



Diplomarbeit:

Ökologische Erfolgskontrolle von Revitalisierungsmassnahmen an kleinen Bächen

Christiane S. Rau



Betreuung: Dr. Armin Peter, Eawag, Abt. Fischökologie und Evolution,
Seestrasse 79, 6047 Kastanienbaum, Schweiz

Prof. Dr. Heinz-R. Köhler, Universität Tübingen,
Abt. Physiologische Ökologie der Tiere, Konrad-Adenauer-
Str. 20, 72072 Tübingen, Deutschland

Tübingen, Februar 2010

Erklärung:

Hiermit erkläre ich, dass ich diese Arbeit selbst verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe.

Tübingen, Februar 2010

(Christiane S. Rau)

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	1
1 Einleitung	2
1.1 Revitalisierung und Erfolgskontrolle	2
1.2 Fragestellungen und Hypothesen	6
2 Material und Methoden	8
2.1 Auswahl der Bäche.....	8
2.2 Auswahl der Indikatoren	9
2.3 Untersuchte Bäche.....	10
2.3.1 Esche (Fürstentum Liechtenstein).....	10
2.3.2 Mölibach (Fürstentum Liechtenstein)	11
2.3.3 Scheidgraben (Kanton Nidwalden)	13
2.3.4 Rotigraben (Kanton Nidwalden)	14
2.3.5 Mülibach (Kanton Nidwalden).....	15
2.3.6 Sandbach (Kanton Obwalden)	17
2.3.7 Seewag (Kanton Luzern).....	18
2.3.8 Laveggio (Kanton Tessin).....	20
2.3.9 Vordere Frenke (Kanton Basel Land)	21
2.3.10 Walenbrunnen (Kanton Uri).....	22
2.4 Datenerhebung	24
2.5 Datenauswertung	33
3 Ergebnisse	36
3.1 Erfolgskontrollen.....	36
3.1.1 Esche (Fürstentum Liechtenstein).....	38
3.1.2 Mölibach (Fürstentum Liechtenstein)	42
3.1.3 Scheidgraben (Kanton Nidwalden)	46
3.1.4 Rotigraben (Kanton Nidwalden)	50
3.1.5 Mülibach (Kanton Nidwalden).....	53
3.1.6 Sandbach (Kanton Obwalden)	57

3.1.7 Seewag (Kanton Luzern).....	60
3.1.8 Laveggio (Kanton Tessin).....	64
3.1.9. Vordere Frenke (Kanton Basel Land).....	67
3.1.10 Walenbrunnen (Kanton Uri).....	71
3.2 Statistische Ergebnisse	75
3.2.1 Revitalisierung und Morphologie.....	75
3.2.2 Revitalisierung und Vernetzungsgrad	79
3.2.3 Revitalisierung und Fischbestand.....	80
3.3.4 Ergebnisse der linearen Regressionen.....	83
4 Diskussion	84
4.1 Revitalisierung und Morphologie.....	84
4.2 Revitalisierung und Vernetzungsgrad	87
4.3 Revitalisierung und Fischbestand.....	89
5 Schlussfolgerung und Ausblick.....	93
Danksagung.....	95
Literatur.....	96
Anhang	103

Zusammenfassung

Ziel dieser Arbeit war es, mit dem „Handbuch für die Erfolgskontrolle von Fliessgewässerrevitalisierungen“ des Rhone-Thur Projekts (Woolsey et al. 2005) ökologische Erfolgskontrollen an zehn kleineren Bächen durchzuführen, wobei der Fisch als biotischer Indikator eingesetzt wurde. Hierzu wurde aus dem Handbuch ein Set von 9 Indikatoren zusammengestellt, mit welchen die ökologischen Ziele bewertet werden können. Die Erfolgskontrollen wurden in einer räumlichen Untersuchung (Post-Treatment) durch Vergleich mit kanalisiertem Strecken durchgeführt. In allen Teststrecken wurden neben einmaligen quantitativen Abfischungen die ausgewählten Indikatoren erhoben.

Acht der untersuchten Bäche lagen in der Schweiz und zwei im Fürstentum Liechtenstein.

Bei allen Bächen konnte ein ökologischer Erfolg durch die Revitalisierungsmassnahmen festgestellt werden. Zu deutlichen Veränderungen kam es bei der Artenzusammensetzung der Fische. In den revitalisierten Strecken konnten neben mehr Fischarten vor allem höhere Diversitäten ermittelt werden.

Morphologische Unterschiede waren zwischen den Streckentypen „revitalisiert“ und „kanalisiert“ zum Teil sehr deutlich. Höhere Variabilitäten in der benetzten Breite sowie bei den mittleren und maximalen Tiefen konnten für alle revitalisierten Strecken bestätigt werden, wobei die Unterschiede bei der maximalen Tiefe am deutlichsten waren. Fischunterstände waren, mit Ausnahme des Kanals im Laveggio, in allen Untersuchungsstrecken vorhanden und kamen auch in den kanalisiertem Strecken zum Teil mit großen Anteilen an der Gesamtfläche vor. Doch liess sich feststellen, dass es im Streckentyp „kanalisiert“ hauptsächlich nicht dauerhafte Strukturen waren, welche den Fischen nicht ganzjährig zur Verfügung stehen, wie Wasserpflanzen und überhängende Vegetation, da diese nur in der Vegetationszeit aufzufinden sind. Dagegen wurden in den revitalisierten Strecken überwiegend dauerhafte Strukturen vorgefunden, wie Pools, unterspülte Ufer und künstliche Strukturen.

Die Anzahl der Querverbauungen, entnommen aus den vorhandenen ökomorphologischen Daten, hatten in den vorliegenden Daten keinen Einfluss auf den Revitalisierungserfolg.

Die positiven Ergebnisse in der höheren Artenvielfalt und bei den morphologischen Unterschieden zeigen das grosse Revitalisierungspotential von kleinen Bächen auf.

1 Einleitung

1.1 Revitalisierung und Erfolgskontrolle

Fliessgewässer stellen seit jeher eine wichtige Lebensgrundlage des Menschen dar. Sie erfüllten wichtige Serviceleistungen wie die Bereitstellung von Frischwasser, dienten als Nahrungsgrundlage durch aquatische Organismen und wurden zu Entsorgungszwecken von Abfällen genutzt (Giller 2005; Jansson et al. 2007). Auch wenn von ihnen Gefahren durch Überschwemmungen ausgingen, liessen sich die Menschen an ihnen nieder, errichteten Siedlungen und übten so einen grossen Nutzungsdruck aus. Im Laufe der Jahrhunderte wurden die Fliessgewässer den Bedürfnissen der Menschen angepasst, so etwa zur Nutzung der Wasserkraft, Holzdrift, Schifffahrt oder zur Landgewinnung durch Begradigungen der Flussläufe und Entwässerung der Auen (Malmqvist & Rundle 2002). Spätestens seit der Industrialisierung, der Erfindung des Düngemittels und damit verstärkter Landwirtschaft und dem grossen technischen Fortschritt im alltäglichen Leben kam es zusätzlich zu Belastungen der Wasserqualität (Aarts et al. 2004; Naiman et al. 2002). Durch diese Eingriffe wurden die Fliessgewässer dramatisch bezüglich ihrer Hydraulik und ihrer ökologischen Funktionen verändert, was zu einem fünffach höheren Artenrückgang als in terrestrischen Lebensräumen führte (Bernhardt et al. 2005). Daher gehören Fliessgewässer zu den am meisten durch den Menschen degradierten Systeme (Gleick 2003). Dies lässt sich durch den aktuellen Zustand der Schweizer Fliessgewässer verdeutlichen. Von dem insgesamt 65'300 km langen Gewässernetz der Schweiz befinden sich aktuell 22 % in einem ungenügenden Zustand. Zu diesem Zustand zählen die ökomorphologischen Klassen „stark beeinträchtigt“, „künstlich/naturfern“ und „eingedolt“ (siehe Abb. 1). Der Zusammenhang zwischen menschlicher Aktivität und Degradierungsgrad wird deutlich, betrachtet man die Anteile der ungenügenden Zustände in Bezug auf die Höhenlage und somit auf die Siedlungsdichte. So zeigen über 50 % der Fliessgewässer unter 600 m ü.M. diesen ungenügenden Zustand auf, wobei der Anteil ab einer Höhe von 2'000 m ü.M. auf 2 % sinkt (Notter 2006).

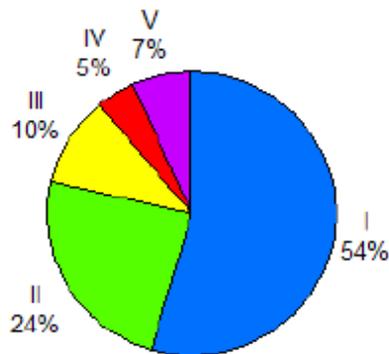


Abb. 1: Ökomorphologischer Zustand der Schweizer Fließgewässer. Guter Zustand: Klasse I (blau) = natürlich/naturnah; Klasse II (grün) = wenig beeinträchtigt; Schlechter Zustand: Klasse III (gelb) = stark beeinträchtigt; Klasse IV (rot) = künstlich/naturfremd; Klasse V (violett) = eingedolt (BAFU 2009).

Seit den 70er Jahren des letzten Jahrhunderts wurden bereits grosse Erfolge hinsichtlich der Wasserqualität durch den grossflächigen Bau von Kläranlagen bewirkt. Doch dies reichte nicht aus, um die degradierten Fließgewässer und somit auch die Zerstörung des Lebensraumes der Flora und Fauna wieder herzustellen. Aus dieser Notwendigkeit heraus entwickelte sich die noch junge Revitalisierungsökologie (Block et al. 2001). Von Palmer et al (2005) wird kritisiert, dass viele Revitalisierungsprojekte mit wenig oder ohne wissenschaftliche Beteiligung durchgeführt werden. Bereits bekannt sind die Voraussetzungen bezüglich der Lage sowie der Mindestlänge einer Revitalisierungsstrecke. So wurde unter anderem von Lake et al (2007) auf die Wichtigkeit der Grösse der Strecke hingewiesen, da eine Revitalisierung nur erfolgreich sein kann, wenn die Grösse ausreicht, um ökologische Prozesse wieder herzustellen.

Betrachtet man die Möglichkeiten ökologischer Aufwertungen, muss man zwischen verschiedenen Ansätzen unterscheiden, wobei die beiden wichtigsten Revitalisierung und Renaturierung sind. Unter Revitalisierungen versteht man Massnahmen, durch welche in einem degradierten System wesentliche Funktionen eines Ökosystems verbessert werden. Eine Wiederherstellung des naturnahen Zustandes wird mit Massnahmen der Renaturierung angestrebt (siehe Abb. 2). Doch auch heute werden diese beiden Begriffe weder in der Praxis noch in der Literatur konsistent benutzt (Woolsey et al. 2005).

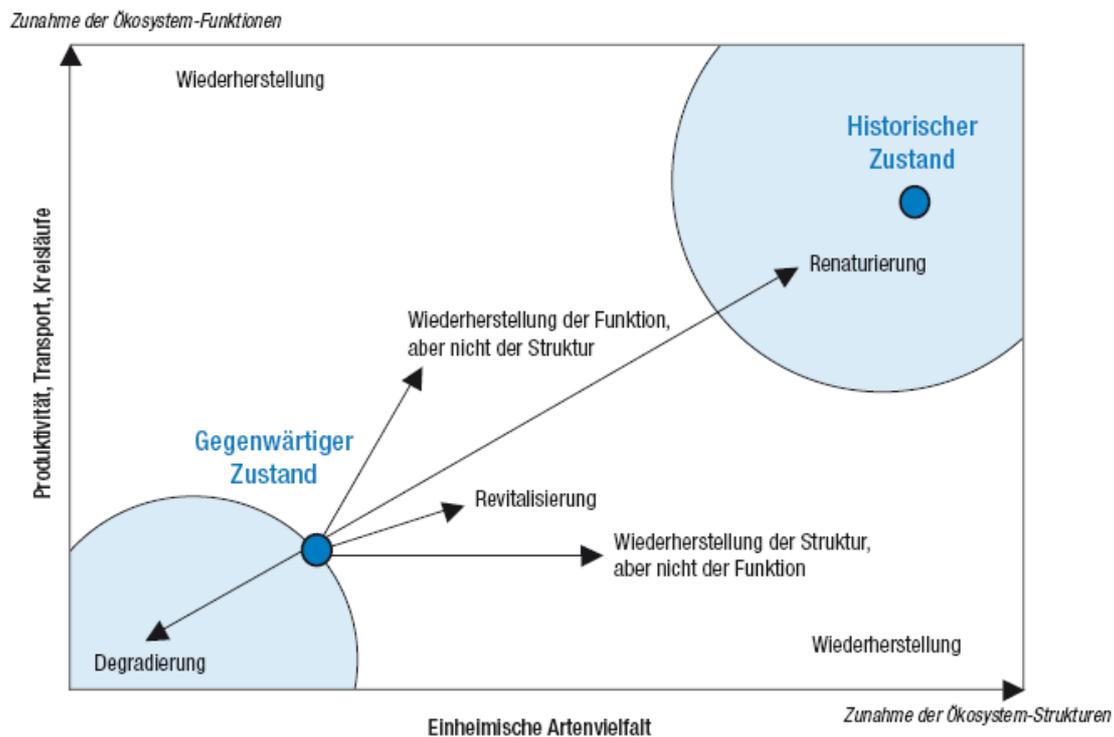


Abb. 2: Unterschiedliche Ansätze ökologischer Aufwertungen (aus Woolsey et al. 2005).

Die Erfolgskontrolle ist ein wichtiges Element bei Revitalisierungsmassnahmen. Mit ihnen ist es möglich zu überprüfen, ob die zuvor festgelegten Ziele eines Projektes erreicht wurden. Gleichzeitig dienen sie als Detektor, indem ineffektive Massnahmen aufgedeckt werden. Diese Erkenntnisse können als neu gewonnene Informationen in zukünftige Projekten fliessen. Dabei liefern auch Misserfolge, wenn man bereit ist diese zu kommunizieren, wertvolle Ergebnisse (Kondolf 1995) um so die zum Teil noch grossen Unsicherheiten in der Revitalisierungsökologie zu reduzieren (Darby S. 2008). Die Wichtigkeit von Erfolgskontrollen zeigt die ausführliche Ausarbeitung des „Handbuches für die Erfolgskontrolle von Fliessgewässerrevitalisierungen“, das im Rahmen des Rhone-Thur Projektes entstanden ist. Es werden 50 mögliche biotische sowie abiotische Indikatoren beschrieben, mit denen die Quantifizierung eines Erfolges je nach Projektziel ermöglicht wird. Dabei handelt es sich um messbare Grössen, die eine Beurteilung über den Zustand des Ökosystems und relevante Prozesse liefern (Lorenz et al. 1997).

Dass nach wie vor viele Revitalisierungsprojekte ohne Erfolgskontrollen durchgeführt werden, wird unter anderem mit dem Mangel von finanziellen und personellen Mitteln begründet. So

wurde durch Bash and Ryan (2002) festgestellt, dass z.B. nur die Hälfte aller Revitalisierungsprojekte im Staat Washington US mit einem Monitoringprogramm ausgestattet ist. Betrachtet man dagegen die durchschnittlich investierte Summe von einer Milliarde USD pro Jahr in Revitalisierungsprojekte (Bernhardt et al. 2005), fällt eine Akzeptanz für solch hohe Raten ohne Monitoringprogramm schwer.

1.2 Fragestellungen und Hypothesen

In den letzten 20 Jahren lässt sich eine kontinuierliche Zunahme an Revitalisierungsprojekten feststellen, die zum Teil durch rechtliche Vorgaben forciert werden (Beechie et al. 2009).

Das Ziel dieser Arbeit war es, den ökologischen Erfolg von Revitalisierungsmassnahmen anhand ausgewählter Indikatoren des Handbuchs zu bewerten, wobei der Fisch als biotischer Indikator eingesetzt wurde.

Untersucht wurden zehn kleinere Bäche, in denen innerhalb der letzten zehn Jahre Revitalisierungsmassnahmen durchgeführt wurden. Vorher-Nachher-Analysen (BACI, engl. before-after-control-impact) konnten aufgrund der zeitlichen Begrenzung dieser Arbeit nicht durchgeführt werden, weshalb der space-for-time-Ansatz (Post-Treatment) gewählt wurde. Für diesen Ansatz werden Referenzen benötigt. Um eine Beurteilung der Naturnähe vornehmen zu können, ist die Verwendung von natürlichen Referenzen vorgesehen (Schmutz et al. 2000). Doch kann man bei Fehlen dieser natürlichen Referenzstrecken auf degradierte Referenzstrecken ausweichen (Roni 2005). Dies birgt den Nachteil, dass die Bewertungen „zu gut“ ausfallen können. Jungwirth (1984) konnte in seiner Arbeit zeigen, dass revitalisierte Strecken naturnäher als degradierte waren, jedoch Defizite zu den natürlichen Referenzstrecken aufweisen. Andererseits kann bei Verwendung von degradierten Referenzen eine genauere Beurteilung der Verbesserung vom Ausgangszustand stattfinden (Rohde et al. 2004). Da natürliche Referenzstrecken entweder nicht oder nur in den Oberläufen zu finden waren, wurde eine in jedem Bach vorhandene kanalisierte Strecke als Referenzstrecke ausgewählt. In jeder Strecke wurden die ausgewählten Indikatoren erhoben und durch Gegenüberstellung der jeweiligen standardisierten Werte der kanalisierten und revitalisierten Strecke eines Baches der Erfolg bewertet. Zusätzlich wurde untersucht, ob zwischen den Habitatsparametern und der Fischfauna Zusammenhänge erkennbar sind.

Dies führte zu folgenden Fragestellungen und Hypothesen:

Fragen

- 1) Bewertung der Revitalisierung
 - a) Waren die Revitalisierungen erfolgreich?
 - b) Unterscheiden sich die revitalisierten Strecken von den kanalisierten Strecken in ihrer Naturnähe?
- 2) Bewertung der Morphologie der revitalisierten Strecke
 - a) Korrelieren die Unterschiede der benetzten Breite und Tiefe sowie die Fischunterstände mit der Qualität und Quantität des Fischvorkommens?
- 3) Bewertung des Vernetzungsgrades der revitalisierten Strecke
 - a) Wie beeinflusst der longitudinale Vernetzungsgrad den Erfolg der Massnahme?

Hypothesen

- 1) Revitalisierte Strecken haben eine höhere morphologische Vielfalt.
 - a) Revitalisierte Strecken haben eine grössere Breiten- und Tiefenvariabilität.
 - b) Revitalisierte Strecken haben eine höhere Quantität an Fischunterständen.
 - c) Revitalisierte Strecken haben eine höhere Qualität an Fischunterständen.
- 2) Ein höherer Vernetzungsgrad trägt zum Erfolg von Revitalisierungsprojekten bei.
 - a) Mit abnehmender Anzahl von Querverbauungen zur Mündung erhöht sich der Erfolg.
- 3) Durch die Revitalisierung wurde der Fischbestand naturnäher.
 - a) Revitalisierte Strecken weisen ein höheres Artenvorkommen auf.
 - b) Revitalisierte Strecken weisen natürlichere Populationsstrukturen auf.

2 Material und Methoden

2.1 Auswahl der Bäche

Die Auswahl der Bäche erfolgte aufgrund unterschiedlicher Kriterien. Es sollte sich um Revitalisierungsmassnahmen handeln, die mehr als drei aber nicht länger als zehn Jahre zurückliegen und eine gewisse Mindestlänge vorzuweisen haben, d.h. es sollten keine punktuellen Massnahmen sein. Dazu sollten im jeweiligen Bach eine natürliche Referenzstrecke sowie eine kanalisierte Strecke vorhanden sein. Es wurden durch die kantonalen Fachstellen verschiedenste Bäche vorgeschlagen, die durch Ortsbegehungen begutachtet wurden. Natürliche Referenzstrecken waren entweder nicht oder nur in den Oberläufen der Bäche zu finden, was dazu führte, die in jedem Bach vorhandenen kanalisierten Strecken als Referenzstrecken zu verwenden. Mit diesen Kriterien fiel die Auswahl auf insgesamt zehn Bäche, von denen sich zwei im Fürstentum Liechtenstein und acht in der Schweiz befinden (siehe Abb. 3). Die ausführlichen Beschreibungen der Bäche befinden sich im Kapitel 2.3.

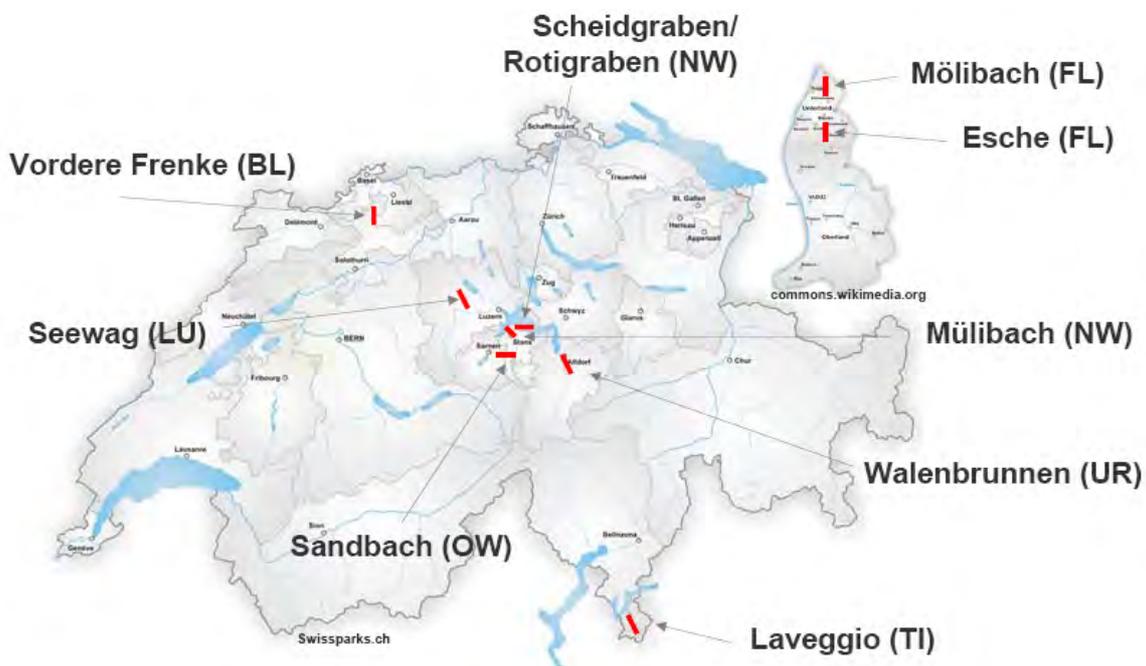


Abb. 3: Lage der Untersuchungsbäche.

2.2 Auswahl der Indikatoren

Zur Durchführung der Erfolgskontrollen werden in dem bereits beschriebenen Handbuch 50 mögliche Indikatoren vorgeschlagen und jeweils den drei grossen Projektzielen Gesellschaft: Schutz und Nutzen, Umwelt/Ökologie und Wirtschaft zugewiesen. Da sich diese Arbeit mit der ökologischen Erfolgskontrolle auseinandersetzt, wurden folgende Indikatoren des Projektziels Umwelt und Ökologie herangezogen:

Nr. 8 Altersstruktur von Fischpopulationen

Nr. 9 Artenvorkommen und -häufigkeit

Nr. 11 Unterstände und Strukturen

Nr. 15 Quantitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität

Nr. 16 Variabilität der Fliessgeschwindigkeit

Nr. 17 Variabilität der maximalen Abflusstiefe

Nr. 26 Quantität von Totholz

Nr. 36 Sohlenstruktur

Nr. 42 Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches

Die Kombination dieser Indikatoren lässt eine Beurteilung bezüglich der naturnahen Diversität und Abundanz der Fischfauna sowie der morphologischen und hydraulischen Vielfalt zu.

2.3 Untersuchte Bäche

2.3.1 Esche (Fürstentum Liechtenstein)

Die Esche entspringt in Vorarlberg am Fusse des Eschnerberges und mündet heute bei Bendern in den Liechtensteiner Binnenkanal. Bei einer mittleren Breite von 2.50 m und einem durchschnittlichen Gefälle von 1.85 ‰ zählt sie zur Barbenregion und hat eine Einzugsgebietsgrösse von insgesamt 25.8 km². Der gemessene Abfluss der revitalisierten Strecke betrug 55 l/sec, der kanalisierten Strecke 56 l/sec. Auf einer Gesamtlänge von 6.6 km durchfließt sie dabei in Liechtenstein das Maurer und Eschner Riet. Nicht nur die Begradigungen der ursprünglich mäandrierenden Esche, sondern auch die Abtrennung vom Alpenrhein und die Entwässerung des Riets im 19. Jahrhundert führten zu einer erheblichen Veränderung ihrer natürlichen Charakteristik (Haidvogel 2005). Aus diesem Grund wird heute der grösste Teil der Esche zur ökomorphologischen Klasse 4 (naturfremd/künstlich) gezählt.

Die Revitalisierungsmassnahme am Sportpark Eschen erfolgte im Winter 2004/2005 auf einer Länge von 265 m. Die kanalisierte Esche wurde in diesem Bereich in einen mäandrierenden Lauf gebracht. Das zuvor steile Ufer wurde in einen breiten Uferbereich umgewandelt. Die entstandene Aue wird aktuell durch die Neophyten Indisches Springkraut und Kanadische Goldrute dominiert, da diese Arten vor allem auf Ruderalflächen konkurrenzstark sind. Ihr massenhaftes Vorkommen wird nicht bekämpft, da es sich bei diesen Pflanzenarten um einjährige Individuen handelt und somit die Samenbank im Boden das immer wiederkehrende Aufkommen garantiert (Theo Kindle, pers. Mitteilung).

In Tabelle 1 werden die genauen Lagen der Untersuchungsstrecken beschrieben und in Abbildung 4 dargestellt.

Tab. 1 Beschreibung der Lage der Untersuchungsstrecken der Esche.

Streckentyp	Koordinaten Start	Streckenlänge (m)
revitalisiert	759 046/ 230 560	130
kanalisiert	759 301/ 230 732	150

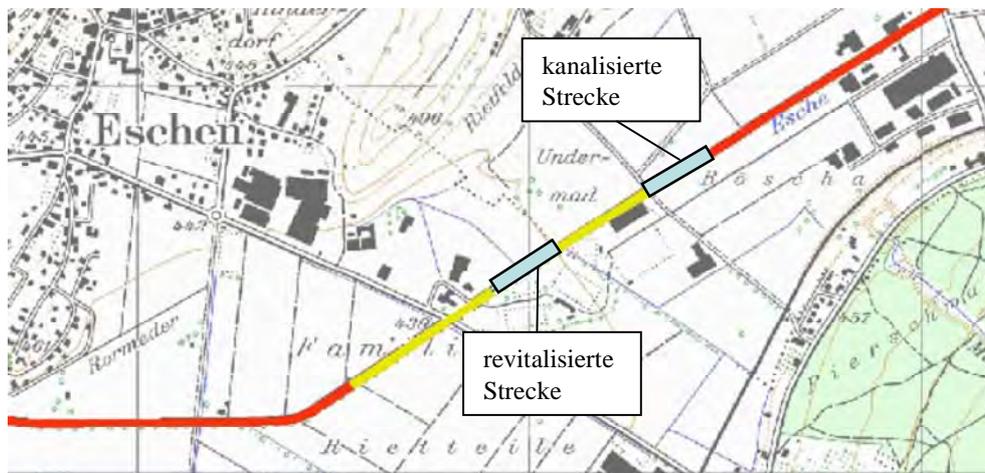


Abb. 4: Lage der Untersuchungsstrecken und ökomorphologische Daten der Esche.

2.3.2 Mölibach (Fürstentum Liechtenstein)

Der Mölibach in Liechtenstein gehört zum grundwasserbeeinflussten Gewässertyp. Er entspringt dem kleinen See nördlich von Gamprin und mündet nach 4.7 km nördlich von Ruggell in den Spiersbach. Bei einer durchschnittlichen Breite von 4 m und einem Gefälle von 0.77 ‰ würde er nach Huet (1949) zur Brachsenregion gezählt werden. Da es sich aber um ein giessenartiges Gewässer handelt, es somit zu stetigeren und gleichzeitig niedrigeren Temperaturen kommt, wird der Mölibach wie die Esche zur Barbenregion gezählt. Der gemessene Abfluss der revitalisierten Strecke betrug 263 l/sec, der kanalisierten Strecke 192 l/sec.

Das ursprüngliche Spiersbachgewässersystem bestand aus einer Vielzahl kleinerer Gewässer, welche direkt in den Rhein entwässerten. Vor allem durch den Bau des Hochwasserdammes des Rheins kam es zur Zusammenlegung und Kanalisierung der kleinen Fließgewässer, wodurch sie heute meist parallel zu diesem verlaufen (Rusch 2007).

Im Rahmen des Entwicklungskonzeptes Spiersbachsystem, in welchem die Neugestaltung des Mündungsbereiches des Spiersbachs in den Rhein die zentrale Massnahme ist, siedelt sich die

Revitalisierungsmassnahme des Mölibachs an. Als Ziele wurden die Revitalisierung der Lebensräume Wasser, Ufer und Aue gesetzt. Im Jahre 2005 wurde daher nördlich der Brücke des Industriegebietes auf einer Gesamtlänge von 560 m der Uferraum verbreitert, der kanalisierte Flusslauf in ein dynamisches Bett verlegt und die Aue mit einheimischen Gehölzen bestockt. Darüber hinaus wird der Uferbereich nur noch extensiv bewirtschaftet (Rey 2005).

In Tabelle 2 werden die genauen Lagen der Untersuchungsstrecken beschrieben und in Abbildung 5 dargestellt.

Tab. 2: Beschreibung der Lage der Untersuchungsstrecken des Mölibachs.

Streckentyp	Koordinaten Start	Streckenlänge (m)
revitalisiert	758 440/ 235 565	150
kanalisiert	758 114/ 234 730	150

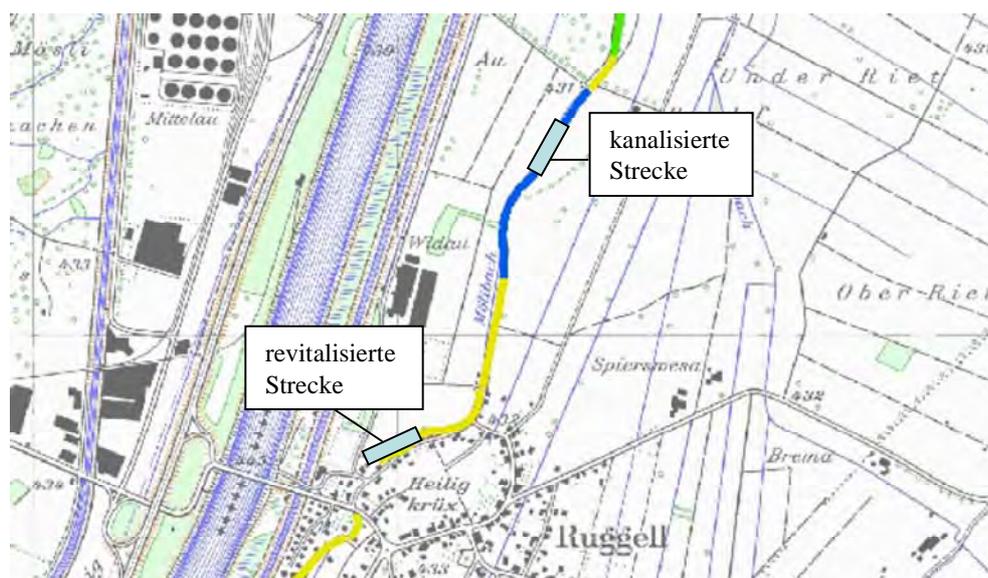


Abb. 5: Lage der Untersuchungsstrecken und ökomorphologische Daten des Mölibachs.

2.3.3 Scheidgraben (Kanton Nidwalden)

Der Scheidgraben und Rotigraben bildeten einst ein reich verzweigtes giessenartiges Gewässersystem, welches das Umland von Buochs/Ennetbürgen in den Vierwaldstättersee entwässerte. Im Zuge der intensiven anthropogenen Nutzung des Umlandes durch Siedlung, Industrie und Flugplatz wurden beide Bäche teilweise eingedolt, begradigt und kanalisiert. Der Scheidgraben diente dem Kanton seit vielen Jahren als wichtiges Aufzuchtgewässer für Bach- und Seeforellen, welche zur Aufstockung der Bestände der Engelberger Aa dienten (Marrer 2005).

Nach einer Gesamtlänge von knapp 2 km mündet er in Ennetbürgen in den Vierwaldstättersee. Aufgrund eines durchschnittlichen Gefälles von 4.3 ‰ zählt er zur Äschenregion. Der gemessene Abfluss der unteren revitalisierten Strecke betrug 286 l/sec, der oberen revitalisierten Strecke 135 l/sec und der kanalisierten Strecke 122 l/sec.

Der Scheidgraben wurde in zwei Etappen revitalisiert. Der obere Abschnitt wurde im Jahr 2000 aufgewertet. Der untere Abschnitt, auf einer Länge von 800 m, von der Mündung in den See aufwärts, im Jahre 2005. Ein Rückbau zum Leitbild des Schwemmfächerbaches der offenen Landschaft konnte aufgrund des dafür notwendigen grossen Platzbedarfs nicht realisiert werden. Doch konnte aus dem völlig gradlinigen Bachlauf eine leicht gewundene Linienführung realisiert werden. Dazu kamen bauliche Massnahmen im Bereich der Fischunterstände sowie einer Erneuerung der Sohle durch Einbringung von Kies.

In Tabelle 3 werden die genauen Lagen der Untersuchungsstrecken beschrieben und in Abbildung 6 dargestellt.

Tab. 3: Beschreibung der Lage der Untersuchungsstrecken des Scheidgrabens.

Streckentyp	Koordinaten Start	Streckenlänge (m)
revitalisiert unten	674 034/ 203 716	150
revitalisiert oben	673 442/ 203 416	105
kanalisiert	673 250/ 203 319	100

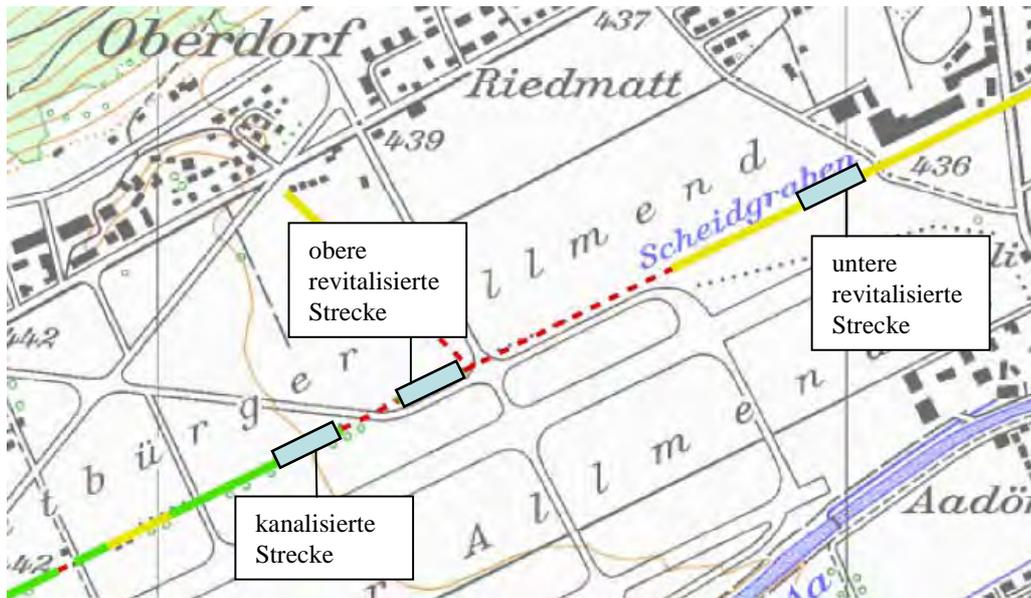


Abb. 6: Lage der Untersuchungsstrecken und ökomorphologische Daten des Scheidgrabens.

2.3.4 Rotigraben (Kanton Nidwalden)

Der Rotigraben, mit einer Gesamtlänge von nur 360 m, mündet bei 1'150 m vor der Seemündung in den Scheidgraben. Der gemessene Abfluss der revitalisierten Strecke betrug 72 l/sec und der kanalisiertem Strecke 62 l/sec. Wie bereits oben beschrieben, bildete er einst mit dem Scheidgraben ein reich verzweigtes giessenartiges Gewässersystem, wurde jedoch im Rahmen der Landnutzung zum grössten Teil eingedolt. Auch aktuell verlaufen noch 1'000 m des Rotigrabens unterirdisch.

Die letzten 100 Meter vor seiner Mündung wurden im Jahr 2005 ausgedolt. Durch die Ausdolung wurde dem Gewässerabschnitt ein breiter Korridor gegeben, in dem der Bach heute mäandrierend verlaufen kann, womit dieser Abschnitt in die Ökomorphologiestufe 2 eingestuft werden kann. Zwischen der Revitalisierung und der noch aktuellen Eindolung liegt der Rotigraben in einem eng betonierten gradlinigen Gerinne frei von Uferbestockung und gleichbleibender Fliessgeschwindigkeit, wodurch die Ökomorphologiekategorie 4 resultiert.

In Tabelle 4 werden die genauen Lagen der Untersuchungsstrecken beschrieben und in Abbildung 7 dargestellt.

Tab. 4: Beschreibung der Lage der Untersuchungsstrecken des Scheidgrabens.

Streckentyp	Koordinaten Start	Streckenlänge (m)
revitalisiert	673 385/ 203 484	90
kanalisiert	673 315/ 203 553	100

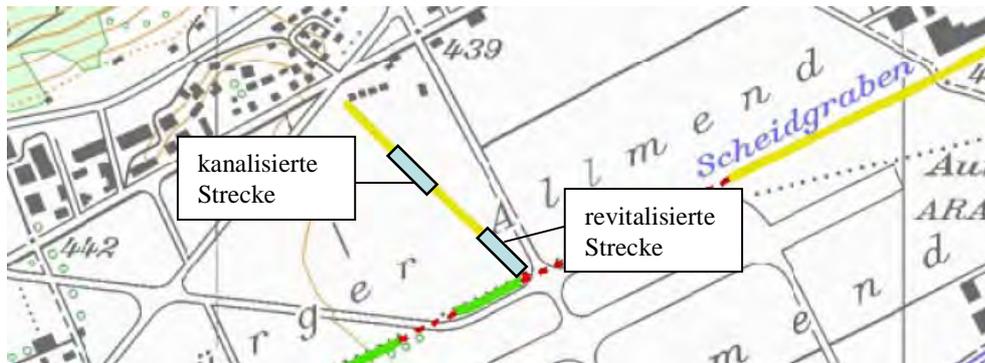


Abb. 7: Lage der Untersuchungsstrecken und ökomorphologische Daten des Rotigrabens.

2.3.5 Mülibach (Kanton Nidwalden)

Die Quelle des Mülibachs im Kanton Nidwalden befindet sich im Grossried nordöstlich von Stans. Nach einem 4.4 km langen Verlauf entlang des südlichen Fusses des Bürgenstocks mündet er in Stansstad in den Vierwaldstättersee. Bei einer mittleren Breite von 4 m und einem durchschnittlichen Gefälle von 3.11 ‰ zählt er zur Äschenregion und hat eine Einzugsgebietsgrösse von 9.7 km². 70 % der gesamten Bachlänge gehört zur ökomorphologischen Klasse 4.

Die revitalisierte Strecke befindet sich ausserhalb des Stadtgebietes von Stansstad zwischen der unteren und der oberen Säge und hat eine Länge von 100 m. Die Massnahmen wurden im Winterhalbjahr 2000/2001 ausgeführt. Es kam zu einer streckenweisen Ausdolung. Rechtsufrige

konnte sich ein breiter Gürtel aus Schilf und Makrophyten bilden. Durch diese positiven Veränderungen kann dieser Abschnitt heute zur ökomorphologischen Klasse 2 gezählt werden. In Tabelle 5 werden die genauen Lagen der Untersuchungsstrecken beschrieben und in Abbildung 8 dargestellt.

Tab. 5: Beschreibung der Lage der Untersuchungsstrecken des Mülibachs.

Streckentyp	Koordinaten Start	Streckenlänge (m)
revitalisiert	669 165/ 202 841	100
kanalisiert	670 005/ 202 290	150

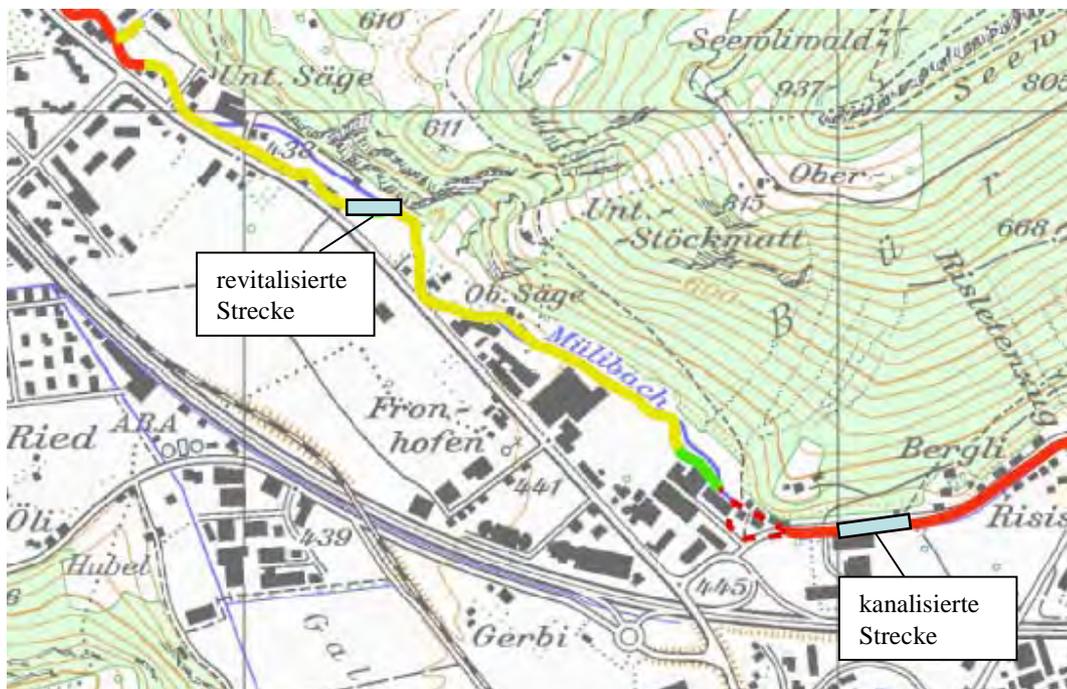


Abb. 8: Lage der Untersuchungsstrecken und ökomorphologische Daten des Mülibachs.

2.3.6 Sandbach (Kanton Obwalden)

Der Sandbach im Kanton Obwalden entspringt in einer Höhe von 760 m.ü.M. westlich von Kerns und mündet nach einem ca. 8 km langen Lauf nordöstlich von Sarnen auf 460 m.ü.M. in die Sarner Aa. Er weist somit eine Höhendifferenz von 300 m auf. Das Gefälle ist in seinem Verlauf unterschiedlich stark ausgeprägt. So befinden sich die grösseren Höhendifferenzen vor allem in seinem Oberlauf. Dazu kommt ein natürlicher Wasserfall von ca. 40 m unweit der Mündung. Im mittleren Flusslauf beläuft sich das durchschnittliche Gefälle auf ca. 20 ‰. Bei einer mittleren Breite von 2.50 m zählt der Sandbach somit zur Forellenregion. Das Einzugsgebiet hat eine Gesamtgröße von 12.6 km².

Der revitalisierte Abschnitt befindet sich in der Ebene des Grossrieds zwischen dem Dorf Kerns und dem Weiler Sand. Das Revitalisierungsprojekt wurde im Jahr 2000 durchgeführt und diente als ökologischer Ausgleich für die Neukonzessionierung des Kleinkraftwerks Wisserlen. Auf einer Länge von 440 m wurden die zur Ufersicherung vorhandenen Betonplatten entfernt, das Gerinne erweitert, die Sohlenpflasterung entnommen und für eine naturnahe Uferbestockung gesorgt. Zusätzlich wurde eine Kiessohle eingebracht, um Lebensraum für viele Gewässerlebewesen zu schaffen und die Fortpflanzung der Bachforelle zu ermöglichen. So konnte sich der Sandbach in diesem Abschnitt von einem monotonen Fliessgewässer ohne Bestockung zu einem dynamischen abwechslungsreichen Gewässer entwickeln. Diese positiven Veränderungen werden in der Anhebung der Ökomorphologiekategorie von 4 auf 2 deutlich.

In Tabelle 6 werden die genauen Lagen der Untersuchungsstrecken beschrieben und in Abbildung 9 dargestellt.

Tab. 6: Beschreibung der Lage der Untersuchungsstrecken des Sandbachs.

Streckentyp	Koordinaten Start	Streckenlänge (m)
revitalisiert	664 536/ 195 681	150
kanalisiert	664 975/ 195 802	150



Abb. 9: Lage der Untersuchungsstrecken und ökomorphologische Daten des Sandbachs.

2.3.7 Seewag (Kanton Luzern)

Die Seewag im Kanton Luzern ist ein Seeausfluss des Tuetenseeli nordöstlich von Wohlhusen. Nach einem Lauf von 9.6 km mündet sie nahe der nördlichen Gemeindegrenze bei Willisau in die Wigger. Sie hat eine Einzugsgebietsgrösse von 84.6 km².

Durch das Tal der Seewag führt neben der Kantonsstrasse nach Entlebuch auch die Bahnlinie Wolhusen-Langenthal. Neben einer hohen Siedlungsdichte sind in diesem Tal verschiedene Industrien angesiedelt. Durch diese starke Nutzung des Tals wird über 50% der Seewag in die ökomorphologische Klasse 3 eingestuft.

Dazu kommt eine heute noch hohe Belastung der Seewag mit Phosphor, was einerseits aus verbleibenden Einleitungen aus Abwässern (Siedlungsgebiete, Industriegebiet Kronospan), Einträge aus der Landwirtschaft (Drainageeinleitungen), aber überwiegend aus dem diffusen Eintrag der Landwirtschaft resultiert (EBP-WSB-Agrofutura 2005).

Der Revitalisierungsmassnahme auf einer Gesamtlänge von 400 m wurde im Winter 1999/2000 realisiert. Sie beginnt 600 m oberhalb der Mündung in die Wigger. Der Seewag wurde ein breiter Uferraum zur Verfügung gestellt, in welchem es zu mehreren umspülten Inseln kam. Die Aue wurde mit einheimischen Gehölzen bestockt, sodass man heute eine dichte typische Auenvegetation vorfindet.

In Tabelle 7 werden die genauen Lagen der Untersuchungsstrecken beschrieben und in Abbildung 10 dargestellt.

Tab. 7: Beschreibung der Lage der Untersuchungsstäche der Seewag.

Streckentyp	Koordinaten Start	Streckenlänge (m)
revitalisiert	642 820/ 219 015	200
kanalisiert	643 919/ 216 369	150



Abb. 10: Lage der Untersuchungsstrecken und ökomorphologische Daten der Seewag.

2.3.8 Laveggio (Kanton Tessin)

Der Laveggio im Kanton Tessin hat seine Quelle südlich von Stabio. Auf seinem 12.2 km langen Verlauf wird er von zahlreichen kleinen Zubringern gespeist. Bei einer mittleren Breite im unteren Verlauf von 6 m und einem Gefälle von 10 ‰ zählt der Laveggio zur Forellenregion bei einer Einzugsgebietsgrösse von 39.9 km². Der gemessene Abfluss der kanalisierten Strecke betrug 145 l/sec. Trotz der hohen Siedlungsdichte in dieser Region können im oberen Verlauf natürliche und naturnahe Strecken gefunden werden. Allerdings sind die letzten 2.5 km, bevor er bei Capolago in den Luganer See mündet, der Klasse 4 zuzurechnen.

In diesem Bereich wurde im Jahre 2005 eine 350 m lange Teilstrecke revitalisiert. Hier befand sich eine durchgehende Pflasterung der Sohle, wie sie noch heute im oberhalb gelegenen kanalisierten Abschnitt zu finden ist. Am rechtsseitigen Ufer wurde die harte Uferverbauung nicht entfernt, da sie gleichzeitig zur Sicherung des oberhalb verlaufenden Fuss- und Radweges dient. Linksufrig kam es zu alternativen Ufersicherungen mit Faschinen, Uferpfahlwänden und Blockwurf, wodurch sich eine dichte Vegetation ausbilden konnte. Das zusätzliche Einbringen von grossen Steinblöcken innerhalb des Baches fördert in diesem Abschnitt das abwechslungsreiche Strömungsregime und somit die Ausbildung von Fischunterständen.

In Tabelle 8 werden die genauen Lagen der Untersuchungsstrecken beschrieben und in Abbildung 11 dargestellt.

Tab. 8: Beschreibung der Lage der Untersuchungsstrecken des Laveggio.

Streckentyp	Koordinaten Start	Streckenlänge (m)
revitalisiert	719 400/ 083 035	66
kanalisiert	719 610/ 082 681	100

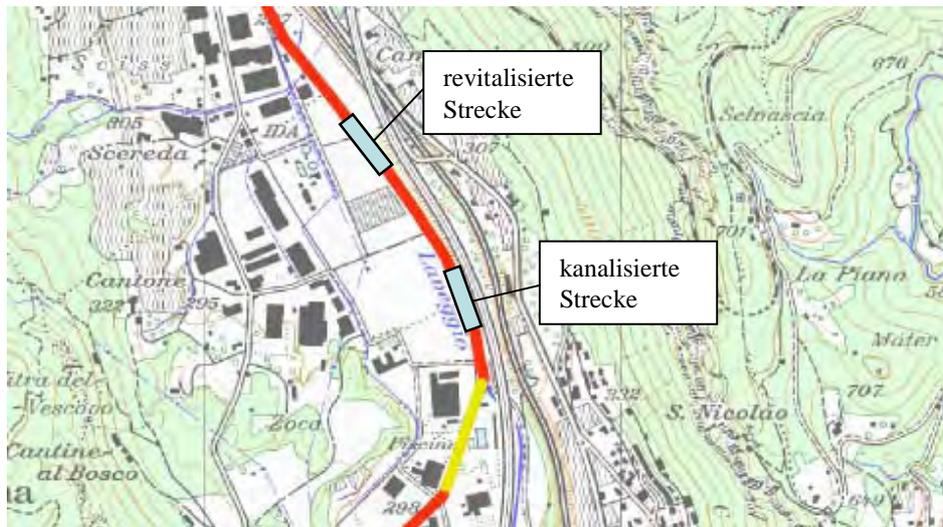


Abb. 11: Lage der Untersuchungsstrecken und ökomorphologische Daten des Laveggio.

2.3.9 Vordere Frenke (Kanton Basel Land)

Die Vordere Frenke im Kanton Basel Land entspringt westlich von Langenbruck am Oberen Hauenstein in einer Höhe von 820 m.ü.M. und mündet nach 16.5 km bei Bubendorf. In die Frenke. Mit einer Höhendifferenz von 470 m, einem daraus resultierenden grossen durchschnittlichen Gefälle (28.5 ‰) und einer mittleren Breite von 1.20 bis 5.0 m zählt die Vordere Frenke zur Forellenregion. Der gemessene Abfluss betrug in der revitalisierten Strecke 321 l/sec und der kanalisiertem Strecke 281 l/sec. Das schmale Tal ist bis auf den Oberlauf durchgehend stark besiedelt. Zu den Siedlungen kommt neben der stark frequentierten Kantonsstrasse auch die Bahnlinie Liestal-Waldenburg. Diese intensive Umlandnutzung führt dazu, dass rund. 45 % der Vorderen Frenke zur ökomorphologischen Klasse 4 gezählt wird und rund 24 % zur Klasse 3.

Die Revitalisierungsmassnahme im Stadtgebiet Waldenburg wurde auf einer Länge von 1'200 m im Jahre 2004 durchgeführt. Da der Böschungsfuss im Stadtgebiet durchgehend betonierte und von Strassen und Gebäuden umgeben ist, gibt es hier keine Möglichkeit, dem Bach mehr Raum zu geben. Daher wurde in diesem Abschnitt die Sohle revitalisiert, wodurch eine gewisse

Tiefenvariabilität entstand. Durch die daraus resultierenden unterschiedlichen Strömungsverhältnisse konnten sich zwischen den Sohlschwellen Kiesbänke entwickeln, die für die Fortpflanzung der Bachforelle obligatorisch sind.

In Tabelle 9 werden die genauen Lagen der Untersuchungsstrecken beschrieben und in Abbildung 12 dargestellt.

Tab. 9: Beschreibung der Lage der Untersuchungsstrecken des Laveggio.

Streckentyp	Koordinaten Start	Streckenlänge (m)
revitalisiert	623 277/ 247 862	124
kanalisiert	623 249/ 247 209	140

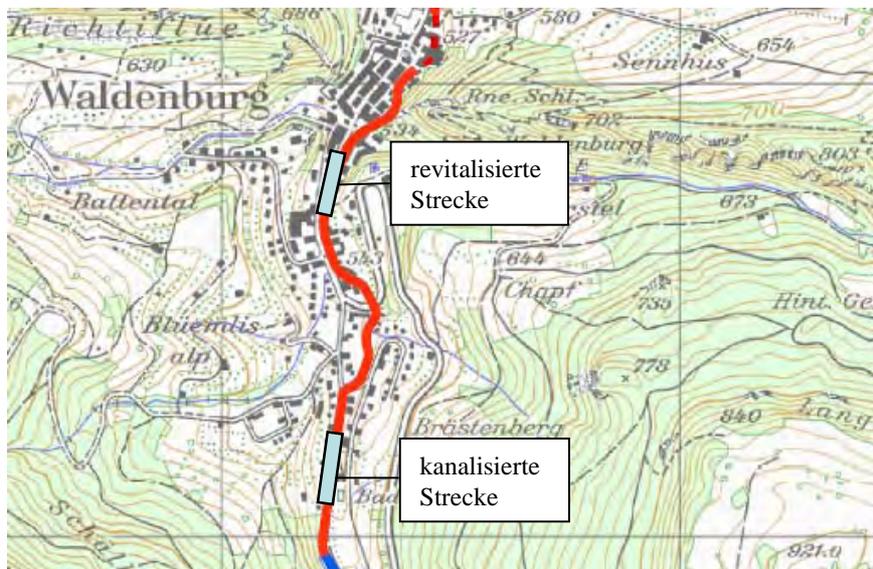


Abb. 12: Lage der Untersuchungsstrecken und ökomorphologische Daten der Vorderen Frenke.

2.3.10 Walenbrunnen (Kanton Uri)

Der Walenbrunnen ist ein grundwasserbeeinflusster Bach. Nach einem 3 km langen Lauf mündet er im südlich von Schattdorf gelegenen Industriegebiet in die Stille Rüss. Mit einer mittleren Breite von 4.5 m und einem Gefälle von 3.5 ‰ gehört er zur Äschenregion.

Durch verschiedene Revitalisierungsmassnahmen konnten die ersten 800 m von der Mündung um eine ökomorphologische Klasse verbessert werden und haben aktuell den Wert 3. Auf dieser Länge wurde im Jahre 2007 die harte Uferverbauung entfernt und dem Bach die Möglichkeit gegeben, sich von seiner geraden Linienführung zu lösen. Zusätzlich wurden Fischunterstände gebaut, welche mit Längen von 4 m und Tiefen bis zu 1.50 m grosse Schutzflächen darstellen.

Im weiteren Verlauf wurden im Jahre 2008 auf einer Gesamtlänge von zusätzlich 1 km weitere Revitalisierungsmassnahmen durchgeführt.

Die restliche Strecke bis zur Eindolung befindet sich noch im kanalisierten Zustand und wird daher weiterhin der ökomorphologischen Klasse 4 zugerechnet.

In Tabelle 10 werden die genauen Lagen der Untersuchungsstrecken beschrieben und in Abbildung 13 dargestellt.



Tab. 10: Beschreibung der Lage der Untersuchungsstrecken des Walenbrunnens.

Streckentyp	Koordinaten Start	Streckenlänge (m)
revitalisiert	691 976/ 189 698	150
kanalisiert	691 925/ 188 206	150

Abb. 13: Lage der Untersuchungsstrecken und ökomorphologische Daten des Walenbrunnens.

2.4 Datenerhebung

Um die Veränderungen zwischen den kanalisierten und revitalisierten Strecken beurteilen zu können, wurden in allen Untersuchungsstrecken biotische und abiotische Daten erhoben.

Zu den biotisch erhobenen Daten zählen:

- 1) die Anzahl der Fischarten
- 2) die Anzahl der Individuen pro Hektar und
- 3) die Gesamtfischbiomasse.

Diese Daten wurden mit Hilfe von quantitativen Abfischungen nach der Removal-Methode von De Lury (1947) erhoben. Bei dieser Methode wird die Untersuchungsstrecke jeweils am oberen und unteren Ende mit Hilfe von Sperrnetzen abgegrenzt. Die Absperrungen verhindern einerseits das Entweichen der Fische aus der Teststrecke, welche durch die Scheuchwirkung der Anode verursacht werden kann, sowie die Einwanderung von Individuen in die Teststrecke. Es wurde jeweils mit drei (in Ausnahmefällen in zwei) Durchgängen gefischt. Die Fische wurden für jeden Durchgang separat gehältert. Nach dem letzten Durchgang wurden sie zwecks Artbestimmung, Längenmessung und Wägung mit Nelkenöl im Verhältnis Nelkenöl/Ethanol/Wasser: 1ml/20ml/30l betäubt. Nachdem sie sich in einem weiteren Behälter ausreichend erholt hatten, wurden sie wieder in die Teststrecken zurückgesetzt. Alle Befischungen wurden mit dem Generator EFKO 8kW (150-300/300-600V) durchgeführt.

Da auch durch mehrmaliges Befischen der Teststrecken nicht alle Individuen gefangen werden, wurden die Populationsgrößen mit Hilfe des Programms Mikrofish 3.0 berechnet. Auf Grundlage der prozentualen Abnahme der gefangenen Fische von Durchgang zu Durchgang wird so die tatsächliche Populationsgröße einer Art kalkuliert.

Zu den abiotisch erhobenen Daten zählen:

- 1) Querprofile (benetzte Breite und Tiefenmessungen)
- 2) Fliessgeschwindigkeit
- 3) Korngrößenverteilung Substrat
- 4) Fischunterstände (Mikrohabitate)
- 5) Sohlenstruktur (Makrohabitate)

- 6) Beschattung
- 7) Totholz
- 8) innere und äussere Kolmation
- 9) Beschaffenheit und Form des Ufers
- 10) Temperatur
- 11) Abfluss

Querprofile:

In jeder Teilstrecke wurden in regelmässigen Abständen Querprofile aufgenommen. In Abhängigkeit von der Länge der Teststrecke in Abständen von 5 bzw. 8 m. Hierbei wurden neben der benetzten Breite (Indikator Nr. 15, Schweizer, S., aus Woolsey et al. 2005) regelmässige Tiefenmessungen in Abständen von 30 cm vorgenommen. Dies ist eine effektive Methode, um die morphologische Heterogenität eines Fliessgewässers beschreiben zu können. Dass ein positiver Zusammenhang zwischen der Varianz der maximalen Tiefe und der Diversität der Fischfauna besteht, wurde bereits durch Jungwirth (1984) gezeigt. Zusätzlich bedingt eine gewisse Breiten- und Tiefenvariabilität abwechslungsreichere Strömungsverhältnisse. Schon in frühen Arbeiten konnte der positive Zusammenhang zwischen Veränderungen in den Strömungsverhältnissen und der qualitativen Zusammensetzung der Makroinvertebratenfauna aufgezeigt werden (Ambühl 1959).

Fliessgeschwindigkeit:

In jeweils 5 Querprofilen je Teststrecke wurde bei den Tiefenmessungen die mittlere Fliessgeschwindigkeit gemessen (Indikator Nr. 16, Schweizer, S. aus Woolsey et al. 2005). Dies erfolgte mit dem Flügelmesser uP-Flowtherm 11/96 von Hötsch Instruments. Sie erfolgte jeweils bei mittlerer Niederwasserführung.

Das Vorhandensein unterschiedlicher Fliessgeschwindigkeiten ist unter anderem eine wichtige Voraussetzung für das Auftreten verschiedener Arten und Alterstrukturen (Pretty et al. 2003). Die

am besten untersuchte Fischart, bezogen auf die Fließgeschwindigkeit ist die Bachforelle. So ist bekannt, dass vor allem die adulten Tiere Zonen mit langsam fließendem Wasser aufsuchen, wobei die Jungtiere flacheres Gewässer und damit höhere Fließgeschwindigkeiten bevorzugen (Elliott 1994).

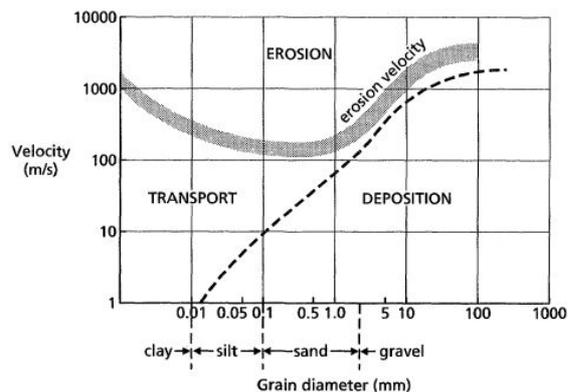


Abb. 14: Hjulström-Diagramm

(www.achoye.wordpress.com, 18.02.2010).

In direktem Zusammenhang mit der Fließgeschwindigkeit steht die Korngrößenverteilung des Substrates. Durch die Höhe der Fließgeschwindigkeit wird bestimmt, ob sich Partikel ablagern, transportiert oder erodiert werden. Dieser Zusammenhang wird durch das Hjulström-Diagramm dargestellt (siehe Abb. 14).

Korngrößenverteilung Substrat:

Die Korngrößenverteilung des Substrates wurde mit der Linienzahlanalyse nach Fehr (1987) aufgenommen. Zur Erhebung wird ein Metallstab von 2 m Länge in Fließrichtung auf das Substrat gelegt. Nun werden alle Steine, welche diesen Stab berühren, vermessen. Bei nicht runden Steinen dient als Grundlage die mittlere Achse.



Abb. 15: Aufnahme der Korngrößen mit Hilfe des Guckrohrs.

Dies ist die gedachte Achse, bei welcher der Stein durch eine entsprechende Maschengrösse fallen würde. Ab einer Mindestgrösse von 1 cm werden die jeweiligen Steine in 1-cm-Fractionen unterteilt. Es müssen mindestens 150 Steine vermessen werden, um eine repräsentative Aussage treffen zu können. Zur Erleichterung der Aufnahme in überspülten Bereichen wurde ein Guckrohr verwendet (siehe Abb. 15).

Fischunterstände (Mikrohabitate):

In dieser Arbeit wurden folgende Fischunterstandstypen unterschieden (abgewandelt aus Indikator Nr. 11, Peter, A., aus Woolsey et al. 2005):

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

Die jeweiligen Strukturen wurden vermessen, um sie als prozentualen Anteil an der Gesamtfläche ausdrücken zu können.

Unter Fischunterständen werden kleinräumige homogene Strukturen in einer Grössendimension von wenigen Dezimeter bis Metern verstanden, die den Fischen als Versteck und Ruheplatz dienen. Das Vorhandsein von Fischunterständen wird für die Wiederbesiedlung von revitalisierten Strecken oft als der wichtigste Grund angesehen (Bond & Lake 2003), auch wenn

bekannt ist, dass dies nicht getrennt von anderen Faktoren, wie z.B. Ausbreitungspotential einer Art oder das Einbringen von nicht einheimischen Arten, betrachtet werden kann.

Sohlenstruktur:

Die Aufnahme der Sohlenstruktur erfolgte nach einer vereinfachten Einteilung nach Bisson et al. (1982).

Es wurden folgende drei Strukturtypen unterschieden:

- Pool
- Riffle
- Glide

Die Strukturen wurden jeweils vermessen, um sie als prozentualen Anteil an der Gesamtfläche auszudrücken zu können.

Die Ausgestaltung eines Fließgewässers mit den jeweiligen Makrohabitaten lässt eine gute Beurteilung bezüglich ihrer Vielgestaltigkeit zu. Diese ist wichtig, da Fische im Laufe ihres Lebenszyklus auf verschiedene Habitate angewiesen sind. So beschrieb Elliott (1994) für die Bachforelle, dass adulte Tiere vor allem tiefere Stellen und Juvenile eher seichteres Wasser bevorzugen.

Beschattung:

In jeder Teststrecke wurde der prozentuale Anteil der Beschattung durch die Ufervegetation geschätzt. Dabei wurde der Teil der Gewässeroberfläche berücksichtigt, welcher bei einem Sonnenstand im Zenit beschattet werden würde.

Die Beschattung der Bachläufe durch die Ufervegetation verändert sich natürlicherweise im Bachverlauf. So sind hohe Beschattungsraten vor allem im Oberlauf zu finden und nehmen unter anderem durch die Verbreiterung der Fließgewässer zum Potamal hin ab. Neben der Funktion der Beschattung, und damit der Abdämpfung der Sonneneinstrahlung (Li et al. 1994), hat die

Ufervegetation vor allem im Oberlauf die wichtige Aufgabe, Nährstoffe in das Gewässersystem zu bringen (allochthone Zufuhr). Dazu dienen die Wurzeln den Fischen als hervorragender Unterstandstyp (Jungwirth et al. 2003).

Totholz:

Bei der Aufnahme des Totholzes wurden nur Stücke berücksichtigt, welche eine Mindestlänge von 1 m und einen Mindestdurchschnitt von 10 cm aufwiesen (Indikator Nr. 26, Capelli, F., aus Woolsey et al. 2005). Die Berechnung des Volumens erfolgte mit folgender Formel:

$$V = u^2 * l / 4\pi \quad (\text{mit: } V = \text{Volumen; } u = \text{Umfang; } l = \text{Länge})$$

Waren Totholzansammlungen vorhanden, welche aus mindestens drei solcher Stücke bestanden, wurde das Gesamtvolumen vermessen. Zur Berechnung des tatsächlichen Volumens wurde das Gesamtvolumen mit dem Faktor 10 % korrigiert, da Luft 90 % des Volumens beträgt (Thevenet et al. 1998).

Totholz ist ein sehr wichtiges Strukturelement und wird vermehrt in Revitalisierungsprojekten eingesetzt. Da es auch Gefahren hervorrufen kann, wenn es durch Hochwasserereignisse zum Abtransport kommt und so Bauwerke wie Brücken beschädigen werden oder es durch Verstopfung zu Wasserrückstau kommen kann, gibt es bereits gute Erfahrung zur Fixierung im gewässerbaulichen Ingenieurwesen (Kail et al. 2007).

Innere und äussere Kolmation:

Die innere und äussere Kolmation wurde nach der Methode von Schälchli (2002) aufgenommen. Zur Bewertung der inneren Kolmation wird auf Kiesbänken die oberste Deckschicht entfernt, um so den Porenzwischenraum sichtbar zu machen. Die Einteilung in einer der fünf Klassen findet nach den Kriterien in Abbildung 16 statt.

Klasse	Bewertung	Indikatoren Substrat und Lückenraum unter der Deckschicht
1	Keine Kolmation	Substrat grobkörnig (Steine, Kies) Nur wenig Sand- und keine kohäsiven Ablagerungen Lückenraum dominant grobporig
2	Schwache Kolmation	Substrat locker und breit abgestuft (Steine, Kies, Sand) Keine kohäsiven Ablagerungen sichtbar (Silt, Ton) Lückenraum grob- bis feinporig
3	Mittlere Kolmation	Substrat leicht verfestigt Kontaktfläche etwa 1/4 mit kohäsiven Feinpartikeln verfüllt, übrige Kontaktfläche v.a. Sand, aber auch Kies und Steine) Lückenraum zu 3/4 feinporig, bei kohäsiven Ablagerungen keine Poren sichtbar
4	Starke Kolmation	Substrat deutlich verfestigt Kontaktfläche etwa zur Hälfte mit kohäsiven Feinpartikeln verfüllt, übrige Kontaktfläche vorwiegend Sand Örtlich noch feinporiger Lückenraum sichtbar
5	Vollständige Kolmation	Substrat stark verfestigt Kontaktfläche praktisch flächendeckend mit kohäsiven Feinpartikeln verfüllt Kein Lückenraum sichtbar

Abb. 16: 5stufige Bewertungsskala der inneren Kolmation mit den massgebenden Indikatoren (aus Schälchli, 2002).

Waren keine Kiesbänke oder trockenen Uferbereiche vorhanden, wurde die Bewertung ersatzweise mit der „Stiefelprobe“ durchgeführt. Dazu wird mit der Stiefelspitze das Substrat gelockert und je nach Kraftaufwand kann so eine Kategorisierung in eine der fünf Klassen vorgenommen werden.

Die äussere Kolmation wurde als Deckungsgrad der Sohle mit Feinsediment geschätzt (d.h. der prozentuale Anteil). Bolliet et al (2005) fanden heraus, dass es zu keiner Reduktion in der Biomasse kam (Bolliet et al. 2005; Potyondy & Sylte 2008).

Die Kolmation der Gewässersohle, d.h. die Verstopfung des Interstitials mit Feinsediment, hat weitreichende Folgen und wichtige ökologische Prozesse werden verhindert. Neben der

Verfestigung des Substrats kommt es zu einer Reduktion der Sauerstoffzufuhr in die Gewässersohle. So wird den benthischen Makroinvertebraten ein wichtiges Habitat genommen und der Entwicklung der Fischeier fehlt neben dem notwendigen Sauerstoff auch die kontinuierliche Versorgung mit Frischwasser zur Eliminierung der Stoffwechselprodukte.

Beschaffenheit und Form des Ufers:

Zur Charakterisierung der Beschaffenheit und Form des Ufers wurden die Nutzungsart des Umlandes inklusive der Distanz zum Gewässer, die Sohlenbreite, die Form der Böschung und die Ufervegetation aufgenommen (Indikator Nr. 42, Woolsey, S., aus Woolsey et al. 2005). Mit diesen Daten konnte eine Beurteilung bezüglich des Natürlichkeitsgrades vorgenommen werden.

Die Umlandnutzung hat einen grossen Einfluss auf die Fliessgewässer. Vor allem in intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten kommt es durch die Bodenbearbeitung zu einem erhöhten Eintrag von Feinsediment, was eine verstärkte Kolmation der Gewässersohle hervorrufen kann. Zudem kann durch diffuse Einträge aus Düngemitteln die Wasserqualität negativ verändert werden. In Siedlungsgebieten mit versiegelten Oberflächen wie Strassen werden bei Niederschlagsereignissen ebenfalls Partikel eingeschwemmt. Um dies zu vermeiden, ist eine natürliche, extensive Nutzung des direkten Umlandes anzustreben.

Temperatur:

Aus zeitlichen Gründen konnten in nur 4 Bächen die Temperaturen aufgenommen werden. Es wurde jeweils ein Temperaturlogger in die kanalisierte und revitalisierte Strecke gesetzt, welche im Zeitraum Ende September bis Mitte Dezember die Temperaturen stündlich registrierten.

Die Temperatur ist, vor allem für Fische als wechselwarme (poikilotherme) Wirbeltiere, von entscheidender Bedeutung. Jede Art erträgt ein für sie individuelles Spektrum einer Temperaturamplitude (Küttel et al. 2002). Erhöhte Temperaturen müssen nicht zwangsläufig letal

wirken, doch kann die Fitness der Fische derart leiden, dass sie anfälliger für Krankheiten werden. Dies konnte bereits für die Fischkrankheit PKD (proliferate Nierenkrankheit, engl. Proliferate Kidney Disease) bestätigt werden, da höhere Wassertemperaturen mit einem gehäuften Aufkommen dieser Krankheit in Zusammenhang gebracht werden können (Gerster S. 2006).

Abfluss:

Die Abflussmessungen wurden mit der Tracerverdünnungsmethode durchgeführt. Als Tracer wurde Kochsalz verwendet, da sich die Salzkonzentration auf Basis der elektrischen Leitfähigkeit einfach messen lässt. Für jede Teststrecke wurde 2 kg Salz in 30 l Wasser vollständig gelöst. Diese Salzlösung wurde einmalig in die Hauptströmung des Baches gebracht. Gleichzeitig wurde mit der 50 m flussabwärts liegenden Sonde mit der Messung des Salzgehaltes begonnen. Durch die Zu- und Abnahme des Salzgehaltes wurde der aktuelle Abfluss mit dem Gerät SALINOMADD der Firma Etrelec Règis Berthouzo (Renens, Schweiz) berechnet.

2.5 Datenauswertung

Die Datenauswertung erfolgte in zwei Schritten. Zuerst wurde für jeden Bach getrennt eine Bewertung des Erfolges gemäß des „Handbuches für die Erfolgskontrolle von Fliessgewässerrevitalisierungen“ durchgeführt. Im zweiten Schritt wurden die erhobenen Daten mittels klassischer statistischer Tests analysiert.

Zur Durchführung der Erfolgskontrolle mussten die Daten zunächst standardisiert werden, da sie unterschiedliche Strukturen sowie Einheiten aufweisen. Die Methoden zu den jeweiligen Standardisierungen sind für jeden Indikator einzeln beschrieben und unter www.rivermanagement.ch zu finden. So konnte durch Gegenüberstellungen der kanalisierten und revitalisierten Strecken das Ausmass des Erfolges ermittelt werden (siehe Abb. 17). Wobei in dieser Arbeit aufgrund des space-for-time-Ansatzes als „Wert vor Eingriff“ die Daten der kanalisierten Strecken und der „Wert nach Eingriff“ die Daten der revitalisierten Strecken verwendet wurden.

Für die beiden Indikatoren Nr. 9 Artenvorkommen und –häufigkeit und Nr. 11 Unterstände und Strukturen waren zur Bewertung natürliche Referenzen notwendig. Aufgrund des Fehlens von natürlichen Referenzstrecken innerhalb der Bäche, sowie nur vereinzelt vorliegenden Daten von vor den Revitalisierungen, wurden theoretische Referenzen erstellt. Zum Zwecke der Vereinheitlichung wurden diese theoretischen Referenzen für alle Bäche gebildet. Als Basis dienten Erfahrungswerte von ähnlichen Bachtypen.

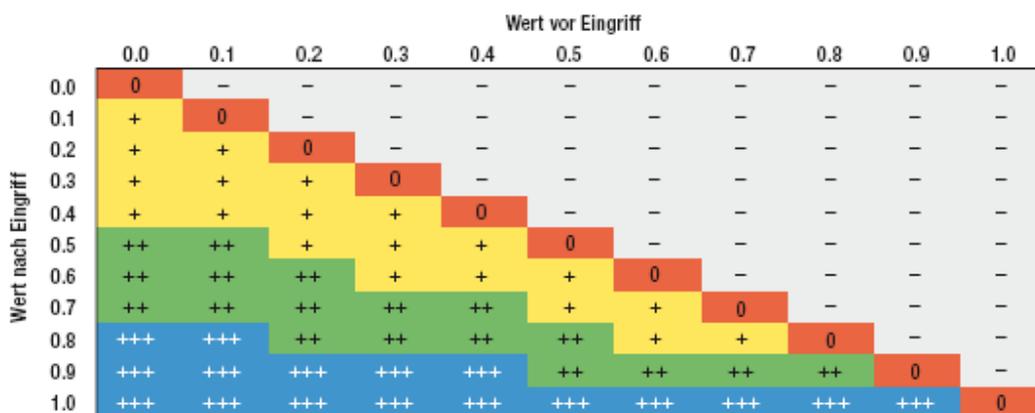


Abb. 17: Vergleichsmatrix zur Gegenüberstellung der standardisierten Indikatorenwerte (aus Woolsey et al. 2005).

Für die Gesamtbeurteilung des Erfolges wurde die Excel-Vorlage „Auswahl und Bewertung“ aus Woolsey et al. (2005) benutzt. Hierzu wurden fünf Projektziele aus Umwelt und Ökologie festgelegt („morphologische und hydraulische Variabilität“, „naturnahes Temperaturregime“, „longitudinale Vernetzung“, „laterale Vernetzung“ und „naturnahe Diversität und Abundanz Fauna“). Zunächst wurde jedes Projektziel einzeln bewertet, indem alle direkten und indirekten Indikatoren herangezogen wurden (siehe Tab. 11). Nach Auswertung der Projektziele konnte ein Gesamtergebnis für den Bereich Umwelt und Ökologie gezogen werden.

Tab. 11: Indikatoren als direkte (▲) oder indirekte (●) Messgrößen zur Bewertung der Projektziele.

Indikator	morphologische und hydraulische Variabilität	naturnahes Temperaturregime	longitudinale Vernetzung	laterale Vernetzung	naturnahe Diversität und Abundanz Fauna
Nr. 8 Alterstruktur von Fischpopulationen	●		●	●	▲
Nr. 9 Artenvorkommen und -häufigkeit	●	●	●		▲
Nr. 11 Unterstände und Strukturen	●			●	●
Nr. 15 Quantitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität	▲			▲	
Nr. 16 Variabilität der Fliessgeschwindigkeiten	▲				●
Nr. 17 Variabilität der maximalen Abflusstiefe	▲				●
Nr. 26 Quantität von Totholz				●	
Nr. 36 Sohlenstruktur	▲		●	●	●
Nr. 42 Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches	▲	●		●	●

Im zweiten Schritt wurden die Daten zunächst durch logarithmische Transformationen für die statistischen Tests vorbereitet. Der anschliessende Kolmogorov-Smirnoff-Test ergab, dass alle Datensätze normal verteilt sind. Neben einfachen linearen Regressionen zwischen den abhängigen und unabhängigen Variablen wurden zusätzlich multiple lineare Regressionen durchgeführt. Ziel dieser Tests war es, diejenigen Parameter zu ermitteln, welche einen

entscheidenden Einfluss auf die Fischbestände haben. Zur Analyse wurde das Programm SPSS 17.0 verwendet.

Da die statistischen Tests der Hypothesen mit den „halben“ Datensätzen (aufgeteilt nach revitalisiert und kanalisiert) der Indikatoren durchgeführt wurden, wurden die Verteilungen erneut überprüft und der anschliessende Test für parametrische bzw. nicht-parametrische Test angepasst.

3 Ergebnisse

3.1 Erfolgskontrollen

Das Gesamtergebnis zeigt, dass jede Revitalisierungsmassnahme einen ökologischen Erfolg aufweist.

Da die Gründe für jeden Bach unterschiedlich ausfallen, werden die Bewertungen der einzelnen Indikatoren in Tabelle 12 dargestellt. Es wurden 7 Bäche mit einem kleinen Erfolg und 3 Bäche mit einem mittleren Erfolg bewertet (siehe Tab. 13).

Tab. 12: Ergebnisse der Einzelbewertungen der Indikatoren je Bach.

Bachname	Altersstruktur von Fischpopulationen	Artenvorkommen und -häufigkeit	Unterstände und Strukturen	Wasserspiegelbreitenvariabilität	Variabilität der Fließgeschwindigkeit	Variabilität der maximalen Abflusstiefe	Quantität von Totholz	Sohlenstruktur	Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches
Esche (FL)	+	+	+	+	++	+	+	+	++
Mölibach (FL)	0	+	0	+	+	+	+++	+	++
Scheidgraben oben (NW)	-	+	-	+	+	0	0	+	+
Scheidgraben unten (NW)	-	++	-	0	++	+	0	++	+
Rotigraben (NW)	++	++	++	+	+++	+	0	++	++
Mülibach (NW)	-	-	0	+	-	+	0	++	++
Sandbach (OW)	++	++	++	+		+		++	++
Seewag (LU)	+	++	++	+		+	0	++	++
Laveggio (TI)	+	++	+++	++	+++	+	+	++	+
Vordere Frenke (BL)	++	++	+++	-		-	0	+	0
Walnbrunnen (UR)	+	++	0	+		0	++	+	0

Tab. 13: Gesamtergebnis der Erfolgskontrollen.

Bachname	Revitalisierungserfolg
Esche (FL)	kleiner Erfolg
Mölibach (FL)	kleiner Erfolg
Scheidgraben (NW)	kleiner Erfolg
Rotigraben (NW)	mittlerer Erfolg
Mülibach (NW)	kleiner Erfolg
Sandbach (OW)	mittlerer Erfolg
Seewag (LU)	kleiner Erfolg
Laveggio (TI)	mittlerer Erfolg
Vordere Frenke (BL)	kleiner Erfolg
Walenbrunnen (UR)	kleiner Erfolg

Da die massgebenden Gründe von Bach zu Bach unterschiedlich sind, werden sie nun im Einzelnen dargestellt. Dazu wird jeweils auf die abiotischen sowie biotischen Faktoren eingegangen und eine kurze Zusammenfassung gegeben. Die Diversitätsindizes wurden alle nach folgender Formel von Shannon-Wiener berechnet:

$$H = - \sum p_i * \log (p_i) \text{ mit } p_i = N_i / N \quad (\text{nach Shannon, 1948})$$

Der Shannon-Wiener Index wurde gewählt, da er auf selten vorkommende Arten am sensitivsten reagiert, und dies für die vorliegenden Fragestellungen von Bedeutung ist. Im Gegensatz dazu reagiert der Diversitätsindex von Simpson sensibel auf die häufig vorkommenden Arten (Krebs 1999).

3.1.1 Esche (Fürstentum Liechtenstein)

Die Esche wurde in der Gesamtbeurteilung mit einem kleinen Erfolg bewertet.



Abb. 18: Die revitalisierte Strecke (links) und kanalisierte Strecke (rechts) der Esche.

Abiotische Werte:

Wie aus der Tabelle 14 ersichtlich, weist die Esche in ihrem revitalisierten Abschnitt eine grössere morphologische Vielfalt auf. Bei Betrachtung der Breite ist der revitalisierte Abschnitt im Mittel schmaler, weist aber eine grössere Variabilität als die kanalisierte Strecke auf, welches durch die höheren Variationskoeffizienten sowie Varianzen deutlich wird. Die grössten Unterschiede sind bei der maximalen Tiefe zu finden. Die Eintönigkeit der Tiefenvariabilität des Kanals wird durch die niedrige Varianz beschrieben. Dagegen findet man in dem revitalisierten Abschnitt Tiefen bis zu 70 cm.

Das Vorkommen von Fischunterständen ist in beiden Strecken recht gering (siehe Abb. 19). Sie machen lediglich 6.7 % (kanalisiert) und 13.78 % (revitalisiert) der Gesamtflächen aus. Im kanalisiertem Teil findet man fast ausschliesslich Wasserpflanzen als Strukturbildner. Die überhängende Vegetation besteht aus Gras, in Bereichen, wo das Ufer betoniert ist. Im revitalisierten Abschnitt dagegen ist nicht nur der vorkommende Pool von Bedeutung, sondern durch die reiche Uferbestockung findet man hier auch Wurzelstrukturen, die besonders hohe Schutzfunktionen aufweisen.

Die mittleren Fliessgeschwindigkeiten unterscheiden sich in den beiden Strecken nicht. Doch durch die grössere Heterogenität in der Breite und den Tiefen resultiert eine grosse Varianz in der revitalisierten Strecke mit 100 gegen über nur 6 im Kanal.

Die Beschattung des Kanals ist mit 31 % fast viermal so hoch. Der ursprüngliche Lauf der revitalisierten Strecke glich dem der kanalisierten Strecke. Durch den heutigen mäandrierenden Verlauf fliesst ein Grossteil der Strecke entfernt der linksufrigen Bestockung, wodurch es hier zu einer geringeren Beschattung kommt.

Das Substrat konnte nicht aufgenommen werden, da in beiden Strecken eine annähernd 100%tige äussere Kolmation vorliegt.

Die gemessenen Temperaturwerte befinden sich im Anhang.

Tab. 14: Morphometrische Daten, Fischunterstände, Fliessgeschwindigkeit und Beschattung der kanalisierten und revitalisierten Strecke der Esche.

	kanalisiert	revitalisiert
Länge (m)	150	130
Fläche (m ²)	236	361
mittlere Breite (cm)	257	228
VC mittlere Breite	10.3	21.2
Varianz mittlere Breite	697	2339
mittlere Tiefe (cm)	17	22
VC mittlere Tiefe	52.8	64.1
Varianz mittlere Tiefe	79	198
max. Tiefe (cm)	29	70
VC max. Tiefe	11.1	37.8
Varianz max. Tiefe	10	160
Fischunterstände (%)	6.7	14.2
Diversität Fischunterstände	0.299	0.748
mittlere Fliessgeschwindigkeit (cm/sec)	0.06	0.06
VC Fliessgeschwindigkeit	6.0	100.0
Beschattung (%)	31	8

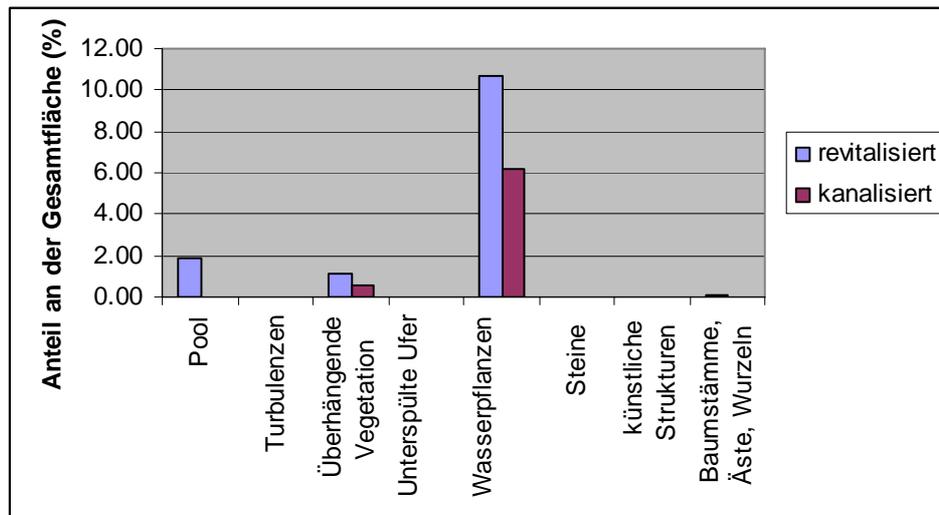


Abb. 19: Prozentuale Verteilung der Fischunterstände der revitalisierten und kanalisierten Strecke der Esche.

Fischdaten:

Zwischen den Strecken gibt es grosse Unterschiede in der Fischfauna. So befinden sich in der revitalisierten Strecke 8 Arten, hingegen in der kanalisierten Strecke nur 2 (siehe Tab. 15). Aber nicht nur die Anzahl ist extrem verschieden, sondern vor allem die Artenzusammensetzung (siehe Tab. 16). Im Kanal besteht die Fauna aus Elritzen und Stichlingen. Aufgrund des massenhaften Vorkommens und des geringen Gewichtes dieser kleinwüchsigen Arten wurde auf eine Wägung verzichtet. Daher resultiert für den Kanal eine höhere Fischdichte bei verschwindend geringer Biomasse. In der Revitalisierung dominieren die Stichlinge mit 63.2 %. Elritzen haben ebenfalls einen hohen Anteil mit 10.3 %. Alet, Hecht, Moderlieschen und Schmerle sind nur durch wenige Exemplare vertreten. Salmoniden sind mit einem Anteil von 15.8 % ausschliesslich durch die Regenbogenforelle vertreten, bei welchen die Altersklasse der Junvenilen mit 73.9 % dominiert.

Tab. 15: Anzahl Arten, Diversitätsindex, Gesamtfischbestand und Biomasse der revitalisierten und kanalisierten Strecke der Esche.

	revitalisiert	kanalisiert
Anzahl Arten	8	2
Diversität	1.213	0.683
Gesamtfischbestand (Ind/ha)	17681	23185
Biomasse (kg/ha)	168.74	0

Tab. 16: Absolute und relative Häufigkeit der Arten der revitalisierten und kanalisierten Strecke der Esche.

Art	Anzahl absolut		relativer Anteil (%)	
	revitalisiert	kanalisiert	revitalisiert	kanalisiert
Alet	4		1.4	
Elritze	30	136	10.3	42.8
Giebel	12		4.1	
Hecht	3		1.0	
Moderlieschen	6		2.1	
Regenbogenforelle	46		15.8	
Schmerle	6		2.1	
Stichling	184	182	63.2	57.2

Zusammenfassung:

In der durchgeführten Erfolgskontrolle weist die Esche in allen aufgenommenen Indikatoren eine Verbesserung auf und wird mit dem Gesamtergebnis „kleiner Erfolg“ bewertet. Besonders deutlich waren die Verbesserungen bei der „Variabilität der Fliessgeschwindigkeit“ und „Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches“. Die in allen Punkten höheren Varianzen der revitalisierten Strecke zeigen gut die höhere morphologische Vielfalt.

Wie aus den Bestandsanalysen ersichtlich, bedingt die Monotonie in der kanalisierten Strecke eine drastische Abnahme der Fischarten auf zwei. Die höhere Fischdichte des Kanals entstand durch das massenhafte Auftreten der kleinwüchsigen Arten Elritze und dreistachliger Stichling und kann in diesem Fall nicht als Verbesserung angesehen werden. In der revitalisierten Strecke dagegen wurden acht Arten nachgewiesen. Neben heimischen Vertretern der Cypriniden wie Elritze und Alet wurde auch der nicht einheimische Cyprinid Giebel nachgewiesen. Die Salmoniden werden ausschliesslich durch die nicht einheimische Regenbogenforelle (Neozoe) vertreten, die ursprünglich heimische Bachforelle fehlt.

FAZIT

Die revitalisierte Strecke der Esche zeichnet sich durch ihre **höhere morphologische Vielfalt** und ihre **sehr hohe Artendiversität** aus.

Sie wurde in der Erfolgskontrolle als **kleiner Erfolg** bewertet.

3.1.2 Mölibach (Fürstentum Liechtenstein)

Der Mölibach wurde in der Gesamtbeurteilung mit einem kleinen Erfolg bewertet.



Abb. 20: Die revitalisierte Strecke (links) und kanalisierte Strecke (rechts) des Mölibachs.

Abiotische Werte:

Durch die Revitalisierung des Mölibachs wurden vor allem bezüglich der Breiten- und Tiefenvariabilität grosse Veränderungen hervorgerufen. Die Varianzen der beiden Strecken unterscheiden sich erheblich. So ergab sich für die kanalisierte Strecke eine Varianz der mittleren Breite von 464, während sich für die revitalisierte Strecke ein Wert von 5'553 ergab. Auch wenn die mittleren Tiefen recht nahe beieinander liegen, so zeigen die Werte der Varianz die unterschiedliche Strukturierung des Flussbettes.

Ähnlich verhält es sich bei den Fischunterständen. Obwohl die Gesamtwerte keine grossen Unterschiede aufzeigen, wird die grössere Heterogenität im revitalisierten Abschnitt durch den hohen Diversitätsindex von 1.042 deutlich (siehe Abb. 21). Die dominierende Struktur der Fischunterstände im kanalisiertem Teil bildete die überhängende Vegetation. Dagegen sind die Strukturen im revitalisierten Teil vielfältiger gestaltet. Alleine Pools machen rund 10 % der Gesamtfläche aus.

Die mittlere Fliessgeschwindigkeit im Kanal ist höher als in der Revitalisierung und ist im Gesamten auch homogener. Dagegen ruft das abwechslungsreichere Flussbett in der Revitalisierung sehr unterschiedlichere Strömungsverhältnisse hervor, was der Variationskoeffizient ausdrückt (siehe Tab. 17).

Die gemessenen Temperaturwerte befinden sich im Anhang.

Tab. 17: Morphometrische Daten, Fischunterstände, Fließgeschwindigkeit, Korngrößenverteilung und Beschattung der kanalisierten und revitalisierten Strecke des Mölibachs.

	kanalisiert	revitalisiert
Länge (m)	150	150
Fläche (m ²)	441	599
mittlere Breite (cm)	292	407
VC mittlere Breite	7.4	18.3
Varianz mittlere Breite	464	5553
mittlere Tiefe (cm)	37	40
VC mittlere Tiefe	45.5	65.3
Varianz mittlere Tiefe	283	675
max. Tiefe (cm)	58	115
VC max. Tiefe	10.0	18.1
Varianz max. Tiefe	34	179
Fischunterstände (%)	17.2	20.2
Diversität Fischunterstände	0.232	1.042
mittlere Fließgeschwindigkeit (cm/sec)	0.32	0.22
VC Fließgeschwindigkeit	32.0	68.2
mittlere Korngrösse (cm)	2.6	2.8
VC mittlere Korngrösse	816.4	707.7
Varianz mittlere Korngrösse	466	393
Beschattung (%)	22	30

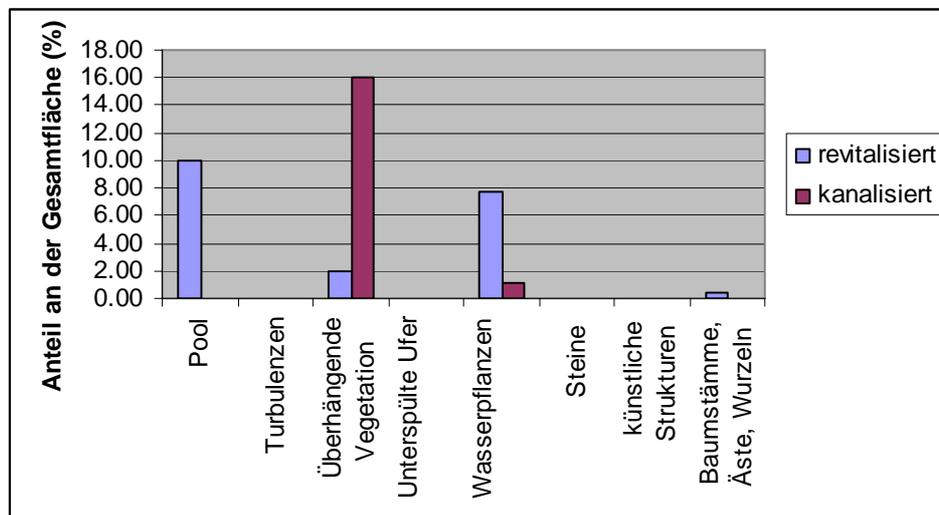


Abb. 21: Prozentuale Verteilung der Fischunterstände der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Mölibachs.

Fischdaten:

Im Mölibach ähneln sich kanalisierte und revitalisierte Strecke hinsichtlich des Artenspektrums. Im Kanal wurden 6 Arten, in der Revitalisierung 5 Arten festgestellt (siehe Tab. 18). Auch die Gesamtbiomasse ist im Kanal mit 181 kg/ha höher als in der Revitalisierung mit 155 kg/ha, welches durch das dominierende Vorkommen der nicht einheimischen Regenbogenforelle mit 68.7 % resultiert. Dagegen zeigen die Diversitätsindizes, dass es in der Revitalisierung eine höhere Diversität gibt. Der Index ist mit 1.427 deutlich höher als 0.975 im Kanal.

Im Kanal dominieren mit 91.1 % die Salmoniden, welche wiederum zu 68.7 % aus Regenbogenforellen, 17.2 % Bachforellen und 5.2 % Äschen bestehen. Die Groppe ist mit 7.7 % vertreten, Elritze und Schmerle kommen nur als Einzeltiere vor.

In der revitalisierten Strecke besteht der Fischbestand zu 76 % aus Salmoniden, der mit 41.2 % von der Bachforelle dominiert wird. Die Regenbogenforelle folgt mit 26.7 %, die Äsche mit 8.1 % (siehe Tab. 19). Das enge 95%-Konfidenzintervall der Populationsgrössenberechnung von Bachforelle und Regenbogenforelle zeigt eine hohe Präzision (Bachforelle: 91-103, Regenbogenforelle: 59-68; jeweils unteres und oberes Konfidenzintervall).

Tab. 18: Anzahl Arten, Diversitätsindex, Gesamtfischbestand und Biomasse der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Mölibachs.

	revitalisiert	kanalisiert
Anzahl Arten	5	6
Diversität	1.427	0.975
Gesamtfischbestand (Ind/ha)	3860	5533
Biomasse (kg/ha)	155.22	180.81

Tab. 19: Vorkommen, absolute und relative Häufigkeit der Arten der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Mölibachs.

Art	Anzahl absolut		relativer Anteil (%)	
	revitalisiert	kanalisiert	revitalisiert	kanalisiert
Äsche	18	12	8.1	5.2
Bachforelle	91	40	41.2	17.2
Elritze		1		0.4
Groppe	31	18	14.0	7.7
Regenbogenforelle	59	160	26.7	68.7
Schmerle		2		0.9
Stichling	22		10.0	

Zusammenfassung:

Der Mölibach wurde in der Erfolgskontrolle mit einem „kleinen Erfolg“ bewertet. Die deutlichsten Verbesserungen lagen hier bei den Indikatoren „Quantität von Totholz“ und in der „Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches“. Die höhere morphologische Vielfalt der revitalisierten Strecke ist gut durch die jeweils höheren Varianzen erkennbar.

In der kanalisierten Strecke wurden mehr Arten als in der revitalisierten Strecke nachgewiesen (sechs respektive fünf). Doch zeigt der höhere Diversitätsindex der revitalisierten Strecke eine höhere Qualität des Fischbestandes. Im Kanal wird die Fischfauna durch die nicht einheimische Regenbogenforelle stark dominiert, wohingegen Schmerle und Elritze nur als Einzeltiere nachgewiesen wurden. In der revitalisierten Strecke dagegen wurde nicht nur eine ausgewogenere Verteilung der Arten festgestellt, sondern hier dominierte die heimische Bachforelle zu Lasten der Regenbogenforelle.

FAZIT

Die revitalisierte Strecke des Mölibachs zeichnet sich durch ihre **höhere morphologische Vielfalt** aus. Zwar ist hier die **Artenvielfalt geringer**, der höhere Diversitätsindex der revitalisierten Strecke zeigt jedoch die **höhere Qualität des Fischbestandes**.

Der Mölibach wurde in der Erfolgskontrolle als **kleiner Erfolg** gewertet.

3.1.3 Scheidgraben (Kanton Nidwalden)

Beide Revitalisierungen des Scheidgrabens wurden in der Gesamtbeurteilung mit einem kleinen Erfolg bewertet.



Abb. 22: Die obere revitalisierte Strecke (links) und kanalisierte Strecke (rechts) des Scheidgrabens.

Abiotische Werte:

Im Scheidgraben lässt sich eine Zunahme von der kanalisierten über die obere bis zur unteren revitalisierten Strecke in der Breite, mittleren und maximalen Tiefe feststellen (siehe Tab. 21). Im kanalisierten Teil des Scheidgrabens hat der Bach im Laufe der Zeit die Uferverbauungen teils zerstört, weshalb es auch in diesem Abschnitt zu recht hohen Werten in der Breitenvariabilität kommt. Diese sind jedoch im Vergleich zu beiden revitalisierten Strecken gering. Bei der Betrachtung der Tiefen fällt auf, dass sich die beiden Strecken „kanalisiert“ und „revitalisiert oben“ recht stark ähneln. So weist die kanalisierte Strecke eine mittlere Tiefe von 21 cm, die obere revitalisierte 19 cm auf. Auch die Variationskoeffizienten und Varianzen zeigen nur kleine Unterschiede. Deutlich hebt sich die untere revitalisierte Strecke davon ab. Die variabilitätsbeschreibenden Werte sind bei der mittleren und der maximalen Tiefe um ein Vielfaches höher.

Genau entgegengesetzt verhält es sich bei den Gesamtflächen der Fischunterstände (siehe Abb. 23). Es ist eine Abnahme von der kanalisierten Strecke zur unteren Revitalisierung hin festzustellen. Betrachtet man nun die Art und Verteilung der einzelnen Fischunterstände, so ist eine deutliche Zunahme der Diversität in gleicher Richtung festzustellen. Auch hier ähneln sich die Strecken „kanalisiert“ und „obere Revitalisierung“ sehr. Die dominierende Struktur in beiden

Strecken sind Wasserpflanzen. In der unteren Revitalisierung machen die Wasserpflanzen ebenfalls den grössten Anteil aus (8.47 %), hinzu kommen noch mit 5.28 % künstliche Strukturen.

Tab. 20: Morphometrische Daten, Fischunterstände, Fließgeschwindigkeit, Korngrößenverteilung und Beschattung der kanalisierten, oberen revitalisierten und unteren revitalisierten Strecke des Scheidgrabens.

	kanalisiert	revitalisiert (obere)	revitalisiert (untere)
Länge (m)	100	150	150
Fläche (m ²)	268	351	687
mittlere Breite (cm)	267	334	458
VC mittlere Breite	22.6	24.3	19.9
Varianz mittlere Breite	3642	6586	8343
mittlere Tiefe (cm)	21	19	25
VC mittlere Tiefe	37.6	46.0	74.5
Varianz mittlere Tiefe	63	74	347
max. Tiefe (cm)	34	38	91
VC max. Tiefe	14.1	15.7	34.1
Varianz max. Tiefe	23	21	346
Fischunterstände (%)	57.1	47.1	16.4
Diversität Fischunterstände	0.354	0.440	1.056
mittlere Fließgeschwindigkeit (cm/sec)	0.12	0.19	0.19
VC Fließgeschwindigkeit	21.0	94.7	100.0
mittlere Korngrösse (cm)	2.8	2.9	4.2
VC mittlere Korngrösse	818.3	662.3	360.2
Varianz mittlere Korngrösse	525	369	229
Beschattung (%)	7	36	5

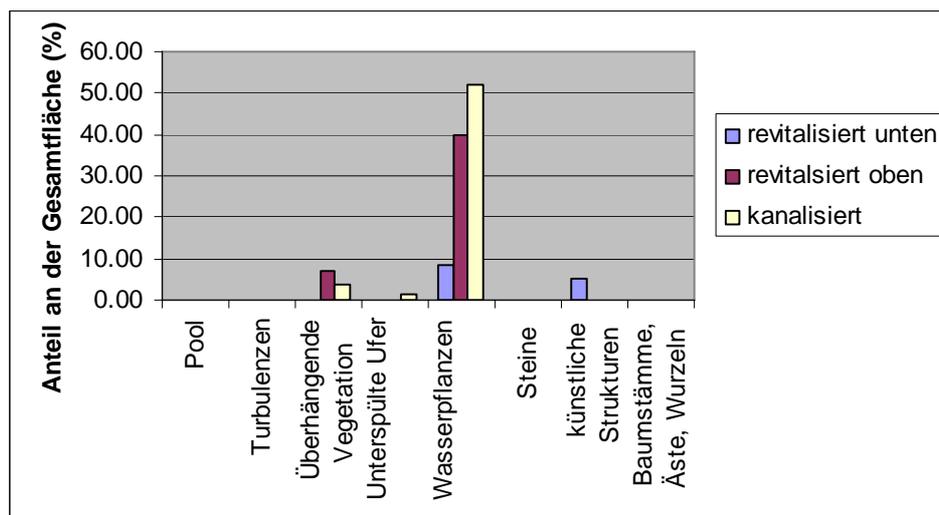


Abb. 23: Prozentuale Verteilung der Fischunterstände der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Scheidgrabens.

Fischdaten:

Der zunehmende Regulierungsgrad im Scheidgraben spiegelt sich sowohl in der abnehmenden Artenzahl als auch im sinkenden Diversitätsindex wieder (siehe Tab. 21). Wurde im Kanal nur die Bachforelle festgestellt, kamen in der oberen Revitalisierung Groppe und Hecht und in der unteren Revitalisierung neben Groppe und Hecht noch die Trüsche hinzu (siehe Tab. 22). Gegenläufig verhalten sich die Werte der Dichte und Gesamtbiomasse, welche in entgegengesetzter Richtung zunahmen.

In allen Strecken dominierte die Bachforelle mit Anteilen von 100 %, 99.6 % und 91.1 % von der kanalisierten über die obere zur unteren revitalisierten Strecke. Groppe und Hecht in der oberen Revitalisierung wurden nur als Einzelexemplare gefunden. In der unteren Revitalisierung kamen Hecht und Trüsche nur als Einzeltiere vor, die Groppe dagegen mit einem Anteil von 7.3 %.

Die engen 95%-Konfidenzintervalle der Bachforelle aus den Populationsgrößenberechnungen zeigen für alle Strecken eine gute Präzision (untere revitalisierte Strecke: 346-380, obere revitalisierte Strecke: 508-536 und kanalisierte Strecke: 565-582, jeweils unteres und oberes Konfidenzintervall).

Tab. 21: Anzahl Arten, Diversitätsindex, Gesamtfischbestand und Biomasse der unteren revitalisierten, oberen revitalisierten und kanalisierten Strecke des Scheidgrabens.

	revitalisiert unten	revitalisiert oben	kanalisiert
Anzahl Arten	4	3	1
Diversität	0.354	0.029	0.000
Gesamtfischbestand (Ind/ha)	5808	14942	21418
Biomasse (kg/ha)	81.35	109.83	195.59

Tab. 22: Absolute und relative Häufigkeit der Arten der unteren revitalisierten, oberen revitalisierten und kanalisierten Strecke des Scheidgrabens.

Art	Anzahl absolut		kanalisiert	relativer Anteil (%)		kanalisiert
	revitalisiert unten	revitalisiert oben		revitalisiert unten	revitalisiert oben	
Groppe	27	1		7.3	0.2	
Hecht	3	1		0.8	0.2	
Trüsche	3			0.8		
Bachforelle	338	500	563	91.1	99.6	100.0

Zusammenfassung:

In der Erfolgskontrolle wurden beide revitalisierte Strecken des Scheidgrabens mit einem „kleinen Erfolg“ bewertet. Die beiden Strecken können jedoch nicht als gleichwertig betrachtet werden.

In der oberen revitalisierten Strecke kam es zu geringfügigen Verbesserungen in morphologischer und hydraulischer Hinsicht, mit Ausnahme der Fischunterstände aufgrund des grossen Makrophytenbestandes im Kanal. Bezüglich der Fischfauna lässt sich bei der Artenvielfalt ebenfalls eine Verbesserung feststellen. Zu einer marginalen Verschlechterung kam es bei der Beurteilung der Alterstruktur.

In der unteren Revitalisierung kam es zu deutlichen Verbesserungen bei den Indikatoren „Artenvorkommen und –häufigkeit“, „Variabilität der Fliessgeschwindigkeit“ sowie der „Sohlenstruktur“. Auch hier kam es zu marginalen Verschlechterungen bei den Bewertungen der Alterstruktur und Fischunterstände.

Dass beide revitalisierte Strecken eine höhere morphologische Vielfalt aufweisen, wird durch die höheren Varianzen in allen Punkten belegt, wobei die Unterschiede zur unteren Revitalisierung deutlicher ausfallen. Einhergehend mit dieser grösseren Vielfalt lässt sich eine Zunahme in der Artenzahl feststellen.

FAZIT

Beide revitalisierten Strecken weisen eine höhere **morphologische Vielfalt** auf. Die Unterschiede zwischen der kanalisierten und der unteren revitalisierten Strecke fallen dabei deutlicher aus. Ebenfalls zeigen beide revitalisierte Strecken eine **höhere Artendiversität**, die in der unteren Strecke nochmals erhöht ist.

Die Revitalisierungen des Scheidgrabens wurden als **kleiner Erfolg** gewertet.

3.1.4 Rotigraben (Kanton Nidwalden)

Der Rotigraben wurde in der Gesamtbeurteilung mit einem mittleren Erfolg bewertet.



Abb. 24: Die revitalisierte Strecke (links) und kanalisierte Strecke (rechts) des Rotigrabens.

Abiotische Werte:

Der Rotigraben, als Zufluss des Scheidgrabens, zeigt sehr starke morphologische Unterschiede zwischen den beiden Strecken. Vor allem die Breitenvariabilität beträgt in der revitalisierten Strecke ein Vielfaches der kanalisierten Strecke, was durch den grossen Unterschied in den Varianzen erkennbar wird (siehe Tab. 23). So auch bei Betrachtung der Tiefen. Sowohl bei der mittleren Tiefe als auch der maximalen Tiefe weist die revitalisierte Strecke höhere Varianzen auf und widerspiegelt somit die höhere Vielfalt in diesem Abschnitt.

Die Fischunterstände in der kanalisierten Strecke bestanden ausschließlich aus Wasserpflanzen (siehe Abb. 25), wodurch sich ein Diversitätsindex von 0 ergibt. Auch in der revitalisierten Strecke dominierten die Wasserpflanzen, jedoch kommen hier noch die zusätzlichen Strukturen Pool und künstliche Strukturen hinzu, wodurch sich ein Diversitätsindex von 0.078 ergibt.

Grosse Unterschiede gibt es bei den Fliessgeschwindigkeiten. Die grösseren morphologischen Unterschiede in der Revitalisierung rufen hier sehr unterschiedliche Strömungsverhältnisse hervor. Durch diese unterschiedlichen Strömungsverhältnisse kommt es zu einer grösseren Streuung in der Korngrössenverteilung des Substrates.

Eine Beschattung im Kanal fehlt gänzlich. Auch in der Revitalisierung ist sie mit nur 6 % recht gering.

Tab. 23: Morphometrische Daten, Fischunterstände, Fließgeschwindigkeit, Korngrößenverteilung und Beschattung der kanalisierten und revitalisierten Strecke des Rotigrabens.

	kanalisiert	revitalisiert
Länge (m)	100	90
Fläche (m ²)	195	266
mittlere Breite (cm)	195	295
VC mittlere Breite	12.3	36.1
Varianz mittlere Breite	572	11279
mittlere Tiefe (cm)	24	22
VC mittlere Tiefe	55.8	69.7
Varianz mittlere Tiefe	177	231
max. Tiefe (cm)	48	62
VC max. Tiefe	14.7	29.1
Varianz max. Tiefe	50	154
Fischunterstände (%)	30.0	61.8
Diversität Fischunterstände	0.000	0.078
mittlere Fließgeschwindigkeit (cm/sec)	0.07	0.09
VC Fließgeschwindigkeit	7.0	133.3
mittlere Korngrösse (cm)	4.1	4.6
VC mittlere Korngrösse	157.9	364.7
Varianz mittlere Korngrösse	42	291
Beschattung (%)	0	6

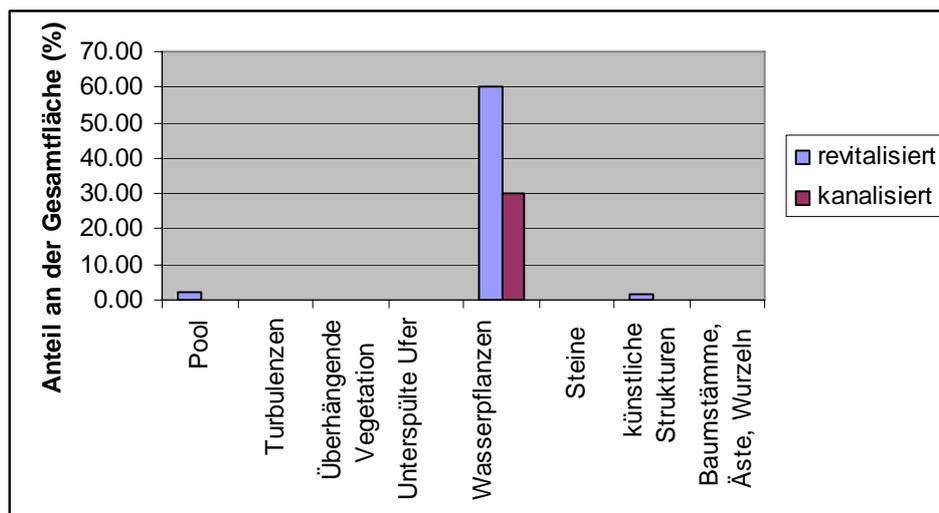


Abb. 25: Prozentuale Verteilung der Fischunterstände der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Rotigrabens.

Fischdaten:

Die morphologischen Unterschiede im Rotigraben werden durch die Fischdaten bestätigt (siehe Tab. 24).

In der kanalisierten Strecke wurde nur die Bachforelle mit lediglich 22 Individuen nachgewiesen, wovon 86.4 % 0+-Bachforellen und 13.6 % Adulte sind. Juvenile fehlten in dieser Strecke. In der Revitalisierung wurde neben der dominierenden Bachforelle auch der Hecht gefunden, welches zu einem leicht höheren Diversitätsindex führte. In der Altersstruktur der Bachforelle dominieren auch hier die 0+-Individuen mit 80.7 %, doch kommen auch Juvenile und Adulte mit jeweils rund 10 % vor (siehe Tab. 25).

Das sehr enge 95%-Konfidenzintervall der Bachforelle aus der Populationsgrößenberechnung der revitalisierten Strecke zeigt eine hohe Präzision (unteres und oberes Konfidenzintervall: 89-100).

Tab. 24: Anzahl Arten, Diversitätsindex, Gesamtfischbestand und Biomasse der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Rotigrabens.

	revitalisiert	kanalisiert
Anzahl Arten	2	1
Diversität	0.126	0.000
Gesamtfischbestand (Ind/ha)	7043	1128
Biomasse (kg/ha)	163.02	24.47

Tab. 25: Absolute und relative Häufigkeit der Arten der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Rotigrabens.

Art	Anzahl absolut		relativer Anteil (%)	
	revitalisiert	kanalisiert	revitalisiert	kanalisiert
Bachforelle	176	22	97.2	100.0
Hecht	5		2.8	

Zusammenfassung:

In der durchgeführten Erfolgskontrolle weist der Rotigraben in allen aufgenommenen Indikatoren eine Verbesserung auf und wird mit dem Gesamtergebnis „mittlerer Erfolg“ bewertet.

Besonders deutlich waren die Verbesserungen bei den Indikatoren „Variabilität der Fliessgeschwindigkeit“, „Unterstände und Strukturen“, „Sohlenstruktur“ sowie „Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches“.

Die grosse morphologische und hydraulische Variabilität der revitalisierten Strecke bedingt nicht nur eine höhere Artenzahl, sondern macht sich vor allem in der Quantität und Qualität des Fischvorkommens bemerkbar. Auf einer annähernd gleichen Streckenlänge wurde in der Revitalisierung ein achtfach grösserer Forellenbestand nachgewiesen, was zu einem deutlichen Unterschied in der Dichte sowie der Gesamtbiomasse führte. Auch wenn in beiden Strecken die 0+-Bachforellen dominieren, kamen in der revitalisierten Strecke alle Altersstrukturen vor, wohingegen die Juvenilen in der kanalisierten Strecke fehlten. Durch das Vorkommen von Pools in der Revitalisierung gibt es Habitate für die recht zahlreichen Adulten.

FAZIT

Die revitalisierte Strecke des Rotigrabens zeichnet sich durch ihre **grosse morphologische und hydraulische Variabilität** aus. Sie zeigt neben einer **hohen Fischdichte** vor allem eine viel **natürlichere Populationsstruktur** als die kanalisierte Strecke.

In der Erfolgskontrolle wurde der Rotigraben als **mittlerer Erfolg** gewertet.

3.1.5 Mülibach (Kanton Nidwalden)

Der Mülibach wurde in der Gesamtbeurteilung mit einem kleinen Erfolg bewertet.



Abb. 26: Die revitalisierte Strecke (links) und kanalisierte Strecke (rechts) des Mülibachs.

Abiotische Werte:

Im Mülibach sind nennenswerte Unterschiede bei der Breite und der maximalen Tiefe zu sehen. Die Variabilität ist bei beiden im revitalisierten Abschnitt höher. Bei der mittleren Tiefe zeigt die kanalisierte Strecke leicht höhere Werte auf, was den durchgehend tiefen Kanal gut darstellt (siehe Tab. 26).

Wie schon auf den Photos zu erkennen ist (siehe Abb. 26), dominieren in beiden Abschnitten die Wasserpflanzen die Fischunterstände, wobei der Anteil in der kanalisierten Strecke sogar höher ist (63.43 % respektive 58.97 %). Einen deutlich höheren Wert hat die revitalisierte Strecke bei den Pools mit einem Anteil von 13.5 % an der Gesamtfläche, im Gegensatz zur kanalisierten mit 2.28 %. Der höhere Diversitätsindex der revitalisierten Strecke zeigt, dass es eine grössere Heterogenität in den Unterstandstypen gibt (siehe Abb. 27).

Die unterschiedlichen Grössen der Fliessgeschwindigkeit zeigen eine höhere Vielfalt in der revitalisierten Strecke, wodurch es hier auch zu einer breit gestreuteren Korngrössenverteilung des Substrats kommt.

Die geringfügige Beschattung im Kanal resultiert aus einer Brücke, eine Ufervegetation ist, im Gegensatz zur Revitalisierung, nicht vorhanden.

Tab. 26: morphometrische Daten, Fischunterstände, Fliessgeschwindigkeit, Korngrössenverteilung und Beschattung der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Mülibachs.

	kanalisiert	revitalisiert
Länge (m)	150	100
Fläche (m ²)	431	397
mittlere Breite (cm)	287	398
VC mittlere Breite	8.5	16.8
Varianz mittlere Breite	593	4439
mittlere Tiefe (cm)	36	35
VC mittlere Tiefe	42.1	40.9
Varianz mittlere Tiefe	226	204
max. Tiefe (cm)	65	90
VC max. Tiefe	12.0	31.5
Varianz max. Tiefe	61	206
Fischunterstände (%)	65.9	76.4
Diversität Fischunterstände	0.175	0.683
mittlere Fliessgeschwindigkeit	0.14	0.23
VC Fliessgeschwindigkeit	14.0	82.6
mittlere Korngrösse	3.5	2.9
VC mittlere Korngrösse	532.2	932.0
Varianz mittlere Korngrösse	347	730
Beschattung (%)	2	16

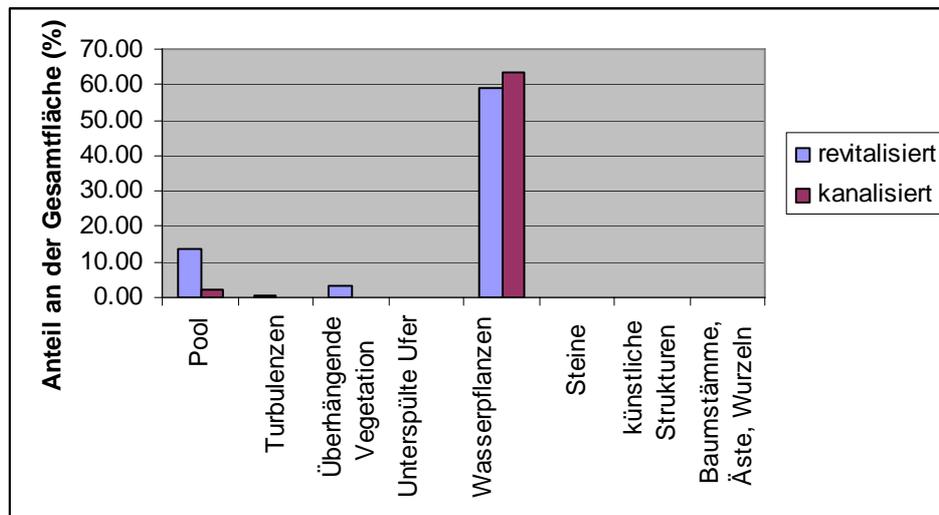


Abb. 27: Prozentuale Verteilung der Fischunterstände der revitalisierten und kanalisiertem Strecke des Mülibachs.

Fischdaten:

Im Mülibach verhalten sich Artenzahl und Dichte bzw. Biomasse in den beiden Strecken gegenläufig. Wurden im Kanal Bachforellen und Groppen nachgewiesen, kam in der revitalisierten Strecke der Hecht hinzu, woraus ein höherer Diversitätsindex resultierte (siehe Tab. 27).

Jedoch wurden in der kanalisiertem Strecke wesentlich mehr Individuen nachgewiesen. So kamen hier insgesamt 220 Bachforellen und 118 Groppen vor, welche eine Gesamtbiomasse von 220 kg/ha ausmachten. In der revitalisierten Strecke dagegen kamen 31 Bachforellen, 22 Groppen und 5 Hechte mit einer Gesamtbiomasse von 114 kg/ha vor.

Die Bachforellenpopulation der kanalisiertem Strecke wurde durch 0+- und juvenile Individuen dominiert (je ca. 40 %). Adulte Bachforellen waren mit knapp 17 % vertreten. Das sehr enge 95%-Vertrauensintervall der Bachforelle aus der Populationsgrößenberechnung der kanalisiertem Strecke zeigt eine hohe Präzision (unteres und oberes Konfidenzintervall: 220-231).

In der revitalisierten Strecke war der Anteil der 0+-Bachforellen bei rund 60 %, Juvenile und Adulte kamen mit je 20 % vor (siehe Tab. 28).

Tab. 27: Anzahl Arten, Diversitätsindex, Gesamtfischbestand und Biomasse der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Mülibachs.

	revitalisiert	kanalisiert
Anzahl Arten	3	2
Diversität	0.914	0.647
Gesamtfischbestand (Ind/ha)	1461	12753
Biomasse (kg/ha)	113.57	220.15

Tab. 28: Absolute und relative Häufigkeit der Arten der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Mülibachs.

Art	Anzahl absolut		relativer Anteil (%)	
	revitalisiert	kanalisiert	revitalisiert	kanalisiert
Bachforelle	31	220	53.4	65.1
Groppe	22	118	37.9	34.9
Hecht	5		8.6	

Zusammenfassung:

In der Erfolgskontrolle wurde der Mülibach mit einem „kleinen Erfolg“ bewertet.

Deutliche Verbesserungen gab es bei den Indikatoren „Sohlenstruktur“ sowie „Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches“. Zu keiner Verbesserung kam es bei der Bewertung der „Unterstände und Strukturen“. Beide Strecken weisen eine hohe Gesamtfläche an Unterständen auf, wobei jedoch die revitalisierte Strecke eine wesentlich höhere Diversität hat.

Die teils erheblichen morphologischen Unterschiede spiegeln sich nicht im Fischbestand wieder. In den Indikatoren zur Beurteilung der naturnahen Diversität und Abundanz der Fauna kam es zu einer Verschlechterung. Hier konnte die höhere Artenzahl der revitalisierten Strecke die höhere Abundanz in der kanalisierten Strecke nicht aufwiegen. Auch wenn die Verteilung der Altersklassen in beiden Strecken gute Verhältnisse aufzeigen, sind die absoluten Anzahlen bei der Bachforelle in der revitalisierten Strecke recht gering.

FAZIT

Die revitalisierte Strecke des Mülibachs zeigt eine **höhere morphologische Diversität**. Diese spiegelt sich jedoch nicht im Fischbestand wieder. Die revitalisierte Strecke weist eine **deutlich geringere Fischdichte** als die kanalisierte Strecke auf.

Der Mülibach wurde in der Erfolgskontrolle als **kleiner Erfolg** gewertet.

3.1.6 Sandbach (Kanton Obwalden)

Der Sandbach wurde in der Gesamtbeurteilung mit einem mittleren Erfolg bewertet.



Abb. 28: Die revitalisierte Strecke (links) und kanalisierte Strecke (rechts) des Sandbachs.

Abiotische Werte:

Der Sandbach zeigt grosse morphologische Unterschiede zwischen den beiden Strecken. Durch die höheren Werte der kanalisiertem Strecke bezogen auf die Breitenvariabilität könnten falsche Rückschlüsse gezogen werden, denn bei der kanalisiertem Strecke gibt es keine Variabilität im engeren Sinne (siehe Abb. 28), sondern der Kanal wird flussaufwärts kontinuierlich schmaler. Die Breite reduziert sich von 2.20 m auf 0.90 m. Bei den Tiefen dagegen werden die Unterschiede deutlich. Sowohl bei der mittleren als auch bei der maximalen Tiefe ist die revitalisierte Strecke wesentlich heterogener (siehe Tab. 29).

Vor allem bei den Fischunterständen wird der Unterschied deutlich. Kleine Turbulenzen durch Abstürze ist der einzige Unterstandstyp des Kanals. Dahingegen findet man in der revitalisierten Strecke verschiedene Unterstandstypen, wobei Pools die grösste Fläche mit 5.38 % ausmachen (siehe Abb. 29).

Die Beschattung des Kanals wird hauptsächlich durch zwei Brücken hervorgerufen. Für die Beschattung der revitalisierten Strecke sorgt eine abwechslungsreiche Ufervegetation.

Tab. 29: Morphometrische Daten, Fischunterstände und Beschattung der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Sandbachs.

	kanalisiert	revitalisiert
Länge (m)	150	150
Fläche (m ²)	218	369
mittlere Breite (cm)	145	246
VC mittlere Breite	37.9	16.9
Varianz mittlere Breite	2944	1732
mittlere Tiefe (cm)	13	17
VC mittlere Tiefe	58.0	89.4
Varianz mittlere Tiefe	57	244
max. Tiefe (cm)	35	104
VC max. Tiefe	15.5	55.9
Varianz max. Tiefe	29	236
Fischunterstände (%)	0.7	11.9
Diversität Fischunterstände	0.000	1.294
Beschattung (%)	10	33

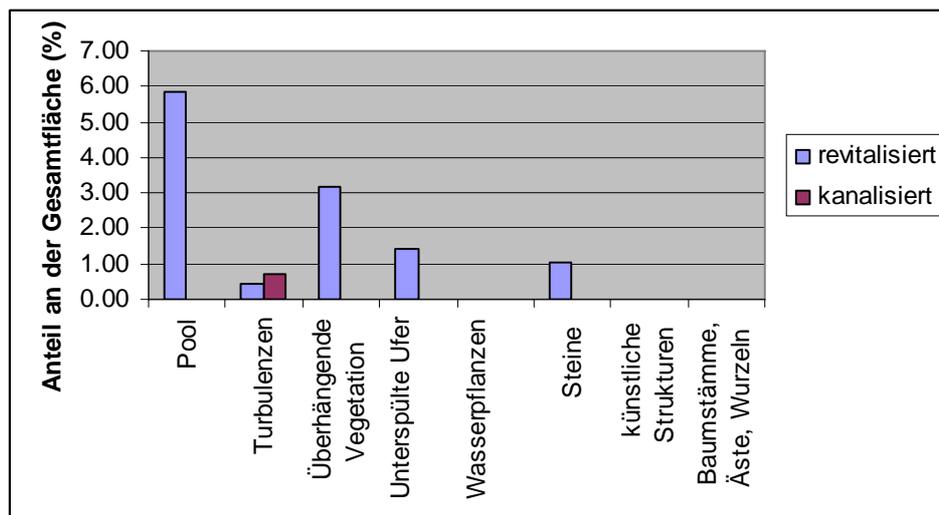


Abb. 29: Prozentuale Verteilung der Fischunterstände der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Mülibachs.

Fischdaten:

Im Sandbach wurde in beiden Strecken ausschliesslich die Bachforelle nachgewiesen. Der Unterschied zwischen den beiden Strecken liegt in der Gesamtanzahl der gefangenen Fische (siehe Tab. 30). Waren es in der kanalisierten Strecke 98, wurden in der revitalisierten Strecke bei gleicher Streckenlänge 352 Fische gefangen (siehe Tab. 31). Die engen 95%-Konfidenzintervalle der Bachforelle aus den Populationsgrössenberechnungen zeigen eine hohe Präzision

(revitalisierte Strecke: 353-369, kanalisierte Strecke: 89-100, jeweils das untere und obere Konfidenzintervall). Die Alterstrukturen sehen bei beiden Strecken ähnlich aus. Der jeweils grösste Anteil liegt bei den 0+-Bachforellen (revitalisiert: 59.1 %, kanalisiert: 69.4 %). In der revitalisierten Strecke ist ein grösseres Vorkommen der Juvenilen zu verzeichnen (25.6 versus 16.3 %). Adulte kamen mit 15.3 % (revitalisiert) und 14.3 % (kanalisiert) vor.

Tab. 30: Anzahl Arten, Diversitätsindex, Gesamtfischbestand und Biomasse der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Sandbachs

	revitalisiert	kanalisiert
Anzahl Arten	1	1
Diversität	0.000	0.000
Gesamtfischbestand (Ind/ha)	9783	4506
Biomasse (kg/ha)	152.69	74.33

Tab. 31: Absolute und relative Häufigkeit der Arten der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Sandbachs

Art	Anzahl absolut		relativer Anteil	
	revitalisiert	kanalisiert	revitalisiert	kanalisiert
Bachforelle	352	98	100.0	100.0

Zusammenfassung:

In der Erfolgskontrolle wurde der Sandbach mit einem „mittleren Erfolg“ bewertet.

In allen Indikatoren wurden erhebliche Verbesserungen festgestellt, die sich mit Ausnahme der Wasserspiegelbreitenvariabilität auch in den berechneten Varianzen zeigen. Überzeugend sind die Verbesserungen bei den Fischunterständen, sowohl in der Quantität als auch in der Qualität.

Der Gesamtfischbestand nimmt von rund 9'800 Individuen/ha in der revitalisierten Strecke auf rund 4'500 Individuen/ha in der kanalisierten Strecke ab. Da in beiden Strecken nur die Bachforelle nachgewiesen wurde und sich die Populationsstrukturen ähneln, kommt es in der revitalisierten Strecke ebenfalls zu einer doppelt so hohen Biomasse von 153 kg/ha wie in der kanalisierten Strecke von 75 kg/ha. Dieser quantitative Rückgang kann dem Fehlen von Unterstandsmöglichkeiten zugeschrieben werden.

FAZIT

Die revitalisierte Strecke des Sandbachs zeichnet sich durch ihre **viel höhere morphologische Vielfalt** und ihre **hohe Fischdichte** aus.

Der Sandbach wurde in der Erfolgskontrolle als **mittlerer Erfolg** bewertet.

3.1.7 Seewag (Kanton Luzern)

Die Seewag wurde in der Gesamtbeurteilung mit einem kleinen Erfolg bewertet.



Abb. 30: Die revitalisierte Strecke (links) und kanalisierte Strecke (rechts) des Sandbachs.

Abiotische Werte:

In der Seewag sind grosse morphologische Unterschiede zwischen den Strecken zu finden. Die revitalisierte Strecke hat eine enorme Breitenvariabilität mit einer Varianz von 4'608. Auch wenn die Mittelwerte der Tiefen recht nahe beieinander liegen, zeigt doch die Varianz mit 163 die Strukturvielfalt in der Revitalisierung auf. Deutlicher wird dies bei der maximalen Tiefe. Bei einer zweifach grösseren Maximaltiefe und einer vierfach höheren Varianz wird die Heterogenität der revitalisierten Strecke deutlich (siehe Tab. 32).

Besonders sind die Unterschiede bei den Fischunterständen. Wo es im Kanal nur überhängende Vegetation als einzigen Unterstandstyp gibt, sind in der revitalisierten Strecke unter den vielfältigen Strukturen die Typen Pool mit 5.24 % und überhängende Vegetation mit 5.17 % von Bedeutung. Die Vielfältigkeit zeigt der hohe Diversitätsindex von 1.257 (siehe Abb. 31).

Die gemessenen Temperaturwerte befinden sich im Anhang.

Tab. 32: Morphometrische Daten, Fischunterstände, Korngrößenverteilung und Beschattung der kanalisierten und revitalisierten Strecke der Seewag.

	kanalisiert	revitalisiert
Länge (m)	150	200
Fläche (m ²)	213	608
mittlere Breite (cm)	142	316
VC mittlere Breite	11.6	21.5
Varianz mittlere Breite	270	4608
mittlere Tiefe (cm)	16	21
VC mittlere Tiefe	46.7	60.8
Varianz mittlere Tiefe	53	163
max. Tiefe (cm)	33	65
VC max. Tiefe	20.7	41.1
Varianz max. Tiefe	47	183
Fischunterstände (%)	2.1	13.3
Diversität Fischunterstände	0.000	1.257
mittlere Korngrösse (cm)		2.9
VC mittlere Korngrösse		843.6
Varianz mittlere Korngrösse		599
Beschattung (%)	0	29

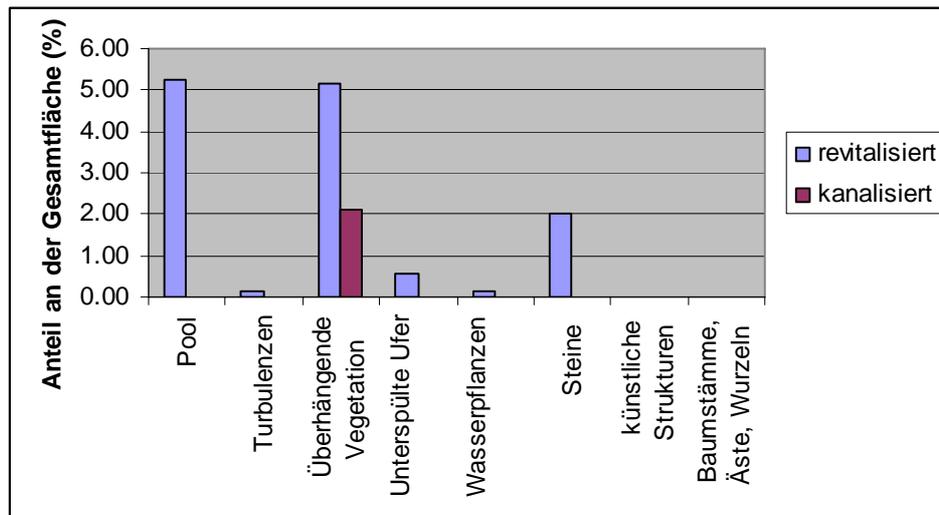


Abb. 31: Prozentuale Verteilung der Fischunterstände der revitalisierten und kanalisiertem Strecke des Mülibachs.

Fischdaten:

In der Seewag lässt sich ein stark verändertes Artenvorkommen zwischen den beiden Strecken feststellen. Kam im Kanal nur die Bachforelle vor, so wurden in der Revitalisierung 6 Arten festgestellt, wodurch der hohe Diversitätsindex von 1.329 resultiert. Deutliche Unterschiede gibt es ebenfalls bei der Dichte und der Gesamtbioasse (siehe Tab. 33).

Die Bachforellenpopulation der kanalisiertem Strecke, bestehend aus 68 Individuen, wird durch die 0+-Individuen mit 85.3 % dominiert. Juvenile stellen den Rest dar, Adulte konnten nicht nachgewiesen werden.

In der revitalisierten Strecke dominiert die Schmerle mit 44 %. Cypriniden sind durch ein grosses Vorkommen von Rotaugen und Gründlingen vertreten. Das unübliche Vorkommen des Flussbarsches in diesem Bachtyp lässt sich durch seinen Ursprung als Seeausfluss erklären. Bei der Bachforellenpopulation machen die Juvenilen die Hälfte, die 0+ und Adulten jeweils ein Viertel aus (siehe Tab. 34).

Die engen 95%-Konfidenzintervalle der Bachforelle aus den Populationsgrössenberechnungen zeigen eine hohe Präzision (revitalisierte Strecke: 101-102, kanalisierte Strecke: 68-70, jeweils unteres und oberes Konfidenzintervall).

Tab. 33: Anzahl Arten, Diversitätsindex, Gesamtfischbestand und Biomasse der revitalisierten und kanalisierten Strecke der Seewag.

	revitalisiert	kanalisiert
Anzahl Arten	6	1
Diversität	1.329	0.000
Gesamtfischbestand (Ind/ha)	8207	3182
Biomasse (kg/ha)	340.04	91.98

Tab. 34: Absolute und relative Häufigkeit der Arten der revitalisierten und kanalisierten Strecke der Seewag.

Art	Anzahl absolut		relativer Anteil (%)	
	revitalisiert	kanalisiert	revitalisiert	kanalisiert
Schmerle	192		44.0	
Groppe	1		0.2	
Gründling	46		10.6	
Rotauge	91		20.9	
Flussbarsch	5		1.1	
Bachforelle	101	68	23.2	100.0

Zusammenfassung:

In der Erfolgskontrolle wurde die Seewag mit einem „kleinen Erfolg“ bewertet.

Besonders grosse Verbesserungen lassen sich bei den Indikatoren „Unterstände und Strukturen“, „Sohlenstruktur“ sowie „Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches“ erkennen.

Wie aus den Fischbestandsdaten ersichtlich, kam es zu einem erheblichen Artenrückgang von sechs auf eins in der kanalisierten Strecke, welcher dem Fehlen von Flussbettstrukturen in der kanalisierten Strecke zugeschrieben werden kann. Doch nicht nur die Artenzahl, sondern auch der Gesamtfischbestand und die Biomasse zeigen deutliche Unterschiede auf. So reduziert sich die Dichte von rund 8'200 Individuen/ha in der revitalisierten Strecke auf rund 3'200 Individuen/ha in der kanalisierten Strecke, bei gleichzeitiger Reduktion der Biomasse von 340 kg/ha auf 92 kg/ha.

FAZIT

Die revitalisierte Strecke der Seewag zeigt sowohl eine **erhebliche Verbesserung in ihrer morphologischen Vielfalt** als auch eine **deutlich höhere Artendiversität und Fischdichte**.

Die Seewag wurde in der Erfolgskontrolle als **kleiner Erfolg** gewertet.

3.1.8 Laveggio (Kanton Tessin)

Der Laveggio wurde in der Gesamtbeurteilung mit einem mittleren Erfolg bewertet.



Abb. 32: Die revitalisierte Strecke (links) und kanalisierte Strecke (rechts) des Laveggio.

Abiotische Werte:

Die sehr abwechslungsreiche revitalisierte Strecke des Laveggio steht im Kontrast zum monoton verlaufenden Kanal. So zeigt der Variationskoeffizient der Breite von nur 1.4 im Kanal, dass es hier durch die harte Uferverbauung zu keinerlei Variabilität kommt. In der Revitalisierung ist diese dagegen enorm (siehe Tab. 35). Die vorhandene Tiefenvariabilität im Kanal resultiert aus den durchschnittlichen Tiefen in der mittig liegenden Rinne von 40 cm und den geringen Tiefen (2-5cm) der restlichen wesentlich grösseren Fläche. Die Fliessgeschwindigkeiten bestätigen die morphologischen Unterschiede. Die mittlere Fliessgeschwindigkeit im Kanal ist um ein Vielfaches höher, jedoch durch die Rinne auch sehr homogen. Dagegen findet man in der Revitalisierung ein sehr abwechslungsreiches Strömungsregime.

Fischunterstände fehlen im Kanal gänzlich. Wohingegen die revitalisierte Strecke eine grosse Gesamtfläche mit über 30 % hat, welche zu über der Hälfte aus Poolstrukturen besteht (siehe Abb. 33).

Tab. 35: Morphometrische Daten, Fischunterstände, Fliessgeschwindigkeit, Korngrössenverteilung und Beschattung der revitalisierten und kanalisiertem Strecke des Laveggio.

	kanalisiert	revitalisiert
Länge (m)	100	66
Fläche (m ²)	703	416
mittlere Breite (cm)	703	631
VC mittlere Breite	1.4	19.5
Varianz mittlere Breite	92	15167

mittlere Tiefe (cm)	8	29
VC mittlere Tiefe	122.7	68.7
Varianz mittlere Tiefe	91	386
max. Tiefe (cm)	54	125
VC max. Tiefe	20.6	54.0
Varianz max. Tiefe	124	719
Fischunterstände (%)	0.0	30.6
Diversität Fischunterstände	0.000	1.010
mittlere Fliessgeschwindigkeit (cm/sec)	0.33	0.05
VC Fliessgeschwindigkeit	51.5	166.7
mittlere Korngrösse (cm)		4.5
VC mittlere Korngrösse		302.5
Varianz mittlere Korngrösse		285
Beschattung (%)	0	20

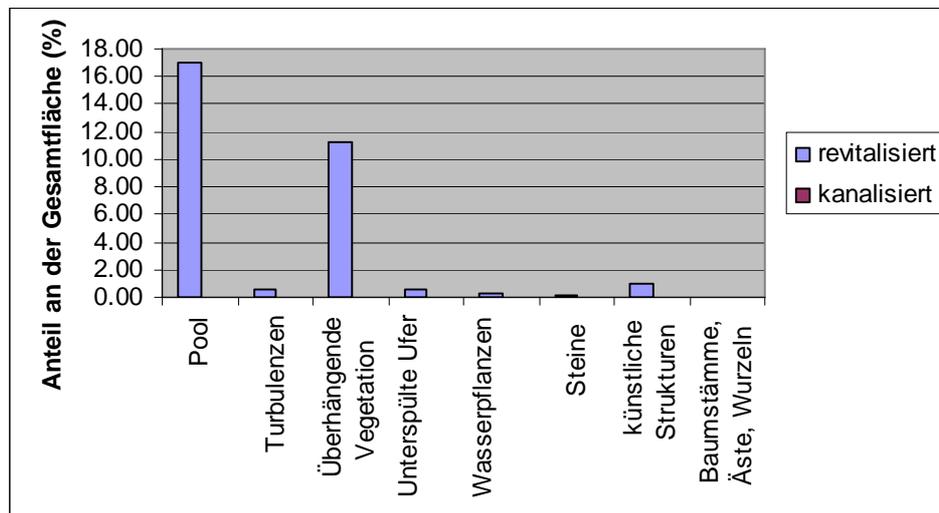


Abb. 33: Prozentuale Verteilung der Fischunterstände der revitalisierten und kanalisiertem Strecke des Laveggio.

Fischdaten:

Wie aus Tabelle 36 erkennbar, machen sich die grossen morphologischen Unterschiede in der Fischfauna bemerkbar. So konnten in der revitalisierten Strecke acht Arten gegenüber drei Arten in der kanalisiertem Strecke nachgewiesen werden. Auch die Fischdichte war in der revitalisierten Strecke um ein vielfaches grösser, wodurch auch eine höhere Gesamtbioasse erreicht wurde. Das enge 95%-Konfidenzintervall der Bachforelle aus der Populationsgrössenberechnung der revitalisierten Strecke zeigt eine hohe Präzision (unteres und oberes Konfidenzintervall: 191-229).

Der Fischbestand des Kanals bestand hauptsächlich aus Bachforelle und Strömer. Der Forellenbarsch wurde nur durch Einzelexemplare nachgewiesen (siehe Tab. 37).

Tab. 36: Anzahl Arten, Diversitätsindex, Gesamtfischbestand und Biomasse der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Laveggio.

	revitalisiert	kanalisiert
Anzahl Arten	8	3
Diversität	0.919	0.839
Gesamtfischbestand (Ind/ha)	23748	1154
Biomasse (kg/ha)	381.72	39.01

Tab. 37: Absolute und relative Häufigkeit der Arten der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Laveggio.

Art	Anzahl absolut		relativer Anteil (%)	
	revitalisiert	kanalisiert	revitalisiert	kanalisiert
Cagnetta	4		0.5	
Forellenbarsch	17	4	2.1	5.3
Alet	3		0.4	
Goldorfe	1		0.1	
Strömer	565	28	68.8	36.8
Rotaugen	14		1.7	
Flussbarsch	30		3.7	
Bachforelle	187	44	22.8	57.9

Zusammenfassung:

In der Erfolgskontrolle wurde der Laveggio mit einem „mittleren Erfolg“ bewertet, wobei es in allen Indikatoren zu Verbesserungen kam.

Zu besonders grossen Veränderungen kam es in den Indikatoren „Unterstände und Strukturen“, „Variabilität der Fliessgeschwindigkeit“, „Quantitative Ausprägung der Wasserspiegelbreitenvariabilität“ sowie „Sohlenstruktur“.

Diese deutlichen morphologischen und hydraulischen Unterschiede spiegeln sich in der Quantität und Qualität des Fischvorkommens wieder. Dies nicht nur in der Artenzahl, welche sich von acht auf drei in der kanalisierten Strecke reduziert, sondern auch in der Gesamtfischbiomasse und der Biomasse. In der revitalisierten Strecke wurde eine extrem hohe Fischdichte von rund 23'700 Individuen/ha festgestellt. Hingegen in der kanalisierten Strecke nur 1'200 Individuen/ha. Dieser

hohe Dichteunterschied führt ebenfalls zu einer Erniedrigung der Biomasse von 381 kg/ha auf 39 kg/ha.

FAZIT

Die revitalisierte Strecke des Laveggio zeigt eine **extreme Verbesserung in der morphologischen Vielfalt. Artendiversität und Fischdichte** sind gegenüber der kanalisierten Strecke **stark erhöht**.

Der Laveggio wurde in der Erfolgskontrolle als **mittlerer Erfolg** gewertet.

3.1.9. Vordere Frenke (Kanton Basel Land)

Die Vordere Frenke wurde in der Gesamtbeurteilung mit einem kleinen Erfolg bewertet.

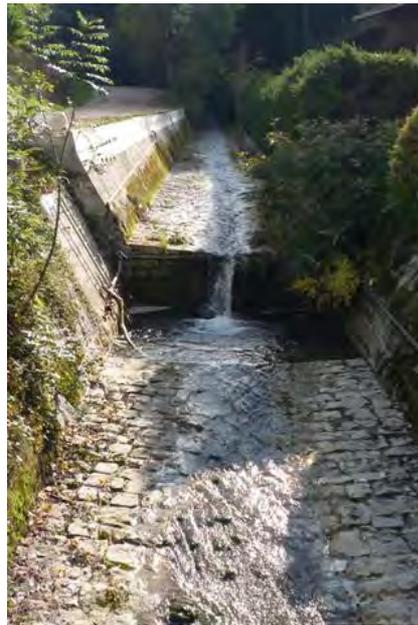


Abb. 34: Die revitalisierte Strecke (links) und kanalisierte Strecke (rechts) der Vorderen Frenke.

Abiotische Werte:

Trotz der weiterhin harten Uferverbauung der Vorderen Frenke sind deutliche Unterschiede zwischen den Strecken zu finden (siehe Tab. 38). Die grossen Varianzen bei der mittleren Breite

und Tiefe im Kanal sind in diesem Fall kein Zeichen für eine natürliche Variabilität. Der Kanal besteht aus einem kontinuierlichen, extrem flachen Gerinne mit durchschnittlichen Tiefen von 3 cm, welche nur durch den Pool am Streckenende auf einen Gesamtwert von 11 cm erhöht wird (siehe Abb. 34). Ebenso verhält es sich mit der Breite, welche ohne den Pool 1.05 m im Mittel beträgt.

Der grosse Anteil der Poolstruktur in der Revitalisierung folgt aus den häufigen Abstürzen und stellt bis auf wenige Turbulenzen den einzigen Unterstandstyp dar. Ebenso im Kanal, wo es bis auf den Pool keinerlei Unterstände gibt (siehe Abb. 35).

Der Kanal kann eine hohe Beschattung aufweisen. Die sohlenrevitalisierte Strecke dagegen liegt im direkten Umfeld von Strassen und Siedlung, in welcher es keinen Platz für Vegetation gibt.

Die gemessenen Temperaturwerte befinden sich im Anhang.

Tab. 38: Morphometrische Daten, Fischunterstände, Fliessgeschwindigkeit, Korngrössenverteilung und Beschattung der kanalisierten und revitalisierten Strecke der Vorderen Frenke.

	kanalisiert	revitalisiert
Länge (m)	140	124
Fläche (m ²)	175	625
mittlere Breite (cm)	125	490
VC mittlere Breite	61.9	12.5
Varianz mittlere Breite	6012	151
mittlere Tiefe (cm)	11	26
VC mittlere Tiefe	160.9	63.5
Varianz mittlere Tiefe	298	262
max. Tiefe (cm)	53	78
VC max. Tiefe	23.5	45.3
Varianz max. Tiefe	156	271
Fischunterstände (%)	9.1	19.1
Diversität Fischunterstände	0.000	0.167
mittlere Fliessgeschwindigkeit (cm/sec)	x	0.05
VC Fliessgeschwindigkeit	x	120.0
mittlere Korngrösse (cm)	x	3.3
VC mittlere Korngrösse	x	551.3
Varianz mittlere Korngrösse	x	331
Beschattung (%)	55	3

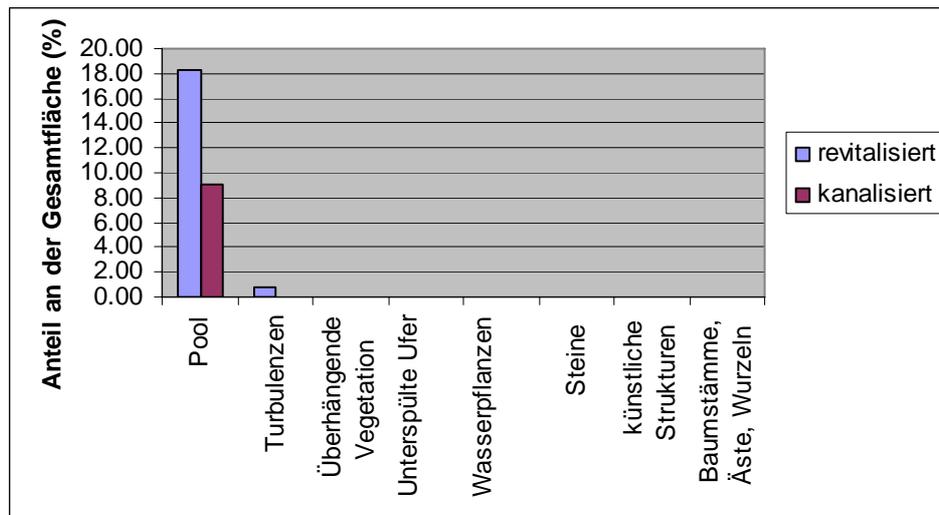


Abb. 35: Prozentuale Verteilung der Fischunterstände der revitalisierten und kanalisiertem Strecke des Mülibachs.

Fischdaten:

In der Vorderen Frenke wurde in beiden Strecken die Bachforelle nachgewiesen. Daher gibt es keine unterschiedlichen Diversitätsindizes. Der grosse Unterschied liegt zum einen in der Dichte und somit auch in der Gesamtbiomasse (siehe Tab. 39).

Die drei gefangenen Bachforellen in der kanalisiertem Strecke befanden sich im Pool am Streckenende. Es handelte sich um zwei 0+ und eine adulte Bachforelle. Die restliche Strecke war fischleer.

Dagegen wurden in der revitalisierten Strecke 308 Bachforellen nachgewiesen, welche sich vor allem aus 0+ (43.8 %) und Juvenilen (53.2 %) zusammensetzten. Adulte kamen mit einem Anteil von 3 % vor (siehe Tab. 40). Das 95%-Konfidenzintervall der Bachforelle aus der Populationsgrössenberechnung zeigt eine gute Präzision (unteres und oberes Konfidenzintervall: 316-350).

Tab. 39: Anzahl Arten, Diversitätsindex, Gesamtfischbestand und Biomasse der revitalisierten und kanalisiertem Strecke der Vorderen Frenke.

	revitalisiert	kanalisiert
Anzahl Arten	1	1
Diversität	0.000	0.000
Gesamtfischbestand (Ind/ha)	5328	171
Biomasse (kg/ha)	307.52	16.69

Tab. 40: Vorkommen, absolute und relative Häufigkeit der Arten der revitalisierten und kanalisierten Strecke der Vorderen Frenke.

Art	Anzahl absolut		relativer Anteil	
	revitalisiert	kanalisiert	revitalisiert	kanalisiert
Bachforelle	308	3	100.0	100.0

Zusammenfassung:

In der Erfolgskontrolle wurde die Vordere Frenke mit einem „kleinen Erfolg“ bewertet.

Aufgrund der hauptsächlich räumlichen Restriktionen konnte in vielen Indikatoren keine Verbesserung hervorgerufen werden, so bezogen auf die Breitenvariabilität, die Uferbeschaffenheit sowie die maximale Abflusstiefe. Doch kam es durch die Sohlenrevitalisierung zu einer deutlichen Verbesserung im Bereich der „Unterstände und Strukturen“, die durch das zahlreiche Vorkommen der Pools in der revitalisierten Strecke hervorgerufen wurde.

Dank dieser Strukturen konnte in der revitalisierten Strecke ein schöner Forellenbestand festgestellt werden. So kam es in der Revitalisierung zu einem Gesamtfischbestand von rund 5`300 Individuen/ha gegenüber der kanalisierten Strecke mit nur 170 Individuen/ha. Da in beiden Strecken die Bachforelle die einzige nachgewiesene Art war, reduzierte sich gleichzeitig die Biomasse von 307 kg/ha auf 17 kg/ha.

FAZIT

Die revitalisierte Strecke der Vorderen Frenke weist durch ihre Sohlenrevitalisierung ein **grösseres Angebot an Fischunterständen** auf. Die **Fischdichte** in der revitalisierten Strecke ist gegenüber der kanalisierten Strecke **deutlich erhöht**.

Die vordere Frenke wurde in der Erfolgskontrolle als **kleiner Erfolg** gewertet.

3.1.10 Walenbrunnen (Kanton Uri)

Der Walenbrunnen wurde in der Gesamtbeurteilung mit einem kleinen Erfolg bewertet.



Abb. 36: Die revitalisierte Strecke (links) und kanalisierte Strecke (rechts) des Walenbrunnens.

Abiotische Werte:

Wie aus Tabelle 41 zu entnehmen ist, hat die Revitalisierung eine grössere morphologische Vielfalt, welche vor allem bei der Breite zum Ausdruck kommt. Auch bei den Tiefen sind die Strecken sehr unterschiedlich. So ergab sich sowohl bei der mittleren als auch der maximalen Tiefe eine wesentlich höhere Variabilität in der Revitalisierung.

Der Kanal weist eine wesentlich grössere Fläche an Fischunterständen auf, die durch Wasserpflanzen und überhängende Vegetation bestimmt wird. Der hohe Wert des Diversitätsindex im Kanal resultiert durch die annähernde Gleichverteilung der vorhandenen Strukturen. Auch in der Revitalisierung dominieren die Wasserpflanzen mit 27.47 %, doch kommen hier dauerhafte Strukturen wie Pools und künstliche Strukturen hinzu (siehe Abb. 37).

Die Beschattung beider Strecken ist zu vernachlässigen. In der Revitalisierung wird sie durch eine Brücke hervorgerufen.

Tab. 41: Morphometrische Daten, Fischunterstände, Korngrössenverteilung und Beschattung der kanalisiert und revitalisierten Strecke des Walenbrunnens.

	kanalisiert	revitalisiert
Länge (m)	150	150
Fläche (m ²)	353	683
mittlere Breite (cm)	235	455
VC mittlere Breite	7.3	19.0
Varianz mittlere Breite	296	7496
mittlere Tiefe (cm)	25	40
VC mittlere Tiefe	53.9	62.1

Varianz mittlere Tiefe	185	629
max. Tiefe (cm)	70	135
VC max. Tiefe	15.7	27.0
Varianz max. Tiefe	121	320
Fischunterstände (%)	85.6	35.2
Diversität Fischunterstände	0.732	0.758
mittlere Korngrösse (cm)	3.3	3.4
VC mittlere Korngrösse	480.6	585.0
Varianz mittlere Korngrösse	252	396
Beschattung (%)	0	2

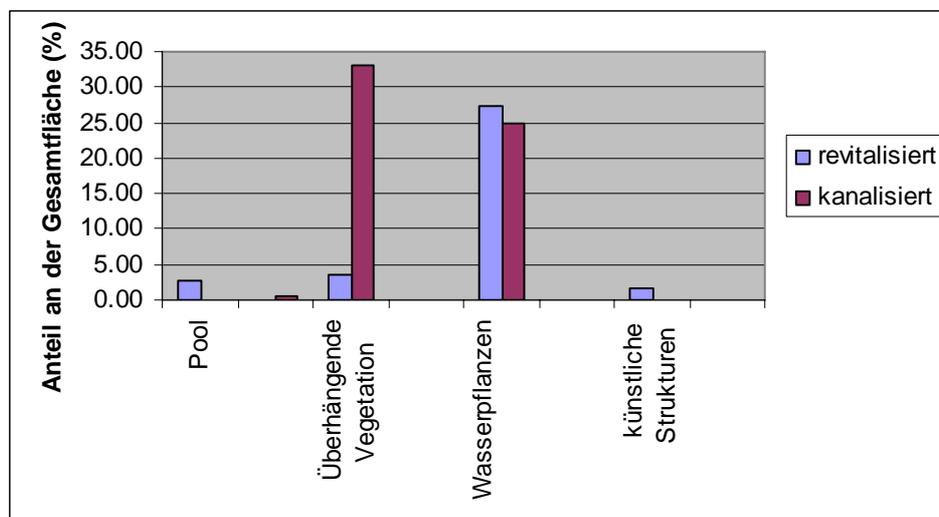


Abb. 37: Prozentuale Verteilung der Fischunterstände der revitalisierten und kanalisiertem Strecke des Walenbrunnens.

Fischdaten:

Wie aus Tabelle 42 ersichtlich, setzt sich die Fischfauna der revitalisierten Strecke aus fünf und die kanalisierte Strecke aus zwei Arten zusammen. In beiden Strecken dominiert mit einem sehr hohen Anteil die Bachforelle (revitalisiert: 95.6 %, kanalisiert: 95.9 %). Aus diesem Grund ist der Diversitätsindex der revitalisierten Strecke nur unmerklich höher als in der kanalisiertem Strecke. In der kanalisiertem Strecke war eine wesentlich höhere Fischdichte und eine damit einhergehende höhere Gesamtbiomasse zu verzeichnen.

Erfreulich war der Nachweis der Seeforelle sowie der Trüsche in der revitalisierten Strecke, welche zum Laichen aus dem Vierwaldstättersee in den Walenbrunnens aufsteigen (siehe Tab. 43).

Die Bachforellenpopulation beider Strecken ähnelt sich sehr. Mit einem Anteil von jeweils 92 % dominieren die 0+-Individuen. Juvenile und Adulte kamen mit einem Anteil von 7 % respektive 0.5 % vor. Die engen 95%-Konfidenzintervalle der Bachforelle beider Strecken aus der Populationsgrössenberechnung zeigt eine hohe Präzision (revitalisierte Strecke: 786-820, kanalisierte Strecke: 994-1'020, jeweils das untere und obere Konfidenzintervall).

Tab. 42: Anzahl Arten, Diversitätsindex, Gesamtfischbestand und Biomasse der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Walenbrunnens.

	revitalisiert	kanalisiert
Anzahl Arten	5	2
Diversität	0.203	0.171
Gesamtfischbestand (Ind/ha)	12308	30525
Biomasse (kg/ha)	250.86	357.24

Tab. 43: Absolute und relative Häufigkeit der Arten der revitalisierten und kanalisierten Strecke des Walenbrunnens.

Art	Anzahl absolut		relativer Anteil (%)	
	revitalisiert	kanalisiert	revitalisiert	kanalisiert
Groppe	30	42	3.7	4.1
Trüsche	3		0.4	
Bachforelle	769	983	95.6	95.9
Seeforelle	1		0.1	
Äsche	1		0.1	

Zusammenfassung:

In der Erfolgskontrolle wurde der Walenbrunnen mit einem „kleinen Erfolg“ bewertet.

Die grössten Verbesserungen konnten bei den Indikatoren „Artenvorkommen und –häufigkeit“, „innere Kolmation der Gewässersohle“ sowie „Quantität von Totholz“ festgestellt werden. Doch auch bei der Wasserspiegelbreitenvariabilität sowie Sohlenstruktur kam es zu kleinen Verbesserungen. Bezüglich des Ufers konnte keine Aufwertung erfolgen, da beide Strecken in einem engen Umfeld von Strassen und Siedlungen bzw. Industrie liegen.

Wie aus den Fischbestandsdaten ersichtlich, kam es zu einem Artenrückgang von fünf auf zwei in der kanalisierten Strecke. In beiden Strecken dominiert mit einem Anteil von jeweils rund 96 % die Bachforelle die Artenzusammensetzung. Da sich die Altersstrukturen der Bachforellen beider Strecken ähneln, kam es hier nur zu einer leichten Verbesserung in der Revitalisierung. Die höheren Abundanzen in der kanalisierten Strecke schlugen sich auch in der Biomasse nieder.

Bei einer Dichte von rund 30'500 Individuen/ha in der kanalisierten Strecke resultierte eine Biomasse von 360 kg/ha. Dagegen stehen in der revitalisierten Strecke rund 12'300 Individuen/ha mit einer Biomasse von 251 kg/ha.

FAZIT

Die revitalisierte Strecke des Walenbrunnens zeigt eine **Verbesserung in der morphologischen Vielfalt**. Die **Artendiversität** ist gegenüber der kanalisierten Strecke **deutlich erhöht**.

Der Walenbrunnen wurde in der Erfolgskontrolle als **kleiner Erfolg** gewertet.

3.2 Statistische Ergebnisse

3.2.1 Revitalisierung und Morphologie

Hypothese 1 a) Revitalisierte Strecken haben eine grössere Breiten- und Tiefenvariabilität.

Bei den Datensätzen mittlere Breite, mittlere Tiefe und maximale Tiefe handelt es sich um normal verteilte Daten. Alle t-Tests ergaben einen signifikanten Unterschied zwischen den Streckentypen „revitalisiert“ und „kanalisiert“, wobei das Ergebnis der maximalen Tiefe sogar hochsignifikant ausfiel (für Werte siehe Tab. 44).

Tab. 44: Ergebnisse der t-Test zur mittleren Breite, mittleren und maximalen Tiefe. Gezeigt werden die t- und p-Werte.

	mittlere Breite	mittlere Tiefe	maximale Tiefe
t Wert	-3.586	-2.495	-6.636
p Wert	0.0049	0.0317	$5.8 \cdot 10^{-5}$

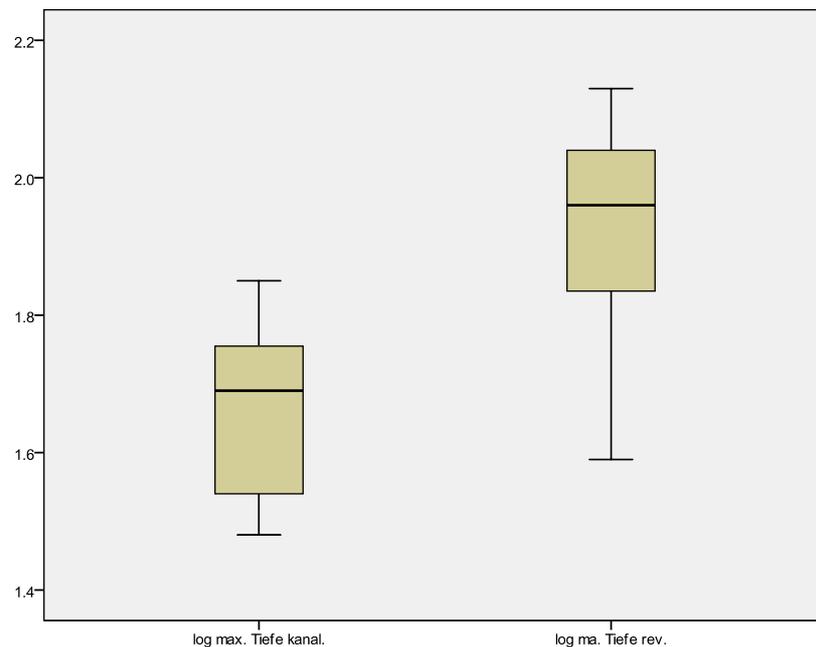


Abb. 38: Boxplot zur maximalen Tiefe. Dargestellt werden die Mediane, oberes und unteres Quartil und die Extremwerte der Streckentypen „kanalisiert“ und „revitalisiert“.

Hypothese 1 a) Revitalisierte Strecken haben eine größere Breiten- und Tiefenvariabilität.

→ **wird bestätigt**

Hypothese 1 b) Revitalisierte Strecken haben eine höhere Quantität an Fischunterständen.

Zur Beurteilung der Quantitätsunterschiede wurde aufgrund der Normalverteilung der Daten ein t-Test durchgeführt. Es konnte kein signifikanter Unterschied zwischen den Streckentypen „revitalisiert“ und „kanalisiert“ festgestellt werden (t-Test, $t=-1.622$, $n=11$, $p=0.1359$).

In der Abbildung 39 ist zu erkennen, dass die Mediane der beiden Streckentypen nahe beieinander liegen, doch ist die Streuung im Streckentyp „kanalisiert“ wesentlich höher im Streckentyp „revitalisiert“ und lässt den Rückschluss auf eine höhere Wahrscheinlichkeit des Vorkommens zu.

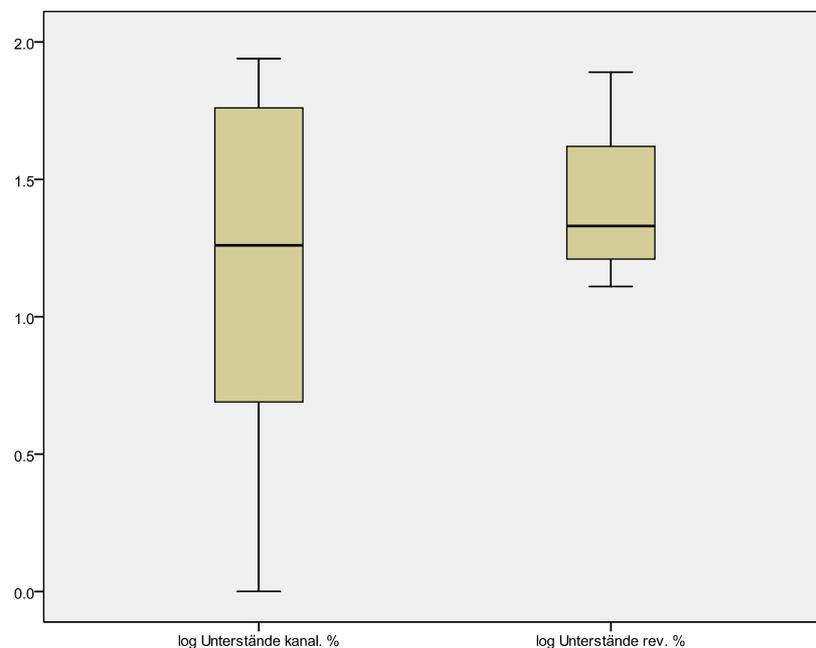


Abb. 39: Boxplot der Unterstände. Dargestellt werden die Mediane, oberes und unteres Quartil und die Extremwerte der Streckentypen „kanalisiert“ und „revitalisiert“.

Hypothese 1 b) Revitalisierte Strecken haben eine höhere Quantität an Fischunterständen.

→ **wird verworfen**

Hypothese 1 c) Revitalisierte Strecken haben eine höhere Qualität an Fischunterständen.

Die Daten der Qualität der Fischunterstände, gemessen durch den Diversitätsindex, wurden durch den Wilcoxon-Mann-Whitney-Test getestet, da es sich um nicht normal verteilte Daten handelt. Es konnte ein hoch signifikanter Unterschied festgestellt werden (Wilcoxon-Mann-Whitney-Test, $z=2.934$, $df=10$, $p=0.0033$).

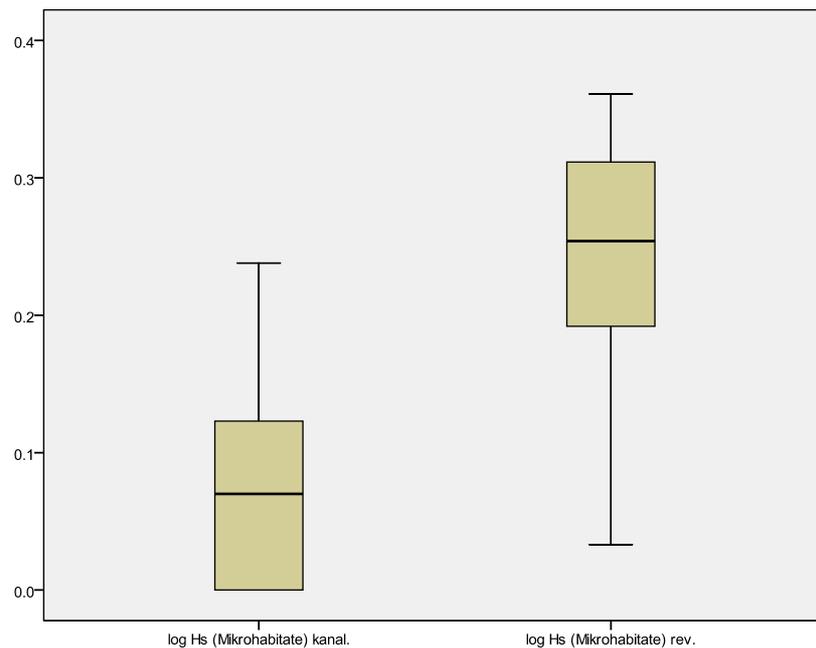


Abb. 40: Boxplot zum Diversitätsindex der Mikrohabitate. Dargestellt werden die Mediane, oberes und unteres Quartil und die Extremwerte der Streckentypen „kanalisiert“ und „revitalisiert“.

Hypothese 1 c) Revitalisierte Strecken haben eine höhere Qualität an Fischunterständen.

→ **wird bestätigt**

3.2.2 Revitalisierung und Vernetzungsgrad

Hypothese 2 a) Mit abnehmender Anzahl von Querverbauungen zur Mündung erhöht sich der Erfolg.

Die Anzahl der Abstürze beinhaltet alle Hindernisse über 20 cm. Sie wurde aus den ökomorphologischen Daten erhoben (siehe Tab. 45).

Tab. 45: Anzahl der Abstürze größer 20 cm je Untersuchungsbach, aufgeteilt nach Größe des Erfolgs.

kleiner Erfolg	mittlerer Erfolg
2 Esche (FL)	0 Rotigraben(NW)
0 Mölibach (FL)	38 Sandbach (NW)
0 Scheidgraben (NW)	19 Laveggio(TI)
0 Mülibach (NW)	
5 Seewag (LU)	
124 Vordere Frenke (BL)	
0 Walenbrunnen (UR)	

Aufgrund der Eindeutigkeit der Daten sowie der geringen Stichprobenmenge wurde auf die Durchführung eines statistischen Tests verzichtet. Es lässt sich kein Zusammenhang zwischen der Anzahl der Abstürze und dem Revitalisierungserfolg erkennen. Mit Ausnahme der Vorderen Frenke sind bei den kleineren Revitalisierungserfolgen weniger Abstürze zu verzeichnen als bei den Revitalisierungen mit einem mittleren Erfolg.

Hypothese 2 a) Mit abnehmender Anzahl von Querverbauungen zur Mündung erhöht sich der Erfolg.

→ **wird verworfen**

3.2.3 Revitalisierung und Fischbestand

Hypothese 3 a) Revitalisierte Strecken weisen ein höheres Artenvorkommen auf.

Zur Überprüfung des Artenvorkommens zwischen den revitalisierten und kanalisierten Strecken wurde ein Wilcoxon-Mann-Whitney-Test durchgeführt, da es sich um nicht normalverteilte Daten handelt. Dieser ergab, dass es einen signifikanten Unterschied bei der Anzahl der Arten zwischen den Streckentypen „revitalisiert“ und kanalisiert gab (Wilcoxon-Mann-Whitney-Test, $z=2.429$, $df=10$, $p=0.0151$).

Der deutliche Unterschied wird in der Abbildung 41 erkennbar. Bei dem Ausreisser im Streckentyp „kanalisiert“ handelt es sich um den Mölibach im Fürstentum Liechtenstein, der als einziger Bach eine höhere Artenzahl in der kanalisierten Strecke aufwies.

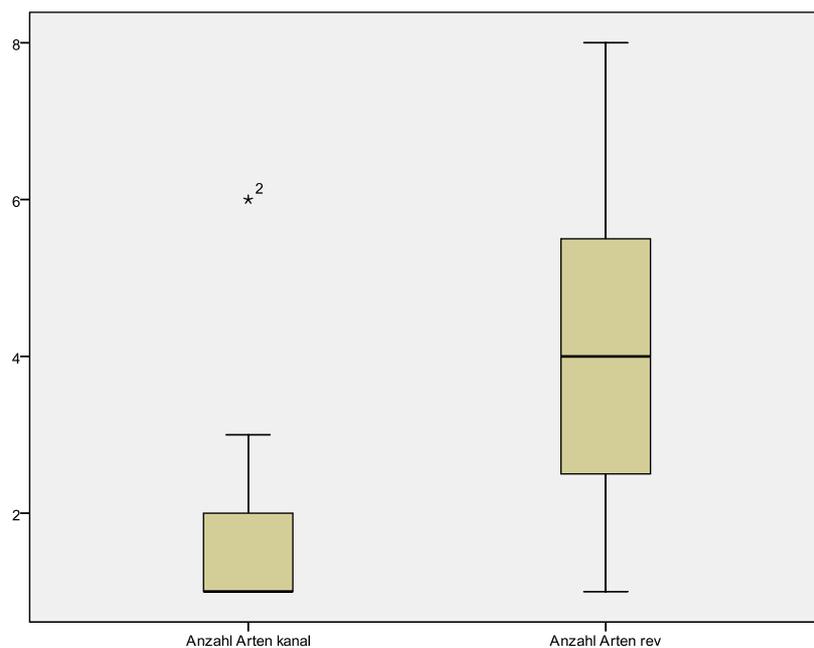


Abb. 41: Boxplot zur Anzahl der Arten. Dargestellt werden die Mediane, oberes und unteres Quartil, die Extremwerte und Ausreisser der Streckentypen „kanalisiert“ und „revitalisiert“.

Als weitere Bestätigung wurde der Diversitätsindex hinzugenommen (siehe Abb. 42). Durch den Wilcoxon-Mann-Whitney-Test konnte ein hochsignifikantes Ergebnis gezeigt werden (Wilcoxon-Mann-Whitney-Test, $z=2.666$, $df=10$, $p=0.0039$).

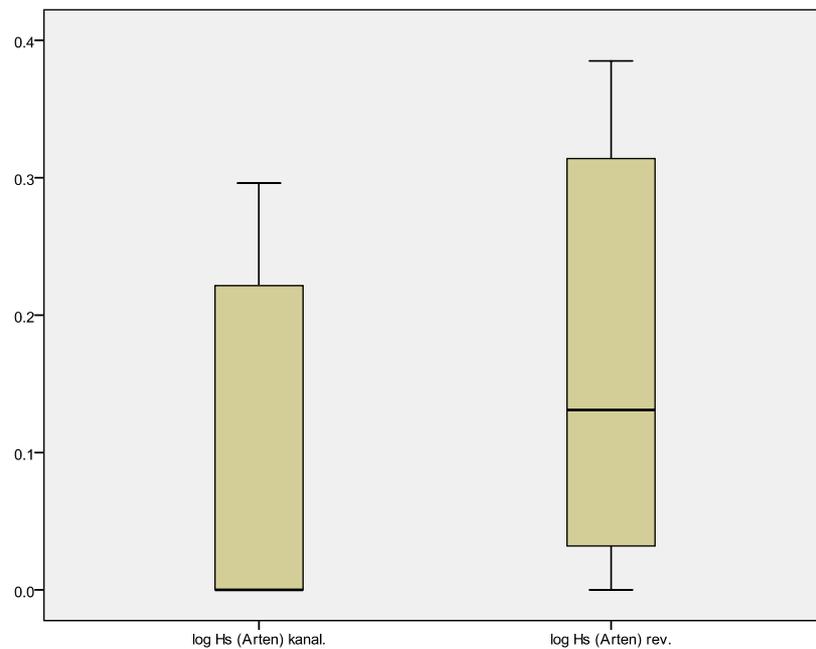


Abb. 42: Boxplot zum Diversitätsindex der Arten. Dargestellt werden die Mediane, oberes und unteres Quartil und die Extremwerte der Streckentypen „kanalisiert“ und „revitalisiert“.

Hypothese 3 a) Revitalisierte Strecken weisen ein höheres Artenvorkommen auf.

→ **wird bestätigt**

Hypothese3 b) Revitalisierte Strecken weisen natürlichere Populationsstrukturen auf.

Zur Überprüfung des Unterschiedes wurden die standardisierten Ergebnisse der Populationsstrukturen aus dem Handbuch verwendet. Da es sich um normal verteilte Daten handelt, wurde ein t-Test durchgeführt. Es konnte kein signifikanter Unterschied zwischen den Streckentypen „revitalisiert“ und „kanalisiert“ festgestellt werden (t-Test, $t=-1.51$, $p=0.1621$).

Hypothese3 b) Revitalisierte Strecken weisen natürlichere Populationsstrukturen auf.

→ **wird verworfen**

3.3.4 Ergebnisse der linearen Regressionen

Bei der Durchführung der linearen Regressionen zwischen den einzelnen unabhängigen und abhängigen Variablen „Artenzahl“, „Dichte“ und „Biomasse“ konnten nur wenige Signifikanzen festgestellt werden. So kam es nur im Streckentyp „kanalisiert“ zwischen der abhängigen Variable „Dichte“ und den Variationskoeffizienten „mittlere Tiefe“ ($p=0.0023$, $R^2=0.6629$, R^2 korrigiert=0.6254) und „maximale Tiefe“ ($p=0.0114$, $R^2=0.5275$, R^2 korrigiert=0.4750) zu signifikanten Unterschieden. Für den Streckentyp „revitalisiert“ konnten keinerlei Signifikanzen festgestellt werden.

In der zusätzlich durchgeführten schrittweise multiplen linearen Regression sollte herausgefunden werden, ob und inwieweit eine Kombination von verschiedenen unabhängigen Variablen die abhängigen erklären kann. Aufgrund der geringen Ergebnisse der einzelnen linearen Regressionen wurde hierzu keine Unterscheidung zwischen den Streckentypen vorgenommen und die Datensätze der jeweiligen Variablen zusammengefasst. Die Ergebnisse werden in Tabelle 46 dargestellt.

Tab. 46: Ergebnisse der schrittweise multiplen linearen Regression. Gezeigt werden die P-Werte, R^2 und korrigiertes R^2 .

abhängige Variable	unabhängige Variable	p	R^2	korrigiertes R^2
Artenzahl	Unterstände	0.210	0.615	0.550
Dichte (Ind/ha)	maximale Tiefe	0.009	0.707	0.658
Biomasse (kg/ha)	mittlere Breite	0.010	0.695	0.644
	Varianz mittlere Tiefe	0.002	0.913	0.878

Es zeigt sich, dass die Artenzahl mit 55 % durch die Variable „Unterstände“ erklärt werden kann. Die Dichte (Ind/ha) lässt sich zu 65.8 % durch die Variable maximale Tiefe erklären. Bei der Biomasse (kg/ha) ist die Aussagekraft am höchsten. Werden die beiden Variablen „mittlere Breite“ und „Varianz mittlere Tiefe“ zusammen betrachtet, werden durch sie 87.8 % der Biomasse erklärt.

4 Diskussion

4.1 Revitalisierung und Morphologie

In den untersuchten Bächen lassen sich morphologische Unterschiede in der Breite sowie bei den mittleren als auch maximalen Tiefen verzeichnen. In allen drei Variablen konnten signifikante Unterschiede zwischen den Streckentypen „revitalisiert“ und „kanalisiert“ festgestellt werden, die durch die Wegnahme der harten Uferverbauungen in den revitalisierten Strecken hervorgerufen wurden. Diese beobachteten Unterschiede zwischen den beiden Streckentypen wurde bereits in der Studie von Jungwirth (1984) gezeigt.

Eine ausgeprägte Breitenvariabilität ist für die laterale Vernetzung der Gewässer von grosser Bedeutung (Bunn & Arthington 2002). Sie führt bei Hochwasser zu einem intensiveren Stoffaustausch mit den terrestrischen Lebensräumen (Junk et al. 1989; Tockner & Stanford 2002) und bietet zusätzliche Habitats (Ward et al. 1999).

Als sehr positiv sind die erheblichen Unterschiede in der Variabilität der maximalen Tiefe zu bewerten, da sie verschiedene Funktionen erfüllen: Sie stehen vor allem adulten Tieren als Habitat zur Verfügung (Elliott 1994; Harvey & Stewart 1991), bieten Schutz vor terrestrischen Prädatoren und dienen bei Niedrigwasser als Refugium (Lake et al. 2007; Sedell et al. 1990). Jungwirth (1984) konnte einen direkten Zusammenhang zwischen Artendiversität und maximaler Tiefe zeigen. Angermeier & Schlosser (1989) konnten ebenfalls die maximale Tiefe als einen einflussreichen Faktor für die Artenzusammensetzung erkennen. In ihrer Studie über sieben kleine Bäche im Staat Illinois (USA) und Panama konnten sie eine Erhöhung der Artenzusammensetzung durch grössere Tiefen erkennen. Dieser direkte Zusammenhang konnte in der vorliegenden Arbeit nicht gezeigt werden, doch wirkten sich die Variabilitäten der Breite und Tiefe positiv auf die Dichte sowie die Biomasse aus, da die grossen maximalen Tiefen in engem Zusammenhang mit dem Vorhandensein von Poolstrukturen stehen, welche Raum für viele Individuen bieten. Der Zusammenhang zwischen Breite/Tiefe und Dichte/Biomasse konnte bereits in empirischen Studien über die Bachforelle gezeigt werden (Austen et al. 1994; Bozek & Rahel 1991).

Fischunterstände kamen mit Ausnahme der kanalisierten Strecke des Laveggio in allen Untersuchungsstrecken vor. Quantitative Unterschiede konnten zwischen den Streckentypen

statistisch nicht belegt werden. Die Wichtigkeit von Unterständen und Strukturen, wie z.B. für die Bachforelle in kleinen Bächen, konnte bereits in der frühen Arbeit von Boussu (1954) bestätigt werden. Der gezeigte positive Zusammenhang zwischen Habitats- und Artendiversität durch Gormann & Karr (1978) kann bestätigt werden, da die Variable Fischunterstände bei der multiplen linearen Regression die Entscheidende zur Erklärung der Artendiversität war.

Im Kontrast dazu stehen die sehr deutlichen Unterschiede bei der Qualität der Fischunterstände, hier gemessen durch den Diversitätsindex. So wiesen die revitalisierten Strecken nicht nur mehr Unterstandstypen auf, sondern es handelte sich hier um dauerhaftere Strukturen. Denn kam es im Streckentyp „kanalisiert“ zu einer hohen Quantität an Fischunterständen, so waren diese meist durch die Typen „Wasserpflanzen“ und „überhängende Vegetation“ dominiert, wie dies in den Bächen Mölibach (FL), Mülibach (NW), Scheidgraben (NW) und Walenbrunnen (UR) zu sehen ist. Dass Wasserpflanzen eine wichtige funktionale Rolle spielen, wurde bereits durch Harrison (2000) beschrieben. Ebenfalls entsteht durch sie ein großes Schutzpotential für Fische (Carr 1994; Duffy & Baltz 1998; Rozas & Odum 1988; Williams et al. 2005). So konnten Rozas & Odum (1988) doppelt so hohe Fischdichten in Strecken mit Wasserpflanzen finden wie in Strecken ohne. Ebenfalls Williams et al. (2005) stellten einen engen Zusammenhang zwischen Artenvielfalt und Biomasse und Vorkommen von Wasserpflanzen fest. Doch bieten Wasserpflanzen nicht nur Schutz, sondern tragen auch zu einer höheren Sekundärproduktion bei (Heck & Thoman 1984; Lubbers et al. 1990) und wirken sich so positiv auf Wachstumsraten aus. Allerdings handelt es sich hierbei um eine temporär vorkommende Struktur, die somit nur in der Vegetationszeit als vollwertiger Unterstandstyp fungieren kann. Dies führt zu einer Reduktion der Winterhabitate, was als regulierender Faktor der Überlebensrate von Salmoniden gilt (MacMahon & Hartman 1989). Dagegen sind dauerhafte Strukturen wie Pools, unterspülte Ufer sowie künstliche Strukturen fast ausschliesslich im Streckentyp „revitalisiert“ zu finden und stehen den Fischen ganzjährig zur Verfügung. Die Artendiversität ist neben dem Angebot an Strukturen auch von deren Persistenz (Bain et al. 1988) und somit von ihrer Qualität abhängig.

FAZIT

Morphologische Unterschiede zwischen den Streckentypen konnten sowohl für die Breite als auch für die Tiefe bestätigt werden. Während die kanalisierten Strecken eine monotone Struktur aufweisen konnten bei den revitalisierten Strecken hohe Variabilitäten festgestellt werden.

Fischunterstände unterschieden sich nicht in ihrer Quantität, doch weisen revitalisierte Strecken höhere Qualitäten auf.

Hypothese 1 a) Revitalisierte Strecken haben eine grössere Breiten- und Tiefenvariabilität.

→ **wurde bestätigt**

Hypothese 1 b) Revitalisierte Strecken haben eine höhere Quantität an Fischunterständen.

→ **wird verworfen**

Hypothese 1 c) Revitalisierte Strecken haben eine höhere Qualität an Fischunterständen

→ **wurde bestätigt**

4.2 Revitalisierung und Vernetzungsgrad

Die Ergebnisse dieser Arbeit konnten keinen Zusammenhang zwischen dem Ausmass des Revitalisierungserfolges und der Anzahl der vorhandenen Querverbauungen zeigen. Bei den Revitalisierungsprojekten mit kleinem Erfolg sind weniger Querverbauungen zur Mündung vorhanden als in den Projekten mit mittlerem Erfolg.

Die grösste Zahl der Revitalisierungsprojekte wird mit der Annahme durchgeführt, dass durch strukturelle Verbesserungen eine Rekolonisierung stattfindet (Palmer 1997). Für erfolgreiche Revitalisierungsprojekte darf sich der Fokus nicht nur auf die zu revitalisierende Strecke beziehen, sondern die Längsvernetzung des Gewässers muss miteinbezogen werden (Peter et al. 2008). Prozesse ausserhalb des Projektperimeters dürfen nicht missachtet werden, da sie ebenfalls zu einem Erfolg oder Misserfolg beitragen (Cowx & de Jong 2004; Muhar et al. 1995; Palmer et al. 1997; Rabeni & Sowa 1996). Die Durchgängigkeit wurde daher als zentraler Punkt erkannt (Pringle 2001). Eine bestehende Durchgängigkeit erlaubt den Fluss von Energie, Nährstoffen und Organismen innerhalb eines Fliessgewässers (Ward et al. 2002).

Allgemein anerkannt ist, dass durch das Fehlen einer Durchgängigkeit innerhalb eines Fliessgewässerssystems die Rekolonisierungsrate für Organismen stark beeinträchtigt wird. Denn Rekolonisierung kann nur durch Source-Populationen stattfinden, welche die Möglichkeit haben, die revitalisierten Strecken zu erreichen.

Fehlende Durchgängigkeit ist vor allem für Organismen mit beschränkter Mobilität von Bedeutung. So gibt es auch unter den Fischen grosse Unterschiede bezüglich ihrer Schwimffähigkeit. Hindernisse, welche von schwimmstarken Arten wie der Bachforelle überwunden werden können, bleiben unüberwindlich für kleine Arten wie z.B. die bodenlebende Groppe. Dies ist ein möglicher Grund für das reine Vorkommen der Bachforelle in der Vorderen Frenke (BL), welche mit 124 die grösste Anzahl an Wanderungshindernissen zeigt, da bezogen auf das Gesamtflusssystem das Vorkommen der Groppe durchaus erwartet werden kann (Amiet 2005). Anders verhält es sich im Sandbach (OW), als weiterer Bach ohne Artenerhöhung. Aufgrund des starken Gefälles kommt es zu vielen natürlichen Abstürzen bis zur Mündung, wodurch das ausschliessliche Vorkommen der Bachforelle bedingt ist und vermutlich eher eine natürliche Situation darstellt.

Für eine kritische Interpretation der vorliegenden Daten müssen folgende Punkte beachtet werden: Zum einen wurden alle Abstürze ab 20 cm berücksichtigt. Dabei handelt es sich um recht kleine

Höhenunterschiede, die bei höheren Wasserständen durchaus keine Barriere mehr darstellen können. Auch wurden alle Abstürze als unüberwindbar angenommen, was als restriktivste Annahme gelten kann. Denn die Daten der ökomorphologischen Erhebungen machen keine Aussage über die Durchgängigkeit und sind zudem teilweise veraltet. Dazu wurde angenommen, dass sich die Source-Population unterhalb der Mündung befindet. Dass dies nicht der Fall sein muss, kann am Beispiel des Laveggio (TI) gezeigt werden. Denn trotz einer grossen Anzahl an Hindernissen kam es zu einer wesentlich höheren Artenzahl in der revitalisierten Strecke.

Für eine genaue Interpretation der vorliegenden Daten müssten Informationen über das räumliche Vorkommen der Source-Populationen vorhanden sein, die im Rahmen dieser Arbeit nicht erhoben wurden. Die Ergebnisse der höheren Artendiversitäten in den revitalisierten Strecken sind eindeutig und stehen vermutlich in keinem Zusammenhang mit der Anzahl der Querverbauungen zur Mündung. Als mögliche Erklärung kann angenommen werden, dass die jeweiligen Source-Populationen in einem Flussabschnitt vorkommen, die nicht durch Barrieren von den revitalisierten Strecken getrennt sind. Eine weitere Annahme könnte sein, dass sich die Source-Populationen flussaufwärts befinden und durch die Strömung verdriftet werden. Der Grund, warum es dann zu keiner höheren Artenvielfalt in den kanalisierten Strecken kam, die ausnahmslos flussaufwärts lagen, kann nur mit der grösseren Naturnähe der revitalisierten Strecken erklärt werden.

Es muss gefolgert werden, dass die Aussage, die Anzahl der Querverbauungen habe keinen Einfluss auf den Revitalisierungserfolg, durch die zu grossen Unsicherheiten nicht haltbar ist, da die positiven Resultate dies nicht bestätigen.

FAZIT

Das Ergebnis bestätigt nicht die getroffene Annahme, dass sich mit abnehmender Anzahl an Querverbauungen zur Mündung der Revitalisierungserfolg erhöht, doch müssen die grossen Unsicherheiten berücksichtigt werden. Zur Beurteilung der Durchgängigkeit sind klare Studien erforderlich.

Hypothese 2 a) Mit abnehmender Anzahl von Querverbauungen zur Mündung erhöht sich der Erfolg

→ **wird verworfen**

4.3 Revitalisierung und Fischbestand

In den untersuchten Bächen wurden, mit Ausnahme des Mölibaches im Fürstentum Liechtenstein, mehr Arten in den revitalisierten Strecken nachgewiesen. Die Unterschiede waren zum Teil sehr deutlich, wie bei den Bächen Esche, Seewag, Laveggio und Walenbrunnen. Noch deutlicher werden die Unterschiede bei der Diversität. Hier zeigen alle revitalisierten Strecken höhere Werte im Diversitätsindex auf. Es ist wichtig, eine Unterscheidung zwischen absolut vorkommender Artenzahl und Diversität vorzunehmen, da ebenfalls die Abundanz einer Art für die Population eine wichtige Rolle spielt (Myers et al. 1999). Sie trägt dazu bei, dass eine Population mit vielen Individuen aufgrund des höheren Genpools stochastische und umweltbedingte Schwankungen eher überstehen kann als eine genetisch verarmte Population (Baer et al. 2007; Leary et al. 1985). Bei kritischer Betrachtung der Ergebnisse könnte einzuwenden sein, dass in den revitalisierten Strecken Arten mit geringer Individuenzahl nachgewiesen wurden und somit nicht zu einer höheren Stabilität des Systems führen. Doch diese Beobachtungen lassen sich hauptsächlich auf die Seezuflüsse Scheidgraben, Walenbrunnen und Laveggio beschränken. So kamen in den Seezuflüssen Scheidgraben und Walenbrunnen vor allem die Arten Trüsche und Seeforelle mit geringer Abundanz vor, in der unteren revitalisierten Strecke des Scheidgrabens waren es ebenfalls die Trüsche sowie der Hecht. Da die beiden Arten Trüsche und Seeforelle Seebewohner sind, die aus Laichgründen die Seezuläufe aufsuchen (Gerlier & Roche 1998), ist es verständlich, dass diese Arten ausserhalb der Laichzeit nicht zahlreich nachgewiesen werden konnten. Doch kann ihr Vorkommen eindeutig den Revitalisierungsmassnahmen zugeschrieben werden. Durch sie kam es zu einem qualitativ höheren Angebot an Unterständen (siehe Kap. 4.2), die im positiven Zusammenhang mit der Anzahl der Arten steht.

Die Aufrechterhaltung der Biodiversität wurde durch die Konferenz der Vereinten Nationen zu Umwelt und Entwicklung im Jahre 1992 in Rio de Janeiro in der Biodiversitäts-Konvention vertraglich festgelegt (UNEP 1992). Durch sie wurde die Bedeutsamkeit von Biodiversität erstmals weltweit anerkannt und auch in den Schweizer Fliessgewässern durch das Modul-Stufen-Konzept Fische Stufe F (Schager & Peter 2004) berücksichtigt.

Die wissenschaftliche Diskussion über den Zusammenhang zwischen Biodiversität und Stabilität eines Ökosystems ist noch nicht abgeschlossen (McCann 2000). Auch wenn es widersprüchliche Studien zu diesem Thema gibt, so ist doch ein positiver Zusammenhang zwischen Biodiversität und Ökosystemfunktionen erkennbar (Thompson & Starzomski 2006) und Biodiversität kann

folglich als bedeutsam für die Aufrechterhaltung von funktionierenden Ökosystemen angesehen werden.

Eine höhere Biodiversität ist ein angetriebenes Ziel in der Revitalisierungsökologie (Young 2000), wobei der Fisch als ein guter Indikator für intakte ökologische Funktionen gilt (Burkhardt-Holm 2001). Zahlreiche Studien haben den Zusammenhang zwischen verschiedenen Habitataufwertung und Fischbestand untersucht (Bond & Lake 2005; Brooks et al. 2004; Jungwirth et al. 1995; Lepori et al. 2005; Peter 2008; Pretty et al. 2003; Weber et al. 2009), welche zu unterschiedlichen Ergebnissen führten. Durch Revitalisierungsmassnahmen werden Fliessgewässersysteme naturnäher (Bradshaw 1996) wodurch die biologische Diversität aufgrund von strukturreicheren Habitaten erhöht werden kann (Newson & Newson 2000; Peter 2003). Dieser Zusammenhang konnte in der Studie über die Melk in Österreich durch eine Zunahme der Artendiversität nach Revitalisierung innerhalb eines Jahres bestätigt werden (Jungwirth et al. 1995). Diese schnelle Wiederbesiedlung steht im Gegensatz zu der Annahme von Detenbeck et al. (1992), dass die Wiederbesiedlung durch Fische durch eine dauerhafte Störung, wie dies durch anthropogene Eingriffe wie Kanalisierung der Fall ist (Bender et al. 1984), einen Zeitraum von 5-52 Jahre in Anspruch nehmen kann. Kürzere Zeiträume für eine Wiederbesiedlung wurden von Dunham et al. (2003) angenommen (über 10 Jahre). Diese zeitlichen Annahmen werden durch die vorliegende Arbeit nicht bestätigt, da kein Revitalisierungsprojekt älter als 10 Jahre und eine deutliche Zunahme in der Artenvielfalt zu verzeichnen war.

Dass durch strukturelle Verbesserungen nicht zwangsläufig die Artenvielfalt erhöht wird, wurde in der Studie des Revitalisierungsprojekts der Thur in der Schweiz festgestellt (Peter 2008; Peter 2009; Weber et al. 2009). Hier kam es durch eine Flussaufweitung zu einem grösseren Habitatsangebot, welches sich aber nicht in einer Erhöhung der Fischfauna niederschlug. Ähnliche Ergebnisse erhielten Pretty et al. (2003), welche in der Untersuchung von 13 kleinen Flachlandbächen in England trotz struktureller Verbesserungen keine Erhöhung in der Artendiversität nachweisen konnten. Im Gegensatz dazu kam es in dieser Studie trotz nur kleiner bis mittlerer Erfolge der Revitalisierungsmassnahmen zu einer deutlichen Erhöhungen der Artenvielfalt. Doch konnten Erhöhungen in der Artendiversität in anderen Projekten festgestellt werden (Brooks et al. 2004; Gippel & Collier 1998; Lepori et al. 2005; Shields et al. 1993).

Ein weiterer positiver Aspekt lässt sich im Mölibach (FL) erkennen. In beiden Streckentypen ist die gebietsfremde Regenbogenforelle vertreten und bildet im Kanal die dominante Fischart. Invasion gebietsfremder Arten gilt als ein bedeutender Grund für die Bedrohung der heimischen Flora und Fauna (Clavero & García-Berthou 2005; Gido & Brown 1999; Mooney & Cleland 2001). So kam es durch die Einführung der Bachforelle in Neuseeland zum Aussterben mehrerer heimischer Arten (Townsend 1996). Doch beschränkt sich im Mölibach (FL) die Dominanz der Regenbogenforelle auf die kanalisierte Strecke. Dagegen ist in der revitalisierten Strecke die Bachforelle die dominierende Salmonidenart.

Ebenfalls lassen sich Unterschiede in den Populationsstrukturen erkennen, auch wenn sie sich nicht durch statistisch signifikante Unterschiede bestätigen lassen. Das Vorhandensein jeder Altersklasse mit ausreichend Individuen ist für das Fortbestehen einer Population von zentraler Bedeutung (Beukers & Jones 1998).

Die Ergebnisse der einzelnen Bäche fielen sehr unterschiedlich aus, doch kann eine Tendenz zu natürlicheren Populationsstrukturen in den revitalisierten Strecken erkannt werden. Diese Tendenzen lassen sich an zwei Punkten erklären: Zum einen sind in den revitalisierten Strecken die einzelnen Alterklassen mit höheren Individuenzahlen vertreten, welches bezogen auf die 0+-Individuen auf einen grösseren Reproduktionserfolg schliessen lässt. Zum anderen fehlten adulte Fische tendenziell in den kanalisierten Strecken oder waren sehr unterrepräsentiert. In sieben von elf untersuchten revitalisierten Strecken konnte dies bestätigt werden. Schmutz et al. (2000) konzipierten das MuLFA-Konzept (engl. multi-level concept for fish-based assessment). In diesem werden sieben Populationskriterien, unter anderem die Alterstruktur einer Population, mit fünf Bewertungsklassen bewertet. Dabei wird eine leichte Veränderung der Populationsstruktur zu einer natürlicheren Situation bereits mit gut bewertet. Wird dieses Kriterium in der vorliegenden Arbeit angewendet, konnte auch für die Populationsstruktur ein gutes Ergebnis erzielt werden.

FAZIT

In den revitalisierten Strecken konnten höhere Artenzahlen und Artendiversitäten festgestellt werden und ein Hauptziel der Revitalisierung konnte somit erreicht werden.

Die Populationsstrukturen der revitalisierten Strecken weisen im Gegensatz zu den kanalisierten Strecken lediglich eine Tendenz zu natürlicheren Strukturen auf.

Hypothese 3 a) Revitalisierte Strecken weisen ein höheres Artenvorkommen auf.

→ **wurde bestätigt**

Hypothese 3 b) Revitalisierte Strecken weisen natürlichere Populationsstrukturen auf.

→ **wird verworfen**

5 Schlussfolgerung und Ausblick

Für alle untersuchten Revitalisierungsprojekte konnte ein ökologischer Erfolg festgestellt werden. Dieser ökologische Erfolg manifestierte sich deutlich in der höheren Artenvielfalt der Fische in den revitalisierten Strecken, die durch die grösseren Heterogenitäten in der Morphologie sowie der Hydraulik bestimmt wurde. Diese klare und eindeutige Gesamtaussage kann trotz des geringen Stichprobenumfanges von zehn Bächen gestellt werden und zeigt das grosse Revitalisierungspotential kleiner Bäche.

Die Ergebnisse erfüllten in vielen Punkten die getroffenen Annahmen und alle Forschungsfragen konnten beantwortet werden. Das „Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen“ stellte sich dabei als nützliches Tool heraus. Die Beschreibung der Indikatoren sowie deren Standardisierung sind verständlich dargestellt und ermutigen zur Anwendung. Die herrschenden Eigenschaften und Besonderheiten der Fliessgewässer konnten durch das Indikatorenset gut wiedergegeben werden. Dennoch kann eine Erfolgskontrolle nicht ohne Expertenwissen auskommen, da jedes Fliessgewässer mit besonderen Eigenschaften ausgestattet ist und diese entsprechend bei der Standardisierung berücksichtigt werden müssen.

In der vorliegenden Arbeit fanden entsprechend des kurzen zeitlichen Rahmens einmalige Erhebungen statt, weshalb keine Aussagen über die Entwicklung und die jährlich natürlichen Schwankungen in den Fischpopulationen und den Habitatsangeboten gemacht werden können. Um diesen wichtigen Punkten gerecht zu werden, wird für die Praxis empfohlen, Erfolgskontrollen über die Zeit durchzuführen, wobei ein zeitlicher Rahmen von mindestens zehn Jahren eingeplant werden sollte, um auch die langfristigen Erfolge erfassen zu können. Dieses zeitlich ausgedehnte Monitoring wird nicht für alle Projekte möglich sein, aber für grössere Projektinvestitionen sollte es angegangen werden.

Dazu wurde in dieser Studie der räumliche Ansatz durch den Vergleich mit kanalisierten Strecken verfolgt. Da sich die revitalisierten Strecken ursprünglich im gleichen Zustand wie die kanalisierten Strecken befanden, war eine Bewertung über den Grad der ökologischen Aufwertung möglich. Doch ist zu beachten, dass diese Resultate weniger streng ausfallen als bei Verwendung natürlicher Referenzen. Da das Hauptziel der Erfolgskontrollen das Erkennen der

tatsächlich vor Ort stattgefundenen Veränderungen beinhaltet, wird für die Praxis der Vorher-Nachher-Ansatz (BACI, engl. Before-After-Control-Impact) empfohlen.

Das grosse Ziel der Zukunft wird sein, durch das vermehrte Anwenden von Erfolgskontrollen, und somit der Offenlegung von positiven sowie negativen Erkenntnissen, ein umfangreicheres Verständnis für die Mechanismen zu erhalten, die für eine erfolgreiche Revitalisierung verantwortlich sind. Doch noch heute sind Erfolgskontrollen kein selbstverständlicher Bestandteil von Revitalisierungsmassnahmen. Da diese unabhängig von der Projektgrösse durchgeführt werden sollten, kann ihr Umfang entsprechend angepasst werden. Für kleinere Projekte kann daher ein geringer Umfang von Indikatoren eingesetzt werden, um so der Verteilung des Gesamtbudgets Rechnung zu tragen. In der vorliegenden Arbeit wurden neun Indikatoren verwandt, wobei unterschiedlich starke Aussagekräfte festgestellt wurden, was in künftigen Erfolgskontrollen berücksichtigt werden könnte.

Zudem sollte ein grösserer Fokus auf die Kommunikation der Ergebnisse mit der Öffentlichkeit gelegt werden. Denn oftmals ist der Bevölkerung nicht bewusst, warum welche Massnahmen durchgeführt wurden. Durch einen offeneren Umgang mit diesen Informationen kann die Akzeptanz und die Befürwortung in der Bevölkerung gestärkt und ausgebaut werden, denn schlussendlich werden diese Projekte durch sie finanziert.

Danksagung

Ein besonderer Dank geht an meinen Betreuer Armin Peter für die kompetente Betreuung dieser Arbeit und für seine wertvollen Anregungen.

Ein grosser Dank geht an Heinz Köhler für die Übernahme der Betreuung an der Universität Tübingen.

Bedanken möchte ich mich bei den kantonalen Fischereiverwaltungen und beim Amt für Umweltschutz des Fürstentums Liechtensteins für die kooperative Zusammenarbeit und der hilfreichen Unterstützung bei der Auswahl der Bäche. Im besonderen bedanke ich mich bei Eva Schager und Theo Kindle für die anregenden Diskussionen und die zusätzliche Mithilfe bei der Feldarbeit. Daniel Zopfi danke ich für die gemeinsame Ortsbegehung und Unterstützung bei der Bachauswahl.

Ein grosser Dank geht an Brigitte Germann, die mich bei allen durchgeführten Abfischungen als Anodenführerin begleitet hat und für mich eine unersetzliche Hilfe war. Ein ganz herzlicher Dank geht an die unzähligen Helfer bei der umfangreichen Feldarbeit. Jedem einzelnen bin ich sehr dankbar, denn ohne sie wären diese Daten nicht entstanden.

Oliver und Jean-Martin danke ich für die anregenden Besprechungen der Daten und die wertvollen Tipps.

Der Eawag für die Bereitstellung des umfangreichen Arbeitsequipments, des Arbeitsplatzes und der Wohnung.

Meinen Eltern für ihre liebevolle Unterstützung und Motivation in der gesamten Studienzeit, doch besonders während der Anfertigung dieser Arbeit.

Matthias für die kritische Durchsicht dieser Arbeit, sein Verständnis und seinen Beistand in den schwierigen Situationen der letzten Monate.

Literatur

- Aarts, B. G. W., F. W. B. Van den Brink, and P. H. Nienhuis. 2004. Habitat loss as the main cause of the slow recovery of fish faunas of regulated large rivers in Europe: The transversal floodplain gradient. *River Research and Applications* 20(1):3-23.
- Ambühl, H. 1959. Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. *Aquatic Science - Research Across Boundaries* 21(2):133-264.
- Amiet, T. 2005. Frenken und Schönbachtal - Fischfauna 2005. Amt für Umweltschutz und Energie.
- Austen, D. J., D. L. Scarnecchia, and E. P. Bergersen. 1994. Usefulness of structural and condition indices in management of high-mountain stream salmonid population North American Journal of Fisheries Management 14:681-691.
- Baer, J., and coauthors. 2007. Gute fachliche Praxis fischereilicher Besatzmassnahmen. Schriftenreihe des Verbandes Deutscher Fischereiverwaltungsbeamter und Fischereiwissenschaftler e. V. 14.
- Bain, M. B., J. T. Finn, and H. E. Booke. 1988. Streamflow Regulation and Fish Community Structure. *Ecology* 69(2):382-392.
- Beechie, T. J., G. R. Pess, M. N. Pollock, M. H. Ruckelshaus, and P. Roni. 2009. Restoring Rivers in the Twenty-First Century: Science Challenges in a Management Context. Pages 697-717 in R. J. Beamish, and B. J. Rothschild, editors. *Future of Fisheries Science in North America*, volume 31. Springer, Dordrecht.
- Bender, E. A., T. J. Case, and M. E. Gilpin. 1984. Perturbation Experiments in Community Ecology - Theory and Practice. *Ecology* 65(1):1-13.
- Bernhardt, E. S., and coauthors. 2005. Ecology - Synthesizing US river restoration efforts. *Science* 308(5722):636-637.
- Beukers, J. S., and G. P. Jones. 1998. Habitat complexity modifies the impact of piscivores on a coral reef fish population. *Oecologia* 114(1):50-59.
- Block, W. A., A. B. Franklin, J. P. Ward, J. L. Ganey, and G. C. White. 2001. Design and implementation of monitoring studies to evaluate the success of ecological restoration on wildlife. *Restoration Ecology* 9(3):293-303.
- Bolliet, V., A. Bardonnnet, M. Jarry, J. C. Vignes, and P. Gaudin. 2005. Does embeddedness affect growth performance in juvenile salmonids? An experimental study in brown trout, *Salmo trutta* L. *Ecology of Freshwater Fish* 14(3):289-295.

-
- Bond, N. R., and P. S. Lake. 2003. Characterizing fish-habitat associations in streams as the first step in ecological restoration. *Austral Ecology* 28(6):611-621.
- Bond, N. R., and P. S. Lake. 2005. Ecological restoration and large-scale ecological disturbance: The effects of drought on the response by fish to a habitat restoration experiment. *Restoration Ecology* 13(1):39-48.
- Bozek, M. A., and F. J. Rahel. 1991. Assessing Habitat Requirements of Young Colorado River Cutthroat Trout by Use of Macrohabitat and Microhabitat Analyses. *Transactions of the American Fisheries Society* 120(5):571-581.
- Bradshaw, A. D. 1996. Underlying principles of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53:3-9.
- Brooks, A. P., P. C. Gehrke, J. D. Jansen, and T. B. Abbe. 2004. Experimental reintroduction of woody debris on the Williams River, NSW: Geomorphic and ecological responses. *River Research and Applications* 20(5):513-536.
- Bunn, S. E., and A. H. Arthington. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30(4):492-507.
- Burkhardt-Holm, P. 2001. Der Fisch - wie lässt er sich als Indikator für die Qualität seiner Umwelt einsetzen? *GAIA* 10:6-15.
- Carr, M. H. 1994. Effects of Macroalgal Dynamics on Recruitment of a Temperate Reef Fish. *Ecology* 75(5):1320-1333.
- Clavero, M., and E. García-Berthou. 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology & Evolution* 20(3):110-110.
- Cowx, I. G., and M. V. de Jong. 2004. Rehabilitation of freshwater fisheries: tales of the unexpected? *Fisheries Management and Ecology* 11(3-4):243-249.
- Darby S., D. S. 2008. River restoration. John Wiley & Sons, Ltd, West Sussex, England.
- Duffy, K. C., and D. M. Baltz. 1998. Comparison of fish assemblages associated with native and exotic submerged macrophytes in the Lake Pontchartrain estuary, USA. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 223(2):199-221.
- EBP-WSB-Agrofutura, T. 2005. Ganzheitliche Gewässerplanung im Einzugsgebiet Wiggertal. Bau-, Umwelt- und Wirtschaftsdepartement Kanton Luzern.
- Elliott, J. M. 1994. *Quantitative Ecology and the Brown Trout*. Oxford University Press Inc., New York.

- Gerlier, M., and P. Roche. 1998. A radio telemetry study of the migration of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) and sea trout (*Salmo trutta trutta* L.) in the upper Rhine. *Hydrobiologia* 372:283-293.
- Gerster S., H.-B. S. 2006. PKD Die proliferate Nierenkrankheit. Fischereiberatung (FIBER), Kastanienbaum (2. Auflage).
- Gido, K. B., and J. H. Brown. 1999. Invasion of North American drainages by alien fish species. *Freshwater Biology* 42(2):387-399.
- Giller, P. S. 2005. River restoration: seeking ecological standards. Editor's introduction. *Journal of Applied Ecology* 42(2):201-207.
- Gippel, C. J., and K. J. Collier. 1998. Degradation and rehabilitation of waterways in Australia and New Zealand. In De Waal, L.C., A. R. G. Large & P. M. Wade (eds), *Rehabilitation of Rivers, Principles and Implementation*. Wiley, Chichester:269-300.
- Gleick, P. H. 2003. Global freshwater resources: Soft-path solutions for the 21st century. *Science* 302(5650):1524-1528.
- Haidvogel, G. 2005. Geschichte des Eschesystems als Leitbildbasis für die Gewässerentwicklung.
- Harvey, B. C., and A. J. Stewart. 1991. Fish Size and Habitat Depth Relationships in Headwater Streams. *Oecologia* 87(3):336-342.
- Heck, K. L., and T. A. Thoman. 1984. The Nursery Role of Seagrass Meadows in the Upper and Lower Reaches of the Chesapeake Bay. *Estuaries* 7(1):70-92.
- Jansson, R., C. Nilsson, and B. Malmqvist. 2007. Restoring freshwater ecosystems in riverine landscapes: the roles of connectivity and recovery processes. *Freshwater Biology* 52(4):589-596.
- Jungwirth, M., G. Haidvogel, O. Moog, S. Muhar, and S. Schmutz. 2003. *Angewandte Fischökologie an Fliessgewässern*. Facultas UTB.
- Jungwirth, M., S. Muhar, and S. Schmutz. 1995. The Effects of Recreated Instream and Ecotone Structures on the Fish Fauna of an Epipotamal River. *Hydrobiologia* 303(1-3):195-206.
- Junk, W. J., P. B. Bayley, and R. E. Sparks. 1989. The Flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publication on Fisheries and Aquatic Science* 106:110-127.
- Kail, J., D. Hering, S. Muhar, M. Gerhard, and S. Preis. 2007. The use of large wood in stream restoration: experiences from 50 projects in Germany and Austria. *Journal of Applied Ecology* 44(6):1145-1155.
- Kondolf, G. M. 1995. Five Elements for Effective Evaluation of Stream Restoration. *Restoration Ecology* 3(2):133-136.

-
- Krebs, C. J. 1999. *Ecological Methodology*, 2nd edition. Harper Collins Publisher, New York.
- Küttel, S., A. Peter, and A. Wüest. 2002. Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer. Rhône Revitalisierung.
- Lake, P. S., N. Bond, and P. Reich. 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology* 52(4):597-615.
- Leary, R. F., F. W. Allendorf, and K. L. Knudsen. 1985. Developmental Instability as an Indicator of Reduced Genetic-Variation in Hatchery Trout. *Transactions of the American Fisheries Society* 114(2):230-235.
- Lepori, F., D. Palm, and B. Malmqvist. 2005. Effects of stream restoration on ecosystem functioning: detritus retentiveness and decomposition. *Journal of Applied Ecology* 42(2):228-238.
- Li, H. W., and coauthors. 1994. Cumulative Effects of Riparian Disturbances along High Desert Trout Streams of the John Day Basin, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society* 123(4):627-640.
- Lorenz, C. M., G. M. Van Dijk, A. G. M. Van Hattum, and W. P. Cofino. 1997. Concepts in river ecology: Implications for indicator development. *Regulated Rivers-Research & Management* 13(6):501-516.
- Lubbers, L., W. R. Boynton, and W. M. Kemp. 1990. Variations in Structure of Estuarine Fish Communities in Relation to Abundance of Submersed Vascular Plants. *Marine Ecology-Progress Series* 65(1):1-14.
- MacMahon, T. E., and G. F. Hartman. 1989. Influence of complexity and current velocity on winter habitat use by juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 46:1551-1557.
- Malmqvist, B., and S. Rundle. 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29(2):134-153.
- Marrer, H. 2005. Revitalisierung des Scheidgrabens - Fischökologische Begleitung und Erfolgskontrolle.
- McCann, K. S. 2000. The diversity-stability debate. *Nature* 405(6783):228-233.
- Mooney, H. A., and E. E. Cleland. 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98(10):5446-5451.
- Muhar, S., S. Schmutz, and M. Jungwirth. 1995. River Restoration Concepts - Goals and Perspectives. *Hydrobiologia* 303(1-3):183-194.

- Myers, R. A., K. G. Bowen, and N. J. Barrowman. 1999. Maximum reproductive rate of fish at low population sizes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56(12):2404-2419.
- Naiman, R. J., and coauthors. 2002. Legitimizing fluvial ecosystems as users of water: An overview. *Environmental Management* 30(4):455-467.
- Newson, M. D., and C. L. Newson. 2000. Geomorphology, ecology and river channel habitat: mesoscale approaches to basin-scale challenges. *Progress in Physical Geography* 24(2):195-217.
- Notter, B., H. Aschwanden, H. Klauser, E. Staub & U. von Blücher. 2006. Ökomorphologischer Zustand schweizer Fließgewässer. Zwischenauswertung aufgrund von Erhebungen aus 18 Kantonen. Bundesamt für Umwelt BAFU:9 pp.
- Palmer, M. A., R. F. Ambrose, and N. L. Poff. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology* 5(4):291-300.
- Peter, A. 2003. Totholz und Schwemmgut - entsorgungspflichtig oder ökologisch wertvoll? *Wasser Energie Luft* 95(11):358-360.
- Peter, A. 2009. Flussrevitalisierungen - Lernbeispiele für Wissenschaft und Praxis. *Wasser Energie Luft* 101(3):213-218.
- Peter, A., M. Hostmann, C. Roulier, E. Schager, C. Weber, S. Woolsey. 2008. River Restoration - The long road to success? 4th ECRR Conference on River Restoration, Italy, Venice S, Servolo Island:16-21.
- Peter, A., E. Schager, and C. Weber. 2008. Fischökologische Anforderungen an den Wasserbau. *VAW Mitteilungen* 208:811-821.
- Potyondy, J. P., and T. L. Sylte. 2008. Discussion - "Assessment of Methods for Measuring Embeddedness: Application to Sedimentation in Flow Regulated Streams". *Journal of the American Water Resources Association* 44(1):259-261.
- Pretty, J. L., and coauthors. 2003. River rehabilitation and fish populations: assessing the benefit of instream structures. *Journal of Applied Ecology* 40(2):251-265.
- Pringle, C. M. 2001. Hydrologic connectivity and the management of biological reserves: A global perspective. *Ecological Applications* 11(4):981-998.
- Rabeni, C. F., and S. P. Sowa. 1996. Integrating biological realism into habitat restoration and conservation strategies for small streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53:252-259.
- Rey, P. 2005. Spiersbach - Wichtigste Massnahmen aus dem Entwicklungskonzept.

- Rohde, S., F. Kienast, and M. Burgi. 2004. Assessing the restoration success of river widenings: A landscape approach. *Environmental Management* 34(4):574-589.
- Roni, P. 2005. *Monitoring Stream and Watershed Restoration*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Rozas, L. P., and W. E. Odum. 1988. Occupation of Submerged Aquatic Vegetation by Fishes - Testing the Roles of Food and Refuge. *Oecologia* 77(1):101-106.
- Rusch, J. 2007. Spiersbach mit neuem Leben. *Zukunft Alpenrhein* 12.
- Schager, E., and A. Peter. 2004. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer - Fische Stufe F (flächendeckend). Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL). Mitteilung zum Gewässerschutz Nr. 44.
- Schmutz, S., M. Kaufmann, B. Vogel, M. Jungwirth, and S. Muhar. 2000. A multi-level concept for fish-based, river-type-specific assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia* 422:279-289.
- Sedell, J. R., G. H. Reeves, F. R. Hauer, J. A. Stanford, and C. P. Hawkins. 1990. Role of Refugia in Recovery from Disturbances - Modern Fragmented and Disconnected River Systems. *Environmental Management* 14(5):711-724.
- Shields, F. D., C. M. Cooper, and S. S. Knight. 1993. Initial Habitat Response to Incised Channel Rehabilitation. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems* 3(2):93-103.
- Thevenet, A., A. Citterio, and H. Piegay. 1998. A new methodology for the assessment of large woody debris accumulations on highly modified rivers (example of two French piedmont rivers). *Regulated Rivers-Research & Management* 14(6):467-483.
- Thompson, R., and B. M. Starzomski. 2006. What does biodiversity actually do? A review for managers and policy makers. *Biodiversity and Conservation* 16(5):1359-1378.
- Tockner, K., and J. A. Stanford. 2002. Riverine flood plains: present state and future trends. *Environmental Conservation* 29(3):308-330.
- Townsend, C. R. 1996. Invasion biology and ecological impacts of brown trout *Salmo trutta* in New Zealand. *Biological Conservation* 78(1-2):13-22.
- UNEP. 1992. *The Convention on Biological Diversity (CBD)*. UN Conference on Environment and Development (UNCED), Rio de Janeiro.
- Ward, J. V., K. Tockner, D. B. Arscott, and C. Claret. 2002. Riverine landscape diversity. *Freshwater Biology* 47(4):517-539.
- Ward, J. V., K. Tockner, and F. Schiemer. 1999. Biodiversity of floodplain river ecosystems: Ecotones and connectivity. *Regulated Rivers-Research & Management* 15(1-3):125-139.

-
- Weber, C., E. Schager, and A. Peter. 2009. Habitat Diversity and Fish Assemblage Structure in Local River Widenings: a Case Study on a Swiss River. *River Research and Applications* 25(6):687-701.
- Williams, A. E., K. Hendry, D. C. Bradley, R. Waterfall, and D. Cragg-Hine. 2005. The importance of habitat heterogeneity to fish diversity and biomass. *Journal of Fish Biology* 67:261-278.
- Woolsey, S., and coauthors. 2005. Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone-Thur Projektes. Eaawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ:112 pp.
- Young, T. P. 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 92(1):73-83.

Anhang

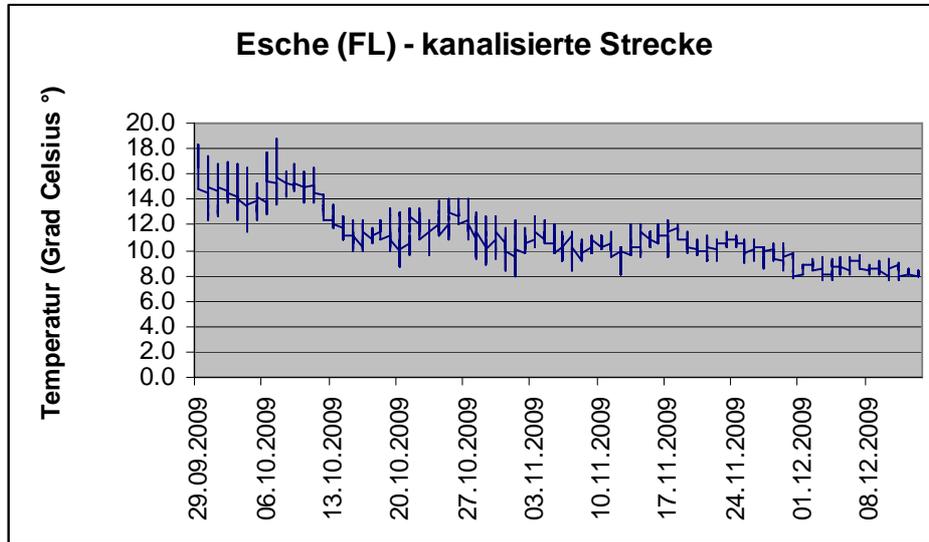


Abb. 43: Temperaturdaten der kanalisierten Strecke der Esche. Dargestellt wird der Zeitraum vom 29.09.2009 bis 13.12.2009 mit den jeweiligen Tagestiefst- und -höchstwerten.

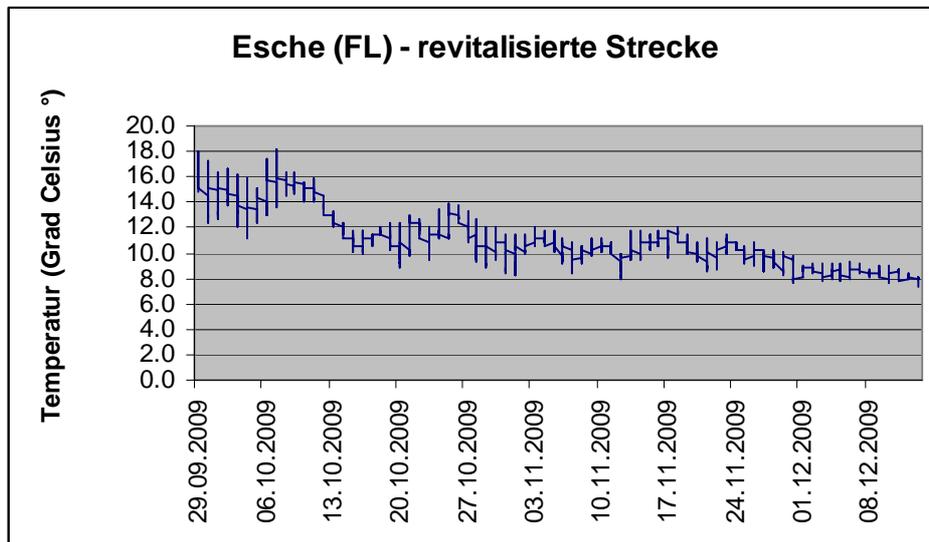


Abb. 44: Temperaturdaten der revitalisierten Strecke der Esche. Dargestellt wird der Zeitraum vom 29.09.2009 bis 13.12.2009 mit den jeweiligen Tagestiefst- und -höchstwerten.

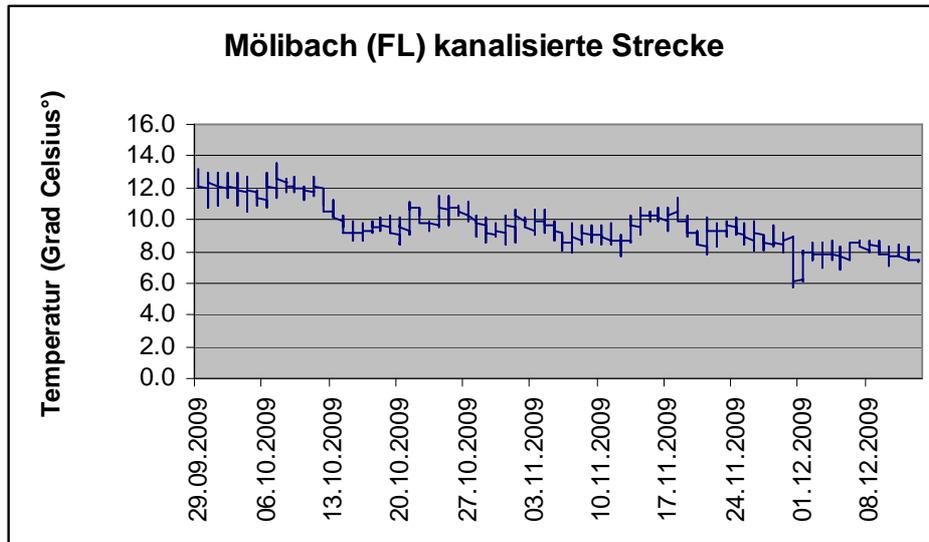


Abb. 45: Temperaturdaten der kanalisierten Strecke des Mölibachs. Dargestellt wird der Zeitraum vom 29.09.2009 bis 13.12.2009 mit den jeweiligen Tagestiefst- und -höchstwerten.

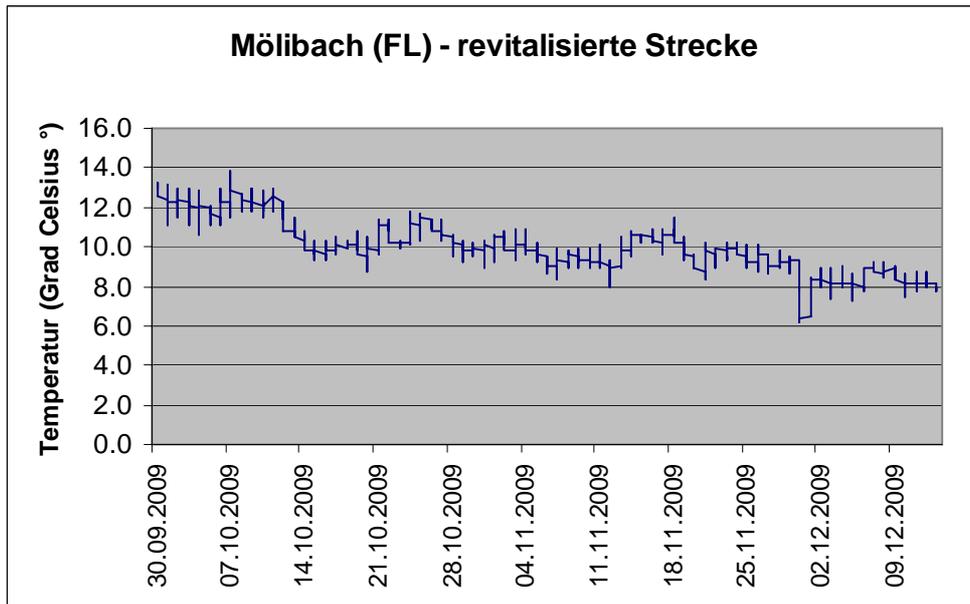


Abb. 46: Temperaturdaten der revitalisierten Strecke des Mölibachs. Dargestellt wird der Zeitraum vom 29.09.2009 bis 13.12.2009 mit den jeweiligen Tagestiefst- und -höchstwerten.

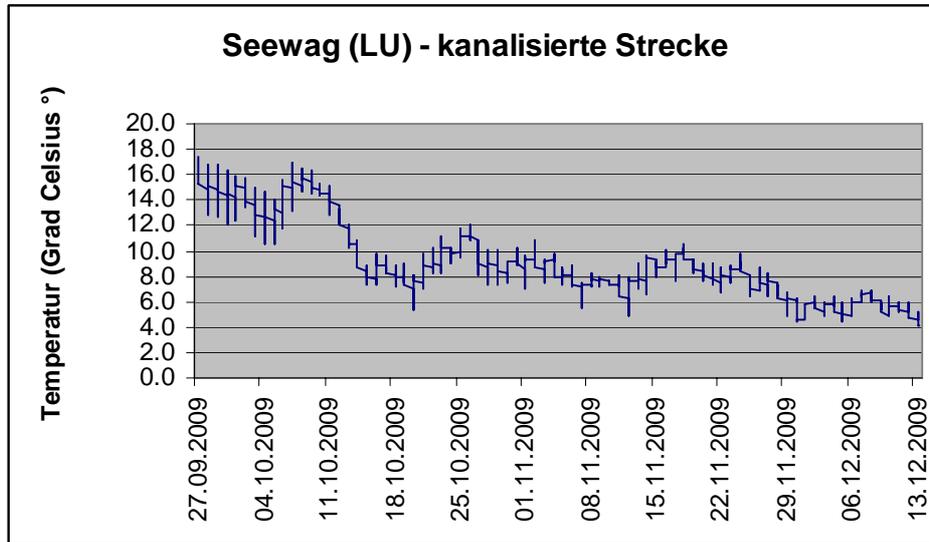


Abb. 47: Temperaturdaten der kanalisierten Strecke der Seewag. Dargestellt wird der Zeitraum vom 27.09.2009 bis 13.12.2009 mit den jeweiligen Tagestiefst- und -höchstwerten.

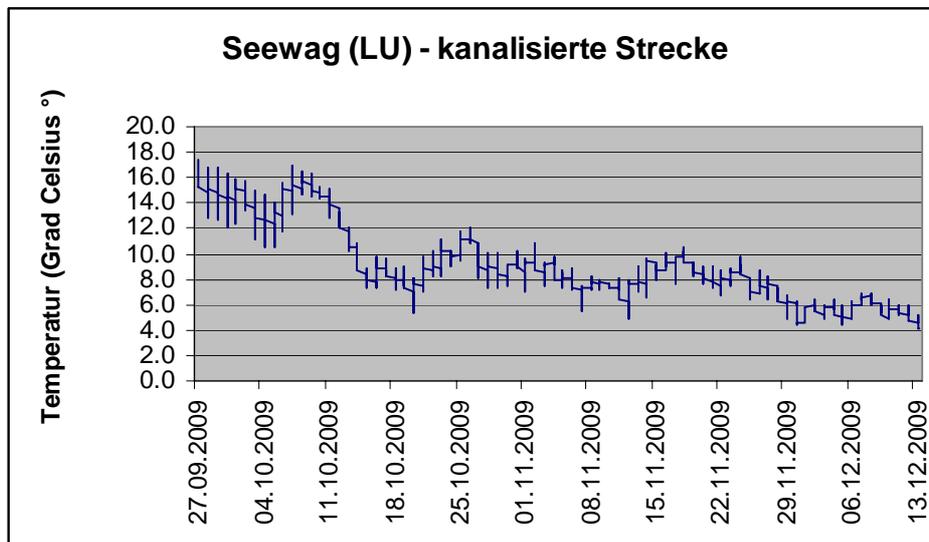


Abb. 48: Temperaturdaten der revitalisierten Strecke der Seewag. Dargestellt wird der Zeitraum vom 27.09.2009 bis 13.12.2009 mit den jeweiligen Tagestiefst- und -höchstwerten.

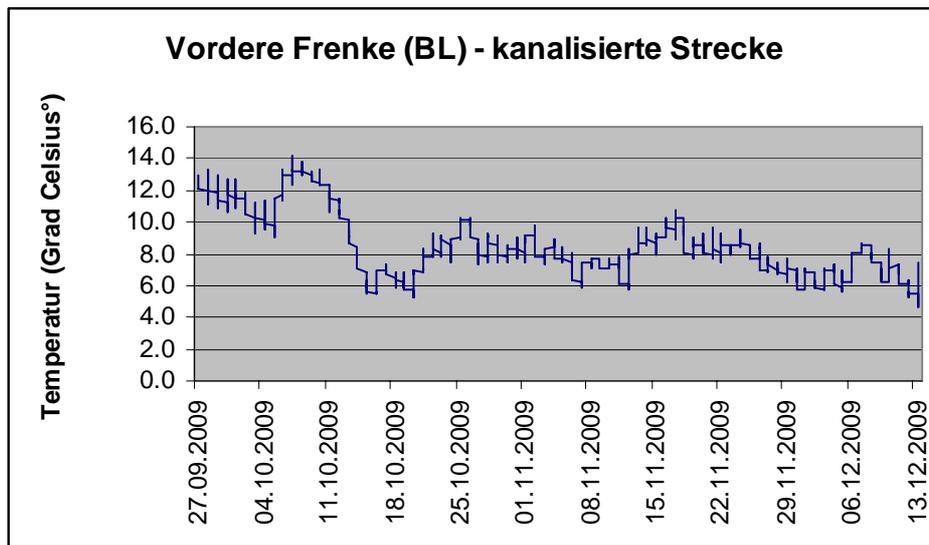


Abb. 49: Temperaturdaten der kanalisiertem Strecke der Vorderen Frenke.
Dargestellt wird der Zeitraum vom 27.09.2009 bis 13.12.2009 mit den jeweiligen Tagestiefst- und -höchstwerten.

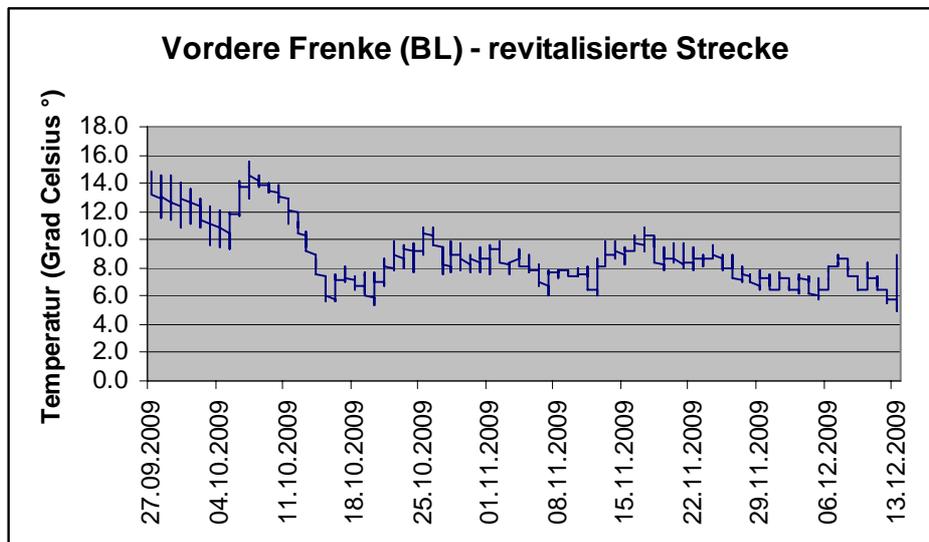


Abb. 50: Temperaturdaten der revitalisierten Strecke der Vorderen Frenke.
Dargestellt wird der Zeitraum vom 27.09.2009 bis 13.12.2009 mit den jeweiligen Tagestiefst- und -höchstwerten.

Tab. 47: Gemessene Temperaturwerte. Gezeigt werden die Minimum- und Maximumwerte, sowie die Durchschnittswerte des gesamten Zeitraums.

Bach	revitalisiert			kanalisiert		
	min	max	Durchschnitt	min	max	Durchschnitt
Esche (FL)	7.3	18.1	11.0	7.7	18.8	11.1
Mölibach (FL)	6.2	13.8	9.9	5.8	13.5	9.6
Vordere Frenke (BL)	5.0	15.5	8.9	4.7	14.2	8.5
Seewag (LU)	4.3	17.4	9.0	4.1	17.4	9.0