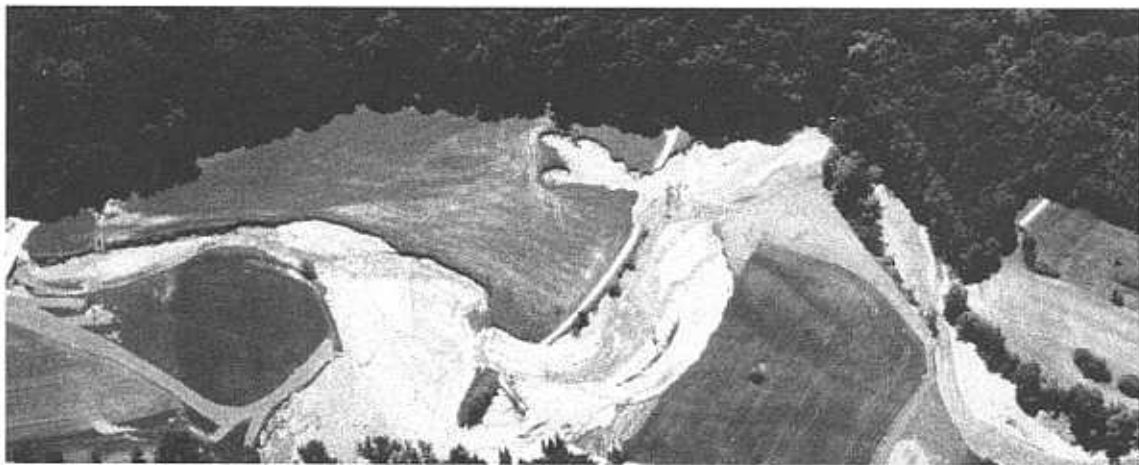


Erfolgskontrolle bei Revitalisierungen von Fließgewässern



Diplomarbeit
Departement Umweltnaturwissenschaften
ETH Zürich

Ausgeführt am Forschungszentrum für Limnologie
EAWAG, Kastanienbaum

Sommersemester 2000

Autor:
Thomas Streule

Betreuer:
Dr. A. Peter

Titelbild: Bünz in Möriken nach dem Hochwasser im Mai 1999
Baudepartement des Kantons Aargau
Aufnahme Juni, 1999 © Oekovision GmbH, 8967 Widen

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	9
1.1	INHALT UND AUFBAU	9
1.2	AUFGABENSTELLUNG	9
1.3	DEFINITIONEN DER WICHTIGSTEN BEGRIFFE	10
1.3.1	ZUSAMMENFASSUNG DER VERBESSERUNGSMASSNAHMEN	11
1.4	CHARAKTERISIERUNG DES ÖKOSYSTEMS FLIESSGEWÄSSER	11
1.5	ENTWICKLUNG DER FLIESSGEWÄSSER IN DER SCHWEIZ	12
1.6	GESCHICHTE DER FLUSSREVITALISIERUNG	13
1.7	VORAUSSETZUNGEN FÜR EINE ERFOLGREICHE REVITALISIERUNG	13
TEIL A: LITERATURARBEIT		15
2	METHODIK/VORGEHEN	16
2.1	LITERATURSUCHE	16
2.2	FALLBEISPIELE	16
2.3	BESCHREIBUNG DER FALLBEISPIELE	16
2.4	AUSWERTUNG	17
3	ALLGEMEINE GRUNDLAGEN ZUR ERFOLGSKONTROLLE	18
3.1	WELCHE AUFGABEN ERFÜLLT EINE ERFOLGSKONTROLLE?	18
3.2	UNTERSUCHUNGSPLANUNG	18
3.2.1	FORMULIERUNG DER FRAGESTELLUNG	19
3.2.2	WIEDERHOLTE PROBENAHMEN	19
3.2.3	KONTROLL-/REFERENZSTRECKEN	19
3.2.4	PILOTSTUDIEN	20
3.2.5	ERHEBUNGSMETHODE	20
3.2.6	SIGNIFIKANZAUSSAGE ANERKENNEN	20
3.2.7	WEITERE WICHTIGE PUNKTE	20
3.3	VORUNTERSUCHUNGEN	20
3.4	LEITBILD	21
3.5	DATENAUSWERTUNG UND AUSSAGEN DER ERFOLGSKONTROLLE	22
3.5.1	WAS IST ERFOLG?	22
4	ERHEBUNGSARTEN	24
4.1	BIOLOGIE	24
4.1.1	AUSWAHL DER ORGANISMEN FÜR ERFOLGSKONTROLLEN	24
4.1.2	MESSBARE PARAMETER	24
4.1.3	UFER- UND UMLANDVEGETATION	25

4.1.4	MAKROPHYTEN	25
4.1.5	MAKROINVERTEBRATEN	26
4.1.6	VERTEBRATEN (AMPHIBIEN, REPTILIEN, VÖGEL, SÄUGETIERE)	26
4.1.7	FISCHE	27
4.1.8	HYPORHEOS	28
4.1.9	WEITERE BIOLOGISCHE UNTERSUCHUNGEN	28
4.2	MORPHOLOGIE	29
4.3	HYDROLOGIE UND WEITERE PHYSIKALISCHE ELEMENTE	29
4.4	HABITATE	30
4.5	CHEMIE/ÖKOTOXIKOLOGIE	31
4.6	WELCHE ERHEBUNGSART SOLL GEWÄHLT WERDEN?	31

5 RESULTATE FALLBEISPIELE 33

5.1	RESULTATE DER LITERATURSUCHE	33
5.2	CHARAKTERISIERUNG VON MASSNAHMEN	34
5.3	ZIELSETZUNG	34
5.4	ERFOLGSKONTROLLE ALLGEMEIN	35
5.5	ÜBERSICHT ÜBER DIE ERHEBUNGSARTEN	36
5.6	BIOLOGISCHE ERFOLGSKONTROLLE	37
5.7	MORPHOLOGISCHE AUFNAHMEN	38
5.8	HYDROLOGISCHE AUFNAHMEN	39
5.9	CHEMISCHE/ÖKOTOXIKOLOGISCHE AUFNAHME	39

6 DISKUSSION 40

6.1	WAS IST EINE IDEALE ERFOLGSKONTROLLE?	40
6.2	FALLBEISPIELE	40
6.2.1	LITERATURSUCHE	40
6.2.2	PROJEKTE	41
6.2.3	UNTERSUCHUNGSPLANUNG	41
6.2.4	ERHEBUNGSARTEN	42
6.2.5	ZIELSETZUNG/ZIELERREICHUNG	42
6.3	QUINTESSENZ	43

TEIL B: ERFOLGSKONTROLLE AN DER BÜNZ 45

7 EINLEITUNG 46

7.1	AUFGABENSTELLUNG DES PRAKTISCHEN TEILS	46
7.1.1	HYPOTHESEN	47
7.2	GESCHICHTE	47
7.2.1	ALLGEMEINE BEMERKUNGEN	47
7.2.2	ZUSTAND DER BÜNZ VOR DEN GROSSEN EINGRIFFEN IN DER ZWEITEN HÄLFTE DES 19. JAHRHUNDERTS	47
7.2.3	EINGRIFFE IN DIE BÜNZ UND IHRE UMGEBUNG	48

8 MATERIAL UND METHODEN **49**

8.1	UNTERSUCHUNGSSTRECKEN	49
8.1.1	MÖRIKEN	49
8.1.2	WOHLEN	50
8.2	LEITBILD	53
8.3	ALLGEMEINE BEMERKUNGEN ZU DEN METHODEN	53
8.3.1	WASSERSTAND	53
8.3.2	VARIATIONSKOEFFIZIENT	53
8.3.3	NORMIEREN	53
8.4	MORPHOLOGIE UND HYDROLOGIE	53
8.4.1	WASSESTEMPERATUR	53
8.4.2	LÄNGSPROFIL	53
8.4.3	ABFLUSS	54
8.4.4	ÖKOMORPHOLOGIE	54
8.4.5	QUERPROFILE	54
8.4.6	SUBSTRATANALYSE	54
8.4.7	LONGITUDINALE DURCHGÄNGIGKEIT	55
8.4.8	UFERLINIE, GEWÄSSERCHARAKTERISTIK UND LATERALE INTERAKTIONEN	55
8.5	HABITATE	55
8.5.1	HABITATSDIVERSITÄTSINDEX	57
8.6	CHEMIE	57
8.6.1	LEITFÄHIGKEIT	58
8.7	BIOLOGISCHE ERFOLGSKONTROLLE: QUANTITATIVE ABFISCHUNG	58
8.7.1	ELEKTROFISCHEREI	58
8.7.2	BERECHNUNG DER POPULATIONSGRÖSSE	58
8.7.3	DIVERSITÄTSINDICES	59
8.7.4	ROTE LISTE UND ARTWERT	61
8.8	STATISTIK	62
8.9	GESAMTÜBERBLICK	62

9 RESULTATE **63**

9.1	MORPHOLOGIE UND HYDROLOGIE	63
9.1.1	WASSESTEMPERATUR	63
9.1.2	LÄNGSPROFIL	63
9.1.3	ÖKOMORPHOLOGIE	63
9.1.4	QUERPROFILE	69
9.1.5	LONGITUDINALE DURCHGÄNGIGKEIT	72
9.1.6	SUBSTRATANALYSE	72
9.1.7	UFERLINIE, GEWÄSSERCHARAKTERISTIK UND LATERALE INTERAKTIONEN	73
9.2	HABITATE	74
9.2.1	HABITATSDIVERSITÄTSINDEX	76
9.3	CHEMIE	76
9.3.1	LEITFÄHIGKEIT	77
9.4	FISCHFAUNA	77
9.4.1	ÜBERBLICK	77
9.4.2	ARTENZUSAMMENSETZUNG	78
9.4.3	AAL (<i>ANGUILLA ANGUILLA</i>)	80

9.4.4	ALET (<i>LEUCISCUS CEPHALUS</i>)	80
9.4.5	BACHFORELLE (<i>SALMO TRUTTA F. FARIO</i>)	81
9.4.6	BARBE (<i>BARBUS BARBUS</i>)	83
9.4.7	GROPPE (<i>COTTUS GOBIO</i>)	83
9.4.8	GRÜNDLING (<i>GOBIO GOBIO</i>)	84
9.4.9	HECHT (<i>ESOX LUCIUS</i>)	84
9.4.10	SCHNEIDER (<i>ALBURNOIDES BIPUNCTATUS</i>)	85
9.4.11	ALTERSAUFBAU	85
9.4.12	DIVERSITÄTINDICES	85
9.4.13	ROTE LISTE UND ARTWERT	87
9.5	KORRELATIONEN	88
9.6	LEITBILD	89
9.6.1	OPTIMALES LEITBILD	89
9.6.2	DEFIZITANALYSE	90

10 DISKUSSION BÜNZ 91

10.1	MORPHOLOGIE UND HYDROLOGIE	91
10.1.1	ÖKOMORPHOLOGIE	91
10.1.2	QUERPROFILE	91
10.1.3	LONGITUDINALE DURCHGÄNGIGKEIT	92
10.1.4	PLATZBEDARF, LATERALE INTERAKTIONEN UND DYNAMIK	92
10.2	HABITATE	93
10.3	CHEMIE	94
10.4	FISCHFAUNA	94
10.4.1	AAL	94
10.4.2	ALET	94
10.4.3	BACHFORELLE	94
10.4.4	BARBE	95
10.4.5	GROPPE	96
10.4.6	GRÜNDLING	96
10.4.7	HECHT	96
10.4.8	SCHNEIDER	96
10.4.9	ALTERSAUFBAU	97
10.4.10	ARTENZUSAMMENSETZUNG	97
10.4.11	ANZAHL ARTEN, DIVERSITÄTSINDICES UND ARTWERT	98
10.5	KORRELATION ZWISCHEN BIOTISCHEN UND ABIOTISCHEN FAKTOREN	99
10.5.1	ARTENZAHL, ARTWERT UND HABITATSDIVERSITÄTSINDEX	100
10.6	VERGLEICH KANALISIERTE STRECKEN - REVITALISIERTE STRECKEN	102
10.6.1	MÖRIKEN	102
10.6.2	WOHLEN	103
10.7	VERGLEICH MÖRIKEN - WOHLLEN	103
10.8	VERGLEICH IST-SOLL-ZUSTAND UND SICH DARAUS ERGEBENDE VERBESSERUNGSMÖGLICHKEITEN	104
10.9	FORDERUNGEN AN DIE KÜNFTIGE GESTALTUNG DER BÜNZ	105
10.9.1	LONGITUDINALE VERNETZUNG	105
10.9.2	DYNAMIK UND LATERALE INTERAKTIONEN	105
10.9.3	CHEMISCHE BELASTUNG	106
10.9.4	FISCHBESATZ	106
10.9.5	BEMERKUNG	107

10.10	FORDERUNGEN AN WEITERFÜHRENDE ERFOLGSKONTROLLEN	107
11	SCHLUSSDISKUSSION	109
11.1	WIE SIND DIE REVITALISIERUNGEN AN DER BÜNZ IM VERGLEICH MIT DEN FALLBEISPIELEN ZU BEWERTEN?	110
11.2	FAZIT DER ERFOLGSKONTROLLE AN DER BÜNZ	111
	LITERATURVERZEICHNIS	112
	ANHANG	117

Zusammenfassung

Die vorliegende Arbeit basiert auf zwei Zielsetzungen: Sie soll einerseits eine Übersicht über die Erfolgskontrolle bei Revitalisierungen von Fließgewässern geben und anhand von Fallbeispielen gemachte Erfolgskontrollen kritisch beleuchten. Andererseits werden an der Bünz zwei revitalisierte mit benachbarten kanalisierten Strecken verglichen und die Massnahmen auf den Erfolg geprüft.

Die Erfolgskontrolle ist ein unverzichtbares Element jeder Revitalisierung, weil man damit getroffene Massnahmen auf ihre Wirksamkeit hin überprüfen, gemachte Fehler in Zukunft vermeiden und neue wissenschaftliche Kenntnisse gewinnen kann. Zu selten wird jedoch eine Erfolgskontrolle durchgeführt und falls doch, werden die Resultate kaum je veröffentlicht. Knappe finanzielle Mittel sind ein wichtiger Grund für die fehlenden Erfolgskontrollen.

Mit der Biologie, Morphologie, Hydrologie, Chemie/Ökotoxikologie und den Habitaten gibt es fünf verschiedene Erhebungsarten, die in einer Erfolgskontrolle untersucht werden können. Eine sorgfältige Untersuchungsplanung mit einer gut formulierten Fragestellung ist die Voraussetzung für eine seriöse Erfolgskontrolle. Man muss speziell auf die Durchführung von Vor- und Kontrolluntersuchungen achten. Idealerweise dauert eine Erfolgskontrolle mindestens zehn Jahre und nimmt Stichproben, welche die räumlichen und zeitlichen Schwankungen eines Fließgewässerökosystems berücksichtigen. Die Aufnahme von biologischen, morphologischen und hydrologischen Parametern ist bei der Untersuchung die Mindestanforderung. Biologische Untersuchungen sind besonders geeignet, da Organismen als Indikatoren für einen bestimmten Zustand dienen können. Deshalb sollte man wenn immer möglich und sinnvoll, zwei Organismengruppen untersuchen.

Bei den Fallbeispielen fällt auf, dass Theorie und Praxis klar divergieren. Bei der Mehrheit der Fragestellungen fehlte ein ökosystemarer Ansatz, auf jahreszeitliche Schwankungen wurde zu wenig eingegangen. Ebenso hat man zu viele Momentaufnahmen durchgeführt, die Erfolgskontrollen dauerten in den seltensten Fällen länger als zehn Jahre. Ungefähr die Hälfte aller Fallbeispiele erfüllt die Minimalanforderungen an die zu untersuchenden Module, d.h. es werden biologische, morphologische und hydrologische Daten erfasst und bei der Biologie zwei Organismengruppen berücksichtigt. Da Zielsetzungen meist zu wenig klar formuliert sind, ist auch keine unabhängige Bewertung der Zielerreichung möglich. Interaktionen zwischen Grundwasser und Fließgewässer fristen bei Erfolgskontrollen zudem ein stiefmütterliches Dasein.

Aus zeitlichen Gründen konnte in dieser Arbeit keine vollständige Erfolgskontrolle durchgeführt werden. In der Bünz wurden zwei Standorte untersucht. In Möriken führte das Hochwasser vom Frühjahr 1999 entlang einer Strecke von über 2 km zu einer natürlichen Revitalisierung. Streckenweise gestaltete die Bünz eine neue Landschaft, Agrarland wurde weggeschwemmt, Steilufer und Schotterbänke entstanden, und die Linienführung veränderte sich. In Wohlen wurde eine kanalisierte und begradigte Strecke auf einer Länge von ungefähr 900 m revitalisiert. Man hat Böschungsfussverbauungen und Sohlenstabilisierungen entfernt und Störsteine eingesetzt. Zum Vergleich der kanalisierten und revitalisierten Abschnitte wurden morphologische und hydrologische Parameter

erfasst sowie die Habitate erhoben. Die Untersuchung der Fischfauna diente der biologischen Erfolgskontrolle.

Aufgrund der durchgeführten Erfolgskontrolle sind folgende Schwachpunkte der Bünz festzustellen: Die Vernetzung mit der Aare ist nicht gewährleistet, Arten welche nicht in der Bünz vorkommen, können nicht einwandern. Die grosse chemische Belastung vor allem in Möriken insbesondere durch Nitrit und Nitrat lässt auf eine Beeinträchtigung der Fischfauna schliessen. Es fehlt an der Bünz - die revitalisierte Strecke in Möriken teilweise ausgenommen - an genügend Raum, laterale Interaktionen und die Dynamik sind deshalb nur eingeschränkt möglich und die Uferstreifen entlang weiter Strecken zu schmal.

Die natürliche Revitalisierung in Möriken führte zu einer heterogenen Fliegsstrecke. Wegen fehlendem Totholzeintrag sind noch nicht alle Mesohabitatstypen zu finden. Der Totholzeintrag könnte die schon relativ gute laterale Vernetzung weiter verbessern und vermehrt Feuchtgebiete entstehen lassen. Die kanalisierte Bünz in Möriken weist einen sehr homogenen Lebensraum auf, mit einer im Gegensatz zu den nicht kanalisierten Strecken sehr kleinen Variation der morphologischen und hydrologischen Parameter. Die Fischfauna in den nicht kanalisierten Strecken ist zwar diverser als in den kanalisierten, zudem kommen mehr gefährdete Arten vor, dennoch ist man von der aufgrund des Leitbilds erwarteten Artenvielfalt noch weit entfernt. Gründe für die fehlende Artenvielfalt sind die unter den Schwachpunkten aufgeführten Faktoren und die fehlende Anpassungszeit. Können die Mängel der Bünz eliminiert werden, gewährt man ihr in Möriken genug Platz, und lässt man eine natürliche Entwicklung zu, kann sich hier ein wertvolles Ökosystem mit ursprünglichen Arten entwickeln. Für eine vollständige Wiederherstellung des ursprünglichen Zustands ist die Strecke jedoch zu kurz.

Die auf den ersten Blick grossen Unterschiede zwischen der revitalisierten und kanalisierten Strecke in Wohlen zeigen bei der Erfassung der Habitate, der morphologischen und hydrologischen Parameter sowie der Fischfauna nicht die erwarteten Differenzen. Als Hauptgrund ist das Fehlen der Sohlenstabilisierung im Kanal zu nennen. Dadurch konnte eine grosse Tiefenvariabilität entstehen. Die Fischfauna unterscheidet sich zwischen der revitalisierten und kanalisierten Strecke nur schwach. Von einem Ökosystem, wie es mit Hilfe des Leitbilds umschrieben werden kann, ist man in Wohlen noch weit entfernt.

Heterogene Lebensräume mit ausgeprägten Variabilitäten der untersuchten morphologischen und hydraulischen Parameter sind nur in den nicht begradigten Strecken zu finden. Solange die Bünz in einem gestreckten trapezförmigen Gerinne verläuft, ist keine markante Verbesserung der ökologischen Situation zu erwarten.

Dank

Ich bedanke mich bei den vielen Personen, die mich bei dieser Arbeit tatkräftig unterstützt haben:

Armin Peter, für die Betreuung der Diplomarbeit;

Brigitte Germann, Bia Mbwenemo und Erwin Schäfer von der EAWAG für die Durchführung der Abfischungen;

Andreas Kopp, Wolfgang Brundiers, Bruno und Margrit Streule, Thomas Hertach, Christian Gysin, Beni Lüthi, Christian Buchli, Nicole Reist, Andreas Peter, Dani Matzenmüller, Friederike Meyer, Michi Guggisberg, Martin Schibli, Michi Hafner, Michi Schurter, Fabienne Steiner, Pierre-Emmanuel Raffard, Othmar Fries, welche mich bei den Feldaufnahmen und weiteren anfallenden Arbeiten tatkräftig unterstützt haben. Ohne sie wäre die vorliegende Diplomarbeit nicht möglich gewesen;

Nanna Büsing und Tine Bratrach für die kritischen Anregungen;

B. Schelbert, H. Marti, H. Minder und weiteren Personen der aargauischen kantonalen Verwaltung für die bereitgestellten Informationen;

Th. Vuille, Fischereiinspektorat des Kantons Bern, und H.G. Gsell, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich, für die Auskünfte zur Situation in den jeweiligen Kantonen;

G. Hallwiler, Ch. Flory, G. Dusej und K. Schneider für die Einschätzung der Situation in Möriken für die Vögel, Amphibien und Reptilien;

allen anderen Personen, die mich in irgendeiner Weise unterstützt haben.

1 Einleitung

1.1 Inhalt und Aufbau

Weltweit zählen die Binnengewässer zu den am meisten gefährdeten Ökosystemen (Peter et al. 2000b). Man schätzt, dass derzeit in der Schweiz kaum mehr 10% der Fliessgewässer morphologisch einigermaßen intakt d.h. naturnah sind (Bundi et al. 1998). Naturnahe Auen nehmen heute bloss noch 0.26% der Landesfläche ein. Früher machten sie 10% der Fläche aus. Auen beherbergen trotzdem etwa 30% der einheimischen Flora und Fauna (Peter et al. 2000a).

In neuester Zeit wird versucht, Beeinträchtigungen unserer Fliessgewässer wieder rückgängig zu machen. In der Schweiz sollten annähernd 15'000 km Fliessgewässer revitalisiert werden (Peter et al. 2000a). Jährlich werden in der Schweiz rund 10 km Fliessgewässer revitalisiert (Peter et al. 2000a). Um die Wirksamkeit dieser Massnahmen zu überprüfen, braucht es Erfolgskontrollen (Binder 1995). Genau diese Thematik behandelt die vorliegende Diplomarbeit.

Die Arbeit besteht aus zwei Teilen, einem theoretischen Teil, wo die Grundlagen zur Erfolgskontrolle erarbeitet und Fallbeispiele untersucht werden und einem praktischen Teil. An der Bünz, einem Bach im Kanton Aargau, wird eine Erfolgskontrolle durchgeführt.

Der theoretische Teil beginnt mit der Einleitung und der Aufgabenstellung zur Literaturliteraturarbeit. Anschliessend werden als Einstimmung die wichtigsten Begriffe definiert. Das Ökosystem Fliessgewässer wird näher vorgestellt, zudem ein geschichtlicher Überblick gegeben und überdies die Frage untersucht, welche Voraussetzungen für eine erfolgreiche Revitalisierung zu erfüllen sind.

Es folgen Vorgehen und Methodik dieser Literaturliteraturarbeit. Anschliessend werden die theoretischen Grundlagen der Erfolgskontrolle und die einzelnen Erhebungsarten aufgeführt. Die Fortsetzung bildet die Untersuchung einiger Fallbeispiele. Der theoretische Teil wird mit einer allgemeinen Diskussion der behandelten Themen abgeschlossen.

Nähere Angaben zum Aufbau der Erfolgskontrolle an der Bünz findet man im zweiten Teil dieser Diplomarbeit.

1.2 Aufgabenstellung

Im ersten Teil sollen die aktuellen theoretischen Grundlagen zum Thema „Erfolgskontrolle bei Revitalisierungen von Fliessgewässern“ zusammengestellt werden. Zusätzlich sollen Fallbeispiele aus der Praxis untersucht und erläutert werden.

Ziel dieser Arbeit ist die Beantwortung folgender Fragen:

- Was ist eine Erfolgskontrolle einer Fliessgewässerrevitalisierung?
- Welche Punkte müssen bei einer Planung einer Erfolgskontrolle beachtet werden?
- Aus welchen Elementen besteht sie?
- Welche Erhebungsarten gibt es, was sind deren Hintergründe, Stärken und Schwächen?
- Welche Fallbeispiele gibt es? Was wird darin untersucht? Werden die theoretischen Grundlagen beachtet?

Die Aufgabenstellung zur Erfolgskontrolle an der Bünz findet man im praktischen Teil.

1.3 Definitionen der wichtigsten Begriffe

Es gibt verschiedene Begriffe, die Verbesserungsmassnahmen in Fliessgewässern beschreiben, hauptsächlich werden die drei Bezeichnungen Renaturierung, Revitalisierung und Strukturverbesserung verwendet. In Tabelle 1-1 sind diese definiert, ergänzt durch die in Zusammenhang mit Ökosystemen häufig verwendeten Begriffe Struktur und Funktion.

Tabelle 1-1: Definitionen

Begriff	Definition
Renaturierung	Rückkehr zu einem ursprünglichen, unbeeinträchtigten Zustand (Bradshaw 1996), wie er vor menschlichen Eingriffen geherrscht hat. Die damaligen Strukturen und Funktionen (National Research Council 1992; Kondolf & Micheli 1995) sowie die morphologischen, chemischen und physikalischen Aspekte des Ökosystems müssen berücksichtigt werden. Biologische, chemische und physikalische Verbindungen zwischen aquatischem und angrenzendem terrestrischen System müssen wiederhergestellt werden (Kauffman et al. 1997). Dies beinhaltet auch die Fähigkeit eines Systems durch natürlich evolutionäre Prozesse biologische Elemente zu generieren und zu erhalten (Angermeier 1997).
Passive Renaturierung	Einstellung von anthropogenen Aktivitäten, welche zu einer Verarmung eines Ökosystems führen oder dessen Erholung verhindern (Kauffman et al. 1997).
Aktive Renaturierung	Eingriffe in ein Ökosystem anschliessend an eine passive Renaturierung, die über die Einstellung von anthropogenen Aktivitäten hinausgehen (Kauffman et al. 1997). Ein Beispiel ist die Wiedereinführung von Tier- oder Pflanzenarten.
Revitalisierung	Teilweise Rückkehr zu Strukturen und Funktionen, wie sie vor einer Störung geherrscht haben (Shields et al. 1997).
Strukturverbesserung	Jegliche strukturelle oder funktionelle Verbesserung für eine Art oder ein Habitat (Kauffman et al. 1997), ohne Bezug zu nehmen auf die Verhältnisse, welche vor den Beeinträchtigungen geherrscht haben (Brookes & Shields 1996b).
Strukturen eines Ökosystems	Geben Auskunft über die Artenzusammensetzung. Die Angaben reichen von einer vollständigen Artenliste der in einem Gebiet ursprünglich vorkommenden Arten bis zu qualitativen Aussagen, wie z.B. über Habitate (Lockwood & Pimm 1999).
Funktionen eines Ökosystems	Beschreiben ökosystemare Prozesse (Lockwood & Pimm 1999), welche biotische und abiotische Interaktionen beinhalten, wie z. B. die Vernetzung des Lebensraumes.

Konkret definieren Muhar et al. (1995, S. 184) die Flussrenaturierung wie folgt: „Die Gesamtheit von Massnahmen, welche die durch Menschen induzierten Veränderungen eines

Flusses (primär Hochwasserschutzmassnahmen, aber auch Umleitungen, Spitzen der Wasserführung usw.) auf eine Weise verändern, dass die ökologischen Funktionen des neuen Zustandes einem natürlicheren Fluss gleichen.“

1.3.1 Zusammenfassung der Verbesserungsmassnahmen

Die Revitalisierung geht in der Zielsetzung weniger weit als die Renaturierung, wo ein ursprünglicher Zustand angestrebt wird. Renaturierung entspricht der vollständigen Wiederherstellung der ökosystemaren Strukturen und Funktionen, die Revitalisierung ist die teilweise Wiederherstellung (Bradshaw 1996). Strukturverbesserungen sind Eingriffe, die nicht unbedingt in Richtung des ursprünglichen Zustands gehen müssen (vgl. Abb. 1-1).

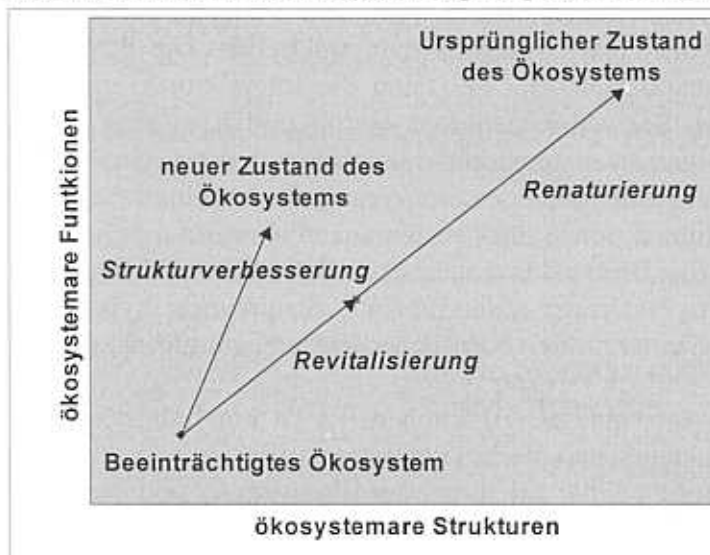


Abb. 1-1: Überblick über die Verbesserungsmassnahmen (abgeändert nach (Bradshaw, 1996))

So können z.B. bei einer Revitalisierung Beeinträchtigungen im Abfluss oder in der Geschiebefracht akzeptiert werden, Renaturierungsprojekte lassen dies nicht zu. Die Revitalisierung kann als eine abgeschwächte Renaturierung bezeichnet werden.

Im Allgemeinen wird mit den verschiedenen Begriffen nicht sehr genau umgegangen. In englischsprachigen Publikationen wird oft für alle Verbesserungsmassnahmen das Wort „restoration“ (Renaturierung) verwendet, ohne zu berücksichtigen, ob es sich um eine Renaturierung, Revitalisierung

oder Strukturverbesserung handelt. In dieser Diplomarbeit wird der Begriff Revitalisierung auch als Überbegriff für alle Verbesserungsmassnahmen verwendet.

1.4 Charakterisierung des Ökosystems Fließgewässer

Ein Fließgewässerökosystem ist ein Mosaik von Bächen und Flüssen, Uferzonen, Hyporheum¹, terrestrischen Einzugsgebieten und Grundwasserströmen (Karr 1995). Fließgewässer im natürlichen Zustand können als vierdimensionales System beschrieben werden (Ward 1989; Ward 1992):

Die **longitudinale Dimension** ist vom fließenden Wasser geprägt. Migration und Drift von Organismen, Veränderungen des Inputs von Nährstoffen und deren Umwandlungen finden in dieser Richtung statt. Die hydrologischen Parameter wie auch Temperatur und Artenzusammensetzung ändern sich im Längsverlauf. Menschliche Eingriffe, welche die longitudinalen Interaktionen stören, sind Bauten wie Staudämme und Schwellen.

¹ Definition siehe Abschnitt 4.1.8 Hyporheos

Die **laterale Dimension** ist sehr ausgeprägt in natürlichen Auenlandschaften, wo regelmässige Überflutungen zum Austausch von Nährstoffen und organischem Material führen. Das Überflutungsregime beeinflusst die Sukzession der Ufervegetation, welche wiederum einen Einfluss auf Gerinnemorphologie, Fliessgeschwindigkeiten, Wassertemperaturen, Lichtverhältnisse, Heterogenität von Habitaten und den Eintrag von organischem Material hat. Das Wechselspiel von Überflutung und der resultierenden Antwort der Vegetation sowie der Biozönose allgemein führt zu einem sehr komplexen, dynamischen Ökosystem mit einem grossen Artenreichtum. Ein funktionierendes Flussauensystem ist ein ausgleichendes Element bei Hochwasser. Menschliche Eingriffe wie die Kanalisierung von Fliessgewässern haben einen enormen Einfluss auf das Ökosystem; laterale Interaktionen werden dadurch praktisch ausgeschaltet.

Die **vertikale Dimension** betrifft die Fluss-Grundwasser-Interaktionen. Die Stärke der Interaktionen hängt vom Sohlenmaterial ab. Bei Fels sind die Interaktionen praktisch gleich null, bei einer ausgeprägten Schwemmebene aus Geröll und Kies sind sie am stärksten. Hier können diverse Organismen temporär oder während ihrer ganzen Entwicklung einen Lebensraum finden. Kolmation oder das Versiegeln des Flussbetts durch Materialien wie Beton kann diese Interaktionen stark einschränken bis verunmöglichen. Zum Schluss wird noch die **zeitliche Dimension** angeschaut. Störungen und Regeneration sind zeitabhängige Grössen. Nach der „intermediate disturbance hypothesis“ (Connell 1978) ist die Diversität bei einer mittleren zeitlichen Störung am grössten.

Ein Fliessgewässerökosystem hat verschiedene Funktionen. Es ist ein Landschaftselement, dient Organismen als Lebensraum und Verbindungsstrecke für ihre Ausbreitung. Demnach spielt es eine wichtige Rolle bei der Erhaltung der Biodiversität und dem Genaustausch (Bundi et al. 1998). Aus all diesen Gründen sind natürliche Ökosysteme zu erhalten und Beeinträchtigungen zu beheben.

1.5 Entwicklung der Fliessgewässer in der Schweiz

Fliessgewässer sind in der Schweiz wie auch anderswo sehr oft durch den Menschen umgestaltet worden. Folgende Beeinträchtigungen fanden im Verlaufe der letzten Jahrhunderte statt (aus Bundi et al. 1998):

Tabelle 1-2: Entwicklung der Fliessgewässer in der Schweiz

Ab dem 17. Jahrhundert	Rodungen und die Intensivierung der Waldnutzung in den Berggebieten führen zu höheren Abflussspitzen und grösseren Geschiebefrachten; stärkere Überschwemmungen im Mittelland sind die Folge.
Ab Mitte 19. Jahrhundert	Ausbau der Abwasserkanalisation hat zunehmende Nährstoff- und Schmutzfrachten zur Folge.
Ende 19. Jahrhundert	Höhepunkt der Fliessgewässerkorrekturen infolge Überschwemmungen; Flüsse und Bäche werden tiefer gelegt, ihre Schleppekraft wird erhöht.
20. Jahrhundert	Ausbau der Wasserkraftnutzung führt zu Stau- und Restwasserstrecken und verändert das Abflussverhalten und die Geschiebeführung ganzer Flusssysteme.

Ab Mitte des 20. Jahrhunderts	Weitere Belastungen der Gewässer führen zum Bau von Abwasserreinigungsanlagen; Zunahme der diffusen Stoffeinträge, insbesondere durch Stickstoff, Phosphor und Metalle; massive Entwicklung der Siedlungsstruktur, der Ausbau der Verkehrswege und die Intensivierung der Landwirtschaft führen zu einer intensiveren Raumnutzung, die Fliessgewässer werden kanalisiert, verbaut und eingedolt.
-------------------------------	--

Eine untergeordnete Rolle spielen in der Schweiz der Ausbau der Gewässer als Transportwege und der Bau von Wasserfassungen.

Die Folge all dieser Eingriffe in die Gewässer ist eine Abnahme der Diversität, Produktivität und Vernetzung. Dadurch werden Integrität, Wert und Nutzen des Gewässerökosystems geschmälert (Kauffman et al. 1997).

1.6 *Geschichte der Flussrevitalisierung*

Nach Brookes & Shields (1996b), der sich vor allem auf die USA bezieht, gehen die ältesten Revitalisierungsmassnahmen mit dem Ziel, die Wasserqualität zu verbessern, etwa auf 1950 zurück. Eingriffe in Fliessgewässer, welche einer verbesserten Gerinneführung dienen sollten und häufig aus ingenieurtechnischen Massnahmen bestanden, nahmen ihren Anfang um 1970. Kleine Renaturierungs- und Revitalisierungsarbeiten, die für einzelne Arten gemacht wurden, erfolgten seit 1975. Von Geomorphologen initiierte Arbeiten an kleineren Bächen und Flüssen wurden Ende der siebziger Jahre unternommen. Anfang und Mitte der neunziger Jahre wurden wissenschaftliche Demonstrationsprojekte und grosse Flussrenaturierungsprojekte durchgeführt. Bis heute wurden keine nennenswerten Projekte, mit integralen Ansätzen, die auch das Einzugsgebiet berücksichtigen, getätigt.

Erfolgten früher oft Eingriffe in Fliessgewässer in Form von Strukturverbesserungen für einzelne Arten (beliebt waren Massnahmen zur Verbesserung der Sportfischbestände), wird in der neueren Literatur ein ganzheitlicherer Ansatz gewählt.

1.7 *Voraussetzungen für eine erfolgreiche Revitalisierung*

Folgende Anforderungen müssen erfüllt sein, damit eine Fliessgewässerrevitalisierung Aussicht auf Erfolg hat:

1. Die Zielsetzung beinhaltet eine Verbesserung der Strukturen und Funktionen eines Flussökosystems im Allgemeinen und der biologischen Integrität (Angermeier 1997) im Speziellen. Hierzu ist das Verständnis des evolutionären Kontexts (Angermeier 1997), der geomorphologischen und ökologischen Prozesse notwendig (Kondolf 1998).
2. Die Selbstregulierungs- und Regenerationskapazitäten gilt es zu erhöhen. Intakte Ressourcen sind nötig und die Möglichkeit, Schönheit und Diversität einer natürlichen Flusslandschaft zu zeigen, ist zu berücksichtigen (Muhar et al. 1995).
3. Das Fliessgewässerökosystem ist als Einheit zu sehen, kleine Abschnitte sollen nicht isoliert betrachtet werden.

-
4. Eine breite Sichtweise ist notwendig, welche die limitierenden Faktoren erkennt (Angermeier 1997).
 5. Ein langzeitlicher und koordinierter Ansatz (National Research Council 1992) ist unerlässlich.
 6. Die Revitalisierung soll dynamische Wechsel in der Morphologie stimulieren und das Fließgewässer nicht in ein vorgeformtes, fixes Flussbett zwingen (Habersack & Nachtnebel 1995). Natürliche Prozesse sind von grösster Wichtigkeit, da sie höchstwahrscheinlich selbsterhaltend sind, grossräumig angewendet werden können und nichts kosten (Bradshaw 1996).

Konkret gilt es, drei Bereichen besondere Beachtung zu schenken (Bradshaw 1996), nämlich der Wiederherstellung:

- (a) des physikalischen Aspekts des Habitats;
- (b) der chemischen Verhältnisse, inklusive der Nährstoffe und der toxischen Stoffe sowie
- (c) des Artengefüges, das den Ersatz von fehlenden Arten und die Entfernung von Exoten beinhaltet.

Die Prozesse eines Fließgewässersystems sind weder trivial noch linear. Um den Eigenheiten jedes Gewässers gerecht zu werden, braucht es ein Leitbild (siehe Kapitel 3.4). Andernfalls besteht die Gefahr, uniforme Gewässerabschnitte zu gestalten, bei welchen die spezifischen Gegebenheiten der Landschaft, der Flussmorphologie, des Abflussregimes oder der Biozönose unzureichend berücksichtigt sind. Das Leitbild hat eine grosse Bedeutung, da mit Hilfe der darin formulierten Zielsetzungen der Erfolg gemessen werden kann.

Die Erfolgskontrolle mit anschliessender Publikation sollte Bestandteil jedes Revitalisierungsprojekts sein (Bradshaw 1996). Eine Erfolgskontrolle hat schon bei Planungsbeginn in jedes Projekt einzufließen (Kondolf & Micheli 1995; Brookes & Shields 1996b). Sie zwingt zu einer Zielformulierung, kann gemachte Fehler aufzeigen und verhindern, dass sie im späteren Verlauf der Revitalisierung erneut begangen werden.

Teil A: Literaturarbeit

2 Methodik/Vorgehen

2.1 Literatursuche

In einem ersten Schritt wurde geprüft, welche Literatur zum Themenbereich „revitalisierte Fließgewässer“ vorhanden ist. Diese Suche stützte sich auf den Bibliothekskatalog Nebis der ETH Zürich und die Datenbanken Biosis (ehemals Biological Abstracts BA) und Current Contents.

Anschliessend wurden die Abstracts der gefundenen Publikationen durchgelesen, und speziell nach jenen Begriffen untersucht, welche wiederum auf eine Erfolgskontrolle hinweisen. Aus dieser Suche resultierte ein Netzwerk aus verschiedenen Fachbüchern, Zeitschriften und Papers, welches auf andere Literatur verwies. In einigen Zeitschriften wurde gezielt nach Artikeln zum Thema dieser Diplomarbeit gesucht. Um die sehr grosse Anzahl von Publikationen etwas einzuschränken, wurden diejenigen der letzten fünf Jahre vorrangig berücksichtigt.

Neben der publizierten Literatur wurde zu den Fallbeispielen auch „graue Literatur“ gesucht. Hierbei handelt es sich um jene Untersuchungen von Amtsstellen und Organisationen, die nicht über die oben genannten Kataloge und Datenbanken zu finden sind. Literatur also, die nicht veröffentlicht wurde, insbesondere interne Dokumente von kantonalen Amtsstellen. Eine führende Stellung in Sachen Revitalisierung nehmen in der Schweiz die Kantone Aargau, Bern, Genf und Zürich ein. Diese wurden telefonisch angegangen und allfällig vorhandene Berichte zu durchgeführten Erfolgskontrollen bestellt. Daneben wurde auch nach Literatur von Umweltorganisationen gesucht.

2.2 Fallbeispiele

Damit die gefundenen Fallbeispiele für die Diplomarbeit verwendet werden konnten, mussten sie folgende Bedingungen erfüllen:

- (a) das Projekt zur Aufwertung eines Fließgewässers musste abgeschlossen sein;
- (b) die getroffenen Massnahmen mussten über eine Verbesserung der Wasserqualität hinausgehen. Aufwertungen in den Bereichen Morphologie, Hydrologie und Habitate mussten erfolgt sein;
- (c) Resultate der Erfolgskontrolle mussten mindestens teilweise vorliegen;
- (d) die bei der Erfolgskontrolle untersuchten Parameter mussten beschrieben sein.

2.3 Beschreibung der Fallbeispiele

Jedes gefundene Beispiel wurde kurz umrissen und entsprechend dem nachfolgenden Raster charakterisiert:

- Name des Gewässers,
- Quellenangaben zum Fallbeispiel (Bericht/Publication),
- geographische Lage,
- Zeitpunkt des Abschlusses des Eingriffs,
- Typisierung des Gewässers,
- Länge des Gewässers und Grösse des Einzugsgebiets,

-
- Umschreibung der Ziele des Eingriffs oder der Studie,
 - Art der getroffenen Massnahmen,
 - Typisierung der Massnahmen (Renaturierung, Revitalisierung, Strukturverbesserung),
 - Länge des veränderten Abschnitts,
 - Charakterisierung der durchgeführten Erfolgskontrolle (Anzahl der Untersuchungen, räumliche und zeitliche Anordnung, Kontrolluntersuchung),
 - Voruntersuchungen durchgeführt?
 - Auflistung der durchgeführten Erhebungen,
 - Resultate der Erfolgskontrolle,
 - Anmerkungen

2.4 Auswertung

Anhand des obenerwähnten Rasters wurden die gefundenen Fallbeispiele ausgewertet und folgende Aspekte untersucht:

- Welchen Anteil haben Strukturverbesserungen, Revitalisierungen und Renaturierungen an allen Projekten?
- Auf welcher Länge wurden die Massnahmen an den Fliessgewässern durchgeführt?
- Welches waren die Zielsetzungen der Verbesserungsmassnahmen? Falls es sich um eine biologische Zielsetzung handelte: Welche Organismen wollte man fördern? Falls es sich um Fische handelte: Für welche systematische Ebene sollten die Massnahmen bestimmt sein, für eine Einzelart, eine Familie oder die Artengemeinschaft?
- Wie waren die Stichproben in Zeit und Raum angeordnet?
- Wurden Kontroll- und Voruntersuchungen durchgeführt?
- Wie lange dauerte die Erfolgskontrolle?
- Welche Untersuchungen wurden unternommen, und wie waren sie miteinander kombiniert?

3 Allgemeine Grundlagen zur Erfolgskontrolle

Es gibt drei Arten von Erfolgskontrollen:

- (a) Die **Umsetzungskontrolle** überwacht, ob die Revitalisierung gemäss den Vorgaben durchgeführt wurde. Sie sollte Teil einer jeden Erfolgskontrolle sein und wird während oder anschliessend an die Revitalisierungsarbeiten durchgeführt. Allfällige Fehler in der Projektplanung können somit korrigiert werden.
- (b) Von der **Wirkungskontrolle** handelt diese Arbeit ~~handelt diese Arbeit~~ hauptsächlich. Die Wirkungskontrolle untersucht, ob die Revitalisierung wirksam war in Bezug auf gewünschte zukünftige Bedingungen und ob die gesetzten Ziele erreicht wurden. Sie ist anspruchsvoller als die Umsetzungskontrolle, verlangt sie doch ein Verständnis für die physikalischen, biologischen, chemischen und manchmal auch sozioökonomischen Faktoren, welche ein Ökosystem beeinflussen.
- (c) Die **Gültigkeitskontrolle/Validationsuntersuchung** ist ein Werkzeug der Wissenschaft, in der grundlegende wissenschaftliche Annahmen bezüglich Funktionen von aquatischen Systemen überprüft werden (Kershner 1997).

Eine Erfolgskontrolle kann grob in die fünf Bereiche Biologie, Morphologie, Hydrologie, Chemie/Ökotoxikologie (Bundi et al. 1998) und Habitate gegliedert werden. Diese Bereiche werden im Kapitel 4 Erhebungsarten näher ausgeführt. In diesem Kapitel werden vorerst die allgemeinen theoretischen Grundlagen für eine Erfolgskontrolle aufgearbeitet.

3.1 Welche Aufgaben erfüllt eine Erfolgskontrolle?

Erfolgskontrollen sind als Teil eines Revitalisierungsprojekts sehr wertvoll, da erste Resultate und Erfahrungen in die weitere Planung aufgenommen werden können (Habersack & Nachtnebel 1995). Zusätzlich dienen die Erfolgskontrollen der Wissenschaft und der späteren Umsetzung, weil dadurch das Verständnis von Fließgewässerökosystemen inkl. der angrenzenden Uferzone und Auengebiete, verbessert werden kann (Kershner 1997). Von diesen Kenntnissen profitieren kommende Revitalisierungsprojekte (Kondolf 1995), begangene Fehler sollten zudem nicht wiederholt werden (Kondolf 1998). Aus diesen Gründen sind die Resultate der Erfolgskontrolle zu publizieren.

Viele Publikationen, die sich mit Fließgewässerrevitalisierungen auseinandersetzen, bemängeln das häufige Fehlen von Erfolgskontrollen. Werden sie erstellt, würden sie oft nicht veröffentlicht.

3.2 Untersuchungsplanung

Eine gute Untersuchungsplanung ist für die Durchführung einer Erfolgskontrolle unerlässlich, um die Effekte eines Revitalisierungsprojekts nachweisen zu können. Um diese Effekte belegen zu können, sind bei der Untersuchungsplanung die folgenden zehn Prinzipien von Green (1979) zu beachten:

1. Fragestellung der Untersuchung formulieren;
2. Proben wiederholen;
3. Proben zufällig anordnen und gleiche Anzahl Stichproben in den Gruppen nehmen;

-
4. Kontrolluntersuchungen durchführen;
 5. Pilotstudien zur Absicherung des Untersuchungsplans und zur Auswahl der statistischen Methoden realisieren;
 6. die Erhebungsmethode soll im ganzen Untersuchungsbereich gleich wirkungsvoll und verzerrungsfrei sein;
 7. Falls das Untersuchungsgebiet deutlich gegliedert ist, muss es stratifiziert werden;
 8. Anzahl und Fläche der Stichprobeneinheiten angemessen wählen;
 9. Art der statistischen Analyse den Daten angepasst auswählen;
 10. Signifikanzaussagen anerkennen

Einige dieser Punkte werden nachfolgend im Einzelnen und bezogen auf Fließgewässerrevitalisierungen diskutiert.

3.2.1 Formulierung der Fragestellung

Eine eindeutig formulierte Fragestellung ist die Basis jeder Erfolgskontrolle. Die Fragestellung muss sich klar zu den Zielsetzungen der Untersuchung äussern, und zwar sowohl in qualitativer als auch quantitativer Hinsicht (Kondolf 1995; Kershner 1997). Erfolgskontrollen scheitern oft an unklar formulierten Zielsetzungen (Kershner 1997). Das Leitbild (Abschnitt 3.4) kann bei der Formulierung der Zielsetzung weiterhelfen.

3.2.2 Wiederholte Probenahmen

Fließgewässer können sehr dynamische Ökosysteme sein und starken jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen. Zur Integration der Variabilität in die Untersuchung, sind wiederholte Probenahmen in Zeit, Ort und in jeder anderen Kontrollvariablen wichtig (Green 1979). Unterschiede zwischen den Gruppen können nur durch einen Vergleich der Unterschiede innerhalb der Gruppen erklärt werden (Green 1979).

Um Effekte zu ermitteln, die nur während kurzer Zeit nach Beendigung des Eingriffs auftauchen, ist eine langzeitliche Verpflichtung bei der Erfolgskontrolle nötig. Kurzzeitstudien können wichtige Aussagen über die Dynamik in einem bestimmten Abschnitt machen, aber nur Langzeituntersuchungen erlauben es, Folgerungen für den ganzen Abschnitt zu ziehen (Habersack & Nachtnebel 1995). Es kann Jahre dauern, bis Änderungen der Gerinnemorphologie und biologischen Zusammensetzung ersichtlich werden (Kondolf 1995). Bei der Festlegung der Zeitdauer der Untersuchungen soll ebenfalls Rücksicht auf die Anpassungszeit genommen werden, welche die Organismen brauchen, um sich auf die neue Situation einzustellen.

Als Faustregel sollte eine Erfolgskontrolle nach Kondolf (1995) ein Jahrzehnt, nach Brookes & Shields (1996b) unter Umständen zehn bis zwanzig Jahre dauern, bei Revitalisierungen von Auen ist sogar eine fünfzigjährige Erfolgskontrolle angebracht (Brookes et al. 1996). Messungen über einen grossen Zeitraum müssen nicht in regelmässigen Abständen erfolgen, sie sollten flexibel gestaltet werden. Je nach Erhebungsmethode genügt z.B. eine Untersuchung nach jedem Hochwasser, welches über ein bezeichnetes Ausmass hinausgeht (Kondolf 1995).

3.2.3 Kontroll-/Referenzstrecken

Um zwischen direkten Auswirkungen von Revitalisierungen und anderen Variationen zu unterscheiden, sollen **Kontrollstrecken** untersucht werden, die nicht revitalisiert wurden

und damit den Zustand vor der Revitalisierung widerspiegeln. Kontrollstrecken müssen der revitalisierten Strecke bezüglich Grösse, Geologie, Morphologie, Abfluss usw. gleichen (Kershner 1997). Falls sich die Kontroll- und Untersuchungsstrecke gleichmässig ändern, kann angenommen werden, dass die Einflüsse nicht direkt vom Projekt ausgehen (Kondolf 1995), sondern andere Ursachen haben, (z.B. eine Veränderung in der Umwelt).

Strecken in intakten Ökosystemen sind wichtig als **Referenzstrecken** und als Quelle für die Wiederherstellung oder Wiedereinführung von Lebewesen in den nahegelegenen, beeinträchtigten Gebieten (Kauffman et al. 1997). Deshalb sollten, wenn immer möglich, für jede Flussordnung und Region repräsentative Referenzstrecken bezeichnet und geschützt werden (National Research Council 1992).

3.2.4 Pilotstudien

An Pilotstrecken können verschiedene Erhebungsmethoden untersucht werden. Die verwendeten Methoden sollten die aussagekräftigsten Informationen mit dem kleinsten Aufwand generieren und koordinierbar sein (Kondolf & Micheli 1995).

3.2.5 Erhebungsmethode

Für die Wahl einer wirkungsvollen und verzerrungsfreien Erhebungsmethode, ist die Frage, welche Art von Daten gesammelt werden, von zentraler Bedeutung. Die Wahl der Erhebungsarten ist von den Zielsetzungen eines Projektes abhängig. Auf die unterschiedlichen Untersuchungsmethoden wird im Kapitel 4 Erhebungsarten näher eingegangen.

3.2.6 Signifikanzaussage anerkennen

Eine Signifikanzaussage anzuerkennen verlangt die Bereitschaft, Misserfolge zu akzeptieren und anzuerkennen, dass jede Revitalisierung ein Experiment ist. Deshalb kann ein Misserfolg für die Forschung ebenso wertvoll sein wie ein Erfolg.

3.2.7 Weitere wichtige Punkte

Die Datenaufnahme ist auch geprägt durch die Subjektivität der Beobachter. Deshalb müssen verwendete Methoden reproduzierbar und Aufnahmeverfahren standardisiert sein. Quantitative Aufnahmen können die Reproduzierbarkeit erhöhen (Kershner 1997).

Pseudoreplikationen sind zu vermeiden. Beispielsweise kann Drift dafür sorgen, dass zwei Untersuchungsorte positiv korreliert sind (Underwood 1994).

Eine gute Untersuchungsplanung soll Schlüsselemente bezeichnen. Je nach Wichtigkeit und Ressourcenverfügbarkeit wird eine Prioritätenliste erstellt (Kershner 1997). So können je nach finanziellen und personellen Ressourcen die wichtigsten Aufnahmen gemacht werden.

3.3 Voruntersuchungen

Zu einer Erfolgskontrolle gehört eine Voruntersuchung, darin sind sich fast alle Autoren einig, z.B. Brookes & Shields (1996b); Kondolf (1995). Voruntersuchungen werden als objektive Basis für die Evaluation der durch das Projekt verursachten Veränderungen gebraucht und sollen das Vorprojekt zusammen mit einer historischen Analyse begleiten (Kondolf 1995). Es ist darauf zu achten, dass man sich schon zum Zeitpunkt der Vor-

untersuchung bewusst wird, welche Daten zu sammeln sind. Eine Voruntersuchung ist nicht zu verwechseln mit einer Pilotstudie.

3.4 Leitbild

Der limitierende Faktor für die Untersuchung eines Ökosystems ist oft das Fehlen von Daten über den Zustand vor den Beeinträchtigungen (Brookes et al. 1996). Mit Hilfe des Leitbildkonzepts soll dieses Problem angegangen werden. Das Leitbild beschreibt den wünschenswerten Zustand eines Fließgewässerökosystems unter Berücksichtigung des natürlichen Potentials. Ökonomische und politische Aspekte, welche die Realisierung eines Projektes beeinflussen, werden nicht berücksichtigt (Kern 1992).

Das Leitbild gibt über folgende Punkte Auskunft (Eberstaller et al. 1997):

- Landschaftsentwicklung und Flächennutzung,
- Hydrologie und Feststoffhaushalt,
- Fließgewässermorphologie,
- Gewässersystem,
- Gewässergüte/Wasserqualität,
- Biozönose.

Zur Erstellung eines Leitbildes kann nach dem folgenden Schema vorgegangen werden:

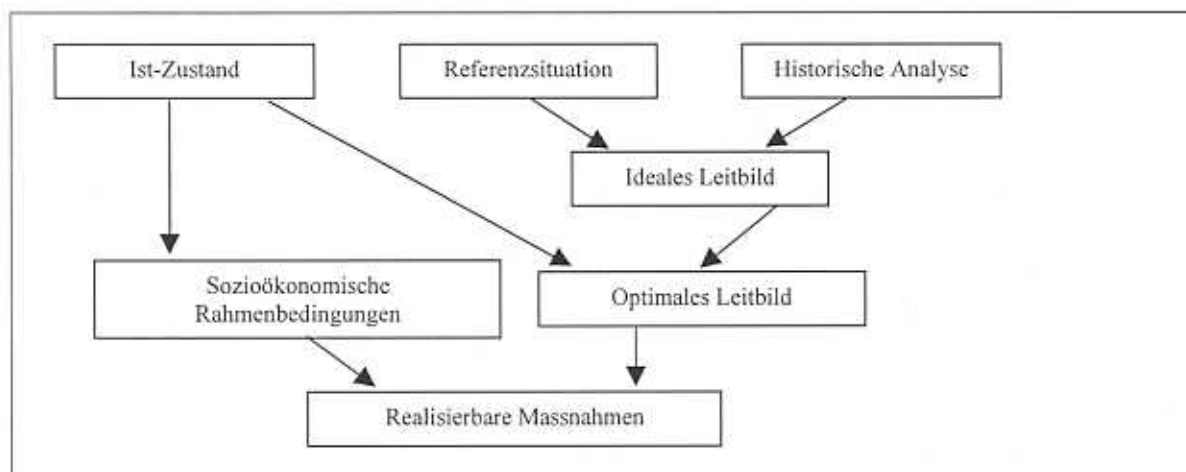


Abb. 3-1: Leitbild, abgeändert nach Kern (1994) und Eberstaller et al. (1997)

Die **historische Analyse** berücksichtigt sowohl den naturgegebenen Gewässer- und Landschaftscharakter als auch die kulturhistorische Landschaftsentwicklung. Diese wird hier im Gegensatz zu den Ansätzen von Autoren wie Bradshaw (1996) und Angermeier (1997) miteinbezogen, weil die menschlichen Eingriffe in die Gewässerökosysteme nicht nur zu einer Verarmung und Degradierung führten, sondern auch eine Bereicherung der Biotopstrukturen und damit einen positiven Einfluss auf die Artenvielfalt hatten (Kern 1994). Zusätzlich ist eine vollständige Rückkehr zu Naturlandschaften mit Urwäldern, Flussauen und Feuchtgebieten im besiedelten Gebiet nicht möglich.

Referenzsituationen lassen aktuelle Informationen ins Leitbild einfließen. Ein nicht oder nur wenig beeinflusstes, vergleichbares Gewässer innerhalb derselben geographi-

schen Region kann als räumliche Referenz herbeigezogen werden. Auf Grund allgemeiner wissenschaftlicher Erkenntnisse kann eine theoretisch rekonstruierte Referenz hergestellt werden (Bundi et al. 1998).

Der **Ist-Zustand** hat Einfluss sowohl auf die sozioökonomischen Rahmenbedingungen als auch auf das optimale Leitbild. Das **optimale Leitbild** wird insofern beeinflusst, als irreversible Änderungen von abiotischen und biotischen Faktoren zu berücksichtigen sind (z.B. die Änderung des Abflussregimes, des Sedimenttransports, Entfernung von Feuchtgebieten und Auenwald, Ausbaggern von Auen, ausgestorbene Arten). Die heutige Landnutzung, Hochwasserschutzanforderungen, Vorgaben von Naturschutz und Wasserwirtschaft usw. beeinflussen das optimale Leitbild ebenfalls.

Um zu den **realisierbaren Massnahmen** zu gelangen, sind **sozioökonomische Rahmenbedingungen** mit einzubeziehen. Dies können politische oder wirtschaftliche Anliegen sein.

Hilfsmittel zum Erstellen eines Leitbilds sind historische Karten, Luftbilder, Fotos, Zeichnungen, Malereien, Erzählungen, Gerinneuntersuchungen für Schifffahrt oder Bauten, Grundbucheinträge usw. (Brookes & Shields 1996a).

3.5 Datenauswertung und Aussagen der Erfolgskontrolle

Die Erfolgskontrolle muss Auskunft geben, inwieweit die gesetzten Ziele erreicht werden. Hauptsächlich gibt es einen qualitativen und einen quantitativen Ansatz zur Datenauswertung. Für Daten über die Variabilität von Habitaten oder die Morphologie können beispielsweise Vergleiche durchgeführt mit grafischen Methoden genügend Hinweise liefern (Kershner 1997). Bei anderen Daten ist meist eine statistische Auswertung vorzuziehen, da sie Einsichten gibt, die aus grafischen Darstellungen nicht herauszulesen sind (Kershner 1997). Nach Kondolf (1995) kann der Erfolg eines Projektes nur mittels quantifizierbaren Daten evaluiert werden.

Ebenfalls Inhalt einer Erfolgskontrolle sind Begründungen des Erfolg oder des Scheiterns eines Projekts und die Ebene der erfüllten Leistungen (Coats et al. 1989).

Jedes Projekt sollte individuell nach ortsspezifischen Kriterien evaluiert werden.

3.5.1 Was ist Erfolg?

Bei erfolgreichen Verbesserungsmassnahmen in Fliessgewässern müssen sich die Sukzession und damit auch die Strukturen und Funktionen in Richtung eines definierten Zustandes bewegen (Bradshaw 1996). Bei Revitalisierungen und Renaturierungen ist dies der Zustand eines natürlichen, funktionierenden, sich selbst erhaltenden Systems, das ökologisch in die Landschaft eingegliedert ist (National Research Council 1992). Der Begriff „selbst erhaltend“ bezieht sich auf die Kapazität eines Revitalisierungsprojekts, den Weg der Erholung ohne weitere menschliche Eingriffe weiterzugehen. Massnahmen sind effektiv, wenn die Dynamik spielt, die Schlüsselemente vorhanden und die Schlüsselprozesse intakt sind (Angermeier 1997).

Anders formuliert, kann der Erfolg am Grad der Wiederherstellung der biologischen Integrität (Angermeier 1997; Karr 1995) gemessen werden. Biologische Integrität ist die Fähigkeit, eine ausgewogene, integrierte und anpassungsfähige Gemeinschaft von Organismen zu tragen und zu erhalten. Diese ist in Artenzusammensetzung, Diversität, und

funktionaler Organisation vergleichbar mit jener eines natürlichen Habitats der Region (Karr 1987).

4 Erhebungsarten

Die einzelnen Erhebungsarten werden nachfolgend im Hinblick auf die in der Erfolgskontrolle zu untersuchenden Punkte charakterisiert. Aufbau und Inhalt lehnen sich an das Modul-Stufen-Konzept (Bundi et al. 1998), es wurde abgeändert und ergänzt. Fünf Module wurden gewählt: die Biologie, Morphologie, Hydrologie und Chemie/Ökotoxikologie (wie im Modul-Stufen-Konzept vorgeschlagen), daneben wird aus den Habitaten ein eigenes Modul kreiert, weil die Habitats nicht in ein anderes Modul eingebunden werden können. Der Biologie wird besondere Beachtung geschenkt, da sie den wichtigsten Bestandteil der Erfolgskontrolle ausmacht.

4.1 Biologie

Biologie integriert die komplexen Interaktionen eines Fließgewässers. Deshalb kann sie die direkteste und effektivste Aufnahme des Gewässerzustands liefern (Karr 1995).

4.1.1 Auswahl der Organismen für Erfolgskontrollen

Da bei einer Erfolgskontrolle nicht alle Daten eines Fließgewässerökosystems erhoben werden können, erfasst man stellvertretend Indikatoren. Diese sollten mit Schlüsselementen und -prozessen zusammenhängen und empfindlich auf menschliche Einflüsse in einer Region reagieren (Angermeier 1997). Der ideale biologische Indikator ist nach Angermeier (1997):

- (a) leicht zu erheben und zu interpretieren;
- (b) empfindlich auf menschliche Beeinträchtigungen und reagiert idealerweise, bevor schwerer ökologischer Schaden eingetroffen ist;
- (c) empfindlich auf eine grosse Reihe von Beeinträchtigungen, was den Typus einer Beeinträchtigung, aber auch deren Stärke betrifft;
- (d) fähig zu unterscheiden zwischen natürlichen Variationen eines Ökosystems und Variationen, die von aussen induziert werden;
- (e) verwendbar über eine grosse Region;
- (f) hilfreich für die Identifikation von Ursachen ökologischer Probleme;
- (g) aussagekräftig für die Öffentlichkeit.

Kein einzelner Indikatororganismus wird all diesen Anforderungen genügen, darum braucht es verschiedene Indikatoren, welche alle Kriterien erfüllen (Angermeier 1997). Eine biologische Erfolgskontrolle soll sich auf verschiedene organisatorische Ebenen beziehen wie Individuum, Population, Gemeinschaft und Biozönose sowie verschiedene Taxa umfassen, die unterschiedlich auf menschliche Einflüsse reagieren.

4.1.2 Messbare Parameter

Für alle biologischen Indikatoren können Angaben zur Struktur und Funktion gemacht werden. Es ist möglich, folgende spezifische Parameter zu untersuchen:

Tabelle 4-1: Struktur- und Funktionsparameter

Strukturen	Artenzusammensetzung, Diversität, Populationsgrösse und -aufbau, Biomasse, trophische Struktur, Deckungsgrad (vorwiegend bei Pflanzen).
-------------------	---

Funktionen	Vernetzung des Lebensraumes, Produktivität, Energiequellen, Energietransfer, Komplexität von Nahrungsnetzen (inkl. der Energieeffizienz und der räumlichen Verteilung), Sukzession und sonstige biotische Interaktionen.
-------------------	--

4.1.3 Ufer- und Umlandvegetation

Die Ufer- und Umlandvegetation dient als Habitat für eine Vielzahl von Organismen. Die Vegetation hat auch einen Einfluss auf die Fischfauna, versorgt sie doch diese unter anderem auch mit Nahrung und Schutzstellen. Die Vegetation stabilisiert das Gerinne, ist verantwortlich für den Eintrag von Totholz und Blätter, beschattet das Gerinne und hat damit eine ausgleichende Wirkung auf die Wassertemperatur. Das Fließgewässer beeinflusst seinerseits die Vegetation: die Überschwemmungsfrequenz und die Stärke der damit verbundenen Erosion bestimmen die Art der Pflanzengesellschaft und die Art der Sukzession (Ward 1989; Ward 1992). Ebenso beeinflussen Fließgewässer-Grundwasser-Interaktionen und die Höhe des Grundwasserspiegels die Verteilung der Ufervegetation (Kondolf & Micheli 1995).

Die Ufer- und Umlandvegetation bilden einen guten Indikator für die lateralen und teilweise auch für die vertikalen Interaktionen in einem Fließgewässerökosystem. Zu berücksichtigen ist, dass extreme klimatische Verhältnisse und Abflussverhältnisse einen starken Einfluss auf das Etablieren der Vegetation haben können.

In Fließgewässern mit starken lateralen Interaktionen, welche eine ausgeprägte natürliche Ufer- und Umlandvegetation haben, oder falls eine solche zu erwarten ist, sollen diese in die Erfolgskontrolle mit einbezogen werden.

Tabelle 4-2: Vor- und Nachteile der Aufnahme von Ufer- und Umlandvegetation

Vorteil	Nachteil
<ul style="list-style-type: none"> relativ geringer Aufwand zur Erfassung 	<ul style="list-style-type: none"> Ufer- und Umlandvegetation ist häufig angepflanzt

4.1.4 Makrophyten

Die Bezeichnung Makrophyten ist ein limnologischer Begriff und bezeichnet alle makroskopisch sichtbaren Wasserpflanzen. Zu den Makrophyten gehören grössere Algen, Flechten, Moose, Farn- und Samenpflanzen (RSPB et al. 1994). Sie stellen Lebensraum zur Verfügung und beeinflussen Gerinnemorphologie, Hydrologie und Sohlenrauigkeit. Makrophyten reagieren empfindlich auf Änderung des Strömungs- und Geschieberegimes sowie auf Gewässerverschmutzungen, folglich können sie Aussagen über den Naturschutzwert einer Landschaft machen (RSPB et al. 1994) und eignen sich gut für eine Erfolgskontrolle.

Tabelle 4-3: Vor- und Nachteile der Makrophytenaufnahme

Vorteile	Nachteil
<ul style="list-style-type: none"> relativ wenige Arten (RSPB et al. 1994) sesshaft (können einer Verschmutzung nicht ausweichen) ihr Fehlen kann sofort festgestellt werden 	<ul style="list-style-type: none"> keine ganzjährige Erfolgskontrolle möglich (die meisten Makrophyten sterben im Winter ab)

Eine Makrophytenüberwachung kann andere Überwachungen wie diejenige mit Makroinvertebraten gut ergänzen.

4.1.5 Makroinvertebraten

Makroinvertebraten sind makroskopisch sichtbare wirbellose Organismen. Die grösste Gruppe macht die Klasse der Insekten aus.

Das Vorhandensein von Makroinvertebraten erlaubt, die Umweltqualität eines bestimmten Untersuchungsorts zu beschreiben und Umweltbeeinträchtigungen zu eruieren (RSPB et al. 1994).

Tabelle 4-4: Vor- und Nachteile der Makroinvertebratenaufnahme

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> • grosse Artenvielfalt und Abundanz in den meisten Süsswasserhabitaten • relativ geringe Migrationsfähigkeit (vom Inventar kann direkt auf die lokalen Verhältnisse geschlossen werden (RSPB et al. 1994)) • relative schnelle Anpassung an neue Verhältnisse (im Vergleich zu Fischen) • grosse Empfindlichkeit gegenüber Habitatsveränderungen • unterschiedliche Reaktion verschiedener Arten auf organische und andere Verschmutzung (vgl. Saprobiensystems (EAWAG 19..)) • kleinräumige Vorkommen (guter Indikator für die Qualität von Mikrohabitaten) 	<ul style="list-style-type: none"> • aufwändige Auswertung von Untersuchungen • Artbestimmung braucht wegen der enorm grossen Artenzahl Spezialisten

4.1.6 Vertebraten (Amphibien, Reptilien, Vögel, Säugetiere)

Typische Vertreter von Vertebraten an Fliessgewässern sind Amphibien, Reptilien, Vögel und Säugetiere. Fische sind zwar auch Vertebraten, werden aber wegen der Bedeutung für biologische Erfolgskontrollen in Fliessgewässern in einem separaten Abschnitt behandelt. Die allgemeinen Bemerkungen über Vertebraten gelten ebenfalls für die Fische.

Viele Vertebraten sind mobil, Migrationen müssen also berücksichtigt werden. Oft können sich Vertebraten wegen hohen Raumannsprüchen erst ab einer gewissen Gebietsgrösse etablieren. Wegen der in Kulturlandschaften oft fehlenden Vernetzung der Habitate kann die Einwanderung zum limitierenden Faktor bei der Etablierung in einem neuen Lebensraum werden. Dies stellt vor allem bei Amphibien ein grosses Problem dar.

Vertebraten, die für die Erfolgskontrolle verwendet werden, sollen folgende Eigenschaften nach Weller (1995) aufweisen:

- (a) Habitatspezifität
- (b) hoch in der Nahrungskette angesiedelt, um Ressourcenverfügbarkeit über Zeit und Raum zu widerspiegeln

- (c) gute Beobachtbarkeit und Messbarkeit
- (d) den Anforderungen an die Untersuchungsmethoden genügen, insbesondere bezüglich Genauigkeit und Wiederholbarkeit
- (e) ein für die Evaluation vernünftiges Kosten-Ertrags-Verhältnis aufweisen.

Priorität bei der Verwendung für die Erfolgskontrolle sollten Arten mit hohem Naturschutzwert haben (RSPB et al. 1994).

Sehr mobile Feuchtgebiets-Vertebraten reagieren wegen der neu vorhandenen Ressourcen erwartungsgemäss relativ rasch auf Revitalisierungen (Weller 1995).

Tabelle 4-5: Vor- und Nachteile einer Vertebratenaufnahme

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> • relativ leichte Artbestimmung • Schlüsselarten sind als Indikator für ökologische Wechsel prädestiniert • gute Aussagen über den Naturschutzwert einer Landschaft möglich • eignen sich als „Flagship“-Arten im Naturschutz (z.B. Laubfrosch, Eisvogel, Fischotter, Lachs) 	<ul style="list-style-type: none"> • schlechter Indikator für kleinräumige Veränderungen

4.1.7 Fische

Zusammen mit den Fischen werden ebenfalls die Rundmäuler erfasst. Fische sind die Basis von Fliessgewässerklassifikationssystemen, sie haben aus biologischen, wirtschaftlichen und zum Teil politischen Gründen in der Vergangenheit eine grosse Rolle gespielt. Fischpopulationen unterliegen natürlich und anthropogen bedingten Fluktuationen. Eine Anpassung an die neuen Verhältnisse in einem revitalisierten Abschnitt vermag mit den Verbesserungen der Habitate und den Makroinvertebraten unter Umständen nicht Schritt halten (Kondolf & Micheli 1995). Erhebungen der Fischfauna liefern Informationen über Umweltbeeinträchtigungen und den Habitatszustand. Habitate wie Unterstände, Laichplätze und Schutzstellen sind wichtige Parameter für das Vorkommen von Fischarten.

Tabelle 4-6: Vor- und Nachteile der Fischeaufnahmen

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> • Arten relativ leicht bestimmbar • gute Indikatoren für die Gewässerqualität (RSPB et al. 1994) • spezifische Habitatsansprüche, Absenz oder tiefe Abundanz liefern Hinweise auf verminderte Habitatsqualität (RSPB et al. 1994) • Bindung ans Wasser: empfindliche Indikatoren für Extremereignisse (Peter et 	<ul style="list-style-type: none"> • Verschiedene Arten kommen nur in bestimmten geografischen Regionen vor • Die Artenzusammensetzung und der Populationsaufbau können durch Eingriffe in die Fischfauna verfälscht sein (Einsatz von wirtschaftlich interessanten Speisefischen) • Abfischen von grossen Flüssen ist mit

al. 2000b) <ul style="list-style-type: none"> • Wandernde Fische geben Auskunft über den Vernetzungsgrad eines Gewässersystems (Peter et al. 2000b) • Bioakkumulation, da Fische an der Spitze der Nahrungspyramide stehen • reagieren empfindlicher auf chemische Verschmutzungen als Invertebraten, da sie höhere Metabolismusraten aufweisen und mehr Sauerstoff benötigen (RSPB et al. 1994) • grosse wirtschaftliche Bedeutung (Berufs- und Sportfischerei) • häufig historische Daten verfügbar 	Schwierigkeiten verbunden <ul style="list-style-type: none"> • Fischeaufnahmen erfordern einen grossen Material- und Arbeitsaufwand
--	--

4.1.8 Hyporheos

Mit Hyporheum wird die Grenzzone zwischen dem Oberflächenwasser und dem Grundwasser bezeichnet. Die Lebensgemeinschaft dieser Zone, die in den Interstitialräumen zwischen Sedimentpartikeln wohnt, heisst Hyporheos (Ward 1992). Sie ist Teil der vertikalen Interaktion eines Fliessgewässers und besteht aus zwei Hauptelementen: Arten des Oberflächenbenthos und spezialisierten Grundwasserformen, die beide zeitweise ins Hyporheum eindringen (Ward 1992). Das Hyporheum dient als Refugium beispielsweise für Benthosorganismen vor Fluten, Trockenheit, Temperaturextremen und weiteren negativen Einflüssen. Das Hyporheum bietet brauchbare und vorhersagbare Konditionen für Eier, Puppen und Larven in der Diapause, Schutz vor grossen Räubern und eine Reserve an Fauna, welche fähig ist, das Hauptgerinne nach ungünstigen Bedingungen wieder zu besiedeln (Ward 1992).

Tabelle 4-7: Vor- und Nachteile einer Hyporheosaufnahme

Vorteile	Nachteile
<ul style="list-style-type: none"> • Organismen des Hyporheum sind gute Indikatoren für die Wiederbesiedlung von Fliessgewässern, deren Fauna durch Extremereignisse wie starke Fluten und xenobiotische Stoffe ausgelöscht wurde 	<ul style="list-style-type: none"> • die Artbestimmung braucht Spezialisten

4.1.9 Weitere biologische Untersuchungen

Weitere, aber eher eine sekundäre Rolle spielende, biologische Untersuchungsparameter eines Fliessgewässers sind Algen, der Aufwuchs, das Plankton, Neuston und Pleuston. Plankton, Neuston und Pleuston kommen eine Bedeutung in langsam fliessenden Gewässern zu. Da sie in der Schweiz selten sind und in der Bünz keine Rolle spielen, wird in dieser Diplomarbeit nicht weiter darauf eingegangen.

Algen und Aufwuchs sind zusammen mit den Makroinvertebraten Teil des Saprobien-systems (EAWAG 19..), welches Auskunft über die Wasserqualität gibt. Algen und

Aufwuchs können weitere Habitate zur Verfügung stellen. Diese Aufnahmeart ist nicht sehr verbreitet.

4.2 Morphologie

Morphologische Aufnahmen eines Fließgewässers sind unerlässlich, wird in einem Revitalisierungsprojekt ein dynamisches Ökosystem angestrebt. Da Renaturierungen auch die Wiederherstellung der ursprünglichen morphologischen Verhältnisse beinhalten, muss die Entwicklung der Morphologie unbedingt überwacht werden.

Die Struktur der Fließgewässer im unbeeinflussten Zustand wird primär durch die Hydrologie und die Geologie bestimmt (Bundi et al. 1998). Ein Gerinne kann sich infolge eines Hochwassers ausweiten und in den folgenden Jahren ohne grössere Hochwasser langsam wieder enger werden, sofern sich die Vegetation entlang des Gerinnes erneut zu etablieren vermag (Kondolf 1998).

Eine morphologische Aufnahme innerhalb der Erfolgskontrolle kann Angaben machen über (RSPB et al. 1994):

- (a) den Naturwert einer Landschaft;
- (b) die Stabilität eines Gerinnes hinsichtlich Erosion und Ablagerung;
- (c) die Hydrologie;
- (d) die Vegetation;
- (e) ev. Ingenieurmassnahmen;
- (f) die langfristige Entwicklung eines Gewässers.

Morphologische Daten können mit Hilfe von Feldaufnahmen, Karten und Fotografien erfasst werden. Parameter zur Beschreibung der Gewässermorphologie sind:

Talform, Linienführung (gestreckt, verzweigt, mäandrierend), Gefälle, Sohlenbreite, Wasserspiegelbreite, Tiefe, laterale Interaktionen, longitudinale Durchgängigkeit, Uferböschung, Sohlenrauigkeit, Turbidität, Substrat, Kolmation, Breite, Beschaffenheit sowie Entwicklung des Uferbereichs. Beim Substrat, bei der Breite und Tiefe ist auch die Varianz von Bedeutung. Anthropogen bedingte Veränderungen wie die Verbauung der Sohle und des Böschungsfusses, Durchgängigkeitsstörungen und Sohleneintiefungen müssen ebenfalls beschrieben werden (Bundi et al. 1998). Wiederholte Querschnittüberwachungen sind ein gutes Werkzeug, um die Änderungen in der Gerinneform aufzuspüren (Kondolf & Micheli 1995). Querprofile sollen die Substratgrösse beinhalten (Kondolf & Micheli 1995).

Morphologische Aufnahmen können je nach Bedürfnis von der Ebene Einzugsgebiet bis zur Ebene Mikrohabitat aufgenommen werden. Welche Gebiete in die Untersuchung miteinzubeziehen sind, hängt von der Zielsetzung der Erfolgskontrolle ab. Das Fließgewässerökosystem als Ganzes, d.h. die gesamte aquatische Zone inkl. Uferzone und sofern vorhanden auch Auen, soll nach Möglichkeit erfasst werden.

4.3 Hydrologie und weitere physikalische Elemente

Physikalische Prozesse und insbesondere die Hydrologie sind von fundamentaler Bedeutung für ein Ökosystem, da sie das Habitatsmuster gestalten. Sie erlauben es nur einem Teil aller potentiell möglichen Populationen, sich zu etablieren (Angermeier

1997). Deshalb ist die Wiederherstellung eines natürlichen Abflussregimes für die Erhaltung von Fliessgewässerökosystemen unumgänglich. Wird z.B. durch Wasserrücknahme ein Abschnitt praktisch trockengelegt, hat dies sehr weit reichende Konsequenzen für die Biologie des darunter liegenden Abschnitts. Die möglichen Auswirkungen auf die Vegetation wurden bereits im Abschnitt 4.1.3 Ufer- und Umlandvegetation beschrieben. Aber auch Änderungen in der Sedimentsversorgung eines Fliessgewässers müssen verstanden werden. Der Bau eines Staudamms kann die Nachlieferung von Grobsedimenten zum Erliegen bringen und den Eintrag von Feinsedimenten erhöhen, negative Einflüsse auf Invertebraten und die Verlaichung von Salmoniden sind unter Umständen die Konsequenz.

Zu untersuchende Parameter sind: Abfluss (Dauerkurven und Dynamik), Überflutungsfrequenz, Strömungsgeschwindigkeit, Strömungsmuster, Interaktionen mit dem Grundwasser und Höhe des Grundwasserspiegels, Sediments- und Geschiebetransport, gelöste Stoffe, Turbidität, Reibung, Temperatur, Eingriffe in den Wasserhaushalt.

Neben den hydrologischen Parameter kann zudem die Beschattung aufgenommen werden. Sie spielt eine wichtige Rolle bei der Produktion und der Wassertemperatur.

4.4 *Habitats*

Habitats der Fliessgewässerökosysteme sind die Lebensräume der hier vorkommenden Organismen, sie sind räumlich und zeitlich dynamische Einheiten (Maddock 1999). Fliessgewässerhabitats können als Gerinneeinheiten, als quasi-diskrete Bereiche mit relativ homogener Tiefe und Strömung bezeichnet werden, die abgegrenzt sind durch scharfe physikalische Gradienten. Einzelne Einheiten werden durch Interaktionen zwischen Abfluss, Sedimentfracht und Gerinneresistenz gegenüber der Strömung geformt (Hawkins et al. 1993). Demnach zeichnet sich ein Habitat sowohl durch strukturelle (Gerinnegrösse und -form, Gefälle, Böschungsstruktur und Substrat) als auch durch hydraulischen Eigenschaften (Tiefe, Strömungsgeschwindigkeit und Scherkräfte) aus (Maddock 1999). Die in Struktur und Dynamik variierende physikalische Umwelt beeinflusst die Produktion und Diversität der Flusslebensgemeinschaft (Minshall 1988). Habitats integrieren somit drei vorher beschriebene Erhebungsarten, enthält doch ein Habitatsbeschreibung Angaben über die Morphologie, Hydrologie und die Anforderungen der Lebewesen an diese beiden Faktoren.

Die Identifikation wichtiger Komponenten von Fliessgewässerhabitats ist wichtig, um die Veränderung der Umwelt bewerten und die Verschiebungen innerhalb einer Artengemeinschaft nachvollziehen zu können, aber auch um die Dringlichkeit von Verbesserungsmaßnahmen in einem Fliessgewässers zu bestimmen (Bisson et al. 1982). Die Habitatklassifikation hilft, limitierende Faktoren einer Population zu bestimmen. Demzufolge kann die Quantifikation von Habitatsgebrauch verwendet werden, um die biotische Antwort auf einen Wechsel in der Habitatsverfügbarkeit vorausszusagen (Hawkins et al. 1993).

Zwei Ansätze zur Bewertung von Habitatsverbesserungen sind möglich: die erste definiert den Erfolg mit der Entstehung positiver physikalischer Habitatscharakteristiken, die zweite mit der Verbesserung der Populationen (Kondolf & Micheli 1995). Die direkte Bestimmung der physikalischen Habitats ist einfacher und machbarer als die Bestimmung über die Populationen, da das Vorkommen von Organismen durch komplexe

Wechselwirkungen von zusätzlichen abiotischen, aber auch biotischen Faktoren bestimmt ist (Kondolf & Micheli 1995). Limitierende Faktoren in der Habitatsaufnahme sind die benötigte Überwachungszeit und noch fehlende wissenschaftliche Grundlagen über die Zusammenhänge zwischen Habitaten und Artenvielfalt (Maddock 1999). Der Bedarf an objektiver und wiederholbarer Identifikation im Feld stellt im Zusammenhang mit der Habitatsaufnahme Problem dar (Maddock 1999). Für die Aufnahme von Habitaten spricht ihre, im Gegensatz zu vielen Arten und ökologischen Funktionen, vom Ufer aus visuell leichte Wahrnehmbarkeit (Maddock 1999).

Luftbilder, Fotos vom Boden aus oder permanente Fotostationen können wertvolle Hinweise auf Entwicklungen geben (Kondolf & Micheli 1995).

Habitate verändern sich bei Hochwasser, deshalb müssen Habitatsvergleiche bei gleicher Wasserführung durchgeführt werden (Kondolf & Micheli 1995); wenn immer möglich, wie alle anderen Aufnahmen auch, bei niedrigem Abfluss (Hawkins et al. 1993).

4.5 Chemie/Ökotoxikologie

Fliessgewässerrevitalisierungen und noch im stärkeren Ausmass die Renaturierungen können infolge verringerter Böschungserosion und durch die Filtration des Abflusses die Wasserqualität verbessern (Kondolf & Micheli 1995).

Aufnahmeparameter für die chemische/ökotoxikologische Erfolgskontrolle sind: pH, Alkanität, Leitfähigkeit, O₂-Sättigung und biologischer Sauerstoffbedarf, Phosphat, Nitrat, Nitrit, Ammonium, Ammoniak, organischer Kohlenstoff, Chlorid, weitere geochemische Parameter, Biozide, Schwermetalle usw.

Messstationen für die Chemie und Ökotoxikologie sollten abgestimmt sein auf die Orte der biologischen und morphologischen Messungen (Kondolf & Micheli 1995).

4.6 Welche Erhebungsart soll gewählt werden?

Über die geeignete Kombination der Erhebungsarten gibt es unterschiedliche Meinungen. Angermeier (1997) vertritt den Standpunkt, dass sich eine Erfolgskontrolle primär auf die biotischen Verhältnisse in einem revitalisierten Abschnitt konzentrieren sollte, weil die biologische Erfolgskontrolle effektiver sei als die anderen Arten der Erfolgskontrolle. Als Gründe hierfür fügt er an, dass biologische Elemente:

- (a) von der Gesellschaft direkt bewertet werden;
- (b) empfindlich auf eine Reihe von menschlichen Beeinträchtigungen sind;
- (c) auf Wechsel in chemischen, physikalischen und morphologischen Variablen auf komplexe und unvorhersagbare Art reagieren;
- (d) die Effekte verschiedener Beeinträchtigungen - über eine bestimmte Zeit - integrieren.

Kershner (1997) fordert biologische und physikalische Untersuchungen, Peter et al. (2000a) verlangen neben den Grundparametern Hydrologie und Morphologie auch eine Kombination von biologischen Indikatoren mit einem Fokus auf biologische Schlüsselemente. Die Erfolgskontrolle sollte strukturelle (Zustands-) und funktionelle (Prozess-) Parameter beinhalten und nicht bloss auf eine biologische Ebene beschränkt sein. Die Betrachtung verschiedener Stufen wie Populations-, Gemeinschafts-, Ökosystem- und

Landschaftsebene bringt oft zusätzliche Erkenntnisse (National Research Council 1992). Boon & Corfield (1998) betont zudem die Wichtigkeit von Hyporheoshabitaten.

Es ist also darauf zu achten, dass im Hinblick auf einen ganzheitlichen Ansatz neben den biologischen auch hydrologische, morphologische und, sobald ein Anhaltspunkt auf eine Verschmutzung besteht, auch chemische Parameter erfasst werden.

Die besten Parameter sind diejenigen, welche die Vielzahl von Prozessen integrieren. Interdisziplinäre Teams sind zur Analyse von Vorstudien nötig (Habersack & Nachtnebel 1995). Eine optimale Erfolgskontrolle berücksichtigt alle vier Dimensionen eines Fließgewässersystems.

Biotische und abiotische Untersuchungen sollten vergleichbare zeitliche und räumliche Skalen verwenden (Habersack & Nachtnebel 1995). Morphologische, hydrologische und ökologische Variablen sind wenn möglich alle entlang der gleichen Transekten zu messen (Kondolf & Micheli 1995).

5 Resultate Fallbeispiele

Eine Schwierigkeit bei der Auswertung der Fallbeispiele ist, dass nur die Angaben berücksichtigt werden können, die auch in den Berichten erwähnt wurden. Vermutlich sind in einigen Fällen Messungen vorgenommen worden, die keinen Eingang in die Arbeiten gefunden haben. So sind Messungen der Wassertemperatur nur in drei Arbeiten erwähnt, obschon man sie routinemässig mit sehr geringem Aufwand durchführt. Es ist also anzunehmen, dass diese Messungen in vielen Untersuchungen verwirklicht und nicht alle durchgeführten Untersuchungen dokumentiert wurden. Ebenso wenig ist die Zielsetzung immer vorhanden oder ausformuliert. Sind Dokumentationen unvollständig oder mangelhaft, kann also trotzdem eine Zielsetzung formuliert worden sein.

5.1 Resultate der Literatursuche

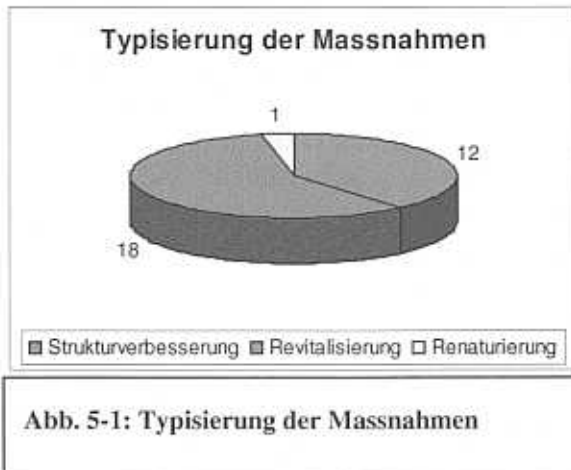
Literatur zu Erfolgskontrollen ist in der Schweiz nur schwierig zu erhalten. Herr Gsell (2000), im Kanton Zürich für Erfolgskontrollen von revitalisierten Fließgewässern zuständig, liefert dazu einen Erklärungsansatz: In den Zeiten der Rezession wurde in allen Kantonen gespart, davon blieben auch Revitalisierungsprojekte nicht verschont. Da man aber trotz geringen finanziellen Mitteln etwas gestalten und sichtbare Resultate liefern wollte, sparte man am meisten bei den Erfolgskontrollen. Einzelne Erfolgskontrollen wurden im Kanton Zürich durchgeführt, allerdings nicht systematisch.

Im Kanton Bern kam es ebenfalls nur zu vereinzelt Erfolgskontrollen, wobei die Ausarbeitung eines Erfolgskontrollenkonzepts im Gange ist (Vuille 2000). Im Kanton Genf gibt es gar keine Daten zum Thema Erfolgskontrolle (Lottaz 2000). Der Kanton Aargau hat einzelne Resultate von Erfolgskontrollen im Internet publiziert (Quelle: www.ag.ch).

Auch die internationale Suche war nicht sehr erfolgreich. Es gibt eine grosse Anzahl Publikationen zum Themenbereich Renaturierung-Revitalisierung-Strukturverbesserungen in Fließgewässern, aber nur wenige enthalten Informationen über durchgeführte Erfolgskontrollen.

Insgesamt ergab die Literatursuche 31 Fallbeispiele, welche die im Kapitel 2 Methodik/Vorgehen aufgestellten Kriterien erfüllten. Die detaillierte Zusammenstellung der 31 Fallbeispiele ist auf Diskette dieser Arbeit beigelegt.

5.2 Charakterisierung von Massnahmen



Typisiert man die gefundenen Fallbeispiele, lässt sich erkennen, dass es sich bei der Mehrheit um Revitalisierungen handelt (vgl. Abb. 5-1). In weiteren 12 Fällen wurden Strukturverbesserungen durchgeführt und nur in einem Fall kann von einer Renaturierung gesprochen werden. Dasselbe Bild liefert die genaue Art der getroffenen Massnahmen. Nur sehr selten wurde auf Ingenieurverbauungen, künstliche Strukturen und Einbringung von Fremdmaterial ins Gewässer verzichtet.



Betrachtet man die Länge, auf welcher Verbesserungsmaßnahmen an Fließgewässern durchgeführt wurden, fällt auf, dass Eingriffe am häufigsten auf einer Länge von 1 bis 5 km getätigt wurden (siehe Abb. 5-2). In den Kategorien bis 500 m und 500 m bis 1 km wurden in fünf resp. sechs Fällen Massnahmen unternommen. Nur selten hat man Eingriffe in Strecken grösser als 5 km getätigt. Die renaturierte Strecke misst 12.5 km.

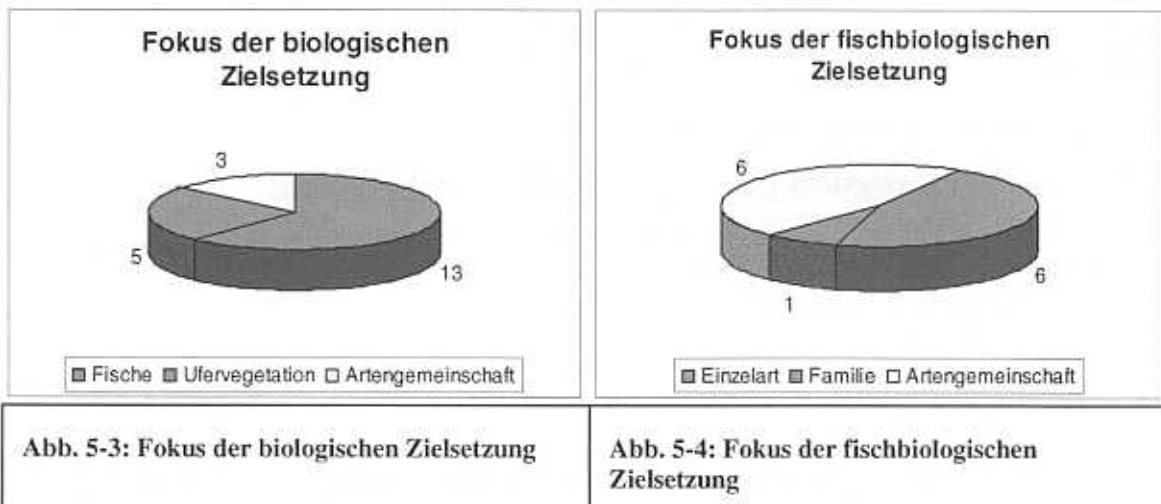
5.3 Zielsetzung

Tabelle 5-1: Zielsetzungen der Fallbeispiele

Zielsetzung	Anzahl
biologische Zielsetzung	19
Habitats	12
Hydrologie und physik. Struktur	8
Grundlagenforschung	6
longitudinale Durchgängigkeit	4
ökologischer Gesamtzustand	3
keine Angabe	2
Erholung für den Menschen	1
Morphologie	1

Die formulierten Zielsetzungen sind nach verschiedenen Kategorien in Tabelle 5-1 zusammengestellt. In vier Fällen wurde überhaupt keine Formulierung zu den Zielsetzungen gefunden. In mehr als der Hälfte der Fälle fehlt zudem eine detaillierte Zielformulierung. Da keine Originalunterlagen der Revitalisierungen vorlagen, ist nicht bekannt, ob diese nie konkreter formuliert wurden.

Die Mehrheit der Projekte enthält eine biologische Zielsetzung, zwölf streben eine Habitatsverbesserung an. Zu beachten ist, dass nur drei Projekte explizit den ökologischen Gesamtzustand erwähnen.



Nimmt man die biologische Zielsetzung genauer unter die Lupe (vgl. Abb. 5-3), fällt auf, dass sich nur ein geringer Anteil der Fallbeispiele mit der ganzen Artengemeinschaft befasst. Mehr Projekte setzen sich im Bereich der Ufervegetation Ziele, die meisten wollen Verbesserungen in der Fischfauna erreichen.

Bei den fischbiologischen Zielsetzungen wird in nicht ganz der Hälfte aller Fälle die Artengemeinschaft der Fische anvisiert (siehe Abb. 5-4), ebenso viele Projekte konzentrieren sich auf Einzelarten, und in einem Fall will man eine Familie fördern. Untersucht man genauer, für welche Arten oder Familien man Verbesserungen durchsetzen wollte, fällt auf, dass es sich bei den Einzelarten und Familien um Salmoniden handelt. Es geht in diesen Fällen folglich nicht um das Erreichen einer natürlichen Artenzusammensetzung, sondern darum, die Attraktivität der Gewässer für Sportfischer zu steigern und den Fischfang zu verbessern. Diese Tendenz zeigt sich auch bei den Zielsetzungen, bei welchen die Artengemeinschaft genannt wird: In zwei Fällen werden Verbesserungen bei Speisefischen explizit erwähnt.

Untersucht man alle Projekte nach einem ökosystemaren Ansatz mit Rücksicht auf die biologische Integrität, erfüllen 10 Projekte diese Ansprüche. Alle restlichen 21 Projekte lassen in ihrer Zielsetzung den ganzheitlichen Ansatz mehr oder weniger vermissen.

5.4 Erfolgskontrolle allgemein

Da nicht alle Probenahmearten innerhalb eines Fallbeispiels die gleichen Muster bezüglich der **wiederholten Probenahmen** zeigen, wird der Fokus auf die Biologie gelegt, weil

1. die Biologie in 29 der 31 Fälle untersucht wurde und
2. die Biologie am stärksten von jahreszeitlichen Schwankungen betroffen ist, was Untersuchungen in verschiedenen Jahreszeiten erfordert.

Von den 29 biologischen Untersuchungen wurden in 23 Fällen die Daten im Raum wiederholt gesammelt, in sechs Fällen fehlten die Angaben oder die Aussagen waren widersprüchlich. Bezüglich der Jahreszeiten sieht die Bilanz weniger gut aus, nur in sechs Fällen waren zumindest in zwei verschiedenen Jahreszeiten Daten verfügbar. In 17 Fällen

wurden die Daten nur einmal im Jahr, in vier Fällen gewisse Daten mehrmals und andere Daten einmal gesammelt, und in den restlichen zwei Berichten fehlte diesbezüglich eine Aussage.

Tabelle 5-2: Zeiddauer der Erfolgskontrolle

Zeiddauer der Erfolgskontrolle	Anzahl Fallbeispiele
Einjährige Aufnahmen	11
Zwei- bis dreijährige Aufnahmen	8
Aufnahmen während mehr als drei Jahren	6
Unklare Angaben	4

Angaben zur Zeiddauer der einzelnen Erfolgskontrollen findet man in Tabelle 5-2.

In 17 Fällen führte man **Kontrolluntersuchungen** durch, in einem Fall nur teilweise und in neun Fällen wurden keine realisiert. Von vier Fällen lagen keine Angaben diesbezüglich vor.

In 17 der 31 Fälle hat man mit **Voruntersuchungen** gearbeitet. In sieben Fällen fehlen diese. Zwei Fälle verlangten nach keiner Voruntersuchung, oder die Umstände verhinderten deren Durchführung. In fünf Fällen geht aus der Literatur nicht hervor, ob eine Voruntersuchung durchgeführt wurde.



Abb. 5-5: Dauer der Erfolgskontrolle

Die **Dauer** einer Erfolgskontrolle nach Abschluss des Eingriffs beträgt nur in zwei Fällen mehr als zehn Jahre, in einem der beiden Fälle wurde während dieser Zeit ein weiterer Eingriff vorgenommen (vgl. Abb. 5-5). In vier Fällen wurde die Erfolgskontrolle nach sechs bis zehn Jahren abgeschlossen, drei dauerten sechs Jahre. Bei einem Projekt dauerte die Erfolgskontrolle, je nach durchgeführter Untersuchung und Art des Eingriffs, sieben bis zehn Jahre. Die grösste Anzahl der Projekte befindet sich in der Kategorie zwei bis fünf Jahre.

5.5 Übersicht über die Erhebungsarten

Tabelle 5-3: Erhebungsarten

Erhebungsarten	Anzahl
Biologie	29
Morphologie	21
Habitate	17
Hydrologie	17
Chemie/Toxikologie	6

Analysiert man die Art der Erfolgskontrolle in den 31 Fallbeispielen (siehe Tab. 5-3), fällt auf, dass es mit Ausnahme zweier Fälle, immer zu einer biologischen Erfolgskontrolle kam. Morphologische und hydrologische Aufnahmen sowie Untersuchungen des Habitats wurden in mehr als der Hälfte aller Fälle durchgeführt, eher selten erfolgten

chemisch/toxikologische Untersuchungen.

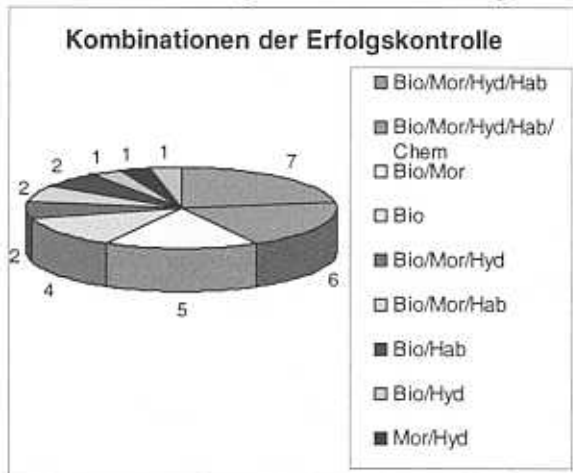


Abb. 5-6: Kombinationen der Erfolgskontrolle

Interessant sind auch die Kombinationen der verschiedenen Arten von Erfolgskontrollen (siehe Abb. 5-6). In sechs Fällen wurden alle fünf Module verwendet, in 13 Fällen mindestens deren vier. Auf ein einziges Modul hat man sich nur in vier Fällen beschränkt.

In Abb. 5-6 verwendete Abkürzungen:
 Bio - biologische Aufnahme;
 Mor - morphologische Aufnahme;
 Hyd - hydrologische Aufnahme;
 Hab - Aufnahme der Habitate;
 Chem - chemische Aufnahme

5.6 Biologische Erfolgskontrolle

Tabelle 5-4: Biologische Erfolgskontrolle

Biologische Erfolgskontrolle	Anzahl
Fische	19
Invertebraten	19
Makrophyten	13
Ufer- und Umlandvegetation	11
Vertebraten (exkl. Fische)	6
Hyporheos	0

Die vorwiegend aquatischen Organismen Fische, Invertebraten und Makrophyten hat man gemäss Tabelle 5-4 am häufigsten erhoben. Die Ufer- und Umlandvegetation wurde in vielen Fällen gemeinsam mit den Makrophyten erfasst und fast gleich häufig wie diese berücksichtigt. Die Vertebraten wurden eher selten aufgenommen und das Hyporheos gar nie.

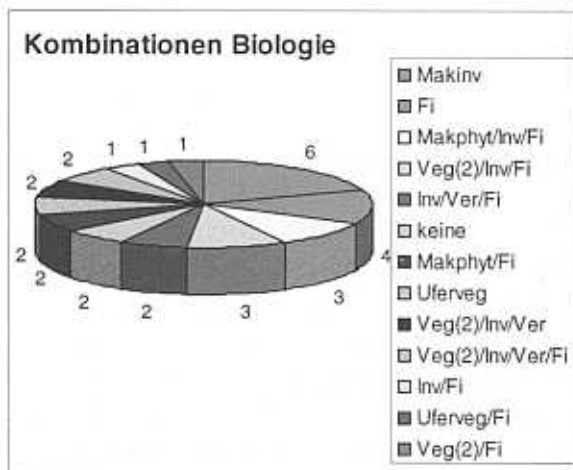


Abb. 5-7: Kombinationen der biologische Erfolgskontrolle

In 17 Fällen bestand die biologische Erfolgskontrolle aus einer Kombination aus mindestens zwei Organismengruppen, in zwölf Fällen wurde nur eine einzige Organismengruppe untersucht (siehe Abb. 5-7). Mit den Fischen, Invertebraten und Makrophyten kamen in 16 Fällen Organismen zum Einsatz, die ausschliesslich bis mehrheitlich aquatisch leben. In zwei Fällen wurden mit der Ufervegetation ausschliesslich terrestrische Organismen untersucht, in elf Fällen hat man eine Kombination von aquatischen und terrestrischen Organismen berücksichtigt.

In Abb. 5-7 gebrauchte Abkürzungen:

Fi - Fische; Inv - Invertebraten; Makinv - Makroinvertebraten; Makphy - Makrophyten; Uferverg - Ufer- und Umlandvegetation; Veg (2)- Ufer- und Umlandvegetation sowie Makrophyten; Ver - Vertebraten

Tabelle 5-5: Häufigste Kombinationen

Häufigste Kombinationen			
Zweierkombinationen	Anzahl	Dreierkombinationen	Anzahl
Fische/Invertebraten	11	Fische/Invertebraten/Makrophyten	8
Fische/Makrophyten	11	Fische/Invertebraten/Ufervegetation	5
Invertebraten/Makrophyten	10	Fische/Invertebraten/Vertebraten	4
Makrophyten/Ufervegetation	8	Invertebraten/Makrophyten/Vertebraten	4
Fische/Ufervegetation	7	Invertebraten/Ufervegetation/Vertebraten	4
Invertebraten/Ufervegetation	7	Fische/Makrophyten/Vertebraten	2
Invertebraten/Vertebraten	6	Fische/Ufervegetation/Vertebraten	2
Makrophyten/Vertebraten	4		
Ufervegetation/Vertebraten	4		
Fische/Vertebraten	4		

Untersucht man, welche Kombinationen in der biologischen Erfolgskontrolle am häufigsten durchgeführt wurden, sind die Kombinationen Fische/Invertebraten und Fische/Makrophyten führend, es folgen Invertebraten/Makrophyten und die Kombination der beiden Vegetationen (vgl. Tabelle 5-5).

Die Kombination Fische/Invertebraten führt auch bei den Dreierkombinationen die Rangliste an, an erster Stelle in Verbindung mit den Makrophyten, an zweiter Stelle in Kombination mit der Ufervegetation und an der dritten Stelle zusammen mit den Vertebraten. Die Kombination Fische/Vertebraten liegt sowohl in der Zweier- als auch in der Dreierkombination am Schluss der Rangliste.

5.7 Morphologische Aufnahmen

Tabelle 5-6: Morphologische Erfolgskontrolle

Morphologische Erfolgskontrolle	Anzahl
Substrat	18
Tiefe	17
Breite	13
Querprofile	11

In Tabelle 5-6 werden nur die häufigsten morphologischen Aufnahmen aufgeführt. Dazu gehören das Substrat, die Tiefe, die Breite und das Querprofil. Alle anderen Aufnahmen wurden wegen der grossen Anzahl in Kategorien zusammengefasst. In die Kategorie selten (zwischen drei- und sechsmal erwähnt) fallen die Erfassung der Umgebung, des Gefälles, der Sinuosität, des Längsprofils sowie die verbale (qualitative) Beschreibung der Morphologie und die longitudinale Durchgängigkeit. In die Kategorie sehr seltene Aufnahmen (weniger als dreimal erwähnt) gehören viele Parameter. So wurden die spezielle Gerinneform der Thalwege, die Porengrösse und Durchlässigkeit des Substrats, die Strukturen, die Höhe der Gewässersohle und die Ökomorphologie untersucht. Weitere aufgenommene Parameter sind: Furtabstand, -länge, -tiefe, Distanz Furt-Kolken, be-

netzter Perimeter, Querschnittsfläche, Oberfläche, Uferlinie, spezielle Gewässerstrukturen und die Beschreibung des Böschungszustands.

5.8 Hydrologische Aufnahmen

Auffallend ist, dass ausser der Strömungsgeschwindigkeit (in 16 Fallbeispiele erfasst) keiner der hydrologischen Parameter regelmässig erfasst wurde. Den Abfluss hat man in fünf Arbeiten untersucht, alle anderen Parameter werden noch seltener genannt. Erwähnt wurden: Wassertemperatur, Überschwemmung der Auen, Interaktionen mit dem Grundwasser, gelöste Stoffe, Sedimenttransport, Sedimentablagerungen, Kraft des Fließgewässers und Eisschurf.

5.9 Chemische/ökotoxikologische Aufnahme

In sechs Fällen hat man chemische Parameter untersucht. Die folgenden werden explizit erwähnt: Leitfähigkeit (dreimal), pH (dreimal), NO_3 (zweimal), PO_4 (viermal), Fe (dreimal), NH_4 (einmal), NO_2 (einmal), gelöster O_2 (zweimal).

6 Diskussion

6.1 Was ist eine ideale Erfolgskontrolle?

Einige der eingangs dieser Arbeit formulierten Fragen können zu der Frage nach der idealen Erfolgskontrolle zusammengefasst werden. Anhand der zusammengestellten Grundlagen lässt sich eine ideale Erfolgskontrolle folgendermassen beschreiben: Sie basiert auf einer sorgfältigen Untersuchungsplanung, welche die zehn Prinzipien von Green (1979) beachtet. Eine gründlich formulierte Fragestellung gehört ebenso dazu wie wiederholte Probenahmen bezüglich Ort und Zeit, meistens sind auch die verschiedenen Jahreszeiten zu berücksichtigen. Gestützt auf die Aussagen von Kondolf (1995) und Brookes & Shields (1996b) sollte der Zeitraum der Untersuchungen, wenn immer möglich, mindestens 10 Jahre betragen. Er ist der Fragestellung anzupassen. Untersuchungen müssen jedoch nicht alljährlich durchgeführt werden. Kontroll- und Referenzstrecken sowie dazugehörige Voruntersuchungen sind Bestandteil einer idealen Erfolgskontrolle. Daten sollen in standardisierten Verfahren erfasst werden.

Die Aussage von Kondolf (1995), wonach der Erfolg eines Projektes nur mittels quantifizierbarer Daten zu messen ist, wird nicht in dieser Absolutheit geteilt. Auch qualitative Aussagen können über eine Entwicklung Auskunft geben. Quantitative Aufnahmen sind den qualitativen jedoch immer vorzuziehen, weil sie reproduzierbar sind (Kershner 1997).

Eine ideale Erfolgskontrolle erfasst strukturelle und funktionelle Parameter. Die Bezeichnung von Schlüsselementen kann diese Aufgabe erleichtern.

Welche Untersuchungsarten genau verwendet werden sollen, hängt vom Problem ab. Die von Angermeier (1997) geforderte biologische Untersuchung ist zu unterstützen, doch sind zumindest auch die Module Hydrologie und Morphologie zu berücksichtigen, wie dies Peter et al. (2000a) fordern. Wünschenswert bei einer umfassenden Beurteilung eines Fliessgewässers ist eine Kombination sämtlicher Module (Biologie, Morphologie, Hydrologie, Habitate und Chemie), im Minimum sollen aber biologische, morphologische und hydrologische Parameter erfasst werden.

Die von Angermeier (1997) geforderten Untersuchungen verschiedener biologischer Indikatoren erscheinen sinnvoll, wenn es sich nicht nur um eine artspezifische Verbesserungsmassnahme handelt. Die biologische Untersuchung erfasst folglich idealerweise mindestens zwei verschiedene Organismengruppen.

Eine Prioritätenliste der durchzuführenden Untersuchungen, wie sie Kershner (1997) postuliert, kann in Zeiten knapper finanzieller und personeller Ressourcen wichtige Dienste leisten.

Das Leitbild dient zusammen mit den in der Fragestellung formulierten Zielsetzungen als Grundlage zur Interpretation der Ergebnisse.

6.2 Fallbeispiele

6.2.1 Literatursuche

Die Literaturrecherche führte unter anderem zu verschiedenen Publikationen, welche eine Übersicht über durchgeführte Revitalisierungsprojekte enthalten. Diese Zusammenstellungen bestehen aus einem mehr oder weniger detaillierten Projektbescrieb. Sehr oft

fehlt aber der Hinweis auf eine geplante oder durchgeführte Erfolgskontrolle, als Beispiel sei hier die Aufstellung von Frossard et al. (1998) aufgeführt. Es erscheint wichtig, dass auch bei solchen Aufstellungen das Thema Erfolgskontrolle als integraler Bestandteil eines jeden Revitalisierungsprojekts angesehen wird. Auf eine in der Planung vergessene oder nicht durchgeführte Erfolgskontrolle ist in jedem Fall hinzuweisen. Auch bei prestigeträchtigen Projekten würde ein allfälliger Makel einer nicht geplanten Erfolgskontrolle unübersehbar, was den Druck, eine solche durchzuführen, erhöhte.

6.2.2 Projekte

In einem zwei Kilometer langen Stück, welches naturnah gestaltet wurde, können die für eine Renaturierung notwendigen biologischen, chemischen und physikalischen Verbindungen zwischen aquatischem und angrenzendem terrestrischem System (Kauffman et al. 1997) nur zum Teil wiederhergestellt werden. Auch die Rückkehr zu einem ursprünglichen, unbeeinträchtigten Zustand (Bradshaw 1996), welcher damalige Strukturen und Funktionen (National Research Council 1992; Kondolf & Micheli 1995) sowie die morphologischen, chemischen und physikalischen Aspekte des Ökosystems berücksichtigt, ist auf einer so kurzen Strecke kaum möglich. Anhand der meist geringen Länge der durchgeführten Projekte zeigt sich, dass ein Fließgewässerökosystem sehr häufig nur punktuell verbessert wird. Dies ist mit ein Grund, weshalb bloss ein Projekt als Renaturierung bezeichnet werden kann.

Dass bei lediglich zehn Projekten ein ökosystemarer Ansatz bei der Formulierung der Zielsetzungen erkennbar ist und dieser nur bei drei Projekten explizit erwähnt wurde, erstaunt jedoch sehr, da diese Art von Zielsetzung sowohl in Renaturierungs- als auch in Revitalisierungsprojekten unverzichtbar ist. Die Zielsetzungen waren in den untersuchten Fallbeispielen oft nur sehr allgemein formuliert, wo sie konkret waren, ging es meist um Einzelarten. Mit Schlüsselementen und Schlüsselorganismen wurde nur in sehr wenigen Fällen gearbeitet. Nach Beschta et al. (1994), zit. in Kauffman et al. (1997) scheitern Ansätze, die sich nur auf einzelne Arten oder einzelne Prozesse beschränken und nicht die ganzen ökologischen Zusammenhänge berücksichtigen, mit grosser Wahrscheinlichkeit.

6.2.3 Untersuchungsplanung

Die Notwendigkeit von Vor- und Kontrolluntersuchungen (Green 1979) ist mehrheitlich erkannt worden, es gibt jedoch immer noch zu viele Fälle, wo diese Untersuchungen nicht durchgeführt werden. Die Kontrolluntersuchung gewinnt vor allem bei langfristigen Projekten an Bedeutung, weil dadurch die verschiedenen Einflüsse der Revitalisierungsmassnahmen und der Umwelt auseinandergehalten werden können (Kershner 1997).

Die Forderung von Green (1979) nach wiederholten Probenahmen wurde nicht immer gleich beachtet. In allen Fällen, wo eine klare Aussage gemacht werden kann, kam es zu einer wiederholten Probenahme im Raum, d.h. an mindestens zwei Stellen wurden Stichproben erhoben. Der Frage, ob in jedem Fall die durchgeführten Wiederholungen genügen, müsste jedoch noch nachgegangen werden. Bei den zeitlichen Wiederholungen gibt es grosse Mängel, selten sind die jahreszeitlichen Schwankungen der biologischen Untersuchungen berücksichtigt. Ein wenig besser beachtete man die Variabilität im Verlaufe der Zeit. Jedoch wurde auch hier in einer eindeutigen Minderheit der untersuchten Fälle in mehr als drei verschiedenen Jahren Untersuchungen durchgeführt. Nachdenklich stimmt zudem, dass in elf Erfolgskontrollen nur eine einmalige Erhebung genügte. Diese

Erhebungen berücksichtigten die Dynamik eines Fließgewässerökosystems überhaupt nicht. Viele der vorhandenen Ergebnisse widerspiegeln also nur einen momentanen Zustand und müssen als nicht repräsentativ angesehen werden.

Die Anspruch, wonach die Dauer eine Erfolgskontrolle mindestens zehn Jahre betragen soll (Kondolf 1995; Brookes & Shields 1996b), wird nur in einem Fall ganz und in einem anderen teilweise eingehalten.

Einerseits untersucht man dadurch nur die kurzfristigen Reaktionen des Systems auf die durch die Revitalisierung verursachte Störung. Andererseits fehlen wertvolle langfristige Daten über die Reaktion eines Systems (Kershner 1997), die sowohl Praktikern als auch Wissenschaftlern wertvolle Dienste leisten und für spätere Revitalisierungen sehr nützlich Informationen liefern könnten (Kondolf 1998). Es wäre äusserst wichtig, mehrere Fließgewässer nach einer Revitalisierung über 10 bis 20 Jahre hinweg, wenn möglich sogar noch länger, zu überwachen. Langzeitüberwachungen geben Auskunft, zu welchen Zeitpunkten die grössten Veränderungen eintreten und ab wann sich ein neues dynamisches System einstellt. Die Forderung nach einer zehnjährigen Untersuchung ist kaum übertrieben, berücksichtigt man die Lebenserwartungen der Bachforelle oder jene der Biber, welche vier bis sechs Jahre (Muus & Dahlström 1993) resp. bis 17 Jahre (Hausser 1995) betragen können. Nur zwei der untersuchten Fallbeispiele dauerten länger als das Leben einer sechsjährigen Bachforelle. Vom Zufall abhängig ist zudem bei einer kurzfristigen Überwachung, ob in dieser Zeitspanne die Auswirkungen eines Hochwassers untersucht werden können.

6.2.4 Erhebungsarten

Die Maximalforderung nach einer umfassenden Erfolgskontrolle, die sämtliche Module enthält, wird nur in fünf Fällen erreicht, die Minimalforderung nach den Modulen Biologie, Morphologie und Hydrologie in nicht ganz der Hälfte der Fälle. In etwas mehr als der Hälfte der Fälle wurden in der biologischen Untersuchung mindestens zwei Organismengruppen untersucht. Damit kann in weniger als der Hälfte der in dieser Arbeit betrachteten Fallbeispiele das Gewässer gesamtheitlich beurteilt werden. Auch in diesem Punkt besteht also noch ein erhebliches Verbesserungspotential.

6.2.5 Zielsetzung/Zielerreichung

Betreffend der Zielerreichung fehlt in den meisten untersuchten Fallbeispielen eine klare Aussage. Es werden einzelne positive Effekte beschrieben, ohne zu erläutern, ob diese überhaupt gewünscht waren. Eine klare Bilanz über erreichte und verfehlte Ziele zusammen mit den Gründen für die Zielerreichung/-verfehlung, liegt in den seltensten Fällen vor. Eine unabhängige Bewertung der Zielerreichung ist wegen der meist zu wenig konkreten Zielformulierung nicht möglich.

Zu einer ähnlichen Bilanz kommen ebenfalls andere Autoren, die sich mit Fallbeispielen auseinandergesetzt haben. (Marti & Stutz 1993, S. 55), welche Fallbeispiele im Naturschutz untersuchten, beanstandeten die zu wenig klar formulierten Zielsetzungen. Wörtlich schreiben sie: „Bei verschiedenen Fallbeispielen ist der Eindruck entstanden, dass erst nach Vorliegen von Hinweisen zur Wirkung der Massnahmen ein bestimmtes Resultat, etwa das Wiederauftauchen einer Art der Roten Liste, als Erfolg bezeichnet wird“. Bei durchgeführten Erfolgskontrollen kommt zum Vorschein, dass einem Grossteil der Revitalisierungen kein ökologischer Erfolg beschieden ist, hauptsächlich weil klare Zielvor-

gaben im Projekt fehlen und die komplexen ökologischen Zusammenhänge nicht begriffen wurden (Lockwood & Pimm 1999).

Die Voraussetzung für eine erfolgreiche Revitalisierung ist nach Habersack & Nachtnebel (1995) das Zulassen einer gewissen Dynamik. Nach Bradshaw (1996) versprechen natürliche Prozesse, selbsterhaltend zu sein. Vergleicht man diese Voraussetzung mit den in den Fallbeispielen getroffenen Massnahmen, welche in kaum einem Projekt auf Ingenieurverbauungen oder künstliche Strukturen verzichten, kann ein sich selbsterhaltendes dynamisches System in den meisten Fällen wohl nicht erreicht werden. Nach einer Aussage von Stanford (zit. in Pelley 2000) sind Projekte, welche sich auf Ingenieurbauten stützten, kläglich gescheitert.

6.3 Quintessenz

Theorie und Praxis liegen, wie so oft, auch bei den Erfolgskontrollen weit auseinander. Untersucht man die Fallbeispiele bezüglich der im Abschnitt 6.1 Was ist eine ideale Erfolgskontrolle? beschriebenen Elemente, die auf den theoretischen Grundlagen basieren, kommen nur drei Projekte annähernd diesen Forderungen nach. Vielleicht nicht ganz zufällig wurden diese Fallbeispiele (Flüsse Brede, Cole und Skerne) alle im Rahmen einer EU-Studie zu Erfolgskontrollen durchgeführt. Alle anderen Fallbeispiele gehen in ihren Erfolgskontrollen weniger weit.

Der Grund dafür ist wahrscheinlich nicht fehlendes Wissen, sondern vielmehr fehlende Finanzen. Geldgeber finanzieren eher Eingriffe, bei denen ein Resultat öffentlich sichtbar ist als Erfolgskontrollen (Kondolf 1995). Ein Weglassen von Elementen der Erfolgskontrolle bedeutet immer einen Verzicht auf Information. Es ist von Fall zu Fall zu entscheiden, welche Elemente weggelassen werden können. Bei Geldknappheit ganz auf Erfolgskontrollen zu verzichten, ist sicherlich der falsche Weg. Da die Fliessgewässer sehr komplex sind und die Kausalketten von Eingriffen in diese Ökosysteme heute immer noch nicht in jedem Fall verstanden werden (Kondolf 1995), wäre es dringend nötig, Erfolgskontrollen durchzuführen. Es ist der falsche Ansatz, einfach etwas in der Hoffnung zu gestalten, die Folgen des Eingriffs seien besser als der bestehende Zustand. Unter dem Strich kann mehr Geld eingespart und mehr für die Natur erreicht werden, investiert man heute in die wissenschaftlichen Grundlagen, um in künftigen Revitalisierungsprojekten weniger Fehler zu machen.

In den Dokumentationen zu den Fallbeispielen fand man Gebiete der Erfolgskontrolle, welche nur wenig bearbeitet wurden. So gab es kaum Fallbeispiele, die sich explizit mit den vertikalen Interaktionen von Fliessgewässerökosystemen auseinander setzten. Es bestehen denn auch nur gerade drei Fallbeispiele (Brede, Cole, Skerne) über Interaktionen zwischen dem Fliessgewässer und dem Grundwasser. Hier wurden hydrologische und chemische Untersuchungen durchgeführt. Von den beschriebenen biologischen Untersuchungsarten findet man einzig in der Ufer- und Umlandvegetation Hinweise bezüglich vertikaler Interaktionen (Kondolf & Micheli 1995). Auch eine Untersuchung der Makroinvertebraten könnte diesbezüglich Informationen liefern, wissenschaftliche Grundlagen sind dagegen nur spärlich vorhanden (Ward 1999). Gerade dieser Bereich kann von grosser Wichtigkeit sein, da einerseits viele Reinigungsprozesse im Grundwasserleiter

stattfinden (Sigg & Stumm 1989) und andererseits das Grundwasser eine wichtige Funktion in der Trinkwasserversorgung einnimmt.

Die Planung von Fliessgewässerrevitalisierungen soll das ganze Ökosystem berücksichtigen. Die Revitalisierung einer Strecke wäre demnach eine Etappe zur Verbesserung des gesamten Ökosystems. Dieser Ansatz müsste auch in die Erfolgskontrolle einfließen. So sollte sich diese, wie im theoretischen Teil beschrieben, über die Zielerreichung bezüglich der spezifischen Strecke äussern. Zusätzlich aber müsste die Erfolgskontrolle auch Aussagen darüber enthalten, welchen Beitrag die Revitalisierung ans Gesamtziel der Revitalisierung des ganzen Ökosystems geleistet hat, welche Misserfolge zu verzeichnen und welches die Auswirkungen auf das Gesamtziel sind. Zudem sollten Defizite eines Ökosystems beschrieben werden, wie beispielsweise eine fehlende longitudinale Durchgängigkeit, aber auch Defizite, die ausserhalb der revitalisierten Strecke liegen. Zum Schluss könnte die Erfolgskontrolle Empfehlungen zu weiteren Etappen der Revitalisierung des Ökosystems geben. Diese Sichtweise kommt in der Literatur zur Erfolgskontrolle noch zu wenig zum Tragen.

Wünschenswert für die Schweiz wären regionale Systeme mit zu bezeichnenden Organismen, welche mit dem geringsten Aufwand am aussagekräftigsten den integralen Zustand eines Ökosystems beschreiben, wie es in Landökosystemen schon geschieht (Duelli 1998b). Ein anderer Ansatz wäre ein System, das, analog dem Saprobien-System (EAWAG 19..) für die Wasserqualität, den integralen Zustand eines Fliessgewässerökosystems beschreiben kann. Jedoch müssten für verschiedene geografische Regionen und Höhenstufen verschiedene Systeme aufgestellt werden.

In der Schweiz fehlt ein flächendeckendes Verzeichnis natürlicher Referenzgewässer, welche den Zustand der Gewässer vor den Verbauungen beschreibt. Je nach Höhenstufe und geografischer Region braucht es unterschiedliche Referenzgewässer. Ideal wären Referenzabschnitte an jedem grösseren Bach, welche den unbeeinträchtigten Zustand beschreiben. Falls es keine solche Abschnitte mehr gibt, müssten durch Revitalisierungen möglichst rasch wieder solche geschaffen werden. In diesen Gewässern müssten hingegen Einschränkungen hinsichtlich der Artenzusammensetzung gemacht werden. Ein Referenzgewässer müsste erlauben, dynamische Vorgänge eines Fliessgewässers zu studieren. Zudem sollten die Referenzgewässer Einwirkungen von Umweltparametern sichtbar machen, damit abgeschätzt werden kann, ob eine Entwicklung in einem revitalisierten Fliessgewässer aufgrund der getroffenen Massnahmen oder aufgrund einer Änderung der Umwelteinwirkungen geschehen ist. Der auf weiten Strecken noch unbeeinträchtigte Tagliamento in Oberitalien ist ein Beispiel für ein solches Referenzgewässer. Verschiedene Forschungsinstitute wie die EAWAG untersuchen diesen Fluss. Die gewonnenen Grundlagen sollen das Verständnis für andere Fliessgewässer verbessern.

Bei den Renaturierungen und Revitalisierungen ist auch der Funktion des Gewässers als Landschaftselement Rechnung zu tragen. Vor allem in der Schweiz spielt bei vielen Projekten die Akzeptanz der Bevölkerung eine wichtige Rolle. Das Stimmvolk des Kantons Bern hat einen Renaturierungsfonds gutgeheissen, welcher die Finanzierung von Verbesserungsmassnahmen an Fliessgewässern sichert. Dieses Beispiel zeigt, wie wichtig die gesellschaftliche Wahrnehmung hinsichtlich Gewässerrevitalisierungsprojekten ist. Inwieweit eine Revitalisierung bezüglich der gesellschaftlichen Wahrnehmung Erfolg hat, kann in dieser Diplomarbeit nicht untersucht werden. Eine Erfolgskontrolle müsste aber auch diesen Aspekt berücksichtigen.

Teil B: Erfolgskontrolle an der Bünz

7 Einleitung

Im zweiten Teil dieser Arbeit wird eine Erfolgskontrolle an einem revitalisierten Fließgewässer, der Bünz, durchgeführt. Die Bünz liegt vollständig im Kanton Aargau und mündet bei Wildegg, in der Nähe von Lenzburg, in die Aare. Die Länge der Bünz entspricht ungefähr 25 km.

7.1 Aufgabenstellung des praktischen Teils

An der Bünz wurden in den letzten Jahren verschiedene Revitalisierungsarbeiten vorgenommen. Zwei Revitalisierungen werden in dieser Diplomarbeit genauer untersucht, die Revitalisierung in Wohlen und die durch das Hochwasser vom Frühjahr 1999 bedingte natürliche Revitalisierung bei Möriken. Weil bei den untersuchten Revitalisierungen keine Ziele formuliert worden sind, wird die Zielsetzung an dieser Stelle kurz formuliert: Die Revitalisierung der Bünz soll einerseits eine natürlichere Zusammensetzung der Fischfauna ermöglichen, andererseits aber die gesamte ökologische Situation dieses Fließgewässers verbessern.

Dabei interessieren folgende Fragestellungen:

- Wie haben die Fische auf die Revitalisierung² der Bünz in Wohlen und Möriken reagiert?
- Welche Auswirkungen hat die Revitalisierung auf die abiotischen Faktoren gehabt?
- Ist die longitudinale Vernetzung gewährleistet?
- Sind laterale Interaktionen vorhanden?
- Sind die abiotischen mit den biotischen Parametern korreliert?
- Welche Verbesserungsmaßnahmen ~~müssen~~ sind in Zukunft an der Bünz zu ergreifen?
- Was müssen zukünftige Erfolgskontrollen an der Bünz berücksichtigen?

Die biologische Erfolgskontrolle bildet den Schwerpunkt der Erfolgskontrolle, mit den Fischen als Indikatororganismen. Innerhalb der biologischen Untersuchung soll ein Fokus auf die Struktur der Fischfauna gelegt werden. Wichtige zu untersuchende Parameter sind die Artenzusammensetzung und Diversität sowie der Altersaufbau einzelner Arten. Die Resultate sollen Tendenzen für die ganze Ökologie dieses Gewässers aufzeigen.

Da die Diversität in der Erfolgskontrolle eine wichtige Rolle spielt, sollen verschiedene Diversitätsindices ausgerechnet, miteinander verglichen und deren Aussagekraft für die Erfolgskontrolle kritisch beleuchtet werden.

Das Leitbild soll das Potential der Bünz als Lebensraum umschreiben, dies ist um so wichtiger, als kein Referenzgewässer für den natürlichen Zustand der Bünz zur Verfügung steht. Die Geschichte der Bünz gibt dazu wichtige Anhaltspunkte.

Als Ausgangszustand wird die Bünz im kanalisiertem Zustand angenommen, obschon dies in Möriken nicht ganz der Fall war. Kontrolluntersuchungen werden in den, an die revitalisierten angrenzenden, kanalisiertem Strecken unternommen.

² Unter Revitalisierung wird die Verbesserung der morphologischen und hydraulischen Verhältnissen der Bünz verstanden; die Verbesserung der Wasserqualität ist nur eine der Einflussvariablen, die zur Interpretation der Ergebnisse dient.

Auf Grund der kurzen Zeitdauer dieser Diplomarbeit besteht kein Anspruch auf eine vollständige Erfolgskontrolle, wie sie in der Literaturlarbeit gefordert wird.

7.1.1 Hypothesen

Zur Untersuchung der beiden revitalisierten Strecken werden die folgenden zwei Haupthypothesen formuliert:

1. Die Fischfauna der revitalisierten Strecken in Möriken/Wohlen unterscheidet sich nicht von der Fauna der kanalisiertten Kontrollstrecke.
2. Die Variation der abiotischen Faktoren (Morphologie, Hydrologie, Habitate) der revitalisierten Strecken in Möriken/Wohlen ist identisch mit derjenigen der kanalisiertten Kontrollstrecke.

7.2 Geschichte

7.2.1 Allgemeine Bemerkungen

Als hauptsächliche Grundlagen für die Erarbeitung dieses Teils dienten die Lizenziatsarbeit von Rico Kessler (1990) und die vier Kartenwerke Michaeliskarte (Michaelis 18..), Siegfriedkarte (Siegfried 18..), Dufourkarte (Dufour 1855) und die Landeskarten (Landestopographie 19..). Die Aufnahmen zur Michaeliskarte wurden zwischen 1837 und 1843 gemacht. Die Dufourkarte wurde in der Zeit von 1844 bis 1864 herausgegeben. Die Erhebungen zur Siegfriedkarte datieren aus den Jahren 1878 bis 1940. Die Blätter der Landeskarten waren ab dem Jahr 1956 vorhanden.

7.2.2 Zustand der Bünz vor den grossen Eingriffen in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts

Kessler (1990, S.28) beschreibt die Bünz um 1850 als „ein weitgehend naturnahes, von zahlreichen Windungen, Nebenarmen und begleitenden Feuchtgebieten geprägtes Gewässer.“ Bei den Feuchtgebieten handelte es sich um Flach- und Hochmoore sowie temporäre bis permanente Stillgewässer. Jedoch deuten Flurnamen darauf hin, dass gewisse Moore schon vor der Erfassung der Michaeliskarte trockengelegt und abgebaut wurden. Bereits auf der Michaeliskarte sind Mühlen, Sperren für Wassermatten³ und zwischen Dottikon und Wildeggen Entwässerungskanäle eingezeichnet. Auf den Siegfriedkarten zwischen 1887 und 1918 sind weitere geteilte Bachläufe ersichtlich, was auf Mühlen, Sägewerke und sonstige Wasserwerke schliessen lässt.

Die wasserbaulichen Massnahmen bis ins 19. Jahrhundert im Kanton Aargau beschränkten sich jedoch hauptsächlich auf punktuelle Ufersicherungen (Kessler 1990).

Was die Fauna und Flora betrifft, bestehen weder Inventare über die Tier- und Pflanzenwelt, noch vermögen Jagdstatistiken Auskunft über wichtige Arten geben, die eng an die Bünz gebunden sind. Etwas besser dokumentiert ist das Fischvorkommen. So wurden die Arten Aal, Alet, Äsche, Bachforelle, Bachneunauge, Barbe, Bartgrundel, Groppe, Hecht, Karpfen, Schleie und Schneider beschrieben (Brutschy et al. 1930, zit. in Kessler 1990; Hofer 1911). Kessler (1990) beschreibt die Flora des Bünzgebietes folgendermassen: „Weidengebüsche säumten vielerorts den Bachlauf, Binsen und Schilf markierten feuchte Stellen in der Landschaft.“

³ Die Matten entlang von Flüssen und Bächen wurden überflutet. Diese Massnahmen dienten eher der Düngung als der Bewässerung.

7.2.3 Eingriffe in die Bünz und ihre Umgebung

Der erste grosse Eingriff in die Bünzlandschaft ist nach Kessler (1990) die in den siebziger Jahren des 19. Jahrhunderts angegangene Trockenlegung des Hochmoors Bünzmoos. In Zusammenhang mit der Trockenlegung wurde die Strecke zwischen Hasli und Bünzen korrigiert. Weitere Trockenlegungen folgten bis weit ins 20. Jahrhundert.

Die Kanalisierung der Bünz bei Bünzen und einiger Zuflüsse ist ab 1886 auf Karten ersichtlich. Allgemein kann jedoch gesagt werden, dass bis 1914 Verbauungen an der Bünz nur in bescheidenem Umfang vorgenommen wurden (Kessler 1990).

Die eigentliche Bünzkanalisierung wurde nach 1919 in Angriff genommen und 1952 abgeschlossen. Das ehemals mäandrierende Gewässer wurde in einen geraden, trapezförmigen Kanal gezwängt. Damit war die ganze Bünz oberhalb der Gemeindegrenze von Möriken korrigiert. Der Abschnitt zwischen der Gemeindegrenze Othmarsingen-Möriken und Wildegg wurde nie kanalisiert. Die Ufer in diesem Abschnitt wurden einzig punktuell mit Mauern und Materialien wie Weidengeflecht und Blockwurf gesichert, zudem verbaute man die Sohle an einigen Stellen (Kessler 1990). Dieser Abschnitt mäandriert heute praktisch noch wie auf der Michaeliskarte. Als Grund für die fehlende Kanalisierung in diesem Abschnitt gibt Kessler (1990) die mangelnde Überschwemmungsmöglichkeiten im relativ engen Tälchen an.

Bewaldungen haben sich seit der Michaeliskarte nur geringfügig geändert. Dafür sticht beim Studium der Karten die enorme Ausdehnung der Siedlungen im Verlaufe der letzten 150 Jahren und der Ausbau der Verkehrswege ins Auge.

Durch die Bünzkanalisierung konnten die Wassermassen schneller abfliessen, und die Versiegelung der Landschaft verminderte den Wasserrückhalt. An der Bünz wurden nach 1970 vier Kläranlagen gebaut, nämlich in Wohlen, Dottikon, Muri und Bünzen.

8 Material und Methoden

8.1 Untersuchungsstrecken

An den beiden untersuchten Orten wurde jeweils die revitalisierte Strecke mit der kanalisierten Strecke verglichen. In Möriken wurden aus der revitalisierten Strecke zwei Straten gebildet. Pro kanalisierte und revitalisierte Strecke resp. Stratum wurden zwei Abschnitte untersucht. Die einzelnen Untersuchungsorte werden weiter unten näher beschrieben.

Die Auswahl der Abschnitte wurde nach den Kriterien der quantitativen Abfischung durchgeführt. Diese Abschnitte wurden aber auch für alle anderen Untersuchungen verwendet. Pro Strecke sollten je zwei Abschnitte elektrisch abgefischt werden. Um diese zufällig auszusuchen und den Einfluss der benachbarten Strecke auszuschalten, wurde die jeweilige Streckenmitte für die Untersuchungen gewählt. Es wurden die beiden Abschnitte vom Mittelpunkt aus auf einer Länge von jeweils 100 m nach unten und nach oben untersucht. Da die untersuchten Abschnitte möglichst einheitlich sein sollten, konnte der Mittelpunkt leicht nach oben oder unten verschoben oder die Streckenlänge leicht angepasst werden. Dies geschah nur in der revitalisierten Strecke in Möriken.

Die Kontrollstrecken sollten möglichst an die revitalisierten Strecken angrenzen und die Kanalstruktur sollte wenn möglich noch intakt sein. Diese Anforderung konnte nur in Möriken ganz erfüllt werden. In Wohlen war die Kanalstruktur nicht mehr voll vorhanden, die Sohlenstabilisierung existierte nur noch teilweise. Weiter sollten die Kontrollstrecken mindestens 100 m von der revitalisierten Strecke entfernt sein, um Interaktionen mit der revitalisierten Strecke einzuschränken. Zudem mussten die ausgesuchten Strecken leicht zugänglich sein, um das Material für die Abfischung besser an die entsprechende Stelle bringen zu können. Für die Auswahl der Kontrollstrecken half auch die Untersuchung der Ökomorphologie. In Möriken wurden die Kontrollstrecken oberhalb der revitalisierten Strecke gewählt, weil unterhalb von Möriken keine eigentliche Kanalstrecke mehr vorhanden war. Weiter sollten keine grösseren Zuflüsse und Einleitungen von Stoffen zwischen der revitalisierten Strecke und dem Kontrollabschnitt in die Bünz fließen. Wegen der aufkommenden Hitze und deren negativen Auswirkungen auf die Fische musste auch auf Uferstreifen mit Bäumen geachtet werden, welche Schatten spenden.

Generell beträgt eine abgefischte Strecke 100 m, Ausnahmen gab es in Möriken, wo wegen der Einheitlichkeit eines Abschnittes andere Längen untersucht wurden. Aus Gründen der Vereinfachung wird in der Folge mit Abkürzungen gearbeitet. In Tabelle 8-1 sind diese dargestellt. (S. 51) zeigt eine Übersicht über die untersuchten Streckenabschnitte, die in Abb. 8-1 und 8-2 (S. 52) auf den Karten eingezeichnet sind.

8.1.1 Möriken

Anlässlich des Hochwassers vom 12.-14. Mai 1999 trat die Bünz in der Umgebung von Möriken über die Ufer und gestaltete den Bachverlauf in diesem nie kanalisierten Bereich völlig neu. Grosse Flächen Agrarland wurden weggeschwemmt, Uferstabilisierungen und Sohlenstabilisierungen aus Steinschwellen weggespült (Schelbert 2000). Die Überschwemmungen bildeten Steilufer sowie breite Schotterbänke und veränderten die Linieneinführung der Bünz. Am stärksten betroffen war die Strecke von der Gemeindegrenze Möriken-Othmarsingen bis zum Schwimmbad Möriken, aber in unterschiedlichem Aus-

mass. Das Kerngebiet der revitalisierten Strecke beginnt an der Gemeindegrenze Möriken-Othmarsingen und endet oberhalb des Schiessstandes Möriken. Die Strecke vor dem Hochwasser war geprägt durch ein Gewässer mit einer Breite von rund 7 m, aber mit einer natürlichen Breitenvariabilität. Das Ufer war sporadisch an heiklen Stellen wie engen Kurven und Aufschüttungen mit Blockwürfen befestigt. Ingenieurbiologische Massnahmen halfen, das Ufer zu befestigen. Ab und zu waren Schwellen oder Querbauten eingebaut, die früher der Wässerung der Matten dienten (Wässermatten) (Gebert 2000).

Wie die Zukunft dieser Strecke aussehen wird, ist noch nicht definitiv geregelt. Der Kanton Aargau möchte durch einen grossräumigen Landerwerb der Bünz im Kerngebiet der natürlichen Revitalisierung freien Lauf lassen. Es gibt Bestrebungen, in dieser Strecke eine Entwicklung in Richtung eines Auengebiets zu ermöglichen. Die Verhandlungen für dieses Projekt sind im vollen Gang (Schelbert 2000).

Anhand der Aufnahmen für die Ökomorphologie (siehe Abschnitt 9.1.3) wurde das Kerngebiet der Revitalisierung stratifiziert. Grundlage für die Stratifizierung waren die Kriterien Wasserspiegelbreitenvariabilität und das Vorhandensein von Abstürzen und Bauwerken. Das untere Stratum wird als Möriken revitalisiert (MR) bezeichnet (siehe Abb. 9-2, S. 64). Es wurde durch das Hochwasser massiv umgestaltet, ist charakterisiert durch eine ausgeprägte Wasserspiegelbreitenvariabilität, und es kommen weder Abstürze noch Bauwerke vor. Die Länge von MR misst 650 m. Das obere Stratum mit dem Namen Möriken naturnah (MN) wurde durch das Hochwasser weniger stark berührt. Die Variabilität der Wasserspiegelbreite ist sehr unterschiedlich, und es kommen Abstürze und Bauwerke vor. Die Länge dieses Stratums beträgt 1.8 km. Die naturnahen Abschnitte in Möriken (MN) unterscheiden sich durch die Art der Uferverbauung.

Die untersuchten Abschnitte werden nachfolgend charakterisiert. Die untere revitalisierte Strecke in Möriken (MR1) liegt in einer Kurve und zeichnet sich durch schöne Kolken und unterspülte Uferbänke aus. Die obere revitalisierte Strecke fliesst entlang eines Steiluferes, das Gewässer ist breit und hat ein relativ starkes Gefälle. Der untere Abschnitt der naturnahen Strecke (MN1) ist relativ stark mit Blockwurf verbaut, die obere (MN2) nur schwach. Die beiden kanalisierten Abschnitte befinden sich 75 resp. 175 m oberhalb des Kanalendes.

8.1.2 Wohlen

1995 wurde in der kanalisierten Bünz oberhalb Wohlen von der Gemeindegrenze Waltenschwil bis zum Fussballplatz Wohlen, auf einer Strecke von ungefähr 900 m das Turnheersystem entfernt, und man setzte Störsteine ein (Schelbert 2000). Das Turnheersystem ist die an der Bünz hauptsächlich angewandte Fliesswasserverbauung. Die Böschung wurde mit seitlichen Betonplatten, die 15 - 20 cm aus dem Wasser herausragen, stabilisiert. Diese beidseitige Böschungssicherung wurde in regelmässigen Abständen mit einer Querverbindung zusammengehalten. Dadurch liess sich die Gewässer-sole stabilisieren. Der Pflanzenbewuchs sollte wieder bis ins Wasser hinein möglich sein. Die früher monotone Breite und gleichmässige Wassertiefe wurden durch den Eingriff heterogen gestaltet. Der mittlere Wasserstand im Sommer sollte um 1/3 bis 1/2 reduziert werden. All diese Massnahmen sollten die Turbulenz erhöhen und die ehemals starke Kolmatierung der Sohle stoppen (Gebert 2000). Diese in Wohlen getroffenen Massnahmen sind eigentlich als Strukturverbesserungen zu bezeichnen.

Im November 1997 musste nach einem Hochwasser das Ufer saniert und Objektschutz betrieben werden, da im rechten Ufer eine Kanalisation und am linken Ufer ein Weg durchführen. Dies ist auch der Grund, weshalb keine grossräumige Revitalisierung möglich war. Natürliche Auflandungen an den Ufern müssen regelmässig abgetragen werden (Schelbert 2000).

Da sich die revitalisierte Strecke in Wohlen unwesentlich unterscheidet, musste keine Stratifizierung vorgenommen werden. Die beiden untersuchten revitalisierten Abschnitte heissen Wohlen revitalisiert 1 und 2 (WR1 und WR2). Die ganze Länge der revitalisierten Strecke beträgt ungefähr 900 m. Die beiden kanalisierten Abschnitte befinden sich ca. 500 resp. 600 m unterhalb der revitalisierten Strecke im Dorf (siehe Abb. 8-2, S. 52).

Tabelle 8-1: Streckenübersicht

Abkürzung	Strecke	Länge
MNK	Möriken nicht kanalisiert	
MR	Möriken revitalisiert	
MR1	Möriken revitalisiert unten	85 m
MR2	Möriken revitalisiert oben	130 m
MN	Möriken naturnah	
MN1	Möriken naturnah unten	100 m
MN2	Möriken naturnah oben	105 m
MK	Möriken kanalisiert	
MK1	Möriken kanalisiert unten	100 m
MK2	Möriken kanalisiert oben	100 m
WR	Wohlen revitalisiert	
WR1	Wohlen revitalisiert unten	100 m
WR2	Wohlen revitalisiert oben	100 m
WK	Wohlen kanalisiert	
WK1	Wohlen kanalisiert unten	100 m
WK2	Wohlen kanalisiert oben	100 m

Aus Gründen der Vereinfachung wird in der Folge mit Abkürzungen gearbeitet. In Tabelle 8-1 sind diese dargestellt.

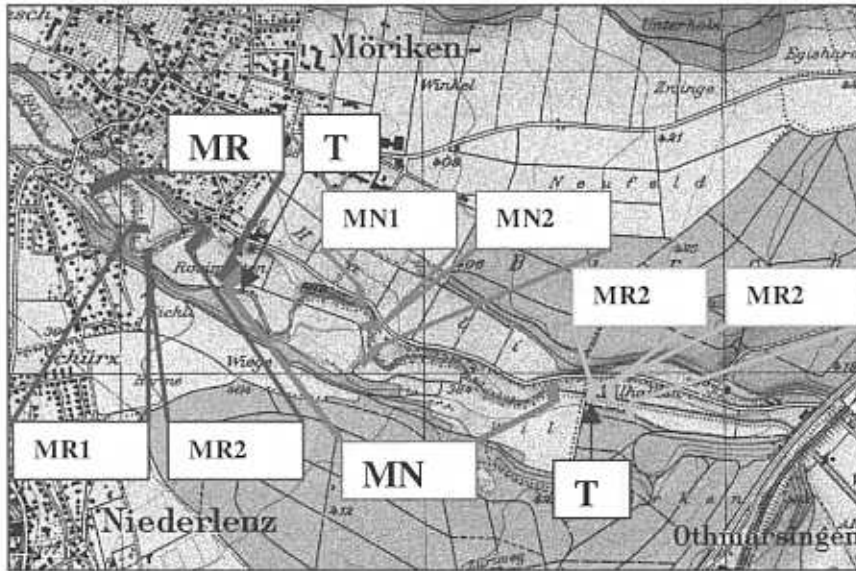


Abb. 8-1: Strecken- und Abschnittsübersicht Möriken
T: Temperaturlogger

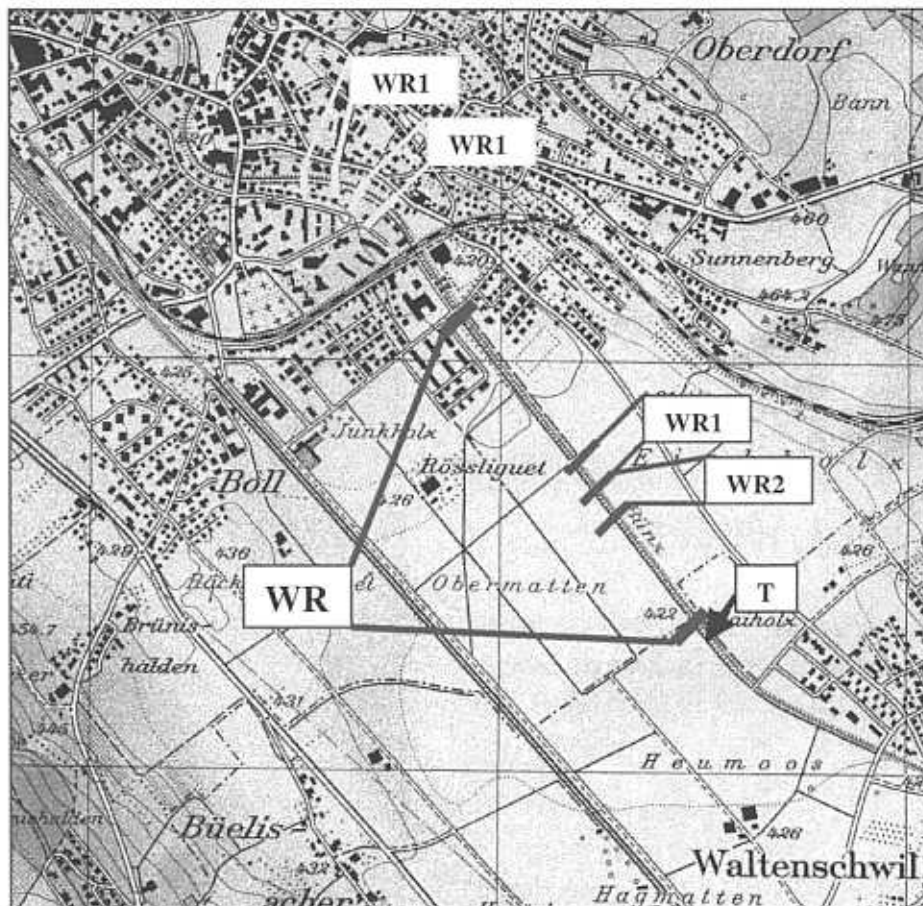


Abb. 8-2: Strecken- und Abschnittsübersicht Wohlen
T: Temperaturlogger

8.2 Leitbild

Anhand einer historischer Analyse wird ein Leitbild (siehe Abschnitt 3.4 Leitbild) erstellt. Dieses berücksichtigt Änderungen des Nutzungsverhaltens im Einzugsgebiet und im Gewässer. Mit Hilfe dieser Angaben wird der gewünschte Zustand beschrieben (Peter & Müller 1998).

8.3 Allgemeine Bemerkungen zu den Methoden

8.3.1 Wasserstand

Alle Aufnahmen an der Bünz wurden bei Normal- oder Niedrigwasser durchgeführt.

8.3.2 Variationskoeffizient

Um Variationen von Umweltdaten miteinander vergleichen zu können, wurde mit dem Variationskoeffizienten (CV) gerechnet. Der Variationskoeffizient ist folgendermassen definiert:

$$CV = \frac{s}{\bar{x}}$$

s: Standardabweichung
 \bar{x} : Mittelwert

8.3.3 Normieren

Damit Daten miteinander verrechnet werden konnten, mussten sie die gleiche Grössenordnung haben. Zu diesem Zweck wurden sie normiert. Eine Datenserie, d.h. alle Werte für einen Parameter in den verschiedenen Abschnitten, wurde durch den höchsten Wert der entsprechenden Serie geteilt, so dass sie Werte zwischen null und eins annahmen.

8.4 Morphologie und Hydrologie

8.4.1 Wassertemperatur

Am 4. April 2000 wurden drei Temperaturlogger (Minilog, VEMCO, Canada) in die Bünz eingebracht. Jede halbe Stunde wurde eine Messung auf ein Zehntel Grad Celsius genau durchgeführt. Die Logger wurden am 19. Juli 2000 aus dem Gewässer entfernt und anschliessend ausgewertet. Ein Logger wurde am unteren Ende von MK1 platziert, ein anderer etwa 100 m oberhalb der Grenze zwischen MR und MN. In Wohlen wurde ein T-Logger an der Gemeindegrenze Wohlen-Waltenschwil eingesetzt.

Zusätzlich zu diesen Temperaturmessungen wurde zu Beginn der Abfischung die Temperatur mit dem Leitfähigkeitsmessgerät erfasst.

8.4.2 Längsprofil

Um das Längsprofil zu erzeugen, wurde auf Karten des Kantons Aargau zurückgegriffen, auf denen das Gefälle einzelner Streckenabschnitte eingetragen ist (Marti 1972). Da die Kilometrierung nicht durchgehend war, wurde diese neu erstellt. Kilometer null befindet sich beim Zusammenfluss der Bünz mit dem Aabach und steigt flussaufwärts an.

8.4.3 Abfluss

Es wurde versucht, aktuelle Abflussdaten vom Kanton Aargau zu erhalten. Die gewünschten Tagesmittel der Jahre 1999 und 2000 waren zum Abschluss der Diplomarbeit nicht verfügbar (Kunz 2000).

8.4.4 Ökomorphologie

Sowohl in Wohlen als auch in Möriken wurde die Ökomorphologie erhoben (Methode Ökomorphologie, Stufe F (Hütte & Niederhauser 1998)).

Das Ziel einer Ökomorphologie-Untersuchung ist eine einfache, übersichtsmässige Darstellung des ökomorphologischen Zustandes der Fliessgewässer in einer Region. Ein Fliessgewässer kann damit hinsichtlich der Naturnähe charakterisiert und der Handlungsbedarf bezüglich einer strukturellen Lebensraumverbesserung abgeschätzt werden (Hütte & Niederhauser 1998).

Die Ökomorphologie umfasst die Gesamtheit der strukturellen Gegebenheiten im und am Gewässer. Die wichtigsten untersuchten Merkmale sind die Sohlenbreite, die Wasserspiegelbreitenvariabilität, die Verbauung der Sohle und des Böschungsfusses sowie die Breite und Beschaffenheit des Uferbereiches. Anhand dieser Merkmale können Gewässerabschnitte in die Klassen „natürlich naturnah“, „wenig beeinträchtigt“, „stark beeinträchtigt“ und „naturfremd künstlich“ eingeteilt werden (Hütte & Niederhauser 1998).

8.4.5 Querprofile

Zur Erfassung detaillierter Querprofile wurden über die ganze Breite des Gewässers in einem Abstand von 50 cm die Wassertiefe, die Fliessgeschwindigkeit über dem Grund und die durchschnittliche Fliessgeschwindigkeit, welche der Geschwindigkeit auf 0.6 mal der Tiefe entspricht (Ward 1992), aufgenommen. Zur Bestimmung der Fliessgeschwindigkeit diente das Gerät „µP-Flowtherm“ von Höntzsch Instruments. Mit den gemessenen Daten konnten die mittleren Geschwindigkeiten der entsprechenden Höhe und die mittlere Tiefe sowie die Variationskoeffizienten der beiden Geschwindigkeiten und der Tiefe ermittelt werden. Die Anzahl der durchgeführten detaillierten Querprofile hing von der Vielfalt des Abschnittes ab: Je variabler ein Abschnitt, desto mehr Querprofile wurden aufgenommen.

Neben den detaillierten Querprofilen wurde entlang eines jeden untersuchten Abschnitts in Abständen von 5 m die maximale Tiefe und die Breite erfasst. Mit diesen Angaben konnte jeweils der Variationskoeffizient (CV) ausgerechnet werden.

8.4.6 Substratanalyse

Die Substratanalyse wurde nach der Methode von Fehr (1987), der sogenannten Linienzahlanalyse, aufgenommen. In sämtlichen Abschnitten wurde in Fliessrichtung ein Stab in die Bünz gelegt. Alle Steine, die den Stab berührten und deren kleinster Durchmesser grösser als 1 cm war, wurden mit einem Guckrohr ausgemessen. Erfasst wurde jeweils der kleinste Durchmesser. Dabei wurden Grössenklassen mit einem Intervall von 1 cm gebildet, ab 10 cm wurden grössere Intervalle genommen.

Um eine gute Repräsentativität der Analyse zu gewährleisten, sollen im Minimum 150 Steine mit wenigstens 30 Steinen in den mittleren Fraktionen ausgemessen und gezählt werden. Es sollen wenn möglich mehrere Linienzahlanalysen im gleichen Flussabschnitt

durchgeführt werden, damit die Resultate der einzelnen Analysen verglichen und allenfalls gemittelt werden können.

In dieser Arbeit wurden pro Abschnitt drei Linienzahlanalysen durchgeführt. Damit waren allein die Grobkomponenten berücksichtigt. Zur Erfassung des Feinsedimentanteils wurde jeweils entlang des Stabs ein ungefähr 10 cm breiter Streifen betrachtet und der Anteil des Feinsediments geschätzt. Die drei Werte wurden gemittelt. Unter Feinsediment fällt das Substrat mit einem Durchmesser kleiner als 0.5 cm.

8.4.7 Longitudinale Durchgängigkeit

Zur Erfassung der longitudinalen Durchgängigkeit ist die Strecke von der Aaremündung bis zur Gemeindegrenze Möriken-Othmarsingen abgeschritten worden. Auskünfte über weitere Hindernisse wurden beim Kanton Aargau eingeholt. Die Aufnahme zur Ökomorphologie gibt zusätzliche Angaben zur Durchgängigkeit.

8.4.8 Uferlinie, Gewässercharakteristik und laterale Interaktionen

Auf eine quantitative Erfassung dieser Parameter musste aus Zeitmangel verzichtet werden, einzig in MR2 wurde die Länge der Uferlinie aufgenommen. In den anderen Fällen musste eine qualitative Beschreibung genügen.

8.5 Habitate

Verschiedene Methoden zur Habitatsbestimmung sind bekannt. Eine relativ alte, aber klare Methode zur Beschreibung von Makro- und Mesohabitaten ist diejenige von Bisson et al. (1982), die verschiedene Typen von Gewässereinheiten eines bestimmten Abschnittes identifiziert. Hawkins et al. (1993) haben diese Methode weiterentwickelt. Es gibt verschiedene weitere Methoden zu hierarchischen und funktionalen Klassifikationen von Fließgewässern, z.B. jene von Montgomery & Buffington (1993) und Bisson & Montgomery (1996).

Aus Gründen der einfachen Anwendung und der Klarheit wurde in dieser Diplomarbeit die Methode von Bisson et al. (1982) angewendet. In jedem der abgefishchten Abschnitte wurde die Fläche der einzelnen Mesohabitate geschätzt. Tabelle 8-2 beschreibt die verschiedenen Mesohabitate:

Tabelle 8-2: Übersicht über die Mesohabitate

Mesohabitate	
Furten (Riffles)	
- Furten mit kleinem Gefälle (Low Gradient Riffles)	Tiefe: < 20 cm; Fließgeschwindigkeit: moderat (20 - 50 cm/s); Turbulenz: moderat; Substrat: 2-256 mm; Gefälle: < 4%
- schnellfließende Furten (Rapids)	Fließgeschwindigkeit: > 20 - 50 cm/s; Turbulenz: beträchtlich; Substrat: generell grösser als in Furten mit kleinem Gefälle; Gefälle: > 4%
- Kaskaden (Cascades)	Substrat: Muttergestein oder Anhäufung von Geröll; Gefälle: grösser als bei Rapids; Kaskaden bestehen aus kleinen Stufen von alternierenden Wasserfällen und seichten Kolken.
Kolken (Pools)	
- Nebkanalkolken (Secondary Channel Pools)	Überbleibsel von Wasserläufen am Rand des Gerinnes nach einer Flut; Nebkanalkolken kommen normalerweise zusammen mit Kiesbänken vor, doch manche enthalten auch Sand und Feinsediment als Substrat.
- Stillwasserkolken (Backwater Pools)	Tiefe: eher seicht (> 30 cm); Fließgeschwindigkeit: sehr gering; Substrat: feinkörniges Sediment; Stillwasserkolken kommen am Rand des Gerinnes vor und entstehen durch Wirbel, die sich hinter Hindernissen wie Wurzelstöcke oder Geröll bilden.
- Grabenkolken (Trench Pools)	Fließgeschwindigkeit: die grösste von allen Kolken; Fließrichtung: meist uniform; Substrat: grobkörniges Sediment am Grund, flankiert durch Muttergestein; Gerinnequerschnitt: normalerweise U-förmig; Grabenkolken sind lange, generell tiefe Gerinne in einem stabilen Substrat.
- Absturzkolken (Plunge Pools)	Tiefe: > 1 m; Substrat: hoch variabel; Fließrichtung: komplexes Muster; Absturzkolken entstehen, wenn das ganze Fließgewässer über einen Absturz fließt, das Wasser vertikal auf eine untere Stufe fällt und dabei ein Becken aushöhlt.
- Seitenschurkolken (Lateral Scour Pools)	Seitenschurkolken entstehen, wenn das Gewässer durch ein spezielles Hindernis auf eine Seite geführt wird, oft werden sie begleitet durch unterspülte Uferbänke.
- gestaute Kolken (Dammed Pools)	Fließgeschwindigkeit: langsam; Substrat: kleineres Kies und Sand; Gestaute Kolken entstehen dort, wo das Wasser durch ein Hindernis gestaut wird. Mögliche Ursachen sind Anhäufungen von Totholz, Erdrutsche oder Biberdämme.
Gleitabschnitte (Glides)	
	Tiefe: 10 - 30 cm; Substrat: Kies und Steine; Fließmuster: gleichmässiger Abfluss ohne Turbulenz; Gleitabschnitte kommen oft zwischen Kolken und Furten vor oder in langen Abschnitten mit geringem Gefälle, stabilen Uferbänken und ohne grössere Hindernisse.

Parallel zu den Mesohabitaten wurde die Fläche der verschiedenen Unterstände geschätzt. Die Daten beziehen sich auf die gesamte Fläche des Fließgewässers und sind in Prozent angegeben. Es wurde zwischen folgenden Unterständen unterschieden, nach Bisson et al. (1982):

- Wurzelpolster
- grosses Totholz
- kleines Totholz
- überhängende Vegetation
- unterhöhlte Uferbänke
- Wasserturbulenz
- überhängende Felssimse
- Spalten in Steinen und Felsen
- Unterstand infolge grosser Wassertiefe

8.5.1 Habitatsdiversitätsindex

Kaufmann et al. (1991) haben einen Gesamtparameter für die Habitatsdiversität beschrieben, der aus dem Breiten-, Tiefen-, Strömungs- und Uferparameter besteht. Der in dieser Arbeit verwendete Habitatsdiversitätsindex besteht aus den gleichen abiotischen Parametern, wobei aus dem Uferparameter ein Interaktionsparameter wurde. Zusätzlich verwendete man noch einen Parameter für die Ökomorphologie und die Habitate. Die Berechnung entspricht nicht genau jener von Kaufmann et al. (1991).

Im Speziellen setzt sich der Habitatsdiversitätsindex folgendermassen zusammen:

Tabelle 8-3: Komponenten des Habitatsdiversitätsindex

Parameter	Beschreibung
Breitenparameter	Normierter Variationskoeffizient der Breite
Tiefenparameter	Summe der normierten Variationskoeffizienten der Maximaltiefe und der Tiefe aus dem Querprofil
Strömungsparameter	Summe der beiden Variationskoeffizienten der Strömungsgeschwindigkeiten aus den beiden Tiefen (aus Querprofil)
Lateraler Interaktionsparameter	Für die lateralen Interaktionen gab es Rangdaten von eins bis vier. Eins bedeutet eine relativ schlechte, vier eine relativ gute Interaktionen.
Parameter für die Ökomorphologie	Den Beitrag der Ökomorphologie bildeten die nicht gerundeten Punkte der Auswertung, welche vom Maximalwert d.h. vom naturfernsten Zustand subtrahiert wurden. Dies geschah, um die Skala so anzupassen, dass der natürlichste Zustand am meisten Punkte erhält.
Habitatsparameter	Zur Bewertung der Mesohabitate wurde die Diversität der Habitate berechnet. Als Diversitätsindex diente der Shannon-Index von der feinen Unterteilung der Mesohabitate (in Kaskaden, Stillwasserkolken, usw.).

Die Parameter wurden zusammengezählt und der Mittelwert berechnet.

8.6 Chemie

Alle chemischen Daten wurden vom Kanton Aargau zur Verfügung gestellt. Diese Daten gehen auf die Periode 1996/97 zurück, aber gemäss Auskunft von Herrn Schmid (2000) sind die Daten immer noch aktuell. Die Messstation in Anglikon befindet sich oberhalb

der Kläranlage Wohlen, die auch die Abwässer der EMS Dottikon aufnimmt, und beschreibt in etwa die Situation in Wohlen. Die Messstation Möriken ist geprägt durch die Abwässer der Kläranlage Wohlen.

8.6.1 Leitfähigkeit

Zusätzlich zu den anderen chemischen Daten wurde während den Erhebungen der Fischfauna die Leitfähigkeit bestimmt. Zur Messung wurde ein Gerät des Typs LF 318 der Firma WTW (Wissenschaftlich-Technische Werkstätten) verwendet. Die Daten der Leitfähigkeit beziehen sich auf 25°C.

8.7 Biologische Erfolgskontrolle: Quantitative Abfischung

8.7.1 Elektrofischerei

Alle untersuchten Abschnitte wurden am unteren und oberen Ende je mit einem Sperrnetz von 1 cm Maschenweite abgesperrt, damit während der Abfischung keine Fische zu- oder abwandern konnten. Jeder Abschnitt ist anschliessend mit einem Elektrofänger der Marke EFKO (Elektrofischfängergeräte GmbH) in zwei Durchgängen abgefischt worden. Die gefangenen Fische eines jeden Durchgangs wurden in einem separaten Becken gehalten. Für die Messung wurden die Fische in ein Betäubungsbad gebracht, das 30 l Bünzwasser gemischt mit 8 ml 2-Phenoxyethanol der Firma Fluka enthielt. Anschliessend wurde jeder Fisch bestimmt, seine Totallänge in mm und das Gewicht in g erfasst. Besondere Merkmale wie Verletzungen und Deformationen wurden notiert. Nach der Untersuchung kamen die Fische in ein neues Hälterungsbecken, wo sie sich erholen konnten. Alle Becken wurden mit Sauerstoff versorgt. Nachdem beide Abfischungsdurchgänge beendet waren, konnten die Fische wieder in die Bünz zurückversetzt werden.

Zur Messung des Gewichts wurde eine Waage des Typs SM 1220 der Firma Mettler verwendet. Die Groppen mit einer kleineren Länge als 40 mm wurden in WK2 nur gezählt.

8.7.2 Berechnung der Populationsgrösse

Für die Berechnung der Populationsgrösse wurde die Removal-Methode (nach Peter & Müller 1998 und Peter & Erb 1996) verwendet. Die eigentliche Berechnung wurde mit Hilfe des Computerprogramms „Microfish 3.0“ von John S. Van Deventer und William S. Platts (1986) durchgeführt. Nach der Eingabe der Fangzahlen pro Abfischungsdurchgang rechnet das Programm unter anderem die erwartete Populationsgrösse und das 95%-Vertrauensintervall (VI) aus. Die Populationsgrösse wird mittels des „Maximum likelihood“-Schätzers beziffert (Peter & Erb 1996).

Damit das Programm verlässliche Populationsabschätzungen durchführen kann, müssen folgende Voraussetzungen erfüllt sein (Peter & Erb 1996):

- 1) ein Fisch wird nur einmal gefangen;
- 2) es handelt sich um eine geschlossene Population;
- 3) die Removal-Methode verlangt mindestens zwei Abfischungsdurchgänge;
- 4) die Removal-Methode nimmt eine gleiche und konstante Fangwahrscheinlichkeit für alle Individuen an;
- 5) die Fangwahrscheinlichkeit muss mindestens 0.2 betragen;

-
- 6) eine Population darf nicht aus mehreren Tausend Individuen bestehen, weil die Removal-Methode für diese Grössen nicht brauchbar ist;
 - 7) zwischen den einzelnen Durchgängen soll eine offensichtliche Abnahme der Anzahl gefangener Individuen feststellbar sein.

Die Voraussetzungen 1) und 3) wurden durch die Anordnung der Abfischung erfüllt. Um der Voraussetzung 4) nachzukommen, wurden die Fische getrennt nach Art und Grössenklasse ausgewertet. Die Voraussetzung 6) führte einzig für die Groppen zu Problemen, wobei sie auch die Voraussetzung 7) nicht erfüllten. Die Voraussetzung 7) war bei der Auswertung limitierend. Wenn diese Voraussetzung nicht erfüllt war, verwendete man die Fangzahlen für die Resultate und Diskussion.

Zur Auswertung der Daten wurde zuerst, nach Abschnitt und Art getrennt, die Grösse gegen das Gewicht aufgetragen, um allfällige Fehler zu eliminieren. Anschliessend wurden nach Art getrennt Frequenzhistogramme mit den Totallängen in 10-mm-Intervallen aufgestellt, die zur Bildung von unterschiedlichen Grössenklassen dienten. Die Einteilung in verschiedene Grössenklassen wurde in Möriken und Wohlen getrennt vorgenommen.

Es stellte sich die Frage, ob in den Resultaten die Anzahl oder die Biomasse abgebildet werden sollte. Da artenreiche und naturschützerisch wertvolle Gebiete meist nicht die produktivsten sind (Begon et al. 1998), wurde in dieser Diplomarbeit primär mit der Anzahl argumentiert und die Biomasse wenn nötig herbeigezogen. Bei den Bachforellen wurden sowohl die Anzahl als auch die Biomasse berücksichtigt, weil bei dieser Fischart die Biomasse oft verwendet wird und hier der Ertrag stark interessiert. Zudem wurde allein die Bachforelle in sämtlichen Abschnitten in relativ grossen Abundanzen gefangen.

Weiter stellte sich die Frage, ob die Anzahl Fische pro Länge oder Fläche des Fließgewässers verglichen werden soll. Wird ein Fließgewässer revitalisiert, hat es meistens mehr Platz zur Verfügung. Die Fragestellung dieser Diplomarbeit lautet, ob die kanalisierte Bünz sich von der revitalisierten Bünz unterscheidet. Hat das Fließgewässer mehr Platz, gibt es eine grössere Fläche. Werden die Flächenzahlen verglichen, geht dieser Effekt verloren. Zur Beantwortung dieser Frage wurde die Länge des Fließgewässers als Vergleichsgrösse verwendet. Streng genommen müsste man bei einer Revitalisierung, bei der ein Fließgewässer neu mäandrieren kann, sogar noch einen längeren Abschnitt anschauen, nämlich um den Faktor, um den auch das Gewässer länger ist.

Die hauptsächliche Vergleichsebene bildete also die Anzahl Fische pro Fließgewässerstrecke. Als zweiter Punkt wurde der Altersaufbau verglichen. Ein natürlicher Altersaufbau zeigt eine Pyramidenform mit vielen jungen und wenigen alten Fischen.

8.7.3 Diversitätsindices

Zur Bestimmung der Diversität diente die Anzahl vorgefundener Arten, zudem wurden verschiedene Diversitätsindices ausgerechnet.

Der **Shannon-Index** (H_S) ist der Index, der sowohl die Artendiversität als auch die Gleichverteilung der Arten berücksichtigt. Er nimmt bei gegebener Artenzahl den höchsten Wert an, wenn alle Arten gleich häufig sind (Mühlenberg 1993).

Die Formel für den Shannon lautet:

$$H_s = - \sum_{i=1}^s p_i \cdot \ln p_i$$

p_i : relative Häufigkeit der Art i
 n_i : Individuenzahl der Art i
 N : Gesamtindividuenzahl

S: Artenzahl

$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

Die **Evenness (E)** gibt einerseits allgemein darüber Auskunft, ob die Arten in einem Abschnitt gleich verteilt sind, andererseits kann mit der Evenness aber auch herausgefunden werden, welcher Anteil des Shannon-Index zuhanden der ausgeprägten Gleichverteilung geht. Die Werte liegen zwischen null und eins, sie sind klein bei einer unausgewogenen Verteilung und maximal, wenn alle Arten die gleiche Häufigkeit aufweisen (Duelli 1998a).

Die Formel für die Evenness lautet:

$$E = \frac{H_s}{H_{\max}} = \frac{H_s}{\ln S}$$

H_{\max} : maximaler Wert, den der Shannon-Index bei Gleichverteilung annimmt

Der **Simpson-Index** gibt die Wahrscheinlichkeit an, wonach zwei zufällig angetroffene Individuen einer unbegrenzt grossen Artgemeinschaft zu verschiedenen Arten gehören (Mühlenberg 1993). Der Index wird hauptsächlich beeinflusst durch die Abundanz der häufigsten Art, also weniger stark durch die Artenzahl (Duelli 1998a).

Die allgemeine und am Häufigsten gebrauchte Formulierung lautet:

$$D = \frac{1}{\sum (p_i)^2}$$

Für eine begrenzte Artenzahl gilt die folgende Formulierung:

$$D = \frac{1}{\sum \frac{n_i \cdot (n_i - 1)}{N \cdot (N - 1)}}$$

Für sämtliche Abschnitte wurde mit beiden Ausführungen gerechnet, die Zahlen differierten nur minimal. Die Resultate stammen aus dem Simpson-Index für eine beschränkte Artenzahl.

Der **Brillouin-Index (B)** reagiert wie der Shannon-Index sehr empfindlich auf die Abundanzen von seltenen Arten in der Gemeinschaft (Krebs 1989). Der Brillouin-Index wird vorgeschlagen für Artengemeinschaften, die nicht zufällig, sondern in irgendeiner Form selektiv erfasst werden (Mühlenberg 1993). Die Berechnung lautet folgendermassen:

$$B = \frac{1}{N} \log \left(\frac{N!}{\prod_{i=1}^s n_i!} \right)$$

8.7.4 Rote Liste und Artwert

Die Rote Liste liefert einen Anhaltspunkt über den Gefährdungsgrad einer Art und folglich über deren Wert. Orte, wo Arten der Roten Liste vorkommen, haben für den Naturschutz eine besondere Bedeutung.

Um den Artwert eines Abschnittes zu bestimmen, wurde je ein Parameter für den Gefährdungsgrad, die relative Verteilung und die vorkommende Artenzahl gesucht, die miteinander multipliziert werden sollten. Dies als Anlehnung an die Formel von Duelli (1998a), der zudem die Biotopbindung und die absoluten Fangzahlen einbezogen hat. Die absoluten Fangzahlen wurden hier nicht berücksichtigt, da sonst die unterschiedlichen Verhältnissen von Möriken und Wohlen nicht hätten verglichen werden können. Die Biotopbindung wurde weggelassen, weil zuverlässige Vergleichswerte fehlen.

Um den Gefährdungsgrad einer Art zu bestimmen, wurden die Kategorien der Roten Liste zu Hilfe genommen (siehe Tabelle 8-4.). Eine Art, die z.B. der Kategorie „nicht gefährdet“ angehört, erhielt einen Punkt.

Tabelle 8-4: Punkte Gefährdungsgrad

Gefährdungsgrad einer Art	Punkte (g)
nicht gefährdet	1
potenziell gefährdet	2
gefährdet	3
stark gefährdet	4
vom Aussterben bedroht	5
verschollen	6

Pro Abschnitt wurden die Punkte gemäss der jeweiligen Gefährdung einer Art addiert nach der Formel:

$$G = \sum_{i=1}^n g_i$$

G: Gefährdungsindex eines Abschnittes
g: Punkte einer Art nach Gefährdungsgrad
n: Anzahl Arten eines Abschnittes

Die Evenness (E) bewertete die relative Verteilung. Die Quadratwurzel der Evenness wurde gezogen, um die Gleichverteilung nicht zu stark zu gewichten. Anstatt von absoluten Zahlen auszugehen, wurde die Evenness verwendet. Dies hatte beim Vergleich zwischen Möriken und Wohlen den Vorteil, dass die unterschiedlichen Verhältnisse, verursacht durch die unterschiedliche chemische Belastung, nicht zu sehr ins Gewicht fielen. Um die Anzahl der vorkommenden Arten speziell zu gewichten, wurden diese absoluten Zahlen S auch noch einbezogen.

Die Daten für den Gefährdungsindex, die Wurzel aus der Evenness und die Anzahl Arten wurden normiert und anschliessend multipliziert. Dieser Faktor entspricht dem Artwert (A) eines Abschnittes.

$$A = G_n * \sqrt{E_n} * S_n$$

A: Artwert

G_n : normierter Gefährdungsindex

E_n : normierter Wert aus der Quadratwurzel der Evenness

S_n : normierte Artenzahl

Diese Formulierung des Artwerts wurde für diese Fragestellung entwickelt um den Vergleich der Strecken in Möriken und Wohlen durchzuführen. Er hat ganz klar die Schwäche, dass die absolute Anzahl einer Art zu wenig berücksichtigt wurde. Der Vergleich mittels des Artwerts soll eine Tendenz zeigen, die auf Grund der einzelnen Aufnahmen nicht möglich war.

8.8 Statistik

Zur Untersuchung der Signifikanz wurde ein einseitiger T-Test gemacht. Bei der fischbiologischen Erfolgskontrolle wurden MR und MN einzeln und zusammen gegen MK getestet sowie WR gegen WK. Angaben zur Signifikanz sind nur dort enthalten, wo der p-Wert das 5%-Niveau unterschreitet.

8.9 Gesamtüberblick

Am Ende jedes längeren Abschnitts der biologischen Aufnahmen wird in den Resultaten ein Überblick über die einzelnen Strecken, die aus je zwei Abschnitten bestehen, geliefert. Für die Bestimmung der Anzahl Arten, des Gefährdungsgrads und der Artwerte wurden die beiden Abschnitte gesamthaft angeschaut. Für alle anderen Faktoren wurde der Mittelwert der beiden Abschnitte berücksichtigt.

9 Resultate

9.1 Morphologie und Hydrologie

9.1.1 Wassertemperatur

Die Wassertemperatur schwankte in der ganzen Messperiode in MNK zwischen 11.1 und 21.1°C, in MK zwischen 10.1 und 21.6°C und in Wohlen zwischen 10.5 und 21.8°C. Die Durchschnittstemperatur war in Wohlen mit 15.1°C am tiefsten und in MK mit 15.9°C am höchsten, dazwischen lag MNK mit 15.5°C. Der Variationskoeffizient (CV) war in Wohlen am höchsten mit einem Wert von 0.136 und in MK am tiefsten mit 0.124, in der Mitte lag MNK mit 0.131. Der Grund, warum die Temperatur in MNK die kleinste Bandbreite und einen kleineren Durchschnittswert als in MK hat, könnte damit zusammenhängen, dass die Temperatur in einem Kolken gemessen wurde. Wider Erwarten verzeichnet der CV jedoch nicht den kleinsten Wert. Die Temperaturkurven sind im Anhang abgebildet. Die Standorte der Messungen sind in Abb. 8-1 und 8-2, S. 52 ersichtlich.

9.1.2 Längsprofil

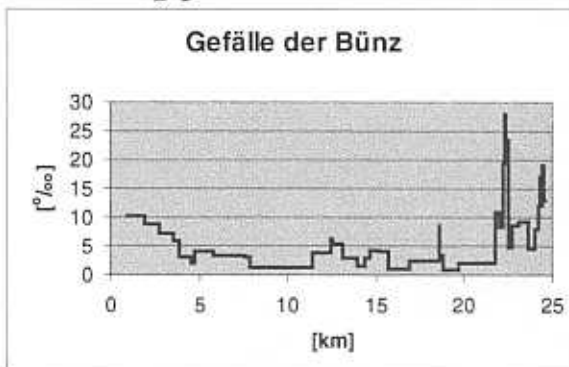


Tabelle 9-1: Kilometerübersicht

	km-Anfang	km-Ende	Gefälle
MR1	1.69	1.77	10.30
MR2	1.77	1.90	10.30
MN1	2.80	2.90	7.30
MN2	2.90	3.00	7.30
MK1	3.98	4.08	3.20
MK2	4.08	4.18	3.20
WK1	13.55	13.65	3.00
WK2	13.70	13.80	3.00
WR1	14.47	14.57	3.00
WR2	14.57	14.67	3.20

Abb. 9-1: Gefällsdiagramm Bünz

In der Abb. 9-1 ist das Gefällsdiagramm der Bünz aufgeführt, daneben die Tabelle 9-1 mit den Angaben über Ort und Gefälle der einzelnen Abschnitte.

9.1.3 Ökomorphologie

Die Ökomorphologie der Bünz in Möriken wurde am 29.4.00 und am 7.5.00, in Wohlen am 3.5.00 aufgenommen. Auf den nächsten Seiten sind die Karten mit den verschiedenen Einteilungen (siehe Abb. 9-2 und 9-3, S. 64) und die Tabelle 9-2 (S. 65) mit der Auswertung und einer kurzen Charakterisierung der einzelnen Abschnitte aufgeführt. Die Breitenvariabilität bezieht sich auf den Wasserspiegel.

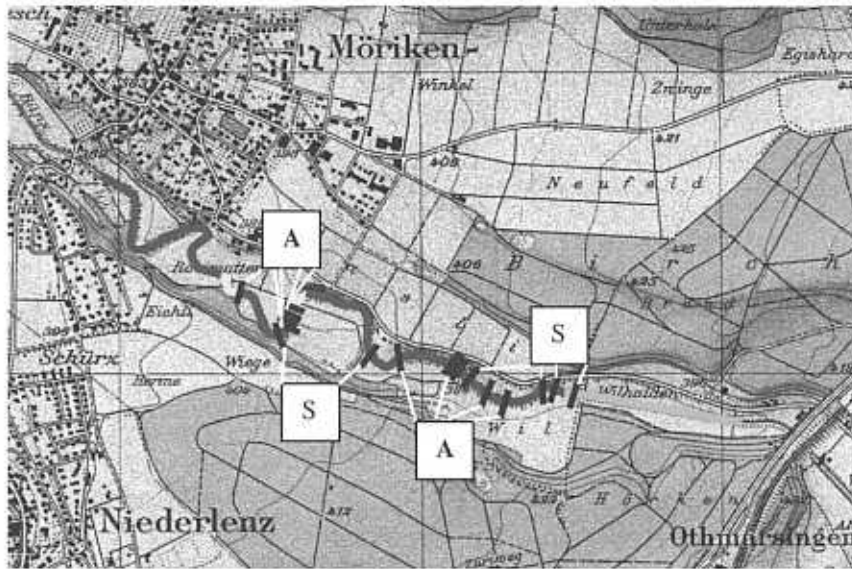


Abb. 9-2: Ökomorphologieaufnahme Möriken
 S: Sohlrampe A: Absturz (dicke Linie bedeutet grösser, dünne Linie ist kleiner als 70 cm)

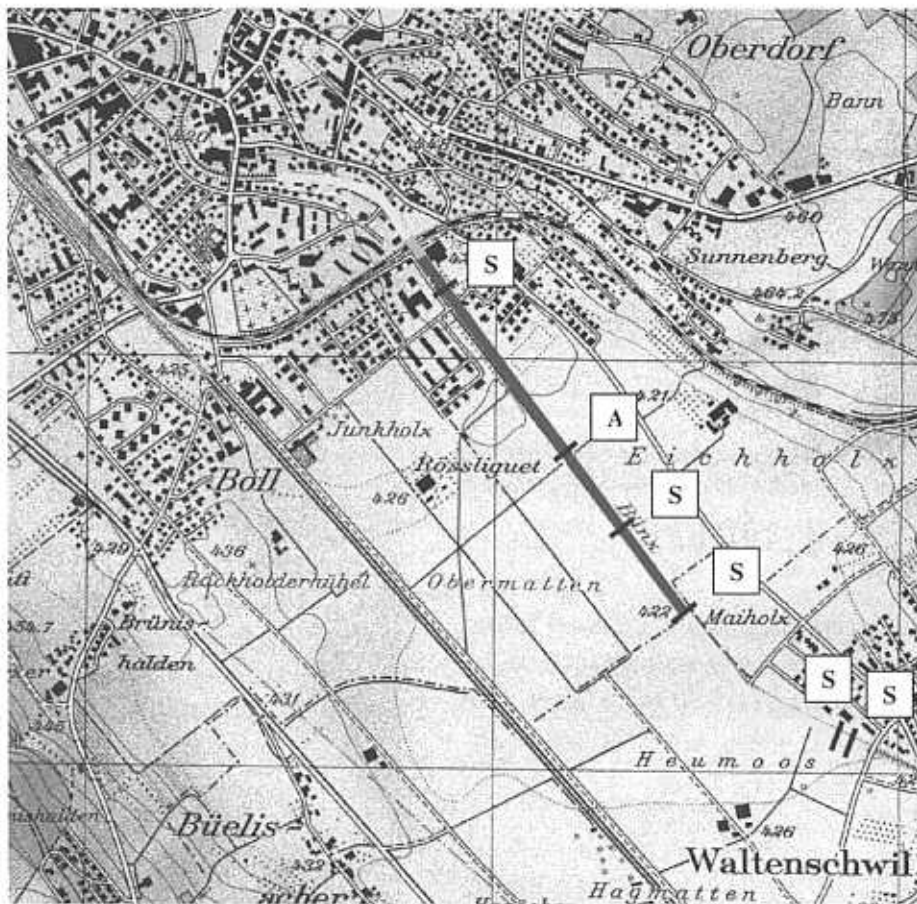
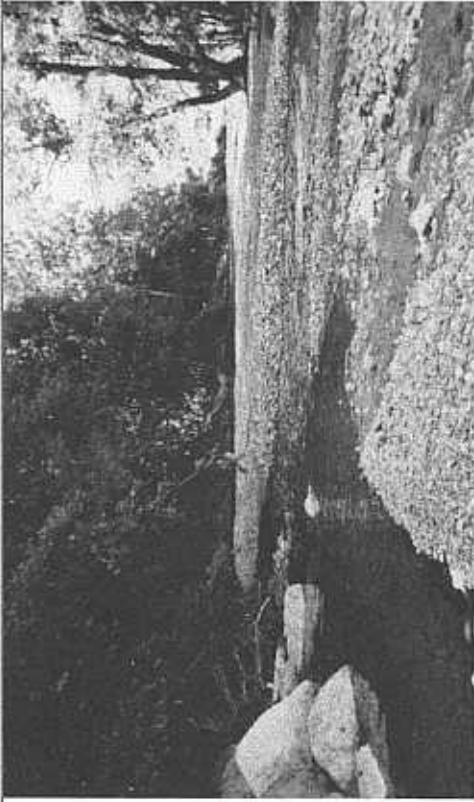
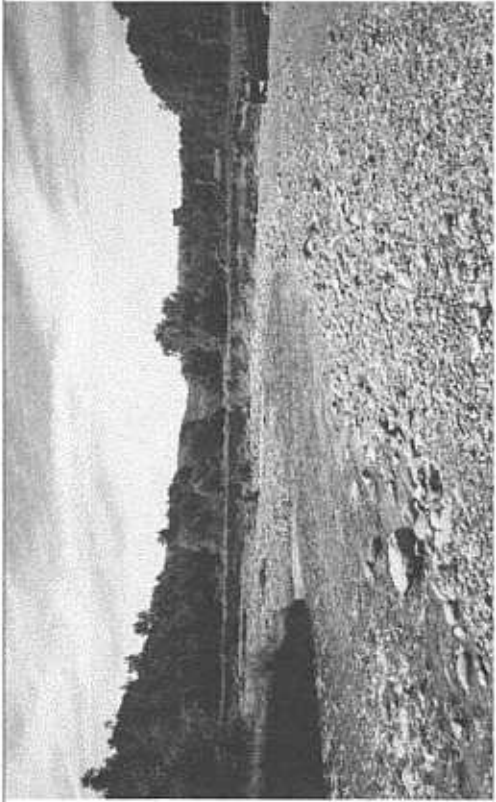


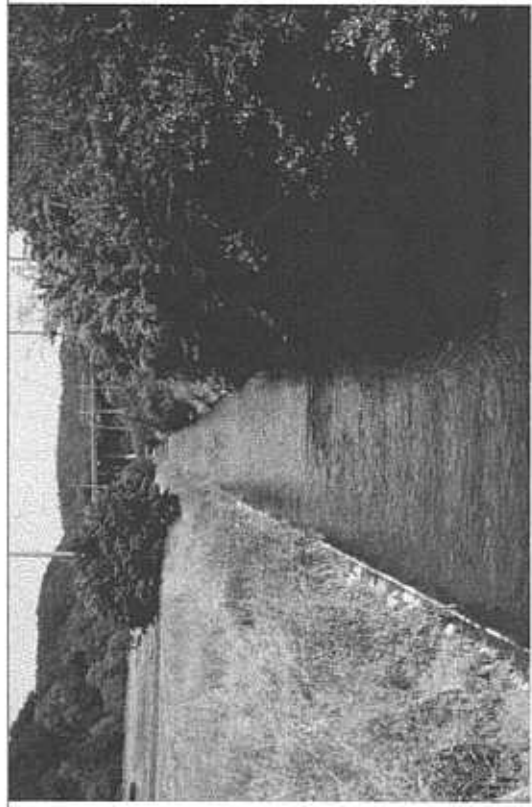


Abb. 9-3: Ökomorphologieaufnahme Wohlen
 S: Sohlrampe A: Absturz (alle sind kleiner als 70 cm)

Tabelle 9-2: Beschreibung der Abschnitte gemäss Ökomorphologeaufnahme

Abschnitt Bewertung	Foto	Charakteristiken
<p>MR1</p> <p>2 wenig beeinträchtigt</p>	 <p>Abb. 9-4: MR1</p>	<p>Breitenvariabilität: ausgeprägt</p> <p>Sohlenverbauung: keine</p> <p>Böschungsfussverbauung: keine</p> <p>Uferbereich: gewässergerecht, Breite nur einseitig genügend</p>
<p>MR2</p> <p>2 wenig beeinträchtigt</p>	 <p>Abb. 9-5: MR2</p>	<p>Breitenvariabilität: ausgeprägt</p> <p>Sohlenverbauung: keine</p> <p>Böschungsfussverbauung: keine</p> <p>Uferbereich: gewässergerecht, Breite nur einseitig genügend</p>

<p>MNI</p> <p>4 wenig beeinträchtigt</p>	 <p>Abb. 9-6: MNI</p>	<p>Breitenvariabilität: eingeschränkt</p> <p>Sohlenverbauung: keine</p> <p>Böschungsfussverbauung: einseitig, durchlässig, 30-60%</p> <p>Uferbereich: gewässergerecht, Breite nur einseitig genügend</p>
<p>MN2</p> <p>5 wenig beeinträchtigt</p>	 <p>Abb. 9-7: MN2, Blick Bünzaufwärts</p>	<p>Breitenvariabilität: eingeschränkt</p> <p>Sohlenverbauung: keine</p> <p>Böschungsfussverbauung: < 10%</p> <p>Uferbereich: links: Breite ungenügend, gewässergerecht; rechts: Breite ungenügend, gewässerrfremd</p>

<p>MK1 und MK2</p> <p>10 naturfremd künstlich</p>	 <p>Abb. 9-8: MK</p>	<p>Breitenvariabilität: keine</p> <p>Sohlenverbauung: < 10%</p> <p>Böschungsfussverbauung: > 60%, undurchlässig</p> <p>Uferbereich: Breite ungenügend, gewässerfremd</p>
<p>WR1 und WR2</p> <p>4 wenig beeinträchtigt</p>	 <p>Abb. 9-9: WR, im Vordergrund ist WR2 und gegen die Brücke WR1</p>	<p>Breitenvariabilität: eingeschränkt</p> <p>Sohlenverbauung: keine</p> <p>Böschungsfussverbauung: keine</p> <p>Uferbereich: Breite ungenügend, gewässergerecht</p>

WK1 und WK2

8
stark
beeinträchtigt



Abb. 9-10: WK

Breitenvariabilität:

keine

Sohlenverbauung:

< 10%

Böschungfussverbauung:

> 60%, undurchlässig

Uferbereich:

Breite ungenügend,
gewässergerecht

Gesamtüberblick

Aus den Abb. 9-2 und 9-3 sowie der Tabelle 9- wird ersichtlich, dass einzig die revitalisierten und naturnahen Strecken als „wenig beeinträchtigte“ Strecken beurteilt werden können. Innerhalb dieser Kategorie hat die revitalisierte Strecke von Möriken den niedrigsten Wert. Die kanalisierte Strecke in Wohlen wird als „stark beeinträchtigt“, jene in Möriken als „naturfern künstlich“ taxiert.

9.1.4 Querprofile

Am 10., 12. und 15.6.00 wurden die Querprofile aufgenommen.

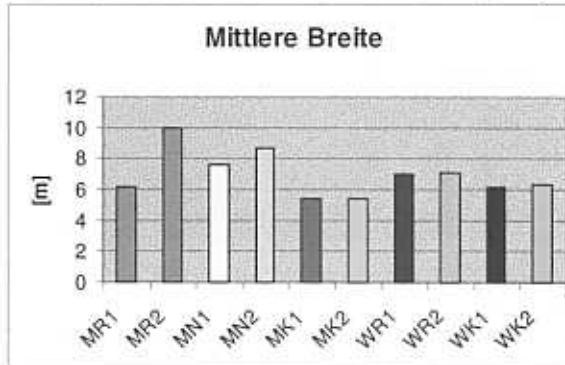


Abb. 9-11: Mittlere Breite

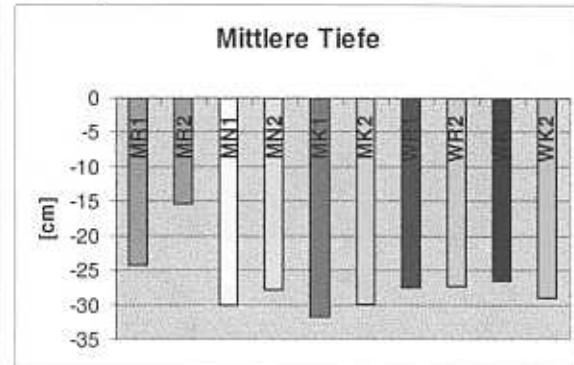


Abb. 9-12: Mittlere Tiefe

Die mittlere Breite (siehe Abb. 9-11) hat in MR2 einen sehr hohen Wert mit 10 m und im anschliessenden Abschnitt MR1 mit nur 6 m einen eher tiefen. In Möricken sind die Unterschiede der mittleren Breite zwischen den nicht kanalisiert und kanalisiert Abschnitten relativ gross, in Wohlen eher gering. Die Variabilität ist in Wohlen, im Gegensatz zu Möricken, gering.

Die mittlere Tiefe, welche in Abb. 9-12 ersichtlich ist, zeigt geringe Unterschiede. In MN, MK und in Wohlen liegt der Schwankungsbereich innerhalb von ungefähr 5 cm. MR1 ist leicht unter den Werten der anderen Strecken, MR2 entspricht nur noch der Hälfte der mittleren Tiefe von MK.

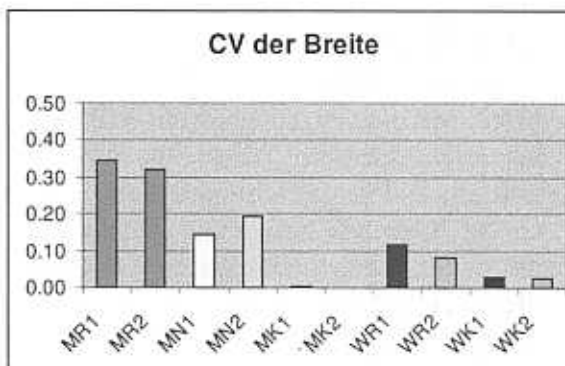


Abb. 9-13: Variationskoeffizient der Breite

Die höchsten die Breitenvariabilität betreffenden Werte findet man in Möricken in der Strecke MR, es folgt MN (siehe Abb. 9-13). In MK konnte nur eine sehr kleine bis gar keine Variation ausgemacht werden. Bezüglich der Breitenvariabilität unterscheiden sich die drei Strecken in Möricken signifikant voneinander (MR-MK: $p=0.010$; MN-MK: $p=0.046$; MR-MN: $p=0.027$; MNK-MK: $p=0.007$).

In Wohlen hat WR grössere Werte als WK, beide liegen aber unter den Werten von MR und MN.

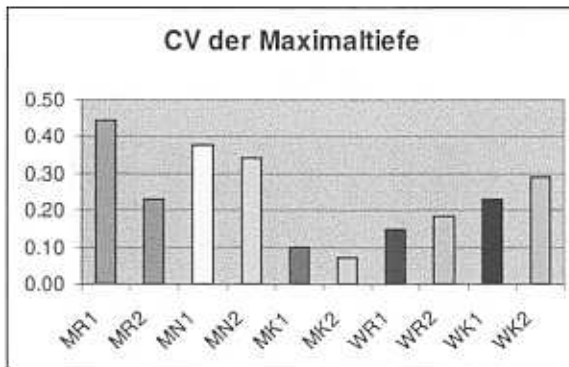


Abb. 9-14: Variationskoeffizient der Maximaltiefe

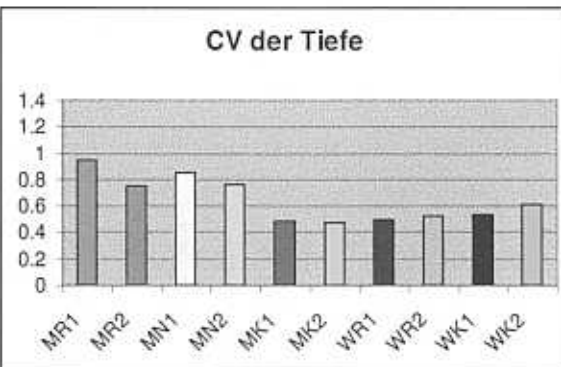


Abb. 9-15: Variationskoeffizient der Tiefe

Der in Abb. 9-14 gezeigte Variationskoeffizient (CV) der Maximaltiefe zeigt eine andere Reihenfolge. Zwar kommt MR1 immer noch auf den höchsten Wert, aber MN1 und MN2 weisen einen höheren CV auf als MR2. MK hat wieder die tiefsten Variationen. Sowohl jene in MN wie auch in MNK sind signifikant grösser als in MK (für beide gilt: $p=0.004$). In Wohlen findet man ansteigende Werte von WR1 bis zu WK2, wobei sich WK durch einen höheren CV als MR2 auszeichnet.

Der in Abb. 9-15 aufgeführte CV der Tiefe hat in MR und MN wieder die höchsten Werte. Absolut gesehen erreicht MR1 die höchste und MK die tiefste Marke. In Wohlen steigen die Werte wiederum von WR1 bis WK2 leicht an.

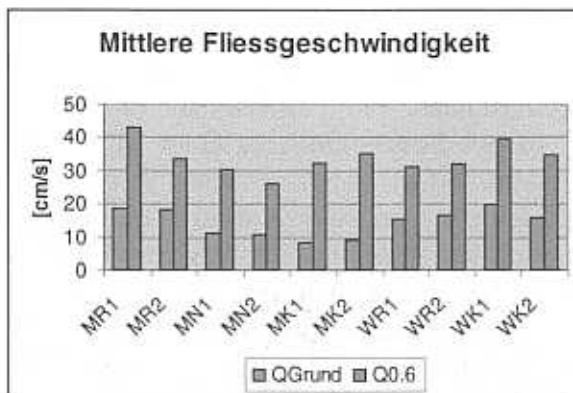


Abb. 9-16: Mittlere Fließgeschwindigkeit

Die mittleren Geschwindigkeiten sind in Abb. 9-16 ersichtlich. In 0.6 mal der Tiefe ($Q_{0.6}$) hat sie in MR1 den höchsten Wert und nimmt kontinuierlich ab bis MN2. MK ist vergleichbar mit MR2. WR hat leicht kleinere Werte als WK. Die mittlere Fließgeschwindigkeit über Grund (Q_{Grund}) liefert das gleiche Bild, mit dem Unterschied, dass die Geschwindigkeiten in MK tiefer sind als in MN und WK2 im Bereich von WR liegt. Ein Vergleich der einzelnen Werte in Mörken ist nur unter Vorbehalt möglich. Alle Aufnahmen wurden bei niedrigem

Abfluss, aber nicht am selben Tag gemacht. Zudem sind noch keine Abflussdaten erhältlich. Deshalb wird auf eine Signifikanzaussage verzichtet.

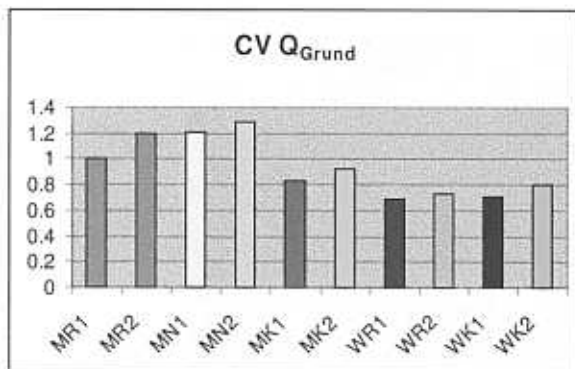


Abb. 9-17: Variationskoeffizient der Fließgeschwindigkeit über Grund

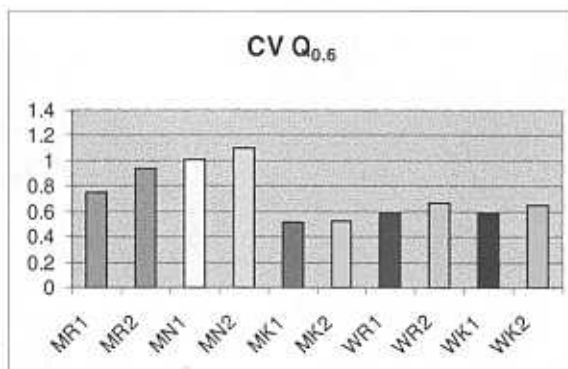


Abb. 9-18: Variationskoeffizient der Fließgeschwindigkeit in 0.6 Tiefe

Bezüglich des Variationskoeffizienten der Fließgeschwindigkeit (siehe Abb. 9-17 und 9-18) weisen die Werte über dem Grund und in 0.6 mal der Tiefe in Möriken die gleiche Reihenfolge auf. Der CV steigt von MR1 bis MN2 stetig an, in MK findet man die tiefsten Werte. Die p-Werte sind in der untenstehenden Tabelle 9-3 abgebildet.

Die Strecken in Wohlen befinden sich in einem ähnlichen Bereich, haben über Grund leicht tiefere Werte als MK und in 0.6 mal der Tiefe leicht höhere, liegen aber bei beiden Messungen unter den Werten von MR und MN.

Tabelle 9-3: p-Werte der Variationskoeffizienten

	p(MN-MK)	p(MNK-MK)
CV Q _{Grund}	0.012	0.009
CV Q _{0.6}	0.027	0.005
CV Tiefe	0.04	0.002

Die Graphen aus den Daten der detaillierten Querprofile mit den Querprofilen der einzelnen Strecken findet man in Anhang .

Gesamtüberblick

Integriert man alle Variabilitäten des Querprofils, sind in MNK die höchsten Variationskoeffizienten zu finden, mit einem leicht höheren Wert in MN. Alle anderen Strecken fallen in einen ähnlich tiefen Bereich, d.h. die Strecken in Wohlen sind vergleichbar mit MK.

9.1.5 Longitudinale Durchgängigkeit



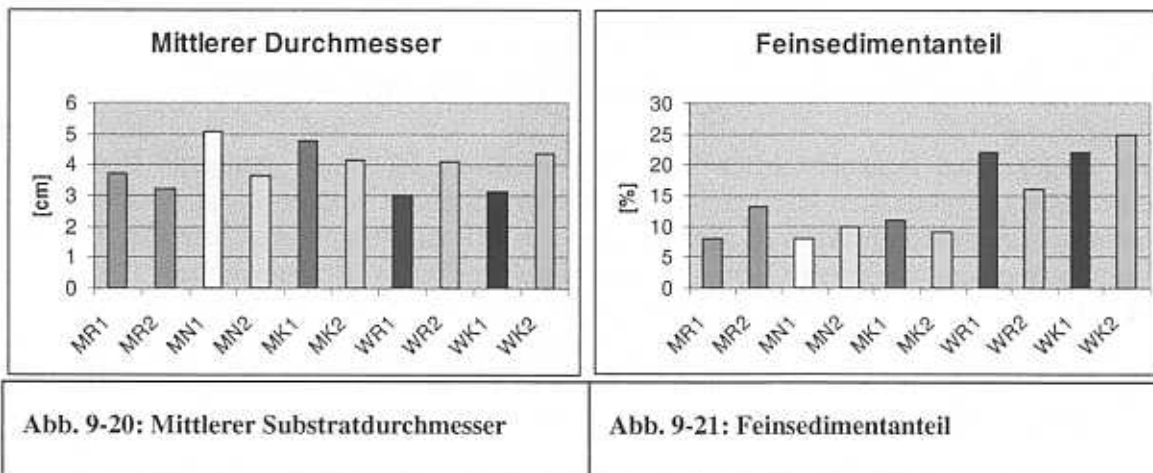
Abb. 9-19: Absturz beim Schwimmbad Möriken

Die Vernetzung der Bünz mit der Aare ist nicht gewährleistet. In Wildegg gibt es ein ca. 1.5 m hohes Wehr, das durch eine Fischtreppe umgangen werden könnte. Diese ist jedoch sehr steil und schlecht unterhalten (siehe Foto im Anhang), so dass ihr derzeitiger Zustand ihre Funktion in Frage stellt. Dazu kommt ein in Abb. 9-19 gezeigter Absturz von ungefähr einem Meter beim Schwimmbad Möriken, der nur für einzelne grosse Bachforellen überwindbar ist. Ein weiteres grösseres Hindernis befindet sich in der Nähe von Dottikon. Auch innerhalb der untersuchten Strecke in Möriken und Wohlen sind diverse kleinere künstliche Abstürze vorhanden (siehe Abb. 9-2).

9.1.6 Substratanalyse

Die Daten für die Substratanalyse wurden am 22., 26. und 27.6.00 gesammelt. In Anhang sind die Resultate der Linienzahlanalyse grafisch dargestellt, zuerst die einzelnen Aufnahmen getrennt und nachher, um einen besseren Überblick zu gewährleisten, die Durchschnittswerte der drei Aufnahmen.

Praktisch in allen Abschnitten ist das Substrat der Grössenklasse 1 - 2 cm am besten vertreten, mit Ausnahme der Abschnitte MN2 und MK1, wo das Substrat der nächsten Klasse, also von 2 - 3 cm, die meisten Werte aufweist.



Um einen Hinweis auf die Zusammensetzung zu geben, wurde der mittlere Durchmesser des gesamten gemessenen Substrats > 1 cm berechnet, in Abb. 9-20 sind die Resultate ersichtlich.

Auffallend ist der relativ hohe Feinsedimentanteil in Wohlen (siehe Abb. 9-21).

9.1.7 Uferlinie, Gewässercharakteristik und laterale Interaktionen

Das Verhältnis Uferlänge zur Abschnittslänge wurde in MR2 bei Niedrigwasser am 22.6.00 gemessen. Der ausgerechnete Wert betrug 3.0, d.h. ein Ufer ist um den Faktor 1.5 länger als der Abschnitt. Dieser relativ hohe Wert ist eine Folge von diversen Ausbuchtungen entlang der Uferlinie und verschiedenen Kiesbänken, welche mitten aus dem Wasser schauen (siehe Fotos im Anhang). Steigt der Wasserspiegel an, ist zu erwarten, dass die Uferlänge bis zu einem gewissen Pegelstand zunimmt und dann wieder abnimmt, analog den Messungen, die am Tagliamento gemacht wurden (Tockner & Gessner 1999). In MR1 und in MN ist ein ähnliches Muster zu erwarten, obschon in MN das Verhältnis Uferlinie zu Abschnittslänge weniger gross sein wird, da die Breite des Bachbetts limitiert ist und nur beschränkt Kiesbänke entstehen können.

In MK, WK und weniger ausgeprägt auch in WR sind die Abschnitte in einen trapezförmigen Kanal gezwängt. In MK ist das Trapez noch vollständig erhalten, in WR konnten durch die Strukturverbesserungen leichte Buchten entstehen. WK ähnelt MK, doch weist das Turnheersystem einzelne kleine Lücken auf, was die Länge der Uferlinie leicht erhöht. Die Werte wurden nicht gemessen, Schätzungen ergeben für MK einen Wert von praktisch zwei, in WK ist dieser Wert leicht und in WR noch ein wenig höher. Steigt das Wasser an, verändert sich das Verhältnis Uferlinie zu Abschnittslänge kaum, weil es im trapezförmigen Kanal bei steigendem Wasserstand praktisch gleich bleibt.

Erwähnenswert sind auch die diversen Steilufer, die vor allem in MR, aber teilweise auch in MN vorkommen. In Steilufern können die Höhlenbrüter (z.B. Eisvogel, Uferschwalbe) ihr Nest zu bauen.

In MR besteht eine ausgeprägte **Dynamik**. Mittlere Hochwasser, die während den Feldarbeiten aufgetreten sind, konnten den Verlauf des Gerinnes stark verändern. Vor allem MR2 war einer starken Dynamik ausgesetzt. Am Anfang der Untersuchungen an der Bünz war ein breiter, seichter Bach mit Breiten bis zu 16 m vorzufinden. In diesem Zustand wurden die Daten für die Querprofile erhoben. Nach einem mittleren Hochwasser

um den 11. Juni 2000 hat sich der Bachlauf verändert und die Gerinnebreite stark abgenommen. In MN gibt es noch einen gewissen Raum für die Dynamik, in allen anderen Strecken lässt das trapezförmige Gerinne keinen Platz für eine Dynamik. Im Anhang sind zu verschiedenen Zeitpunkten aufgenommene Bilder von MR2 zu finden.

Zu ausgeprägten **lateralen Interaktionen** braucht ein Gewässer genügend Raum und einen gewässergerechten Uferbereich. Im letzten Abschnitt wurden diese Parameter untersucht. Laterale Interaktionen sind demnach in MR am besten gewährleistet. Die Niveauunterschiede zwischen Gerinne und Umland sind klein. Bei steigendem Pegelstand überflutet die Bünz die Schotterflächen, und es können sich diverse Stillgewässer bilden. In MN sind die lateralen Interaktionen noch relativ gut, die Niveauunterschiede zwischen Gerinne steigen jedoch rasch an. In WR, WK und MK findet man das trapezförmige Profil, welches eine Verzahnung des Gewässers mit dem Umland einschränkt.

9.2 Habitate

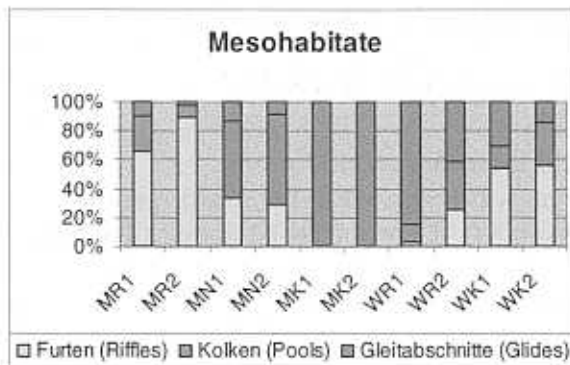


Abb. 9-22: prozentuale Anteile der Mesohabitate

Die Mesohabitate wurden am 27. und 28.6.00 aufgenommen. Untersucht man die prozentuale Verteilung der Mesohabitate nach Bisson et al. (1982) (siehe Abb. 9-22), lassen sich in Mörriken die drei verschiedenen Strecken deutlich voneinander unterscheiden. MR besteht hauptsächlich aus Furten, in MR1 hat es noch einen erwähnenswerten Anteil an Kolken, in MR2 liegt dieser nur noch bei 8%. In MN findet man einen grossen Kolkanteil, Furten und Gleitabschnitte sind ebenfalls vorhanden. MK besteht zu

100% aus Gleitabschnitten.

In Wohlen steigt der Furtanteil von WR1 über WR2 und WK1 zu WK2 an. Genau umgekehrt verhält es sich mit dem Gleitabschnitt-Anteil. Die Kolken sind in WR2 und WK2 mit 34, resp. 29% gut vertreten, in WR1 und WK1 machen sie nur 13 resp. 16% aus. Die beiden WK-Abschnitte gleichen sich insofern, als dass sie beide einen Furtanteil von knapp über 50% aufweisen.

Die Tabelle 9-4 zeigt die detaillierte Aufteilung in die verschiedenen Mesohabitatstypen.

Tabelle 9-4: Anteile der Mesohabitate

Mesohabitate [%]	MR1	MR2	MN1	MN2	MK1	MK2	WR1	WR2	WK1	WK2
Furten	66	89	33	28	0	0	3	25	54	56
Kolken	24	8	54	62	0	0	13	34	16	29
Gleitabschnitte	10	3	13	9	100	100	84	42	30	15
Furten										
Furten mit kleinem Gefälle	20	29	7	5	0	0	1	5	17	21
Schnellfliessende Furten	46	60	26	24	0	0	1	19	37	36
Kaskaden	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Kolken										
Nebenanalkolken	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Stillwasserkolken	1	0	0	2	0	0	3	10	0	0
Grabenkolken	0	5	0	37	0	0	8	19	14	0
Absturzkolken	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Seitenschurkolken	18	3	54	24	0	0	2	4	1	29
Gestaute Kolken	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Verschiedene Mesohabitate wie Kaskaden, Absturzkolken und gestaute Kolken fehlen vollständig, Nebenanalkolken sind nur in einem Abschnitt vorhanden. In MNK und WR findet man mehr Mesohabitatstypen als in den kanalisierten Strecken, MK mit nur einem Mesohabitat ist eine sehr monotone Strecke.

In Tabelle 9-5 ist der jeweilige Anteil eines Unterstandstyps an der Gesamtfläche des Gewässerabschnitts ersichtlich.

Tabelle 9-5: Unterstände (x: Unterstandstyp vorhanden, X: Unterstandstyp dominierend)

Unterstände	MR1	MR2	MN1	MN2	MK1	MK2	WR1	WR2	WK1	WK2
Anteil an der Gesamtfläche [%]	7	1	6	5	1	1	1	3	1	1
Wurzelpolster	x		x	x			x	x		
grosses Totholz		x								
kleines Totholz	x	x	x			x	x	x		
überhängende Vegetation	x			x	x	x	x	x	x	x
unterhöhlte Uferbänke	x		x	x			x	x		x
Wasserturbulenz			x	X		x		x		
überhängende Felssimse										
Spalten in Steinen und Felsen			x	x		x	x	x		
maximale Tiefe	x		X	X						

MR1 und MN verfügen über die meisten Unterstände, WR2 hat einen mittleren Wert, und alle anderen weisen äusserst kleine Werte auf. Sehr häufig diente überhängende Vegetation als Unterstand.

MN und MNK unterscheiden sich signifikant von MK ($p=0.022$, resp. $p=0.033$).

9.2.1 Habitatsdiversitätsindex

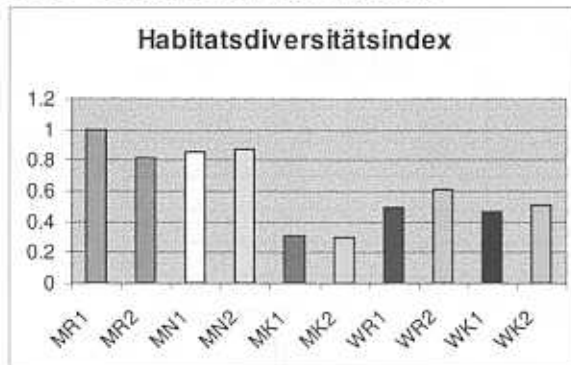


Abb. 9-23: Habitatsdiversitätsindex

Der Habitatsdiversitätsindex in Abb. 9-23 zeigt ein eindeutiges Bild. Die nicht kanalisierten Strecken in Möriken (MNK) weisen die höchsten Variabilitäten und die höchsten Werte aller berücksichtigten Faktoren auf. MK verfügt über die schlechtesten Werte. Die Daten von Wohlen weisen leicht höhere Werte auf als die von MK, liegen aber klar hinter den Werten von MNK. Die Unterschiede zwischen MNK und MK sind signifikant ($p(\text{MR-MK})=0.048$, $p(\text{MN-MK})=0.005$, $p(\text{MNK-MK})=0.0004$).

9.3 Chemie

Die chemischen Daten sind in Tabelle 9-6 dargestellt. Die intensive Landwirtschaft prägt die Bünz bei Anglikon, eine hohe Belastung insbesondere durch Pflanzennährstoffe und DOC ist die Folge. Besonders erwähnt sei der hohe Nitratwert. In Möriken fällt zudem die Verschmutzung durch Industrie und Gewerbe ins Gewicht, was sich zusätzlich in hohen Werten von Ammonium, Nitrit, Nitrat, BSB₅ und DOC niederschlägt (Stöckli & Schmid 1999). Die Firma EMS-Dottikon AG verursacht eine Belastung der Bünz mit Aminen, Nitroverbindungen und Lösungsmitteln. Zwei Fischsterben von 1996 und 1997 führten zu einer besseren Zusammenarbeit zwischen Kläranlage Wohlen und EMS-Dottikon, was sich positiv auf die Wasserqualität auswirkte (Stöckli & Schmid 1999).

Tabelle 9-6: Chemische Daten (Stöckli & Schmid 1999)

Chemische Daten	pH-Wert	Leitfähigkeit 25°C [µS/cm]	ungelöste Stoffe [mg/l]	Sauerstoff [mg/l]	Ammonium-N [µg/l]	Nitrit-N [µg/l]	Nitrat-N [mg/l]	Gesamt-Phosphor roh [µg/l]	Phosphat-P [µg/l]	Chlorid [mg/l]	BSB ₅ [mg/l]	DOC [mg/l]
Möriken 1996/97												
- Mittelwert	8.37	772	13.5	10.5	260	195	7.7	220	161	36.0	4.1	4.0
- Minimum	8.15	564	1.3	8.7	9	28	5.4	132	87	19.0	1.3	2.1
- Maximum	8.85	992	132.0	12.8	860	650	13.4	440	290	81.1	9.3	5.5
Anglikon 1996/97												
- Mittelwert	8.25	645	21.2	10.6	147	47	5.3	177	108	19.8	3.2	3.5
- Minimum	8.05	227	1.0	6.5	17	14	1.1	62	28	6.6	0.6	2.8
- Maximum	8.50	734	219.0	16.0	970	155	6.6	670	280	29.7	17.5	5.0

Zudem führt ein Kleinkraftwerk zu Beeinträchtigungen. Regelmässige Spülungen bewirken einen Schwallbetrieb, durch den mitgeführten Schlamm fällt der Sauerstoff zusammen, und die Selbstverlaichung der Forellen ist nicht immer gewährleistet (Minder 2000).

9.3.1 Leitfähigkeit

Während der Abfischung wurden folgende Leitfähigkeiten und Wassertemperaturen gemessen:

Tabelle 9-7: Leitfähigkeit und Wassertemperatur

	MR1	MR2	MN1	MN2	MK1	MK2	WR1	WR2	WK1	WK2
Datum	8.6.00	8.6.00	13.6.00	13.6.00	8.6.00	8.6.00	9.6.00	9.6.00	9.6.00	26.6.00
Zeit	8h50	12h05	9h10	11h00	13h45	15h45	8h50	11h10	15h15	9h25
Leitfähigkeit [mS/cm]	780	766	860	780	813	820	659	669	668	664
Wassertemperatur [°C]	14.6	16.9	16.8	18.8	17.3	17.9	14	18.8	19.8	13.3

Die Leitfähigkeit in Wohlen weist klar kleinere Werte auf als in Möriken.

Vergleicht man die Werte der Leitfähigkeit gemäss der Tabelle 9-6 mit den eigenen gemessenen Werten (Tabelle 9-7), so entsprechen die letzteren ungefähr den Durchschnittswerten der ersteren. Dies kann als weiterer Hinweis gedeutet werden, dass die Belastungen etwa gleich geblieben sind.

9.4 Fischfauna

9.4.1 Überblick

Die Aufnahmen für die Erfassung der Fischfauna dauerten vier Tage. MR und MK wurden am 8.6., WR und WK1 am 9.6. abgefischt, MN war am 13.6. und WK2 am 26.6.00 an der Reihe. Die Fangzahlen und Populationsabschätzungen sind im Anhang ersichtlich.

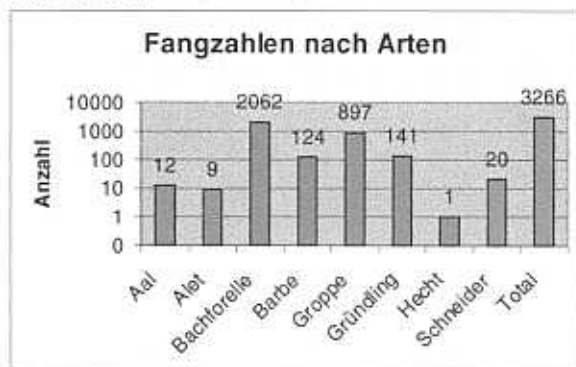


Abb. 9-24: Fangzahlen nach Art

In den zehn abgefischten Strecken wurden acht Arten gefangen, dabei handelt es sich um die Arten Aal, Alet, Bachforelle, Barbe, Groppe, Gründling, Hecht und Schneider (siehe Abb. 9-24), beachte die logarithmische Darstellung). Zählt man die absoluten Fangzahlen aller untersuchten Standorte zusammen, wurden total 3266 Fische gefangen, dabei von den Bachforellen mit 2062 Stück am meisten. Mit nur einem Exemplar steht der Hecht am Ende der Rangliste.

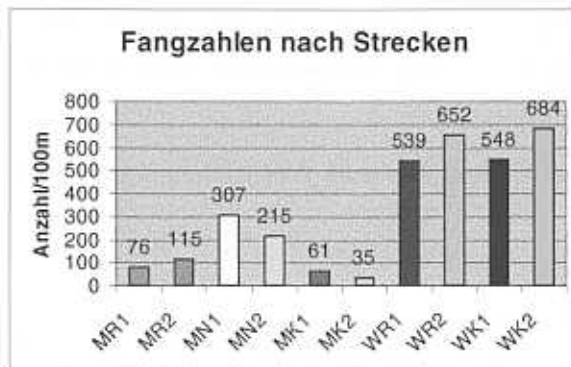


Abb. 9-25: Fangzahlen nach Strecken

Vergleicht man die absoluten Fangzahlen der verschiedenen Strecken miteinander (siehe Abb. 9-25), können auf den ersten Blick vier Gruppen gebildet werden: MK mit der geringsten Anzahl gefangener Fische, es folgen MR und MN. Die Strecken in Wohlen bilden zusammen eine Gruppe. Sie weisen eine deutlich grössere Anzahl gefangener Fische auf. In MNK wurden zusammen signifikant mehr Fische gefangen als in MK ($p=0.042$).

9.4.2 Artenzusammensetzung

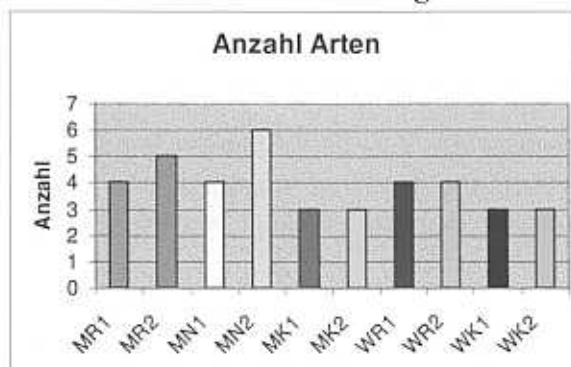


Abb. 9-26: Anzahl Arten

Vergleicht man die Anzahl der gefangenen Arten, welche in Abb. 9-26 und Tabelle 9-8 ersichtlich sind, zeigt sich, dass in allen kanalisiertem Strecken jeweils drei Arten gefunden wurden und in allen anderen Strecken mindestens vier Arten. Mit sechs gefangenen Arten weist MN2 die höchst Artenzahl auf, es folgt von MR2 mit fünf Arten. Alle übrigen nicht kanalisiertem Strecken verzeichnen vier Arten.

MNK hat signifikant mehr Arten als MK ($p=0.018$).

Die Bachforelle kam überall und der Gründling mit Ausnahme des Abschnitts MR1 ebenfalls überall vor. Am Schluss der Rangliste figurieren der Schneider, der in zwei Abschnitten, und der Hecht, welcher nur in einem Abschnitt gefangen wurde.

Tabelle 9-8: Artenvergleich pro Abschnitt

	MR1	MR2	MN1	MN2	MK1	MK2	WR1	WR2	WK1	WK2	Anzahl Abschnitte pro Art
Aal			X	X	X	X					4
Alet	X			X				X			3
Bachforelle	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	10
Barbe	X	X	X	X							4
Groppe		X		X			X	X	X	X	6
Gründling		X	X	X	X	X	X	X	X	X	9
Hecht							X				1
Schneider	X	X									2
Anzahl Arten pro Strecke	4	5	4	6	3	3	4	4	3	3	

Die Cypriniden (Alet, Barbe, Gründling und Schneider) machen in MR zwei Drittel aller vorkommenden Arten aus, in MN die Hälfte, in WR 40% und in MK sowie WK einen Drittel.

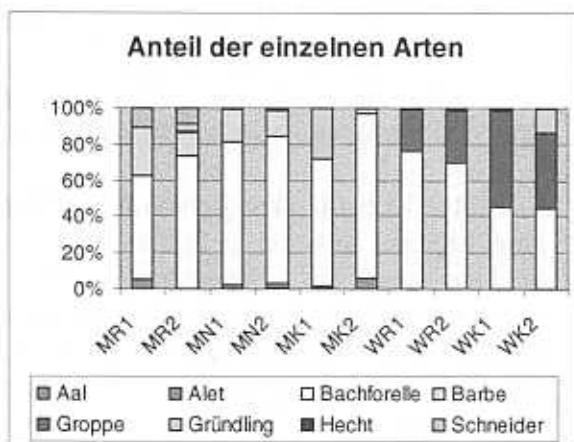


Abb. 9-27: Anteil der einzelnen Arten

Die prozentuale Verteilung der Anzahl gefangener Individuen der verschiedenen Fischarten ist in Abb. 9-27 dargestellt. Der relative Anteil der Bachforelle zeigt in Möriken kein eindeutiges Muster, in Wohlen ist die Bachforelle in den kanalisiertem Abschnitten anteilmäßig seltener vorhanden als in den revitalisierten Abschnitten. Der Cyprinidenanteil ist in MR am höchsten, MN hat einen leicht höheren Anteil als MK. In Wohlen ist der Cyprinidenanteil relativ gering, in WK höher als in WR.

Gesamtüberblick

In den kanalisiertem Strecken wurden je drei Arten gefunden, in den nicht kanalisiertem Strecken in Möriken je sechs, in der revitalisierten Strecke in Wohlen fünf (siehe Tabelle 9-8).

9.4.3 Aal (*Anguilla anguilla*)

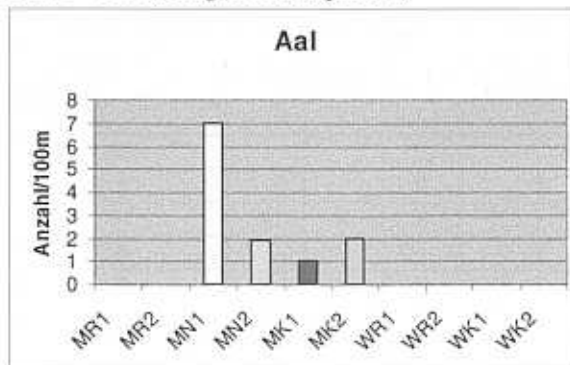


Abb. 9-28: Anzahl gefangener Aale

Da die Voraussetzungen für eine Populationsabschätzung nach der Removal-Methode beim Aal verletzt wurden, aber auch die Anzahl der gefangenen Aale eher tief war, werden die Fangzahlen abgebildet.

Der Aal kam nur in den Strecken MN und MK vor (vgl. Abb. 9-28). Auffallend ist der relativ hohe Wert in MN1 und die totale Absenz in Wohlen sowie allgemein in den revitalisierten Strecken.

Von dieser katadromen Fischart sind in Gewässern mit Süsswasser nur adulte Individuen zu finden.

Gesamtüberblick

Der Aal wurde nur in der naturnahen und kanalisierten Strecke in Möriken gefunden, mit einer höheren Dichte in der naturnahen Strecke.

9.4.4 Alet (*Leuciscus cephalus*)

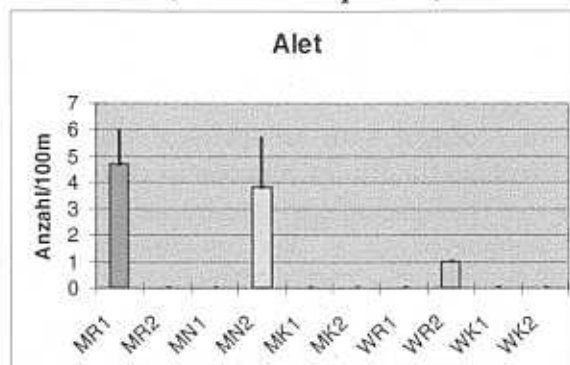


Abb. 9-29: geschätzte Anzahl Alet

Die geringen Fangzahlen lassen bei den Aletpopulationen nur schwer ein Muster des Vorkommens herauslesen (vgl. Abb. 9-29).

Es fällt jedoch auf, dass kein Alet in einer kanalisierten Strecke gefunden und in Wohlen nur ein Exemplar gefangen wurde. Bei den vier Individuen in MR1 handelt es sich alles um 0+-Fische, in MN2 um durchwegs grössere Fische von einer Länge zwischen 176 und 278 mm. Der in Wohlen gefangene Alet hatte eine Länge von 67 mm.

Gesamtüberblick

Der Alet kam nur in den nicht kanalisiert Strecken vor, wovon ein Einzelexemplar in WR. Der Altersaufbau war in keiner Strecke natürlich.

9.4.5 Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*)

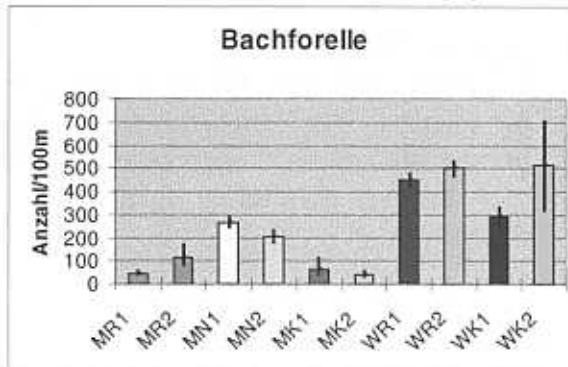


Abb. 9-30: geschätzte Anzahl Bachforellen

Die Abb. 9-30 der Populationsabschätzung der Bachforellen zeigt in Möriken Spitzenwerte in MN, es folgt von MR2. Die Zahlen der restlichen Abschnitte liegen nahe beieinander (MK1 kommt vor MR1 und MK2).

Gleiches gilt in Wohlen für die Werte von WK2, WR2 und WR1, WK1 fällt dagegen ab. Auffallend sind die klar grösseren Populationen in Wohlen im Vergleich zu Möriken.

MN unterscheidet sich signifikant von MK ($p=0.035$), aber auch MR von MN ($p=0.039$).

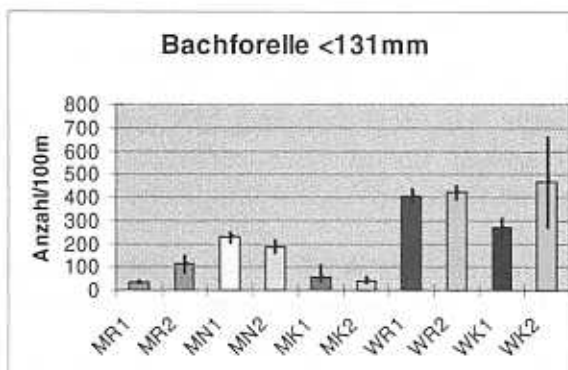


Abb. 9-31: geschätzte Anzahl Bachforellen < 131 mm

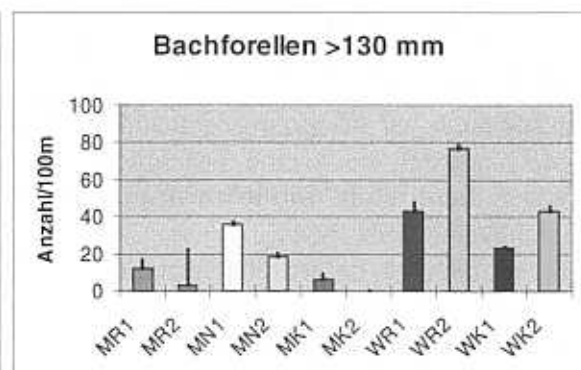


Abb. 9-32: geschätzte Anzahl Bachforellen > 131 mm

Bei den 0+-Bachforellen (< 131 mm) zeichnet sich fast die gleiche Verteilung ab. Das Vorkommen der adulten Bachforellen (> 131 mm) unterscheidet sich in drei Punkten vom Vorkommen der juvenilen (vgl. Abb. 9-31 und 9-32). In MR1 existieren sehr viele adulte, während sie in MR2 nur sehr spärlich vorkommen. In MK2 fehlen die Adulttiere vollständig.

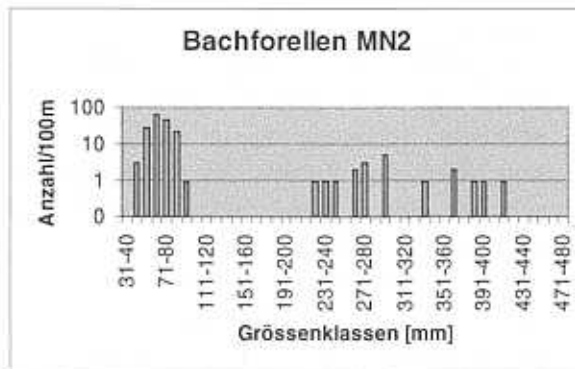


Abb. 9-33: Altersaufbau Bachforellen MN2

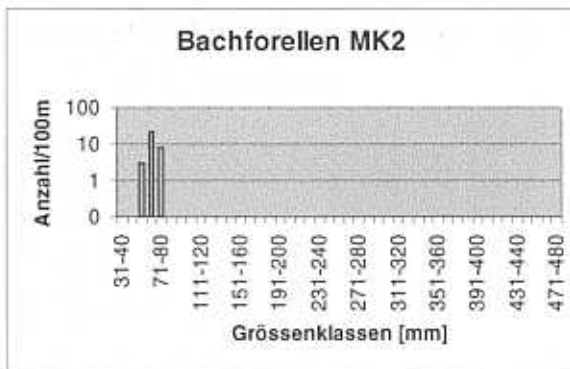


Abb. 9-34: Altersaufbau Bachforellen MK2

Der Aufbau der Bachforellenpopulationen unterscheidet sich in den verschiedenen Abschnitten beträchtlich. Alle Abb. sind im Anhang aufgeführt. In Mörriken findet man in MN den klarsten Altersaufbau (siehe Abb. 9-33 mit logarithmischer Skala), die 0+-Fische sind sehr stark in der Überzahl gegenüber den Adultfischen. Der Gegenpart von MN2 ist MK2 (siehe Abb. 9-34), wo überhaupt keine grossen Bachforellen gefangen wurden. Man achte auch auf die geringe Anzahl der Jungfische. MR liegt zwischen MN und MK. In MR1 wurden noch eine beachtliche Anzahl grosser Bachforellen gefangen, in MR2 waren diese selten. Dafür wurde in MR2 doch eine stattliche Anzahl Jungfische gefangen (siehe auch Abb. 9-31).

In Wohlen ist die Alterspyramide überall gut erkennbar. WR2 hat den natürlichsten Altersaufbau, obschon bei den Jungfischen die Menge von WK2 nicht erreicht wird. WK1 weist in allen Altersklassen kleinere Abundanzen auf.

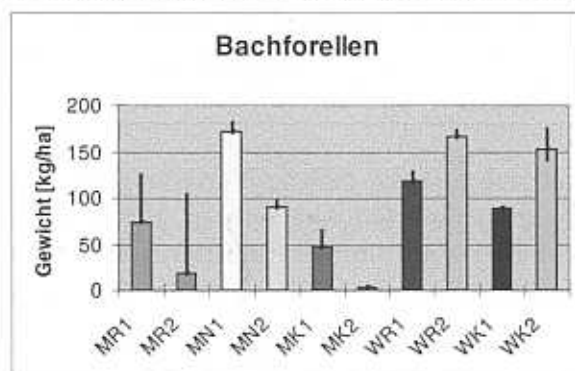


Abb. 9-35: Biomasse Bachforellen

Die Biomasse pro Fläche ergibt eine andere Verteilung (siehe Abb. 9-35). MN1 erreicht die höchste Biomasse aller Standorte. In Mörriken ist das Gewicht der Bachforellen von MN2 leicht grösser als jenes von MR1 und MK1. Tiefe Biomassen haben MR2 und MK2. In Wohlen ist das Muster nicht einheitlich.

Gesamtüberblick

Die Bachforelle hat in Möriken in der naturnahen Strecke die höchsten Dichte, MR verfügt über leicht höhere Dichten als MK. Die Forellendichte ist in Wohlen bedeutend höher als in Möriken, WR hat leicht höhere Werte als WK.

Die Bachforelle erreicht in Möriken in MN die höchste Biomasse, MR hat einen höheren Wert als MK. In Wohlen weisen die Bachforellen von WR eine höhere Biomasse auf als jene von WK. Im Vergleich zwischen Möriken und Wohlen fällt MN zwischen WR und WK.

Der Altersaufbau ist in Wohlen und MNK natürlich, in MK kommen Adultfische nur in geringer Anzahl vor.

9.4.6 Barbe (*Barbus barbus*)

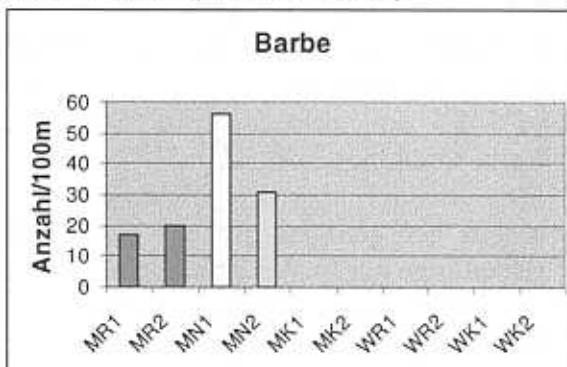


Abb. 9-36: Anzahl gefangener Barben

Bei den Barben müssen die Fangzahlen abgebildet (siehe Abb. 9-36) werden, da die Voraussetzungen für die Removal-Methode wieder verletzt wurden. In MN findet man die grössten Barbenpopulationen, mit einem absoluten Maximum in MN1. MR hat kleinere Populationsgrößen, und in MK wurden überhaupt keine Barben gefangen.

MR unterscheidet sich signifikant von MK ($p=0.041$), ebenso MNK von MK ($p=0.022$).

MN1 weist eine schöne Alterspyramide auf, in MR1 ist diese noch sichtbar, in MR2 sind nur Jungfische, dafür in relativ grosser Anzahl, gefangen worden. In MN2 fehlen bis auf ein Exemplar die Jungfische. Die Grafiken mit dem Altersaufbau der Barbe ist im Anhang ersichtlich.

Gesamtüberblick

Die Barbe kommt in MR und MN mit einer natürlichen Altersstruktur vor.

9.4.7 Groppe (*Cottus gobio*)

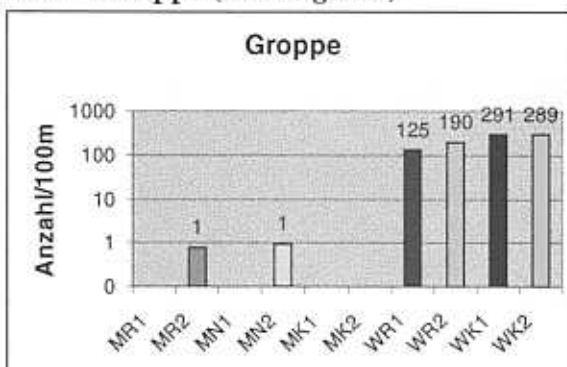


Abb. 9-37: Anzahl gefangener Groppen

Die Groppen sind wegen ihres Verhaltens (bodenorientierter Fisch) für eine Populationsabschätzung nach der Removal-Methode schlecht geeignet, darum werden auch hier die absoluten Fangzahlen verwendet. In Abb. 9-37 ist der Fang dieser Art abgebildet, man beachte die logarithmische Skala.

Über die Altersverteilung können folgende Angaben gemacht werden: Die in MR2 gefangene Groppe gehört zu den 0+-Fischen, die in MN2 zu adulten. In allen

Abschnitten in Wohlen ist ein gesunder Altersaufbau zu verzeichnen. In den kanalisierten Strecken in Wohlen sind bessere Fangzahlen erreicht worden als in den revitalisierten Abschnitten.

Gesamtüberblick

Die Groppe kam in den nicht kanalisierten Strecken in Möriken nur einzeln vor. In Wohlen hatten die Groppen in allen Strecken einen natürlichen Altersaufbau.

9.4.8 Gründling (*Gobio gobio*)

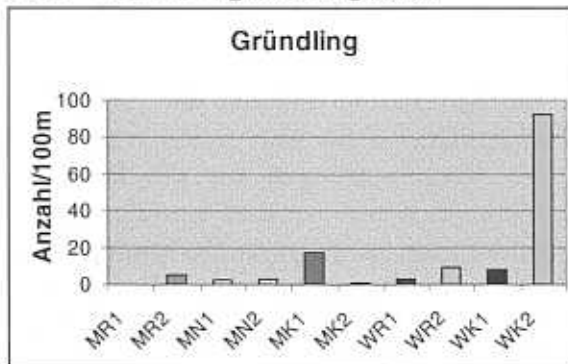


Abb. 9-38: Anzahl gefangener Gründlinge

Auch hier werden nur die Fangzahlen verwendet. Bei der Betrachtung der Abb. 9-38 fällt die grosse Anzahl gefangener Gründlinge in WK2 auf. In Möriken wurden nur einzelne Individuen gefangen, in MK1 am meisten dieses Standorts. Keine Gründlinge kamen in MR1 vor.

Eine Aussage über den Altersaufbau ist wegen der geringen Anzahl gefangener Gründlinge nur in WK2 möglich, wo eine geradezu inverse Alterspyramide gefunden wurde. In allen anderen Strecken wird nur eine Aussage gemacht hinsichtlich

des Vorkommens von juvenilen und adulten Fischen.

In MR2, MN2, WK1 und WK2 wurden juvenile und adulte Gründlinge, in MK und WR2 nur adulte, in WR1 und MN1 nur juvenile gefangen. Die Übersicht über die Altersstruktur findet man im Anhang.

Gesamtüberblick

Der Gründling lebt in sämtlichen Strecken. Eine grössere Anzahl wurde einzig in der kanalisierten Strecke von Wohlen gefangen, die Alterspyramide war invers. Adulte und juvenile Fische wurden in den nicht kanalisierten Strecken in Möriken sowie in der revitalisierten Strecke in Wohlen gefunden. Die in der kanalisierten Strecke von Möriken gefangenen Fische waren ausnahmslos Adultfische.

9.4.9 Hecht (*Esox lucius*)

Von den Hechten wurde nur ein einziges Exemplar von 99 mm Länge in WR1 gefangen.

9.4.10 Schneider (*Alburnoides bipunctatus*)

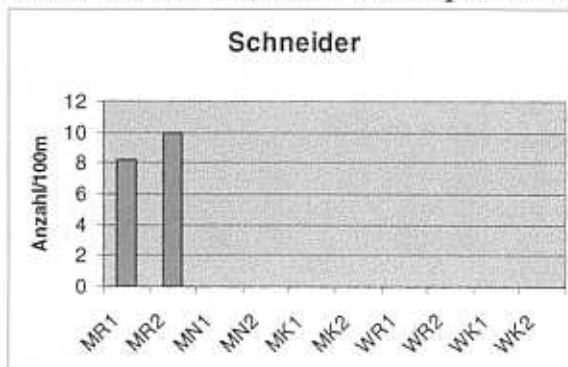


Abb. 9-39: Anzahl gefangener Schneider

Der Schneider (siehe Abb. 9-39) kommt nur in der revitalisierten Strecke in Möriken vor. Die Fangzahlen lassen keine Populationsabschätzung zu. In MR1 wurde ein und in MR2 zwei Jährlinge gefangen, alle anderen sind ältere Fische. Der Altersaufbau ist nicht natürlich.

9.4.11 Altersaufbau

An dieser Stelle wird der Altersaufbau der Arten zusammengefasst. Nur die Bachforelle und der Gründling kommen in allen Strecken vor. Die Bachforelle weist überall einen natürlichen Altersaufbau auf, mit einer kleinen Einschränkung (in MK wurden nur wenige Adulttiere gefangen). Vom Gründling wurden meist zu wenige Individuen gefangen, um eine eindeutige Aussage zu machen und in den beiden Strecken, wo genügend hohe Abundanzen gefunden wurden (MK und WK), ist der Altersaufbau nicht natürlich. Der Schneider zeigt in MR ebenfalls keinen natürlichen Altersaufbau. Die Barbe in MNK und die Groppe in Wohlen weisen einen natürlichen Altersaufbau auf. Über alle anderen Arten und Abschnitte kann keine weitere Aussage gemacht werden, weil zu wenige Individuen vorhanden waren.

9.4.12 Diversitätsindices

Um die Diversität zu beschreiben, wurde einerseits das Vorkommen der verschiedenen Arten berücksichtigt, andererseits die Diversitätsindices ausgerechnet.

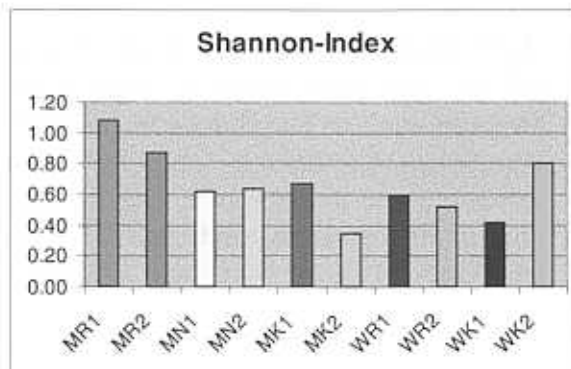


Abb. 9-40: Shannon-Index

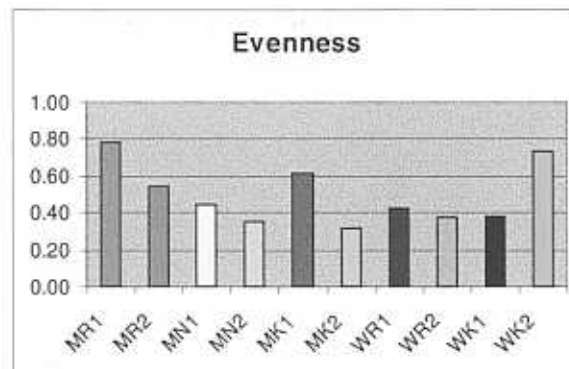


Abb. 9-41: Evenness

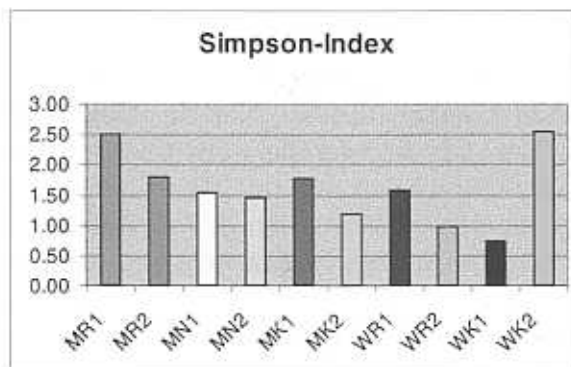


Abb. 9-42: Simpson-Index

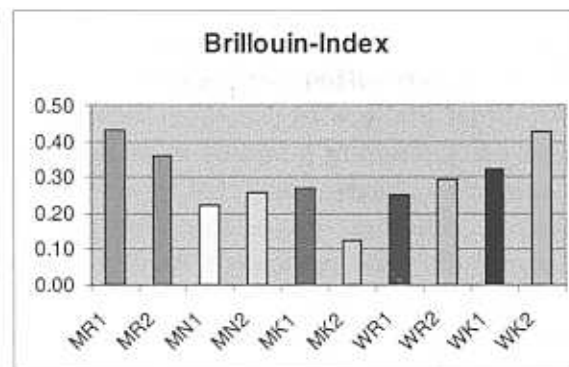


Abb. 9-43: Brillouin-Index

In Möriken trifft man bei sämtlichen Diversitätsindices und bei der Evenness das gleiche Muster an (siehe Abb. 9-40 - 9-43): die höchsten Werte findet man in MR, in der Mitte liegen diejenigen von MN und am unteren Ende jene von MK, mit Ausnahme von MK1, welches immer höhere Werte aufweist als MN. Vergleicht man die einzelnen Abschnitte, ist MR1 immer vor MR2, die Abschnitte von MN sind nahe beieinander und tauschen die Plätze je nach Index. In MK liegt MK1 immer deutlich vor MK2.

In Wohlen sieht das Bild schon weniger einheitlich aus. Beim Shannon- und Simpson-Index gibt es eine Treppenform, von WR1 bis nach WK1 absteigend und mit einem Höchstwert in WK2. Der Brillouin-Index ist eine umgekehrte Treppe, die von WR1 nach WK2 aufsteigt. Bei der Evenness kann man kein klares Muster erkennen.

In einem groben Gesamtüberblick fällt auf, dass MR1 und WK2 immer Spitzenwerte erzielen, MK2 und WK1 (mit Ausnahme des Werts des Brillouin-Index) immer tiefe Werte aufweisen.

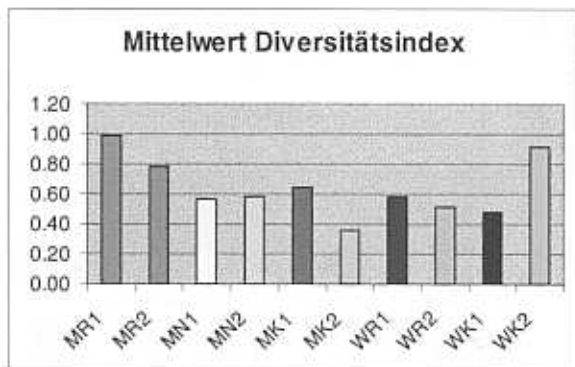


Abb. 9-44: Mittlerer Diversitätsindex

Um eine allgemein gültige Aussage zu den Indices zu erhalten, wurden alle Diversitätsindices normiert und die Mittelwerte ausgerechnet (vgl. Abb. 9-44). MR1 kommt auf den höchsten Wert, es folgen WK2 und MR2. MN und WR liegen nahe beieinander und bilden das Mittelfeld. Am tiefsten sind die Werte in WK1 und MK2.

9.4.13 Rote Liste und Artwert

In der Roten Listen der gefährdeten Tierarten in der Schweiz (Kirchhofer et al. 1994) sind der Alet und Hecht nicht aufgeführt. Unter die Kategorie 4 „potentiell gefährdet“ fallen die Arten Aal, Bachforelle, Barbe, Groppe und Gründling, in die Kategorie 3 „gefährdet“ gehört der Schneider.

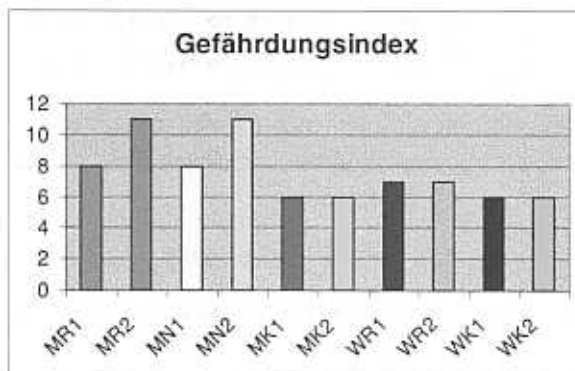


Abb. 9-45: Gefährdungsindex

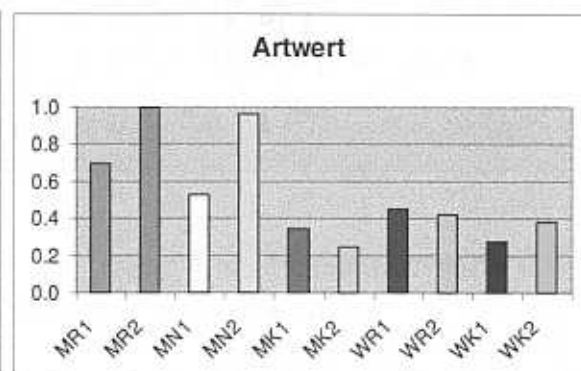


Abb. 9-46: Artwert

Die Angaben der Roten Liste erlauben die Bestimmung des Gefährdungsindex. Je höher der Index eines Abschnitts, desto wertvoller ist die Strecke bezüglich gefährdeter Fischarten. Die kanalisiert Abschnitte bleiben mit einer Punktzahl von sechs am Schluss der Rangliste (siehe Abb. 9-45), WR steht mit sieben Punkten an zweitletzter Stelle. Die wertvollsten Strecken sind in MR und MN zu finden, welche je einen Abschnitt mit acht und elf Punkten aufweisen.

Der Artwert zeigt folgendes Resultat (siehe Abb. 9-46): Hohe Werte erhalten MR2 und MN2, es folgen MR1 und MN1, WR und die kanalisiert Strecken. Bezüglich Artwert unterscheiden sich MNK und MK signifikant ($p=0.008$).

Nimmt man die beiden jeweiligen Abschnitte pro Strecke zusammen, ergibt sich das in Abb. dargestellte und im Gesamtüberblick beschriebene Muster.

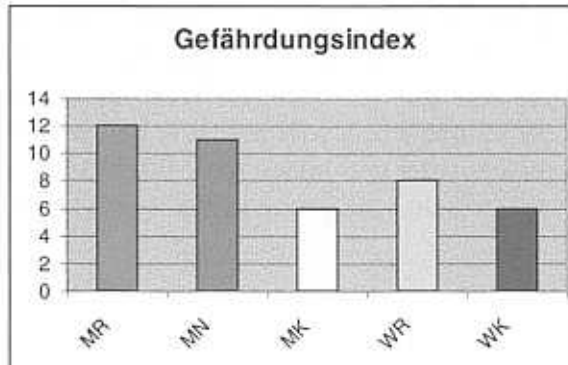


Abb. 9-47: Gefährdungsindex

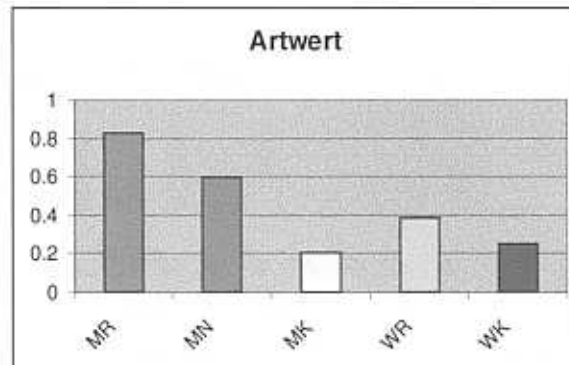


Abb. 9-48: Artwert

Gesamtüberblick

Bezüglich Gefährdungsindex der Strecken (siehe Abb. 9-47) tragen die kanalisiert Abschnitte am wenigsten zur Arterhaltung bei. WR zeichnet sich durch einen mittelmässigen und MNK durch den besten Wert aus. MR hat einen leicht höheren Gefährdungsindex als MN.

Der Artwert (vgl. Abb. 9-48) entspricht dem gleichen Muster wie der Gefährdungsindex, doch verfügt WK über einen leicht höheren Wert als MK.

9.5 Korrelationen

Es wurde untersucht, inwieweit abiotische mit biotischen Faktoren korreliert sind. Im Speziellen wurde angeschaut:

- 1) Der Variationskoeffizient der Breite, Maximaltiefe, Tiefe, der Geschwindigkeit über Grund und der mittleren Geschwindigkeit sowie die Varianz der Maximaltiefe je einzeln gegenüber der Anzahl Arten, der untersuchten Diversitätsindices (alle Abschnitte zusammen), dem Variationskoeffizienten der Totallänge der Bachforellen und der Anzahl Bachforellen pro Fließstrecke (getrennt nach Möriken und Wohlen).
- 2) Die Fläche der Unterstände und Kolken gegen die Bachforellen und gegen die totale Anzahl gefangener Fische (Biomasse/ha, Anzahl/m², Anzahl/100 m)

Die unter 1) verglichenen Korrelationen waren alle nicht sehr stark. Die beste Korrelation wurde zwischen dem Variationskoeffizienten der Breite und dem Shannon-Index gefunden mit einem R² von 0.65.

Die unter 2) untersuchten Grössen wurden nur getrennt nach den Standorten Möriken und Wohlen untersucht, da die absoluten Zahlen dieser beiden Standorte nicht miteinander verglichen werden können.

Tabelle 9-9: Regression

Regression	Kolken [m ² /100m]		Unterstände [m ² /100m]	
	R ² Möriken	R ² Wohlen	R ² Möriken	R ² Wohlen
Total gefangene Fische [Anzahl/ha]	0.68	0.37	0.46	0.00
Total gefangene Fische [Anzahl/100m]	0.75	0.77	0.40	0.16
Bachforelle [g/ha]	0.67	0.82	0.53	0.46
Bachforelle [Anzahl/ha]	0.63	0.44	0.23	0.06
Bachforelle [Anzahl/100m]	0.72	0.46	0.29	0.18
Bachforelle >130mm [g/ha]	0.66	0.82	0.55	0.60
Bachforelle >130mm [Anzahl/ha]	0.59	0.77	0.58	0.81
Bachforelle >130mm [Anzahl/100m]	0.66	0.69	0.61	0.84

Die Regressionsanalyse (siehe Tabelle 9-9) zeigt einen Zusammenhang zwischen den Flächen der Kolkhabitats und dem Vorkommen der Fische resp. Bachforellen. Bei den adulten Bachforellen konnte auch eine relativ gute Korrelation zwischen ihrem Vorkommen und den Unterständen festgestellt werden. Aus Sicht des Naturschutzes sind nicht so sehr grosse Individuendichten oder Biomassen erwünscht, erstrebenswert ist vielmehr eine hohe Artenvielfalt. Sowohl die untersuchte Regression zwischen der Anzahl Arten und der Kolkfläche als auch zwischen dem Artwert und der Kolkfläche förderte mit einem höchsten R² von 0.22 keinen Zusammenhang zu Tage.

9.6 Leitbild

9.6.1 Optimales Leitbild

Die Bünz im optimalen Zustand widerspiegelt sowohl den historischen als auch den heutigen Zustand (siehe Abschnitt 3.4 Leitbild). Berücksichtigt man die gefundenen historischen Daten (siehe Abschnitt 7.2 Geschichte), kann die Bünz im Optimalzustand folgendermassen beschrieben werden: Sie ist ein Gewässer, das ausserhalb der Siedlungsgebiete wieder in einem eingeschränkten Mass mäandrieren und natürliche Prallufer (ohne Uferbefestigung) bilden kann. Wo immer möglich soll die Bünz eine natürliche Dynamik entwickeln. Dazu braucht die Bünz mehr Platz, kann so aber Ufer unterspülen, den Lauf verändern, sich verzweigen, Schotterbänke bilden sowie permanente und temporäre Stillgewässer schaffen. Die Anforderungen an den Hochwasserschutz müssen im Hinblick auf die dichte Besiedlung gewährleistet bleiben.

Die Entstehungszeit für Hochmoore liegt im Bereich von über tausend Jahren, für Flachmoore von mehreren hundert Jahren. Hochmoore sind praktisch nicht mehr, Flachmoore nur sehr schwer wiederherstellbar. Deshalb begleiten die Bünz, wo immer sie genug Platz hat, Uferpartien aus Schotterbänken, temporären und permanenten Stillgewässern sowie anderen Feuchtgebieten. Röhrichte, Hochstauden und Ufergehölz säumen die Bünz.

Im Optimalzustand besteht die Bünz aus einem Mosaik von schnellen und langsamen Fliessgeschwindigkeiten, aus einer Abfolge von Kolken und Furten. Eintrag von grossem Totholz aus dem Ufergehölz hilft, die Diversität der Habitats zu erhöhen.

Die longitudinale Durchgängigkeit ist überall gewährleistet.

Von den Fischarten kommen alle historisch nachgewiesenen Arten vor, d.h. Aal, Alet, Äsche, Bachforelle, Bachneunauge, Barbe, Bartgrundel, Groppe, Hecht, Karpfen,

Schleie, Schneider. Zu diesen Arten können weitere potentiell vorkommen, nach Hofer (1911): Gründling, Hasel, Nase, Rotaugen und Rotfeder.

9.6.2 Defizitanalyse

Tabelle 9-10: Defizitanalyse

Defizitanalyse	MR	MN	MNK	MK	WR	WK
Mäander	+	+	+	-	-	-
Dynamik	+	X	+	-	-	-
natürliche Prallufer	+	X	+	-	-	-
Steilufer	+	+	+	-	-	-
verzweigter Lauf	+	X	+	-	-	-
Schotterbänke	+	X	+	-	-	-
Kolk- und Furtabfolge	+	+	+	-	+	+
Stillgewässer	+	-	X	-	-	-
weitere Feuchtgebiete	-	-	-	-	-	-
Röhrichte	-	-	-	-	-	-
Hochstauden	X	+	+	+	+	+
Ufergehölz	X	+	+	X	+	+
Totholzeintrag	-	-	-	-	-	-
historisch vorkommende Fische (fehlende Arten)	7	7	6	10	8	10
potentiell vorkommende Fische (fehlende Arten)	11	11	10	14	12	14

Die Defizitanalyse zeigt beträchtliche Defizite im Vergleich zum optimalen Leitbild in MK und in den beiden Strecken von Wohlen. Biotische und abiotische Faktoren weisen grosse Mankos auf. In MR sind allgemein die Defizite am geringsten, sie bestehen hauptsächlich aus biologischen Faktoren. Die longitudinale Vernetzung ist für die ganze Bünz nicht gewährleistet.

In MNK wurde die Bünz nie kanalisiert, der mäandrierende Lauf kann als ursprünglich bezeichnet werden. Die Möglichkeit, ein verzweigtes Gerinne zu bilden, hat die Bünz nur in MR. Eine ausgeprägte Dynamik ist ebenfalls allein in MR möglich.

MK hat mit seinem kanalisiertem Gerinne kaum mehr Ähnlichkeit mit der ursprünglichen Bünz.

Die beiden untersuchten Strecken in Wohlen und MK zeigen bezüglich Morphologie und Gerinneform praktisch keine Gemeinsamkeiten mit der historischen Bünz.

Hochstauden und Ufergehölz sind zwar in allen Strecken vorhanden, als natürlich und ursprünglich können sie jedoch nicht bezeichnet werden.

10 Diskussion Bünz

10.1 Morphologie und Hydrologie

10.1.1 Ökomorphologie

Bereits mit der Ökomorphologieaufnahme lassen sich die untersuchten Strecken in drei Kategorien einteilen, in die „wenig beeinträchtigten“ Strecken von MR, MN und WR, in die „stark beeinträchtigte“ Strecke von WK und in die „naturfremd künstliche“ Strecke von MK. Vergleicht man die Bewertungspunkte, hat MR die bessere Qualität und ist an der unteren Grenze dieser Kategorie, MN aber eher an der oberen. Primärer Grund für die unterschiedliche Bewertung dieser beiden Strecken ist die in MR ausgeprägte und in MN nur eingeschränkte Breitenvariabilität. In MN findet man zudem partielle Böschungsfussverbauungen. Den Unterschied von MNK zu MK macht die nicht vorhandene Breitenvariabilität, der total verbaute Böschungsfuss und der überall ungenügende, gewässerfremde Uferbereich von MK aus.

Die Unterschiede in Wohlen gehen hauptsächlich auf die Verbauung des Böschungsfusses von WK und auf die Breitenvariabilität zurück, die in WR eingeschränkt und in WK praktisch nicht vorhanden ist. Die genauen Messungen der Breite bestätigten nachträglich die geschätzten Unterschiede der Breitenvariabilität.

10.1.2 Querprofile

Die grössten mittleren Breiten wurden in den revitalisierten und in der naturnahen Strecke gefunden, die Unterschiede in Wohlen waren jedoch nicht ausgeprägt. Die relativ geringe Breite von MR1 hängt damit zusammen, dass dieser Abschnitt in einer Kurve liegt, womit die Wasserspiegelbreite bei Niedrigwasser von Natur aus eingeschränkt ist.

Bei der mittleren Tiefe scheint es eine gegenläufige Entwicklung zur mittleren Breite zu geben. So hat MR2 mit der grössten mittleren Breite die kleinste mittlere Tiefe und MK1 mit der grössten mittleren Tiefe die kleinste mittlere Breite. Der lineare Zusammenhang ist mit einem Wert für R^2 von 0.50 jedoch eher schwach.

Der Variationskoeffizient (CV) der Breite hängt sehr stark mit dem Verbauungsgrad zusammen. In MR, wo jegliche Verbauung fehlt, ist er am grössten und in den kanalisierten oder ehemals kanalisierten Strecken am kleinsten.

Der CV der Tiefe und der Strömungsgeschwindigkeiten ist in Strecken sehr hoch, in welchen die Bünz nie kanalisiert wurde. Beim CV der Maximaltiefe weisen die Strecken kleine Werte auf, in welchen Sohlenbefestigungen oder Störsteine vorhanden sind. WK2 zeichnet sich durch einen für Wohlen ausserordentlich hohen CV aus.

Vergleicht man die Variationskoeffizienten der Maximaltiefe mit jenen der Tiefe, fällt auf, dass die Reihenfolge praktisch identisch ist, aber der CV der Maximaltiefe mehr selektiert. Ein Zusammenhang zwischen dem CV der Tiefe und dem CV der Breite wurde nicht festgestellt.

Bei der Gesamtbetrachtung der Daten der Querprofile können zwei Gruppen mit ähnlichen Charakteristiken gebildet werden. Die erste Gruppe besteht aus MNK, die andere aus MK und den Strecken in Wohlen. Dies zeigt, dass bezüglich der Daten des Querprofils sich MNK stark von MK, hingegen WR kaum von WK unterscheidet. Die Entfernung der Verbauungen des Böschungsfusses und der Sohle zeigte zwar Auswirkungen auf den Variationskoeffizienten der Breite resp. der Tiefe, diese Massnahmen scheinen

jedoch nicht auszureichen, um eine markant grössere Variabilität sämtlicher Parameter des Querprofils zu bewirken.

Eine ausgesprochene Heterogenität der Breite, Tiefe und Fliessgeschwindigkeiten ist nur in den nicht begradigten Strecken zu finden. Markant grössere Heterogenitäten in den begradigten Strecken sind erst bei Entfernung des trapezförmigen Gerinneprofils und Änderungen in der Linienführung zu erwarten.

10.1.3 Longitudinale Durchgängigkeit

Durch die fehlende longitudinale Vernetzung mit der Aare ist die Einwanderung weiterer Arten erschwert. Arten, welche Wehre von über einem Meter Höhe nicht überwinden können und nicht schon oberhalb der untersuchten Strecken vorkommen, können sich nicht neu ansiedeln. Kleinfischarten können in der Regel jeden künstlichen Absturz von mehr als 15-20 cm Höhe nicht überwinden (Peter & Müller 1998). Der Absturz beim Schwimmbad Möriken kann von den in der Bünz erwarteten Fischen nur die Bachforelle überwinden (Peter 2000). Eine neue Artenzusammensetzung kann sich somit höchstens durch abwandernde Tiere einstellen.

10.1.4 Platzbedarf, laterale Interaktionen und Dynamik

Berechnet man den Raumbedarf der Bünz gemäss Hütte & Niederhauser (1998), beträgt dieser um die 35 m, Heeb & Wehrli (1997) geben sogar einen Raumbedarf von ungefähr 45 m an. Als einen genügend breiten Uferbereich bezeichnen Hütte & Niederhauser (1998) je Seite einen Streifen von etwa 12 m.

Praktisch entlang der ganzen Bünz steht nicht ausreichend Raum zur Verfügung, und die Breite des Uferbereichs ist ungenügend. Nur in MR gibt es einzelne Stellen, wo die räumlichen Anforderungen erfüllt sind. Die Breite des Uferbereichs genügt einzig in MN und MR teilweise. Ausserdem entspricht die Beschaffenheit des Uferbereichs nicht überall den Ansprüchen. Es darf nicht sein, dass Landwirte ihr Kulturland bis direkt ans Ufer bewirtschaften und Jauche ausbringen (siehe Bild im Anhang).

Ein genügend breiter Uferbereich mit einer gewässergerechten Vegetation (nach Hütte & Niederhauser 1998) steigert die lateralen Interaktionen und vermindert den Nährstoffeintrag der angrenzenden Landwirtschaft (Ward 1997). Eine vielfältige Ufervegetation trägt ausserdem zu einer Verbesserung der Lebensbedingungen im Fluss bei. Der Verlust der lateralen Verknüpfung wirkt sich negativ auf die Biodiversität aus (Peter & Müller 1998). Die lateralen Interaktionen sind in MR genügend, in MN teilweise genügend und in allen anderen Strecken ungenügend, mit einer absteigenden Reihenfolge von WR über WK zu MK. In MR fehlt für natürliche laterale Interaktionen, wie sie von Ward (1989) beschrieben wurden, auf der Seite der Steilufer ein nicht bewirtschafteter Uferstreifen, auf dem eine gewässergerechte Vegetation entstehen kann. Die Vegetation auf den Kiesbänke ist erst spärlich vorhanden, wird sich aber von selbst etablieren. Anschliessend an die Kiesbänke wären ebenfalls Uferstreifen mit einer gewässergerechten Vegetation erwünscht.

In MN fehlt teilweise die Verzahnung des Gewässers mit dem Ufer, Blockwurf verhindert an wichtigen Stellen eine laterale Interaktion. Zusätzlich ist sie aber auch wegen dem fehlenden Platzangebot klein, wobei sich dieses in allen anderen Strecken noch prekärer präsentiert. Die ganze Sohlenbreite ist praktisch vollständig mit Wasser gefüllt, Kies-

bänke fehlen ausnahmslos, und in den beiden kanalisierten Strecken ist durch die Betonplatten am Böschungsfuss die Verzahnung mit dem Ufer zusätzlich erschwert. Betreffend der Dynamik kann einzig MR als gut eingestuft werden. MN ist als mässig, alle anderen als ungenügend zu betrachten. Dies hängt mit dem fehlenden Platz und den Verbauungen zusammen. In MN kann sich der Lauf der Bünz mehrheitlich nur innerhalb eines definierten Bachbetts verändern. Die Dynamik beschränkt sich hauptsächlich auf das Verschieben von Kiesbänken. In den übrigen Strecken lässt der trapezförmige Kanal der Dynamik praktisch keinen Freiraum.

Für eine ausgeprägtere Dynamik und natürliche laterale Interaktionen brauchen mit Ausnahme von MR alle Strecken bedeutend mehr Raum. Teilweise muss auch der Uferbereich gewässergerechter gestaltet werden, namentlich die Vegetation entspricht entlang weiten Strecken (noch) nicht den Anforderungen an ein natürliches Gewässerökosystem.

10.2 Habitate

Die regelmässige Abfolge der Sohlenbefestigungen des Turnheersystems in MK führt zu einem sehr einheitlichen Habitat. Wo diese entfernt sind, können vielfältigere Habitate entstehen. Bei der Feinunterteilung der Mesohabitate (Tabelle 9-4, S. 75) fällt auf, dass einige Habitatstypen nicht vorkommen und falls doch, nur vereinzelt. Dieses Phänomen ist unter anderem auf das Fehlen von grossem Totholz in der Bünz zurückzuführen. Kommen Stillwasserkolken vor, hängen diese zumindest in WR mit dem künstlichen Einbringen von Störsteinen zusammen.

Stillwasser-, Seitenschurf-, Absturzkolken und gestaute Kolken haben natürlicherweise oft mit dem Vorkommen von grossem Totholz zu tun (Bisson et al. 1982). Eine Studie von Hilderbrand et al. (1997) wies nach, dass der Eintrag von grossem Totholz die Kolkfläche vergrössert. Gerhard & Reich (2000) konnten den Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von grossem Totholz und der Diversität von Habitaten nachweisen.

In den kanalisierten Strecken ist die Unterstandsfläche etwa halb so gross wie in der revitalisierten Strecke von Wohlen, und diese ist wiederum etwa halb so gross wie diejenige in der revitalisierten Strecke von Möriken. Die naturnahe Strecke von Möriken hat eine beinahe sechs mal grössere Unterstandsfläche als jene der Kanäle. Dies hängt mit den lateralen Interaktionen des Fliessgewässers zusammen. Fehlen diese, kann die Bünz die Ufer nicht unterhöhlen, die Vegetation nicht in das Gewässer hineinwachsen, und zudem gibt es keinen Totholzeintrag. Wichtige Unterstände fehlen ebenso, wenn keine Turbulenz herrscht oder das Gewässer keine tiefen Stellen ausbilden kann.

Die Sohlenbefestigung von MK verhindert die Bildung von verschiedenen Habitaten. Der Eintrag von grossem Totholz könnte die Habitatsvielfalt fördern. Ausgeprägte laterale Interaktionen vermögen die Unterstandsflächen, welche vor allem in den begradigten Strecken klein sind, zu erhöhen.

10.3 Chemie

Die Toxizität von Nitrit ist stark von der Chlorid-Konzentration abhängig. Wird wie in Wohlen teilweise und in Möriken häufig die mittlere Chlorid-Belastung von 20 mg/l überschritten, schlagen Peter & Müller (1998) für Nitrit einen Grenzwert von 100 µg/l vor. Dieser Grenzwert wurde 1996/1997 in Möriken massiv überschritten, in Wohlen bei Spitzenbelastungen.

Negative Auswirkungen sind auch durch Nitrat zu erwarten. Die LC_{50}^4 für eine Expositionszeit von 100 Tagen beträgt für Eier und Brütlinge von Regenbogenforellen 20-30 mg/l Nitrat-N, der NOEC-Wert⁵ ca. 5 mg/l Nitrat-N.

Bei einem hohen pH kann zudem Ammonium deprotonieren und das fischtoxische Ammoniak entstehen.

Die chemische Belastung ist in Möriken beträchtlich höher als in Wohlen. Die vorhandenen Nitrit- und Nitratkonzentrationen lassen an beiden Orten eine Beeinträchtigung des Ökosystems vermuten, in Möriken in einem viel stärkeren Ausmass als in Wohlen.

10.4 Fischfauna

10.4.1 Aal

Der Aal ist im Allgemeinen nicht sehr anspruchsvoll und lebt in Strecken, wo er sich verstecken kann, z.B. unter Blockwurf (Peter 2000). Der katadrome Aal vermag bei geeigneten Verhältnissen auch grössere Wanderungshindernisse über das Ufer zu überwinden. Der Grund für das Fehlen in Wohlen könnte ein auch für den Aal unüberwindbares Hindernis sein oder einfach die Tatsache, dass sich Aale eher in unteren Abschnitten von Bächen und grösseren Flüssen aufhalten (Pedroli et al. 1991) und Oberläufe selten besiedeln.

10.4.2 Alet

Der Alet ist ein euryöker Fisch. Adulte Alet leben stark strukturverbunden in Gebieten mit Unterständen. Grosse Individuen sind in tiefen Stellen eines Gewässers zu finden (Peter & Müller 1999). Die Habitatsansprüche werden durch die Abfischung bestätigt: Der Alet kommt überall dort vor, wo die Unterstände mindestens 3% ausmachen.

10.4.3 Bachforelle

In allen Strecken wurden Bachforellen in die Bünz eingesetzt, in diesem Jahr bis zu den Abfischungsterminen jedoch noch keine 0+-Bachforellen (Dätwiler et al. 2000). Das Vorkommen von 0+-Fischen in allen Abschnitten lässt deshalb auf eine Naturverlaichung schliessen. Eine relativ gute Naturverlaichung weisen in Möriken MN und MR2 auf, weniger gut funktioniert sie in MK und MR1. In MR findet man zudem die von Jungwirth & Winkler (1983) beschriebene „Sortierung des Fischbestandes“, welche auf

⁴ Lethal Concentration: Konzentration, bei der nach einem bestimmten Zeitraum 50% der exponierten Organismen sterben. Dies ist ein Mass für die akute Toxizität.

⁵ No Observed Effect Concentration: Konzentration, bei der nach längerer Expositionszeit keine signifikanten, beobachtbaren Effekte auftreten, d.h. keine chronischer Toxizität eintritt.

die unterschiedlichen Ansprüche der einzelnen Altersklassen an den Lebensraum zurückzuführen ist. Juvenile Bachforellen kommen gehäuft im untiefen Abschnitt und adulte in Abschnitten mit einem relativ hohen Kolkanteil vor. Diese Verteilung konnte auch in MR2 und MR1 gefunden werden.

Die Bachforelle zeigt schon nach wenigen Wochen ein Territorialverhalten. Sie ist extrem strukturgebunden und auf geeignete Unterständen angewiesen. Zudem liebt sie schnellfließende Gewässer mit relativ kühlem Wasser (Peter & Müller 1999). Der Zusammenhang zwischen Unterständen und dem Vorkommen der Adultfische war in den untersuchten Strecken gegeben, ebenso der Zusammenhang zwischen Adultfischen und Kolkflächen.

Unter zusätzlicher Berücksichtigung der Altersstruktur sind die besten Forellenhabitate nicht in MR, sondern in MN zu finden. MK bildet das schlechteste Habitat. In Wohlen ist kein Unterschied zwischen den kanalisierten und revitalisierten Strecken zu finden.

Den Nachweis von Jungwirth (1981), wonach eine relative Zunahme der Forellenbestände mit zunehmendem Verbauungsgrad auftritt, bestätigt diese Untersuchung an der Bünz nicht. Beim Vergleich der absoluten Zahlen ist die von Jungwirth (1981) gefundene Tendenz festzustellen, wonach zunehmende Verbauungen zur absoluten Abnahme des Bestandes führen. Zu berücksichtigen ist dabei, dass der Bestand in MR ein Jahr nach der Revitalisierung wahrscheinlich noch Zeit braucht, bis er seinen Höchststand erreicht und sich die Strecken in Wohlen bezüglich Verbauungsgrad kaum unterscheiden.

In Wohlen sind die Dichten von 0+-Fischen mit einer Ausnahme mindestens doppelt so hoch wie in Möriken. Es wird vermutet, dass dieser Unterschied auf die unterschiedliche Gewässerbelastung zurückzuführen ist.

Die vergleichsweise grossen Biomassen in Möriken haben ihre Ursache in den relativ hohen Abundanzen der adulten Bachforellen. In Möriken zeichnen sich die adulten Bachforellen zudem durch ein höheres Gewicht aus. Dieser Unterschied könnte mit der unterschiedlichen Habitatsqualität zusammenhängen, doch ist die Wahrscheinlichkeit gross, dass wegen der, aufgrund chemischer Belastung, schlechten Geniessbarkeit der Bachforellen in Möriken diese auch weniger aus dem Gewässer entfernt werden.

10.4.4 Barbe

Der Lebensraum der Barben bilden grössere und rasch fließende Flüsse, es bestehen Präferenzen für ein gut strukturiertes Kiesbett (Peter & Müller 1999). Eine Untersuchung in Belgien über die täglichen Migrationen von jungen Barben zeigte, dass sie zwischen Kolken und Furten in einem bestimmten Muster hin- und herwandern (Baras & Nindaba 1999). Im Allgemeinen führen Barben beträchtliche Wanderungen für die Nahrungssuche, Überwinterung und das Abläichen durch. Barben laichen in Kiesbänken mit starker Strömung.

Es erstaunt nicht, dass die Barben in Möriken in den revitalisierten und naturnahen Strecken vorkommen, also in den am besten strukturierten Gebieten und nicht im unstrukturierten Kanal. Der Kanal besteht zu 100% aus Gleitabschnitten, in den anderen Strecken sind vor allem Kolken und Furten vorhanden. Trägt man den täglichen Wanderungen der Barben Rechnung, können die beiden angrenzenden Barbenbestände in MK und MN als eine Population angeschaut werden. Gemeinsam weisen diese einen natürlichen Altersaufbau auf.

In Wohlen konnten in anderen Erhebungen vereinzelte Barbenindividuen nachgewiesen werden (Finanzdepartement 2000). Zwar sind auch in Wohlen in allen Abschnitten sämtliche Mesohabitate vorhanden, doch erreichen die Variationskoeffizienten der gemesse-

nen morphologischen und hydraulischen Parameter nur mit wenigen Ausnahmen die Werte von Möriken. Auch die Strukturen sind in Wohlen weniger stark ausgeprägt. Dies könnten, neben deren Präferenz für eher grössere Flüsse, Gründe für das Fehlen der Barbe in den untersuchten Abschnitte in Wohlen sein.

10.4.5 Groppe

In einer Studie von Utzinger et al. (1998) wurden für das Vorkommen der Groppe zwei limitierende Faktoren beschrieben: (a) die Verschmutzung mit gelöstem organischen Kohlenstoff (DOC) und (b) die longitudinale Durchgängigkeit. Die strukturelle Habitatsdiversität scheint für das Vorkommen der Groppen unwichtig zu sein.

Die Durchgängigkeit in der Bünz ist zwar nicht gewährleistet, da aber die Groppe im Oberlauf vorkommt, ist eine Abwanderung möglich. Die grössere Verschmutzung mit DOC könnte eine der Ursachen für die mit nur zwei gefangenen Individuen geringe Dichte in Möriken sein.

10.4.6 Gründling

Dieser Kleinfisch bevorzugt im Sommer seichtere Zonen und im Winter grössere Tiefen. Er ist bezüglich Wasserqualität anspruchslos (Pedroli et al. 1991). Entscheidend für ihr Vorkommen sind die Laichplätze. Gründlinge benötigen im Frühjahr flache, überströmte Stellen mit sauberem Sand- oder feinem Kiesgrund, um dort ihre Eier abzugeben (Gerstmeier & Roming 1998).

Es erstaunt nicht, dass der Gründling mit einer Ausnahme in allen Abschnitten vorkommt. Das Fehlen in MR1 mit der allgemein tiefen Dichte der Gründlinge in Möriken, der Kürze des Abschnittes (nur 85 m) und mit ihrem schwarmhaften Auftreten zu erklären. Diese drei Punkte verringern die Wahrscheinlichkeit eines Fangs. Das schwarmhafte Auftreten erklärt auch die sehr hohe Gründlingsdichte in WK2. Es handelte sich dabei um einen Gründlingsschwarm, der sich in einem Kolken aufhielt.

10.4.7 Hecht

Der Hecht liebt ruhige, wärmere und klare Gewässer mit kiesigem Untergrund und dichten, ufernahen Pflanzenbeständen (Gerstmeier & Roming 1998). Diese Habitatsansprüche werden in der Bünz nur sehr bedingt befriedigt, denn ruhige, verkrautete Uferpartien kommen heute, im Unterschied zu den Verhältnissen vor den diversen Eingriffen, zumindest in den untersuchten Abschnitten keine mehr vor. Das erklärt auch, warum nur ein Exemplar gefangen wurde.

10.4.8 Schneider

Der Schneider kommt in Möriken nur in den revitalisierten Strecken vor. Breitenstein & Kirchhofer (1999) umschreiben die Habitatsansprüche des Schneiders folgendermassen: Larven besiedeln seichte, strömungsarme Abschnitte von Fliessgewässern, ältere Individuen leben in Schwärmen und sind eher in tieferen Bereichen, z.T. mit starker Strömung, anzutreffen. Struktureichtum aus Totholz, Wurzeln, Steinblöcken usw. mit entsprechender Strömungsvielfalt und Tiefenvariabilität fällt für alle Stadien ins Gewicht. Die hauptsächlichlichen Gefährdungsursachen in der Schweiz sind Habitatsveränderungen wie Verbauungen, Verlust von Fliessstrecken und Wanderhindernisse. Schlechte Wasserqualität sowie erhöhte Prädation durch zu hohe Raubfischbestände können zu einer Verminderung der Schneiderpopulation führen.

MR entspricht diesen Habitatsanprüchen am besten. Dort trifft eine grosse Fließgeschwindigkeit auf eine hohe Variabilität der Fließgeschwindigkeit, was dem Schneider behagt. Es gibt sowohl Habitate für die Adulten als auch für die Larven. Die natürlichen Ufer und die Dynamik sind ebenfalls nirgends so ausgeprägt wie in MR. Die Habitatsanprüche des Schneiders könnte auch MN befriedigen. Warum in dieser Strecke keine Individuen gefangen wurden, ist nicht schlüssig zu beantworten. Evtl. führen die höheren Prädatorenbestände (Bachforelle und Aal) zum Fehlen des Schneiders. Die schlechte Wasserqualität in Möriken ist ein weiterer limitierender Faktor für das Vorkommen des Schneiders.

10.4.9 Altersaufbau

Die Datenbasis über den Altersaufbau ist gering. Die Angaben deuten jedoch auf die von Jungwirth & Winkler (1983) gemachte Aussage hin, wonach die Altersstruktur mit zunehmendem Verbauungsgrad schlechter wird.

Die Daten der Abfischung weisen MK bezüglich des Altersaufbaus als kritische Strecke aus. Von den drei gefangenen Arten verfügt mit der Forelle nur eine einzige über einen einigermaßen natürlichen Aufbau. Die Anzahl Adulttiere ist jedoch gering. (Der in MK vorkommende Aal pflanzt sich im Salzwasser fort.)

10.4.10 Artenzusammensetzung

Von den acht gefundenen Arten gehören vier zu den rheophilen⁶ Arten, die ihren gesamten Lebenszyklus im Fluss und dessen Uferzonen verbringen: die Bachforelle, die Barbe, die Groppe und der Alet (Peter & Müller 1998). Der Schneider kann auch zu dieser Gruppe gezählt werden. Der Gründling gehört zu den rheophilen Arten, welche im Lebenszyklus zu bestimmten Zeiten an strömungsberuhigte Nebengewässer gebunden sind. Hecht und Aal fallen unter die strömungsindifferenten Arten (Peter & Müller 1998). Ausser dem Gründling sind in der Bünz keine zumindest saisonal auf ruhigere Gewässerabschnitte angewiesene Arten vorhanden. Das weist auf ein ökologisches Defizit der Bünz hin, scheinen doch strömungsarme Abschnitte und Stillgewässer (mit Ausnahme von MR) in noch ungenügender Anzahl vorhanden zu sein. Künftige Erhebungen werden zeigen, ob in MR Arten einwandern können, welche auf diese Habitatstypen angewiesen sind. Die historisch nachgewiesene Art Schleie und die potenziell vorkommende Art Rotfeder gehören zu dieser Gruppe.

Die Aussage von Jungwirth (1981), wonach Cypriniden durch Verbauungen extrem gefährdet sind, kann auch in dieser Untersuchung nachgewiesen werden. Die Cypriniden machen in MR zwei Drittel aller vorkommenden Arten aus, in MN die Hälfte, in WR 40% und in MK sowie WK einen Drittel. Diese Erscheinung kann ebenfalls bezüglich des Anteils gefangener Cyprinidenindividuen an allen gefangenen Fischen nachgewiesen werden, wobei MK1 und WK2 mit relativ hohen Cyprinidenanteilen diese Tendenz etwas stören. An beiden Orten hat man relativ hohe Gründlingsdichten festgestellt.

Der Kleinfischanteil (Groppe, Gründling, Schneider) steigt von der naturnahen zur kanalisierten Bünz an, wie es Jungwirth (1981) an der Ferschnitz und Melk nachweisen konnte, jedoch gibt es auch hier wieder einen Vorbehalt zu MR, welche einen relativ hohen Kleinfischanteil aufweist. Von dieser Strecke wird aber erwartet, dass sie die Artenzusammensetzung im Verlauf der nächsten Jahre anpasst.

⁶ Strömendes Wasser bevorzugend

Der vorkommende Fischbestand weist auf ein Defizit an strömungsberuhigten Gewässerabschnitten hin.

Mit zunehmendem Verbauungsgrad der Bünz zeigen sich die bekannten Tendenzen: Die Cypriniden nehmen ab, und die nicht sehr sensitiven Kleinfischarten zunehmen.

10.4.11 Anzahl Arten, Diversitätsindices und Artwert

Diskutiert man den Shannon-Index unter Berücksichtigung der Evenness, zeigt sich anhand von MK1 und WK2 klar, dass die Gleichverteilung in diesem Index einen sehr grossen Stellenwert hat. Beide weisen trotz der relativ geringen Anzahl von drei Arten einen hohen Wert auf, sogar einen höheren als Strecken, wie zum Beispiel MN2, mit bis zu doppelt so vielen Arten.

Das ähnliche Muster beim Simpson-Index geht auf das gleiche Phänomen zurück. Gleichmässige Abundanzen mit weniger Arten kompensieren die ungleichmässigen Abundanzen mit mehr Arten.

Der Brillouin-Index, der zur Untersuchung der Fischfauna mittels der leicht selektiven Elektrofischerei eigentlich am besten geeignet wäre, liefert in den artenarmen Kanalabschnitten, mit einer Ausnahme, hohe Werte.

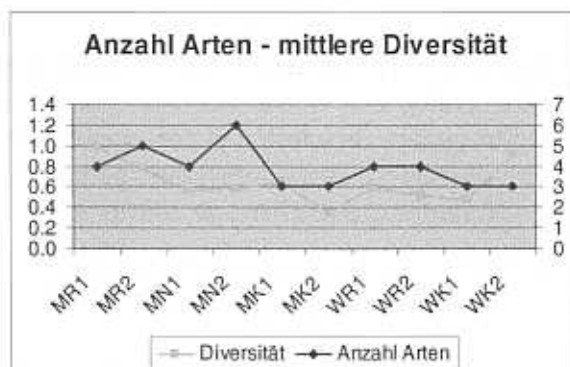


Abb. 10-1: Vergleich Anzahl Arten - mittlere Diversität

Anhand der Abb. 10-1 mit der Gegenüberstellung der Anzahl Arten und den gemittelten Diversitätsindices kann diese Erscheinung genauer diskutiert werden. Der gemittelte Diversitätsindex und die gefundenen Anzahl Arten laufen nicht immer parallel, sondern manchmal gegenläufig. So belegt MN2 mit der höchsten Artenzahl bei der Diversität lediglich den fünften Rang. MN2 liegt bezüglich Diversität weit hinter WK2 zurück, obschon in MN2 doppelt so viele Arten gefunden wurden wie in WK2.

Dieser Quervergleich zwischen der Anzahl Arten und dem Rang der gemittelten Diversitätsindices zeigt einen heiklen Punkt auf. Die Diversitätsindices liefern zwar zusätzliche Hinweise auf den Wert einer Artengemeinschaft, aber es ist problematisch, Diversitätsindices anzuschauen, ohne die Artenzahlen zu berücksichtigen. Duelli (1998b) vertritt zudem die Meinung, dass es in erster Linie die Arten sind, welche die genetische Vielfalt eines Lebensraumes ausmachen. Auch Remmert (1992) warnt vor Überbewertungen der Diversitätsindices; ein Diversitätsindex sei lediglich eine Relativzahl, welche ihren Wert nur durch den Vergleich bekomme. Jungwirth & Winkler (1983) betrachtet in vielen Fällen die Artenzahl als die entscheidende Komponente der Diversität. Statthaft ist sicher ein Vergleich von Strecken mit der gleichen Artenzahl.

Die Reihenfolge, welche die Abschnitte nach der Artenzahl klassiert und zudem bei gleicher Artenzahl die Diversität gewichtet, sagt auch etwas über die Diversität aus, aber

nur noch in Rangpunkten. Diese Rangpunkte werden dem Artwert eines Abschnittes gegenübergestellt. Die Abschnitte mit den jeweils höchsten Werten erhielten zehn Punkte.

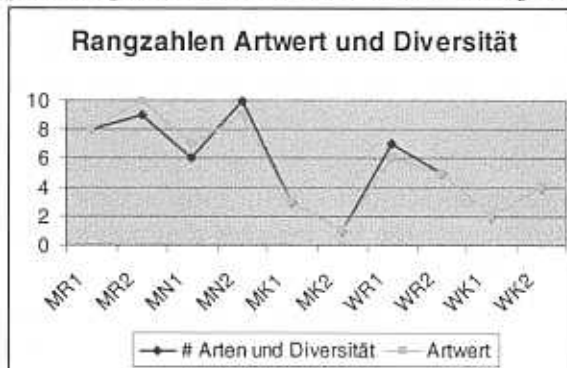


Abb. 10-2: Vergleich Anzahl Arten - mittlere Diversität

Artwert als WR1, das aufgrund der Diversität mehr Punkte gehabt hätte. MN1 bekam jedoch mehr Punkte für die Rote-Liste-Arten.

MR2 hat einen höheren Artwert als MN2, obschon in MR2 eine Art weniger vorkommt. Dies unter anderem, weil MR2 mit dem Schneider die einzige gefährdete Art aufweist, infolgedessen bezüglich Roter Liste auf die gleiche Anzahl Punkte kommt wie MN2, aber über die höhere Evenness verfügt.

Die Reihenfolge der Artenzahlen unter Berücksichtigung der Diversität bei gleichlautender Artenzahl kommt der Reihenfolge des Artwerts sehr nahe.

Keine Aussage wird über die Dichte der Fische gemacht. Hier schneiden die Strecken in Wohlen viel besser ab. Die Fischdichten wurden vernachlässigt, weil als Grund für die unterschiedlichen Dichten die chemische Belastung von Möriken angesehen wird.

Wegen der unterschiedlichen Gleichverteilung der Arten weisen Strecken mit hohen Artenzahlen nicht unbedingt eine hohe Diversität auf.
Nach den Gesichtspunkten Artwert und Artenzahl mit berücksichtigter Diversität sind die nicht kanalisiert Strecken wertvoller als die kanalisiert.

10.5 Korrelation zwischen biotischen und abiotischen Faktoren

Kaufmann et al. (1991) weisen eine Korrelation zwischen der Anzahl gefangener Fische pro 100 m Fliessstrecke und den einzelnen Lebensraumparametern (Breiten-, Tiefen-, Strömungsvariabilität und Strukturierung des Ufers) nach, Jungwirth (1981) erkennt einen Zusammenhang zwischen der Heterogenität des Lebensraumes und der Diversität der Fischfauna. Der Zusammenhang zwischen der Varianz der Maximaltiefen und der Diversität erscheint am zuverlässigsten, während andere Heterogenitäten wie jene der Fliessgeschwindigkeit weniger bedeutungsvoll sind (Jungwirth & Winkler 1983). Diese Korrelation zeigten die Untersuchungen an der Bünz nur beschränkt.

Die von Kaufmann et al. (1991) und Peter & Müller (1998) beschriebene positive Korrelation zwischen Habitatsheterogenität und Fischabundanzen resp. -biomassen konnte im Rahmen dieser Arbeit ebenfalls (noch) nicht nachgewiesen werden.

Eine Abnahme der Fischdichte, wie sie Jungwirth (1981) in den verbauten gegenüber den ursprünglichen Abschnitten der Melk und Ferschnitz feststellten, ist in der Bünz nur in Möriken nachweisbar. In MK beträgt die Fischdichte nur 20% derjenigen von MN. Die Fischdichte in MR liegt jedoch weit unter derjenigen von MN. Der noch relativ untiefe Abschnitt ist mit dem sehr hohen Furtanteil und den kleinen Unterstandsflächen von MR2 nicht für eine grosse Biomasse prädestiniert.

Auch Unterstände sind für Fische als Ruhe- und Versteckplätze von Bedeutung und können zu limitierenden Faktoren werden (Peter & Müller 1998). Eine relativ gute Korrelation zwischen Unterständen und Forellenabundanzen hat man bei den Adulttieren nachgewiesen.

Es konnte ein Zusammenhang zwischen den Kolkhabitaten und den Fischdichten gefunden werden. Die Sequenzen von Kolken und Furten beeinflussen die Habitatsqualität wesentlich, bei einer zunehmenden Bedeutung dieser beiden Mesohabitate ist eine Erhöhung der Fischbiomasse zu erwarten (Peter 1986). Die positive Korrelation zwischen Kolkhabitaten und der Fischfauna weist darauf hin, dass dieser Habitatstyp noch limitierend ist.

Folgende Gründe können für die manchmal schlechten Korrelationen verantwortlich sein:

1. MR wird sich klar weiterentwickeln, die Zeitdauer vom Hochwasser im Mai 1999 bis zur Untersuchung im Juni 2000 war für eine Anpassung der Fauna zu kurz. Scruton et al. (1998) und House (1996) haben beschrieben, dass Anpassungen an neue Verhältnisse unter Umständen sehr lange dauern. Kaufmann et al. (1991) konnten an der Melk drei Jahre nach Restrukturierungsmassnahmen beinahe eine Verdreifachung der Fischbiomasse und -anzahl pro 100 m feststellen.
2. Wesentliche Probleme mit der Gewässerqualität stehen im Vordergrund, sie überdecken die Korrelationen.
3. Die fehlende Vernetzung mit der Aare verhindert eine Einwanderung von neuen Arten.
4. WR ist von einer naturnahen Strecke noch zu weit entfernt.

10.5.1 Artenzahl, Artwert und Habitatsdiversitätsindex

Der Vergleich zwischen Artwert und Habitatsdiversitätsindex ist nur möglich, weil es sich um ein Gewässer handelt, das in der gleichen Höhenstufe liegt, und die unterschiedlichen Belastungen berücksichtigt sind. Dieser Vergleich darf nicht überbewertet werden; es geht um den Versuch, die biotischen und abiotischen Daten zu integrieren und einander gegenüberzustellen.

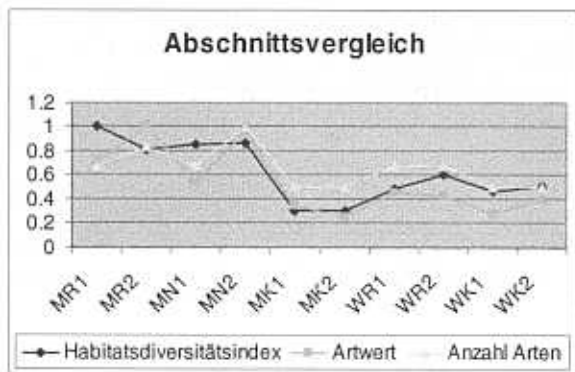


Abb. 10-3: Vergleich der Abschnitte

In den Abschnitten in Wohlen bewirken die geringen Differenzen in den abiotischen Faktoren kleine Unterschiede im Artwert und bei der Artenzahl (siehe Abb. 10-3). Zwar gibt es nach wie vor einen betonierten Böschungsfuss, der die Breitenvariation stark einschränkt, das Turnheersystem ist aber im Gegensatz zu MK nicht mehr vollständig intakt. In Möricken findet man in regelmässigen Abständen eine betonierte Sohlenbefestigung quer durch die Bünz, dies kommt in Wohlen nur noch selten vor. Deshalb konnte sich

in Wohlen auch in den kanalisierten Strecken ein Mosaik aus verschiedenen Mesohabitaten bilden.

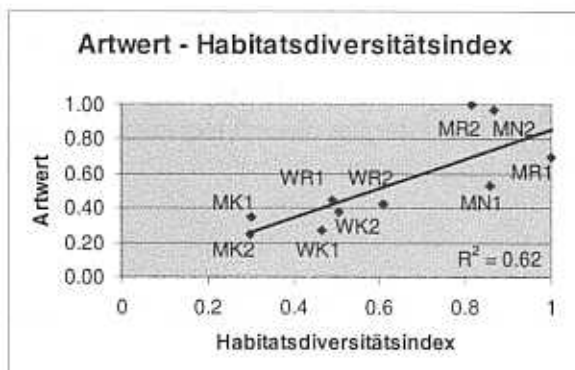


Abb. 10-4: Vergleich Artwert - Habitatsdiversitätsindex

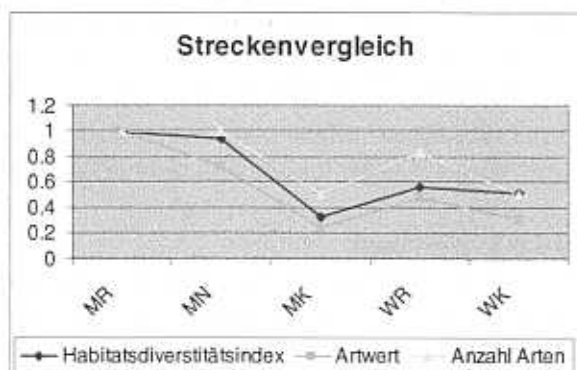


Abb. 10-5: Streckenvergleich

Als Letztes wurde noch die Korrelation zwischen dem Habitatsdiversitätsindex und dem Artwert angeschaut. R^2 beträgt 0.62. Betrachtet man die Abb. 10-4, können drei Gruppen von Standorten gebildet werden: MK mit einem eher monotonen Habitat und einem tiefen Artwert, die Strecken in Wohlen als zweite Gruppe mit einem etwas diverseren Habitat, aber einem nach wie vor tiefen Artwert. Die letzte Gruppe besteht aus den Standorten MN und MR mit einem diverseren Habitat und hohem Artwert. Der Streckenvergleich (Abb. 10-5) zeigt einen ähnlichen Verlauf des Habitatsdiversitätsindex, des Artwerts und der Anzahl Arten.

Die höchste Artenzahl mit dem grössten Anteil gefährdeter Spezies kann in heterogensten Lebensräumen gefunden werden. Diese Aussage deckt sich mit jener von Kaufmann et al. (1991), welche diesen Zusammenhang auch in der Melk feststellten.

Die Korrelationen zwischen den einzelnen abiotischen Parametern und der Fischfauna sind allgemein schwach. Einen relativ guten Zusammenhang konnte man zwischen den Unterständen und den Abundanzen der adulten Bachforellen sowie zwischen Kolkhabitaten und den Fischdichten feststellen.

Der gesamthafte Vergleich von Habitatsdiversität mit den Artenzahlen und dem Artwert ergibt einen verhältnismässig guten Zusammenhang. Je grösser die Habitatsdiversität, desto wertvoller ist die Artengemeinschaft.

10.6 Vergleich kanalisierte Strecken - revitalisierte Strecken

Durch das Fehlen einer adäquaten Voruntersuchung und einer Referenzstrecke sind die Untersuchungen schwierig zu interpretieren. Die Auswirkungen der Gewässerbelastung und der Umwelteinflüsse lassen sich nur schwer abschätzen.

Fische sind zwar Indikatoren für den Erfolg der Revitalisierung, aber Gewässer sollten nicht nur für Fische, sondern ökologisch optimiert werden. Da die Anforderung an eine Erfolgskontrolle, mindestens zwei Organismengruppen zu erheben, verletzt wurde, kann man die Fische nur unter Vorbehalt als Indikator für die ganze Biologie und Ökologie verwenden. Die Resultate sind aber nicht überzubewerten. Es wurde nur eine Aufnahme im Frühjahr erhoben, somit entspricht die Erfolgskontrolle nur einer Momentaufnahme. Aus diesen Daten lassen sich aber erste Tendenzen herauslesen.

10.6.1 Möriken

Der Unterschied bezüglich der untersuchten abiotischen Faktoren zwischen MNK und MK ist gross. Die Bünz in MNK ist heterogener und der Lebensraum in MNK als wertvoller zu bezeichnen.

Die biologische Untersuchung ergab hinsichtlich der Fischfauna ebenfalls eindeutige Resultate. Der Unterschied in der Artenzahl ist beträchtlich. In MNK wurden doppelt so viele Arten gefangen wie in MK. Alle in MK gefundenen Arten kamen auch in MNK vor. Die Fischdichte in MNK entsprach dem Fünffachen (MN) resp. dem Doppelten (MR) von MK. Der Altersaufbau in MK zeigt arge Defizite auf. MNK weist einen höheren Artwert auf. Ein Prozess der Besiedelung läuft langsam ab, und die Zeit seit der Revitalisierung ist mit einem Jahr kurz. Die chemische Belastung ist in Möriken immer noch beträchtlich und die longitudinale Vernetzung nicht gewährleistet. Unter Berücksichtigung dieser Einschränkungen, welche eine schnelle Anpassung der Fischfauna verzögern, kann gesagt werden, dass sich MNK von MK betreffend der Fischfauna unterscheidet und wertvoller ist.

Unter dem Vorbehalt, dass nur Fische untersucht wurden, und unter Berücksichtigung der im Feld gemachten Zufallsbeobachtungen von anderen Tierarten wie der Wasseramsel, darf man MNK als biologisch wertvoller bezeichnen.

Eine klare Unterscheidung zwischen MR und MN kann aufgrund der Daten dieser Erfolgskontrolle nicht gemacht werden. Innerhalb von MNK ist die Anzahl und Zusammensetzung der Arten mit einer Ausnahme identisch: Der „potenziell gefährdete“ Aal ersetzt in MN die „gefährdete“ Rote-Liste-Art Schneider von MK. Zusammen mit einer gleichmässigeren Artenverteilung machen diese beiden Punkte den Unterschied zwischen den beiden Strecken aus.

Auch bezüglich der abiotischen Faktoren liegen diese beiden Strecken sehr nah beieinander. Einzig die stärkere Dynamik, die grösseren lateralen Interaktionen und das Vorkommen permanenter und temporärer Stillgewässer lassen in Zukunft eine vielfältigere Lebensgemeinschaft in der revitalisierten Strecke erwarten.

MK weist im Vergleich zu MNK sowohl bezüglich der abiotischen als auch der biotischen Faktoren eine Verarmung auf. Die Habitate und die Fischfauna in MNK sind vielfältiger und wertvoller. Die beiden in der Einleitung zu diesem Teil formulierten Hypothesen können also als widerlegt betrachtet werden. Die MNK unterscheidet sich bezüglich der Fischfauna und der abiotischen Faktoren von MK. MNK ist ökologisch wertvoller als MK.

10.6.2 Wohlen

Die Unterschiede zwischen der revitalisierten und der kanalisierten Strecke in Wohlen sind weniger ausgeprägt, als aufgrund der ökomorphologischen Untersuchung zu erwarten war. Zwar ist auch hier im Kanal der Böschungsfuss nach wie vor durch Betonplatten verbaut, aber die Querverbauungen der Sohle aus Beton, wie man sie im Kanal von Möriken in regelmässigen Abständen vorfindet, kommen in Wohlen nur noch sporadisch vor. Dies lässt eine hohe Variabilität der Tiefe zu, welche nach Jungwirth & Winkler (1983) für eine grosse Artendiversität verantwortlich zeichnet. Die Breitenvariabilität ist zwar in WK kleiner, aber in WR auch nicht besonders ausgeprägt. Die Variabilität in der Geschwindigkeit zeigt folglich keine Unterschiede, die eingebrachten Störsteine bleiben gesamthaft betrachtet ohne Einfluss. Alles in allem unterscheiden sich die beiden Strecken in Wohlen bezüglich der untersuchten abiotischen Faktoren nur schwach, abgesehen von einer leicht grösseren Heterogenität in WR.

Bezüglich der Fischfauna konnten in den revitalisierten Abschnitten zwei Arten mehr gefunden werden. Bei beiden Arten (Hecht und Alet) handelt es sich jedoch um einzelne Individuen. Der Gefährdungsgrad und Artwert ist in WR nur leicht höher als in WK.

Hinsichtlich abiotischer und biotischer Faktoren unterscheiden sich WR und WK nur schwach. WR weist einen leicht heterogeneren Lebensraum mit einem leicht höheren Artwert auf. Aufgrund der vorliegenden Daten ist WR nicht eindeutig von WK zu unterscheiden. Die in der Einleitung gemachten Hypothesen können nicht verworfen werden.

10.7 Vergleich Möriken - Wohlen

Die abiotischen Faktoren variieren in MNK stärker, und die lateralen Interaktionen sind ausgeprägter als in WR. Vergleicht man Artenzahlen und -zusammensetzung in den nicht kanalisierten Strecken, findet man in Möriken zwei Arten mehr. Berücksichtigt man eine identische Stichprobenzahl und vergleicht jeweils nur eine Strecke miteinander, d.h. MR oder MN mit WR, ist nur noch eine Differenz von einer Art festzustellen. Die Unterschiede sind also gering, obschon berücksichtigt werden muss, dass es sich in Wohlen bei zwei gefundenen Arten um Einzelexemplare handelt. MNK weist mehr gefährdete Arten auf und hat infolgedessen auch einen höheren Artwert.

Der Lebensraum in MNK ist eindeutig diverser und der Habitatsqualitätsindex dementsprechend höher.

Obwohl nahezu alle abiotischen Faktoren auf einen leicht heterogeneren Lebensraum in WK gegenüber MK schliessen lassen, findet man eine identische Anzahl von Arten. Bezüglich gefährdeter Arten ist WK leicht wertvoller. WK weist eine bessere Gleichverteilung der Arten auf und hat folglich auch höhere Diversitätsindices.

Die grossen Unterschiede zwischen den Fangzahlen von Möriken und Wohlen hängen wahrscheinlich mit der unterschiedlichen chemischen Belastung zusammen. Es ist auch anzunehmen, dass diese Belastung negative Folgen auf die Anzahl Arten in Möriken hat. Insgesamt bestätigt sich die von Jungwirth & Winkler (1983) beschriebene Tendenz, wonach die Abnahme der Artenzahl mit dem zunehmenden Verbauungsgrad der Strecken in Zusammenhang steht. Die am wenigsten verbauten Strecken MR und MN weisen am meisten Arten auf, die kanalisierten Strecken die wenigsten.

10.8 Vergleich Ist-Soll-Zustand und sich daraus ergebende Verbesserungsmöglichkeiten

MR kommt dem im Leitbild formulierten optimalen Zustand der Bünz am nächsten. Die im Abschnitt 9.6.2 aufgelisteten Defizite sind primär bei jenen Faktoren anzufriedeln, die eine relativ lange Anpassungszeit aufweisen, insbesondere bei den biotischen.

Lässt man dem Fliessgewässerökosystem in MR, das aus der Bünz und den Uferpartien besteht, zur Entwicklung genügend Platz und Freiraum, kann sich ein vielfältiger, natürlicher Lebensraum bilden. Bis eine natürliche Vegetation inkl. Ufergehölz entsteht, dürften mehrere Jahrzehnte vergehen. Eine Beobachtung an kalifornischen Flüssen hat gezeigt, dass sich die Gerinne von Fliessgewässern während Hochwasser unter Umständen ausweiten und anschliessend in den Jahren mit geringerem Abfluss wieder enger werden, weil sich die Vegetation entlang des Baches von neuem etabliert (Kondolf 1998). Diese Dynamik, sofern sie stattfindet, ist von fundamentaler Bedeutung für die Bünz. Bei einer mittleren Störung durch Hochwasser könnte sich gemäss der schon früher vorgestellten „intermediate disturbance hypothesis“ (Connell 1978) eine grosse Artenvielfalt einstellen. Störungen durch Hochwasser führen zu neuen Lebensräumen, die frisch besiedelt werden, es findet eine Sukzession von Arten statt. Die entstehenden heterogenen Lebensräume können den Artenreichtum erhöhen, weil ein mosaikartiger Lebensraum nicht nur die Koexistenz konkurrierender Arten erlaubt, sondern auch zusätzliche Spezies zu beheimaten vermag (Begon et al. 1998). Eine Aussage, deren Gültigkeit Jungwirth & Winkler (1983) auch für die Fischfauna bestätigen.

Für die Bünz in MR könnte dies im Verlauf der nächsten Jahrzehnte die Entstehung sämtlicher im Leitbild beschriebenen Habitate bedeuten.

Bei hergestellter longitudinaler Durchgängigkeit und verbesserter Wasserqualität besteht die Möglichkeit, dass viele der historisch beschriebenen und potenziell vorkommenden Arten in MR erscheinen. Die Strecke ist aber zu kurz, um den ursprünglichen, unbeeinträchtigten Zustand vollständig wiederherstellen zu können (Kauffman et al. 1997).

Die sich im Vergleich mit dem Leitbild zeigenden Defizite von MN sind grösser als jene in MR. Bleibt in MN der heutige Zustand bestehen, d.h. werden die Ufersicherungen aus Blockwurf und die noch existierenden Schwellen nicht entfernt, ist die gemäss Leitbild geforderte Dynamik nur in sehr beschränktem Mass zu erwarten. Eine natürliche Revita-

lisierung wird lange dauern. Punktuelle Eingriffe wie die Entfernung von Schwellen und Ufersicherungen könnten die heute schon heterogenen Strecken weiter verbessern. Mit diesen Massnahmen, der wiederhergestellten Wasserqualität und Durchgängigkeit liessen sich die Defizite in MN verkleinern, mit ähnlichen Auswirkungen auf die Fischfauna wie in MR.

MK weist massive Defizite auf. Einzig die Ufervegetation erfüllt in einem eingeschränkten Mass die Erwartungen. Die Entfernung des Turnheersystems und die Gestaltung eines naturnahen Uferbereichs könnten zu Verhältnissen führen, wie sie heute in WR vorhanden sind. Mit diesen Massnahmen wäre, wird die Defizitanalyse betrachtet, jedoch nur eine Verbesserung der Mesohabitate zu erwarten mit ersten positiven Auswirkungen auf den Altersaufbau und die Artenzusammensetzung der Fischfauna. Will man in MK und Wohlen ein dynamisches Fliessgewässer mit intakten lateralen Interaktionen und einer starken Verbesserung der Fischartenzusammensetzung schaffen, das den Anforderungen des Leitbilds entspricht, kommt man nicht um tiefgreifende Eingriffe herum. Die einzuschlagende Richtung ist in Abschnitt 10.9 umrissen.

Gemessen am Leitbild für die Bünz sind die Lebensraumdefizite in MNK gering. Mit leichten Eingriffen in MN kommt man in MNK der gewünschten Situation sehr nahe. Bei allen anderen Strecken können nur massive Eingriffe einen optimalen Zustand herstellen.

Viele der aufgrund des Leitbilds erwarteten Arten wurden nicht vorgefunden. Unter Berücksichtigung der Anpassungszeit und bei Beseitigung der limitierenden Faktoren (Beeinträchtigung der Wasserqualität, Vernetzung) liesse sich in MNK eine naturnahe Fischfauna wiederherstellen. In allen anderen Strecken muss der Lebensraum von neuem geschaffen werden.

10.9 Forderungen an die künftige Gestaltung der Bünz

Was im Literaturteil postuliert wurde, gilt auch für die Bünz: Bei der künftigen Planung von Revitalisierungsmassnahmen soll das ganze Ökosystem Bünz als Einheit angesehen werden. Es ist ein Zielzustand zu definieren, einzelne Revitalisierungen sind als Teilschritte auf dem Weg zu einer vollständigen Bünzrevitalisierung zu betrachten. Der Zielzustand könnte dem im Leitbild umschriebenen Optimalzustand entsprechen. Die untenstehenden Punkte zielen auf diesen Zustand hin.

10.9.1 Longitudinale Vernetzung

Das klare Defizit der Bünz ist die fehlende longitudinale Vernetzung. Nicht mehr gebrauchte Wehre und Abstürze sind zu entfernen. Verwendete Dämme müssen durch funktionierende Fischtreppen oder noch besser durch Umgehungsgerinne überwindbar gemacht werden. Existierende Fischtreppen sind zudem besser zu unterhalten.

10.9.2 Dynamik und laterale Interaktionen

Die Dynamik und lateralen Interaktionen sind ebenfalls noch nicht ausreichend. Wo immer möglich, soll der Bünz wieder die Chance gegeben werden, zu mäandrieren. Dem Gewässer ist genügend Raum zu lassen und auf beiden Seiten ein genügend breiter Ufer-

bereich auszuscheiden, der nicht mehr bewirtschaftet wird. Anpflanzungen sind keine nötig, die Natur gestaltet diesen Raum selbst. Man muss prüfen, wo auf Ufersicherungen verzichtet werden kann. Zu diesem Zweck ist die vom Hochwasser ausgehende Gefahr überall kritisch zu beurteilen. Ohne Ufersicherungen könnte die Bünz die lateralen Interaktionen erhöhen, Steilhänge angreifen und Ufer untergraben.

All diese Massnahmen führen zu einer grösseren Dynamik, kleine Erdrutsche und Eintrag von Totholz sind mögliche Folgen. Dies wiederum vermag die Habitatsvielfalt zu erhöhen. Eine steigende Anzahl Feuchtgebiete könnte die Folge sein, ebenso die von Gerhard & Reich (2000) nachgewiesene Zunahme der Breite der Uferzone, der Variation der Gerinnebreite und -tiefe durch den Eintrag von grossem Totholz.

In Möriken lassen sich einige dieser vorgeschlagenen Massnahmen mit relativ geringem Aufwand durchführen. In Wohlen ist die Situation anders. Die Kanalisation am einen und der Weg am anderen Ufer der Bünz verhinderten bis heute eine grossflächige Revitalisierung. Trotzdem ist dieser Raumbedarf in künftige Planungen einzubeziehen. Falls es auch in Wohlen gelingt, Landwirtschaftsland zu erstehen, könnte der Weg auf der linken Bünzseite weiter nach hinten verlegt werden. Das Fernziel soll auch hier ein mäandrierendes Gewässer sein, dem, wo immer aus Hochwasserschutzgründen möglich, eine gewisse Dynamik zugestanden wird. Mehr Raum für ein Fliessgewässerökosystem bedeutet auch eine höhere Retentionskapazität des Wassers, was wiederum einen dämpfenden Effekt auf die Hochwasserspitzen hat (Tockner & Gessner 1999).

Die natürliche Revitalisierung soll allen anderen Revitalisierungsarten vorgezogen werden, da sie sehr wahrscheinlich nachhaltig ist (Bradshaw 1996) und nichts kostet, sieht man von einem allfälligen Landerwerb und einzelnen Eingriffen für den Objektschutz ab. Eine natürliche Revitalisierung geschieht zwar von selbst, doch braucht es weitere „Jahrhunderthochwasser“ wie jenes vom Frühjahr 1999, d.h. eine sehr lange Zeit, bis der gewünschte Zustand erreicht sein wird. Je stärker eine Strecke verbaut ist, desto weniger entspricht sie den Anforderungen an die Bünz im optimalen Leitbild und desto länger braucht eine natürliche Revitalisierung. Deshalb sind Eingriffe nötig, auf Ingenieurbauten soll jedoch, wenn immer möglich, verzichtet werden, weil sie keine erfolgreiche Revitalisierung versprechen (Stanford, zit. in Pelley 2000).

10.9.3 Chemische Belastung

Die chemische Belastung der Bünz ist weiter zu reduzieren. Der geplante Bau einer Kanalisation, welche die direkte Einleitung des immer noch stark belasteten Ablaufs der Kläranlage Wohlen in die Aare ermöglichen würde (Minder 2000), bedeutet nur einen ersten Schritt zur Verbesserung der Wasserqualität. Sie muss zusätzlich gesteigert werden.

10.9.4 Fischbesatz

Bei einer gewährleisteten Naturverlaichung von Bachforellen ist der Einsatz von Forellen zu reduzieren oder ganz darauf zu verzichten. Folgende Gründe sprechen gegen deren Einsatz (Peter & Müller 1998):

1. bereits vorhandene Fische werden durch Besatzmassnahmen infolge Konkurrenz einem zusätzlichen Stress unterworfen;
2. eingesetzte Fische überleben oft sehr schlecht.

Bei einem Besatz ist darauf zu achten, dass keine neuen Krankheiten oder Parasiten eingeschleppt werden, die autochthone Fischfauna genetisch nicht verfälscht (Peter & Müller 1998) und die evolutive Entwicklung nicht gehemmt wird.

10.9.5 Bemerkung

Damit geprüft werden kann, ob all diese beschriebenen Massnahmen die erwarteten positiven Folgen auf das Ökosystem Bünz haben, ist eine langfristige Erfolgskontrolle in Möriken notwendig. Die gewonnenen Erkenntnisse können, auch bezüglich Hochwasserschutz, bei den künftigen Revitalisierungen an der Bünz und an anderen Bächen wichtige Resultate liefern.

10.10 Forderungen an weiterführende Erfolgskontrollen

Vor allem in Möriken sind für die Schweiz einmalige Entwicklungen zu untersuchen. Die Bünz bei Möriken ist eines der ersten Mittellandgewässer, das sich in einem längeren Abschnitt praktisch wieder uneingeschränkt entfalten kann. Dabei sollten sämtliche vier Dimensionen eines Fliessgewässerökosystems untersucht werden (Ward 1989).

Eine künftige Erfolgskontrolle müsste zur Erfassung der zeitlichen Dimension mindestens eine zweite Jahreszeit berücksichtigen und über eine längere Zeit erfolgen. Im ersten Teil dieser Arbeit ist eine Zeitspanne von zehn Jahren genannt worden. Da die Revitalisierung in Möriken jedoch Pioniercharakter besitzt, wäre eine längere Beobachtung wünschenswert. Falls an der Bünz auch Ufergehölz entstehen kann, ist die Dauer auf jeden Fall zu erhöhen.

Laterale Interaktionen sind noch vermehrt zu untersuchen und vor allem quantitative Daten zu sammeln.

Bei einer longitudinalen Vernetzung der Bünz muss man prüfen, ob die Durchgängigkeit gewährleistet ist.

Die vertikalen Interaktionen sind ebenfalls zu untersuchen. Folgende Fragen wären von Interesse: Welchen Einfluss hat das natürlichere Gerinne auf die Interaktionen mit dem Grundwasser? Hat sich die Selbstreinigungskraft der Bünz durch die vermuteten grösseren Interaktionen mit dem Grundwasser verbessert? Welche Grundwasserorganismen sind vorhanden?

Die in dieser Arbeit genommene Stichprobenzahl ist mit zwei pro Strecke sehr klein. Für eindeutigere statistische Aussagen erscheint eine grössere Stichprobenzahl notwendig.

Die chemische Situation der Bünz ist weiterhin zu überwachen. Hohe chemische Belastungen können Erfolge, die aufgrund eines wertvolleren Lebensraums für einzelne Organismen verzeichnet wurden, wieder zunichte machen.

Bei einer künftigen Erfolgskontrolle ist neben den Fischen mindestens eine weitere Organismengruppe zu untersuchen. In einer ersten Phase könnte es sich um die Makroinvertebraten oder die Umlandvegetation handeln, bei welchen die Einwanderung ein weniger grosses Problem darstellt als bei Wirbeltieren wie z.B. den Amphibien. Für die lateralen Interaktionen und die Dynamik der Bünz sind letztere wichtige Indikatoren.

Auf die Problematik des Schwallbetriebs eines Kleinkraftwerks oberhalb von Möriken und der durch Spülungen verursachten Fracht von Feinpartikeln, die unter Umständen zur Kolmatierung der Sohle führen, konnte nicht eingegangen werden. Diese Beeinträchtigungen muss man näher untersuchen.

Aus zeitlichen Gründen konnten in dieser Diplomarbeit nicht sämtliche Resultate begründet werden. Es wäre abzuklären, warum gewisse Fischarten, die aufgrund des Leitbilds oder potenziell vorkommen sollten, in der Bünz oder in gewissen Abschnitten fehlen.

11 Schlussdiskussion

Anhand der durchgeführten Erfolgskontrolle konnten die folgenden Erkenntnisse gewonnen werden:

- die fehlende Vernetzung mit der Aare verhindert die Einwanderung von nicht in der Bünz vorkommenden Fischarten;
- die chemische Belastung der Bünz lässt vor allem in Möriken auf eine Beeinträchtigung der Fischfauna und des Ökosystems schliessen;
- der Bünz fehlt genügend Raum (z.T. ist MR eine Ausnahme), weshalb die lateralen Interaktionen und die Dynamik eingeschränkt sind;
- in keinem Abschnitt entspricht die Breite der Uferstreifen auf beiden Seiten der Bünz den Anforderungen;
- ausgeprägte Variabilitäten der untersuchten morphologischen und hydraulischen Parameter können nur in den nicht begradigten Strecken gefunden werden;
- die Entfernung der Sohlenbefestigung lässt Raum für verschiedene Habitatstypen, zudem kann der Eintrag von grossem Totholz die Habitatsvielfalt noch erhöhen;
- stärkere laterale Interaktionen vergrössern die Habitatsdiversität (z.B. in den begradigten Strecken die Unterstandsflächen erhöhen);
- Stillgewässer kommen nur in MR vor, es scheint in der Bünz an strömungsberuhigten Abschnitten zu mangeln.

Unter Berücksichtigung dieser Erkenntnisse können für Möriken folgende Schlüsse gezogen werden:

- der Lebensraum ist in den nicht kanalisierten Strecken heterogener als jener im Kanal;
- die Fischfauna in den nicht kanalisierten Strecken ist diverser und weist mehr gefährdete Arten auf;
- infolge der kurzen Zeit seit der Revitalisierung ist in Möriken eine weitere Anpassung des Ökosystems an die neue Situation zu erwarten;
- die Hypothese, dass sich in Möriken die nicht kanalisierten Strecken von der kanalisierten Strecke bezüglich der untersuchten abiotischen und biotischen Parameter nicht unterscheiden, kann verworfen werden.

In Wohlen werden andere Schlussfolgerungen gezogen:

- der Lebensraum in der revitalisierten Strecke lässt sich kaum von jenem der kanalisierten Strecke unterscheiden, er ist nur geringfügig heterogener;
- die vorgefundene Fischfauna in der revitalisierten Strecke ist artenreicher und weist mehr gefährdete Arten auf, die Unterschiede sind jedoch gering;
- die Hypothese, dass sich in Wohlen die revitalisierte von der kanalisierten Strecke nicht unterscheidet, kann aufgrund der zu dünnen Datenlage nicht verworfen werden.

Korrelationen:

- Korrelationen zwischen abiotischen und biotischen Faktoren sind nur vereinzelt nachzuweisen;
- Habitatsdiversität, Artenzahlen und Artwert zeigen jedoch einen verhältnismässig guten Zusammenhang.

Vergleich mit dem Leitbild:

- geringe Eingriffe in MNK ermöglichen eine starke Annäherung an den optimalen Habitatszustand;
- alle anderen Strecken brauchen massive Eingriffe, damit ein Lebensraum gemäss Leitbild erreicht werden kann;
- die Defizite sind bei der Biologie und damit auch bei der Fischfauna am ausgeprägtesten. Unter Berücksichtigung der Anpassungszeit und bei Beseitigung der limitierenden Faktoren wird in MNK eine ursprüngliche Fischartenzusammensetzung erwartet;
- bei allen anderen Strecken sind zur Wiederherstellung der Fischfauna zuerst die Habitate massiv zu verbessern.

Verbesserungsmassnahmen an der Bünz:

- bei der Planung von Verbesserungsmassnahmen ist das ganze Ökosystem Bünz als Einheit zu betrachten;
- die longitudinale Durchgängigkeit ist zu gewährleisten;
- die Dynamik und die lateralen Interaktionen sind zu verbessern (geringe Verbesserungen erfordert MNK);
- die Belastung der Gewässerqualität ist zu verringern;
- der Fischeinsatz ist geringe zu halten.

11.1 Wie sind die Revitalisierungen an der Bünz im Vergleich mit den Fallbeispielen zu bewerten?

Der Vergleich der Revitalisierung der Bünz mit den in den Fallbeispielen getroffenen Massnahmen fällt folgendermassen aus: Die über 2 km lange, durch das Hochwasser umgestaltete Strecke in Möriken gehört im Vergleich mit den in den Fallbeispielen gefundenen Längen der durchgeführten Verbesserungsmassnahmen zu den längeren. WR mit einer Länge von 900 m fällt ins untere Mittelfeld.

Überlässt man die Bünz in MR ihrer natürlichen Entwicklung und werden noch bestehende punktuelle Verbauungen in MN entfernt, kann diese Revitalisierung als sehr vorbildlich bezeichnet werden. Selten kommt in den untersuchten Fallbeispielen ein Projekt ohne künstliche Strukturen aus, kaum ein Projekt setzt bei der Revitalisierung so stark auf natürliche Prozesse. Hingegen ist die Revitalisierung in Wohlen nicht herausragend.

11.2 Fazit der Erfolgskontrolle an der Bünz

Die Revitalisierungen in Wohlen zeigen zwar Ansätze zu Verbesserungen der biotischen und abiotischen Faktoren. Will man aber einen möglichst heterogenen Lebensraum, welcher eine naturnahe Artengemeinschaft von Fischen und des Fliessgewässer-ökosystems verspricht, müssen die Massnahmen weit über die in Wohlen getroffenen hinausgehen. Eine Flusslandschaft, wie sie in Möriken im Entstehen begriffen ist, mit Elementen aus MR und MN scheint viel versprechend zu sein.

Literaturverzeichnis

- Angermeier, P.L. 1997. Conceptual roles of biological integrity and diversity. pp. 49-65
In: J.E. Williams, C.A. Wood & M.P. Dombeck (ed.) Watershed restoration: principles and practices, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Baras, E. & J. Nindaba. 1999. Diel dynamics of habitat use by riverine young-of-the-year *Barbus barbus* and *Chondrostoma nasus* (Cyprinidae). *Archiv für Hydrobiologie* 146: 431-448.
- Begon, M.E., J.L. Harper & C.R. Townsend. 1998. *Ökologie*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg Berlin. 750 pp.
- Binder, W. 1995. Neue Wege in der Gewässerpflge, Folgerungen. pp. 101-107. *In:* B.L.f. Wasserwirtschaft (ed.), Symposium 27.04. 1995, Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft, München.
- Bisson, P.A. & D.R. Montgomery. 1996. Valley segments, stream reaches, and channel units. pp. 23-52. *In:* R.F. Hauer & G.A. Lamberti (ed.) *Methods in stream ecology*, Academic Press cop., San Diego.
- Bisson, P.A., J.L. Nielson, R.A. Palmason & L.E. Grove. 1982. A system of naming habitat types in small streams, with examples of habitat utilization by salmonids during low streamflow. pp. 62-73. *In:* N.B. Armantrout (ed.) *Acquisition and utilization of aquatic habitat inventory information*, American fisheries society, Portland, Oregon.
- Boon, P.J. & A. Corfield, 1998. River restoration in five dimensions. *Aquatic Conservation*. Jan. Feb. 8: 257-264.
- Bradshaw, A.D. 1996. Underlying principal of restoration. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 53: 3-9.
- Breitenstein, M. & A. Kirchhofer. 1999. *Biologie, Gefährdung und Schutz des Schneiders in der Schweiz*. pp. 47. *Mitteilungen zur Fischerei NR. 62*, BUWAL, Bern.
- Brookes, A., J. Baker & C. Redmond. 1996. Floodplain restoration and riparian zone management. pp. 201-229. *In:* A. Brooks & F.D. Shields Jr (ed.) *River channel restoration: Guiding principles for sustainable projects*, John Wiley & Son, Chichester.
- Brookes, A. & F.D. Shields. 1996a. Geomorphological principles for restoring channels. pp. 75-101. *In:* A. Brooks & D.A. Sear (ed.) *River channel restoration: Guiding principles for sustainable projects*, John Wiley & Son, Chichester.
- Brookes, A. & F.D. Shields. 1996b. Perspectives on river channel restoration. pp. 1-19. *In:* A. Brooks & F.D. Shields Jr (ed.) *River channel restoration: Guiding principles for sustainable projects*, John Wiley & Son, Chichester.
- Bundi, U., A. Frutiger, C. Göldi, M. Hütte, U. Kupper, P. Liechti, W. Meier, P. Niederhauser, A. Peter, U. Sieber, U. von Blücher & H.P. Wili. 1998. *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Modul-Stufen-Konzept*. pp. 43, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), Bern.
- Coats, R., M. Swanson & P. Williams. 1989. Hydrological analysis for coastal wetland restoration. *Environmental management* 13: 715-727.

-
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science* 199: 1302-1310.
- Dätwiler, A., R. Herrigel & R. Koch. 2000. Fischpächter der untersuchten Strecken, mündliche Mitteilung vom 26. April 2000.
- Duelli, P. 1998a. Angewandte Tierökologie. Vorlesungsskript der Abteilung Umwelt-naturwissenschaften, ETH, Zürich. 71 pp.
- Duelli, P. 1998b. Aussage anlässlich der Vorlesung "angewandte Tierökologie" der Abteilung Umwelt-naturwissenschaften der ETH Zürich.
- Dufour, G.H. 1855. Topographische Karte der Schweiz, Nachdruck von 1988, Bundesamts für Landestopographie, Wabern.
- EAWAG. 19.. Saprobien: Die wichtigsten Güteanzeiger der Süsswasserorganismen. pp. 11, Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz.
- Eberstaller, J., G. Haidvogel & M. Jungwirth. 1997. Gewässer- & Fischökologisches Konzept Alpenrhein; Grundlagen zur Revitalisierung, Wien. 90 pp.
- Fehr, R. 1987. Einfache Bestimmung der Korngrößenverteilung von Geschiebematerial mit Hilfe der Linienzahlanalyse. *Schweizer Ingenieur und Architekt* 38: 1104-1109.
- Finanzdepartement. 2000. Fisch-, Krebs- und Muschelbeobachtungen. pp. 12, Finanzdepartement Aargau, Sektion Jagd und Fischerei, Aarau.
- Frossard, P.-A., B. Lachat, L. Paltrinieri, R. Möckli & N. Rochat. 1998. Mehr Raum für unsere Fliessgewässer : ein Gewinn für Mensch und Natur. *Pro Natura*, Basel. 48 pp.
- Gebert, T. 2000. Baudepartement, Sektion Wasserbau, Kanton Aargau, mündliche Mitteilung vom 2. Mai 2000. .
- Gerhard, M. & M. Reich. 2000. Restoration of streams with large wood: Effects of accumulated and built-in wood on channel morphology, habitat diversity and aquatic fauna. *International Review of Hydrobiology* 85: 123-137.
- Gerstmeier, R. & T. Roming. 1998. Die Süsswasserfische Europas. Franckh-Kosmos Verlag, Stuttgart. 367 pp.
- Green, R.H. 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. Wiley and Sons, New York. 257 pp.
- Gsell, H.G. 2000. persönliche Mitteilung vom 22.05.2000, Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich.
- Habersack, H. & H.P. Nachtnebel. 1995. Short-term effects of local river restoration on morphology, flow field, substrate and biota. *Regulated Rivers Research and Management* 10: 291-301.
- Hausser, J. 1995. Säugetiere der Schweiz - Verbreitung, Biologie, Ökologie. Birkhäuser Verlag, Basel. 501 pp.
- Hawkins, C.P., J.L. Kershner, P.A. Bisson, M.D. Bryant, L.M. Decker, S.V. Gregory, D.A. McCullough, C.K. Overton, G.H. Reeves & et al. 1993. A hierarchical approach to classifying stream habitat features. *Fisheries Bethesda* 18: 3-4.
- Heeb, J. & U. Wehrli. 1997. Studie Raumbedarf "Wassernetz Schweiz". pp. 17, Pro Natura, Basel.
- Hilderbrand, R.H., A.D. Lemly, C.A. Dolloff & K.L. Harpster. 1997. Effects of large woody debris placement on stream channels and benthic macroinvertebrates. *Canadian Journal Of Fisheries And Aquatic Sciences*. Apr 54: 931-939.
-

-
- Hofer, J. 1911. Fischfauna des Kantons Aargau. Mitteilungen der aargauischen naturforschenden Gesellschaft 12: 61-74.
- House, R. 1996. An evaluation of stream restoration structures in a coastal Oregon stream, 1981-1993. *North American Journal of Fisheries Management* 16: 272-281.
- Hütte, M. & P. Niederhauser. 1998. Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer: Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend), Mitteilung zum Gewässerschutz Nr. 27. 49 pp.
- Jungwirth, M. 1981. Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände. pp. 104 *Wasserwirtschaft Wasservorsorge*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Jungwirth, M. & H. Winkler. 1983. Die Bedeutung der Flussbettstruktur für Fischgemeinschaften. *Österreichische Wasserwirtschaft* 35 (9/10): 229-234.
- Karr, J.R. 1987. Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework. *Environmental Management* 11: 249-256.
- Karr, J.R. 1995. Protecting aquatic ecosystems: clean water is not enough. pp. 7-13. *In*: W.S. Davis & T.P. Simon (ed.) *Biological Assessment and Criteria*, Lewis Publishers.
- Kauffman, J.B., R.L. Beschta, N. Otting & D. Lytjen. 1997. An ecological perspective of riparian and stream restoration in the western United States. *Fisheries*. May 22: 12-24.
- Kaufmann, T.K., H.J. Raderbauer & O.M. Rathschüler. 1991. Fischökologie. pp 123-159. *In*: M. Jungwirth (ed.) *Restrukturierungsprojekt Melk, Gewässerökologische Begleituntersuchungen*, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien.
- Kern, K. 1992. Rehabilitation of streams in south-west Germany. pp. 321-335. *In*: P.J. Boon, P. Calow & G.E. Petts (ed.) *River conservation and management*, Wiley cop., Chichester.
- Kern, K. 1994. *Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung; Geomorphologische Entwicklung von Fließgewässern*. Springer-Verlag. 256 pp.
- Kershner, J.L. 1997. Monitoring and adaptive management. pp. 116-131. *In*: J.E. Williams, C.A. Wood & M.P. Dombek (ed.) *Watershed restoration: principles and practices*, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Kessler, R. 1990. Gründe, Hintergründe und Folgen von Gewässerkorrekturen in der Schweiz am Beispiel der Bünz. *Lizenziatsarbeit*, Universität Zürich, Zürich. 149 pp.
- Kirchhofer, A., B. Zaugg & J.-C. Pedrolì. 1994. Rote Liste der gefährdeten Fische und Rundmäuler der Schweiz. pp. 35-37. *In*: P. Duelli (ed.) *Rote Liste; Rote Liste der gefährdeten Tierarten in der Schweiz*, BUWAL, Bern.
- Kondolf, G.M. 1995. Five elements for effective evaluation of stream restoration. *Restoration Ecology* 3: 133-136.
- Kondolf, G.M. 1998. Lessons learned from river restoration projects in California. *Aquatic Conservation*. Jan. Feb. 8: 39-52.
- Kondolf, G.M. & E.R. Micheli. 1995. Evaluating stream restoration projects. *Environmental Management* 19: 1-15.
- Krebs, C.J. 1989. *Ecological Methodology*. HarperCollins, New York. 654 pp.
- Kunz, H. 2000. Abteilung Landschaft und Gewässer, Kanton Aargau, mündliche Mitteilung vom 18. Juli 2000.
-

-
- Landestopographie. 19.. Landeskarte der Schweiz, 1:25'000, Bundesamt für Landestopographie, Wabern.
- Lockwood, J.L. & S.L. Pimm. 1999. When does restoration succeed? pp. 363-392. *In*: E. Weiher & P.A. Keddy (ed.) Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats, Cambridge University Press, Cambridge.
- Lottaz, 2000. Service des revitalisations, Canton de Genève, persönliche Mitteilung vom 22. Mai 2000.
- Maddock, I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater-Biology*, March, 1999; 41: 373-391.
- Marti, F. & H.-P.B. Stutz. 1993. Zur Erfolgskontrolle im Naturschutz. pp. 171. *Berichte der Eidgenössischen Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, WSL, Birmensdorf.*
- Marti, H. 1972. Generelles Projekt der Bünz, Längensprofil 1:1000/100, Baudepartement des Kantons Aargau, Abteilung Wasserbau, Aarau.
- Michaelis, E.H. 18.. Trigonometrisch - Topographische Karte des eidgenössischen Kantons Aargau, aufgenommen von 1837-1843 im Auftrag der Staatsbehörden.
- Minder, H. 2000. Jagd und Fischerei, Kanton Aargau, mündliche Mitteilung vom 3. April 2000.
- Minshall, G.W. 1988. Stream ecosystem theory: a global perspective. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 263-288.
- Montgomery, D.R. & J.M. Buffington. 1993. Channel classification, prediction of channel response, and assessment of channel condition, Washington State Timber/Fish/Wildlife Agreement, Department of Natural Resources, Olympia, WA.
- Muhar, S., S. Schmutz & M. Jungwirth. 1995. River restoration concepts - goals and perspectives. *Hydrobiologia* 303: 183-194.
- Mühlenberg, M. 1993. *Freilandökologie*. UTB für Wissenschaft, Quelle & Meyer, Heidelberg. 512 pp.
- Muus, B.J. & P. Dahlström. 1993. *Süsswasserfische Europas - Biologie, Fang, wirtschaftliche Bedeutung*. BLV Verlagsgesellschaft, München. 223 pp.
- National Research Council, U.S. 1992. *Restoration of aquatic ecosystems*. National Academy Press, Washington, DC. 552 pp.
- Pedroli, J.-C., B. Zaugg & A. Kirchhofer. 1991. *Verbreitungsatlas der Fische und Rundmäuler der Schweiz*. Schweizerisches Zentrum für die kartografische Erfassung der Fauna, Neuchâtel. 207 pp.
- Pelley, J. 2000. Restoring our rivers. *Environmental science & technology*: 86-90.
- Peter, A. 1986. Abgrenzung zwischen Fisch- und Nichtfischgewässern. pp. 55 *Schriftenreihe Fischerei*, Bundesamt für Umweltschutz, Bern.
- Peter, A. 2000. Auskunft des persönlichen Betreuers.
- Peter, A., U. Bundi, B. Kaenel & H.-P. Willi. 2000a. *Stream rehabilitation in Switzerland*. unveröffentlicht.
- Peter, A. & M. Erb. 1996. Leitfaden für fischbiologische Erhebungen in Fliessgewässern unter Einsatz der Elektrofischerei. pp. 49-71 *Mitteilungen zur Fischerei NR. 58; Lebensraum Fliessgewässer, Fischerei Kanton Schwyz, BUWAL, Bern.*
- Peter, A. & R. Müller. 1998. *Fische: Biologie, Ökologie, Ökonomie*. Vorlesungsskript der Abteilung Umweltnaturwissenschaften, ETH, Zürich. 163 pp.
- Peter, A. & R. Müller. 1999. *Fische in Schweizer Gewässern*, Eine Veranstaltung aus der Reihe PEAK, EAWAG, Kastanienbaum.
-

-
- Peter, A., K. Tockner & U. Bundi. 2000b. Die Revitalisierung von Fließgewässern - ein neuer Fokus der EAWAG. unveröffentlicht.
- Remmert, H. 1992. Ökologie. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg. 363 pp.
- RSPB, NRA & RSNC. 1994. The new rivers and wildlife handbook. pp. 426. In: D. Ward, Holmes, N., José, P. (ed.).
- Schelbert, B. 2000. Abteilung Landschaft und Gewässer, Kanton Aargau, mündliche Mitteilung vom 26. April 2000.
- Schmid, M. 2000. Baudepartement, Abteilung Umweltschutz, Kanton Aargau, mündliche Mitteilung vom 6. Juni 2000.
- Scruton, D.A., T.C. Anderson & L.W. King. 1998. Pamehac brook: A case study of the restoration of a Newfoundland, Canada, river impacted by flow diversion for pulpwood transportation. *Aquatic Conservation*. Jan. Feb. 8: 145-157.
- Shields, F.D., S.S. Knight & C.M. Cooper. 1997. Rehabilitation of warmwater stream ecosystems following channel incision. *Ecological Engineering*. May 8: 93-116.
- Siegfried, H. 18.. Topographischer Atlas der Schweiz, Eidgenössisches Stabsbüro.
- Sigg, L. & W. Stumm. 1989. Aquatische Chemie: eine Einführung in die Chemie wässriger Lösungen und natürlicher Gewässer. vdf Hochschulverlag AG an der ETH Zürich, Zürich. 498 pp.
- Stöckli, A. & M. Schmid. 1999. Umwelt Aargau, Zustand der aargauischen Fließgewässer 1996/97, Bericht über die Wasserqualität. pp. 31, Abteilung Umweltschutz, Kanton Aargau, Aarau.
- Tockner, K. & M. Gessner. 1999. Ökologie der Feuchtgebiete. Vorlesungsskript der Abteilung Umweltwissenschaften, ETH, Zürich. 123 pp.
- Underwood, A.-J. 1994. Spatial and temporal problems with monitoring. pp. 101-123. In: P.-G. Calow-P (ed.) *The Rivers Handbook*, Blackwell Scientific Publications, Osney Mead, Oxford OX2 0EL, England; Blackwell Scientific Publications, 3 Cambridge Center, Cambridge, Massachusetts 02142, USA.
- Utzinger, J., C. Roth & A. Peter. 1998. Effects of environmental parameters on the distribution of bullhead *Cottus gobio* with particular consideration of the effects of obstructions. *Journal of Applied Ecology* 1998: 882-892.
- Vuille, T. 2000. Fischereiinspektorat des Kantons Bern, persönliche Mitteilung vom 22. Mai 2000.
- Ward, J.V. 1989. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 8: 2-8.
- Ward, J.V. 1992. River ecosystems. pp. 1-12. In: A. Press (ed.) *Encyclopedia of earth system science*.
- Ward, J.V. 1997. Limnology I - Running Waters. Vorlesungsskript der Abteilung Umweltwissenschaften, ETH, Zürich.
- Ward, J.V. 1999. Aussage anlässlich der Vorlesung "Groundwater Ecology" der Abteilung Umweltwissenschaften der ETHZ.
- Weller, M., W. 1995. Use of two waterbird guilds as evaluation tools for the Kissimmee River restoration. *Restoration Ecology* 3: 211-224.
-

Anhang

Anhang: Fotos	118
Anhang : Temperaturverlauf	130
Anhang : Querprofile	131
Anhang : Linienzahlanalyse	139
Linienzahlanalyse: getrennt nach Aufnahme	139
Linienzahlanalyse: Mittelwerte der drei Proben	141
Anhang: Fangdaten	143
Erklärungen zur Tabelle	143
Fangzahlen der Abfischungen pro Abschnitt	143
Populationsabschätzungen: Anzahl pro 100 m	144
Populationsabschätzungen der Bachforellen: Gewicht pro 100 m	146
Anzahl pro Fläche [ha]	147
Populationsabschätzungen der Bachforellen: Gewicht pro [ha]	149
Altersaufbau	150
Bachforelle	150
Barbe	152
Gründling	153

Anhang: Fotos



Hochwasser Mai 1999, Abschnitt MR2 (Bild: T. Gebert)



Hochwasser Mai 1999, Möriken (Bild: T. Gebert)

Bünz in MR, dynamisch und vielfältig



Stelle oberhalb Möriken (MR) am 8. Juni 1999 (Bild: A. Peter)



Gleiche Stelle wie oben nach einem mittleren Hochwasser am 19. Juli 1999
(Bild: T. Streule)



MR2, 5. März 2000 (Bild: T. Streule)



Gleiche Stelle MR2, 19. Juli 2000 (Bild: T. Streule)



MR2, breit und untief am 8. Juni 2000 (Bild: A. Peter)



MR2 am 19. Juli 2000, praktisch gleiche Stelle nach einem mittleren Hochwasser (Bild: T. Streule)



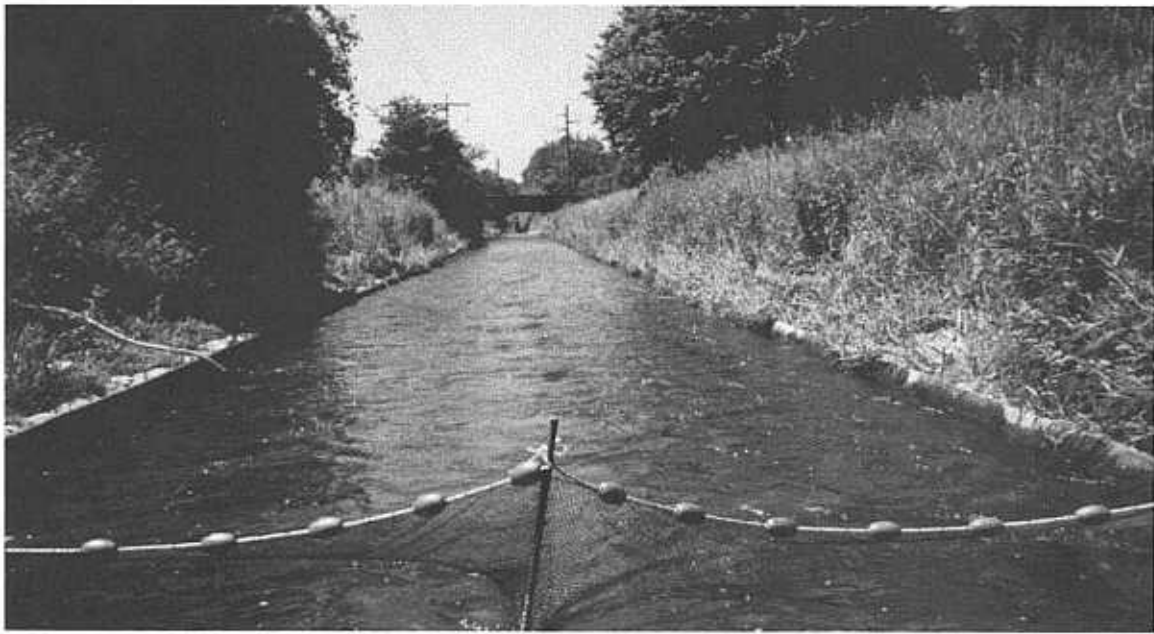
MR, vielfältiges Gewässer mit ruhiger und schnellfließender Verzweigung am 19. Juli 2000 (Bild T. Streule)

Steilufer



MN2, Steilufer mit Höhlen (Bild: T. Streule)

Kanal: monoton und „statisch“



MK, begradigte Strecke mit Böschungsfussverbauungen (Bild: A. Peter)

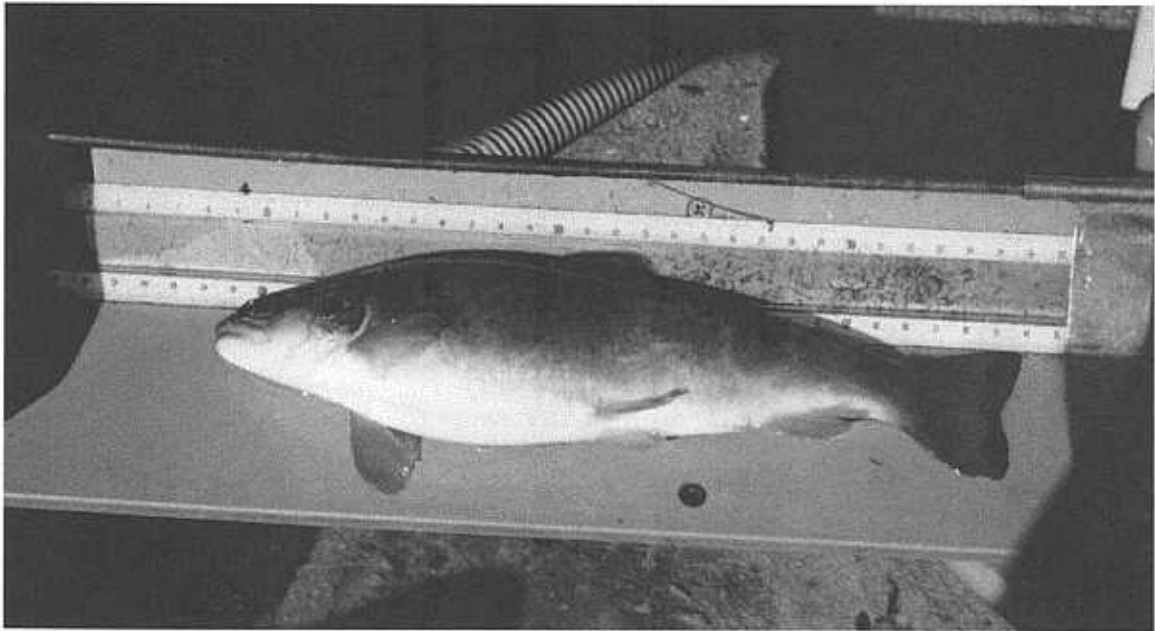
Abfischen



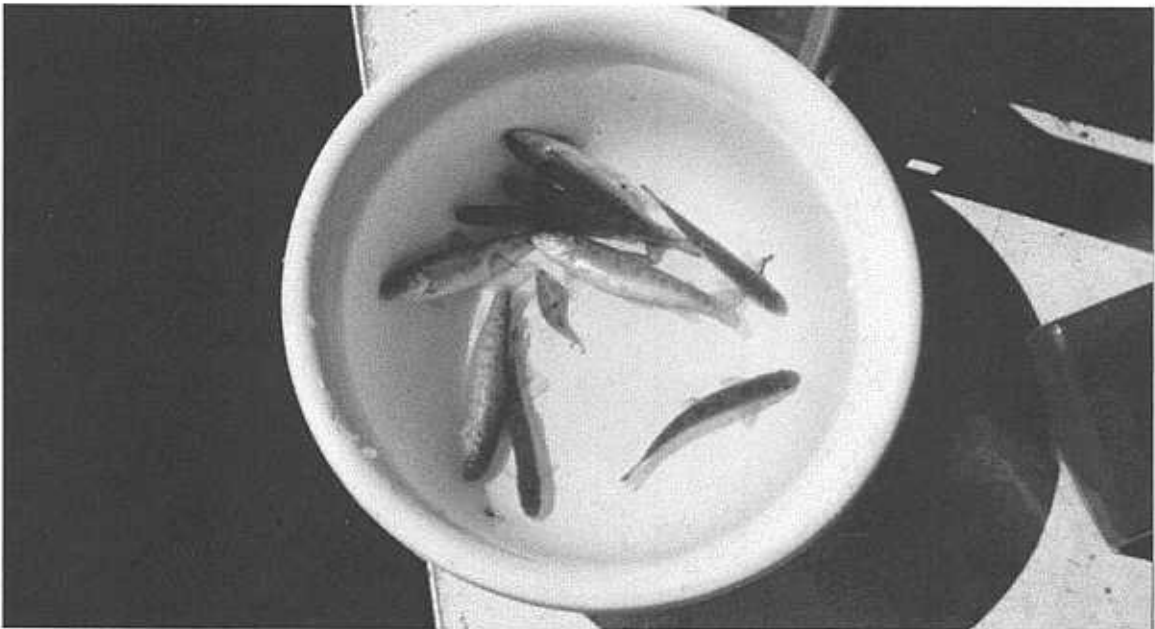
Abfischung MR2, 8. Juni 1999 (Bild: A. Peter)



Christian, Erwin und Brigitte am Elektrofischen (Bild: unbekannt)



Bachforelle aus MR (Bild A. Peter)



Juvenile Bachforellen aus MR (Bild: A. Peter)



Juvenile Bachforellen aus MR (Bild: A. Peter)



Messen einer Bachforelle in MR (Bild: Ch. Gysin)



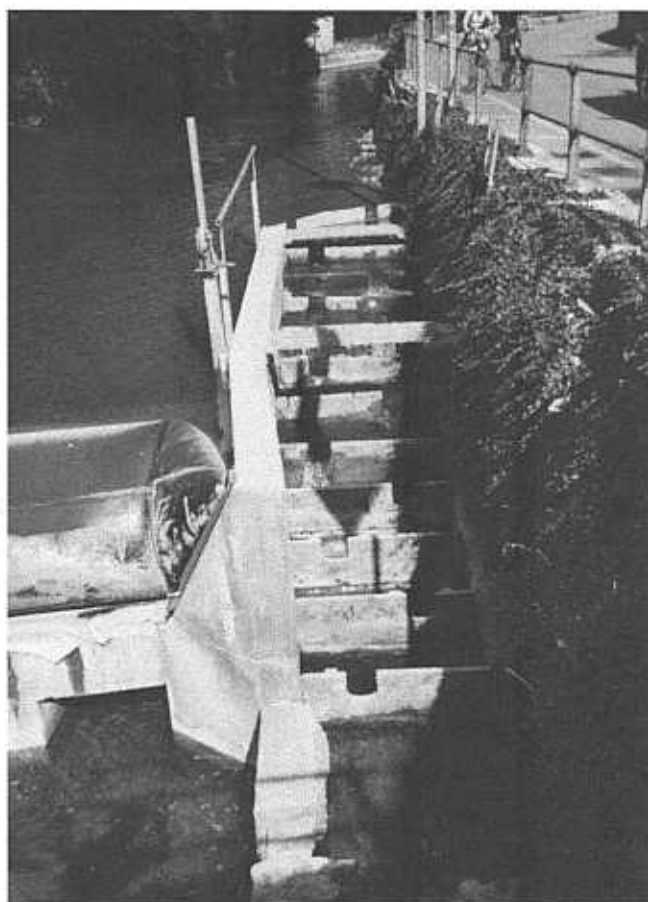
Abfischung MR, 8. Juni 1999 (Bild: A. Peter)

Bewirtschaftung



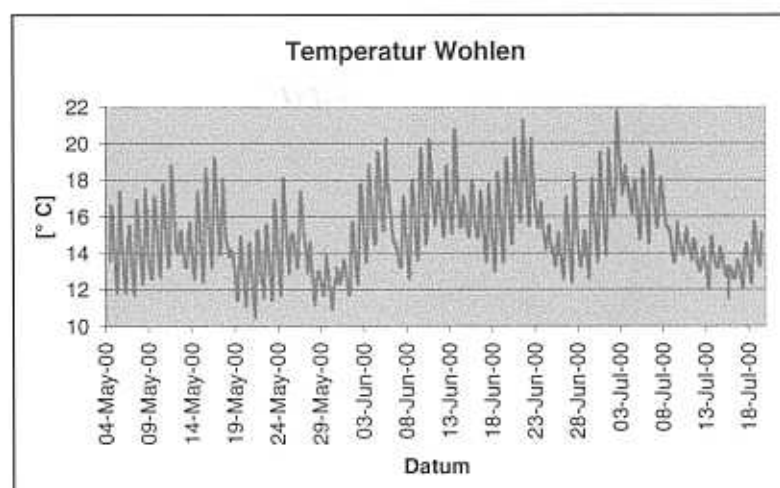
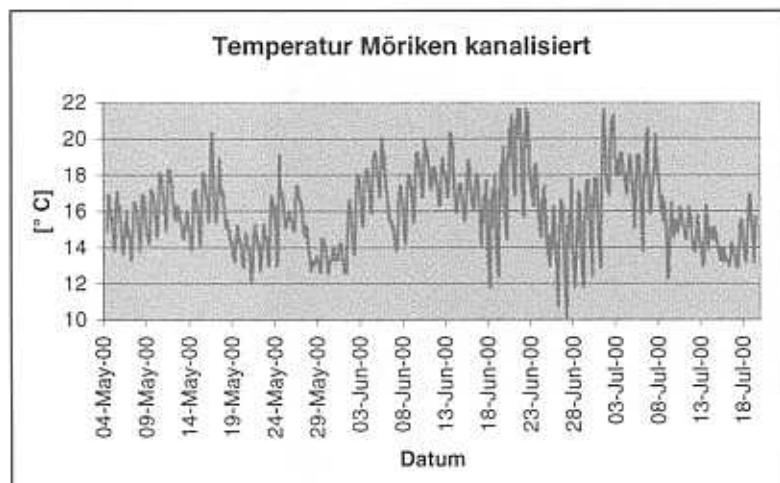
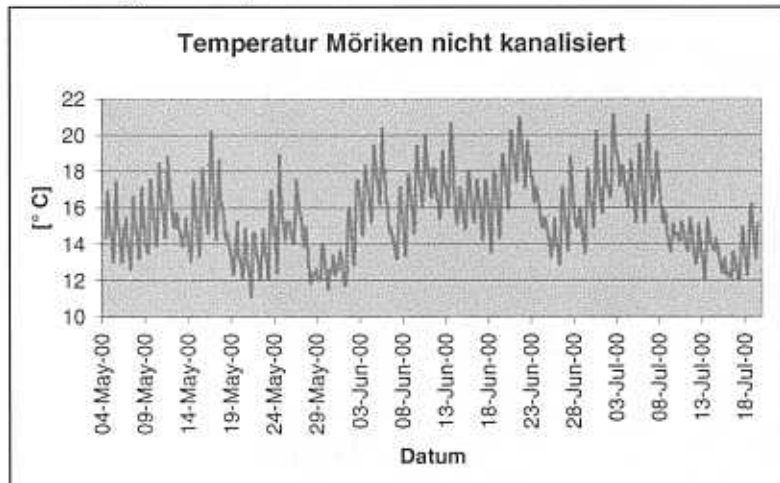
Bewirtschaftung bis an den Rand der Bünz (Foto A. Peter)

Fischtreppe

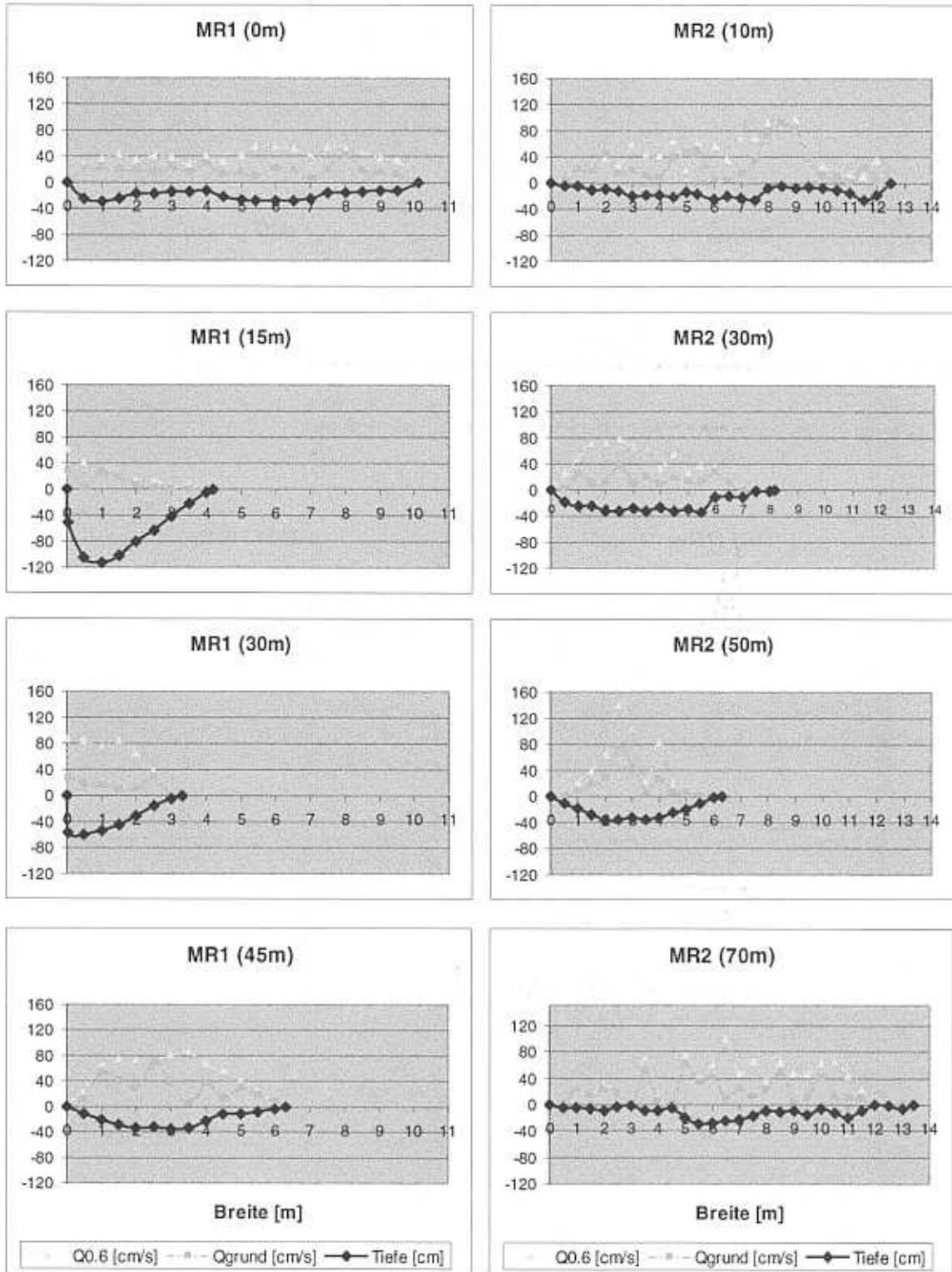


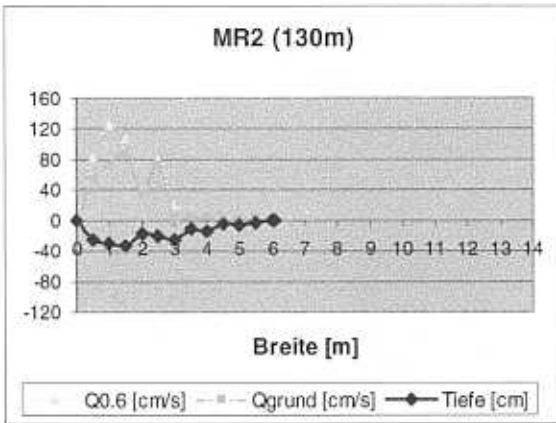
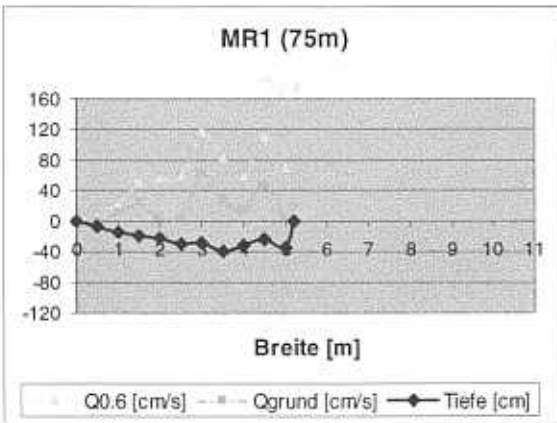
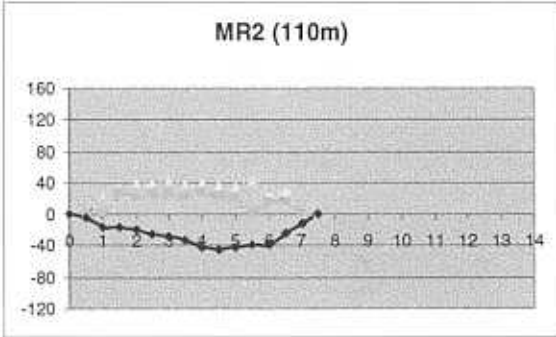
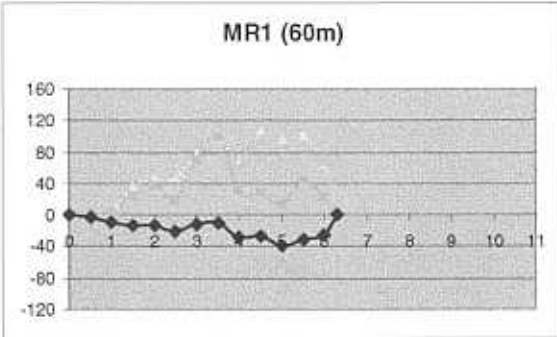
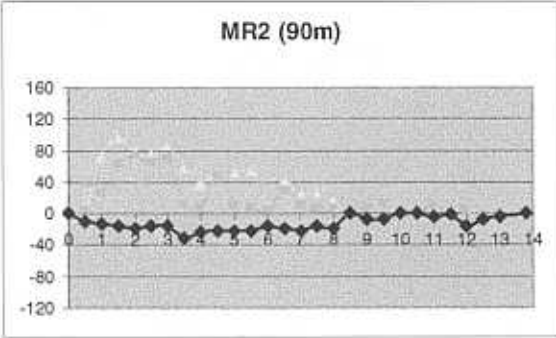
Fischtreppe in Wildegg, 28.Juli 2000 (Bild: T. Streule)

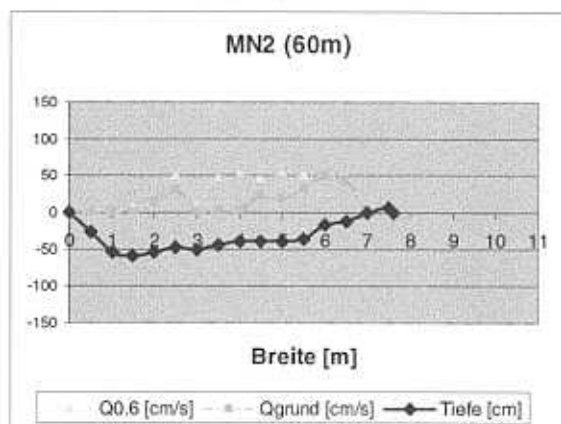
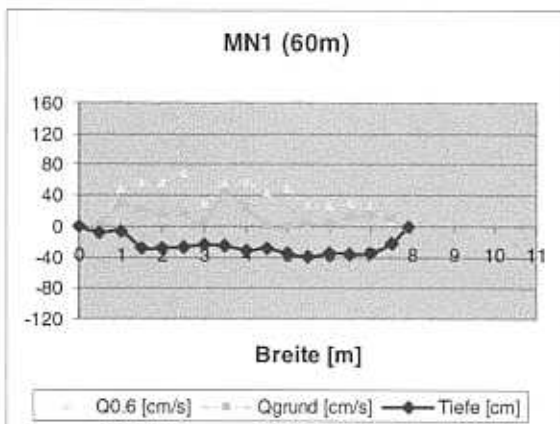
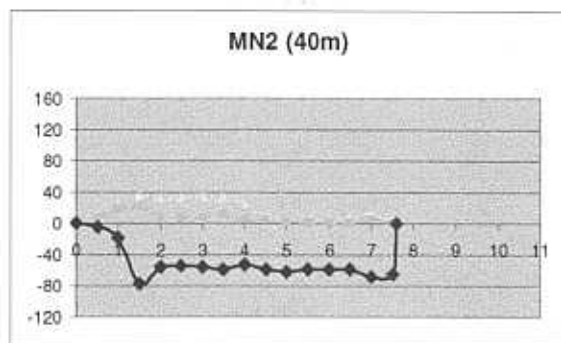
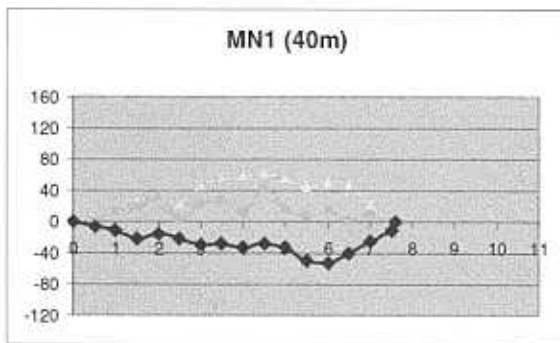
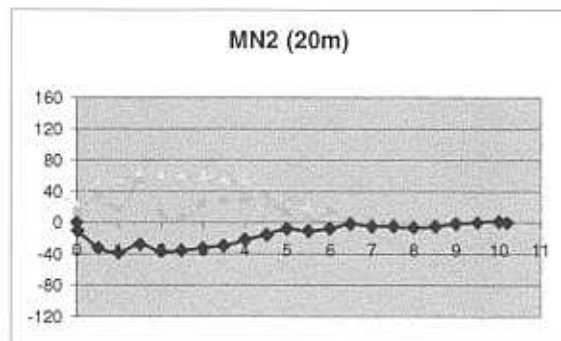
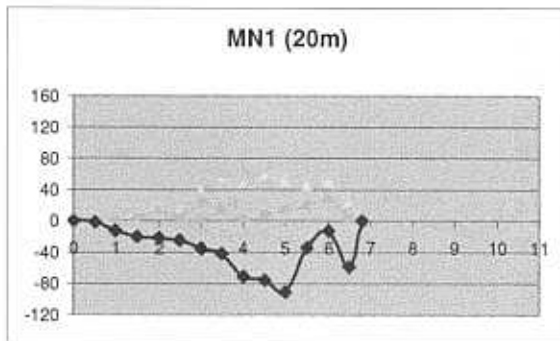
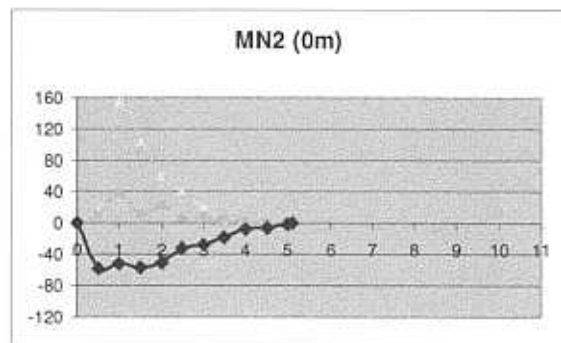
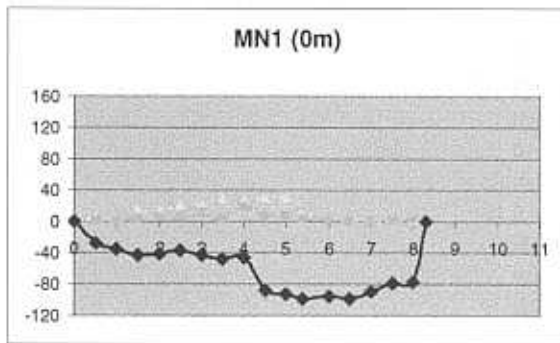
Anhang : Temperaturverlauf

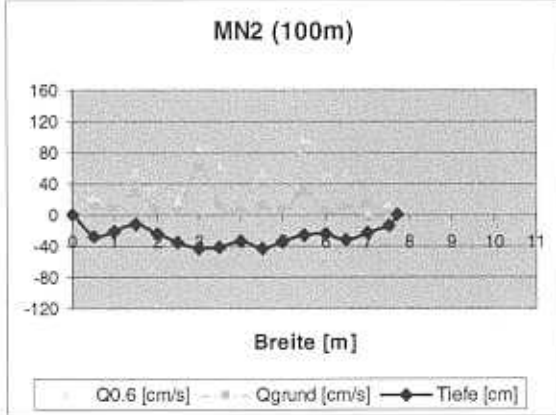
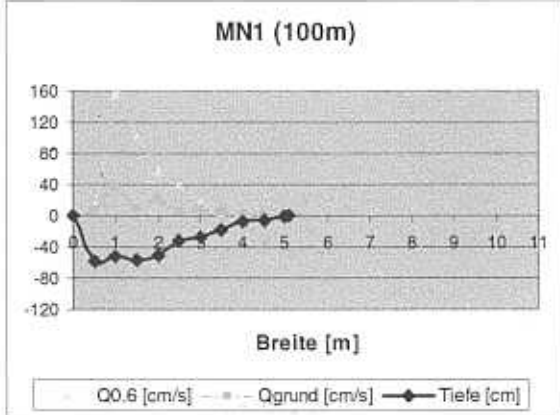
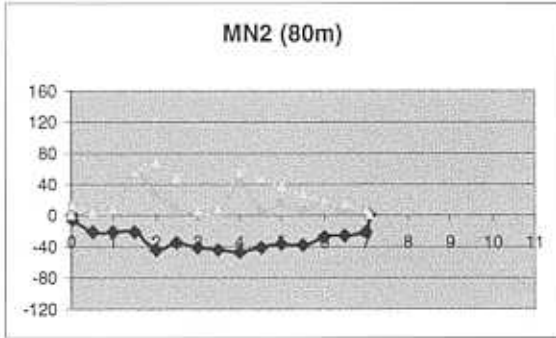
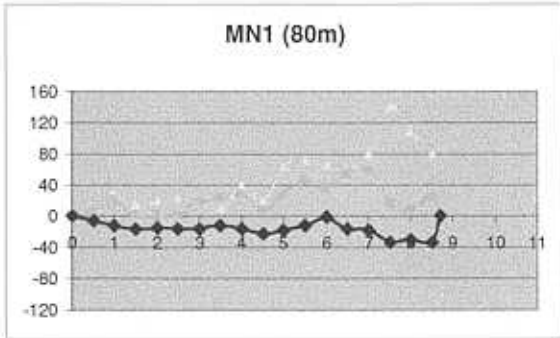


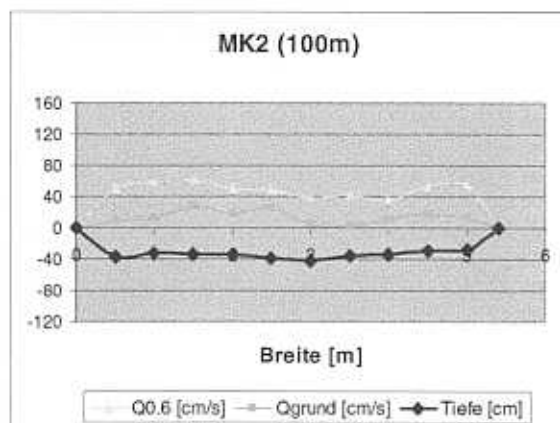
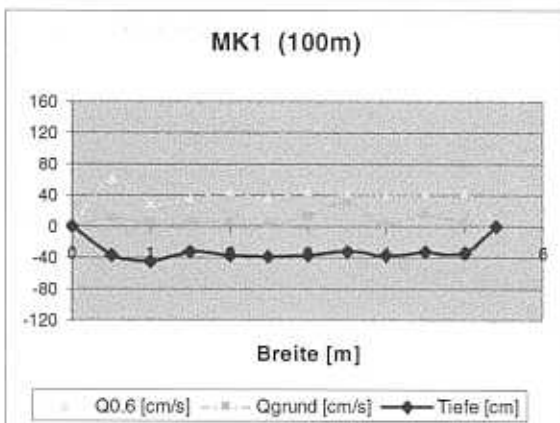
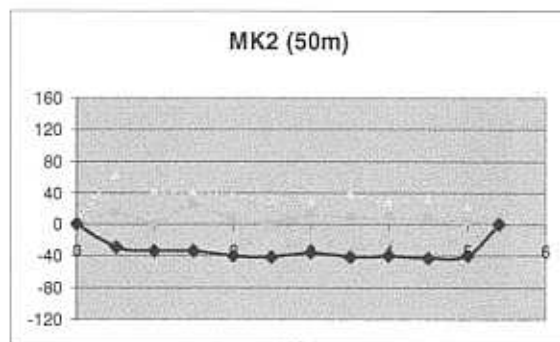
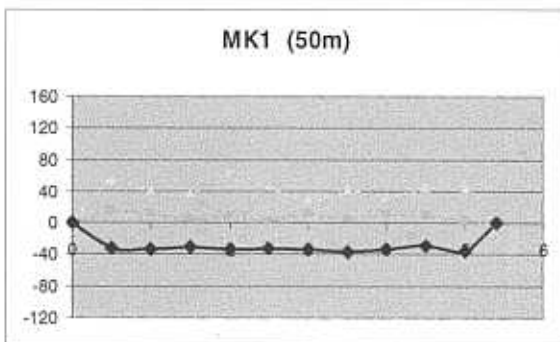
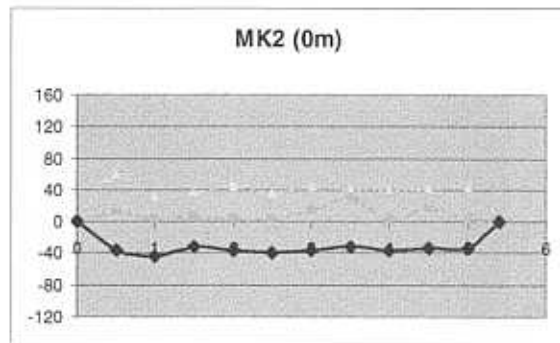
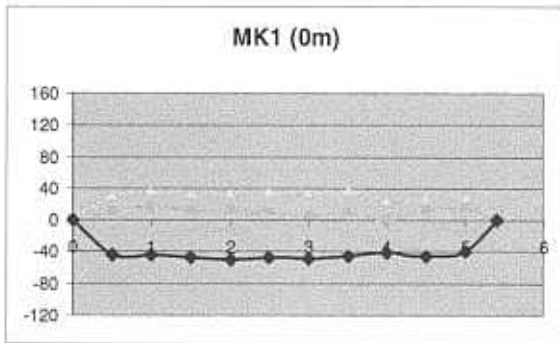
Anhang : Querprofile

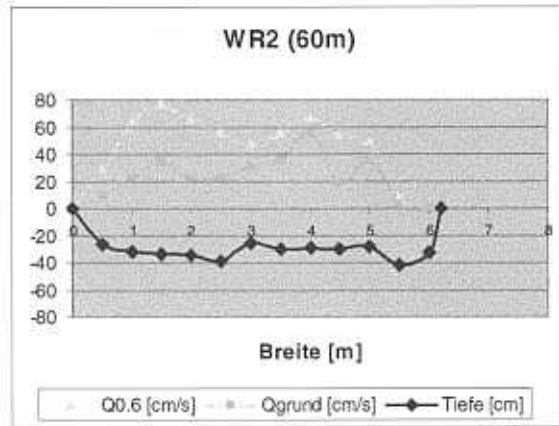
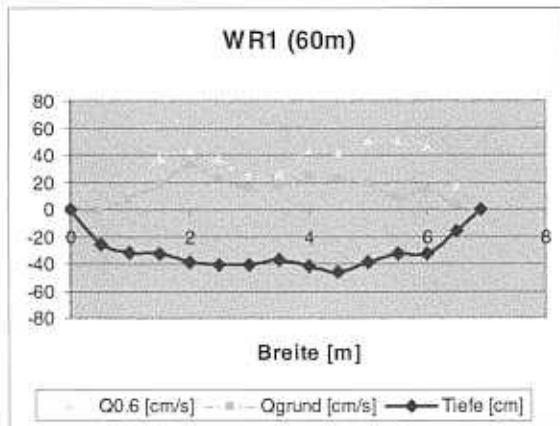
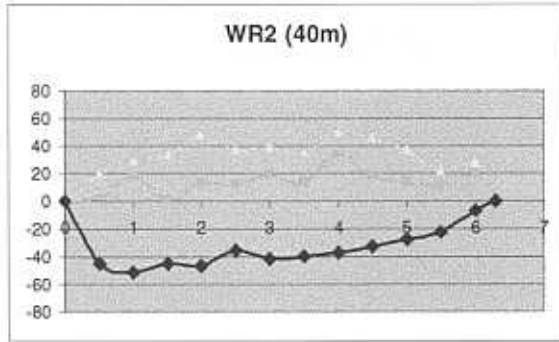
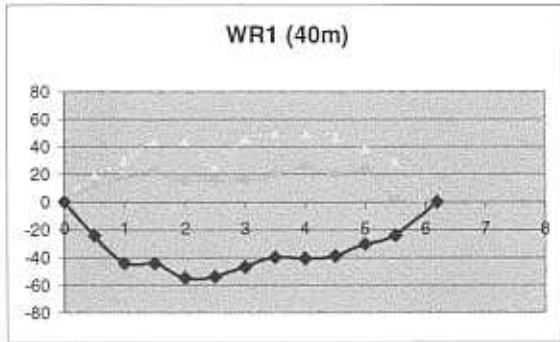
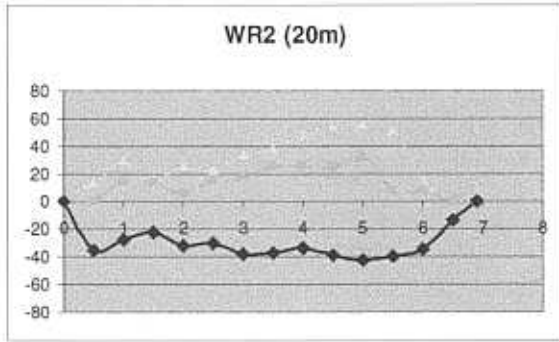
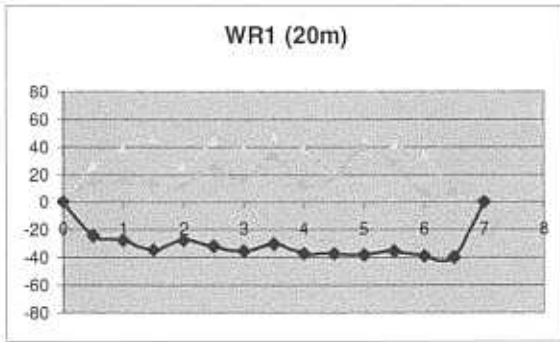
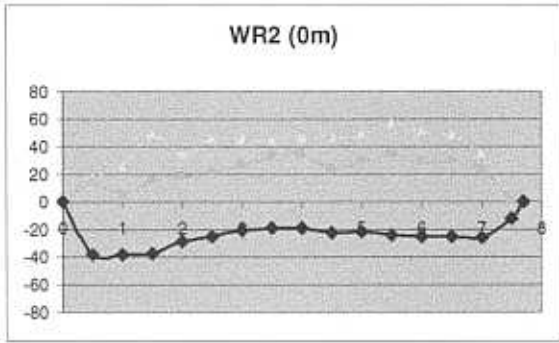
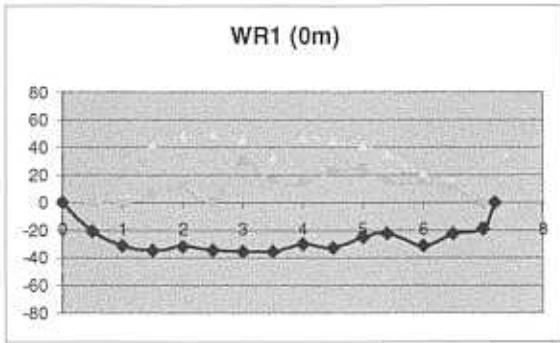


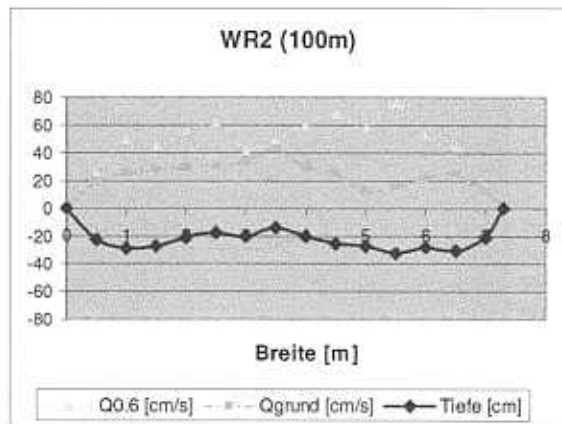
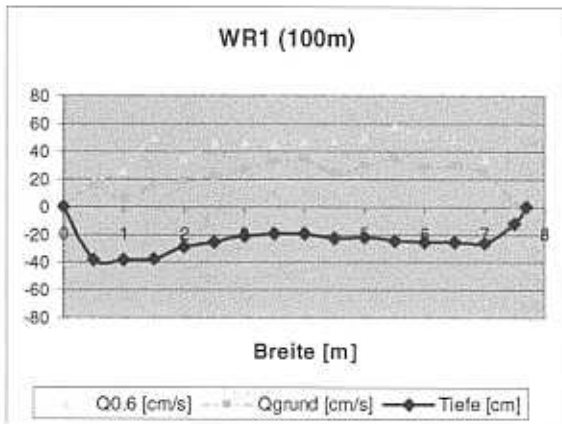
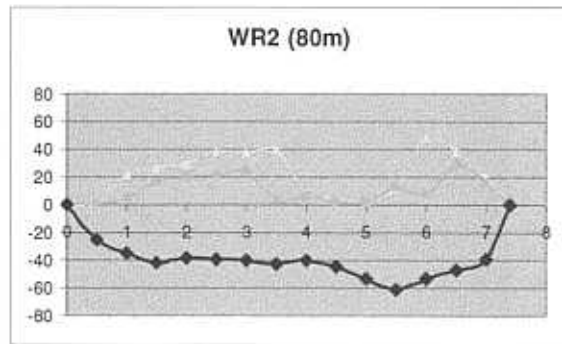
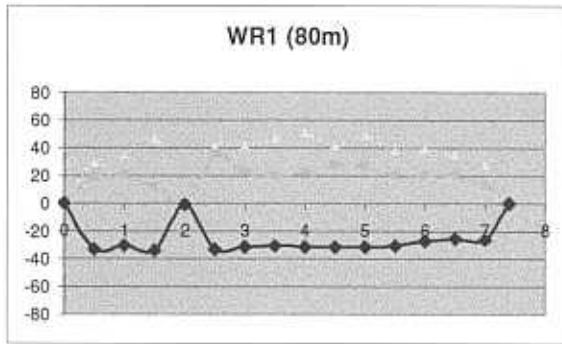


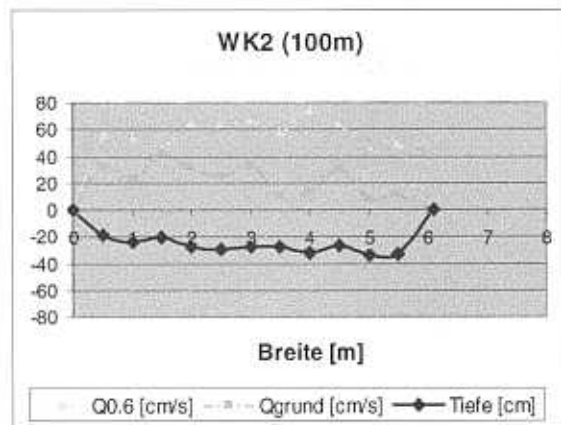
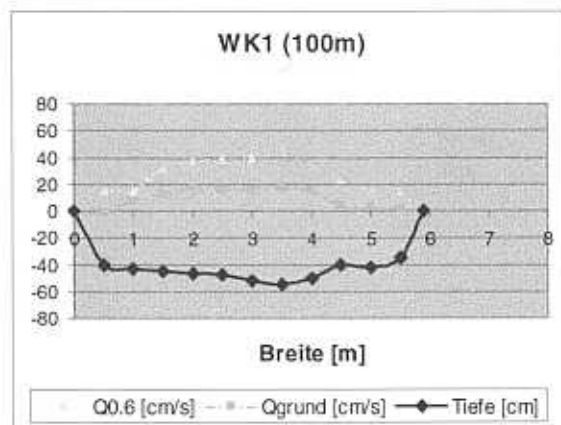
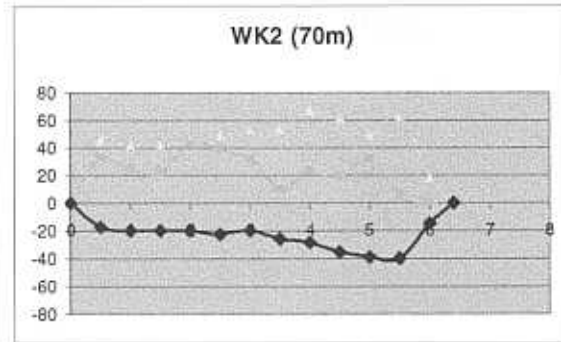
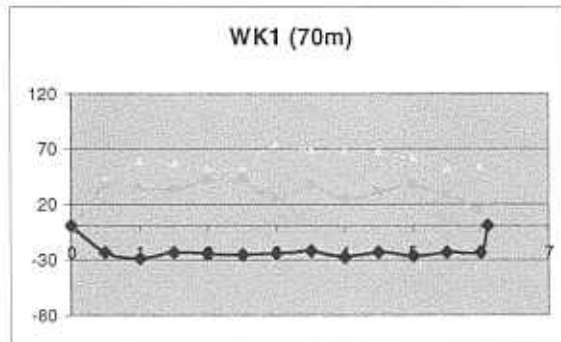
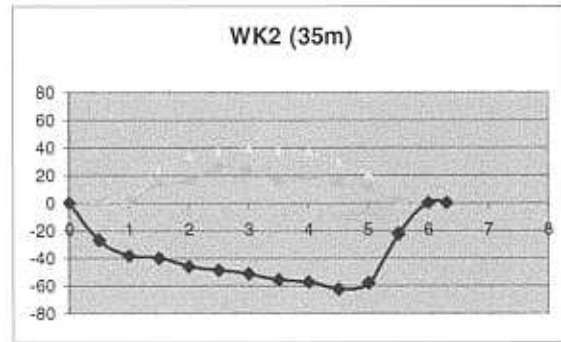
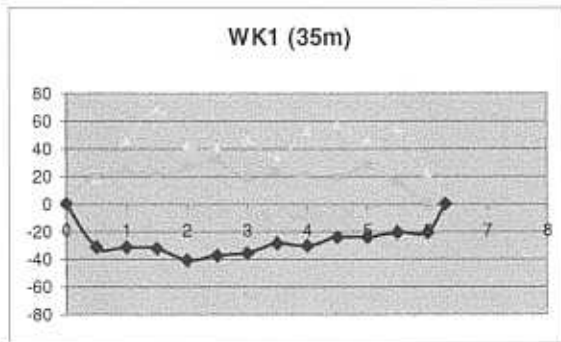
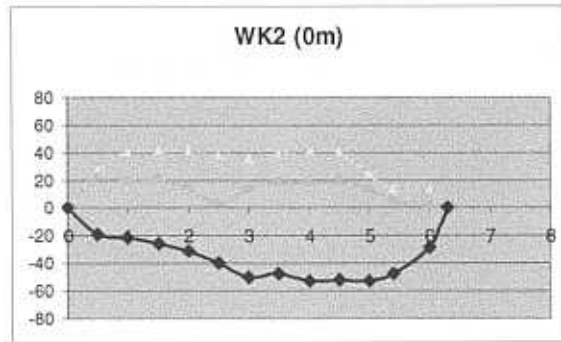
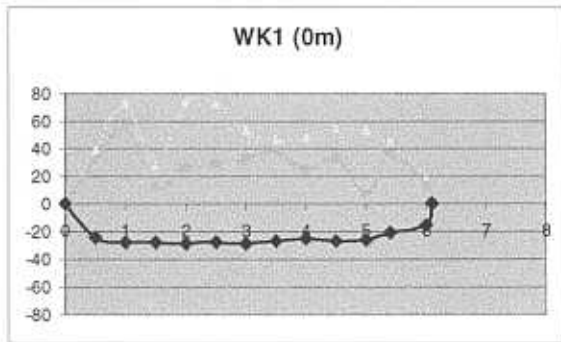






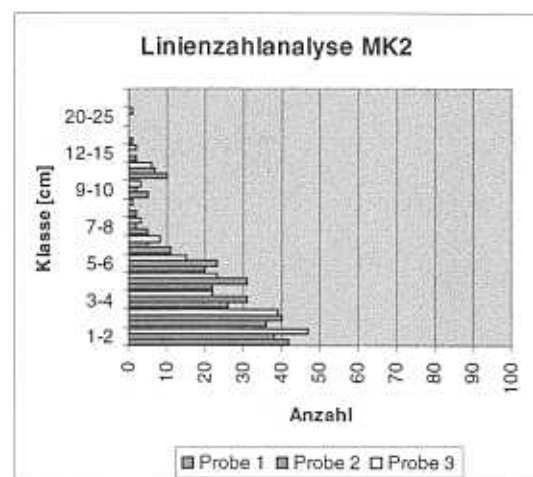
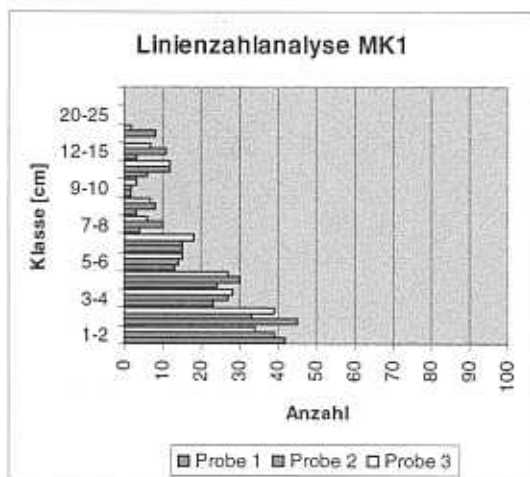
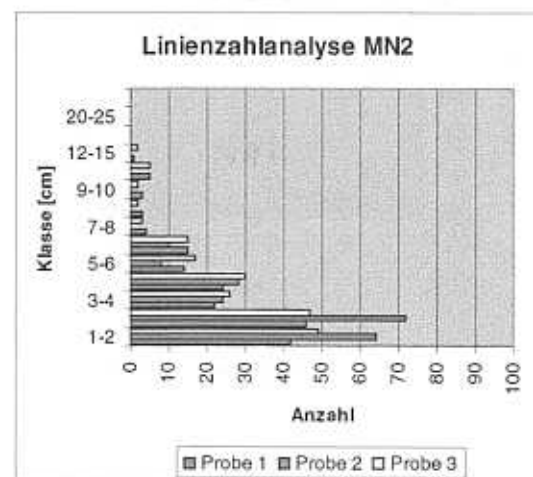
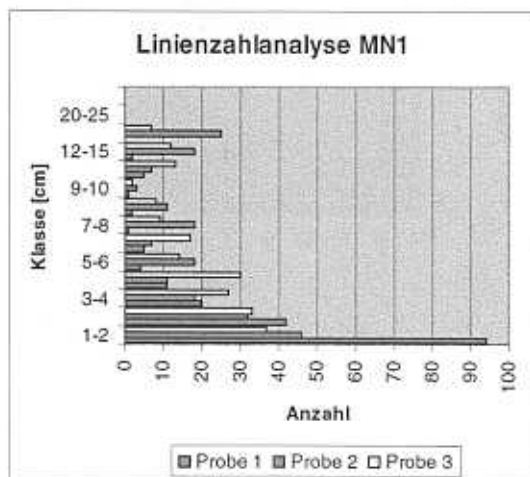
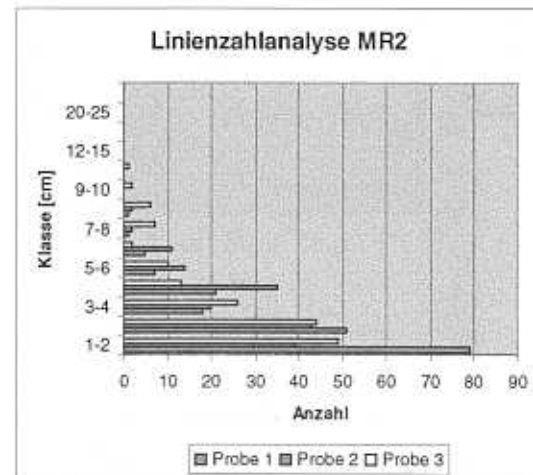
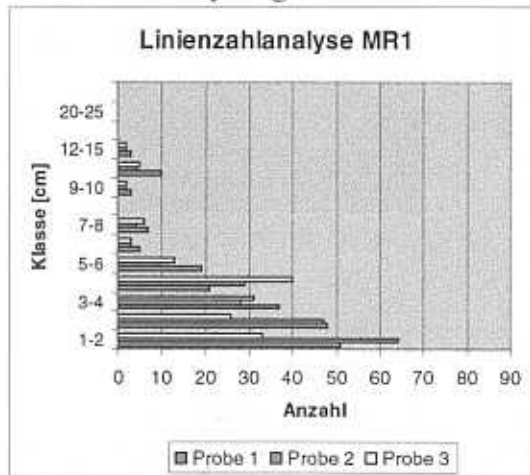


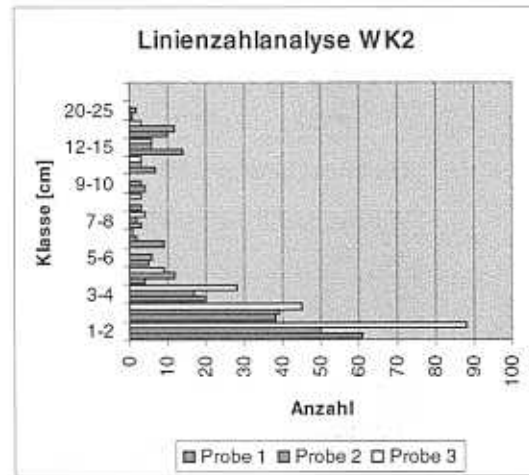
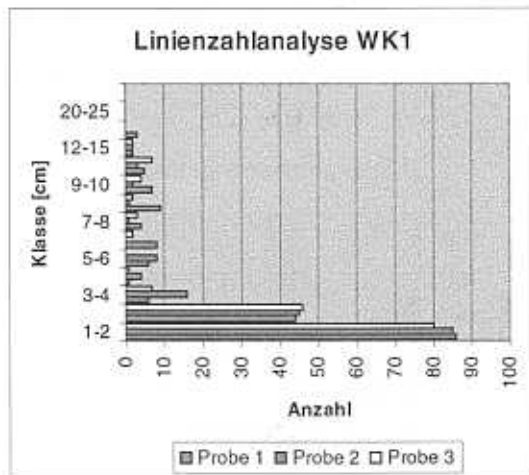
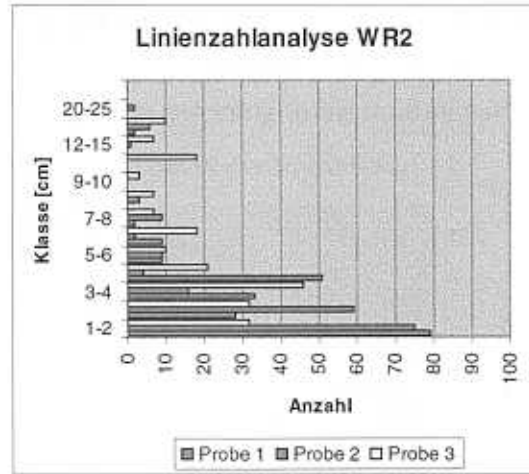
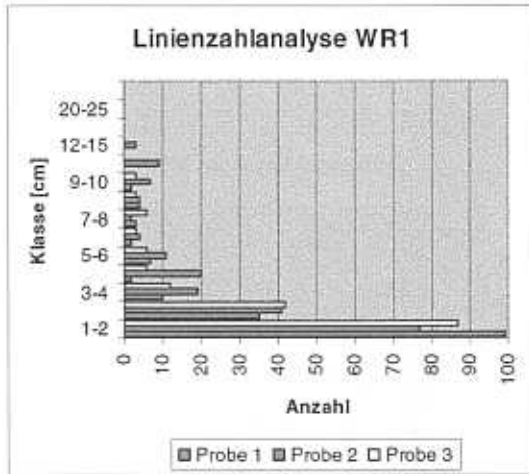




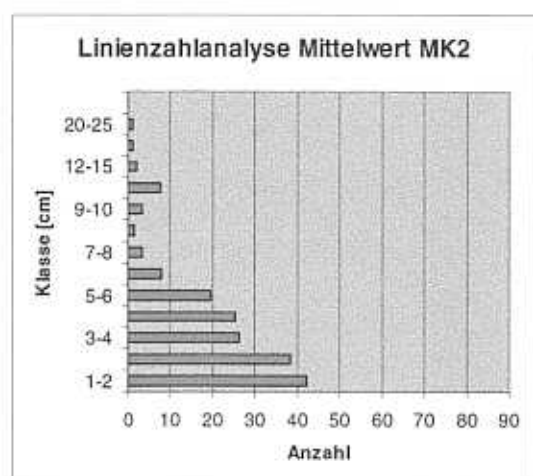
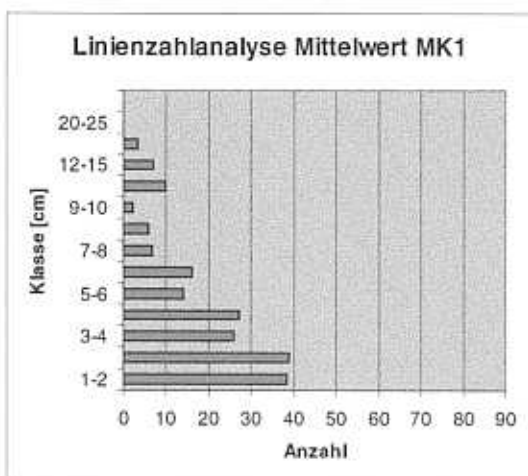
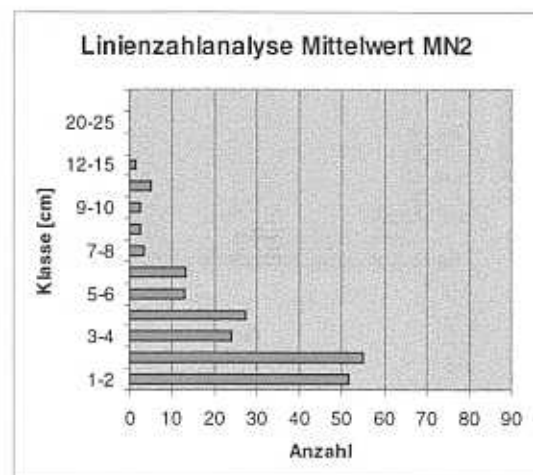
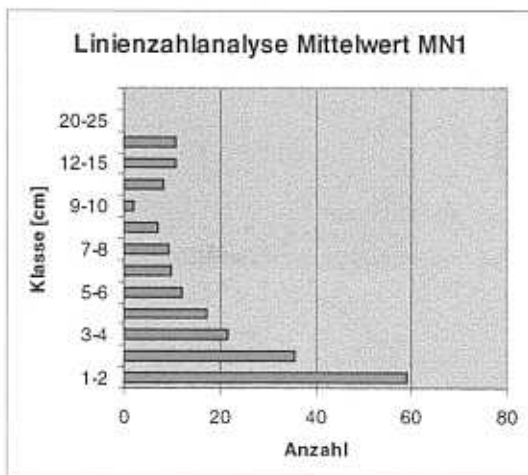
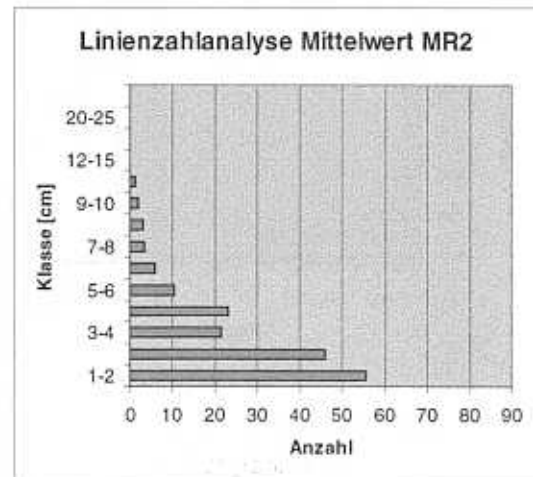
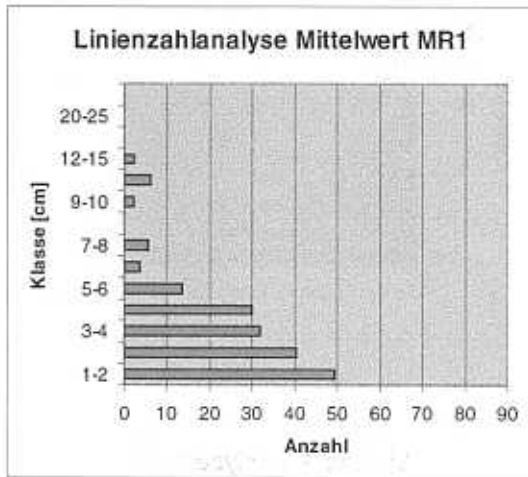
Anhang : Linienzahlanalyse

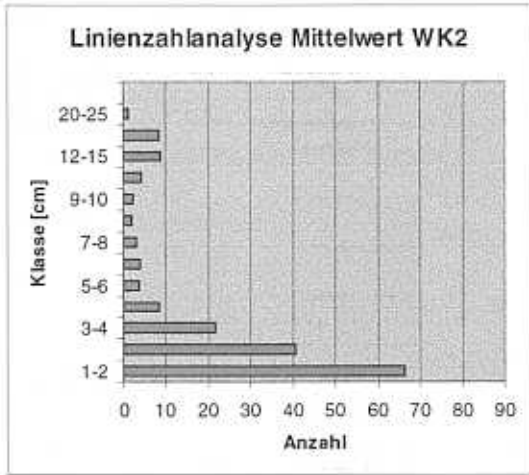
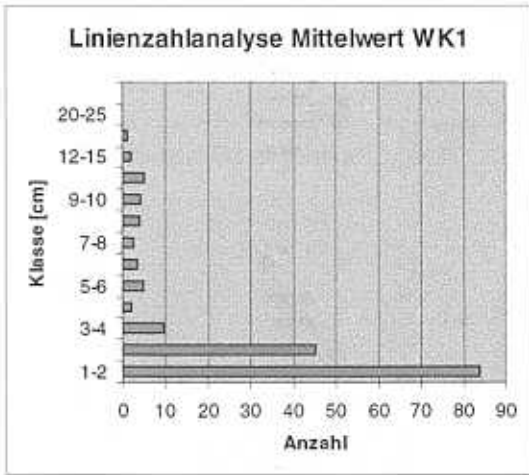
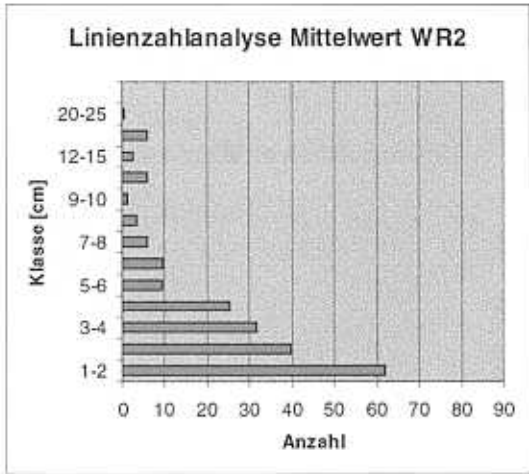
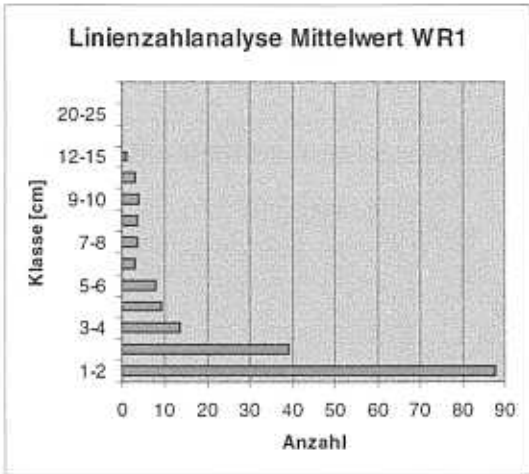
Linienzahlanalyse: getrennt nach Aufnahme





Linienzahlanalyse: Mittelwerte der drei Proben





Anhang: Fangdaten

Erklärungen zur Tabelle

10	alle Voraussetzungen zur Populationsabschätzung sind erfüllt
11	im zweiten Abfischungsdurchgang wurden keine Individuen gefangen
12	Voraussetzungen zur Populationsabschätzung sind verletzt worden

Fangzahlen der Abfischungen pro Abschnitt

Fangzahlen	MR1	MR2	MN1	MN2	MK1	MK2	WR1	WR2	WK1	WK2
Fangzahlen ohne Gewichtung										
Aal			7	2	1	2				
Alet	4			4				1		
Bachforelle	37	109	242	185	43	32	410	452	249	303
Barbe	17	20	56	31						
Groppe		1		1			125	190	291	289
Gründling		6	2	3	17	1	3	9	8	92
Hecht							1			
Schneider	7	13								
Total	65	149	307	226	61	35	539	652	548	684
Fangzahlen pro 100m										
Aal	0	0	7	2	1	2	0	0	0	0
Alet	4	0	0	4	0	0	0	1	0	0
Bachforelle	44	84	242	176	43	32	410	452	249	303
Barbe	20	15	56	30	0	0	0	0	0	0
Groppe	0	1	0	1	0	0	125	190	291	289
Gründling	0	5	2	3	17	1	3	9	8	92
Hecht	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Schneider	8	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	76	115	307	215	61	35	539	652	548	684
Fangzahlen pro Fläche [ha]										
Aal	0	0	92	22	19	37	0	0	0	0
Alet	76	0	0	44	0	0	0	14	0	0
Bachforelle	705	841	3194	2037	796	592	5829	6383	3989	4813
Barbe	324	154	739	341	0	0	0	0	0	0
Groppe	0	8	0	11	0	0	1777	2683	4661	4591
Gründling	0	46	26	33	315	19	43	127	128	1461
Hecht	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0
Schneider	133	100	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	1238	1149	4052	2488	1129	648	7664	9208	8778	10865

Populationsabschätzungen: Anzahl pro 100 m

Anzahl pro 100 m	MR1	MR2	MN1	MN2	MK1	MK2	WR1	WR2	WK1	WK2
Aal Total										
Anzahl	0	0	15	2	1	2	0	0	0	0
oberes VI	0	0	77	2	1	15	0	0	0	0
unteres VI	0	0	7	2	1	2	0	0	0	0
Alet Total										
Anzahl	5	0	0	4	0	0	0	1	0	0
oberes VI	6	0	0	6	0	0	0	1	0	0
unteres VI	5	0	0	4	0	0	0	1	0	0
Bachforelle Total										
Anzahl	46	114	265	205	64	40	451	499	295	510
oberes VI	58	169	286	233	115	58	481	530	330	703
unteres VI	44	84	245	179	43	32	425	470	260	320
Bachforelle <131mm										
Anzahl	34	111	229	187	58	40	408	422	272	467
oberes VI	41	147	249	213	105	58	433	451	307	657
unteres VI	32	81	209	161	37	32	383	393	237	277
Bachforelle Mörken 131-210mm Wohlen 131-260mm										
Anzahl	0	0	0	0	1	0	34	61	11	23
oberes VI	0	0	0	0	1	0	38	62	11	23
unteres VI	0	0	0	0	1	0	33	61	11	23
Bachforelle Mörken 211-320mm Wohlen 261-360mm										
Anzahl	8	2	26	12	3	0	6	15	9	18
oberes VI	9	11	27	14	6	0	7	16	9	20
unteres VI	8	2	26	12	3	0	6	15	9	18
Bachforelle Mörken >320mm Wohlen >360mm										
Anzahl	4	2	10	6	2	0	3	1	3	2
oberes VI	7	11	11	6	2	0	3	1	3	2
unteres VI	4	2	10	6	2	0	3	1	3	2
Barbe Total										
Anzahl	25	16	107	37	0	0	0	0	0	0
oberes VI	62	20	694	306	0	0	0	0	0	0
unteres VI	20	15	56	30	0	0	0	0	0	0
Barbe <101mm										
Anzahl	14	16	30	1	0	0	0	0	0	0
oberes VI	41	20	38	1	0	0	0	0	0	0
unteres VI	9	15	27	1	0	0	0	0	0	0
Barbe 101-190mm										
Anzahl	7	0	60	10	0	0	0	0	0	0
oberes VI	8	0	635	277	0	0	0	0	0	0
unteres VI	7	0	12	2	0	0	0	0	0	0
Barbe 191-320mm										
Anzahl	4	0	14	17	0	0	0	0	0	0
oberes VI	12	0	14	18	0	0	0	0	0	0
unteres VI	4	0	14	17	0	0	0	0	0	0
Barbe >320mm										
Anzahl	0	0	3	10	0	0	0	0	0	0
oberes VI	0	0	6	10	0	0	0	0	0	0
unteres VI	0	0	3	10	0	0	0	0	0	0

Anzahl pro 100 m	MR1	MR2	MN1	MN2	MK1	MK2	WR1	WR2	WK1	WK2
Groppe Total										
Anzahl	0	1	0	1	0	0	206	480	595	1428
oberes VI	0	0	0	1	0	0	743	1445	995	4355
unteres VI	0	0	0	1	0	0	124	190	291	289
Groppe <41mm										
Anzahl	0	1	0	0	0	0	165	355	494	1380
oberes VI	0	0	0	0	0	0	222	599	839	4011
unteres VI	0	0	0	0	0	0	116	169	217	276
Groppe 41-80mm										
Anzahl	0	0	0	0	0	0	1	0	2	0
oberes VI	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0
unteres VI	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
Groppe >80mm										
Anzahl	0	0	0	1	0	0	40	105	100	48
oberes VI	0	0	0	1	0	0	522	846	141	344
unteres VI	0	0	0	1	0	0	8	21	72	15
Gründling Total										
Anzahl	0	17	2	11	17	1	3	45	8	100
oberes VI	0	300	15	278	18	1	6	547	15	111
unteres VI	0	5	2	3	17	1	3	9	8	92
Gründling <71mm										
Anzahl	0	15	2	10	0	0	3	0	3	3
oberes VI	0	298	15	277	0	0	6	0	6	3
unteres VI	0	3	2	2	0	0	3	0	3	3
Gründling >70mm										
Anzahl	0	2	0	1	17	1	0	45	5	97
oberes VI	0	2	0	1	18	1	0	547	8	108
unteres VI	0	2	0	1	17	1	0	9	5	89
Hecht Total										
Anzahl	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
oberes VI	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
unteres VI	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Schneider Total										
Anzahl	9	10	0	0	0	0	0	0	0	0
oberes VI	9	22	0	0	0	0	0	0	0	0
unteres VI	9	10	0	0	0	0	0	0	0	0
Schneider <71mm										
Anzahl	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
oberes VI	1	11	0	0	0	0	0	0	0	0
unteres VI	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Schneider >70mm										
Anzahl	8	8	0	0	0	0	0	0	0	0
oberes VI	8	10	0	0	0	0	0	0	0	0
unteres VI	8	8	0	0	0	0	0	0	0	0
Alle Arten										
Anzahl	85	158	389	260	82	43	681	1005	890	2038
oberes VI	136	610	1071	825	133	73	1231	2522	1340	5168
unteres VI	77	114	310	218	61	35	553	670	550	701

Populationsabschätzungen der Bachforellen: Gewicht pro 100 m

Gewicht pro 100 m	MR1	MR2	MN1	MN2	MK1	MK2	WR1	WR2	WK1	WK2
Bachforelle Total [g]										
Gewicht	3843	2379	12995	8146	2527	143	8321	11752	5517	9563
oberes VI	6549	13568	13775	8810	3508	207	9026	12269	5651	10953
unteres VI	3835	2203	12926	8041	2462	115	8161	11671	5382	8842
Bachforelle <131mm [g]										
Gewicht	110	651	804	754	180	143	1145	1182	1034	1775
oberes VI	132	862	873	859	326	207	1216	1263	1168	2496
unteres VI	102	475	735	649	115	115	1074	1101	899	1053
Bachforelle [g] Mörken 131-210mm Wohlen 131-260mm										
Gewicht	0	0	0	0	65	0	3038	5700	1186	2480
oberes VI	0	0	0	0	65	0	3352	5775	1186	2528
unteres VI	0	0	0	0	65	0	2949	5700	1186	2480
Bachforelle [g] Mörken 211-320mm Wohlen 261-360mm										
Gewicht	1422	484	5418	3315	781	0	1584	4339	2333	4666
oberes VI	1635	3559	5599	3874	1616	0	1904	4700	2333	5286
unteres VI	1422	484	5418	3315	781	0	1584	4339	2333	4666
Bachforelle [g] Mörken >320mm Wohlen >360mm										
Gewicht	2311	1244	6773	4077	1501	0	2554	531	964	643
oberes VI	4782	9147	7304	4077	1501	0	2554	531	964	643
unteres VI	2311	1244	6773	4077	1501	0	2554	531	964	643

Anzahl pro Fläche [ha]

Anzahl pro Fläche [ha]	MR1	MR2	MN1	MN2	MK1	MK2	WR1	WR2	WK1	WK2
Aal Total										
Anzahl	0	0	196	21	19	37	0	0	0	0
oberes VI	0	0	1010	22	19	272	0	0	0	0
unteres VI	0	0	92	22	19	37	0	0	0	0
Alet Total										
Anzahl	90	0	0	42	0	0	0	14	0	0
oberes VI	113	0	0	62	0	0	0	14	0	0
unteres VI	90	0	0	42	0	0	0	14	0	0
Bachforelle Total										
Anzahl	874	845	3498	2254	1184	741	6412	7047	4725	8101
oberes VI	1105	1258	3778	2566	2121	1068	6839	7484	5293	11163
unteres VI	829	629	3240	1972	796	593	6038	6639	4157	5085
Bachforelle <131mm										
Anzahl	650	823	3023	2055	1073	741	5801	5960	4357	7418
oberes VI	785	1088	3281	2341	1951	1068	6161	6368	4925	10435
unteres VI	605	600	2764	1770	685	593	5441	5551	3789	4402
Bachforelle										
Mörken 131-210mm										
Wohlen 131-250mm										
Anzahl	0	0	0	0	19	0	483	861	176	365
oberes VI	0	0	0	0	19	0	533	873	176	373
unteres VI	0	0	0	0	19	0	469	861	176	365
Bachforelle										
Mörken 211-320mm										
Wohlen 261-360mm										
Anzahl	157	11	343	136	56	0	85	212	144	286
oberes VI	180	84	355	159	115	0	103	229	144	324
unteres VI	157	11	343	136	56	0	85	212	144	286
Bachforelle										
Mörken >320mm										
Wohlen >360mm										
Anzahl	67	11	132	63	37	0	43	14	48	32
oberes VI	139	84	142	66	37	0	43	14	48	32
unteres VI	67	11	132	66	37	0	43	14	48	32
Barbe Total										
Anzahl	470	120	1412	408	0	0	0	0	0	0
oberes VI	1182	145	9156	3266	0	0	0	0	0	0
unteres VI	381	114	739	326	0	0	0	0	0	0
Barbe <101mm										
Anzahl	269	120	396	10	0	0	0	0	0	0
oberes VI	783	145	505	11	0	0	0	0	0	0
unteres VI	179	114	356	11	0	0	0	0	0	0
Barbe 101-190mm										
Anzahl	134	0	792	106	0	0	0	0	0	0
oberes VI	162	0	8384	3047	0	0	0	0	0	0
unteres VI	134	0	158	21	0	0	0	0	0	0
Barbe 191-320mm										
Anzahl	67	0	185	189	0	0	0	0	0	0
oberes VI	237	0	185	194	0	0	0	0	0	0
unteres VI	67	0	185	189	0	0	0	0	0	0
Barbe >320mm										
Anzahl	0	0	40	105	0	0	0	0	0	0
oberes VI	0	0	82	113	0	0	0	0	0	0
unteres VI	0	0	40	105	0	0	0	0	0	0

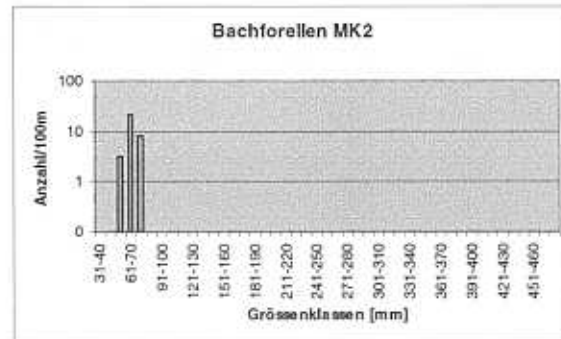
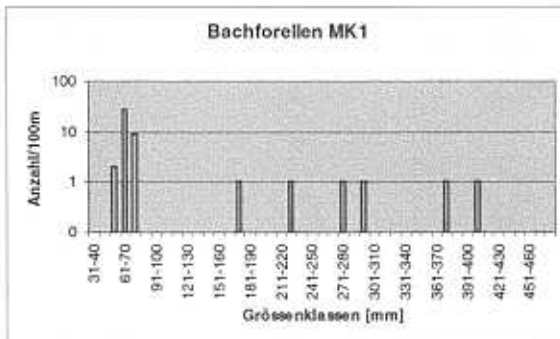
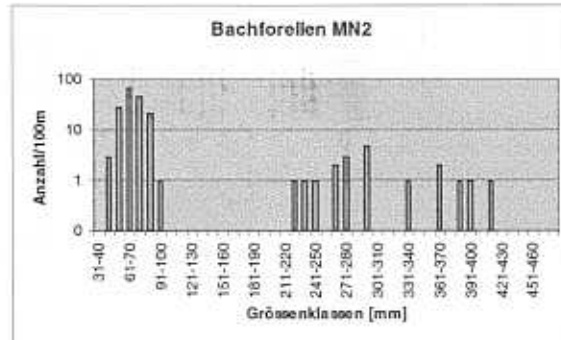
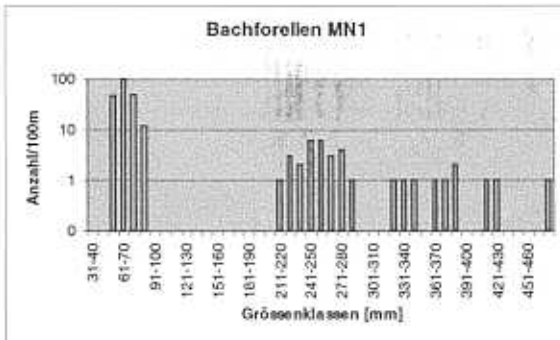
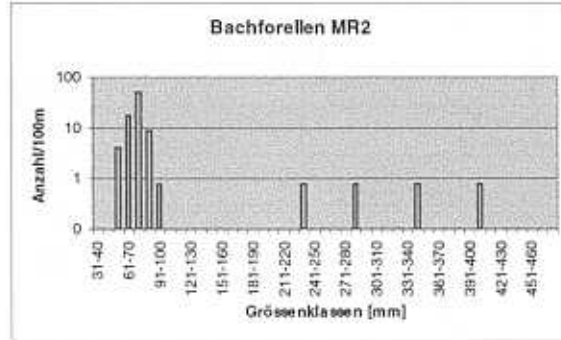
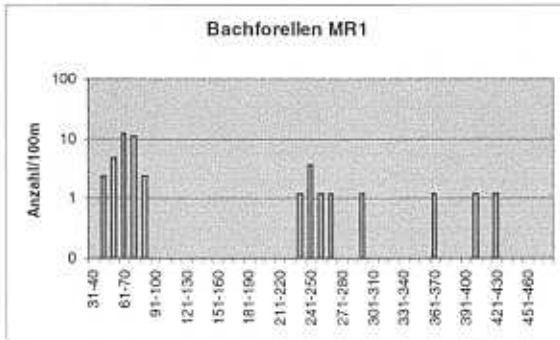
Anzahl pro Fläche [ha]	MR1	MR2	MN1	MN2	MK1	MK2	WR1	WR2	WK1	WK2
Groppe Total										
Anzahl	0	0	0	10	0	0	2029	6496	8547	22084
oberes VI	0	0	0	11	0	0	10568	20400	15938	69175
unteres VI	0	0	0	11	0	0	1763	2683	4881	4591
Groppe <41mm										
Anzahl	0	0	0	0	0	0	2346	5013	7913	21921
oberes VI	0	0	0	0	0	0	3152	8458	13443	63712
unteres VI	0	0	0	0	0	0	1649	2387	3476	4384
Groppe 41-80mm										
Anzahl	0	0	0	0	0	0	14	0	32	0
oberes VI	0	0	0	0	0	0	0	0	236	0
unteres VI	0	0	0	0	0	0	0	0	32	0
Groppe >80mm										
Anzahl	0	0	0	10	0	0	569	1483	1602	762
oberes VI	0	0	0	11	0	0	7415	11943	2257	5463
unteres VI	0	0	0	11	0	0	114	297	1153	207
Gründling Total										
Anzahl	0	120	20	121	315	19	43	630	128	1589
oberes VI	0	2220	194	3042	325	19	88	2713	233	1763
unteres VI	0	31	26	32	315	19	43	123	128	1461
Gründling <71mm										
Anzahl	0	114	26	105	0	0	43	0	48	48
oberes VI	0	2312	194	3042	0	0	88	0	99	48
unteres VI	0	23	26	21	0	0	43	0	48	48
Gründling >70mm										
Anzahl	0	11	0	10	315	19	0	630	80	1541
oberes VI	0	8	0	11	325	19	0	2719	133	1716
unteres VI	0	8	0	11	315	19	0	122	80	1414
Hecht Total										
Anzahl	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0
oberes VI	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0
unteres VI	0	0	0	0	0	0	14	0	0	0
Schneider Total										
Anzahl	179	74	0	0	0	0	0	0	0	0
oberes VI	181	161	0	0	0	0	0	0	0	0
unteres VI	176	74	0	0	0	0	0	0	0	0
Schneider <71mm										
Anzahl	22	41	0	0	0	0	0	0	0	0
oberes VI	19	64	0	0	0	0	0	0	0	0
unteres VI	19	11	0	0	0	0	0	0	0	0
Schneider >70mm										
Anzahl	157	63	0	0	0	0	0	0	0	0
oberes VI	162	77	0	0	0	0	0	0	0	0
unteres VI	157	63	0	0	0	0	0	0	0	0
Alle Arten										
Anzahl	1613	1173	5135	2658	1517	796	9398	14193	14400	32374
oberes VI	2561	3782	14138	9085	2465	1359	17509	35618	21462	62101
unteres VI	1475	842	4098	2405	1129	648	7858	9463	8947	11137

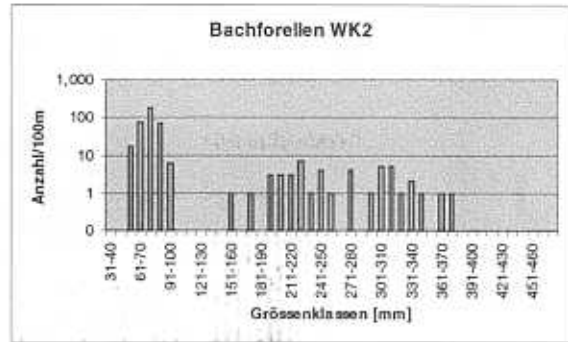
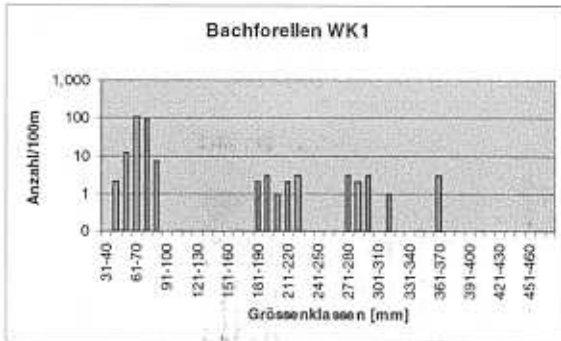
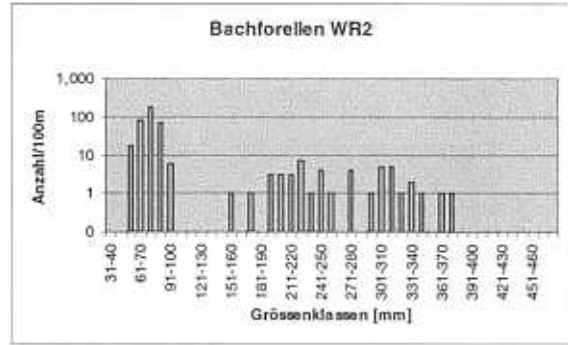
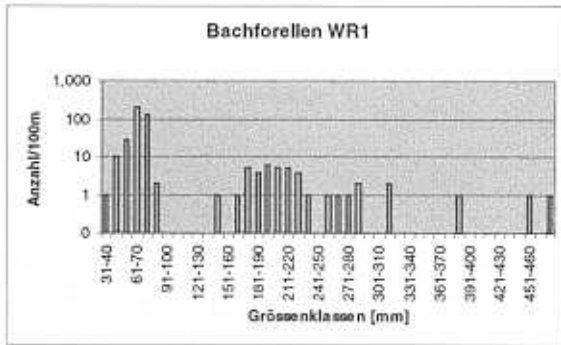
Populationsabschätzungen der Bachforellen: Gewicht pro [ha]

Gewicht pro Fläche [ha]	MR1	MR2	MN1	MN2	MK1	MK2	WR1	WR2	WK1	WK2
Bachforelle Total [g]										
Gewicht	73	18	172	90	47	3	118	166	88	152
oberes VI	125	105	182	97	65	4	128	173	91	174
unteres VI	73	17	171	89	46	2	116	165	86	140
Bachforelle <131mm [g]										
Gewicht	110	651	804	754	180	143	1145	1182	1034	1775
oberes VI	132	862	873	859	326	207	1216	1263	1168	2496
unteres VI	102	475	735	649	115	115	1074	1101	899	1053
Bachforelle [g] Mörken 131-210mm Wohlen 131-260mm										
Gewicht	0	0	0	0	65	0	3038	5700	1186	2480
oberes VI	0	0	0	0	65	0	3352	5775	1186	2528
unteres VI	0	0	0	0	65	0	2949	5700	1186	2480
Bachforelle [g] Mörken 211-320mm Wohlen 261-360mm										
Gewicht	1422	484	5418	3315	781	0	1584	4339	2333	4666
oberes VI	1635	3558	5599	3874	1616	0	1904	4700	2333	5286
unteres VI	1422	484	5418	3315	781	0	1584	4339	2333	4666
Bachforelle [g] Mörken >320mm Wohlen >360mm										
Gewicht	2311	1244	6773	4077	1501	0	2554	531	964	643
oberes VI	4782	9147	7304	4077	1501	0	2554	531	964	643
unteres VI	2311	1244	6773	4077	1501	0	2554	531	964	643

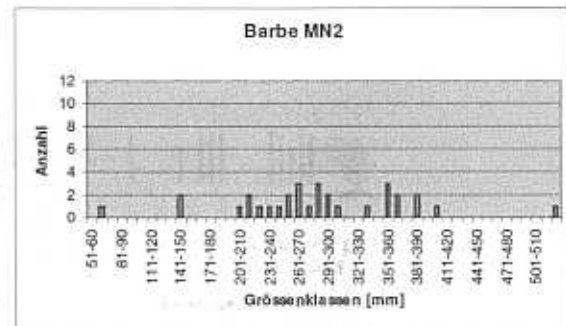
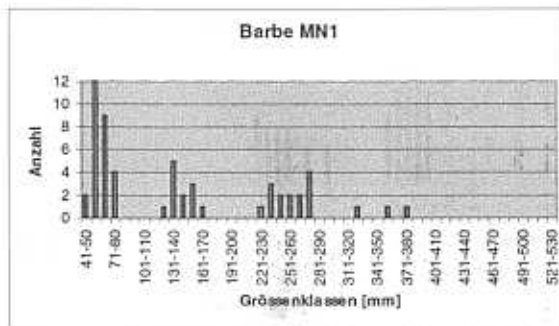
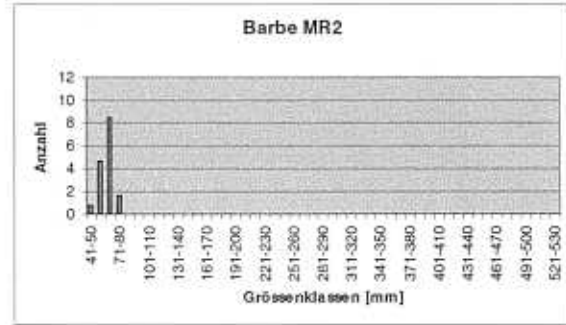
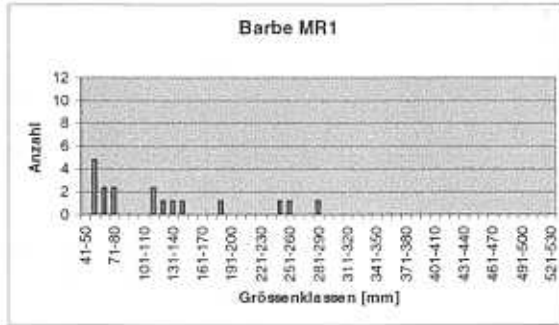
Altersaufbau

Bachforelle





Barbe



Gründling

