

6 Gewässer und ihre Nutzung

Armin Peter, Verena Lubini-Ferlin, Christian Roulier und Christoph Scheidegger



Zusammenfassung

Die Gewinnung von Landwirtschafts- und Siedlungsflächen, Gewässerverbauungen, Massnahmen zum Hochwasserschutz und die hydroelektrische Nutzung haben den Lebensraum Gewässer im letzten Jahrhundert quantitativ und qualitativ massiv beeinträchtigt. Die Austauschprozesse mit dem umgebenden Land sind auf ein Minimum reduziert.

Fische und Benthos reagieren auf Gewässerverbauungen generell mit einem Rückgang der Artenvielfalt, der Dichte und der Biomasse. Unzählige künstliche Barrieren verhindern zudem quellwärts gerichtete Wanderungen von Fischen und Wirbellosen. Vor allem wegen der Laufkraftwerke in den grossen Flüssen fanden die Langdistanzwanderer nicht mehr zu ihren Laichgründen in den Gewässeroberläufen zurück. Sieben Fisch- und Rundmaularten sind in der Folge in der Schweiz ausgestorben. Probleme mit der Wasserqualität (z. B. Abwasser, Pestizide) haben ebenfalls zu Veränderungen der Fauna geführt. Trotz grosser Anstrengungen werden die kleinen Mittellandseen auch künftig zu viele Nährstoffe aufweisen, um eine natürliche Fortpflanzung der Felchen zu ermöglichen.

Mit Gewässerrevitalisierungen werden seit einigen Jahren die Lebensraumdefizite angegangen. Revitalisierungen können zu einer Biodiversitätszunahme führen. Allerdings erzielen einige Projekte bezüglich Biodiversität keinen Erfolg. Das gilt vor allem für schlecht vernetzte Gewässer.

In den nächsten 80 Jahren sollen die Lebensräume weitgehend aufgewertet und naturnaher gestaltet werden. Um den nötigen ökologischen Erfolg zu erreichen, müssen wichtige Prozesse und Funktionen der Gewässer wieder hergestellt werden. Eine gute Wasserqualität, ein naturnaher Abfluss, ausreichender Geschiebetransport, Vernetzungen und der Einbezug von Auen und Uferstreifen sind Voraussetzungen für naturnahe Lebensgemeinschaften. Schutz und Nutzen bedürfen einer sorgfältigen Abwägung. Aus der Vergangenheit lassen sich Lehren für künftige Nutzungen ziehen.

Abb. 1: In den Jahren 2001/02 wurde die Thur im Schöffäuli bei Niederneunforn/Altikon auf einer Länge von 1,5 Kilometern beidseitig aufgeweitet (von einer Breite von 50 Metern auf 100 Meter). Dadurch entstand eine Vielzahl neuer Lebensräume (Kiesbänke, Flachufer, Hinterwasser, Furte und Kolke). Die beiden Luftbilder zeigen die Thur im Jahr 2000 und 2004 (Fotos: C. Herrmann, BHAtteam, Frauenfeld).

Tab. 1: Die Einflussfaktoren auf die Gewässer. Zeichenerklärung: Zweitletzte Spalte: siehe Seite 411. Letzte Spalte: ▲ Der Einfluss nimmt zu. ▼ Der Einfluss nimmt ab.

Einflussfaktor	Untersuchte Artengruppen	Auswirkungen auf Biodiversität bis 2010	Zukünftige Entwicklung des Einflussfaktors
Gewässerverbauungen	Fische, Benthos, Pflanzen	↓	▼
Gewinn von Landwirtschafts- und Siedlungsfläche		↓	▼
Konventioneller Hochwasserschutz (bis 1990)		↓	–
Moderner Hochwasserschutz (seit 1990)		↑	▲
Hydroelektrische Nutzung	Fische, Benthos	↓	▲
Bisherige Renaturierungen	Fische, Benthos, Pflanzen	→↑	▲

Tab. 2: Wandel der Biodiversität durch die Nutzung der Gewässer zwischen 1900 und 2010. Zeichenerklärung: siehe Seite 411.

	1900–1990	1991–2010
Lebensräume		
Fliessgewässer	↓	↓→
Seen	↓	↓→
Temporäre Gewässer (Tümpel)	↓	↓
Auen	↓	→
Quellen	↓	↓
Organismengruppen		
Amphibien	↓	↓
Fische	↓	↓
Wirbellose	↓	→
Gefässpflanzen	↓	→
Genetische Vielfalt		
Fische	↓	↓

6.1 Armut im Wasserschloss

Die Binnengewässer der Erde bedecken nur einen geringen Teil der Erdoberfläche. Dennoch leben rund 12 Prozent aller bekannten Arten in Flüssen und Seen. Eine entsprechende Schätzung für die Schweiz beläuft sich auf rund 3300 oder acht Prozent aller Tierarten (KÜRY 2002). Obwohl die Schweiz als das Wasserschloss Europas gilt, ist der Anteil an stehenden Gewässern (Seen, Teiche) mit 3,4 Prozent und Fliessgewässern mit 0,7 Prozent der Staatsfläche gering.

Das einst vielfältige, heute rund 65000 Kilometer umfassende Fliessgewässersystem der Schweiz wurde während der letzten Jahrhunderte massiv monotonisiert und verkleinert (Kap. 2). Durch Begradigungen verkürzten sich die verzweigten oder mäandrierenden Fliessgewässer in ihrem Lauf. Die Gesamtlänge des aktiven Gerinnes an der Rhone zwischen Brig und Genfersee wurde beispielsweise nach 1850 um 45 Prozent reduziert. Dabei verkleinerte sich die mittlere benetzte Breite um 43 Prozent (PETER und WEBER 2004). An der Thur oberhalb von Niederneunforn/Altikon nahm die Uferlinie zwischen 1850 und heute um 47 Prozent ab (SCHÄGER und PETER 2005). Ähnliche Schicksale haben fast alle grösseren Fliessgewässer in der Schweiz erlitten. Durch die Laufverkürzungen nahmen das Gefälle und die Fliessgeschwindigkeit zu (Rhithralisierungseffekt).

In urbanen und landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen entstand ein grosser Druck auf kleine Gewässer. Viele davon wurden eingedolt: Im schweizerischen Mittelland sind rund 17 Prozent der vorhandenen Gewässerlänge verrohrt (WOOLSEY *et al.* 2005). Ein zusätzlicher Druck auf die Fliessgewässer entstand durch die intensive hydroelektrische Nutzung, welche die Durchgängigkeit der Gewässer massiv verschlechterte. Eine Erholung der Fliessgewässer hat bis heute nur langsam stattgefunden; für die systematische Revitalisierung von Flüssen und Bächen fehlten die nötigen Finanzen.

Ein ähnliches Schicksal durch Verbauungen erfuhren die Uferbereiche der Seen. Mit der massiven Reduktion des Phosphoreintrages in den 1980er Jahren konnte jedoch ein wesentlicher Belastungsfaktor der Seen reduziert werden. Die chemische Belastung der Gewässer hat in den letzten 30 Jahren generell deutlich abgenommen (FISCHNETZ 2004). Neue Probleme sind allerdings aufgetreten: hormonaktive Substanzen, Biozide und Arzneimittelwirkstoffe. Es gibt klare Indizien für nachteilige Auswirkungen dieser Substanzen auf die Gewässerorganismen (SCHÄRER 2009); entsprechend gross ist der Handlungsbedarf.

6.2 Gewässerverbauungen und Hochwasserschutz

In den vergangenen 150 Jahren wurde das Gewässersystem der Schweiz stark verändert (Tab. 1 und 2 in Kap. 2). Treibende Kraft war vor allem das Streben nach der Gewinnung von Landwirtschafts- und Siedlungsflächen sowie der Hochwasserschutz. Dies führte zu Kanalisierungen, verbunden mit massiven Laufverkürzungen, Tieferlegungen des Bachbetts, starker Einengung des Fliessgewässerbereichs auf ein deutlich reduziertes Gewässerbett, Trockenlegungen von Feuchtgebieten und Auen sowie Eindolungen (Verrohrungen).



Abb. 2: Eingeschränkter Lebensraum: Der Tannenbach im Siedlungsgebiet von Buttisholz (LU) (Foto: Armin Peter).

Zahlen des Bundesamtes für Strassen und Flussbau (1977) zeigen, dass zwischen 1854 und 1977 1,37 Milliarden Franken für 7200 Projekte zur Bekämpfung von Hochwasser beziehungsweise zur Flusskorrektur ausgegeben wurden; ein Drittel dieser Summe wurde allein zwischen 1961 und 1975 ausgegeben. Die Statistiken geben leider keine Auskunft über die Länge der Fliessgewässerstrecken, die durch die Projekte betroffen waren. WOOLSEY *et al.* (2005) sprechen von einer «zweiten Eindeichwelle nach 1950» – eine Konsequenz des Wirtschaftsaufschwungs, der Industrialisierung und der Siedlungsausdehnung.

Viele korrigierte Bäche und Flüsse reagierten mit einer deutlichen Eintiefungstendenz auf die Kanalisierungen. Die Eintiefung wurde zwar durch den Einbau von Sohlschwellen und Querbauwerken verlangsamt; diese Massnahme führte aber zu einer Fragmentierung der schweizerischen Fliessgewässer. Quer- und Längsverbauungen wirkten sich auch auf den Geschiebetransport aus. Heute sind es vor allem noch die kleinen Fliessgewässer (Bäche und kleine Flüsse), die in einem naturnahen Zustand sind.

Die ökomorphologischen Erhebungen in den Kantonen ergaben, dass sich hochgerechnet auf das Schweizer Fliessgewässernetz noch 54 Prozent der Fliessge-

wässer in einem naturnahen Zustand befinden und 24 Prozent wenig beeinträchtigt sind (ZEH WEISSMAN *et al.* 2009). Insgesamt besteht demzufolge für 22 Prozent der Gewässer Handlungsbedarf zur Verbesserung der ökomorphologischen Situation (Abb. 2). Wird jedoch die Höhenlage der Gewässer berücksichtigt, sind vor allem die Gewässer unter 600 Meter über Meer in einem problematischen Zustand: 50 Prozent dieser Fliessgewässer zeigen eine ungenügende Strukturvielfalt. Im Mittelland sind rund 17 Prozent der Gewässer eingedolt, und für zirka 40 Prozent der Gewässer besteht ein Handlungsbedarf zur Verbesserung der Ökomorphologie (WOOLSEY *et al.* 2005). In Gebieten mit intensiver Landwirtschaft wurden besonders viele Bäche eingedolt. So fließen in den stark genutzten Gebieten im Norden des Kantons Zürich über die Hälfte aller Fliessgewässer unterirdisch (BRÄNDLI 1991).

Rund 101000 künstliche Hindernisse mit einer Höhe von über 0,5 Metern fragmentieren die Fliessgewässer (ZEH WEISSMANN *et al.* 2009; Abb. 3). Die frei durchwanderbare mittlere Länge eines Fliessgewässers beträgt somit lediglich 650 Meter. In dicht besiedelten Kantonen ist dies jedoch deutlich weniger. Im Kanton Zürich beträgt die durchschnittliche hindernisfreie Fliessstrecke knapp hundert Meter. Die schweizerischen Fliessgewässer dürften somit weltweit zu den am



Abb. 3: Fragmentierter Lebensraum: Die Areuse im Kanton Neuenburg. Sprungstarke Fische (z. B. Seeforelle) vermögen die Höhe des Überfalls zwar zu überspringen, werden dann jedoch auf der steilen Rampe durch die hohen Fliessgeschwindigkeiten abgetrieben (Foto: Armin Peter).



Abb. 4: Abgekoppeltes und verrohrtes Seitengewässer an der Thur bei Flaach (ZH). Der in die Thur einmündende Seitenbach ist isoliert. Der Überfall und die Verrohrung verhindern einen Austausch von Organismen von der Thur in den Seitenbach (Foto: Armin Peter).

stärksten fragmentierten Gewässersystemen gehören. Viele der Seitengewässer sind zudem durch die Eintiefung der Hauptgewässer abgekoppelt, was eine Fischwanderung in die Seitenbäche verhindert (Abb. 4). Seitengewässer haben ganz spezielle Funktionen: Sie liefern Geschiebe ins Hauptgewässer und gestalten einen morphologisch oft sehr speziellen Mündungsbereich aus.

Neben den Fliessgewässern sind auch die Seen durch Aufschüttungen stark verändert worden: So ist die Uferlinie für den Ausbau der Verkehrswege beim Zürichsee durch Aufschüttung um 20 bis 70 Meter seewärts verschoben worden, in der Stadt Zürich gar bis zu 200 Meter (BRÄNDLI 1991). Wertvolle Flachufer sind damit verloren gegangen. Ausserdem wurden alle Seen mit Ausnahme des Bodensees reguliert, so dass die Wasserstände kaum schwanken. Dies hat die amphibische Zone mit ihrer daran angepassten Flora und Fauna verdrängt.

Auswirkungen auf Fische

Der morphologische Zustand eines Fliessgewässers hat deutliche Auswirkungen auf die aquatischen Lebensgemeinschaften. Durch Gewässerkorrekturen sind die Lebensräume der Bäche und Flüsse deutlich monotoner geworden. Strukturen im Gewässer sind weitgehend verschwunden oder nur noch vereinzelt entlang der Ufer vorhanden.

Strukturarmut wirkt sich bei den Fischen auf die Artenvielfalt, die Besiedlungsdichte und die Biomasse aus. Grundsätzlich gilt: Je strukturreicher ein Gewässer,

desto dichter wird es von Fischen besiedelt und umso grösser ist die Fischbiomasse. Die Oberläufe und stukturreicheren Seitengewässer weisen in der Regel deutlich höhere Biomassen und Fischzahlen auf als die meist stark verbauten Hauptgewässer. Im Alpenrhein wie auch in der Rhone wurde die Fischartenzahl gegenüber der ursprünglichen unverbauten Situation (ohne Kraftwerksnutzung) stark reduziert: Im Bündner Rhein lebten um 1850 20 Fischarten, heute sind es noch 11 (EBERSTALLER *et al.* 1997). In der Rhone wurde die Anzahl Fischarten von 19 im Jahr 1880 auf fünf reduziert (PETER und WEBER 2004).

Auch in verbauten Bächen nahm die Artenvielfalt gegenüber der unverbauten Situation deutlich ab. Beispielsweise wurden im Chlausenbach (SZ) im Jahr 1989 im mündungsnahen unverbauten Abschnitt vier Fischarten mit einer Biomasse von 390 Kilogramm pro Hektare festgestellt. Weiter bachaufwärts, in der hart verbauten und kaum strukturierten Strecke, befanden sich gerade noch zwei Fischarten mit einer Biomasse von 80 Kilogramm pro Hektare (PETER 2007).

Die Fragmentierung durch Abstürze und Dämme ist eines der grossen Defizite unserer Fliessgewässer. In der Schweiz liegen keine Studien über langfristige Auswirkungen von künstlichen Barrieren vor. In Japan zeigten MORITA und YAMAMOTO (2002), dass durch den «Barrieren-Effekt» Fischpopulationen oberhalb eines Dammes stark gefährdet sind. Für eine japanische Saiblingsart (*Salvelinus leucomaenis*) prognostizierten sie das Aussterben von rund einem Drittel aller Populationen oberhalb von Dämmen. Kleine Populationen oberhalb der Dämme sind langfristig nur dann überlebensfähig, wenn funktionstüchtige Fischtreppe installiert oder die Dämme entfernt werden.

Auswirkungen auf Benthos

Gewässerverbauungen führen zu einem deutlichen Rückgang der Artenvielfalt beim Benthos (auf dem Gewässerboden vorkommende Lebewesen). Dies gilt vor allem für das Mittelland, wo die meisten Auen zerstört wurden. Auen haben ursprünglich zusammen mit den Nebengewässern einen wichtigen Beitrag zur aquatischen Artenvielfalt geleistet (KARAUS *et al.* 2004, ARSCOTT *et al.* 2005). Stark zurückgegangen ist die Bachmuschel (*Unio crassus*), die heute vom Aussterben bedroht ist (TURNER *et al.* 1998). Flusstypische Arten unter den Wasserinsekten sind heute ausgestorben oder sehr selten geworden (LUBINI 2008, 2010).

Beobachtungen zum Rückgang von Arten sind nach der Limmatkorrektur unterhalb von Zürich (ab 1876) bereits für das 19. Jahrhundert dokumentiert (RIS 1896). In der Schweiz verbleiben nur noch wenige Flusssysteme mit einer einigermaßen standorttypischen hohen benthischen Diversität wie das Sensesystem und die Thur (ZURWERRA *et al.* 2000, LUBINI 1994).

Dramatisch verlief die Entwicklung bei den Quellen. In den letzten Jahrhunderten wurden die meisten drainiert und gefasst. Von den im Jahre 1884 vorkommenden Quellen fliessen heute im Mittelland nur noch 1,2 Prozent, im Jura noch 4,8 Prozent oberirdisch ab (ZOLLHÖFER 1997). Vor allem durch die intensive Trinkwasserfassung gingen wertvolle Lebensräume und Habitate für das Benthos, aber auch für Amphibien und sogar für Fische verloren.

6.3 Hydroelektrische Nutzung

Ihre spezielle topographische Lage ermöglicht es der Schweiz, einen hohen Anteil ihres Strombedarfs (heute 57%) durch Wasserkraft zu decken. Es existieren 538 Wasserkraftzentralen mit einer Leistung von mindestens 300 kW und 1060 Kleinwasserkraftwerke. 90 Prozent der für die Energieproduktion geeigneten Gewässer werden zurzeit hydroelektrisch genutzt.

Laufkraftwerke wurden schon früh gebaut. Am Hochrhein entstand 1898 das Kraftwerk Rheinfelden, bis 1914 folgten Augst-Wylen und Laufenburg (TÜMMERS 1994). In der Zeit zwischen dem 1. und 2. Weltkrieg wurden vier weitere Kraftwerke am Hochrhein gebaut: Eglisau (1920), Ryburg-Schwörstadt (1932), Albruck-Dogern (1932) sowie Rekingen (1941). Heute stehen am Hochrhein 12



Abb. 5: Kleinkraftwerke sind starke Eingriffe in die Gewässerökologie. Restwasser an der Untermühle (ZG) (Foto: Emanuel Ammon/AURA).



Abb. 6: Restwasser null. Das Bild aus dem Jahr 1995 zeigt die Muota im Kanton Schwyz (Foto: Archiv Stiftung Landschaftsschutz Schweiz).

Laufkraftwerke, welche den Fluss in eine Abfolge von Stauseen verwandelt haben. Die Hauptausbauphase der Speicherkraftwerke fand vor allem in den 1950er und 1960er Jahren statt.

Die Stromproduktion aus Wasserkraft weist viele positive Aspekte auf (keine Freisetzung von CO₂ beim Betrieb der Kraftwerke, wichtiger Wirtschaftszweig), hat aber für die Gewässerökologie grosse Nachteile. Das gilt vor allem für die Staubereiche (Abb. 5), die Veränderungen des Geschiebehaushaltes, die Restwassersituation (Abb. 6), die Abflussschwankungen und die Beeinträchtigung der Fischwanderungen durch eine Fragmentierung der Gewässer. Speicherkraftwerke verursachen zudem eine Umlagerung des Abflussregimes (mehr Abfluss im Winter, weniger Abfluss im Sommer; MEILE *et al.* 2006) und oft eine Zunahme von Schwebstoffen im Winter (IMHOF *et al.* 2004). Insgesamt existieren in der Schweiz rund 2000 Wasserausleitungen; jeder vierte Fluss ist von Problemen durch den Schwall-Sunk-Betrieb (künstliche, durch Kraftwerke verursachte Abflussschwankungen) betroffen.

Auswirkungen auf Fische

Die intensive hydroelektrische Nutzung der Schweizer Gewässer beeinträchtigt die Biodiversität. In der Töss wurde im Oberlauf eine durch ein Wehr bedingte massive Abnahme der Fischarten festgestellt (PETER und GONSER 1998). Unterhalb des

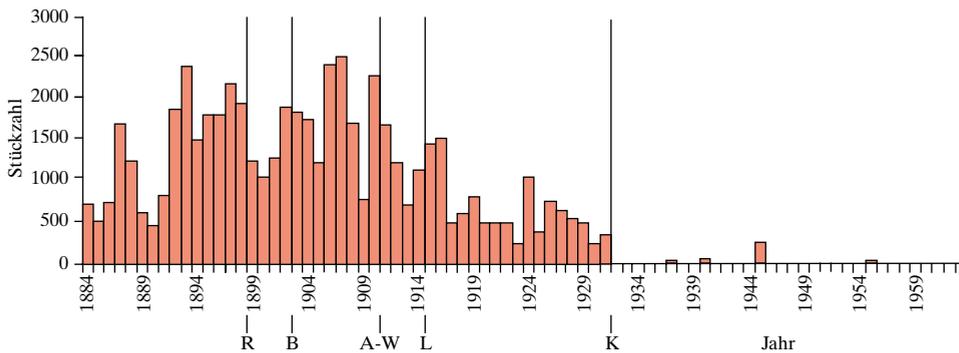


Abb. 7: Lachsfänge in der Schweiz (aus MÜLLER 1992). Die vertikalen Striche bezeichnen die Inbetriebnahme der Kraftwerke Rheinfelden (R), Beznau (B), Augst-Wyhlen (A-W), Laufenburg (L) und Kembs (K) unterhalb von Basel. Die kriegsbedingten Zerstörungen am Kraftwerk Kembs ermöglichten 1945 nochmals einigen Hundert Lachsen (*Salmo salar*) den Aufstieg in die Schweiz.

Dammes bei Freienstein wurden 23 Fischarten, oberhalb nur noch 12 Fischarten nachgewiesen.

Die grossen Flusskraftwerke führten zum Aussterben von Arten in der Schweiz. Betroffen sind Fischarten, die lange Wanderungsdistanzen zurücklegen und denen die Wanderkorridore in den Flüssen versperrt wurden. So sind sämtliche Langdistanzwanderer heute ausgestorben (Lachs, Meerforelle, Maifisch, Cheppia, baltischer Stör, Mittelmeer-Stör, Flussneunauge). Mit dem Bau des Kraftwerks Beznau 1902/03 verschwanden die Lachse (*Salmo salar*) aus dem Gewässersystem der Aare. Die Vollendung des Kraftwerks Kembs unterhalb von Basel 1932 bedeutete das Ende des Lachses für Schweizer Gewässer (MÜLLER 1992; Abb. 7). Ebenfalls ausgestorben ist das Meerneunauge, das früher im Rheinsystem vereinzelt vorkam. Diese Art ist allerdings in der Verordnung zum Bundesgesetz über die Fischerei nicht aufgeführt.

Die Einflüsse der Wasserkraftwerke betreffen jedoch nicht nur die Langdistanzwanderer. Ein Kraftwerk fragmentiert ein Flusssystem und behindert den Fisch- austausch innerhalb des Gewässers. Viele Fischtreppe erfüllen die ökologischen Standards nicht (Abb. 8). Aber auch eine für gewisse Zielarten gut funktionierende Fischtreppe kann dazu führen, dass nur schwimmstarke Fische aufsteigen oder Fische erst nach längerer Verzögerung den Einstieg in die Aufstiegshilfe finden. Sehr oft weisen die Aufstiegshilfen auch nicht genug Lockströmung auf, oder der Einstieg ist nicht ideal plaziert.

Eine vielversprechende Lösung ist der Bau von naturnahen Umgehungsgerinnen bei Kraftwerksanlagen. Neben dem Ermöglichen der Aufwanderung können diese Gerinne auch als Lebensräume für Fische dienen. Als Abwanderungshilfe sind sie jedoch nicht einzustufen, da die abwandernden Fische mit der Hauptströmung wandern und somit durch die Turbinen schwimmen. Im naturnahen Umgehungsgerinne beim Stauwehr Schönenwerd in der Aare (Abb. 9) stiegen im

Jahr 2007 25 Fischarten auf. Während 202 Tagen wurden Aufstiegszählungen durchgeführt. Mit insgesamt 4278 gezählten Individuen (21 Fische pro Tag) ist die Zahl der aufsteigenden Fische jedoch eher als gering einzustufen.

Ein weitgehend ungelöstes Problem ist die Abwanderung über Kraftwerksanlagen, die oft mit erhöhten Mortalitäten verbunden ist. Grundsätzlich ist davon auszugehen, dass abwandernde Fische den Einstieg in eine Fischtreppe nicht finden. Abhängig vom Turbinentyp und der Fischgrösse überleben jedoch sehr viele Individuen die Turbinenpassage nicht.

Im Kraftwerk Reichenau im Alpenrhein war bis im Jahr 2000 keine Fischwanderung nach oben möglich. Erst die im Jahr 2000 neu errichtete Fischtreppe (Schlitzpass) ermöglichte eine Aufwanderung in den Hinter- und Vorderrhein. Seeforellen aus dem Bodensee konnten somit erstmals nach dem Bau des Kraftwerks (1960) ihre ursprünglichen Laichgebiete im Vorder- und Hinterrhein wieder erreichen. Allerdings ist die Rückwanderung der adulten Seeforellen in den Bodensee massiv durch die Kraftwerksanlage erschwert und nur bei hohem Abfluss möglich, wenn die Schleusen an der Wehranlage geöffnet werden.



Abb. 8: Die Aufwanderung schwimmstarker Fische ins Oberwasser wird hier durch die Fischtreppe (Beckenpass) ermöglicht. Abwandernde Fische sind aber nicht in der Lage, die Fischtreppe zu finden. Abwanderungshilfen bei Kraftwerksanlagen fehlen in der Schweiz. Im Bild ein Kleinwasserkraftwerk am Rheintaler Binnenkanal (Kraftwerk Blatten bei Oberriet SG) (Foto: Armin Peter).



Abb. 9: Umgehungsgerinne an der Aare bei Schönenwerd. Die naturnahe Gestaltung ermöglicht allen aufwandernden Fischarten, in den Staubereich oberhalb des Wehres zu gelangen. Die Länge des Umgehungsgerinnes beträgt 170 Meter (Foto: Armin Peter).



Abb. 10: Restwasserstrecke am Medelser Rhein. In solchen Flussabschnitten sind die Fischpopulationen deutlich beeinträchtigt (Foto: Armin Peter).

Restwasserführungen können Fischpopulationen deutlich beeinträchtigen (Abb. 10). In der Sarner Aa wurden 1989 oberhalb des Wichelsees 15 verschiedene Fischarten mit einer Biomasse von 84 Kilogramm pro Hektare nachgewiesen. In der bestehenden Restwasserstrecke unterhalb des aufgestauten Wichelsees konnten lediglich noch sieben Fischarten mit einer Biomasse von 13 Kilogramm pro Hektare nachgewiesen werden (PETER 2007).

Auswirkungen auf Benthos

Die Nutzung der Wasserkraft ist für das Benthos meist mit drastischen Veränderungen des Lebensraums verbunden und führt in der Regel zu einer Abnahme der Biodiversität und zu geringeren Biomassen (FRUTIGER 2004, MONAGHAN *et al.* 2005). Diese Beeinträchtigung der aquatischen Lebensgemeinschaften ist die Folge mehrerer, sich überlagernder Faktoren: Staudämme unterbrechen das Kontinuum der Fliessgewässer und führen dazu, dass die Stauseen kaum von standorttypischen Makroinvertebraten besiedelt werden können. Unterhalb von Staudämmen fliesst in vielen Fällen noch immer kaum Wasser (UHLMANN und WEHRLI 2007) – mit katastrophalen Folgen für das Benthos (BERNEGGER und BLOESCH 1992). Zu geringe Abflussmengen (Restwasser) verkleinern den Lebensraum und verändern die Fliessdynamik. Dies trifft besonders jene Arten, die obligat auf hohe Fliessgeschwindigkeiten angewiesen sind. Deren Bestand nimmt ab (FRUTIGER und NIEDERHAUSER 2000, CASTELLA *et al.* 1995). Bei Ableitung des kalten Tiefenwassers aus Stauseen wird das Temperaturregime verändert, was eine Änderung der Gewässerzonierung mit sich bringt (SCHMUTZ 1996). Gut geeignete Strecken für Warmwasserfische werden zu Habitaten für Kaltwasserfische. Die Beeinträchtigung des Feststofftransports begünstigt die Kolmation (Verstopfung der Gewässersohle) und trägt zusätzlich zur Zerstörung des aquatischen Lebensraums bei.

Speicherkraftwerke funktionieren im Schwall-Sunk-Betrieb. Der rasche, oft täglich auftretende Wechsel zwischen hoher (Schwall) und tiefer Wasserführung (Sunk) führt zur Abnahme der Biomasse durch Abdrift und Stranden, zu einer veränderten Zusammensetzung des Benthos mit ökologischen Generalisten (BAUMANN und KLAUS 2003, MOOG 1993, BLOESCH *et al.* 1998, PETTS und BICKERTON 1994, MEILE 2006), aber auch zur Veränderung von Lebenszyklen (CÉRÉGHINO und LAVANDIER 1998). Die Spülung von Stauseen wirkt sich ebenfalls negativ auf die benthische Besiedlung aus (GERSTER und REY 1994).

Im Hochrhein haben sich durch den Bau zahlreicher Kraftwerke die Lebensbedingungen so stark verändert, dass flusstypische Arten verschwunden sind (MÜRLE *et al.* 2008) und die Wiederbesiedlung praktisch unmöglich geworden ist. Besonders stark verarmt ist der Unterlauf der stark verbauten Rhone, in deren Einzugsgebiet nahezu alle Gewässer hydroelektrisch genutzt werden, was zu starker Beeinträchtigung durch Schwall beiträgt (TOCKNER *et al.* 2004). Seit der Mitte des 20. Jahrhunderts sind mindestens drei Steinfliegenarten (*Brachyptera trifasciata*, *Isoperla obscura*, *Dinocras cephalotes*) in der Rhone verschollen (AUBERT 1984).

6.4 Wasserqualität

Dass die ungehinderte Einleitung von Abwässern in Flüsse und Seen auch in der Schweiz zu Veränderungen und einer Abnahme der Biodiversität führt, wurde bereits früh erkannt und untersucht (z. B. STEINMANN und SURBECK 1918, ZAHNER 1964). Durch den Bau von Kläranlagen in den 1960er Jahren ist die organische Belastung deutlich zurückgegangen, wodurch die Biodiversität manchenorts wieder zugenommen haben dürfte oder zumindest die Belastungszeiger abgenommen haben (ELBER 1990).

Nach wie vor sind die Auswirkungen des Eintrags von Fremdstoffen aus verschiedenen Quellen vor allem im dicht besiedelten Mittelland spürbar; eine vollständige Regeneration wird dadurch verhindert (AUBERT 1984, LUBINI und VICENTINI 2000). Zu diesen Quellen gehören die Siedlungs- und Strassenentwässerung (GAMMETER 1995, FISCHER 1998, PERDIKAKI und MASON 1999), Unfälle (MARTEN 1994), Jaucheeinträge mit einem erhöhten Fischsterberisiko, die Einleitung gereinigter Abwässer aus Kläranlagen (LUBINI 1985, CROZET 1985) und diffuse Einträge über den Oberflächenabfluss vor allem in landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebieten.

Ein grosses Problem sind Pestizide (LIESS und VON DER OHE 2005), weil bereits unterhalb der gesetzlich tolerierten Grenzwerte die Artenvielfalt abnimmt und sich die Zusammensetzung des Benthos ändert (LIESS 1996). Pestizide kommen in Fliessgewässern nach wie vor in zu hohen Konzentrationen vor (VONARBURG 2002, BALSIGER *et al.* 2004). Eine Untersuchung des Benthos im Einzugsgebiet der Wyna hat ergeben, dass die Biodiversität im ganzen Gewässersystem zu niedrig ist und besonders sensitive Insekten wie die Steinfliegen fast vollständig fehlen (LUBINI 2006).

Die Überdüngung der Seen in den 1950er bis in die 1980er Jahre führte zu hohen Nährstoffbelastungen der Mittellandseen. Die Artenvielfalt der Wasserpflanzen und besonders der aus dem Wasser ragenden Pflanzen des Ufergürtels sind durch Eutrophierung und Uferverbau stark zurückgegangen (LACHAVANNE und PERFETTA 1985, LACHAVANNE *et al.* 1985).

Phosphor spielt eine Schlüsselrolle für das Wachstum von Algen. Beim Abbau der Planktonbiomasse wird viel Sauerstoff verbraucht. Entsprechend wurden in vielen Seen kritische sowie nicht ausreichende Sauerstoffwerte gemessen. Die natürliche Fortpflanzung der Fische litt massiv darunter, ganz speziell waren davon die Felchen (*Coregonus* sp.) und die Seesaiblinge (*Salvelinus alpinus*) betroffen, die sich in stark überdüngten Seen nicht mehr natürlich fortpflanzen konnten (Abb. 11). Nach der Einführung des Phosphatverbots in Waschmitteln (1986) konnte der Anteil im Rohabwasser um mehr als 50 Prozent gesenkt werden. Verbesserte Abwasserreinigungstechniken eliminierten zusätzlich die ehemals hohe Belastung der Seen. Für die Schweizer Seen sind mindestens 24 endemische Felchenarten bekannt (EAWAG 2005), wobei je nach See drei bis sechs Arten vorkommen. In der Schweiz sind infolge der überdüngten Seen in den letzten 50 Jahren mindestens 20 bis 25 Prozent der Salmoniden-Arten ausgestorben (EAWAG 2006).

Heute stellen bei der Gewässerbelastung Mikroverunreinigungen (hormonaktive Substanzen, Biozide und Arzneimittelwirkstoffe) eine Herausforderung dar. Wie



Abb. 11: Der Hallwilersee wird seit rund hundert Jahren mit zuviel Phosphat belastet. Da sich die Felchen (*Coregonus* sp.) im See mangels Sauerstoff nicht mehr natürlich fortpflanzen können, müssen sie künstlich erbrütet werden. Seit 1986 wird der See zudem künstlich belüftet. Das Bild zeigt die Netzgehege im See, wo die Felchen zu Vorsommerlingen herangezogen und in den See ausgesetzt werden (Foto: Armin Peter).

stark sie die Biodiversität beeinflussen, ist noch zu wenig erforscht. Künftig sollen die Eliminationsleistungen der Kläranlagen bezüglich dieser Stoffe deutlich erhöht werden (z. B. Behandlung von gereinigtem Abwasser mit Ozon).

6.5 Die Revitalisierung von Gewässern

Mit rund 15000 Kilometern hart verbauten Fliessgewässern besteht in der Schweiz ein hoher Revitalisierungsbedarf. Entsprechende Massnahmen sollten strukturarmen und durch Barrieren isolierten Gewässerabschnitten wieder ökologische Funktionen zurückgeben (Abb. 12, 13, 14). Allerdings können nicht alle Gewässer mit massiven ökologischen Defiziten wiederhergestellt werden. Dies trifft vor allem für die Siedlungsgebiete zu. Die Entfernung der zahlreichen künstlichen Wanderhindernisse ist jedoch auch in Siedlungsgebieten möglich.

Der gesamte Raumbedarf der Gewässer beträgt rund 86000 Hektaren, davon stehen den Gewässern aktuell 64000 Hektaren zur Verfügung (ZEH WEISSMAN *et al.* 2009). Der fehlende Raumbedarf von 22000 Hektaren ist nicht gleichmässig über die Schweiz verteilt. Im Landwirtschaftsgebiet fehlen 11000 Hektaren (Abb. 15). Im Siedlungsgebiet fehlen rund 73 Prozent oder 3700 Hektaren des Raumbedarfs.



Abb. 12: Der kanalisierte (links) und revitalisierte (rechts) Walenbrunnen bei Schattdorf (UR) (Fotos: Christiane Rau).



Abb. 13: Der revitalisierte Scheidgraben in Buochs (NW). Dank der durchgehenden Revitalisierung des unteren Abschnitts wurde ein attraktiver Lebensraum geschaffen – auch für Fische aus dem nahen Vierwaldstättersee (Foto: Armin Peter).

Gewässerrevitalisierungen versprechen dann Erfolg, wenn Projekte sorgfältig geplant werden. Die Grundlagen für die Planung derartiger Projekte wurden im Projekt «Rhone-Thur» erarbeitet. Es wurden insgesamt zehn Basiselemente formuliert (PETER 2010). Dazu gehören zum Beispiel der Einbezug eines Referenzsystems, die Durchführung eines Monitorings vor der Revitalisierung, die Definition von Projektzielen, der Einbezug eines sozio-ökonomischen Ansatzes sowie das Durchführen von Erfolgskontrollen. Zudem gilt es, Prioritäten zu setzen: Es sollen vorrangig Flussabschnitte revitalisiert werden, die zu einer besseren Gewässervernetzung beitragen.

Die Verordnung über den Schutz der Auengebiete von nationaler Bedeutung (AuenV) beauftragt die Kantone, angemessene Schutz- und Unterhaltmassnahmen zur Erhaltung der Objekte zu treffen (Art. 4 und 5 Abs. 1 AuenV). Die Kantone sorgen insbesondere dafür, dass Auenbereiche mit einem vollständig oder weitgehend intakten Gewässer- und Geschiebehauhalt vollumfänglich geschützt (Art. 5 Abs. 2 Bst. b AuenV) und bestehende Beeinträchtigungen der natürlichen Dynamik des Gewässer- und Geschiebehauhalts von Objekten beseitigt werden (Art. 8 AuenV).

Viele der 282 Auenobjekte von nationaler Bedeutung (Stand 2006) müssen ganz oder teilweise revitalisiert werden. Eine Umfrage bei den Kantonen im Auftrag des BAFU hat ergeben, dass es in den Auen von nationaler Bedeutung zurzeit 135 abgeschlossene oder geplante Revitalisierungsprojekte gibt (COSANDEY und RAST



Abb. 14: Die kanalisierte Bünz zwischen Möriken und Wildegg (AG) hat sich durch die Hochwasser im Jahr 1999 in einen naturnahen Zustand zurückversetzt (Foto: Armin Peter).

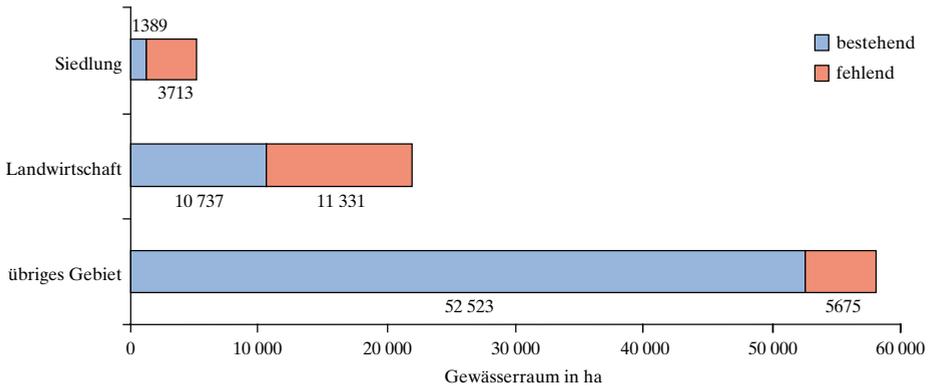


Abb. 15: Bestehender und fehlender Gewässerraum in der Schweiz nach Landnutzung (Quelle: ZEH WEISSMAN *et al.* 2009).

2007). Am häufigsten sind Massnahmen mit Wirkungen auf den verfügbaren Raum (98 Projekte). Es handelt sich dabei vor allem um eine Remodellierung der Uferböschungen, den Einbau von Wasserarmen oder die Entfernung von Hindernissen. Im Vergleich zu andern Massnahmen sind Eingriffe auf den Wasser- und Geschiebehalt selten ausgeführt worden (in 21 Projekten), obwohl auch diese notwendig und zum Teil sogar dringend wären. Die Sanierung gemäss Gewässerschutzgesetz als Begründung für Projekte wird ebenfalls selten genannt. Der hohe ökonomische Druck, welcher von der Wasserkraftnutzung ausgeht, spielt hier wohl eine Rolle. Aktionen zu Gunsten der Wasserfauna (Fische) und der Landfauna wurden in 78 Fällen genannt.

Revitalisierungen können zu einer Biodiversitätszunahme führen (SMUKALLA 1994, COOPER *et al.* 2000, JEHN und KIENE 2000); oft erzielen die Projekte jedoch bezüglich Biodiversität von Benthos und Fischen keinen oder nur einen geringen Erfolg. Das gilt beispielsweise für schlecht vernetzte Gewässer, was bei der Planung zu berücksichtigen ist.

Da die Ansiedlung von Arten von den Strukturen im Gewässerbett abhängt, benötigt die Entwicklung einer standorttypischen Fauna oft viel Zeit, was bei Erfolgskontrollen nicht immer berücksichtigt wird. MUOTKA *et al.* (2002) geben für die benthische Wiederbesiedlung einen Zeitraum von zirka vier Jahren an. Für Fische ist bei Forellenfischen (Salmoniden) mit etwa fünf Jahren bis zu einem Erfolg zu rechnen; bei Weissfischen (Cypriniden) dauert es jedoch deutlich länger (5 bis 10 Jahre).

Ein wesentliches Problem heutiger Revitalisierungen besteht darin, dass man sich auf das Hauptgerinne konzentriert (Abb. 1) und laterale Habitate (Auen) nicht in genügender Breite einbezieht. Gerade diese tragen jedoch zu mehr als 50 Prozent zur aquatischen Biodiversität bei (KARAUS *et al.* 2004). Untersuchungen im Zürcher Abschnitt der Thur zehn Jahre nach Revitalisierungsmassnahmen bestätigen dies (LUBINI 2002). Weil sich die damals ausgeführten Massnahmen auf das Mittelwasserbett beschränkten, blieb die Biodiversität der benthischen Fauna

unverändert. Mangels geeigneter Habitatstrukturen nahm der Bestand von Arten mit Anpassung an geringe Fließgeschwindigkeiten im Vergleich zum kanalisierten Abschnitt nur unwesentlich zu, zudem wurden diese Arten bei Hochwasser meist abgeschwemmt. Bei der Flussaufweitung in der Thur im Schöffäuli (Abb. 1) haben die Fische sechs Jahre nach der Massnahme noch nicht auf die Verbesserung der Habitatsbedingungen reagiert. Die Lebensgemeinschaft der Fische ist hier vor allem durch Cypriniden geprägt.

Im Zusammenhang mit dem Gegenvorschlag zur Gewässerschutzinitiative sieht der Bund eine künftige Investition von fünf Milliarden Franken für Gewässerrevitalisierungen in den nächsten 80 Jahren vor. Dabei werden durch Bund und Kantone jährlich zirka 60 Millionen Franken investiert. Dies wird – verglichen mit der aktuellen Situation – zu einer starken Erhöhung (geschätzt bis zu einer Verdreifachung) von Revitalisierungsmassnahmen führen.

6.6 Schutz und Management

Dem Schutz von Habitaten mit hoher Qualität (d.h. natürliche oder naturnahe Gewässersysteme und -abschnitte) kommt eine grosse Bedeutung zu – ganz nach dem Motto «protect the best first». Es ist zudem sicherzustellen, dass eine gute Wasserqualität sowie ein naturnaher Abfluss vorhanden sind. Wichtig sind auch eine funktionierende Vernetzung des Gewässers (Längsvernetzung, Vernetzung mit Ufer und Auen) sowie der Geschiebetransport. Fehlen einzelne Komponenten, gilt es zunächst, sie wiederherzustellen. Erst dann kommt eine ausreichende Strukturierung des Gewässers zum Tragen. Vor allem bei Revitalisierungsprojekten muss dies berücksichtigt werden.

Wasserkraft

Die Nutzung zahlreicher Gewässerabschnitte zur Erzeugung von Energie führt zu einer Fragmentierung des Ökosystems Fließgewässer. Seit Mai 2008 sind im Zuge der kostendeckenden Einspeisevergütungen 540 Gesuche für Kleinwasserkraftwerke eingegangen. Eine weitgehende Realisierung würde zu einer noch stärkeren Fragmentierung der Gewässer führen. Konflikte mit stark bedrohten Arten wie den Apron (*Zingel asper*), mit wandernden Fischarten (z. B. Nase, Barbe, Seeforelle) oder mit Kleinfischarten würden sich verschärfen. Ein gesamtschweizerisches Konzept der künftigen Gewässernutzung ist unerlässlich. Ebenso braucht es auf die Einzugsgebiete bezogene Konzepte.

Aus der Vergangenheit lassen sich Lehren für die künftige Nutzung ziehen. Der Bau des Kraftwerkes in Domat/Ems hat aufgezeigt, wie fragil Wanderfische auf den Unterbruch des Kontinuums reagieren. Nach rund 40 Jahren Kraftwerksbetrieb wurde zwar mit dem Bau einer Fischtreppe die Aufwärtswanderung zu den ehemaligen Laichgebieten der Seeforellen (*Salmo trutta lacustris*; Abb. 16) wieder ermöglicht, für die Rückwanderung der grossen Seeforellen in den Bodensee gibt es jedoch weiterhin keine Lösung.



Abb. 16: Männliche Seeforelle (*Salmo trutta lacustris*) aus dem Alpenrhein. Der Alpenrhein dient den im Bodensee lebenden Seeforellen als Wanderroute zu ihren Laichgebieten im Vorder- und Hinterrhein (Foto: Armin Peter).

Auenschutz

Zum Schutz der Gewässer gehört der Einbezug der Auen sowie der Pufferstreifen, die den Eintrag unerwünschter Hilfsstoffe aus der Landwirtschaft reduzieren. Der Gewässerunterhalt soll sich vermehrt nach ökologischen Gesichtspunkten ausrichten.

Artenschutz

Fördermassnahmen für einzelne Arten (Benthos, Fische) sind schwierig, weil die dazu notwendigen ökologischen Kenntnisse weitgehend fehlen, unter anderem bei Eintags-, Stein- und Köcherfliegen. Hier kann der Schutz nur über den Lebensraumschutz erfolgen. Gezielte Schutzmassnahmen gibt es für Libellen (WILDERMUTH und KÜRY 2009). Für die Bachmuschel (*Unio crassus*) im Kanton Zürich ist ein Artenschutzprogramm in Umsetzung (Heinrich Vicentini, mündl. Mitteilung).

Wie weit Fischbestände in degradierten Lebensräumen durch Besatzmassnahmen gefördert werden können, bleibt oft unklar. Fischbesätze sollen nur dann durchgeführt werden, wenn die natürliche Fortpflanzung massiv gestört ist. In diesem Fall sollen die für die künstliche Fortpflanzung verwendeten Elterntiere aus dem Besatzgewässer stammen. Nur so lässt sich eine genetische Kontamination der Population sowie die Gefährdung von Arten vermeiden und die lokale Adaptation erhalten. Dies ist besonders wichtig für Felchen (*Coregonus* sp.) und Forellen (*Salmo* sp.), die in schweizerischen Gewässern in grossen Mengen ausgesetzt werden. In unseren Gewässern nur lokal vorkommende Forellenarten sind besonders zu schützen wie die Doubs-Forelle (*Salmo rhodanensis*), die Norditalienische Forelle (*Salmo cenerinus*) und die Marmorierte Forelle (*Salmo marmoratus*). Diese sollen durch Bewirtschaftungsmassnahmen nicht mit atlantischen Stämmen der Bachforelle vermischt werden. Unsorgfältiger Fischbesatz kann zu Hybridisierungen und genetischen Veränderungen von Fischpopulationen führen. Dadurch wird die genetische Diversität bedroht (LAIKRE 1999).

Beim Fischbesatz gilt es, den Verzicht auf eine Förderung nicht einheimischer Arten beizubehalten. Die erfolgreiche Ausbreitung der nicht einheimischen Regenbogenforelle (z. B. im Alpenrheintal) sowie des Bachsaiblings in einigen Gewässeroberläufen der alpinen Region wurde durch massive Fischbesätze ermöglicht – und dies stets zum Nachteil der einheimischen Fischarten.

Alle Flusskrebse in der Schweiz sind gesetzlich geschützt. Massnahmen zu deren Schutz sind bekannt (STUCKI und ZAUGG 2005), ihr Bestand ist jedoch unter anderem durch nicht einheimische Krebsarten bedroht (Kap. 10). Die Situation für den Fortbestand der einheimischen Arten wird als kritisch beurteilt; eine Neuausrichtung der Artenschutzaktivitäten ist notwendig, vor allem auf Bundesebene (STUCKI und JEAN-RICHARD 1999).

Schutz seltener Lebensräume

Der Schutz der nur noch in geringer Anzahl vorhandenen Quellen (Abb. 17) ist unumgänglich. Hier leben sehr spezialisierte Benthosarten (ZOLLHÖFER 1997), für die es keinen alternativen Lebensraum gibt (Abb. 18). Mit wenigen Ausnahmen existieren kaum Kenntnisse über Lage und Anzahl naturbelassener Quellen (AMMANN *et al.* 2001). Im Mittelland sind Quellen kaum mehr vorhanden. Beweidete und damit oft versumpfte Quellen können durch Weidezäune abgesichert werden. ZOLLHÖFER (1997) zeigt auf, dass sich durch diese Massnahme die Artenzahl innerhalb von rund 18 Monaten fast verdreifacht.

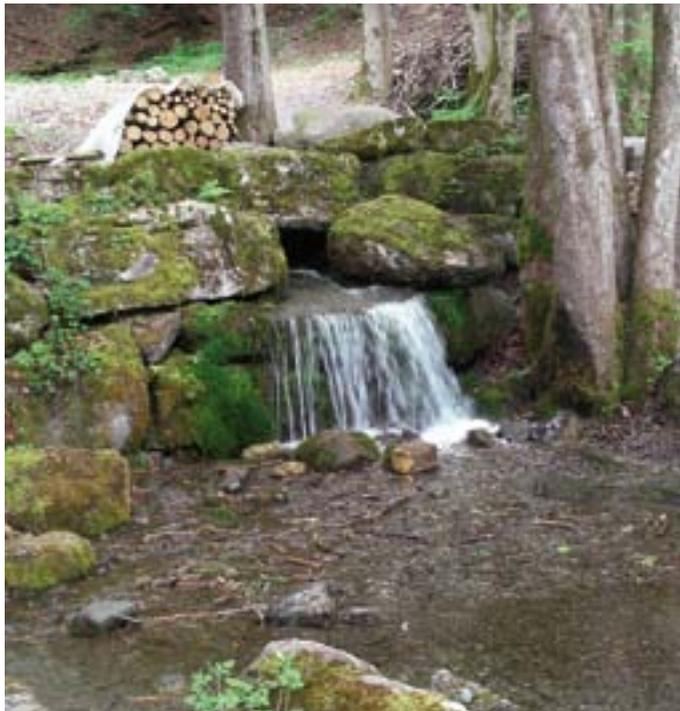


Abb. 17: Gefasste und damit zerstörte Quelle in Mollis (GL) (Foto: Verena Lubini-Ferlin).



Abb. 18: Intakte Quelle im Safiental (GR) (Foto: Verena Lubini-Ferlin).

6.7 Trend bei der Gewässerentwicklung

Für die grossen Seen wurden die Gewässerschutz-Ziele erreicht. Die kleineren Mittellandseen (Sempachersee, Baldeggersee, Hallwilersee, Greifensee) werden jedoch auch künftig landwirtschaftlich belastet bleiben und die natürliche Fortpflanzung der Felchen wird verunmöglicht.

Für die Zukunft kann mit einem deutlichen Trend zur Gewässerrevitalisierung gerechnet werden. Die diesbezüglichen Anstrengungen werden deutlich gesteigert. Innerhalb von 80 Jahren sollen die verbauten Gewässer soweit wie möglich revitalisiert werden. Naturnähere Gewässer sind strapazierfähiger, und ihre Biodiversität ist weniger gefährdet. Zudem weisen sie eine höhere Selbstreinigung auf und verbessern die Wasserqualität. Dieser Rückbau und die Entfernung von Tausenden von künstlichen Barrieren wird eine Aufgabe für mehrere Generationen sein.

Bei den kraftwerksbedingten Einflüssen ist keine rasche Trendwende zu erwarten, da viele Konzessionen über Jahrzehnte vergeben wurden und zusätzlich vermehrt Kleinwasserkraftwerke gefördert werden sollen. Zudem beeinträchtigen die vielen Dämme und künstlichen Barrieren die Wanderung von Fischen. Auch bei funktionierender Aufwanderung kann es zu zeitlichen Verzögerungen in der Wanderung kommen; für Abwanderungen sind spezielle Einrichtungen nötig. Dieses Problem gilt es künftig speziell anzugehen. Die bereits festgestellte Erwärmung der Gewässer wird sich vermutlich fortsetzen, und invasive Arten werden sich vermehrt ausbreiten.

6.8 Literatur

- AMMAN, G.; HILFIKER, R.; SCHAUB, D., 2001: Friedrich Mühlberg – 100 Jahre «Quellenkarten des Kantons Aargau». Umwelt Aargau, November 2001.
- ARSCOTT, D.B.; TOCKNER, K.; WARD, V., 2005: Lateral organization of aquatic invertebrates along the corridor of a braided floodplain river. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 24, 4: 934–954.
- AUBERT, J., 1984. Les plécoptères du Valais. *Bull. Murithienne* 102: 167–183.
- BALSIGER, C.; NIEDERHAUSER, P.; JÄGGI, O.; MEIER, W., 2004: Pestizide in Fließgewässern des Kantons Zürich. Auswertung der Untersuchungen von 1999 bis 2003. Amt für Wasser, Energie und Luft (AWEL) des Kantons Zürich. 41 S.
- BAUMANN, P.; KLAUS, I., 2003: Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebs. Ergebnisse einer Literaturstudie. Bern, Bundesamt für Umwelt. Mitt. Fischerei, 75: 112 S.
- BERNEGGER, J.-C.; BLOESCH, J., 1992: Der Einfluss der Trockenlegung einer Restwasserstrecke auf die Invertebraten-Besiedlung eines unbelasteten Bergbaches (Muota SZ). *Wasser Energ. Luft* 84, 9: 205–211.
- BLOESCH, J.; PETER, A.; FRAUENLOB, G., 1998: Effects of technical impacts on alpine stream benthos and fish, and restoration proposals. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 26: 1193–1200.
- BRÄNDLI, R., 1991: Historische Gewässerkarte des Kantons Zürich. Veränderungen des zürcherischen Gewässernetzes seit dem 19. Jahrhundert. Diplomarbeit, Geografisches Institut Universität Zürich.
- Bundesamtes für Strassen und Flussbau, 1977: 1877–1977 – Protection contre les crues en Suisse. 100 ans de loi fédérale sur la police des eaux. Service fédéral des routes et des digues, Berne. 238 S.
- CASTELLA, E.; BICKERTON, M.; ARMITAGE, P.D.; PETTS, G.E., 1995: The effects of water abstractions on invertebrate communities in U.K. streams. *Hydrobiologia* 308: 167–182.
- CÉRÉGHINO, R.; LAVANDIER, P., 1998: Influence of hypolimnetic hydropeaking on the distribution and population dynamics of Ephemeroptera in mountain stream. *Freshwater Biol.* 40: 385–399.
- COOPER, C.M.; TESTA, S.; SHIELDS, F.D., 2000: Stream restoration: response of benthos to engineerd sgtab le riffle/pool habitat. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 27: 1520–1527.
- COSANDEY, A.-C.; RAST, S., 2007: Stand der Revitalisierungen in den Auengebieten von nationaler Bedeutung. Auswertung der Kantonsbefragung von 2006. Bern, Bundesamt für Umwelt. Biotoinventarprogramm: Auen. 18 S.
- CROZET, B., 1985: Influence of the sewage treatment plant effluents on the structure of the benthic communities of Lake of Geneva. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 22: 2327–2331.
- EAWAG, 2005: EAWAG Jahresbericht 2005: 66 S.
- EBERSTALLER, J.; HAIDVOGEL, G.; JUNGWIRTH, M., 1997: Gewässer- und fischökologische Konzepte Alpenrhein. Internationale Regierungskommission Alpenrhein. 90 S.
- ELBER, F., 1990: Der biologische Zustand der Limmat vor und nach der Inbetriebnahme der erweiteren Kläranlage Werdhölzli. *Gas Wasser Abwasser* 70, 3: 178–187.
- ENDRESS, P. K., 1975: Der Verbreitungsrückgang von *Myricaria germanica* und *Typha minima* auf der Alpennordseite Graubündens. *Vierteljahresschr. Nat.forsch. Ges. Zürich*, 120: 1–14.
- FISCHER, J., 1998: Auswirkungen von Mischwassereinleitungen auf den Stoffhaushalt und die Biozönose von Fließgewässern. Fallbeispiel Kadenbach (Rheinland-Pfalz) – ein kleines Mittelgebirgsgewässer im ländlichen Raum. *Gwf Wasser – Abwasser* 139, 6: 330–335.
- FISCHNETZ, 2004: Dem Fischrückgang auf der Spur. Schlussbericht des Projekts Netzwerk Fischrückgang Schweiz. Dübendorf, Bern, EAWAG, BUWAL.
- FRUTIGER, A., 2004: Ecological impacts of hydroelectric power production on the River Ticino. Part 2: Effects on the larval development of the dominant benthic macroinvertebrate (*Allogamus auricolis*, Trichoptera). *Arch. Hydrobiol.* 159, 1: 57–75.
- FRUTIGER, A.; NIEDERHAUSER, D., 2000: Effects of water abstraction on net-winged midges (Diptera: Blephariceridae). *Verh. Int. Ver. Limnol.* 27: 943–946.
- GAMMETER, S., 1995: Einflüsse der Siedlungsentwässerung auf die Benthos-Biozönose kleiner Fließgewässer. *Gas Wasser Abwasser* 3, 95: 253–258.

- GERSTER, S.; REY, P., 1994: Ökologische Folgen von Stauraumpülungen. Bern, Bundesamt für Umwelt. Schriftenreihe Umwelt 219: 47 S.
- HAUSAMMANN, A., 2008: Fauna und Flora in Auen. Bern, Bundesamt für Umwelt. Faktenblatt 13: 20 S.
- IMHOF, B.; BAUMANN, P.; PORTMANN, M., 2004: Schwebstoffe in der Rhone von 1904–2003. Wasser Energ. Luft 11, 12: 318–320.
- JEHN, K.; KIENE, S., 2000: Erfolgskontrollen an renaturierten Bächen der Oberrheinebene – vegetationskundliche und makrozoobenthologische Untersuchungen. Angew. Landsch.ökol. 37: 217–227.
- KARAUS, U.; GUILLONG, H.; TOCKNER, K., 2004: The contribution of lateral aquatic habitats to macroinvertebrate diversity along river corridors. In: KARAUS, U. The ecology of lateral aquatic habitats along river corridors. Diss. ETH 15841: 117 p.
- KÜRY, D., 2002: Vielfalt unter Wasser – Flüsse und Seen als Hotspots der Biodiversität. Hotspot 6, 2: 6–8.
- LACHAVANNE, J.-B.; PERFETTA, J., 1985: Les Macrophytes du Lac de Zurich. Matériaux pour le levé géobotanique de la Suisse. Commission Géobotanique de la Société Hélevtique des Sciences naturelles (Ed.).
- LACHAVANNE, J.-B.; JAQUET, J.-M.; JUGE R.; PERFETTA, J., 1985: Zustand, Erhaltung und Schutz der Ufer des Vierwaldstättersees. Bundesamt für Forstwesen und Landschaftsschutz, Bundesamt für Umweltschutz, Aufsichtskommission Vierwaldsättersee, Universität Genf. 107 S.
- LAIKRE, L., 1999: Conservation genetic management of brown trout (*Salmo trutta*) in Europe. Report by the concerted action on identification, management and exploitation of genetic resources in the brown trout (*Salmo trutta*) Troutconcert; EU FAIR CT97-3882: 91 p.
- LIESS, M., 1996: Zur Ökotoxikologie der Einträge von landwirtschaftlich genutzten Flächen in Fließgewässer. Cuvillier, Göttingen. 133 S.
- LIESS, M.; VON DER OHE, P.C., 2005: Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. Environ. Toxicol. Chem. 24, 4: 954–965.
- LUBINI, V., 1985: Der Einfluss von Kläranlagenabwässern auf benthische Lebensgemeinschaften im Zürichsee. Dissertation Universität Zürich. 88 S.
- LUBINI, V., 1994: Hydrobiologische Untersuchungen am Unterlauf der Thur (Kanton Zürich, Schweiz). I. Libellen, Eintags-, Stein-, Köcher- und Schlammfliegen (Insecta: *Odonata*, *Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Trichoptera*, *Megaloptera*). Vierteljahrsschr. Nat.forsch. Ges. Zürich 139, 1: 23–31.
- LUBINI, V., 2002: Thur-Ossingen-Gütighausen. Erfolgskontrolle 2001/02 (Eintags-, Stein- und Köcherfliegen). Amt für Wasser, Energie und Luft (AWEL) des Kantons Zürich. 21 S.
- LUBINI, V., 2006: Untersuchung des Benthos im Wynental. Bericht im Auftrag der Abteilung für Umwelt Aargau und der Umwelt und Energie Kanton Luzern. 8 S.
- LUBINI, V., 2008: Die Wirbellosenfauna im Unterlauf der Sihl. Pro Sihl 58: 17–18.
- LUBINI, V., 2010: Rote Liste der Steinfliegen in der Schweiz. BAFU; CSCF (im Druck).
- LUBINI, V.; VICENTINI, H., 2000: Periodische Bestandesaufnahme an grösseren Bächen 1996–1999. Zusammenfassender Fachbericht. Baudepartement Kanton Aargau.
- MARTEN, M., 1994: Faunistics of the upper Rhine River: changes in the faunal composition caused by industrial contamination (e.g. the Sandoz accident). Verh. Int. Ver. Limnol. 25: 2502–2506.
- MEILE, D., 2006: Hydropeaking on Watercourses. EAWAG News 61: 28–29.
- MONAGHAN, M.T.; ROBINSON, C.T.; SPAARK, P.; WARD, J., 2005: Macroinvertebrate diversity in fragmented Alpine streams: implications for freshwater conservation. Aquat. Sci. 67: 454–464.
- MOOG, O., 1993: Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. Regulated Rivers: Research & Management 8: 5–14.
- MORITA, K.; YAMAMOTO, S., 2002: Effects of habitat fragmentation by damming on the persistence of stream-dwelling charr populations. Conserv. Biol. 16,5:1318–1323.
- MÜLLER, R., 1992: Die Fische im Rhein bei Basel. Verh. Nat.forsch. Ges. Basel, 102: 343–356.
- MÜLLER-WENK, R.; HUBER, F.; KUHN, N.; PETER, A., 2004: Landnutzung in potenziellen Fließgewässer-Auen: Artengefährdung und Ökobilanzen. Bern, Bundesamt für Umwelt. Schriftenreihe Umwelt, Natur und Landschaft. Ökobilanzen. 82 S.

- MUOTKA, T.; PAAVOLA, R.; HAAPALA, A., 2002: Long-term recovery of stream habitat structure and benthic invertebrate communities from in-stream restoration. *Biol. Conserv.* 105: 243–253.
- MÜRLE, U.; ORTLEPP, J.; REY, P., 2008: Koordinierte biologische Untersuchungen im Hochrhein 2006/2007. Markoinvertebraten. Bern, Bundesamt für Umwelt. Umwelt-Wissen 0822: 104 S.
- PERDIKAKI, K.; MASON, C.F., 1999: Impact of Road Run-Off on receiving streams in eastern England. *Water Res.* 33, 7: 1627–1633.
- PETER, A., 2007: Fische in Bächen und Flüssen. In: STADELMANN, P. (Hrsg.) Vierwaldstättersee. Lebensraum für Pflanzen, Tiere und Menschen. Kriens/Luzern, Brunner Verlag. 205–213.
- PETER, A., 2010: A plea for the restoration of alpine rivers: basis principles derived from the “Rhône-Thur” case study. In: BUNDI, U. (ed.) *Alpine Waters*, Handb. Environ. Chem. 6: 247–260.
- PETER, A.; WEBER, C., 2004: Die Rhône als Lebensraum für Fische. *Wasser Energ. Luft* 11, 12: 326–330.
- PETER, A.; GONSER, T., 1998: Töss als Lebensraum. *Eawag News* 44D: 18–20.
- PETTS, G.E.; BICKERTON, M.A., 1994: Influence of water abstraction on the macroinvertebrate community gradient within a glacial stream system: La Borgne d’Arolla, Valais, Switzerland. *Freshwater Biol.* 32: 375–386.
- RIS, F., 1896: Die schweizerischen Arten der Perlidengattung *Dictyopteryx*. *Mitt. Schweiz. Entomol. Ges.* 9, 7: 303–313.
- SCHAGER, E.; PETER, A., 2005: Bedrohte strömungsliebende Cypriniden in der Thur: Status und Zukunft. Eawag Studie im Auftrag von AWEL Zürich, Departement für Bau und Umwelt Thurgau, Amt für Jagd und Fischerei St. Gallen: 72 S.
- SCHÄRER, M., 2009: Gewässerbeurteilung in der Schweiz und in Europa. *EAWAG News* 67d: 31–33.
- SCHMUTZ, S., 1996: Anthropogene Eingriffe in Fließgewässer und deren Einfluss auf die Lebensgemeinschaften. *Wasserwirtschaft* 86: 230–236.
- SMUKALLA, R., 1994: Ökologische Effizienz von Renaturierungsmassnahmen an Fließgewässern. LUA-Materialien Nr. 7. Landesamt Nordrhein-Westfalen, Essen. 462 S.
- STEINMAN, P.; SURBECK, G., 1918: Die Wirkung organischer Verunreinigungen auf die Fauna schweizerischer fließender Gewässer. *Festschrift der Schweizerischen Zoologischen Gesellschaft*. Schweizerisches Departement des Inneren. 452 S.
- STUCKI, T.; JEAN-RICHARD, P., 1999: Verbreitung der Flusskrebse in der Schweiz. *BAFU. Mitt. Fischerei* 65.
- STUCKI, P.; ZAUGG, B., 2005. Decapoda. *CSCF und SEG. Fauna Helvetica* 15.
- THIELEN, R.; RAST, S.; BONNARD, L.; COSANDEY, A.-C.; ROULIER, C.; HAUSAMMANN, A., 2007: Suivi des zones alluviales – Rapport de synthèse partie 3 : Niveaux Inventaire partiel et Référence. Service conseil Zones alluviales, Yverdon-les-Bains. 52 pp.
- TOCKNER, K.; KARAS, U.; PAETZOLD, A.; BLASER, S., 2004. Ökologischer Zustand der Rhône: Benthische Evertibraten und Uferfauna. *Wasser Energ. Luft* 96: 315–317.
- TÜMMERS, H. J., 1994: Der Rhein. Ein europäischer Fluss und seine Geschichte. München, Verlag C.H. Beck. 479 S.
- TURNER, H.; KUIPER, G.J.; THEW, N.R.; BERNASCONI, R.; RÜETSCHI, J.; WÜTHRICH, M.; GOSTELI, M., 1998: Atlas der Mollusken der Schweiz und Liechtensteins. *CSCF, SEG Neuchâtel, WSL, Birmensdorf*. 527 S.
- UHLMANN, V.; WEHRLI, B., 2007: Die Sicherung angemessener Restwassermengen – wie wird das Gesetz vollzogen? *Wasser Energ. Luft* 99: 307–310.
- VONARBURG, U.P., 2002: Pestizide in Aargauer Fließgewässern. *Umwelt Aargau* 18.
- WILDERMUTH, H.; KÜRY, D., 2009: Libellen schützen, Libellen fördern. Leitfaden für die Naturschutzpraxis. *Pro Natura*. Beiträge zum Naturschutz in der Schweiz 31.
- WOOLSEY, S.; WEBER, C.; GONSER, T.; HOEHN, E.; HOSTMANN, M.; JUNKER, B.; ROULIER, C.; SCHWEIZER, S.; TIEGS, S.; TOCKNER, K.; PETER, A., 2005: Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen. Eine Publikation des Rhône-Thur Projektes. *EAWAG, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ, Kastanienbaum*. 112 S.

- ZAHNER, R., 1964: Beziehungen zwischen dem Auftreten von Tubificiden und der Zufuhr organischer Stoffe im Bodensee. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.* 49, 3: 417–454.
- 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. Bern, Bundesamt für Umwelt. Umwelt-Zustand 0926: 100 S.
- ZOLLHÖFER, J.M., 1997: Quellen – die unbekanntesten Biotop: erfassen bewerten, schützen. Teufen, Flück-Wirth Verlag. Bristol Stiftungsserie 6: 153 S.
- ZURWERRA, A.; BUR, M.; TURCSANYI, B.; MAIER, K.J.; TOMKA, I, 2000: Benthische Wirbellosenfauna des Sensesystems (Kt. Freiburg). *Mitt. Schweiz. Entomol. Ges.* 73: 115–142.

