

fischnetz- publikation

**Projekt «Netzwerk Fischrückgang Schweiz»
Projet «Réseau suisse poissons en diminution»**

**Die Entwicklung des Fischnährtier-Bestandes in
schweizerischen Fliessgewässern zwischen
1980 und 2000**

Teilprojekt-Nr. 01/09
P. Baumann, Limnex AG
EAWAG
Dezember 2002

Das Projekt Fischnetz «Netzwerk Fischrückgang Schweiz» wurde 1998 von der EAWAG, dem BUWAL, den Kantonen, dem Schweizerischen Fischerei-Verband und der Chemischen Industrie ins Leben gerufen. Es hat zum Ziel, den Fischrückgang und die gesundheitlichen Beeinträchtigungen der Fische in der Schweiz zu dokumentieren, die Ursachen für die Veränderungen der Fischbestände und der Fischgesundheit zu analysieren und Massnahmen vorzuschlagen.

Eine Synthese der Ergebnisse aller Teilberichte von Fischnetz ist ab 2004 als Schlussbericht erhältlich.

Das Projekt Fischnetz wurde von folgenden Institutionen finanziert: EAWAG, BUWAL, Kantone (AG, AI, AR, BE, BL, BS, FR, GE, GL, GR, JU, LU, NE, NW, OW, SG, SH, SO, SZ, TG, TI, UR, VD, VS, ZG, ZH) und Fürstentum Lichtenstein, SGCI (Schweizerische Gesellschaft für Chemische Industrie), SFV (Schweizerischer Fischereiverband)

Herausgegeben durch: Projekt Fischnetz, EAWAG, Postfach 611, 8600 Dübendorf, Telefon 01 823 11 11

Satz, Bild und Layout: Peter Nadler, Küsnacht

Weitere Infos und Bezugsquelle Berichte: www.fischnetz.ch, info@fischnetz.ch

Die Verantwortung für den Inhalt dieses Berichtes liegt ausschliesslich bei den AutorInnen.



Grundlagenstudie zu Fischnetz-Hypothese 8

Im Auftrag von:
 Netzwerk Fischrückgang Schweiz
 c/o EAWAG
 8600 Dübendorf

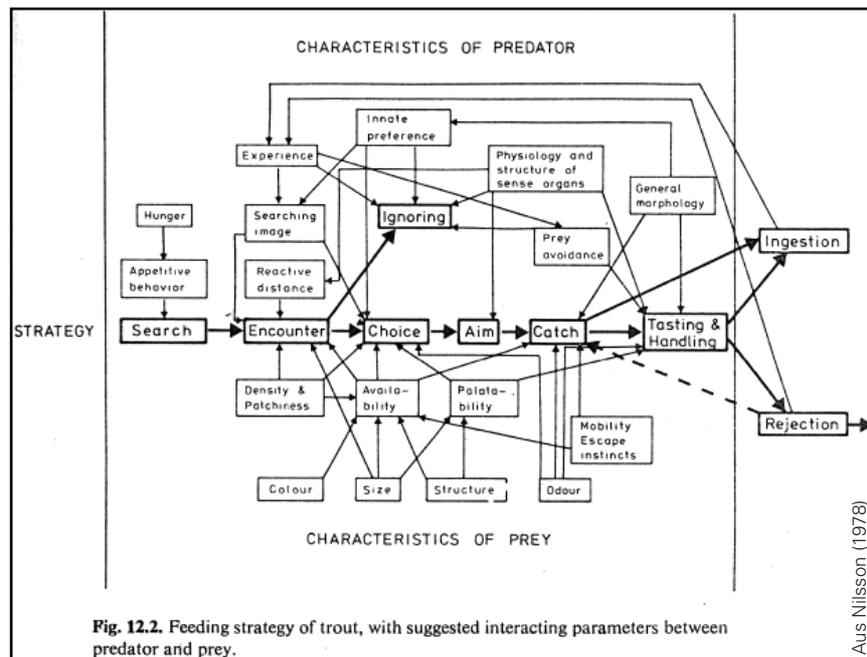


Fig. 12.2. Feeding strategy of trout, with suggested interacting parameters between predator and prey.

Die Entwicklung des Fischnährtier-Bestandes in schweizerischen Fließgewässern zwischen 1980 und 2000

Teilprojekt-Nr. 01/09
 P. Baumann, Limnex AG
 EAWAG
 Dezember 2002

Inhaltsverzeichnis

	Seite
Zusammenfassung	3
1 Einleitung	5
1.1 Ausgangslage und Fragestellung	5
1.2 Datenquellen und Vorgehensweise	6
2 Das Makrozoobenthos als Fischnahrung	9
2.1 Die Bedeutung des Makrozoobenthos	9
2.2 Nährtier- und Fischproduktion	11
2.3 Auswirkungen der Fische auf das Makrozoobenthos	14
3 Die Entwicklung des Makrozoobenthos in schweizerischen Fließgewässern	18
3.1 Grundlagen	18
3.2 Veränderungen von Benthosbeständen, Fischerträgen und abiotischen Einflussfaktoren	21
4 Literaturhinweise zu nachgewiesenen Einflüssen des Nahrungsangebotes auf Fischbestände bzw. Fischfangerträge	28
5 Literaturhinweise zu fischereilichen Fragen	32
5.1 Wertebereiche von Fischertrag und -produktion	32
5.2 Nahrungskonkurrenz	33
6 Literaturverzeichnis	34
6.1 Im Bericht zitierte Literatur	34
6.2 Weitere konsultierte Literatur	38

ANHANG

Anhang 1 Grafische Darstellungen der ausgewählten Makrozoobenthos-Datensätze

Anhang 2 Umfrage zu Makrozoobenthos-Datensätzen bei kantonalen und eidgenössischen Gewässerschutz- und Fischerei-Fachstellen: Versandeter Fragebogen

Anhang 3 Rohdaten der untersuchten benthologischen und fischereilichen Kennwerte

Zusammenfassung

Die vorliegende Grundlagen-Studie wurde im Rahmen des "Netzwerkes Fischrückgang Schweiz" (Fischnetz) durchgeführt. Sie untersucht die Fischnetz-Hypothese 8, wonach eine geringere Verfügbarkeit von Fischnahrung, d.h. von wirbellosen Fischnährtieren (Makroinvertebraten, Makrozoobenthos) zu den Gründen für den Fischrückgang zählt. Abnehmende Bestände bzw. Erträge sind v.a. bei den Bachforellen in vielen Fliessgewässern des schweizerischen Mittellandes seit Mitte der 1980er Jahre festgestellt worden.

Die Makroinvertebraten bilden (in Form von Benthos, Drift oder Imagines) eine wichtige und in vielen Fällen die wichtigste Nahrungsgrundlage für die Forellen und andere Fischarten unserer Fliessgewässer. Die Nahrungswahl der Fische — und besonders der Bachforelle als ausgesprochener Nahrungs-Opportunistin — hängt aber stark von populationsinternen Faktoren (z.B. Alter und Dichte der Fische) und von äusseren Begleitumständen (z.B. Gewässertyp und Jahreszeit) ab.

Die Entwicklung der Fischnährtiere in schweizerischen und liechtensteinischen Fliessgewässern wurde anhand von ausgewählten Zeitreihen mit Datensätzen aus insgesamt 12 Gewässern verfolgt. Alle Datensätze stammen aus der Periode von 1980 bis 2001. Da für die Biomasse und die absolute Individuendichte (Abundanz) des Makrozoobenthos nur eine einzige Zeitreihe an der Aare ausgewertet werden konnte, musste die Benthos-Entwicklung hauptsächlich aufgrund von halbquantitativen Häufigkeitsangaben beurteilt werden. Diese Werte dürften die Tendenz der Veränderungen meist richtig wiedergeben, deren Ausmass aber oft unterschätzen. Die verwendeten halbquantitativen Häufigkeitsstufen können nur innerhalb der einzelnen Gewässer oder innerhalb der einheitlich bearbeiteten Regionen (Kanton Waadt, Fürstentum Liechtenstein) verglichen werden, nicht jedoch dazwischen.

Aus den untersuchten Zeitreihen von halbquantitativen oder quantitativen Benthosdaten geht hervor, dass die Häufigkeit von Fischnährtieren in den meisten schweizerischen Fliessgewässern etwa konstant geblieben ist oder leicht zugenommen hat. Hinweise auf eine Abnahme der Benthos-Häufigkeit oder -Biomasse sind dagegen nur vereinzelt gefunden worden. Ebenfalls nur geringe Veränderungen ergaben sich für die separat ausgewerteten Grossgruppen des Makrozoobenthos. Für die schweizerischen Fliessgewässer, die in der vorliegenden Studie berücksichtigt wurden, ist daher für die vergangenen 20 Jahre *nicht* von einem Rückgang oder einer grundsätzlich anderen (z.B. energieärmeren) Zusammensetzung der benthischen Fischnahrung auszugehen.

Wo überhaupt geeignete Begleitdaten zur Verfügung standen, zeigten sich über den untersuchten Zeitraum in vielen Gewässern recht einheitliche Veränderungen beim fischereilichen Ertrag (v.a. bei den Bachforellen meist rückläufig) sowie bei den Einflussfaktoren Wassertemperatur (zunehmend) und Wasserqualität (oft abnehmende Nährstoff- und Schwermetall-Belastung). Bei den Fischbeständen und bei der Gewässerstruktur (Ökomorphologie) waren zuwenige Grundlagen vorhanden, um die Veränderungen seit 1980 abschätzen zu können. Ein Zusammenhang zwischen der Entwicklung von einzelnen abiotischen Einflussfaktoren und von einzelnen Gruppen oder der Gesamtheit des Makrozoobenthos ist aufgrund der verfügbaren, meist spärlichen Daten nicht herzustellen.

In der Literatur sind direkte Einflüsse des Nahrungsangebotes auf den Fischbestand bzw. Fischfangertrag für viele Gewässer dokumentiert. Bei Seen wird durch eine Verminderung des Nährstoff-Eintrages (Re-Oligotrophierung) oft die Produktivität der gesamten Nahrungskette herabgesetzt.

In organisch stark belasteten (α -mesosaprobien) Fliessgewässern kann eine Reduktion des Abwassereintrages oder der Abschwemmungen aus Kulturland indirekt auch zu einer Verminderung von Fischbestand und -produktion führen. In unbelasteten (oligosaprobien) Gewässern konnte die Menge und/oder Produktion der Forellen durch eine künstliche Zugabe von gelöstem bzw. partikulärem organischem Material oder von gelösten anorganischen Pflanzennährstoffen (Phosphor, Stickstoff) wesentlich erhöht werden. Dabei führte der Wirkungsweg zwischen der zugegebenen Substanz und den Fischen in der Regel über das Makrozoobenthos als Fischnährtiere.

In der Schweiz hat die organische Belastung der Fließgewässer bereits vor 1980 stark abgenommen. Seither ist der Eintrag von leicht abbaubaren organischen und von anorganischen Pflanzennährstoffen weiter zurückgegangen. Viele Gewässer werden heute nach der "klassischen" Skala der Saprobität als unbelastet (oligosaprob) bis mässig belastet (β -mesosaprob) eingestuft. V.a. im β -mesosaprobten Bereich ist der Zusammenhang zwischen Nahrungsangebot und Fischbestand bzw. -ertrag noch ungenügend bekannt.

Erste Untersuchungen an der alten Aare und an Gewässern des St. Galler Rheintals führten zum Schluss, dass das Nährtierangebot für die Fische ausreichend ist. Auch aus den bezüglich Benthos- und Fischbestand näher untersuchten, sehr unterschiedlichen Fließgewässern des Kantons Bern ergaben sich keine Hinweise auf eine allgemeine "Unterversorgung" mit benthischen Nährtieren. Jene Gewässer, die einen vergleichsweise geringen spezifischen (d.h. auf eine Fisch-einheit bezogenen) Benthosbestand aufweisen, sind auch absolut betrachtet eher nahrungsarm (unproduktiv).

In der vorliegenden Studie haben die Auswertungen aus unterschiedlichen Richtungen zu einer übereinstimmenden Schlussfolgerung geführt: Es ist unwahrscheinlich, dass eine geringere Verfügbarkeit von Fischnährtieren in den schweizerischen Fließgewässern zu den massgebenden Gründen für den Fischrückgang seit Mitte der 1980er Jahre zählt. Mit den bestehenden Daten und aufgrund des heutigen Kenntnisstandes kann die Fischnetz-Hypothese 8 demnach nicht bestätigt werden. Das benthische Nahrungsangebot kann aber in einzelnen Gewässern trotzdem eine wesentliche Rolle spielen; Um derartige Zusammenhänge aufzudecken, müsste die Biomasse (nicht nur die Häufigkeit!) des Makrozoobenthos und deren Verhältnis zur Fischbiomasse bei gewässerökologischen Aufnahmen zukünftig besser erfasst werden.

Zu zwei rein fischereilichen Fragen werden kurz kommentierte Literaturhinweise gegeben.

1. Einleitung

1.1 Ausgangslage und Fragestellung

Das „Netzwerk Fischrückgang Schweiz“ (Fischnetz) untersucht in verschiedenen Vorgehensphasen und -schritten, wodurch der festgestellte Rückgang der Fischbestände — und darunter v.a. der Bachforellen — in Fliessgewässern des schweizerischen Mittellandes seit Mitte der 1980er Jahre hervorgerufen worden ist. Einzelheiten zum Aufbau und zu den Forschungsschwerpunkten (12 Hypothesen) des Gesamtprojektes finden sich in Burkardt-Holm et al. (2002), in der dreimal jährlich erscheinenden Broschüre „fischnetz-info“ und auf der laufend aktualisierten Internet-Homepage des Projektes unter „www.fischnetz.ch“.

Im Rahmen der zweiten, 2001 gestarteten Projektphase sollte u.a. auch überprüft werden, ob und gegebenenfalls in welchem Mass Veränderungen bei der Fischnahrung bzw. bei den wirbellosen Fischnährtieren (Makroinvertebraten, Makrozoobenthos) zum Rückgang der Fischbestände beigetragen haben. Die entsprechende Arbeitshypothese von Fischnetz lautete:

Hypothese 8: Geringere Verfügbarkeit von Fischnahrung führt zum Fischrückgang

Die Formulierung dieser Hypothese schliesst sowohl quantitative Aspekte (Menge) als auch qualitative Aspekte (Zusammensetzung, Erreichbarkeit, Eignung) der Fischnährtiere mit ein.

Zur Überprüfung von Hypothese 8 sollten in einem ersten Schritt die bestehenden Grundlagen zur qualitativen und quantitativen Entwicklung des Makrozoobenthos in schweizerischen Fliessgewässern gesammelt, aufgearbeitet und mit den Veränderungen des Fischbestandes im jeweiligen Gewässer korreliert werden (Grundlagenstudie). Zu berücksichtigen waren dabei möglichst alle für die Fragestellung relevanten gewässerökologischen und fischereilichen Erhebungen und Daten aus dem Zeitraum von ca. 1980 bis heute (inkl. „graue Literatur“). Der Auftrag zur Durchführung der Grundlagenstudie über den Fragenkomplex Fischnahrung wurde mit Brief vom 7. August 2001 an die Firma Limnex AG in Zürich erteilt.

Die vom Projekt Fischnetz vorgegebene Feinplanung der Grundlagenstudie zur Entwicklung des Fischnährtier-Bestandes umfasste u.a.:

- Einige grundsätzliche Erläuterungen zum Makrozoobenthos und zum benthischen Nahrungsangebot als mögliche Ursache des Fischrückgangs;
- Die erste Einschätzung einer Expertenrunde über die mutmasslichen Bedeutung des benthischen Nahrungsangebotes;
- Einen Fragenkatalog zur Prüfung von Hypothese 8.

Die vorliegende Grundlagenstudie konzentrierte sich auf die folgenden Fragen und Unterfragen:

- 8.1 Welche Veränderungen des Angebotes von Fischnahrung in den vergangenen 10 - 20 Jahren sind in schweizerischen Gewässern beobachtet worden?
 - 8.1.1 Sind bei den Gewässern, bei denen solche Nahrungsangebotsänderungen dokumentiert sind, auch Änderungen des Fischfangertrags/Fischbestandes beobachtet worden?
 - 8.1.2 Welche anderen fischrelevanten Parameter haben parallel zum Nahrungsangebot geändert?
 - 8.1.3 Sind Veränderungen beobachtet worden, die zu einer anderen, energieärmeren Nahrungszusammensetzung geführt haben (z.B. weniger Plecopteren)? Sind Veränderungen beobachtet worden, die zu einer anderen Zusammensetzung der Nährtier-Biozönose geführt haben?

Die folgenden zwei Fragen behandeln den engeren Themenkreis der Fisch-Nährtier-Interaktion. Der darin angesprochene, ursächliche Zusammenhang von Fischbestand und Nahrungsangebot ist zum vornherein nur durch eingehendere Untersuchungen bzw. Experimente nachzuweisen:

- 8.2 Gibt es dokumentierte Fälle, bei denen Veränderungen des Fischbestandes/Fischfangertrages auf eine Veränderung des Nahrungsangebotes zurückgeführt werden können?
- 8.3 Gibt es Untersuchungen, bei denen durch gezielte Nahrungszufuhr eine erhöhte Fischproduktion erreicht werden konnte (limitierender Faktor = Nahrung)?

Die verbleibenden zwei Fragen bzw. Unterfragen sind rein fischereilicher Art:

- 8.1.4 Gibt es Gewässertypen, für die ein maximal möglicher Fischfangertrag geschätzt werden kann (z.B. durch langjährige Beobachtung)?
- 8.4 Gibt es dokumentierte Fälle, in denen konkurrenzbedingte Wachstums- oder Reproduktionsvermindernungen nachgewiesen werden konnten (z.B. durch intensiven Besatz)?

1.2 Datenquellen und Vorgehensweise

Ein direkter Zusammenhang zwischen Nährtier- und Fischbestand ist dort denkbar, wo neben dem Fischrückgang auch ein eindeutiger Trend in Richtung eines nachteilig veränderten Nährtier-Angebotes festzustellen ist (Verminderung der Biomasse, ungünstigere Artenzusammensetzung etc.). Nach derartigen „phänomenologischen“ Parallelen in der Entwicklung von Makrozoobenthos und Fischen wurde deshalb breit gesucht. Ziel der Recherche war es, möglichst viele geeignete Untersuchungen an schweizerischen Gewässern mit und ohne Fischrückgang auswerten zu können.

In der vorliegenden Grundlagenstudie wurden hauptsächlich Fließgewässer-Untersuchungen aus dem Zeitraum von 1980 bis 2000 erfasst. Ältere Daten sowie Grundlagen zur Entwicklung des Benthos in Seen wurden — soweit überhaupt vorhanden — ergänzend beigezogen. Die Datenauswertung konzentrierte sich auf die vom Fischrückgang besonders betroffenen grösseren Bäche und Flüsse des Mittellandes. Zur besseren Einordnung der Befunde wurden aber auch einige alpine Gewässer und Gewässer ohne (nachgewiesenen) Fischrückgang ausgewählt. Mit der Venoge konnte ausserdem eines jener vier Testgebiete berücksichtigt werden, die im Rahmen von Fischnetz umfassend untersucht werden („www.fischnetz.ch“).

Für den Einbezug eines Gewässers in die Auswertung wurde eine Reihe von zeitlichen und methodischen Minimalanforderungen an Benthos-Datensätze gestellt (Anhang 2).

Ein Grossteil der ausgewerteten Daten stammt von den Fischerei- und Gewässerschutz-Fachstellen der Kantone, des Bundes und des Fürstentums Liechtenstein, die sporadisch oder routinemässig biologische Gewässer-Überwachungen mittels Makroinvertebraten durchführen. Diese Daten wurden durch eine schriftliche Umfrage bei allen entsprechenden Fachstellen für das vorliegende Projekt erschlossen. Im versandten Fragebogen (Anhang 2) wurde neben den eigentlichen Benthosdaten auch nach verfügbaren abiotischen und biotischen Begleitdaten gefragt (Temperatur, Wasserqualität, Ökomorphologie, Fischertrag bzw. -bestand).

Die Umfrage wurde von 22 der angeschriebenen 26 Kantone sowie von den Fischerei-Fachstellen des Bundes und des Fürstentums Liechtenstein beantwortet. Insgesamt wurden uns für den Zeitraum zwischen 1980 und 2000 weit über 500 Datensätze (Benthosaufnahmen pro Stelle und Termin) von über 200 verschiedenen Gewässerstellen gemeldet. Darüber hinaus wurde für das vorliegende Projekt bei folgenden Quellen nach geeigneten Datensätzen recherchiert:

- Wasserwirbellosen-Datenbank des Centre Suisse de Cartographie de la Faune (CSCF) in Neuchâtel;

- Benthos-Untersuchungen an einzelnen Fließgewässern durch Hochschul-Institute und fachkundige Privatfirmen.

Für das vorliegende Projekt konnten ca. 270 Datensätze von 33 Stellen an 12 Gewässern ausgewertet werden (Tabelle 1, Anhang 1).

Bereits vor Beginn der Studie stand fest, dass zeitaufwendige, qualitativ und quantitativ umfassende Aufnahmen des Benthos in der Schweiz nur selten durchgeführt werden bzw. worden sind. Wo zuverlässige Daten existieren, wurden sie meistens im Zuge der Grundlagenforschung (z.B. Dissertationen) oder der angewandten Forschung zur Klärung spezifischer Fragen an einzelnen Gewässern erhoben. Dabei umfasst die Untersuchungsperiode oft nur kurze Zeit (ein bis wenige Jahre) und erlaubt daher kaum Aussagen über die längerfristige Entwicklung der Fischnährtiere. Umgekehrt reichen in vielen Untersuchungen, welche sich über längere Zeiträume erstrecken (v.a. routinemässige Überwachung des biologischen Zustandes durch die oder im Auftrag der kantonalen Gewässerschutz-Ämter), die Probenzahl und/oder die Bearbeitungstiefe für gesicherte Aussagen zu den einzelnen Gewässern ebenfalls nicht aus.

Um dieser grundlegenden Schwierigkeit zu begegnen, war ursprünglich eine Bearbeitung auf zwei verschiedenen Ebenen vorgesehen:

- Ebene 1 = Breite Trendanalyse. Grobe Überprüfung einer grösseren Anzahl von Datensätzen aus routinemässigen Benthos-Untersuchungen. Damit sollten offenkundige Veränderungen von Besiedlungsdichte bzw. Zusammensetzung der wichtigsten Fischnährtiere erkannt und mit der Entwicklung des Fischbestandes in den entsprechenden Gewässern verglichen werden.
- Ebene 2 = Punktueller Vertiefung: Eingehende Auswertung jener Untersuchungen, welche die Entwicklung des Benthos auf methodisch einwandfreier Grundlage (Probenzahl, Bearbeitungstiefe) und über eine längere Periode aufzeigen. Anhand dieser Fälle bzw. Gewässer sollte soweit als möglich auch die Bedeutung weiterer Einflussfaktoren auf das Nahrungsangebot und den Fischbestand ermittelt werden.

Im Verlauf der Datensammlung und -auswertung ist klar geworden, dass sich die verfügbaren Datensätze des Makrozoobenthos aus schweizerischen Fließgewässern teilweise zwar sehr gut für eine Trendanalyse (Ebene 1) eignen, aber kaum für die Bearbeitung der komplexeren Fragen zum Zusammenhang zwischen Fisch- und Nährtierbestand bzw. -produktion (z.B. Frage 8.2). Diese zweite Untersuchungsebene musste deshalb fast ausschliesslich mittels Literaturangaben behandelt werden.

Hinweise zu den rein fischereilichen Fragen 8.1.4 und 8.4 (Kapitel 1.1) wurden nicht systematisch recherchiert, sondern bei der Bearbeitung der übrigen Fragen „en passant“ gesammelt. Sie werden dem Fischnetz als kommentierte Literaturangaben verfügbar gemacht.

Es wurde davon ausgegangen, dass die vorhandenen, für die vorliegende Fragestellung relevanten fischereilichen Grundlagen für die vom Fischrückgang betroffenen schweizerischen Gewässer im Rahmen der bisherigen Fischnetz-Projekte bereits weitgehend gesammelt und ausgewertet worden sind. Zur generellen Entwicklung der Fischbestände, der Fischfang- und -besatzzahlen sowie des Ernährungszustandes der Fische (Kondition) wurden demzufolge keine eigenen Recherchen mehr durchgeführt. Es wurden vielmehr gezielt die bereits aufgearbeiteten fischereilichen Grundlagen zu jenen Gewässern herangezogen, für die auch verwertbare Angaben zur Entwicklung des Makrozoobenthos bestanden.

Der vorliegende Bericht umfasst einige allgemeine, mit Beispielen aus der Schweiz ergänzte Ausführungen zum Makrozoobenthos als Fischnahrung (Kapitel 2), eine Behandlung der drei genannten Fragenkomplexe (Kapitel 3 bis 5) und ein Literaturverzeichnis (Kapitel 6). Anhang 1 enthält die grafischen Darstellungen zur Entwicklung des Makrozoobenthos sowie zu den Abflussverhältnissen vor und während der Benthos-Aufnahmen für alle ausgewerteten Datensätze. In Anhang 2 ist der Fragebogen wiedergegeben, womit bei den Gewässerschutz- und Fischereifachstellen nach

geeigneten Datensätzen recherchiert worden ist. Nähere Angaben zu den ausgewerteten Fließgewässern des Kantons Bern sind Anhang 3 zu entnehmen.

Zur vorliegenden Studie haben viele Personen von Amtsstellen, Hochschulen und privaten Beratungsbüros beigetragen, sei es durch die Meldung und Lieferung von Benthos- und Begleitdaten, durch Literaturhinweise oder durch die Diskussion der Resultate. Ihnen allen sei an dieser Stelle herzlich gedankt. Ein besonderer Dank geht namentlich an Frau Claudia Friedl, Frau Sonja Gamme-ter, Frau Patricia Holm, Frau Sandra Knispel, Frau Stefanie Leibfried, Frau Mirica Scarselli sowie an die Herren Marc Bernard, Bernard Büttiker, Chasper Buchli, Simon Capt, Andreas Frutiger, Andrea Heinrich, Titus Joosting, Augustin Krämer, Claude Lang, Heinz Marrer, Christophe Noël, Jean Per-fetta, Armin Peter, Peter Rey, Olivier Reymond, Arno Stöckli, Thomas Vuille, Jakob Walter und Karl Wurm.

Tabelle 1

Verfügbare Datensätze zum Makrozoobenthos in schweizerischen Fließgewässern für die Periode 1975 - 2001. Die fett markierten Gewässer(stellen) wurden für die vorliegende Grundlagenstudie ausgewertet.

Kanton / Land Andere Quellen	Gewässer	Untersuchungs- strecke(n) bei	Untersuchungs- jahre	Anzahl Stellen	Anzahl Datensätze
AG / BE / SO	Aare	Aarburg	1993 - 1998	1	6
BS	Birs , Wiese, Birsig	Diverse	1980 - 2001	ca. 10	ca. 20
GE	Versoix, Allondon, Drize	Diverse	1982 - 2001	7	ca. 40
JU	Scheulte, Birse, La Pran, Rouge Eau, R. de Boecourt, Tabellon, Sorne, Doubs, Allaine, Cornoline, Coeuvatte, Vendline	Diverse	1975 - 2000	ca. 50	>200
SG	Sitter	St. Gallen	1980 - 2000	2	7
VD	Venoge, Torneresse, Orbe, Petite Glâne, Grande Eau, Sarine, Veyron, Doye, Boiron de Nyon, Aubonne, Dullive, Promenthouse, Boiron de Morges, Nozon, Morges, Forestay, Baye de Clarens, Tinière, Baye de Montreux, Gyronne, Avançon, Broye, Talent, Mujon, Lembe, Grenet, Merine, Carrouge, Arbogne, Arnon, Bressone, Cerjaulle, Hongrin, Mentue, Buron, Sauteru	Diverse	1982 - 2001	>100	>>200
ZH / Diverse	Limmat	Höngg	1990 - 2000	2	10
FL	Samina, Malbunbach, Balzner Giessen, Möli- bach, Spiersbach, Parallel- graben, Erlengraben, Schlossbach, Scheidgraben, Katharinabrunn	Diverse	1980 - 2001	16	ca. 140
BUWAL / BS	Hochrhein	Diverse	1981 - 2000	9	ca. 35
Datensätze total				>200	>>500
Ausgewertet	12 Gewässer			33	ca. 270

2 Das Makrozoobenthos als Fischnahrung

Als Makrozoobenthos bezeichnet man die Lebensgemeinschaft der von blosserem Auge noch sichtbaren wirbellosen Tiere auf und in der Gewässersohle (Makroinvertebraten). Zu deren Bedeutung als Fischnahrung (bzw. Fischnährtiere) existiert eine umfangreiche Literatur, die im Rahmen des vorliegenden Projektes nur auf die groben Zusammenhänge hin ausgewertet werden konnte. Das Schwergewicht wurde dabei auf Untersuchungen an forellenartigen Fischen (Salmoniden) in Fliessgewässern und speziell auf die Bachforelle (*Salmo trutta*) gelegt. Diese Art ist einerseits in vielen gut untersuchten Fliessgewässern entweder natürlicherweise heimisch (Eurasien) oder vor langer Zeit eingeführt worden (z.B. Nordamerika, Neuseeland; Pedroli et al., 1991). Andererseits ist sie die in schweizerischen Fliessgewässern häufigste Fischart, deren Bestände bzw. Fänge seit Mitte der 1980er Jahre fast landesweit besonders stark abgenommen haben (BUWAL, 1999; Novak et al., 1997). Neben der Forelle sind v.a. bei einigen weiteren Fliesswasserarten — bei der Äsche (*Thymallus thymallus*) sowie den beiden Cypriniden Nase (*Chondrostomus nasus*) und Barbe (*Barbus barbus*) — starke Rückgänge zu verzeichnen (Novak et al., 1997).

2.1 Die Bedeutung des Makrozoobenthos

Neben den substratbewohnenden Makroinvertebraten ("mobile benthos") werden noch folgende Hauptkomponenten der Forellennahrung angeführt (Gerking, 1994):

- Dem Makrozoobenthos zugehörige, aber vorübergehend in der fliessenden Welle treibende Tiere (eigentliche Drift, "benthic drift");
- Drift von gewässerfremden Organismen an der Wasseroberfläche (Anflugnahrung, terrestrische Oberflächendrift, "allochthonous floating food organisms");
- Drift von gewässereigenen Organismen an die/der Wasseroberfläche (aquatische Oberflächendrift, "autochthonous floating food organisms"). Dabei handelt es sich v.a. um Insekten, die nach Abschluss ihrer (benthischen) Larvalentwicklung an die Oberfläche steigen, wo die ausgewachsenen, geflügelten Tiere (Imagines) schlüpfen und das Wasser verlassen (Emergenz). Zu dieser aquatischen Oberflächendrift zählen aber auch jene Imagines, die während oder nach der Paarung auf die Wasseroberfläche zurückkehren, um ihre Eier abzulegen.

Waters (1988) nennt daneben noch eine ganze Reihe weiterer möglicher Futterquellen, die bei der Untersuchung des Nahrungsangebotes meist nicht erfasst und berücksichtigt werden:

- Die Besiedlung von tieferen Sedimentschichten, von Wasserpflanzenbeständen und Totholz sowie von periodisch überfluteten Uferbereichen durch Benthosorganismen;
- Die Lebensgemeinschaften der kleinen und kleinsten Tiere (Meiofauna, Zooplankton), die v.a. für Jungfische verwertbar sind;
- Fischeier, Jungfische (auch solche der eigenen Art) und andere Fischarten, die v.a. von älteren Forellen gefressen werden.

Die Anteile dieser hauptsächlichen Komponenten an der Fischnahrung können je nach Gewässer, nach Jahres- oder Tageszeit, nach Fischart, -population und -alter usw. fast beliebig variieren. Tabelle 2 illustriert dies anhand einiger Serien von Magenanalysen an Bachforellen aus verschiedenen Gewässern der Schweiz und des unmittelbar angrenzenden Gebietes. Dabei sind das eigentliche Benthos und die benthische Drift zusammen aufgeführt (als Benthos-Organismen), weil sich allein aufgrund der gefressenen Tiere nicht entscheiden lässt, welchem der beiden Nahrungskomponenten sie ursprünglich angehörten. Diese Unterscheidung ist nur mit Hilfe einer aufwendigen, parallelen Untersuchung der Zusammensetzung von Benthos, Drift und Fischmägen möglich, wie sie in der Schweiz erst vereinzelt durchgeführt worden ist (z.B. Gisler, 1991 und Rey, 1992). Dabei

zeigte sich, dass die Mageninhalte der untersuchten Forellen eher die Zusammensetzung des Benthos als jene der Drift widerspiegeln.

In Übereinstimmung mit den Befunden aus schweizerischen Gewässern (Tabelle 2) gelten Salmoniden generell (und damit auch die Bachforelle) als Nahrungs-Opportunisten, können sich also innerhalb eines breiten Spektrums nach dem gerade vorhandenen Angebot an Nährtieren richten. Eine ausführliche Zusammenstellung von Literatur und eigenen Resultaten (aus der Thur) über die Nahrungspräferenzen der Bach- und Regenbogenforelle sowie weiterer Fließwasser-Arten ist z.B. in Rey (1992), ein spezieller Review zur Bedeutung der Anflug-Nahrung für Salmoniden in Hunt (1975) zu finden.

Das Benthos stellt aber auch für die räuberisch lebenden Fische der Stillgewässer eine bedeutende Nahrungsquelle dar. Dass die Zusammensetzung der Nährtiere in den Mägen von seebewohnenden Bachforellen ebenfalls stark variieren kann, zeigt Tabelle 2 am Beispiel von zwei alpinen Seen im Kanton Graubünden. Typische Seefische wie die Felchen (*Coregonus sp.*) oder die zu den Salmoniden zählenden Seesaiblinge (*Salvelinus alpinus*) ernähren sich oft bevorzugt von Zooplankton, d.h. von kleinen, im Freiwasser schwebenden tierischen Organismen (Gerstmeier, 1985). Forellen können diese Nahrungsquelle dort, wo sie überhaupt zur Verfügung steht (Seen und Seeabflüsse), nur in ihren Larven- und Juvenilstadien nutzen. So wiesen am 10.6.2000 von insgesamt 30 untersuchten Forellenmägen aus dem Lago di Poschiavo lediglich deren zwei namhafte Mengen von Zooplankton auf (Tabelle 2); es handelte sich dabei um die zwei kleinsten Fische mit Längen von 17 bis 18 cm, während die übrigen gefangenen Tiere zwischen 20 und 40 cm lang waren.

Innerhalb des Makrozoobenthos können die Anteile an der Fischnahrung ebenfalls in einem sehr grossen Bereich schwanken. Darauf weisen sowohl die vorliegenden Magenanalysen an Forellen aus schweizerischen (Tabelle 2) als auch die zahlreichen Angaben aus anderen Gewässern hin. Auch hier gilt, dass sich die Zusammensetzung der Nahrung grundsätzlich nach dem vorhandenen Angebot richtet und damit stark vom einzelnen Gewässer, von der Jahres- und Tageszeit, von Art und Alter der Fische usw. abhängig ist. Von einer (aktiven) Bevorzugung oder positiven Selektion bzw. einer Meidung oder negativen Selektion einzelner Nahrungskomponenten wird dann gesprochen, wenn diese Komponente in der Fischnahrung gegenüber dem verfügbaren Angebot (im Benthos, in der Drift etc.) über- bzw. untervertreten ist. Das Mass der Vorliebe bzw. Abneigung kann durch Selektionsindices oder Eignungsfaktoren ("availability factor") ausgedrückt werden (z.B. Rey, 1992, Elliott, 1967). Dabei sind allerdings auch die Präferenzen für bestimmte Benthos-Organismen ebenso so vielfältig wie schon die generelle Nahrungswahl. So wurden etwa bei einer Reihe von Untersuchungen an Bachforellen-Sömmerlingen in verschiedenen neuseeländischen Flüssen, also einer vergleichsweise eng umgrenzten Fischgruppe, die Zuckmücken (Chironomidae) in zwei Fällen positiv, in zwei Fällen negativ, in zwei Fällen sowohl positiv (je einmal Larven und Puppen) als auch negativ (je einmal Larven und Puppen) und in einem Fall überhaupt nicht selektioniert. Andere Arten und Gruppen des Makrozoobenthos wurden entweder positiv oder gar nicht, die terrestrischen Insekten dagegen negativ oder gar nicht selektioniert (Sagar & Glova, 1995). Die wenigen entsprechenden Untersuchungen in der Schweiz ergeben ein fast ebenso uneinheitliches Bild über die bevorzugten bzw. verschmähten Nährtiere der Bachforelle. Übereinstimmung herrscht hier aber zumindest in bezug auf die Chironomidenlarven, die zum Zeitpunkt der Untersuchungen offenbar sowohl im Necker (Gisler, 1991) als auch in der anschliessenden Thur (Rey, 1992) selektiv gemieden worden sind.

Trotz der grossen Schwankungsbreite bei der Nahrungswahl gelten einzelne Arten oder Gruppen des Makrozoobenthos allgemein eher als "gute" bzw. bevorzugte Fischnährtiere. Es sind dies z.B. Eintags-, Stein- und gewisse Köcherfliegenlarven, Bachflohkrebse der Gattung *Gammarus sp.* sowie Wasserasseln (*Asellus sp.*), Zuck- und Kriebelmückenlarven (Vuille, 1997; Joosting, 1986 und Referenzen darin). Andere Gruppen wie Würmer, Wasserschnecken und Muscheln gelten dagegen eher als "schlechte" Fischnährtiere (Stotz, 1986). Ein Beispiel für eine derartige pauschale Einteilung ist auch der Grad der Erreichbarkeit ("accessibility"), den Neill (1938) aufgrund von Untersuchungen an Bachforellen im schottischen Fluss Don und aufgrund von allgemeinen Kenntnissen

über die Lebensweise ("bionomics") der verschiedenen Nährtiere wie folgt angibt (gewisse taxonomische Angaben leicht modifiziert):

- Frei exponiert und für Forellen damit gut erreichbar: Alle Stadien von Kriebelmücken (Simuliidae), Bachflohkrebse (*Gammarus* sp.), Puppen von Zweiflüglern (Diptera), Imagines von Wasserkäfern (Coleoptera), Napfschnecken (*Ancylus* sp.);
- Teilweise verborgen und damit vor Frass beschränkt geschützt: in geringem Ausmass die Larven von Eintagsfliegen (Ephemeroptera) und Steinfliegen (Plecoptera), in mittlerem Ausmass die Larven und Puppen von Köcherfliegen (Trichoptera), die Egel (Hirudinea) und die Fadwürmer (Nematodes), in hohem Ausmass die Larven von Wasserkäfern (Coleoptera) und Zweiflüglern (Diptera, ausgenommen die Kriebelmücken);
- Vollständig verborgen und damit vor Frass weitgehend geschützt: die wenigborstigen Würmer (Oligochaeta) und die Wassermilben (Hydrachnellae).

Unabhängig von der systematischen Zugehörigkeit der Nährtiere wird häufig festgestellt, dass Forellen, die sich bei der Jagd hauptsächlich optisch orientieren, grössere Beute bevorzugen (z.B. Elliott, 1973; Allan, 1978). Metz (1974) postuliert ausserdem einen Einfluss der Körperform und vermutet, dass sich die Fische bevorzugt an vertraute Nährtiere halten. Einzelne Forellen können sich dabei auch stark auf bestimmte Nahrungs-Organismen spezialisieren (Nilsson, 1978; Gerking, 1994). Derartige individuelle Vorlieben könnten beispielsweise einige Forellen aus dem Davosersee und dem Lago di Poschiavo entwickelt haben, deren Mägen zum Zeitpunkt der Untersuchung (Tabelle 2) vorwiegend bis ausschliesslich die sonst oft verschmähten Wasserschnecken und Erbsenmuscheln (*Pisidium* sp.) enthielten.

Insgesamt bilden die Makroinvertebraten (in Form von Benthos, Drift oder Imagines) damit ohne Zweifel eine wichtige und in vielen Fällen die wichtigste Nahrungsgrundlage für die Forellen und andere Fischarten unserer Fliessgewässer. Da die Fische sich bei der Ernährung in erster Linie nach dem vorhandenen Angebot richten, hängt ihre Nahrungswahl neben populationsinternen Faktoren (z.B. Alter und Dichte der Fische) aber stark von äusseren Begleitumständen wie Gewässertyp, Jahreszeit etc. ab. Dies gilt ganz besonders für die Bachforelle als ausgesprochener Nahrungs-Opportunistin. Artspezifische oder individuelle Vorlieben für bestimmte Nährtiere kommen umso stärker zum Ausdruck, je grösser das gesamte Nahrungsangebot ist.

2.2 Nährtier- und Fischproduktion

Die grundlegenden Begriffe und Zusammenhänge der Produktionsbiologie in aquatischen Ökosystemen sind u.a. in Waters (1977, 1988) und Benke (1993) dargestellt. Eine umfassende Untersuchung der Nährtier- und Fischproduktion in einem bestimmten Gewässer ist auch bei maximalem Aufwand bei der Datenerhebung und auswertung noch mit grossen Unsicherheiten verbunden (Stotz, 1986). Derart ausführliche Studien liegen in der Schweiz unseres Wissens nicht vor, hingegen einzelne Arbeiten aus verschiedenen Gewässern mit Angaben zur Produktion der Bachforellen (Peter, 1987) bzw. des Benthos (Frutiger, 1983).

Sowohl bei räuberisch lebenden Fischen wie den Salmoniden als auch bei ihrer im Gewässer selbst produzierten Nahrung, dem Makrozoobenthos, kann die Biomasse ("standing stock", "standing crop", zu einem bestimmten Zeitpunkt vorhandene Menge) und die Produktion ("production", Bildung neuer Biomasse pro Zeiteinheit) in weiten Grenzen variieren (siehe Kapitel 5.1). In einem vergleichsweise engen Bereich bewegt sich demgegenüber die sogenannte Umsatzrate ("turnover ratio"), d.h. das Verhältnis zwischen der Produktion innerhalb eines bestimmten Zeitintervalls (P) und der über dieselbe Zeit gemittelten Biomasse (B). Dieses P/B-Verhältnis hängt v.a. vom Al-

ter (bei Fischen) bzw. vom Entwicklungszyklus (beim Makrozoobenthos) ab; bezogen auf ein Jahresintervall beträgt es für Bachforellen in der Regel zwischen 0.1 (alte Fische) und 3.5 (Sömmerlinge) mit einem mittleren Bereich (ganze Population) von ca. 1.0 bis 2.0. Für das P/B-Verhältnis des Makrozoobenthos werden Extremwerte zwischen 0.1 und 160 bei einem mittleren Bereich von 5 - 10 angeführt. Unter Berücksichtigung weiterer produktionsbiologischer Kennwerte wie der "food conversion efficiency" (Verhältnis zwischen konsumierter Nahrung und daraus gebildeter Biomasse), des "ecotrophic coefficient" (Anteil der Benthos-Produktion, der von den Fischen "geerntet" bzw. konsumiert wird) oder des Energiegehaltes wird in grober Näherung geschätzt, dass für die Produktion von 1 kg Fischbiomasse (Lebend- oder Frischgewicht) ca. 5 kg Benthos-Nahrung (Frischgewicht) konsumiert bzw. ca. 10 bis 15 kg Benthos produziert werden müssen (Chapmann, 1978, Mann, 1978, Waters, 1977 und 1988; Lobon-Cervia et al., 1988; Huryn, 1996). Darin eingeschlossen ist auch jener Teil der Nahrung bzw. der aufgenommenen Energie, der vom Fisch veratmet oder unverwendet ausgeschieden wird (zusammen ca. 35% der Gesamtnahrung; Allen, 1951). Bei einem mittleren P/B-Verhältnis der Forellen von 1.5 und des Makrozoobenthos von 7.5 müsste die mittlere Biomasse des Benthos (BM) demnach etwa doppelt bis dreimal so hoch sein wie jene der Fische (FM), um eine Forellenpopulation gerade unterhalten zu können ($BM/FM = 2.0$ bis 3.0; "Sättigungsbereich").

In der Schweiz wird als grobes Mass für die Produktivität der Fischgewässer routinemässig die Ertragsfähigkeit bzw. das Ertrags- oder Produktionsvermögen bestimmt (Roth, 1966, 1985; Vuille, 1997). Bei dieser sogenannten Bonitierung wird der Produktionskoeffizient (k) berücksichtigt, der wiederum verschiedene abiotische und biotische Faktoren für den Gewässerzustand umfasst (z.B. Temperatur, Chemie, Raumverhältnisse, vgl. Kapitel 5.1). In die Bonitierung geht aber auch die von Huet (1949) und Albrecht (1953) entwickelte "capacité biogénique", d.h. die in eine 10-stufige Skala eingeteilte Nährtier-Biomasse (Frischgewicht), als sogenannter Bonitätsfaktor (B) mit ein. Pauschal werden Gewässer bei einem Bonitätsfaktor $B = 1 - 3$ (entsprechend einem Nährtierbestand von 0 bis 10 g Frischgewicht/m²) als nahrungsarm, bei $B = 4 - 6$ (entsprechend 10 bis 40 g/m²) als mittel und bei $B = 7 - 10$ (entsprechend >40 g/m²) als nahrungsreich bezeichnet. Als entsprechende Richtwerte für die fischereiliche Ertragsfähigkeit werden angegeben (Frischgewichte): arme Gewässer 10 bis 45 kg/ha, mittlere Gewässer 45 bis 120 kg/ha, reiche Gewässer >105 kg/ha.

In der Realität weicht das Verhältnis zwischen Benthos- und Fischbiomasse bzw. -produktion oft beträchtlich von diesen groben Richtwerten ab. Dies hat sich beispielsweise bei jüngeren Untersuchungen verschiedener Gewässer innerhalb begrenzter geographischer Gebiete in Österreich (Oberösterreichischer Mühlviertel; Butz & Rydlo, 1996) und in der Schweiz (Kanton Bern; Vuille, 1997) bestätigt. Bei der Untersuchung der bernischen Gewässer beruhte die Einteilung nach dem Nahrungsangebot (Bonitätsfaktor B) lediglich auf einer bis drei einzelnen, quantitativen Aufnahmen des Makrozoobenthos. Dennoch ergaben sich daraus einige weitere, für das vorliegende Projekt wesentliche Schlussfolgerungen (Abbildung 1, zugehörige Rohdaten in Anhang 3):

- Kontrollabfischungen in einzelnen Gewässern haben gezeigt, dass die aufgrund von Bestandeserhebungen ermittelten Ertragsfähigkeiten — die nach Roth (1985) als ungefähr ein Drittel der mittleren Gesamtbiomasse (standing crop) angenommen werden — signifikant tiefer sind als jene, die aus der Bonitierung hervorgehen. In den insgesamt sechs berücksichtigten Gewässern wurde der Fischertrag durch die Bestandeserhebungen auf 15 bis 107 kg/ha, durch die Bonitierung auf 27 bis 115 kg/ha geschätzt. Die Bonitierung führte zu einer Überschätzung um 5 bis 34 kg/ha oder umgerechnet um 7 bis 80% (im Mittel um 30%).
- Noch ausgeprägter ist die Abweichung zwischen dem geschätzten Ertrag aufgrund der Bonitierung und dem effektiv erzielten Ertrag durch Angelfischfang. In den 47 untersuchten Gewässern betrug der mittlere Angelertrag in den Jahren 1991-95 zwischen 0.4 und 90 kg/ha, der höchste Jahresertrag innerhalb dieser Periode zwischen 0.4 und 121 kg/ha. Über alle Gewässer ergab der mittlere Angelertrag damit nur 47% (Schwankungsbereich 9 bis 108%) und auch der maximale Angelertrag nur 60% (9 bis 148%) der Bonitierung. Die Fischfänge allein lassen deshalb noch keine zuverlässigen Rückschlüsse auf die Entwicklung von Fischbestand

bzw. -produktion zu. Der Einfluss der fischereilichen Bewirtschaftung (Besatz, Befischung) auf den Fischrückgang in schweizerischen Fliessgewässern wird in Teilprojekten von Fischnetz (Hypothesen 9 und 10) eingehend untersucht.

Anhand derselben Daten lässt sich auch grob abschätzen, welches Verhältnis in den einzelnen Gewässern zwischen Benthosbiomasse (ausgedrückt durch Faktor B) und dem Fischertrag besteht (Abbildung 1). Betrachtet man dabei die mittels Bonitierung oder Kontrollabfischungen bestimmte, theoretische Ertragsfähigkeit, so wird ist ein Teil der Gewässer sowohl aufgrund des Fischertrages als auch aufgrund der Benthos-Biomasse in dieselbe Ertragklasse (meist "arm" oder "Mittel") eingestuft. Bei einem beträchtlichen Teil der Gewässer wird das fischereiliche Ertragsvermögen jedoch eine Stufe tiefer angesetzt, als es dem Bonitätsfaktor entsprechen würde. In diesen Fällen ist demnach tendenziell ein Überangebot an Fischnahrung vorhanden. Der umgekehrte Fall, d.h. eine höhere Einstufung aufgrund des Fischertrages und damit ein Hinweis auf einen tendenziellen Nahrungsmangel, tritt dagegen nur in einem Fall auf (in der Aare zwischen Büren und der Kantons-grenze BE/SO). Zieht man an Stelle des theoretischen Ertragsvermögens den effektiven (mittleren oder maximalen) Fangertrag zum Vergleich heran, so wird die Diskrepanz noch grösser: Die Einstufung stimmt in diesem Fall nur mehr bei den nahrungs- bzw. ertragsarmen Gewässern überein. In jenen Gewässern hingegen, die aufgrund der Benthos-Biomassen im Mittelfeld oder reich an Fischnahrung sind, liegt der effektive Fischertrag mit zwei Ausnahmen (Schüss vor dem Bielersee und Aare vom Bielersee bis Büren) um eine oder gar zwei Stufen darunter (Abbildung 1).

An denselben bernischen Gewässern konnte überdies die Benthos-Biomasse mit dem Verhältnis zwischen Benthos- und Fischbiomasse (BM/FM) verglichen werden. Die Benthos-Biomasse wurde dabei nach den Angaben in Vuille (1997) aus dem Bonitätsfaktor B rückgerechnet. Die Fischbiomassen wurden gemäss der Faustregel von Roth (1985) als dreifache Menge der durch Bonitierung ermittelten Ertragsfähigkeiten angenommen (Vuille, 1997). Diese Ertragsfähigkeiten waren zuvor um 30% vermindert worden, weil die Bonitierung, wie bereits gezeigt, gegenüber den Bestandesaufnahmen zu einer entsprechenden Überschätzung des Fischertrags geführt hatte. Der in Abbildung 2 dargestellte Vergleich zwischen der Benthos-Biomasse und dem BM/FM-Verhältnis ergibt ein etwas differenzierteres Bild (zugehörige Rohdaten in Anhang 3):

- Das Verhältnis BM/FM liegt für alle untersuchten Gewässer zwischen 0.7 und 4.6 mit einem Mittelwert von 2.5. Soweit dies aus einer derart groben Abschätzung überhaupt abzuleiten ist, bewegt sich das BM/FM-Verhältnis damit im oder um den theoretisch hergeleiteten "Sättigungsbereich" von 2.0 bis 3.0, innerhalb dessen das benthische Nahrungsangebot für die Fischpopulation als ausreichend angenommen wird (siehe oben).
- Als nahrungsarm eingestufte Gewässer (mit Benthos-Biomassen $<10 \text{ mg/m}^2$) neigen eher zu tieferem, nahrungsreiche Gewässer (Biomassen $>40 \text{ mg/m}^2$) zu höherem BM/FM-Verhältnis. Die dazwischen liegenden Gewässer mit mittlerem Nahrungsangebot verhalten sich dagegen auch beim BM/FM-Verhältnis ausgeglichen. Je höher demnach in einem Gewässer das absolute Nahrungsangebot (bzw. die benthische Produktivität) ist, desto besser ist tendenziell auch das spezifische, d.h. pro Fisch oder pro normierter Fischeinheit (kg) verfügbare Angebot.

Aus den bezüglich Benthos- und Fischbestand näher untersuchten, sehr unterschiedlichen Fliessgewässern des Kantons Bern ergeben sich demnach keine Hinweise auf eine allgemeine "Unterversorgung" mit benthischen Nährtieren. Jene Gewässer, die einen vergleichsweise geringen spezifischen (d.h. auf eine Fischeinheit bezogenen) Benthosbestand aufweisen, sind auch absolut betrachtet eher nahrungsarm (unproduktiv). Mit zunehmender Produktivität steigt die Fischbiomasse offenbar nicht im gleichen Ausmass an wie diejenige des Benthos, nimmt das spezifische Nahrungsangebot also tendenziell zu bzw. die Bedeutung der benthischen Nahrung als möglicher limitierender Faktor für die Fischproduktion ab.

2.3 Auswirkungen der Fische auf das Makrozoobenthos

In einer ganzen Reihe von Fliessgewässern ist festgestellt worden, dass im Gewässer selbst (autochthon) keine ausreichende Menge an Benthos für die Ernährung der Forellen produziert wird. Dieses sogenannte "Allen paradox", benannt nach der klassischen produktionsbiologischen Untersuchung von Allen (1951) an Forellen des Horowiki in Neuseeland, kann nach Waters (1988) teilweise erklärt werden durch das Ausweichen der Fische auf gewässerfremde (allochthone) Nahrung und/oder durch die ungenügende Erfassung des gesamten benthischen Nahrungsangebotes in Fliessgewässern bei der herkömmlichen Beprobung (siehe Kapitel 2.1).

In produktiven Forellengewässern wird aufgrund des "Allen paradox" ein hoher Frassdruck auf das Makrozoobenthos angenommen (Huryn, 1996). Als produktiv gelten in diesem Zusammenhang Gewässer mit einer jährlichen Fischproduktion (Frischgewicht) von über 100 kg/ha (Kapitel 5.1). In solchen Fällen kann die Ausbildung der gesamten Nahrungskette bis hinunter zum pflanzlichen Bewuchs der Gewässersohle (Phytobenthos, Primärproduzenten) durch den Frassdruck der Fische bestimmt werden ("Top-down control"). In anderen Gewässern haben Feldversuche über die Auswirkungen von veränderten Fischbeständen (durch Einsatz oder Wegfang) auf das Benthos zu sehr unterschiedlichen und teilweise gegensätzlichen Resultaten geführt (Andersen et al., 1993; Gerking, 1994; Neveu, 1999). Dazu trägt auch bei, dass in etlichen Gewässern neben den Salmoniden noch andere, vorwiegend substratbewohnende Räuber — besonders die Groppe (*Cottus gobio*) und grosse Steinfliegenlarven — einen starken Einfluss auf den Benthosbestand ausüben können (Waters, 1988; Gisler, 1991; Walker-Bielsler, 1994).

Für schweizerische Gewässer liegen uns keine detaillierten Untersuchungen zum Einfluss der Fische auf das Makrozoobenthos vor. Einige grobe Anhaltspunkte ergeben sich aber aus den bereits in Kapitel 2.2 behandelten Untersuchungen an 47 bernischen Fliessgewässern (Vuille, 1997). Trägt man für diese Gewässer das BM/FM-Verhältnis gegen das Verhältnis zwischen effektivem Fangenertrag und theoretischem Ertragsvermögen (als Mass für die Befischungsintensität bzw. die Fangeffizienz) auf, so ergibt sich keinerlei Korrelation (Abbildung 3; zugehörige Rohdaten in Anhang 3). Wie die Abbildung zudem belegt, zeigt auch die absolute Benthos-Biomasse nur eine sehr schwache (positive) Korrelation mit der Fangeffizienz. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass alleine das Ausmass des Wegfanges durch Angler nur beschränkte Aussagen über den verbleibenden Fischbestand und damit über den verbleibende Frassdruck auf das Makrozoobenthos zulässt:

- Durch die seit 1980 beobachtete, starke Zunahme von fischfressenden Vögeln (v.a. des Kormorans) in der Schweiz können die Forellenpopulationen in einzelnen Gewässern einem zusätzlichen Fangdruck unterworfen worden sein (BUWAL, 1995, 1999). Dieser mögliche Zusammenhang ist Gegenstand eines separaten Teilprojektes von Fischnetz (Hypothese 10).
- Das Ausmass der Befischung hat Folgewirkungen auf die Fischpopulation (Rückkopplungseffekte). Ein verstärkter Wegfang (von älteren Fischen) führt zu erhöhter Reproduktion des verbleibenden Fischbestandes und, dank eines grösseren Anteils an jüngeren Stadien, zu effizienterer Umsetzung des vorhandenen Nahrungsangebotes in Fischbiomasse (Ricker, 1958). Auf diese Weise können die Auswirkungen eines erhöhten Fangdruckes teilweise kompensiert werden.

Aus den wenigen verfügbaren schweizerischen Daten zum Einfluss der Fische auf das Makrozoobenthos geht hervor, dass weder das absolute (Benthos-Biomasse) noch das spezifische Nahrungsangebot (Verhältnis Benthos-/Fischbiomasse) in eindeutiger Weise von der Befischungsintensität bzw. der Fangeffizienz abhängen. Unter Vorbehalt der ungenügenden Kenntnisse über die effektiven Fischbestände bestehen somit keine offensichtlichen Anhaltspunkte für einen spürbaren Einfluss der Forellen auf die Menge ihrer benthischen Beutetiere.

Tabelle 2

Anteilmässige Zusammensetzung der Nahrung in den Mägen von Bachforellen aus verschiedenen Gewässern der Schweiz und des unmittelbar angrenzenden Gebietes. Die Benthos-Organismen (total) umfassen sowohl Tiere von der Gewässersohle als auch solche aus der Drift. Beim Zooplankton wird nur angegeben, ob es in den Fischmägen vorhanden war (+) oder nicht (-). — = nicht separat untersucht, in den Originalpublikationen nicht aufgeführt. Zusätzliche Angaben (z.B. zur absoluten Zahl von Organismen in den Fischmägen oder zum Alter der untersuchten Fische) werden teilweise in den Originalpublikationen gemacht.

Gewässer	Langete BE				Thur TG	Necker SG			
	Huttwil				Warth bis Uesslingen	Aachsäge			
Untersuchungsbereich	Elektro- und (wenig) Angelfang				Elektrofang	Elektrofang			
Methode Fischfang	Sektion				Magenpumpe / Sektion	Magenpumpe			
Methode Magenuntersuchung	Mehrere Stichproben / Jahr				Mehrere Stichproben	Mehrere Tagesverläufe 1991			
Art der Untersuchung	Joosting (1986)				Rey (1992)	Gisler (1991)			
Referenz	1982 1983 1984 1985				16.7.90 - 14.8.91	2./3.7.	15/6.7.	5./6.8.	28/9.8.
Untersuchungsperiode	15	33	18	3	4	7	4	4	4
Anzahl Entnahmetermine	18	159	105	19	35	41	24	25	28
Anzahl Fischmägen (n)	Nährtiere (Anteile in %)								
Nährtiere (Anteile in %)	Benthos-Organismen total								
Benthos-Organismen total	15	35	18	31	78	66	49	19	26
davon Nicht-Insekten	<1	3	3	14	1	<1	<1	0	0
Fliegen-/Mückenlarven total	7	8	6	5	29	23	29	3	5
davon Zuckmückenlarven	—	—	—	—	11	16	22	<1	2
Eintagsfliegenlarven	1	7	5	5	42	12	9	8	18
Steinfliegenlarven	<1	<1	<1	0	4	2	<1	1	3
Köcherfliegenlarven	5	16	<1	7	1	27	8	6	<1
Übrige Insekten	1	2	3	<1	<1	1	1	0	<1
Aquatische Oberflächendrift	84	64	82	61	13	3	9	1	5
Terrestrische Anflugnahrung	<1	1	<1	8	7	31	42	80	69
Fische und höhere Krebse	0	<1	0	0	2	0	0	0	0
Zooplankton	—	—	—	—	—	—	—	—	—

Gewässer	Argen D (Baden-W.)	Landquart GR	Davosersee GR	Lago di Poschiavo GR
	Ganzes Gewässer	Klosters bis Küblis	Ufernähe	Freiwasser und ufernah
Untersuchungsbereich	Elektrofang	Elektrofang	Stellnetze	Bodennetze
Methode Fischfang	—	Sektion	Sektion	Sektion
Methode Magenuntersuchung	Mehrere Stichproben	Mehrere Stichproben	Stichprobe	Stichprobe
Art der Untersuchung	Wurm (1998)	UVB BK (1999)	UVB BK (1999)	Buchli (unpubl. Daten)
Referenz	22.5.96 - 14.6.97	25.10. - 5.11.97	6.10.97	10.6.00
Untersuchungsperiode	13	3	1	1
Anzahl Entnahmetermine	33	35	26	30
Anzahl Fischmägen (n)	Nährtiere (Anteile in %)			
Nährtiere (Anteile in %)	Benthos-Organismen total			
Benthos-Organismen total	42	95	6	61
davon Nicht-Insekten	1	0	1	13
Fliegen-/Mückenlarven total	3	37	4	<1
davon Zuckmückenlarven	—	36	—	<1
Eintagsfliegenlarven	10	10	<1	<1
Steinfliegenlarven	3	3	<1	0
Köcherfliegenlarven	24	45	<1	47
Übrige Insekten	1	0	0	0
Aquatische Oberflächendrift	41	34	34	24
Terrestrische Anflugnahrung	15	5	60	15
Fische und höhere Krebse	2	0	0	0
Zooplankton	—	—	-	+/-

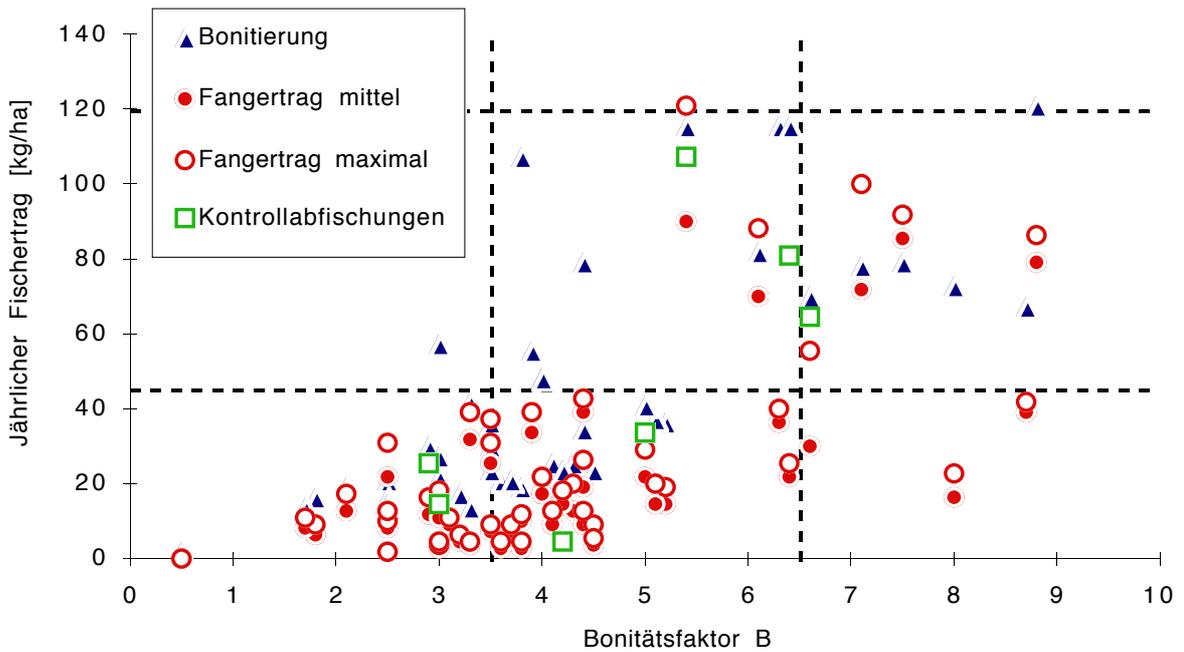


Abbildung 1

Vergleich unterschiedlicher fischereilicher Kennwerte in Abhängigkeit des Nährtierbestandes für 47 Fließgewässer des Kantons Bern (Untersuchungsperiode 1991 - 1995). Daten aus Vuille (1997). Die gestrichelten Linien bezeichnen nach Huet (1949) und Albrecht (1953) die Grenzen zwischen unproduktiven und mittleren (jeweils tieferer Wert) bzw. zwischen mittleren und produktiven Gewässern (jeweils höherer Wert) in bezug auf das Nährtiergewicht (Bonitätsfaktor) und den fischereilichen Ertrag. Der Jahres-Fischertrag bezeichnet bei zwei der dargestellten Datensätze ein theoretisches Ertragsvermögen, das bestimmt wurde aufgrund von Produktivitätsschätzungen ("Bonitierung") oder Bestandenserhebungen ("Kontrollabfischungen"; nur in einem Teil der Gewässer). Bei den zwei anderen Datensätzen handelt es sich dagegen um den effektiv erzielten Fangertag im Mittel und im ertragreichsten Jahr der Untersuchungsperiode. Nähere Angaben siehe Text. Die zugehörigen Rohdaten (mit Zuordnung zu einzelnen Gewässern) sind in Anhang 3 aufgeführt.

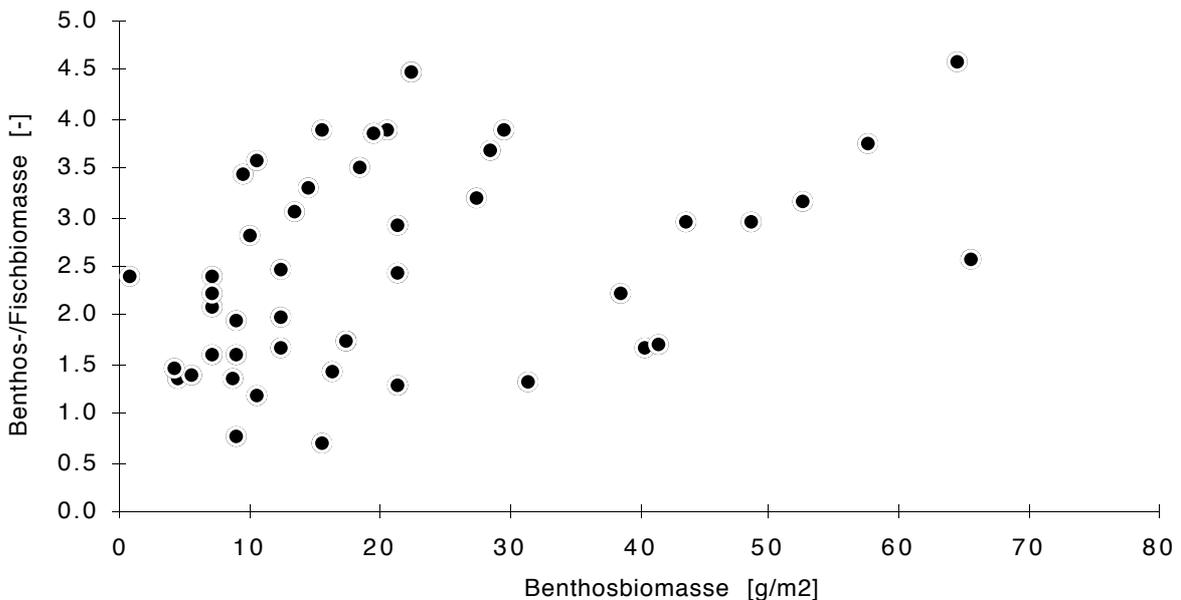


Abbildung 2

Zusammenhang zwischen der Benthos-Biomasse und dem Verhältnis von Benthos- zu Fischbiomasse (BM/FM) für 47 Fließgewässer des Kantons Bern. Daten aus Vuille (1997). Einzelheiten zur Berechnung bzw. Abschätzung der Biomassen siehe Text. Die zugehörigen Rohdaten (mit Zuordnung zu einzelnen Gewässern) sind in Anhang 3 aufgeführt.

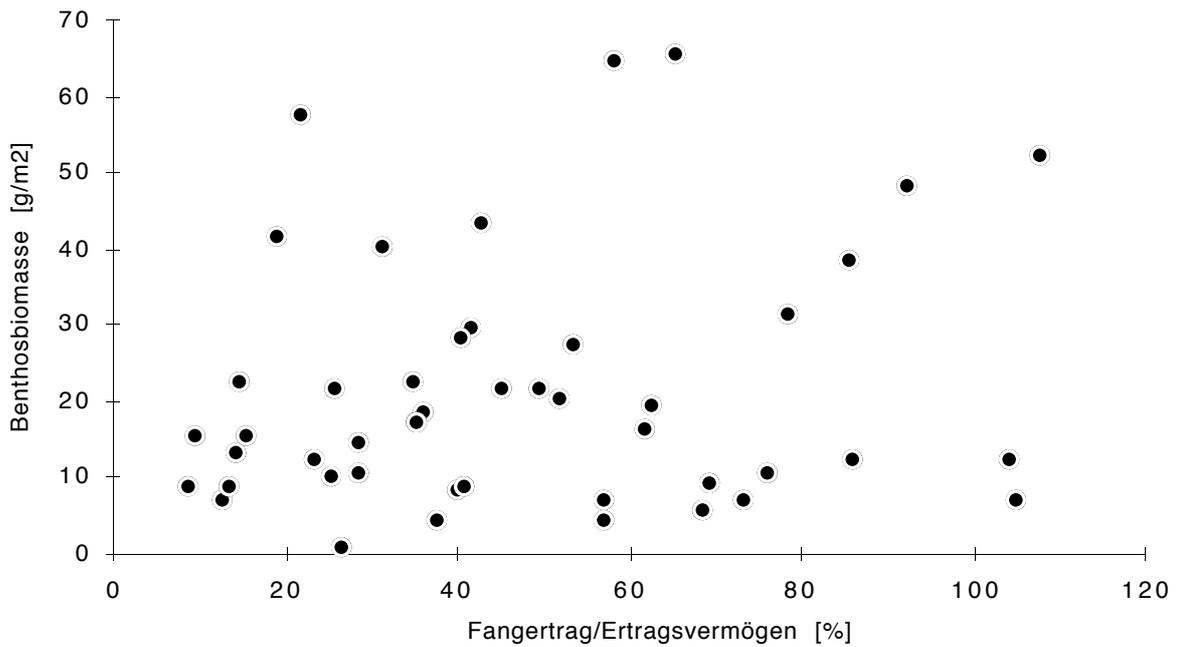
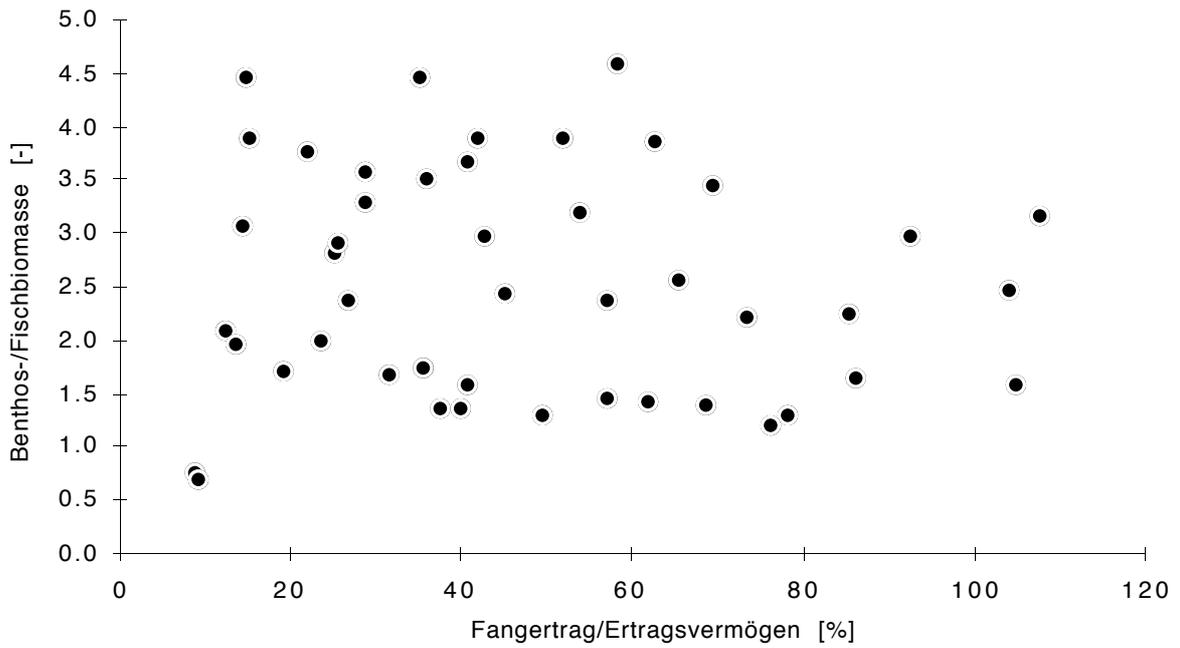


Abbildung 3

Zusammenhang zwischen der Fangeffizienz (Fangertrag/Ertragsvermögen) und dem Verhältnis von Benthos zu Fischbiomasse (BM/FM, oberes Bild) bzw. der absoluten Benthosbiomasse (unteres Bild) für 47 Fliessgewässer des Kantons Bern. Daten aus Vuille (1997). Fangertrag und Ertragsvermögen sind Mittelwerte für die Periode 1991 - 1995. Einzelheiten zur Berechnung bzw. Abschätzung der Biomassen siehe Text. Die zugehörigen Rohdaten (mit Zuordnung zu einzelnen Gewässern) sind in Anhang 3 aufgeführt.

3 Die Entwicklung des Makrozoobenthos in schweizerischen Fließgewässern

Das vorliegende Kapitel behandelt die folgenden Fragen bzw. Unterfragen:

- 8.1 Welche Veränderungen des Angebotes von Fischnahrung in den vergangenen 10 - 20 Jahren sind in schweizerischen Gewässern beobachtet worden?
 - 8.1.1. Sind bei den Gewässern, bei denen solche Nahrungsangebotsänderungen dokumentiert sind, auch Änderungen des Fischfangertrags/Fischbestandes beobachtet worden?
 - 8.1.2. Welche anderen fischrelevanten Parameter haben parallel zur Temperatur geändert?
 - 8.1.3. Sind Veränderungen beobachtet worden, die zu einer anderen, energieärmeren Nahrungszusammensetzung geführt haben (z.B. weniger Plecopteren)? Sind Veränderungen beobachtet worden, die zu einer anderen Zusammensetzung der Nährtier-Biozönose geführt haben?

3.1 Grundlagen

Die Makrozoobenthos-Datensätze, die im Rahmen des vorliegenden Projektes ausgewertet werden konnten (Kapitel 1.2), stammen aus sehr unterschiedlichen Gewässern. Vertreten sind sowohl alpine bis voralpine Bäche (Tonerresse, Sarine und Grande Eau VD, Samina und Malbunbach FL) als auch Bäche und Flüsse im Jura (Orbe und Venoge VD) und im Mittelland (übrige Gewässer). In allen Fällen handelt es sich um Fischgewässer. Die ältesten untersuchten Daten stammen von 1980, die jüngsten von 2001. Detaillierte Angaben zu den ausgewerteten Stellen und Untersuchungsperioden sowie grafische Darstellungen zur Entwicklung des Makrozoobenthos über die jeweilige Periode und zu den Abflussverhältnissen vor und während der einzelnen Benthos-Aufnahmen finden sich in Tabelle 3 und Abbildung 4 des Berichtes sowie in Anhang 1.

Zu den ausgewerteten Benthos-Datensätzen lagen teils quantitative (absolute Individuendichte pro m² Gewässersohle), teils halbquantitative Angaben vor (5 bis 7 Häufigkeitsstufen). In zwei Fällen (Birs und Limmat) musste der bestehende quantitative Teil der Datensätze in die Häufigkeitsstufen des anderen, halbquantitativen Teils umgerechnet werden, um alle Daten untereinander vergleichen zu können. In den Gewässern des Kantons Waadt, die einen Grossteil der ausgewerteten Datensätze stellen, wurden die Benthosproben zwar meist quantitativ ausgezählt, bei Massenvorkommen einzelner Arten aber nur deren minimale Häufigkeit angegeben. Um die daraus resultierende, grosse Unsicherheit über die effektiven Individuendichten des Benthos zu vermeiden, wurden auch alle waadtländischen Angaben nach einer siebenstelligen Skala in Häufigkeitsstufen umgerechnet. Dabei entspricht Stufe 1 einem Individuum/Probe und Stufe 7 über 1000 Individuen/Probe (die Probenfläche beträgt 0.6 m²). Die Benthosdaten des Fürstentums Liechtenstein lagen zum vornherein in einer halbquantitativen Form vor (5 Häufigkeitsstufen von selten bis massenhaft, ohne definierten Bezug zu einer bestimmten Individuenzahl pro Probe oder Probenfläche).

In den Abbildungen 4 und 5 sowie in allen Darstellungen von Anhang 1 sind jeweils die Summe der Häufigkeitsstufen aller unterschiedener taxonomischer Einheiten (Taxa) des Makrozoobenthos in Säulenform dargestellt. Die verschiedenen Säulenteile zeigen dabei nicht einzelne Taxa, sondern umfassen jeweils mehrere Taxa einer bestimmten Wirbellosen-Gruppe (z.B. Steinfliegen, übrige Insekten). Aus diesem Grund kann die (summierte) Häufigkeit einer Gruppe weit über der höchsten Stufe für einzelne Taxa liegen.

Alle Datensätze des Kantons Waadt und des Fürstentums Liechtenstein sind jeweils über die gesamte Untersuchungsperiode von denselben ein bis zwei Personen mit kaum veränderter Methodik erhoben worden und bieten damit Gewähr für eine optimale Vergleichbarkeit innerhalb der Daten. Die Daten der Birs, der Limmat und der Aare stammen dagegen aus je zwei bis drei unterschiedlichen Quellen und stimmen in sich deshalb auch methodisch nicht vollständig überein. Bei den liechtensteiner Gewässern ist anzufügen, dass die Aufnahmen v.a. auf die Indikatorarten für

die organische Belastung (Saprobität) ausgerichtet waren und deshalb möglicherweise kein vollständiges Bild der benthischen Besiedlung vermitteln. Weitere Angaben zur Entnahme- und Auswertungsmethodik der einzelnen Benthosproben sind in den Originalberichten oder bei den Datenquellen verfügbar (Anhang 1).

Einwandfreie quantitative Datensätze von derselben Stelle über mehrere Jahre standen nur von der Aare bei Aarburg für die Periode 1993 bis 1998 zur Verfügung. Die ersten und letzten Daten dieser Serie liegen zwar nicht, wie in den Kriterien verlangt (Anhang 2), mindestens 8 Jahre auseinander. Sie wurden aber trotzdem berücksichtigt, da im März 2002 an derselben Stelle im Rahmen der biologischen Aare-Überwachung eine weitere, vergleichbare Aufnahme durchgeführt worden ist. Diese jüngsten Daten standen für die vorliegende Untersuchung noch nicht zur Verfügung. Ebenfalls nicht berücksichtigt (da noch nicht endgültig bereinigt) wurden ausserdem die Daten der quantitativen Benthosaufnahmen, die im Auftrag des BUWAL von Februar bis November 2000 an mehreren Stellen des Hochrheins zwischen Stein am Rhein und Basel durchgeführt worden sind. Dieselben Stellen wurden schon 1990 und 1995 beprobt, für die Stelle bei Basel bestehen ausserdem zusätzliche Datensätze aus den Jahren 1980 bis 1983.

Die quantitativen Datensätze aus der Aare und dem Hochrhein zeichnen sich auch dadurch aus, dass sie allesamt — unabhängig von den jeweiligen Bearbeitenden — zwischen 5 und 8 über ein Flussquerprofil verteilte Einzelproben pro Stelle umfassen. Jeder Datensatz beruht damit auf einer wesentlich grösseren und repräsentativeren Fläche, als dies bei der sonst häufig angewandten Beprobung von gut zugänglichen (oft ufernahen) Sohlenbereichen der Fall ist.

Ein Vergleich der Aufnahmen von 1990 und 1995 im Hochrhein ergab pro Stelle ziemlich konstante Taxazahlen, während die Zusammensetzung und die gesamte Häufigkeit (Individuendichten) des Benthos je nach Stelle und Jahreszeit grösseren Schwankungen unterlag (BUWAL, 1997a, 1997b). Die Gesamt-Häufigkeiten zeigten überwiegend gleichbleibende bis zunehmende Tendenz. Eine ähnliche Entwicklung bei den Taxazahlen und vermutlich auch bei den Häufigkeiten zeichnet sich aufgrund der bisher vorliegenden Auswertungen auch zwischen 1995 und 2000 ab (BUWAL, in Vorb.). Aus den zusätzlichen Daten für die Stelle Basel geht ausserdem hervor, dass sich die Individuendichten des Benthos dort von 1980 bis 1983 in einem sehr ähnlichen Bereich bewegt haben dürften wie 1990 (Haefliger, 1981; Rhyner, 1982; Marbach-Ugazio, 1983) — bedingt u.a. auch durch die vergleichsweise rasche Wiederbesiedlung des Rheins nach der Katastrophe von Schweizerhalle im November 1986 (Tittizer & Schöll, 1988).

Für die Aare bei Aarburg liegen neben den quantitativen Häufigkeitsangaben (absolute Individuendichten) auch Daten zur Biomasse (Frischgewicht) des Benthos vor. Dies erlaubt einen Vergleich der verschiedenen Angaben untereinander (Abbildung 4):

- Die absolute Individuendichte (Abundanz) und die Biomasse des Makrozoobenthos veränderten sich zwischen den einzelnen Terminen meist gleichsinnig, aber teilweise in sehr unterschiedlichem Ausmass. So nahm etwa die Abundanz vom 15.3.93 zum 8.3.94 um 63%, die Biomasse hingegen nur um 42% ab. Besonders stark war die Abweichung vom 6.3.96 zum 6.3.97 mit einer Zunahme der Abundanz um 123% und einer Abnahme der Biomasse um 11%. Die Ursache dafür ist v.a. im starken zahlenmässigen Anstieg der Zuckmückenlarven (Chironomidae) zu suchen, welche als kleine und leichte Organismen (und dazu möglicherweise als noch juvenile Larvenstadien) die Gesamt-Biomasse kaum beeinflussten.
- Rechnet man die absoluten Individuendichten des Benthos in halbquantitative Häufigkeitsstufen um (nach derselben Skala wie die Daten des Kantons Waadt; siehe oben), so werden die Unterschiede in der Gesamt-Abundanz des Makrozoobenthos (ausgedrückt durch die Summe der Häufigkeitsstufen) stark gedämpft. Die gleichbleibende Abundanzsumme vom 6.3.96 zum 6.3.97 entspricht nun der geringen Veränderung bei den Biomassen, weil sich die Massenentwicklung der Zuckmückenlarven im halbquantitativen, gleichsam logarithmischen Massstab kaum mehr bemerkbar macht. Auf der anderen Seite werden auf diese Weise natürlich auch Veränderungen bei schwereren Tieren geglättet. Dies zeigt z.B. der Vergleich zwischen dem 8.3.94 und dem 4.4.95: Die Verdoppelung der Zahl von Bachflohkrebsen (*Gamma-*

rus sp.) führt bei der Biomasse bzw. der Individuendichte zu einer markanten Zunahme, bleibt auf die Summe der Häufigkeitsstufen jedoch ohne Einfluss.

Eigentlich wäre die Biomasse der am besten geeignete Parameter zur Bestimmung von Veränderungen der Nährtiermenge und damit des Nahrungsangebotes für Fische. Im Vergleich zur Biomasse wird, wie das Beispiel der Aare zeigt, das *Ausmass* der Veränderung zwischen den einzelnen Probenahmetermen durch die die quantitativen Individuendichten (Abundanzen) eher über- und durch die halbquantitativen Summen der Häufigkeitsstufen eher unterschätzt. Die *Richtung* der Veränderung (Zu- oder Abnahme) ist in der Regel aber bei allen drei Parametern dieselbe.

Die Entwicklung des Benthosbestandes in den ausgewerten Fließgewässern wurde aufgrund der Invertebraten-Zahl oder -Menge (Häufigkeitsstufen, absolute Individuendichten oder Biomassen), der Taxazahl (Anzahl der unterschiedenen taxonomischen Einheiten) sowie der Zusammensetzung nach systematischen Grossgruppen (Klassen, Ordnungen und Familien von Makroinvertebraten) beurteilt. Angesichts der meist geringen Anzahl und des grossen Unsicherheits-Bereiches der einzelnen Benthosaufnahmen wurden die Entwicklungstendenzen (Trends) zum vornherein nur durch Begutachtung der grafischen Darstellungen von Auge ermittelt; Regressionsrechnungen oder statistischen Auswertungen der Zeitreihen wurden hingegen nicht durchgeführt.

Probenahmen des Makrozoobenthos können durch die vorangehenden Abflussverhältnisse (besonders durch Hochwasser-Ereignisse) stark beeinflusst werden (z.B. Matthäi, 1996). Aus diesem Grund wurde für alle untersuchten Benthos-Datensätze auch die Wasserführung (Tagesmittel) am Probenahmetag und der Abflussbereich in den 30 Tagen davor dargestellt (Abbildungen 4 und 5, Anhang 1). Zur Einordnung dieser Werte zeigen die Grafiken ausserdem die Summenkurve der mittleren Tagesabflüsse an der entsprechenden Stelle über eine mehrjährige Messperiode. Aus dieser sogenannten Dauerkurve ist abzulesen, an wievielen Tagen pro Jahr ein bestimmter Abfluss im langjährigen Mittel erreicht oder überschritten wird. Die verwendeten Abflussdaten stammen von hydrografischen Messstationen der schweizerischen Landeshydrologie und -geologie (LHG) am jeweils beprobten oder an einem unmittelbar benachbarten Gewässer.

Die Entwicklung der Fischnährtiere in schweizerischen und liechtensteinischen Fließgewässern wurde anhand von ausgewählten Zeitreihen mit Datensätzen aus insgesamt 12 Gewässern verfolgt. Jede Reihe umfasste an einer Stelle oder innerhalb eines begrenzten Gewässerabschnittes mindestens drei Aufnahmen über einen Zeitraum von meist mehr als acht Jahren. Die ausgewerteten Datensätze eines Gewässers hatten in sich zudem in jahreszeitlicher und in methodischer Hinsicht einigermassen vergleichbar zu sein. Alle Datensätze stammen aus der Periode von 1980 bis 2001.

Da für die Biomasse und die absolute Individuendichte (Abundanz) des Makrozoobenthos nur eine einzige Zeitreihe an der Aare ausgewertet werden konnte, musste die Benthos-Entwicklung hauptsächlich aufgrund von halbquantitativen Häufigkeitsangaben beurteilt werden. Diese Werte dürften die Tendenz der Veränderungen meist richtig wiedergeben, deren Ausmass aber oft unterschätzen.

Die verwendeten halbquantitativen Häufigkeitsstufen variieren je nach der bearbeitenden Person. Die entsprechenden Resultate können daher nur innerhalb der einzelnen Gewässer oder innerhalb der einheitlich bearbeiteten Regionen (Kanton Waadt, Fürstentum Liechtenstein) verglichen werden, nicht jedoch dazwischen.

Eine Reihe von jüngeren, quantitativen Benthos-Aufnahmen am Hoahrhein (Individuendichten) und eine Aufnahme an der Aare (Individuendichten und Biomassen) konnten für die vorliegenden Auswertungen nicht mehr berücksichtigt werden. Es wird empfohlen, diese Datensätze im weiteren Verlauf des Projektes Fischnetz noch mit einzubeziehen.

3.2 Veränderungen von Benthosbeständen, Fischerträgen und abiotischen Einflussfaktoren

Die ausgewerteten Zeitreihen des Makrozoobenthos zeigen für die 12 untersuchten Gewässer sowohl bei der Gesamt-Häufigkeit als auch bei der Taxazahl meist eine ungefähr gleichbleibende bis leicht zunehmende Tendenz (Tabelle 3, Abbildung 4, übrige Grafiken in Anhang 1). Zu deutlicher bis starker Zunahme bei beiden Indikatoren neigen die vier ausgewerteten Stellen der Orbe. Wie weit dabei auch der Umstand eine Rolle spielt, dass es sich sowohl beim Ober- als auch beim Unterlauf der Orbe um Seeausflüsse handelt, kann aufgrund der vorliegenden Daten nicht beurteilt werden (vgl. Escher et al., 2001). Für die Limmat bei Höngg, einen weiteren Seeausfluss, ist anhand der wenigen verfügbaren Daten allerdings keine entsprechende Zunahme ersichtlich (Anhang 1).

Anzeichen für einen mässigen bis deutlichen Rückgang sind bei der Gesamt-Häufigkeit — nicht jedoch bei der Taxazahl — in zwei Gewässern des Fürstentums Liechtenstein (Balzner Giessen, Malbunbach) vorhanden. Dabei ist offen, ob diese Datensätze effektiv die Entwicklung des gesamten Makrozoobenthos oder nur jenes Teils wiedergeben, der für die saprobiologische Einstufung relevant ist (Kapitel 3.1). Am Malbunbach, dessen Zeitreihe die deutlichste Tendenz für einen Rückgang aufweist, wurde 1993 durch die Stilllegung einer Kläranlage (bachaufwärts der Benthos-Probenahmestelle) eine deutliche Verbesserung der Wasserqualität erreicht (Gerner, 2001). Die Benthos-Aufnahmen aus der Zeit davor (1991 und 1989) ergaben die höchsten Gesamt-Häufigkeiten und sind massgeblich für den tendenziellen Rückgang verantwortlich.

Die unterschiedenen Grossgruppen des Makrozoobenthos entwickeln sich in vielen Fällen ähnlich wie dessen Gesamtheit. Zwar bestehen bei einzelnen Gewässern Anzeichen für gewisse Verschiebungen innerhalb des Artenspektrums, eine gemeinsame Tendenz über alle Gewässer ist jedoch nicht zu erkennen. Diejenigen Invertebraten-Gruppen, die mehr oder weniger übereinstimmend als "gute" Fischnährtiere bezeichnet werden (Bachflohkrebse, Eintags- und Steinfliegen, Kriebelmücken; siehe Kapitel 2.1), wiesen — wie die übrigen Gruppen auch — innerhalb der untersuchten Zeiträume überwiegend gleichbleibende bis leicht zunehmende Häufigkeiten auf.

Ein Vergleich der Abflussverhältnisse (in den 30 Tagen vor der Probenahme und am Probenahmetag) mit der vorgefundenen Qualität (Taxazahl, Zusammensetzung) und Quantität (Häufigkeit) des Makrozoobenthos ergibt keinen klar erkennbaren Zusammenhang. Wie unterschiedlich die Befunde nach Hochwasser-Ereignissen sogar innerhalb desselben Gewässers sein können, zeigen zwei Beispiele aus dem Kanton Waadt (Anhang 1):

- Der Benthos-Probenahme vom 26.9.1995 in der Sarine ging ein Hochwasser mit einem maximalen Tagesmittel des Abflusses von $79 \text{ m}^3/\text{s}$ (entsprechend ca. Q_9) am 9.9. voraus (Abbildung A5). In den drei näher untersuchten, flussaufwärts der Abfluss-Messstation gelegenen Stellen der Sarine wies die Abundanz des Makrozoobenthos (ausgedrückt durch die Summe der Häufigkeitsstufen) an diesem Probenahmetag einmal weitaus den höchsten (Stelle La Tine), einmal den tiefsten (Château d'Oex) und einmal einen mittleren Wert (Rougemont) innerhalb der bestehenden Zeitreihe auf.
- Im Unterlauf der Orbe wurden am 20./21.3. und 30.5.1990 zwei Benthos-Probenahmen innert relativ kurzer Zeit durchgeführt (Abbildung A8). Drei Wochen vor der ersten Aufnahme, am 1.3., wurde an der flussabwärts gelegenen Messstation ein jährliches Hochwasser mit einem maximalen Tagesabfluss von $76 \text{ m}^3/\text{s}$ registriert ($>Q_1$). Zwischen den beiden Probenahmen herrschten in der Orbe dagegen tiefe bis mittlere Abflüsse. An der oberen der beiden untersuchten Stellen (Source Vallorbe) zeigte die Abundanz des Benthos am ersten Entnahmetag den kleinsten Wert der Zeitreihe und nahm bis zum zweiten Entnahmetag sehr stark zu; an der unteren Stelle (Les Clées) wurden dagegen an beiden Terminen mittlere Abundanzen und dazwischen nur eine geringfügige Zunahme festgestellt.

Die Entwicklung des Makrozoobenthos lässt in den untersuchten Fällen keinerlei Zusammenhang mit jener der Fischerträge erkennen (Tabelle 3). So figurieren unter den Gewässern mit deutlichem bis starkem Ertragsrückgang bei den Bachforellen solche mit konstantem, mit leicht oder

mit stark steigendem Benthosbestand. Die beiden waadtländischen Gewässer, für die *kein* Fischrückgang angenommen wird (Grande Eau, Petite Glâne), zeigen auch beim Benthos eine gleichbleibende bis leicht zunehmende Tendenz. Für jene liechtensteiner Gewässer, bei denen es noch am ehesten Anzeichen für einen Rückgang der Nährtiere gibt, bestehen keine zuverlässigen Daten über die langfristige Entwicklung der Fischerträge.

Die quantitativen Benthosdaten der Aare bei Aarburg (einschliesslich Biomassen) für den Zeitraum von 1993 bis 1998 sind in Abbildung 4 dargestellt. Das Jahr 1998 kann für den Vergleich nicht berücksichtigt werden, da das Untersuchungsgebiet in jenem Jahr durch starke Sedimenteinträge aus einer flussaufwärts gelegenen Baustelle (Erneuerung Kraftwerk Ruppoldingen) beeinflusst war (Aquarius, 2000). Die Daten von 1993 wiederum sind von einem anderen Bearbeiter an einer unmittelbar benachbarten Stelle erhoben worden (Marrer, 1998). Unter Berücksichtigung dieser Vorbehalte wurde die Entwicklung der Gesamt-Häufigkeiten und Taxazahlen des Benthos über die Untersuchungsperiode als konstant eingestuft (Tabelle 3). Die Biomassen gingen hingegen etwas stärker zurück, was v.a. durch die abweichende Aufnahme vom 6.3.97 bedingt war (Kapitel 3.1).

Mit der Umfrage bei den kantonalen und eidgenössischen Fachstellen wurden neben Benthos- und Fischdaten auch bestehende Grundlagen zu den ausgewählten abiotischen Einflussfaktoren Temperatur, Wasserqualität und Ökomorphologie gesucht (Kapitel 1.2, Anhang 2). Derartige Begleitdaten wurden uns allerdings nur wenige gemeldet, und es ergibt sich auch zusammen mit weiteren Daten aus anderen Quellen nur ein unvollständiges Bild von der Entwicklung dieser Faktoren über den Untersuchungszeitraum (Tabelle 3). Immerhin ist festzustellen, dass die Wassertemperatur zwischen 1980 und 2000 in allen untersuchten Fällen tendenziell zugenommen hat — auch wenn dies teilweise nur die Maximalwerte betrifft. Auf der anderen Seite ist die anthropogene Belastung durch unterschiedliche Stoffklassen und Einzelstoffe zurückgegangen oder höchstens unverändert geblieben, was insgesamt eine tendenzielle Verbesserung der Wasserqualität ergibt. Diese Verbesserung ist in den meisten Fällen "nur" für die "klassischen" Inhaltsstoffe von Siedlungsabwässern und Abschwemmungen aus Kulturland belegt (z.B. anorganische Pflanzennährstoffe, organischer Kohlenstoff). In den besser untersuchten grösseren Gewässern ist in den vergangenen 10 bis 20 Jahren aber auch eine deutlicher Konzentrations-Rückgang beim Blei und teilweise auch bei anderen Schwermetallen festgestellt worden. So ist etwa in der Limmat (Unterlauf bei Baden) und in der Birs (Unterlauf bei Münchenstein), von denen auch Benthosdaten ausgewertet werden konnten, die Belastung durch Zink und Cadmium im Verlauf der 1990er Jahre zurückgegangen (BUWAL, 2000). Allfällige Veränderungen der Ökomorphologie (Durchgängigkeit, Tiefen-, Breiten- und Strömungsverhältnisse, Beschaffenheit von Gewässersohle und Uferbereich) sind dagegen kaum dokumentiert (Tabelle 3).

Neben den bereits genannten gibt es noch eine Reihe von anderen Faktoren, welche die Zusammensetzung und Häufigkeit des Makrozoobenthos (und der Fische) wesentlich beeinflussen können. Dazu zählen etwa die Verlegung (Kolmation) des Gewässerbettes durch Feinsedimente (z.B. Tomka et al., 1998), die Ausbildung der Ufervegetation (z.B. Maridet, 1994) oder das Abflussregime (z.B. Poff et al., 1997). Viele dieser Einflussfaktoren sind in unseren Fliessgewässern durch anthropogene Eingriffe und Nutzungen verändert worden (Kanalisation und Verbauung der Gerinne, Gewässerunterhalt, Bau und Betrieb von Wasserkraftwerken, Nutzung des anstossenden Umlandes usw.). So sind etwa die von Speicherkraftwerken erzeugten Abflussschwankungen (Schwälle), die vielfältigen Auswirkungen auf die Gewässerstruktur und -funktion haben (BUWAL, in Vorb.), im Alpenrhein während der Periode 1980 - 2000 bedeutend grösser geworden (ARGE Trübung Alpenrhein, 2001). Auf der anderen Seite haben die Untersuchungen von Lang (2000c) im Kanton Waadt gezeigt, dass das Makrozoobenthos in einzelnen Jahren auch natürlicherweise durch ungünstige hydrologische Bedingungen beeinträchtigt wird — in diesem Fall durch anhaltend tiefe Abflüsse infolge grosser Trockenheit. In den meisten Fällen liegen jedoch zuwenige Grundlagen vor, um die Art und das Ausmass derartiger Veränderungen von Einflussfaktoren beschreiben und mit der Entwicklung der aquatischen Lebensgemeinschaft in Beziehung setzen zu können. Das gilt auch für die Gewässer und den Zeitraum, die in der vorliegenden Untersuchung berücksichtigt worden sind.

Die Untersuchungen an der Aare bei Aarburg umfassten in den Jahren 1994 und 1998 auch Schwermetall-Analysen in Fluss-Sedimenten, in Wandermuscheln (*Dreissena polymorpha*) sowie in verschiedenen Raub- und Friedfischen (Aquarius, 2000). In den Muscheln wurde ausserdem am Beispiel von Dioxinen und Furanen der Gehalt an aromatischen Kohlenwasserstoffen (KW) untersucht. Dabei wurde festgestellt, dass sich die Schwermetall-Akkumulation in den Organismen innerhalb des untersuchten Zeitraums je nach Einzelstoff und Tiergruppe unterschiedlich entwickelt hat: In den Muscheln nahm die Cadmium- und Zinkbelastung, in Fischen dagegen die Kupferbelastung deutlich zu. In den anderen Fällen (z.B. bei Quecksilber und Blei) blieben die Konzentrationen gleich, oder sie nahmen ab. In den Sedimenten stieg der Schwermetall-Gehalt hingegen durchwegs und deutlich an, was auf die Deposition von älteren, aus dem Stauraum des Kraftwerks Ruppoldingen abgeschwemmten Ablagerungen während der bereits erwähnten Bauarbeiten zurückgeführt wird. Sowohl in den Sedimenten als auch in den Organismen wurde der Schwermetall-Gehalt, gemessen an geltenden Grenz- bzw. Toleranzwerten oder verglichen mit den entsprechenden Werten anderer schweizerischer Fliessgewässer, als relativ gering eingestuft. Die Konzentrationen von Dioxinen und Furanen in den Muscheln blieben in beiden Untersuchungsjahren unterhalb der Nachweisgrenze. Es gibt deshalb keinen Hinweis darauf, dass die zwischen 1993 und 1997 festgestellte, leichte Tendenz zur Verminderung der Makrozoobenthos-Biomassen in der Aare bei Aarburg auf eine erhöhte Schwermetall- oder KW-Belastung zurückzuführen wäre.

An 23 Fliessgewässern des Kantons Waadt (darunter auch die Venoge und die Orbe) haben Lang et al. (2000) in den Jahren 1998/99 gefunden, dass die Diversität des Makrozoobenthos (ausgedrückt durch die totale Taxazahl, die Anzahl sensibler Taxa sowie zwei unterschiedliche biotische Indices) klar negativ korreliert war mit einem Index für die Belastung durch verschiedene Pestizide (PESTRIV). Dabei gehörten die Orbe (Messstationen Frontière und Le Sentier) bezüglich Pestizid-Belastung und Benthos-Diversität zu den am wenigsten, die Venoge (Messstelle Ecublens) dagegen zu den stärker belasteten Gewässern. Wie die vorliegenden Auswertungen zeigen, nahmen die Taxazahl (als Mass für die Diversität) und die Abundanz des Makrozoobenthos (Summe der Häufigkeitsstufen) bei diesen beiden Gewässern zwischen 1982 und 2001 geringfügig bis stark zu (Tabelle 3, Anhang 1). Die stärkste Zunahme zeigte dabei die Messstelle Le Sentier an der Orbe (Abbildung A8), die zu den qualitativ besten Untersuchungsstellen in den waadtländischen Fliessgewässern zählt. Über die Entwicklung der Pestizid-Belastung seit 1980 an dieser und an den anderen Stellen ist jedoch nichts bekannt.

Unsere Auswertungen von Benthos-Datensätzen des Kantons Waadt belegen, dass die Unterschiede zwischen dem belasteten Unterlauf der Venoge und dem vergleichsweise unbelasteten Oberlauf der Orbe nicht nur bei der Diversität, sondern auch bei der Häufigkeit des Makrozoobenthos eindeutig zutage treten (Abbildung 5): Bei den zwei jüngsten Winter-Probenahmen in der Orbe von 1996 und 2000 bewegte sich die Abundanz des Makrozoobenthos an den beiden Stellen Bois du Carre (entsprechend der Stelle Frontière bei den Aufnahmen von 1998/99; Lang et al., 2000) und Le Sentier im Bereich von 80 bis 116 Einheiten (Summe der Häufigkeitsstufen). Von der Stelle Bussigny (entsprechend der Stelle Ecublens von 1998/99) im Unterlauf der Venoge liegen zeitlich und methodisch einwandfrei vergleichbare Proben vor, die allerdings unter ungünstigeren vorangehenden Abflussverhältnissen entnommen wurden (Abbildung 5). In diesen Proben betrug die Abundanz des Makrozoobenthos lediglich 22 bis 27 Einheiten. Die ausserordentlich grossen Differenzen in der benthischen Besiedlung zwischen den beiden Gewässern kommen hauptsächlich durch die wesentlich höhere Arten- und Individuenzahl der meisten Insektengruppen in der Orbe zustande. Es ist anzunehmen, dass diese Differenzen nicht nur auf den von Lang et al (2000) angeführten Einfluss der Insektizide, sondern auch auf eine unterschiedlichen Belastung durch andere anthropogen bedingte Faktoren (z.B. Siedlungsabwasser) zurückzuführen sind.

Quantitative und qualitative Veränderungen des Makrozoobenthos unter dem Einfluss von permanent oder kurzfristig erhöhtem Eintrag von Insektiziden sind an vielen Gewässern festgestellt worden (z.B. Elson & Kerswill, 1967; Hunt, 1975; Benke, 1993; Grubaugh & Wallace, 1995; Schulz & Liess, 1999; Liess, 2001). Dabei wird in den meisten Fällen eine teilweise drastische Abnahme der Artenvielfalt, bedingt durch das Verschwinden von sensiblen Arten, als eine der hauptsächlichen

Auswirkungen der Insektizid-Belastung genannt. Bei den mengenmässigen Veränderungen gehen die Befunde dagegen weiter auseinander. Zwar wird oft eine starke Abnahme der Gesamt-Abundanz oder -Biomasse des Makrozoobenthos festgestellt; einzelne resistenterere Arten und Gruppen, darunter v.a. Pionierbesiedler wie die Zuckmücken-Larven, können sich aber in den unter Insektizid-Einfluss "leergeräumten" Gewässern auch stärker entwickeln (Grubaugh & Wallace, 1995). Je nachdem, wie häufig bzw. regelmässig die Insektizide eingesetzt werden, können sich auch die Bestände einiger empfindlicherer Benthos-Organismen zwischen den einzelnen Einsätzen zumindest teilweise wieder erholen.

Einträge von anthropogen bedingten Schadstoffen (z.B. Schwermetalle, Pestizide) beeinflussen die Fische somit indirekt über das benthische Nahrungsangebot. Daneben bestehen aber schon bei subletalen Konzentrationen auch verschiedene direkte Einflüsse dieser Schadstoffe auf die Fische, z.B. auf deren Ernährungsverhalten und Wachstumsraten (Elson & Kerswill, 1967; Neveu, 1999).

Aus den untersuchten Zeitreihen von halbquantitativen oder quantitativen Benthosdaten geht hervor, dass die Häufigkeit von Fischnährtieren in den meisten schweizerischen Fliessgewässern etwa konstant geblieben ist oder leicht zugenommen hat. Hinweise auf eine Abnahme der Benthos-Häufigkeit oder -Biomasse sind dagegen nur vereinzelt gefunden worden.

Wo überhaupt geeignete Begleitdaten zur Verfügung standen, zeigten sich über den untersuchten Zeitraum von 1980 bis 2000 in vielen Gewässern recht einheitliche Veränderungen beim fischereilichen Ertrag (v.a. bei den Bachforellen meist rückläufig), bei der Wassertemperatur (zunehmend) und bei der Wasserqualität (oft abnehmende Nährstoff- und Schwermetall-Belastung). Bei den Fischbeständen und bei der Gewässerstruktur (Ökomorphologie) waren zuwenige Grundlagen vorhanden, um die Veränderungen seit 1980 abschätzen zu können. Ein Zusammenhang zwischen der Entwicklung von einzelnen abiotischen Einflussfaktoren und von einzelnen Gruppen oder der Gesamtheit des Makrozoobenthos ist aufgrund der verfügbaren, meist spärlichen Daten nicht herzustellen.

Ebenfalls nur geringe Veränderungen ergaben sich im Untersuchungs-Zeitraum für die separat ausgewerteten Grossgruppen des Makrozoobenthos. Zwar bestehen bei einzelnen Gewässern Anzeichen für gewisse Verschiebungen innerhalb des Artenspektrums, eine gemeinsame Tendenz über alle Gewässer ist jedoch bei keiner der unterschiedenen Gruppen zu erkennen. Dies gilt insbesondere auch für jene Makroinvertebraten, die gemeinhin als "gute" Fischnährtiere gelten, also u.a. für Bachflohkrebse (*Gammarus sp.*) und Steinfliegenlarven (Plecoptera). Für die schweizerischen Fliessgewässer, die in der vorliegenden Studie berücksichtigt wurden, ist daher für die vergangenen 20 Jahre *nicht* von einer grundsätzlich anderen (z.B. energieärmeren) Zusammensetzung der benthischen Fischnahrung auszugehen.

Anhand von Gewässern des Kantons Waadt ist aufgezeigt worden, dass *zwischen* anthropogen (z.B. durch Insektizide) belasteten und unbelasteten Gewässern nach wie vor grosse Unterschiede in der qualitativen und quantitativen Benthos-Besiedlung bestehen. Daraus kann aber nicht auf die vergangene Entwicklung des benthischen Nahrungsangebotes geschlossen werden. Für die Beurteilung dieser Entwicklung sind ausschliesslich die aufgezeigten Veränderungen *innerhalb* der einzelnen Gewässer massgebend — und dabei haben sich von unbelasteten zu belasteten Gewässern in der untersuchten Periode seit 1980 keine grundsätzlichen Unterschiede ergeben.

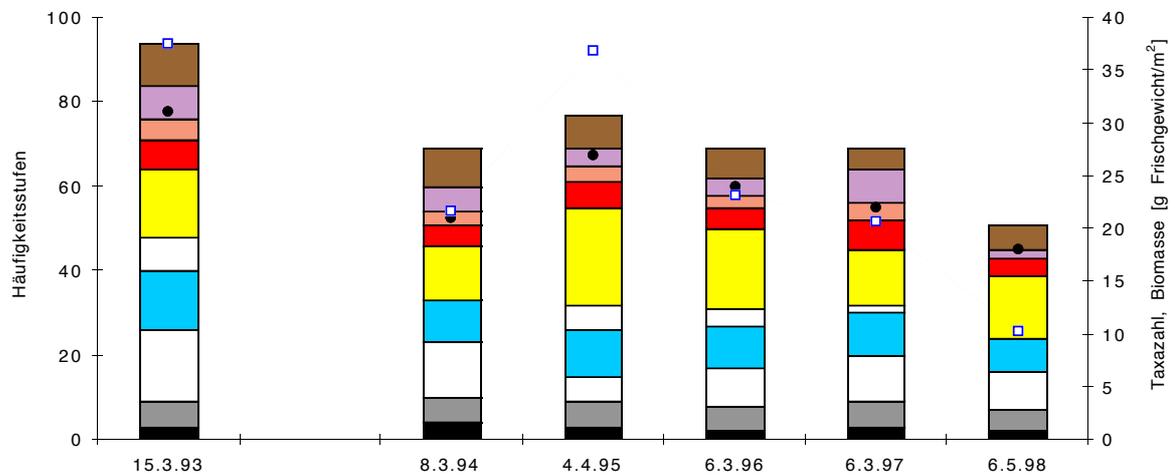
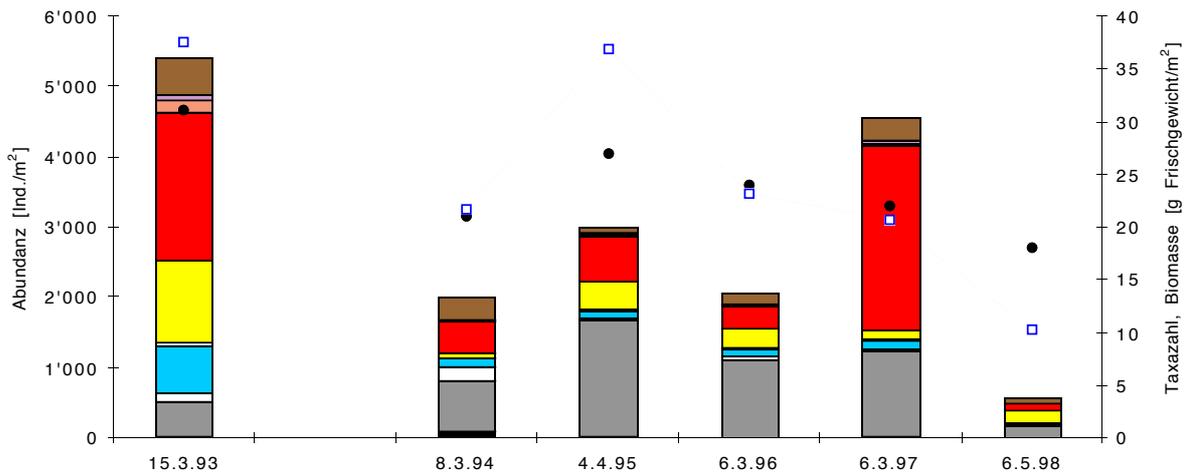
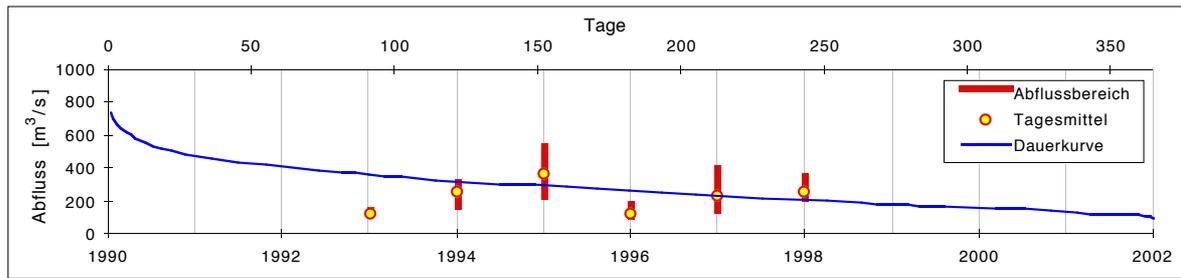


Abbildung 4

Benthosaufnahmen bei Aarburg im Unterlauf der Aare in den Monaten März bis Mai der Periode 1993 bis 1998. Oberes Bild: Wasserführung der Aare am Tag der Probenahme (Tagesmittel) und während der vorangehenden 30 Tage (Abflussbereich) in den einzelnen Untersuchungsjahren. Die ebenfalls dargestellte Abfluss-Dauerkurve (Periode 1935 - 2000) gibt die langjährigen Abflussverhältnisse an (Anzahl Tage, an denen ein bestimmter Abfluss in einem durchschnittlichen Jahr erreicht oder überschritten wird). Mittleres Bild: Individuendichten (Abundanz), Biomassen (Frischgewicht) und Anzahl bestimmter taxonomischer Einheiten (Taxazahl) des Makrozoobenthos in den einzelnen Untersuchungsjahren. Unteres Bild: Dieselbe Darstellung mit Umrechnung der Individuendichten in Abundanzsummen (Häufigkeitsstufen). Datenquellen: Marrer (1998), Aquarius (2000) sowie Abflussdaten der Landeshydrologie und -geologie. 1998 war die Untersuchungsstelle durch starken Sedimenteintrag aus der flussaufwärts gelegenen Baustelle des Kraftwerks Ruppoldingen beeinflusst. Die dargestellten Häufigkeitsstufen sind jeweils über alle unterschiedenen Taxa einer Invertebraten-Gruppe summiert.

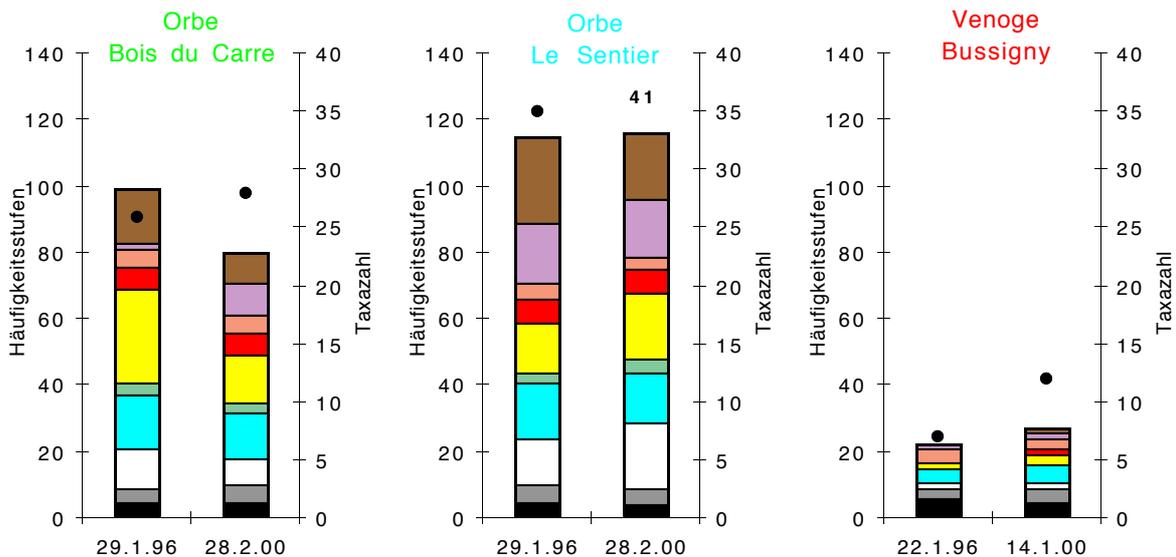
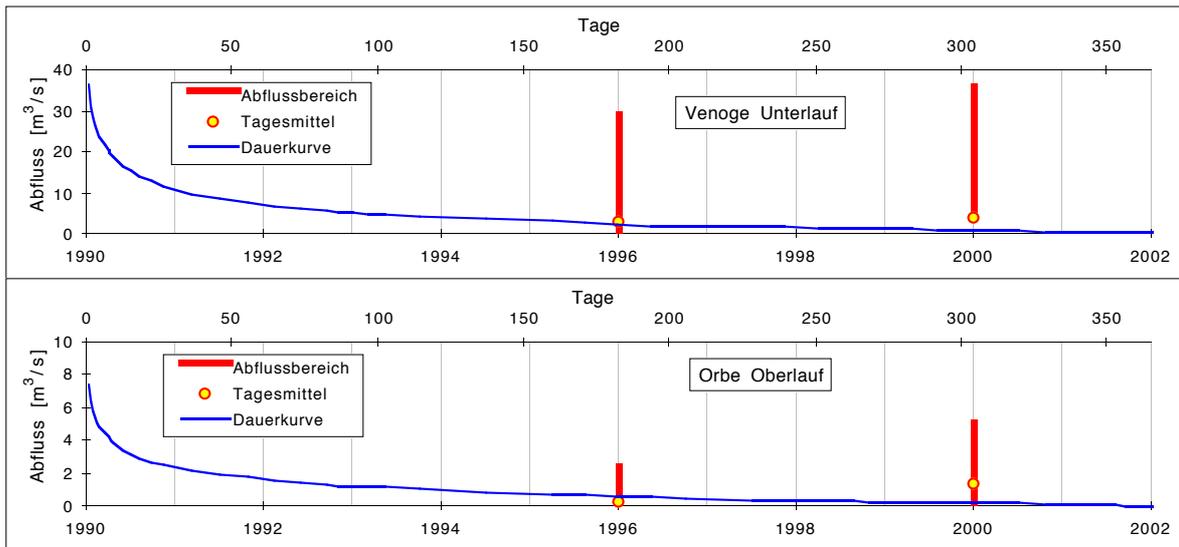


Abbildung 5

Benthosaufnahmen an zwei Stellen im Oberlauf der Orbe und an einer Stelle im Unterlauf der Venoge in den Monaten Januar/Februar der Jahre 1996 und 2000. Obere zwei Bilder: Wasserführung der Venoge und der Orbe am Tag der Probenahme (Tagesmittel) und während der vorangehenden 30 Tage (Abflussbereich) in den einzelnen Untersuchungsjahren. Die ebenfalls dargestellten Abfluss-Dauerkurven der Venoge (Unterlauf, Periode 1979 - 2000) und der Orbe (Oberlauf, Periode 1971 - 2000) geben die langjährigen Abflussverhältnisse an (Anzahl Tage, an denen ein bestimmter Abfluss in einem durchschnittlichen Jahr erreicht oder überschritten wird). Unteres Bild: Abundanzsummen (Häufigkeitsstufen) und Anzahl bestimmter taxonomischer Einheiten (Taxazahl) des Makrozoobenthos an den verschiedenen Stellen in den einzelnen Untersuchungsjahren. Die Farbgebung des Stellennamens bezeichnet die "qualité biologique" nach RIVAUD: Blau = gut, grün = mittel, rot = schlecht. Datenquellen: Benthosaufnahmen des Kantons Waadt (Laboratoire du SESA), Abflussdaten der Landeshydrologie und -geologie sowie Angaben zur biologischen Indikation aus Lang (2001). Die dargestellten Häufigkeitsstufen sind jeweils über alle unterschiedenen Taxa einer Invertebraten-Gruppe summiert.

4 Literaturhinweise zu nachgewiesenen Einflüssen des Nahrungsangebotes auf Fischbestände bzw. Fischfangerträge

Im vorliegenden Kapitel geht es um folgende Fragen bzw. Unterfragen, die nicht aufgrund eigener Auswertungen von Daten aus schweizerischen Gewässern, sondern ausschliesslich aufgrund von Literaturhinweisen behandelt werden konnten (Kapitel 1.2):

- 8.2 Gibt es dokumentierte Fälle, bei denen Veränderungen des Fischbestandes/Fischfangertrages auf eine Veränderung des Nahrungsangebotes zurückgeführt werden können?
- 8.3 Gibt es Untersuchungen, bei denen durch gezielte Nahrungszufuhr eine erhöhte Fischproduktion erreicht werden konnte (limitierender Faktor = Nahrung)?

Im Zusammenhang mit dem Fischrückgang wurden in jüngerer Zeit an den Gewässersystemen der Alten Aare im Kanton Bern (Bernet, 2001) und des St. Galler Rheintals (ARGE Fischgesundheit, 2001) bestehende gewässerökologische Erkenntnisse gesammelt und ergänzende Untersuchungen durchgeführt. An beiden Systemen wurden die Hypothesen des Projektes Fischnetz über mögliche Ursachen des Fischrückganges geprüft, darunter auch die Hypothese 8 zum Einfluss des Nährtier-Rückganges (Kapitel 1.1). Beide Fälle führten zum Schluss, dass das Nährtierangebot — soweit bekannt — für die Fische ausreichend und ein Mangel an benthischer Nahrung damit nicht oder eher nicht anzunehmen sei.

Von etlichen grösseren Voralpen- und Mittelland-Seen ist bekannt, dass die in den 1980er Jahren einsetzende Re-Oligotrophierung, d.h. die Reduktion des Nährstoff-Eintrages (hauptsächlich Phosphor) zu einer markanten Abnahme der Produktion von Phyto- und Zooplankton und in der Folge auch zu einem eindeutigen Bestandes- bzw. Fangrückgang bei den planktonfressenden Fischarten (v.a. Felchen) geführt hat. Sehr klar konnte diese Entwicklung beispielsweise für den Vierwaldstättersee (Müller & Bia, 2001) und den Walensee (Gammeter et al., 1996; Ruhlé, 2001) aufgezeigt werden. Weniger offensichtlich sind die Zusammenhänge beim Zürichsee, wo seit 1980 zwar eine starke Verminderung des Phosphor-Gehaltes, aber keine oder nur eine vergleichsweise geringe Abnahme bei den Phyto- und Zooplankton-Biomassen sowie beim gesamten Fischfang-Ertrag festgestellt worden ist (Gammeter et al., 1997). Unbekannt bleibt vorderhand, wie sich die Bodenfauna (Zoobenthos) dieser Seen während der Re-Oligotrophierung entwickelte und ob allenfalls auch ein vermindertes Angebot an benthischen Nährtieren zum Rückgang einzelner Fischarten (v.a. Forellen) beigetragen hat. Im Genfer-, Neuenburger- und Murtensee, die seit 1980 ebenfalls eine Re-Oligotrophierung durchlaufen, veränderte sich zwar in der Regel die Zusammensetzung der Bodenfauna; ihre mittlere Biomasse verminderte sich aber nicht oder nur mit grosser zeitlicher Verzögerung (bis zu 10 Jahre). Dies wird u.a. zurückgeführt auf die in den Sedimenten gespeicherten "Nahrungsvorräte", die noch aus den produktiveren Phasen der Seegeschichte stammen (Lang, 1998, 1999, 2000a).

Ein enger Zusammenhang zwischen der Fisch-Biomasse und dem Phosphor-Gehalt wird auch für weitere natürliche und künstliche Seen beschrieben (Hoyer & Canfield, 1991). In anderen Fällen führte der zunehmende Nährstoff-Eintrag (Eutrophierung) zwar zu einer erhöhten Primärproduktion (durch das Phytoplankton), beeinflusste aber die Sekundärproduzenten (Zooplankton und Fische) nicht oder nicht im gleichen Ausmass (Deegan & Peterson, 1992).

Aus Fliessgewässern des nordamerikanischen Kontinentes sind viele Beispiele dafür bekannt, dass die Produktivität mit zunehmendem Nährstoff-Gehalt ansteigt. So finden Hoyer & Canfield (1991) über verschiedene Flüsse eine positive Korrelation zwischen Phosphor-Konzentration und Fischbiomasse. In zahlreichen Experimenten konnte durch künstliche Zugabe von anorganischen Pflanzennährstoffen (Stickstoff und/oder Phosphor) eine Zunahme der Biomasse bzw. der Anzahl von Organismen auf verschiedenen trophischen Ebenen erzielt werden. Daraus wird abgeleitet, dass die Zunahme des Nährstoff-Gehaltes (Eutrophierung) auch in Fliessgewässern oft zu einer hö-

heren Produktivität der gesamten Nahrungskette vom pflanzlichen Bewuchs der Gewässersohle (Periphyton) über das Makrozoobenthos bis hin zu den Fischen als Endkonsumenten führt (Deegan & Peterson, 1992; Perrin & Richardson, 1997). Derartige Experimente werden in der Regel in nährstoffarmen (oligotrophen) Fließgewässern mit Konzentrationen an gelöstem Ortho-Phosphat ($\text{PO}_4\text{-P}$) von einigen wenigen $\mu\text{g/l}$ und an gelöstem Nitrat-Stickstoff ($\text{NO}_3\text{-N}$) von höchstens einigen $100 \mu\text{g/l}$ durchgeführt. Diese Konzentrationsbereiche sind auch typisch für jene unbelasteten alpinen Bäche, in denen Robinson et al. (2002) durch künstliche Zugabe von Phosphor allein oder von Phosphor und Stickstoff zusammen teilweise eine beträchtliche Zunahme der Periphyton-Biomasse hervorrufen konnten. Die Auswirkungen der Nährstoff-Zugabe waren allerdings stark von der Jahreszeit und der Art des Gewässers (Gletscher- oder Quellbach) abhängig.

Über den umgekehrten Verlauf, also die Auswirkungen einer abnehmenden Nährstoff-Belastung (Re-Oligotrophierung) auf die Lebensgemeinschaft der Fließgewässer, sind uns dagegen keine entsprechenden Untersuchungen bekannt. Dies hängt wahrscheinlich damit zusammen, dass rückläufige Einträge von anorganischen Pflanzennährstoffen meistens durch eine verminderte Abwasserbelastung oder geringere Abschwemmungen aus Kulturland bedingt sind; dabei wird in der Regel auch die Zufuhr von organischen Wasser-Inhaltsstoffen reduziert, so dass sich die Effekte der beiden unterschiedlichen Komponenten nicht sauber auftrennen lassen.

Aussagen zur isolierten Wirkung der Nährstoff-Reduktion in schweizerischen Fließgewässern wären allenfalls mithilfe von eng aufeinanderfolgenden Benthos- oder Fisch-Datensätzen für die Periode vor, während und nach dem Inkrafttreten des Phosphatverbotes in Wasch- und Reinigungsmitteln (1987) möglich. Die in unserer Studie ausgewerteten Zeitreihen von Benthosdaten umfassen für diese Periode aber nur wenige, meist weit auseinanderliegende Datensätze (Anhang 1).

In der Argen, einem Bodensee-Zufluss in Baden-Württemberg, ist ungefähr seit Mitte der 1970er Jahre ein ähnlicher Rückgang der fischereilichen Erträge festzustellen wie in vielen Fließgewässern des schweizerischen Mittellandes. Für die Argen liegt eine umfangreiche limnologische Analyse vor (Wurm, 1998), worin die unterschiedlichsten Ursachen für den Fischrückgang diskutiert werden (Fischsterben und -krankheiten, Prädatoren, veränderte fischereiliche Bewirtschaftung, Erosion und Verschlammung, Veränderungen der Wasserführung, des Habitatangebotes, der Wasserqualität und der Nahrungsverhältnisse, ökotoxikologische Wasserinhaltsstoffe). Die Studie kommt zum Schluss,

„dass der enormen Verbesserung der Abwasserreinigung im Argeneinzugsgebiet und damit dem Wegfall eines Grossteils der von aussen über das Abwasser eingetragen energiereichen organischen Stoffe die Hauptverantwortung für den Rückgang der fischereilichen Erträge in der Argen zukommt.“

Der zunehmenden sommerlichen Wassertemperatur wird demgegenüber ein geringerer Einfluss zugeschrieben. Zwischen der verminderten Zufuhr von organischen Stoffen (als Ursache) und dem Fischrückgang (als "letzte" Auswirkung) werden zwei unterschiedliche Wirkungswege postuliert:

- Eine Direktaufnahme der energiereichen organischen Inhaltsstoffe durch die Fische aus dem früher un- oder nur mechanisch vorgereinigten Abwasser von Gewerbebetrieben (Brauereien, Käsereien, Metzgereien etc.).
- Einen mikrobiellen Abbau und eine anschliessende "Weitergabe" der organischen Substanz bzw. der darin enthaltenen Energie über die gesamte Nahrungskette bis zu den Fischen als aquatischen Endkonsumenten. Als wesentliche Zwischenglieder dieser Kette werden neben Bakterien v.a. die zum Makrozoobenthos zählenden Zuckmückenlarven (Chironomidae) und wenigborstigen Würmer (Oligochaeta) genannt.

Ein Indiz für den Wirkungsweg über die Nahrungskette, der als bedeutender eingestuft wird, ist v.a. die seit den 1980er Jahren festgestellte starke Abnahme der Abundanzen (ausgedrückt in Häufigkeitsstufen) von einzelnen Makroinvertebraten-Gruppen — ausdrücklich genannt werden v.a. Larven von Zuckmücken und Kriebelmücken (Simuliidae).

Der aufgrund von Bonitierungen errechnete Fischertrag der Argen ist seit 1970 bis heute von Wer-

ten zwischen 100 und 150 kg/ha auf 25 bis 35 kg/ha gesunken. Der Nährtierbestand beträgt heute zwischen 2 und 10 mg Frischgewicht/m² (entsprechend einem Bonitätsfaktor B von 1.0 bis 3.0) und liegt damit, ebenso wie der Fischertrag, im Bereich der unproduktiven Gewässer (vgl. Kapitel 2.2 und Abbildung 1). Für die Zeit der maximalen Fischerträge liegen aus der Argen keine quantitativen Daten zum Makrozoobenthos vor. Nach den vorliegenden Beschreibungen handelte es sich damals um ein organisch übermässig belastetes Gewässer, bei dem der Eintrag von Siedlungsabwasser erst später entscheidend reduziert werden konnte. Angesichts der dürftigen Datenlage zur früheren benthischen Besiedlung sind die obgenannten, von Wurm (1998) postulierten Zusammenhänge vorläufig als Hypothesen aufzufassen.

Bei den meisten untersuchten Gewässern in der Schweiz dürfte die grundlegende abwassertechnische Sanierung des Einzugsgebietes bereits vor dem Berichtszeitraum 1980 - 2000 stattgefunden haben. So stieg der Anschlussgrad der Bevölkerung an zentrale Kläranlagen hierzulande zwischen 1965 und 1980 um 55% (von knapp 15% auf knapp 70%), zwischen 1980 und 1995 dagegen "nur" noch um 25% (auf knapp 95%; BFS & BUWAL, 1997). Dementsprechend war vermutlich auch die massive Verminderung des organischen Stoffeintrages sowie — als Folge davon — der benthischen und fischereilichen Produktivität, wie sie von Wurm (1998) für die Argen geschildert wird, in vielen schweizerischen Fließgewässern um 1980 bereits ziemlich weit fortgeschritten. Dies äussert sich z.B. darin, dass die seit langer Zeit gebräuchliche Methode der Gewässerbeurteilung durch benthische Indikatoren für die organische Belastung (Saprobien) schon zu Beginn der 1980er Jahre in Frage gestellt wurde, weil sie für den kleiner gewordenen Belastungsbereich keine ausreichend feine Unterteilung mehr ermöglichen (Frutiger, 1984).

Seit 1980 ist in vielen schweizerischen Fließgewässern die Belastung durch leicht abbaubare organische und durch anorganische Inhaltsstoffe des Abwassers weiter gesunken (Kapitel 3.2). Auf der anderen Seite nahm die Belastung durch komplexe, schlecht abbaubare organische Stoffe (z.B. hormonaktive Substanzen) zu. Deren Auswirkungen auf Fische werden in verschiedenen Teilprojekten von Fischnetz näher untersucht (Hypothesen 4 und 5).

Flössner (1982) gibt folgende Beispiele für die mittlere Biomasse des Makrozoobenthos in Abhängigkeit der Längenzonierung (biozönotische Region) und der organischen Belastung (Saprobitätsgrad): Oligosaprobies (unbelastetes) Epithrithral: ca. 18 g Frischgewicht (FG)/m²; β-mesosaprobies (mässig belastetes) Hyporhithral: ca. 48 g FG/m²; schwach α-mesosaprobies (stark belastetes) Epipotamal: ca. 70 g/m² (Umrechnung der Originalangaben in Frischgewichte nach Waters, 1977). Er führt den flussabwärts zunehmenden Benthosbestand in erster Linie auf die steigende Abwasserbelastung zurück und fügt mit Bezug auf die unterste, α-mesosaprobe Stelle an,

"dass ein ökologisch labiler, kritischer Übergangszustand erreicht ist, der bei einer weiter zunehmenden Abwasserbelastung relativ schnell zusammenbrechen kann und von einer biozönotisch und ökologisch extremen Gewässersituation abgelöst wird."

Benthos-Biomassen zwischen ca. 3 und ca. 55 g FG/m² (entsprechend einem Bonitätsfaktor B von 1.5 bis 7.5) wurden von Vuille (1997) in verschiedenen bernischen Gewässern verbreitet gefunden (vgl. Kapitel 2.2 und Abbildung 1). Diese Werte grenzen ungefähr den für schweizerische Gewässer heute typischen, oligosaprobien bis β-mesosaprobien Bereich ein. Gewässer, die aufgrund einer stärkeren Abwasserbelastung oder aus anderen Gründen eine deutlich höhere Benthos-Biomasse und damit auch eine höhere benthische Produktivität aufweisen, stellen dagegen eher Ausnahmefälle dar.

Waters (1982) untersuchte den Bachsaibling (*Salvelinus fontinalis*) und den Bachflohkrebs (*Gammarus sp.*) als das mengenmässig wichtigste Fischnährtier in einem produktiven Bach der USA (mit mittleren Fischbiomassen von normalerweise über 100 kg/ha). Er stellte dabei eine starke Korrelation zwischen Fisch- und Benthosproduktion fest. Bereits in Kapitel 2.3 ist ausgeführt worden, dass aufgrund des "Allen paradox" v.a. für fischereilich produktive Gewässer ein hoher Frassdruck auf das Makrozoobenthos und damit ein limitierender Einfluss des Nahrungsangebotes postuliert

wird. Auf der anderen Seite haben die Auswertungen der Daten aus dem Kanton Bern ergeben, dass das Verhältnis von Benthos- zu Fischbiomasse (BM/FM) in den unproduktiven Gewässern tendenziell am ungünstigsten ist (Kapitel 2.2, Abbildung 2). Ein ausgewogeneres BM/FM-Verhältnis wiesen jene mittelproduktiven Gewässer auf, die nach den obgenannten, groben Richtwerten im Übergangsbereich oligosaprob/ β -mesosaprob oder im β -mesosaprob-Bereich liegen

Durch künstliche organische Anreicherung mit Zucker (Sucrose) konnte in einem unproduktiven amerikanischen Bach der mikrobielle Bewuchs auf der Gewässersohle (v.a. durch das Abwasserbakterium *Sphaerotilus natans*) und die Biomasse des Makrozoobenthos (v.a. Zuckmückenlarven) stark erhöht werden (Warren et al., 1964). Die Benthos-Biomasse stieg in den Schnellen ("riffles") unter dem Einfluss der Zuckerzugabe von 2.5 bis 6 mg Frischgewicht (FG)/m² (entsprechend einem Bonitätsfaktor B von 1.0 bis 2.0) auf 15 bis 25 mg FG/m² (entsprechend einem Faktor B von 4.0 bis 4.5), also in den mittelproduktiven Bereich (vgl. Abbildung 1). Die mittlere Biomasse der Forellen (*Salmo clarki clarki*) erhöhte sich gleichzeitig nur geringfügig von durchschnittlich 43 auf 58 kg/ha. Wesentlich stärker nahm die mittlere jährliche Produktion der Fische zu, nämlich von <10 auf >50 kg/ha (Umrechnung aller Originalangaben in Frischgewichte nach Waters, 1977). Das BM/FM-Verhältnis lag ohne Zuckerzugabe demnach im "untersättigten" Bereich von 0.5 bis 1.5, mit Zugabe dagegen im "übersättigten" Bereich von 3.0 bis 4.0 (vgl. Kapitel 2.2).

In anderen nährstoffarmen, und unproduktiven Bergbächen der USA konnte durch künstliche Zugabe von Makroinvertebraten (in Form von "pellets") die Abundanz (Individuendichte) von Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) um 100% und deren Biomasse sogar um fast 400% gesteigert werden (Gilliam & Cady, 1997).

Direkte Einflüsse des Nahrungsangebotes auf den Fischbestand bzw. Fischfangertrag sind in verschiedenen Gewässern dokumentiert worden. Bei Seen handelt es sich dabei oft um Untersuchungen im Zusammenhang mit einer Verminderung des Nährstoff-Eintrages (Re-Oligotrophierung). In einem Teil dieser Fälle wird die Produktivität der gesamten Nahrungskette, angefangen beim Phytoplankton über das Zooplankton bis hin zu den Fischen als Endkonsumenten, deutlich herabgesetzt.

In stark belasteten (α -mesosaprob) Fließgewässern kann eine Reduktion des Abwasser-eintrages oder der Abschwemmungen aus Kulturland indirekt auch zu einer Verminderung von Fischbestand und -produktion führen. Als wichtigste Glieder dieser Wirkungskette werden der Gehalt des Abwassers an organischen Stoffen, die Mikroorganismen und das Makrozoobenthos (als direkte Fischnahrung) genannt.

In unbelasteten (oligosaprob) Gewässern konnte die Menge und/oder Produktion der Forellen durch eine künstliche Zugabe von gelöstem oder partikulärem organischem Material wesentlich erhöht werden. Eine steigende Produktivität von Fischbeständen in Fließgewässern ist ausserdem nach Zugabe von gelösten anorganischen Pflanzennährstoffen (Phosphor, Stickstoff) festgestellt worden. Auch in diesen Fällen führt der Wirkungsweg zwischen der zugegebenen Substanz und den Fischen in der Regel über die Makroinvertebraten als Fischnährtiere.

In der Schweiz hat die organische Belastung der Fließgewässer bereits vor 1980 stark abgenommen. Seither ist der Eintrag von leicht abbaubaren organischen und von anorganischen Pflanzennährstoffen weiter zurückgegangen. Viele Gewässer werden heute nach der "klassischen" Skala der Saprobität als unbelastet (oligosaprob) bis mässig belastet (β -mesosaprob) eingestuft. V.a. im β -mesosaprob-Bereich ist der Zusammenhang zwischen Nahrungsangebot und Fischbestand bzw. -ertrag noch ungenügend bekannt. Erste Untersuchungen an der alten Aare und an Gewässern des St. Galler Rheintals führten zum Schluss, dass das Nährtierangebot für die Fische ausreichend ist.

5 Fischereiliche Fragen

Das vorliegende Kapitel gibt ergänzende Literaturhinweise (Kapitel 1.1) zu folgenden Fragen bzw. Unterfragen:

- 8.1.4 Gibt es Gewässertypen, für die ein maximal möglicher Fischfangertrag geschätzt werden kann (z.B. durch langjährige Beobachtung)?
- 8.4 Gibt es dokumentierte Fälle, in denen konkurrenzbedingte Wachstums- oder Reproduktionsvermindernungen nachgewiesen werden konnten (z.B. durch intensiven Besatz)?

5.1 Wertebereiche von Fischertrag und -produktion

Wie bereits in Kapitel 2.2 ausgeführt, wird das fischereiliche Ertragsvermögen in der Schweiz üblicherweise durch eine Bonitierung geschätzt. In die Bonitierung geht, neben dem Bonitätsfaktor (B) als Mass für das Nährtier-Angebot, ein sogenannter Produktivitätskoeffizient (k) ein, der wiederum verschiedene Unterkoeffizienten umfasst (k₁, k₂, k₃ etc.). Mit den Unterkoeffizienten sind in jedem Fall die Temperaturverhältnisse und die effektive oder potentielle Artenzusammensetzung des Fischbestandes (meist anhand einer fischereibiologischen Zonierung) berücksichtigt. Je nach Ansatz kommen dazu noch Unterkoeffizienten für:

- die morphologischen oder Raumverhältnisse des Gewässers, umfassend Linienführung, Breiten-, Tiefen- und Strömungsvariabilität, Angebot an Habitaten sowie Durchgängigkeit (Vuille, 1997; Marrer & Klötzli, 1980);
- die chemischen Verhältnisse, ausgedrückt durch den pH-Wert bzw. das Säurebindungsvermögen (Roth, 1966 und 1985; Marrer & Klötzli, 1980);
- das Alter der Fische (Marrer & Klötzli, 1980; Roth, 1966).

Im Kanton Bern wurde darüber hinaus noch ein Restwasserfaktor (RQ) als Korrektur für hydrologisch beeinflusste Gewässerstellen eingeführt (Vuille, 1997). Wie Kontrollabfischungen in einzelnen bernischen Gewässern gezeigt haben, wird der effektiv erzielbare Fischertrag durch die Bonitierung oft überschätzt (Kapitel 2.2). Zu einem ähnlichen Resultat führten beispielsweise auch eine Bonitierung und gleichzeitig durchgeführte Elektroabfischungen in drei Teststrecken (BiO2, BiO5 und BiO7) der Birs bei Aesch (Marrer, 1993):

“Aufgrund der lebensräumlichen Verhältnisse und des Nährtiervorkommens errechnen sich fischereiliche Ertragsvermögen (BUS, 1985) für die einzelnen Teststrecken zwischen 60 und 150 kg je Hektare und Jahr (...). Einzig aber in der Strecke BiO7 erlauben die aktuellen Fischbestände eine dieser Einschätzung entsprechende jährliche Ertragsabschöpfung.”

Neben der in der Schweiz gebräuchlichen Bonitierung existieren noch andere Modelle für die Abschätzung des Fischbestandes bzw. der fischereilichen Produktivität aufgrund von gewässertypischen Merkmalen (Haury et al., 1999). Darin werden neben geografischen (z.B. Meereshöhe, Quelldistanz, Relief des Einzugsgebietes) und morphologischen Kennwerten (z.B. Gewässerbreite/-tiefe, Gefälle) sowie den Temperaturverhältnissen teilweise auch Indikatoren für die Härte des Wassers (z.B. Calcium-Konzentration, Alkalinität) zur Beurteilung herangezogen. Es ist denn auch durch zahlreiche Beispiele belegt, dass die fischereiliche Produktivität — und in einigen Fällen auch die Produktivität des Benthos — mit zunehmendem Kalkgehalt des Wassers signifikant ansteigt (Huet, 1950; Lobon-Cervia & Fitzmaurice, 1988; Chappaz et al., 1996; Kwak & Waters, 1997).

Nach Roth (1985) ist für die Mehrzahl der schweizerischen Forellenbäche mit jährlichen Fischerträgen von beträchtlich unter 100 kg/ha zu rechnen. Nach Vuille (1997 und Referenzen darin) lag das jährliche fischereiliche Ertragsvermögen von 47 Fließgewässern des Kantons Bern in der Un-

tersuchungsperiode 1991 - 1995 bei durchschnittlich 45 bis 50 kg/ha (Schwankungsbereich 1.5 bis 121 kg/ha; siehe Abbildung 1 und Anhang 3) und von verschiedenen Gewässern des Kantons Waadt in der Periode 1976 - 1986 bei durchschnittlich 58 kg/ha (Bereich 6 bis 117 kg/ha). An gleicher Stelle wird ausgeführt, dass das theoretische Ertragsvermögen in (kalkreichen!) Juragewässern unter optimalen Voraussetzungen und zumindest auf kurzen Abschnitten auch wesentlich höher steigen kann (in einzelnen Teilen der Areuse etwa auf über 300 kg/ha).

Deutlich über dem "abschöpfbaren" Fischertrag ("yield") liegt in der Regel die eigentliche Fischproduktion ("production", siehe Kapitel 2.2). Unproduktive Forellengewässer ("less fertile streams") weisen eine Fischproduktion (Frischgewicht) von 15 bis 50 kg/ha auf (Waters, 1992). Als produktiv ("fertile") gilt ein Gewässer dagegen bei einer jährlichen Produktion von über 100 kg/ha, was bei einem mittleren P/B-Verhältnis der Forellen von 1.5 (Kapitel 2.2) einer Biomasse von über 66 kg/ha entspricht. Nach Peter (1999) sind Fischbiomassen (Summe aller Arten) <30kg in Forellengewässern als gering und Biomassen >100kg/ha als hoch einzustufen. In gemässigten Breiten steigt die gesamte Fischproduktion (Forellen und/oder andere Fischarten) von Fliessgewässern nur in Ausnahmefällen über 300 kg/ha an; Maximale Produktionsraten werden für reine Bachforellenbestände mit ca. 550 kg, für den gesamten Fischbestand einzelner Fliessgewässer dagegen bis >1000 kg pro Hektar und Jahr angegeben (Mann & Penczak, 1986; Waters, 1992; Randall et al., 1995). In Seen bleiben dagegen sowohl die mittleren als auch die maximalen Werte der flächenbezogenen Fischproduktion deutlich geringer (Randall et al., 1995).

Für schweizerische Fliessgewässer sind verschiedentlich Produktions- oder Biomassewerte im obgenannten, produktiven Bereich ermittelt worden. Beispiele dafür sind etwa die alte Aare und die Schüss im Kanton Bern mit mittleren Biomassen aller Fische von 81 bzw. 107 kg/ha (Periode 1991-96; Vuille, 1997) sowie die Buechwigger im Kanton Luzern mit einer mittleren Produktion der Bachforellen von 134 kg/ha (Periode 1981-83; Peter, 1987). Marrer (1993) fand im September 1992 in einer 200 m langen Abfischungsstrecke der Birs bei Aesch (BiO7, siehe oben) einen sehr reichhaltigen Fischbestand mit einer Biomasse von umgerechnet 470 kg/ha vor (Frischgewicht), woran die Barben (*Barbus barbus*) mit 315 kg/ha den grössten Anteil hatten.

5.2 Nahrungskonkurrenz

Die Konkurrenz ("competition") unter Fischen steht in der vorliegenden Studie etwas abseits des zentralen Themas. Entsprechende Literatur ist deshalb, wie von Beginn an vorgesehen (Kapitel 1.2), nur am Rande aufgenommen worden. Die wenigen Literaturhinweise beziehen sich zudem in erster Linie auf die Fischnahrung als Konkurrenzfaktor, wogegen zu anderen wesentlichen Faktoren (wie etwa dem Besatz) kaum Grundlagen gesammelt worden sind. Anhand der wenigen vorliegenden Hinweise kann hier auch kein inhaltlicher Überblick über den aktuellen Kenntnisstand gegeben werden. Als Einstieg in die Thematik der innerartlichen ("intraspecific") oder zwischenartlichen ("interspecific") Nahrungskonkurrenz bei Fischen (v.a. Forellen) können die Arbeiten von Maitland (1965), Hunt (1975), Allan (1978), Mann (1978), Nilsson (1978), Waters (1993) und Gerking (1994) dienen.

6. Literaturverzeichnis

6.1 Im Bericht zitierte Literatur

- ALBRECHT, M.-L. (1953): Die Plane und andere Flämingsbäche. Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften (N.F.) 1, 389 - 476.
- ALLAN, J.D. (1978): Diet of brook trout (*Salvelinus fontinalis* MITCHELL) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in an alpine stream. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20, 2045 - 2050.
- ALLEN, K.R. (1951): The Horowiki stream. A study of a trout population. N. Z. Marine Dept., Fish. Bull. Nr. 10, 238 S.
- ANDERSEN, T.H., FRIBERG, N., HANSEN, H.O., IVERSEN, T.M., JACOBSEN, D., KRØJGAARD, L. (1993): The effects of introduction of brown trout (*Salmo trutta* L.) on *Gammarus pulex* L. drift and density in two fishless danish streams. Arch. Hydrobiol. 126, 361 - 371.
- AQUA PLUS (1991): Biologische Untersuchungen in der Limmat im Bereich des Högger Wehrs. Wissenschaftliche Begleitung der Flussspülung vom 30. Mai 1990. Bericht im Auftrag des Amtes für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich und des Ingenieurbüros für bauliche Anlagen der Stadt Zürich, 29 S. + Anhang.
- AQUA PLUS (1993): Untersuchungen zu den Schwebstoffablagerungen im Högger Wehr. Schlussbericht im Auftrag des Amtes für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich und des Ingenieurbüros für bauliche Anlagen der Stadt Zürich, 17 S. + Anhänge.
- AQUARIUS (2000): Abwasser aus der Rauchgasreinigung der KVA Zofingen. Untersuchungen 1998 & Auswertung des Langzeit-Überwachungsprogramms der Periode 1994-1998. Bericht im Auftrag der Gemeindeverbände Abwasser und Kehricht der Region Zofingen, 44 S. + Anhang.
- ARGE FISCHGESUNDHEIT (2001): Gesundheitszustand der Fische im Rheintal. Untersuchungen 1997 bis 2000. Synthesebericht der Arbeitsgruppe "Gesundheitszustand der Fische im Rheintal", St. Gallen, 131 S.
- ARGE TRÜBUNG ALPENRHEIN (2001): Trübung und Schwall im Alpenrhein. Synthesebericht, Fachberichte und Literaturstudie im Auftrag der Internationalen Regierungskommission Alpenrhein, Projektgruppe Gewässer- und Fischökologie. Total ca. 500 S. + Beilagen.
- AWEL (2001): Oberflächengewässer, Ausgabe 2001. Herausgegeben vom Amt für Abfall, Wasser, Energie und Luft des Kantons Zürich, 72 S.
- BENKE, A.C (1993): Concepts and patterns of invertebrate productions in running waters. Verh. Internat. Verein. Limnol. 25, 15 - 38.
- BERNET, D. (2001): Problemfaktoren für das Gewässer Alte Aare und seinen Fischbestand — Synthesebericht zum gleichnamigen Workshop in Lyss vom 9./10. Mai 2000. Fischnetz-Info Nr. 6, Herausgegeben vom Projekt Fischnetz c/o EAWAG, Dübendorf, 5 - 8.
- BFS, BUWAL (1997): Umwelt in der Schweiz 1997. Daten, Fakten, Perspektiven. Bericht des Bundesamtes für Statistik und des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 376 S.
- BURKHARDT-HOLM, P., PETER, A., SEGNER, H (2002): Decline of fish catch in Switzerland. Project Fishnet: A balance between analysis and synthesis. Aquat. Sci. 64, 36 - 54.
- BUS (1985): siehe ROTH (1985).
- BÜTTIKER, B. (2001): Fische, Fischerei und Fischbiotope im Kanton Waadt. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 68 des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 1 - 14.
- BUTZ, I., RYDLO, M. (1996): Fischbiologische Untersuchungen in einigen versauerungsgefährdeten Bächen des nördlichen Mühlviertels (Oberösterreich). Österreichs Fischerei 49, 11 - 26.
- BUWAL (1995): Kormoran und Fische. Synthesebericht 1995. Schriftenreihe Umweltschutz Nr. 242. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 94 S.
- BUWAL (1997a): Koordinierte biologische Untersuchungen am Hochrhein 1990 - 1995. Zusammenfassender Kurzbericht. Schriftenreihe Umwelt Nr. 282. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 32 S.
- BUWAL, (1997b): Koordinierte biologische Untersuchungen am Hochrhein 1995; Makroinvertebraten. Schriftenreihe Umwelt Nr. 283. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 115 S.
- BUWAL (1999): Fischfangrückgang in schweizerischen Fließgewässern. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 63, Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 32 S.

- BUWAL (2000): Nationales Programm für die analytische Daueruntersuchung der schweizerischen Fließgewässer (NADUF): Messresultate 1977-1998. Schriftenreihe Umwelt Nr. 319. Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 241 S.
- BUWAL (in Vorb.): Koordinierte biologische Untersuchungen am Hochrhein 2000; Makroinvertebraten. Schriftenreihe Umwelt, herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- BUWAL (in Vorb.): Gewässerökologische Auswirkungen des Schwallbetriebes. Schriftenreihe Fischerei, herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.
- CHAPMAN, D.W. (1978): Production in fish populations. In: Gerking, S.D. (Hrsg.): Ecology of freshwater fish production. Blackwell Sci. Publ., Oxford, 5 - 25.
- CHAPPAZ, R., OLIVART, G., BRUN, G. (1996): Food availability and growth rate in natural populations of the brown trout (*Salmo trutta*) in Corsican streams. Hydrobiologia 331, 63 - 69.
- DEEGAN, L.A., PETERSON, B.J. (1992): Whole-river fertilization stimulates fish production in an arctic tundra river. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49, 1890 - 1901.
- ELLIOTT, J.M. (1967): The food of trout (*salmo trutta*) in a dartmoor stream. J. appl. ecol. 4, 59 - 71.
- ELLIOTT, J.M. (1973): The food of Brown Trout and Rainbow Trout (*Salmo trutta* and *S. gairdneri*) in relation to the abundance of drifting invertebrates in a Mountain Stream. Oecologia (Berl.) 12, 329 - 347.
- ELSON, P.F., KERSWILL, C.J. (1967): Impact on salmon of spraying insecticide over forests. Adv. Wat. Poll. Res. 1, 55 - 74.
- ESCHER, M., HOLM, P., STAUB, E., WAHLI, T. (2001): Die proliferative Nierenkrankheit (PKD): Erste Ergebnisse der gesamtschweizerischen Erhebung. Fischnetz-Info 6, 10 - 12.
- FLÖSSNER, D. (1982): Untersuchungen zur Biomasse und Produktion des Makrozoobenthos der Ilm und mittleren Saale. Limnologica (Berlin) 14, 297 - 327.
- FRUTIGER, A. (1983): Untersuchungen zur Ökologie der räuberischen Steinfliege *Dinocras cephalotes* CURT. (Plecoptera: Perlidae) in einem Fließgewässer der schweizerischen Voralpen. Diss. ETH Zürich Nr. 7400, 92 S.
- FRUTIGER, A. (1984): Der Produktionsquotient PQ: Ein neuer Ansatz zur biologischen Qualitätsbeurteilung von Fließgewässern. Jahresbericht 1984 der EAWAG, Dübendorf, 28 - 33.
- GAMMETER, S., FORSTER, R., ZIMMERMANN, U. (1996): Limnologische Untersuchung des Walensees 1972 - 1995. Bericht der Wasserversorgung Zürich zuhanden des Baudepartements des Kantons St. Gallen und der Baudirektion des Kantons Glarus, 36 S.
- GAMMETER, S., FORSTER, R., ZIMMERMANN, U. (1997): Limnologische Untersuchung des Zürichsees 1972 - 1996. Bericht der Wasserversorgung Zürich, 62 S.
- GERKING, S.D. (1994): Feeding ecology of fish. Academic Press San Diego, 401 S.
- GERNER, T. (2001): Qualitätszustand: Samina - Malbunbach 1993 - 2000. Interner Bericht des Amtes für Umweltschutz Liechtenstein, Triesen, 10 S. + Anhang.
- GERSTMEIER, R. (1985): Nahrungsökologische Untersuchungen an Fischen im Nationalpark Berchtesgaden. Arch. Hydrobiol. Suppl. 72, 237 - 286.
- GILLIAM, J.F., CADY, T.A. (1997): Water quality effects of above-stream feeders in low-nutrient North Carolina mountain streams. Report Nr. 314, Water Resources Research Institute of the University of North Carolina, Raleigh, 46 S.
- GISLER, B. (1991): Vergleich des Fressverhaltens von Bachforellen (*Salmo trutta fario* L.) mit der Makroinvertebratendrift. Diplomarbeit an der EAWAG Dübendorf, 58 S.
- GRUBAUGH, J.W., WALLACE, J.B. (1995): Functional structure and production of the benthic community in a Piedmont river: 1956-1957 and 1991-1992. Limnol. Oceanogr. 40, 490 - 501.
- HAEFLIGER, T. (1981): Limnologische Untersuchung der Flüsse Rhein, Wiese und Birs bei Basel. Diplomarbeit am botanischen Institut der Universität Basel, 91 S.
- HAURY, J., OMBREDANE, D., BAGLINIERE, J.L. (1999): The habitat of the brown trout (*Salmo trutta* L.) in water courses. In: Baglinière, J.L., Maisse, G. (Hrsg.): Biology and ecology of the brown and sea trout. Springer Praxis publishing Chichester, 37 - 90.
- HOLM, P. (2001): Fortschritte im "Fischnetz": Die prioritären Untersuchungsfragen in diesem Jahr. Fischnetz-Info Nr. 7, Herausgegeben vom Projekt Fischnetz c/o EAWAG, Dübendorf, 15 - 17.
- HOYER, M.V., CANFIELD, D.E.Jr. (1991): A phosphorus-fish standing crop relationship for streams? Lake Reserv. Man. 7, 25 - 32.
- HUET, M. (1949): Appréciation de la valeur piscicole des eaux douces. Station de recherche de Groenendahl, travaux Série D, Nr. 10, 55 S.
- HUET, M. (1950): Aperçu limnologique des Eaux douces de Belgique. Station de recherche de Groenendahl, travaux Série D, Nr. 12, 55 S. + Beilagen.
- HUNT, R.L. (1975): Food relations of salmonid fishes. Use of terrestrial invertebrates as food by salmonids.

- Ecol. Studies 10, 137 - 151.
- HURYN, A.D. (1996): An appraisal of the Allen paradox in a New Zealand trout stream. *Limnol. Oceanogr.* 41, 243 - 252.
- HYDRA (1998): Literaturstudie über biologische Untersuchungen an der Aare zwischen Bielersee und Rhein. Bericht im Auftrag der Gewässerschutzfachstellen der Kantone Bern, Solothurn und Aargau, 60 S. + Anhang.
- JAKOB, A., LIECHTI, P., SCHÄDLER, B. (1996): Temperatur in Schweizer Gewässern - Quo vadis? *Gas-Wasser-Abwasser* 76/4, 288 - 294.
- JAKOB, A. (2000): Temperaturentwicklung in den Fließgewässern. *Mitteilungen zur Fischerei* Nr. 66 des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 29 - 40.
- JOOSTING, T. (1986): Entwicklung einer Elektrofangmethode zur Entnahme von Bodenfauna-Proben in Fließgewässern — Nahrungsökologische Untersuchungen an Bachforellen (*Salmo trutta forma fario* L.). Lizentiatsarbeit am Zoologischen Institut der Universität Bern, 104 S. + Anhang.
- KÜRY, D. (1997): Oberflächengewässeruntersuchung im Kanton Basel-Stadt. Bericht im Auftrag des kantonalen Gewässerschutzamtes Basel-Stadt, 62 S. + Anhang.
- KWAK, T.J., WATERS, T.F. (1997): Trout production dynamics and water quality in Minnesota Streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 126, 35 - 48.
- LANG, C. (1998): Using oligochaetes to monitor the decrease of eutrophication: the 1982-1996 trend in Lake Geneva. *Arch. Hydrobiol.* 141, 447 - 458.
- LANG, C. (1999): Contrasting responses of oligochaetes (Annelida) and chironomids (Diptera) to the abatement of eutrophication in Lake Neuchâtel. *Aquat. Sci.* 61, 206 - 214.
- LANG, C. (2000a): Etat trophique du lac de Morat indiqué par le zoobenthos: tendance 1980-1998. *Revue Suisse de zoologie* 107, 233 - 243.
- LANG, C. (2000b): Diversité du zoobenthos dans la Venoge et le Veyron: tendance 1990 - 2000. *Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat.* 87, 1 - 14.
- LANG, C. (2000c): Diversité du zoobenthos dans 47 rivières du canton de Vaud: tendance 1989 - 1997. *Revue Suisse de Zoologie* 107, 107 - 122.
- LANG, C. (2001): Surveillance biologique des lacs et des rivières du canton de Vaud. Evolution 1980-2000. Bericht des Laboratoire du Service des Eaux, Sols et Assainissement (SESA), Epalinges, 19 S.
- LANG, C., STRAWCYNYSKI, A., VIOGET, P. (2000): Pesticides et diversité du zoobenthos dans 23 rivières du canton de Vaud: campagnes 1998 et 1999. *Bull. Soc. Vaud. Sc. nat.* 87, 93 - 107.
- LIESS, M. (2001): Fallstudie: Identifikation und Kausalanalyse der Wirkung von Insektiziden in Fließgewässer-Ökosystemen. In: Steinberg, E.W., Brüggmann, R., Kümmerer, K., Liess, M., Pflugmacher, St., Zauke, G.-P. (Hrsg.): *Stress in limnischen Ökosystemen*. Parey Buchverlag, Berlin, 123 - 144.
- LIMNEX, WFN (2000): Pilotzertifizierung Kraftwerk Höngg. Bericht zum Managementkonzept im Auftrag des Elektrizitätswerkes der Stadt Zürich, 12 S. + Beilagen.
- LOBON-CERVIA, J., FITZMAURICE, P. (1988): Stock assessment, production rates and food consumption in four contrasting irish populations of brown trout (*Salmo trutta* L.). *Pol. Arch. Hydrobiol.* 35, 497 - 513.
- MAITLAND, P.S. (1965): The feeding relationships of Salmon, Trout, Minnows, Stone Loach and Three-Spined Sticklebacks in the river Endrick, Scotland. *J. Anim. Ecol.* 34, 109 - 133.
- MANN, K.H. (1978): Estimating the food consumption of fish in nature. In: Gerking, S.D. (Hrsg.): *Ecology of freshwater fish production*. Blackwell Sci. Publ., Oxford, 250 - 273.
- MANN, R.H.K., PENCZAK, T. (1986): Fish production in rivers: A review. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 33, 233 - 247.
- MARIDET, L. (1994): La végétation rivulaire, facteur de contrôle du fonctionnement écologique des cours d'eau: Influence sur les communautés benthiques et hyporhéiques et sur les peuplements de poissons dans trois cours d'eau du Massif Central. Thèse Univ. Claude Bernard, Lyon, 294 S.
- MARBACH-UGAZIO, R. (1983): Limnologische Untersuchung der Flüsse Rhein, Wiese und Birs bei Basel. Diplomarbeit am botanischen Institut der Universität Basel, 70 S.
- MARRER, H. (1993): Wasserkraftwerk an der Birs bei Aesch. Gutachten über die zu erwartenden gewässerökologischen Auswirkungen und die mit Vorteil zu treffenden Schutzmassnahmen. Bericht im Auftrag der Einwohnergemeinde Aesch/BL, 33 S. + Beilagen.
- MARRER, H. (1998): Biologisches Gütebild der Aare aufgrund der Makrozoobenthos-Besiedlung. Bericht im Auftrag des kantonalen Amtes für Gewässerschutz Solothurn, 39 S. + Beilagen.
- MARRER, H., KLÖTZLI, F. (1980): Bericht über die naturwissenschaftlichen Abklärungen im Zusammenhang mit Bau und Betrieb der Kraftwerke Ilanz I und II. Bericht zuhanden der von der Regierung des Kantons Graubünden eingesetzten Arbeitsgruppe "Fischerei/Landschaft und Kraftwerke Ilanz I und II", 136 S. + Anhang.
- MATTHÄI, C.D. (1996): Disturbance and invertebrate patch dynamics in a prealpine river. *Diss. ETH* Nr. 11765, 169 S.
- METZ, J.-P. (1974): Die Invertebratendrift an der Oberfläche eines Voralpenflusses und ihre selektive Ausnut-

- zung durch die Regenbogenforellen (*Salmo gairdneri*). *Oecologia* (Berl.) 14, 247 - 267.
- MÜLLER, R., BIA, M.M. (2001): Fische auf Diät: Die Kleinfelchen im Vierwaldstättersee. Auswirkungen der Re-Oligotrophierung auf die Population der Kleinfelchen und Konsequenzen für die Bewirtschaftung. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 68 des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 39 - 50.
- NEILL, R.M. (1938): The food and feeding of the brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to the organic environment. *Trans. R. Soc. Edinb.* 59, 481 - 520.
- NEVEU, A. (1999): Feeding strategy of the brown trout (*Salmo trutta* L.) in running waters. In: Baglinière, J.L., Maisse, G. (Hrsg.): *Biology and ecology of the brown and sea trout*. Springer Praxis publishing Chichester, 91 - 114.
- NILSSON, N.-A. (1978): The role of size-biased predation in competition and interactive segregation in fish. In: Gerking, S.D. (Hrsg.): *Ecology of freshwater fish production*. Blackwell Sci. Publ., Oxford, 303 - 325.
- NOVAK, D., REUST, C., FRICK, E. (1997): Fischrückgang in den schweizerischen Fließgewässern. Schriftenreihe studentische Arbeiten Nr. 10 der interfakultären Koordinationsstelle für allgemeine Ökologie an der Universität Bern. 111 S.
- PEDROLI, J.-C., ZAUGG, B., KIRCHHOFER, A. (1991): Verbreitungsatlas der Fische und Rundmäuler der Schweiz. *Documenta faunistica helvetica* 11 des CSCF, Neuchâtel. 207 S.
- PERRIN, C.J., RICHARDSON, J.S. (1997): N and P limitation of benthos abundance in the Nechako River, British Columbia. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54, 2574 - 2583.
- PETER, A. (1987): Untersuchungen über die Populationsdynamik der Bachforelle (*Salmo trutta fario*) im System der Wigger, mit besonderer Berücksichtigung der Besatzproblematik. Diss. ETH Zürich Nr. 8307, 246 S.
- PETER, A. (1999): Fischbiologische Bestandesaufnahme in der Sitter vom 1.9.1999. Bericht der EAWAG zuhanden der Jagd- und Fischereiverwaltung des Kantons St. Gallen, 6S.
- RANDALL, R.G., KELSO, J.R.M., MINNS, C.K. (1995): Fish production in freshwaters: Are rivers more productive than lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52, 631 - 643.
- REY, P. (1992): Lebensraum und Nahrung der Thurfische. Bericht des Institutes für angewandte Hydrobiologie in Konstanz im Auftrag der Jagd- und Fischereiverwaltung des Kantons Thurgau. 147 S. + Anhang.
- RHYNER, B. (1982): Limnologische Untersuchung der Flüsse Rhein, Wiese und Birs bei Basel. Diplomarbeit am botanischen Institut der Universität Basel, 89 S.
- RICKER, W.E. (1958): Production, reproduction and yield. *Verh. Internat. Ver. Limnol.* 13, 84 - 100.
- ROBINSON, C.T., UEHLINGER, U., GUIDON, F., SCHENKEL, P., SKVARC, R. (2002): Limitation and retention of nutrients in alpine streams of Switzerland. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28, 263 - 272.
- ROTH, H. (1966): Beurteilung der Ertragsfähigkeit von Fließgewässern. In: *Wasserbau, Kraftwerkbau und Fischerei*. Vorträge gehalten am eidgenössischen Fortbildungskurs für Fischereiaufseher vom 19. - 21. Oktober 1966 im Kanton Graubünden, 7 - 15.
- ROTH, H. (1985): Schadenberechnung bei Fischsterben in Fließgewässern. In: *Berechnung der Schäden bei Fischsterben in Fließgewässern*. Schriftenreihe Fischerei Nr. 44 des Bundesamtes für Umweltschutz, Bern, 3 - 40.
- RUHLÉ, C. (2001): Der Walensee - seine Geschichte und die seiner Felchen. Mitteilungen zur Fischerei Nr. 68 des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 51 - 72.
- SAGAR, P.M., GLOVA, G.J. (1995): Prey availability and diet of juvenile brown trout (*Salmo trutta*) in relation to riparian willows (*Salix spp.*) in three New Zealand streams. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 29, 527 - 537.
- SCHULZ, R., LIESS, M. (1999): A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics. *Aquatic toxicology* 46, 155 - 176.
- STOTZ, W. (1986): Das Makrozoobenthos der Schlei - Produktion und Bedeutung als Fischnahrung. Diss. Univ. Kiel, 166 S. + Anhang.
- TITTIZER, T., SCHÖLL, F. (1988): Faunistische Erhebungen an der Rheinsohle zur Feststellung und Bewertung der Schädigung der Benthosbiozönose durch den Brand bei der Fa. Sandoz in Basel. 2. Teil: Berichtszeitraum 1.1. - 31.12.1988. Forschungsbericht der Bundesanstalt für Gewässerökologie, Koblenz, 43 S. + Anhang.
- TOMKA, I., ZURWERRA, A., BUR, M., TURCYSANYI, B. (1998): Auswirkungen von Hochwasser und technischen Eingriffen auf die benthische Fauna in Fließgewässern. Schlussbericht der Forschungsaufträge 52/90 und 57/95 im Auftrag des Bundesamtes für Strassen, Bern, 77 S.
- UVB BK (1999): Umweltverträglichkeitsbericht zur Konzessionserneuerung der Kraftwerkstufen Davos-Klosters, Schlappin-Klosters und Klosters-Küblis. Hauptbericht im Auftrag der AG Bündner Kraftwerke, Klosters, 233 S. + Anhang.
- VUILLE, T. (1997): Fischereiliches Ertragsvermögen der Patentgewässer im Kanton Bern. Herausgegeben vom Fischereinspektorat des Kantons Bern. 31 S. + Anhang.
- WALKER-BIELSER, M. (1994): Nahrungsspektrum und Nahrungskonkurrenz von räuberischen Steinfliegenlar-

ven (*Perla grandis*, Perlidae) und Groppen (*Cottus gobio*) in einem voralpinen Fließgewässer (Necker, SG). Diplomarbeit an der EAWAG, Dübendorf.

WARREN, C.E., WALES, J.H., DAVIS, G.E., DOUDOROFF, P. (1964): Trout production in an experimental stream enriched with sucrose. *J. Wildl. Man.* 28, 617 - 660.

WATERS, T.F. (1977): Secondary production in inland waters. *Ecological research* 10, 93 - 164.

WATERS, T.F. (1982): Annual production by a stream brook charr population and by its principal invertebrate food. *Env. Biol. Fish.* 7, 165 - 170.

WATERS, T.F. (1988): Fish production - benthos production relationships in trout streams. *Pol. Arch. Hydrobiol.* 35, 545 - 561.

WATERS, T.F. (1992): Annual production, production/biomass ratio, and the ecotrophic coefficient for management of Trouts in Streams. *North Am. J. Fish. Man.* 12, 34 - 39.

WATERS, T.F. (1993): Dynamics in Stream Ecology. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 118, 1 - 8.

WURM, K. (1998): Limnologische Untersuchungen zum Rückgang der fischereilichen Erträge und Optimierung der fischereilichen Bewirtschaftung der Argen. Bericht im Auftrag des Regierungspräsidiums Tübingen, 294 S. + Anhang.

6.2 Weitere konsultierte Literatur

BANSE, K., MOSHER, S. (1980): Adult body mass and annual production/biomass relationships of field populations. *Ecol. Monogr.* 50, 355 - 379.

BECKER, M. (1992): Ingestions- und Selektionsverhalten adulter Felchen (*Coregonus lavaretus*) des Bodensees: Saisonale und diurnale Variabilität. Diss. Universität Konstanz, 119 S.

BOB PARTNERS, AMBIO, AFU SG (1998): Zustand und Nutzung der Gewässer im Kanton St. Gallen. Ausgabe 1998. Herausgegeben vom kantonalen Amt für Umweltschutz St. Gallen, Loseblattordner.

BREFIN, D. (1990): Verteilungsmuster und Drift von *Rhithrogena* sp. (Ephemeroptera, Heptageniidae). Diplomarbeit an der EAWAG, Dübendorf, 61 S. + Anhang.

BURGHERR, P. (2000): Struktur der Wirbellosenfauna an der Flusssohle eines voralpinen Fließgewässers (Necker SG). *Ber. St.Gall. Naturf. Ges.* 89, 137 - 154.

CADA, G.F., LOAR, J.M., SALE, M.J. (1987): Evidence of food limitation of Rainbow and Brown Trout in Southern Appalachian soft-water streams. *Trans. Am. Fish. Soc.* 116, 692 - 702.

ELLIOTT, J.M. (1973): The food of Brown and Rainbow Trout (*Salmo trutta* and *S. gairdneri*) in relation to the abundance of drifting invertebrates in a mountain stream. *Oecologia* 12, 329 - 347.

ELLIOTT, J.M. (1975a): Number of meals in a day, maximum weight of food consumed in a day and maximum rate of feeding for Brown trout, *Salmo trutta* L. *Freshw. Biol.* 5, 287 - 303.

ELLIOTT, J.M. (1975b): Weight of food and time required to satiate Brown trout, *Salmo trutta* L. *Freshw. Biol.* 5, 51 - 64.

ELLIOTT, J.M. (1976): The energetics of feeding, metabolism and growth of Brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to body weight, water temperature and ration size. *J. Anim. Ecol.* 45, 923 - 948.

ELLIOTT, J.M. (1988): Growth, size, biomass and production in contrasting populations of trout *Salmo trutta* in two lake district streams. *J. Anim. Ecol.* 57, 49 - 60.

ELLIOTT, J.M. (1994): *Quantitative Ecology and the Brown trout*. Oxford University Press, N.Y., 283 S.

ESCHER, M. (1999): Einfluss von Abwassereinleitungen aus Kläranlagen auf Fischbestände und Bachforelleneier. *Mitteilungen zu Fischerei* Nr. 61, Herausgegeben vom Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 202 S.

FRANK, S. (1962): A contribution to the growth and food biology of the Brown Trout *Salmo trutta trutta* m. *fario* and *Salmo trutta labrax* m. *fario* in some waters of Czechoslovakia. *Acta soc. zool. bohem.* 26, 316 - 323.

FRICK, E., NOVAK, D., REUST, C., BURKHARDT-HOLM, P. (1998): Der Fischrückgang in den schweizerischen Fließgewässern. *Gas-Wasser-Abwasser* 4/98, 261 - 264.

GREGORY, R.S. (1994): The influence of ontogeny, perceived risk of predation, and visual ability on the foraging behavior of juvenile Chinook Salmon. In: Stouder, D.J., Fresh, K.L., Feller, R.J. (Hrsg): *Theory and application in fish feeding ecology*. University of South Carolina Press, Columbia, 271 - 284.

HORTON, P.A. (1961): The bionomics of Brown Trout in a Dartmoor stream. *J. Anim. Ecol.* 30, 311 - 338.

HUHTA, A., MUOTKA, T., TIKKANEN, P. (2000): Nocturnal drift of mayfly nymphs as a post-contact antipredator mechanism. *Freshw. Biol.* 45, 33 - 42.

IFAH (1990): Fischereibiologisches Begleitprogramm zur Thurkorrektur im Kanton Thurgau (TG-km 0-11). Be-

richt des Institutes für angewandte Hydrobiologie im Auftrag des Amtes für Umweltschutz sowie der Jagd- und Fischereiverwaltung des Kantons Thurgau, Frauenfeld, 107 S.

LANG, C. (2000): Diversité du zoobenthos dans douze rivières de montagne du canton de Vaud: tendance 1985 - 1998. Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat. 87, 15 - 27.

LANG, C., LODS-CROZET, B. (1997): Oligochaetes versus chironomids as indicators of trophic state in two Swiss lakes recovering from eutrophication. Arch. Hydrobiol. 139, 187 - 195.

LIESS, M., SCHULZ, R. (1999): Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream. Environ. Toxicol. Chem. 18, 1948 - 1955.

LIMNEX (2000a): Biologische Untersuchungen in der Sitter im Jahr 2000. Bericht im Auftrag der Sitterkommission, Herisau, 27 S. + Anhang.

LIMNEX (2000b): Auswirkungen des Schwallbetriebes des Kraftwerks Kubel auf die Wassertiere der Sitter. Bericht im Auftrag der kantonalen Jagd- und Fischereiverwaltung, St. Gallen, 33 S. + Anhang.

LUBINI, V. (1994): Hydrobiologische Untersuchungen am Unterlauf der Thur (Kanton Zürich, Schweiz) - I. Libellen, Eintags-, Stein-, Köcher- und Schlammfliegen (Insecta: Odonata, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Megaloptera). Vierteljahrsschr. Naturforsch. Ges. Zürich 139, 23 - 31.

LUBINI, V., VICENTINI, H. (2001): Benthosuntersuchungen des Rheins zwischen Seeausfluss und Rheinklingen. Bericht im Auftrag des kantonalen Planungs- und Naturschutzamtes Schaffhausen, 8 S. + Anhang.

MARRER, H. (1991): Fischereibiologisches Sanierungs- und Bewirtschaftungskonzept für die liechtensteinischen Fließgewässer. Bericht im Auftrag des Amtes für Gewässerschutz des Fürstentums Liechtenstein, 54 S. + Beilagen.

MITTELBACH, G.G., OSENBURG, C.W. (1994): Using foraging theory to study trophic interactions. In: Stouder, D.J., Fresh, K.L., Feller, R.J. (Hrsg): Theory and application in fish feeding ecology. University of South Carolina Press, Columbia, 45 - 59.

MOOS, T. (1994): Die Wirkung unterschiedlich starker, geschlebeführender Hochwasser in einem voralpinen Fließgewässer auf die benthische Biozönose und den zeitlichen Verlauf der Wiederbesiedlung. Diplomarbeit an der EAWAG, Dübendorf, 44 S. + Anhang.

MORTENSEN, E., GEERTZ-HANSEN, P., MARCUS, E. (1988): The significance of temperature and food as factors affecting the growth of Brown Trout, *Salmo trutta* L., in four danish streams. Pol Arch. Hydrobiol. 35, 533 - 544.

NEVEU, A., THIBAUT, M. (1977): Comportement alimentaire d'une population sauvage de truites fario (*Salmo trutta* L.) dans un ruisseau des Pyrénées atlantiques, le Lissuraga. Ann. hydrobiol. 8, 111 - 128.

PENCZAK, T., LOBON-CERVIA, J., O'HARA, K., JAKUBOWSKI, H. (1986): Production and food consumption by fish populations in the Pilawa and Dobrzyka rivers, North Poland. Pol Arch. Hydrobiol. 33, 345 - 372.

REY, P., ORTLEPP, J., WILLI, G. (2000): Grossversuch Totholz. Erster Zwischenbericht zu den Voruntersuchungen 1999 im Auftrag der internationalen Regierungskommission Alpenrhein, 53 S. + Anhang.

REY, P., KÜRY, D., WEBER, B., ORTLEPP, J. (2000): Neozoen im Hochrhein und im südlichen Oberrhein. Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F. 17, 509 - 524.

SCHIPPER, J. (1991): Beeinträchtigung der Wirbellosenfauna eines Forellengewässers durch die Einleitung von Abwasser. Praktikumsarbeit an der Fachhochschule Giessen, 11 S. + Beilagen.

SCHMIDT-POSTHAUS, H., BERNET, D., WAHLI, T., BURKARDT-HOLM, P. (2001): Morphological organ alterations and infectious diseases in brown trout *Salmo trutta* and rainbow trout *Oncorhynchus mykiss* exposed to polluted river water. Dis. Aquat. Org. 44, 161 - 170.

SUAREZ, J.L., REIRITZ, L., ANADON, R. (1988): Feeding relationships between two salmonid species and the benthic community. Pol. Arch. Hydrobiol. 35, 341 - 359.

UEHLINGER, U., MEYER, E. (1992): Die Wirkung eines geschlebeführenden Hochwassers auf die benthische Biozönose in einem voralpinen Fluss. DGL, erweiterte Zus.fassung der Jahrestagung 1992, 407 - 411.

UTHER, H. (1992): Das biologische Regenerationspotential der Thur im Kanton Thurgau. Diplomarbeit an der Universität Freiburg i./B., 82 S. + Anhang.

WALKER-BIELSER, M. (1994): Nahrungsspektrum und Nahrungskonkurrenz von räuberischen Steinfliegenlarven (*Perla grandis*, Perlidae) und Groppen (*Cottus gobio*) in einem voralpinen Fließgewässer. Diplomarbeit an der EAWAG, Dübendorf, 65 S.

WIPFLI, M.S., HUDSON, J.P., CHALONER, D.T., CAOQUETTE, J.P. (1999): Influence of salmon spawner densities on stream productivity in Southeast Alaska. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 56, 1600 - 1611.

Anhang 1

Grafische Darstellungen der ausgewählten Makrozoobenthos-Datensätze.
Legende für alle folgenden Darstellungen:

 Ringelwürmer	 Bachflohkrebse	 Übrige Nicht-Insekten
 Eintagsfliegen	 Steinfliegen	 Köcherfliegen
 Zuckmücken	 Kriebelmücken	 Übrige Zweiflügler
 Übrige Insekten		 Taxazahl

Tabelle A1

Charakterisierung der Probenahmegewässer und -stellen für die ausgewerteten Benthos-Datensätze.

Kanton / Land	Gewässername	Stellenname	Interne Stellenbezeichnung (siehe Datenquellen) [Nr.]	Koordinaten	Höhenlage [m.ü.M.]
VD	Venoge	L'Isle	18505	521 000 / 163 500	660
		Cuarnens (nach ARA)	18510	522 700 / 164 500	630
		La Sarraz	18523	528 700 / 167 300	460
		Eclépens	18525	530 800 / 166 600	450
		Lussery	18530	530 300 / 164 400	430
		Penthalaz	18533	529 800 / 162 300	430
		Le Moulinet	18535	530 100 / 160 200	410
		Bussigny (vor ARA)	18540	531 700 / 155 100	380
VD	Grande Eau	Diablerets	53010	578 500 / 132 900	1170
		Pt. des Aviolats	53030	575 000 / 133 700	1070
		Le Sepey	53035	570 700 / 133 900	870
		Vor Rhone (Mündung)	53050	561 100 / 130 500	380
VD	Sarine	Rougemont (vor ARA)	55005	582 500 / 148 400	970
		Château d'Oex (vor ARA)	55010	576 200 / 146 200	900
		La Tine	55015	570 200 / 146 100	830
VD	Torneresse	L'Etivaz	56005	577 900 / 141 300	1150
		Les Moulins	56010	574 500 / 145 400	890
VD	Petite Glâne	Champtauruz	31505	550 700 / 178 700	640
		Missy	31515	564 500 / 191 600	430
VD	Orbe	Bois du Carre	21005	501 500 / 156 400	1040
		Le Sentier	21015	507 600 / 162 200	1000
		Source Vallorbe	21020	516 500/ 172 700	750
		Les Clées	21030	524 900 / 175 900	570
BS	Birs	St. Jakob (vor ARA)	1 (bzw. II)	613 850 / 265 600	270
		Birskopf (Mündung)	2 (bzw. I)	613 500 / 267 400	250
ZH	Limmat	Höngg Restwasser	RW oben	679 375 / 250 300	397
		Höngg freifliessend	Ref. unten	678 600 / 250 825	394
CH	Aare	Aarburg	A24 / St. 2*	634 600 / 241 450	393
FL	Samina	Oberhalb Stegsee	9	762 425 / 219 275	1308
FL	Malbunbach	Oberhalb Stegsee	10	762 025 / 220 100	1298
FL	Balzner Giessen	Nach Zulaufrohr	6A	754 700 / 214 200	480
		Hauptbach Rheinstrasse	6C	755 325 / 214 850	478
		Kollbrogg	6D	756 525 / 215 500	475

* : A24 in Marrer (1998); Standort 2 in Aquarius (2000)

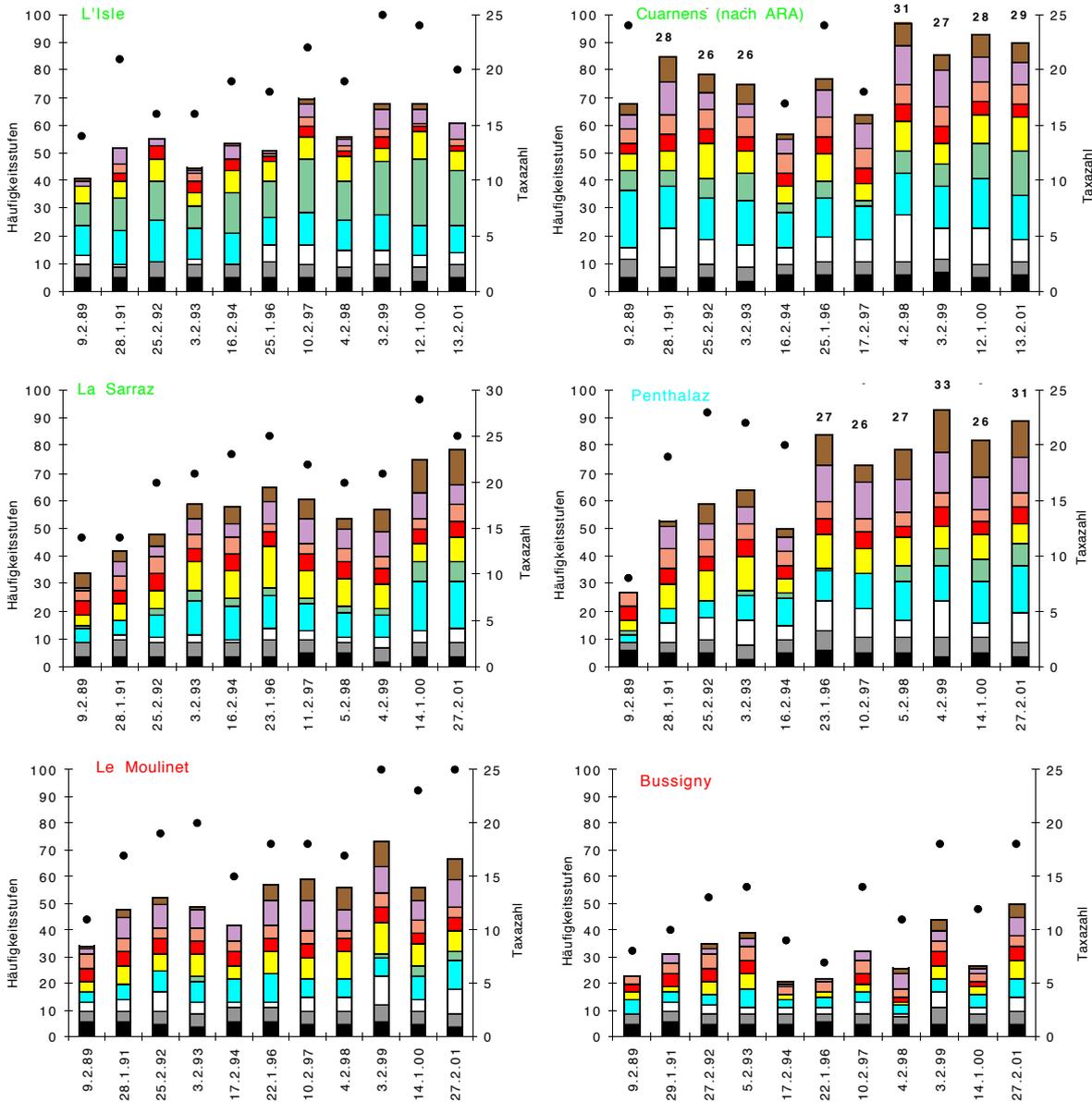
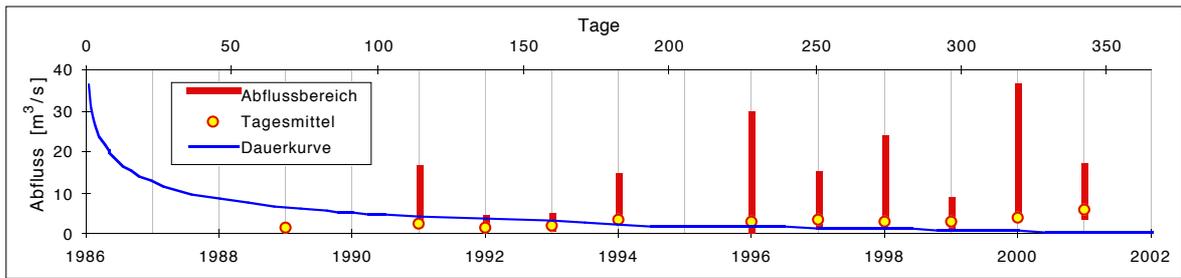


Abbildung A1

Benthosaufnahmen an verschiedenen Stellen der Venoge in den Monaten Januar und Februar der Periode 1989 bis 2001. Oberes Bild: Abfluss-Dauerkurve der Messstation Ecublens im Unterlauf der Venoge (Periode 1979 bis 2000) sowie Wasserführung am Tag der Probenahme (Tagesmittel) und während der vorangehenden 30 Tage (Abflussbereich) in den einzelnen Untersuchungsjahren. Unteres Bild: Abundanzsummen (Häufigkeitsstufen) und Anzahl bestimmter taxonomischer Einheiten (Taxazahl) des Makrozoobenthos an den verschiedenen Stellen in den einzelnen Untersuchungsjahren. Die Farbgebung des Stellennamens bezeichnet die "qualité biologique" nach RIVAUD: Blau = gut, grün = mittel, rot = schlecht. Datenquellen: Benthosaufnahmen des Kantons Waadt (Laboratoire du SESA), Abflussdaten der Landeshydrologie und -geologie sowie Angaben zur biologischen Indikation aus Lang (2001). Legende für die Gruppen des Makrozoobenthos: Siehe vor Tabelle A.1.

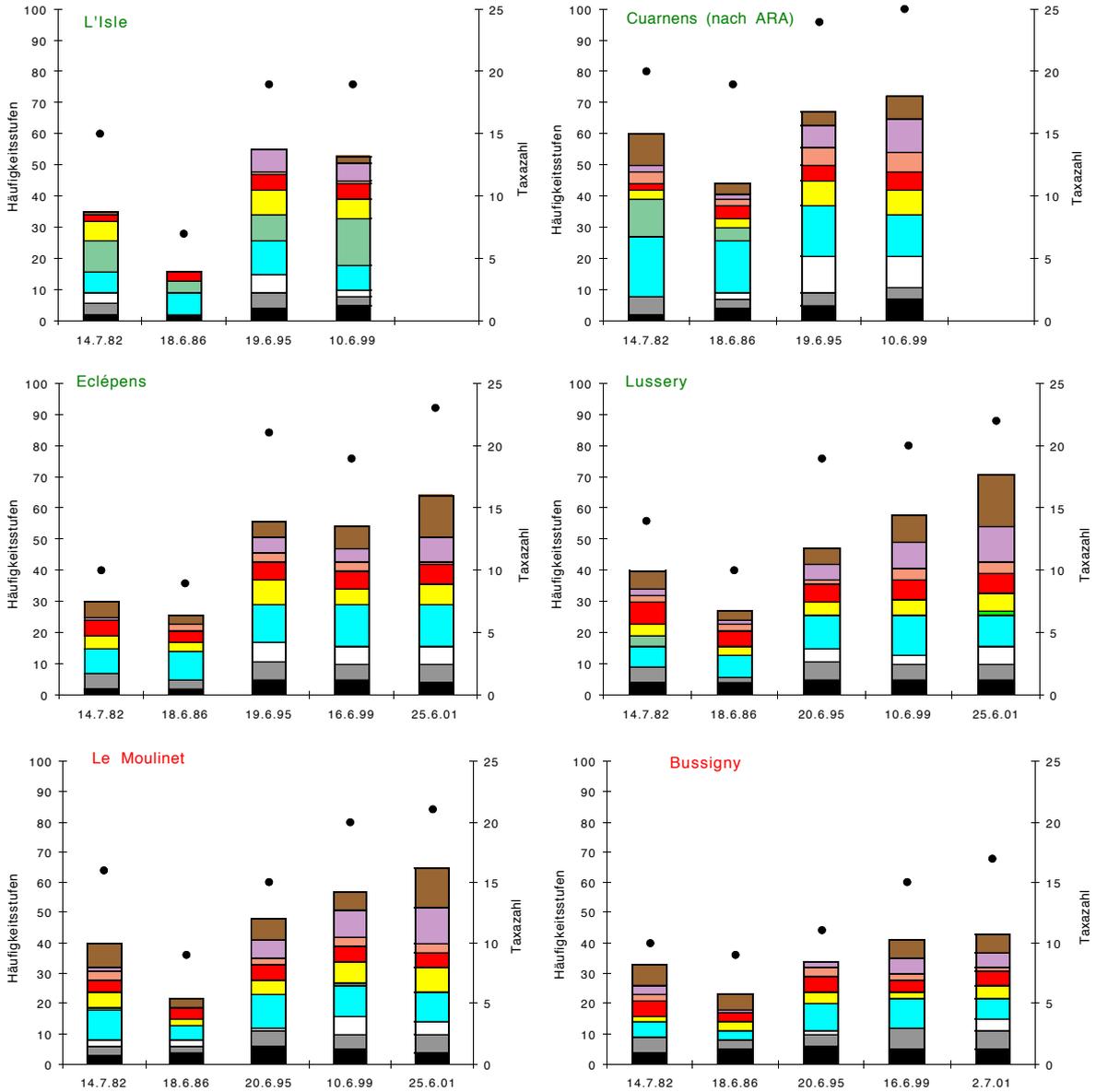
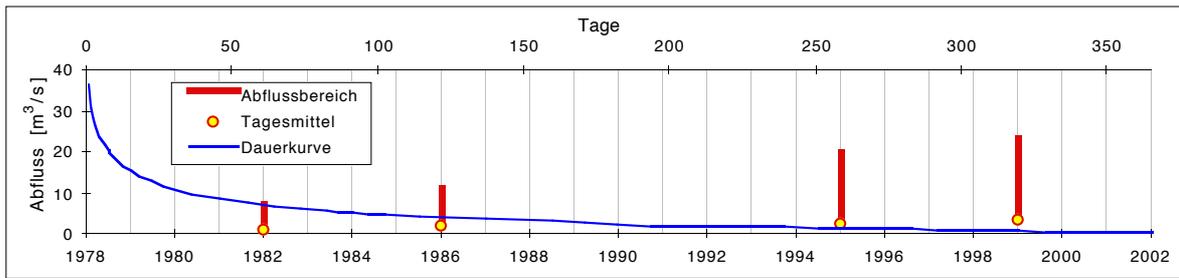


Abbildung A2

Benthosaufnahmen an verschiedenen Stellen der Venoge in den Monaten Juni und Juli der Periode 1982 bis 2001. Oberes Bild: Abfluss-Dauerkurve der Messstation Ecublens im Unterlauf der Venoge (Periode 1979 bis 2000) sowie Wasserführung am Tag der Probenahme (Tagesmittel) und während der vorangehenden 30 Tage (Abflussbereich) in den einzelnen Untersuchungsjahren. Unteres Bild: Abundanzsummen (Häufigkeitsstufen) und Anzahl bestimmter taxonomischer Einheiten (Taxazahl) des Makrozoobenthos an den verschiedenen Stellen in den einzelnen Untersuchungsjahren. Die Farbgebung des Stellennamens bezeichnet die "qualité biologique" nach RIVAUD: Blau = gut, grün = mittel, rot = schlecht. Datenquellen: Benthosaufnahmen des Kantons Waadt (Laboratoire du SESA), Abflussdaten der Landeshydrologie und -geologie sowie Angaben zur biologischen Indikation aus Lang (2001). Legende für die Gruppen des Makrozoobenthos: Siehe vor Tabelle A.1.

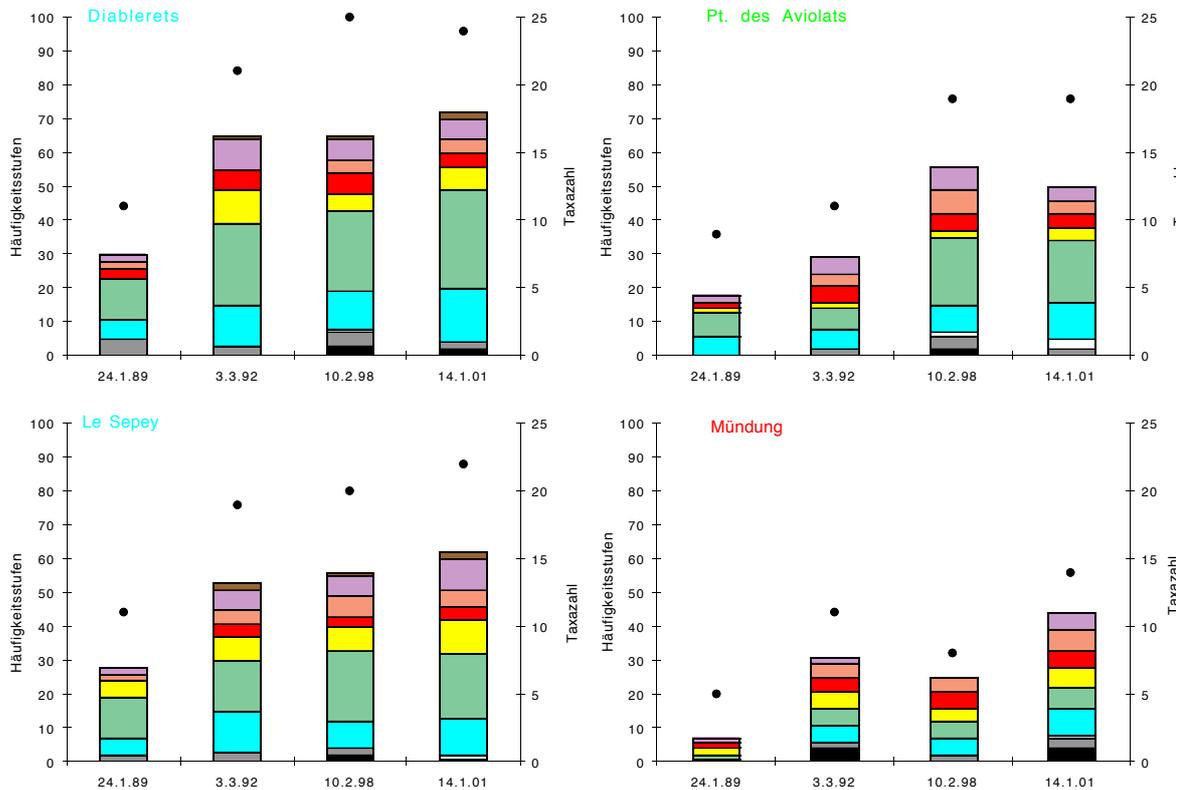
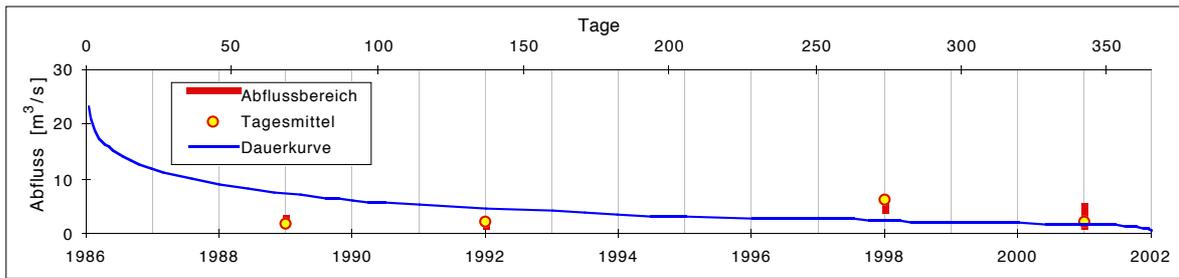


Abbildung A3

Benthosaufnahmen an verschiedenen Stellen des Grande Eau in den Monaten Januar bis März der Periode 1989 bis 2001. Oberes Bild: Abfluss-Dauerkurve der Messstation Aigle im Unterlauf des Grande Eau (Periode 1935 bis 2000) sowie Wasserführung am Tag der Probenahme (Tagesmittel) und während der vorangehenden 30 Tage (Abflussbereich) in den einzelnen Untersuchungsjahren. Unteres Bild: Abundanzsummen (Häufigkeitsstufen) und Anzahl bestimmter taxonomischer Einheiten (Taxazahl) des Makrozoobenthos an den verschiedenen Stellen in den einzelnen Untersuchungsjahren. Die Farbgebung des Stellennamens bezeichnet die "qualité biologique" nach RIVAUD: Blau = gut, grün = mittel, rot = schlecht. Datenquellen: Benthosaufnahmen des Kantons Waadt (Laboratoire du SESA), Abflussdaten der Landeshydrologie und -geologie sowie Angaben zur biologischen Indikation aus Lang (2001). Legende für die Gruppen des Makrozoobenthos: Siehe vor Tabelle A.1.

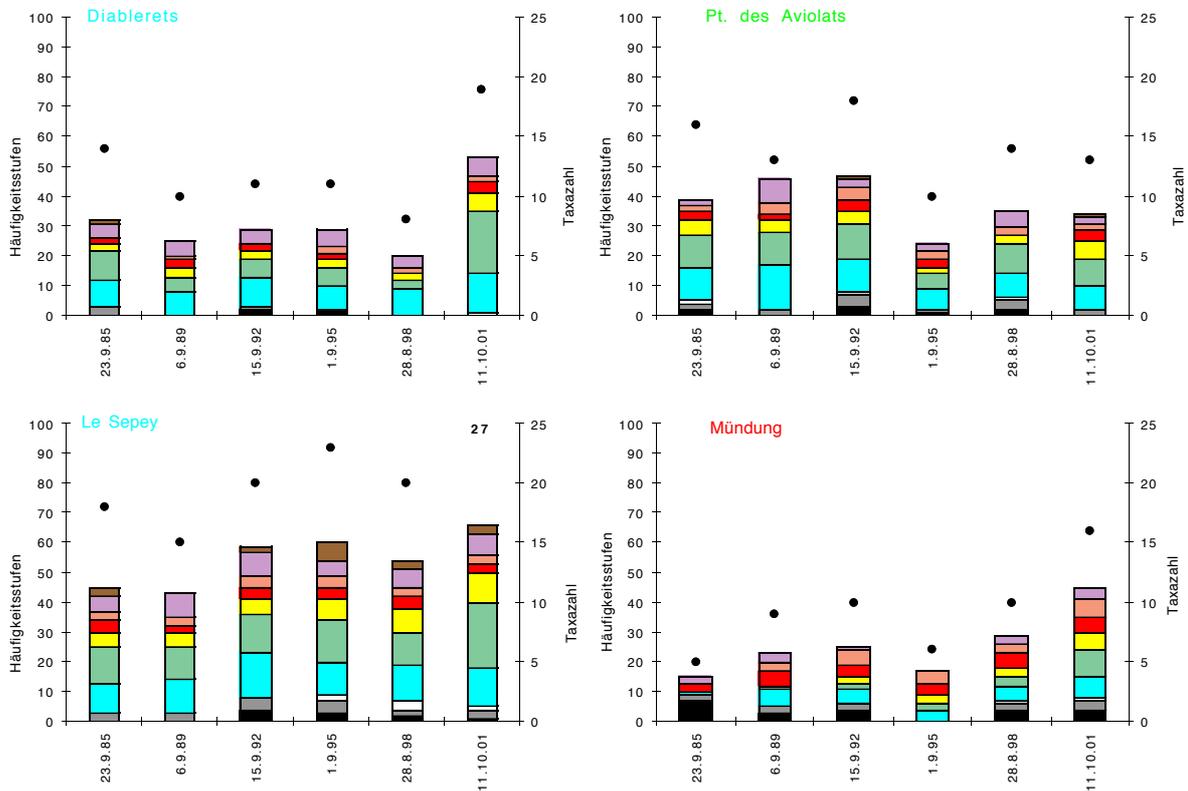
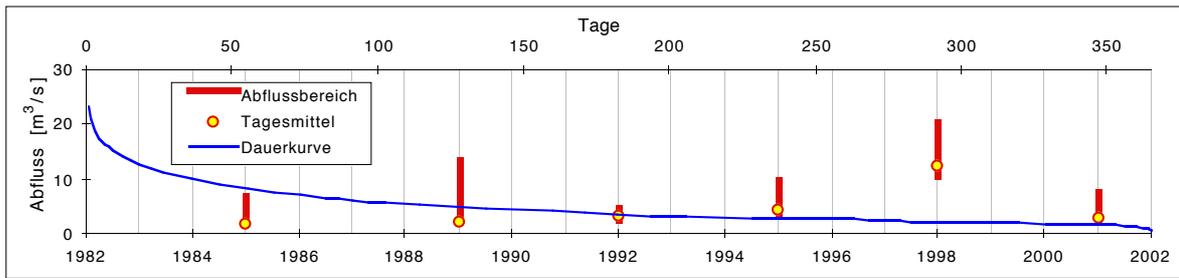
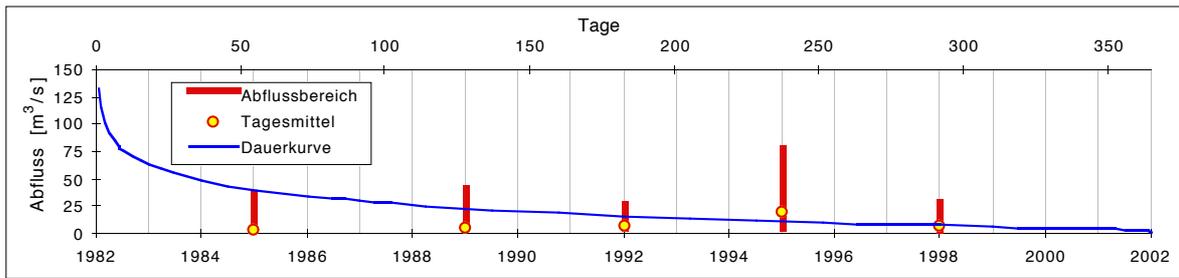
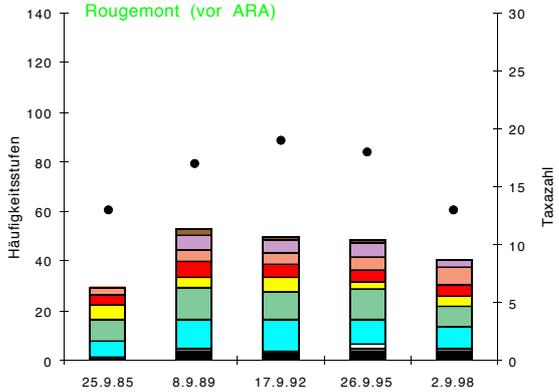


Abbildung A4

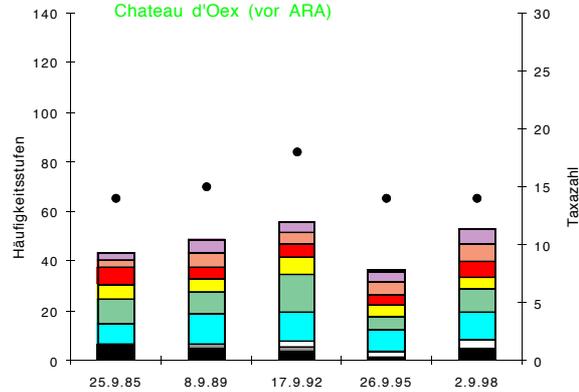
Benthosaufnahmen an verschiedenen Stellen des Grande Eau in den Monaten August bis Oktober der Periode 1985 bis 2001. Oberes Bild: Abfluss-Dauerkurve der Messstation Aigle im Unterlauf des Grande Eau (Periode 1935 bis 2000) sowie Wasserführung am Tag der Probenahme (Tagesmittel) und während der vorangehenden 30 Tage (Abflussbereich) in den einzelnen Untersuchungsjahren. Unteres Bild: Abundanzsummen (Häufigkeitsstufen) und Anzahl bestimmter taxonomischer Einheiten (Taxazahl) des Makrozoobenthos an den verschiedenen Stellen in den einzelnen Untersuchungsjahren. Die Farbgebung des Stellennamens bezeichnet die "qualité biologique" nach RIVAUD: Blau = gut, grün = mittel, rot = schlecht. Datenquellen: Benthosaufnahmen des Kantons Waadt (Laboratoire du SESA), Abflussdaten der Landeshydrologie und -geologie sowie Angaben zur biologischen Indikation aus Lang (2001). Legende für die Gruppen des Makrozoobenthos: Siehe vor Tabelle A.1.



Rougemont (vor ARA)



Chateau d'Oex (vor ARA)



La Tine

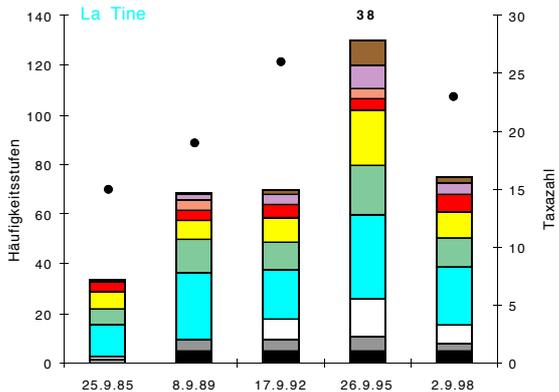


Abbildung A5

Benthosaufnahmen an verschiedenen Stellen der Sarine im Monat September der Periode 1985 bis 1998. Oberes Bild: Abfluss-Dauerkurve der Messstation Broc im Oberlauf der Sarine (Periode 1923 bis 2000) sowie Wasserführung am Tag der Probenahme (Tagesmittel) und während der vorangehenden 30 Tage (Abflussbereich) in den einzelnen Untersuchungsjahren. Unteres Bild: Abundanzsummen (Häufigkeitsstufen) und Anzahl bestimmter taxonomischer Einheiten (Taxazahl) des Makrozoobenthos an den verschiedenen Stellen in den einzelnen Untersuchungsjahren. Die Farbgebung des Stellennamens bezeichnet die "qualité biologique" nach RIVAUD: Blau = gut, grün = mittel, rot = schlecht. Datenquellen: Benthosaufnahmen des Kantons Waadt (Laboratoire du SESA), Abflussdaten der Landeshydrologie und -geologie sowie Angaben zur biologischen Indikation aus Lang (2001). Legende für die Gruppen des Makrozoobenthos: Siehe vor Tabelle A.1.

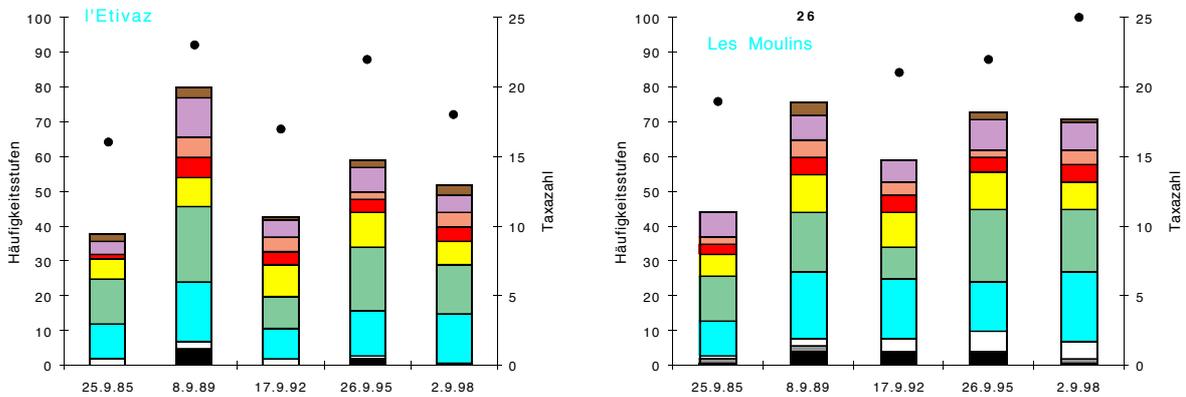
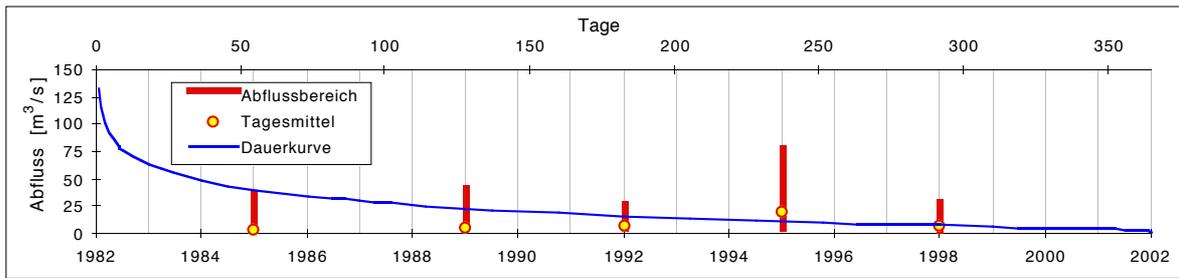


Abbildung A6

Benthosaufnahmen an verschiedenen Stellen der Torneresse im Monat September der Periode 1985 bis 1998. Oberes Bild: Abfluss-Dauerkurve der Messstation Broc im flussabwärts anschliessenden Oberlauf der Sarine (Periode 1923 bis 2000) sowie Wasserführung am Tag der Probenahme (Tagesmittel) und während der vorangehenden 30 Tage (Abflussbereich) in den einzelnen Untersuchungsjahren. Unteres Bild: Abundanzsummen (Häufigkeitsstufen) und Anzahl bestimmter taxonomischer Einheiten (Taxazahl) des Makrozoobenthos an den verschiedenen Stellen in den einzelnen Untersuchungsjahren. Die Farbgebung des Stellennamens bezeichnet die "qualité biologique" nach RIVAUD: Blau = gut, grün = mittel, rot = schlecht. Datenquellen: Benthosaufnahmen des Kantons Waadt (Laboratoire du SESA), Abflussdaten der Landeshydrologie und -geologie sowie Angaben zur biologischen Indikation aus Lang (2001). Legende für die Gruppen des Makrozoobenthos: Siehe vor Tabelle A.1.

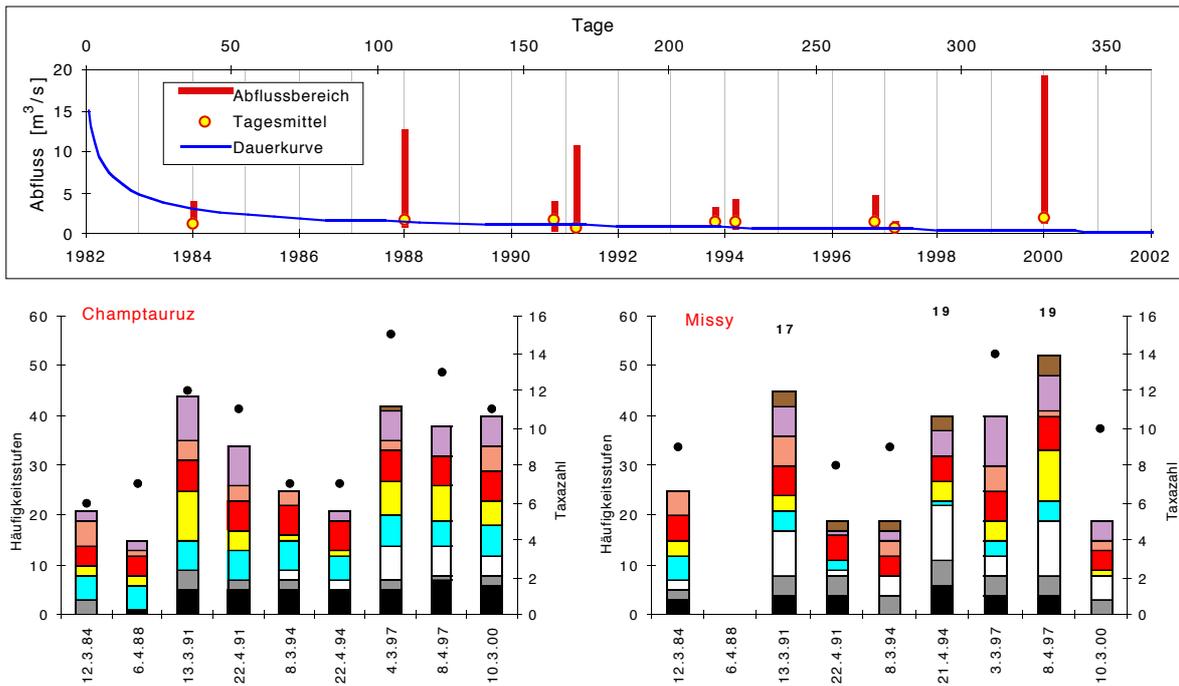


Abbildung A7

Benthosaufnahmen an verschiedenen Stellen der Petite Glâne in den Monaten März und April der Periode 1984 bis 2000. Oberes Bild: Abfluss-Dauerkurve der Messstation Yvonand im Unterlauf der benachbarten Mentue (Periode 1971 bis 2000) sowie Wasserführung am Tag der Probenahme (Tagesmittel) und während der vorangehenden 30 Tage (Abflussbereich) in den einzelnen Untersuchungsjahren. Unteres Bild: Abundanzsummen (Häufigkeitsstufen) und Anzahl bestimmter taxonomischer Einheiten (Taxazahl) des Makrozoobenthos an den verschiedenen Stellen in den einzelnen Untersuchungsjahren. Die Farbgebung des Stellennamens bezeichnet die "qualité biologique" nach RIVAUD: Blau = gut, grün = mittel, rot = schlecht. 1991, 1994 und 1997 wurden jeweils zwei Probenahmen in derselben Jahreszeit durchgeführt. Datenquellen: Benthosaufnahmen des Kantons Waadt (Laboratoire du SESA), Abflussdaten der Landeshydrologie und -geologie sowie Angaben zur biologischen Indikation aus Lang (2001). Legende für die Gruppen des Makrozoobenthos: Siehe vor Tabelle A.1.

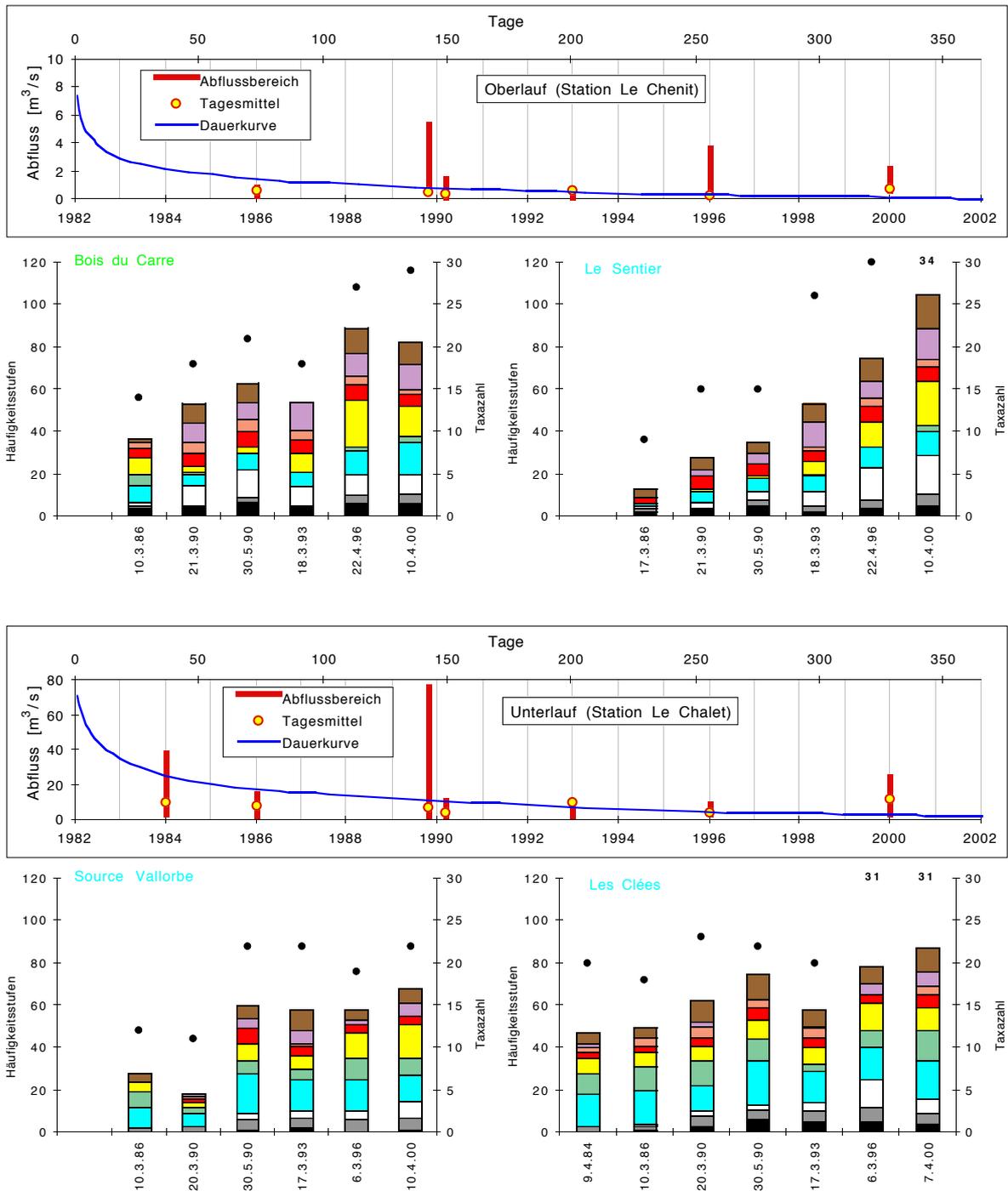


Abbildung A8

Benthosaufnahmen an verschiedenen Stellen der Orbe in den Monaten März bis Mai der Periode 1984 bis 2000. Die Stellen Bois du Carre und Le Sentier liegen am Oberlauf der Orbe (mit zugehöriger Abfluss-Messstation Le Chenit; Periode 1971 bis 2000), die Stellen Source Vallorbe und Les Clées im Mittellauf (mit zugehöriger Station Le Chalet; Periode 1973 bis 2000). Jeweils oberes Bild: Abfluss-Dauerkurve der zugehörigen Messstation sowie Wasserführung am Tag der Probenahme (Tagesmittel) und während der vorangehenden 30 Tage (Abflussbereich) in den einzelnen Untersuchungsjahren. Jeweils unteres Bild: Abundanzsummen (Häufigkeitsstufen) und Anzahl bestimmter taxonomischer Einheiten (Taxazahl) des Makrozoobenthos an den verschiedenen Stationen in den einzelnen Untersuchungsjahren. Die Farbgebung des Stellennamens bezeichnet die "qualité biologique" nach RIVAUD: Blau = gut, grün = mittel, rot = schlecht. 1990 wurden zwei Probenahmen in derselben Jahreszeit durchgeführt. Datenquellen: Benthosaufnahmen des Kantons Waadt (Laboratoire du SESA), Abflussdaten der Landeshydrologie und -geologie sowie Angaben zur biologischen Indikation aus Lang (2001). Legende für die Gruppen des Makrozoobenthos: Siehe vor Tabelle A.1.

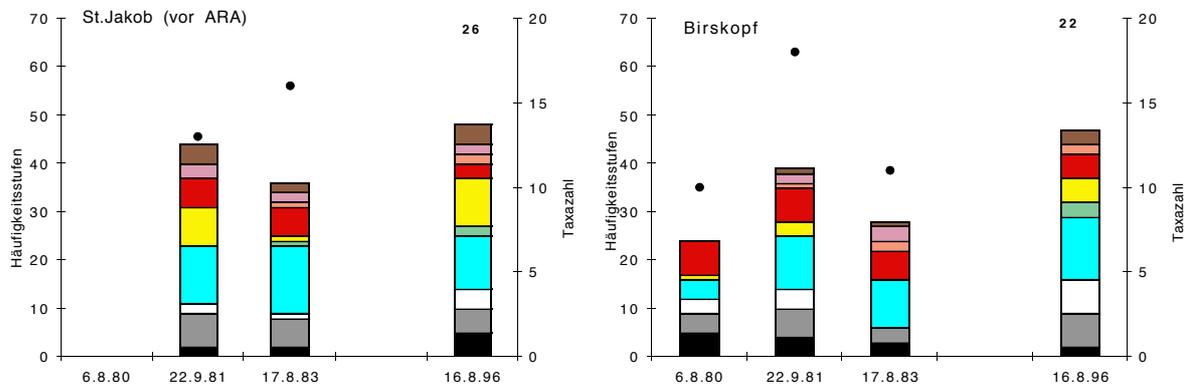
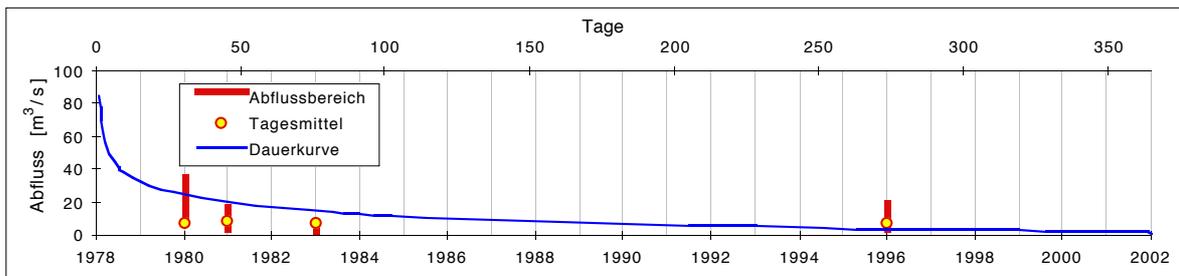
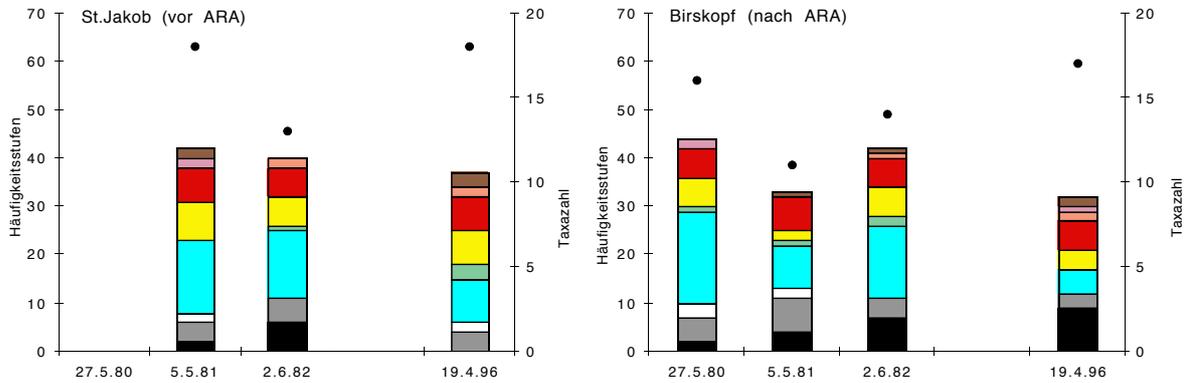
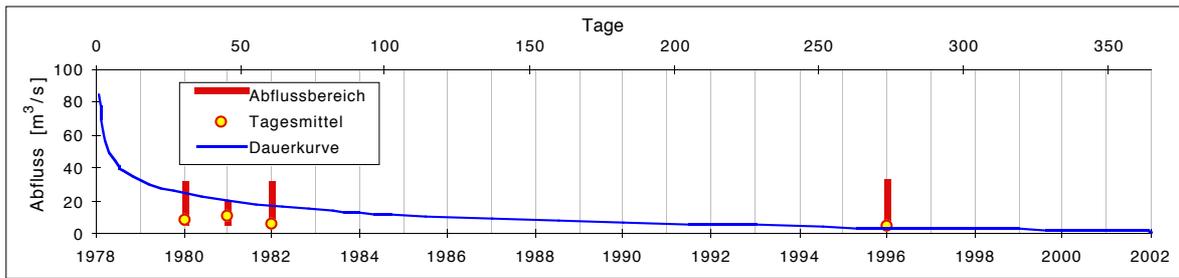


Abbildung A9

Benthosaufnahmen an zwei Stellen im Unterlauf der Birs in den Monaten April bis Juni bzw. August/September der Periode 1980 bis 1996. Jeweils oberes Bild: Abfluss-Dauerkurve der Messstation Münchenstein am Unterlauf der Birs sowie Wasserführung am Tag der Probenahme (Tagesmittel) und während der vorangehenden 30 Tage (Abflussbereich) in den einzelnen Untersuchungsjahren. Jeweils unteres Bild: Abundanzsummen (Häufigkeitsstufen) und Anzahl bestimmter taxonomischer Einheiten (Taxazahl) des Makrozoobenthos an den verschiedenen Stellen in den einzelnen Untersuchungsjahren. Datenquellen: Rhyner (1982), Marbach-Ugazio (1983), Küry (1997) sowie Abflussdaten der Landeshydrologie und -geologie. Legende für die Gruppen des Makrozoobenthos: Siehe vor Tabelle A.1.

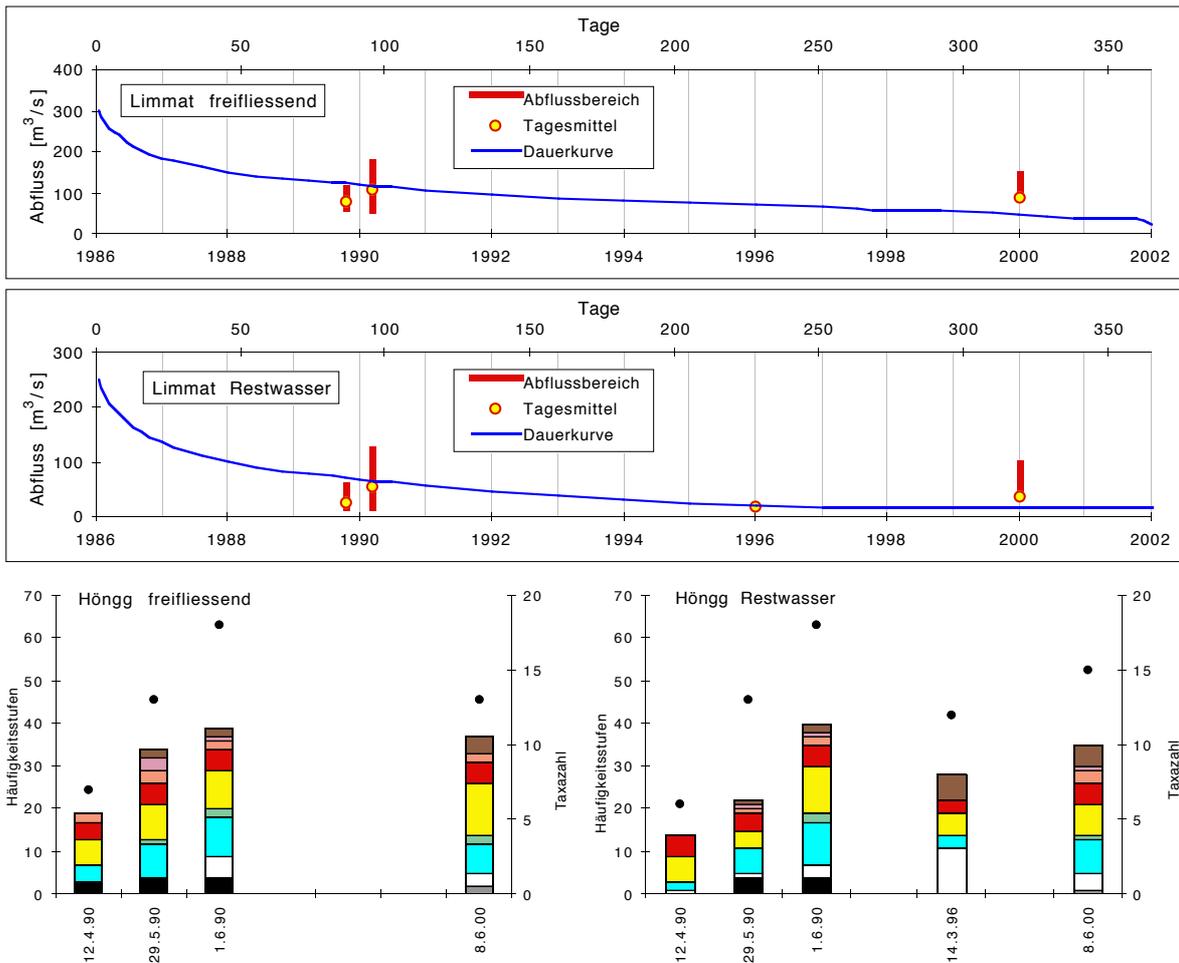


Abbildung A10

Benthosaufnahmen an zwei Stellen der Limmat in den Monaten März bis Juni der Periode 1990 bis 2000. Obere zwei Bilder: Abfluss-Dauerkurven der Messstation Zürich-Unterhard (freifliessend) bzw. der Restwasserstrecke beim Kraftwerk Höngg sowie Wasserführungen am Tag der Probenahme (Tagesmittel) und während der vorangehenden 30 Tage (Abflussbereich) in den einzelnen Untersuchungsjahren. Unteres Bild: Abundanzsummen (Häufigkeitsstufen) und Anzahl bestimmter taxonomischer Einheiten (Taxazahl) des Makrozoobenthos an den verschiedenen Stellen in den einzelnen Untersuchungsjahren. Die verwendete Skala der Häufigkeitsstufen war, im Gegensatz zu den meisten anderen Datensätzen, bei der Limmat nicht 7-stufig, sondern nur 5-stufig. 1990 wurden drei Probenahmen in derselben Jahreszeit durchgeführt: Zwischen den beiden kurz aufeinanderfolgenden Probenahmen vom 29.5 und 1.6.90 (in den Abflussgrafiken zusammen dargestellt) wurde der Stauraum des Kraftwerks Höngg gespült, wodurch sowohl die Restwasser- als auch die flussabwärts gelegene, freifliessende Limmatstrecke beeinflusst wurden. Datenquellen: Aqua Plus (1991, 1993), Benthosaufnahmen des Kantons Zürich (AWEL), Limnex & WFN (2000) sowie Abflussdaten der Landeshydrologie und -geologie. Legende für die Gruppen des Makrozoobenthos: Siehe vor Tabelle A.1.

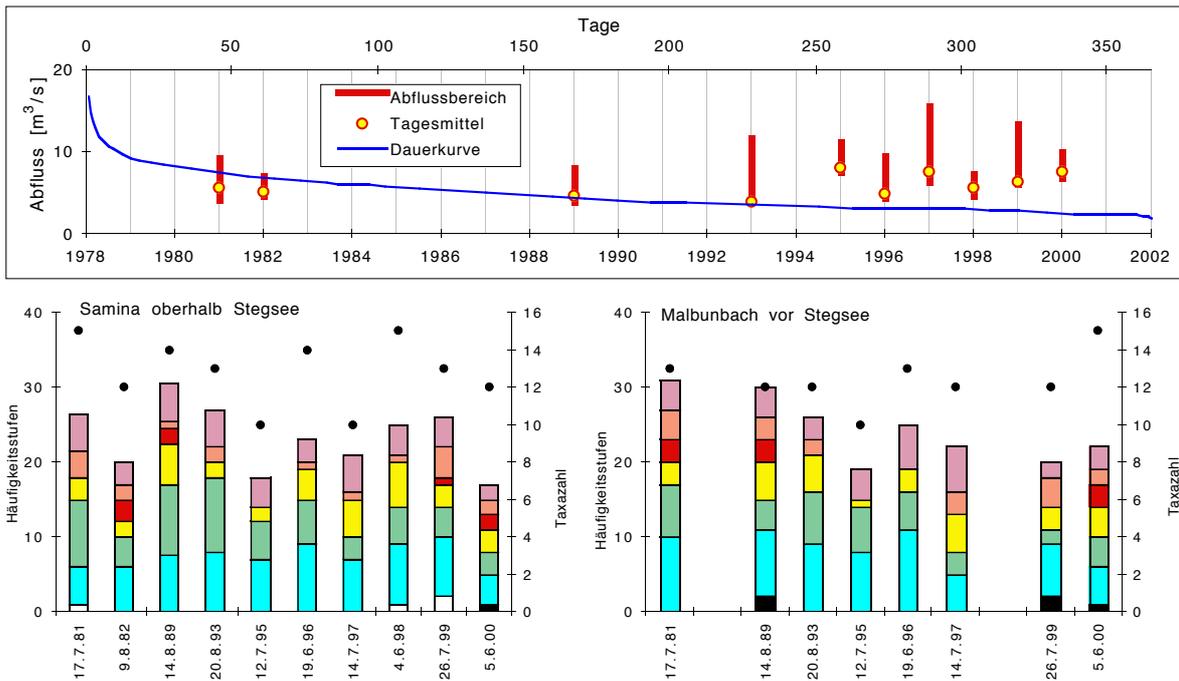


Abbildung A11

Benthosaufnahmen an je einer Stelle der Samina und des Malbunbaches in den Monaten Juni bis August der Periode 1981 bis 2000. Oberes Bild: Abfluss-Dauerkurve der Messstation Ruggell am Liechtensteiner Binnenkanal (nächstgelegene Station; Periode 1978 bis 2000) sowie Wasserführungen am Tag der Probenahme (Tagesmittel) und während der vorangehenden 30 Tage (Abflussbereich) in den einzelnen Untersuchungsjahren. Unteres Bild: Abundanzsummen (Häufigkeitsstufen) und Anzahl bestimmter taxonomischer Einheiten (Taxazahl) des Makrozoobenthos an den verschiedenen Stellen in den einzelnen Untersuchungsjahren. Die verwendete Skala der Häufigkeitsstufen war, im Gegensatz zu den meisten anderen Datensätzen, bei den Gewässern des Fürstentums Liechtenstein nicht 7-stufig, sondern nur 5-stufig. Datenquellen: Benthosaufnahmen im Auftrag des Fürstentums Liechtenstein (E.Ammann) sowie Abflussdaten der Landeshydrologie und -geologie. Legende für die Gruppen des Makrozoobenthos: Siehe vor Tabelle A.1.

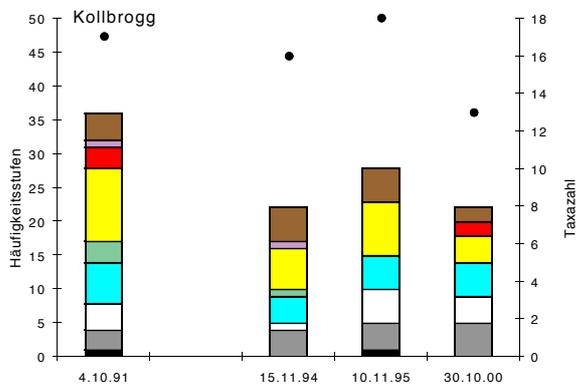
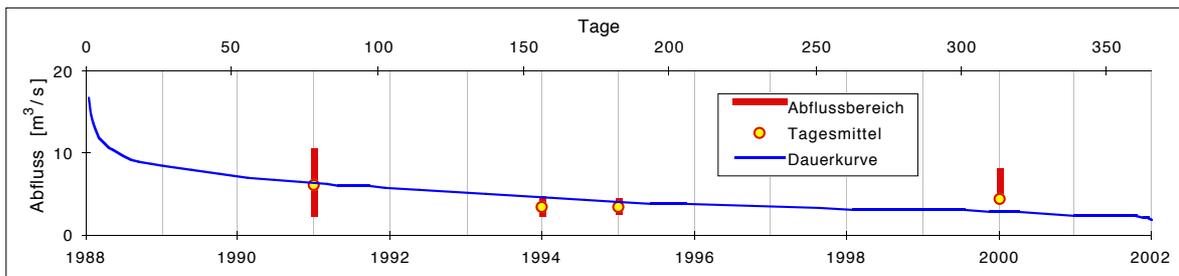
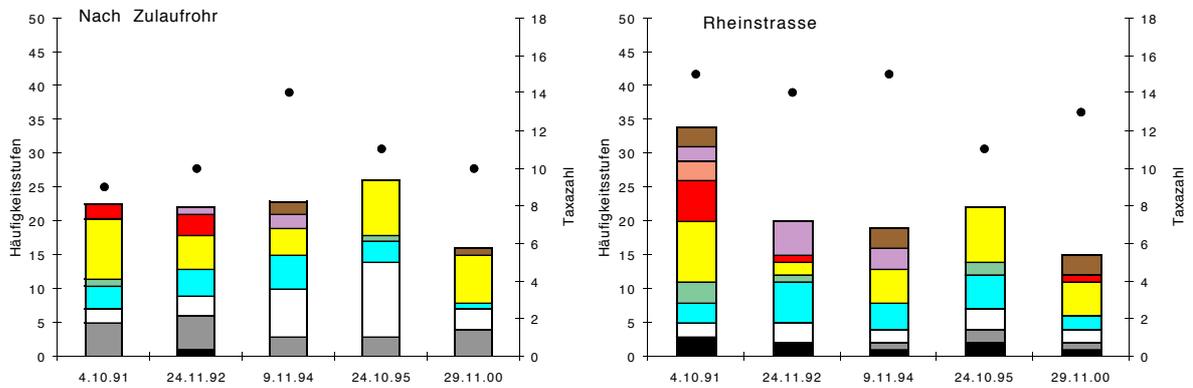
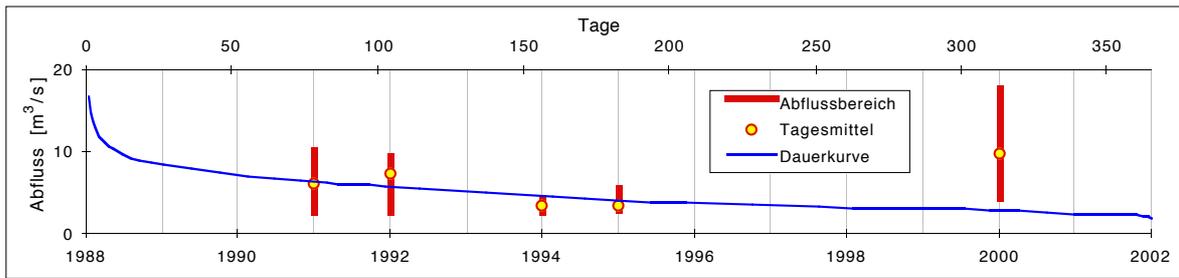


Abbildung A12

Benthosaufnahmen an verschiedenen Stellen im Oberlauf des Balzner Giessen in den Monaten Oktober/November der Periode 1991 bis 2000. Jeweils oberes Bild: Abfluss-Dauerkurve der Messstation Ruggell am Liechtensteiner Binnenkanal (nächstgelegene Station; Periode 1978 bis 2000) sowie Wasserführung am Tag der Probenahme (Tagesmittel) und während der vorangehenden 30 Tage (Abflussbereich) in den einzelnen Untersuchungsjahren. Jeweils unteres Bild: Abundanzsummen (Häufigkeitsstufen) und Anzahl bestimmter taxonomischer Einheiten (Taxazahl) des Makrozoobenthos an den verschiedenen Stellen in den einzelnen Untersuchungsjahren. Die verwendete Skala der Häufigkeitsstufen war, im Gegensatz zu den meisten anderen Datensätzen, bei den Gewässern des Fürstentums Liechtenstein nicht 7-stufig, sondern nur 5-stufig. Der Oberlauf des Balzner Giessen lag bis 1987 weitgehend trocken; seither wird er über ein Zulaufrohr mit zusätzlichem Wasser aus dem Alpenrhein beschickt. Datenquellen: Benthosaufnahmen im Auftrag des Fürstentums Liechtenstein (E.Ammann) sowie Abflussdaten der Landeshydrologie und -geologie. Legende für die Gruppen des Makrozoobenthos: Siehe vor Tabelle A.1.

Anhang 2

Umfrage zu Makrozoobenthos-Datensätzen bei kantonalen und eidgenössischen Gewässerschutz- und Fischerei-Fachstellen: Versandter Fragebogen.

3. Andere Datensätze

In nachfolgender Liste können weitere Gewässer eingetragen werden, von denen Ihnen geeignete Datensätze bekannt sind. Diese Daten können aus der Grundlagenforschung oder aus angewandten Arbeiten (Z.B. Umweltverträglichkeits-Untersuchungen, allenfalls GEP) stammen. Für ein bestimmtes Gewässer können auch Datensätze aus unterschiedlichen Quellen aufgeführt werden, soweit sie die genannten Anforderungen an die Vergleichbarkeit erfüllen bzw. erfüllen könnten. Erwünscht sind schliesslich auch Hinweise auf Untersuchungen in anderen Kantonen.

Gewässername	Stelle/Abschnitt	Untersuchungs-jahre	Quellenangabe(n)
Mustersee	Nordbecken (genaue Lage unbekannt)	84/85, 96/97	Exampel et al. (1998): Arch. Hydrobiol 93, 6 - 17 UV-Bericht Neubau Bootshafen Schiffernau (2000)

4. Abschliessende Angaben

Allgemeine Bemerkungen und Anregungen, Hinweise auf themenbezogene Literatur etc.:

Ort und Datum:

Unterschrift:

Anhang 3

Rohdaten der untersuchten benthologischen (grün) und fischereilichen (blau) Kennwerte aus 47 Fließgewässern des Kantons Bern nach Angaben aus Vuille (1997) und eigenen Auswertungen.

Gewässer	Originalangaben		Vuille (1997)		Effektiver jährlicher Ertrag		Auswertungen Limnex		Fisch-Biomasse (kg/ha, geschätzt aufgrund Ertrag ³⁾)	Biomassen-Verhältnis (BM/FM) ⁴⁾
	Code	Bonitätsfaktor B	Jährliches Ertragsvermögen (kg/ha), geschätzt aufgrund Bonitierung	Abfischungen	Periode 1991-95 (kg/ha) Mittel	Maximal	Benthos-Biomasse (g/m ²), geschätzt aufgrund Faktor B	Jährliches Ertragsvermögen (kg/ha) korrigiert ²⁾		
Urbach	120	3.6	21		3	4.1	13.5	14.7	44.1	3.1
Reichenbach	121	3.2	17		4.3	6.5	10	11.9	35.7	2.8
Schwarze Lütschine	122	3.8	19		2.9	4.2	15.5	13.3	39.9	3.9
Weisse Lütschine	123	4.5	24		8.4	9	22.5	16.8	50.4	4.5
Vereinigte Lütschine	125	4.5	24		3.5	5.1	22.5	16.8	50.4	4.5
Lombach	128	2.5	21		22	31	7	14.7	44.1	1.6
Kander	130	4.3	25		13	20	20.5	17.5	52.5	3.9
Kander	131	3.1	13		9	11	9.4	9.1	27.3	3.4
Engstligen	132	2.5	14		8	10	7	9.8	29.4	2.4
Kiene/Gornerenbach	133	2.5	16		2	2	7	11.2	33.6	2.1
Suld	135	1.8	16		6	9	4.6	11.2	33.6	1.4
Simme	150	3.3	14		4	5	10.5	9.8	29.4	3.6
Simme	151	3.7	21		6	9	14.5	14.7	44.1	3.3
Simme	152	4.1	25		9	13	18.5	17.5	52.5	3.5
Kleine Simme	153	2.1	19		13	17	5.6	13.3	39.9	1.4
Kirel	155	2.9	30	25	12	16	8.6	21.0	63.0	1.4
Fildrich	157	5.2	36		15	19	29.5	25.2	75.6	3.9
Narrenbach	158	3.5	24		25	31	12.5	16.8	50.4	2.5
Saane	180	2.5	15		11	13	7	10.5	31.5	2.2
Saane	181	4	48		17	22	17.5	33.6	100.8	1.7
Grischbach	182	3	22		3	4	9	15.4	46.2	1.9
Zulg	183	5.1	37		15	20	28.5	25.9	77.7	3.7
Gürbe	185	6.6	70	65	30	55	43.5	49.0	147.0	3.0
Aare	200	1.7	14		8	11	4.3	9.8	29.4	1.5
Aare	201	0.5	1.5		0.4	0.4	0.75	1.1	3.2	2.4
Aare	203	3.9	55		34	39	16.5	38.5	115.5	1.4
Aare	205	4.4	79		39	43	21.5	55.3	165.9	1.3
Aare	208	8.8	121		79	86	65.5	84.7	254.1	2.6
Aare	211	6.3	115		36	40	40.5	80.5	241.5	1.7
Aare	215	4	48		17	22	17.5	33.6	100.8	1.7
Alte Aare	218	6.4	115	81	22	25	41.5	80.5	241.5	1.7
Aare	220	6.1	82		70	88	38.5	57.4	172.2	2.2
Aare	221	3	57		5	5	9	39.9	119.7	0.8
Aare	228	3.8	107		10	12	15.5	74.9	224.7	0.7
Sense	230	3.5	30		7	9	12.5	21.0	63.0	2.0
Sense	231	4.4	35		9	13	21.5	24.5	73.5	2.9
Schwarzwasser	232	3	27	15	11	18	9	18.9	56.7	1.6
Schüss	233	7.1	78		72	100	48.5	54.6	163.8	3.0
Schüss	235	5.4	115	107	90	121	31.5	80.5	241.5	1.3
Schüss	238	8.7	67		39	42	64.5	46.9	140.7	4.6
Emme	250	4.4	42		19	26	21.5	29.4	88.2	2.4
Emme	251	5	41	34	22	29	27.5	28.7	86.1	3.2
Emme	252	3.5	36		31	37	12.5	25.2	75.6	1.7
Emme	253	4.2	24	5 ¹⁾	15	18	19.5	16.8	50.4	3.9
Ilfis	255	3.3	42		32	39	10.5	29.4	88.2	1.2
Birs	280	7.5	79		85	92	52.5	55.3	165.9	3.2
Sorne	288	8	73		16	23	57.5	51.1	153.3	3.8

¹⁾: Nur Kolke abgefischt

²⁾: Werte der Bonitierung, vermindert um 30% (mittlerer Korrekturfaktor zwischen Schätzungen aufgrund von Bonitierung und Abfischungen)

³⁾: Schätzung unter der Annahme, dass das (korrigierte) Ertragsvermögen ca. 1/3 der Fischbiomasse beträgt (nach Roth, 1985).

⁴⁾: Benthos-Biomasse : Fisch-Biomasse