



Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen

Eine Publikation des Rhone-Thur Projektes
Dezember 2005



Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen

Eine Publikation des Rhone-Thur Projektes

Autoren:

Sharon Woolsey, Eawag
Christine Weber, Eawag
Tom Gonser, Eawag
Eduard Hoehn, Eawag
Markus Hostmann, Eawag
Berit Junker, WSL
Christian Roulier, Auenberatungsstelle
Steffen Schweizer, Eawag
Scott Tiegs, Eawag
Klement Tockner, Eawag
Armin Peter, Eawag

Zusätzliche Steckbriefautoren:

Florence Capelli, Eawag
Lukas Hunzinger, Schälchli, Abegg + Hunzinger
Lorenz Moosmann, Eawag
Achim Paetzold, University of Sheffield, UK
Sigrun Rohde, Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Kanton Aargau

Entwicklung der Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung»:

Lorenz Moosmann, Eawag

www.rhone-thur.eawag.ch



eawag
aquatic research ooo



WWV
Versuchsanstalt für Wasserbau,
Hydrologie und Glaziologie



Impressum

Herausgeber

Die vorliegende Anleitung ist eine Publikation des Rhone-Thur Forschungsprojektes der Eawag, der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft (WSL), des Laboratoire de constructions hydrauliques (LCH, EPFL Lausanne) und der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie (VAW, ETH Zürich).

© Rhone-Thur Projekt, Dezember 2005

Journalistische Bearbeitung

Claudia von See, Mannheim

Layout

Norbert Novak, MEDIA-N, Wien, www.media-n.at

Druck

Mattenbach AG, Winterthur

Auflage

400 Exemplare

Hinweis

Dieser Bericht wird auch in französischer und englischer Sprache erscheinen.

Bezug

Armin Peter

Eawag

Seestrasse 79

CH-6047 Kastanienbaum

rhone-thur@eawag.ch

Download unter www.rivermanagement.ch

Zitierung

Woolsey, S., C. Weber, T. Gonser, E. Hoehn, M. Hostmann, B. Junker, C. Roulier, S. Schweizer, S. Tiegs, K. Tockner & A. Peter. 2005. Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen.

Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ. 112 pp.

Danksagung

Die Autoren bedanken sich bei den folgenden Personen für ihre konstruktive Mitarbeit:

Marco Baumann, Amt für Umwelt, Kanton Thurgau

Peter Baumann, Limnex AG

Tom Buijse, RIZA Institute for Inland Water Management and Waste Water Treatment, NL

Fredy Elber, AquaPlus

Werner Goeggel, Eawag

Willy Müller, Amt für Landwirtschaft und Natur, Kanton Bern

Pius Niederhauser, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft, Kanton Zürich

Bruno Schelbert, Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Kanton Aargau

Hans-Peter Willi, BWG

Hinweise zum Text

Glossar

Am Schluss des Handbuches steht ein Glossar, welches die im Text jeweils farbig und kursiv geschriebenen Ausdrücke erklärt oder definiert. Die vier Schlüsselbegriffe «Aue», «Erfolgskontrolle», «Indikatoren» und «Revitalisierung» werden am Anfang des Glossars definiert, jedoch wegen ihrer häufigen Verwendung im Text nicht als Glossarbegriffe markiert.

Anreden

Die Anreden im Text sind den allgemeinen Lesegewohnheiten entsprechend männlich. Es sind jedoch immer beide Geschlechter gemeint.

Fotografien

Alle Fotografien und Abbildungen wurden mit Erlaubnis der Fotografen und Urheber abgebildet.

Internet

Alle angegebenen Internetseiten waren im November 2005 aktiv.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung.....	7
1.1	Ziel und Zweck des Handbuches.....	7
1.2	Zielgruppe.....	7
1.3	Handbuchübersicht.....	8
2	Zustand der Schweizer Fliessgewässer	11
2.1	Flussverbauung in der Schweiz	11
2.2	Problemanalyse der Schweizer Fliessgewässer	12
2.3	Handlungsbedarf: präventiv und nachhaltig.....	18
3	Grundlagen der Revitalisierung	21
3.1	Zweck von Revitalisierungen.....	21
3.2	Stellung in Wissenschaft und Praxis	21
3.3	Projektablauf.....	24
3.4	Berücksichtigung der abiotischen und biotischen Heterogenität.....	26
4	Grundlagen der Erfolgskontrolle	29
4.1	Stellung der Erfolgskontrolle	29
4.2	Konzepte der Erfolgskontrolle	30
4.3	Indikatoren.....	31
4.4	Referenzen.....	36
5	Anwendungsbereich des Handbuches	41
5.1	Stellung im Projektablauf.....	41
5.2	Konzepteignung.....	41
6	Projektziele von Revitalisierungen	43
6.1	Gesellschaft: Schutz und Nutzen.....	44
6.2	Umwelt und Ökologie.....	45
6.3	Wirtschaft	51
6.4	Umsetzung	52
7	Revitalisierungsmassnahmen und Indikatorsätze	53
7.1	Aufweitung.....	56
7.2	Ausdolung	60
7.3	Strukturierung des Flussbettes	64
7.4	Uferstrukturierung	66
7.5	Erstellen und Wiederanbinden von Seitengerinnen	68
7.6	Wiederanbinden von Altwasser und Auen.....	71
7.7	Längsvernetzung.....	74
7.8	Geschiebesanierung	77

8	Indikatorauswahl	81
8.1	Konzept und Ablauf der Indikatorauswahl	81
8.2	Anleitung zur Excel-Vorlage.....	84
9	Indikatorerhebung.....	87
10	Erfolgskontrolle	89
10.1	Konzept und Ablauf der Erfolgskontrolle.....	89
10.2	Anleitung zur Excel-Vorlage.....	92
11	Schlussfolgerung und Ausblick	95
11.1	Zusammenfassung.....	95
11.2	Bilanz des Konzeptes	95
11.3	Weiteres Vorgehen	96
11.4	Kommunikation.....	97
11.5	Fragen und Kontakt.....	97
	Glossar	99
	Literaturverzeichnis	107

Beigelegte CD

Elektronische Kopie des Handbuches
 Anhang I: Indikatorsteckbriefe
 Anhang II: Weiterführende Methoden zu den Indikatoren
 Anhang III: Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung»
 Anhang IV: Rückmeldeformular für Anwender

1 Einleitung

1.1 Ziel und Zweck des Handbuchs

Die Fliessgewässer der Schweiz sind aufgrund von Hochwasserschutzmassnahmen und anderen flussbaulichen Eingriffen der vergangenen 200 Jahre in mehrfacher Hinsicht stark beeinträchtigt. Um den ökologischen Beeinträchtigungen entgegenzuwirken, werden vermehrt Revitalisierungen durchgeführt. Als Revitalisierung werden dabei alle Eingriffe zur Wiederherstellung des naturnahen Zustandes eines *Ökosystems* bezeichnet. Diese Eingriffe konzentrieren sich darauf, die Schlüsselemente und -prozesse des Systems wiederherzustellen. Obwohl Revitalisierungen meist an der Ökologie ansetzen, haben sie oft wichtige gesellschaftliche, politische, wirtschaftliche oder landwirtschaftliche Auswirkungen. Revitalisierungen werden in verschiedenen aquatischen und terrestrischen Lebensräumen durchgeführt. Das vorliegende Handbuch bezieht sich jedoch ausschliesslich auf die Revitalisierung von Fliessgewässern.

Das Handbuch stellt ein Werkzeug vor, mit dem sich beurteilen lässt, ob und wie die verschiedenen Ziele von Revitalisierungsprojekten erreicht wurden. Eine solche Beurteilung wird in der vorliegenden Arbeit als Erfolgskontrolle bezeichnet. Die vorgestellte Erfolgskontrolle beruht auf einer Gegenüberstellung des Ausgangs- und des Endzustandes von ausgewählten Schlüsselementen und -prozessen. Der Anwender kann mit Hilfe dieses Werkzeuges überprüfen, wo ein Trend zur Verbesserung besteht, wo es weiterhin Defizite gibt oder wo eine Verschlechterung stattgefunden hat. Die Erfolgskontrolle findet auf der Ebene der Projektziele statt. Als Grundlage für die Erfolgskontrolle dienen Indikatoren. Dies sind Grössen, welche wichtige Angaben zu den betroffenen Elementen und Prozessen liefern. Sie werden quantitativ, semi-quantitativ oder qualitativ erhoben.

Hochwasserschutzprojekte werden heutzutage praktisch ausnahmslos von Revitalisierungsmassnahmen begleitet. Die vorgestellte Erfolgskontrolle kann daher auch bei diesen Projekten durchgeführt werden. Sie beurteilt jedoch nur die erwähnten Aspekte. Eine separate Kontrolle der Hochwassersicherheit ist daher unerlässlich. Die zweite Thur-Korrektion ist ein gutes Beispiel einer Kombination von Hochwasserschutz- und Revitalisierungsmassnahmen (Abbildung 1.1). Hier wurden neben der Sicherheit und der Umwelt auch wirtschaftliche und soziale Aspekte berücksichtigt (Weber 2001).



Abbildung 1.1: Revitalisierter Abschnitt der Thur bei Schafftäli als Bestandteil der zweiten Thur-Korrektion (Projektdauer: 1993–2004), TG/ZH, Mai 2004 (Foto: C. Herrmann, BHAtteam, Frauenfeld).

1.2 Zielgruppe

Das Handbuch für die Erfolgskontrolle richtet sich an Projektverantwortliche von Revitali-

sierungen auf der Ebene der Kantone und Gemeinden. Sie dient ihnen als Planungsgrundlage für die Abwicklung des Projektes und dazu, die Projektbeurteilung in Auftrag zu geben. Für entsprechende Auftragnehmer, wie z. B. private Ökobüros, Institute oder Hochschulen, werden konkrete Anleitungen angeboten, wie geeignete Indikatoren ausgewählt, erhoben und ausgewertet werden können. Die Erhebung erfordert meist das Können und Wissen von Fachleuten. Anwender können somit aus unterschiedlichen Bereichen, wie z. B. Biologie, Ökologie, *Morphologie*, *Hydraulik*, Flussbau, Sozialwissenschaften etc. kommen.

1.3 Handbuchübersicht

Das Handbuch ist gemäss Abbildung 1.2 in drei Blöcke gegliedert. Die Zugehörigkeit der einzelnen Kapitel zu den Blöcken ist jeweils durch Symbole am unteren rechten Seitenrand gekennzeichnet.

1.3.1 Ausgangslage (Kapitel 2 bis 4)

Die durch flussbauliche Aktivitäten verursachten Defizite der Schweizer Fliessgewässer werden in Kapitel 2 zusammengefasst. Diese Defizitanalyse verdeutlicht die Notwendigkeit von Revitalisierungen. Die Grundlagen und der ideale Ablauf von Revitalisierungen werden in Kapitel 3 diskutiert. Kapitel 4 erläutert die Grundlagen der Erfolgskontrolle und den Nutzen von Indikatoren. Es folgt eine Einführung zu den in diesem Handbuch beschriebenen Indikatoren und zur Stellung von Referenzen.

1.3.2 Konzeptgrundlagen (Kapitel 5 und 6)

Dieser Block stellt wichtige Konzeptgrundlagen vor. In Kapitel 5 wird der Anwendungsbereich des vorliegenden Handbuches dargestellt, während Kapitel 6 die wichtigsten Projektziele von Revitalisierungen beschreibt.

1.3.3 Umsetzung (Kapitel 7 bis 11)

Der Block «Umsetzung» dokumentiert den Ablauf einer Erfolgskontrolle. Dabei stehen zwei verschiedene Ansätze zur Wahl:

1. Es wird einer der empfohlenen Indikatorsätze für spezifische Revitalisierungsmassnahmen verwendet.
2. Es wird ein individueller Indikatorsatz zusammengestellt.

Kapitel 7 erläutert die in der Schweiz häufig umgesetzten Massnahmen und nennt empfehlenswerte Indikatorsätze. Anschliessend wird in Kapitel 8 beschrieben, wie individuelle Indikatorsätze zusammengestellt und wie die Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung» (Anhang III) zur automatisierten Auswahl eingesetzt werden kann. Kapitel 9 enthält Informationen zur Erhebung der Indikatoren. In Anhang I findet sich für jeden dieser Indikatoren ein Steckbrief. Weiterführende Erklärungen und Methoden zur Indikatorerhebung sind in Anhang II enthalten. Kapitel 10 nennt die Schritte der eigentlichen Erfolgskontrolle. Als Grundlage der Erfolgskontrolle dienen die Indikatormesswerte. Die Evaluation erfolgt automatisiert ebenfalls anhand der Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung».

In Kapitel 11 wird eine Bilanz des Konzeptes gezogen und eine kurze Prognose zum weiteren Vorgehen gestellt. Es enthält ausserdem ein Rückmeldeformular, mit dem die Autoren die Anwender zur Kontaktaufnahme und zur Kommunikation ihrer Ergebnisse einladen.

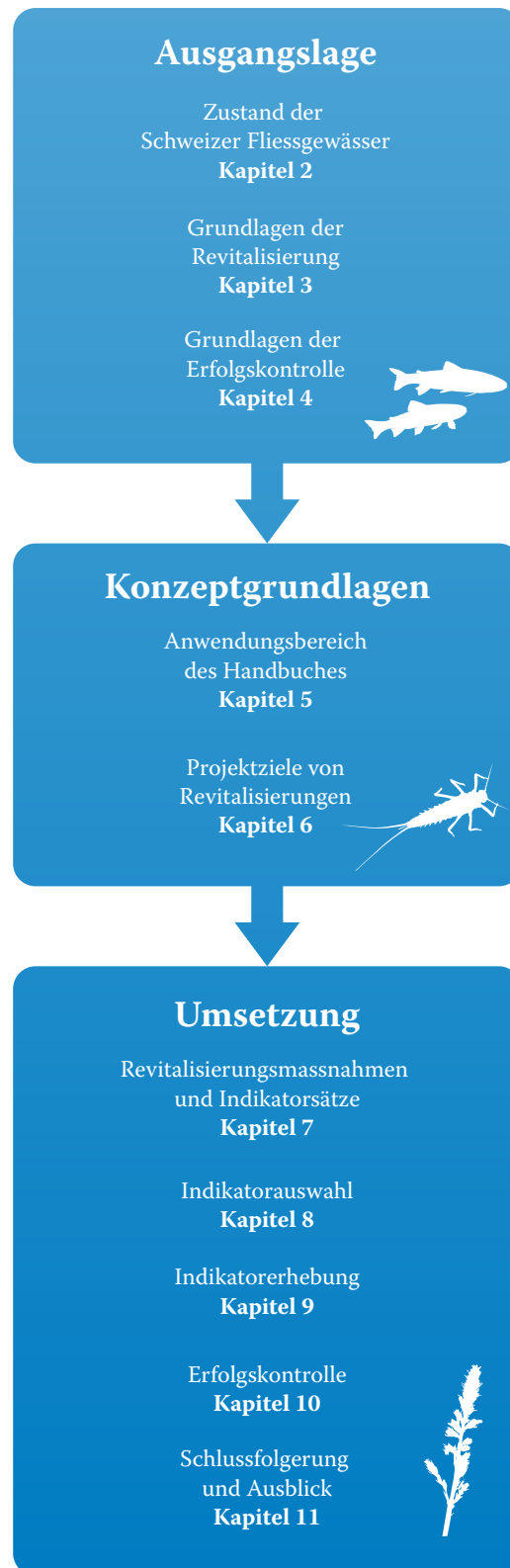


Abbildung 1.2: Gliederung des Handbuchs in drei Blöcke.

2 Zustand der Schweizer Fliessgewässer

2.1 Flussverbauung in der Schweiz

In der Schweiz fanden erste Eingriffe des Menschen auf die Fliessgewässer bereits während des späten Mittelalters statt (Vischer 2003). Zwischen den Jahren 1000 und 1700 verdreifachte sich die Bevölkerung und damit stieg auch der Bedarf an erschlossenem Land. Zusätzliche Flächen zur landwirtschaftlichen Nutzung wurden damals hauptsächlich durch Waldrodungen in Berggebieten gewonnen, während die grösseren Täler vorerst den Flüssen überlassen wurden (Schnitter 1992). Intensive Waldnutzung und Rodungen führten jedoch zu Bodenerosion und bewirkten dadurch erhöhte Abflussspitzen und eine Zunahme der *Geschiebe*zufuhr in den Flüssen. Vor allem im Mittelland kam es zu Überschwemmungen. Diese erreichten mit der weiteren Zunahme der Bevölkerung im 19. Jahrhundert und der Besiedlung der Talebenen dramatische Ausmasse (Schnitter 1992).

Erste Versuche, Hochwasserschäden durch Flusskorrekturen zu verhindern, wurden bereits im frühen 18. Jahrhundert unternommen. Zwischen 1711 und 1714 fand z. B. ein ehrgeiziges Bauunternehmen statt, welches die Kander in den Thunersee umleiten sollte, um die Ebene westlich von Thun vor Hochwasser zu schützen (Schnitter 1992). Dieses Pionier-Unternehmen erzielte jedoch nicht die erwünschte Wirkung, sondern verstärkte vielmehr die Hochwassergefahr in Thun durch den Anstieg des Seewasserspiegels. Folglich

mussten weitere Schutzmassnahmen realisiert werden (Vischer 2003).

Im 19. Jahrhundert nahm die Zahl flussbaulicher Eingriffe stark zu. Erfolgreich war z. B. die zwischen 1807 und 1816 durchgeführte Umleitung der Linth in den Walensee. Dieses Unterfangen wurde das erste von der Eidgenossenschaft im Alleingang geförderte und verwirklichte Hochwasserschutzprojekt (Schnitter 1992, Vischer 2003). Nach der Bundesverfassung von 1848 verfügte der Bund über die finanziellen Mittel, um für die Kosten von Wasserbauprojekten ganz oder teilweise aufzukommen und unterstützte weitere grössere Flussbauprojekte (Vischer 2003). Mit Hilfe solcher staatlichen Subventionen wurden schliesslich bis zum Ende des 19. Jahrhunderts die wichtigsten Schweizer Flüsse begradigt und eingedämmt (Schnitter 1992, BUWAL 1998). Zu den grösseren Projekten gehören z. B. die Korrektur des Alpenrheins (1862–1900), die erste Rhone-Korrektur (1863–1894) und die erste Juragewässer-Korrektur (1868–1891; Vischer 2003). Eine weitere intensive Phase von Kanalisierungen und Eindämmungen folgte nach 1950 mit dem wirtschaftlichen Aufschwung und der Intensivierung von Industrie, Landwirtschaft und Siedlungsbau. So wurde den Fliessgewässern auch während des 20. Jahrhunderts immer mehr Platz entzogen (BUWAL 1998). Die Abbildungen 2.1 bis 2.4 zeigen den Alpenrhein und die Thur vor und nach Gewässerkorrekturen.



Abbildung 2.1 (links):
Der Alpenrhein bei Bad Ragaz, SG, im Jahre 1826
(Bild: Johann Ludwig Bleuler, reproduziert mit Einverständnis vom Amt für Umwelt Vaduz, FL).

Abbildung 2.2 (rechts):
Der Alpenrhein bei Bad Ragaz, SG, im Jahre 2005
(Foto: U. Uehlinger, Eawag).

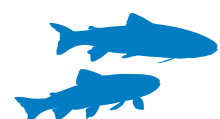




Abbildung 2.3: Die Thur-Auen bei Niederbüren um 1920 vor der Korrektur, SG, (Foto: Tiefbauamt Kanton St. Gallen).

2.2 Problemanalyse der Schweizer Fliessgewässer

Die umfangreichen flussbaulichen Massnahmen der vergangenen drei Jahrhunderte haben Fliessgewässer vielerorts in geradlinige, verbaute Systeme verwandelt. Als Folge weisen Schweizer Fliessgewässer in vielen Bereichen Defizite auf. Ihre natürlichen und komplexen Wechselwirkungen mit Uferzonen und Grundwasser sind gestört (Ward et al. 2001). Unzählige Querbauwerke fragmentieren sie und stellen eine Beeinträchtigung für die in und an ihnen lebenden Tiere und Pflanzen dar. Die *abiotischen* Defizite wirken sich deutlich auf die Biologie aus. So ist die ökologische Funktionsfähigkeit der Fliessgewässer meist stark beeinträchtigt und die Artenvielfalt reduziert. Auensysteme sind von diesen Verlusten besonders stark betroffen. Die wichtigsten *morphologischen*, *hydrologischen*, physikalischen, chemischen und biologischen Defizite sowie Defizite im Bereich Hochwasserschutz und Erholungsnutzung werden in den folgenden Kapiteln genauer erläutert.

2.2.1 Ökomorphologie

Um seine Funktion als Lebensraum zu erfüllen, benötigt ein Fliessgewässer nicht nur eine gute Gewässerqualität, sondern auch eine naturnahe Morphologie (siehe Kapitel 6; Beispiele für strukturreiche und strukturarme Fliessgewässersabschnitte siehe Abbildungen 2.5 und 2.6). In der Schweiz werden seit 1998 der Zustand bzw. die Naturnähe der Fliessgewässer anhand



Abbildung 2.4: Die kanalisierte Thur bei Schöffäuli, TG/ZH, Juni 2001 (Foto: C. Herrmann, BHAtteam, Frauenfeld).

der einheitlichen Methoden des *Modul-Stufen-Konzepts* systematisch untersucht (BUWAL 1998). Dieses richtet sich nach dem Gewässerschutzgesetz vom 24. Januar 1991. Sein umfassender Ansatz strebt eine integrale Beurteilung der Fliessgewässer an, aufgrund derer Defizite und Handlungsbedarf erkannt und Massnahmenpläne entwickelt werden können. Hierzu werden Methoden für die Erfassung von neun Modulen in unterschiedlicher Bearbeitungsintensität (Stufen) erarbeitet: Ökomorphologie, Hydrologie, äusserer Aspekt, Makrozoobenthos, Fische, Kieselalgen, Wasserpflanzen, Chemie und Ökotoxikologie. Bei der Bearbeitungsintensität wird zwischen den Stufen F (flächendeckend), S (systembezogen) und A (abschnittsbezogen) unterschieden. Während Methoden für die Module «Ökomorphologie» und «Fische» auf der Stufe F bereits angewandt werden, liegen andere Module erst in Entwurfsform vor. Das Modul «Ökomorphologie» beschreibt die strukturellen und strukturbildenden Elemente eines Gewässers und seines Uferbereiches. Bereits 22 Kantone haben die ökomorphologischen Parameter auf der Stufe F erhoben (siehe z. B. Karte für Kanton Bern www.bve.be.ch/site/bve_gsa_gwq_fliessg_berbro_gbl058.pdf). Die bisherigen Ergebnisse zeigen, dass mehr als ein Drittel der untersuchten Fliessgewässer zu den Klassen «stark beeinträchtigt», «künstlich/naturfern» oder «*eingedolt*» gehört und



Abbildung 2.5: Beispiel für einen strukturarmen Fliessgewässerabschnitt: kanalisierten Liechtensteiner Binnenkanal bei Ruggell, April 2005 (Foto: A. Peter, Eawag).

damit hohe morphologische Defizite aufweist (Abbildung 2.7). Insgesamt sind beispielsweise 17 % der untersuchten Fliessgewässer **eingedolt**. Es wurden 90 % der Fliessgewässer der 22 Kantone untersucht (= 25'443 km; persönliche Mitteilung, BWG, Oktober 2005).

Das Modul **Ökomorphologie** beinhaltet neben vier **morphologisch-hydraulischen** Parametern (Variabilität der Wasserspiegelbreite, Verbauung der Sohle und des Böschungsfusses sowie Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches) zusätzlich die Untersuchung der Durchgängigkeit der Fliessgewässer, welche als Messgrösse der Längs**vernetzung** dient. Eine intakte Längsvernetzung ist die Voraussetzung für den biologischen Austausch zwischen Ober- und Unterlauf eines Flusses (siehe Kapitel 6). Sie ist jedoch vielerorts durch zahlreiche Wehre, Abstürze und Dämme unterbrochen. Im Kanton Zürich beispielsweise wurden entlang dem 3'615 km langen Gewässernetz 39'024 künstliche Barrieren gezählt. Dies entspricht 10.8 Barrieren pro Flusskilometer (persönliche Mitteilung, P. Niederhauer, AWEL Zürich). Im Kanton Bern wurden auf 6'800 km 13'600 Barrieren verzeichnet, was zwei Hindernissen pro Flusskilometer entspricht (Baur et al. 2004).

2.2.2 Veränderte Abflussregime

Beeinträchtigungen des Abflussregimes werden meist durch die Wasserkraftnutzung ver-



Abbildung 2.6: Beispiel für einen strukturreichen Fliessgewässerabschnitt: Der Vorderrhein in Gravas, GR, September 1991 (Auenobjekt 34; Foto: Auenberatungsstelle).

ursacht. Diese ist in der Schweiz besonders weit verbreitet. Wasserkraftnutzung verursacht Stau- und **Restwasserstrecken** (Abbildungen 2.8 und 2.9), denen eine natürliche Abflussdynamik und Fliessgeschwindigkeitsvielfalt fehlen. In solchen Strecken verändern sich der **Geschiebe**transport und die Substratzusammensetzung. Zusätzlich wird die Wassertemperatur beeinflusst. Ausserdem verhindern Staudämme die Fischmigration in den Oberlauf und schränken die Abwanderung in den Unterlauf stark ein.



Abbildung 2.7: Klassifizierung der Fliessgewässer anhand der ökomorphologischen Erhebung, Stufe F (Daten: BWG, Stand Okt. 2005).

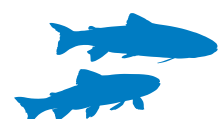




Abbildung 2.9:
Restwasserstrecke des
Alpenrheins, Oktober 2002
(Foto: A. Peter, Eawag).

Eine weitere Auswirkung der Wasserkraftnutzung bei Speicherkraftwerken ist die *Schwall-Sunk*-Problematik. Dem Bedarf entsprechend wird der Strom vor allem tagsüber an Werktagen produziert. Die regulierte Wasserabgabe aus dem Stausee hat somit einen ständigen Wechsel zwischen hohem und tiefem Abfluss zur Folge. Dabei ist der Abfluss während der Produktionszeiten höher als nachts und an den Wochenenden (Abbildung 2.10). Schwall-Sunk-Muster beeinflussen das natürliche Abflussregime, verändern den *Geschiebetransport* des Flusses und beeinträchtigen somit den Lebensraum von Pflanzen und Tieren. In der Schweiz deckt

die Wasserkraftnutzung 60 % des gesamten Stromverbrauchs ab. Rund 25 % aller Wasserkraftanlagen der Schweiz (> 300 kW) führen zu Schwall-Sunk im flussabwärts liegenden Fließgewässer (Baumann & Klaus 2003).

2.2.3 Geschiebe

Viele Flüsse im Alpenraum und im Schweizerischen Mittelland haben einen stark beeinträchtigten Geschiebehaushalt. Mancherorts ist die Geschiebeversorgung aus dem Einzugsgebiet durch Bachverbauungen, Geschiebesammler oder Kiesentnahmen (Abbildung 2.11) stark reduziert und Uferverbauungen verhindern, dass Geschiebe durch Seitenerosion freigesetzt wird. Gleichzeitig weisen die *Vorfluter* in ihrem kanalisierten Gerinne einen Überschuss an Transportkapazität auf. Die Folge des Ungleichgewichtes zwischen Geschiebeeintrag und Transportkapazität ist eine Tendenz zur Sohlenerosion, die zu einer Unterspülung von Uferschutzbauten, einer Absenkung des korrespondierenden Grundwasserspiegels oder der vollständigen *Kolmatierung* der Flusssohle führen kann. Werden in der Folge Querbauwerke zur Sohlenstabilisierung gebaut, behindern diese die Längs*vernetzung* (Abbildung 2.12).

Die Sohle von Flüssen im Erosionszustand ist meistens stark kolmatiert. Feines Geschiebe wird über die Deckschicht transportiert und nur örtlich in strömungsberuhigten Zonen abgelagert.

In breiten, naturnahen Flüssen entwickeln sich dynamische, *morphologische* Strukturen. Im Alpenraum und im Voralpenraum ist die Verzweigung die vorherrschende, natürliche

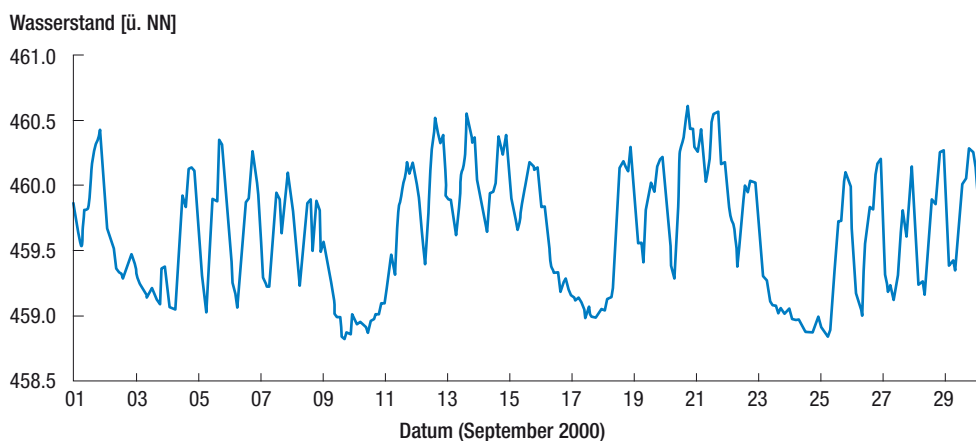


Abbildung 2.10: Durch
Schwall-Sunk verursachte
Wasserstandsschwankungen
in der Rhone in der Nähe
von Branson, VS, im
September 2000
(Fette et al. 2005).

Gerinneform. Die Bildung der Strukturen ist oft an Ablagerungsprozesse gekoppelt. Bei mangelndem *Geschiebe*eintrag tendieren auch breite Flüsse zur Sohlenerosion und damit zur Stabilisierung der *morphologischen* Strukturen (Abbildung 2.13).

In selteneren Fällen – oftmals während einzelner, grosser Hochwasserereignisse – übertrifft die Geschiebezufuhr die Transportkapazität des Gerinnes. Die Folge davon sind Ablagerungen im Flussbett, welche die Abflusskapazität vermindern und damit die Überflutungsgefahr für angrenzende Gebiete vergrössern. In schmalen, kanalisierten Gerinnen ist die Kapazität für Geschiebeablagerungen begrenzt und ein Geschiebeüberschuss wirkt sich deshalb unmittelbarer auf die Abflusskapazität aus als in einem breiten Gerinne.

2.2.4 Wasserqualität

Seit der Mitte des 19. Jahrhunderts werden Gewässer zunehmend mit synthetischen Stoffen belastet. Da viele dieser Stoffe nicht vollständig abbaubar sind, kommen sie zusammen mit verschiedenen Abbauprodukten im Wasser und im Sediment vor. Daraus ergibt sich eine Belastung der Gewässer mit hunderten von Stoffen, von denen nur wenige chemisch identifiziert oder gar toxikologisch untersucht sind (Fischnetz 2004).

In den vergangenen Jahrzehnten sind die Einträge von Chemikalien aus der Industrie und der Landwirtschaft in die Umwelt zurückgegangen. Problemstoffe wurden teilwei-



Abbildung 2.11: Geschiebebewirtschaftung an der Rhone bei Pfynwald, VS, Oktober 2001 (Foto: Eawag).



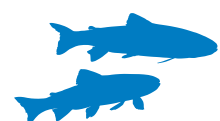
Abbildung 2.12: Trème: Querbauwerke zur Sohlenstabilisierung, September 2001 (Foto: L. Hunzinger, Schälchli, Abegg + Hunzinger).

se durch umweltverträgliche Stoffe ersetzt. Ausserdem wurde die Abbauleistung der Kläranlagen verbessert. Diesen Verbesserungen in Landwirtschaft, Gewerbe und Industrie stehen zunehmende Belastungen durch den immer noch ansteigenden Verbrauch von chemischen Produkten im häuslichen Bereich entgegen (Fischnetz 2004).

Heute sind vor allem jene Stoffe für Fließgewässer von Belang, die über eine Abwasserreinigungsanstalt (ARA) oder durch diffuse Freisetzung ins Wasser gelangen. Einträge aus diffusen Quellen stammen vorwiegend aus



Abbildung 2.13: Sohlenerosion in der Melezza, TI, 1997 (Foto: L. Hunzinger, Schälchli, Abegg + Hunzinger).



der Landwirtschaft, aber auch von Siedlungen, Industrie und Verkehr. Diese machen einen Grossteil der analytisch nachweisbaren Stoffe aus. ARAs sind als Punktquellen von Nitrit, Ammonium und organischen Spurenstoffen von Bedeutung, da diese trotz Abwasserreinigung nicht vollständig abgebaut werden können. Ausserdem beeinflussen ihre Einträge Temperatur, Sauerstoffsättigung und pH-Wert der Fließgewässer, in die sie die gereinigten Abwässer entlassen. Obwohl die chemischen Belastungen in den vergangenen 30 Jahren markant zurückgegangen sind, stellen Spitzenkonzentrationen von Stickstoffverbindungen wie Nitrit und Ammonium sowie die saisonal hohen Belastungen durch *Pestizide*, besonders nach starken Regenfällen, lokal und kurzzeitig ein erhöhtes Risiko für das *Ökosystem* dar. Die konkreten Auswirkungen sind jedoch auf Grund der schlechten Datenlage zur chemischen Belastung der Fließgewässer und zu Langzeiteffekten der Stoffe weitgehend unbekannt (Fischnetz 2004). Neue Herausforderungen könnten sich zukünftig in Zusammenhang mit im Abwasser enthaltenen hormonell wirksamen Substanzen zeigen (Aerni et al. 2004).



Abbildung 2.14: Auen sind wertvolle Lebensräume. Oben: Die Sense-Auen, FR/BE, Juni 1999. Unten: Die Thur bei Wuer, TG, Juni 1995 (Fotos: Auenberatungsstelle).

2.2.5 Biodiversität

Mit ihrem Wasserreichtum und ihrer Vielfalt an aquatischen Lebensräumen gilt die Schweiz als «Wasserschloss Europas». Seen und Teiche bedecken jedoch nur 3.4 % der Landesfläche, während Flüsse und Bäche 0.7 % einnehmen. Trotz dieser relativ kleinen Anteile leben rund 8 % (3'300 Arten) aller einheimischen Tierarten in Flüssen und Seen (Küry 2002). Aber nicht nur in den grossen Seen und Fließgewässern, sondern auch in kleinen und kleinsten Gewässern wie Tümpeln, Weihern, Rinnalen und temporären Pfützen ist eine hohe aquatische *Biodiversität* zu finden. Quellen und Grundwasserzonen sind wertvolle Lebensräume für stark spezialisierte Arten (Baur et al. 2004). Auen gelten als wichtige Zentren der Artenvielfalt und tragen stark zu der *Gesamtdiversität* entlang eines Flusskorridors bei (Abbildung 2.14). Am Beispiel von Auenlandschaften lässt sich die ökologische Rolle der Gewässer besonders einprägsam darstellen: Fließgewässer-Auenflächen nehmen heute 1.2 % der Fläche der Schweiz ein. Um 1870 war der Anteil noch 3.1 %. Der Rückgang der Fließgewässer-Auenflächen seit 1870 ist somit 63 %. Betrachtet man nur die Landflächen der Fließgewässer-Auen, ist der Rückgang mit 87 % noch bedeutend höher. Bei beiden Angaben gilt ein Vertrauensintervall von 95 % (Müller-Wenk et al. 2003).

Weltweit ist der Rückgang der biologischen Vielfalt in den Binnengewässern deutlich höher als in terrestrischen Lebensräumen (Tockner & Stanford 2002). Das gilt auch für die Schweiz. So stehen 28 von 54 einheimischen Fisch- und Rundmaularten auf der Roten Liste (Duelli 1994). 14 weitere Arten sind potenziell gefährdet. 46 % der Wasserpflanzen und 42 % der Sumpfpflanzen gelten als bedroht (Landolt 1991). 19 von 20 einheimischen Amphibienarten sind gefährdet oder bereits ausgestorben (Duelli 1994).

Die Ursachen für den Rückgang der aquatischen Biodiversität sind vielfältig. Als Hauptfaktoren gelten der quantitative und qualitative Verlust an Lebensraum, die Veränderung des Wasserhaushaltes, die Belastung mit chemischen Problemstoffen, die fortschreitende

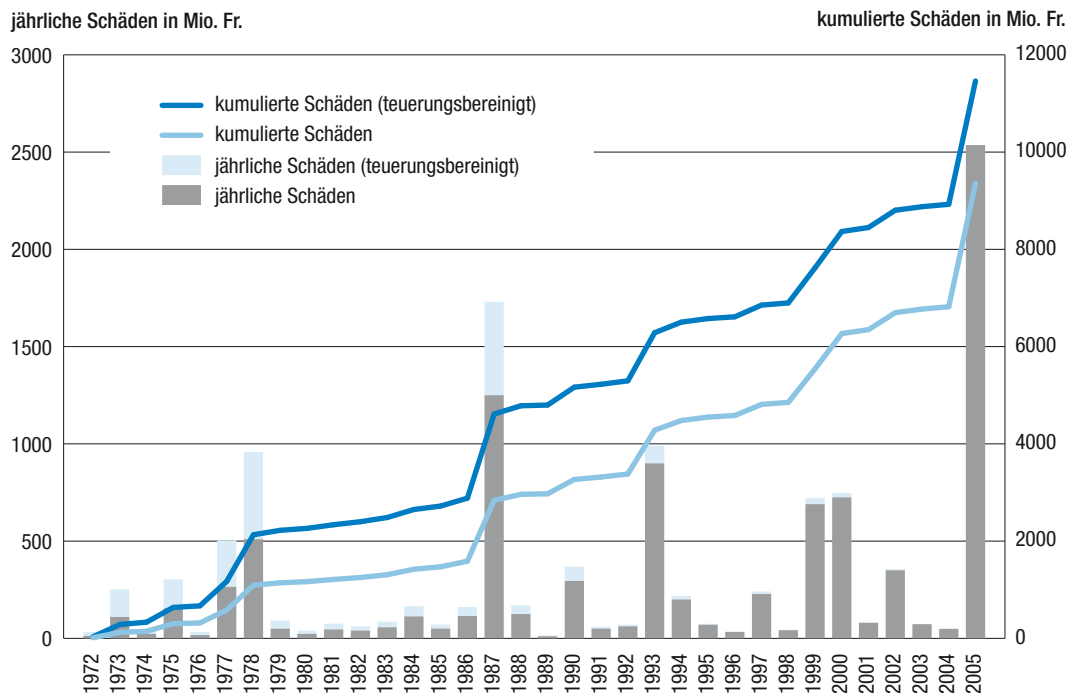


Abbildung 2.15:
Hochwasserschäden
zwischen 1972 und 2005.
Aufteilung in effektive
Kosten und Anteil Teue-
rung (Daten: BWG, Stand
November 2005).

Klimaveränderung, die Fragmentierung der Fließgewässer sowie die Ausbreitung und Etablierung exotischer Arten (Baur et al. 2004). Der wichtigste Faktor ist jedoch die Verbauung und Kanalisierung. Mehr als 90 % der Feuchtgebiete sind der Landwirtschaft und der Siedlungstätigkeit zum Opfer gefallen (Baur et al. 2004). Insgesamt 4'500 km Fließgewässer sind durch den Betrieb von etwa 500 Kraftwerksanlagen mit einer maximalen Leistung von > 300 MW *hydrologisch* verändert. Hinzu kommen noch etwa 1'700 Klein- und Kleinstkraftwerksanlagen (Baur et al. 2004).

2.2.6 Hochwasserschutz

Die Hochwasserschutzmassnahmen in der Schweiz der vergangenen 200 Jahre haben sich als unzureichend erwiesen. Die durch Hochwasserschäden verursachten Kosten waren nach den Überschwemmungen von 1978, 1987, 1993, 1999/2000 und 2005 besonders hoch (Abbildung 2.15). Das Jahrhunderthochwasser vom August 2005, von dem weite Teile der Schweiz betroffen waren, hat allein Schäden in Höhe von 2.5 Milliarden Schweizer Franken verursacht (persönliche Mitteilung, BWG, Oktober 2005). An verschiedenen Flüssen wurde der höchste Abfluss seit Messbeginn beobachtet, beispielsweise an der Aare

oberhalb des Bielersees, an der Lütchine, der Kander, der Muota, der Engelberger Aa, der Sarner Aa, der Reuss (Abbildung 2.16), der Kleinen Emme, der Linth und der Sihl. Statistisch gesehen treten derartige Abflussmengen nur alle 100 bis 200 Jahre auf. Auch bei den meisten Seen wurde der Höchststand erreicht oder sogar überschritten. Ausnahmen waren der Bodensee sowie der Neuenburger- und Murtensee. Aussergewöhnlich war auch die flächenmässig grosse Ausdehnung der Hochwasser, welche jene des Hochwassers von 1999 übertraf (Pressemitteilungen des BWG vom 22. und 24. August 2005). Obwohl vielerorts umfassende Schäden entstanden sind (siehe Abbildung 2.17), blieben Regionen mit ausreichendem Hochwasserschutz verschont (z. B. Thur bei Uesslingen, Abbildung 2.18).



Abbildung 2.16: Hochwasserauswirkungen an der Reuss: überspülter Damm bei Jöns, AG, August 2005 (Foto: B. Schelbert, Departement Bau, Verkehr und Umwelt, Kanton Aargau, Abteilung Landschaft und Gewässer).

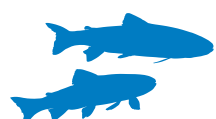




Abbildung 2.17: Hochwasser am Chästelenbach bei Stössi (Auenobjekt 107) im Maderanertal, UR, September 2005 (Foto: Auenberatungsstelle).

Um zukünftige Schäden und Verluste zu vermindern, ist eine Verbesserung des Hochwasserschutzes wichtig. Neue Gesetze in Wasserbau und Gewässerschutz sollen die Umsetzung der notwendigen Massnahmen erleichtern.



Abbildung 2.18: Hochwasser an der Thur bei Uesslingen, TG, August 2005. Hier entstanden dank genügendem Hochwasserschutz keine Schäden (Foto: Kantons Polizei Zürich).

2.2.7 Erholungsnutzung

Naturnahe Fliessgewässer sind sehr wertvolle Naherholungsgebiete und können für verschiedene Aktivitäten genutzt werden (z. B. baden, spazieren, picknicken, Fahrrad fahren, fischen, beobachten, ausruhen). In einem dicht besiedelten Gebiet wie der Schweiz sind solche Areale besonders wichtig. Viele Naherholungsgebiete sind jedoch in den vergan-

genen 200 Jahren durch die Verbauung und Kanalisierung der Fliessgewässer verloren gegangen. Durch eine Revitalisierung können diese Gebiete wieder für die Freizeitnutzung aufgewertet werden. So haben beispielsweise Besucherzählungen an der Thur ergeben, dass revitalisierte Flussabschnitte (z. B. Gütighausen, Niederneunforn) eine deutlich grössere Besucherzahl verzeichnen als verbaute Flussabschnitte (Capelli 2005).

2.3 Handlungsbedarf: präventiv und nachhaltig

Die Problemanalyse der Schweizer Fliessgewässer von Kapitel 2.2 zeigt das Ausmass des Handlungsbedarfes auf. Meist verstärken sich die individuellen Defizite gegenseitig, so dass sie nicht isoliert, sondern als Ganzes betrachtet werden müssen. Revitalisierungen bieten eine Möglichkeit, wie die durch die verschiedenen Defizite beeinträchtigten Lebensräume wiederhergestellt werden können. Um bedeutende Erfolge erzielen zu können, müssen Einzugsgebiete stets als Einheit betrachtet werden, da abschnittsbezogene Einzelmass-

nahmen nicht umfassend wirken können. Die Grundlagen der Revitalisierung werden im nachfolgenden Kapitel erläutert.

Ein weiterer Faktor für den Erfolg von Revitalisierungen ist eine Nachhaltigkeit in den Bereichen Gesellschaft, Umwelt und Wirtschaft. Diese drei Bereiche müssen als gleichberechtigte Elemente berücksichtigt werden. Da ihre Interessen oft im direkten Konflikt stehen, bilden sie ein Spannungsfeld (BWG 2001; Abbildung 2.19).

Doch müssen nicht nur Beeinträchtigungen behoben, sondern es sollten auch bestehende, intakte Lebensräume gefördert werden. Hier geht die Verordnung über den Schutz der Auengebiete von nationaler Bedeutung mit

gutem Beispiel voran. Ziel der Verordnung ist der Schutz der wichtigsten Auen der Schweiz. Das BUWAL bezeichnet die Auengebiete von nationaler Bedeutung, während die Kantone dazu verpflichtet sind, den genauen Grenzverlauf der Auenobjekte festzulegen und ökologisch ausreichende Pufferzonen auszuwählen. Die Auen von nationaler Bedeutung müssen ungeschmälert erhalten bleiben. Ausserdem sollen ihre autotypische einheimische Tier- und Pflanzenarten erhalten und aktiv gefördert werden. Die Auenverordnung ist seit dem 15. November 1992 in Kraft. Bis heute wurden 282 Auenobjekte mit einer Fläche von 226 km² definiert. Dies entspricht 0.55 % der Landesfläche (BUWAL 2005).

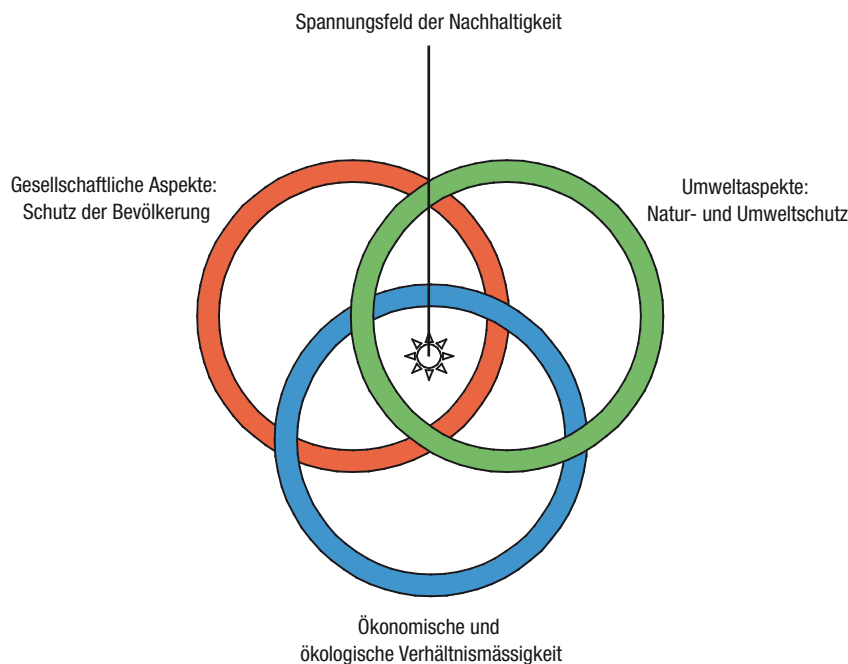
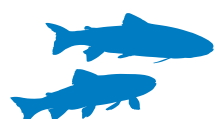


Abbildung 2.19: Spannungsfeld der Nachhaltigkeit (BWG 2001).



3 Grundlagen der Revitalisierung

3.1 Zweck von Revitalisierungen

Bei ökologischen Aufwertungen wird zwischen verschiedenen Ansätzen unterschieden. Die beiden wichtigsten sind Renaturierung und Revitalisierung. Als Renaturierung werden Anstrengungen definiert, welche *Ökosysteme* in ihren ursprünglichen, unbeeinträchtigten Zustand zurückführen (Bradshaw 1996, Roni 2005). Der entsprechende englische Begriff ist «restoration». Es werden aktive und passive Eingriffe unterschieden (Roni 2005). Bei aktiven Renaturierungen werden direkte bauliche Massnahmen vorgenommen, um die ursprüngliche ökologische Funktionsfähigkeit wieder zu erreichen. Bei einer passiven Renaturierung hingegen unterbleiben die *anthropogenen* Aktivitäten, die für die Degradierung des Ökosystems verantwortlich sind oder seine Wiederherstellung verhindern (Kauffman et al. 1997).

Revitalisierungen verbessern ebenfalls wesentliche Aspekte eines Ökosystems, führen es jedoch nicht in einen ursprünglichen Zustand zurück (Bradshaw 1996, Roni 2005). Der entsprechende englische Begriff ist «rehabilitation». Revitalisierungen stellen wesentliche Schlüsselprozesse und -elemente wieder her und verbessern den degradierten Zustand eines Lebensraumes. Ziel der Massnahmen ist nicht die Behebung der Symptome in einem beeinträchtigten System (z. B. reduzierte Fischdichte), sondern deren Ursachen (z. B. reduzierte Habitatvielfalt, reduzierte *Vernetzung*). Die Begriffe «Renaturierung» und «Revitalisierung» werden jedoch weder in der Praxis, noch in der Literatur konsistent verwendet. Ausserdem wird der Begriff «restoration» fälschlicherweise oft mit «Revitalisierung» übersetzt.

Sowohl Renaturierungen wie auch Revitalisierungen werden in aquatischen und terrestrischen Lebensräumen durchgeführt. Das vorliegende Handbuch für die Erfolgskont-

rolle bezieht sich speziell auf Revitalisierungen an Fließgewässern. Dabei schliesst der Begriff «Revitalisierung» auch solche Massnahmen mit ein, die zwar eine ökologische Komponente besitzen, diese jedoch nicht als Schwerpunkt setzen. Somit bezieht sich das Handbuch auch auf ökologische Aufwertungsmaßnahmen bei Hochwasserschutzprojekten. Vollständige Renaturierungen von Fließgewässern zum ursprünglichen Zustand sind – zumindest in der Schweiz – in den meisten Fällen wegen der dichten Besiedlung der Täler unmöglich. Im Idealfall kann sich ein revitalisiertes Fließgewässer zu einem natürlichen, sich selbst regulierenden System entwickeln, welches seinem Landschaftsraum und seinem *morphologischen* Gewässertyp angepasst ist. Ebenfalls ideal ist, wenn der betroffene Abschnitt nach Abschluss der Massnahmen keiner weiteren Unterstützung oder Pflege bedarf (Henry & Amoros 1995). Damit sich ein beeinträchtigtes Fließgewässer wieder einem naturnahen Zustand annähern kann, müssen sowohl ökologische Strukturen bzw. Artenvielfalt und Komplexität der Lebensgemeinschaft, wie auch Funktionen bzw. Produktivität, Transport und Kreisläufe revitalisiert werden (Williams et al. 1997). Abbildung 3.1 stellt diese Annäherung an den Idealzustand grafisch dar.

Im Folgenden werden die Grundlagen für eine Revitalisierung von Fließgewässern dargestellt.

3.2 Stellung in Wissenschaft und Praxis

3.2.1 Gesetzliche Grundlagen

In der Schweiz hat die Zahl der Revitalisierungsprojekte stark zugenommen. Eine gesamtschweizerische Übersicht der durchgeführten Projekte existiert jedoch nicht. Die

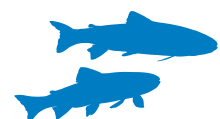
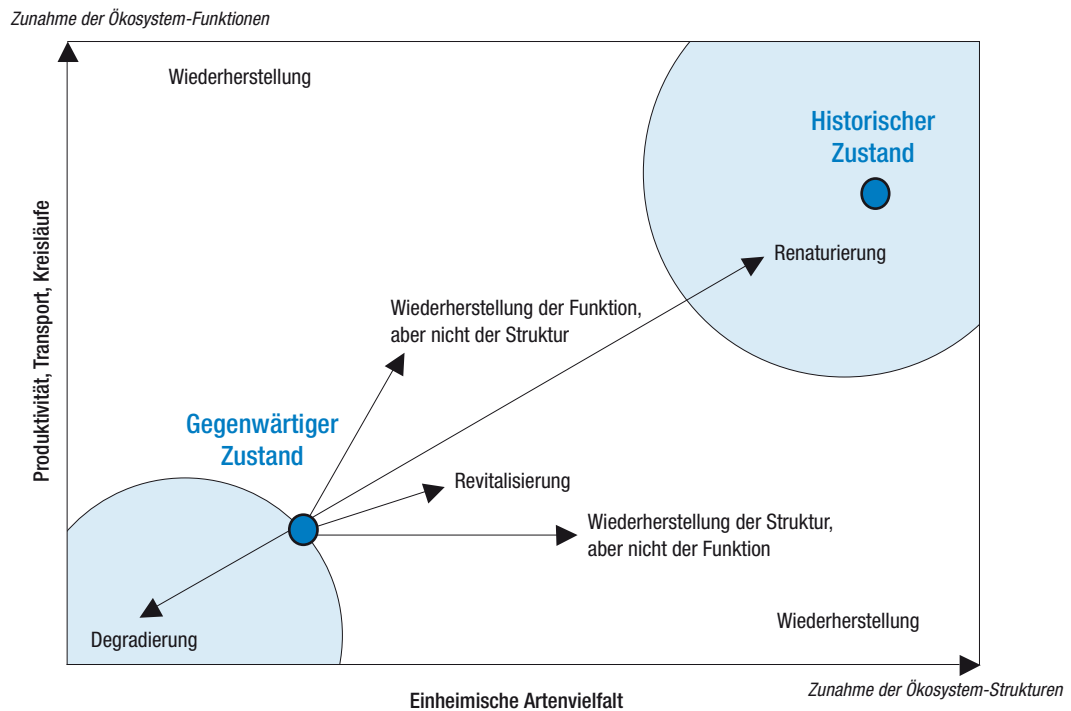


Abbildung 3.1: Die Rolle von ökologischen Strukturen und Funktionen bei Revitalisierungen (Williams et al. 1997). Durch die Wiederherstellung von natürlichen Prozessen erhöhen sich die Strukturen (Arten, Komplexität der Lebensgemeinschaft) und die Funktionen eines Ökosystems.



Zunahme hängt möglicherweise mit der Straffung der gesetzlichen Grundlage zum Schutz der Gewässer zusammen. Das Gewässerschutzgesetz von 1991 legte die Grundlage für einen besseren Schutz der Gewässer und einer stärkeren Gewichtung der Lebensräume und Ufer. Die darauf basierende Gewässerschutzverordnung wurde 1998 angenommen und trat 1999 in Kraft. Sie stellt nicht nur Anforderungen an die Wasserqualität, sondern gibt auch vor, dass Fließgewässer eine naturnahe Struktur aufweisen sollen. Zusätzlich verpflichtet die Wasserbauverordnung von 1994 die Kantone dazu, den minimalen Raumbedarf eines Fließgewässers festzulegen. Art. 21 geht in drei Punkten auf die Gefahrengebiete für Hochwasser und den Raumbedarf der Gewässer ein:

1. Die Kantone bezeichnen die Gefahrengebiete.
2. Sie legen den Raumbedarf der Gewässer fest, der für den Schutz vor Hochwasser und die Gewährleistung der natürlichen Funktionen des Gewässers erforderlich ist.
3. Sie berücksichtigen die Gefahrengebiete und den Raumbedarf der Gewässer bei ihrer Richt- und Nutzungsplanung sowie bei ihrer übrigen raumwirksamen Tätigkeit.

Diese fortschrittliche Verordnung beruht auf der Erfahrung, dass neue Ansätze und Werkzeuge entwickelt werden müssen, um den Ansprüchen von Hochwasserschutz und nachhaltigem Fließgewässermanagement gleichzeitig zu genügen. Besondere Herausforderungen bestehen darin, die Synergien von Hochwasserschutz und Revitalisierung zu identifizieren und neue nachhaltige wasserbauliche Massnahmen zu entwickeln. Diese Herausforderung kann nur durch eine intensive transdisziplinäre Zusammenarbeit von Flussbauern, Ökologen und Sozialwissenschaftlern bewältigt werden.

Die Auenverordnung von 1992 über den Schutz der Auengebiete von nationaler Bedeutung beauftragt die Kantone, die bestehenden Auenobjekte ungeschmälert zu erhalten und diese aufzuwerten. Dabei sollen bestehende Beeinträchtigungen der natürlichen Dynamik des Gewässer- und *Geschiebe*haushalts beseitigt werden. Diese Revitalisierung degradierteter Auengebiete basiert auf der Wiederherstellung der Gewässerdynamik. Nicht revitalisierbare, beeinträchtigte Auengebiete sollen durch die Schaffung von Ersatzstandorten kompensiert werden (Auenberatungsstelle 2001). Bis zum Jahre 2002 wurden in 97 von den bis dahin

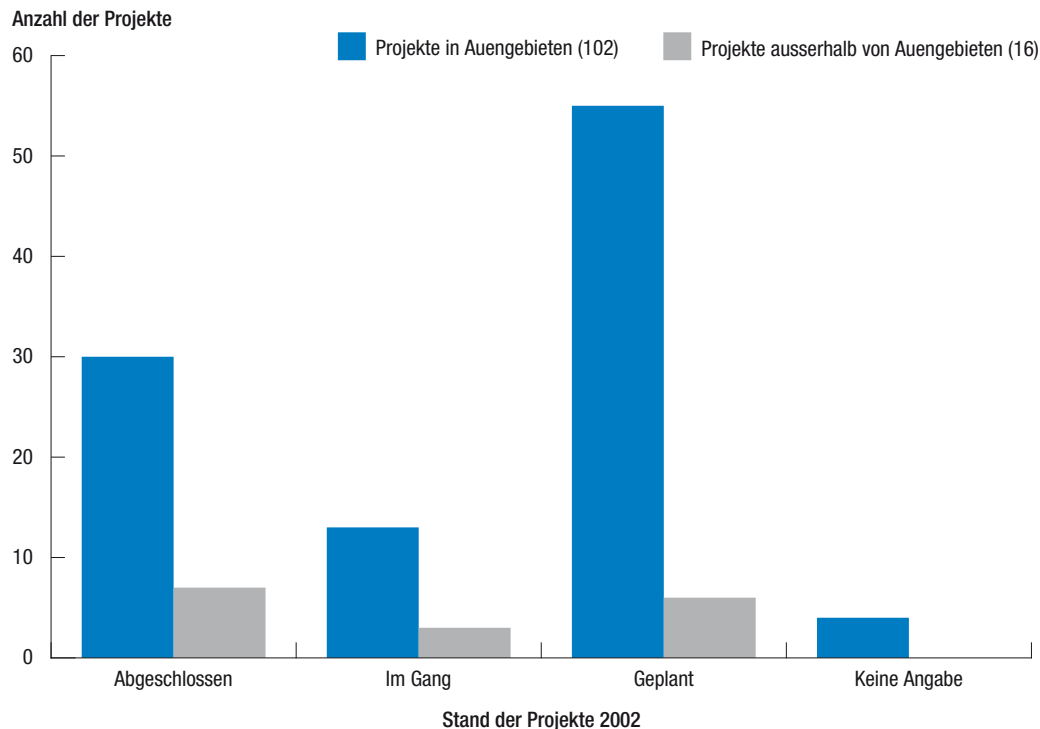


Abbildung 3.2: Anzahl und Stand der Revitalisierungsprojekte in Auen inner- und ausserhalb von Auenobjekten nationaler Bedeutung in der Schweiz: abgeschlossen, im Gang und geplant (Stand 2002, Cosandey et al. 2002).

ausgewiesenen 169 Auenobjekten von nationaler Bedeutung Revitalisierungsprojekte durchgeführt bzw. geplant (Cosandey et al. 2002). Abbildung 3.2 stellt die Anzahl der damals abgeschlossenen, laufenden und geplanten Projekte gegenüber. Zurzeit sind keine aktuellen Daten verfügbar. Die Überarbeitung der Statistik ist erst für Anfang des Jahres 2006 vorgesehen.

Mit dem «Leitbild Fliessgewässer Schweiz» haben die Bundesämter BUWAL, BWG, BLW und ARE einen ersten Schritt in Richtung eines ganzheitlichen Ansatzes im nachhaltigen Fliessgewässermanagement unternommen, der die gleichberechtigte Berücksichtigung sozialer, ökologischer und wirtschaftlicher Aspekte eines Gewässers nahe legt. Das Leitbild gibt Anstösse für einen ganzheitlichen Umgang mit Gewässern und zeigt, wie erfolgreiche Lösungen angepackt werden können. Im Leitbild stehen als zentrale Entwicklungsziele: ein ausreichender Gewässerraum, eine ausreichende Wasserführung und eine ausreichende Wasserqualität (BUWAL/BWG 2003).

3.2.2 Internationaler Wissenstransfer

Mit ihren rund 15 Jahren ist die Praxis der Fliessgewässerrevitalisierung noch sehr jung.

Zukünftige Projekte sind daher stark auf wissenschaftliche Erkenntnisse und praktische Erfahrungen angewiesen (Downs & Kondolf 2002). Um die bisherige Beteiligung der Wissenschaft an der Revitalisierungsökologie zu untersuchen, wurde mit Hilfe der Internet-Suchmaschine «Web of Science» eine Literaturanalyse von internationalen wissenschaftlichen Zeitschriften zwischen 1990 und 2005 durchgeführt. Hierzu wurden die folgenden Stichworte eingegeben:

- «river» and «restoration» or «rehabilitation» | «Fluss» und «Renaturierung» oder »Revitalisierung«
- «stream» and «restoration» or «rehabilitation» | «Bach» und «Renaturierung» oder »Revitalisierung«

Vor 1990 liessen sich nur vereinzelt Veröffentlichungen zu diesen Stichworten finden. Bis 2002 ist ein kontinuierlicher Anstieg von Publikationen im Bereich der Revitalisierungsökologie zu erkennen. Nach einer Stagnation in den Jahren 2003 und 2004 ist die Anzahl der Publikationen im Jahr 2005 wieder angestiegen (Abbildung 3.3).

Der Publikationsanstieg spricht für eine Zunahme der Grundlagenkenntnisse und des Wissenstransfers. Dies sind wichtige Voraus-

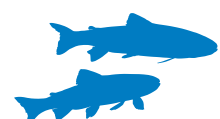
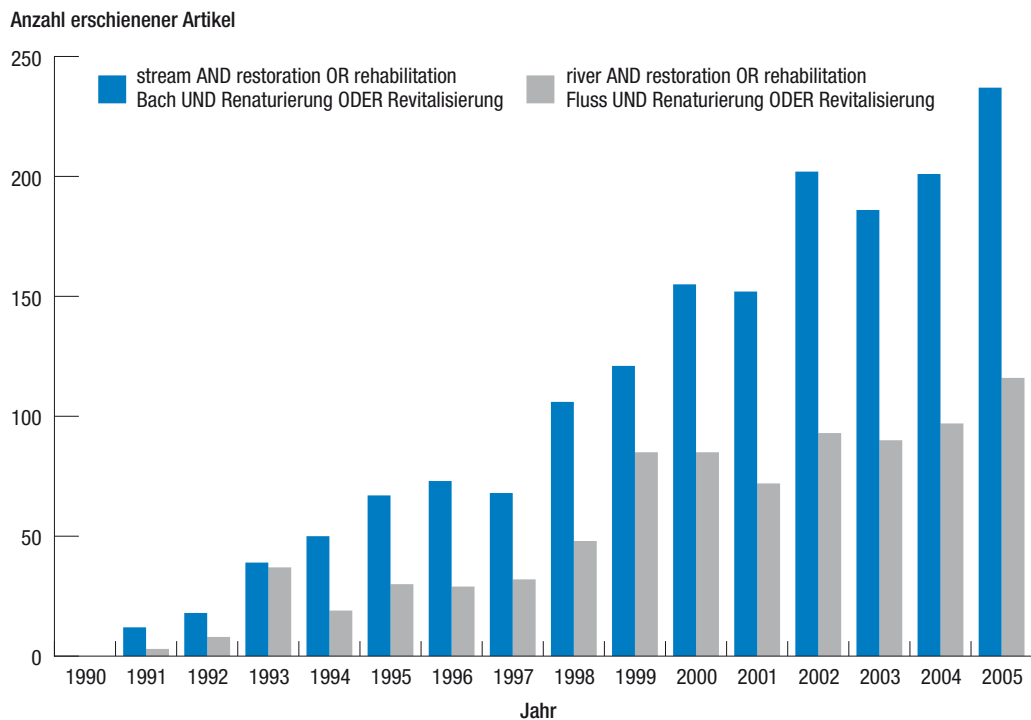


Abbildung 3.3: Anzahl der jährlich zwischen 1990 und 2005 (Stand 1. November 2005) zu den oben genannten Stichworten international erschienenen wissenschaftlichen Publikationen (Web of Science, <http://wok.consortium.ch/portal.cgi?DestApp=WOS&Func=Frame>).



setzungen für die Etablierung einer Revitalisierungswissenschaft. Ebenso wichtig sind aber die Erfahrungen aus der Praxis. Sowohl Erfolge als auch Fehlschläge haben einen hohen Lernwert und können für zukünftige Projekte von grossem Nutzen sein. Die Bereitschaft, Projektergebnisse zu kommunizieren, ist daher wesentlich.

3.2.3 Revitalisierungspotenzial

Der Revitalisierungsbedarf der Schweizer Fliessgewässer ist gross: Extrapoliert man die Daten der *ökomorphologischen* Erhebung der in 22 Kantonen erhobenen 25'443 km Fliessgewässerslänge (siehe Kapitel 2.2.1) auf die insgesamt 61'015 km Fliessgewässer der Schweiz, zeigt sich, dass 23'796 km (39 %) entweder «stark beeinträchtigt», «naturfremd/künstlich» oder «*eingedolt*» sind. Gewässerabschnitte der Klassen «natürlich/naturnah» oder «wenig beeinträchtigt» finden sich vor allem in Quellgebieten und Oberläufen (BUWAL 1998). Das Revitalisierungspotenzial ist daher im Mittelland am grössten. Trotz des hohen Potenzials betrug die Revitalisierungsgeschwindigkeit zwischen 1992 und 1998 nur 10.6 Flusskilometer pro Jahr (persönliche Mitteilung, BWG, 2000).

3.3 Projekttablauf

Revitalisierungsprojekte profitieren von einer sorgfältigen und umfassenden Planung. Abbildung 3.4 zeigt den idealen Ablauf einer Revitalisierung von der Planung bis zur Erfolgskontrolle. Die einzelnen Elemente sind nach dem Leistungsmodell 95 des Schweizerischen Ingenieur- und Architektenvereines (1996) in fünf verschiedene Phasen eingeteilt.

Revitalisierungen haben zum Ziel, einen Zustand wiederherzustellen, der sich dem vor einer Beeinträchtigung annähert. Um den Grad dieser Annäherung zu beurteilen, werden *Referenzsysteme* herangezogen, welche Aufschluss über natürliche Variationsbreiten geben. Referenzsysteme sind Fliessgewässerabschnitte, welche den unbeeinträchtigten Zustand repräsentieren, der durch einen Eingriff angestrebt wird (Chapman 1999). In der Schweiz liegen solche Systeme häufig nicht mehr vor, sodass ein theoretisches *Leitbild* anhand von historischen oder modellierten Daten entwickelt werden muss (Jungwirth et al. 2002; siehe auch Kapitel 4.4). Die Formulierung einer solchen Zielvision ist ein entscheidender Arbeitsschritt im Planungsprozess eines Fliessgewässereingriffes (Nienhuis & Leuven 2001). Sie beschreibt das natürliche

Potenzial des Fließgewässers unter uneinträchtigen Verhältnissen, jedoch unter Berücksichtigung der vorliegenden Rahmenbedingungen. Um ein realistisches Leitbild formulieren zu können, wird eine Defizitanalyse des *Ist-Zustandes* benötigt.

Nach einer Definition des Leitbildes und unter Berücksichtigung der *politischen und gesellschaftlichen Rahmenbedingungen* werden die Projektziele definiert. Die Teilnahme von Vertretern verschiedener *Interessengruppen* am Zielformulierungsprozess ist für die

Akzeptanz und Unterstützung des Projektes entscheidend. Zusätzlich soll durch *Öffentlichkeitsarbeit* über das Vorhaben und über die Ergebnisse informiert werden. Die drei Elemente *politische und gesellschaftliche Rahmenbedingungen*, *Interessengruppen* und *Öffentlichkeitsarbeit* sind für alle fünf Phasen relevant.

In Phase 2 erfolgt aufgrund der *Zielformulierung* die konkrete *Auswahl der Revitalisierungsmassnahme* anhand eines *Variantenvergleichs*. Die Phasen «Strategische Planung»

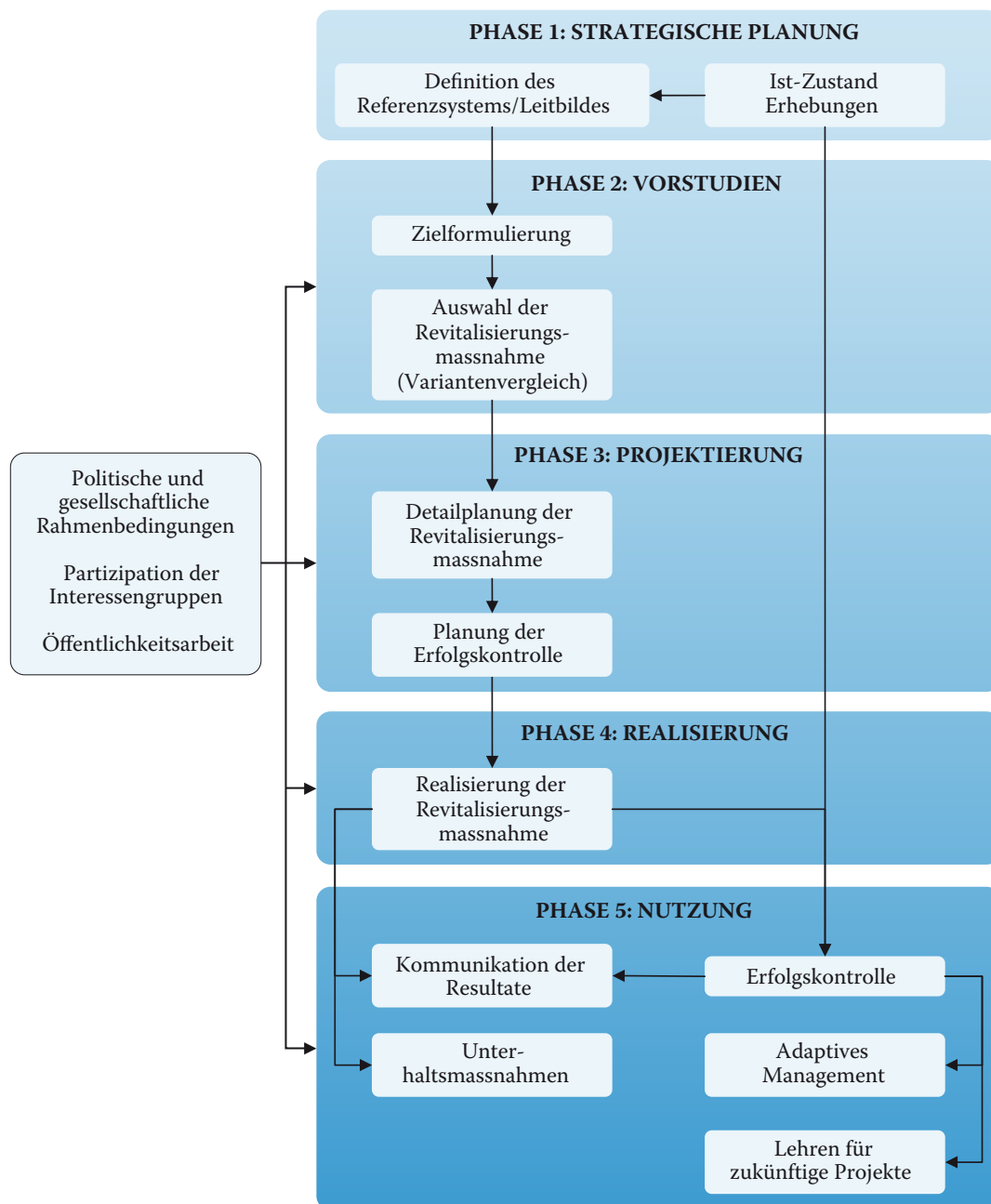


Abbildung 3.4: Idealer Ablauf eines Revitalisierungsprojektes; stark modifiziert nach Holl & Cairns (1996). Phaseneinteilung nach dem Leistungsmodell 95 des Schweizerischen Ingenieur- und Architektenvereines (1996).

und «Vorstudien» sind Gegenstand der Synthesearbeit «Handbuch für die Partizipation und Entscheidungsfindung bei Wasserbauprojekten», die wie das vorliegende Handbuch ein Produkt des Rhone-Thur Projektes ist (Hostmann et al. 2005). In der Projektierungsphase folgt anschliessend die *Detailplanung der Revitalisierungsmassnahme*. Um zu prüfen, ob die im Planungsprozess klar definierten Projektziele nach der *Realisierung der Revitalisierungsmassnahme* auch erreicht wurden, ist eine *Erfolgskontrolle* notwendig. Die Erfolgskontrolle bildet das Kernstück des vorliegenden Handbuches. Die Grundlagen hierzu werden im nachfolgenden Kapitel 4 erläutert. Hier stehen auch Angaben zum Nutzen von Indikatoren und zur Stellung von Referenzen. Die Erfolgskontrolle ermöglicht, noch vorhandene Defizite zu identifizieren und, wenn nötig, zusätzliche Massnahmen zu deren Behebung einzuleiten. Ein solches *adaptives Management* ist das am besten geeignete Planungskonzept, weil sich die Auswirkungen der Eingriffe im Detail nur schwer vorhersagen lassen (Downs & Kondolf 2002). Beim adaptiven Management wird jeder Schritt eines Projektes als ein Sammeln von Informationen betrachtet, dessen Ergebnisse für die Modifizierung oder Entwicklung des nächsten Arbeitsschrittes angewendet werden (Halbert & Lee 1991). Die Erfolgskontrolle ermöglicht es, *Lehren für zukünftige Projekte* zu ziehen. Aufgrund der noch geringen Revitalisierungserfahrung sind solche Lehren besonders wertvoll. Dies setzt jedoch eine *Kommunikation der Resultate* voraus. Meist sind nach der Umsetzung der Revitalisierungsmassnahme ausserdem weitere *Unterhaltungsmassnahmen* notwendig, obwohl dies idealerweise nicht der Fall sein sollte.

3.4 Berücksichtigung der abiotischen und biotischen Heterogenität

Fliessgewässer weisen typischerweise eine ausgeprägte räumliche und zeitliche Heterogenität auf. Sowohl die *abiotische* als auch die *biotische* Heterogenität zeigen sich im Zusammenwirken von Raum und Zeit (Ward 1989). Diese beeinflussen *morphologische* Prozesse,

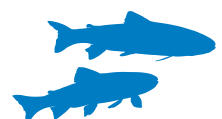
Störereignisse und Hochwasser, die räumliche Verteilung von Organismen und Habitaten sowie den *Sukzessions*stand der Vegetation (Gregory et al. 1991). Somit wirken Raum und Zeit zusammen, um Gemeinschaften und *Ökosysteme* zu formen (Lewis et al. 1996). Dabei sind auch biologische Interaktionen wie z. B. Konkurrenz um lebenswichtige Ressourcen, Fortpflanzungserfolg und Räubervorkommen von Bedeutung. Ausserdem können natürliche geografische und klimatische Unterschiede die physikalischen Prozesse, die Artenvielfalt und deren Zusammensetzung beeinflussen (Bunn & Davies 2000). Ein weiterer wichtiger bestimmender Faktor für die biologische Entwicklung eines Fliessgewässers ist der für die Besiedlung zur Verfügung stehende Artenpool (Wevers & Warren 1986).

Bei Fliessgewässerrevitalisierungen übt das Einzugsgebiet einen besonders starken räumlichen Einfluss aus. Dies bedeutet nicht, dass ganze Einzugsgebiete revitalisiert werden müssen, sondern vielmehr, dass bei lokalen Eingriffen die Fliessgewässerprozesse auf der Ebene des Einzugsgebietes einzubeziehen und zu berücksichtigen sind (Boon 1998). Somit sollte bei Aufwertungsmassnahmen die longitudinale, laterale und vertikale Ausdehnung des Einzugsgebietes berücksichtigt werden (Lorenz et al. 1997). Die in diesem Handbuch beschriebene Methode der Erfolgskontrolle ist für Projekte vorgesehen, die sich auf Fliessgewässerabschnitte beschränken, sich aber nach den Prozessen im Einzugsgebiet richten.

Erfolgreiche Revitalisierungsprojekte setzen eine Berücksichtigung der historischen Ereignisse und Veränderungen voraus. Es gibt zwei zeitliche Ebenen, auf der sich Veränderungen in einem Fliessgewässer abspielen können: die jährliche Skala und die historische Skala. Die jährliche Skala bezieht sich auf *hydrologische* Phasen und unvorhersagbare Fluktuationen innerhalb und zwischen verschiedenen Jahren. Die historische Skala bezieht sich auf Ereignisse auf der Skala von Jahrzehnten und Jahrhunderten (Amoros & Bornette 2002). Für die historische Skala werden oft historische Karten eingesetzt, um Flussläufe, welche vor Jahrzehnten oder Jahrhunderten existierten,

zu rekonstruieren. Historische Daten sind jedoch nicht nur für die Wiederherstellung einer Gewässerlandschaft notwendig. Sie dienen auch dazu, gegenwärtige Prozesse besser zu verstehen und die zukünftigen Folgen von Revitalisierungseingriffen vorherzusagen (Boon 1998).

Die Heterogenität verlangt eine systematische Beurteilung der Fließgewässer, welche aus mehreren Erhebungen zu verschiedenen Zeitpunkten bestehen soll (Boon 1998). Dies trifft sowohl auf die Ist-Zustandserhebung, als auch auf die Erfolgskontrolle nach Projektablauf zu. Da sich die verschiedenen Aspekte eines Fließgewässers zeitlich verschoben ausbilden können, kann damit gerechnet werden, dass sich eine Aussage über den Revitalisierungserfolg ebenso je nach Zeitpunkt der Evaluation ändern wird. So geben Evaluationsergebnisse von mehreren Jahren die dynamische Entwicklung wider, während eine einmalige Evaluation nach Projektabschluss ein unvollständiges Bild des Projekterfolges vermittelt.



4 Grundlagen der Erfolgskontrolle

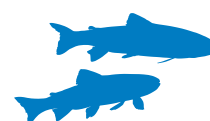
4.1 Stellung der Erfolgskontrolle

Die Erfolgskontrolle ist ein wichtiges Element bei Fliessgewässerrevitalisierungen und bildet das Kernstück dieses Handbuches. Sie dient dazu, durch systematisches Sammeln von Daten das Erreichen der im Planungsprozess formulierten Ziele zu überprüfen und zu beurteilen (Downs & Kondolf 2002). In dem vorliegenden Handbuch wird die Erfolgskontrolle wie folgt definiert: Die Erfolgskontrolle einer Fliessgewässerrevitalisierung ist eine Überprüfung, inwieweit die von der Projektleitung festgelegten Ziele erreicht wurden. Hierzu wird die Ausgangslage mit der Situation nach der Umsetzung der Revitalisierungsmassnahme verglichen. Als Messgrössen werden Indikatoren verwendet (mehr zu Indikatoren im Kapitel 4.3). Aus dem Vergleich erfolgt die Zuordnung jedes Projektzieles in eine von fünf Veränderungskategorien: Verschlechterung/Misserfolg, keine Veränderung, leichte Verbesserung/kleiner Erfolg, mittlere Verbesserung/mittlerer Erfolg und starke Verbesserung/grosser Erfolg. Auf diese Weise kann beurteilt werden, ob und wie die individuellen Projektziele erreicht wurden. Die Aussage über den Erfolg bezieht sich daher ausschliesslich auf die festgelegten und beurteilten Projektziele und nicht etwa auf die Annäherung des Fliessgewässerabschnittes an ein besonders naturnahes Referenzsystem oder Leitbild (mehr zu Referenzsystemen und Leitbildern im Kapitel 4.4.1). Je mehr Projektziele in diesem Schritt aber als «erfolgreich erreicht» beurteilt werden können, desto eher entspricht eine Revitalisierungsmassnahme insgesamt auch einer Annäherung an ein Referenzsystem.

Erfolgskontrollen ermöglichen ein Aufdecken von Mängeln in der Projektkonzeption, unerwarteten Auswirkungen des Eingriffes und anhaltenden Defiziten des revitalisierten Fliessgewässerabschnittes. Diese können, wenn notwendig, anschliessend anhand zusätzlicher Massnahmen behoben werden.

Aufgrund der noch mangelhaften wissenschaftlichen Grundlagen der Revitalisierungsökologie kommt Erfolgskontrollen ein hohes Mass an Controllingfunktionen zu, von denen auch zukünftige Projekte stark profitieren können. Dabei sind Lehren sowohl aus erfolgreichen wie auch aus weniger erfolgreichen Projekten von grosser Bedeutung. Ausserdem fördern sie einen nachhaltigen Umgang mit den natürlichen Ressourcen (Bash & Ryan 2002). Ein Nutzen erfolgt jedoch nur, wenn die Bereitschaft besteht, Misserfolge einzugestehen und Ergebnisse zu kommunizieren (Kondolf 1995). Ausserdem ermöglicht eine Erfolgskontrolle eine Aussage bezüglich der Effizienz der eingesetzten Mittel. Erfolgreiche Projekte können die Akzeptanz zukünftiger Projekte stark beeinflussen und fördern, während fehlgeschlagene Projekte unter Umständen das Gegenteil bewirken.

Bei Natur- und Sozialwissenschaftlern, Ökonomen und Politikern besteht Einigkeit darüber, dass eine Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen notwendig ist. Bis vor kurzem bildeten Erfolgskontrollen bei Revitalisierungsprojekten in der Schweiz und im Ausland jedoch die Ausnahme. Neben einem Fehlen der nötigen finanziellen Mittel, der Zeit und der Arbeitskraft (Bash & Ryan 2002) wurde oft das Fehlen geeigneter Anleitungen und Richtlinien als Grund für das Ausbleiben einer Erfolgskontrolle genannt. Obwohl diese Argumente zum Teil auch heute noch gelten, ist die Tendenz zur Durchführung von Erfolgskontrollen steigend. In der Schweiz werden Erfolgskontrollen insbesondere in den Kantonen mit hoher Revitalisierungsaktivität durchgeführt. Hierzu gehören beispielsweise die Kantone Aargau und Bern. Auch bei Revitalisierungen in Auen von nationaler Bedeutung wird grosser Wert auf Erfolgskontrollen gelegt.



4.2 Konzepte der Erfolgskontrolle

4.2.1 Erfolgskontrolle im Auenschutzpark Aargau

Der Auenschutzpark Aargau entstand als Folge einer Volksinitiative von 1993. Diese hatte das Ziel, innerhalb von 20 Jahren auf mindestens 1 % der Kantonsfläche einen Auenschutzpark zum Schutz der bedrohten Flussauen zu schaffen. Der entsprechende Verfassungsartikel trat 1994 in Kraft. Drei Jahre später bewilligte der Grosse Rat bis 2003 eine Summe von 16 Millionen Franken. Für die Jahre 2004–2009 werden 23 Millionen Franken zur Verfügung gestellt. Seit 1995 laufen diverse Realisierungsmassnahmen. Der Nachweis der Wirksamkeit erfolgt mittels Erfolgskontrollen. Hierzu dient das «Kontrollprogramm Aargau», welches aus folgenden Teilprojekten besteht:

- Langzeitbeobachtung der Artenvielfalt in den Nutzflächen des Kantons Aargau (LA-NAG). Die Resultate werden im *Kessler-Index* zusammengefasst
- jährliche Stichproben bei seltenen und geschützten Arten und Lebensräumen
- *Vernetzung* von Fluss und Uferzone: Trendanalyse und Extensivierung von Vertragswiesen, Wiesenansaaten, Rotationsbrachen, Spätschnitt-Trockenwiesen
- periodische Auswertungen und Informationen zum Zustand der Natur und über die Wirksamkeit der Naturschutzmassnahmen. Erfolgsmeldungen für die Öffentlichkeit

Die dynamischen Fliessgewässerprozesse ziehen Erholungssuchende an, welche wiederum die störungsanfälligen Arten vertreiben. Diese Arten sind daher als Indikatoren für dynamische Prozesse oft ungeeignet. Die Auenverordnung verlangt unter anderem die Wiederherstellung der natürlichen Dynamik des Gewässer- und *Geschiebe*haushalts. Es besteht daher ein hoher Bedarf an entsprechenden Indikatoren. Indikatoren müssen auch auf das Zielpublikum ausgerichtet sein. Denn die Erfahrung zeigt, dass der Auenschutzpark seine Ziele nur durch eine langfristige Unterstützung durch die

Öffentlichkeit erreichen kann. Dies setzt eine regelmässige Kommunikation voraus. Erfolgskontrollen dienen daher nicht nur der Optimierung von Umsetzungsmassnahmen, sondern auch als Werkzeug für die Öffentlichkeitsarbeit.

4.2.2 Erfolgskontrolle beim Renaturierungsfonds, Kanton Bern

1997 erliess der Grosse Rat des Kantons Bern – gestützt auf das Bundesgesetz von 1916 über die Nutzbarmachung der Wasserkräfte – das Wassernutzungsgesetz (WNG). Dieses Gesetz regelt die nachhaltige Nutzung des öffentlichen und privaten Wassers sowie die wasserwirtschaftlichen Aufgaben des Kantons. Dieses Ereignis nahmen die Umweltverbände des Kantons Bern zum Anlass, mittels Volksvorschlag einen zweckgebundenen Fonds für Gewässerrenaturierungen zu schaffen. Der entstandene Renaturierungsfonds (Art. 36a des WNG; RenF, www.be.ch/renf) erhält jährlich ca. 3.2 Millionen Franken. Seit 1998 wurden ungefähr 400 Projekte mit etwa 12 Millionen Franken unterstützt. Im Jahr 2000 wurde ein Konzept für eine Erfolgskontrolle erarbeitet. Für den Zweck der Erfolgskontrolle unterscheidet der RenF sieben Typen von Renaturierungsmassnahmen: Gerinnerrenaturierung, Ausdolung, Uferstrukturierung/-aufweitung, Geschiebehaushalt, Neuanlage von Seitenarmen, Seeufer- und Auenrevitalisierung. Das Konzept beruht auf dem Prinzip der Typenprüfung. Für jeden Typ wird die Wirksamkeit der getroffenen Massnahmen bei ausgewählten Projekten überprüft. Für jeden Typ werden Indikatoren vorgeschlagen, welche sich nach der möglichen Zieldefinition der Renaturierungsmassnahme richten. Dabei werden ausschliesslich morphodynamische, chemisch-physikalische und biologische Indikatoren berücksichtigt. Die Bedeutung von soziokulturellen Indikatoren wird jedoch anerkannt. Bei den biologischen Indikatoren werden vor allem aquatische Organismen (Fische und Wirbellose) berücksichtigt. Für die empfohlenen Indikatoren der verschiedenen Massnahmentypen siehe Tabelle 4.1 oder Kirchhofer & Breitenstein (2000).

4.2.3 Erfolgskontrolle in den Auen von nationaler Bedeutung

Die Verordnung über den Schutz der Auengebiete von nationaler Bedeutung (AuenV) beauftragt die Kantone, angemessene Schutz- und Unterhaltsmassnahmen zur Erhaltung der intakten Objekte zu treffen (Lachat et al. 2001). Die Erfolgskontrolle Auen bezweckt, das Erreichen der Schutzziele der Auenverordnung zu überprüfen und dient als Instrument zur Optimierung des Auenschutzes. Die Ziele der Erfolgskontrolle sind:

- Überwachung des Zustandes der Auen und Vergleich mit dem Sollzustand
- frühzeitige Erkennung von Entwicklungstrends und Gefährdungen
- Prüfung der Wirkung und der Effizienz der Auenschutzmassnahmen
- Analyse der Probleme des Auenschutzes
- Aufzeigen des Handlungsbedarfs und der Optimierungsmöglichkeiten für einen wirksamen und effizienten Auenschutz
- auf das Zielpublikum ausgerichtete Information der Stakeholder und der Öffentlichkeit
- Überprüfung der Schutzziele der Auenverordnung

Die Untersuchungen sind in erster Linie auf die Erfolgskontrolle der Anstrengungen für den Auenschutz, in zweiter Linie auf den Aspekt der Dauerbeobachtung der Auenobjekte ausgerichtet (Bonnard & Roulier 2004).

Die Schwerpunkte und Konzepte der Erfolgskontrollen des Auenschutzparks Aargau, des Renaturierungsfonds und der Auen nationaler Bedeutung sind sehr unterschiedlich. Das vorliegende Handbuch bietet ein Werkzeug für die Erfolgskontrolle von Fliessgewäs-

serrevitalisierungen, welche zur Vereinheitlichung der Erfolgskontrollen verhelfen könnte. Auch hier dienen Indikatoren als Messgrössen für relevante Prozesse.

4.3 Indikatoren

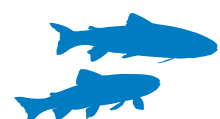
Indikatoren sind messbare Grössen, welche wertvolle Informationen über den Zustand eines *Ökosystems* und relevante Prozesse liefern (Lorenz et al. 1997). In dem vorliegenden Handbuch werden Indikatoren als Werkzeuge zur quantitativen, semi-quantitativen oder qualitativen Charakterisierung der Projektziele definiert. Es werden sowohl biotische wie auch abiotische Indikatoren verwendet. Nachfolgend werden sinnvolle Indikatoreigenschaften diskutiert, Beispiele möglicher Indikatoren aufgezeigt und die in dem vorliegenden Handbuch beschriebenen Indikatoren präsentiert.

4.3.1 Indikatoreigenschaften

Oftmals werden biologische Indikatoren wie z. B. die Anwesenheit von bestimmten standorttypischen Tierarten wie Biber (*Castor fiber*), Fischotter (*Lutra lutra*), Lachs (*Salmo salar*) oder Eisvogel (*Alcedo atthis*) physikalischen und chemischen Indikatoren vorgezogen, da sie für die Bevölkerung eine höhere Relevanz haben. Solche *Flaggschiff-Arten* können dazu verhelfen, Unterstützung aus der Bevölkerung zu mobilisieren und Betroffene zu motivieren. Der Nutzen solcher Indikatoren darf nicht unterschätzt werden. Um ein vollständiges Bild der Fliessgewässerdynamik zu erhalten, sind aber zusätzliche, integrative Indikatoren notwendig, die eine Vielzahl von Prozessen beschreiben können.

Die Erfolgskontrolle Auen besteht aus sieben Stufen:

Verwaltungsprogramm (Rechtsnormen)	Umsetzungs- und Verfahrenskontrolle
Behördenarrangement, Ressourcen (Vollzugsstruktur)	
Aktionspläne, Zwischenoutputs (Vollzugsplanung)	
Outputs (Verwaltungsendprodukte)	
Impacts, Politikadressaten (Zielgruppen)	Wirkungskontrolle
Wirkungskontrolle in der Natur	
Gesamtevaluation	Gesamtevaluation



Um für die Praxis tauglich zu sein, sollten Indikatoren möglichst viele der nachfolgenden Eigenschaften erfüllen (Cairns et al. 1993, Angermeier & Karr 1994, Lorenz et al. 1997).

- einfach messbar und interpretierbar
- fortlaufend messbar und auf weite Regionen anzuwenden
- biologisch und sozial relevant
- integrativ
- kosteneffizient
- nicht destruktiv
- Richtwerte sollten verfügbar sein
- räumlich und zeitlich mit den Projektgegebenheiten in Übereinstimmung

4.3.2 Mögliche Indikatoren

Die Anzahl möglicher Indikatoren für die Projektbeurteilung ist so gut wie unendlich und die Auswahl geeigneter Indikatoren daher keine leichte Aufgabe (Cairns et al. 1993). Eine sorgfältige Auswahl ist jedoch wesentlich, damit eine langfristige Erfolgskontrolle effektiv sein kann (Cairns et al. 1993). Tabelle 4.1 zeigt eine Zusammenstellung von Messgrössen aus den folgenden Beispielen:

- Indikatoren für die Erfolgskontrolle bei Gewässer-Renaturierungen im Kanton Bern (RenF, siehe Kapitel 4.2.2)
- Messparameter des *Modul-Stufen-Konzepts* zur Untersuchung und Bewertung des ökologischen Zustandes der Fliessgewässer in der Schweiz (siehe Kapitel 2.2.1)
- Fallbeispiel der Erfolgskontrolle des Skjern Revitalisierungsprojektes, Dänemark (siehe nachfolgender Abschnitt)

Die Indikatoren sind in Tabelle 4.1 der Übersichtlichkeit halber in verschiedene Gruppen eingeteilt. Fauna-Indikatoren stehen am Schluss der Liste.

Skjern Revitalisierung, Dänemark

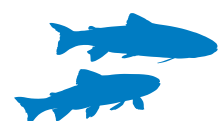
Der Skjern liegt im Südwesten von Jütland und ist der grösste Fluss Dänemarks. Bis zum Jahre 1962 mäandrierte der Skjern durch sein Tal und stieg mehrmals pro Jahr über seine Ufer. Hierdurch war ein ökologisch wertvolles Netzwerk von Seen, Auen und Tümpeln entstanden. Zwischen 1962 und 1968 wurde das Einzugsgebiet jedoch für die intensive Bewirtschaftung entwässert, kanalisiert und eingedämmt.

Das ursprüngliche Feuchtgebiet schrumpfte auf nur 2 % seiner ursprünglichen Grösse. Die Folgen waren insbesondere: Abnahme der *Biodiversität* (vor allem betroffen waren Otter, Wasservögel und die Lachs-Population), Abnahme der Selbstreinigungskraft, Landabsenkung und erhöhte Nährstoffbelastung. 1998 beschloss das Dänische Parlament, 20 km bzw. 2'200 ha des Skjern zu revitalisieren. Ziel der Revitalisierung war, ein zusammenhängendes Naturschutzgebiet wiederherzustellen, welches Lebensräume für Auen- und Uferarten bieten und die Wiederbesiedlung verdrängter Arten ermöglichen würde. Ausserdem sollten die neuen Feuchtgebiete als Pufferzone zwischen Fluss und landwirtschaftlich genutzten Flächen die Eutrophierung des Skjern und seines Fjordes verringern. Als wichtiges Ziel galt auch die Entwicklung des Naturschutzgebietes als Erholungszentrum für die Öffentlichkeit. Die Revitalisierungsmassnahmen wurden zwischen 1999 und 2002 durchgeführt. Unter anderem wurden die Dämme entfernt und der ehemalige mäandrierende Flusslauf wieder ausgehoben. Das Projekt kostete 34 Millionen Euro (National Forest and Nature Agency 1999). Eine detaillierte Kosten-Nutzen-Analyse wird in Dubgaard et al. (2002) präsentiert. Seit Abschluss des Projektes läuft eine umfassende Erfolgskontrolle anhand der in Tabelle 4.1 aufgeführten Indikatoren.

Bei allen drei Beispielen wurden Indikatoren für den Bereich Sozioökonomie vernachlässigt. Dies ist ein häufiges Defizit bei Erfolgskontrollen. Obwohl in dem vorliegenden Handbuch der Schwerpunkt der Erfolgskontrolle im Bereich «Umwelt und Ökologie» liegt, werden auch Projektziele aus den Bereichen «Nutzen für die Gesellschaft», «Wirtschaft» und «Umsetzung des Projektes» berücksichtigt (siehe Kapitel 6). Es wird jeweils der Erfolg der einzelnen Projektziele beurteilt, nicht aber der übergeordneten Bereiche. Eine Ausnahme bildet der Bereich «Umwelt und Ökologie». Hier kann sowohl der Erfolg der einzelnen Projektziele, als auch des übergeordneten Bereiches «Umwelt und Ökologie» beurteilt werden. Dies gilt jedoch nur, wenn gewisse Bedingungen erfüllt werden (mehr hierzu in Kapitel 10).

Gruppe	RenF, Kanton BE (Kirchhofer & Breitenstein 2000)	Indikator	
		Modul-Stufen-Konzept (BUWAL) * = Methode in Bearbeitung	Skjern Revitalisierung, Dänemark (Dubgaard et al. 2002)
äusserer Aspekt		Eisensulfid	
		Feststoffe/Abfälle	
		Geruch	
		heterotropher Bewuchs	
		Kolmation	
		Pflanzenbewuchs	
		Schaum	
		Schlamm	
		Trübung	
		Verfärbung	
Durchgängigkeit	Wanderhindernisse nach Höhenklassen	Kartierung und Beschrei- bung aller Durchgängig- keitsstörungen	
Geschiebe	Auflandung	Feststoffregime*	Rückhalt und Ablagerung von Feststoffen
	Erosion		Schwebstoffe
	Menge des transportierten Geschiebes, Transport- strecke		
	Geschiebedynamik und -umlagerung		
Hydraulik	Variabilität der Breite	Wasserspiegelnbreiten- variabilität	Wasserspiegel, Wasser- spiegelfluktuationen
	Variabilität der Fliess- geschwindigkeit	Fliessverhalten*	Überflutungsdynamik
	Variabilität der Tiefe		
Hydrologie		Abflussregime*	
		Abflussdynamik*	
Morphologie	Bewertung Raumbedarf		Form und Profil des Flusses und seiner Zuflüsse
	Gewässerlauf: Anzahl Seitenarme bei versch. Ab- flüssen, laterale Verbindung der neuen Gewässer dem Hauptlauf		Topographie und Höhen- messungen des Fluss- systems
	Gewässerlauf: Entwicklung		physikalische Habitate
	ökomorphologische Klasse		
	Topographie, Raumbedarf		
	Variabilität der Fisch- habitatsklassen		
organisches Material	Totholz		Ablagerung von Nähr- stoffen, Nährstoffrückhalt
			Nährstoffkreislauf
Sohle	Kolmatierungsgrad	Sohlenbreite	Höhenmessungen im Flussbettes
	Korngrössenzusammen- setzung	Verbauung der Sohle	
	Strukturvielfalt		
	Zusammensetzung der Sohle		
Ufer	Anteil Flach- und Steinufer	Breite und Beschaffenheit des Böschungsfusses	Ufererosion
	Überflutungsflächen	Verbauung des Ufer- bereiches	
	Breite des Gewässerrand- streifens (Raumbedarf BWG)		
	Uferstrukturen: Totholz, Steine, Ufervegetation		

Tabelle 4.1: Für die Erfolgskontrolle und die Fließgewässerbewertung verwendete Indikatoren und Parameter: Einteilung in verschiedene Gruppen.



Gruppe	RenF, Kanton BE (Kirchhofer & Breitenstein 2000)	Indikator	
		Modul-Stufen-Konzept (BUWAL) * = Methode in Bearbeitung	Skjern Revitalisierung, Dänemark (Dubgaard et al. 2002)
Vegetation, aquatisch	Algenbewuchs der Sohle	Kieselalgenindex	Sukzession der aquatischen Vegetation
	aquatische Vegetation		Entwicklung von <i>Luronium natans</i> und <i>Oenanthe fluviatilis</i>
Vegetation, terrestrisch	amphibische Vegetation		Sukzession der terrestrischen Vegetation
	Beschattungs- und Besonnungsgrad		
	Pflanzengemeinschaft Ufer: Artenspektrum, Ausdehnung		
	räumliche Anordnung der Pflanzengemeinschaften		
	Sukzession		
	Temperatur		
	Zeigerorganismen		
Vernetzung	Vernetzung innerhalb des Gewässersystems, Vernet- zungsgradient		
	Vernetzung mit der Land- schaft		
	Gewässerlauf: laterale Ver- bindung von neuen Gewäs- sern mit dem Hauptlauf		
Wasserqualität	organische Belastung	Ammoniak/Ammonium	Gesamt-Phosphor
	Sauerstoffgehalt	Chlorid	Gesamt-Stickstoff
	Temperatur	elektrische Leitfähigkeit	Gesamt-Eisen
		geochemische Parameter	löslicher Phosphor
		Gesamt-Phosphor	lösliches Eisen
		Gesamt-Stickstoff	Nitrat
		Nitrat	Nitrit
		Nitrit	pH-Wert
		Orthophosphat	Qualität des Grundwassers
		pH-Wert	Sulfat
		Pestizide, organische Mi- kroverunreinigungen	Temperatur
		Sauerstoff	
		Schwermetalle	
		Temperatur	
		Temperaturregime*	
FAUNA			
Makroinvertebraten, aquatisch	Abundanz	taxonomische Zusammen- setzung des Makrozooben- thos	Entwicklung der Populationen
	Artenzahl		
	Ökotypen		
Makroinvertebraten, terrestrisch	Abundanz		Entwicklung der Populationen
	Artenzahl		
	Ökotypen		
Amphibien	Artenvorkommen		
Fische	Altersklassen	Artenspektrum und Dominanzverhältnis	Artenvorkommen
	Artenzahl	Deformationen bzw. Anomalien	
	Biomasse	Fischdichte der Indikatorarten	

Gruppe	RenF, Kanton BE (Kirchhofer & Breitenstein 2000)	Indikator	
		Modul-Stufen-Konzept (BUWAL) * = Methode in Bearbeitung	Skjern Revitalisierung, Dänemark (Dubgaard et al. 2002)
	Fangstatistik Arten- spektrum	Populationsstruktur von In- dikatorarten (Altersklasse, Reproduktion)	
	Fortpflanzung der Fischar- ten, Jungfischvorkommen		
	Fortpflanzung von kies- laichenden Fischarten: Anzahl Laichgruben, Anzahl Fischlarven von Bachforellen, Äschen etc.		
	Konditionsindex		
	Laichgruben, Jungfisch- vorkommen		
	larvale und adulte Fischfauna		
Reptilien	Artenvorkommen		
Säuger	Artenvorkommen		Entwicklung der Otterpo- pulation
Vögel	Artenvorkommen		Artenvorkommen

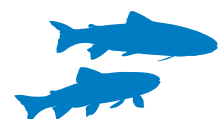
4.3.3 Beschriebene Indikatoren

In dem vorliegenden Handbuch werden für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen 50 Indikatoren beschrieben (Tabelle 4.2). Die Zusammenstellung der Liste richtet sich stark nach dem Expertenwissen der Autorengruppe, das vor allem im aquatischen Bereich liegt. Neben den beschriebenen Indikatoren sind viele weitere Messgrößen denkbar, mit denen zusätzliche wertvolle Informationen zur Auswirkung der Revitalisierungsmassnahme gewonnen werden können. Die Liste der Indikatoren erhebt daher keinen Anspruch auf Vollständigkeit und kann beliebig erweitert werden. Solche benutzerdefinierte Indikatoren lassen sich in der Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung» ergänzen. In der präsentierten Liste fehlen insbesondere Indikatoren aus dem terrestrischen Bereich wie beispielsweise Amphibien, Reptilien, Vögel, Insekten und Spinnen. Ausserdem fehlen *Flaggschiff-Arten*, welche jeweils projektspezifisch die Öffentlichkeitsarbeit erleichtern können. Im Gegensatz zu bisherigen Konzepten werden neben herkömmlichen Messgrößen auch sozioökonomische Indikatoren berücksichtigt.

Wie in Tabelle 4.1 wurden die im Handbuch beschriebenen Indikatoren verschiede-

nen Indikatorgruppen zugeordnet (z. B. Akzeptanz, Sohle, Fische, etc.). Diese Zuordnung dient ausschliesslich als Orientierungs- und Strukturhilfe. Die Indikatoren werden basierend auf der Zieldefinition zu Indikatorsätzen zusammengestellt. Projektziele (z. B. eine bessere laterale Vernetzung) werden durch konkrete Revitalisierungsmassnahmen (z. B. eine Strukturierung des Flussbettes oder das Wiederanbinden von Altwasser und Auen) erreicht. Um beurteilen zu können, inwieweit die Projektziele durch eine Massnahme erfolgreich erreicht wurden, werden fertige Indikatorsätze empfohlen (siehe Kapitel 7). Diese Indikatorsätze basieren auf Experteneinschätzungen und Empfehlungen der Autorengruppe. Als Alternative können aber auch auf individuelle Projektbedürfnisse und Projektziele angepasste Indikatorsätze zusammengestellt werden (siehe Kapitel 8).

Für jeden der 50 Indikatoren gibt es in Anhang I einen Indikatorsteckbrief, in welchem Anleitungen zur Erhebung und zur Analyse beschrieben sind. Die Indikatoren werden einmal vor und einmal nach der Umsetzung der Massnahme erhoben, um einen Vergleich zu ermöglichen und Veränderungen festzustellen (siehe Kapitel 10).



Die in Tabelle 4.2 verwendeten Indikatornummern dienen der Identifikation. Die Steckbriefe sind in Anhang I diesen Nummern entsprechend geordnet. Die Buchstaben A, B und C in der Spalte «Erhebungsaufwand» geben die Aufwandskategorie an. Der Erhebungsaufwand bezieht sich auf die Anzahl Personentage, mit welcher für die Vorbereitung, die Erhebung und die Auswertung eines einzelnen Indikators *pro Messung* (inklusive minimale Anzahl Messwiederholungen) gerechnet werden muss. Die minimale Anzahl von Messungen, welche der natürlichen Variabilität Rechnung tragen und somit eine repräsentative Aussage ermöglichen, ist jeweils für jeden Indikator in seinem Steckbrief aufgeführt. Die Indikatoren sind in drei Aufwandskategorien eingeteilt:

Aufwand A	Aufwand B	Aufwand C
geringer Aufwand: < 2 Personen-tage	mittlerer Aufwand: 2–3 Personen-tage	hoher Aufwand: > 3 Personen-tage

4.4 Referenzen

4.4.1 Referenzsysteme

Referenzsysteme repräsentieren den Zustand, der durch eine Revitalisierung angestrebt werden soll. Sie dienen bei der Planung von Revitalisierungsprojekten und später bei deren Beurteilung als Modell (SER 2002). Eine Revitalisierung kann als insgesamt erfolgreich betrachtet werden, wenn der revitalisierte Gewässerabschnitt dem Referenzzustand ähnlich ist (Chapman 1999). Es sind sowohl räumliche, als auch historische und theoretisch rekonstruierte Referenzsysteme möglich.

Als räumliche Referenzen dienen im Idealfall nicht oder nur wenig beeinflusste Fließgewässerabschnitte innerhalb der gleichen geografischen Region. Vor allem in den intensiv genutzten Gebieten des Schweizer Mittellandes sind solche Abschnitte jedoch kaum noch zu finden. Die Wiederherstellung des ursprünglichen Zustandes eines Gewässerabschnittes ist daher kein sinnvolles Ziel, zumal der unge-

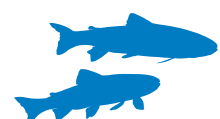
Tabelle 4.2: In dem vorliegenden Handbuch beschriebene Indikatoren für die Erfolgskontrolle bei Fließgewässerrevitalisierungen (nach Gruppen sortiert und in alphabetischer Reihenfolge).
Erhebungsaufwand:
A < 2, B: 2–3, C > 3 Personentage.

Nr.	Indikatorgruppe	Indikator	Erhebungsaufwand
1	Akzeptanz	Projektakzeptanz bei den Interessengruppen	A
2	Akzeptanz	Projektakzeptanz in der gesamten Bevölkerung	B
3	Akzeptanz	Projektakzeptanz innerhalb der Begleitgruppe	A
4	Durchgängigkeit	Durchgängigkeit für Fische	A
5	Erholungsnutzung	Besucherzahl	A
6	Erholungsnutzung	vorhandene Nutzungsmöglichkeiten für Erholung und Freizeit	A
7	Erholungsnutzung	Zugangsmöglichkeiten für Erholungssuchende	A
8	Fische	Altersstruktur von Fischpopulationen	C
9	Fische	Artenvorkommen und -häufigkeit	C
10	Fische	ökologische Gilden	C
11	Fischhabitate	Unterstände und Strukturen	A
12	Geschiebe	Geschiebehaushalt	C
13	Hydraulik	Überflutungsdynamik: Dauer, Häufigkeit und Ausmass von Überflutungen	A
14	Hydraulik	qualitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität	A
15	Hydraulik	quantitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität	B
16	Hydraulik	Variabilität der Fließgeschwindigkeit	C
17	Hydraulik	Variabilität der maximalen Abflusstiefe	B
18	Kosten	Projektkosten	A
19	Landschaft	Landschaftstrukturmasse: Vielfalt und räumliche Anordnung vorkommender Habitattypen	C
20	Landschaft	ästhetischer Landschaftswert	A
21	Makroinvertebraten	Artenzahl und Dichte der terrestrischen Uferarthropoden	B
22	Makroinvertebraten	Mischfauna aus Oberflächen- und Grundwassertieren	A

Nr.	Indikatorgruppe	Indikator	Erhebungsaufwand
23	Makroinvertebraten	taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos	A
24	Makroinvertebraten	Vorkommen von amphibionischen Arten im Grundwasser	A
25	organisches Material	Aussetzen von Laubblättern zur Ermittlung des Rückhaltevermögens	A
26	organisches Material	Quantität von Totholz	A
27	organisches Material	Zusammensetzung und Besiedlung von Schwemmgut durch Organismen	A
28	Partizipation	Qualität des Partizipationsprozesses bei der Entscheidungsfindung	A
29	Partizipation	Zufriedenheit der Bevölkerung mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung	A
30	Partizipation	Zufriedenheit der Interessengruppen mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung	A
31	Refugien	Potenzial der Wiederbesiedlung für benthische Makroinvertebraten	C
32	Sohle	Durchlässigkeit des Flussbettes	B
33	Sohle	Dynamik der Sohlenstruktur	B C
34	Sohle	innere Kolmation der Gewässersohle	A
35	Sohle	Qualität und Korngrößenverteilung des Substrats	A
36	Sohle	Sohlenstruktur	A B
37	Sohle	Verbauungsgrad und -art der Sohle	A
38	Temperatur	räumliche und zeitliche Temperaturheterogenität im Oberflächengewässer	A
39	Übergangszonen	nahrungsspezifische energetische Kopplung zwischen Land und Wasser	C
40	Übergangszonen	Stoffaustausch zwischen Fluss- und Grundwasser	C
41	Übergangszonen	Zusammensetzung und Dichte von Kleinsäugetieren in Übergangszonen	C
42	Ufer	Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches	A
43	Ufer	Dynamik der Uferstruktur	A
44	Ufer	Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land	A
45	Ufer	Uferstruktur	A
46	Ufer	Verbauungsgrad und -art des Böschungsfusses	A
47	Vegetation	autotypische Pflanzenarten	A
48	Vegetation	Sukzession und Verjüngung	C
49	Vegetation	zeitliches Mosaik	B
50	Vegetation	Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften	A

störte Zustand meist nicht bekannt ist. Bei den Auen von nationaler Bedeutung dienen z. B. 18 Auenobjekte als räumliche Referenzen für die Erfolgskontrolle bei Auenrevitalisierungen. Diese werden in Zeitabständen von fünf bis zehn Jahren untersucht, um ihre natürliche Entwicklung zu verfolgen (Bonnard & Roulier 2004). Die Referenzobjekte repräsentieren die bestmögliche Annäherung an den ursprünglichen Zustand. Ein gewisses Mass an irreversibler *anthropogener* Veränderung der Landschaft, die auch die Gewässer betrifft, muss – zumindest in der Schweiz und im restlichen Mitteleuropa – auch für ein Referenzsystem akzeptiert werden (Bundi et al. 2000).

Für die Erstellung historischer Referenzen dienen z. B. alte Karten oder Aufzeichnungen über das Artenvorkommen. Anhand der historischen Informationen können z. B. der ursprüngliche Gewässerverlauf bzw. das ursprüngliche Artenvorkommen rekonstruiert werden. Historische Daten sind jedoch meist nur für bestimmte Aspekte und oft nur für grössere Gewässer vorhanden. Bei theoretisch rekonstruierten Referenzen wird anhand von gewässerökologischen Konzepten und allgemeinen wissenschaftlichen Erkenntnissen ein Referenzzustand hergeleitet. Zu diesem Zweck werden *geomorphologische*, *hydrologische*, zoologische, botanische und weitere



Gesetzmässigkeiten berücksichtigt. Die Ableitung einer theoretischen Referenz lässt jedoch erheblichen Interpretationsspielraum offen. Ausserdem sind die komplexen Prozesse, welche den Zustand der Fließgewässersysteme bestimmen, meist noch wenig untersucht. Bei beiden Ansätzen muss wie bei der räumlichen Referenz ein gewisses Mass an irreversibler *anthropogener* Veränderung der Gewässer akzeptiert werden. Bei allen Ansätzen besteht eine weitere Schwierigkeit darin, einen Referenzzustand zu definieren, welcher die natürliche Variationsbreite eines Gewässersystems reflektiert (SER 2002).

Die Notwendigkeit geeigneter und realistischer Referenzsysteme und Referenzwerte ist trotz der erwähnten Schwierigkeiten unumstritten. Auch im Fall des *Modul-Stufen-Konzepts* für die Untersuchung und Beurteilung von Fließgewässern muss die Frage nach der Referenz dringend geklärt werden. Auf der Stufe F (flächenbezogen) ist die Bearbeitungstiefe relativ gering. Diese Untersuchungen sollen neben Fachleuten auch Entscheidungsträgern aus Politik und Verwaltung einen schnellen Überblick über wichtige Aspekte des Zustandes der Gewässer bzw. deren Beeinträchtigungen geben. Um dies zu erleichtern, wird in den verschiedenen Modulen ein einheitliches Klassierungssystem benutzt. Die entsprechenden Benotungen können in Lageplänen farblich dargestellt werden. Auf diese Weise sind Gewässerabschnitte mit deutlichen Defiziten rasch zu erkennen (BUWAL 1998). Auf der Stufe S (systembezogen) wäre ein derartiger Ansatz ungenügend. Auf dieser Stufe werden ganze Gewässerläufe analysiert. Untersuchungsaufwand und Bearbeitungstiefe sind wesentlich grösser als auf Stufe F. Eine detaillierte Analyse der verschiedenen ökologischen Defizite im Gesamtkontext des betrachteten Gewässers erlaubt die systemgerechte Planung von Massnahmen einschliesslich ihrer Priorität (BUWAL 1998). Auf dieser Stufe ist eine Beurteilung aufgrund eines Vergleichs mit Referenzgewässern vorgesehen. Dabei sollen untersuchte Gewässerabschnitte hinsichtlich ihrer Abweichung vom Referenzzustand bewertet werden. Referenzbedingungen als

Grundlage für die Bewertung von Schweizer Fließgewässern wurden im Modul-Stufen-Konzept jedoch noch nicht konkretisiert, weder in Form von räumlichen noch von historischen oder theoretischen Referenzen.

4.4.2 Leitbilder

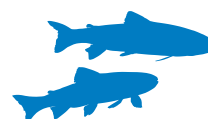
Eine plausible Alternative zur Definition eines Referenzsystems ist die Formulierung eines «Leitbildes». Ein Leitbild ist eine fallspezifische Zielvision für einen zu revitalisierenden Gewässerabschnitt (Muhar et al. 1995). Es beschreibt das natürliche, ökologische Potenzial des betroffenen Fließgewässers unter unbeeinträchtigten Verhältnissen, jedoch unter Berücksichtigung der vorliegenden kulturellen und irreversiblen Rahmenbedingungen (Muhar et al. 1995, Jungwirth et al. 2002). Zu den Rahmenbedingungen gehören z. B. bestehende Nutzungsrechte, Land- und Ressourcennutzung und rechtliche Einschränkungen wie z. B. Schutzzonen (Jungwirth et al. 2002). Bei der Formulierung eines Leitbildes können räumliche, historische und theoretisch rekonstruierte Referenzzustände mit einfließen. In der Erfolgskontrolle werden das Leitbild und der erreichte Endzustand verglichen und der Grad der Annäherung an das Leitbild bestimmt. Die Formulierung eines realistischen Leitbildes setzt eine genaue Kenntnis des aktuellen Zustandes des zu revitalisierenden Gewässerabschnittes voraus. Hierzu sind eine umfassende Ist-Zustandsanalyse und eine Defizitanalyse notwendig.

Ein projektspezifisches Leitbild, von dem in diesem Kapitel die Rede ist, darf nicht mit dem «Leitbild Fließgewässer Schweiz» der Bundesämter BUWAL, BWG, BLW und ARE (BUWAL/BWG 2003) verwechselt werden. Ersteres dient als konkrete Zielvision eines Revitalisierungsprojektes. Letzteres skizziert Massnahmen, wie die Kantone und Gemeinden vorgehen können, um wichtige Entwicklungsziele eines nachhaltigen Fließgewässermanagements zu erreichen. In diesen Empfehlungen der Bundesämter stehen ein ausreichender Gewässerraum, eine ausreichende Wasserführung und eine ausreichende Wasserqualität im Zentrum.

4.4.3 Richtwerte

Das vorliegende Handbuch präsentiert keine Anweisungen zur Formulierung eines Leitbildes. Es erläutert jedoch wichtige Projektziele, welche bei einer Revitalisierung im Zentrum stehen könnten. Das Leitbild kann anhand dieser Ziele konkretisiert werden. Die Erfolgskontrolle basiert auf einem Vergleich der ausgewählten Ziele im Ausgangs- und im Endzustand. Für eine solche Gegenüberstellung werden konkrete Messwerte der einzelnen Projektziele benötigt. Als Messgrössen dienen Indikatoren. Die ermittelten Indikatorwerte werden jeweils Indikatorschwellenwerten gegenübergestellt, welche dem naturnahen und dem naturfernen Zustand entsprechen. Um die Indikatorwerte standardisieren zu können, wird der Indikatorschwellenwert für den naturnahen Zustand dem Wert 1 und der Indikatorschwellenwert für den naturfernen Zustand dem Wert 0 gleichgesetzt. Somit kann der ermittelte Indikatorwert anhand eines indikatorspezifischen *Standardisierungsverfahrens* in einen Wert zwischen 0 und 1 umgewandelt werden, welcher den Natürlichkeitsgrad bzw. Zufriedenheitsgrad des Indikators widerspiegelt. Die Indikatorschwellenwerte, welche den Werten 0 und 1 entsprechen, werden «Richtwerte» genannt. Solche Richtwerte wurden für jeden Indikator durch den jeweiligen Steckbriefautor anhand von Expertenwissen und Erfahrungswerten aus der Literatur festgelegt. Die Einschätzungen basieren grundsätzlich auf mittelgrossen bis grossen Fließgewässern des Mittellandes. Die 0- und 1-Richtwerte und die Standardisierungsverfahren sind in den Steckbriefen aufgeführt. Sollten die vorgeschlagenen Richtwerte oder Standardisierungsverfahren ausnahmsweise ungeeignet sein, können diese vom Anwender abgeändert werden. Eine solche Anpassung muss jedoch unbedingt durch einen entsprechenden Experten erfolgen. Bei diesem Ansatz mit festen Richtwerten werden Unterschiede zwischen verschiedenen Gewässertypen nicht berücksichtigt. Die Richtwerte sind daher nur grobe Einschätzungen, welche eine erste Beurteilung ermöglichen sollen. Bei einigen Indikatoren ist die Festlegung konkreter Indikatorschwellenwerte nicht möglich. In

solchen Fällen wird auf eine qualitative oder semi-quantitative Bewertung ausgewichen. Eine Anpassung der Richtwerte für verschiedene Gewässertypen wäre wünschenswert, sprengt jedoch den Rahmen des vorliegenden Handbuches.



5 Anwendungsbereich des Handbuches

5.1 Stellung im Projektablauf

In Abbildung 3.4 ist der ideale Projektablauf einer Fließgewässerrevitalisierung dargestellt. Dieses Handbuch kann zu den folgenden Teilschritten einen Beitrag leisten:

5.1.1 Zielformulierung

Das vorliegende Handbuch erleichtert die konkrete Zielformulierung, indem es die wichtigsten Projektziele von Fließgewässerrevitalisierungen nennt (Kapitel 6). Der Anwender kann diese Zusammenstellung als Planungshilfe verwenden. Das Handbuch bietet jedoch keine direkte Entscheidungshilfe zur Festlegung der Projektziele. Hierzu wird die Konsultation von Hostmann et al. (2005) empfohlen.

5.1.2 Auswahl der Revitalisierungsmassnahme

Der Vergleich der Projektziele mit den zur Verfügung stehenden Massnahmen hilft, die Planung zu vereinfachen. Die Massnahmen werden in Kapitel 7 erläutert. Zum Vorgehen bei der Auswahl einer geeigneten Revitalisierungsmassnahme wird ebenfalls die Konsultation von Hostmann et al. (2005) empfohlen.

5.1.3 Planung der Erfolgskontrolle

Die Erfolgskontrolle ist das Kernstück des Handbuches. Dabei wird überprüft, ob und wie die verschiedenen Ziele von Revitalisierungsprojekten erreicht wurden. Bei der Planung einer Erfolgskontrolle werden geeignete Indikatoren für die Beurteilung der Projektziele ausgewählt. Für häufig durchgeführte Revitalisierungsmassnahmen werden in Kapitel 7 fertige Indikatorsätze für die Erfolgskontrolle empfohlen. Diese basieren auf den für die gewählte Massnahme relevanten Projektzielen. Als Alternative können aber auch auf das Projekt zugeschnittene, individuelle Indikatorsätze vom Anwender zusammengestellt werden (siehe Kapitel 8). Als Basis für die Auswahl

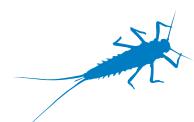
geeigneter Indikatoren dienen wiederum die Projektziele (siehe Kapitel 6). Die Auswahl erfolgt automatisiert anhand der Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung» (Anhang III).

5.1.4 Erfolgskontrolle

Die Indikatorerhebung bildet nach der Planung den zweiten Schritt der Erfolgskontrolle. Alle für die Erhebung notwendigen Informationen werden in Form von Indikatorsteckbriefen geliefert (Kapitel 9 und Anhang I). Der dritte und letzte Schritt besteht aus der Analyse der Indikatorergebnisse. Hierzu wird ein Konzept präsentiert, dessen Anwendung durch die Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung» vereinfacht wird (Kapitel 10 und Anhang III).

5.2 Konzeptzeichnung

Das vorliegende Handbuch stellt ein Werkzeug für die Erfolgskontrolle von Fließgewässerrevitalisierungen zur Verfügung. Hierzu gehören z. B. Projekte, welche eine Aufwertung der Fließgewässer *morphologie* und -dynamik anstreben. Das vorgeschlagene Konzept beschränkt sich in seiner Anwendung jedoch nicht nur auf reine Revitalisierungsprojekte. Es ist auch für Projekte mit Schwerpunkt Hochwasserschutz geeignet, da diese heute praktisch ausnahmslos von Revitalisierungsmassnahmen begleitet werden. Das Konzept kann aber die Hochwassersicherheit nicht beurteilen. Hierzu ist eine separate wasserbauliche Qualitätskontrolle durch zuständige Fachpersonen unerlässlich. Die hier vorgestellte Beurteilungsmethode beinhaltet primär eine Überprüfung, inwieweit die Projektziele erreicht wurden. Sie dient nicht einer Bewertung des Fließgewässerzustandes. Je mehr Projektziele aber beurteilt werden, desto genauer kann eine Aussage bezüglich einer Annäherung an ein Referenzsystem oder Leitbild erfolgen.



Um von einer ökologischen Aufwertung sprechen zu können, sollte das Projekt möglichst viele der folgenden Eigenschaften erfüllen.

- Das Projekt verfügt über ein Leitbild mit klar definierten Revitalisierungszielen.
- Das Projekt führt zu einer messbaren Verbesserung der Strukturvielfalt.
- Das Projekt führt zu einer messbaren Verbesserung der Fliessgewässerdynamik.
- Das Projekt führt zu einer messbaren Aufwertung der Ökologie.
- Die Eingriffe fügen dem Fliessgewässersystem keinen dauernden Schaden zu.
- Das Projekt führt zu einer messbaren Verbesserung des Hochwasserschutzes oder gewährleistet ihn weiterhin.
- Das Projekt erhöht die *Resilienz* des Fliessgewässers.

Mögliche Einschränkungen oder Schwierigkeiten bei der Anwendung des vorliegenden Handbuches können sich in den folgenden Fällen ergeben:

Beurteilung der Wasserqualität

Da sich mit der Einführung von Abwasserreinigungsanlagen die Gewässerqualität in den vergangenen 30 Jahren verbessert hat (Fischnetz 2004), sind Massnahmen zur Erhöhung der Wassergüte nicht vorrangig. In diesem Handbuch werden deshalb keine spezifischen Indikatoren zur Beurteilung der Wasserqualität vorgestellt. Falls nötig, können diese durch den fachkundigen Anwender ergänzt und in die Erfolgskontrolle eingebaut werden.

Veränderungen des Abflussregimes

Vielerorts werden Fliessgewässerabschnitte durch Wasserkraftnutzung oder Wasserentnahme stark beansprucht. Dadurch entstehen *Schwall-Sunk-* oder *Restwasserstrecken*, in denen erfolgreiche ökologische Aufwertungen aufgrund des veränderten Abflussregimes ausgesprochen schwierig sind. Hier kann ein beeinträchtigtes Abflussregime einer Massnahme entgegenwirken, so dass ein naturnaher Zustand kaum erreicht werden kann. Ein gewisser Verbesserungsgrad kann aber auch in einem solchen Fall erwartet werden. Die

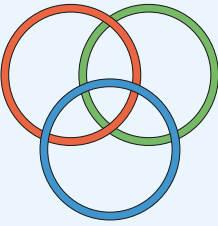
meisten der hier vorgeschlagenen Indikatoren können deshalb auch in Schwall-Sunk- oder Restwasserstrecken angewandt werden. Nur wenige sind für solche Strecken ungeeignet. Hierzu gehören die Indikatoren Nr. 14 «qualitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität», Nr. 15 «quantitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität», Nr. 16 «Variabilität der Fliessgeschwindigkeit», Nr. 17 «Variabilität der maximalen Abflusstiefe», Nr. 34 «innere Kolmation der Gewässersohle» und Nr. 41 «Zusammensetzung und Dichte von Kleinsäugern in Übergangszonen». Indikatoren, mit denen die Auswirkung von Schwall-Sunk beurteilt werden kann, werden in Meile et al. (2005) vorgestellt.

6 Projektziele von Revitalisierungen

Das vorliegende Handbuch bezieht sich ausschliesslich auf Fließgewässerrevitalisierungen. Das Konzept der vorgeschlagenen Erfolgskontrolle orientiert sich an der Wegleitung «Hochwasserschutz an Fließgewässern» (BWG 2001). Diese definiert die Gesellschaft, die Umwelt und die Wirtschaft als die drei gleichberechtigten Elemente der Nachhaltigkeit (siehe auch Abbildung 2.19). Dieses Prinzip ist allgemeingültig und wird daher auch für die Planung und Beurteilung von Revitalisierungen empfohlen. Dabei werden für die drei Bereiche (entsprechend Phase 2 in Abbildung 3.4) wichtige Projektziele definiert, welche bei Fließgewässerrevitalisierungen berücksichtigt werden sollten (Tabelle 6.1). Weitere wichtige

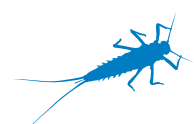
Projektziele sind die «politische Akzeptanz» und die «Stakeholder-Partizipation», welche die Umsetzung des Projektes charakterisieren. Die «Umsetzung» ist aber kein Element der Nachhaltigkeit und wird daher nicht in Tabelle 6.1 aufgeführt. Die Erfolgskontrolle findet auf der Ebene der Projektziele statt. Dabei wird anhand von Indikatoren überprüft, ob und wie diese Projektziele erreicht wurden. Ein Projekt ist umso erfolgreicher, je mehr Projektziele eine messbare Verbesserung verzeichnen. Die vier Bereiche dienen primär einer Gruppierung der Projektziele.

Die Liste der Projektziele richtet sich nach dem Expertenwissen der Autorengruppe. Neben diesen können auch weitere Projektziele



Gesellschaft: Schutz und Nutzen	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft
Projektziele:		
nachhaltiger Hochwasserschutz nachhaltige Trinkwasserversorgung hoher Erholungswert	naturnahes Abflussregime morphologische und hydraulische Variabilität naturnaher Geschiebehaushalt naturnahes Temperaturregime longitudinale Vernetzung laterale Vernetzung vertikale Vernetzung naturnahe Wasserqualität naturnahe Diversität und Abundanz der Flora naturnahe Diversität und Abundanz der Fauna funktionierende organische Kreisläufe	Budgeteinhaltung Zunahme von Arbeitsplätzen Steigerung des Immobilienwertes

Tabelle 6.1: Mögliche Projektziele einer erfolgreichen Fließgewässerrevitalisierung. Projektziele sind den drei Elementen der Nachhaltigkeit nach BWG (Weber 2001) zugeteilt. Projektziele, die in der hier vorgeschlagenen Erfolgskontrolle berücksichtigt werden, sind fett markiert.



von Interesse sein. Für den Bereich «Umwelt und Ökologie» ist die Liste der Projektziele sehr umfassend. Aus diesem Grund wird neben der Beurteilung des Erfolges der einzelnen Projektziele zusätzlich eine Gesamtzusammenfassung des Erfolges «Umwelt und Ökologie» durchgeführt. Für die Bereiche «Gesellschaft», «Wirtschaft» und «Umsetzung» hingegen werden nur wenige Projektziele diskutiert. Daher findet für diese drei Bereiche im Rahmen dieses Handbuches keine Gesamtzusammenfassung des Erfolges statt (siehe hierzu Kapitel 10). Es bleibt bei der Beurteilung der einzelnen Projektziele. Die Bedeutung und Stellung der Projektziele werden nachfolgend erläutert.

6.1 Gesellschaft: Schutz und Nutzen

Fliessgewässersysteme und ihre Auen bieten zahlreiche Nutzungsmöglichkeiten wie Trinkwasserversorgung, Schifftransport, Abbau von Schadstoffen, Stromproduktion und Fischfang. Sie werden aber auch als Erholungs- und Freizeitraum sehr geschätzt (Sparks et al. 1990). Bei solch unterschiedlichen Nutzungsansprüchen ist das Konfliktpotenzial sehr hoch (Ehrenfeld 2000).

Neben den Nutzungsmöglichkeiten bergen Fliessgewässersysteme auch Gefahren für die Anrainer. So ist die Hochwassersicherheit ein wichtiges Ziel von Eingriffen in Gewässersysteme. Die Sicherung und Wiederherstellung der Nutz- und Schutzaspekte eines Fliessgewässersystems sind wichtige Projektziele, die oft auch von wirtschaftlichem Interesse sind.

Folgende Projektziele sind von gesellschaftlicher Relevanz: nachhaltiger Hochwasserschutz, nachhaltige Trinkwasserversorgung und hoher Erholungswert.

6.1.1 Nachhaltiger Hochwasserschutz

Harte Hochwasserschutzmassnahmen sind mit den ökologischen Zielen der Fliessgewässersystemrevitalisierung nicht in Einklang zu bringen. Im Gegensatz dazu basieren ökologische Hochwasserschutzmassnahmen auf dem Gedanken, dem Fluss mehr Raum zu verschaffen. Auen und Retentionsflächen dienen als na-

türliche Hochwasserschutzstrukturen, da hier Abflussspitzen aufgefangen und kurzfristige Wasserstandsfluktuationen gepuffert werden können (Pinay et al. 1990, Bayley 1991). Eine Aufweitung des Flussbettes und die Entfernung harter Uferverbauungen tragen zu einer Verbesserung der lateralen *Vernetzung* bei und können somit den Wasserrückhalt in den Auenflächen vergrössern. Überschwemmungen können zu vorhersehbaren Ereignissen mit begrenzter räumlicher Ausdehnung werden, wenn der Raumbedarf eines Flusses berücksichtigt wird (Nienhuis & Leuven 2001).

In diesem Handbuch werden keine Indikatoren zur Beurteilung des Projektziels «nachhaltiger Hochwasserschutz» vorgeschlagen. Für die Einschätzung der Hochwassersicherheit ist eine separate, flussbauliche Qualitätskontrolle erforderlich.

6.1.2 Nachhaltige Trinkwasserversorgung

Schwemmebenen mit ihren nacheiszeitlichen Lockergesteinen sind Sammelbecken für Grundwasser, das für die Trinkwasserversorgung hervorragend geeignet ist. Die Grundwasser-Neubildung erfolgt grösstenteils durch die *Infiltration* von Flusswasser. Ingenieure machten sich den natürlichen Infiltrationsprozess zunutze, indem sie Bohrlöcher zum Hochpumpen des Grundwassers ufernah bauten. Der Anteil an frisch infiltriertem bzw. *hyporheischem* Grundwasser im geförderten Mischgrundwasser hängt von der Durchlässigkeit des Flussbettes und des Ufers ab (spezifische Infiltrationsrate). Bei Hochwasserereignissen erhöht sich der Anteil und variiert je nach *Morphologie* des Flusslaufs und der Uferzone.

Trinkwasserfassungen haben eine Lebensdauer von vielen Jahrzehnten. Bei Trinkwasserfassungen in Aufweitungsstrecken steigt der Anteil an frisch infiltriertem Wasser und die Aufenthaltszeit des geförderten Mischgrundwassers kann sich in unerwünschtem Ausmass verkürzen. Dasselbe gilt, wenn ein Parallelgerinne (z. B. *Binnenkanal*) gebaut oder erweitert wird. In Grundwasserschutz-zonen unterstehen Fliessgewässersystemrevitalisierungen deshalb besonderen Regelungen. So-

mit wird gewährleistet, dass Revitalisierungen einen positiven Einfluss auf die Trinkwasserversorgung ausüben.

6.1.3 Hoher Erholungswert

Neben ökologischen und wasserbaulichen Funktionen erfüllen Flüsse und ihre Auen eine wichtige Funktion als Lebens- und Erholungsraum für die lokale Bevölkerung. Manche Fließgewässer dienen sogar als überregionale Erholungs- und Freizeitziele (z. B. Aare bei Bern). Deshalb sollte das Ziel der Steigerung des Erholungswertes bei der Planung sowie bei der Beurteilung von Revitalisierungseingriffen berücksichtigt werden.

Fliessgewässer und ihre Auen bieten nicht nur Raum für Freizeitaktivitäten wie spazieren, Velo fahren, baden, fischen, joggen und walken, sondern haben auch eine Bedeutung als Orte der Naturbeobachtung, der Entspannung und des sozialen Miteinanders (Gloor & Meier 2001). Studien haben ergeben, dass die lokale Bevölkerung möglichst natürliche, vielfältige und zugängliche Flussräume bevorzugt (House & Sangster 1991, Junker et al. 2003). Daher wird empfohlen, den Erholungswert eines Flussraumes zu untersuchen – z. B. anhand der Besucherzahlen, der Zugänglichkeit, der Nutzungsvielfalt und einer Beurteilung des ästhetischen Landschaftswertes.

6.2 Umwelt und Ökologie

Die ökologische Funktionsfähigkeit eines Fließgewässers wird von natürlichen, systemgerechten Prozessen und der von diesen Prozessen abhängigen Arten- und Habitatvielfalt aufrechterhalten (Angermeier & Karr 1994, Bradshaw 1996). Sie hängt ausserdem vom Mass der Regenerations- und Restrukturierungsfähigkeit eines Fließgewässers ab (Muhar & Jungwirth 1998). Die ökologische Funktionsfähigkeit bezieht sich somit vielmehr auf die *Resilienz* eines Fließgewässers, als auf seinen aktuellen Zustand (Angermeier 1997). Dynamische Prozesse und ständige Umgestaltung, welche die *Verjüngung* antreiben, sind wichtige Merkmale der ökologischen Funktionsfähigkeit. Hierzu zählen auch jahreszeitliche Schwankungen



Abbildung 6.4: Freizeitaktivität an der Thur-Aufweitung bei Gütighausen, ZH, 2005 (Foto: A. Peter, Eawag).

des Abflusses, der Wassertemperatur und der Trübung (Jungwirth et al. 2002). Chronische Veränderungen wie *Schwall-Sunk* hingegen können der Resilienz des Systems und somit seiner ökologischen Funktionsfähigkeit schaden (Frissell & Bayles 1996).

Die wichtigsten Projektziele, welche zur Wiederherstellung der ökologischen Funktionsfähigkeit eines Fließgewässers beitragen, werden nachfolgend erläutert.

6.2.1 Naturnahes Abflussregime

Ein naturnahes Abflussregime bestimmt in einem Fließgewässersystem wichtige Habitateigenschaften wie Wassertiefe, Fließgeschwindigkeit und die Zufuhr von Nährstoffen, Schwemmholtz und *Geschiebe* (Angermeier 1997, Stromberg 2001). Aus-



Abbildung 6.2: Vogelbeobachtung bei Broc, FR, als Form der Erholungsnutzung, 2003 (Foto: Auenberatungsstelle).



Abbildung 6.3: Camping an der Thur bei Lütisburg, SG, Juli 1999 (Foto: Auenberatungsstelle).

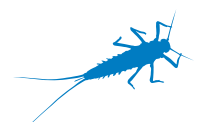




Abbildung 6.5: Morphologische und hydraulische Variabilität an der Thur-Aufweitung bei Schöffäuli, TG/ZH, 2003 (Foto: A. Peter, Eawag).

serdem zeigt ein naturnahes Abflussregime natürliche Überschwemmungsmuster und eine natürliche Fließdynamik. Ein stark verändertes Abflussregime wirkt sich schädlich auf die Gemeinschaft der Flussbewohner wie Wasserpflanzen, Wirbellose, Fische und *Destruenten* aus. Diese Beeinträchtigung muss bei der Beurteilung von Eingriffen in Abschnitten mit stark verändertem Abflussregime berücksichtigt werden. In der Schweiz werden Verbesserungen des Abflussregimes bisher eher selten vollzogen. Sie erfolgen höchstens im Falle einer ökologischen Betriebsanpassung eines Flusskraftwerkes, einer Erhöhung der *Restwassermenge* oder bei der Einstellung einer Wasserentnahme.

Das Projektziel «naturnahes Abflussregime» ist aufgrund seiner wesentlichen Rolle in Tabelle 6.1 aufgeführt. Es wird in der vorgeschlagenen Erfolgskontrolle jedoch nicht als Projektziel miteinbezogen, da es meist nicht verändert wird.

6.2.2 Morphologische und hydraulische Variabilität

Neben einem naturnahen Abflussregime sind weitere physikalische Prozesse für die Entstehung von Habitaten und *Refugien* für Flora und Fauna wesentlich. Auf der Ebene des

Flussabschnittes sind vor allem das Gefälle, die Abflusstiefe, die Flussbreite und der Feststoffhaushalt für die morphologischen Verhältnisse ausschlaggebend (Jungwirth et al. 2003). Die *morphologische* Entwicklung der Habitate ist insbesondere von dynamischen Erosions- und Sedimentationsprozessen abhängig (Muhar & Jungwirth 1998).

Die *hydraulischen* Verhältnisse werden vom Abfluss, von der Geometrie, vom Gefälle und vom Fließwiderstand bestimmt. Der Fließwiderstand hängt von der Kornreibung, bzw. der Korngrößenverteilung und von der Formveränderung z. B. durch Kiesbänke und Buhnen ab (Zarn 1997). Diese Größen beeinflussen Fließgeschwindigkeit, Abflusstiefe und Sohlschubspannung, Sedimenttransport und Stabilität des Flussbetts. In strukturreichen Fließgewässern ist das Fließmuster zusätzlich von Totholz, Vegetation und grösseren Strukturen im Flussbett abhängig. Solche Gewässer weisen im Vergleich zu strukturalarmen Gewässern eine erhöhte Strömungsvariabilität und somit eine grössere Anzahl von verfügbaren Habitaten auf. Durch die unterschiedliche Struktur ergeben sich auch viele beruhigte Wasserzonen, die als Refugien und Nischen für *Benthos* und Fische dienen (Jungwirth et al. 2003).



Abbildung 6.6: Geschiebeablagerungen in der Rhone bei Pfywald, VS, August 2001 (Foto: Eawag).

6.2.3 Naturnaher Geschiebehaushalt

Abfluss und Feststoffhaushalt sind wichtige Faktoren für die Gestaltung und die *morphologische* Dynamik des Flussbettes. Zu den transportierten Feststoffen gehören *Geschiebe*, Schweb- und Schwimmstoffe. Geschiebe wird an der Gewässersohle transportiert und dabei zerkleinert. Es stammt aus der Seiten- und Tiefenerosion und aus dem Uferbereich. Schwebstoffe bestehen aus Sand, Schlamm und organischen Partikeln. Zu den Schwimmstoffen gehören an der Oberfläche beförderte organische Partikel (Jungwirth et al. 2003).

Wichtige Faktoren bei der Ausformung des Flussbettes sind die Geschiebefracht und die Transportkapazität des Gewässers. Ist die Transportkapazität grösser als der Geschie-

beeintrag, tieft sich die Sohle ein. Dies ist vor allem bei reduziertem Geschiebeeintrag aufgrund von Geschieberückhalt oder -entnahme im Oberlauf der Fall. Fließgewässer mit baulich eingegengtem Querprofil tendieren besonders zur Sohleneintiefung. Ist die eingebrachte Fracht grösser als jene, die durch die Schleppkräfte bewegt werden kann, kommt es zu einer Hebung der Gewässersohle (Jungwirth et al. 2003).

In dynamischen Fließgewässern wird die Gewässersohle bei Hochwasser umgelagert und das Flussbett neu gestaltet (Jungwirth et al. 2003). Wird die Sohle nicht umgelagert, kommt es zur *Kolmatierung*. Dadurch wird der Austausch zwischen Fluss- und Grundwasser verhindert, was die Anreicherung des Grundwassers gefährdet (Boschi et al. 2003). Ausserdem geht der z. B. für *Makrozoobenthos* oder Fischlaich ökologisch wichtige Porenraum verloren.

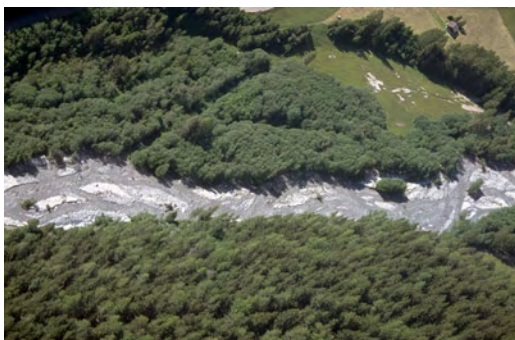
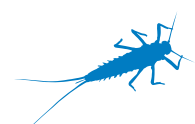


Abbildung 6.7: Die Dranse de Ferret bei Praz de Fort, VS, mit naturnahem Geschiebehaushalt, 2001 (Foto: Auenberatungsstelle).

6.2.4 Naturnahes Temperaturregime

Wassertemperatur und Wärmehaushalt hängen primär von der Einstrahlung, dem Klima und der *Hydrologie* ab (Ward 1985). Kanalisierte Fließgewässer weisen meist relativ homogen temperierte Wassermassen auf. Eine Ausnahme bilden sehr tiefe Fließgewässer mit



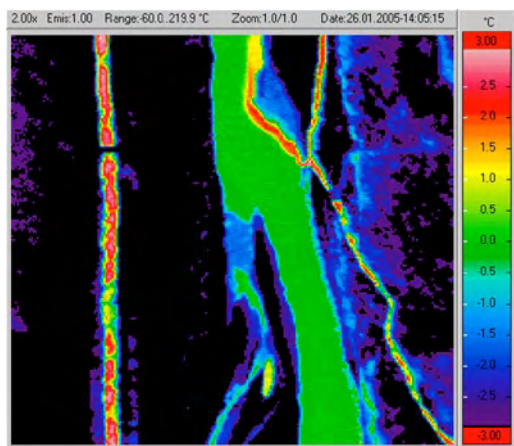
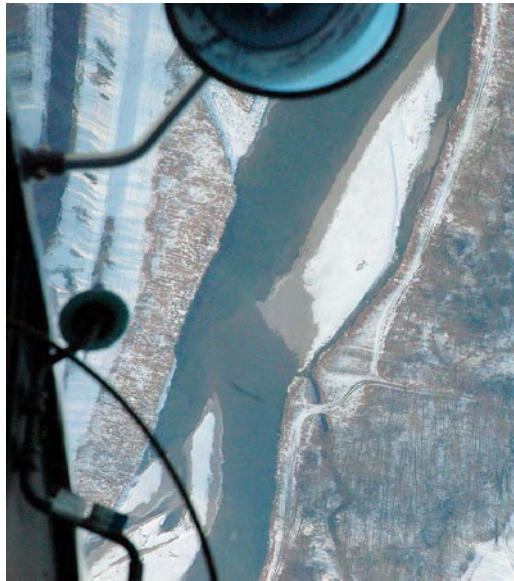


Abbildung 6.8: Temperaturvariabilität in der Thur-Aufweitung bei Schafftäli, TG/ZH. Oben: Echtaufnahme, unten: Infrarotaufnahme (Auflösung 1 m², Genauigkeit 0.1 °C), Januar 2005 (Fotos: C. Tanner, EMPA; U. Uehlinger, Eawag).

geringer Turbulenz. In strukturierten Gerinnen hingegen ergeben sich oft starke Temperaturunterschiede zwischen dem Hauptfluss und den stagnierenden Seichtwasserkörpern (Jungwirth et al. 2003; siehe Abbildung 6.8). Besonders in solchen Auenhabitaten ist die Temperatur ein bestimmender Faktor der Artenvielfalt.

In der vertikalen Richtung, bzw. bei anstehendem Grundwasser können ebenfalls grosse Temperaturunterschiede und somit *Refugien* entstehen (Tockner et al. 2000). Von besonderer Bedeutung ist ausserdem das Temperaturregime auf und im Flussbett, da dieses z. B. die Abbauraten von organischem Material, die Lebenszyklen von *Makroinvertebraten* und die Entwicklung von Fischeiern und -larven beeinflusst (Petts 2000). Eine natürliche Temperaturvariabilität ist vor allem bei Fischen mit

ihren artspezifischen Temperaturpräferenzen Voraussetzung für eine hohe Artenvielfalt. Andererseits können extreme Temperaturen für einzelne Arten *letal* sein oder indirekte Auswirkungen wie z. B. veränderte Stoffwechselraten haben.

6.2.5 Vernetzung

Bei grösseren Auensystemen ist die ökologische Funktionsfähigkeit primär von intakten *Vernetzungen* abhängig (Petts 1996). Die räumliche Vernetzung des Fließgewässers mit seiner Umgebung findet in drei Richtungen statt: Längsvernetzung (longitudinal), Quervernetzung (lateral) und Senkrechtnetzung (vertikal).

Longitudinal

Eine durchgehende Verbindung von Ober- und Unterlauf gewährleistet den Austausch von Organismen und Nährstoffen. Insbesondere Fische und Makroinvertebraten sind auf diese Vernetzung angewiesen. Sie wird jedoch durch unüberwindbare Hindernisse in der Form von Querbauwerken unterbrochen. Querbauwerke können Fischwanderungen verhindern und somit die natürliche Fortpflanzung ausschalten. Ausserdem können sie eine Vergrösserung des Querprofils, erhöhte Ablagerungen von feinkörnigen Sedimenten und den Verlust von aquatischen Habitaten bewirken (Muhar & Jungwirth 1998). Zusätzlich unterbrechen sie den Transport von Totholz und Schwemmgut. Längsbauwerke können die longitudinale Vernetzung ebenfalls behindern.

Lateral

Die laterale Vernetzung gewährleistet die Verbindung und den Austausch zwischen aquatischen, terrestrischen und Auenhabitaten. Voraussetzung sind ein natürliches Abflussregime und eine natürliche Überschwemmungsdynamik. Die laterale Vernetzung beeinflusst die Zusammensetzung, die Produktivität und den *Sukzessions*stand der Ufervegetation und somit auch die Wassertemperatur, die aquatischen Lichtverhältnisse und die Qualität und Menge des dem Fließgewässer zugeführten organischen Materials (Ward 1989). Eine la-

terale *Vernetzung* ist vielerorts auf Grund von kanalisierten Flussläufen, Steilufern und Uferverbauungen nicht mehr gewährleistet. Fluss und Land sind oft übergangslos voneinander getrennt.



Abbildung 6.9: Lateral vernetzter Altarm der Aare bei Lyss-Dotzigen, BE, 2003 (Foto: Auenberatungsstelle).

Vertikal

Ein Austausch zwischen Fluss- und Grundwasser, d.h. die *Infiltration* des Flusswassers in den *Aquifer* oder die *Exfiltration* des Grundwassers in den Fluss, setzt eine intakte vertikale Vernetzung voraus. Das Funktionieren dieser Austauschprozesse ist entscheidend für Organismen, die einen Teil ihres Lebenszyklus im *hyporheischen* Habitat verbringen (Amoros & Bornette 2002). Dieser Austausch ist vom Abflussgeschehen und von der Wassergüte und -temperatur abhängig.

6.2.6 Naturnahe Wasserqualität

Die Wasserqualität eines Fließgewässers wirkt sich auf die *Diversität* und *Abundanz* der Flora und Fauna der Fließgewässerhabitate aus. Bei Infiltration beeinflusst sie zudem die Qualität des Grundwassers. Die Wasserqualität der Schweizer Fließgewässer ist gegenwärtig gut (Bundi et al. 2000).

Die in diesem Handbuch bearbeiteten Revitalisierungsmassnahmen haben einen minimalen Einfluss auf die Wasserqualität, weshalb dieses Projektziel nicht beurteilt wird. Es ist in Tabelle 6.1 der Vollständigkeit halber aufgeführt.

6.2.7 Naturnahe Diversität und Abundanz der Flora

Die Diversität und Abundanz der Ufervegetation sind stark von der Intensität und Häufigkeit von Überschwemmungsereignissen und den dadurch zugeführten Nährstoffen abhängig. Die Vegetation wirkt deshalb als Zeiger für Habitatverfügbarkeit und Flussdynamik (Paar 1997). Sie birgt auch Informationen über die zeitliche Entwicklung: Die Krautgesellschaften spiegeln die aktuellen ökologischen Bedingungen des Standorts wider, während die Bäume an frühere Umweltbedingungen erinnern und auch einen Blick in die Zukunft der Waldentwicklung erlauben (Roulier 1998). Die aquatische Flora wird in der hier vorgestellten Erfolgskontrolle nicht berücksichtigt.

Als Folge der Kanalisierung sind mehrere autotypische Pflanzengesellschaften in der Schweiz selten geworden (Delarze et al. 1998). Mit Revitalisierungen wird die Entstehung z. B. von Pionierformationen mit Weichholzarten gefördert (Ellenberg 1996). Revitalisierungen können auch die Wiederherstellung einer natürlichen *Vegetationszonation* oder eines *Mosaiks* aus Kraut-, Gebüsch- und Baumformationen unterstützen. Dabei besiedeln Pionierkrautarten die durch Flussaufweitungen entstehenden Kiesbänke, Gebüsch- und Baumformationen können folgen. Bei der Wiederherstellung von naturnahen Auenlandschaften dienen natürliche Flussläufe, wie sie anhand von historischen Dokumenten und Daten beschrieben sind, als Leitbilder.

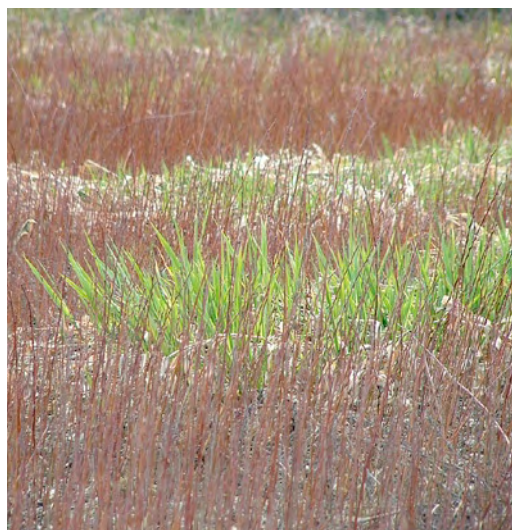


Abbildung 6.10: Silber-Weide (*Salix alba*) und Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*), 2004 (Foto: Auenberatungsstelle).

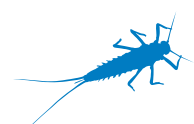




Abbildung 6.11: Links: Deutsche Tamariske (*Myricaria germanica*), 1987, rechts: Zwergrohrkolben (*Typha minima*), 2001 (Fotos: Auenberatungsstelle).



6.2.8 Naturnahe Diversität und Abundanz der Fauna

Die starke Abhängigkeit der *Diversität* und *Abundanz* der Fauna von geeigneten Habitaten ist bereits betont worden. Habitate für Fische, Kleinsäuger, *Makroinvertebraten*, Amphibien, Vögel und andere aquatische und semi-aquatische Tiere werden insbesondere durch *morphologische* und *hydraulische* Variabilität, ein naturnahes Temperaturregime und intakte laterale, longitudinale und vertikale *Vernetzung* geformt.

Abbildung 6.12: Die standorttypische Nase (*Chondrostoma nasus*) wurde erst seit den Revitalisierungsmassnahmen wieder in der Thur erfasst, 2003 (Foto: A. Peter, Eawag).



Abbildung 6.13: Eier des Flussuferläufers (*Actitis hypoleucos*), Aergera bei Plasselb–Marly, FR, 1992 (Foto: Auenberatungsstelle).



Abbildung 6.14: Eier der Bergstelze (*Motacilla cinerea*) in den Sense-Auen, FR/BE, 1997 (Foto: Auenberatungsstelle).

Hohe Diversität und Abundanz der Flora und besonders der Fauna sind oft nicht nur rein ökologische Ziele, sondern haben auch in der Bevölkerung einen hohen Stellenwert. Diese Projektziele lassen sich nur in Kombination mit anderen Zielen zur Verbesserung von Umwelt und Ökologie erreichen (siehe Tabelle 6.1).

6.2.9 Funktionierende organische Kreisläufe

Die Besiedlung durch Flora und Fauna ist stark von der Zufuhr und dem Angebot an Nährstoffen abhängig, welche ihrerseits von zahlreichen *abiotischen* Faktoren beeinflusst werden. Organisches Material wird in einem Nährstoffkreislauf in das Fließgewässersystem eingespeist, zurückgehalten und umge-



Abbildung 6.15: Ablagerung von Totholz und organischem Material in den Sense-Auen, FR/BE, Juni 1999 (Foto: Auenberatungsstelle).

wandelt. Die Intensität dieser Prozesse und die Herkunft und Grösse des organischen Materials verändern sich entlang des Flusslaufs. Im Oberlauf wird das Fließgewässer durch die Ufervegetation mit flussfremdem organischem Material gespeist. Im Mittellauf erfolgt die Nährstoffzufuhr vor allem durch die flusseigene Primärproduktion und im Unterlauf durch den Austausch von Nährstoffen, Mineralien und organischem Material zwischen dem Fluss und seinen Auen (Lorenz et al. 1997). Die Nährstoffzufuhr in die Fließgewässer hängt daher stark von Überschwemmungszyklen, Bedeckung durch Vegetation, Vegetationswachstum sowie von der longitudinalen und lateralen *Vernetzung* ab (Lorenz et al. 1997).

6.3 Wirtschaft

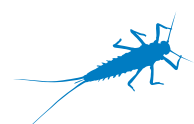
Ein wichtiges wirtschaftliches Projektziel ist die «Kosteneffizienz», also das Verhältnis zwischen Ressourceneinsatz und der erzielten Wirkung. Die Beurteilung dieses Zieles ist äusserst komplex und kann in der Regel erst einige Jahre nach der Realisierung des Projekts vorgenommen werden. Aus diesen Gründen wird die Kosteneffektivität hier

nicht beurteilt und allein die Einhaltung des Projektbudgets bewertet.

6.3.1 Einhaltung des Projektbudgets

Dieses Projektziel gibt Auskunft über den Umgang mit den zur Verfügung gestellten Geldmitteln. Neben der ökologischen Wirkung und der Akzeptanz in der Bevölkerung hat der effiziente Umgang mit zeitlichen und finanziellen Mitteln einen starken Einfluss auf den Erfolg von Revitalisierungsprojekten (Bratrich 2004). Wird das Projektbudget überschritten, geht dies oftmals zu Lasten von weiteren Revitalisierungsprojekten oder das Revitalisierungsprojekt kann nicht wie geplant fertig gestellt werden. Die Einhaltung des Projektbudgets ist daher ein wichtiges wirtschaftliches Projektziel.

Weitere mögliche Projektziele sind die «Zunahme von Arbeitsplätzen» sowie die «Steigerung des Immobilienwertes». Diese werden in der hier vorgeschlagenen Erfolgskontrolle nicht beurteilt, da sie nur bei sehr grossen Revitalisierungsprojekten von Bedeutung sind. Weiterführende Informationen zur wirtschaftlichen Auswirkung von Revitalisierungen finden sich in Spörri et al. (2005).



6.4 Umsetzung

Neben den drei in Tabelle 6.1 genannten Elementen der Nachhaltigkeit ist eine weitere Gruppe von Projektzielen für die Erfolgskontrolle von Revitalisierungseingriffen von grosser Bedeutung: die Qualität und der Ablauf der Projektumsetzung. Sie umfassen die politische Akzeptanz eines Projektes und die Stakeholder-Partizipation. In den vergangenen Jahrzehnten ist die Sensibilität der Gesellschaft gegenüber ökologischen Problemen kontinuierlich gestiegen. Sie nimmt insbesondere dann zu, wenn Personen direkt oder indirekt von den Konsequenzen solcher Probleme betroffen sind (Selin & Chavez 1995, Zaugg 2002).

6.4.1 Politische Akzeptanz

Die politische Akzeptanz ist eine wichtige Voraussetzung für den Erfolg von Revitalisierungsprojekten (Bratrich 2004). Die Akzeptanz eines Revitalisierungsprojektes beschreibt, wie das Projekt und der gesamte Projektverlauf in der Bevölkerung aufgenommen werden. Je grösser die Akzeptanz, umso leichter werden in der gleichen Region zukünftige Revitalisierungsprojekte umgesetzt werden können.

Bei der Akzeptanz eines Projektes spielen die Aufwertung eines Gebietes als Freizeitziel, der Hochwasserschutz und die Verbesserung des ökologischen Zustandes eine wichtige Rolle. Jedoch haben auch die Einbindung der betroffenen Personen in den Entscheidungsprozess (Stakeholder-Partizipation) und die Einhaltung des Projektbudgets einen Einfluss auf die Akzeptanz eines Projektes. Die Akzeptanz ist daher ein integrierender Indikator, der eine umfassende Aussage über den Umsetzungserfolg liefert.

6.4.2 Stakeholder-Partizipation

Oft können die gesellschaftlichen, ökologischen und wirtschaftlichen Ansprüche an ein Fließgewässer zu Konflikten führen (Jungwirth et al. 2002). Es ist daher wichtig, direkt und indirekt vom Projekt Betroffene frühzeitig einzubeziehen, um Konflikte zu erkennen und Kompromisslösungen auszuarbeiten. Der Einbezug von Interessengruppen und der lokalen

Bevölkerung spielt vor allem bei grösseren Revitalisierungseingriffen eine wichtige Rolle. Ziele und Aufgaben sind dabei:

- die Förderung einer breiten Akzeptanz von Revitalisierungen
- die frühzeitige Vermeidung von kostspieligen Konflikten in späteren Projektphasen (Susskind & Cruickshank 1987)
- die öffentliche Legitimierung der Entscheidungen
- die Verbesserung des Klimas für Entscheidungsfindungen bei zukünftigen Projekten durch soziale Lernprozesse (Beierle & Konisky 2000)
- die Förderung der Umweltbildung und des Interesses für wasserbauliche sowie ökologische Massnahmen in Flussräumen (House 1996)

Die Forderung nach einer Partizipation der Öffentlichkeit beim Management natürlicher Ressourcen hat seit den 1970er Jahren stark zugenommen. Trotz dieser Zunahme fehlen *standardisierte* Anleitungen für die Bewertung von Partizipationsprozessen jedoch weitgehend (Farrell et al. 1976, Hampton 1977, Homenuck 1977, Vindasius 1977, Sewell & Phillips 1979, Beierle & Konisky 2000, Rowe & Frewer 2000, Jackson 2002). Dies ist teilweise darauf zurückzuführen, dass sozioökonomische Indikatoren schwierig zu quantifizieren sind. Als Alternative werden sie daher oft qualitativ bewertet.



Abbildung 6.16: Mitwirkung von Vertretern verschiedener Interessengruppen bei der Zielformulierung, Mai 2005
(Foto: M. Buchecker, WSL).

7 Revitalisierungsmassnahmen und Indikatorsätze

In der Schweiz werden gegenwärtig unterschiedliche Massnahmen zur Revitalisierung von Fliessgewässern realisiert (Tabelle 7.1). Am häufigsten sind Massnahmen, welche die Strukturvielfalt des Flusssystems fördern. Eingriffe zur Verbesserung des *Geschiebe*haushalts werden weniger häufig durchgeführt. Massnahmen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit gibt es heute bereits, diese werden aber aufgrund der starken Fragmentierung der Schweizer Fliessgewässer (siehe Kapitel 2) zukünftig eine noch wichtigere Rolle spielen. Die Wahl der passenden Revitalisierungsmassnahme hängt von den konkreten Projektzielen ab.

In dem vorliegenden Handbuch werden für ausgewählte Revitalisierungsmassnahmen Indikatorsätze zur Erfolgskontrolle vorgestellt. Bei diesen Massnahmen handelt es sich ausschliesslich um aktive Revitalisierungen. Als Basis für eine Erfolgskontrolle dienen immer die Projektziele. In Tabelle 7.2 wird deshalb angegeben, welche der Massnahmen sich für das Erreichen der in Kapitel 6 erläuterten Projektziele eignen. Es wird jedoch keine Ent-

scheidungshilfe für die Auswahl einer Massnahme gegeben. Informationen zur Entscheidung für oder gegen eine Massnahme finden sich in Hostmann et al. (2005). Die Wahl der Indikatoren hängt von den Projektzielen ab. Die Zusammenstellung der Indikatorsätze ist jedoch sekundär auch von der Eignung der Indikatoren für die jeweilige Massnahme abhängig. Die Eignung der Indikatoren für die verschiedenen Massnahmen wird deshalb in Tabelle 7.3 charakterisiert. Dabei wird zwischen drei möglichen Relevanzstufen unterschieden. Die Zuteilung der Indikatoren zu den Relevanzstufen beruht auf Experteneinschätzungen.

In den folgenden Kapiteln werden die ausgewählten Revitalisierungsmassnahmen kurz erläutert, einzelne Fallbeispiele vorgestellt und empfohlene Indikatorsätze präsentiert. Für die Fallbeispiele wurden sowohl schweizerische als auch internationale Projekte ausgewählt. Der Umfang der Indikatorsätze ist jeweils an die Massnahme und ihre relevanten Projektziele angepasst. Für Massnahmen, welche komplexe Wirkungen haben, sind ent-

Verbesserung des Abflussregimes
Wiederherstellung eines natürlichen, dynamischen Abflussregimes
Erhöhung der Restwassermenge
Verminderung von Schwall-Sunk
Erhöhung der Strukturvielfalt /seitliche Vernetzung
Aufweitung*
Ausdolung*
Strukturierung des Flussbettes*
Uferstrukturierung*
Erstellen und Wiederanbinden von Seitengerinnen*
Wiederanbinden von Altwasser und Auen*
Schaffung von Überschwemmungszonen/Schwemmflächen
Wiederherstellung der Durchgängigkeit
Längsvernetzung*
Verbesserung des Geschiebehaushalts
Geschiebesanierung*

Tabelle 7.1: In der Schweiz häufig durchgeführte Revitalisierungsmassnahmen, unterteilt nach ihren Wirkungsbereichen. Die mit * markierten Massnahmen werden in dem vorliegenden Handbuch behandelt.



sprechend grössere Indikatorsätze notwendig. Nur so kann der Erfolg der Revitalisierung voll beurteilt werden. Der Umfang der empfohlenen Sätze bewegt sich zwischen 11 und 26 Indikatoren. Dabei werden jeweils alle für die entsprechende Massnahme relevanten Projektziele abgedeckt. Die Indikatorsätze sind allgemein auf mittelgrosse bis grosse Mittelland-Fließgewässer ausgerichtet. Eine Ausnahme bildet der Indikatorsatz für die Revitalisierungsmassnahme «Ausdolung»,

welcher auf kleine Bäche zugeschnitten ist. Es wird dringend empfohlen, den kompletten Indikatorsatz anzuwenden. Entscheidet sich der Anwender jedoch gegen den empfohlenen Indikatorsatz, hat er die Möglichkeit, anhand der in Kapitel 8 vorgestellten Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung» seinen eigenen Indikatorsatz zusammenzustellen. In diesem Fall können die empfohlenen Indikatorsätze als Entscheidungsbasis verwendet werden.

Tabelle 7.2: Eignung von in der Schweiz häufig durchgeführten Massnahmen zur Fließgewässerrevitalisierung für das Erreichen wichtiger Projektziele (durch • gekennzeichnet).

Massnahme (in Klammern: Handbuch-Kapitel, in dem die Massnahme erläutert wird)	Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie										Wirtschaft	Umsetzung
	Projektziele													
	nachhaltige Trinkwasserversorgung	hoher Erholungswert	morphologische und hydraulische Variabilität	naturnaher Geschiebehaushalt	naturnahes Temperaturregime	longitudinale Vernetzung	laterale Vernetzung	vertikale Vernetzung	naturnaher Diversität und Abundanz Flora	naturnaher Diversität und Abundanz Fauna	funktionierende organische Kreisläufe	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz	Stakeholder-Partizipation
Aufweitung (7.1)	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Ausdolung (7.2)	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Strukturierung Flussbett (7.3)		•	•					•		•	•	•	•	•
Uferstrukturierung (7.4)	•	•	•		•	•	•		•	•	•	•	•	•
Seitengerinne (7.5)	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Altwasser und Auen (7.6)	•	•	•		•	•	•	•	•	•	•	•	•	•
Längsvernetzung (7.7)		•	•	•		•		•	•	•	•	•	•	•
Geschiebesanierung (7.8)	•		•	•		•	•	•		•		•	•	•

Nr.	Indikatorgruppe	Indikator	Relevanz des Indikators für verschiedene Massnahmen								
			Erhebungsaufwand	Aufweitung	Ausdehnung	Strukturierung des Flussbettes	Uferstrukturierung	Seitengerinne	Altwater und Auen	Längsvernetzung	Geschiebesanierung
1	Akzeptanz	Projektakzeptanz bei den Interessengruppen	A	3	3	2	3	3	3	2	1
2	Akzeptanz	Projektakzeptanz in der gesamten Bevölkerung	B	3	3	2	3	3	3	2	1
3	Akzeptanz	Projektakzeptanz innerhalb der Begleitgruppe	A	3	3	2	3	3	3	2	1
4	Durchgängigkeit	Durchgängigkeit für Fische	A	2	3	2	2	2	2	3	1
5	Erholungsnutzung	Besucherzahl	A	3	3	2	3	3	3	2	1
6	Erholungsnutzung	vorhandene Nutzungsmöglichkeiten für Erholung und Freizeit	A	3	3	2	3	3	3	2	1
7	Erholungsnutzung	Zugangsmöglichkeiten für Erholungssuchende	A	3	3	1	3	3	3	2	1
8	Fische	Altersstruktur von Fischpopulationen	C	3	3	2	3	3	3	3	2
9	Fische	Artenvorkommen und -häufigkeit	C	3	3	2	3	3	3	3	2
10	Fische	ökologische Gilden	C	3	3	2	3	3	3	3	2
11	Fischhabitate	Unterstände und Strukturen	A	3	3	3	3	2	3	1	2
12	Geschiebe	Geschiebehauhalt	C	3	1	3	1	1	1	3	3
13	Hydraulik	Überflutungsdynamik: Dauer, Häufigkeit und Ausmass von Überflutungen	A	3	3	1	2	3	3	1	1
14	Hydraulik	qualitative Ausprägung der Wasserspiegelsbreitenvariabilität	A	3	3	3	2	1	1	2	2
15	Hydraulik	quantitative Ausprägung der Wasserspiegelsbreitenvariabilität	B	3	3	3	2	1	1	2	2
16	Hydraulik	Variabilität der Fliessgeschwindigkeit	C	3	3	3	2	2	1	2	2
17	Hydraulik	Variabilität der maximalen Abflusstiefe	B	3	3	3	2	1	1	2	2
18	Kosten	Projektkosten	A	3	3	3	3	3	3	3	1
19	Landschaft	Landschaftstrukturmasse: Vielfalt und räumliche Anordnung vorkommender Habitattypen	C	3	3	1	3	3	3	3	2
20	Landschaft	ästhetischer Landschaftswert	A	3	3	2	3	3	3	2	1
21	Makroinvertebraten	Artenzahl und Dichte der terrestrischen Uferarthropoden	B	3	3	1	3	3	3	2	1
22	Makroinvertebraten	Mischfauna aus Oberflächen- und Grundwassertieren	A	3	3	1	1	1	2	1	2
23	Makroinvertebraten	taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos	A	2	3	3	2	2	3	2	3
24	Makroinvertebraten	Vorkommen von amphibionischen Arten im Grundwasser	A	3	3	1	1	1	2	1	2
25	organisches Material	Aussetzen von Laubblättern zur Ermittlung des Rückhaltevermögens	A	3	3	3	2	1	2	2	1
26	organisches Material	Quantität von Totholz	A	3	3	3	2	1	2	3	1
27	organisches Material	Zusammensetzung und Besiedlung von Schwemmgut durch Organismen	A	2	1	1	2	2	2	3	1
28	Partizipation	Qualität des Partizipationsprozesses bei der Entscheidungsfindung	A	3	2	2	2	3	3	2	1
29	Partizipation	Zufriedenheit der Bevölkerung mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung	A	3	2	2	2	3	3	2	1
30	Partizipation	Zufriedenheit der Interessensgruppen mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung	A	3	2	2	2	3	3	2	1
31	Refugien	Potenzial der Wiederbesiedlung für benthische Makroinvertebraten	C	3	3	2	3	3	3	2	2
32	Sohle	Durchlässigkeit des Flussbettes	B	2	3	1	1	2	2	2	2
33	Sohle	Dynamik der Sohlenstruktur	B C	3	2	3	1	1	1	2	3
34	Sohle	innere Kolmation der Gewässersohle	A	2	3	1	1	1	1	2	2

Tabelle 7.3: Relevanz der in dem vorliegenden Handbuch empfohlenen Indikatoren für den Erfolg von Revitalisierungsmassnahmen: 3=sehr relevant, 2=mässig relevant, 1=nicht relevant. Erhebungsaufwand: A: <2, B: 2–3, C:>3 Personentage.



Nr.	Indikatorgruppe	Indikator	Erhebungsaufwand	Relevanz des Indikators für verschiedene Massnahmen							
				Aufweitung	Ausdolung	Strukturierung des Flussbettes	Uferstrukturierung	Seitengerinne	Altwater und Auen	Längsvernetzung	Geschiebesanierung
35	Sohle	Qualität und Korngrössenverteilung des Substrats	A	3	2	3	1	1	1	1	3
36	Sohle	Sohlenstruktur	A B	3	2	3	1	1	1	2	3
37	Sohle	Verbauungsgrad und -art der Sohle	A	3	3	3	1	1	2	2	1
38	Temperatur	räumliche und zeitliche Temperaturheterogenität im Oberflächengewässer	A	3	3	2	3	2	3	1	1
39	Übergangszonen	nahrungsspezifische energetische Kopplung zwischen Land und Wasser	C	3	2	1	3	3	3	1	1
40	Übergangszonen	Stoffaustausch zwischen Fluss- und Grundwasser	C	2	3	1	1	2	3	2	2
41	Übergangszonen	Zusammensetzung und Dichte von Kleinsäuern in Übergangszonen	C	3	2	1	2	2	3	1	1
42	Ufer	Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches	A	3	3	1	3	2	2	1	1
43	Ufer	Dynamik der Uferstruktur	A	3	2	1	3	2	2	2	1
44	Ufer	Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land	A	3	3	1	3	3	3	2	2
45	Ufer	Uferstruktur	A	3	2	1	3	2	2	2	1
46	Ufer	Verbauungsgrad und -art des Böschungsfusses	A	3	3	2	3	2	3	2	1
47	Vegetation	autotypische Pflanzenarten	A	3	3	1	2	2	2	1	1
48	Vegetation	Sukzession und Verjüngung	C	3	3	1	2	2	2	1	1
49	Vegetation	zeitliches Mosaik	B	3	3	1	2	3	3	1	1
50	Vegetation	Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften	A	3	3	1	2	3	3	1	1

7.1 Aufweitung

7.1.1 Erläuterung der Massnahme

Bei einer Aufweitung wird einem kanalisiertem Fließgewässer durch das ein- oder beidseitige Entfernen der Uferbefestigung und gegebenenfalls durch bauliche Verbreiterung des Gerinnes mehr Bewegungsraum verschafft (Abbildungen 7.4–7.6). Dies geschieht meist

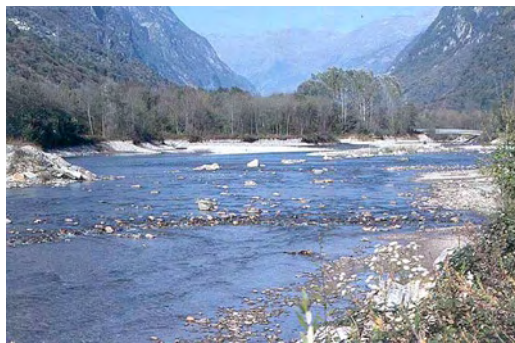


Abbildung 7.4: Aufweitung an der Pascoletto bei Grono, GR, 2002 (Foto: M. Hostmann, Eawag).

auf einer begrenzten Länge von mehreren hundert Metern. Aufweitungen von 1–2 km Länge bilden bisher die Ausnahme. Bei ausreichender Dimensionierung können Aufweitungen die *Geschiebe*ablagerung im Fließgewässer erhöhen, was zur Stabilisierung der Sohle und zur Bildung von Kies- und Sandbänken führt. Die zusätzliche Breite führt je nach Flusstyp zu einer Gerinneverzweigung und zur Bildung von Inseln. Weitere Auswirkungen sind eine Erhöhung der Tiefen- und Strömungsvariabilität, eine Zunahme autotypischer Habitate und damit verbunden eine Erhöhung der Artenvielfalt. Aufgeweitete Gewässerabschnitte haben sich für Erholungssuchende als besonders attraktiv erwiesen.



Abbildung 7.5 (links):
Aufweitung der Thur bei
Gütighausen, ZH, 2002
(Foto: M. Hostmann,
Eawag).



Abbildung 7.6 (rechts):
Kleine Aufweitung im
Liechtensteiner Binnen-
kanal bei Ruggell, 2005
(Foto: A. Peter, Eawag).

Aufweitung

Aufweitungen können sowohl an mittelgrossen als auch an grösseren Fließgewässern durchgeführt werden, eignen sich aber vor allem für ehemals verzweigte Gerinne. Weitere Informationen sowie Empfehlungen zur Dimensionierung (Länge und Breite) von Aufweitungen finden sich auf der Webseite www.rivermanagement.ch des Rhone-Thur Projektes.

7.1.2 Fallbeispiele

Thur-Aufweitung bei Schöffäuli, Schweiz

Der 127 km lange Fluss mit Wildbachcharakter im Oberlauf entspringt beim Säntis, Kanton St. Gallen, und fliesst unterhalb von Andelfingen in den Rhein. Nach starken Regenfällen im 1'750 km² grossen Einzugsgebiet kann der Abfluss der Thur in Kombination mit wasser-gesättigten Böden und gleichzeitiger Schneeschmelze innerhalb von nur wenigen Stunden dramatisch ansteigen. Entlang der Thur liegen weder Seen noch Stauanlagen, welche die Wassermassen auffangen könnten. Bereits im 19. Jahrhundert lösten verheerende Überschwemmungen umfangreiche Flussregulie-

rungen aus. Aber auch nach der Umsetzung von Hochwasserschutzmassnahmen kam es im 20. Jahrhundert zu weiteren Überschwemmungen (Weber 2001). Nach dem Hochwasser von 1978, bei dem der Abfluss auf das Dreissigfache des jährlichen Durchschnittes stieg, begann in den Kantonen Thurgau und Zürich die Planung für eine zweite Thur-Korrektion. Die Bauarbeiten hierzu laufen im Kanton Zürich seit 1987, im Kanton Thurgau seit 1993. Dabei wird nicht nur die Verbesserung des Hochwasserschutzes angestrebt, sondern auch eine ökologische Aufwertung des Flussraumes. Die wichtigsten ökologischen Defizite sind gestörter *Geschiebe*haushalt, fehlende Flusssdynamik, mangelhafte Längs- und Quervernetzung und schwankende Wasserqualität. Hinzu kommt eine intensive Freizeitnutzung durch die ansässige Bevölkerung (Weber 2001). Bis zum Jahr 2015 soll eine Kette von Projekten die ökologischen Defizite der Thur in Verbindung mit Hochwasserschutzmassnahmen beheben. Als Massnahmen zur Verbesserung der Flusssdynamik dienen vor allem Aufweitungen.



Abbildung 7.7: Die Thur
bei Schöffäuli, TG/ZH.
Links: Juni 2001 vor der
Aufweitung, rechts: Mai
2004 nach der Aufweitung
(Fotos: C. Herrmann,
BHAtteam, Frauenfeld).



Die zwischen 2001 und 2002 gebaute Thur-Aufweitung bei Schöffäuli gilt als Musterbeispiel (Abbildung 7.7): Hier wurde das Flussbett auf einer Länge von 1'500 m von 50 auf 100 m beidseitig aufgeweitet. Auf der Thurgauer Seite wurden die Ufer mit Baumstämmen (so genannten Raubäumen) und Reisigbündel (so genannten Faschinen) gesichert. Der Eingangs- und Ausgangsbereich sowie die Mitte der Aufweitung wurden zusätzlich mit Flechtwerksbuhnen versehen. Auf der Zürcher Seite wurden zur Ufersicherung Leitwerke, Flachbuhnen, Buhnen und Faschinen eingesetzt (www.rivermanagement.ch/aufweitionen). Die Aufweitungen haben die Gewässerdynamik deutlich verbessert. Eine Vielzahl von neuen Lebensräumen wie Flachufer, Kiesbänke, Hinterwasser, *Furte* und *Kolke* ist entstanden. Auf den Kiesbänken wachsen auentypische Pioniergesellschaften (Abbildung 7.8), welche bei Hochwasser wieder weggeschwemmt werden. Die *Diversität* der *Makroinvertebraten* hat in der Aufweitung zugenommen, obwohl die *Abundanz* und Biomasse gleich geblieben sind. Die neu entstandenen Habitate haben zu einem Anstieg der Fischarten geführt. So wurde z. B. die Nase (*Chondrostoma nasus*) neu erfasst. Auch Vögel profitieren von den neuen Habitaten. Als besonderer Erfolg wird die Rückkehr des Flussregenpfeifers (*Charadrius dubius*) gefeiert.

Isar-Aufweitung bei München, Deutschland

Um 1850 hatte die Isar vor den Toren Münchens noch ihren ursprünglichen Charakter: Ein verzweigter Wildfluss ohne feste Ufer, in unzählige Gerinne aufgespalten, die sich bei jedem Hochwasser verlagerten. Nach 1850 wurde die Isar durch Flussregulierungsmassnahmen in ein starres Korsett gezwängt. Die Münchner Isar

kam zwischen 1900 und 1912 an die Reihe und wurde mit dem Bau des Werkkanals gezähmt. Zum Schutz vor Hochwasser wurde sie mit Längsverbauungen, Buhnenfeldern und Hochwasserdämmen eingeengt. Ihre ursprüngliche Ausprägung als typischer Gebirgs- und Voralpenfluss weist sie heute nur noch in einzelnen Bereichen des Oberlaufs auf (Abbildung 7.9).

Vom Jahr 2000 an wurde die Isar bei München in mehreren Bauabschnitten auf einer bisherigen Gesamtlänge von 9.3 km für 26 Mio. EUR umgestaltet und aufgewertet. Als Hauptmassnahme wurde das Flussbett vielerorts auf mehr als die doppelte Breite aufgeweitet. Dies gewährleistet zusätzlichen Raum für den Hochwasserabfluss und ermöglicht es dem Fluss, seine Ufer mit jedem Hochwasser selbst zu gestalten. Die hierdurch entstandenen flachen Kiesufer mit ihrer guten Zugänglichkeit werden intensiv durch Erholungssuchende genutzt. Neben den Aufweitungen wurden Kiesinseln angelegt, vertikale Abstürze und Ufer abgeflacht. Dadurch sind Lebensräume für Tiere und Pflanzen geschaffen und die Quer- und Längs*vernetzung* verbessert worden. Für eine zusätzliche Hochwassersicherheit wurden Dammsanierungen durchgeführt. Bei der Revitalisierung handelt es sich um ein gemeinsames Projekt des Wasserwirtschaftsamtes München und der Landeshauptstadt München (Quelle und weitere Informationen: www.wasserwirtschaftsamt-muenchen.de/app/neues_leben_isar).

Weitere Beispiele:

Kander-Aufweitung Augand, Schweiz, Renaturierungsfonds Kanton Bern.

Weitere Aufweitungsbeispiele finden sich ausserdem auf www.rivermanagement.ch/aufweitionen/aufw_b1.php.

Abbildung 7.8 (links): Auentypische Pioniergesellschaften auf den Kiesbänken bei Schöffäuli, TG/ZH, Juli 2003 (Foto: C. Roulier, Auenberatungsstelle).

Abbildung 7.9 (rechts): Der ursprüngliche Oberlauf der Isar bei Vorderriss, Bayern, 1999 (Foto: Bayerisches Landesamt für Umwelt, München).



7.1.3 Indikatorsatz

Für die Beurteilung der Massnahme «Aufweitung» wird der Indikatorsatz in Tabelle 7.10 empfohlen.

Massnahme: Aufweitung

Nr.	Indikatorgruppe	Indikator	Aufwand	Eignung des Indikators für die Beurteilung wichtiger Projektziele (♦ = direkte Messgrösse; • = indirekte Messgrösse)												Wirtschaft	Umsetzung										
				nachhaltige Trinkwasserversorgung		hoher Erholungswert		morphologische und hydraulische Variabilität		naturnaher Geschiebehaushalt		naturnahes Temperaturregime		longitudinale Vernetzung				laterale Vernetzung		vertikale Vernetzung		naturnaher Diversität und Abundanz Flora		naturnaher Diversität und Abundanz Fauna		funktionierende organische Kreisläufe	
1	Akzeptanz	Projektakzeptanz bei den Interessengruppen*	A																						♦		
5	Erholungsnutzung	Besucherzahl	A		♦																						
8	Fische	Altersstruktur von Fischpopulationen**	C			•	•			•	•								♦								
9	Fische	Artenvorkommen und -häufigkeit**	C			•	•	•	•										♦								
10	Fische	ökologische Gilden**	C			•	•	•	•										♦								
12	Geschiebe	Geschiebehaushalt	C			•	♦		•										•								
17	Hydraulik	Variabilität der maximalen Abflusstiefe	B			♦	•											•	•								
18	Kosten	Projektkosten	A																			♦					
20	Landschaft	ästhetischer Landschaftswert	A		♦																						
21	Makroinvertebraten	Artenzahl und Dichte der terrestrischen Uferarthropoden	B											•					♦								
22	Makroinvertebraten	Mischfauna aus Oberflächen- und Grundwassertieren	A				•							•					♦								
23	Makroinvertebraten	taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos	A			•	•			•	•	•							♦								
25	organisches Material	Aussetzen von Laubblättern zur Ermittlung des Rückhaltevermögens	A			•					•									♦							
26	organisches Material	Quantität von Totholz	A	•							•									♦							
28	Partizipation	Qualität des Partizipationsprozesses bei der Entscheidungsfindung	A																						♦		
30	Partizipation	Zufriedenheit der Interessengruppen mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung*	A																						♦		
33	Sohle	Dynamik der Sohlenstruktur	B C			♦	•			•	•	•	•	•	•	•	•	•									

Tabelle 7.10: Empfohlener Indikatorsatz mit 26 Indikatoren für die Erfolgskontrolle der Revitalisierungsmassnahme «Aufweitung».



Nr.	Indikatorgruppe	Indikator	Aufwand	Eignung des Indikators für die Beurteilung wichtiger Projektziele (♦ = direkte Messgrösse; • = indirekte Messgrösse)										Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
				nachhaltige Trinkwasserversorgung	hoher Erholungswert	morphologische und hydraulische Variabilität	naturnaher Geschiebehaushalt	naturnahes Temperaturregime	longitudinale Vernetzung	laterale Vernetzung	vertikale Vernetzung	naturnaher Diversität und Abundanz Flora	naturnaher Diversität und Abundanz Fauna				
34	Sohle	innere Kolmation der Gewässersohle	A	•		•	•				♦						
35	Sohle	Qualität und Korngrössenverteilung des Substrats	A			♦	•				•		•				
36	Sohle	Sohlenstruktur	A B			♦	•		•	•	•	•	•				
38	Temperatur	räumliche und zeitliche Temperaturheterogenität im Oberflächengewässer	A	•				♦		•	•						
40	Übergangszonen	Stoffaustausch zwischen Fluss- und Grundwasser	C	•		•	•	•			♦						
43	Ufer	Dynamik der Uferstruktur	A	•		♦			•	♦			•				
44	Ufer	Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land	A				•			♦				•			
45	Ufer	Uferstruktur	A	•		♦			•	♦			•				
48	Vegetation	Sukzession und Verjüngung	C							•		♦					

* / ** Die Erhebung erfolgt zeitgleich mit einem identisch markierten Indikator. Der Erhebungsaufwand entspricht dem einer Einfacherhebung.

♦ = direkte Messgrössen: Indikatoren, die das Projektziel direkt messen.

• = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.

7.2 Ausdolung

7.2.1 Erläuterung der Massnahme

Das **Eindolen** bzw. Überbauen von Fliessgewässern ist eine Massnahme, die früher dem Hoch-



Abbildung 7.11: Eingedolter Zufluss in die Thur (Nähe Thur-Mündung), 2005 (Foto: A. Peter, Eawag).

wasserschutz, der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung oder der Ableitung von Abwasser diente (Abbildung 7.11). Seit dem Gewässerschutzgesetz von 1991 ist das Eindolen von Bächen mit nur wenigen Ausnahmen verboten (Art. 38). In eingedolten Abschnitten sind die **Hydrologie**, die Gewässerchemie sowie Habitateigenschaften stark beeinträchtigt. Ausserdem stellen die Gewässer eine Barriere für die Wanderung von Fischen dar (Gallagher 1999).

Daten **ökomorphologischer** Erhebungen von 22 Kantonen zeigen, dass 17 % der erhobenen Fliessgewässer eingedolt sind (Kapitel

2). Betroffen sind meist die kleinsten Fließgewässer (Flussordnungszahl 1 oder 2) in der Landwirtschaftszone. Die Offenlegung dieser Bäche stellt aufgrund der weiten Verbreitung des Problems eine besondere Herausforderung für zukünftige Revitalisierungsbemühungen dar.

Ausdolungen werden in der Wasserbauverordnung von 1994 in Art. 6 als Revitalisierungsmassnahme mit besonderem Vorrang genannt. Sie sind verhältnismässig unaufwändig durchzuführen, haben jedoch ein sehr hohes ökologisches Potenzial. Sie ermöglichen die Wiederherstellung der longitudinalen, lateralen und vertikalen *Vernetzung*. Zudem schaffen sie *morphologische* und *hydraulische* Variabilität, welche die *Diversität* und *Abundanz* der Flora und Fauna erhöht. Die Indikatoren dieses Handbuches eignen sich für die Ausdolung von Bachabschnitten, jedoch nicht für Quellgebiete. In den Quellgebieten sind komplexere Zusammenhänge zu berücksichtigen.

7.2.2 Fallbeispiele

Bachkonzept der Stadt Zürich, Schweiz

Um 1850 flossen auf dem Gebiet der heutigen Zürcher Stadtgemeinde offene Bäche auf einer Länge von rund 160 km. Um 1980 waren es noch ca. 60 km, davon der grösste Teil im Wald. Im Zuge der Stadtentwicklung wurden Bäche zur Siedlungsentwässerung *eingedolt* und verkamen so allmählich zu Abwasserrinnen. Die unerwünschten Folgen waren Überschwemmungen bei Abflussspitzen und eine unnötige Belastung der Kläranlagen durch das zusammen mit dem Schmutzwasser abfließende Flusswasser. Ausserdem verschwanden die entsprechenden Lebensräume für Tiere und Pflanzen. Um diesen Folgen entgegenzuwirken, wurde ein Bachkonzept erarbeitet, welches eine nachhaltige Siedlungsentwässerung mit umfassendem Gewässerschutz zum Ziel hatte. Das Bachkonzept wurde 1988 vom Stadtrat genehmigt. Es definiert, welche Bäche und Bachabschnitte zur Offenlegung, zum Neubau oder zur Revitalisierung vorgesehen sind und legt Grundsätze für das Vorgehen bei Bachöffnungsprojekten fest. Zu den Grund-

sätzen gehören unter anderem der Anschluss des im Gebiet anfallenden unverschmutzten Fremdwassers an die Bäche, die Schaffung von Erholungsraum und die naturnahe Gestaltung der Bäche, um für einheimische Pflanzen und Tiere Lebensräume zu bieten. Anhand des Bachkonzeptes wurden in der Stadt Zürich bis zum Jahr 2002 rund 16 km Bäche und Bachabschnitte freigelegt, neu angelegt oder revitalisiert. Das Konzept erfreut sich einer grossen Akzeptanz in der Bevölkerung. Der Stadt Zürich wurde für ihr erfolgreiches Bachkonzept im Mai 2003 der Gewässerpreis Schweiz verliehen (Entsorgung und Recycling Zürich (ERZ) 2003).

Der Albisrieder Dorfbach wurde beispielsweise zwischen 1989 und 1991 zusammen mit dem Algierbach auf einer Länge von 2.5 km freigelegt (Abbildung 7.12). Der Bach durchfließt heute mit einem durchschnittlichen Abfluss von 12 l/s öffentliche Grünanlagen und private Grundstücke am Rande der Stadt Zürich. Ein Regenwasserrückhalteweiler wurde als Biotop gestaltet. Der Bach wurde teilweise bestockt und das Bachbett mit einer in der Korngrösse variierenden Kiessohle angelegt. Eine im Jahr 2000 durchgeführte biologische Untersuchung zeigte, dass der neue Bachabschnitt gut besiedelt wurde. Insgesamt wurden 36 Tierarten nachgewiesen, mehr als doppelt so viele wie im Einzugsgebiet. In der Abundanz und Diversität dominierten Eintags- und Köcherfliegen. Weitere Arten von Würmern, Egel und Wasserasseln sind zugewandert. Der Bach wird von der Bevölkerung gut akzeptiert



Abbildung 7.12: Der ausgedoltte Albisrieder Dorfbach an der Saumackerstrasse, ZH, (Foto: Entsorgung und Recycling Zürich (ERZ)).



und rege als Erholungsraum genutzt (Entsorgung und Recycling Zürich (ERZ) 2003). Weitere Beispiele ausgedolter Bäche in der Stadt Zürich können in der letztgenannten Referenz eingesehen werden, welche unter www3.stzh.ch/internet/erz/home/medien/broschueren.ParagraphContainerList.ParagraphContainer1.ParagraphList.0028.File.pdf/b_baeche_in_der_stadt.pdf zu finden ist.

Litzibuch-Ausdolung, Schweiz

Seit 1877 wurden im Kanton Aargau über 60 % der kleinen Bäche *eingedolt*. Im Südosten der Gemeinde Oberwil-Lieli an der Grenze zum Kanton Zürich verschwanden die Bäche der offenen Kulturlandschaft gar vollständig. Die Umgebung des Weilers Litzibuch wurde 1943–44 durch ein dichtes Drainagenetz flächendeckend entwässert. Durch die umfangreichen Eingriffe entstand eine produktive Agrarlandschaft. Gleichzeitig zerstörte das Meliorationsprojekt aber ein vielfältiges, ökologisches Netzwerk und landschaftlich prägende Strukturen. Dabei verschwanden zahlreiche Arten aus dem Gebiet, die heute im ganzen Kanton zu grossen Seltenheiten geworden sind.

In Oberwil-Lieli wurde ein Teil des Bachsystems, welches während der Melioration eingedolt wurde, 2003 mit kleinem Aufwand, geringen Kosten und grosser Wirkung wieder ans Tageslicht geholt. Es handelt sich um einen Bachabschnitt von ca. 200 m Länge, der sich ökologisch, hinsichtlich der Bewirtschaftung und des technischen Aufwands besonders für eine Offenlegung und Revitalisierung eignete. Aufgrund der niedrigen Normalwassermenge von wenigen Litern pro Sekunde genügte ein geringer Querschnitt von rund 40 cm Breite und 35 cm Tiefe. Der freigelegte Bach erfüllt heute eine wichtige *Vernetzungsfunktion* im Gewässersystem und stellt ästhetisch eine massgebliche Bereicherung der Landschaft dar. Für die Zukunft wird die Besiedlung durch Arten wie Prachtlibellen, Quelljungfern, verschiedenen Amphibien und Bachufer-Hochstauden erwartet.

Der freigelegte Bach fliesst in den Geissweid-Bach, einem Zufluss der Reppisch, welche gemäss Zürcher Naturschutz-Ge-

samtkonzept zu den ökologisch wertvollsten Fliessgewässersystemen des Kantons Zürich zählt. Eine Wiederbelebung dieser Gewässer mit ihren Zuflüssen hat gemäss Kanton Priorität, indem z. B. Eindolungen aufzuheben und kleinräumige Netze naturnaher Wiesenbäche zu entwickeln sind. Das vorliegende Projekt leistet zu diesem Ziel einen wichtigen Beitrag. (Quelle: www.litzibuch.ch/Landwirtschaftsbetrieb/Bachausdolung.htm)

7.2.3 Indikatorsatz

Für die Beurteilung der Massnahme «Ausdolung» wird der Indikatorsatz in Tabelle 7.13 empfohlen.

Massnahme: Ausdolung

Nr.	Indikatorgruppe	Indikator	Aufwand	Eignung des Indikators für die Beurteilung wichtiger Projektziele (♦ = direkte Messgrösse; • = indirekte Messgrösse)												Wirtschaft	Umsetzung
				Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie								Wirtschaft	Umsetzung		
				nachhaltige Trinkwasserversorgung	hoher Erholungswert	morphologische und hydraulische Variabilität	naturnahe Geschiebehaushalt	naturnahe Temperaturregime	longitudinale Vernetzung	laterale Vernetzung	vertikale Vernetzung	naturnahe Diversität und Abundanz Flora	naturnahe Diversität und Abundanz Fauna				
1	Akzeptanz	Projektakzeptanz bei den Interessengruppen*	A													♦	
8	Fische	Altersstruktur von Fischpopulationen**	C			•	•		•	•				♦			
9	Fische	Artenvorkommen und -häufigkeit**	C			•	•	•	•					♦			
10	Fische	ökologische Gilden**	C			•	•	•	•					♦			
18	Kosten	Projektkosten	A													♦	
20	Landschaft	ästhetischer Landschaftswert	A		♦												
22	Makroinvertebraten	Mischfauna aus Oberflächen- und Grundwassertieren	A				•			•				♦			
23	Makroinvertebraten	taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos	A			•	•		•	•	•			♦			
25	organisches Material	Aussetzen von Laubblättern zur Ermittlung des Rückhaltevermögens	A			•				•					♦		
28	Partizipation	Qualität des Partizipationsprozesses bei der Entscheidungsfindung	A														♦
30	Partizipation	Zufriedenheit der Interessengruppen mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung*	A														♦
36	Sohle	Sohlenstruktur	A B			♦	•		•	•	•	•	•	•			
38	Temperatur	räumliche und zeitliche Temperaturheterogenität im Oberflächengewässer	A	•				♦		•	•						
40	Übergangszonen	Stoffaustausch zwischen Fluss- und Grundwasser	C	•		•	•	•			♦						
44	Ufer	Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land	A				•			♦					•		
47	Vegetation	autentypische Pflanzenarten	A						•				♦				

Tabelle 7.13: Empfohlener Indikatorsatz mit 16 Indikatoren für die Erfolgskontrolle der Revitalisierungsmassnahme «Ausdolung».

* / ** Die Erhebung erfolgt zeitgleich mit einem identisch markierten Indikator. Der Erhebungsaufwand entspricht dem einer Einfacherhebung.

♦ = direkte Messgrössen: Indikatoren, die das Projektziel direkt messen.

• = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



7.3 Strukturierung des Flussbettes

7.3.1 Erläuterung der Massnahme

Das Vorhandensein unterschiedlicher Strukturen im Flussbett bestimmt die Vielfalt der Habitate in einem Fliessgewässer und somit die Lebensraumqualität für die aquatische Flora und Fauna. Hier spielen Strukturen wie z. B. *Kolke*, *Furte*, Totholz und grosse Steinblöcke eine wichtige Rolle für die Fliessgeschwindigkeits- und die Substratverteilung. Zusätzlich dienen diese Strukturen verschiedenen Organismen als Unterschlupf und *Refugien* (Jungwirth et al. 2003). Die Strukturierung des Flussbettes durch den Menschen zählt zu den weniger aufwändigen Revitalisierungsmassnahmen. Das Flussbett sollte jedoch möglichst naturnah gestaltet werden (Abbildungen 7.14 und 7.15). Wird nur die Strukturvielfalt, nicht aber die Gewässerdynamik gefördert, wird in der Regel die natürliche Funktionsfähigkeit kaum verbessert.

7.3.2 Fallbeispiel

Skerne, England

Der Skerne hat ein Einzugsgebiet von 250 km² und mündet südlich von Darlington, County Durham, in die Tees. In der Vergangenheit wurde der Skerne begradigt, um das Deponieren von Abfallstoffen aus der Eisenindustrie in die Aulandschaft zu erleichtern. Dies führte zu einer ausgeprägten Eintiefung des Skernes und zur Beeinträchtigung der Wassergüte. Ausserdem wurden Massnahmen ergriffen, um die dicht besiedelten Wohngebiete und die Infrastruktur vor Hochwasser zu schützen.

Heute befinden sich zusätzlich Abwasserkanäle, Gasleitungen und industrielle Deponien in Flussnähe (Vivash 1999).

An einem 2 km langen Abschnitt des Skernes wurden zwischen 1995 und 1996 Revitalisierungsarbeiten zur ökologischen Aufwertung durchgeführt. Im unteren Abschnitt konnten Mäanderschleifen angelegt werden. Im oberen Abschnitt fehlte der dazu nötige Raum, da hier parallel zum einen Ufer eine Gasleitung verläuft, während sich auf der anderen Uferseite in unmittelbarer Nähe eine Deponie befindet. In diesem Abschnitt wurde stattdessen das monotone trapezförmige Flussbett von 9 m Breite mit verschiedenen Massnahmen neu strukturiert. An den Ufern wurden Baumstämme von ca. 30 cm Durchmesser als Strömungsableiter angelegt, mit Pfosten und Draht fixiert und mit Steinen und Lehm gefüllt, um die Bildung von Bänken zu initiieren. Diese Massnahme erlaubte die Entstehung minimaler Mäander und einer grösseren Strukturvielfalt. Die Konstruktionen mussten jedoch nach Winter-Hochwassern ausgebessert werden. Weiter wurden Vorsprünge aus bewachsenen Matten angelegt, welche Schlick und Schlamm zurückhalten sollten, um die natürliche Etablierung der Vegetation zu ermöglichen. Die Vorsprünge ragten bis zu 2 m in den Fluss hinein und dienten dazu, die Unterspülung des Ufers zu verhindern und zusätzliche Habitatvielfalt zu schaffen. Als dritte Massnahme zur Strukturierung des Flussbettes wurde eine Stein-Furte durch das Aufschütten von Stei-

Abbildung 7.14 (links):

Durch Strukturen aufgewertetes Flussbett der Thur bei Eggrank, Thurspitz, ZH, 2003 (Foto: Auenberatungsstelle).



Abbildung 7.15 (rechts):

Durch Strukturen aufgewertetes Flussbett des Liechtensteiner Binnenkanals, 2005 (Foto: A. Peter, Eawag).



nen und Kies auf gegenüberliegenden Ufern geschaffen. Diese führte zur Variabilität von Tiefe, Fliessgeschwindigkeit und Fliessrichtung (Vivash 1999). (Mehr über das Projekt unter www.therrc.co.uk/projects/skerne.htm).

Strukturierungen des Flussbettes wurden auch in dem neuen Umgehungsgerinne beim

Kraftwerk Ruppoldingen, Kanton Solothurn, vorgenommen (siehe Kapitel 7.7.2).

7.3.3 Indikatorsatz

Für die Beurteilung der Massnahme «Strukturierung des Flussbettes» wird der Indikatorsatz in Tabelle 7.16 empfohlen.

Massnahme: Strukturierung des Flussbettes

Nr.	Indikatorgruppe	Indikator	Aufwand	Eignung des Indikators für die Beurteilung wichtiger Projektziele (♦ = direkte Messgrösse; • = indirekte Messgrösse)						
				Umwelt und Ökologie				Wirtschaft	Umsetzung	
				morphologische und hydraulische Variabilität	vertikale Vernetzung	naturnaher Diversität und Abundanz Fauna	funktionierende organische Kreisläufe	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz	Stakeholder-Partizipation
1	Akzeptanz	Projektagzeptanz bei den Interessengruppen*	A						♦	
8	Fische	Altersstruktur von Fischpopulationen**	C	•		♦				
9	Fische	Artenvorkommen und -häufigkeit**	C	•		♦				
10	Fische	ökologische Gilden**	C	•		♦				
11	Fischhabitate	Unterstände und Strukturen	A	•		•	•			
16	Hydraulik	Variabilität der Fliessgeschwindigkeit	C	♦		•				
18	Kosten	Projektkosten	A						♦	
23	Makroinvertebraten	taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos	A	•	•	♦				
25	organisches Material	Aussetzen von Laubblättern zur Ermittlung des Rückhaltevermögens	A	•			♦			
30	Partizipation	Zufriedenheit der Interessengruppen mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung*	A							♦
36	Sohle	Sohlenstruktur	A B	♦	•	•	•			

Tabelle 7.16: Empfohlener Indikatorsatz mit 11 Indikatoren für die Erfolgskontrolle der Revitalisierungsmassnahme «Strukturierung des Flussbettes».

* / ** Die Erhebung erfolgt zeitgleich mit einem identisch markierten Indikator. Der Erhebungsaufwand entspricht dem einer Einfacherhebung.

♦ = direkte Messgrössen: Indikatoren, die das Projektziel direkt messen.

• = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



7.4 Uferstrukturierung

7.4.1 Erläuterung der Massnahme

Im Uferbereich werden Strukturen vor allem vom Flussverlauf, vom Substrat und von der Vegetation geprägt. Diese gestalten den Lebensraum im Übergang zwischen Wasser und Land und sind somit für das Vorkommen von aquatischen und terrestrischen Organismen von grosser Bedeutung (Jungwirth et al. 2003). Aufgrund vergangener Flussbauaktivitäten sind die Uferbereiche von Fliessgewässern jedoch oft stark verbaut oder zu steil angelegt, so dass der Fluss von seinen Uferzonen abgetrennt ist. Eine Uferstrukturierung kann z. B. die Entfernung von harter Uferverbauung, Bepflanzung und die Abflachung des Ufers beinhalten. Damit lässt sich einerseits die laterale *Vernetzung* wiederherstellen und andererseits die Strukturbildung im Uferbereich fördern (Abbildung 7.17).

7.4.2 Fallbeispiel

Skerne, England

Als Bestandteil der unter 7.3.2 beschriebenen Revitalisierung des Skernes wurden auch verschiedene Massnahmen zur Bepflanzung und Stabilisierung der Ufer durchgeführt. Diese fanden vor allem in dem Flussabschnitt Anwendung, in dem Mäanderschlaufen angelegt wurden. In einer ersten Methode wurden Pfähle senkrecht in den Uferrand gefahren und Weidenäste zwischen diesen hindurch gewo-

ben. Diese Methode eignet sich besonders für steile Ufer, welche Abstützung und Erosionsschutz benötigen. An den neuen, abgeflachten Ufern wurden Weidenmatratzen angelegt. Diese bestanden aus Weidenästen, welche zur Fixierung mit Netzen überspannt wurden. Am Übergang zwischen Wasser und Land wurden zusätzlich Steine aufgeschüttet. Zur Stabilisierung neu angelegter Ufer wurden teilweise auch Baumstämme am Uferrand fixiert. An Stellen mit niedrigerer Erosionsgefahr wurden mit Nylonnetzen zusammengehaltene Steine ausgelegt, um einer Unterspülung der Ufer vorzubeugen. Diese wurden anschliessend mit ähnlich konstruierten, besamten Pflanzenrollen überdeckt. Die zuvor oft senkrecht oder steil abfallenden Ufer des Skernes konnten durch diese Methoden neu strukturiert werden, um nicht nur Erosion zu verhindern, sondern auch neue Habitate für Flora und Fauna zu schaffen (Vivash et al. 1998).

Uferstrukturierungen wurden auch im Wasserschloss Vogelsang (siehe Kapitel 7.5.2) und im Auengebiet Foort bei Eggenwil (siehe Kapitel 7.8.2) als Revitalisierungsmassnahme eingesetzt.

7.4.3 Indikatorsatz

Für die Beurteilung der Massnahme «Uferstrukturierung» wird der Indikatorsatz in Tabelle 7.18 empfohlen.



Abbildung 7.17: Mit Strukturen aufgewertete Ufer der Thur bei Wuer, TG, 1998 (Foto: Auenberatungsstelle).

Massnahme: Uferstrukturierung

Nr.	Indikatorgruppe	Indikator	Aufwand	Eignung des Indikators für die Beurteilung wichtiger Projektziele (♦ = direkte Messgrösse; • = indirekte Messgrösse)														
				Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie						Wirtschaft		Umsetzung				
				nachhaltige Trinkwasserversorgung	hoher Erholungswert	morphologische und hydraulische Variabilität	naturnahes Temperaturregime	laterale Vernetzung	naturnaher Diversität und Abundanz Flora	naturnaher Diversität und Abundanz Fauna	funktionierende organische Kreisläufe	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz	Stakeholder-Partizipation				
1	Akzeptanz	Projektabzeptanz bei den Interessengruppen*	A														♦	
5	Erholungsnutzung	Besucherzahl	A		♦													
8	Fische	Altersstruktur von Fischpopulationen**	C			•		•			♦							
9	Fische	Artenvorkommen und -häufigkeit**	C			•	•				♦							
10	Fische	ökologische Gilden**	C			•	•				♦							
15	Hydraulik	quantitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität	B			♦		♦										
18	Kosten	Projektkosten	A												♦			
21	Makroinvertebraten	Artenzahl und Dichte der terrestrischen Uferarthropoden	B						•			♦						
25	organisches Material	Aussetzen von Laubblättern zur Ermittlung des Rückhaltevermögens	A			•		•					♦					
30	Partizipation	Zufriedenheit der Interessengruppen mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung*	A														♦	
38	Temperatur	räumliche und zeitliche Temperaturheterogenität im Oberflächengewässer	A	•				♦	•									
40	Übergangszonen	Stoffaustausch zwischen Fluss- und Grundwasser	C	•		•	•											
42	Ufer	Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches	A			♦	•	•	•	•	•	•						
43	Ufer	Dynamik der Uferstruktur	A	•		♦		♦			•							
44	Ufer	Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land	A						♦				•					
45	Ufer	Uferstruktur	A	•		♦		♦			•							
47	Vegetation	autotypische Pflanzenarten	A								♦							

* / ** Die Erhebung erfolgt zeitgleich mit einem identisch markierten Indikator. Der Erhebungsaufwand entspricht dem einer Einfacherhebung.

♦ = direkte Messgrössen: Indikatoren, die das Projektziel direkt messen.

• = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.

Tabelle 7.18: Empfohlener Indikatorsatz mit 17 Indikatoren für die Erfolgskontrolle der Revitalisierungsmassnahme «Uferstrukturierung».



7.5 Erstellen und Wiederanbinden von Seitengerinnen

7.5.1 Erläuterung der Massnahme

Seitengerinne sind kleinere Flussarme, die parallel zum Hauptgerinne fliessen. Sie werden sowohl bei Nieder- als auch bei Hochwasser durchflossen. Seitengerinne werden von Rinnen und Mulden unterschieden, die im Hauptabflussbereich liegen und bei Niederwasser als Tümpel abgetrennt werden. Seitengerinne tragen wesentlich zur Habitatvielfalt eines Fliessgewässers bei und weisen daher oft eine hohe *Diversität* und *Abundanz* der Flora und Fauna auf. Sie können sich z. B. in Temperatur, Substrat, Tiefe, Ufervegetation, Nahrungsangebot und Fliessgeschwindigkeit stark vom Hauptfluss unterscheiden und daher als wichtige *Refugien* dienen (Habersack & Nachtnebel 1995). Durch Ausbaggern können ehemalige Seitengerinne wieder an das Hauptgerinne angeschlossen oder auch neue Gerinne künstlich geschaffen werden.

7.5.2 Fallbeispiele

Wasserschloss, Schweiz

In Vogelsang (Gemeinde Brugg, Kanton Aargau) fliessen Aare, Reuss und Limmat zusammen, welche knapp die Hälfte der Schweiz entwässern. Das Auengebiet litt jahrzehntelang unter der vordringenden Zivilisation und der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung. Durch die mit Steinblöcken verbauten Ufer der Aare und der Limmat war die laterale *Ver-netzung* nicht mehr vorhanden, so dass das Vorland ausser bei Hochwasser vom Fluss vollständig isoliert war.

Im Rahmen der Auenverordnung von 1992 und dem kantonalen «Auenschutzpark Aargau» wurden im Wasserschloss mehrere Revitalisierungsprojekte realisiert, um die Auedynamik wiederherzustellen. Am linken Ufer der Aare wurden als Massnahmen ein 950 m langer Seitenarm wiederhergestellt (Abbildung 7.19), Tümpel und Weiher angelegt, kleine, seichte Buchten am Ufer der inneren Kurve gestaltet und Abflussrinnen zur Förderung des seitlichen Flusses geschaffen (Lachat et al. 2001). Zwischen der Aareinsel und dem Gebiet «Schachenacher» wurden die Uferverbauungen entfernt und der Seitenarm aufgeweitet (Abbildung 7.20). An der Limmat wurde linksufrig ebenfalls ein neues Seitengerinne angelegt, um neuen Lebensraum zu schaffen. Der Kanal des Kleinkraftwerks Vogelsang, welcher die Halbinsel in zwei Teile schneidet, wurde auf der linken Uferseite aufgeweitet und abgeflacht. Um die Strukturvielfalt zu erhöhen, wurden hier Kies- und Schotterbänke geschützt. Die natürlich gestaltete Flusslandschaft hat zur Rückkehr standorttypischer Arten wie Eisvogel (*Alcedo atthis*), Pirol (*Oriolus oriolus*), Biber (*Castor fiber*), Äsche (*Thymallus thymallus*), Schwarz-Pappel (*Populus nigra*) und Silber-Weide (*Salix alba*) geführt (Jenny 2003). Weitere Informationen finden sich unter www.ag.ch/natur2001/auenschutzpark/.

Waal, Niederlanden

In den Niederlanden verzweigt sich der Rhein in drei Flüsse. Mit einer Wasserführung von



Abbildung 7.19 (links):
Seitenarm der Aare bei Vo-
gelsang, AG, 2004 (Foto:
S. Woolsey, Eawag).



Abbildung 7.20 (rechts):
Aareinsel beim Limmat-
spitz, AG, 2005 (Foto:
S. Woolsey, Eawag).

70 % des Rheinwassers ist die Waal der grösste der drei. Dieser bildet eine wichtige, intensiv befahrene Transportstrasse zwischen Rotterdam und Deutschland (jährlich 160'000 Frachtschiffe). Bei Regulierungsarbeiten im 19. und 20. Jahrhundert wurden Buhnen installiert, um einen tiefen Kanal für den Schiffftransport zu gewährleisten und um Ufererosion zu verhindern. Da die Buhnen das Mäandrieren des Flusses verhindern, kann keine *Verjüngung* des Auengebietes mehr stattfinden. Als Folge steigt das Auenniveau wegen der kontinuierlichen Sedimentablagerung stetig an.

Das starke wirtschaftliche Interesse am Schiffsverkehr schloss Revitalisierungsmassnahmen am Hauptgerinne aus. Als Eingriff wurden 1994 in Opijnen und Beneden-Leeuwen stattdessen die ersten beiden permanent durchflossenen Seitengerinne mit einer maximalen Abflusskapazität von 1.2 und 0.5 % des Hauptgerinnes gebaut. Hierdurch entstanden Gerinne mit fliessendem, seichtem Wasser, welche stark mit dem Hauptgerinne vernetzt sind (Abbildungen 7.21 und 7.22). Intensives biologisches Monitoring hat gezeigt, dass charakteristische Fliessgewässerarten von *Makroinvertebraten*, Fischen, Makrophyten und Watvögeln beinahe unverzüglich von den neu geschaffenen Habitaten der Seitengerinne profitierten und ein Anstieg in ihrer *Diversität* und *Abundanz* zu verzeichnen war (Simons et al. 2001).



Abbildung 7.21: Neu angelegtes Seitengerinne an der Waal bei Opijnen, Niederlanden, Juni 1997 (Foto: T. Buijse, RIZA, Niederlanden).



Abbildung 7.22: Neu angelegtes Seitengerinne an der Waal bei Beneden-Leeuwen, Niederlanden, 2003 (Foto: Bert Boekhoven, Niederlanden).

Weiteres Beispiel:

Wildibach, Schweiz: neuer Seitenarm der Aare: Entwicklung der Fischfauna im Wildibach (www.ag.ch/umwelt-aargau/pages/index.htm?/umwelt-aargau/pages/suchergebnis.asp?ID_Artikel=460). (Siehe auch Diplomarbeit Boller & Würmli 2004.)

7.5.3 Indikatorsatz

Für die Beurteilung der Massnahme «Erstellen und Wiederanlegen von Seitengerinnen» wird der Indikatorsatz in Tabelle 7.23 empfohlen.



Massnahme: Erstellen und Wiederanlegen von Seitengerinnen

Tabelle 7.23: Empfehlung der Indikatorsätze mit 20 Indikatoren für die Erfolgskontrolle der Revitalisierungsmassnahme «Erstellen und Wiederanbinden von Seitengerinnen».

Nr.	Indikatorgruppe	Indikator	Aufwand	Eignung des Indikators für die Beurteilung wichtiger Projektziele (♦ = direkte Messgrösse; ● = indirekte Messgrösse)													Wirtschaft	Umsetzung
				Nutzen für Gesellschaft														
				nachhaltige Trinkwasserversorgung	hoher Erholungswert	morphologische und hydraulische Variabilität	naturnahes Temperaturregime	longitudinale Vernetzung	laterale Vernetzung	vertikale Vernetzung	naturnaher Diversität und Abundanz Flora	naturnaher Diversität und Abundanz Fauna	funktionierende organische Kreisläufe	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz	Stakeholder-Partizipation		
1	Akzeptanz	Projektabzeptanz bei den Interessengruppen *	A													♦		
4	Durchgängigkeit	Durchgängigkeit für Fische	A					♦										
8	Fische	Altersstruktur von Fischpopulationen**	C			●		●	●				♦					
9	Fische	Artenvorkommen und -häufigkeit**	C			●	●	●					♦					
10	Fische	ökologische Gilden**	C			●	●	●					♦					
16	Hydraulik	Variabilität der Fließgeschwindigkeit	C			♦						●	●					
17	Hydraulik	Variabilität der maximalen Abflusstiefe	B			♦						●	●					
18	Kosten	Projektkosten	A													♦		
20	Landschaft	ästhetischer Landschaftswert	A		♦													
22	Makroinvertebraten	Mischfauna aus Oberflächen- und Grundwassertieren	A								●		♦					
25	organisches Material	Aussetzen von Laubblättern zur Ermittlung des Rückhaltevermögens	A			●			●						♦			
28	Partizipation	Qualität des Partizipationsprozesses bei der Entscheidungsfindung	A															♦
30	Partizipation	Zufriedenheit der Interessengruppen mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung*	A															♦
35	Sohle	Qualität und Korngrößenverteilung des Substrats	A			♦					●		●					
36	Sohle	Sohlenstruktur	A			♦		●	●	●	●	●	●					
38	Temperatur	räumliche und zeitliche Temperaturheterogenität im Oberflächengewässer	A	●			♦		●	●								
40	Übergangszonen	Stoffaustausch zwischen Fluss- und Grundwasser	C	●		●	●				♦							
44	Ufer	Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land	A							♦				●				
45	Ufer	Uferstruktur	A	●		♦		●	♦				●					
47	Vegetation	autotypische Pflanzenarten	A					●				♦						

* / ** Die Erhebung erfolgt zeitgleich mit einem identisch markierten Indikator. Der Erhebungsaufwand entspricht dem einer Einfacherhebung.

♦ = direkte Messgrößen: Indikatoren, die das Projektziel direkt messen.

• = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.

7.6 Wiederanbinden von Altwasser und Auen

7.6.1 Erläuterung der Massnahme

In dynamischen Fliessgewässern kommt es oft zur Bildung von Gewässerelementen, welche nur periodisch oder episodisch durchflossen werden (Jungwirth et al. 2003). Zu diesen gehören Altarme, Auweiher und Autümpel, welche hauptsächlich während Hochwasserperioden durch Mäandersprünge entstehen. Altarme sind einseitig mit dem Hauptgerinne verbunden, während Auweiher und Autümpel vollständig isoliert sind. Der Eintrag von biogenem Material und Feinsediment führt mit der Zeit zur Verlandung dieser Altwasser und zum Verlust von Struktur- und Artenvielfalt (Jungwirth et al. 2003). Altwasser können mit relativ kleinem Aufwand wieder an das Hauptgerinne angeschlossen werden, um das stehende Gewässer wieder zu dynamisieren. Durch natürliche Prozesse entstandene Altwasser können jedoch auch wertvolle Lebensräume sein. In solchen Fällen wird von einer Anbindung an das Hauptgerinne abgeraten. Unter welchen Umständen eine Anbindung sinnvoll ist, muss von Experten vor Ort beurteilt werden.

Ehemalige Auengebiete, in denen regelmässige Überflutungen aufgrund flussbaulicher Eingriffe nicht mehr stattfinden, können ebenfalls durch künstlich geschaffene Verbindungen wieder an das Hauptgerinne angeschlossen werden, um die Auedynamik und eine auentypische *Sukzession* wiederherzustellen.

7.6.2 Fallbeispiele

Aarealtarm Machme, Schweiz

Im Verlaufe der Aare-Korrektion zwischen 1887 und 1906 wurde die Aare bei Klingnau (Kanton Aargau) begradigt und eingedämmt. Die dabei abgeschnittenen Seitenarme verlandeten allmählich. Auch beim Altarm Machme wurde die Wasseroberfläche immer kleiner, bis der ehemalige Aarealtauf nur noch aus einzelnen, von Schilf gesäumten Wasserlöchern und -rinnen bestand. Im Winter 1995/96 wurde die Machme revitalisiert, um das ehemalige *Mosaik* von feuchtgebietstypischen Lebensräumen wiederherzustellen. Ausserdem sollten die Be-

stände an Libellen- und Amphibienarten sowie an schilfbrütenden Vögeln erhalten bzw. erweitert werden. Ein besonderer Schwerpunkt wurde auf die Bestandserweiterung des Eisvogels (*Alcedo atthis*) und die Wiederansiedlung des Bibers (*Castor fiber*) gelegt (Laimberger & Zumsteg 1998).

Bei den Bauarbeiten wurden 13'000 m³ Verlandungssedimente entfernt und 8'000 m² offene Wasserfläche wiederhergestellt. Dabei entstand ein 500 m langes, zusammenhängendes Gewässer mit einer durchschnittlichen maximalen Tiefe von ca. 1.5 m und einer Breite von 10–20 m. Ausserdem wurde eine vierstufige Fischtreppe angelegt, welche die Machme via *Binnenkanal* mit der Aare vernetzt. Durch die Extensivierung der angrenzenden Landwirtschaft konnte der Nährstoffeintrag in die Machme reduziert werden. Eine Erfolgskontrolle in den aufgewerteten Lebensräumen zeigte positive Ergebnisse: Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*), Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*), Wasserralle (*Rallus aquaticus*) und Zwergtaucher (*Podiceps ruficollis*) konnten bereits wieder beobachtet werden. Ein Eisvogelpaar (*Alcedo atthis*) hat die im Frühjahr 1996 gebaute Brutröhre in Besitz genommen. Auch Biber (*Castor fiber*) nutzen den neuen Lebensraum. Heute ist der Aarealtarm Machme eines der grossen Naturschutzgebiete am Klingnauer Stausee und einer der wenigen Flussaltarme im ganzen Kanton (Laimberger & Zumsteg 1998).

Brede, Dänemark

Das Brede-System liegt im Süden Jütlands (Dänemark) und besteht aus mehr als 1'000 km Fliessgewässern und Kanälen mit einem Einzugsgebiet von 473 km². Die Hauptflüsse sind der Brede und der Lobaek brook. Der Brede selbst fliesst in Stadtnähe durch landwirtschaftlich genutztes Tiefland, bis er durch eine Schleuse bei Ballum ins Wattenmeer eintritt. Beide Flüsse wurden in den 1950er Jahren im Zuge einer Intensivierung der Landwirtschaft



reguliert. Flussmäander wurden beseitigt und die beiden Wasserläufe begradigt. Das Flussbett wurde abgesenkt, um die Abflusskapazität bei Hochwasser zu vergrössern. Mehrere Wehre wurden konstruiert, um den Flüssen die Energie zur Mäanderbildung zu nehmen. Diese Massnahmen führten zur Entwässerung oder Isolation umliegender Auelemente und zur Fragmentierung des Systems. Hierdurch verschwanden wertvolle Habitate und Strukturen. Auch die einst lukrative Forellenfischerei wurde praktisch eliminiert. Vor der Regulierung dienten die Auensysteme als Filter für die aus der Landwirtschaft stammenden Nährstoffe, welche nun direkt in die Flüsse gelangten. Im seichten Wattenmeer kam es daher zu erhöhtem Algenbewuchs.

1991 begannen umfassende Revitalisierungsarbeiten am Brede und an seinen Zuflüssen. Dabei stand nicht nur eine ökologische Aufwertung im Zentrum, sondern auch eine Verbesserung der Nutzungsmöglichkeiten für die Bevölkerung. Zwischen 1991 und 1997 wurden 13.6 km des kanalisierten Flusslaufes in ein 20 km langes, mäandrierendes Fließgewässer verwandelt. Gleichzeitig wurde das Flussbett angehoben, damit die Auelemente des Flusstales bei Hochwasser häufiger überschwemmt werden. Ausserdem wurden in einigen ursprünglichen Mäanderschleifen neue Weiher angelegt. Auch ein ökologisch wertvolles Sumpfgebiet bei Draved, dessen Flora und Fauna seit Jahren von Austrocknung und Überwucherung bedroht waren, konnte wiederhergestellt werden. Hier wurden 1993 mehrere Kanäle, welche das Zentrum des Sumpfes entwässerten, versiegelt. Dies führte zur Bildung eines 25 ha grossen Sees. Die Entwicklungen in den neuen Habitaten werden durch ein intensives Monitoring verfolgt. Neben Beobachtungen von *Makroinvertebraten*, Vögeln, Pflanzengesellschaften und der Entwicklung der Fischpopulationen werden auch Nährstoffe, Sedimente, das *hydrologische* Regime und die Stabilität des Flussbettes kontrolliert. Ebenso werden Projektakzeptanz, öffentliche Wahrnehmung, Erholungswert und das Kosten-Nutzen-Verhältnis analysiert (County of Sonderjylland 1996). (Mehr über

das Projekt unter www.therrc.co.uk/projects/brede.htm.)

Die Planung vor Beginn dieser Revitalisierungsprojekte dauerte mehrere Jahre. Hierbei wurde das Einzugsgebiet des Brede als Gesamtheit betrachtet. In Europa gilt dieses Projekt als eines der Musterbeispiele seiner Art (Nielsen 1996). Weitere Projekte zur ökologischen Aufwertung des Brede-Systems werden auch in den kommenden Jahren folgen, wobei die Revitalisierung des Lobaek brook in Zukunft im Zentrum stehen wird (County of Sonderjylland 1996).

7.6.3 Indikatorsatz

Für die Beurteilung der Massnahme «Wiederanbinden von Altwater und Auen» wird der Indikatorsatz in Tabelle 7.24 empfohlen.

Massnahme: Wiederanbinden von Altwasser und Auen

Nr.	Indikatorgruppe	Indikator	Aufwand	Eignung des Indikators für die Beurteilung wichtiger Projektziele (♦ = direkte Messgrösse; • = indirekte Messgrösse)										Wirtschaft	Umsetzung
				nachhaltige Trinkwasserversorgung	hoher Erholungswert	morphologische und hydraulische Variabilität	naturnahes Temperaturregime	longitudinale Vernetzung	laterale Vernetzung	vertikale Vernetzung	naturnaher Diversität und Abundanz Flora	naturnaher Diversität und Abundanz Fauna	funktionierende organische Kreisläufe		
1	Akzeptanz	Projektabzeptanz bei den Interessengruppen*	A												♦
8	Fische	Altersstruktur von Fischpopulationen**	C			•		•	•			♦			
9	Fische	Artenvorkommen und -häufigkeit**	C			•	•	•				♦			
10	Fische	ökologische Gilden**	C			•	•	•				♦			
16	Hydraulik	Variabilität der Fließgeschwindigkeit	C			♦					•	•			
17	Hydraulik	Variabilität der maximalen Abflusstiefe	B			♦					•	•			
18	Kosten	Projektkosten	A											♦	
20	Landschaft	ästhetischer Landschaftswert	A		♦										
22	Makroinvertebraten	Mischfauna aus Oberflächen- und Grundwassertieren	A						•			♦			
25	organisches Material	Aussetzen von Laubblättern zur Ermittlung des Rückhaltevermögens	A			•			•				♦		
28	Partizipation	Qualität des Partizipationsprozesses bei der Entscheidungsfindung	A												♦
30	Partizipation	Zufriedenheit der Interessengruppen mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung*	A												♦
31	Refugien	Potenzial der Wiederbesiedlung für benthische Makroinvertebraten***	C					•	•	•	•	•			
35	Sohle	Qualität und Korngrößenverteilung des Substrats	A			♦			•		•				
38	Temperatur	räumliche und zeitliche Temperaturheterogenität im Oberflächengewässer	A	•			♦		•	•					
40	Übergangszonen	Stoffaustausch zwischen Fluss- und Grundwasser	C	•		•	•			♦					
44	Ufer	Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land	A						♦				•		
50	Vegetation	Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften	A						•		♦				

* / ** Die Erhebung erfolgt zeitgleich mit einem identisch markierten Indikator. Der Erhebungsaufwand entspricht dem einer Einfacherhebung.

*** Dieser Indikator erfordert die Erhebung der Indikatoren Nr. 22 und 44. Der Erhebungsaufwand einschliesslich dieser beiden Indikatoren ist C.

♦ = direkte Messgrössen: Indikatoren, die das Projektziel direkt messen.

• = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.

Tabelle 7.24: Empfehlung der Indikatorsätze mit 18 Indikatoren für die Erfolgskontrolle der Revitalisierungsmassnahme «Wiederanbinden von Altwasser und Auen».



7.7 Längsvernetzung

7.7.1 Erläuterung der Massnahme

Die Fliessgewässer der Schweiz werden durch verschiedene Typen von Querbauwerken stark fragmentiert. Die Entfernung solcher Querbauwerke trägt dazu bei, die *Vernetzung* wiederherzustellen. Für das Entfernen von Dämmen und grösseren Wehren werden hier keine Indikatoren empfohlen, da solche Massnahmen in der Schweiz – im Gegensatz zu den USA – gegenwärtig unrealistisch sind. Der Abbau von kleineren Wehren, Schwellen und Abstürzen ist hingegen eine wichtige aktuelle Revitalisierungsmassnahme. Diese Barrieren dienen in erster Linie zur Stabilisierung der Flusssohle. Wehre bilden Hindernisse für die Auf- und Abwanderung von Fischen, während Schwellen und Abstürze vor allem die Aufwanderung verhindern oder zumindest erschweren. Wehre schränken ausserdem den flussabwärts gerichteten Transport von organischem Material wie Schwemmgut und Totholz stark ein. Barrierenentfernungen haben somit vor allem positive Auswirkungen auf die longitudinale und teilweise vertikale Vernetzung, die natürliche *Diversität* und *Abundanz* der Fauna (vor allem in Bezug auf Fische) und die organischen Kreisläufe. Je nach Barrierentyp kann auch eine Verbesserung der *morphologischen* und *hydraulischen* Variabilität erfolgen. Bei einer Barrierenentfernung muss eine alternative Lösung zur Sohlstabilisierung gefunden werden.

Teilweise können Barrieren durch Fischaufstiegshilfen und Umgehungsgerinne passierbar gemacht werden (Abbildung 7.25). Die Abwanderung ist jedoch wegen der Verletzungsgefahr der Fische z. B. an den Turbi-

nen und Rechen problematisch und konnte bis heute noch nicht zufrieden stellend gelöst werden. Fischaufstiegshilfen und Umgehungsgerinne können die longitudinale Vernetzung erhöhen und tragen zur natürlichen Diversität und Abundanz der Fauna bzw. der Fische bei. Insbesondere für Sportfischer steigen die Attraktivität und damit der Erholungswert eines Gewässers, wenn es dort wieder mehr Fische gibt.

7.7.2 Fallbeispiele

Umgehungsgerinne Ruppoldingen, Schweiz

Das aus dem Jahr 1896 stammende Wasserkraftwerk Ruppoldingen (Kanton Solothurn) wurde zwischen 1996 und 2000 durch eine neue Anlage ersetzt. Als Bestandteil umfassender Revitalisierungen, welche beim Neubau als Ersatz- und Ausgleichsmassnahmen realisiert wurden, wurde ein Umgehungsgerinne vom Unterwasser des Kraftwerkes in das Oberwasser geschaffen. Dieses sollte den Aufstieg auch von wenig leistungsstarken Fischarten ermöglichen (www.poweron.ch/de/umwelt/content---1--1126.html). Das Umgehungsgerinne hat eine Gesamtlänge von 1.2 km, eine Breite von 10–20 m und ein mittleres Gefälle von 0.4 % (Abbildung 7.26). Sein Abfluss beträgt 2–5 m³/s. Insgesamt werden durch das Umgehungsgerinne 5.6 Höhenmeter überwunden. Um geeignete Habitate für verschiedene kieslaichende Fischarten bereitzustellen, wurden verschiedene Sohl- und Strömungsstrukturen eingerichtet. Das Gestaltungskonzept besteht aus einer Abfolge von flach überströmten, kiesigen Schnellen mit einer parallel dazu verlaufenden, tieferen Rinne und anschliessenden strömungsberuhigten Bereichen mit grösseren Wassertiefen und teilweise flachen Kiesufern. Ausserdem wurde ein 5.2 ha grosses Auengebiet im Unterwasser des Kraftwerkes an die Abfluss- und Wasserstandsdynamik der Aare angebunden, was die Voraussetzungen für eine natürliche Zonierung von Weich- und Hartholzauenwald schuf (www.biodiversity.ch/downloads/hot-spot_6_2002_D.pdf).



Abbildung 7.25: Umgehungsgerinne an der Aare bei Winznau, SO, 2005 (Foto: A. Peter, Eawag, 2004).

Das neue Umgehungsgerinne hat sich zu einem wertvollen Lebensraum für Fische entwickelt. Es wird heute von einer dichten und vielfältigen Fischfauna besiedelt. Die Artenvielfalt ist grösser als in der Aare (www.atel.ch/atel_gesellschaften/atel_hydro/Ruppoldingen_Umwelt_gewinnt.jsp).

Durch zusätzliche Revitalisierungsmassnahmen entstanden neben dem Umgehungsgerinne auf einer Länge von 8.4 km Flachwasserzonen, Inseln und natürliche Entwicklungsflächen. Durch die neuen Lebensräume ist die Anzahl an Vogelarten von 35 auf 47 gestiegen. Ausserdem hat die Zahl der Brutreviere zugenommen. Der Eisvogel (*Alcedo atthis*) brütet weiterhin in Ruppoldingen, während sich der Flussregenpfeifer (*Charadrius dubius*) neu angesiedelt hat. Auch auentypische Pflanzenarten wurden durch die Revitalisierungen gefördert. So ist die Artenzahl der Flora von 213 auf 306 gestiegen. Von der revitalisierten Aarelandschaft profitiert nicht nur die Natur, sondern auch die Bevölkerung: Ruppoldingen hat sich zu einem beliebten Naherholungsgebiet entwickelt (www.atel.ch/atel_gesellschaften/atel_hydro/Ruppoldingen_Umwelt_gewinnt.jsp).

Entfernung von Barrieren am Brede, Dänemark

In dem unter 7.6.2 beschriebenen Revitalisierungsprojekt im Brede-System wurde neben der Wiederbelebung ehemaliger Auenelemente und dem Anlegen von Mäandern auch die Längs**ver**netzung wiederhergestellt. Zu den besonders umfangreichen Massnahmen gehören der im Jahr 1990 durchgeführte Ersatz von vier Betonwehren im Fluss Landeby durch mehrere **Furten** und von einem grösseren Wehr im Brede bei Bredebrao durch drei Furten mit einer Gesamtlänge von 110 m. Im Lobaek brook wurde ausserdem ein grosses vierstufiges Wehr durch Furten ersetzt. Zusätzlich wurden mehrere kleine Wehre aus Beton im Brede, im Lobaek brook und im Ny Havnebaek brook entfernt. Durch die Eliminierung dieser Wanderhindernisse wurde die aufwärts und abwärts gerichtete Migration von Fischen und **Makroinvertebraten** wiederhergestellt.



Abbildung 7.26:
Umgehungsgerinne bei
Ruppoldingen, SO, 2004
(Foto: A. Peter, Eawag).

Heute finden sich im Brede vermehrt Meerforellen (*Salmo trutta trutta*) und Lachse (*Salmo salar*). Ausserdem hat sich die Population einer Felchenart (Gangfisch, *Coregonus oxyrinchus*), die in den frühen 1980er Jahren beinahe ausgestorben wäre, neu etabliert (County of Sonderjylland 1996).

Weiteres Beispiel:

Umgehungsgerinne beim Laufwasserkraftwerk Unzmarkt an der Mur, Österreich (Jungwirth et al. 1994).

7.7.3 Indikatorsatz

Für die Beurteilung der Massnahme «Längs**ver**netzung» wird der Indikatorsatz in Tabelle 7.27 empfohlen.



Massnahme: Längsvernetzung

Tabelle 7.27: Empfehlener Indikatorsatz mit 13 Indikatoren für die Erfolgskontrolle der Revitalisierungsmassnahme «Längsvernetzung».

Nr.	Indikatorgruppe	Indikator	Aufwand	Nutzen für Gesellschaft										Wirtschaft	Umsetzung
				Umwelt und Ökologie											
				Eignung des Indikators für die Beurteilung wichtiger Projektziele (♦ = direkte Messgrösse; • = indirekte Messgrösse)											
				hoher Erholungswert	morphologische und hydraulische Variabilität	naturnaher Geschiebehaushalt	longitudinale Vernetzung	naturnaher Diversität und Abundanz Flora	naturnaher Diversität und Abundanz Fauna	funktionierende organische Kreisläufe	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz	Stakeholder-Partizipation		
1	Akzeptanz	Projektabzeptanz bei den Interessengruppen*	A										♦		
4	Durchgängigkeit	Durchgängigkeit für Fische	A				♦								
5	Erholungsnutzung	Besucherzahl	A	♦											
8	Fische	Altersstruktur von Fischpopulationen**	C		•	•	•			♦					
9	Fische	Artenvorkommen und -häufigkeit**	C		•	•	•			♦					
10	Fische	ökologische Gilden**	C		•	•	•			♦					
12	Geschiebe	Geschiebehaushalt	C		•	♦	•			•					
16	Hydraulik	Variabilität der Fließgeschwindigkeit°	C		♦	•		•	•						
17	Hydraulik	Variabilität der maximalen Abflusstiefe°	B		♦	•		•	•						
18	Kosten	Projektkosten	A									♦			
27	organisches Material	Zusammensetzung und Besiedlung von Schwemmgut durch Organismen	A				♦	•	•	•					
30	Partizipation	Zufriedenheit der Interessengruppen mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung*	A											♦	
47	Vegetation	autentypische Pflanzenarten	A				•	♦							

* / ** Die Erhebung erfolgt zeitgleich mit einem identisch markierten Indikator. Der Erhebungsaufwand entspricht dem einer Einfacherhebung.

° Diese Indikatoren eignen sich nicht, falls es sich bei der Revitalisierungsmassnahme zur Längsvernetzung um eine Fischtreppe handelt, da die Hydraulik im Hauptgerinne nicht beeinflusst wird.

♦ = direkte Messgrössen: Indikatoren, die das Projektziel direkt messen.

• = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.

7.8 Geschiebesanierung

7.8.1 Erläuterung der Massnahme

Aus ökologischer Sicht ist ein *Geschiebehaushalt* anzustreben, welcher der *geomorphologischen* Charakteristik des Gewässers entspricht. Die meisten Renaturierungsprojekte betreffen Fließgewässer in *alluvialen* Ebenen und *Umlagerungstrecken*, welche im natürlichen Zustand einer Auflandungstendenz unterliegen bzw. sich im dynamischen Gleichgewicht befinden würden. Auf Grund einer reduzierten Geschiebezufuhr aus dem Einzugsgebiet und/oder einem Überschuss an Geschiebetransportkapazität unterliegen sie heute jedoch einer Erosionstendenz. Eine Geschiebesanierung zielt in der Regel auf eine Erhöhung der Geschiebezufuhr aus dem Einzugsgebiet ab. Sie kann eine oder mehrere der folgenden Massnahmen umfassen:

- Rückbau oder Verzicht auf die Entleerung von Geschiebesammlern
- Bewirtschaftung von Geschiebesammlern zugunsten des *Vorfluters* (Entnahme aus dem Sammler und Rückgabe in den Vorfluter)
- Umbau von Wehren und Wasserfassungen zur verbesserten Durchgängigkeit für Geschiebe
- Temporäre Stauspiegelabsenkung in Flusskraftwerken bei Hochwasser zur Förderung des Geschiebetransportes
- Verzicht auf Kiesentnahmen aus dem Fließgewässer
- Zugabe von Geschiebe in das Gewässer
- Rückbau von Ufersicherungen zur Erschliessung von Geschiebequellen durch Seitenerosion
- Zulassen des natürlichen Geschiebetriebes
- Reduktion der Transportkapazität durch Verbreiterung des Gerinnes

7.8.2 Fallbeispiel

Kiesbankschüttung in der Aare, Schweiz

Die Aare transportierte im natürlichen Zustand flussabwärts der Emmemündung durchschnittlich ca. 20'000 m³/a Geschiebe. Mit dem Bau der grossen Flusskraftwerke Flumenthal und Bannwil sowie Geschiebesammlern

an der Emme- und der Siggernmündung um 1970 wurden der Transport und die Zufuhr von Geschiebe in die Aare vollständig unterbunden. Wegen der grossen Stauhaltungen der Kraftwerke kann das Geschiebe bei Hochwasserabfluss nicht durch das Wehr transportiert werden. Das Geschiebedefizit führte im Unterwasser der Kraftwerke zu einer Ausräumung des Gerinnes und einer *Kolmatierung* der Sohle mit einer starken Beeinträchtigung des aquatischen Lebensraums. Zur Reaktivierung des Geschiebehaushalts wurden zwei grosse Kiesbänke mit einem Volumen von je ca. 12'000 m³ an geeigneten Stellen unterhalb der Kraftwerke in die Aare geschüttet. Bei Hochwasserabfluss werden die Kiesschüttungen langsam erodiert, so dass im Unterwasser ein regelmässiger Geschiebetrieb stattfindet. Nach weitgehender Erosion der Kiesbänke sollen die Schüttungen erneuert werden. Die Kiesbank bei Deitingen (Kanton Solothurn) wurde im Januar 2005 geschüttet (Abbildung 7.28). Die zweite Kiesbank vor Aarwangen (Kanton Bern) wurde im November 2005 geschüttet. Das Projekt wird durch die Kantone Solothurn und Bern finanziert und durch eine Erfolgskontrolle begleitet.

Auengebiet Foort bei Eggenwil, Schweiz

Für das in einer grossen Reuss-Schleife liegende Auengebiet Foort bei Eggenwil wurde im Jahr 2001 ein Bauprojekt für eine umfassende Revitalisierung erarbeitet und während der Winter 2002/2003 und 2003/2004 umgesetzt. Die Ufer waren zu diesem Zeitpunkt mit Betonelementen und Steinblöcken stark verbaut und im Fluss fand kaum noch eine Geschiebeumlagerung statt. Im angrenzenden Auenwald fehlten die Weichhölzer. Als Massnahmen wurden die Uferverbauungen auf ca. 1'500 m herausgerissen, sechs Weiher angelegt und zwei ca. 500 m lange Seitenarme ausgehoben. Im Auenwald wurden die standortfremden Fichten gefällt und der Wald gelichtet. Dadurch konnten die periodisch überströmten Flächen ausgedehnt und die *Vernetzung* zwischen Fluss und Aue verbessert werden. Um den Geschiebehaus-





Abbildung 7.28: Geschüttete Kiesbank in der Aare bei Deitingen, SO, 2005 (Foto: U. Schälchli, Schälchli, Abegg + Hunzinger).

halt zu reaktivieren und die Strukturvielfalt der Flusssohle zu erhöhen, wurden auf der Kurveninnenseite der Reuss-Schleife mehrere Kies- und Schotterbänke von je 2'000 bis 3'000 m³ angelegt (Abbildung 7.29), welche bei Hochwasser mitgeschwemmt werden dürfen (Quellen: www.pronatura-aargau.ch und www.ag.ch/natur2001/auenschutzpark).

Bünz-Aue Möriken, Schweiz

Zwischen 1920 und 1940 wurde die Bünz zwischen Muri und Othmarsingen kanalisiert und vertieft, um die Gefahr von Überschwemmungen einzudämmen. Unterhalb von Othmarsingen blieb der Bach bis zur Aare unkorrigiert. Im Gebiet von Möriken (Kanton Aargau) kann er deshalb heute noch frei mäandrieren. Mit dem Jahrhunderthochwasser vom Mai 1999

wurden die Topographie und die Nutzungsmöglichkeiten dieses Bünz-Abschnitts komplett verändert. Durch einen Spitzenabfluss von 70 m³/s wurden zwischen dem 12. und 13. Mai 15'000 m³ *Geschiebe* abgetragen und zahlreiche Leitungen von Abwasser, Strom und Gas frei gespült. Das Bachbett verbreiterte sich bei dem Hochwasser so stark, dass die Bünz heute eine Breite von 100 m zum Mäandrieren benutzt. Praktisch über Nacht entstand durch die Umlagerungen inmitten des Kulturlandes ein neues Auengebiet. Die neu entstandenen Kiesbänke wurden rasch von Pionierarten besiedelt. Die 60 ha grosse Bünz-Aue Möriken wurde im August 2000 als Aue von nationaler Bedeutung anerkannt und in das Aueninventar aufgenommen (Schlupp & Schelbert 2001). Nach dem Hochwasser wur-



Abbildung 7.29: Kieschüttung an der Reuss bei Foort, Eggenwil, AG. Links: das Kiesdepot hinter der natürlichen Kiesbank. Rechts: Bei dem Hochwasser von August 2005 wurde die geschüttete Kiesbank abgetragen (Fotos: Oekovision GmbH, 8967 Widen).





Abbildung 7.30: Bünz-Aue bei Möriken, AG, Juni 2000 (Foto: Oekovision GmbH, 8967 Widen).

den keine Baumassnahmen mehr vorgenommen. Die Bünz darf weiterhin frei mäandrieren und Geschiebe umlagern (Abbildungen 7.30 und 7.31). In Zukunft sollen die dynamischen Prozesse zwischen Bildung und Abtragung von Kiesflächen toleriert werden. Zu diesem Zweck wurden zwei Drittel des Auengebietes durch Landumlegung in öffentlichen Grundbesitz genommen (Ringgenberg et al. 2004).

7.8.3 Indikatorsatz

Für die Beurteilung der Massnahme «Geschiebesanierung» wird der Indikatorsatz in Tabelle 7.32 empfohlen.



Abbildung 7.31: Bünz-Aue bei Möriken, AG, September 2005 (Fotos: S. Woolsey, Eawag).



Massnahme: Geschiebesanierung

Tabelle 7.32: Empfohlener Indikatorsatz mit 11 Indikatoren für die Erfolgskontrolle der Revitalisierungsmassnahme «Geschiebesanierung».

Nr.	Indikatorgruppe	Indikator	Aufwand	Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie						Wirtschaft	
				Eignung des Indikators für die Beurteilung wichtiger Projektziele (♦ = direkte Messgrösse; • = indirekte Messgrösse)								
				nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	naturnaher Geschiebehaushalt	longitudinale Vernetzung	laterale Vernetzung	vertikale Vernetzung	naturnahe Diversität und Abundanz Fauna	Budgeteinhaltung	
8	Fische	Altersstruktur von Fischpopulationen*	C		•	•	•	•		♦		
9	Fische	Artenvorkommen und -häufigkeit*	C			•	•	•		♦		
10	Fische	ökologische Gilden*	C			•	•	•		♦		
12	Geschiebe	Geschiebehaushalt	C			•	♦	•		•		
18	Kosten	Projektkosten	A								♦	
23	Makroinvertebraten	taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos	A			•	•	•	•	•	♦	
32	Sohle	Durchlässigkeit des Flussbettes	B	•		•	•			♦		
33	Sohle	Dynamik der Sohlenstruktur	B C			♦	•	•	•	•	•	
34	Sohle	innere Kolmation der Gewässersohle	A	•		•	•			♦		
35	Sohle	Qualität und Korngrößenverteilung des Substrats	A			♦	•			•	•	
40	Übergangszonen	Stoffaustausch zwischen Fluss- und Grundwasser	C	•		•	•			♦		

* / ** Die Erhebung erfolgt zeitgleich mit einem identisch markierten Indikator. Der Erhebungsaufwand entspricht dem einer Einfacherhebung.

♦ = direkte Messgrössen: Indikatoren, die das Projektziel direkt messen.

• = indirekte Messgrössen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.

8 Indikatoreauswahl

Die in diesem Handbuch vorgestellte Erfolgskontrolle für Fließgewässerrevitalisierungen überprüft, inwiefern die von der Projektleitung festgelegten Ziele erreicht wurden. Hierzu wird anhand von Indikatoren verglichen, ob und wie sich ein Fließgewässerabschnitt durch eine Revitalisierungsmassnahme in Bezug auf ein bestimmtes Projektziel verändert hat. Für häufig durchgeführte Massnahmen werden in Kapitel 7 verschiedene Indikatorsätze empfohlen. Die Zusammensetzung der Indikatorsätze hängt von den zu erreichenden Projektzielen ab. Für den Fall, dass ein individueller Indikatorsatz für ausgewählte Projektziele zusammengestellt werden soll, wird hier das Vorgehen für die Indikatoreauswahl beschrieben. Im ersten Teil dieses Kapitels werden das Konzept und der Ablauf der Indikatoreauswahl vorgestellt. Die Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung» vereinfacht die Auswahl der Indikatoren. Die Vorlage findet sich in Anhang III. Ihre Handhabung wird im zweiten Teil dieses Kapitels beschrieben.

8.1 Konzept und Ablauf der Indikatoreauswahl

Die Erfolgskontrolle macht Aussagen darüber, inwiefern die Projektziele erreicht wurden. Die Auswahl von für eine Erfolgskontrolle geeigneten Indikatoren basiert daher auf den während des Planungsprozesses festgelegten Projektzielen. In der Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung» werden demzufolge als erster Schritt die Projektziele festgehalten. Die wichtigsten Projektziele, für die das vorliegende Handbuch Indikatoren zur Verfügung stellt, werden in Kapitel 6 erläutert. Für die Beurteilung der Projektziele stehen meist mehrere Indikatoren zur Auswahl. Tabelle 8.1 gibt eine Liste aller in dem Handbuch behandelten und empfohlenen Indikatoren wieder. Direkte Messgrössen von Projektzielen sind durch

das Symbol ♦, indirekte Messgrössen durch das Symbol • gekennzeichnet. Ein leeres Feld weist darauf hin, dass der Indikator nicht für die Beurteilung des Projektzieles geeignet ist. Direkte Messgrössen sind Indikatoren, welche ein Projektziel direkt beschreiben, da sie direkt von ihm beeinflusst werden. Indirekte Messgrössen sind Indikatoren, welche das Projektziel indirekt beschreiben, da sie nur indirekt bzw. sekundär vom Projektziel beeinflusst werden. Direkte Messgrössen sind bei der Indikatoreauswahl für die entsprechenden Projektziele besonders zu empfehlen. Die Indikatoren sind den drei unter Kapitel 4.3.3 erläuterten Aufwandkategorien A, B und C zugeordnet.

In der Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung» werden zusätzlich die zeitliche Relevanz der Indikatoren und ihre Eignung für *Schwall-Sunk*- bzw. *Restwasserstrecken* angegeben. Die zeitliche Relevanz besagt, in welchem Zeitraum die Aufnahme der Indikatoren nach der Durchführung der Massnahme ratsam ist: im 1.–2. Jahr, 3.–5. Jahr oder 6.–15. Jahr nach der Durchführung.



Tabelle 8.1: Eignung der Indikatoren für die Beurteilung wichtiger Projektziele: ♦ = direkte Messgrösse; • = indirekte Messgrösse. Die Indikatoren sind nummeriert, in Indikatorgruppen und in Aufwandkategorien eingeteilt: A < 2 Personentage, B: 2–3 Personentage, C > 3 Personentage.

Nr.	Indikatorgruppe	Indikator	Aufwand	Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie								Wirtschaft	Umsetzung		
				nachhaltige Trinkwasserversorgung	hoher Erholungswert	morphologische und hydraulische Variabilität	naturnaher Geschiebehauhalt	naturnahes Temperaturregime	longitudinale Vernetzung	laterale Vernetzung	vertikale Vernetzung	naturnaher Diversität und Abundanz Flora	naturnaher Diversität und Abundanz Fauna	funktionierende organische Kreisläufe	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz	Stakeholder-Partizipation
1	Akzeptanz	Projektabzeptanz bei den Interessengruppen	A													♦	
2	Akzeptanz	Projektabzeptanz in der gesamten Bevölkerung	B													♦	
3	Akzeptanz	Projektabzeptanz innerhalb der Begleitgruppe	A													♦	
4	Durchgängigkeit	Durchgängigkeit für Fische	A						♦								
5	Erholungsnutzung	Besucherzahl	A		♦												
6	Erholungsnutzung	vorhandene Nutzungsmöglichkeiten für Erholung und Freizeit	A		♦												
7	Erholungsnutzung	Zugangsmöglichkeiten für Erholungssuchende	A		♦												
8	Fische	Altersstruktur von Fischpopulationen	C			•	•		•	•			♦				
9	Fische	Artenvorkommen und -häufigkeit	C			•	•	•	•				♦				
10	Fische	ökologische Gilden	C			•	•	•	•				♦				
11	Fischhabitate	Unterstände und Strukturen	A			•	•		•				•	•			
12	Geschiebe	Geschiebehauhalt	C			•	♦		•				•				
13	Hydraulik	Überflutungsdynamik: Dauer, Häufigkeit und Ausmass von Überflutungen	A							•				•			
14	Hydraulik	qualitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität	A			♦	•			♦							
15	Hydraulik	quantitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität	B			♦	•			♦							
16	Hydraulik	Variabilität der Fliessgeschwindigkeit	C			♦	•					•	•				
17	Hydraulik	Variabilität der maximalen Abflusstiefe	B			♦	•					•	•				
18	Kosten	Projektkosten	A													♦	
19	Landschaft	Landschaftstrukturmasse: Vielfalt und räumliche Anordnung vorkommender Habitattypen	C		•	•			•	•	•	•	•	•			
20	Landschaft	ästhetischer Landschaftswert	A		♦												
21	Makroinvertebraten	Artenzahl und Dichte der terrestrischen Uferarthropoden	B							•			♦				
22	Makroinvertebraten	Mischfauna aus Oberflächen- und Grundwassertieren	A				•				•		♦				
23	Makroinvertebraten	taxonomische Zusammensetzung des Makrozoobenthos	A			•	•		•	•	•		♦				
24	Makroinvertebraten	Vorkommen von amphibiontischen Arten im Grundwasser	A				•				•		♦				

Nr.	Indikatorgruppe	Indikator	Aufwand	Nutzen für Gesellschaft		Umwelt und Ökologie								Wirtschaft	Umsetzung		
				nachhaltige Trinkwasserversorgung	hoher Erholungswert	morphologische und hydraulische Variabilität	naturnaher Geschiebehaushalt	naturnahes Temperaturregime	longitudinale Vernetzung	laterale Vernetzung	vertikale Vernetzung	naturnaher Diversität und Abundanz Flora	naturnaher Diversität und Abundanz Fauna	funktionierende organische Kreisläufe	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz	Stakeholder-Partizipation
25	organisches Material	Aussetzen von Laubblättern zur Ermittlung des Rückhaltevermögens	A			•				•				♦			
26	organisches Material	Quantität von Totholz	A	•						•				♦			
27	organisches Material	Zusammensetzung und Besiedlung von Schwemmgut durch Organismen	A						♦	•		•	•	•			
28	Partizipation	Qualität des Partizipationsprozesses bei der Entscheidungsfindung	A														♦
29	Partizipation	Zufriedenheit der Bevölkerung mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung	A														♦
30	Partizipation	Zufriedenheit der Interessengruppen mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung	A														♦
31	Refugien	Potenzial der Wiederbesiedlung für benthische Makroinvertebraten	C				•		•	•	•	•	•				
32	Sohle	Durchlässigkeit des Flussbettes	B	•		•	•				♦						
33	Sohle	Dynamik der Sohlenstruktur	B C			♦	•		•	•	•	•	•	•			
34	Sohle	innere Kolmation der Gewässersohle	A	•		•	•				♦						
35	Sohle	Qualität und Korngrößenverteilung des Substrats	A			♦	•			•		•					
36	Sohle	Sohlenstruktur	A B			♦	•		•	•	•	•	•	•			
37	Sohle	Verbauungsgrad und -art der Sohle	A			♦							•				
38	Temperatur	räumliche und zeitliche Temperaturheterogenität im Oberflächengewässer	A	•				♦		•	•						
39	Übergangszonen	nahrungsspezifische energetische Kopplung zwischen Land und Wasser	C							•							
40	Übergangszonen	Stoffaustausch zwischen Fluss- und Grundwasser	C	•		•	•	•			♦						
41	Übergangszonen	Zusammensetzung und Dichte von Kleinsäuern in Übergangszonen	C							•			♦				
42	Ufer	Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches	A			♦		•		•		•	•	•			
43	Ufer	Dynamik der Uferstruktur	A	•		♦			•	♦			•				
44	Ufer	Länge der Grenzlinie zwischen Wasser und Land	A				•			♦				•			
45	Ufer	Uferstruktur	A	•		♦			•	♦			•				
46	Ufer	Verbauungsgrad und -art des Böschungsfusses	A			♦				•	♦	•	•	•			
47	Vegetation	autentypische Pflanzenarten	A						•			♦					
48	Vegetation	Sukzession und Verjüngung	C							•		♦					
49	Vegetation	zeitliches Mosaik	B						•			♦					
50	Vegetation	Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften	A							•		♦					

♦ = direkte Messgrößen: Indikatoren, die das Projektziel direkt messen.

• = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Jedes festgelegte Projektziel sollte anhand mindestens eines Indikators, besser jedoch anhand mehrerer Indikatoren beurteilt werden. Daher sind Indikatoren, welche mehrere Projektziele gleichzeitig betreffen, besonders empfehlenswert. Ausserdem sind Indikatoren, welche eine direkte Einschätzung des Projektziels ermöglichen, den indirekten Messgrössen vorzuziehen. Die Aussage der Erfolgskontrolle bezieht sich jeweils ausschliesslich darauf, inwieweit die ausgewählten, individuellen Projektziele erreicht wurden und nicht auf die Annäherung des Fließgewässerabschnittes an ein Referenzsystem oder Leitbild. Je mehr Projektziele beurteilt werden, desto eher entspricht ein Erfolg der Zielerreichung aber auch einer Annäherung an das Leitbild. Die Erfolgskontrolle findet also nur auf der Ebene der Projektziele statt. Es wird keine Aussage zum Gesamterfolg des Projektes gemacht. Unter den in Kapitel 10 erläuterten Bedingungen kann jedoch eine Aussage bezüglich des ökologischen Erfolges des Projektes gemacht werden.

Es empfiehlt sich, die Auswahl der Indikatoren in einer interdisziplinären Gruppe vorzunehmen. Eine solche Gruppe sollte neben dem Projektmanager aus Biologen (Experten für Fische, *Makroinvertebraten*, Vegetation), Ökologen, *Hydrologen*, *Morphologen*, Sozialwissenschaftlern und Flussbauern zusammengesetzt sein.

8.2 Anleitung zur Excel-Vorlage

8.2.1 Empfohlene Indikatorsätze

Soll der für eine der in Kapitel 7 behandelten Massnahmen empfohlene Indikatorsatz verwendet werden, kann im Arbeitsblatt «Start» der Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung» auf die Schaltfläche «Empfohlene Indikatorsätze» geklickt werden. Auf der Folgeseite bzw. dem Arbeitsblatt «Empfohlen» wird die durchzuführende Massnahme ausgewählt. Mit einem Klick auf «Weiter» wird der empfohlene Indikatorsatz präsentiert, welcher nach Anklicken der Schaltfläche «Druckansicht» ausgedruckt werden kann. Durch Anklicken

der Schaltfläche «Zurück» kann jederzeit ein Schritt zurückgegangen werden.

8.2.2 Erstellen eines individuellen Indikatorsatzes

Bevor ein individueller Indikatorsatz zusammengestellt werden kann, müssen die Ziele festgelegt werden, welche anhand der Revitalisierung erreicht werden sollen. Das Handbuch bietet hierzu zwar keine direkte Anleitung, diskutiert jedoch 14 wichtige Ziele, anhand derer die eigenen Projektziele einfacher definiert werden können (siehe Kapitel 6). Nun werden anhand der Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung» Indikatoren für die Beurteilung dieser Projektziele ausgewählt. Die Vorlage führt den Anwender durch die dazu notwendigen Schritte.

Wird auf der Startseite die Option «Individueller Indikatorsatz» gewählt, so erstellt das Programm ein Arbeitsblatt, in dem alle Indikatoren in ihren Gruppen in alphabetischer Reihenfolge aufgeführt sind. In der Kolonne «zeitliche Relevanz» zeigen graue Felder an, wann und in welchem Zeitraum nach der Durchführung der Massnahme die Aufnahme der Indikatoren sinnvoll ist. Für jeden Indikator ist der jeweilige Erhebungsaufwand in Personentagen und die Eignung für *Schwall-Sunk-* bzw. *Restwasserstrecken* angegeben. Die Eignung der Indikatoren für die Beurteilung der verschiedenen Projektziele ist durch Symbole angegeben: ♦ = direkte Messgrösse, • = indirekte Messgrösse, kein Symbol = nicht geeignet.

Im ersten Schritt müssen die Kästchen für jene Projektziele angeklickt werden, welche beurteilt werden sollen. Die Kästchen befinden sich oberhalb der Projektziele, in Zeile 6 des Arbeitsblatts. Dann auf «Weiter» klicken. Das Programm löscht nun alle Projektziele und die dazugehörigen Indikatoren, die nicht Teil der individuellen Erfolgskontrolle sind.

Es erscheinen nun nur noch die ausgewählten Ziele mit den entsprechenden Indikatoren, aus denen der Indikatorsatz zusammengestellt werden kann. Dies geschieht wiederum durch Anklicken der Kästchen für die jeweiligen Indikatoren. Diese Kästchen befinden sich in

Spalte B, links von den Bezeichnungen der Indikatoren. Dabei muss jedes Projektziel durch mindestens einen Indikator vertreten werden. Integrative Indikatoren, d. h. Indikatoren, welche mehr als nur eines der relevanten Projektziele betreffen, werden besonders empfohlen. Ausserdem sind direkte Messgrössen den indirekten vorzuziehen. Bei der Auswahl muss zusätzlich beachtet werden, dass nur Indikatoren mit einer geeigneten zeitlichen Relevanz ausgewählt werden. Wenn ein eher kleiner Aufwand für die Indikatorerhebung betrieben werden soll, beschränkt sich die Auswahl auf Indikatoren, die in der Spalte «A: < 2 Personentage» markiert sind. Ist der Aufwand nicht ausschlaggebend, können bei der Wahl zusätzlich Indikatoren des Typs B und C berücksichtigt werden.

Am Ende der Tabelle können bis zu drei zusätzliche, benutzerdefinierte Indikatoren eingegeben werden. Diese Indikatoren können durch Anklicken der Kästchen in Spalte B gewählt werden. In Spalte E kann der jeweilige Name des Indikators eingetragen werden. Anschliessend müssen jene Ziele festgelegt werden, welche mit dem Indikator überprüft werden sollen. Dies geschieht durch Anklicken der Kästchen in den Spalten N bis AA.

Ein Klick auf «Weiter» löscht alle nicht ausgewählten Indikatoren aus der Tabelle. Falls Projektziele nicht durch mindestens einen Indikator vertreten werden, erscheint eine entsprechende Fehlermeldung. Ansonsten wird eine individuelle Indikatortabelle zusammengestellt, welche nach Anklicken der Schaltfläche «Druckansicht» ausgedruckt werden kann. Die Auswahl kann jederzeit als «Excel-Dokument» (*.xls) abgespeichert werden. Die Vorlage selbst ist eine «Excel-Mustervorlage» (*.xlt) und ist schreibgeschützt, wenn sie von der CD kopiert wurde.

8.2.3 Weiteres Vorgehen

Nun ist der Anwender in der Lage, seine Indikatoren vor Baubeginn im Projektumkreis zu erheben. Hierzu müssen die entsprechenden Indikatorsteckbriefe in Anhang I konsultiert werden, um die Anleitungen zur Erhebung der Indikatoren befolgen zu können.

Um der natürlichen Variabilität Rechnung zu tragen, werden vor dem Eingriff je nach Indikator mehrere Erhebungen durchgeführt und zu einem Wert gemittelt. Angaben dazu finden sich in den Steckbriefen. Nach Projektabschluss werden die Indikatoren wiederum erhoben, um den Mittelwert nach dem Eingriff zu bestimmen. Die Beurteilung erfolgt durch den Vergleich dieser Werte. Dabei sind die in den Steckbriefen enthaltenen Angaben zum Erhebungszeitpunkt zu beachten. Nach Abschluss der Erhebungen kann anhand des zweiten Teils der Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung» die Bewertung erfolgen (siehe Kapitel 10). Werden die Indikatoren zu einem späteren Zeitpunkt nach der Revitalisierung ein zweites, drittes etc. Mal erhoben, werden jeweils die neuen Ergebnisse mit den Werten vor dem Eingriff verglichen. So können zeitliche Veränderungen verfolgt werden.



9 Indikatorenerhebung

Für jeden der in dem vorliegenden Handbuch empfohlenen Indikatoren gibt es in Anhang I einen Steckbrief, der Informationen über eine Erhebung und Analyse durch den Anwender enthält. In einzelnen Fällen wurden weiterführende Literatur oder ausführlichere Anleitungen zur Indikatorenerhebung zusammengestellt. Diese befinden sich in Anhang II. Verweise auf

diese Dokumente stehen in den entsprechenden Steckbriefen.

Die Steckbriefe sind identisch aufgebaut und jeweils in sechs Unterkapitel aufgeteilt, die mit sechs Icons gekennzeichnet sind. Nachfolgend findet sich die Steckbriefvorlage mit Erklärungen zum Inhalt der einzelnen Punkte.



Indikatorgruppe: Indikatorname

Autor: Vorname Name, Institut/Büro



Hintergrund

Kurze Ausformulierung des Indikators: Was misst der Indikator? Für welche Projektziele einer Revitalisierung ist dieser Indikator relevant (siehe Tabelle 1)? Weshalb ist der Indikator für diese Projektziele sinnvoll?

Nutzen für Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
nachhaltige Trinkwasserversorgung	morphologische und hydraulische Variabilität	Budgeteinhaltung	politische Akzeptanz
hoher Erholungswert	- naturnaher Geschiebehaushalt - naturnahes Temperaturregime - longitudinale Vernetzung - laterale Vernetzung - vertikale Vernetzung - naturnahe Diversität und Abundanz Flora - naturnahe Diversität und Abundanz Fauna - organische Kreisläufe		Stakeholder-Partizipation

Tabelle 1: Eignung des Indikators für die Beurteilung der Projektziele (fiktives Beispiel).

◆ = direkte Messgrößen: Indikatoren, welche das Projektziel direkt messen.

• = indirekte Messgrößen: Indikatoren, die eine Gegebenheit messen, die sekundär vom Projektziel beeinflusst wird.



Erhebung

Messgrösse: Welcher Parameter wird bei diesem Indikator gemessen?

Aufnahmeverfahren: Wie wird der Parameter gemessen?

Sekundäre Erhebungen: z. B. GPS-Aufnahmen oder Luftbildaufnahmen der Probestellen

Zeitlicher und personeller Aufwand: Angabe der Aufwandstufe. Wie viele Personen und Personenstunden sind für eine Erhebung (Vorbereitung, Messung, Auswertung) mindestens nötig? → Angaben in Tabelle 2



Tabelle 2: Geschätzter zeitlicher und personeller Aufwand der Erhebung.

Arbeitsschritt	Spezialisten		Helfer	
	Personen	Dauer pro Person (h)	Personen	Dauer pro Person (h)
Total Personenstunden (P-h)				
Bemerkungen: z. B. zusätzlicher Aufwand (Versandkosten, Laborauftrag etc.)				

Materialeinsatz: Welche Geräte und Ausrüstung werden benötigt?

Zeitpunkt und Häufigkeit der Erhebung: Sinnvoller Zeitpunkt (z. B. erst Wochen, Monate oder Jahre nach dem Eingriff sinnvoll), passende Jahreszeit (Berücksichtigung von Hochwasserereignissen oder von Lebenszyklen bei biologischen Indikatoren), wie oft muss der Indikator erhoben werden (z. B. monatlich, halbjährlich, jährlich)?

Besonderes: Eignung z. B. nur für bestimmten Gewässertyp oder Jahreszeit. Wie werden die gewonnenen Daten abgelegt? Werden sie auf einer Datenbank gespeichert? Mit welchen Programmen wird dabei gearbeitet?

Alternative Datenquelle: Können die Daten bei einer anderen Quelle eingeholt werden, ohne selbst Messungen betreiben zu müssen?



Analyse der Resultate

Auswertung: Methoden, Computerprogramme. *Standardisierung* der gemessenen Werte in eine dimensionslose Grösse: Festlegung und Erläuterung der 0- und 1-Richtwerte (naturnahe und naturferne Indikatorschwellenwerte) und des Standardisierungsverfahrens (Standardisierungsgleichung oder Standardisierungsklassen). Graphik zur Standardisierung der Indikatorwerte.



Verbindung zu anderen Indikatoren

Besteht eine Verbindung zu anderen Indikatoren? Gibt es Indikatoren, welche die Informationen des vorliegenden Indikators ergänzen?



Anwendungsbeispiele

Wo wurde der Indikator bereits erfolgreich eingesetzt? Literaturhinweise, kurz kommentiert.



Literatur

Vollständige Angabe der im Text genannten Literatur.

10 Erfolgskontrolle

In diesem Kapitel wird erläutert, wie die Ergebnisse der Indikatorerhebung ausgewertet und für die Erfolgskontrolle einer Fließgewässerrevitalisierung eingesetzt werden können. Anschliessend folgt eine Anleitung zur Benutzung der Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung», anhand derer die Erfolgskontrolle automatisiert durchgeführt werden kann. Das Vorgehen ist für empfohlene und individuell erstellte Indikatorsätze identisch. Die Excel-Vorlage befindet sich in Anhang III.

10.1 Konzept und Ablauf der Erfolgskontrolle

Das Bewertungsverfahren ist mehrstufig. Die verschiedenen Schritte werden nachfolgend erläutert. Die praktische Umsetzung der einzelnen Schritte mit Hilfe der Excel-Vorlage wird daran anschliessend, in Kapitel 10.2, beschrieben.

10.1.1 Bildung der Mittelwerte

Die Ausgangswerte für die Erfolgskontrolle sind die erhobenen Indikatorwerte. Dabei hat jeder Indikator eine individuelle Einheit. Anhand der Steckbriefangaben werden für jeden Indikator zwei Mittelwerte gebildet: Einer aus den vor Beginn der Revitalisierungsmassnahmen gemessenen Werten und einer aus den nach Abschluss der Massnahme festgestellten Werten.

10.1.2 Standardisierung der Indikatorwerte

Die ermittelten Wertepaare weisen verschiedene indikatorspezifische Einheiten wie «Anzahl Individuen», «Flächenmass» etc. auf. Damit die unterschiedlichen Grössen trotzdem einer gemeinsamen Beurteilung unterzogen werden können, ist eine Umrechnung in eine *standardisierte*, dimensionslose Grösse notwendig. Diese bewegt sich zwischen 0 und 1 und spiegelt den Natürlichkeitsgrad bzw. den

Zufriedenheitsgrad des untersuchten Indikators wieder. Dabei werden für den naturfernen Zustand 0 und den naturnahen Zustand 1 Indikatorschwellenwerte (0- und 1-Richtwerte) festgelegt. Der standardisierte Wert gibt an, inwieweit der im Feld erhobene Indikatorwert seiner bestmöglichen Ausprägung nahe kommt. Die Werte von vor und nach der Umsetzung der Massnahme werden daher getrennt standardisiert.

Die Standardisierung der Indikatorwerte, d. h. ihre Umrechnung in dimensionslose Grössen, geschieht anhand der in den Steckbriefen angegebenen Umrechnungsverfahren. Diese beschreiben die Beziehung zwischen den gemessenen Indikatorwerten und dem Natürlichkeitsgrad bzw. den Zufriedenheitsgrad. Für viele Indikatoren geschieht diese Gegenüberstellung quantitativ durch eine Standardisierungsgleichung. Sie kann linear sein oder aber einen komplexeren mathematischen Zusammenhang wiedergeben. Für andere Indikatoren ist keine derartige Gegenüberstellung möglich. Hier wird der Natürlichkeitsgrad bzw. der Zufriedenheitsgrad anhand mehrerer Kriterien oder Klassen semi-quantitativ oder qualitativ bewertet (Standardisierungsklassen). Die verteilten Bewertungspunkte werden gemittelt und es resultiert ein Wert zwischen 0 und 1.

Für jeden Indikator werden die 0- und 1-Richtwerte im Steckbrief beschrieben. Die in den Steckbriefen vorgeschlagenen Richtwerte stellen empfohlene Vorgaben der Handbuch-Arbeitsgruppe dar. Die Angaben basieren auf Referenzstrecken und auf der Einschätzung der Experten. Die Standardisierung der Indikatorwerte erfolgt anhand der Excel-Vorlage automatisch. Die Indikatorwerte können auch vom fachkundigen Anwender selbst standardisiert werden, falls es Gründe dafür gibt, die in den Steckbriefen empfohlenen 0- und 1-Richtwerte oder Standardisierungsgleichungen bzw. Standardisierungsklassen zu ändern.



10.1.3 Beurteilung: Indikatoren, Projektziele, ökologischer Erfolg

Indikatoren

Die *standardisierten* Indikatorwertepaare werden nun in einer Matrix gegenübergestellt, um aufzuzeigen, wie sie sich durch die Massnahme verändert haben (Tabelle 10.1). Je nach der Veränderung des Wertes kommen in der Matrix fünf Kategorien in Frage, die eine Verbesserung oder eine Verschlechterung anzeigen (Tabelle 10.2). Die Veränderungskategorien werden mit verschiedenen Farben gekennzeichnet. Anhand dieses Verfahrens wird nicht nur der Grösse und der Art der Veränderung Rechnung getragen, sondern es wird auch der Startpunkt, der Ausgangszustand, berücksichtigt. Eine Steigerung des Ausgangswerts um 0.3 wird je nach Ausgangszustand als kleiner Erfolg (z. B. von 0.1 auf 0.4) oder mittlerer Erfolg (z. B. von 0.5 auf 0.8) verstanden.

Projektziele

Nun folgt die Beurteilung, wie sich der Zustand der einzelnen Projektziele entwickelt hat. Hierzu werden die standardisierten Werte von vor

und nach dem Eingriff für alle Indikatoren, die *dasselbe* Projektziel charakterisieren, durch Bildung eines Mittelwerts zusammengefasst. Daraus ergibt sich für jedes Projektziel je ein Wert vor und ein Wert nach dem Eingriff. Diese beiden Werte werden wiederum in der Vergleichsmatrix gegenübergestellt, um die Veränderungskategorie jedes Projektzieles zu ermitteln.

Ökologischer Erfolg

Da die drei Bereiche «Nutzen für die Gesellschaft», «Wirtschaft» und «Umsetzung» durch je ein oder maximal zwei Projektziele repräsentiert werden (siehe hierzu auch Kapitel 6 des Handbuches), wird keine weitere Zusammenfassung der Ziele vorgenommen. Die Erfolgskontrolle endet daher in diesen drei Bereichen auf der Ebene der einzelnen Projektziele. Die Liste der Projektziele richtet sich nach dem Expertenwissen der Autorengruppe. Neben diesen können auch weitere Projektziele von Interesse sein. Die Liste erhebt daher keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Eine Aussage bezüglich des Erfolges in den drei Bereichen wäre zwar nützlich, aber nur sinnvoll,

Tabelle 10.1: Vergleichsmatrix zur Gegenüberstellung der standardisierten Indikatorwerte (vor und nach dem Eingriff).

	Wert vor Eingriff										
	0.0	0.1	0.2	0.3	0.4	0.5	0.6	0.7	0.8	0.9	1.0
0.0	0	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–
0.1	+	0	–	–	–	–	–	–	–	–	–
0.2	+	+	0	–	–	–	–	–	–	–	–
0.3	+	+	+	0	–	–	–	–	–	–	–
0.4	+	+	+	+	0	–	–	–	–	–	–
0.5	++	++	+	+	+	0	–	–	–	–	–
0.6	++	++	++	+	+	+	0	–	–	–	–
0.7	++	++	++	++	++	+	+	0	–	–	–
0.8	+++	+++	++	++	++	++	+	+	0	–	–
0.9	+++	+++	+++	+++	+++	++	++	++	++	0	–
1.0	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	+++	0

Tabelle 10.2: Veränderungskategorien.

Symbol	Veränderung	Bedeutung
–	Verschlechterung, Misserfolg	Differenz zwischen dem Zustand nach dem Eingriff und dem Ausgangszustand ist negativ.
0	keine Veränderung	Differenz zwischen dem Zustand nach dem Eingriff und dem Ausgangszustand ist 0.
+	leichte Verbesserung, kleiner Erfolg	Differenz zwischen dem Zustand nach dem Eingriff und dem Ausgangszustand ist positiv. Zuteilung hängt vom Ausgangszustand ab.
++	mittlere Verbesserung, mittlerer Erfolg	Differenz zwischen dem Zustand nach dem Eingriff und dem Ausgangszustand ist positiv. Zuteilung hängt vom Ausgangszustand ab.
+++	starke Verbesserung, grosser Erfolg	Differenz zwischen dem Zustand nach dem Eingriff und dem Ausgangszustand ist positiv. Zuteilung hängt vom Ausgangszustand ab.

wenn diese auf einer umfassenden Liste von Projektzielen basieren würde.

Der Bereich «Umwelt und Ökologie» hingegen wird anhand der für die Beurteilung zur Auswahl stehenden Projektziele umfassend beschrieben. Dieser Fokus des Handbuchs beruht auf den Expertenkenntnissen der Autorengruppe. Die neun Projektziele decken verschiedene strukturelle und funktionelle Aspekte von Fließgewässern ab. Eine Aussage zum ökologischen Erfolg des Projektes erscheint daher sinnvoll und tragbar. Damit eine solche Aussage ausreichend von der Datenlage gestützt wird, ist die Beurteilung von mindestens fünf der neun Projektziele erforderlich (Empfehlung der Autorengruppe). (Hinweis: Diese Einschränkung hat zur Folge, dass anhand des empfohlenen Indikatorsatzes für die Massnahme «Strukturierung des Flussbettes» keine Aussage zum Bereich «Umwelt und Ökologie» gemacht werden kann. Denn hier werden nur vier Projektziele beurteilt.) Es

werden fünf Erfolgsklassen gebildet. Ihre Bezeichnungen entsprechen denjenigen der fünf Veränderungskategorien:

- Misserfolg, Verschlechterung
- keine Veränderung
- kleiner Erfolg, leichte Verbesserung
- mittlerer Erfolg, mittlere Verbesserung
- grosser Erfolg, starke Verbesserung

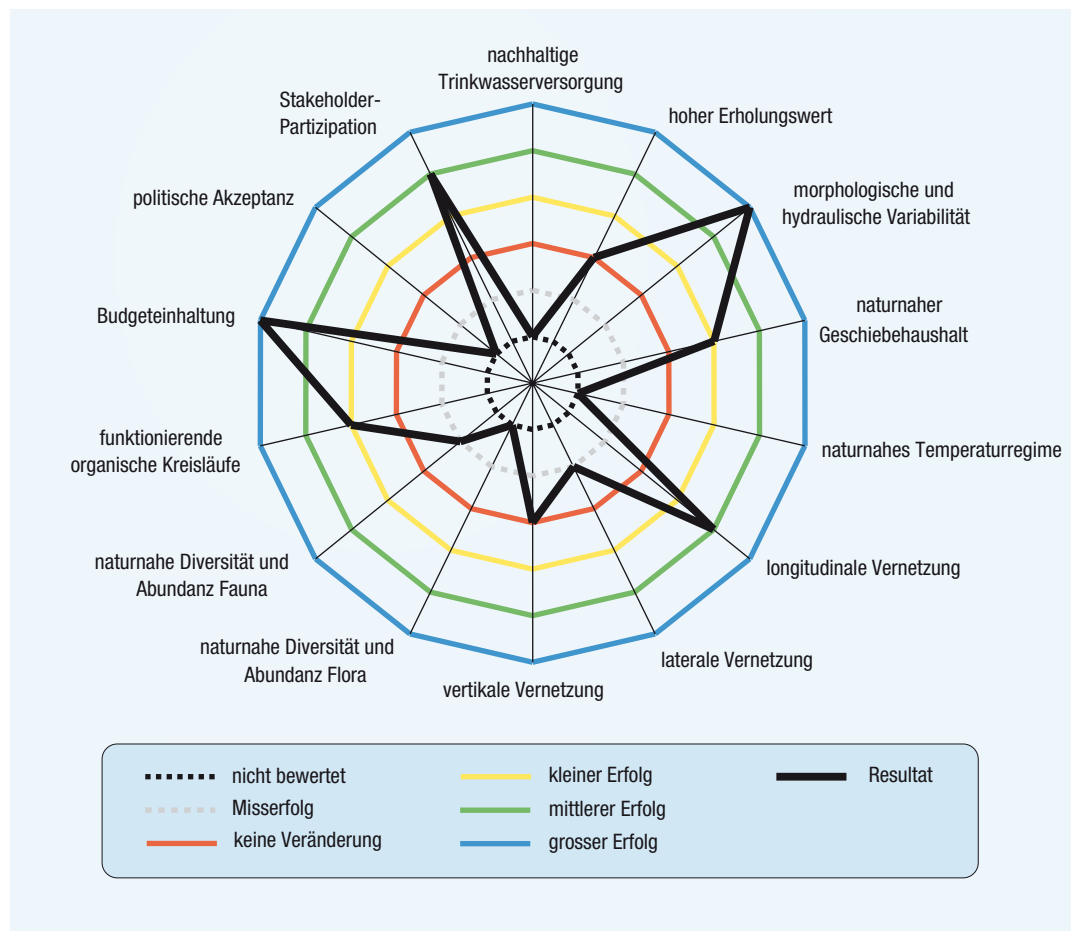
Die Zuweisung zu den Erfolgsklassen hängt von den Veränderungskategorien der einzelnen Projektziele ab. Je nachdem, wie viele Projektziele beurteilt wurden, müssen für die Qualifikation in eine bestimmte Erfolgsklasse hinein leicht unterschiedliche Bedingungen erfüllt werden. Diese Bedingungen sind dieselben für fünf und sechs Projektziele und für sieben und acht Projektziele. Wurden alle neun Projektziele beurteilt, sind wiederum leicht abgeänderte Bedingungen für die Klassenzuweisung zu erfüllen (Tabelle 10.3). Die Bildung der Erfolgsklassen beruht auf einer bewertenden Entscheidung der Autorengruppe.

	5 oder 6 Projektziele beurteilt	7 oder 8 Projektziele beurteilt	9 Projektziele beurteilt
Misserfolg	3 oder mehr Projektziele verbuchen einen Misserfolg. Die Anzahl der Ziele mit einem Erfolg (kleiner, mittlerer, grosser Erfolg) ist kleiner als die Anzahl der Ziele mit Misserfolg.	4 oder mehr Projektziele verbuchen einen Misserfolg. Die Anzahl der Ziele mit einem Erfolg (kleiner, mittlerer, grosser Erfolg) ist kleiner als die Anzahl der Ziele mit Misserfolg.	4 oder mehr Projektziele verbuchen einen Misserfolg. Die Anzahl der Ziele mit einem Erfolg (kleiner, mittlerer, grosser Erfolg) ist kleiner als die Anzahl der Ziele mit Misserfolg.
keine Veränderung	Mindestens 3 Projektziele schneiden mit keine Veränderung oder besser ab. Höchstens 2 Projektziele verbuchen einen Misserfolg. Die Anzahl der Ziele mit einem Erfolg (kleiner, mittlerer, grosser Erfolg) ist gleich oder grösser als die Anzahl der Ziele mit Misserfolg.	Mindestens 4 Projektziele schneiden mit keine Veränderung oder besser ab. Höchstens 3 Projektziele verbuchen einen Misserfolg. Die Anzahl der Ziele mit einem Erfolg (kleiner, mittlerer, grosser Erfolg) ist gleich oder grösser als die Anzahl der Ziele mit Misserfolg.	Mindestens 5 Projektziele schneiden mit keine Veränderung oder besser ab. Höchstens 3 Projektziele verbuchen einen Misserfolg. Die Anzahl der Ziele mit einem Erfolg (kleiner, mittlerer, grosser Erfolg) ist gleich oder grösser als die Anzahl der Ziele mit Misserfolg.
kleiner Erfolg	Mindestens 3 Projektziele schneiden mit kleinem Erfolg oder besser ab. Höchstens 1 Projektziel verbucht einen Misserfolg.	Mindestens 4 Projektziele schneiden mit kleinem Erfolg oder besser ab. Höchstens 1 Projektziel verbucht einen Misserfolg.	Mindestens 5 Projektziele schneiden mit kleinem Erfolg oder besser ab. Höchstens 2 Projektziele verbuchen einen Misserfolg.
mittlerer Erfolg	Mindestens 3 Projektziele schneiden mit mittlerem Erfolg oder besser ab. Höchstens 1 Projektziel gehört zur Klasse keine Veränderung. Kein Projektziel verbucht einen Misserfolg.	Mindestens 4 Projektziele schneiden mit mittlerem Erfolg oder besser ab. Höchstens 1 Projektziel gehört zur Klasse keine Veränderung. Kein Projektziel verbucht einen Misserfolg.	Mindestens 5 Projektziele schneiden mit mittlerem Erfolg oder besser ab. Höchstens 2 Projektziele gehören zur Klasse keine Veränderung. Höchstens 1 Projektziel verbucht einen Misserfolg.
grosser Erfolg	Mindestens 3 Projektziele schneiden mit grossem Erfolg ab. Höchstens 1 Projektziel gehört zur Klasse kleiner Erfolg oder keine Veränderung. Kein Projektziel verbucht einen Misserfolg.	Mindestens 4 Projektziele schneiden mit grossem Erfolg ab. Höchstens 1 Projektziel gehören zur Klasse kleiner Erfolg oder keine Veränderung. Kein Projektziel verbucht einen Misserfolg.	Mindestens 5 Projektziele schneiden mit grossem Erfolg ab. Höchstens 2 Projektziele gehören zur Klasse kleiner Erfolg oder keine Veränderung. Kein Projektziel verbucht einen Misserfolg.

Tabelle 10.3: Bedingungen für die Zuordnung zu Erfolgsklassen bei der Beurteilung des ökologischen Erfolges und bei unterschiedlicher Anzahl beurteilter Projektziele.



Abbildung 10.4: Darstellung der Beurteilungsergebnisse mittels Radar-Diagramm. Das fiktive Beispiel zeigt, inwiefern Projektziele erreicht wurden. In den Projektzielen «morphologische und hydraulische Variabilität», «longitudinale Vernetzung» und «Budgeteinhaltung» war das Projekt z. B. besonders erfolgreich, während die Projektziele «laterale Vernetzung» und «naturnahe Diversität und Abundanz Fauna» Misserfolge waren.



Wenn mindestens fünf der neun ökologischen Projektziele beurteilt wurden, wird die Erfolgsklasse des ökologischen Erfolges direkt anhand der Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung» ermittelt (siehe Kapitel 10.2).

Eine Aussage zum Gesamterfolg eines Projektes wäre vor allem dann von Nutzen, wenn verschiedene Projekte miteinander verglichen werden. Ein solcher Vergleich ist jedoch aufgrund der oft sehr unterschiedlichen Ausgangslage und der sehr unterschiedlichen Projektziele schwierig. Um aussagekräftig zu sein, müsste eine Gesamtaussage ausserdem auf einer grossen Vielfalt von Projektzielen beruhen. Wie am Anfang dieses Kapitels erläutert wurde, ist dies nur im Bereich «Umwelt und Ökologie» der Fall. Für die Bereiche «Nutzen für die Gesellschaft», «Wirtschaft» und «Umsetzung» trifft dies jedoch nicht zu. Im vorliegenden Handbuch wird daher auf eine weitergehende Zusammenfassung der Resultate verzichtet.

10.1.4 Radar-Diagramm

Die Darstellung der Ergebnisse der Erfolgskontrolle in einem Radar-Diagramm vermittelt einen Gesamteindruck von den erreichten Zielen. In diesem Diagramm werden alle Projektziele kreisförmig angeordnet. Die fünf Farbringe entsprechen den fünf Veränderungskategorien. Je weiter aussen ein Projektziel in dieser Grafik markiert ist, desto besser. Abbildung 10.4 zeigt als Beispiel ein fiktives Projektergebnis.

10.2 Anleitung zur Excel-Vorlage

Nun kann anhand der Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung» die Erfolgskontrolle praktisch durchgeführt werden. Hierzu werden alle Masszahlen der erhobenen Indikatoren von vor und nach dem Eingriff benötigt. Ausgehend von der Startseite kann der Indikatorsatz nochmals zusammengestellt werden (siehe Kapitel 8.2), oder es kann eine Speicher-

kopie der ursprünglichen Indikatorauswahl verwendet werden. Falls einer der empfohlenen Indikatorsätze gewählt wurde, sollte auch dieser wieder angewählt werden. Nach dem letzten Schritt der Auswahl kann auf «Weiter» geklickt werden, um die Beurteilungstabelle zu erstellen. Die Indikatoren werden nun nach Projektzielen gruppiert aufgelistet und in die vier Gruppen «Nutzen für die Gesellschaft», «Umwelt und Ökologie», «Wirtschaft» und «Umsetzung» gestaffelt. Ist ein Indikator für mehrere Projektziele relevant, wird er wiederholt aufgeführt. Die Vorlage führt den Anwender nun durch die weiteren notwendigen Schritte, welche nachfolgend erläutert werden.

10.2.1 Eingabe der Mittelwerte

In der Spalte D werden die Mittelwerte der Indikatorwerte vor dem Eingriff und in der Spalte E die Mittelwerte der Indikatorwerte nach dem Eingriff eingetragen. Für Indikatoren, die mehrmals unter unterschiedlichen Projektzielen erscheinen, werden die Werte automatisch ergänzt. Die hellgrau eingefärbten Felder können deshalb leer gelassen werden.

Wie in den einzelnen Steckbriefen jeweils beschrieben wird, sind die Mittelwerte (bzw. Messwerte) entweder physikalische Größen, dimensionslose Größen oder können in Klassen eingeteilt werden. Die Eingabe dieser Größen wird hier anhand einiger Beispiele gezeigt:

(a) Messgröße mit Einheit (Beispiel: Indikator

Eingabe		
vor	nach	Einheit
300	400	Individuen pro km

Nr. 47 «autentische Pflanzenarten»): Eingabe der Messgrößen in die Spalten D und E.

(b) Punkte oder dimensionslose Größen (Beispiel:

Eingabe		
vor	nach	Einheit
7	8	Punkte (0 - 11)

Indikator Nr. 7 «Zugangsmöglichkeiten für Erholungssuchende»): Eingabe der Punkte in die Spalten D und E.

Hinweis: In einigen Steckbriefen wird bereits eine *standardisierte* Grösse beschrieben (d. h. die Werte liegen zwischen 0 und 1). In die-

sem Fall sind die Spalten D und E dunkelgrau unterlegt und die Werte können stattdessen in den Spalten für die standardisierte Werte (Spalten G und H) eingetragen werden.

(c) Kategorien (Beispiel: Indikator Nr. 34 «innere Kolmation der Gewässersohle»): Die entsprechenden Kategorien werden aus Menüs ausgewählt.

Eingabe		
vor	nach	Einheit
Keine	Keine	[-]
	Keine	
	Schwache	

(d) Messgrößen, die aus mehreren Kategorien zusammengesetzt werden (Beispiel: Indikator Nr. 8 «Altersstruktur von Fischpopulationen»): Klicken Sie auf die Schaltfläche «f(x,y,z)». Es erscheint ein Fenster, in dem Sie die entsprechenden Kategorien auswählen. Klicken Sie auf «Berechnen» und schliessen Sie das Fenster.

Eingabe		
vor	nach	Einheit
f(x,y,z)	f(x,y,z)	[-]

(e) Indikatoren ohne «vorher»-Wert (Beispiel: Indikator Nr. 29 «Zufriedenheit der Bevölkerung mit der Partizipation bei der Entscheidungsfindung»): Eingabe von nur einer Messgrösse in Spalte E.

Eingabe		
vor	nach	Einheit
kein <vor>	0,5	Punkte (0 - 1)

(f) Benutzerdefinierte Indikatoren: Der Benutzer bestimmt die standardisierten Werte (d. h.

Eingabe			Standardisiert	
vor	nach	Einheit	vor	nach
		benutzerdefiniert	0,5	0,6

Werte zwischen 0 und 1) selbst und trägt diese in den Spalten G und H ein.

10.2.2 Standardisierung der Indikatorwerte

Durch Klick auf die Schaltfläche «Standardisierung / Bewertung» erfolgt die *Standardisierung* der Werte. Hinweis: Falls das Programm nicht auf den Klick reagiert, überprüfen Sie, ob das Feld, in welches Sie die letzte Zahl eingegeben haben, noch aktiv (d. h. schwarz umrandet) ist. In diesem Fall drücken Sie die Enter-Taste und klicken erneut auf die Schaltfläche.

Die standardisierten Werte werden auf eine Dezimalstelle genau angegeben, wobei 0.05 Werte aufgerundet werden. Die Standardisierung erfolgt für jeden Indikator individuell und nach der indikator-spezifischen Standar-



disierungsgleichung (quantitativ) oder -klasse (semi-quantitativ oder qualitativ). Eine kurze Information zur verwendeten Gleichung bzw. zu den Klassen erhalten Sie, wenn Sie auf die Fragezeichen-Schaltfläche neben dem Indikatornamen klicken.

Hinweis zum internen Ablauf des Programms: Die Excel-Vorlage greift nicht direkt auf die jeweilige *Standardisierungsgleichung* bzw. -klasse zu, sondern auf eine Gegenüberstellung der Indikatorwerte und der Standardklassen 0–0.1, 0.1–0.2, ... 0.9–1, welche in Hilfstabelle 4 aufgeführt ist. Diese ist durch Anwählen von «Blatt» und «Einblenden» in der Menuleiste «Format» einsehbar. Falls die in den Steckbriefen empfohlenen 0- und 1-Richtwerte und Standardisierungsgleichungen bzw. -klassen vom Anwender geändert wurden, müssen die entsprechend standardisierten Werte in den Spalten G und H im Arbeitsblatt «Bewertung» direkt eingetragen werden.

10.2.3 Beurteilung: Indikatoren, Projektziele, ökologischer Erfolg

Unmittelbar anschliessend an die Standardisierung erscheint das Resultat der Bewertung, welches wie folgt strukturiert ist: In Spalte I werden die Veränderungskategorien der einzelnen Indikatoren, in Spalte N diejenigen der Projektziele und – falls mindestens fünf der ökologischen Projektziele beurteilt wurden – in Spalte T der ökologische Erfolg ersichtlich. Zur Beurteilung der einzelnen Projektziele bildet das Programm die Mittelwerte der entsprechenden standardisierten Indikatorwerte und bestimmt erneut die Veränderungskategorie. Die fünf Kategorien werden anhand der Symbole gemäss Tabelle 10.2 wiedergegeben. Die Zuordnung in die Kategorien ist einerseits davon abhängig, wie sich der Wert nach dem Eingriff gegenüber dem Wert vor dem Eingriff verändert hat. Andererseits wird aber auch der Ausgangszustand berücksichtigt (siehe Tabelle 10.1). Für den ökologischen Erfolg wird die Erfolgsklasse anhand der Bedingungen in Tabelle 10.3 ermittelt. Die Gesamtheit der Beurteilungsergebnisse kann in Tabellenform direkt durch Anklicken der Schaltfläche «Druckansicht» ausgedruckt werden.

10.2.4 Radar-Diagramm

Zusätzlich zur Beurteilungsübersicht können die Ergebnisse durch Anklicken der Schaltfläche «Radar-Diagramm» dargestellt werden. Das Diagramm lässt sich wiederum durch Anklicken der Schaltfläche «Druckansicht» ausdrucken.

Um andere Messwerte in die Bewertungstabelle einzutragen, klicken Sie im Arbeitsblatt «Bewertung» auf die Schaltfläche «Zurück». Wenn Sie die Bewertungstabelle selbst ändern, d. h. andere Indikatoren verwenden möchten, wählen Sie das Arbeitsblatt «Indikatorliste» und klicken Sie dort auf die Schaltfläche «Zurück».

10.2.5 Weiteres Vorgehen

Anhand der Ergebnisse der Erfolgskontrolle können die anhaltenden Defizite des revitalisierten Fließgewässerabschnittes identifiziert und Entscheidungen getroffen werden, ob weitere Eingriffe zu deren Behebung notwendig sind. Ausserdem können Lehren gezogen werden, welche Eingriffe sich positiv ausgewirkt haben.

Zu einer Erfolgskontrolle gehören mehrere Wiederholungen. Es sollten daher weitere Beurteilungen mit den gleichen Indikatoren nach immer grösseren Zeitintervallen durchgeführt werden, um die Entwicklung und Veränderung des betroffenen Abschnittes verfolgen zu können.

11 Schlussfolgerung und Ausblick

11.1 Zusammenfassung

Das Handbuch beschreibt eine Methode, mit der eine Erfolgskontrolle von Revitalisierungsprojekten an Fließgewässern durchgeführt werden kann. In der Erfolgskontrolle wird überprüft, inwiefern die von der Projektleitung festgelegten Ziele erreicht wurden. Hierzu wird die Ausgangslage des entsprechenden Projektzieles mit der Situation nach der Umsetzung der Revitalisierungsmassnahme verglichen. Als Messgrößen dienen Indikatoren, welche quantitativ, semi-quantitativ oder qualitativ erhoben werden. Die Erfolgskontrolle findet auf der Ebene der Projektziele statt. Es wird keine Aussage zum Gesamterfolg des Projektes gemacht.

Das Handbuch bietet zwei unterschiedliche Ansätze für eine Erfolgskontrolle, welche jedoch auf dem gleichem Prinzip beruhen: Im ersten Ansatz werden für acht häufig durchgeführte Revitalisierungsmassnahmen (siehe Kapitel 7, Tabelle 7.1) feste Indikatorsätze empfohlen, deren Zusammensetzung auf Experteneinschätzungen und Empfehlungen der Autorengruppe basiert. Dabei werden jeweils alle für die entsprechende Massnahme relevanten Projektziele abgedeckt. Es sind insgesamt 14 Projektziele möglich, welche den vier Bereichen «Nutzen für die Gesellschaft», «Umwelt und Ökologie», «Wirtschaft» und «Umsetzung» zugeordnet sind. Diese Zuordnung dient in erster Linie der Übersichtlichkeit. Die Projektziele werden in Kapitel 6 erläutert. Als Alternative können aber auch auf individuelle Projektbedürfnisse angepasste Indikatorsätze vom Anwender zusammengestellt werden. Als Basis hierzu dienen die gleichen 14 Projektziele. Dabei stehen meist mehrere Indikatoren pro Projektziel zur Auswahl. Sowohl die festen Indikatorsätze als auch eine Möglichkeit, individuelle Indikatoren zusammenzustellen, finden sich in der Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung» in Anhang III. Die notwendigen

Informationen zur Erhebung und Auswertung der einzelnen Indikatoren sind in Steckbriefen in Anhang I zusammengestellt.

Bei beiden Ansätzen ergibt sich aus dem Vergleich des Ausgangs- und des Endzustandes die Zuordnung jedes Projektzieles in eine von fünf Veränderungskategorien (siehe hierzu auch Kapitel 10). Diese geben an, wie erfolgreich die einzelnen Projektziele erreicht wurden. Die Aussage über den Erfolg bezieht sich ausschliesslich auf die beurteilten Projektziele und nicht etwa auf die Annäherung des Fließgewässerabschnittes an ein Referenzsystem oder Leitbild. Je mehr Projektziele aber beurteilt werden, desto eher entspricht ihre erfolgreiche Umsetzung auch einer Annäherung an das Referenzsystem. Werden im Bereich «Umwelt und Ökologie» mindestens fünf der neun Projektziele beurteilt, kann als Zusatz anhand einer Bedingungstabelle (Tabelle 10.3) der ökologische Erfolg des Projektes ermittelt werden. Diese erlaubt die Zuweisung eines Projektes in eine von fünf Erfolgsklassen. Die Erfolgsklassen tragen dieselben Bezeichnungen wie die Veränderungskategorien. Wurden mindestens fünf Projektziele des Bereiches «Umwelt und Ökologie» beurteilt, ermittelt die Excel-Vorlage «Auswahl und Bewertung» die Erfolgsklasse des ökologischen Erfolges automatisch.

11.2 Bilanz des Konzeptes

Die Stärke der vorliegenden Methode liegt in der Berücksichtigung einer grossen Vielfalt von Projektzielen. Bisherige Konzepte fokussieren oft ausschliesslich auf den Bereich Ökologie. Das vorliegende Konzept hingegen beurteilt zusätzlich gesellschaftliche und wirtschaftliche Projektziele. Ausserdem bietet es die Möglichkeit, die politische Akzeptanz und die Stakeholder-Partizipation zu beurteilen.



Diese wichtigen Aspekte wurden bisher oft vernachlässigt.

Eine Vielzahl der in dem Handbuch empfohlenen Indikatoren eignet sich für die gleichzeitige Beurteilung von mehreren Projektzielen. Solche integrativen Indikatoren sind besonders nützlich, wenn nur ein kleiner Indikatorsatz eingesetzt werden soll. Vor allem die innovativen, weniger traditionellen Indikatoren (z. B. Indikator Nr. 25 «Aussetzen von Laubblättern zur Ermittlung des Rückhaltevermögens» oder Indikator Nr. 27 «Zusammensetzung und Besiedlung von Schwemmgut durch Organismen») sind bezüglich ihrer integrativen Fähigkeit viel versprechend. Die Methoden für ihre Erhebung und Auswertung basieren auf aktuellen Forschungsergebnissen. Da in den meisten Fällen erst wenige Daten vorliegen, ist oft nur eine semi-quantitative oder qualitative Analyse möglich. Je häufiger die Indikatoren in der Praxis erprobt werden, desto präziser können zuverlässige Richtwerte definiert werden.

Die für die Indikatoren in ihren Steckbriefen empfohlenen 0- und 1-Richtwerte basieren jeweils auf Expertenwissen und Erfahrungswerten aus der Literatur. Die Einschätzungen beziehen sich grundsätzlich auf mittelgrosse bis grosse Fließgewässer des Mittellandes. Im Idealfall sollten Richtwerte jedoch für unterschiedliche Gewässertypen festgelegt werden. Eine solche Anpassung stellt jedoch eine grosse Herausforderung für zukünftige Arbeiten dar.

Die Liste der in dem vorliegenden Handbuch empfohlenen Indikatoren erhebt keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Es sind weitere Indikatoren denkbar. In der Liste fehlen insbesondere Indikatoren aus dem terrestrischen Bereich wie beispielsweise Amphibien, Reptilien, Vögel, Insekten und Spinnen. Ausserdem fehlen *Flaggschiff-Arten*, welche jeweils projektspezifisch die Öffentlichkeitsarbeit erleichtern können.

Mit dem hier verwendeten Konzept sind vergleichende Erfolgskontrollen verschiedener Projekte zurzeit nicht oder nur schwer vergleichbar. In diesem Bereich besteht zukünftig ein besonders hoher Forschungsbedarf.

11.3 Weiteres Vorgehen

Das vorliegende Handbuch versteht sich als erster Schritt auf dem Weg zur Vereinheitlichung der in der Schweiz durchgeführten Erfolgskontrollen. Obwohl ein fertiges Produkt vorliegt, werden sich nach einer ersten Anwendungsphase Verbesserungen aufdrängen. Ergebnisse und Erfahrungen aus abgeschlossenen Projekten können daher wertvolle Hilfestellungen für zukünftige Anwender sein. Diese Erfahrungsberichte können in einer zweiten Phase als Fallbeispiele in das Handbuch aufgenommen werden und als Basis für eine kritische Revision dienen. Die Dauer der Testphase, nach der eine Überarbeitung des Handbuches folgen sollte, wird auf zwei bis drei Jahre geschätzt.

Bei einer Überarbeitung werden die Indikatoren und ihre Steckbriefe sowie das Bewertungsverfahren im Zentrum stehen. Dabei soll auf folgende Fragen eingegangen werden:

- Welche der beschriebenen Indikatoren haben sich in der Praxis bewährt oder nicht bewährt?
- Welche Indikatoren sind aussagekräftig, aber dennoch kostengünstig?
- Bei welchen Steckbriefen sind Änderungen oder Ergänzungen notwendig?
- Müssen zusätzliche Indikatoren in das Handbuch aufgenommen werden?
- Wie haben sich die von der Autorengruppe empfohlenen Indikatorsätze bewährt? Sind bei den empfohlenen Indikatorsätzen Anpassungen notwendig?
- Ist das Bewertungsverfahren anwenderfreundlich?
- Wird der Zustand des revitalisierten Gewässerabschnittes angemessen wiedergegeben?
- Wo sind Verbesserungen möglich?
- Wie können Projekte besser verglichen werden?

Im Sommer 2006 ist ausserdem an der Ea-wag ein mehrtägiger Ausbildungskurs für Anwender des Handbuches vorgesehen. Dieser wird voraussichtlich aus einem Block «Erfolgskontrolle» und einem Block «Entscheidungsfindung» bestehen. Weitere Informationen

hierzu werden auf der Webseite www.rivermanagement.ch bekannt gegeben.

11.4 Kommunikation

Für eine erfolgreiche zweite Phase ist eine Zusammenarbeit mit den Anwendern wichtig. Zu diesem Zweck werden Anwender gebeten, der Autorengruppe die Ergebnisse ihrer Erfolgskontrolle – einschliesslich der wichtigsten Projektangaben – mitzuteilen. Zu den notwendigen Angaben gehören:

1. projektverantwortliche Arbeitsgruppe
2. kurze Beschreibung des Projektumkreises (Name des Gewässers, Lage, Grösse, Besonderheiten etc.)
3. Übersicht der beurteilten Projektziele
4. Art der durchgeführten Massnahmen
5. Messresultate der einzelnen Indikatoren (als Excel-Datei beizufügen)
6. qualitative Beschreibung der Wirkung der Massnahme
7. Zeitrahmen der Erfolgskontrolle
8. Rückmeldungen bezüglich Praxistauglichkeit
9. Kontaktperson für Rückfragen

Für die Kommunikation kann das nachfolgende Formular verwendet werden (E-mail: rhone-thur@eawag.ch). Dieses ist auch in elektronischer Form in Anhang IV zu finden.

Das ausgefüllte Formular und die Excel-Datei mit den Messresultaten der einzelnen Indikatoren schicken Sie bitte per E-mail an: rhone-thur@eawag.ch.

11.5 Fragen und Kontakt

Bei Fragen zum Konzept oder zu einzelnen Indikatoren wenden Sie sich bitte an:

Armin Peter
Eawag
Seestrasse 79
CH-6047 Kastanienbaum
E-mail: rhone-thur@eawag.ch

Rückmeldeformular zu: «Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen»

1. Projektverantwortliche Partei:

2. Kurze Beschreibung des Projektumkreises: Name des Gewässers, Lage, Grösse, Besonderheiten, etc.

3. Beurteilte Projektziele (bitte ankreuzen):

Nutzen für die Gesellschaft	Umwelt und Ökologie	Wirtschaft	Umsetzung
☐ nachhaltige Trinkwasserversorgung	☐ morphologische und hydraulische Variabilität	☐ Budgeteinhaltung	☐ politische Akzeptanz
☐ hoher Erholungswert	☐ naturnaher Geschiebehaushalt		☐ Stakeholder-Partizipation
	☐ naturnahes Temperaturregime		
	☐ longitudinale Vernetzung		
	☐ laterale Vernetzung		
	☐ vertikale Vernetzung		
	☐ naturnahe Diversität und Abundanz Flora		
	☐ naturnahe Diversität und Abundanz Fauna		
	☐ funktionierende organische Kreisläufe		



4. Durchgeführte Massnahme:

5. Messresultate der einzelnen Indikatoren:

Bitte fügen Sie eine von Ihnen anhand der Excel-Vorlage „Auswahl und Bewertung“ erstellte Excel-Datei hinzu.

6. Qualitative Beschreibung der Wirkung der Massnahme:

7. Zeitpunkt und Zeitrahmen der Erfolgskontrolle:

8. Rückmeldungen zur Überarbeitung des Handbuches:

Fragen:

1. Welche Indikatoren haben sich in der Praxis besonders bewährt?
2. Welche Indikatoren haben sich in der Praxis nicht bewährt?
3. Bei welchen Steckbriefen sind welche Änderungen oder Ergänzungen notwendig?
4. Welche zusätzlichen Indikatoren würden Sie gern im Handbuch sehen?
5. Wie haben sich die empfohlenen Indikatorsätze bewährt?
6. Welche Änderungen würden Sie an dem von Ihnen benutzten empfohlenen Indikatorsatz vornehmen?
7. Ist das Bewertungsverfahren anwenderfreundlich?
8. Haben Sie weitere Anregungen oder Rückmeldungen?

Antworten:

9. Kontaktperson für Rückfragen:

Name:

Institut/Firma:

Anschrift:

Telefonnummer:

E-mail:

Das ausgefüllte Formular und die Excel-Datei mit den Messresultaten der einzelnen Indikatoren schicken Sie bitte per E-mail an: rhone-thur@eawag.ch

Glossar

Schlüsselbegriffe

Die Schlüsselbegriffe werden aufgrund ihres häufigen Vorkommens nicht extra im Text markiert.

Aue

Eine Aue ist ein in der Talniederung liegendes, flussgeprägtes Umland (Jungwirth et al. 2003). Sie wird mehr oder weniger regelmässig durch Hochwasser überflutet und hat ein hoch anstehendes Grundwasser (Rossol & Werth 1992). Auengebiete sind aussergewöhnliche Naturräume, in denen durch die Dynamik des Wassers Lebensmöglichkeiten für eine unvergleichlich grosse Vielfalt an Tier- und Pflanzenarten entstehen (Auenberatungsstelle 2001). Auen wirken oft als natürlicher Retentionsraum.

Erfolgskontrolle

Die Erfolgskontrolle einer Fliessgewässerrevitalisierung ist eine Überprüfung, inwiefern die von der Projektleitung festgelegten Ziele erreicht wurden. Hierzu wird die Ausgangslage eines Projektzieles mit der Situation nach der Umsetzung der Revitalisierungsmassnahme verglichen. Als Messgrössen werden Indikatoren verwendet. Aus dem Vergleich erfolgt die Zuordnung jedes Projektzieles in eine von fünf Veränderungskategorien:

- Verschlechterung/Misserfolg,
- keine Veränderung,
- leichte Verbesserung/kleiner Erfolg,
- mittlere Verbesserung/mittlerer Erfolg,
- starke Verbesserung/grosser Erfolg.

Die Aussage über den Erfolg bezieht sich ausschliesslich auf die festgelegten und beurteilten Projektziele und nicht etwa auf die Annäherung des Fliessgewässerabschnittes an ein besonders naturnahes Referenzsystem oder Leitbild. Je mehr Projektziele in diesem Schritt aber als «erfolgreich erreicht» beurteilt werden können, desto eher entspricht eine Revi-

talisierungsmassnahme insgesamt auch einer Annäherung an ein Referenzsystem

Indikatoren

Indikatoren sind messbare Grössen, die wertvolle Informationen über den Zustand eines Ökosystems und relevante Prozesse liefern (Lorenz et al. 1997). In der vorliegenden Anleitung werden Indikatoren als Werkzeuge zur quantitativen, semi-quantitativen oder qualitativen Charakterisierung der Projektziele definiert. Es werden sowohl biotische wie auch abiotische Indikatoren verwendet.

Revitalisierung

Revitalisierungen haben zum Ziel, die wesentlichen Prozesse und Elemente eines degradierten Ökosystems wiederherzustellen, führen es jedoch nicht in seinen ursprünglichen Zustand zurück (Bradshaw 1996, Roni 2005). In der vorliegenden Anleitung ist unter Revitalisierung stets die Revitalisierung von Fliessgewässern zu verstehen. Hierzu gehören auch solche Massnahmen, welche zwar eine ökologische Komponente besitzen, diese jedoch nicht als Schwerpunkt setzen. Somit bezieht sich die Anleitung auch auf ökologische Aufwertungsmassnahmen bei Hochwasserschutzprojekten.

Alphabetisches Glossar

Die folgenden Begriffe werden im Handbuch als «Glossar-Begriffe» markiert.

abiotisch

Abiotische Faktoren sind die unbelebten Bestandteile eines Ökosystems (z. B. Gestein, Wasser, Luft, Klima).

Abundanz

In der Ökologie bezeichnet die Abundanz die Dichte bzw. die Häufigkeit, z. B. die stationäre Dichte der Individuen einer Art (Individuendichte, Populationsdichte) bezogen auf eine bestimmte Flächen- oder Volumeneinheit. Abundanz kann genauso aber auch auf die absolute Zahl der dort siedelnden oder wohnenden Individuen bezogen werden (Siedlungs- oder Wohndichte; [http://de.wikipedia.org/wiki/Abundanz_\(%C3%96kologie\)](http://de.wikipedia.org/wiki/Abundanz_(%C3%96kologie))).

alluviale Becken

Natürliche Ablagerungsgebiete in Tal-Ebenen. Gerinne mit grosser Flussbettbreite, in denen der Geschiebeeintrag die Transportkapazität übersteigt. Das Gerinne ist verzweigt und unterliegt einer kontinuierlichen Auflandungstendenz.

anthropogen

Vom Menschen beeinflusst, verursacht oder geschaffen (www.hlug.de/medien/wasser/ge-waesserguete/bericht/alt/glossar.htm).

Aquifer

Ein Aquifer (vom lateinischen aqua= Wasser und ferre= tragen) ist in der Hydrogeologie ein Leiter für Grundwasser. Der Begriff Aquifer entspricht im Wesentlichen dem Begriff Grundwasserleiter. Ein Aquifer wird geologisch durch wasserundurchlässige Schichten (z. B. Tone) begrenzt, die Aquifugen genannt werden. Dadurch bilden sich Grundwasserstockwerke oder Grundwasserhorizonte (<http://de.wikipedia.org/wiki/Aquifer>).

Benthos, benthisch

Das Wort Benthos bezeichnet die Gesamtheit aller am Grund der Meere und Binnengewässer, dem Benthos, lebenden Tiere und Pflanzen bzw. die in diesem Biotop anzutreffende Biozönose (Lebensgemeinschaft). Das Benthos schliesst sowohl die festsitzenden (sessilen) als auch die kriechenden, laufenden oder vorübergehend schwimmenden Organismen mit ein. Nach der Grösse unterscheidet man:

- Makrobenthos (> ca. 1 mm)
- Meiobenthos (1 mm bis 0.063 mm)
- Mikrobenthos (< 0.063 mm)

(<http://de.wikipedia.org/wiki/Benthos>).

Binnenkanal

Im Zusammenhang mit einer Gewässerverbauung entstandener künstlicher Entwässerungskanal, der häufig Grundwasser führt.

Biodiversität

Biodiversität heisst soviel wie »biologische Vielfalt« und umfasst die Artenvielfalt, den genetischen Reichtum der Arten, aber auch die Fülle an verschiedenen Lebensräumen (www.biodiversitymonitoring.ch/deutsch/service/glossar.php).

biotisch

Biotische Faktoren sind die belebten Bestandteile eines Ökosystems.

Destruenten

Unter Destruenten versteht man Mikroorganismen, die in einem Ökosystem den von den Pflanzen bei der Photosynthese produzierten Sauerstoff (O₂) für den oxidativen Abbau von toter Biomasse verbrauchen und Kohlenstoffdioxid (CO₂) an die Atmosphäre abgeben. Zudem werden Mineralstoffe freigesetzt. Daher bezeichnet man sie auch als »Mineralisierer«. Diese Mikroorganismen kommen in jedem beliebigen Ökosystem vor und sind für dessen Gleichgewicht wichtig (<http://de.wikipedia.org/wiki/Mineral>).

Detritus

Detritus bezeichnet in der Biologie ubiquitäre Produkte eines zellularen Zerfalls. In der Geologie bezieht sich der Begriff auf Gesteinsschutt und zerriebene Organismenreste (<http://de.wikipedia.org/wiki/Mineral>).

Diversität

Die Diversität ist die Bezeichnung für Artenreichtum, Artenbestand, Artenspektrum, Artenmannigfaltigkeit, Artenzahl. Die Diversität berücksichtigt die Vielfalt von Arten in einer Lebensgemeinschaft, aber auch die jeweilige Individuendichte. Die Diversität dient zur Kennzeichnung des Lebensraums (www.guidobauersachs.de/oeko/glossar.html).

eindolen, eingedolt

Eingedolte Fließgewässer sind Gewässer, deren Lauf unterirdisch durch geschlossene Röhren oder Kanäle geleitet wird.

Exfiltration

Austritt von Wasser aus dem Aquifer durch poröses Material hindurch.

Flaggschiff-Arten

Arten, die aufgrund ihrer Grösse oder Auffälligkeit die Unterstützung eines breiten Publikums gewinnen können, nennt man Flaggschiff-Arten. Dazu gehören z. B. der Pandabär oder der Luchs (www.biodiversitymonitoring.ch/deutsch/service/glossar.php).

Furte

Strömungsbedingte Flachstelle in einem Fließgewässer (Rossol & Werth 1992).

Geomorphologie, geomorphologisch

Die Geomorphologie ist ein Teilgebiet der physischen Geographie und untersucht die Formen und formbildenden Prozesse der Oberfläche der Erde und anderer Planeten. Die Geomorphologie untersucht die Zusammenhänge und gegenseitigen Beeinflussungen von Lithosphäre, Atmosphäre, Hydrosphäre und Biosphäre. Ein entscheidender Faktor für das Verständnis der Geomorphologie ist die Kenntnis des derzeitigen Klimas und seiner Ausprägungen in vergangenen Erdzeitaltern (<http://de.wikipedia.org/wiki/Geomorphologie>).

Geschiebe

Mit Geschiebe bezeichnet man das abgerundete Gesteinsmaterial bzw. Geröll, das von einem Gletscher bzw. Fließgewässer transportiert wird. In der Geologie beschränkt man sich bei der Definition des Geschiebes oft auf das Gletschergeschiebe. Im Wasserbau und in der Limnologie werden auch durch Strömung transportierte Feststoffe, die sich gleitend, rollend oder springend auf der Gewässersohle bewegen, als Geschiebe bezeichnet (<http://de.wikipedia.org/wiki/Geschiebe>).

Hydraulik, hydraulisch

Die Hydraulik ist die Lehre vom Strömungsverhalten der Flüssigkeiten. Insbesondere umfasst dies die Strömungsvorgänge in offenen Gerinnen (Kanälen, Flüssen), Seen sowie in Rohrleitungen, Pumpen und im Grundwasser (<http://de.wikipedia.org/wiki/Hydraulik>).

Hydrologie, hydrologisch

Die Hydrologie ist die Wissenschaft vom Wasser, seiner räumlichen und zeitlichen Verteilung in der Atmosphäre und auf der Erdoberfläche sowie den damit zusammenhängenden biologischen, chemischen und physikalischen Eigenschaften. Sie widmet sich den Zusammenhängen und Wechselwirkungen der Erscheinungsformen des Wassers, seinem Kreislauf, seiner Verteilung auf der Landoberfläche und deren Veränderungen durch anthropogene Beeinflussung (<http://de.wikipedia.org/wiki/Hydrologie>).

Hyporheos, hyporheisch

Die hyporheische Zone ist die Übergangszone zwischen Grund- und Oberflächenwasser. Sie besteht aus einem zusammenhängenden Netzwerk von Untergrundhabitaten und interstitialen Räumen. Hier leben verschiedene Faunaarten und Mikroorganismen. Das Hyporheos ist das bevorzugte Habitat von frühen Larvenstadien verschiedener makrobenthischer Arten (www.fish.washington.edu/classes/fish547/lectures_2003/01April2003_A_Basin_Per%23618.pdf).

Infiltration

Bewegung von Wasser durch die Bodenoberfläche in ein poröses Medium (Internationales Hydrologisches Glossar, www.cig.enscm.fr/~hubert/glu/HINDDE.HTM).

Kessler-Index

Der Kessler-Index fasst alle Informationen zusammen, die im Rahmen des Projekts «Langzeitbeobachtung der Artenvielfalt in den Nutzflächen des Kantons Aargau» (LANAG) erhoben werden. Der Indexwert von 100 entspricht der durchschnittlichen Artenvielfalt in

Berechnung des Kessler-Index:

$$KI(Nt) = \frac{MARVög.(Nt)}{MARVög.(Basis)} + \frac{MARSchn.(Nt)}{MARSchn.(Basis)} + \frac{MARPfl.(Nt)}{MARPfl.(Basis)} + \frac{MARSchm.(Nt)}{MARSchm.(Basis)} \times \frac{100}{4}$$

KI(Nt) Kessler-Index des Nutzungstyps «N» (Wald, Siedlung oder Landwirtschaft) im Jahr «t»

MAR(Nt) Mittlerer Artenreichtum (z. B. durchschnittliche Anzahl Pflanzen / Probestfläche) im Nutzungstyp «N» (Wald, Siedlung oder Landwirtschaft) im Jahr «t»

MAR(Basis) Basiswert des mittleren Artenreichtums (= Mittelwert aus den Jahren 1996 und 1997) des jeweiligen Nutzungstyps und der Artengruppe

Vög. Vögel

Schn. Schnecken

Pfl. Pflanzen

Schm. Schmetterlinge

(www.ag.ch/natur2001/alg/pages/natur/programme/mehrjahresprogramm/kontrollprogramm/LANAG/Kessler.htm)

allen Lebensräumen des Kantons Aargau in den Jahren 1996 und 1997. Bei einem Anstieg des Index können mehr, bei einem Rückgang weniger verschiedene Tier- und Pflanzenarten an einem Standort im Aargau beobachtet werden. Der Index ist so konzipiert, dass er vor allem auf die Veränderungen der häufigen Arten reagiert. Im Sinne eines Frühwarnsystems gibt er Auskunft, wo gehandelt werden muss. Der Kessler-Index ist benannt zu Ehren des verdienten Aargauer Naturschutzpioniers Erich Kessler.

Kolk

Erosiver Vorgang – insbesondere ausgesprochen lokale Erosion – bedingt durch den ständigen Wasserfluss in einem Flussbett, bei dem Material aus dem Flussbett oder von den Flus-sufern ausgeräumt und weitertransportiert wird (Internationales Hydrologisches Glossar, www.cig.ensmp.fr/~hubert/glu/HINDDE.HTM).

Kolmatierung, Kolmation, kolmatiert

Ablagerung feiner Teilchen wie Ton oder Schluff an der Oberfläche und in den Poren eines durchlässigen porösen Mediums, z. B. im Boden, die zu einer verminderten Durchlässigkeit führt (Internationales Hydrologisches Glossar, www.cig.ensmp.fr/~hubert/glu/HINDDE.HTM).

letal

Tödlich, zum Tode führend.

Makroinvertebraten

Aufgrund ihrer Grösse (> ca. 1 mm) mit blosssem Auge zu erkennende wirbellose Tiere.

Makrozoobenthos

Aufgrund ihrer Grösse (> ca. 1 mm) mit blosssem Auge zu erkennende wirbellose Tiere des Gewässerbodens, z. B. Schnecken, Muscheln, Würmer, Egel, Krebse, Insektenlarven (www.hlug.de/medien/wasser/gewaesserguete/bericht/alt/glossar.htm).

Modul-Stufen-Konzept

Das Modul-Stufen-Konzept ist ein Konzept zur Bewertung der Fliessgewässer in der Schweiz. Es ist ein gemeinsames Projekt des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), des Bundesamtes für Wasser und Geologie (BWG), der Eawag und kantonalen Gewässerschutzfachstellen. Ziel des Projektes ist die Entwicklung standardisierter Methoden für die Untersuchung und Bewertung des ökologischen Zustandes der Fliessgewässer in der Schweiz. In unterschiedlicher Bearbeitungsintensität (Stufen) erfassen die Methoden strukturelle und hydrologische, biologische, chemische sowie ökotoxikologische Aspekte der Gewässerqualität. Die entwickelten Methoden richten sich als Vollzugshilfen

an die kantonalen Fachstellen. Das Konzept und die erste Methode (Ökomorphologie Stufe F) wurden 1998 in der BUWAL-Schriftenreihe «Vollzug Umwelt, Mitteilungen zum Gewässerschutz» publiziert, weitere Module erscheinen in unregelmässiger Reihenfolge in derselben Schriftenreihe (www.modul-stufen-konzept.ch).

Im Rahmen des Modul-Stufen-Konzepts wird der ökomorphologische Zustand der Fliessgewässer im Hinblick auf ihre Funktion als Lebensraum erhoben. In einer ersten Phase geschieht dies auf der flächendeckenden Stufe, in der Gewässerabschnitte anhand verschiedener ökomorphologischer Kriterien je nach erreichter Punktezahl in vier Güteklassen eingeteilt werden. Zu den ökomorphologischen Kriterien gehören: Sohlenbreite, Breitenvariabilität des Wasserspiegels, Art und Grad der Sohlenverbauung, Verbauungsgrad und Durchlässigkeit des Böschungsfusses und Breite und Beschaffenheit des Uferbereichs. Die vier Güteklassen der Ökomorphologie sind: «natürlich/naturnah», «wenig beeinträchtigt», «stark beeinträchtigt» und «künstlich/naturfern». Eine separate Klasse bilden eingedolte Fliessgewässer. Die erhobenen ökomorphologischen Parameter können als wichtige Planungsgrundlage für wasserbauliche Vorhaben und insbesondere für Renaturierungen dienen, da strukturelle Defizite umgehend identifiziert werden können (BUWAL 1998).

Morphologie, morphologisch

Die Morphologie ist die Lehre von der Struktur und Form von Organismen und Lebensräumen.

Mosaik

Durch Schwankungen der Umweltfaktoren bestimmte Verteilung von Pflanzengesellschaften (Gillet et al. 1991).

Ökomorphologie, ökomorphologisch

Die Ökomorphologie beschreibt die strukturellen und strukturbildenden Elemente eines Gewässers und seines Uferbereiches.

Ökosystem

Ein Ökosystem ist eine funktionelle Einheit von Lebewesen und ihrem Lebensraum. Die Lebewesen stehen in Wechselwirkung mit ihrem belebten und unbelebten Umfeld und tauschen Energie, Stoffe und Informationen aus (www.biodiversitymonitoring.ch/deutsch/service/glossar.php).

Pestizide

Sammelbezeichnung für chemische, vom Menschen geschaffene Gifte mit spezifischer Wirkung auf bestimmte Organismen/-gruppen, z. B. Herbizide wirken auf Pflanzen, Insektizide auf Insekten, Fungizide auf Pilze (www.hlug.de/medien/wasser/gewaessergueute/bericht/alt/glossar.htm).

Refugien

Refugien sind Areale, von denen eine Wiederbesiedelung nach einem Störereignis (Hochwasser, Trockenheit, pulsartige anthropogene Belastung) erfolgt. Die Verfügbarkeit von Refugien ist zentral für die ökologische Elastizität («Resilienz») eines Ökosystems.

Resilienz

Als Resilienz wird das Mass bezeichnet, mit dem ein Ökosystem nach einem natürlichen oder anthropogenen Störereignis zu einem stabilen Zustand zurückkehrt (FISRWG 1998). Die Resilienz ist daher ein Ausdruck dafür, inwieweit ein Ökosystem seine Struktur und Funktion unter Stresseinfluss zu erhalten vermag. Wird das Resilienzmass überschritten, entsteht ein neuer Zustand (Rapport et al. 1998).

Restwasserstrecken, -menge

Fliessgewässerabschnitte, welche nach einer oder mehreren Entnahmen von Wasser eine reduzierte Abflussmenge führen. Die Gewässerschutzverordnung regelt die Sicherung einer angemessenen Restwassermenge.

Runsen und Primärgerinne

In den Runsen und Primärgerinnen im Einzugsgebiet wird Geschiebe aufbereitet. Bei Hochwasser erodiert die Sohle in die Tiefe

und seitliche Böschungen oder Talflanken rutschen nach.

Schwall-Sunk

Kurzfristige und häufige Fluktuationen des Abflusses auf Grund der Turbinierung von Speicherwasser in Wasserkraftwerken zur Stromproduktion während der Spitzennachfrage (www.mdc.missouri.gov/fish/watershed/fabius/glossary/110gltxt.htm). Schwall-Sunk-Strecken sind Fließgewässerabschnitte, die von solchen Abflussschwankungen betroffen sind.

Standardisierung, standardisieren

Standardisierung meint im eigentlichen Wortsinne eine Vereinheitlichung von Massen, Typen, Verfahrensweisen oder anderem. Ziel ist die Schaffung gemeinsamer Standards. In der Statistik versteht man unter einer Standardisierung die Transformation unterschiedlich skalierten Zahlenwerte in einen einheitlichen Wertebereich, um beispielsweise Vergleiche unterschiedlich verteilter Werte vornehmen zu können (<http://de.wikipedia.org/wiki/Standardisierung>).

Sukzession

In der Ökologie und Botanik versteht man unter Sukzession die Abfolge ineinander übergehender Zustände von Pflanzen- oder Tiergesellschaften an einem Standort bei fortschreitender Zeit. Diese sukzessive Entwicklung führt, bei wechselndem Artenreichtum und abnehmender Änderungsrate, vom Initialstadium über verschiedene Stadien zu einer Klimaxgesellschaft. Dabei ändert sich das gesamte Gefüge zu einer optimalen Ausnutzung der Ressourcen (ökologisches Optimum). Die Stadien der Sukzession setzen meistens an einem beliebigen Stadium ein und laufen in verschiedenen Räumen gleichzeitig ab. Wird ein Ökosystem stark gestört, wie z. B. durch Hochwasser, Dürre oder Waldbrände oder durch menschliche Eingriffe, kommt es zu einer deutlichen Veränderung in der Struktur und in der Artenzusammensetzung. Ist die Störung so massiv, dass die vorherige Biozönose mitsamt ihrem Biotop nicht mehr

existent ist, setzt ein Initialstadium ein (<http://de.wikipedia.org/wiki/Sukzession>).

Umlagerungsstrecken

Flussabschnitte, in denen wechselweise Ablagerungs- und Erosionsprozesse stattfinden. Bei grösseren Hochwassern wird Geschiebe abgelagert und bei nachfolgenden kleineren Ereignissen dosiert an den Unterlauf weitergegeben. Die Sohle in diesen Abschnitten unterliegt einem dynamischen Gleichgewicht.

Vegetationszonation

Räumliche Aneinanderreihung von typischen Vegetationsgesellschaften.

Verjüngung

Kreislauf von Zerstörung und Wiederherstellung der Vegetationsgesellschaft.

Vernetzung (lateral, longitudinal, vertikal)

Unter Vernetzung werden die Austauschprozesse und Interaktionen zwischen verschiedenen aquatischen Habitaten und zwischen aquatischen und terrestrischen Habitaten verstanden. Zu solchen Prozessen gehören der Transport von Wasser, Geschiebe, Energie, Nährstoffen, Detritus und der aktive und passive Transport von Organismen (Muhar & Jungwirth 1998).

Laterale Vernetzung:

Die laterale Vernetzung beschreibt die seitliche Verbindung des Fließgewässers mit seinen Auenhabitaten und terrestrischen Lebensräumen.

Longitudinale Vernetzung:

Längsvernetzung eines Fließgewässers zwischen seinen Lebensräumen flussaufwärts und flussabwärts.

Vertikale Vernetzung:

Senkrechtvernetzung zwischen Fluss- und Grundwasser.

Vorfluter

Als Vorfluter wird ein Gewässer bezeichnet, in das eine (bewilligte) Einleitung von Wässern (Abwasser, Drainagewasser) erfolgen kann. Natürliche Vorfluter sind offene Fließgewässer, welche Wasser aus anderen Gewässern,

aus Grundwasserkörpern oder Abflusssystemen aufnehmen (<http://de.wikipedia.org/wiki/Vorfluter>).

Zonation

Örtliche Abfolge von Pflanzengesellschaften entlang eines ökologischen Gradienten (z. B. Feuchtigkeit, Licht, mechanischer Einfluss). Zonationen sind beispielsweise in Verlandungszonen an Seeufern, in Auenkomplexen, Schutthalden oder Gletschervorfeldern zu finden (BUWAL 1997).

Literaturverzeichnis

- Aerni, H.R., B. Kobler, B.V. Rutishauser, F.E. Wettstein, R. Fischer, W. Giger, A. Hungerbuehler, M.D. Marazuela, A. Peter, R. Schoenenberger, A.C. Voegeli, M.J.-F. Suter & R.I.I. Eggen. 2004. Combined biological and chemical assessment of estrogenic activities in wastewater treatment plant effluents. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 378: 688–696.
- Amoros, C. & G. Bornette. 2002. Connectivity and biocomplexity in waterbodies of riverine floodplains. *Freshwater Biology* 47: 761–776.
- Angermeier, P.L. 1997. Conceptual roles of biological integrity and diversity. pp. 49–65. *In*: J.E. Williams, C.A. Wood & M.P. Dombeck (ed.) *Watershed restoration: Principles and practices*, American Fisheries Society.
- Angermeier, P.L. & J.R. Karr. 1994. Biological integrity versus biological diversity as policy directives. *BioScience* 44: 690–697.
- Auenberatungsstelle. 2001. Auendossier: Faktenblätter. BUWAL, Bern.
- Bash, J.S. & C.M. Ryan. 2002. Stream restoration and enhancement projects: Is anyone monitoring? *Environmental Management* 29: 877–885.
- Baumann, P. & I. Klaus. 2003. Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes. *Mitteilungen zur Fischerei* 75. BUWAL, Bern. 112 pp.
- Baur, B., P. Duelli, P.J. Edwards, M. Jenny, G. Klaus, I. Künzle, S. Martinez, D. Pauli, K. Peter, B. Schmid, I. Seidl & W. Suter. 2004. Biodiversität in der Schweiz: Zustand, Erhaltung, Perspektiven: Wissenschaftliche Grundlagen für eine nationale Strategie. *Forum Biodiversität Schweiz*, Bern. 237 pp.
- Bayley, P.B. 1991. The flood-pulse advantage and the restoration of river-floodplain systems. *Regulated Rivers: Research & Management* 6: 75–86.
- Beierle, T.C. & D.M. Konisky. 2000. Values, conflict, and trust in participatory environmental planning. *Journal of Policy Analysis and Management* 19: 587–62.
- Boller, L. & D. Würmli. 2004. Sukzession der Fischfauna in einem neu geschaffenen Seitengerinne der Aare am Beispiel des Wildibachs. Diplomarbeit, ETH Zürich & Eawag Kastanienbaum. 94 pp.
- Bonnard, L. & C. Roulier. 2004. Erfolgskontrolle Auen: Kurzfassung des Erfolgskontroll-Konzepts. Stand 6. Oktober 2004. BUWAL, Bern & Auenberatungsstelle, Yverdon-les-Bains. 15 pp.
- Boon, P.J. 1998. River restoration in five dimensions. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 257–264.
- Boschi, C., R. Bertiller & T. Coch. 2003. Die kleinen Fließgewässer – Bedeutung, Gefährdung, Aufwertung. vdf Hochschulverlag AG der ETH Zürich, Zürich. 119 pp.
- Bradshaw, A.D. 1996. Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 3–9.
- Bratrich, C. 2004. Planung, Bewertung & Entscheidungsprozesse im Fließgewässer Management – Kennzeichen erfolgreicher Revitalisierungsprojekte, Dissertation ETH Zürich & Eawag Kastanienbaum. Diss Nr. 15440. 343 pp.
- Bundi, U., A. Peter, A. Frutiger, M. Hutte, P. Liechti & U. Sieber. 2000. Scientific base and modular concept for comprehensive assessment of streams in Switzerland. *Hydrobiologia* 422: 477–487.
- Bunn, S.E. & P.M. Davies. 2000. Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia* 422: 61–70.
- BUWAL. 1997. Ufervegetation und Uferbereich nach NHG. Begriffserklärung. Vollzug Umwelt. BUWAL, Bern. 55 pp.

- BUWAL. 1998. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Modul-Stufen-Konzept, Mitteilungen zum Gewässerschutz Nr. 26. BUWAL, Bern. 42 pp.
- BUWAL. 2005. Die Auen der Schweiz, Faltblatt. BUWAL, Bern.
- BUWAL/BWG. 2003. Leitbild Fliessgewässer Schweiz. Für eine nachhaltige Gewässerpoltik. BUWAL/BWG, Bern. 12 pp.
- BWG. 2001. Hochwasserschutz an Fliessgewässern: Wegleitung 2001. BWG, Biel. 72 pp.
- Cairns, J., P.V. McCormick & B.R. Niederlehner. 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia* 263: 1–44.
- Capelli, F. 2005. Indikatoren für die Evaluation von Revitalisierungsprojekten in der Praxis. Diplomarbeit, ETH Zürich & Eawag Kastanienbaum. 83 pp.
- Chapman, M.G. 1999. Improving sampling designs for measuring restoration in aquatic habitats. *Journal of Aquatic Ecosystems Stress and Recovery* 6: 235–251.
- Cosandey, A.-C., C. Roulier & R. Thielen. 2002. Erfolgskontrolle Auen. Stand der Revitalisierungen in den Auengebieten von nationaler Bedeutung. Revitalisierungsdatenbank der Auen. BUWAL, Bern. 20 pp.
- County of Sonderjylland. 1996. The River Brede: enriching our countryside. 16 pp.
- Delarze, R., Y. Gonseth & P. Galland. 1998. Guide des milieux naturels de Suisse - Ecologie - Menaces - Espèces caractéristiques. Delachaux et Niestlé S.A. La bibliothèque du naturaliste, Lausanne. 415 pp.
- Downs, P.W. & G.M. Kondolf. 2002. Post-project appraisals in adaptive management of river channel restoration. *Environmental Management* 29: 477–496.
- Dubgaard, A., M.F. Kallesøe, M.L. Petersen & J. Ladenburg. 2002. Cost-benefit analysis of the Skjern River restoration project. Social Science Series, Department of Economics and Natural Resources, Royal Veterinary and Agricultural University, Copenhagen. 40 pp.
- Duelli, P. 1994. Rote Liste der gefährdeten Tierarten der Schweiz. BUWAL, Bern. 97 pp.
- Ehrenfeld, J.G. 2000. Defining the limits of restoration: The need for realistic goals. *Restoration Ecology* 8: 2–9.
- Ellenberg, H. 1996. Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart. 1095 pp.
- Entsorgung und Recycling Zürich (ERZ). 2003. Bäche in der Stadt Zürich: Konzept, Erfahrungen und Beispiele. ERZ, Zürich. 66 pp.
- Farrell, G., J.P. Melin & S.R. Stacey. 1976. Involvement: a Saskatchewan perspective. Report for the Saskatchewan Department of Environment by Consultant Group Limited.
- Fette, M., J. Beer, O. Cirpka, R. Siber & B. Wehrli. 2005. Temperature fluctuations as natural tracer for river-groundwater interaction under hydropeaking conditions. Eingereicht bei *Journal of Hydrology*.
- Fischnetz. 2004. Dem Fischrückgang auf der Spur. Schlussbericht des Projekts Netzwerk Fischrückgang Schweiz. Eawag, Dübendorf & BUWAL, Bern.
- FISRWG. 1998. Stream corridor restoration: Principles, processes, and practices. By the Federal Interagency Stream Restoration Working Group (FISRWG)(15 Federal agencies of the US government). GPO Item No. 0120-A; SuDocs No. A 57.6/2: EN 3/PT.653.
- Frissell, C.A. & D. Bayles. 1996. Ecosystem management and the conservation of aquatic biodiversity and ecological integrity. *Water Resources Bulletin* 32: 229–240.
- Gallagher, A.S. 1999. Barriers. pp. 135–148. In: M.B. Bain & N.J. Stevenson (ed.) *Aquatic habitat assessment: Common methods*, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Gillet, F., B. De Foucault & P. Julve. 1991. La phytosociologie synusiale intégrée: objets et concepts. *Candoella* 46: 315–340.
- Gloor, D. & H. Meier. 2001. Soziale Raumnutzung und ökologische Ansprüche. Professur Forstpolitik und Forstökonomie, Department Forstwissenschaften, ETH, Zürich.

- Gregory, S.V., F.J. Swanson, W.A. McKee & K.W. Cummins. 1991. An ecosystem perspective of riparian zones. *Bioscience* 41: 540–551.
- Habersack, H. & H.P. Nachtnebel. 1995. Short-term effects of local river restoration on morphology, flow-field, substrate and biota. *Regulated Rivers: Research & Management* 10: 291–301.
- Halbert, C.L. & K.N. Lee. 1991. Implementing adaptive management. *The Northwest Environmental Journal* 7: 136–150.
- Hampton, W. 1977. Research into public participation in structure planning. pp. 27–42. *In*: A.R. Sewell & J.T. Coppock (ed.) *Public Participation in Planning*, John Wiley, London.
- Henry, C.P. & C. Amoros. 1995. Restoration ecology of riverine wetlands.1. A scientific base. *Environmental Management* 19: 891–902.
- Holl, K.D. & J.J. Cairns. 1996. Restoration ecology: some new perspectives. pp. 25–35. *In*: A. Breymeyer & R. Noble (ed.) *Preservation of Natural Diversity in Transboundary Protected Areas: Research Needs/Management Options*, National Academy Press, Washington D.C.
- Homenuck, P. 1977. Evaluation of public participation programmes. *Proceedings of the Canadian Conference on Public Participation*: 3–16.
- Hostmann, M., M. Buchecker, O. Ejderyan, U. Geiser, B. Junker, S. Schweizer, B. Truffer & M. Zaugg Stern. 2005. *Handbuch für die Partizipation und Entscheidungsfindung bei Wasserbauprojekten*. Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ.
- House, M.A. 1996. Public participation in water management and the promotion of environmental education. *Lakes & Reservoirs Research and Management* 2: 1–5.
- House, M.A. & E.K. Sangster. 1991. Public perception of river-corridor management. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management* 5: 312–317.
- Jackson, L.S. 2002. Consensus processes in land use planning in British Columbia: the nature of success. *Progress in Planning* 57: 1–90.
- Jenny, J. 2003. Renaturierung des Limmat-spitzes und Auenfest. Medienorientierung vom 21. Juni 2003. Pro Natura Aargau, Aarau. 2 pp.
- Jungwirth, M., G. Haidvogel, O. Moog, S. Muhar & S. Schmutz. 2003. *Angewandte Fischökologie an Fließgewässern*. Facultas Universitätsverlag, Wien. 547 pp.
- Jungwirth, M., M. Hinterhofer, S. Schmutz & P. Parasiewicz. 1994. Vergleichende Untersuchung des Fischeaufstieges an drei Fischeaufstiegshilfen im Rhithralbereich. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien. 248 pp.
- Jungwirth, M., S. Muhar & S. Schmutz. 2002. Re-establishing and assessing ecological integrity in riverine landscapes. *Freshwater Biology* 47: 867–887.
- Junker, B., M. Baumeler, R. Debrunner, P. Nigg, C. Poncini & M. Zschokke. 2003. Wie sieht die Bevölkerung aus Weinfelden und Bürglen ihre Thur? *natur+mensch* 5: 4–7.
- Kauffman, J.B., R.L. Beschta, N. Otting & D. Lytjen. 1997. An ecological perspective of riparian and stream restoration in the western United States. *Fisheries* 22: 12–24.
- Kirchhofer, A. & M. Breitenstein. 2000. Erfolgskontrolle bei Gewässer-Renaturierungen im Kanton Bern. Amt für Natur, Kanton Bern, Bern. 35 pp.
- Kondolf, G.M. 1995. Five elements for effective evaluation of stream restoration. *Restoration Ecology* 3: 133–136.
- Küry, D. 2002. Vielfalt unter Wasser. Flüsse und Seen als Hotspots der Biodiversität. *Hotspot* 6: 6–8.
- Lachat, B., P.-A. Fossard, A. Kirchhofer & C. Roulier. 2001. Auen und Revitalisierungen, Faktenblatt 5 Auendossier, BUWAL, Bern. 12 pp.
- Laimberger, R. & M. Zumsteg. 1998. Ausbagerung Altarm Machme: Aufwertung eines wichtigen Naturschutzgebietes. Landschaft Aargau, Department Bau, Verkehr und Umwelt, Kanton Aargau, Abteilung Landschaft und Gewässer.
- Landolt, E. 1991. Gefährdung der Farn- und Blütenpflanzen in der Schweiz. BUWAL, Bern. 185 pp.

- Lewis, C.A., N.P. Lester, A.D. Bradshaw, J.E. Fitzgibbon, K. Fuller, L. Hakanson & C. Richards. 1996. Considerations of scale in habitat conservation and restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 440–445.
- Lorenz, C.M., G.M.V. Dijk, A.G.M.V. Hattum & W.P. Cofino. 1997. Concepts in river ecology: Implications for indicator development. *Regulated Rivers: Research & Management* 13: 501–516.
- Meile, T., M. Fette & P. Baumann. 2005. Synthesebericht Schwall/Sunk. Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eawag-ETHZ, LCH-EPFL, Limnex AG, WSL. 48 pp.
- Muhar, S. & M. Jungwirth. 1998. Habitat integrity of running waters – assessment criteria and their biological relevance. *Hydrobiologia* 386: 195–202.
- Muhar, S., S. Schmutz & M. Jungwirth. 1995. River restoration concepts – Goals and perspectives. *Hydrobiologia* 303: 183–194.
- Müller-Wenk, R., F. Huber, N. Kuhn & A. Peter. 2003. Landnutzung in potenziellen Fließgewässer-Auen – Artengefährdung und Ökobilanzen. BUWAL, Bern. 80 pp.
- National Forest and Nature Agency. 1999. The Skjern River restoration project: Denmark's largest nature restoration project. The Danish Ministry of the Environment and Energy, Copenhagen. 33 pp.
- Nielsen, M.B. 1996. Lowland stream restoration in Denmark. pp. 269–289. *In*: A. Brookes & F.D.J. Shields (ed.) *River channel restoration: Guiding principles for sustainable projects*, John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK.
- Nienhuis, P.H. & R. Leuven. 2001. River restoration and flood protection: controversy or synergism? *Hydrobiologia* 444: 85–99.
- Paar, M. 1997. *Handbuch des Vegetations-Ökologischen Monitoring. Methoden, Praxis, angewandte Projekte. Teil A: Methoden*. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie, Wien.
- Petts, G.E. 1996. Sustaining the ecological integrity of large floodplain rivers. pp. 535–551. *In*: M.G. Anderson Des, E. Walling & P.D. Bates (ed.) *Floodplain Processes*, John Wiley & Sons Ltd, Chichester, UK.
- Petts, G.E. 2000. A perspective on the abiotic processes sustaining the ecological integrity of running waters. *Hydrobiologia* 422: 15–27.
- Pinay, G., H. Decamps, E. Chauvet & E. Fus-tec. 1990. Functions of ecotones in fluvial systems. pp. 141–169. *In*: R.J. Naiman & H. Decamps (ed.) *The ecology and management of aquatic-terrestrial ecotones*, UNESCO, Paris.
- Rapport, D.J., R. Costanza & A.J. McMichael. 1998. Assessing ecosystem health. *Trends in Ecology & Evolution* 13: 397–402.
- Ringgenberg, B., U. Roth & S. Lussi. 2004. Auen und Raumsicherung, Faktenblatt 9 Auendossier, BUWAL, Bern. 12 pp.
- Roni, P. 2005. *Monitoring stream and watershed restoration*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland. 350 pp.
- Rossol, A. & W. Werth (ed.). 1992. *Schutzwasserbau, Gewässerbetreuung, Ökologie: Grundlagen für wasserbauliche Massnahmen an Fließgewässern*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft & Österreichischer Wasserwirtschaftsverband, Wien.
- Roulier, C. 1998. *Typologie et dynamique de la végétation des zones alluviales de Suisse*. Volume I: texte, tableaux, figures. Volume II: annexes (tableaux de végétation). Matériaux pour le levé géobotanique de la Suisse. 138 pp.
- Rowe, G. & L.J. Frewer. 2000. Public participation methods: A framework for evaluation. *Science, Technology and Human Values* 25: 4–29.
- Schlupp, B. & B. Schelbert. 2001. Bünzaue Möriken – eine Aue entsteht. Auenschutzpark Aargau Info 8: 2.
- Schnitter, N. 1992. *Die Geschichte des Wasserbaus in der Schweiz. Alte Forscher – Aktuell*. Olynthus, Verlag für Verständliche Wissenschaft und Technik, Oberbözingen. 242 pp.
- Schweizerischer Ingenieur- und Architektenverein. 1996. *TOP teamorientiertes Planen mit dem neuen Leistungsmodell 95 des SIA (LM 95)*. Kapitel 2: Planen mit LM 95. Schweizerischer Ingenieur- und Architektenverein, Zürich.

- Selin, S. & D. Chavez. 1995. Developing a collaborative model for environmental planning and management. *Environmental Management* 19: 189–195.
- SER. 2002. Society for Ecological Restoration Science and Policy Working Group. The SER Primer on Ecological Restoration. www.ser.org/.
- Sewell, W. & S. Phillips. 1979. Models for the evaluation of public participation programs. *Natural Resources Journal* 19: 337–358.
- Simons, J., C. Bakker, M.H.I. Schropp, L.H. Jans, F.R. Kok & R.E. Grift. 2001. Man-made secondary channels along the River Rhine (the Netherlands); results of post-project monitoring. *Regulated Rivers: Research & Management* 17: 473–491.
- Sparks, R.E., P.B. Bayley, S.L. Kohler & L.L. Osborne. 1990. Disturbance and recovery of large floodplain rivers. *Environmental Management* 14: 699–709.
- Spörri, C., M. Borsuk, I. Peters & P. Reichert. 2005. The economic impacts of river rehabilitation: A regional input-output analysis. Submitted to *Ecological Economics*.
- Stromberg, J.C. 2001. Restoration of riparian vegetation in the south-western United States: importance of flow regimes and fluvial dynamism. *Journal of Arid Environments* 49: 17–34.
- Susskind, L. & J. Cruickshank. 1987. Breaking the impasse: Consensual approaches to resolving public disputes. Basic Books, New York. 276 pp.
- Tockner, K., F. Malard & J.V. Ward. 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes* 14: 2861–2883.
- Tockner, K. & J.A. Stanford. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29: 308–330.
- Vindasius, D. 1977. Evaluation of the Okanagan public involvement programme. Water Planning and Management Branch, Environment Canada.
- Vischer, D. 2003. Die Geschichte des Hochwasserschutzes in der Schweiz. Von den Anfängen bis ins 19. Jahrhundert. Berichte des BWG, Serie Wasser, Bern. 208 pp.
- Vivash, R. 1999. Manual of river restoration techniques. The River Restoration Centre, Silsoe, UK.
- Vivash, R., O. Ottosen, M. Janes & H.V. Sørensen. 1998. Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, II – The river restoration works and other related practical aspects. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 8: 197–208.
- Ward, J.V. 1985. Thermal characteristics of running waters. *Hydrobiologia* 125: 31–46.
- Ward, J.V. 1989. The 4-dimensional nature of lotic ecosystems. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 2–8.
- Ward, J.V., K. Tockner, U. Uehlinger & F. Malard. 2001. Understanding natural patterns and processes in river corridors as the basis for effective river restoration. *Regulated Rivers: Research & Management* 17: 311–323.
- Weber, H.-U. 2001. Die Thur: Ein Fluss mit Zukunft für Mensch, Natur und Landschaft. Kantone Appenzell I.Rh., Appenzell A.Rh., St. Gallen, Thurgau und Zürich, Bundesamt für Wasser und Geologie, Verabschiedet auf dem Säntis an der schweizerischen Wasserbautagung vom 12. – 14. September 2001. 44 pp.
- Wevers, M.J. & C.E. Warren. 1986. A perspective on stream community organization, structure, and development. *Archiv für Hydrobiologie* 108: 213–233.
- Williams, J.E., C.A. Wood & M.P. Dombeck. 1997. Understanding watershed-scale restoration. pp. 1–13. In: J.E. Williams, C.A. Wood & M.P. Dombeck (ed.) *Watershed restoration: principles and practices*, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Zarn, B. 1997. Einfluss der Flussbettbreite auf die Wechselwirkung zwischen Abfluss, Morphologie und Geschiebetransportkapazität. Mitteilung Nr. 154, VAW, ETH Zürich.
- Zaugg, M. 2002. More space for running waters: Negotiating institutional change in the Swiss flood protection system. *GeoJournal* 58: 275–284.

www.rhone-thur.eawag.ch



www.rivermanagement.ch

eawag
aquatic research



VAW
Versuchsanstalt für Wasserbau,
Hydrologie und Glaziologie

