jahr nach Fertigstellung der Bauarbeiten (Juni 2011) die Charakteristik einer steilen, betonierten Rampe auf, die für den Fischaufstieg als ungeeignet anzusehen ist. Erst im August 2012 folgte die Umgestaltung in Form einer Blockrampe, die zumindest schwimmstarken Arten einen Aufstieg ermöglicht.

Der Lochrütibach wurde im November 2010, vor der Revitalisierung, an drei Stellen auf 100 m Länge elektrisch befishet (drei Durchgänge), um den Vor-Revitalisierungszustand zu dokumentieren. Unmittelbar vor Beginn der Bauarbeiten fand eine weitere Abfischung seitens des Kantons statt um Fische in die Engelberger Aa zu versetzen. Da die Baustellenabfischung aus

nur einem Durchgang bestand, ist davon auszugehen, dass der Fischbestand nicht komplett aus der Revitalisierungsstrecke entfernt wurde. Die Revitalisierungsarbeiten dauerten von Januar bis Mai/Juni 2011 an. Bei den Bauarbeiten wurde die Uferbefestigung entfernt und die Uferböschung abgeflacht, es entstand somit eine flache Uferzone (Bild 3). Punktweise wurden Wurzelstöcke und Fischunterstände eingebaut. Durch die Bauarbeiten wurde ebenfalls die Gewässersohle saniert, Kies wurde eingebracht und Riffle und Poolsequenzen geschaffen, dabei verschwand der Grossteil des Wasserpflanzenbestandes. Eine Bestockung der Ufer mit Gehölzen hat nur an wenigen Stellen stattgefunden, da die Ufer weiterhin als landwirtschaftliche Nutzfläche ausgewiesen sind.

Nach Abschluss der Bauarbeiten wurde die Wiederbesiedlung, im Abstand von drei Monaten (an insgesamt zehn Befischungsterminen) an genau den Stellen verfolgt, an denen bereits der Vor-Revitalisierungszustand dokumentiert wurde. Zwei der drei Abschnitte lagen im revitalisierten Bereich, der dritte im unsanierten Abschnitt zwischen Engelberger Aa und der Revitalisierung (Bild 2).

Im Lochrütibach sind nur die beiden Arten Groppe (*Cottus gobio*) und Bachforelle (*Salmo trutta fario*) heimisch, wie dies für voralpine Gewässer typisch ist.

Vor der Revitalisierung wiesen alle Abschnitte ähnliche Fischdichten beider Arten auf: Die Dichte der Bachforellen lag bei etwa 3000 Individuen ha⁻¹, die der Grop-

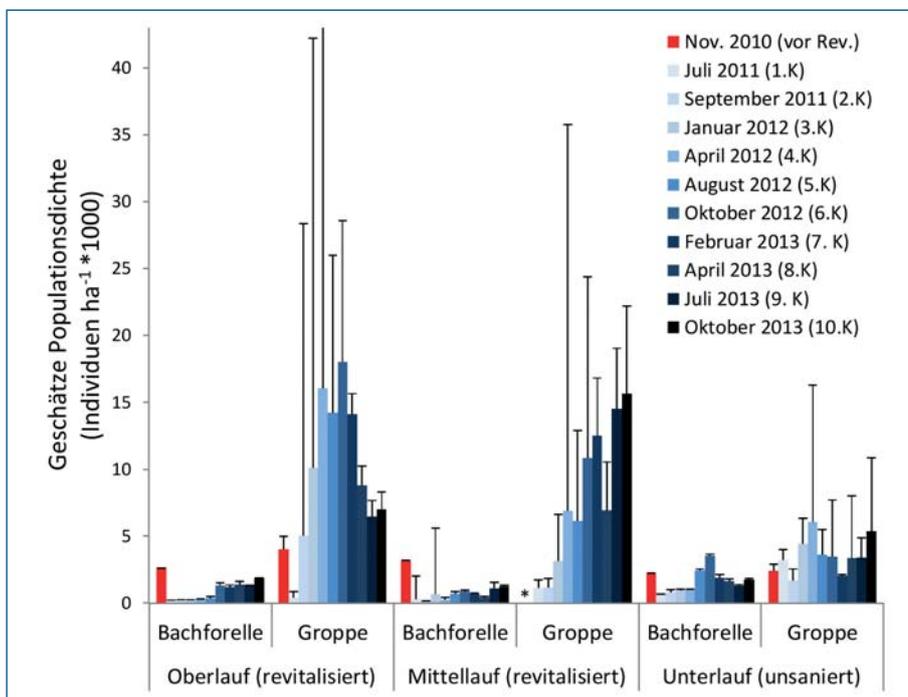


Bild 4. Berechnete Fischdichte von Bachforelle und Groppe, basierend auf den drei Durchgängen mittels Elektrofischerei. Fischdichten vor der Revitalisierung sind in Rot dargestellt (* = keine Abschätzung der Daten möglich), Fischdichten nach der Revitalisierung in verschiedenen Blautönen (K. = Kontrolle). Die Fehlerbalken geben das Vertrauensintervall der Populationsabschätzungen an. Die Abschätzung der Groppendichte ist mit einer grösseren Unsicherheit behaftet, bedingt durch die schlechte Fangbarkeit dieser Art mittels Elektrofischerei.

pen in etwa geringfügig höher (Bild 4), wobei zuverlässige Aussagen zur Dichte der Gropfen nicht getroffen werden können, da sie als kleine, bodenlebende Fischart nur bedingt gut mittels Elektrofischerei fangbar ist.

Unmittelbar nach Abschluss (Juli 2011) der Bauarbeiten waren nennenswerte Fischvorkommen nur in der unsanierten Referenzstrecke zu finden, wo die Groppendichte nahezu unverändert geblieben ist und die Forellendichte sich um zirka zwei Drittel reduziert hatte. Dagegen war die Fischdichte in den sanierten Bereichen deutlich verarmt und es wurden nur einzelne Bachforellen gefangen, auch die Groppendichte war sehr gering.

Der Wiederbesiedlungsprozess zeigte einen deutlich unterschiedlichen Verlauf für beide Arten. Im revitalisierten Bereich wurde eine rasante Zunahme der Gropfen dokumentiert, wohingegen die Bachforellen sich nur sehr langsam erholten. In der unsanierten Referenzstrecke war der Erholungsprozess der Gropfen deutlich gemässiger, die Bachforellen zeigten zunächst ebenfalls nur eine schwache Erholung, seit Sommer 2012 aber eine stärkere Zunahme.

Bereits im Jahr 2011 konnten für die Gropfen, deren Laichzeit in kalten Gebirgsbächen mit April/Mai angegeben wird (Zbinden et al., 2004), Jungfische nachgewiesen werden. Daher scheint trotz der

noch andauernden Bauarbeiten und intensiven Arbeiten an der Gewässersohle eine erfolgreiche Vermehrung der Gropfen stattgefunden zu haben, im Jahr 2012 konnten ebenfalls Gropfen-Jungfische nachgewiesen werden. Bachforellen-Jungfische konnten keine im Jahr 2011, jedoch im Folgejahr nachgewiesen werden. Für die fehlenden Jungfische in 2011 gibt es zwei Erklärungen: Zum einen konnten mittels Elektrofischungen vor Beginn der Bauarbeiten, aufgrund ihrer Grösse und Lebensweise (Freiwasser), laichreife Bachforellen wesentlich effizienter gefangen werden als geschlechtsreife Gropfen, was dazu führte, dass zur Laichzeit keine oder nur sehr wenige potenzielle Bachforellen-Elterntiere im Gewässerabschnitt verblieben waren. Zum anderen wären, falls doch Reproduktion stattgefunden hat, die Laichgruben und Eier der Bachforellen (Laichzeit November-Dezember 2010) durch die intensiven Bauarbeiten an der Gewässersohle zerstört worden. Im Herbst/Winter 2011 schien dagegen eine erfolgreiche Reproduktion von einigen wenigen Bachforellen stattgefunden zu haben, was sich im Fang von 0+ Bachforellen im Jahr 2012 widerspiegelte.

Daher legen die Ergebnisse nahe, dass der Wiederbesiedlungsprozess in den revitalisierten Abschnitten wohl in erster Linie durch gewässerinterne Rekrutierung

stattgefunden hat, als dass Fische aktiv von der Engelberger Aa oder dem unsanierten Abschnitt aus eingewandert sind. Einzelne Individuen scheinen jedoch nach der Mündungssanierung in den Lochrütibach aufgestiegen zu sein, was sich im Nachweis von zwei grossen Besatzfischen (mit Fettslossenschnitt) ableiten lässt, die im Juli 2013 gefangen wurden. Besatzmassnahmen fanden nur in der Engelberger Aa statt. Gleichzeitig mit der Mündungssanierung im Sommer 2012 stieg auch die Bachforellendichte leicht an, was aber neben den eingewanderten Individuen auch durch das Heranwachsen der im Gewässer selbst verlaichten Fische begründet werden kann.

Generell kann gewässerinterne Rekrutierung als ein Hauptmechanismus der Wiederbesiedlung für schlecht vernetzte Oberläufe von Gewässern betrachtet werden, da die Besiedlung durch Kolonisten in Oberläufen mit limitierten Ausbreitungsfähigkeiten begrenzt ist (Brederveld et al., 2011). Die deutlich positive Reaktion der Gropfen in den revitalisierten Abschnitten kann neben guten Rekrutierungsmöglichkeiten auch in der Abwesenheit der Bachforellen, als potenzielle Prädatoren, gesehen werden.

Durch die Revitalisierung haben sich die Unterstandsflächen für Bachforellen deutlich reduziert, da zuvor die überhängende Uferböschung, wie auch der starke Wasserpflanzenbewuchs als Schutzhabitate für die Fische fungierten. Die künstlich geschaffenen Habitate (Wurzelstöcke und Fischunterstände aus Steinplatten) können diesen Verlust nur bedingt kompensieren. In der Zukunft ist zu erwarten, dass die Unterstandsflächen durch anwachsende Vegetation auf der Gewässersohle und am Ufer wieder zunehmen. Es bleibt daher abzuwarten, ob die Bachforellen, bezogen auf ihre Abundanz, zur alten Stärke zurückkehren. Durch den konstanten Abfluss und die weiterhin unmittelbar an den Bach grenzenden landwirtschaftlichen Nutzungszonen, inklusive Drainagerohren, besteht die Gefahr, dass eingetragene Feinsedimente sich über die Jahre an der Gewässersohle anlagern und diese kolmatieren. Dieser Prozess dürfte langfristig die erfolgreiche Rekrutierung von Gropfen und Bachforellen negativ beeinflussen, wobei Bachforellen, durch das Schlagen von Laichgruben, in der Lage sind, schädliche Effekte durch Feinsedimententrug teilweise zu kompensieren.

5. Migrationsdynamik Fische

Die Ergebnisse der Mönchaltorfer-Aa-Studie, wie auch die indirekten Ergebnisse aus der Metaanalyse lassen darauf schliessen,

dass in gut vernetzten Systemen Fische in der Lage sind, leere Abschnitte sehr schnell zu besiedeln. Unklar ist hingegen, woher diese Fische stammen. Die aktuelle Literatur (Diebel et al., 2010; Stoll et al., 2013) deutet darauf hin, dass Quellen für eine Wiederbesiedlung im unmittelbaren Umfeld zu sehen sind (< 5 km) und eine Besiedlung aus weiter entfernten Quellpopulationen unwahrscheinlich ist.

In einer zwölfmonatigen Studie sollen die Wander- und Ausbreitungsdynamik von Fischen in der Seewag (Kt. Luzern) und ihre Ausbreitungsdistanzen erhoben werden. Gleichzeitig soll das Bewegungsmuster der Fische im revitalisierten Abschnitt und im angrenzenden kanalisiertem Bereich verglichen werden.

Die Seewag hat ein Einzugsgebiet von 84.6 km² und mündet bei Willisau (Kt. Luzern) in die Wigger. Im Jahr 2000 wurde ein 400 m langer Abschnitt in 500 m Entfernung zur Mündung mit der Wigger revitalisiert. Für unser Experiment wurde ein Versuchsabschnitt von 1.6 km Gesamtlänge definiert. Dieser fasst die revitalisierte Strecke mit ein und reicht von der Mündung mit der Wigger bis hinauf zum Zusammenfluss von Seewag und Rotbach. Der revitalisierte Abschnitt lag dabei in etwa in der Mitte der gesamten Versuchsstrecke. Innerhalb der Versuchsstrecke gibt es keine Zuflüsse. Die Versuchsstrecke selbst wies nur auf den untersten 300 m Wanderbarrieren auf, von denen allein zwei künstliche Überfälle (> 0.5 m Höhe) auf den untersten 100 m als unpassierbar für den Fischaufstieg angesehen werden können. Entlang dieser 1.6 km wurden in regelmässigen Abständen acht Abschnitte von je 75 m Länge quantitativ befischt (drei Elektrofischungs-Durchgänge). Die Befischungen erfolgten Ende Februar 2012. Dabei lagen zwei Abschnitte innerhalb der revitalisierten Strecke und je drei weitere stromauf- und -abwärts davon.

Gefangene Fische wurden gemessen und gewogen und alle Fische >10 cm mit PIT-Marken (Passive Integrated Transponders) individuell markiert. Sonnenbarsche (*Lepomis gibbosus*) wurden bereits ab einer Länge von 7 cm markiert. Alle Fische wurden in die Abschnitte zurückversetzt, in denen sie gefangen wurden. Beginnend von März an wurde der 1.6 km lange Abschnitt regelmässig (ein- bis zweimal pro Monat) mit einer Handantenne abgeschnitten und die Position der Fische im Bach dokumentiert. Hierzu wurden Massbänder mit Fixpunkten am Ufer ausgelegt und die Fischposition auf 0.1 m genau protokolliert. Der Untersuchungszeitraum erstreckte sich über zwölf Monate (März 2012 bis Februar 2013).

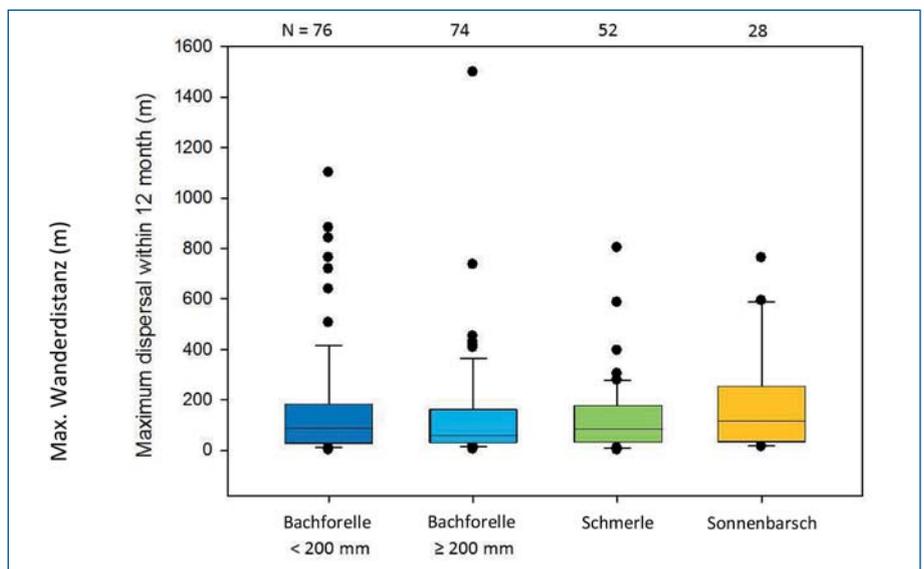


Bild 5. Box-Plots der maximalen Bewegungsstrecke je Art. Graue Kästen repräsentieren 50% der Datenpunkte (Individuen), schwarze Linie darin den Median. Die Fehlerbalken schliessen 95% der Datenpunkte ein, schwarze Punkte sind Ausreisser.

Insgesamt wurden 511 Fische, acht verschiedener Arten gefangen, von denen 297 mit PIT-Marken markiert wurden. Lediglich drei Arten (Bachforelle, Schmerle, Sonnenbarsch) wurden so häufig gefangen und markiert, dass man verallgemeinernde Rückschlüsse über das Wanderverhalten treffen kann. Des Weiteren wurden einzelne Individuen von Egli, Rotaugen, Regenbogenforelle, Gründling und Groppe markiert. Alle drei häufigen Arten kamen in allen acht Abschnitten vor, wobei die Gesamtfischanzahl und der Anteil der jeweiligen Arten variierten.

Die im Folgenden dargestellten Ergebnisse basieren auf 21 Antennenbegehungen des Baches. Insgesamt wurden 244 Individuen nach der Markierung mindestens einmal mit der Antenne registriert (82%), 53 Individuen blieben dagegen verschollen (18%). Die 244 lokalisierten Individuen führten zu 1891 auswertbaren PIT-Marken-Registrierungen im Untersuchungszeitraum (entspricht im Schnitt 90 Detektionen pro Begehungstermin), was einer durchschnittlichen Detektionsfrequenz von 7.8-mal pro Individuum entspricht. Da die Detektionsempfindlichkeit der Antenne bei zirka 0.5 m liegt, ist eine 100-prozentige Erfassung aller markierten Fische bei den Begehungen nicht zu erwarten. Allein zwei Marken wurden bei allen 21 Antennenbegehungen lokalisiert. Einige Marken zeigten ab einem gewissen Zeitpunkt im Untersuchungszeitraum weder eine longitudinale, noch eine laterale Positionsverschiebung. Diese Marken wurden von der Analyse ausgeschlossen, da ein Verlust der Marke oder Sterben der markierten Fische nicht ausgeschlossen werden kann.

Ausgehend von ihrem Aussetzpunkt bzw. von der am weitesten stromauf- bzw. stromabwärts dokumentierten Position wurden die maximal zurückgelegten Bewegungsstrecken aller Individuen errechnet und für die jeweiligen Arten zusammengefasst, einen Überblick hierzu bietet Bild 5.

Zwischen 40–45% der Bachforellen und Schmerlen hatten einen Aktionsradius von weniger als 50 m, der Anteil der Sonnenbarsche mit einem Aktionsradius <50 m war mit 32% geringer. Bezüglich maximaler Wanderdistanz zeigten sich grosse Unterschiede zwischen den Arten. Die grösste Wanderdistanz auf der 1.6 km langen Strecke wurde für eine Bachforelle dokumentiert, die über 1.4 km wanderte. Es ist daher nicht auszuschliessen, dass einige Bachforellen über die Versuchsstrecke hinausgewandert sind und somit nicht mehr registriert werden konnten. Für Schmerlen und die invasiven Sonnenbarsche blieb die maximal registrierte Wanderdistanz bedeutend kürzer mit 0.8 km (Schmerle) und 0.6 km (Sonnenbarsch). Die Sonnenbarsche zeigten zusätzlich ein asymmetrisches Ausbreitungspotenzial. Rund 90% der Positionsregistrierungen erfolgten flussabwärts gemessen an der zuletzt dokumentierten Position, nur wenige Individuen wanderten flussaufwärts (Bild 6). Bei Bachforelle und Schmerle war die Wanderrichtung dagegen ausgeglichen.

Die Studie legt nahe, dass von allen drei Arten nur ein geringer Anteil der Population überhaupt die Tendenz zeigt, über grössere Distanz zu wandern. Der Grossteil der Individuen erweist sich dagegen als standorttreu. Besonders für Bachforelle und Schmerle zeigte der Grossteil der Individuen

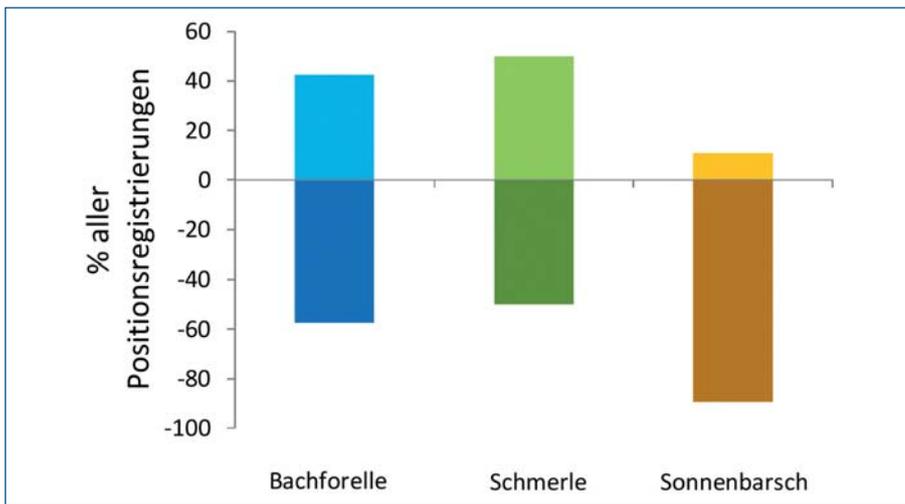


Bild 6. Hauptbewegungsrichtung der Arten im Untersuchungszeitraum.

nur äusserst geringe Ausbreitungsdistancen. Sonnenbarsche zeigten eine im Mittel grössere zurückgelegte Strecke, wobei die maximal zurückgelegte Strecke die kleinste von allen drei Arten ist. Bezogen auf die maximal zurückgelegte Wanderdistanz, scheinen allein einzelne Individuen der Bachforelle über grössere Distanzen zu wandern und somit das Potenzial zu haben, auch neue Habitate in moderater Entfernung (einige Kilometer) zu erreichen. Die maximalen Wanderdistanzen von Schmerle und Sonnenbarsch nehmen zwar kontinuierlich mit der Zeit zu, dennoch bleibt die Ausbreitungsdistanz eher kleinräumig. Der Abgleich der hier gewonnenen Resultate mit der Literatur ist schwierig, da bei Ausbreitungsstudien gewässerspezifische Aspekte wie Strömung und Wanderbarrieren berücksichtigt werden müssen. Bachforellen weisen, mit zunehmender Grösse, eine ausgeprägte Standorttreue auf und kehren nach künstlichem Versatz zum gleichen Ort zurück (Lucas and Baras, 2001). Andere Untersuchungen zum Wanderverhalten bei Forellen beziehen sich vor allem auf See- und Meerforellen, welche zum Teil weite Wanderungen von mehreren Kilometern Länge unternehmen. Untersuchungen zur Ausbreitung von Schmerlen sind rar, im Bodensee zeigten allerdings benachbarte Schmerlenpopulationen, welche weniger als vier Kilometer voneinander entfernt waren, genetische Unterschiede (Barluenga and Meyer, 2005), was auf eine sehr eingeschränkte Ausbreitung hindeutet – für Fließgewässer fanden sich keine Untersuchungen. Sonnenbarsche sind wohl aus den oberhalb der Versuchsstrecke gelegenen Teichen in die Seewag gelangt und sind mit der Strömung flussabwärts verdriftet worden. Da Sonnenbarsche stillstehende oder sehr langsam fließende Gewässer mit hohem Wasserpflanzenanteil bevorzugen (Jordan

et al., 2009), sind keine Studien zur Wanderung in Fließgewässern bekannt.

6. Schlussfolgerungen

Die Ergebnisse aus allen vier Studien liefern praktische Erkenntnisse, welche das Verständnis zum Erholungspotenzial von Fischgemeinschaften nach Revitalisierungsmaßnahmen konkretisieren. Generell werteten lokal begrenzte Habitat-Revitalisierungsprojekte lokale Fischgemeinschaften hinsichtlich Abundanz und abgeschwächt auch Biodiversität und Artenreichtum leicht auf. Die Wiederherstellung historisch belegter Fischgemeinschaften scheint dagegen, mit solch lokal begrenzten Massnahmen, nicht möglich. Auch werden bedrohte Arten weder begünstigt noch invasive Arten zurückgedrängt.

Vielmehr scheint eine ökologische Erholung bzw. Wiederbesiedlung durch die ohnehin dominanten Fischarten aus der näheren Umgebung stattzufinden. Sind revitalisierte Abschnitte kurz und Gewässer gut vernetzt, kann mit einer sofortigen Wiederbesiedlung gerechnet werden. Allerdings zeigt sich, dass trotz rascher Besiedlung und nur geringer Unterschiede in der Gesamtfischabundanz die Zusammensetzung der Fischgemeinschaften dynamisch ist. Einzelne Arten zeigen eine schnellere Erholung als andere. Dies kann aus unterschiedlichen Ausbreitungsfähigkeiten und veränderten Interaktionen zwischen Arten resultieren. In schlecht vernetzten Oberläufen kann wohl die gewässersinterne Rekrutierung als ein wichtiger Prozess der Wiederbesiedlung angesehen werden.

Generell wird in Erfolgskontrollen bislang die Dynamik im Wiederbesiedlungsprozess zu wenig berücksichtigt. Einmalige Erfolgskontrollen in den ersten Jahren nach den Baumassnahmen liefern wohl eher eine Momentaufnahme, als dass sich ein stabiler

ler Gleichgewichtszustand bis dahin eingestellt haben wird. Um Schwankungen, bedingt durch jahreszeitliche Effekte in den Daten zu vermeiden empfiehlt es sich, ein einheitliches Probenahmedesign einzuhalten. Zudem wird empfohlen, mehrere Erfolgskontrollen über einige Jahre durchzuführen.

Unsere PIT-Tag-Studie legt nahe, dass die Ausbreitungsdynamik von Fischen stark zwischen den Arten variiert und generell eher kleinräumig ist. Dies verdeutlicht, wie limitiert und langwierig Wiederbesiedlungsprozesse sein können. Diese Ergebnisse sind gerade im Hinblick auf das viel diskutierte Trittsteinkonzept zur strategischen Revitalisierungsplanung ermutigend, da revitalisierte Abschnitte, die weit auseinanderliegen, erst nach langer Zeit oder überhaupt nicht erreicht werden. Eventuell findet eine erfolgreiche Besiedlung nur von sehr wenigen Individuen statt, was eine erfolgreiche Etablierung erschwert. Idealerweise liegen revitalisierte Abschnitte nur einige hundert Meter entfernt von naturnahen Abschnitten oder Abschnitten mit einer grossen Artenvielfalt. Auch eine Asymmetrie in der Ausbreitungsrichtung kann für einzelne Fischarten nicht ausgeschlossen werden. Generell scheint die Wanderung flussabwärts durch Drift begünstigt. Dies kann vor allem auch für Larven und Jungfische zutreffen, deren Schwimmleistung noch nicht sehr ausgeprägt ist. Damit ist tendenziell das Wiederbesiedlungspotenzial von Abschnitten, die unterhalb von Artenpools gelegen sind, als höher einzuschätzen.

Zukünftige Revitalisierungen sollten grossflächiger angelegt werden und unmittelbar an bestehende Quellen der Wiederbesiedlung anschliessen. Dabei sollte darauf geachtet werden, dass Prozesse auf Einzugsgebietsebene weitestgehend intakt sind und die revitalisierten Abschnitte einer stetigen Dynamik unterliegen, welches einer Vielzahl von Arten zugute kommt.

Literatur

- Acuña, V., Díez, J.R., Flores, L., Meleason, M., Elosegi, A., 2013. Does it make economic sense to restore rivers for their ecosystem services? *Journal of Applied Ecology* 50, 988–997.
- Albanese, B., Angermeier, P.L., Peterson, J.T., 2009. Does mobility explain variation in colonisation and population recovery among stream fishes? *Freshwater Biology* 54, 1444–1460.
- Barluenga, M., Meyer, A., 2005. Old fish in a young lake: stone loach (*Pisces: Barbatula barbatula*) populations in Lake Constance are genetically isolated by distance. *Molecular Ecology* 14, 1229–1239.
- Brederveld, R.J., Jähnig, S.C., Lorenz, A.W.,

- Brunzel, S., Soons, M.B., 2011. Dispersal as a limiting factor in the colonization of restored mountain streams by plants and macroinvertebrates. *Journal of Applied Ecology* 48, 1241–1250.
- Daufresne, M., Capra, H., Gaudin, P., 2005. Downstream displacement of post-emergent brown trout: effects of development stage and water velocity. *Journal of Fish Biology* 67, 599–614.
- Diebel, M.W., Maxted, J.T., Jensen, O.P., Vander Zanden, M.J., 2010. A spatial autocorrelative model for targeting stream restoration to benefit sensitive nongame fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67, 165–176.
- Escher, M., Bettge, K., Wedekind, C., 2013. Gewässerzustand Aaretal – Abschlussbericht. Volkswirtschaftsdirektion des Kantons Bern, p. 187.
- Haase, P., Hering, D., Jähnig, S.C., Lorenz, A.W., Sundermann, A., 2012. The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia*, 1–14.
- Harris, J.H., Silveira, R., 1999. Large-scale assessments of river health using an Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. *Freshwater Biology* 41, 235–252.
- Jansson, R., Nilsson, C., Malmqvist, B., 2007. Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes. *Freshwater Biology* 52, 589–596.
- Johnsson, J.I., Carlsson, M., Sundstrom, L.F., 2000. Habitat preference increases territorial defence in brown trout (*Salmo trutta*). *Behavioral Ecology and Sociobiology* 48, 373–377.
- Jordan, C., Backe, N., Wright, M.C., Tovey, C.P., 2009. Biological Synopsis of Pumpkinseed (*Lepomis gibbosus*), Canadian Manuscript Report of Fisheries and Aquatic Sciences 2886. Fisheries and Ocean, Canada, Nanaimo, B.C., p. 22.
- Lorenz, A.W., Korte, T., Sundermann, A., Januschke, K., Haase, P., 2012. Macrophytes respond to reach-scale river restorations. *Journal of Applied Ecology* 49, 202–212.
- Lucas, M.C., Baras, E., 2001. Migration of freshwater fishes Blackwell Science Malden, MA.
- Marzin, A., Archambault, V., Belliard, J., Chauvin, C., Delmas, F., Pont, D., 2012. Ecological assessment of running waters: Do macrophytes, macroinvertebrates, diatoms and fish show similar responses to human pressures? *Ecological Indicators* 23, 56–65.
- Ottaway, E.M., Forrest, D.R., 1983. The influence of water velocity on the downstream movement of alevins and fry of brown trout, *Salmo trutta* (L), *Journal of Fish Biology*, pp. 221–227.
- Palmer, M.A., Menninger, H.L., Bernhardt, E., 2010. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshwater Biology* 55, 205–222.
- Rau, C., Peter, A. 2011. Fließgewässerrevitalisierungen – Das grosse Potenzial kleiner Bäche. *Wasser Energie Luft*, Heft 1, 43–48.
- Roni, P., 2003. Responses of benthic fishes and giant salamanders to placement of large woody debris in small Pacific Northwest streams. *North American Journal of Fisheries Management* 23, 1087–1097.
- Schweizer Bundesamt für Umwelt, 2009. Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer, in: Umwelt, S.B.f. (Ed.).
- Spieles, D.J., 2010. Invasion, in: Anderson, B.N. (Ed.), *Protected Land Disturbance, Stress, and American Ecosystem Management*. Springer Science.
- Stewart, G.B., Bayliss, H.R., Showler, D.A., Sutherland, W.J., Pullin, A.S., 2009. Effectiveness of engineered in-stream structure mitigation measures to increase salmonid abundance: a systematic review. *Ecological Applications* 19, 931–941.
- Stoll, S., Sundermann, A., Lorenz, A., Kail, J., Haase, P., 2013. Small and impoverished regional species pools constrain colonization of restored river reaches by fishes. *Freshwater Biology* 58, 664–674.
- Thomas, G., Lorenz, A., Sundermann, A., Haase, P., Peter, A., Stoll, S., in Vorbereitung: Fish community traits and species response to river habitat restorations in Germany and Switzerland.
- Whiteway, S.L., Biron, P.M., Zimmermann, A., Venter, O., Grant, J.W.A., 2010. Do in-stream restoration structures enhance salmonid abundance? A meta-analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 67, 831–841.
- Zbinden, S., Pilotto, J.-D., Durouvenoz, V., 2004. Biologie, Gefährdung und Schutz der Groppe (*Cottus gobio*) in der Schweiz, Mitteilungen zur Fischerei. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL).
- Zeh, M., Donni, W., 1994. Restoration of spawning grounds for trout and grayling in the river high-Rhine. *Aquatic Sciences* 56, 59–69.
- Zeh Weissmann, H., Könitzer, C., Bertiller, A., 2009. Strukturen der Fließgewässer in der Schweiz. Zustand von Sohle, Ufer und Umland (Ökomorphologie); Ergebnisse der ökomorphologischen Kartierung. Stand: April 2009 Umwelt-Zustand Nr. 0926 Bundesamt für Umwelt Bern, p. 100.

Anschrift der Verfasser

Gregor Thomas, Armin Peter

Eawag, Abteilung Fischökologie und Evolution

Seestr. 79, CH-6047 Kastanienbaum

Telefon +41 (0)58765 21 36