



Einfluss von Habitatsparametern auf die
Populationsstruktur und Biomasse von
Bachforellen (*Salmo trutta fario*) sowie die
Artenvielfalt der Fischfauna

Masterarbeit von Jean-Martin Fierz 2008/2009

Betreuer: Dr. A. Peter, Abteilung Fischökologie und Evolution, Eawag, Kastanienbaum

Zuständiger Professor: Prof. Dr. H.-U. Reyer, Zoologisches Institut, UZH



eawag
aquatic research ooo

Inhaltsverzeichnis

I. Zusammenfassung	1
1. Einleitung	3
1.1 Habitate und Fische	5
1.1.1 Räumlich-zeitliche Gliederung von Fließgewässern	5
1.1.2 Habitate des Gewässerbettes und der Uferbereiche	6
1.1.3 Eingriffe an Fließgewässern und ihre Auswirkung auf Habitate und Fische	7
1.1.4 Verschiedene Vorgehensweisen zur Erfassung von Habitaten aus der Literatur	9
1.2 Fragestellung und Hypothesen	12
2. Material und Methoden	14
2.1 Habitsparameter	14
2.1.1 Fließgeschwindigkeit	15
2.1.2 Substrat	17
2.1.3 Kolmation	19
2.1.5 Fischunterstandstypen	22
2.1.6 Beschattung	23
2.1.7 Ufervegetation	23
2.1.8 Höhe über Meer	23
2.1.9 Gefälle	23
2.1.10 Benetzte Breite und Maximale Tiefe	23
2.1.11 Uferverbauung	23
2.2 Wahl der Fließgewässer und deren Abschnitte	23
2.3 Fischparameter	23
2.3.1 Fischdiversität, Fischbiomasse, Fischdichte und Populationsstruktur	23
2.3.2 Elektrofischerei	23
2.4 Statistische Analyse	23
2.5 Transformationen und weitere Berechnungen	23
2.5.1 Test auf Normalverteilung und log ₁₀ -Transformation	23
2.5.2 Arcsin-root-Transformation von Habitsparametern und weitere Berechnungen	23
3. Resultate	23
3.1 Übersicht	23
3.2 Biomasse und Dichte versus Habitsparameter	23
3.2.1 Multiple lineare Regression	23
3.2.1.1 Ausschluss von Habitsparametern	23
3.2.1.2 Durchführung der Analyse	23
3.2.2 Einzelhabitsparameteranalyse	23

3.3	Populationsstruktur Bachforellen	23
3.3.1	Einfluss der Habitatsparameter auf die Variationskoeffizienten der Bachforellenlängen.....	23
3.3.2	Einfluss der Habitatsparameter auf die Dichte von 0 ⁺ -Fischen, juvenilen Fischen und adulten Fischen.....	23
3.4	Artenverteilung	23
3.4.1	Einfluss der Habitatsparameter auf die Fischdiversität.....	23
3.4.2	Einfluss der Habitatsparameter auf das Vorkommen von Arten.....	23
4.	Diskussion	23
4.1	Biomasse und Dichte versus Habitatsparameter	23
4.2	Populationsstruktur Bachforellen	23
4.2.1	Einfluss der Habitatsparameter auf die Variationskoeffizienten der Bachforellenlängen.....	23
4.2.2	Einfluss der Habitatsparameter auf die Dichte von 0 ⁺ -Fischen, juvenilen Fischen und adulten Fischen.....	23
4.3	Artendiversität und Artenzahl	23
4.3.1	Einfluss der Habitatsparameter auf die Fischdiversität.....	23
4.3.2	Einfluss der Habitatsparameter auf das Vorkommen von Arten.....	23
5.	Schlussfolgerungen	23
6.	Ausblick	23
7.	Danksagung	23
8.	Literaturverzeichnis	23
9.	Datenanhang	23
9.1	Übersicht der Literaturrecherche	23
9.2	Multiple lineare Regression - Residuenanalyse	23
9.3	Lineare Regression – Habitatsparameter vs. Gesamtfischbiomasse ... 23	
9.4	Lineare Regression – Habitatsparameter vs. Bachforellendichte 23	
9.5	Übersicht Fischbiomasse, -dichte und Habitatsparameter 23	
9.6	Übersicht der Dichten der 0⁺, juvenilen und adulten Bachforellen 23	
9.7	Übersicht der Artenverteilung	23

I. ZUSAMMENFASSUNG - In der Schweiz sind über 25 % der Fliessgewässer durch Hochwasserschutzbauten, hydro-elektrische Nutzung und Industrie stark beeinträchtigt, bzw. eingedolt. Dies entspricht über 15'800 km Gewässerlauf (BAFU 2006). Durch diese fortlaufenden Einwirkungen des Menschen auf die Fliessgewässer gehen immer mehr, für aquatische Lebensgemeinschaften wichtige Habitate verloren. Im Rahmen des Projektes „Integrales Flussgebietsmanagement“ (eine Zusammenarbeit von Eawag, Epfl, Wsl und Vaw) soll in der Schweiz abgeklärt werden, welchen Einfluss ausgewählte Habitatsparameter auf die Populationsstruktur und Biomasse von Bachforellen (*Salmo trutta fario*) sowie die Artenvielfalt der Fischfauna ausüben.

Zu diesem Zweck wurden zwischen Mai und Oktober 2008 40 Fliessgewässerabschnitte in der Schweiz und im Fürstentum Lichtenstein im alpinen Bereich und im Mittelland beprobt. In einem ersten Schritt wurden die Gewässerabschnitte quantitativ befischt und anhand dieser Daten die Biomassen, Populationsstrukturen sowie die Artenzahlen der Fische ermittelt. In einem zweiten Schritt wurden dann zwölf aus der Literatur ausgewählte qualitative und quantitative Habitatsparameter erhoben (benetzte Breite, maximale Tiefe, Gefälle, Höhe über Meer, Fliessgeschwindigkeit, Beschattung, Verbauungsgrad Ufer, Kolmation, Substrat, Ufervegetation, Mesohabitate Pool/Riffle/Glide/Cascade, Fischunterstandstypen).

Die Habitatsparameter Gesamtfläche Fischunterstände, Shannonindex Fischunterstände, Beschattung, mittlere benetzte Breite und mittlere Fliessgeschwindigkeit hatten einen signifikanten Einfluss auf die Bachforellenbiomasse und -dichte. Die schrittweise multiple lineare Regression erzeugte eine Kombination von drei Habitatsparametern (Shannonindex Unterstände, Gesamtfläche Unterstände, Beschattung), die 84% der Varianz der Bachforellenbiomasse erklärten.

Bei der Unterteilung der Bachforellendichte in die drei Altersklassen 0^+ , juvenil und adult erwiesen sich die Habitatsparameter Gefälle für die 0^+ -Bachforellendichte und mittlere maximale Tiefe für die adulten Bachforellendichte als signifikant. Es konnte hingegen kein Zusammenhang zwischen den ausgewählten Habitatsparametern und dem Variationskoeffizienten der Bachforellenlänge (als Indikator einer ausgewogenen Populationsstruktur) aufgezeigt werden.

Es ergaben sich keine signifikanten Korrelationen zwischen der Fischdiversität und der Habitatsdiversität in Cyprinidengewässern. Mit Hilfe einer „Canonical Correspondance Analysis“ konnte jedoch die positive Wirkung der Habitatsparameter Wasserpflanze (Unterstand) und Mesohabitat Glide auf die Dichte von in Cyprinidengewässern lebenden Arten nachgewiesen werden.

Diese Masterarbeit zeigt, wie ausgeprägt sich bestimmte Habitatsparameter (Gesamtfläche und Diversität der Fischunterstände, Beschattung, Tiefe, Breite, Fliessgeschwindigkeit, Gefälle) auf die Biomassen und Populationsstrukturen von Bachforellen auswirken können und weist auf die Wichtigkeit hin, diesen Habitaten bei Revitalisierungsmassnahmen besondere Beachtung zu schenken. Jedoch sollten zuerst in jedem Gewässer die relevanten Prozesse wiederhergestellt werden und die Wechselwirkungen zwischen Habitaten und Fischpopulationen genau untersucht werden, bevor konkrete Massnahmen getroffen werden. Dies ist wichtig, damit die künstlich hinzugefügten Habitate überhaupt wieder kolonisiert werden können (RONI ET AL. 2002). Um den Zustand von Bachforellenhabiten schnell und zuverlässig beurteilen zu können, hat sich der Complexity Index nach KERSHNER ET AL. (1997) als nützlich erwiesen.

1. Einleitung

Der Mensch beeinflusst die Fliessgewässer der Schweiz schon seit langer Zeit. Die ersten Eingriffe von Menschen auf die Fliessgewässer sind bereits im späten Mittelalter zu finden (VISCHER 2003). Um den Hochwasserschutz zu gewährleisten, wurden im 19. Jahrhundert mit Hilfe staatlicher Mittel die wichtigsten Schweizer Flüsse begradigt und eingedämmt (SCHNITTER 1992). Eines dieser Projekte war zum Beispiel die erste Juragewässer-Korrektur (1868-1891; VISCHER 2003). Im Laufe des 20. Jahrhunderts wurde durch weitere Hochwasserschutzprojekte, hydro-elektrische Nutzung und die Industrie fortlaufend auf die Flüsse eingewirkt. So sind heute 25 % der Schweizer Fliessgewässer stark beeinträchtigt bzw. eingedolt, dies entspricht über 15'800 km Gewässerlauf (BAFU 2006). Im intensiv genutzten Mittelland in Regionen bis 600 Meter über Meer trifft dies sogar für die Hälfte aller Bäche und Flüsse zu. Diese abiotischen Beeinträchtigungen haben viele gravierende Auswirkungen auf die Fischgemeinschaften. So stehen heute insgesamt 58 % der einheimischen Fisch- und Rundmaularten auf der Roten Liste (KIRCHHOFER ET AL. 2007). Neben dem veränderten Abflussregime (Schwall-Sunk, Restwasserstrecken), dem Problem der verringerten Durchlässigkeit und der verschlechterten Wasserqualität spielt auch der Verlust von Habitaten eine grosse Rolle beim Rückgang von Fischarten (KARR ET AL. 1983). Fische haben spezifische Habitatsansprüche (ZARET & RAND 1971; GORMAN & KARR 1978; HEGGENES 1988), die sich aus verschiedenen Parametern wie Wassertemperatur, pH, Fischunterstände, Substrattyp, Trübung, Tiefe, Fliessgeschwindigkeit, Nährstoffgehalt und Zugang zu Migrationsrouten, zusammensetzen können (MORROW ET AL. 2000). Fehlt einer dieser Parameter, können viele Fische, wie zum Beispiel die Äsche (*Thymallus thymallus*) oder die Bachforelle (*Salmo trutta fario*) nicht ihren ganzen Lebenszyklus durchlaufen (MALLET ET AL. 2000). Es existieren Hinweise, dass die Quantität und Qualität von verfügbaren Habitaten die Struktur und die Zusammensetzung von aquatischen Lebensgemeinschaften stark beeinflussen können (MADDOCK 1999). Die Präsenz von Totholz in Fliessgewässern ist zum Beispiel oft eng mit der Abundanz von Salmoniden verknüpft (NEUMANN & WILDMAN 2002) und MURPHY ET AL. (1984) zeigten, dass zwischen der Menge an vorhandenem Totholz und der Bachforellendichte ein positiver Zusammenhang besteht. JUNGWIRTH (1984) fand anhand von Querprofilen von Fliessgewässern, dass ein signifikanter

Zusammenhang zwischen der Varianz der Maximaltiefe und der Fischdiversität besteht. Andere Autoren haben weitere positive Korrelationen zwischen bestimmten Habitatsparametern (Substrat, Tiefe und Fliessgeschwindigkeit) und der Biomasse, Dichte und Populationsstruktur von Bachforellen (COTE 2007) oder zwischen Habitatsdiversität und Fischdiversität (GORMAN & KARR 1978; SCHIEMER ET AL. 1991; GARNER 1998) beschrieben. Habitatsparameter zu erfassen und zu beschreiben ist also eine wichtige Grundvoraussetzung um die Biomasse von Bachforellen sowie die Artendiversität in einem Gewässer voraussagen zu können (FAUSCH ET AL. 1988).

Gelingt es nun ein geeignetes Set von Habitatsparametern zu finden, das die Biomasse und Populationsstruktur von Bachforellen und die Fischdiversität massgeblich beeinflusst, kann dieses bei wasserbaulichen Massnahmen und Revitalisierungsarbeiten als Orientierung eingesetzt werden.

Diese Masterarbeit ist eingebettet in das Forschungsprojekt „Integrales Flussgebietsmanagement“, einer Zusammenarbeit von Eawag, Epfl, Wsl und Vaw. In diesem Projekt werden in verschiedenen Arbeiten einerseits die Wechselwirkung zwischen konstruktiven Hochwasserschutzmassnahmen und der Lebensraumvielfalt in Fliessgewässern untersucht, andererseits werden die Auswirkungen der Längs- und Quervernetzung der Fliessgewässer auf deren Durchgängigkeit und den Genfluss betrachtet.

1.1 Habitate und Fische

„Ein Habitat ist ein Areal, das aus einer Kombination von Ressourcen (Futter, Deckung, Wasser) und Umweltbedingungen (Temperatur, Niederschlag, Präsenz oder Absenz von Räuber und Konkurrenten) besteht. Es ermöglicht den Individuen einer bestimmten Art, die es bewohnen, zu überleben und sich fortzupflanzen.“

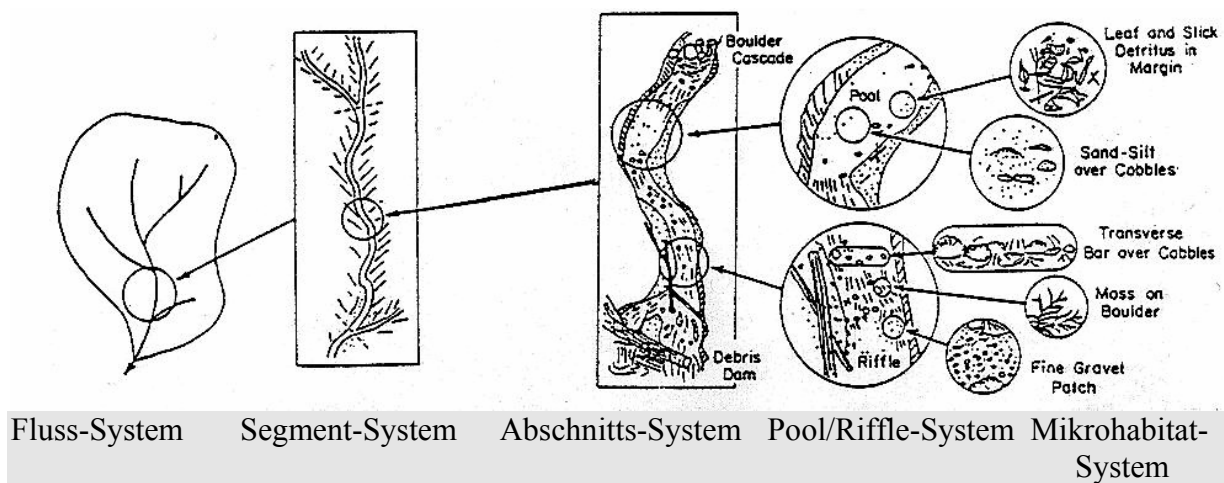
MORRISON ET AL. 2004

1.1.1 Räumlich-zeitliche Gliederung von Fliessgewässern

Fliessgewässer lassen sich hinsichtlich ihrer morphologischen Entwicklung und Dynamik auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Massstabebenen betrachten. Das gesamte Einzugsgebiet eines Fliessgewässers, das sich aus verschiedenen Flusssystemen zusammensetzt, steht auf der obersten Stufe in diesem hierarchischen System. Innerhalb der Einzugsgebiete und Flussgebiete herrschen unterschiedliche geologische und naturräumliche Verhältnisse vor. Flusssysteme bestehen wiederum aus verschiedenen Flussabschnitten / -strecken, die aufgrund von gleichen Parametern wie geologischer Untergrund, Talform oder morphologischer Flusstyp festgelegt werden. Auf der untersten Stufe schliesslich befinden sich die Habitate, die die eigentlichen Aufenthaltsorte der Gewässerorganismen darstellen. Sie werden durch die kleinräumigen Tiefen-, Strömungs- und Substratverhältnisse abgegrenzt. Sie werden oft in Makro-, Meso- und Mikrohabitate unterteilt, um Lebensraumverhältnisse oder Verteilungsmuster von Arten zu erklären (FRISSELL ET AL. 1986; *Abb. 1.1*). Bei den Makro- und Mesohabitaten handelt es sich um hydraulische Habitate wie die Pool/Riffle-Sequenzen (dt.: Kolk/Furten-Sequenzen). Die Mikrohabitate hingegen sind strukturelle Habitate wie ein Wurzelstock oder die kleinräumige Substratverteilung, die für kieslaichende Fische wie die Bachforelle oder für die Verteilung der Benthosorganismen relevant ist (JUNGWIRTH ET AL. 2003).

Die räumlichen Ebenen hängen stark mit der zeitlichen Entwicklung eines Fliessgewässers zusammen. Je grösser ein Einzugsgebiet ist, desto kleiner ist auch seine Dynamik. So verändern sich Einzugsgebiete im Verlauf von Jahrhunderten,

wohingegen sich Mikrohabitate mehrmals im Jahr verändern können (Abb. 1.1), wie zum Beispiel die Unterschiede der Ufervegetation im Sommer und Winter. Grundsätzlich prägen der geologische Untergrund und das Klima die morphologischen Verhältnisse eines Fließgewässers. Der Abfluss und der Feststoffhaushalt sind für die zeitlichen Veränderungsprozesse verantwortlich. Auf der Ebene des Einzugsgebietes wirken vor allem die geologischen und klimatischen Bedingungen, auf den darunterliegenden Ebenen sind es hauptsächlich die Dimensionen des Abflussgeschehens und des Feststoffhaushalts (HERGER ET AL. 1996). Indirekt spielt dabei auch die Dichte der Ufervegetation eine Rolle, die wiederum vom Klima und Geologie abhängt. Sie wirkt auf den Abfluss- und Feststoffhaushalt (MANGELSDORF & SCHEURMANN 1980). Die Parameter Abfluss, Geschiebetransport und die Dichte der Ufervegetation sind durch menschliche Einflüsse (z.B. Rodung) beeinflussbar. Solche Systemveränderungen machen sich dann vor allem auf der Ebene der Flussabschnitte bemerkbar, wie die Eintiefung der Gewässersohle oder erhöhte Erosion der Uferbereiche.



**10³

10²

10¹

10⁰

10⁻¹

* 10⁶-10³

10⁴-10³

10²-10¹

10¹-10⁰

10⁰-10⁻¹

Abbildung: 1.1: Hierarchische Organisation eines Flusssystemes und seiner Habitate, mit **räumlich(Meter)-*zeitlichem Massstab (Jahre). (nach FRISSELL ET AL. 1986 aus PETER 2005)

1.1.2 Habitate des Gewässerbettes und der Uferbereiche

Innerhalb des Gewässerbettes liegt sowohl in longitudinaler wie auch in lateraler Erstreckung häufig eine charakteristische Abfolge von Mesohabitaten vor. In einem

mäandrierenden Fließgewässer entstehen Abfolgen von Pools und Riffles durch Erosions- und Sedimentationsprozesse in den Bögen und Übergangsbereichen zwischen den Bögen. Diese Abfolge findet sich auch beim gestreckten Flusstyp. Hier herrscht jedoch eine „abgetreppte“ longitudinale Sequenz vor, während beim Mäandertyp sowohl longitudinal als auch lateral Differenzierungen der Breiten-, Tiefen-, Fließgeschwindigkeits- und Substratverhältnisse typisch sind (JUNGWIRTH ET AL. 2003).

Mikrohabitate finden sich in der Natur in den vielfältigsten Ausprägungen. Sie unterscheiden sich vor allem durch ihre spezifischen Wassertiefen, Strömungsgeschwindigkeiten und Substrate. Totholz beispielsweise (ins Wasser gestürzte Bäume und Äste, Wurzelstöcke etc.) ist nicht nur als Struktur und Lebensraum wichtig, sondern hat stark strömungsdifferenzierende Wirkung und führt auf diese Weise zu einer heterogenen Substratverteilung (GURNELL ET AL. 2000). Diese Holzstrukturen, in denen Strömungsgeschwindigkeit und Lichtintensität verringert sind, dienen sowohl den Fischen wie auch den benthischen Insekten als Unterstand. Im Falle eines Hochwassers stellen sie wichtige Refugialhabitate dar (ANGERMAIER & KARR 1984; JUNGWIRTH ET AL. 1991). Die Uferzonen nehmen als Land- / Wasser-Übergang für den terrestrischen und aquatischen Lebensraum eine wichtige Rolle ein. Vor allem die Strukturenviefalt in kleinen Bächen hängt massgeblich von der Art und Ausbildung der Ufer ab (SCHAGER & PETER 2001). Überhängende Vegetation, unterspültes Ufer und Bäume, Eintrag von Laub und Holz bieten entsprechende Voraussetzungen für die Entwicklung vielfältiger Strukturen.

1.1.3 Eingriffe an Fließgewässer und ihre Auswirkung auf Habitate und Fische

Fließgewässer gehören zu den weltweit am meisten und am intensivsten durch den Menschen genutzten Ökosystemen. In Österreich werden zum Beispiel 70% aller Fließgewässer energiewirtschaftlich genutzt, in der Schweiz sind es sogar 95% (JUNGWIRTH ET AL. 2003). Sie werden aber auch tiefgreifend verändert, um die vom Gewässer ausgehenden Gefährdungen für Siedlungen, Infrastruktureinrichtungen und Produktionsflächen abzuwenden (ARTHINGTON & WELCOMME 1995). Durch diese Eingriffe des Menschen ist heute nur noch bei wenigen Fließgewässern die ursprüngliche ökologische Funktionsfähigkeit erhalten (KARR 1993).

Nach dem zweiten Weltkrieg fanden in vielen europäischen Ländern massive und systematische Regulierungen zahlreicher Fließgewässer statt (SCHNITTER 1992). Diese Flussregulierungen dienen vor allem dem Schutz von Siedlungen und Produktionsflächen. Diese linearen Verbauungen führen jedoch zu Verlusten von produktiver Wasserfläche, Erhöhung des Gefälles, beschleunigtem Abfluss, Absenkung des Grundwasserspiegels und verstärktem Geschiebetransport. Auch werden mit diesen Verbauungen oft die natürlichen Uferstrukturen zerstört. Die meisten Fließgewässer sind jedoch hinsichtlich ihrer Strukturvielfalt maßgeblich von der Art und Ausbildung des Ufers abhängig. Zudem wird durch Flussregulierungen das dynamische Prozessgeschehen und die damit verbundenen morphologische Ausformung von Fließgewässern fast vollständig unterbunden. Dabei bestimmt genau dieser Prozess über das Habitatsangebot und der davon abhängigen Lebensgemeinschaften (JUNGWIRTH ET AL. 2003).

Ein weiterer massiver Eingriff auf die Fließgewässer stellen die Wasserkraftwerke dar. Vor allem größere Wasserkraftwerke sind für die Fischfauna und die Habitate mit vielschichtigen Auswirkungen wie zum Beispiel Unterbrechung des Fließgewässerkontinuums, weitgehende Unterbindung dynamischer Prozesse, Schwallbetrieb, Restwasser, Kolmation und die Herabsetzung der strukturellen Vielfalt des Lebensraumes verbunden (JUNGWIRTH ET AL. 2003). Speziell in Fällen, wo Kraftwerksbetrieb in Kombinationen mit anderen Eingriffsformen (z.B. starke Abwasserbelastung, schlechte Wassergüte, gestaute Flussstrecken oder Schwallbetrieb) ergeben sich häufig Extrembiotope, die nur von sehr spezialisierten Arten bewohnt werden.

Die Strukturelle Vielfalt des Lebensraumes und damit vielfältige Habitatsaustattung in verschiedenen räumlichen Massstabsebenen gilt generell als eine der wichtigsten Grundvoraussetzungen für die Entwicklung und Erhaltung artenreicher Lebensgemeinschaften. Wird die natürliche Strukturenvelfalt durch Regulierungen oder Kraftwerke herabgesetzt, resultieren daraus deutliche Reduktionen der Artenzahl und Diversität, aber auch der Dichte, Biomasse und Produktion (KARR 1993).

1.1.4 Verschiedene Vorgehensweisen zur Erfassung von Habitaten aus der Literatur

In der Literatur finden sich viele unterschiedliche Vorgehensweisen, um die verschiedenen Habitate zu erfassen und zu beschreiben. Als erster sei hier BISSON ET AL. (1982) erwähnt, der in kleinen Bächen aufgrund hydraulischer Parameter drei Haupttypen von Habitaten feststellte: Riffle, Pool und „Glides“, die er später, je nach Entstehungsart, Gefälle, Wassertiefe, Fliessgeschwindigkeit und Substrat, noch in weitere Untereinheiten unterteilte. Zudem beschrieb er die in den verschiedenen Habitatstypen vorkommenden Unterstandstypen für die Fische, wie Totholz, überhängende Ufervegetation, unterspülte Ufer, Wasserturbulenzen, Steine und die maximale Tiefe. Danach mass er die Nutzung der Habitate und Deckungsstrukturen durch verschiedene Salmonidenarten (*Oncorhynchus kisutch* und *Oncorhynchus mykiss*) und fand ganz unterschiedliche Habitats- und Deckungspräferenzen für die jeweiligen Arten und deren Altersklassen. Zudem zeigt die Studie, dass Totholz, vor allem Baumstämme und Wurzelstöcke, die am meisten bevorzugte Deckungsstruktur aller drei Arten waren.

HAWKINS ET AL. (1993) schlägt, basierend auf Bissons Arbeit, ein einheitliches, hierarchisches System von Habitatsklassen in drei Stufen vor (Abb.?). Er arbeitet sich von einer relativ geringen Auflösung (Stufe 1: schnell oder langsam fliessendes Wasser) zu einer hohen Auflösung (Stufe 3: z.B. Stauwasser) vor. Der wichtigste Vorteil dieser Methode ist, dass die individuellen Habitate schnell und durch rein visuelle Beobachtungen den entsprechenden Klassen zugeordnet werden können. Das von BISSON ET AL. (1982) vorgeschlagene Habitat „Glide“ wurde nicht in die Klassifikation miteinbezogen, da es sich als Übergangszone zwischen schnell und langsam fliessenden Habitaten zusammensetzt und somit eher als Ausläufer eines Pools zu betrachten ist.

JUNGWIRTH ET AL. (1984) arbeitete bei der Erfassung von Habitaten in österreichischen Salmonidengewässern vor allem mit morphometrischen Parametern, da sie die für aquatische Lebensgemeinschaften eminent wichtigen Strömungs- und Geschiebeverhältnisse wesentlich beeinflussen. Er erstellte in Fliessgewässern Querprofile im Abstand von fünf Metern und mass entlang der Profile alle 0.5 Meter die Wassertiefe, die Strömungsgeschwindigkeit, die Geschiebeverhältnisse nach vier Korngrössenkategorien, sowie die theoretische

Beschattung (unter Annahme des Zenitstandes der Sonne). Als strukturelle Vielfalt bzw. Habitatsdiversität der Gewässer hat er die Varianzen der jeweiligen Profiltiefen und Maximaltiefen errechnet und auf ihren Zusammenhang mit Kerngrößen der Fischbestände überprüft. Er fand einen deutlich signifikanten Zusammenhang zwischen der Maximaltiefenvarianz und der Fischdiversität und einen weniger deutlichen, aber gleichwohl signifikanten Zusammenhang zwischen den mittleren Substratanteilen und der Fischdiversität. Letzterer ist unter anderem damit zu begründen, dass die benthischen Insekten, Süßwassermuscheln und Krebstiere, die den Fischen als Nahrung dienen, ihr ganzes adultes Leben auf dem Substrat verbringen (GORMAN & KARR 1978). Der Nachteil dieser Studie ist jedoch, dass nur wenige und vor allem keine alpinen Gewässer untersucht wurden.

GORMAN & KARR (1978) haben eine ähnliche Vorgehensweise wie JUNGWIRTH ET AL. (1984) gewählt. Sie massen entlang von Querprofilen, die einen Abstand von fünf Metern zueinander aufweisen, jeweils jeden Meter die Tiefe, die Fliessgeschwindigkeit und die Bodenbeschaffenheit. Bei der Bodenbeschaffenheit kamen nebst den abiotischen Kategorien Lehm, Sand, Kies, Kieselsteine und Steine neu auch noch biotische Faktoren wie aquatische Pflanzen, filamentöse Algen und Streu (Äste, Zweige und Blätter) hinzu. Die Habitatsdiversität und die Fischdiversität wurden anhand des Shannonindexes berechnet. Die Habitatsdiversität wurde für die jeweiligen Habitat Dimensionen (z.B. Tiefe) alleine berechnet und dann in verschiedenen Kombinationen wie Fliessgeschwindigkeit und Bodenbeschaffenheit oder gar allen drei Dimensionen zusammen berechnet (*Abb.1.2*). Alle errechneten Habitatsdiversitäten, ausser der Bodenbeschaffenheit, aufgetragen gegen die Fischdiversität, ergaben signifikante Zusammenhänge.

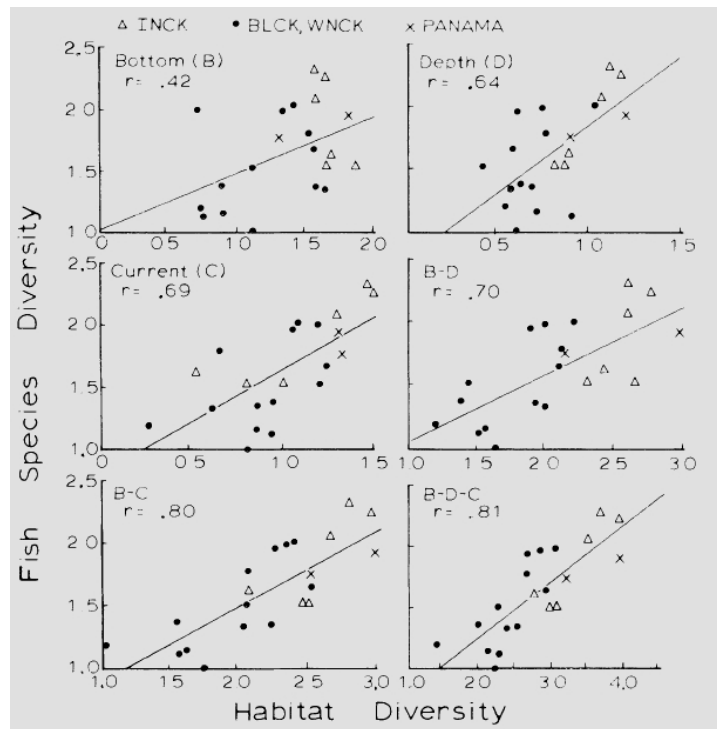


Abbildung.1.2: Regressionen von Fischdiversität gegen Habitatsdiversität in verschiedenen Kombinationen der gemessenen Dimensionen (B= Boden, C= Strömung und D= Tiefe)

1.2 Fragestellung und Hypothesen

Wie bereits erwähnt, haben schon mehrere Autoren Zusammenhänge zwischen der Habitatsdiversität oder gewissen Habitatsparametern und der Fischdiversität oder Fischbiomasse gefunden. KARR ET AL. 1978, JUNGWIRTH 1984, SCHLOSSER 1989, HORAN ET AL. 2000 und KADYE & MARSHALL 2006 arbeiteten vor allem anhand von morphometrischen Parametern und mit Querprofilen und haben signifikante Zusammenhänge gefunden. Die genannten Studien benutzen jedoch oft einfache Habitatsparametersets und wurden in Afrika, Amerika und Österreich (ohne alpine Bäche) durchgeführt. Ziel dieser Arbeit ist es, ein vielfältigeres und komplexeres Habitatsparameterset zusammenstellen und die im Ausland gewonnenen Erkenntnisse in der Schweiz, vor allem aber auch in alpinen Bächen, anzuwenden.

Dabei ergaben sich folgende Hypothesen und Fragestellungen:

Biomassen:

Frage:

Welche Habitatsparameter beeinflussen die Gesamtfischbiomasse^[1] und die Bachforellenbiomasse^[2].

Hypothesen:

1A) Es gibt ein Set ausgewählter Habitatsparameter, welches die Fischbiomassen beeinflusst.

→ **H_{0-1A}**: Es gibt keinen Zusammenhang zwischen dem Habitatsparameterset und den Fischbiomassen.

^[1] **Gesamtfischbiomasse:** Die Biomasse (g/100m²) von allen gefangenen Fische aller Arten aufsummiert.

^[2] **Bachforellenbiomasse:** Die Biomasse (g/100m²) aller gefangenen Bachforellen.

Populationsstruktur:

Fragen:

Welche Habitatsparameter beeinflussen die Populationsstruktur von Bachforellen?

Hypothesen:

2A) Es gibt ein Set ausgewählter Habitatsparameter, das die Populationsstruktur (Variationskoeffizient der Längen) von Bachforellen beeinflusst.

→ H_{0-2A} : Es gibt keinen Zusammenhang zwischen dem Habitatsparameterset und der Populationsstruktur (Variationskoeffizient der Längen) von Bachforellen.

2B) Es gibt ein Set ausgewählter Habitatsparameter, das die Populationsstruktur (Dichtenverteilung 0^+ , juvenile und adulte Fische) von Bachforellen beeinflusst.

→ H_{0-2B} : Es gibt keinen Zusammenhang zwischen dem Habitatsparameterset und der Populationsstruktur (Dichtenverteilung 0^+ , juvenile und adulte Fische) von Bachforellen.

Arten:

Welche Habitatsparameter beeinflussen die Artenverteilung und die Fischdiversität?

3A) Es gibt ein Set ausgewählter Habitatsparameter, welches die Artendiversität der Fische beeinflusst.

→ H_{0-3A} : Es gibt keinen Zusammenhang zwischen dem Habitatsparameterset und der Artendiversität der Fische.

3B) Es gibt ein Set ausgewählter Habitatsparameter, welches das Vorkommen von Arten (Artenzahl) in Gewässern beeinflusst.

→ H_{0-3B} : Es gibt keinen Zusammenhang zwischen einem Habitatsparameterset und dem Vorkommen von Arten.

2. Material und Methoden

2.1 Habitatsparameter

In diesem Kapitel werden die verschiedenen Habitatsparameter und deren Erhebung im Feld beschrieben, welche sich nach einer intensiven Literaturstudie (*Anhang Tab.9.1*) und nach diversen Feldversuchen als inhaltlich und praktisch sinnvoll erwiesen haben. In der untenstehenden Tabelle (*Tab.2.1*) sind alle ausgewählten Habitatsparameter übersichtlich aufgelistet. Sie sind in quantitative (gemessene Grössen) und qualitative (geschätzte Grössen) Parameter aufgeteilt.

Tabelle 2.1: Zusammenstellung der A.) quantitativen und B.) qualitativen Habitatsparameter.

Nr.	Habitatsparameter	Messgerät	Habitatsebene
<u>A: Quantitativ</u>			
1	Benetzte Breite	Messband	Transekt
2	Maximale Tiefe	Messband	Transekt
3	Gefälle	Landkarten/GIS	Abschnitt
4	Höhe über Meer	Landkarten/GPS	Makrohabitat
5	Substrat	Guckrohr/Maßstab	Mikrohabitat
6	Fliessgeschwindigkeit	Propeller	Mikrohabitat
<u>B: Qualitativ</u>			
7	Beschattung	--	Makrohabitat
8	Verbauungsgrad/-art Ufer	--	Makrohabitat
9	Ufervegetation	--	Makrohabitat
10	Pool, Riffle, Glide, Cascade	--	Mesohabitat
11	Fischunterstandstypen/-fläche	--	Mikrohabitat
12	Kolmation	--	Meso-/Mikrohabitat

Grundsätzlich wurden die Habitatsparameter in Transekten mit einer Breite von fünf Meter entgegen der Fliessrichtung über die gesamte Teststrecke durchgeführt. Diese Vorgehensweise ist in der untenstehenden Abbildung (*Abb.2.1*) schematisch dargestellt.

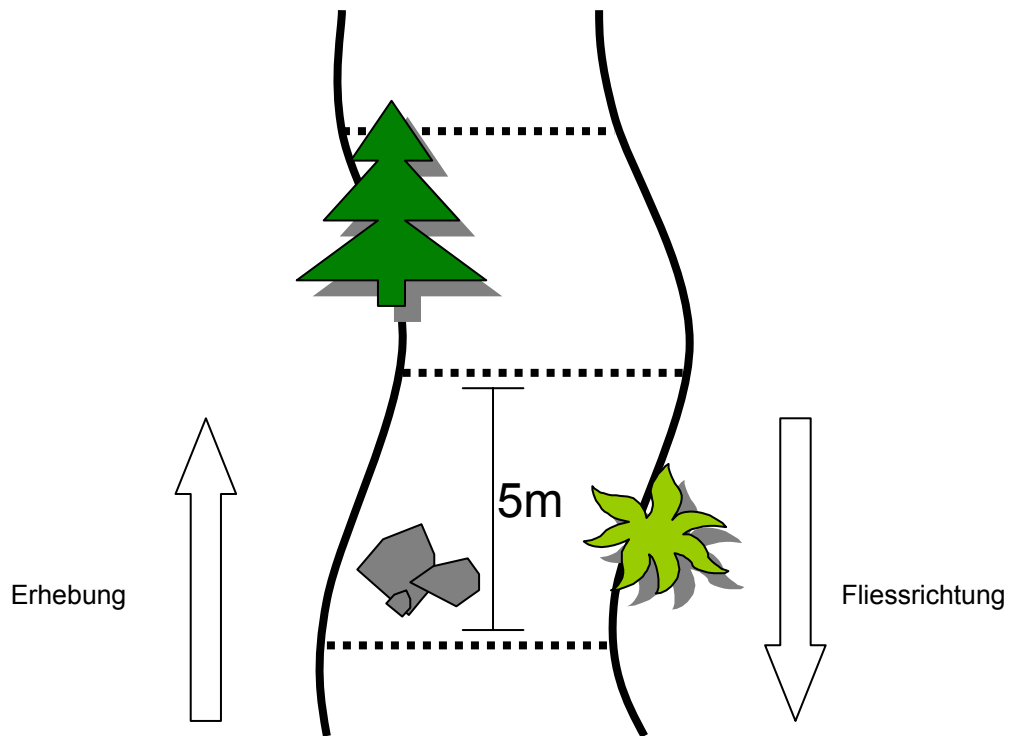


Abbildung 2.1: Schematische Darstellung der Anordnung der Transekte im Fließgewässer.

In einem weiteren Abschnitt dieses Kapitels werden alle angewendeten Habitatsparameter beschrieben und deren Bedeutung und Erhebung erläutert.

2.1.1 Fließgeschwindigkeit

Definition und Bedeutung: Die Fließgeschwindigkeit gehört wie das Substrat, die benetzte Breite und die maximale Tiefe zu den klassischen Habitatsparametern, die bereits von vielen Autoren angewendet wurden (KARR ET AL. 1978; BISSON ET AL. 1982; JUNGWIRTH ET AL. 1984; HAWKINS ET AL. 1993) und in fast jeder Publikation über Flusshabitate anzutreffen sind. Sie ist vor allem wichtig, weil die verschiedenen Fischarten und deren unterschiedliche Altersstadien in ihrem Lebenszyklus ganz spezifische Ansprüche an die Fließgeschwindigkeiten in einem Gewässer haben (MALLET ET AL. 2000). So bevorzugen kleinere Bachforellen eher flache, moderat fließende Furten, grössere Bachforellen eher tiefe, langsam fließende Kolken (HEGGENES 1996).

SHIRVELL und DUNGEY (1983) berichteten zudem, dass die „Nasenfließgeschwindigkeit“ (engl. „nose velocity“, die Strömungsgeschwindigkeit,

die der Fisch an seinem Aufenthaltsort tatsächlich auch verspürt) der wichtigste Faktor ist, der über den Aufenthaltsort von grossen Bachforellen entscheidet. Die Fliessgeschwindigkeit ist stark vom momentanen Abfluss eines Fliessgewässers abhängig. Darum sollte sie bei allen zu vergleichenden Fliessgewässern bei mittlerer Niederwasserführung aufgenommen werden.

Erhebung: Die Fliessgeschwindigkeiten (m s^{-1}) wurden anhand von drei Querprofilen aufgenommen, die jeweils ein typisches Strömungsbild der zu untersuchenden Strecke widerspiegeln. Entlang dieser Querprofile wurden alle 0.5 m Messungen durchgeführt (Abb.2.2). Die Messpunkte befanden sich jeweils 0.05 m über dem Gewässergrund. Dies entspricht der Nasenfliessgeschwindigkeit (STRAKOSH ET AL. 2003). Die Fliessgeschwindigkeitsmessungen wurden mit Hilfe eines uP-Flowtherm 11/96 von Höntsch Instruments durchgeführt.



Abbildung 2.2: Messung der Fliessgeschwindigkeit mit Hilfe uP-Flowtherm 11/96.

2.1.2 Substrat

Definition und Bedeutung: Mit Substrat wird das Bodenmaterial der Gewässersohle bezeichnet. Das sind vor allem Steine und Feinpartikel in verschiedenen Grössenklassen. In der Literatur wird oft mit den sechs Klassen der modifizierten „Wentworth classification“ nach CUMMINS (1962) gearbeitet. Diese sind in der untenstehenden Tabelle (Tab.2.2) aufgeführt.

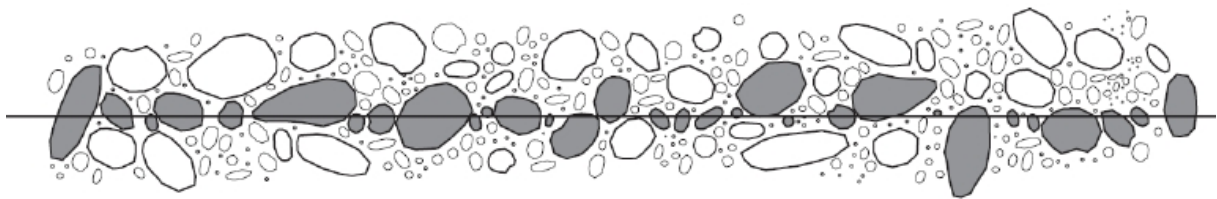
Tabelle 2.2: Modifizierte „Wentworth classification“ von Substrattypen nach Grössen (nach CUMMINS 1962).

Substrattyp	Partikelgrösse (mm)
Boulder	>256
Cobble	64-256
Pebble	15-63
Gravel	2-15
Sand	0.06-1
Silt and clay	<0.059

Die Zusammensetzung des Substrates bestimmt die Rauheit eines Fliessgewässers und somit auch hydraulische Habitatsparameter wie Wassertiefe, Flussbreite und Fliessgeschwindigkeit. Das Substrat selbst ist wiederum abhängig von äusseren Faktoren wie Geschiebetransport und Eigenschaften des Einzugsgebietes. Auch die Landnutzung des Einzugsgebietes beeinflusst die Sedimentations- und Erosionsraten, die sich dann in der Zusammensetzung des Substrates widerspiegeln (MEEHAN 1991). Das Substrat ist aber auch ein wichtiges Mikrohabitat für Fische. Viele Arten brauchen ganz spezifische Substratgrössen um zu laichen, damit ihre Eier am Substrat haften bleiben oder damit sie ihre Eier vergraben können. Bachforellen zum Beispiel bevorzugen „Gravel“ und „Pebble“, also Grössen zwischen 0.7 und 5 cm (DELACOSTE ET AL. 1993). Zudem bildet das Substrat Zwischenräume, durch die Wasser strömen kann und gewährleistet somit die Sauerstoffzufuhr und das Überleben von vergrabenen Eiern und Larven bis zur Emergenz in den freien Wasserkörper (CHAPMAN 1988).

Erhebung: Das Substrat wurde anhand der „Linienzahlanalyse“ (FEHR 1987) gemessen. Dies ist eine Methode, die bei der Untersuchung von Wildbächen entwickelt worden ist. Sie erlaubt eine relativ rasche Erfassung der Korngrößenverteilung. Dabei wird ein farbiger Metallstab in Fließrichtung auf den Gewässerboden platziert und jeweils die mittlere Achse (B-Achse, *Abb.2.3*) der darunterliegenden Steine gemessen.

A.)



B.)

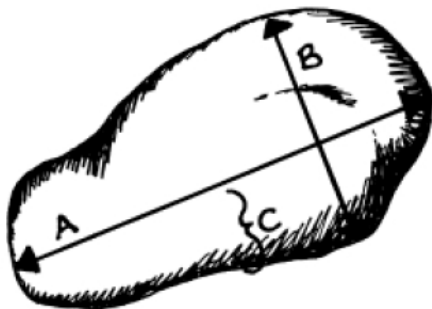


Abbildung 2.3: Linienzahlanalyse. A.) Platzierung des Metallstabes auf dem Gewässerboden bzw. Kiesbank. Zu messende Steine sind grau dargestellt. B.) Die drei Hauptachsen eines Steines. Bei der Linienzahlanalyse wird die mittlere Achse (B-Achse) gemessen (nach BAIN & STEVENSON 1999).

Die Steine werden dann in 1 cm-Fractionen eingeteilt und gezählt. Um eine repräsentative Analyse zu gewährleisten, müssen im Minimum 150 Steine gezählt werden. Steine die kleiner als 1 cm sind, werden in der Linienzahlanalyse nicht berücksichtigt, da sie in der Praxis schwer zu erfassen sind. Sie werden im Kapitel der Kolmation (Kap. 8.1.3) behandelt. Die Linienzahlanalyse kann entweder auf dem Gewässergrund mit Hilfe eines Guckrohrs (*Abb.2.4*) oder wenn vorhanden, auf einer Kiesbank durchgeführt werden.

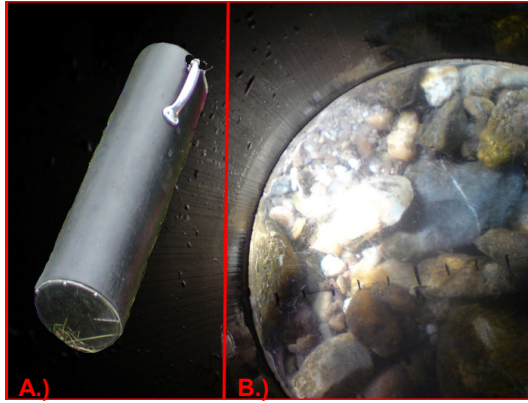


Abbildung .2.4: A.) Abbildung eines Guckrohrs. B.) Blick durch Guckrohr auf Gewässerboden und Substrat.

2.1.3 Kolmation

Definition und Bedeutung: Die Ablagerung von Feinpartikeln auf der Gewässer-
sohle und in deren Porenraum wird als äussere, bzw. innere Kolmation bezeichnet.
Beide führen zu einer Abnahme der Wasserdurchlässigkeit und reduzieren somit die
Sauerstoffzufuhr der Sohle. Denn die Zwischenräume der Sohle stellen einen
wichtigen Lebensraum für Makrozoobenthos und die Reproduktion von
kieslaichenden Fischen dar. Werden diese Zwischenräume wegen der Kolmation
nicht mehr mit sauerstoffreichem Wasser durchströmt, kann dieser Lebensraum
massgeblich beeinträchtigt werden (SCHÄLCHLI 2002).

Erhebung: Für die Beurteilung der inneren Kolmation wurde das Bewertungsschema
von SCHÄLCHLI (2002) angewendet. Hierbei werden in trockenen Uferbereichen oder
auf Kiesbänken zuerst die Steine der Deckschicht vorsichtig entfernt (Abb.2.5).
Danach wird anhand der Zusammensetzung des Substrates und des verfügbaren
Lückenraums (Grobporen >1mm oder Feinporen < 1mm) entschieden, in welche der
fünf

Tabelle 2.3: 5-stufige Bewertungsskala der inneren Kolmation mit den massgebenden Indikatoren (modifiziert nach SCHÄLCHLI 2002).

Klasse	Bewertung	Indikatoren (Substrat und Lückenraum)
1	Keine Kolmation	Substrat grobkörnig (Steine, Kies) Lückenraum dominant grobporig
2	Schwache Kolmation	Substrat locker (Steine, Kies, Sand) Lückenraum grob- bis feinporig
3	Mittlere Kolmation	Substrat leicht verfestigt Lückenraum zu $\frac{3}{4}$ feinporig
4	Starke Kolmation	Substrat deutlich verfestigt Noch feinporiger Lückenraum sichtbar
5	Vollständige Kolmation	Substrat stark verfestigt Kein Lückenraum sichtbar



Abbildung 2.5: Uferbereich des Ryckenbachs im August 2008. Beispiel eines Gewässers mit Klasse 1 (Keine Kolmation). Ansicht Substrat und Lückenraum vor A.) und nach B.) entfernen der Deckschicht im Uferbereich. Zu sehen ist, dass das Substrat überwiegend aus Kies und Steinen besteht und der Lückenraum grobporig ist.

Bewertungsklassen die beprobte Stelle fällt (Tab.2.3). Die Beobachtungen werden durch eine Beurteilung der Substratverfestigung im benetzten Bereich ergänzt. Dies geschieht mit einer so genannten „Stiefelprobe“, bei der beurteilt wird, wie viel Aufwand erforderlich ist, um mit dem Fuss die Deckschicht aufzuwühlen.

Die äussere Kolmation wird mit dem Deckungsgrad (engl. „embeddedness“) der Ablagerungen der Feinsedimenten auf der Gewässersohle beschrieben. Sie wird im Feld geschätzt und in Prozenten angegeben.

2.1.4 Die Mesohabitate: Pool, Riffle, Glide und Cascade

Definition und Bedeutung: Pool, Riffle, Glide und Cascade (Abb.2.6) sind hydraulische Mesohabitate, die räumlich begrenzt sind und sich in Fließgeschwindigkeit, Gefälle und Tiefe unterscheiden. Für Pools werden Untergruppen ausgehend von ihrer Entstehung gebildet. Beispielsweise wird ein Pool flussab eines Überfalls im Englischen „plunge pool“ genannt. Untergruppen für Riffles werden anhand ihres Gefälles und ihrer Fließgeschwindigkeit gebildet. So ist zum Beispiel die Cascade eine Untergruppe der Riffles (BISSEON ET AL. 1982). Pools und Riffles wechseln sich in vielen Fließgewässern, vor allem aber in alpinen Gewässern, in typischen „Pool-Riffle-Sequenzen“ ab.

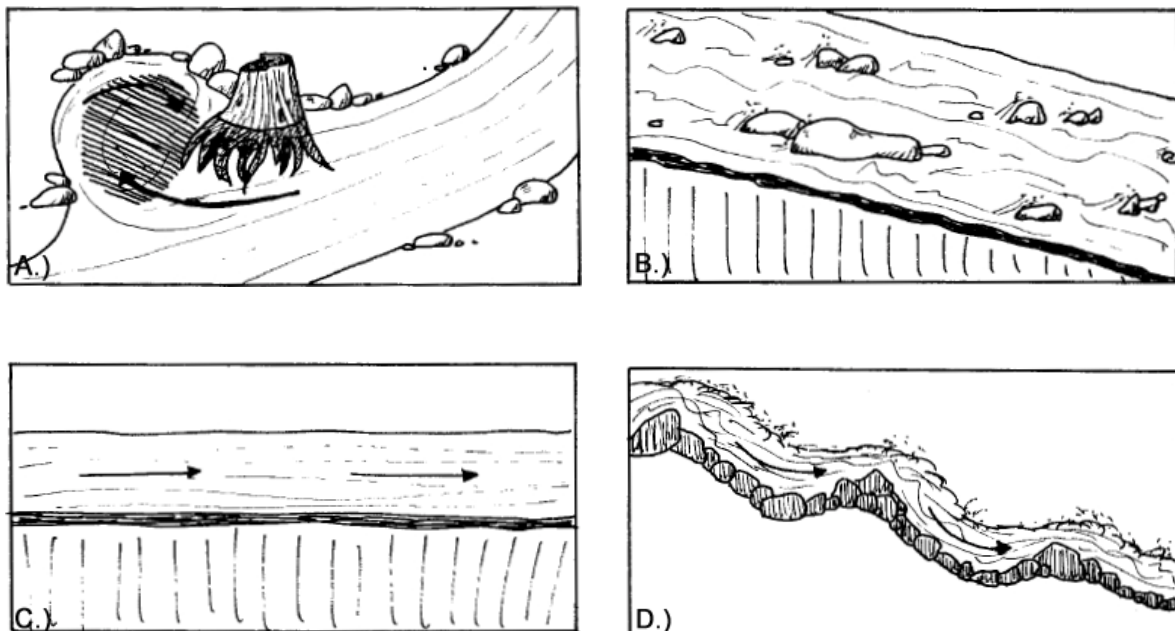


Abbildung 2.6: Die hydraulischen Mesohabitate. A.) Pool. B.) Riffle. C.) Glide. D.) Cascade (nach BISSON 1982).

Pool: Pools sind generell tiefe Gewässerbereiche mit langsamer Fließgeschwindigkeit und feinkörnigem Substrat (BISSEON 1982).

Riffle: Riffles sind meistens seichte und turbulente Gewässerbereiche mit schneller Fließgeschwindigkeit und grobem Substrat (BISSEON 1982).

Glide: Glides sind Gewässerbereiche, die ein homogenes Strömungsbild und geringe bis mittlere Tiefe aufweisen. Oft bilden Glides die Übergangszone zwischen Pools und Riffles (HAWKINS 1993).

Cascade: Cascades sind sehr schnell fließende Riffles mit starkem Gefälle (BISSON 1982). Cascades sind vor allem in alpinen Fließgewässern anzutreffen.

Die Analyse der Verteilung der hydraulischen Mesohabitate kann wertvolle Hinweise auf die Qualität des Lebensraumes bezüglich seiner Eignung als Fischhabitat geben (PETER ET AL. 2002). Pools bilden zudem wichtige Unterstände für Fische.

Erhebung: In jedem Transekt werden die prozentualen Oberflächenanteile für jeden Mesohabitatstyp geschätzt und protokolliert.

2.1.5 Fischunterstandstypen

Definition und Bedeutung: Fischunterstände (Mikrohabitate) sind Areale im Fließgewässer, die eine räumliche Ausdehnung von Dezimeter bis Meter aufweisen. Sie zeichnen sich oft durch reduzierte Lichtverhältnisse, herabgesetzte Strömungsgeschwindigkeiten und erhöhte visuelle Isolation (Sichtschutz) aus (PETER 1992). Sie werden von einer Fischart im Verlauf des Lebenszyklus aufgesucht, um Konkurrenz und Prädationsrisiken zu reduzieren und den Energiehaushalt und Reproduktionserfolg zu optimieren (PETER 1998). Oft sind auch Organismen, die den Fischen als Nahrung dienen, eng an die Unterstände geknüpft (BAIN & STEVENSON 1999). Vor allem bei Bachforellen wird durch die Aufteilung des Lebensraumes in stadienspezifische Habitate der intraspezifische Konkurrenzdruck reduziert, bzw. die Koexistenz mehrerer Altersstadien innerhalb eines Gewässerabschnitts gefördert (ROSENZWEIG 1981). Die erhobenen Unterstandstypen sind in der unterstehenden Tabelle (*Tab.2.4*) und Abbildung (*Abb.2.6*) aufgeführt.

überdeckte Unterstände	untergetauchte Unterstände
Turbulenzen	Steine/Felsen
Überhängende Vegetation	Totholz
Pools	Wurzeln
Röhricht	Wasserpflanzen
Unterspülte Ufer	Künstliche Strukturen

Bachforellen zeigen eine sehr enge Bindung an Strukturen, die Sicht- und Strömungsschutz bieten. So kann bei Vorhandensein geeigneter Strukturen die Bachforellendichte um ein Vielfaches höher sein als in strukturarmen Bereichen (JUNGWIRTH & WINKLER 1983; EKLÖV & GREENBERG 1998). Die Verfügbarkeit von Unterständen ist auch eng an die Jahreszeit geknüpft. Wenn die Ufervegetation und die Makrophyten im Winter fehlen, gewinnt zunehmend grobes Sohlensubstrat wie Steine und Blöcke an Bedeutung (MÄKI-PETÄIS ET AL. 1997).

Erhebung: Für jedes Transekt wurde die prozentuale Flächenabdeckung der einzelnen Unterstandstypen geschätzt.

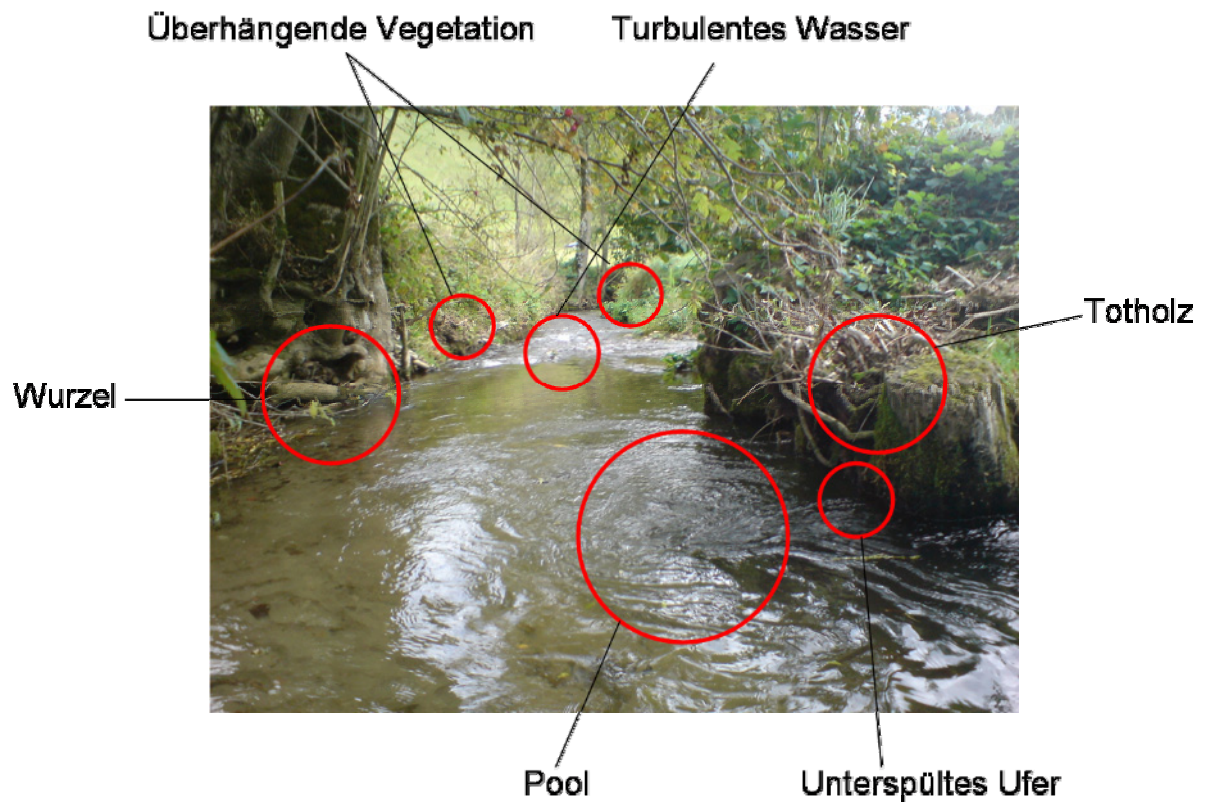


Abbildung 2.6: Verschiedene Unterstandstypen am Beispiel eines Pools am Ryckenbach (LU).

2.1.6 Beschattung

Definition und Bedeutung: Fließgewässer werden in den meisten Fällen durch natürliche Strukturen wie Bäume im Uferbereich oder überhängende Vegetation beschattet. Bei kleineren Gewässern kann die Beschattung einen erheblichen Einfluss auf den Temperaturhaushalt haben (PETER 2001). LI ET AL. (1994) berichten von Temperaturunterschieden von bis zu 10 °C zwischen stark beschatteten und schwach beschatteten Fließgewässern. Auch stellten sie einen positiven Zusammenhang zwischen dem Beschattungsgrad und der Salmonidendichte fest.

Erhebung: Der Beschattungsgrad wurde in jedem Transekt als Vertikalprojektion von Gehölzen auf die Gewässerfläche angegeben (Abb.2.7).

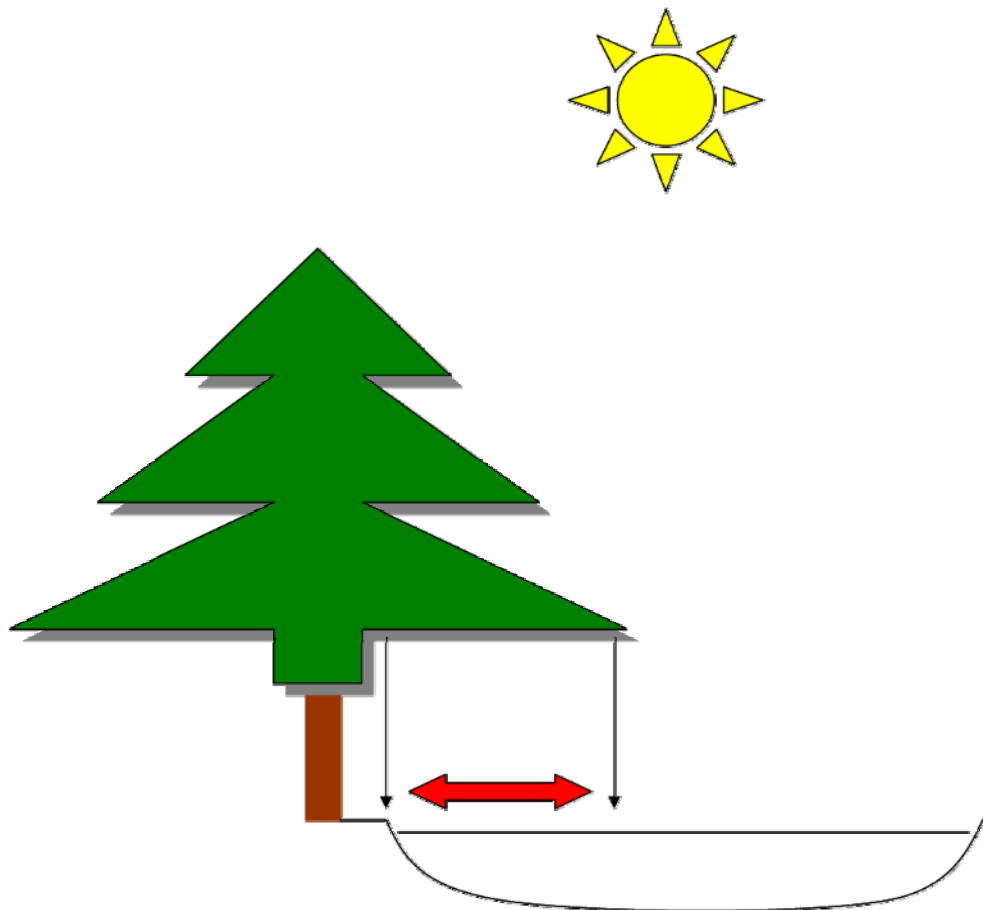


Abbildung 2.7: Schematische Darstellung der Schätzung der Beschattung unter der Annahme des Zenitsstandes der Sonne. Der rote Pfeil stellt die Vertikalprojektion des Baumes auf das Gewässer dar.

2.1.7 Ufervegetation

Definition und Bedeutung: Als Ufervegetation bezeichnet man alle Pflanzen, die im Uferbereich eines Gewässers wachsen. Die Ufervegetation hat einen grossen Einfluss auf die Strukturierung des Ufers und bestimmt massgebend den Beschattungsgrad. Der Schutz durch Ufervegetation, vor allem durch Ufergehölze, spielt eine bedeutende Rolle im Bezug auf die Verfügbarkeit geeigneter Habitate (MARINDER & SOUCHON 1995). Die Ufervegetation bildet die Grundlage vieler Mikrohabitate, wie zum Beispiel überhängende Vegetation, Wurzeln oder Totholz. Auch stellt sie durch Eintrag von Laub und anderen organischen Partikeln eine wichtige Nährstoffquelle für im Wasser lebende Organismen dar. Sie bildet zudem eine wichtige Pufferzone zwischen dem intensiv genutzten Umland und dem Fließgewässer und trägt zum Schutz von schädlichen Gewässereinträgen bei

(PETER 2001). Auch formt sie durch das Ausbilden von Wurzelnwerken und deren Festigung des Bodens einen natürlichen Schutz gegen Erosion.

Erhebung: In allen Transekten wurde der jeweilige prozentuale Anteil der Ufervegetation geschätzt. Es wurde zudem noch zwischen Bäumen, Büschen und Gras unterschieden (*Abb.2.8*).



Abbildung 2.8. Ufervegetation. Die Bünz bei Möriken mit einer Ufervegetation von 100%. Davon sind 50% Gras (links), 50% sind Bäume (rechts).

2.1.8 Höhe über Meer

Definition und Bedeutung: Die Höhe eines Gewässers kann einen grossen Einfluss auf das Vorhandensein und die Populationsgrössen von Fischen haben (PETER 1986). So kommen Bachforellen in der Schweiz nur bis zu einer Höhe von 2650 Meter über Meer vor (PEDROLI ET AL. 1986). Oft zeichnet sich auch eine Tendenz der abnehmenden Fischbiomasse mit zunehmender Meereshöhe ab (PETER 1986).

Erhebung: Die Höhe über Meter wurde mit Hilfe einem GPS-Gerät am Anfangspunkt der befischten Strecke ermittelt.

2.1.9 Gefälle

Definition und Bedeutung: Das Gefälle nimmt in der Regel mit der Höhe eines Gewässers zu. So sind Mittellandflüsse meist weniger steil als alpine Bäche. Ausnahmen bilden zum Beispiel Bäche, die durch eine Hochebene fließen. Das Gefälle kann sich bei Werten von über 150 % als limitierender Faktor erweisen, weil die Bedingungen für eine sich selbst erhaltende Population sehr ungünstig werden (PETER 1986).

Erhebung: Das Gefälle der jeweiligen Gewässerabschnitte wurde anhand von Landkarten (GIS) im Massstab 1:25'000 ermittelt.

2.1.10 Benetzte Breite und Maximale Tiefe

Definition und Bedeutung: Die benetzte Breite und die maximale Tiefe, bzw. deren Variabilitäten geben Aufschluss über die Strukturiertheit und Heterogenität eines Gewässers (JUNGWIRTH 1981). JUNGWIRTH (1984) berichtet sogar über einen positiven signifikanten Zusammenhang zwischen dem Variationskoeffizienten ($VC = \text{Standardabweichung}/\text{Mittelwert}$) und der Bachforellenbiomasse in österreichischen Fliessgewässern. Die Variabilität der benetzten Breite und der maximalen Tiefe

haben auch Auswirkungen auf die Strömungsgeschwindigkeit und Substratzusammensetzung (PETER 1986). Die mittlere benetzte Breite ist zudem nötig, um die gesamte befischte Fläche zu berechnen. Mit zunehmender mittlerer Breite verringert sich die Fischbiomasse, weil die Uferpartien an Bedeutung verlieren (PETER 1986).

Erhebung: Am Anfang jedes Transektes wird die benetzte Breite und die maximale Tiefe aufgenommen. Die benetzte Breite wird anhand eines Messbandes, das quer zur Fließrichtung gespannt wird, gemessen. Zu beachten ist, dass allfällige unterspülte Ufer mit in die benetzte Breite einfließen und dazugerechnet werden. Die maximale Tiefe wird dann mit einer Messlatte entlang des Querprofils erfasst (Abb.2.9).

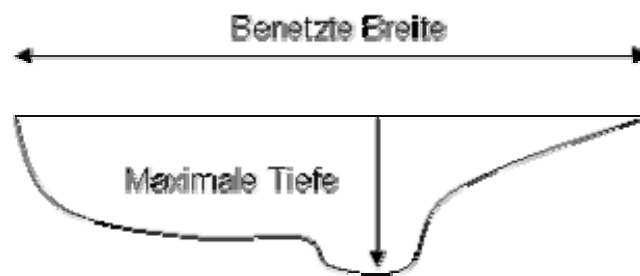


Abbildung 2.9: Schematische Darstellung eines Querprofils. In der horizontalen wird die benetzte Breite, in der vertikalen die maximale Tiefe gemessen.

2.1.11 Uferverbauung

Definition und Bedeutung: Uferverbauungen haben einen erheblichen Einfluss auf hydraulische, morphologische und biologische Parameter in einem Fließgewässer. Die Gestaltung des Ufers spielt eine bedeutende Rolle für die Ausbildung der Unterstände im Uferbereich, wie zum Beispiel unterspülte Ufer oder Wurzelhabitats von Bäumen. Ist das Ufer mit Blockwurf verbaut, können keine unterspülte Ufer mehr entstehen. Auch bestimmen Uferverbauungen den Lauf von Fließgewässern. Mäandrierten früher die Flüsse, sind sie heute meistens über mehrere Kilometer

begradigt. So fehlen oft Kiesbänke und die Variabilität der benetzten Breite, der maximalen Tiefe und der Fließgeschwindigkeiten erweist sich als sehr klein.

Erhebung: Der Verbauungsgrad wurde für jedes Transekt in Prozenten von der Uferlinie geschätzt. Es wurde zwischen den Verbauungsarten Blockwurf, Holzverbauung und sonstiger Verbauung (Beton, Blech usw.) unterschieden (Abb.2.10)



Abbildung 2.10: Beispiele zweier Verbauungsarten. Links der Ryckenbach (LU) mit einer Betonverbauung und rechts die Moesa (TI) mit einem typischen Blockwurf.

2.2 Wahl der Fließgewässer und deren Abschnitte

Die Auswahl an Fließgewässern in dieser Arbeit wird grundsätzlich in zwei Kategorien unterteilt: In Salmonidenstrecken und in Cyprinidenstrecken (Abb.2.11). Die Salmonidenstrecke befindet sich im Rhitral eines Flusses und beherbergt neben Begleitarten wie Groppe (*Cottus gobio*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*), Bachneunauge (*Lampetra planeri*), Schmerlen (*Barbatula barbatula*) und Cagnetta (Südart: *Salaria fluviatilis*), vor allem Bachforellen. Sie ist charakterisiert durch ein grosses Gefälle, starke Strömung (meist über 1 m/s), kaltes Wasser bis 10°C, einem hohen Sauerstoffgehalt (regelmässig gesättigt) und starke natürliche Störungen.

Die Cyprinidenstrecke befindet sich in der Potamal des Flusses und kann über 30 Arten beherbergen (Peter, pers. Mitteilung). Sie ist charakterisiert durch ein geringes Gefälle, konstante Strömungsverhältnisse, hohe Temperaturen bis über 15°C und einem Sauerstoffgehalt mit starken Schwankungen um die Sättigung (JUNGWIRTH ET AL. 2003).

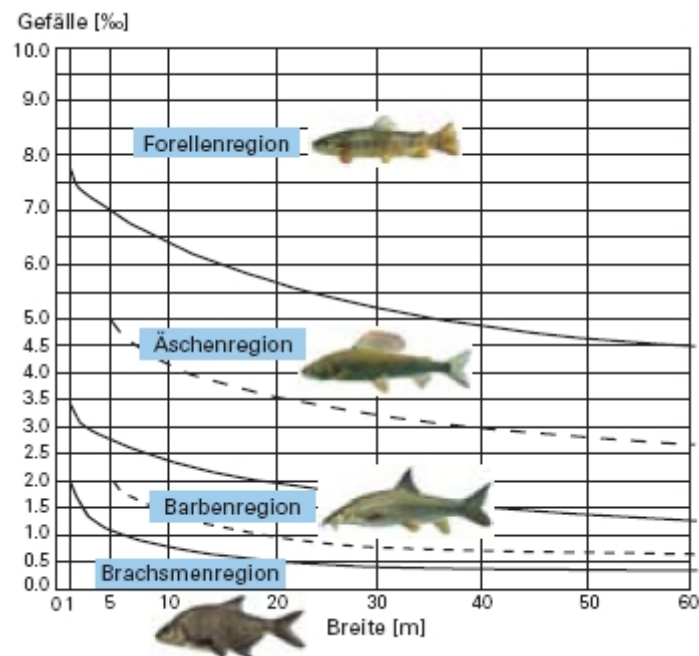


Abbildung 2.11: Gefälle/Breite Diagramm nach HUET (1949) aus SCHAGER & PETER (2004).

Bei der Wahl der Gewässer, die untersucht wurden, mussten grundsätzlich folgende Punkte beachtet werden:

- Sie sollten nicht stark chemisch oder toxikologisch belastet sein (GORMAN & KARR ET AL. 1978, Peter, pers. Mitteilung).
- Sie sollten nicht massiv von einem Wasserkraftwerk beeinträchtigt sein, wie zum Beispiel einem Schwall-Sunk-Betrieb^[3] unterliegen (Peter, pers. Mitteilung).

Trifft nun einer dieser aufgelisteten Punkte für ein gewähltes Fliessgewässer zu, dann würde dies den Wert der Fischdiversität stark beeinträchtigen. In einem Gewässer, das stark chemisch belastet ist, können aufgrund der schlechten Wasserqualität nur gewisse unempfindliche Arten überleben und dies unabhängig von der Habitatsvielfalt. In einem solchen Gewässer würde es wenig Sinn machen, die Habitatsdiversität der Fischbiomasse gegenüberzustellen. Zudem wurden nicht allzu grosse Fliessgewässer gewählt, damit bei der elektrischen Abfischung alle sich in diesem Gewässerabschnitt befindenden Fische gefangen werden konnten und um den Arbeitsaufwand in Grenzen zu halten, da grosse Gewässer schwierig abzufischen sind (z.B. mit Booten). Bei der Auswahl der Gewässerabschnitte innerhalb eines Fliessgewässers wurde darauf geachtet, dass sie aus stark verbauten, renaturierten und naturbelassenen Strecken bestehen, um möglichst viele Habitatszustände zu erfassen und einen direkten Vergleich unterschiedlich verbauter Strecken im gleichen Gewässer zu ermöglichen. Eine Voraussetzung für die direkte Vergleichbarkeit innerhalb eines Flusses ist, dass die hydrographischen Bedingungen wie zum Beispiel die Wassergüte übereinstimmen. Es wurde also wenn möglich darauf geachtet, dass Flussbereiche ausgewählt wurden, die Abschnitte mit unterschiedlichen Habitatszuständen (Habitatsgradient von einem Gewässer, *Abb.2.12*) in unmittelbarer Abfolge aufweisen (JUNGWIRTH ET AL. 1984).

^[3] **Schwall-Sunk:** Mit Schwall und Sunk werden Abflussschwankungen, ausgelöst durch den intermittierenden Betrieb von Speicherkraftwerken infolge der stark schwankenden Stromnachfrage, bezeichnet (VAW & EPFL 2006). Der Schwall-Sunk-Betrieb hat beträchtliche Einwirkungen auf die Gewässerorganismen (KÜENZLI 2005).

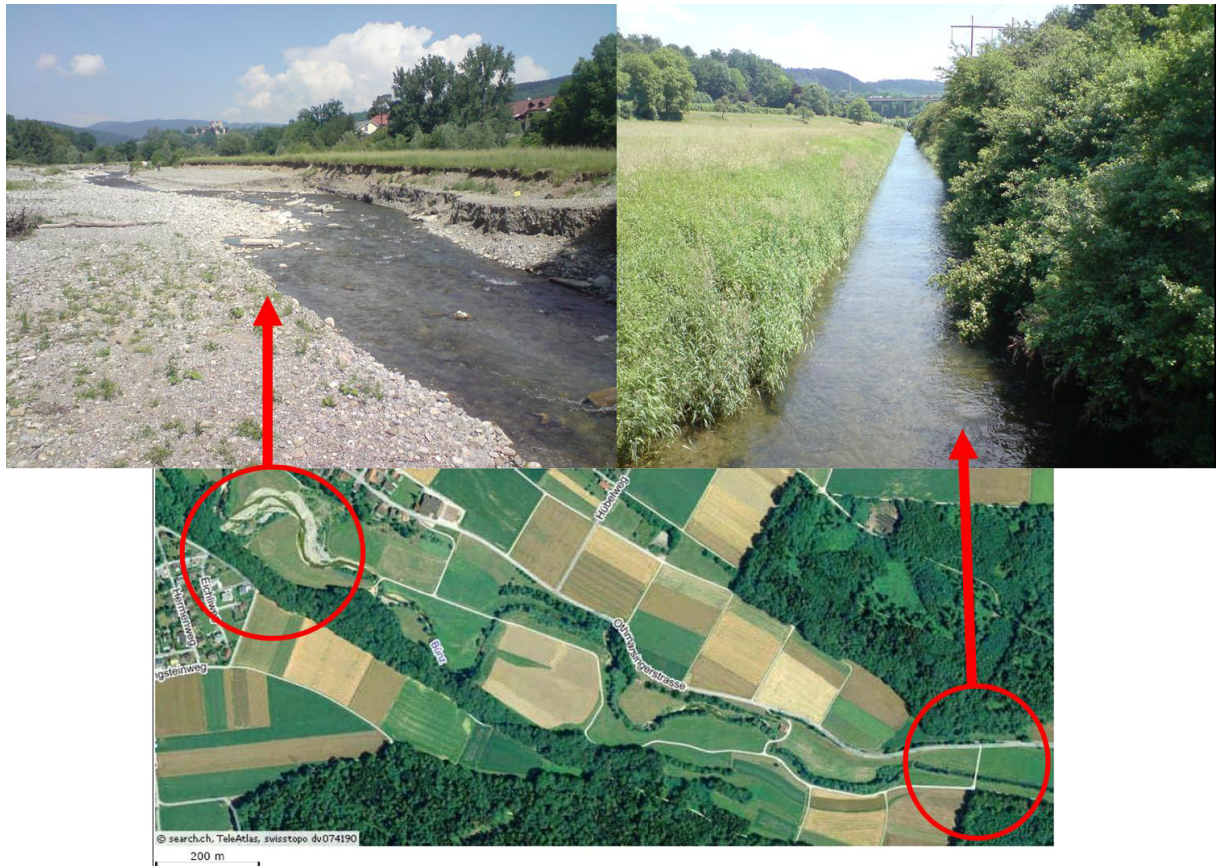


Abbildung 2.12: Beispiel eines Habitatsgradienten in einem Gewässer. Links die begradigte, verbaute Bünz bei der Autobahn, rechts die natürlich verlaufende Bünz bei Möriken. Die Strecken liegen nur einen Kilometer auseinander.

2.3 Fischparameter

2.3.1 Fischdiversität, Fischbiomasse, Fischdichte und Populationsstruktur

Die Fischdiversitäten, die Fischbiomassen und die Altersstrukturen in den zu untersuchenden Gewässern wurden anhand von elektrischen Abfischungen ermittelt (quantitative und halbquantitative Erhebungen, *vgl. Kap.2.3.2*). Um grössere Datensätze zu generieren, wurden auch noch weitere aktuelle Daten der Eawag und kantonalen Abfischungen hinzugezogen. Die Fischdiversität für die entsprechenden Fliessgewässerabschnitte wurde anhand des „Shannon-Diversitätsindex“ (SHANNON 1948) berechnet. Die Biomassen und Dichten wurden anhand der gefangenen Fische und der geschätzten Populationsgrösse (LURY 1946) errechnet (*vgl. Kap.2.3.2*).

Wie bereits erwähnt, kommen in den Salmonidenstrecken von Natur aus nur Bachforellen und ihre Begleitarten vor. Der Zusammenhang zwischen der Mannigfaltigkeit des Fischbestandes und der Habitatsvielfalt kann hier nicht in gleicher Weise wie in den Cyprinidenstrecken aufgezeigt werden, bei denen bis zu 30 Arten vorkommen können. Vielmehr musste in diesem Fall eine „Ersatzgrösse“ für die Fischdiversität gefunden werden. Einerseits wurden in Salmonidenstrecken die Biomassen und Dichten untereinander verglichen. Andererseits fand JUNGWIRTH (1984), dass Umweltgegebenheiten nicht nur in der Zusammensetzung einer Artengemeinschaft, sondern auch im Lebenszyklus einzelner Arten reflektiert werden. Qualität und Quantität der Habitate können also Auswirkungen auf den Altersaufbau einer Population, bzw. die Verteilung unterschiedlicher Altersklassen einer Art haben. Die Habitatsdiversität ist somit eine wesentliche Voraussetzung für das Vorliegen einer in ökologischem Sinne ausgewogenen Alterstruktur einer Population. Hier macht es Sinn, den Zusammenhang zwischen der Altersstruktur der Bachforellen und der Habitatsvielfalt zu untersuchen. Um die Ausgewogenheit und Variabilität der Altersstruktur zu quantifizieren, wurde der Variationskoeffizient der Längen für jede Bachforellenpopulation berechnet. Je grösser ein Variationskoeffizient der Längen in einer Bachforellenpopulation ausfällt, desto ausgewogener ist die Altersstruktur (JUNGWIRTH 1984). Zudem wurden die Bachforellen eines jeden Gewässers in 3 verschiedene Altersklassen (0⁺-Fische,

juvenile Bachforellen und adulte Bachforellen → Methode *vgl. Kap. 2.3.2*) eingeteilt, um die Habitatsparameter ausfindig zu machen, die für die jeweiligen Altersstadien eine Rolle spielen.

2.3.2 Elektrofischerei

Die Elektrofischerei ist eine Methode, bei der elektrischer Strom zum Fang von Fischen im Süßwasser eingesetzt wird. Dazu wird mittels einer Anode und einer Kathode im Wasser ein Gleichstrom erzeugt. Als Stromquelle dient ein Generator, der mit Benzin betrieben wird. Die Kathode besteht aus einer blanken Kupferlitze und wird ins Wasser gelegt. Die Anode setzt sich aus einem Metallring mit isoliertem Schaft zusammen und wird flächendeckend durchs Wasser geführt. Sobald ein Fisch in das Spannungsfeld eintritt, zeigt er eine anodische Reaktion (Galvanotaxis) und schwimmt unwillkürlich in Richtung Anode, wo er das Bewusstsein verliert (Galvanonarkose) und dann mit einem Netz gefangen werden kann (MENG 1978). Die nicht sachverständlich angewandte Elektrofischerei kann bei Fischen schädliche Wirkungen haben. Die wichtigsten negativen Auswirkungen sind Rückenmarksverletzungen zusammen mit Verletzungen des Muskelgewebes im Bereich des Rückenmarks, gebrochene Knochen (vor allem Wirbel) und Schäden an Synapsen (PETER 1996). Allfällige Schäden müssen dem Nutzen des Erkenntnisgewinnes über Fischpopulationen gegenübergestellt werden. Zudem ist zu beachten, dass im Moment noch keine der bekannten Fangmethoden (z.B. Netz- oder Reusenfischerei) eine verletzungsfreie Abfischung gewährleisten kann.

Die Fischlänge und das Verhalten der Fische haben einen wichtigen Einfluss auf die Fangeffizienz. Die Elektrofischerei wirkt grössenselektiv. Grosse Fische haben eine höhere Fangwahrscheinlichkeit als kleine Fische, da sie eine größere Spannungsdifferenz im elektrischen Feld zwischen Kopf und Schwanz aufweisen (PETER 1996).

Die Abfischungen wurden das ganze Jahr bei mittlerer Niederwasserführung durchgeführt, wobei der Zeitpunkt zwischen Ende August und anfangs Oktober sich für die Erhebungen als besonders günstig erweist. In dieser Zeitspanne treten oft niedrige Abflussbedingungen und gute Sichttiefen auf. Zudem sind die „0⁺ Fische“ (Fische in ihrem ersten Lebensjahr), vor allem in alpinen Extremverhältnissen, in diesem Zeitraum bereits groß genug, um sie mit dem Elektrofänger nachweisen zu können.

Für die Erhebungen wurden zwei verschiedene Methoden angewandt: Die quantitative Befischungsmethode und die halbquantitative Befischungsmethode, wobei erstere den Schwerpunkt dieser Arbeit ausmacht.

Quantitative Methode (DE LURY 1947): Diese Methode wird angewandt, wenn die Fischdichte in einem gewissen Abschnitt so exakt wie möglich bestimmt werden soll. Die zu befischende Strecke muss dazu mit Elektrosperren oder Sperrnetzen abgesperrt werden. Um die Population abschätzen zu können, ist die Removal-Methode nach DE LURY (1947) die gängigste Vorgehensweise. Die Strecke wird dabei mehrmals, mindestens jedoch zwei Mal, abgefischt und die Fische werden getrennt nach Durchgängen in Becken gehalten. Bei der anschliessenden Protokollierung erfolgen Aufnahme von Fischart, Gesamtlänge (mm) und Gewicht (g). Um diesen Vorgang möglichst schonend durchzuführen, werden die Fische zuvor in Nelkenöl betäubt (Abb.2.13, ANDERSON ET AL. 1997). Die Rate, mit welcher die Fangzahlen in den aufeinander folgenden Durchgängen abnehmen, steht in direktem Zusammenhang mit der unbekanntem Populationsgrösse. Die Methode sollte jedoch nur eingesetzt werden, wenn die Fangwahrscheinlichkeit mehr als $p > 0.2$ beträgt.



Abbildung 2.13: Betäubte Bachforelle aus dem Entwässerungskanal im Puschlav (GR) bei der Vermessung.

Die Populationsabschätzung erfolgt mit Hilfe des Programms Microfish 3.0 (VAN DEVENTER UND PLATTS 1985). Hierbei werden die gefangenen Fische nach Arten und Grössenklassen aufgeteilt, um die Grössen- und Artenselektivität der Elektrofangmethode zu berücksichtigen. Die Bachforellen wurden in die drei Grössenklassen 0^+ -Fische, $>0^+$ -Fische bis 220mm und >220 mm (fangfähige Fische)

eingeteilt. Die Grössenklasse der 0^+ -Fische musste für jedes Gewässer neu definiert werden, da sich wegen den unterschiedlichen Umweltbedingungen Alter und Längen der 0^+ -Fische stark unterscheiden. Dies geschieht mit Hilfe eines Längenfrequenzhistogramms, in dem die Fische in Längeklassen von 10mm eingeteilt werden. In den vorliegenden Beispielen der Wyna und des Bözgrabens (Abb.2.14) lässt sich der 0^+ -Jahrgang klar von den älteren Individuen abgrenzen.

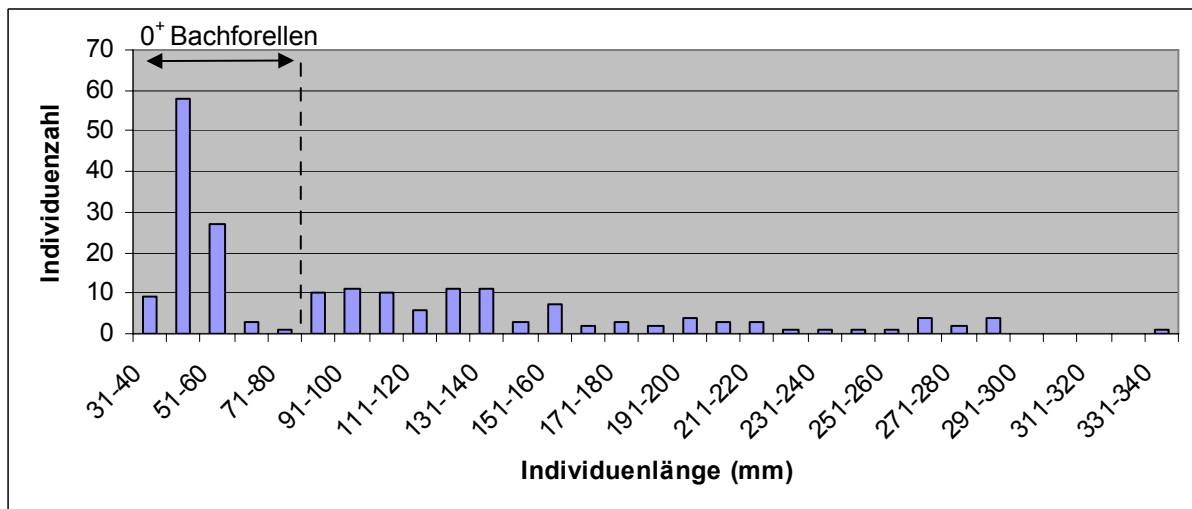
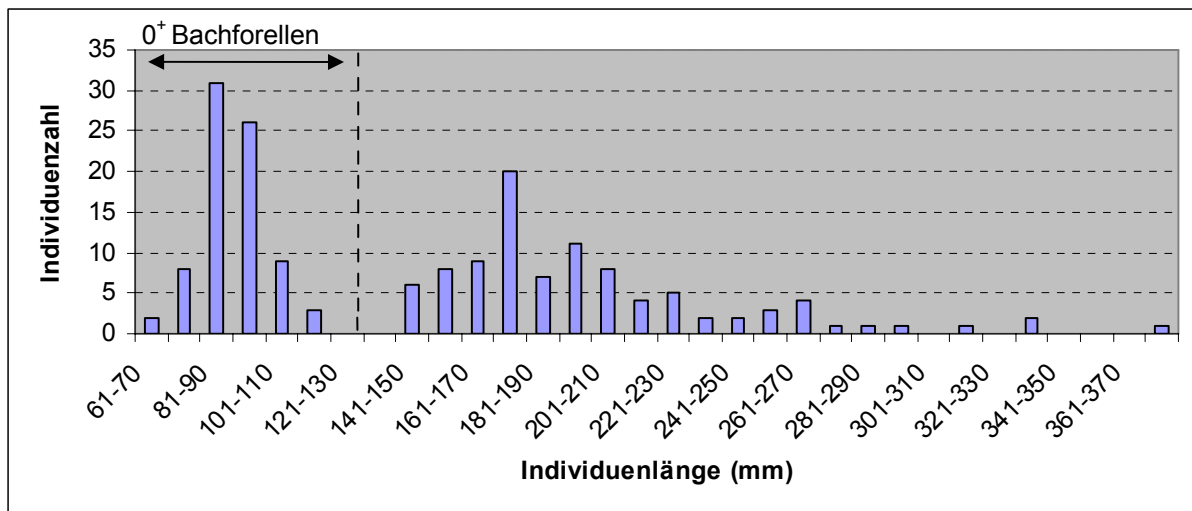


Abbildung 2.14: Längenfrequenzhistogramm der Wyna (oben) im Kanton Aargau vom 18.08.08 und des Bözgrabens (unten) im Kanton Uri vom 19.08.08. Die Längen der 0^+ Fische in der Wyna (61-120mm) unterscheiden sich stark von denen des Bözgrabens (31-80mm).

Die aus den Fischbestandsberechnungen gewonnen Daten dienen als Grundlage für die Berechnung der Biomassen der untersuchten Fließgewässer. Die Biomasse

errechnet sich aus der Anzahl der geschätzten Individuen multipliziert mit dem mittleren Gewicht der gefangenen Fische. Sie wird auf eine standardisierte Fläche von 100 Quadratmeter bezogen angegeben, damit ein Vergleich zwischen den untersuchten Strecken möglich wird. Fehlende Gewichtsangaben werden basierend auf den erhobenen Gewichten mit einer Längen-Gewichts-Regression ermittelt (PETER ET AL. 2001).

Halbquantitative Methode: Diese Methode eignet sich, um mit geringem Zeitaufwand einen Überblick über die in einem Fließgewässer vorkommenden Fischarten zu gewinnen. Bei dieser Methode ist eine Absperrung des Gewässerabschnittes nicht nötig. Bei der Abfischung, die meist mittels eines tragbaren Elektrofängerätes erfolgt, werden alle Abschnitte mit gleicher Intensität befischt und möglichst alle Habitatstypen berücksichtigt. Die gefangenen Fische werden in einem Kessel gehalten und später identifiziert und in 2-3 Grössenklassen eingeteilt. Die festgestellten Häufigkeiten der einzelnen Fischarten werden nun vorgegebenen Häufigkeitsklassen zugewiesen (1. vereinzelt Vorkommen, 2. geringe Dichte, 3. mittlere Dichte, 4. hohe Dichte, 5. sehr hohe Dichte). Die halbquantitative Methode ist eine Angabe von relativen Dichten, die mit einer unbekanntem Proportion mit der Größe der Gesamtpopulation in Beziehung stehen.

2.4 Statistische Analyse

Die Daten wurden alle mit SPSS (Version 16.0) und R (Version 2.8.1, package „vegan“ 1.16-10) für Windows durchgeführt.

- Um den Einfluss der einzelnen Habitatsparameter auf die Gesamtfischbiomasse, Bachforellenbiomasse und Bachforellendichte zu untersuchen, wurde mit jedem Habitatsparameter und den jeweiligen drei abhängigen Variablen eine einfache lineare Regression durchgeführt.
- Um den Einfluss von mehreren Habitatsparametern auf die Gesamtfischbiomasse, Bachforellenbiomasse und Bachforellendichte zu untersuchen, wurde mit jeder abhängigen Variablen eine schrittweise multiple lineare Regression durchgeführt.
- Um den Einfluss der einzelnen Habitatsparameter auf die Alterstruktur der Bachforellen zu untersuchen, wurde mit jedem Habitatsparameter und den abhängigen Variablen, Variationskoeffizient der Längen und Dichten der verschiedenen Altersstadien (0^+ , juvenil, adult), eine einfache lineare Regression durchgeführt.
- Um den Einfluss von mehreren Habitatsparametern auf die Variationskoeffizient der Längen und den Dichten der verschiedenen Altersstadien, wurde mit jeder abhängigen Variablen eine schrittweise multiple lineare Regression durchgeführt.
- Um den Einfluss der einzelnen Habitatsparameter auf die Artenverteilung zu untersuchen, wurde eine Canonical Correspondance Analysis durchgeführt, mit den Habitatsparametern als unabhängige Variablen und den jeweiligen Dichten der verschiedenen Fischarten als abhängige Variablen.

2.5 Transformationen und weitere Berechnungen

2.5.1 Test auf Normalverteilung und log10-Transformation

Um eine multiple lineare Regression durchführen zu können, musste getestet werden, ob die Biomassen und die Dichten normalverteilt sind (SHAW 2003). Dies wurde anhand des „Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstests“ getestet. Da die Dichtewerte bei den Salmoniden eine rechtschiefe Verteilung aufwiesen, wurden sie noch log10 transformiert, um eine Normalverteilung zu erreichen (DYTHAM 1999) (Abb.2.15).

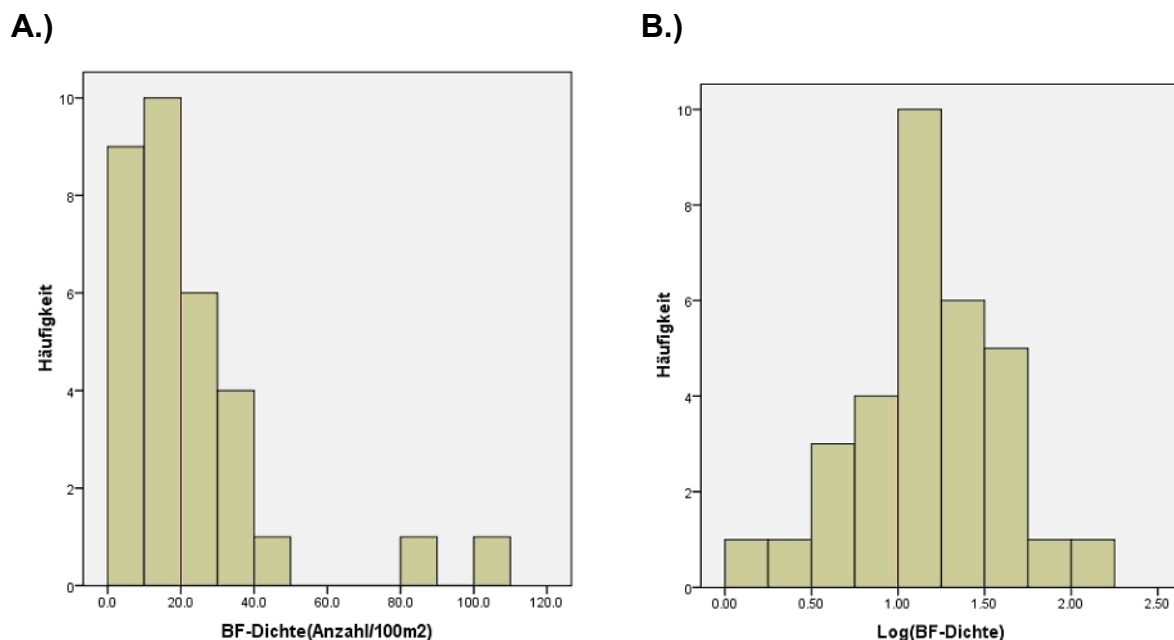


Abbildung 2.15: Häufigkeitshistogramme der Dichte vor A.) und nach B.) der Log10 Transformation.

Die Gesamtfischbiomasse (alle Fische in Salmoniden- und Cyprinidengewässer), Bachforellenbiomasse (nur Bachforellen in Salmonidengewässer) sowie die Bachforellendichte nach der Log10 Transformation und die Dichten der verschiedenen Bachforellenalterstadien erwiesen sich allesamt als signifikant (Signifikanzniveau $\alpha = 0.05$) normalverteilt (Tab.2.5).

Tabelle 2.5: Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest: Die zweiseitigen asymptotischen Wahrscheinlichkeiten betragen 0.736, 0.687 und 0.833 und 0.747, 0.852, 0.750. Bei einem Signifikanzniveau von 5% ($\alpha = 0.05$) wird wegen $0.736 > 0.05$, $0.687 > 0.05$, $0.833 > 0.05$ und $0.747 > 0.05$, $0.852 > 0.05$, $0.750 > 0.05$ H_0 (Biomasse und Dichte sind normalverteilt) nicht abgelehnt.

Grösse	Wahrscheinlichkeit (2-seitig)
Gesamtfischbiomasse	0.736
Bachforellenbiomasse	0.687
Log(BF-Dichte)	0.833
Dichte 0 ⁺ -Fische	0.747
Dichte juvenile Fische	0.852
Dichte adulte Fische	0.750

2.5.2 Arcsin-root-Transformation von Habitatsparametern und weitere Berechnungen

Da es sich bei gewissen Habitatsparametern (Gesamtfläche der Unterstände, die Mesohabitate Pool, Riffle, Glide und Cascade, Länge und Typ der Ufervegetation, Beschattung und der Verbauungsgrad) um Variablen mit Prozentangaben handelt, wurden diese mit der „arcsin-root Transformation“ umgewandelt, weil diese sonst oft stark asymmetrische Verteilungen ergeben und somit verschiedene Annahmen von statistischen Analysen verletzen (ZUBIN 1935). Zuerst werden die Prozentwerte als Zahlen zwischen null und eins exprimiert. Dann wird von jedem Datenpunkt die Wurzel gezogen und der inverse Sinus gesucht. Die Werte der Daten bewegen sich nach der Transformation zwischen 0 (0%) und 1.57 (100%).

Bei anderen Habitatsparametern wurden vor der Analyse weitere Rechenschritte vollzogen:

- Bei der benetzten Breite, der maximalen Tiefe und der Fliessgeschwindigkeit wurden zu den Mittelwerten noch die jeweiligen Variationskoeffizienten (abgekürzt „VC“) berechnet (JUNGWIRTH 1984). Dieser errechnet sich aus der Standardabweichung durch den Mittelwert der Daten.

- Für die verschiedenen Fischunterstandstypen und deren Abundanz wurde für jedes Gewässer der Shannonindex berechnet (SHANNON 1948, *Abb.2.16*). Zudem wurden die jeweiligen Unterstandflächen zu einer „Gesamtfläche Unterstände“ aufsummiert. Sie wird in Prozenten von der Gesamtfläche des Fließgewässers angegeben.

$$H' = - \sum_i p_i \cdot \ln p_i$$
$$p_i = \frac{n_i}{N}$$

Abbildung 2.16: Formel zur Berechnung des Shannonindex (H'). p_i gibt den Anteil eines Fischunterstandes i (also n_i) gemessen an der Gesamtzahl N wieder (SHANNON 1948).

3. Resultate

3.1 Übersicht

Es wurden Total 40 Fliessgewässer in den Kantonen Tessin, Graubünden, Aargau, Luzern, Uri, Zürich und im Fürstentum Lichtenstein untersucht (*Abb.3.1, Tab.3.1*). Alle Abfischungen und die Erhebungen der Habitatsparameter wurden zwischen Mai und Oktober 2008 durchgeführt. Die Abfischungsdaten der Fliessgewässer des Tessins und Graubündens (ausser dem „Poschiavino“ und dem „Puschlav Entwässerungskanal“) wurden freundlicherweise von den jeweiligen kantonalen Fischerei- und Jagdverwaltungen zur Verfügung gestellt. Es wurden insgesamt 32 Salmonidenstrecken und 8 Cyprinidenstrecken beprobt.

*Tabelle 3.1: Übersichtstabelle von allen beprobten Fliessgewässern. Mit „Str.-Länge (m)“ wird die Länge der Befischungsstrecke bezeichnet. Kantonskürzel: GR= Graubünden, TI= Tessin, AG= Aarau, UR= Uri, LU= Luzern, ZH= Zürich, FL= Fürstentum Lichtenstein. Typenkürzel: A= alpiner Fluss, S= Salmonidenstrecke, M= Mittellandfluss, C= Cyprinidenstrecke. Artenkürzel: AA= Aal (*Anguilla anguilla*), AL= Alet (*Leuciscus cephalus*), BA= Barbe (*Barbus barbus*), BF= Bachforelle (*Salmo trutta fario*), BR= Brachsmen (*Abramis brama*), EL= Elritze (*Phoxinus phoxinus*), EG= Egli (*Perca fluviatilis*), GI= Giebel (*Carassius Gibelio*), GP= Groppe (*Cottus gobio*), GR= Gründling (*Gobio gobio*), H= Hecht (*Esox lucius*), N= Bachneunauge (*Lampetra planeri*), RB= Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*), RA= Rotaug (*Rutilus rutilus*), RF= Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), SE= Schleie (*Tinca tinca*), SM= Schmerle (*Barbatula barbatula*), SB= Sonnenbarsch (*Leppomis gibosus*), SN= Schneider (*Alburnoides bipunctatus*), ST= Stichling (*Gasterosteus aculeatus*).*

Gewässer	Kt.	Str.-Länge (m)	Höhe (m)	Typ	Arten
Sciresa	TI	65	810	A, S	BF
Croaescio Rosssura	TI	95	980	A, S	BF
Bassengo Cari di dentro	TI	110	1780	A, S	BF
Bassengo chinchengo	TI	85	815	A, S	BF
Orsaira di dentro	TI	95	1460	A, S	BF
Orsaira Bovarina	TI	153	1958	A, S	BF
Barougia Ronco	TI	137	790	A, S	BF
Gribbiasca Sotto Gribbio	TI	98	1140	A, S	BF
Gribbiasca Paese	TI	130	1290	A, S	BF
Ri Di Lische	TI	75	1430	A, S	BF
Brenno Alpe Gana	TI	175	1805	A, S	BF
Grap Alv	GR	200	2029	A, S	BF

Gewässer	Kt.	Str.-Länge (m)	Höhe (m)	Typ	Arten
Tambobach untere Schwelle	GR	36	1480	A, S	BF
Tambobach Einmündung	GR	200	1925	A, S	BF
Calancasca	GR	200	1039	A, S	BF
Julia Brücke Spleis	GR	210	870	A, S	BF
Poschiavino	GR	100	1088	A, S	BF
Puschlav Entwässerungskanal	GR	100	970	A, S	BF, GP
Ryckenbach	LU	200	526	M, S	BF, GP
Buechwigger	LU	230	605	M, S	BF
Luthern Eimatt	LU	100	680	M, S	BF
Wyna oben	AG	131	570	M, S	BF, GP
Wyna unten	AG	100	570	M, S	BF, GP
Liechtensteiner Binnenkanal	FL	100	435	M, S	BF, RB
Bäzgraben	UR	100	1450	A, S	BF, GP
Bünz Möriken	AG	265	370	M, S	AL, BA, BF, GP, SM, SN
Bünz Autobahn	AG	100	376	M, S	AA, BA, BF, GP, GR, SN
Seewag renaturiert	LU	100	559	M, S	BF, GR, RA, SM
Seewag Kuhweide	LU	100	559	M, S	BF, SM
Seewag Bahnstrecke	LU	100	559	M, S	BF
Esche	FL	100	430	M, C	AL, BR, EL, GI, GP, RB, SE, ST
Spiersbach	FL	100	440	M, C	AA, EG, H, SM, ST
Furtbach unterhalb ARA D1	ZH	150	443	M, C	AL, BF, EL, EG, GI, RF, SM, ST
Furtbach unterhalb ARA D2	ZH	150	443	M, C	AL, BF, EL, EG, RF, SM, ST
Furtbach oberhalb ARA U1	ZH	155	443	M, C	AL, BF, EG, GI, RA, RF, ST
Furtbach oberhalb ARA U2	ZH	100	443	M, C	AL, BF, SM, ST
Chriesbach DS	ZH	150	376	M, C	AA, AL, BA, BF, GR, RA, ST
Chriesbach US	ZH	150	376	M, C	AA, AL, BA, BF, EG, GR, H, RA, SM, ST
Wigger Schoetz	LU	200	500	M, S	BF, SM, SB
Wigger Nebikon	LU	200	500	M, S	BF, N, SM, SB

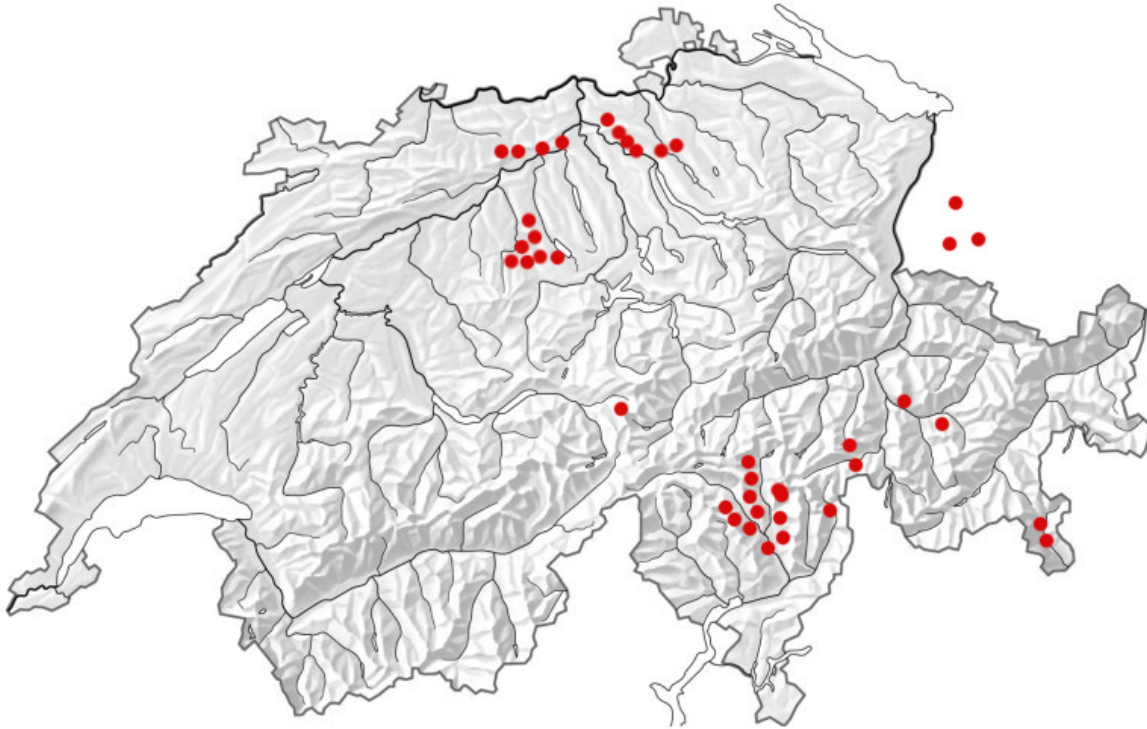


Abbildung 3.1: Verteilung der beprobten Gewässer in der Schweiz. Jeder rote Punkt symbolisiert ein Gewässerabschnitt (Karte von www.arganandmore.com).

Dabei wurden bei der Elektrofischerei insgesamt 9978 Individuen gefangen. Das Fischartenspektrum setzt sich aus 19 Fischarten und einer Rundmaulart, dem Bachneunauge, zusammen. Die Artenverteilung (Abb.3.2) zeigt deutlich, dass die Bachforelle mit 3488 Individuen die dominierende Fischart der untersuchten Strecken darstellt. Dies hängt damit zusammen, dass 19 Untersuchungsstrecken im alpinen Bereich in der oberen Forellenregion anzusiedeln sind, wo natürlicherweise nur die Bachforelle vorkommt (vgl. Kap. 2.3.1). Die weiteren häufigen Fischarten sind die Schmerle (*Barbatula barbatula*), der Alet (*Leuciscus cephalus*) und der Stichling (*Gasterosteus aculeatus*), eher kleine Fischarten, die vor allem in den Cyprinidenstrecken in relativ grossen Mengen vorhanden waren. Am seltensten kam mit zwei Individuen in der Wigger, neben der Schleie (*Tinca tinca*) mit einem Individuum, das Bachneunauge (*Lampetra planeri*) vor, das zu den stark gefährdeten Arten in der Schweiz gehört (KIRCHHOFER ET AL. 2007). Die Schleie ist ein typischer Bewohner von stehenden oder langsam fliessenden Regionen eines Fliessgewässers (SCHAGER & PETER 2004). Also von Strecken, welche nicht beprobt wurden. Zudem wurden noch drei Individuen des Sonnenbarsches, eines in der Schweiz weit verbreiteten rezenten Neophyten (DÖNNI 2002), gefangen.

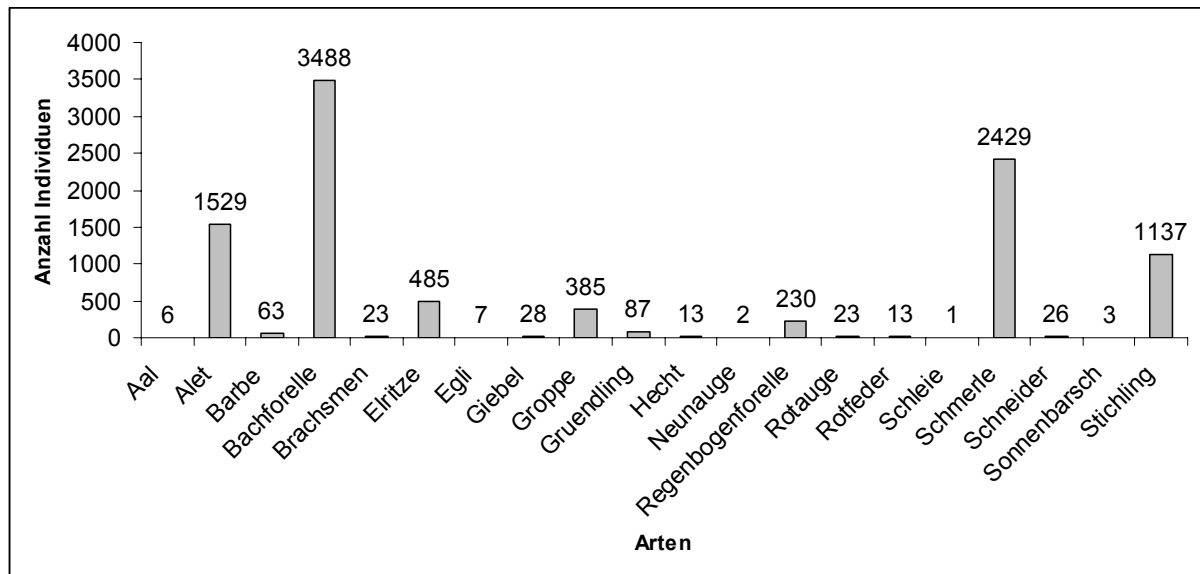


Abbildung 3.2: Fischartenspektrum von allen gefangenen Individuen.

3.2 Biomasse und Dichte versus Habitatsparameter

3.2.1 Multiple lineare Regression

3.2.1.1 Ausschluss von Habitatsparametern

Gewisse Parameter unterschieden sich von Gewässer zu Gewässer kaum oder es fehlten Daten. Sie wurden darum nicht in die Auswertung miteinbezogen. Ein Beispiel für fehlende Daten ist bei der Beurteilung der inneren Kolmation zu finden. In Fällen mit äusserer Kolmation macht es keinen Sinn, die innere Kolmation zu beurteilen, da die negativen Effekte der äusseren Kolmation überwiegen (Peter, pers. Mitteilung). Im Falle des Habitatsparameters der Ufervegetation hatten fast alle untersuchten Fließgewässer eine 100% Uferbewachsung, was einen Vergleich unnötig macht. Auch beim Grad der Uferverbauung waren die Unterschiede eher klein, unter anderem weil alle alpinen Gewässer keine Verbauung und fast alle Fließgewässer im Mittelland eine vollständige Verbauung aufwiesen. So nahmen 85% der Werte entweder „0 % = nicht verbautes Ufer“ oder „100% = vollständig verbautes Ufer“ an. Die von der statistischen Analyse ausgeschlossenen Parameter und ihre Werte sind in der nachfolgenden Tabelle (*Tab.3.2*) zusammengefasst.

Tabelle 3.2: Zusammenstellung der ausgeschlossenen Habitatsparameter. K= Kolmation, V= Ufervegetation, U= Uferverbauungsgrad. Die Werte der Ufervegetation und des Uferverbaus sind „arcsin-root“ transformiert.

Gewässer	K	V	U	Gewässer	K	V	U
Sciresa	1	1.57	0	Luthern Eimatt	3	0.78	1.57
Croaescio R.	1	1.57	0	Wyna oben	4	1.57	0.33
Bassengo dentro	1	1.57	0	Wyna unten	2.5	1.57	0.27
Bassengo chin.	1	1.57	0	Li-Binnenkanal	-	1.57	1.57
Orsaira di dentro	1	1.57	0	Bäzgraben	1	1.57	0
Orsaira Bovarina	1	1.57	0	Bünz Möriken	1	0	0
Barougia Ronco	1	1.57	0	Bünz Autobahn	5	1.57	1.57
Gribbiasca Gribbio	1	1.57	0	Seewag renaturiert	-	1.57	0
Gribbiasca Paese	1	1.57	0	Seewag Kuhweide	2	1.57	0.22
Ri Di Lische	1	1.57	0	Seewag Bahnstrecke	2	1.57	1.57
Brenno Alpe Gana	1	1.57	0	Esche	-	1.57	1.57
Grap Alv	1	1.57	0	Spiersbach	-	1.57	1.57

Tambobach u. S.	1	1.57	0	Furtbach u. ARA D1	-	1.57	0
Tambobach Einm.	1	1.57	0	Furtbach u. ARA D2	-	1.57	0
Calancasca	1	0.46	0	Furtbach o. ARA U1	-	1.57	0.32
Julia Brücke Spleis	1	1.57	0	Furtbach o. ARA U2	-	1.57	0.78
Poschiavino	1	1.57	0	Chriesbach DS	1	1.57	1.57
Puschlav Entk.	1	1.57	1.57	Chriesbach US	1	1.57	1.57
Ryckenbach	1	1.57	0	Wigger Schoetz	2	1.57	1.57
Buechwigger	2	1.57	1.57	Wigger Nebikon	1	1.57	1.57

3.2.1.2 Durchführung der Analyse

Für alle drei abhängigen Variablen Gesamtfischbiomasse, Bachforellenbiomasse und Bachforellendichte wurde eine „schrittweise multiple lineare Regression“ durchgeführt. Die unabhängigen Habitatsvariablen bestanden aus:

- Höhe über Meer (m)
- Gefälle (‰)
- mittlere Breite (m)
- VC Breite
- mittlere Tiefe (m)
- VC Tiefe
- die Mesohabitate (Pool, Riffle, Glide, Cascade) (% → arcsin-root)
- Gesamtfläche Unterstände (% → arcsin-root)
- Shannonindex Unterstände
- mittlere Fließgeschwindigkeit (m/s)
- VC Fließgeschwindigkeit
- mittlere Substratgrösse (cm)
- Beschattung (% → arcsin-root)

Bei allen drei Analysen der abhängigen Variablen ergaben sich signifikante Regressionskoeffizienten für die Variablen *Gesamtfläche Unterstände* und *Beschattung*. Bei der Gesamtfischbiomasse kam noch als drittes der Regressionskoeffizient der Variabel *Mesohabitat Glide* und bei der Bachforellenbiomasse und -dichte noch den Regressionskoeffizienten der Variabel

Shannonindex Unterstände hinzu. Alle gefundenen Regressionskoeffizienten zeigen positive Korrelationen. Die drei Modelle wurden mit ANOVA getestet und die Signifikanzwerte der „F Statistik“ waren alle kleiner 0.05. Das heisst, dass die jeweilige Variation der abhängigen Variabel, die durch das Modell erklärt wird, nicht zufällig ist. Während ANOVA zwar ein nützlicher Test ist, um die Fähigkeit eines Modells, die Variation der abhängigen Variabel zu erklären, sagt der Test hingegen nichts über die Stärke der Beziehung zwischen den Variablen aus. Dafür wurden der multiple Korrelationskoeffizient („R“) und dessen Quadrat („korrigiertes R-Quadrat“) berechnet (SHAW 2003):

- R ist ein Mass für die multiple lineare Korrelation zwischen den beobachteten Werten und den Werten, die durch das Modell vorhergesagt werden. Je grösser dieser Wert ist, desto stärker ist die Beziehung. Der R-Wert für die Gesamtbiomasse ergab $R_G = 0.796$, für die Bachforellenbiomasse $R_B = 0.925$ und für die Bachforellendichte $R_D = 0.856$.
- Das korrigierte R-Quadrat ist ein Mass dafür, wie viel Prozent der Variation der abhängigen Variabel durch das Modell erklärt wird. Die korrigierten R-Quadrat-Werte waren für die Gesamtbiomasse $R_G^2 = 0.604$, für die Bachforellenbiomasse $R_B^2 = 0.839$ und Bachforellendichte $R_D^2 = 0.703$. Das heisst, dass die Variation der abhängigen Variabel in den Modellen zu 60%, resp. 84% und 70% erklärt wird.

Bei der Analyse der Residuen der abhängigen Variablen wurden in allen drei Modellen die Annahmen der linearen Regression („die Residuen sind normalverteilt“ und „Varianzhomogenität der Residuen“) erfüllt (*Anhang Abb.9.1*).

Alle Ergebnisse der multiplen linearen Regression mit den abhängigen Variablen Gesamtfischbiomasse, Bachforellenbiomasse und Bachforellendichte sind nochmals übersichtlich in der untenstehenden Tabelle (*Tab.3.3*) zusammengefasst. Zusätzlich sind noch die Streudiagramme der Habitatsparameter Gesamtfläche Unterstände, Shannonindex Unterstände und Beschattung aufgetragen gegen die Bachforellenbiomasse dargestellt (*Abb.3.3*). Die restlichen Streudiagramme der Gesamtfischbiomasse und Bachforellendichte finden sich im Anhang (*Anhang Abb.9.2 + Abb.9.3*).

Tabelle 3.3: Die Resultate der multiplen linearen Regressionen von den abhängigen Variablen Gesamtfischbiomasse, Bachforellenbiomasse und Bachforellendichte. Es sind jeweils die P-Werte der unabhängigen Variablen und die R und R-Quadrat Werte des jeweiligen Modells dargestellt. Die Regressionskoeffizienten zeigen alle positive Korrelationen (+).

Abhängige Variabel	unabhängige Variablen	p	R	korr. R-Quadrat
Gesamtfischbiomasse			0.796	0.604
	Gesamtfläche Unterstände	<0.001 (+)		
	Beschattung	<0.001 (+)		
	Mesohabitat Glide	<0.050 (+)		
Bachforellenbiomasse			0.925	0.839
	Beschattung	<0.001 (+)		
	Gesamtfläche Unterstände	<0.001 (+)		
	Shannon Unterstände	<0.010 (+)		
Log(BF-Dichte)			0.856	0.703
	Beschattung	<0.001(+)		
	Gesamtfläche Unterstände	<0.010(+)		
	Shannon Unterstände	<0.050(+)		

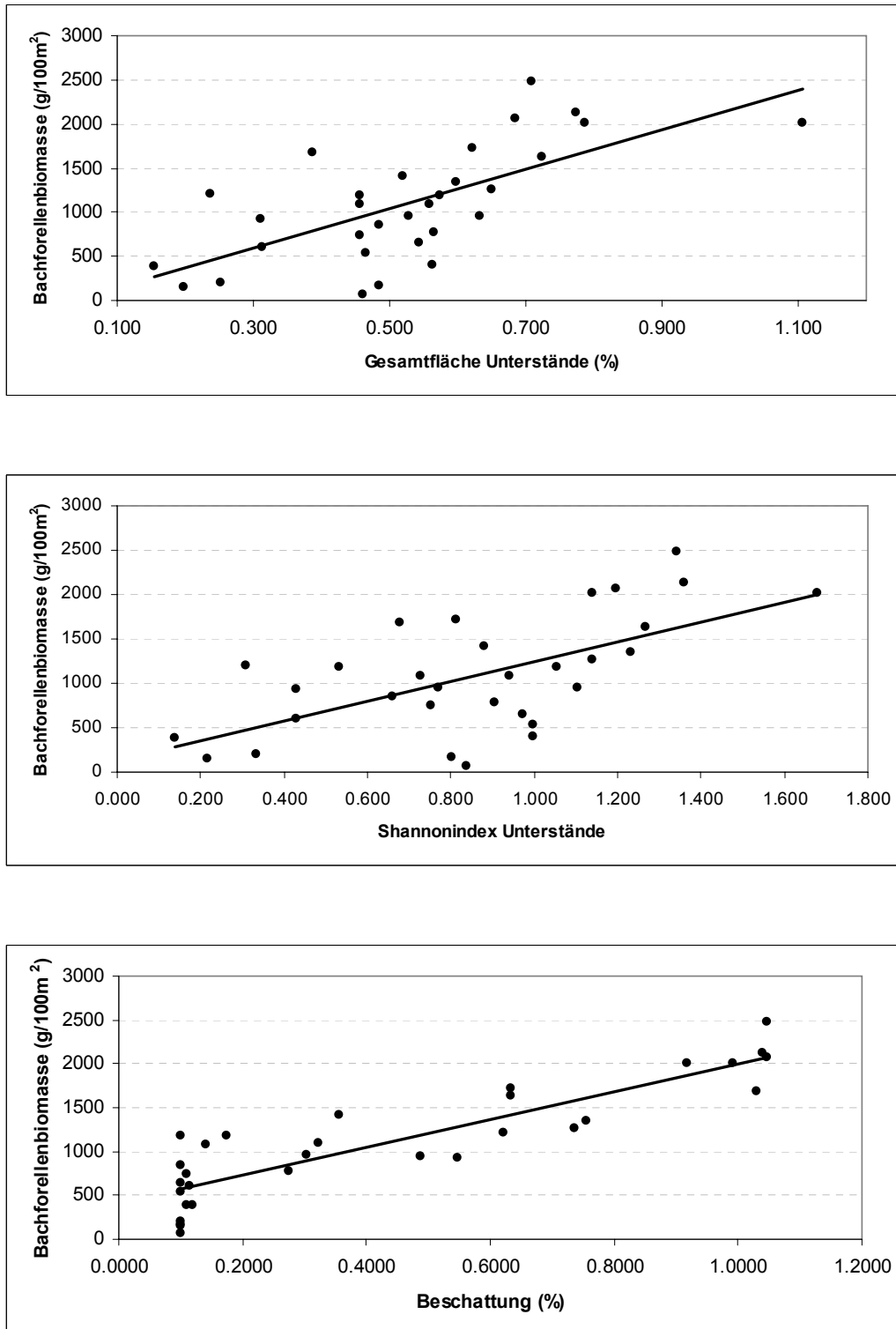


Abbildung 3.3: Streudiagramme der Bachforellenbiomasse aufgetragen gegen die in der multiplen linearen Regressionsanalyse gefundenen Habitatsparameter Gesamtfläche Unterstände ($p < 0.001$, $R^2 = 0.563$), Shannonindex Unterstände ($p < 0.001$, $R^2 = 0.343$) und Beschattung ($p < 0.001$, $R^2 = 0.722$). Die Variablen Gesamtfläche Unterstände und Beschattung sind jeweils arcsin-root transformiert. Die P- und R^2 -Werte stammen aus der Einzelhabitatsparameteranalyse (vgl. 3.2.2).

3.2.2 Einzelhabitatsparameteranalyse

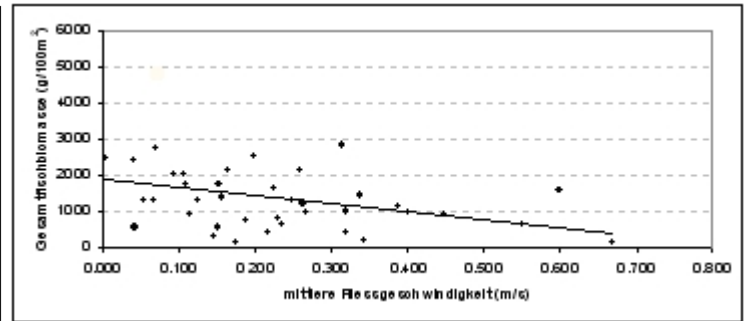
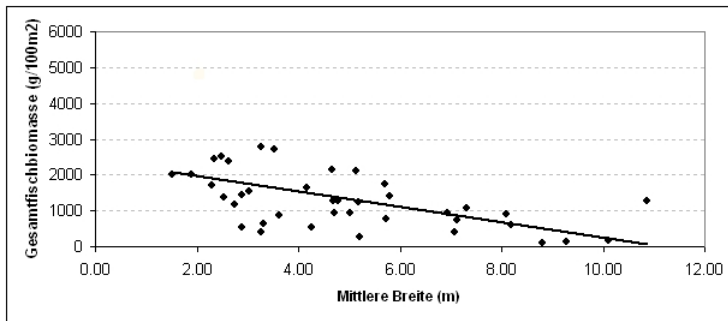
Bei dieser Analyse ging es darum, den Einfluss jedes einzelnen Habitatsparameters auf die Bachforellenbiomasse und -dichte in den Salmonidenstrecken und auf die Gesamtfischbiomasse in allen Strecken, also Salmoniden- und Cyprinidenstrecken zusammen, zu analysieren. Dies wurde mithilfe einfacher linearer Regression bewerkstelligt. Es wurden einfache lineare Regressionen zu jeder möglichen Kombination von abhängigen und unabhängigen Variablen durchgeführt. Diese Analyse wurde zusätzlich durchgeführt, um Tendenzen zu erkennen, die womöglich in der multivariaten Analyse verloren gegangen sind. Zu den mittlerweile gewonnenen Erkenntnissen über die Habitatsparametern Gesamtfläche Unterstände, Shannonindex Unterstände, Mesohabitat Glide und Beschattung kamen noch weitere Informationen zu den Habitatsparametern *mittlere benetzte Breite* und *mittlere Fliessgeschwindigkeit* dazu (Tab.3.4).

Tabelle 3.4: Resultate zu der Einzelhabitatsparameteranalyse. Es sind die P-Werte der unabhängigen Parameter und die korrigierten R²-Werte der jeweiligen Analysen mit den abhängigen Parametern (G= Gesamtfischbiomasse, B= Bachforellenbiomasse, D= Bachforellendichte) aufgeführt. Fett markiert bedeutet, dass die Regressionskoeffizienten der unabhängigen Variablen signifikant ($\alpha = 0.05$) waren. Die in Klammer hinter die P-Werte gesetzten (+) und (-) Zeichen zeigen an, ob es sich um eine positive, resp. negative Korrelation handelt.

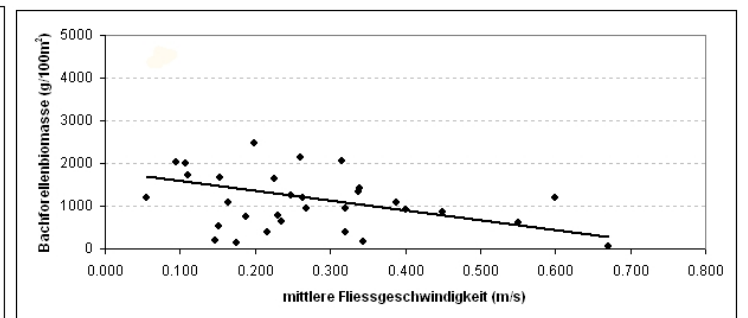
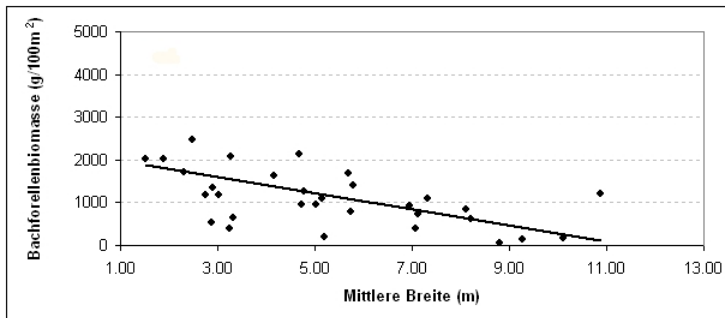
unabhängige Variabel	p(G)	p(B)	p(D)	R ² (G)	R ² (B)	R ² (D)
Mittlere benetzte Breite	<0.001 (-)	<0.001 (-)	<0.001 (-)	0.286	0.292	0.245
Mittlere Fliessgeschwindigkeit	<0.05 (-)	<0.05 (-)	<0.01 (-)	0.119	0.124	0.155
Gesamtfläche Unterstände	<0.001 (+)	<0.001 (+)	<0.001 (+)	0.383	0.563	0.487
Beschattung	<0.001 (+)	<0.001 (+)	<0.001 (+)	0.297	0.722	0.611
Shannonindex Unterstände	<0.001 (+)	<0.001 (+)	<0.01 (+)	0.289	0.343	0.311
VC Fliessgeschwindigkeit	0.069	0.071	0.107	0.119	0.071	0.054
Pool Mesohabitat	0.339	0.833	0.703	0.002	0.032	0.028
Riffle Mesohabitat	0.153	0.278	0.41	0.028	0.007	0.001
Glide Mesohabitat	<0.05 (+)	0.364	0.217	0.046	0.005	0.019
Cascade Mesohabitat	0.519	0.993	0.624	0.015	0.033	0.025
Gefälle	0.769	0.669	0.995	0.024	0.027	0.033
Meter über Meer	0.362	0.872	0.842	0.004	0.032	0.032
Mittlere maximale Tiefe	0.227	0.282	0.481	0.013	0.006	0.016
VC Tiefe	0.836	0.721	0.858	0.025	0.030	0.032
VC Breite	0.563	0.887	0.992	0.017	0.030	0.033
Mittlere Substratgrösse	0.336	0.965	0.771	0.001	0.033	0.032

Beide unabhängigen Variablen mittlere Breite und mittlere Fließgeschwindigkeit korrelieren negativ mit den abhängigen Variablen. Dies wird auch nochmals in der untenstehenden Abbildung (Abb.3.4) deutlich.

A.)



B.)



C.)

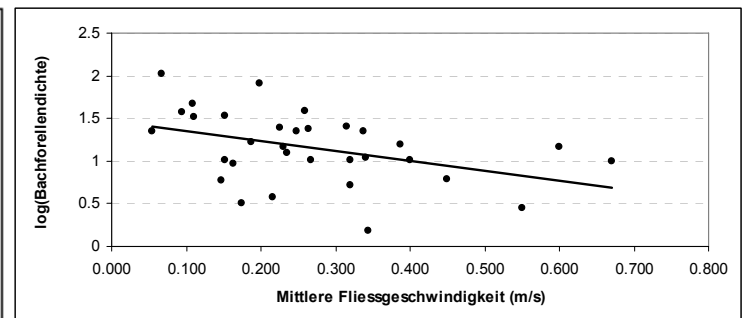
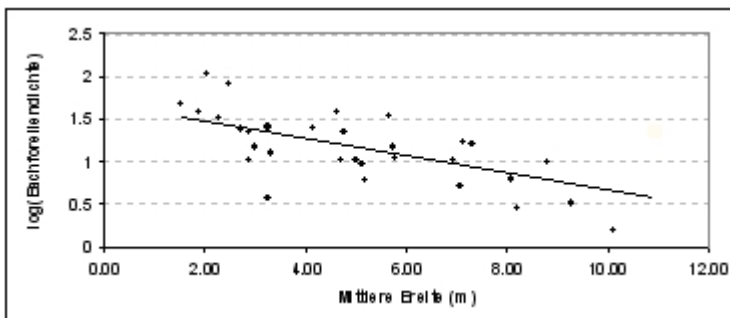


Abbildung 3.4: Streudiagramme. A.) Mittlere Breite ($p < 0.001$, $R^2 = 0.286$) und mittlere Fließgeschwindigkeit ($p < 0.05$, $R^2 = 0.119$) aufgetragen gegen die Gesamtfischbiomasse. B.) Mittlere benetzte Breite ($p < 0.001$, $R^2 = 0.292$) und mittlere Fließgeschwindigkeit ($p < 0.05$, $R^2 = 0.124$) aufgetragen gegen die Bachforellenbiomasse. C.) Mittlere Breite ($p < 0.001$, $R^2 = 0.245$) und mittlere Fließgeschwindigkeit ($p < 0.01$, $R^2 = 0.115$) aufgetragen gegen den Logarithmus der Bachforellendichte.

3.3 Populationsstruktur Bachforellen

3.3.1 Einfluss der Habitatsparameter auf die Variationskoeffizienten der Bachforellenlängen

Um den Einfluss der Habitatsparameter auf die Altersstruktur der Bachforellenpopulationen ermitteln zu können, wurde eine multiple lineare Regression mit der abhängigen Variabel „Variationskoeffizient der Bachforellenlängen“ und allen unabhängigen, bereits in der Biomassenanalyse benutzten Habitatsparameter, durchgeführt. Weder bei der multiplen linearen Analyse, noch bei der Einzelhabitatsparameteranalyse wurden unabhängige Variablen gefunden, die die Variationskoeffizienten der Bachforellenlängen der verschiedenen Gewässer signifikant beeinflussen.

3.3.2 Einfluss der Habitatsparameter auf die Dichte von 0⁺-Fischen, juvenilen Fischen und adulten Fischen

Um den Einfluss und die Wichtigkeit einzelner Habitatsparameter auf die Dichte (Anzahl Individuen/100m²) verschiedener Altersstadien von Bachforellen zu ermitteln, wurden drei multiple lineare Regressionen mit den abhängigen Variablen 0⁺-Fische, juvenile Fische und adulte Fische durchgeführt. Es wurde die exakt gleiche Vorgehensweise wie bei der Analyse der Biomassen gewählt. Die Resultate der jeweiligen linearen Regressionen sind in der untenstehenden Tabelle (Tab.3.5) aufgeführt. Für die 0⁺-Fische ergaben sich signifikant von Null verschiedenen Regressionskoeffizienten für die Variablen *Beschattung*, *Gefälle* und *mittlere benetzte Breite*, bei den juvenilen Fischen für die Variablen *Beschattung*, *Gesamtfläche Unterstände* und *mittlere Fliessgeschwindigkeit* und bei den adulten Fischen für die Variablen *Gesamtfläche Unterstände*, *mittlere maximale Tiefe* und *Shannonindex Unterstände*. Die drei Modelle wurden mit ANOVA getestet und die Signifikanzwerte der „F Statistik“ waren alle unter 0.05. Auch die Residuenanalyse zeigte, dass in allen drei Analysen die Annahmen der linearen Regression („die Residuen sind normalverteilt“ und „Varianzhomogenität der Residuen“) erfüllt sind. Die Einzelhabitatsparameteranalysen brachten die gleichen Resultate, resp. die gleichen unabhängigen Habitatsparameter hervor, wie die multiplen linearen Regressionen.

Tabelle 3.5: Die Resultate der multiplen linearen Regressionen von den abhängigen Variablen Dichte 0⁺-Fische, Dichte juvenile Fische und Dichte adulte Fische. Es sind jeweils die P-Werte der unabhängigen Variablen und die R und R-Quadrat Werte des jeweiligen Modells dargestellt. Die in Klammer hinter die P-Werte gesetzten (+) und (-) Zeichen zeigen an, ob es sich um eine positive, resp. negative Korrelation handelt.

Abhängige Variabel	unabhängige Variablen	p	R	korr. R-Quadrat
Dichte 0 ⁺ -Fische	Beschattung	<0.001 (+)	0.637	0.597
	Gefälle	<0.001 (-)		
	Mittlere benetzte Breite	<0.05 (-)		
Dichte Juvenile Fische	Beschattung	<0.05 (+)	0.716	0.684
	Gesamtfläche Unterstände	<0.001 (+)		
	Mittlere Fliessgeschwindigkeit	<0.010 (-)		
Dichte adulte Fische	Gesamtfläche Unterstände	<0.001(+)	0.771	0.746
	Mittlere maximale Tiefe	<0.001 (+)		
	Shannon Unterstände	<0.005 (+)		

3.4 Artenverteilung

3.4.1 Einfluss der Habitatsparameter auf die Fischdiversität

Um den Zusammenhang zwischen den verschiedenen Habitatsparametern und der Fischdiversität untersuchen zu können, wurde eine multiple lineare Regression und eine Einzelhabitatsparameteranalyse durchgeführt. Alle alpinen Gewässer und die Salmonidenstrecken im Mittelland wurden von der Analyse ausgeschlossen, weil sie von Natur nur Bachforellen und ihre Begleitarten enthalten (*vgl. Kap. 2.3.1*). Die zwölf in die Analyse miteinbezogenen Gewässerstrecken und die Shannonindex-Werte, stellvertretend für die Fischdiversität, resp. Habitatsdiversität, sind in der untenstehenden Tabelle (*Tab.3.6*) aufgelistet. Weder die multiple lineare Regression noch die Einzelhabitatsparameteranalyse kamen zu signifikanten Ergebnissen.

Tabelle 3.6: Aufzählung der Gewässer, die in die multiple lineare Regression und Einzelhabitatsparameteranalyse miteinbezogen wurden. Es sind die jeweiligen Artenzahlen, Shannonindex der Arten und der Shannonindex der Unterstände aufgelistet.

Gewässer	Artenzahl	Shannonindex Arten	Shannonindex Unterstände
Bünz Möriken	6	0.445	0.836
Bünz Autobahn	6	0.311	0.332
Seewag renaturiert	4	0.391	1.195
Seewag Kuhweide	2	0.257	0.532
Esche	8	0.491	0.309
Spiersbach	5	0.340	0.660
Furtbach Ara D1	8	0.567	1.298
Furtbach Ara D2	7	0.298	1.264
Furtbach Ara U1	7	0.348	1.318
Furtbach Ara U2	4	0.485	1.269
Chriesbach DS	7	0.571	1.059
Chriesbach US	10	0.431	1.001

3.4.2 Einfluss der Habitatsparameter auf das Vorkommen von Arten

Um den Einfluss der einzelnen Habitatsparameter auf die Dichten der verschiedenen Arten zu untersuchen, wurde eine „canonical correspondance analysis“ (CCA) durchgeführt. Die alpinen Gewässer wurden aus der Analyse ausgeschlossen, da sie auf natürliche Weise, unabhängig von den Habitatsverhältnissen, nur eine Art (Bachforellen) beherbergen. Die CCA ermöglicht eine gleichzeitige graphische Darstellung von Arten, Gewässern und Habitatsparametern. Die Achsen bestehen aus linearen Kombinationen der unabhängigen Variablen. Die Wichtigkeit der Achsen wird mit dem Eigenwert, resp. der daraus errechneten „erklärenden Varianz“ (wie viel % der Gesamtvarianz sind erklärt) ausgedrückt (*Tab.3.7*). Arten und Gewässer sind als Punkte, resp. Kürzel angegeben. Die unabhängigen Habitatsparameter sind durch Vektoren abgebildet, die in Richtung maximaler Zuwachs zeigen. Je länger ein Vektor ist, desto stärker ist sein Trend. Die Winkel zwischen zwei Vektoren stehen für ihre ungefähre Korrelation. Das Model erwies sich als knapp signifikant (ANOVA, $p = 0.049$). Die Habitatsparameter Wasserpflanzen (Unterstand), Glide Mesohabitat waren signifikant (ANOVA). Die graphischen Resultate der CCA (Achsen CCA1 und CCA2) sind in *Abbildung 3.5* dargestellt.

Tabelle 3.7: Canonical correspondance analysis: Die Eigenwerte und erklärende Varianz der ersten drei Achsen.

Achse	Eigenwert	erklärende Varianz (%)
CCA 1	0.781	35
CCA 2	0.441	20
CCA 3	0.261	11

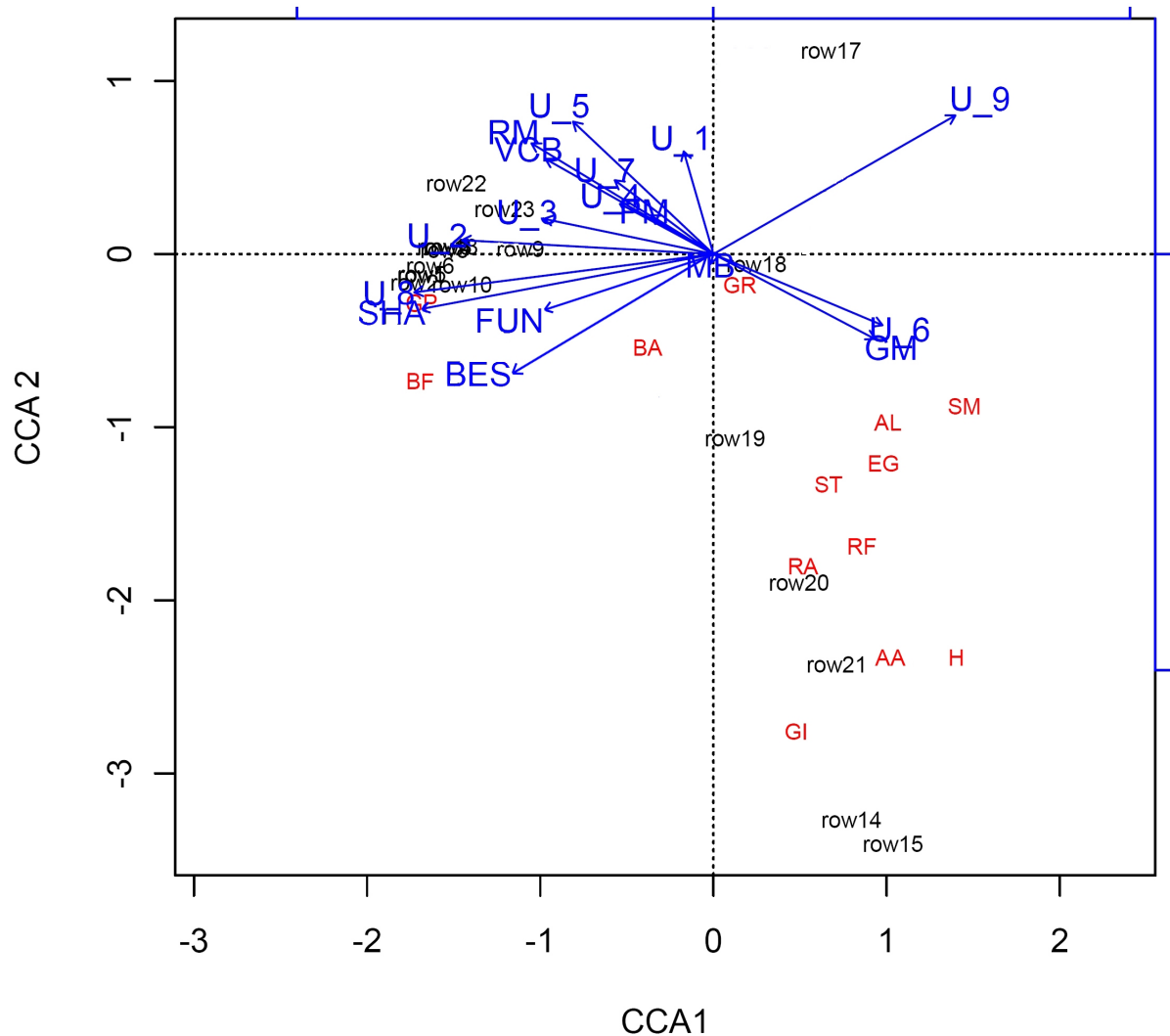


Abbildung 3.5: Canonical correspondance analysis. Eigenwerte und erklärende Varianz der Achsen: CCA 1 (0.781; 35%), CCA 2 (0.441; 20%). Signifikante Habitatsparameter: Wasserpflanze ($p= 0.031$) und Mesohabitat Glide ($p= 0.045$). Habitatsvektorenkürzel: U1 – U9 Fläche der Unterstände (1. Pool, 2. Turbulenzen, 3. Totholz, 4. unterspülte Ufer, 5. überhängende Vegetation, 6. Wasserpflanzen, 7. Steine, 8. Röhricht, 9. künstliche Strukturen). Artenkürzel: AA= Aal (*Anguilla anguilla*), AL= Alet (*Leuciscus cephalus*), BA= Barbe (*Barbus barbus*), BF= Bachforelle (*Salmo trutta fario*), EG= Egli (*Perca fluviatilis*), GI= Giebel (*Carassius Gibelio*), GP= Groppe (*Cottus gobio*), GR= Gründling (*Gobio gobio*), H= Hecht (*Esox lucius*), RA= Rotauge (*Rutilus rutilus*), RF= Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*), SM= Schmerle (*Barbatula barbatula*), ST= Stichling (*Gasterosteus aculeatus*). Gewässerkürzel: row1 – row23 (1. Puschlav Entwässerungskanal (GR), 2. Ryckenbach (LU), 3. Buechwigger (LU), 4. Luthern (LU), 5. Wyna untere Rampe (AG), 6. Wyna obere Rampe (AG), 7. Lichtensteiner Binnenkanal (LI), 8. Bätzgraben (UR), 9. Buenz Möriken (AG), 10. Bünz Autobahn (AG), 11. Seewag renaturiert (LU), 12. Seewag Kuhweide (LU), 13. Seewag Bahnstrecke (LU), 14. Esche (FL), 15. Spiessbach (FL), 16. Furtbach unterhalb ARA D1 (ZH), 17. Furtbach unterhalb ARA D2 (ZH), 18. Furtbach oberhalb ARA U1 (ZH), 19. Furtbach oberhalb ARA U2 (ZH), 20. Chriesbach DS (ZH), 21. Chriesbach US (ZH), 22. Wigger Schoetz, 23. Wigger Nebikon).

4. Diskussion

4.1 Biomasse und Dichte versus Habitatsparameter

Die Resultate der multiplen und einfachen linearen Regressionen von beiden abhängigen Variablen Bachforellenbiomasse und Bachforellendichte unterscheiden sich, abgesehen von ihren R^2 -Werten (multiple Regression: 0.839; 0.703), nicht. Bei beiden abhängigen Variablen ergaben sich die gleichen fünf unabhängigen Variablen als signifikant. Dies hat damit zu tun, dass die Bachforellenbiomasse und Bachforellendichte in den vorliegenden Daten miteinander korrelieren (Pearson Korrelation 2-seitig: 0.848, $p < 0.01$, *Abb.4.1*). In der folgenden Diskussion wird aus diesem Grund jeweils nur noch von der Bachforellebiomasse die Rede sein. Die Korrelation ist besonders ausgeprägt in Gewässern mit hohen Biomassen und Dichten, wie der Bözgraben in Andermatt oder der Ri di Lische im Tessin, wo die grosse Menge an Fischen eine ausgleichende Wirkung zu haben scheint. Diese Korrelation muss überhaupt nicht sein, wie andere Publikationen zeigen (SCARNECCHIA & BERGERSEN 1987, LEK & BARAN 1997, JUTILA 2001) und scheint für diesen Datensatz eher eine Ausnahme zu sein. Auch unterscheiden sich die Resultate von der Bachforellenbiomasse und Gesamtfischbiomasse nur sehr gering, weil die Bachforellen in den untersuchten Gewässern in den meisten Fällen den Grossteil der Biomasse ausmachten.

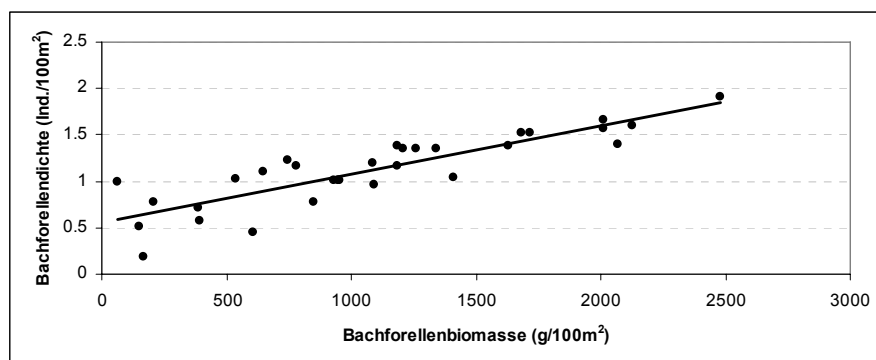


Abbildung 4.1: Streudiagramm der Bachforellenbiomasse aufgetragen gegen den Logarithmus Bachforellendichte. Pearstest ($n=32$): Die Korrelation ist auf dem Niveau von 0.01 (2-seitig) signifikant.

Im Folgenden werden die für die Gesamtfischbiomasse, Bachforellenbiomasse und Bachforellendichte ausschlaggebenden Habitatsparameter, welche in der multiplen und einfachen Analyse gefunden wurden, einzeln diskutiert. Zuerst werden die Parameter diskutiert, die sowohl in der multiplen Analyse, als auch in der Einzelhabitatsparameteranalyse gefunden wurden (Gesamtfläche Unterstände, Beschattung, Shannonindex Unterstände, Mesohabitat Glide), später die zwei Parameter, die zusätzlich in der einfachen Analyse gefunden wurden (mittlere benetzte Breite, mittlere Fliessgeschwindigkeit).

Als Erstes soll an dieser Stelle der positive Einfluss der *Gesamtfläche der Fischunterstände* ($R^2_G^{[4]} = 0.383$; $R^2_B^{[5]} = 0.563$; $R^2_D^{[6]} = 0.487$), oft auch Deckung genannt, auf die Bachforellenbiomasse und Gesamtfischbiomasse erläutert werden. Je grösser diese Fläche an Fischunterständen im Vergleich zur Gesamtfläche der untersuchten Strecke ausfällt, desto grösser ist auch die Gesamtfisch- und Bachforellenbiomasse. Dieser Zusammenhang wurde bereits in einigen Studien für Salmoniden (BOUSSOU 1954, LEWIS 1969; NIELSEN 1986; SAUNDERS & SMITH 1962; HOESE AND BOEHNE 1985; DOLLOFF 1986; ELLIOT 1986; RILEY ET AL. 1992; LIM ET AL. 1993; EKLÖV & GREENBERG 1998; URABE 1999; RONI & QUINN 2001; BARNES 2005; HARVEY 2005), aber auch für die Gesamtfischbiomasse in Cyprinidenstrecken (SWALES & O'HARA 1983; ANGERMEIER & KARR 1984; THÉVENET 1998) gefunden.

Der Mangel an geeigneten Fischunterständen kann ein wichtiger Faktor sein, der den Salmonidenpopulationen das Überwintern erschwert (BJORNN 1971; BUSTARD & NARVER 1975; RIMMER ET AL. 1983) oder das frühe Überleben von juvenilen Stadien beeinträchtigt (MORTENSEN 1977; QUINN & PETERSON 1996). Experimentelle Feldversuche, die die Gesamtfläche von Deckungsstrukturen durch Entfernung oder Zugabe von Unterständen manipulierten und mit den Veränderungen in den Fischbiomassen verglichen, bestätigen diese empirischen Resultate (EKLÖV & GREENBERG 1998; BOSS & RICHARDSON 2002; BARNES 2005). Demgegenüber fanden BJORNN ET AL. (1991) und KEITH ET AL. (1998), dass die Verteilung von jungen Lachsen (*Oncorhynchus kisutch*, *Salvelinus malma*) im Sommer nicht durch die Anwesenheit von Unterständen beeinflusst wird. Weiter finden BJORNN ET AL. (1991),

^[4] $R^2_G = R^2$ -Gesamtfischbiomasse

^[5] $R^2_B = R^2$ -Bachforellenbiomasse

^[6] $R^2_D = R^2$ -Bachforellendichte

dass Vergleiche zwischen Feldversuchen sehr schwierig seien, da sie sich in zahlreichen Parametern unterscheiden: Art und Lebensstadium, Unterstandstypen, Gewässercharakteristika, raum-zeitliche Skala, Intensität von biotischen Interaktionen und statistischer Verlässlichkeit.

Die Assoziierung von Fischen mit Unterständen ist ein komplexes Phänomen, welches zahlreiche biotische (Prädation, Konkurrenz, Nahrungsaufnahme, Fortpflanzung) und hydraulische Funktionen übernimmt (ALLOUCHE 2002). Die Gefahr von Prädation durch fischfressende Vögel und Fischen wird oft durch die Nutzung von Unterständen minimiert. Verschiedene Studien haben gezeigt, dass die Präsenz von Räubern die Fische veranlasst, vermehrt Unterstände zu nutzen (RAHEL & STEIN 1988; BUGERT & BJORN 1991; BUGERT ET AL. 1991). Die zugrunde liegenden Mechanismen, warum die Unterstände den Beuteerfolg der Prädatoren reduzieren, sind eine verminderte Beweglichkeit der Räuber, die Reduktion von visuellem Kontakt und die erhöhten Ausweichmöglichkeiten der Beute (HELFMAN 1981).

Eine weitere wichtige Funktion von Unterständen, vor allem für Bachforellen, ist die Verringerung der innerartlichen Konkurrenz. KALLENBERG (1958) fand bereits früh heraus, dass die visuelle Isolation von jungen Salmoniden durch das Hinzufügen von Steinen in ein weniger aggressives Verhalten und kleinere Territorien resultierte und somit erlaubte, dass mehr Individuen nebeneinander koexistieren konnten. Dies bestätigten auch Jahre später SUNDBAUM & NÄSLUND (1998), die zeigten, dass juvenile Bachforellen in Gewässern mit vielen Unterständen eine bessere körperliche Verfassung aufwiesen, als in solchen mit wenig Deckung. Sie begründeten dies ebenfalls mit einer reduzierten Aggressivität und Schwimmaktivität.

Für nicht territoriale Arten wie zum Beispiel Cypriniden, die in Schwärmen leben, spielt die Konkurrenz um Unterstände weniger eine Rolle, als die Konkurrenz um die an die Unterstände gebundene Nahrung (ALLOUCHE 2002). Deckungsstrukturen repräsentieren oft „Hotspots“ für die primäre und sekundäre Produktion und für die Makroinvertebratendiversität und stellen somit den Fischen ein Haufen Nahrung zu Verfügung (O'CONNOR 1991). Auch dienen Unterstände den fischfressenden Fischen wie zum Beispiel dem Hecht (*Esox lucius*), die ihre Beute aus dem Hinterhalt angreifen, als Tarnung (HELFMAN 1981).

Wie bereits erwähnt, haben Unterstände auch hydraulische Funktionen. Die bioenergetische Effizienz während des Schwimmens ist stark von der Verfügbarkeit

von hydraulischem Schutz abhängig (BJORNN & REISER 1991) und Fische suchen somit auch Unterstände auf, um ihren Energiehaushalt zu optimieren (PETER 1998).

Viele Arten der Cottidae, Cyprinidae, Esocidae and Percidae laichen an oder auf ganz spezifischen Unterstandstypen wie Totholz und Wasserpflanzen. Diese Strukturen sind somit essentiell für deren Reproduktions- und Brutverhalten (BALON 1975; MANN 1996). Obwohl Bachforellen normalerweise in der Übergangszone von Riffles und Pools laichen, kann die Nähe zu einem Unterstand ein entscheidender Faktor für die Auswahl eines Laichplatzes sein (BJORNN & REISER 1991).

Untenstehend ein Beispiel (*Abb.4.2*) für ein Gewässer mit einer kleinen Gesamtfläche Unterstände (Brenno, Kt. Tessin) und einer grossen Gesamtfläche Unterstände (Entwässerungskanal, Kt. Graubünden).



Abbildung 4.2: Gesamtfläche Unterstände. Links: Die Bünz bei der Autobahn (AG) mit einer Gesamtfläche Unterständen von 25% und einer Bachforellenbiomasse von 200g/100m². Rechts: Ein Entwässerungskanal (GR) mit einer Gesamtfläche an Unterständen von 79.7 % und einer Bachforellenbiomasse von 4830g/100m².

Als Nächstes soll der positive Einfluss des Habitatsparameter *Shannonindex Unterstände* auf die Bachforellenbiomasse und Gesamtfischbiomasse ($R^2_G = 0.289$; $R^2_B = 0.343$; $R^2_D = 0.311$) diskutiert werden. Der Zusammenhang zwischen der Habitatskomplexität und der Salmonidenbiomasse (HORAN ET AL. 2000; HASEGAWA & MAEKAWA 2008) oder der Habitatsdiversität und der Fischdiversität (GORMAN & KARR 1978) konnte bereits in mehreren Studien aufgezeigt werden. Auch sind in Flüssen jeglicher Grösse die Abundanz und Diversität von Makroinvertebraten, die eine der wichtigsten Nahrungsquelle für die meisten Fische darstellen, stark mit der Diversität der Unterstände korreliert (O'CONNOR 1991; DOUGLAS & LAKE 1994; COGERINO ET AL. 1995; DOWNES ET AL. 1998). Die Makroinvertebraten nutzen die verschiedenen

Unterstandstypen als Schutz vor Prädatoren und ungünstigen abiotischen Bedingungen, aber auch als Nahrungs- oder Reproduktionshabitat (ALLOUCHE 2002).

Die strukturelle Komplexität von Unterständen ist für die Fische ein wichtiger Faktor, um vor Fressfeinden Schutz zu finden (CROWDER & COOPER 1982; ROZAS & ODUM 1988; EKLÖV 1997; KATS AND DILL 1998). CROWDER & COOPER (1978) und NELSON & BONSDORFF (1990) zeigten sogar, dass mit abnehmender Habitatsdiversität der Beuterfolg der Räuber zunimmt. Auch reduziert die strukturelle Komplexität der Unterstände die Konkurrenz zwischen Individuen von territorialen Arten (z.B. Bachforelle) und verhindert somit den Ausschluss eines Individuums von einem bestimmten Habitat. Denn wird ein Individuum verjagt, weil es nicht in der Lage ist, seinen Unterstand zu verteidigen, kann es unter erhöhtem Prädationsdruck und verringertem Wachstum leiden (ALLOUCHE 2002).

Untenstehend ein Beispiel (*Abb.4.3*) für ein Gewässer mit einem kleinen Shannonindex Unterstände-Wert (Bünz, Kt. Aarau) und ein Gewässer mit einem grossen Wert (Ryckenbach, Kt. Luzern).



Abbildung 4.3: Shannonindex Unterstände: Links: Die Bünz (AG) mit einem Shannonindex Unterstände von 0.33 und einer Bachforellenbiomasse von 270g/100m². Es sind nur die Unterstände Röhricht und überhängende Vegetation zu erkennen. Rechts: Der Ryckenbach (LU) mit einem Shannonindex Unterstände von 1.23 und einer Bachforellenbiomasse von 1500g/100m². Auf dem Bild sieht man eine Vielzahl von Unterständen: Pool, Wurzel, überhängende Vegetation, Totholz und turbulentes Wasser.

Der positive Einfluss des Habitatsparameter *Beschattung* ergab, vor allem bei der Bachforellenbiomasse, sehr hohe R²-Werte (R²_G= 0.297; R²_B= 0.722; R²_D= 0.611). Je stärker ein Bach durch Bäume beschattet wird, desto grösser ist auch seine Fischbiomasse. Ähnliche Ergebnisse fanden auch MARIDET & SOUCHON (1995) bei

Bachforellen, ZOELICK (2004) bei „Redband-Forellen“ (*Oncorhynchus mykiss gairdneri*), LI ET AL. (1994) bei Regenbogenforellen (*Oncorhynchus mykiss*) und SPINA (2003) bei der Verteilung und Dichte von juvenilen „Stealheads“, einer anadromen Form von der Regenbogenforelle. Zuviel Beschattung kann sich jedoch auch negativ auf die Bachforellenproduktivität auswirken (BROKSEN ET AL. 1968; MURPHY & HALL 1981). RALEIGH ET AL. (1986) definierten aufgrund verschiedener Studien ein Optimum von 50% bis 75 % Beschattung für Bachforellen. In diesem Bereich bewegen sich auch die Werte der untersuchten Gewässer dieser Arbeit, die eine relativ hohe Bachforellenbiomasse aufweisen.

Die Beschattung durch Bäume reduziert, vor allem in den warmen Monaten, die Sonneneinstrahlung und in Folge dessen auch die Gewässertemperatur. PLATTS & NELSON (1989) zeigten, dass die Salmonidenbiomasse in einer negativen Beziehung mit der Sonneneinstrahlung steht. Auch ZOELICK (2004) fand, dass die Dichte von Redband-Forellen negativ mit der maximalen Gewässertemperatur und der Sonneneinstrahlung korrelierte. Die Beschattung durch Bäume hat natürlich auch noch weitere, indirekte Folgen, wie ein erhöhter Laubeintrag oder die Bildung von Wurzelwerken, die wichtige Habitate darstellen und der Erosion entgegenwirken. Bäume steuern somit durch den Laubeintrag einen wichtigen Teil zum Nährstoffhaushalt bei und steigern somit die primäre und sekundäre Produktion und die Abundanz und Diversität von Makroinvertebraten (ALLOUCHE 2002). Denn der allochthone Eintrag ist die grösste Energiequelle für die Nahrungsnetze in den meisten Flüssen (HILDREW 1992).

Der Habitatsparameter *Mesohabitat Glide* ist mit Abstand die schwächste erklärende Variabel für die Gesamtfischbiomasse ($R^2_G = 0.046$). Dieser Parameter ergab sich höchstwahrscheinlich als signifikant, da alle Cyprinidengewässer zu 100% aus dem Mesohabitat Glide bestanden (Abb.4.4). Das zeigte sich später auch in der CCA-Analyse (Vgl. Kap. 4.3.2). In der Literatur konnten keine vergleichbaren Ergebnisse gefunden werden.



Abbildung 4.4: Mesohabitat Glide in Cyprinidengewässern. Links: Der Spiersbach (FL). Rechts: Die Esche (FL). Beide weisen einen Mesohabitat Glide-Anteil von 100% auf.

Ein gute Vorhersage der Varianz der Bachforellenbiomasse und der Gesamtbio­masse lieferte der Habitatsparameter *mittlere benetzte Breite* ($R^2_G = 0.286$; $R^2_B = 0.292$; $R^2_D = 0.245$). Je kleiner die mittlere benetzte Breite ausfiel, desto grösser war die Fischbiomasse. Mit Ausnahme von STICHERT ET AL. (2001), fanden auch PETER (1986) und SCHAGER & PETER (2001) für Bachforellen, COTE (2007) für Bachsaiblinge (*Salvelinus fontinalis*), KOZEL ET AL. (1989) für die „Cutthroat-Forelle“ (*Salmo clarki*), ROSENFELD ET AL. (2000) für „Coho-Lachse“ (*Oncorhynchus kisutch*) und GIBSON (1990) und SCRUTON & GIBSON (1993) für den atlantischen Lachs (*Salmo salar*) die gleiche negative Korrelation. BOZEK & HUBERT (1991) dokumentierten weiter, dass die Wahrscheinlichkeit für das Vorkommen von Bachsaiblingen vor allem in kleinen Bächen erhöht ist. Die relativ hohen Biomassen von Bachforellen in Bächen mit kleinen mittleren benetzten Breiten hängt mit dem proportionalen Anstieg an Uferhabitaten zusammen (ROSENFELD ET AL. 2000). Die Bedeutung der als Fischhabitat besonders wichtigen Uferbereiche kommt damit klar zum Ausdruck, da bei kleineren Gewässern die Ufer einen Grossteil der Gesamtfläche einnehmen (SCHAGER & PETER 2001). Auch verbessert die kleine Breite eines Baches den Zugang zu den ufernahen Fischunterständen (HUNT 1971; CUNJAK & GREEN 1983). KOZEL ET AL. (1983) fanden, dass viele andere Habitatsparameter mit der mittleren benetzten Breite korrelieren, wie zum Beispiel negative Korrelationen mit überhängender Vegetation, Wasserpflanzen und Sedimentation. Die Grösse des Baches hat auch Auswirkungen auf den Energieeintrag und die Makroinvertebratengemeinschaft in einem Gewässer (VANNOTE ET AL. 1980).

Untenstehend ein Beispiel (*Abb.4.5*) für ein Gewässer mit einer grossen mittleren Breite (Poschiavino, Kt. Graubünden) und ein Gewässer mit einer kleinen mittleren Breite (Bäzgraben, Kt. Uri).



Abbildung 4.5: Mittlere benetzte Breite. Links: Der Poschiavino mit einer benetzten Breite von 6.9m und einer Bachforellenbiomasse von 930g/100m². Rechts: Der Bäzgraben (UR) mit einer benetzten Breite von 2.44m und einer Bachforellenbiomasse von 2500g/100m².

Wie bereits die mittlere benetzte Breite, wies auch die *mittlere Fliessgeschwindigkeit* eine negative Korrelation mit der Bachforellenbiomasse und der Gesamtbiomasse auf, im Vergleich zu den anderen Habitatsparametern jedoch mit relativ kleinen R^2 -Werten ($R^2_G = 0.119$; $R^2_B = 0.124$; $R^2_D = 0.155$). Diese gefundene Beziehung stimmt mit bisherigen Studien bei Bachsaiblingen (DESCHENES & RODRIGUEZ 2007) und bei Flussfischgemeinschaften überein (THÉVENET & STATZNER 1999). Andere Salmoniden, wie die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*), wählen Mikrohabitate mit moderaten Fliessgeschwindigkeiten, grosser Tiefe und geringer Distanz zum nächsten Unterstand (GRATZ ET AL. 1987; URABE & NAKANO 1999; BALZ ET AL. 1991; HILL & GROSSMAN 1993).

Auch die Bachforelle weist eine relative begrenzte räumliche Nische hinsichtlich der Nasenfliessgeschwindigkeit auf. Sie bevorzugt Mikrohabitate, die

eine schwache Nasenfliessgeschwindigkeit unter 20cm/s aufweisen (HEGGENES 1996). Dies ist eine Strategie um den Energieaufwand möglichst klein zu halten, während man die Position im Fluss aufrechterhält (SHIRVELL & DUNGEY 1983; BACHMAN 1984; FAUSCH 1984; RINCON & LOBON-CERVIA 1993). Im Allgemeinen stehen Salmoniden mit einer zunehmenden Fließgeschwindigkeit einerseits einer exponentiell erhöhten metabolischen Rate, andererseits einem linear wachsenden Angebot an driftender Beute gegenüber (FAUSCH 1984; HUGHES & DILL 1990; HILL & GROSSMAN 1993). Weil der Nettoenergiegewinn vom „Trade-off“ zwischen Schwimmkosten und Nahrungsaufnahme bestimmt ist (FAUSCH 1984; HUGHES & DILL 1990; HILL & GROSSMAN 1993), maximieren Salmoniden ihren Energiegewinn, indem sie sich in relativ langsam fließendes Wasser, das sich neben schnell fließendem Wasser befindet, positionieren (FAUSCH & WHITE 1981; FAUSCH 1984).

Die Habitatsparameter und deren R^2 -Werte wurden nun einzeln diskutiert. Die relativ hohen korrigierten R^2 -Werte der multivarianten Analyse ($R^2_G = 0.604$; $R^2_B = 0.839$; $R^2_D = 0.703$) deuten aber darauf hin, dass die Varianz der Fischbiomasse nicht nur durch einzelne Habitatsparameter erklärbar ist. Vielmehr lässt sie sich durch eine Vielzahl von Habitatsparametern, in unserem Fall jeweils drei, beschreiben. Vor allem die Varianz der Bachforellenbiomasse kann mit den drei Habitatsparametern Beschattung, Gesamtfläche Unterstände und Shannonindex Unterstände zu 84% erklärt werden. Dies zeigt, dass die Fischbiomassen in einer komplexen Art und Weise mit Habitatsparametern, die auch untereinander interagieren, verknüpft sind. Die ausschlaggebenden Habitatsparameter für die drei abhängigen Variablen Gesamtfischbiomasse, Bachforellenbiomasse und -dichte unterschieden sich kaum voneinander, weil in den meisten beprobten Fließgewässern die Bachforellenbiomasse auch den Grossteil der Gesamtfischbiomasse ausmachte und die Dichten und Biomassen der Bachforellen miteinander korrelierten.

Um den Zustand von Habitaten in Bachforellengewässern zwecks Monitoring oder Revitalisierung relativ einfach und schnell beurteilen zu können, empfehle ich die Anwendung des „Complexity Index“ nach KERSHNER ET AL. (1997). Er wurde bereits erfolgreich in diversen Studien angewendet und speziell für Bachforellengewässer entwickelt. KERSHNER ET AL. (1997) und HORAN ET AL. (2000) fanden beide positive Korrelationen zwischen dem Complexity Index und der Bachforellenbiomasse. Je

grösser der Wert dieses Indexes ist, desto besser ist der Zustand der Habitate eines Fließgewässers. Alle Habitatsparameter, die in diesen Index einfließen, werden gleich gewichtet und müssen einen positiven Einfluss auf die Bachforellenbiomasse aufweisen, wie es zum Beispiel beim Habitatsparameter Gesamtfläche Unterstände der Fall ist. Damit die letztere Forderung für alle fünf in dieser Arbeit gefundenen und für die Bachforellenbiomasse relevanten Habitatsparameter zutrifft, mussten bei der mittleren benetzten Breite und bei der mittleren Fließgeschwindigkeit die reziproken Werte verwendet werden, da sie beide negativ mit der Bachforellenbiomasse korrelieren. Untenstehend ist die Formel des Complexity Index (KERSHNER ET AL. 1997) abgebildet (Abb.4.6).

$$d_j = \sqrt{\sum_{i=1}^s (x_{ij} - d_{\max}^i)^2},$$

$$D_{\max} = \sqrt{5(100)^2} = 223.61$$

Abbildung 4.6: Complexity Index nach KERSHNER ET AL. (1997). d_j steht für die Distanz über alle Variablen des Gewässers j . x_{ij} ist der Wert der i -ten Variabel des j -ten Gewässers und d_{\max}^i ist die der grösste Wert der i -ten Variabel. d_{\max}^i wird auf Werte zwischen 0 und 100 % skaliert um Verzerrungen durch verschiedene Masseinheiten zu verhindern. Der Complexity Index kann bei 5 Variablen einen maximalen Wert von 223.61 annehmen.

Dass sich der Complexity Index mit den fünf Habitatsparametern sehr gut für die Vorhersage der Bachforellenbiomasse eignet, zeigt das Streudiagramm mit Trendlinie (Abb.4.7) und die Werte der einfachen linearen Regression, mit der unabhängigen Variabel Complexity Index und der abhängigen Variabel Bachforellenbiomasse (korr. $R^2 = 0.734$, $p < 0.001$). Der Complexity Index, bestehend aus fünf Habitatsparametern (Gesamtfläche Unterstände, Shannonindex Unterstände, Beschattung, mittleren benetzten Breite und mittleren Fließgeschwindigkeit) erklärt somit 73% der Varianz der Bachforellenbiomasse. Der R^2 -Wert ist mit 0.734 zwar kleiner als in der multiplen Regression ($R^2 = 0.839$), dafür berücksichtigt er auch die Breiten- und Fließgeschwindigkeitsverhältnisse, benötigt

keine Statistikprogramme und wäre somit ideal zur schnellen Anwendung und Beurteilung von Habitatzuständen von Fließgewässern. Der maximale Wert, den der Complexity Index bei fünf Variablen annehmen kann, ist 233 (Abb. 4.6).

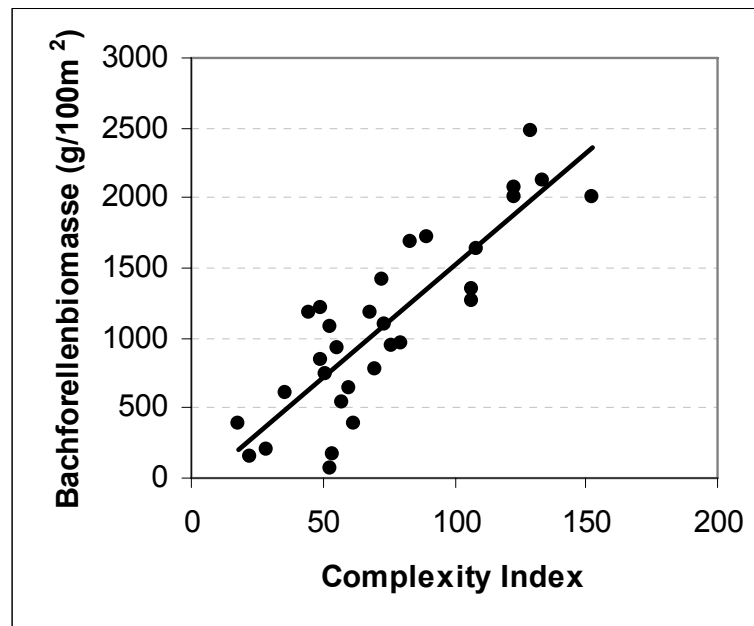


Abbildung 4.7: Streudiagramm mit Trendlinie. Complexity Index nach KERSHNER ET AL. (1997) aufgetragen gegen die Bachforellenbiomasse (g/100m²). (korr. $R^2 = 0.734$, $p < 0.001$).

Fazit: Die Habitatsparameter Gesamtfläche Unterstände (pos. Korr.), Shannonindex Unterstände (pos. Korr.), Beschattung (pos. Korr.), Mesohabitat Glide (pos. Korr.), mittlere benetzte Breite (neg. Korr.) und mittlere Fließgeschwindigkeit (neg. Korr.) haben einen signifikanten Einfluss auf die Fischbiomasse und -dichte in den untersuchten Gewässern. Durch die Kombination der drei Habitatsparameter Gesamtfläche Unterstände, Shannonindex Unterstände und Beschattung lässt sich vor allem die Varianz der Bachforellenbiomasse sehr gut vorhersagen ($R^2_B = 0.839$). Es ergaben sich keine grossen Unterschiede zwischen den abhängigen Variablen Gesamtfischbiomasse, Bachforellenbiomasse und Bachforellendichte. Der Complexity Index nach KERSHNER ET AL. (1997), bestehend aus den fünf gefundenen Habitatsparametern, eignet sich besonders gut, um den Zustand von Bachforellenhabitaten schnell und einfach zu beurteilen.

Hypothese 1A: „Es gibt ein Set ausgewählter Habitatsparameter, welches die Fischbiomassen beeinflusst“

→ wurde bestätigt

4.2 Populationsstruktur Bachforellen

4.2.1 Einfluss der Habitatsparameter auf die Variationskoeffizienten der Bachforellenlängen

Es konnten, im Gegensatz zu JUNGWIRTH (1984), keine Korrelationen zwischen den Habitatsparametern und dem Variationskoeffizienten der Längen gefunden werden. Beim kritischen Betrachten des Variationskoeffizienten fällt jedoch auf, dass er sich als Qualitätsmerkmal einer gesunden Altersstruktur in Bachforellenpopulationen nicht besonders gut eignet. Wichtige biologische Informationen über die Population wie Dichte der 0⁺-Fische, Gesamtindividuenzahl oder fehlende Altersstadien werden nur grob berücksichtigt. Er sagt vor allem etwas über die genormte Varianz der Längen innerhalb der Populationen aus. So können sich in Populationen mit einer unausgewogenen Altersstruktur gleiche oder sogar höhere Werte für den Variationskoeffizienten ergeben, als in ausgewogenen Populationen. Dies wird besonders gut am Vergleich der beiden Längenfrequenzhistogrammen und Variationskoeffizienten der Gewässer Bünz und Wyna deutlich (*Abb.4.8*). So sind zwar in der Bünz die 0⁺-Fische vorhanden, doch die juvenilen und adulten Stadien fehlen bis auf einige wenige Exemplare fast gänzlich. In der Wyna hingegen sind alle Altersstadien mit mehreren Individuen vertreten und die Längenklassen weisen keine Lücken auf. Zudem nimmt die Häufigkeit der Fische mit zunehmender Länge, resp. Alter ab und entspricht einer gesunden Populationsstruktur, die durch eine exponentielle Abnahme der Individuenzahl mit zunehmendem Alter gekennzeichnet ist (JUNGWIRTH ET AL. 2003). Die Werte der Variationskoeffizienten hingegen ($VC_{Bünz}=0.32$; $VC_{Wyna}=0.38$) unterscheiden sich kaum. Dies zeigt, dass man neben dem Variationskoeffizienten auch noch andere Populationsparameter, wie zum Beispiel Längenfrequenzhistogramme oder das Verhältnis zwischen 0⁺, juvenile und adulte Bachforellen berücksichtigen müsste, um eine sinnvolle Aussage über den Zustand der Altersstruktur einer Bachforellenpopulation machen zu können.

Fazit: Es konnten keine Habitatsparameter gefunden werden, welche den Variationskoeffizienten der Bachforellenlängen massgeblich beeinflussen.

Hypothese 2A: „Es gibt ein Set ausgewählter Habitatsparameter, das die Populationsstruktur (Variationskoeffizient der Längen) von Bachforellen beeinflusst.“
→ wird verworfen.

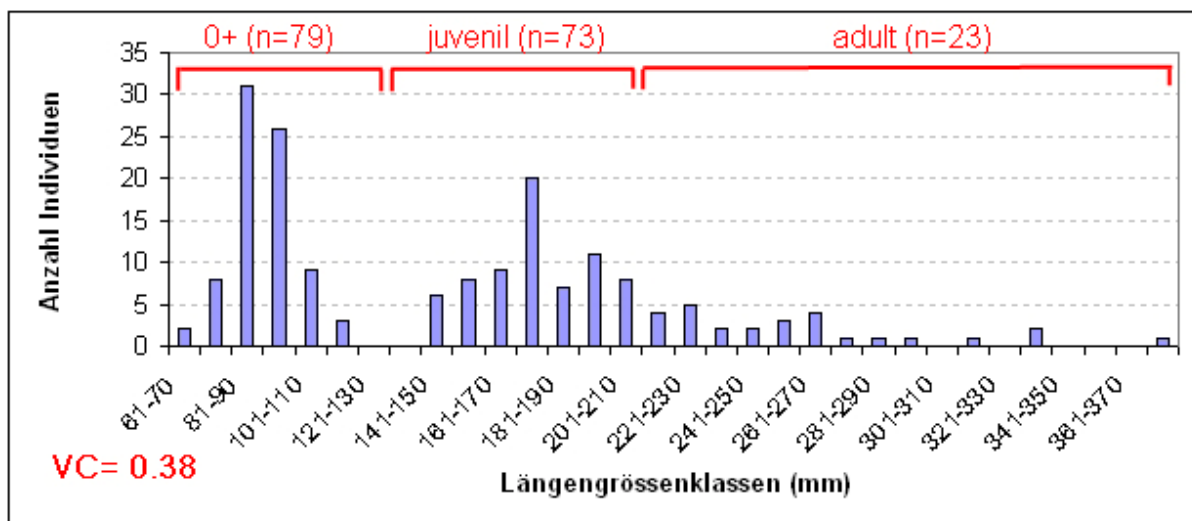
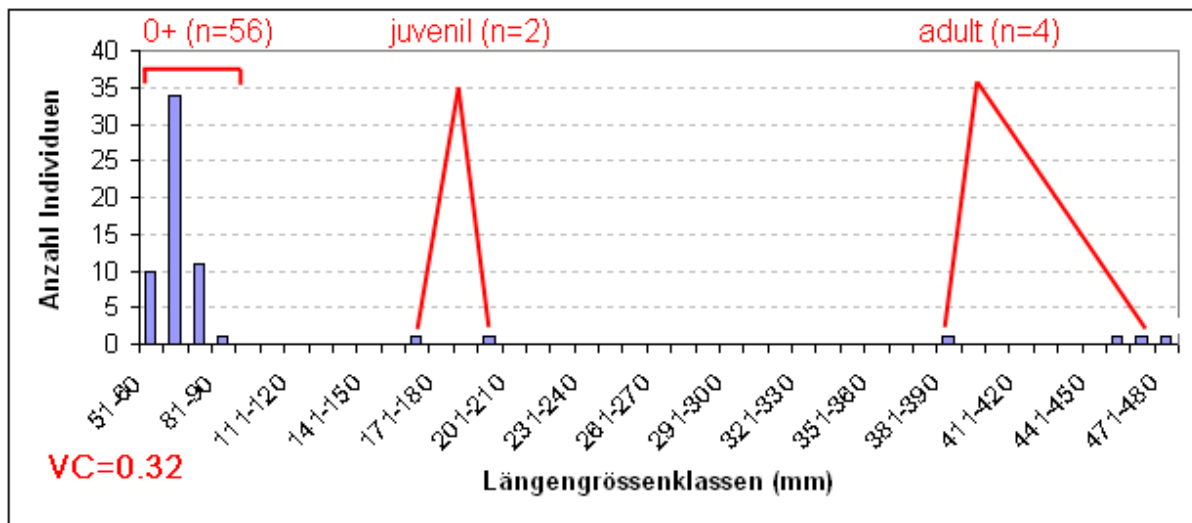


Abbildung 4.8: Längenfrequenzdiagramme von Bachforellenpopulationen. Oben: Die Bünz (AG) mit einem Variationskoeffizienten der Fischlängen von 0.32. 0⁺-Fische sind zwar vorhanden, die fast gänzlich fehlenden juvenilen und adulten Fische weisen jedoch auf einen schlechten Zustand der Alterstruktur der Population hin. Unten: Die Wyna (AG) mit einem Variationskoeffizienten der Fischlängen von 0.38. Es ist eine klassische lineare Pyramidenform zu erkennen, die auf eine ausgewogene Population hinweist.

4.2.2 Einfluss der Habitatsparameter auf die Dichte von 0⁺-Fischen, juvenilen Fischen und adulten Fischen

Neben den bereits diskutierten Habitatsparametern, die für die Gesamtdichte der Bachforellen relevant waren, ergaben sich in dieser Analyse noch zwei weitere Parameter als signifikant. Es sind dies die mittlere maximale Tiefe für adulte Fische und das Gefälle für 0⁺-Fische.

Die *mittlere maximale Tiefe* wies einen positiven Einfluss auf die Dichte der adulten Bachforellen auf. Je grösser die mittlere maximale Tiefe in einem Gewässer ist, desto mehr adulte Bachforellen lassen sich finden. Dies hängt damit zusammen, dass die Nutzung von Habitaten durch Bachforellen stark von der Wassertiefe beeinflusst ist (HEGGENES 1996). Bachforellen mit einer Länge <7cm halten sich oft in seichten Flussabschnitten auf (BOHLIN 1977; HERMANSEN & KROG 1984; WESCHE ET AL. 1987). Mit zunehmender Grösse benützen die Bachforellen immer tiefere Stellen im Bach, die mehr Deckung und Platz bieten (WESCHE ET AL. 1987). Zudem existiert eine relativ starke Korrelation zwischen Forellenlänge und Wassertiefe. Diese Korrelation ist besonders ausgeprägt in kleinen Fließsgewässern, zu welchen auch die meisten in dieser Studie zählen, wo die Wassertiefe der limitierende Faktor darstellen kann (EGGLISHAW & SHACKLEY 1982) und so über die Dichte von grossen Bachforellen bestimmen kann (SHUCK 1945; BALDES & VINCENT 1969; KENNEDY & STRANGE 1982).

Diese Längen-Tiefen-Beziehung wurde auch bei anderen Fischarten gefunden und hängt mit dem Prädationsrisiko zusammen. Die Vorliebe von grossen Bachforellen für tiefes Wasser ist ein Versuch, nicht von terrestrischen Räubern gefressen zu werden, wogegen die kleinen Bachforellen seichte Stellen aufsuchen, um die Konkurrenz mit den grossen Forellen zu minimieren und nicht von ihnen gefressen zu werden (BOHLIN 1977; POWER 1987). Verschiedenen Labor- und Feldexperimente konnten zeigen, dass das Prädationsrisiko durch terrestrische Räuber in seichten Pools viel grösser ist als in tiefen Pools (HARVEY & STEWARD 1991; LONZARICH & QUINN 1995; REINHARDT & HEALEY 1997).

Der Habitatsparameter *Gefälle* korreliert negativ mit der Dichte der 0⁺-Fische. Die meisten 0⁺-Fische kamen, mit einigen Ausnahmen (Tambobach 132 ‰ oder

Bassengo 150‰), bis zu einem Gefälle von 66 ‰ vor und ihre Dichten nahmen mit zunehmenden Gefälle ab. Dies deckt sich mit der Studie von SCHAGER & PETER (2001), die nur sehr geringe Sömmerlingsdichten bei einem Gefälle von mehr als 60 ‰ feststellten. STICHERT ET AL. (2001) hingegen fanden keinen Zusammenhang zwischen dem Gefälle und der 0⁺-Fischen, weil sich in dessen Studie die vorhandene Fläche von Pools als limitierend herausstellte. Abschnitte in Gewässern mit hohem Gefälle weisen sehr hohe Fliessgeschwindigkeiten auf. Die 0⁺-Fische bevorzugen jedoch eher eine langsame Nasenfliessgeschwindigkeit (MÄKI-PETÄYS 1999). Sie gilt als einer der wichtigsten Habitatsansprüche von 0⁺-Salmoniden (DEEGRAAF & BAIN 1986; MORANTZ ET AL. 1987).

Auch hier ergaben die Kombinationen von mehreren Habitatsparametern gleichzeitig die besten Vorhersagen für die Dichten der verschiedenen Alterstadien (R²-Werte zwischen 0.555-0.684).

Fazit: Für die Dichte der 0⁺ und adulten Bachforellen, ist neben den für die gesamte Population relevanten Habitatsparametern, das Gefälle (neg. Korr.), resp. die mittlere maximale Tiefe (pos. Korr.) von Bedeutung.

Hypothese 2B: „Es gibt ein Set ausgewählter Habitatsparameter, das die Populationsstruktur (Dichtenverteilung 0⁺, juvenile und adulte Fische) von Bachforellen beeinflusst.“

→ wurde bestätigt.

4.3 Artendiversität und Artenzahl

4.3.1 Einfluss der Habitatsparameter auf die Fischdiversität

Wie bereits erwähnt, ergaben weder die multiple lineare Regression noch die Einzelhabitatsparameteranalyse signifikante Ergebnisse. Einzig der Habitatsparameter in der Einzelhabitatsparameteranalyse Meter über Meer ($p=0.13$ negative Korrelation, $R^2=0.15$) wies auf einen Trend hin. Je tiefer ein Gewässer liegt, desto höher ist auch seine Fischdiversität. Ein solcher Zusammenhang konnte bereits in Studien aufgezeigt werden, die in Nepal (ORMEROD 1994; JOHAL & RAWAL 2005), Südamerika (SUARÉZ ET AL. 2007), Afrika (KADYE & MARSHALL 2006) und den USA (ROBINSON & RAND 2005) durchgeführt wurden.

Ein Zusammenhang zwischen der Habitatsdiversität (Shannonindex der Unterstände) und der Fischdiversität (Shannonindex Arten) wie in KARR ET AL. (1978) konnte nicht aufgezeigt werden ($p=0.39$ negative Korrelation, $R^2=0.07$). Ein Grund hierfür ist sicher die kleine Samplegrösse ($n=12$). Hinzu kommt, dass die Fischdiversität innerhalb der gleichen Gewässer, wie zum Beispiel in den vier Strecken des Furtbachs (Abb. 4.9), stark variierte (Shannonindex Arten: 0.298-0.567), während die Habitatsverhältnisse relativ konstant blieben (Shannonindex Unterstände: 1.269-1.318). Die gleiche Gegebenheit konnte auch im Chriesbach beobachtet werden, wo die beiden Strecken nur einige hundert Meter voneinander entfernt sind (Shannonindex Arten: 0.571 und 0.431. Shannon Unterstände: 1.059 und 1.001).

Fazit: Es konnte kein Zusammenhang zwischen Habitatsparametern und der Fischdiversität (Shannonindex Arten) gefunden werden.

Hypothese 3A: „Es gibt ein Set ausgewählter Habitatsparameter, welches die Artendiversität der Fische beeinflusst.“

→ wird verworfen.



Abbildung 4.9: Die beiden Furtbachstrecken D1 (links) und D2 (rechts). Beide Strecken wiesen bei unterschiedlichen Fischdiversitäten (Shannonindex Fischarten: $D1= 0.567$, $D2= 0.293$) sehr ähnliche Habitatsparameter (Shannonindex Unterstände: $D1= 1.299$, $D2= 1.264$) auf.

4.3.2 Einfluss der Habitatsparameter auf das Vorkommen von Arten

Obwohl die Vektoren der Habitatsparameter Shannonindex Unterstände ($p= 0.31$), Gesamtfläche Unterstände ($p= 0.34$) und Beschattung ($p= 0.32$) in der CCA nicht signifikant ausgefallen sind, weisen sie im Zusammenhang mit der Bachforellendichte auf einen Trend hin, der sich bei der multiplen Regression als signifikant erwiesen hat. Je grösser ihr Wert, desto grösser ist auch die Dichte der Bachforellen. Dasselbe gilt für die Dichte der Groppen, da sie eine Begleitart der Bachforelle ist. Die beiden signifikanten Vektoren der Habitatsparameter Wasserpflanzen ($p= 0.031$) und Mesohabitat Glide ($p= 0.045$) erweisen sich für die Arten, die vor allem in den Cyprinidengewässer vorkommen (Aal, Alet, Egli, Giebel, Gründling, Hecht, Rotaugen, Rotfeder, Schmerle und Stichling), als wichtig. Je grösser die Fläche an Wasserpflanzen und der Prozentanteil an Glide als Mesohabitat, desto grösser fallen auch die Dichten der in Cyprinidengewässer lebenden Fischarten aus.

Der angenommene Grund, warum sich der Habitatsparameter Mesohabitat Glide als signifikant erwies, wurde bereits in der Diskussion der Biomassen erwähnt (vgl. Kap.4.1). Alle Cyprinidenstrecken wiesen einen Prozentanteil an Mesohabitat Glide von 100 auf, daher erstaunt es nicht, dass die CCA diesen Habitatsparameter zum Ergebnis hat.

Der signifikante positive Effekt von Wasserpflanzen auf die Dichten von Fischen wird auch durch andere Studien gestützt (VONO & BARBOSA 2001; AGOSTINHO ET AL. 2007; PELICICE ET AL. 2005). Die Wasserpflanzen strukturieren das Gewässer und fungieren so als wichtiger Fischunterstand. Auch sind sie für viele Arten wichtige Habitate zum Laichen und sind so essentiell für deren Reproduktions- und Brutverhalten (BALON 1975; MANN 1996).

Fazit: Die Habitatsparameter Mesohabitat Glide und Wasserpflanzen haben einen positiven, signifikanten Einfluss auf die Dichten der in den Cyprinidenstrecken vorkommenden Arten (Aal, Alet, Egli, Giebel, Gründling, Hecht, Rotaugen, Rotfeder, Schmerle und Stichling).

Hypothese 3B: „Es gibt ein Set ausgewählter Habitatsparameter, welches das Vorkommen von Arten (Artenzahl) in Gewässern beeinflusst.“

→ wurde bestätigt.

5. Schlussfolgerungen

In der vorliegenden Masterarbeit konnte gezeigt werden, wie wichtig bestimmte Habitatsparameter wie zum Beispiel Wasserpflanzen oder die benetzte Breite für die Abundanz und die Dichte von Fischen sind. Vor allem die Bachforellenbiomasse wird stark durch die Menge an vorhandenen Fischunterständen und deren Vielfältigkeit bestimmt. Auch erwiesen sich die Beschattung, die mittlere benetzte Breite und die mittlere Fliessgeschwindigkeit als gute Prädiktoren für die Bachforellenbiomasse. Weiter konnte gezeigt werden, dass das Gefälle für 0⁺-Bachforellen und die mittlere maximale Tiefe für adulte Bachforellen als limitierende Faktoren wirken. In der multiplen Analyse stellte sich heraus, dass die Varianz der Bachforellenbiomasse mit einer geeigneten Kombination von drei Habitatsparametern (Shannonindex Unterstände, Gesamtfläche Unterstände, Beschattung) zu 84% erklärt werden kann. Die Frage, wie und welche Habitatsparameter einen Einfluss auf die Biomasse und Populationsstruktur von Bachforellen haben, wurde somit beantwortet. So konnte auch ein entsprechendes Habitatsparameterset formuliert werden, welches durch die Anwendung des Complexity Index nach KERSHNER ET AL. (1997) eine gute und schnelle Voraussage über den Zustand der Habitate eines Bachforellengewässers ermöglicht.

Die Frage, welche Habitatsparameter sich auf die Fischdiversität auswirken, konnte nicht beantwortet werden. Um diese Wechselwirkungen besser zu untersuchen, ist eine grössere Samplegrösse von Cyprinidenstrecken unumgänglich. Denn andere Autoren konnten sehr wohl Beziehungen zwischen der Habitatsdiversität (GORMAN & KARR 1978; SCHLOSSER 1982) oder bestimmten Habitatsparametern (Makrophyten: WILLIAMS ET AL. 2005; Substrat, Tiefe, Fliessgeschwindigkeit: JUNGWIRTH 1984; KADYE ET AL. 2006) und der Fischdiversität finden. Mit Hilfe einer „Canonical Correspondance Analysis“ konnte die Wichtigkeit der Menge an vorhandenen Wasserpflanzen für die in Cyprinidengewässern vorkommenden Arten nachgewiesen werden. Auch hier könnte ein grösserer Datensatz an Cyprinidengewässern weitere wichtige Erkenntnisse über Habitatsansprüche von verschiedenen Arten liefern.

Die Bedeutung bestimmter Habitatsparameter (Gesamtfläche und Diversität der Fischunterstände, Beschattung, Tiefe, Breite, Fliessgeschwindigkeit, Gefälle, Fläche

Wasserpflanzen) für die Fische ist in der Literatur unumstritten (ALLOUCHE 2002) und konnte mit dieser Arbeit bestätigt werden. In der Schweiz sind jedoch in vielen Flüssen genau diese wichtigen Habitatsparameter wie Fischunterstände durch Hochwasserschutzbauten, hydro-elektrische Bewirtschaftung und Landwirtschaft selten geworden. Obwohl man das Zusammenspiel von Habitaten und Fischpopulationen auch in Europa längst erkannt hat, wird zum Beispiel immer noch regelmässig das Totholz, welches ein wichtiges Habitat für eine grosse Anzahl von Arten und Lebensstadien darstellt (THÉVENET 1998; PIÉGAY ET AL. 2000) aus den Flüssen entfernt, um Verklausungen und somit Hochwasserprobleme zu vermeiden.

Weil sich die Menge an vorhandenen Fischunterständen entscheidend auf die Fischpopulationen in Fliessgewässern auswirkt, sollte auch bei Gewässerrevitalisierungen besonderer Wert auf eben diese Habitate gelegt werden. Doch konkrete Massnahmen müssen sorgsam geplant werden, denn die genaue Wirkung vom Hinzufügen von Habitatsstrukturen auf die Fischpopulationen wird immer noch stark diskutiert (ALLOUCHE 2002). So stellten RONI ET AL. (2002) fest, dass Strukturierungsmassnahmen, die ausgerichtet auf eine Fischart durchgeführt wurden, nicht den gewünschten Erfolg brachten. Es sollten immer zuerst die relevanten Prozesse eines Fliessgewässers wiederhergestellt werden, um überhaupt eine Rekolonisierung der neu hinzugefügten Habitate zu ermöglichen.

6. Ausblick

Der für diese Arbeit vorliegende Datensatz zeigt eine Momentaufnahme (Sommer/Herbst) der Habitatstrukturen und der Bachforellenpopulationen. Interessant wäre es nun, die Beziehungen zwischen Habitaten und Bachforellen während unterschiedlichen Jahreszeiten zu untersuchen. Wie unterscheiden sich die Winterhabitate und Sommerhabitate und wie verändern sich die Wechselwirkungen zwischen Habitaten und Bachforellen saisonal? Weiter wäre es aufschlussreich, die Auswirkungen von Habitatsparametern auf die Bachforellenpopulationen in experimentellen Versuchen aufzuklären, indem man zum Beispiel Fischunterstände künstlich hinzufügt oder entfernt (GOWAN & FAUSCH 1996). Auch die Zuverlässigkeit des Complexity Index mit den fünf vorgeschlagenen Habitatsparametern zur Überprüfung des Habitatzustandes in Bachforellengewässern muss noch mit einem erweiterten Datensatz getestet werden. Er könnte beispielsweise durch Weglassen oder Hinzufügen von Habitatsparametern vereinfacht, resp. verfeinert werden.

Um die Beziehungen zwischen den Habitaten und der Artendiversität der Fische aufzudecken, bedarf es einer weiteren Untersuchung mit Einbezug vieler Gewässerstellen. In einem ersten Ansatz könnte man überprüfen, inwieweit die gefundenen Habitatsparameter für Bachforellen auch für Cypriniden wichtig sind. Hierbei müsste jedoch zwischen Gewässern mit überwiegend „rheophilen“ (strömungliebenden) Cypriniden und Gewässern mit „limnophilen“ (ruhigwasserliebenden) Arten unterschieden werden. Diese Unterscheidung ist wichtig, da beide Cyprinidengewässertypen verschiedene Artenzusammensetzungen aufweisen und somit bei Untersuchungen zu anderen Resultaten, resp. Habitatsparametern führen würden. Dabei wäre es sinnvoll, das Hauptaugenmerk auf schnell fließende Gewässer zu richten, die den bereits untersuchten ähnlich sind, aber zusätzlich einen hohen Anteil an rheophilen Cypriniden enthalten.

7. Danksagung

Ich bedanke mich ganz herzlich bei Dr. Armin Peter für seine kompetente Betreuung während der Planung, Durchführung und Fertigstellung meiner Masterarbeit. Ich konnte jederzeit mit seiner fachlichen und persönlichen Unterstützung rechnen. Auch bin ich ihm zu Dank verpflichtet, dass er mir einen umfassenden Einblick in das Forscherleben eines Fischökologen ermöglicht hat.

Ich bedanke mich zudem ganz herzlich bei Prof. Dr. Heinz-Ulrich Reyer, der mir eine Arbeit am Zoologischen Institut der Universität Zürich ermöglicht hat und mir das nötige Vertrauen einer externen Arbeit an der Eawag in Kastanienbaum entgegengebracht hat.

Ganz herzlich bedanken möchte ich mich auch noch bei Mathieu Camenzind, Brigitte Germann, Denise Weibel, Eva Schager, Sara Schubert, Dr. Christine Weber und allen, die entweder bei meiner Feldarbeit mitgeholfen haben oder mich mit wertvollen Tipps unterstützt haben.

Bei Phillip Amrein von der Fischerei und Jagdverwaltung des Kantons Luzern bedanke ich mich für die Mithilfe bei Abfischungen und für die zur Verfügung gestellten Abfischungsdaten.

Bei Dr. Bruno Polli vom Servizio cantonale della caccia e pesca Ticino für die grosszügige Bereitstellung von Abfischungsdaten aus dem Tessin.

Bei Massimo Merlini und Manuel Koller von der statistischen Beratungsstelle der ETH möchte ich mich für die statistische Beratung bedanken.

Ich möchte mich auch noch ganz herzlich bei der Eawag für die Materialien, Büroräumlichkeiten und das WG-Zimmer bedanken.

Ganz herzlich bedanke ich mich auch bei meiner Freundin Silvi, die mich bei manchen kniffligen Sätzen zu Rate stand und das Manuskript durchgelesen hat.

Besonders dankbar bin ich meinen Eltern, die mich während meiner ganzen Studienzeit finanziell und moralisch unterstützt haben. Ohne sie wäre meine tolle Ausbildung niemals möglich gewesen. 1000-mal Danke!! Zusätzlich möchte ich mich noch bei meiner Mutter für die gewissenhafte Durchsicht des Manuskripts bedanken.

8. Literaturverzeichnis

- AGOSTINHO, A.A., S.M. THOMAZ, L.C GOMES, S.L. BALTAR (2007). Influence of the macrophyte *Eichhornia azurea* on fish assemblage of the Upper Parana River floodplain (Brazil). *Aquatic Ecology* **41**: 611-619.
- ALLOUCHE, S. (2002). Nature and Functions of cover for riverine fish. *Bulletin francais de pisciculture* **365/366**: 297-324.
- ANDERSON, W.G. (1997). The Use of Clove Oil as an Anesthetic for Rainbow Trout and its Effects on Swimming Performance. *North American Journal of Fisheries Management* **17**: 301-307.
- ANGERMEIER, P.L. & J. R. KARR (1984). Relationships between woody debris and fish habitat in a small warmwater stream. *Transactions of the American Fisheries Society* **113**: 716-726.
- ARTHINGTON, A.H. & R.L. WELCOMME (1995). The Condition of Large River Systems of the World. In Armantrout, N.B. & R.J Wolotira Jr (eds), Condition of the World's Aquatic Habitats. World Fisheries Congress. *Science Publishers, Lebanon, NH, USA*: 44-75.
- BACHMAN, R. A. (1984). Foraging behavior of free-ranging wild and hatchery brown trout in a stream. *Transactions of the American Fisheries Society* **113**: 1-32.
- BAFU (2006). Ökomorphologischer Zustand der Schweizer Fließgewässer: Zwischen- auswertung aufgrund der Erhebungen aus 18 Kantonen. *BAFU*.
- BAIN, M.B. & N.J. STEVENSON (1999). Aquatic assessment: Common Methods. *American Fisheries Society, Bethesda, MD, USA*.
- BALDES, R. J. & R.E. VINCENT (1969). Physical parameters of microhabitats occupied by brown trout in an experimental flume. *Transactions of the American Fisheries Society* **98**: 230-238.
- BALON, E.K. (1975). Reproductive guilds of fishes: a proposal and definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **32**: 821-864.
- BARAN, P., M. DELACOSTE, J.M LASCAUX, A. BELAUD (1993). Relationship between habitat features and brown trouts populations (*Salmo trutta*) in nestle-Daure Valley. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture*: 321-340.
- BARNES, M.E (2005). Partial overhead tank cover use during feral brown trout rearing. *North American Journal of Aquaculture* **67**: 319-323.

- BISSON, P.A., J.L. NIELSEN, R. A. PALMASON, L.E GROVE. (1982). A system of naming habitat types in small streams, with examples of habitat utilization by salmonids during low streamflow. N.B Armantrout, ed. Acquisition and utilization of aquatic habitat inventory information. *American Fisheries Society, Western Division, Bethesda, MS*: 62-67pp.
- BJORN, T.C. & D.W REISER (1991). Habitat requirements of salmonids in streams. In: MEEHAN W.R. (ed.), Influences of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitats. *American Fisheries Society Special Publication 19*: 83-138.
- BJORN, T.C. (1971). Trout and salmon movements in two Idaho streams as related to temperature, food, stream flow, cover and population density. *Transactions of the American Fisheries Society 100*: 423-438.
- BJORN, T.C., S.C KIRKING, W.R. MEEHAN (1991). Relation of cover alterations to the summer standing crop of young salmonids in small southeast Alaska streams. *Transactions of the American Fisheries Society 120*: 562-570.
- BLATZ, D.M., B. VONDRACEK, L.R BROWN, P.B MOYLE (1991). Seasonal Changes in Microhabitat Selection by Rainbow Trout in a Small Stream. *Transactions of the American Fisheries Society 120*: 166-176.
- BOHLIN, T. (1977). Habitat selection and inter cohort competition of juvenile sea-trout (*Salmo trutta*). *Oikos 29*: 112-117.
- BOSS, S.M. & J.S. RICHARDSON (2002). Effects of food and cover on the growth, survival, and movement of cutthroat trout (*Oncorhynchus clarki*) in coastal streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 59*: 1044-1053.
- BOUSSU, M.F (1954). Relationship between trout populations and cover on a small stream. *Journal of Wildlife Management 18*: 229-239.
- BROCKSEN, R.W., G.E. DAVIS, AND C.E. WARREN (1968). Competition, food consumption, and production of sculpins and trout in laboratory stream communities. *Journal of Wildlife Management 32*: 51-75.
- BUGERT, R.M. & T.C BJORN (1991). Habitat use by steelhead and coho salmon and their responses to predators and cover in laboratory streams. *Transactions of the American Fisheries Society 120*: 486-493.

- BUGERT, R.M., T.C BJORN, W.R. MEEHAN (1991). Summer habitat use by young salmonids and their responses to cover and predators in a small southeast Alaska stream. *Transactions of the American Fisheries Society* **120**: 474-485.
- BUSTARD, D.R. & D.W. NARVER (1975). Aspects of the winter ecology of juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) and steelhead trout (*Salmo gairdneri*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **32**: 667-680.
- CHAPMAN, D.W. (1988). Critical review of variables used to define fine sediment in redds of large salmonids. *Transactions of the American Fisheries Society* **117**:1-21.
- COGERINO, L., B. CELLOT, M. BOURNAND (1995). Microhabitat diversity and associated macroinvertebrates in aquatic banks of a large European river. *Hydrobiologia* **304**: 103-115.
- COPP, G. (1989). The habitat diversity and fish reproductive function of floodplain ecosystems." *Environmental Biology of Fishes* **26**: 1-27.
- COTE, D. (2007). Measurements of salmonid population performance in relation to habitat in eastern Newfoundland streams. *Journal of Fish Biology* **70**: 1134- 1147.
- CROWDER, L.B. & W.E COOPER (1978). Structural complexity and fish-prey interactions in ponds: a point of view. In: D.L JOHNSON, R.A STEIN (Eds.), Response of fish to habitat structure in standing water, Columbus, Ohio, USA.. *American Fisheries Society Special Publication* **6**: 2-10.
- CROWDER, L.B. & W.E COOPER (1982). Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. *Ecology* **63**: 1802-1813.
- CUMMINS, K.W. (1962). An evaluation of some techniques for the collection and analysis of benthic samples with special emphasis on lotic waters. *American Midland Naturalist* **67**: 477-504.
- CUNJAK, R.A. & J.M GREEN (1983). Habitat utilization by brook char (*Salvelinus fontinalis*) and rainbow trout (*Salmo gairdneri*) in Newfoundland streams. *Canadian Journal of Zoology* **61**: 1214-1219.
- DEEGRAAF, D.A. & L.H. BAIN (1986). Habitat use by and preference of juvenile Atlantic salmon in two Newfoundland rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* **115**: 671-681.

- DELACOSTE, M., P. BARAN, F. DAUBA, A. BELAUD (1993). A study of Brown trout (*Salmo-Trutta L*) Spawning macrohabitat in a French mountain stream – evaluation of a physical habitat potential for spawning. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture (France)* **66**: 341-356.
- DESCHENES J. & M.A. RODRIGUEZ (2007). Hierarchical analysis of relationships between brook trout (*Salvelinus fontinalis*) density and stream habitat features. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **64**: 777 -785.
- DEVENTER VAN, J.S. & W. B. PLATTS (1986). Microfish 3.0. Software package. *Transactions of the American Fisheries Society, Computer Users Secion, Seattle, WA*.
- DOLLOFF, C.A. (1986). Effects of stream cleaning on juvenile coho salmon and dolly varden in Southeast Alaska. *Transactions of the American Fisheries Society* **115**: 743-755.
- DOLLOFF, C.A. & G.H REEVES (1990). Microhabitat partitioning among stream-dwelling juvenile coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*, and Dolly Varden, *Salvelinus malma*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **47**: 2297-2306.
- DOUGLAS, M. & P.S. LAKE (1994). Species richness of stream stones: an investigation of the mechanisms generating the species-area relationship. *Oikos* **69**: 387-396.
- DOWNES, B.J., P.S LAKE., E.S.G SCHREIBER., A. GLAISTER (1998). Habitat structure and regulation of local species diversity in a stony, upland stream. *Ecological Monograph* **68**: 237-257.
- DÖNNI, W. & J. FREYHOF (2002). Einwanderungen von Fischarten in die Schweiz. Rheineinzugsgebiet. *BUWAL. Mitteilungen zur Fischerei* **72**.
- DUELLI, P. (1994). Rote Liste der gefährdeten Tierarten der Schweiz. *BUWAL, Bern*. 97 pp.
- DYTHAM, C. (1999). Choosing and Using Statistics – A Biologist's Guide. *Blackwell Publishing Malden, USA*.
- EGGLISHAW, H.J. & P.E. SHACKLEY (1982). Influence of water depth on dispersion of juvenile salmonids, *Salmo salar* and *S. trutta L.* in a Scottish stream. *Journal of Fish Biology* **21**: 141-156.
eines Fliessgewässers. *EAWAG Jahresbericht 1992*: 60-61.
- EKLÖV, A.G. (1999). Influence of water quality, habitat and species richness on brown trout populations. *Journal of Fish Biology* **54**: 33-43.

- EKLÖV, A.G. & L.A. GREENBERG (1998). Effects of artificial instream cover on the density of 0⁺ brown trout. *Fischeries Management and Ecology* **5**: 45-53.
- EKLÖV, A..G. (1997). Effects of habitat complexity and prey abundance on the spatial and temporal distributions of perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **54**: 1520-1531.
- ELLIOT, S.T. (1986). Reduction of a Dolly Varden population and macrobenthos after removal of logging debris. *Transactions of the American Fisheries Society* **115**: 392-400.
- FAUSCH , K.D. (1988). Models that predict standing crop of stream fish from habitat variables: 1950-88. *U.S. Forest Service General Technical Support PNW-213*.
- FAUSCH, K.D. & R.J WHITE (1981). Competition Between Brook Trout (*Salvelinus fontinalis*) and Brown Trout (*Salmo trutta*) for Positions in a Michigan stream. *Transactions of the American Fisheries Society* **115**: 363-381.
- FAUSCH, K.D. (1984). Profitable stream positions for salmonids: relating specific growth rate to net energy gain. *Canadian Journal of Zoology* **62**: 441-451.
- FEHR, R (1987). Einfache Bestimmung der Korngrößenverteilung von Geschiebematerial mit Hilfe der Linienzahlanalyse. *Schweizer Ingenieur und Architekt*.
- FRISSELL, C.A, W.J LISS, C.E. WARREN, M.D HURLEY (1986). A hierarchical framework for stream habitat classification: viewing streams in a watershed context. *Environmental Management* **10**: 199-214.
- GARNER, P. (1998). Variation in the feeding of 0⁺ cyprinid fish in a regulated river: mesohabit scale effects. *Folia Zoologica* **47**: 61–64.
- GATZ, A.J., M.J SALE, J.M LOAR (1987). Habitat shifts in rainbow trout: competitive influences of brown trout. *Oecologia* **74**: 7-19.
- GERSTER, S. (2006). Skript zum Elektrofischerei-Kurs. *Jagd und Fischerei, Solothurn*.
- GIANNICO, G.R. & M.C. HEALEY (1999). Ideal free distribution theory as a tool to examine juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) habitat choice under different conditions of food abundance and cover. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **56**: 2362-2373.
- GORMAN, O.T. & J.R. KARR (1978). Habitat structure and stream fish communities. *Ecology* **59**: 507-515

- GOWAN, C. & K.D. FAUSCH (1996). Long-term demographic responses of trout populations to habitat manipulation in six Colorado streams. *Journal of Applied Ecology* **6**: 931-946.
- GURNELL, A.M., G.E. PETTS, D.M. HANNAH, B.P.G. SMITH, P.J. EDWARDS, J. KOLLMANN, J.V. WARD, K. TOCKNER (2000). Wood storage within the active zone of a large European gravel-bed river. *Geomorphology* **34**: 55-72.
- HARVEY, B. C., J. L. WHITE, R. J. NAKAMOTO (2005). Habitat-specific biomass, survival and growth of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) during summer in a small coastal stream. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **62**: 650-658.
- HARWEY, B.C. & A.J. STEWART (1991). Fish size and habitat depth relationships in headwater streams. *Oecologia* **87**: 336-342.
- HASEGAWA, K. & K. MAEKAWA (2008). Potential of habitat complexity for mitigating interference competition between native and nonnative salmonid species. *Canadian Journal of Zoology* **86**: 386-393.
- HEGGENES, J. (1996). Habitat Selection by Brown Trout (*Salmo Trutta*) and young Atlantic Salmon (*S.Salar*) in streams: Static and dynamic hydraulic modelling. *Regulated Rivers: Research and*
- HEGGENES, J. (1988). Physical habitat selection by brown trout (*Salmo trutta*) in riverine systems. *Nordic Journal of Freshwater Research* **64**: 74-90.
- HELFMAN, G.S. (1981). The advantage to fishes of hovering in shade. *Copeia* **2**: 392-400.
- HERGER, L.G., W.G. SCHUBERT, M.K. YOUNG (1996). Comparison of Habitat Composition and Cutthroat Trout Abundance at Two Flows in Small Mountain Streams. *North American Journal of Fisheries Management* **16**: 294-301.
- HERMANSEN, H. & C. KROG (1984). Influence of physical factors on density of stocked brown trout (*Salmo trutta fario L.*) in a Danish Lowland Stream. *Fisheries. Management* **15**: 107-115.
- HILDREW, A.G., (1992). Food webs and species interactions. *The Rivers Handbook-Hydrological and Ecological Principles. Blackwell Scientific Publications*: 309-330.
- HILL, J. & G.D GROSSMAN (1993). An energetic model of microhabitat use for rainbow trout and rosyside dace. *Ecology* **74**: 685-698.

- HORAN, D.L., J.L. KERSHNER, C.P. HAWKINS, T.A. CROWL. (2000). Effects of habitat area and complexity on Colorado River cutthroat trout density in Uinta mountain streams. *Transactions of the American Fisheries Society* **129**: 1250-1263.
- HOUSE, R.A. & P.L. BOEHNE (1985). Evaluation of instream enhancement structures for salmonid spawning and rearing in a coastal Oregon stream. *North American Journal of Fish Management* **5**: 283-295.
- HUET, M. (1949). Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courants. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie* **11**: 333-351.
- HUGHES, F.N. & L.M. DILL (1990). Position choice by drift-feeding salmonids: Model and test for arctic grayling (*Thymallus thymallus*) in subarctic mountain streams, Interior Alaska. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **47**: 2039-2048.
- JESSUP, B.K. (1998). A strategy for simulating brown trout population dynamics and habitat quality in an urbanizing watershed. *Ecological Modelling* **112**: 151-167.
- JOHAL, S.L. & J.K. RAWAL (2005). Key to the management of the Western Himalayan Hillstreams in relation to fish species richness and diversity. *Hydrobiologia* **532**: 225-232.
- JUNGWIRTH, M. & H. WINKLER (1983). Die Bedeutung von Flussbettstruktur für Fischgemeinschaften. *Österreichische Wasserwirtschaft* **35**: 229-234.
- JUNGWIRTH, M. (1984). Auswirkungen von Fließgewässerregulierungen auf Fischbestände, Teil II. *Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien*.
- JUNGWIRTH, M., O. MOOG, S. SCHMUTZ (1991). Rheinkraftwerke Schweiz-Lichtenstein, Umweltverträglichkeitsbericht, Fachgutachten C10: *Fischerei und Gewässerökologie*. *Studienkonsortium Rheinkraftwerke Schweiz Lichtenstein*: 244p.
- JUNGWIRTH, M., G. HAIDVOGEL, O. MOOG, S. MUHAR, S. SCHMUTZ (2003). Angewandte Fischökologie an Fließgewässern. *Wien, Facultas Verlags und Buchhandels AG*.
- JUTILA, E., A. AHVONEN, M. LAAMANEN (2001). Influence of environmental factors on the density and biomass of stocked brown trout, *Salmo trutta* L., parr in brooks affected by intensive forestry. *Fisheries Management and Ecology* **6**: 195-205.
- KADYE, W.T. & B.E. MARSHALL (2007). Habitat diversity and fish assemblages in an African river basin (Nyagui River, Zimbabwe). *African Journal of Ecology* **45**: 374-381.

- KARR, J.R., L.A. TOTH, G.D. GORMAN (1983). Habitat preservation for Midwest stream fishes: principles and guidelines. *U.S Environmental Protection Agency, EPA 600/3-83-006, Corvallis, Oregon.*
- KARR, J.R. (1993). Protectin ecological integrity: an urgent society goal. *Yale Journal of international Law*: 297-306.
- KATS, L.B. & L.M DILL (1998). The scent of death: Chemosensory assessment of predation risk by prey animals. *Ecoscience* 5: 361-394.
- KEITH, R.M., T.C BJORN, W.R. MEEHAN, N.J HETRICK, M.A BRUSVEN (1998). Response of juvenile salmonids to riparian and instream cover modifications in small streams flowing through second-growth forests of southeast Alaska. *Transactions of the American Fisheries Society* **127**: 889-907.
- KENNEDY, G.J.A & D.C STRANGE (1986). The effects of intra and inter-specific competition on the distribution of stocked juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in relation to depth and gradient in an upland trout (*Salmo trutta L.*) stream. *Journal of Fish Biology* **29**: 199-214.
- KERSHNER, J. L., C. M. BISCHOFF, D. L. HORAN. (1997). Population, habitat, and genetic characteristics of Colorado River cutthroat trout in wilderness and nonwilderness stream sections in the Uinta Mountains of Utah and Wyoming. *North American Journal of Fisheries Management* **17**:1134-1143.
- KIRCHHOFER, A., M. BREITENSTEIN, B. ZAUGG (2007). Rote Liste der gefährdeten Arten der Schweiz (Fische und Rundmäuler). *BAFU*.
- KÜENZLI, F. (2005). Fischökologische Untersuchung in vier schwallbeeinflussten Schweizer Fliessgewässern. Diplomarbeit. *Eawag/Ethz, Abteilung Fischökologie (APEC), Kastanienbaum.*
- LEK, S. & P. BARAN (1997). Estimations of trout density and biomass: a neural networks approach. *Nonlinear Analysis* **30**: 4985-4990.
- LEPORI, F. & D. PALM (2005). "Does restoration of structural heterogeneity in streams enhance fish and macroinvertebrate diversity? *Ecological Applications* **15**: 2060-2071.
- LEWIS, S.L. (1969). Physical factors influencing fish populations in pools of a trout stream. *Transactions of the American Fisheries Society* **98**: 14-19.

- LI, H.W., G.A. LAMBERTI, T.N. PEARSONS (1994). Cumulative Effects of Riparian Disturbances along High Desert Trout Streams of the John Day Basin, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society* **123**: 627–640.
- LI, H.W., G.A. LAMBERTI, T.N. PEARSON, C.K. TAIT, J.L. LI, J.C. BUCKHOUSE (1994). Cumulative effects of riparian disturbances along high desert trout streams of the John Day basin, Oregon. *Transactions of the American Fisheries Society* **123**: 627-640.
- LIM, P., G. SEGURA, A. BELAUD, C. SABATON (1993). Study of the habitat of brown trout (*Salmo trutta fario*). Role of artificial and natural covers on trout populations. *Bulletin francais de pisciculture* **331**: 373-396.
- LONZARICH, D.G. & T.P. QUINN (1995). Experimental evidence for the effect of depth and structure on the distribution, growth and survival of stream fishes. *Canadian Journal of Zoology* **73**: 2223-2230.
- LURY DE, D.B. (1947). On the Estimation of Biological Populations. *Biometrics* **3**: 145-166.
- MADDOCK, I. (1999). The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* **41**: 373-391.
- MÄKI-PETÄYS, A. (1999). Habitat requirements of juvenile Salmonids – Towards ecologically-based fisheries management in boreal streams. Dissertation. *University of Oulu, Finland. Department of Biology*.
- MÄKI-PETÄYS, A., T. MUOTKA, A. HUUSKO, P. TIKKANEN, P. KREIVI (1997). Seasonal changes in habitat use and preference by juvenile brown trout, *Salmo trutta*, in a northern boreal river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic sciences* **54**: 520-530.
- MALLET, J.P., N. LAMOUROUX, P. SAGNES, H. PERSAT (2000). Habitat preferences of European grayling in a medium size stream, the Ain river, France. *Journal of Fish Biology* **56**: 1312–1326
Management **12**: 155-169.
- MANGELDORF, J. & K. SCHEURMANN (1980). Flussmorphologie. Ein Leitfadens für Naturwissenschaftler und Ingenieure. *R. Oldenburg Verlag GMBH, München*: 292pp.
- MANN, R.H.K. (1996). Environmental requirements of European non-salmonid fish in rivers. *Hydrobiologia* **323**: 223-235.

- MARIDET, L. & Y. SOUCHON (1995). Potential brown trout habitat (*Salmo trutta fario*, L.) in three Massif central streams. Methodological approach and first results on influence of riparian corridors. *Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture* **336**: 1-18.
- MEEHAN, W.R. (1994). Influence of forest and rangeland management on salmonid fishes and their habitat. *U.S. Department of Agriculture Forest Service*.
- MENG, H. J. (1978). Leitfaden für die Elektrofischerei. *Veröffentlichung des Eidgenössischen Amtes für Umweltschutz und der Eidgenössischen Fischereiinspektion* **35**.
- MÉRIGOUX, S. & D. PONTON (1998). Fish richness and species-habitat relationships in two coastal streams of French Guiana, South America. *Environmental Biology of Fishes* **51**: 25-39.
- MORANTZ, D.L., R.K. SWEENEY, C.S. SHIRVELL, D.A. LONGARD (1987). Selection of microhabitat in summer by juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **44**: 120-129.
- MORROW, J. (2000). Habitat requirements for freshwater fish. *EMRRP*.
- MORTENSEN, E. (1977). Density-dependent mortality of trout fry and its relationship to the management of small streams. *Journal of Fish Biology* **11**: 613-617.
- MURPHY, M.L. & J. D. HALL (1981). Varied effects on clear-cut logging on predators and their habitats in small streams of the Cascade Mountains, Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **38**: 137-145.
- MURPHY, M.L., K.V. KOSKI, J. HEIFETZ, S.W. JOHNSON, D. KIRCHHOFER, J.F. THEDINGA (1984). Role of large organic debris as winter habitat for juvenile salmonids in Alaska streams. *Proceedings of the Annual Conference Western Association of Fish and Wildlife Agencies* **64**: 251-262.
- NELSON, N.G. & E. BONSDORFF (1990). Fish predation and habitat complexity: are complexity thresholds real? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* **141**: 183.
- NEUMANN, R.M. & T.L. WILDMAN (2002). Relationships between trout habitat use and woody debris in two southern New England streams. *Ecology of Freshwater Fish* **11**: 240-250.
- NIELSEN, G. (1986). Dispersion of brown trout (*Salmo trutta* L.) in relation to stream cover and water depth. *Polish Archives of Hydrobiology* **33**: 475-488.
- O'CONNOR, N.A. (1991). The effects of habitat complexity on the macroinvertebrates colonising wood substrates in a lowland stream. *Oecologia* **85**: 504-512.

- ORMEROD, S.D., S.M RUNDLE, G.P WILKINSON, K.M DALY, K.D. DALE, I. JUTTNER (1994). Altitudinal trends in the diatoms, bryophytes, macroinvertebrates and fish of a Nepalese river system. *Freshwater Biology* **32**: 309-322.
- PEDROLI, J.C., A. KIRCHHOFER, B. ZAUGG (1986). Verbreitungsatlas der Fische und Krebse in der Schweiz.
- PELICICE, F.M., A.A. AGOSTINHO, S.M. THOMAZ (2005) Fish assemblages associated with *Egeria* in a tropical reservoir: investigating the effects of plant biomass and diel period. *Acta Oecologia* **27**: 9-16.
- PETER, A. (1986). Abgrenzung zwischen Fisch- und Nichtfischgewässern. *Bundesamt für Umweltschutz, Bern*.
- PETER, A. (1992). Analyse von Fischmikrohabitaten zur Beurteilung der strukturellen Komplexität. *Jahresbericht EAWAG*: 60-61.
- PETER, A., M. ERB (1996). Leitfaden für fischbiologische Erhebungen in Fließgewässern unter Einsatz der Elektrofischerei. *BUWAL. Mitteilung zur Fischerei* **58**.
- PETER, A. (2005). Fische: Biologie, Ökologie, Ökonomie. *Vorlesung ETHZ 701-04444*.
- PIÉGAY, H., A. THÉVENET, G.M KONDOLF, N. LANDON (2000). Physical and human factors influencing potential fish habitat distribution along a Mountain River, France. *Geografiska Annaler Series A-Physical Geography* **82 A**: 121-136.
- PLATTS, W.S. & R.L. NELSON (1989). Stream canopy and its relationship to salmonid biomass in the intermountain west. *North American Journal of Fisheries Management* **9**: 46-457.
- QUINN, T.P. & N.P PETERSON (1996). The influence of habitat complexity and fish size on over-winter survival and growth of individually marked juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) in Big Beef Creek, Washington. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **53**: 1555-1564.
- QUIST, M.C. & W.A. HUBERT (2006). Concurrent assessment of fish and habitat in warmwater streams in Wyoming. *Fisheries Management and Ecology* **13**: 9-20.
- RAHEL, F.J. (1991). Fish assemblages and habitat gradients in rocky mountain-great plains stream: Biotic Zonation and Additive Patterns of community change. *Transactions of the American Fisheries Society* **120**: 319-332.

- RAHEL, F.J. & R.A. STEIN (1988). Complex predator-prey interactions and predator intimidation among crayfish, piscivorous fish, and small benthic fish. *Oecologia* **75**: 94-98.
- RALEIGH, R.F., L.D. ZUCKERMAN, P.C. NELSON (1986). Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: Brown Trout. *National Ecology Center. Division of Wildlife and Contaminant Research. Research and Development Fish and Wildlife Service U.S. Department of the Interior Washington, DC 20240*.
- REINHARDT, U.G. & M.C. HEALEY (1997). Size-dependent foraging behaviour and use of cover in juvenile coho salmon under predation risk. *Canadian Journal of Zoology* **75**: 1642-1651.
- RILEY, S.C., K.D. FAUSCH, C. GOWAN (1992). Movement of brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in four small subalpine streams in northern Colorado. *Ecology of Freshwater Fish* **1**: 112-122.
- RIMMER, D.M., U. PAIM, R.L. SAUNDERS (1983). Autumnal habitat shift of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in a small river. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **40**: 671-680.
- RINCON, P.A. & J. LOBON-CERVIA (1993). Microhabitat use by stream-resident brown trout: bioenergetic consequences. *Transactions of the American Fisheries Society* **122**: 575-587.
- ROBINSON, J.L. & P. S. RAND (2005). Discontinuity in fish assemblages across an elevation gradient in a southern Appalachian watershed, USA. *Ecology of Freshwater Fish* **14**: 14-23.
- RONI, P. & T.P. QUINN (2001). Density and size of juvenile salmonids in response to placement of large woody debris in western Oregon and Washington streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **58**: 282-292.
- RONI, P., T.J. BEECHIE, R.E. BILBY, F.E. LEONETTI, M.M. POLLOCK, G.R. PESS (2002). A review of stream restoration techniques and a hierarchical strategy for prioritizing restoration in Pacific northwest watersheds. *North American Journal of Fisheries Management* **22**: 1-20.
- ROSENFELD, J. (2000). Habitat factors affecting the abundance and distribution of juvenile cutthroat trout and coho salmon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **57**: 766-774.
- ROSENZWEIG, M.L. (1981). A theory of habitat selection. *Ecology* **62**: 327-335.
- ROZAS, L.P. & W.E. ODUM (1988). Occupation of submerged aquatic vegetation by fishes: testing the roles of food and refuge. *Oecologia* **77**: 101-106.

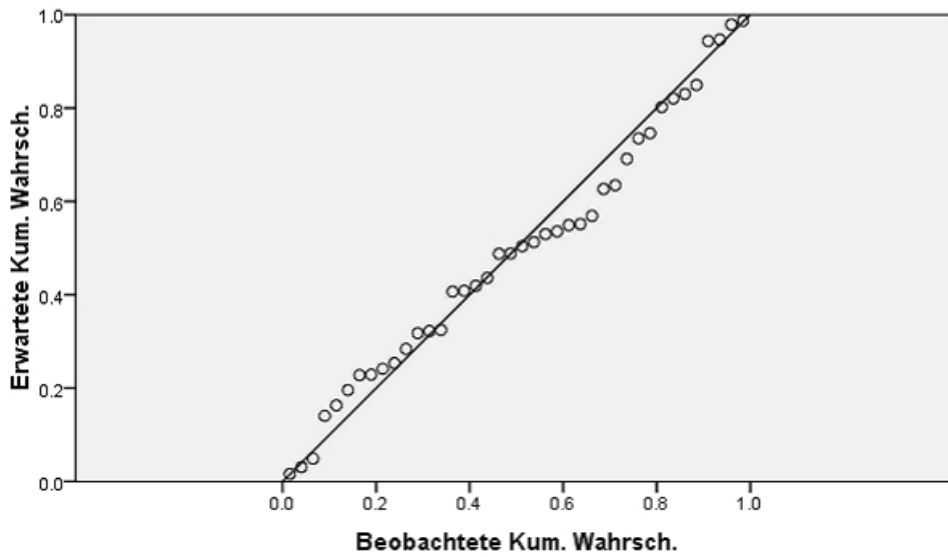
- SAUNDERS, J.W. & M.W. SMITH (1962). Physical alteration of stream habitat to improve brook trout production. *Transactions of the American Fisheries Society* **91**: 185-188.
- SAVINO, J.F., R.A. STEIN (1982). Predator-prey interaction between largemouth bass and bluegills as influenced by simulated, submersed vegetation. *Transactions of the American Fisheries Society* **111**: 255-266.
- SCARNECCHIA, D.L. & E.P. BERGERSEN (1987). Trout Production and Standing Crop in Colorado's Small Streams, As Related to Environmental Features. *North American Journal of Fisheries Management* **7**: 315-330.
- SCHAGER, E. & A. PETER (2001). Bachforellensömmerlinge Phase I. *Projekt Fischnetz, Eawag*.
- SCHAGER, E. & A. PETER (2004). Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Fische Stufe F (flächendeckend). *BUWAL. Mitteilungen zum Gewässerschutz* **44**
- SCHÄLCHLI, U. (2002). Innere Kolmation - Methoden zur Erkennung und Bewertung. Fischnetz-Publikation. EAWAG Dübendorf, pp. 22. (Projekt 01/11)
- SCHIEMER, F., T. SPINDLER, H. WINTERSBERGER, A. SCHNEIDER, A. CHOVANEC (1991). Fish for associations important indicators for the ecological status of large rivers. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* **24**: 2497–2500.
- SCHLOSSER, I.J. (1982). Fish community structure along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs* **52**: 395-414.
- SCHLOSSER, I.J. (1989). Species-area relationships for stream fishes. *Ecology* **70**: 1450-1462.
- SCHNITZER, N. (1992). Die Geschichte des Wasserbaus in der Schweiz. Alte Forscher – Aktuell. *Olythus, Verlag für Verständliche Wissenschaft und Technik, Oberbözingen*. 242 pp.
- SHANNON, C.E. (1948). A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal* **27**: 379–423 and 623–656.
- SHAW, P. J. A. (2003). Multivariate Statistics for the Environmental Sciences. *Hodder Arnold, London*.
- SHIRVELL, C.S. & R.G. DUNGEY (1983). Micro-habitats chosen by brown trout for feeding and spawning in rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* **112**: 355-367

- SHUCK, H.A. (1945). Survival, population density, growth and movement of the wild brown trout in Crystal Creek. *Transactions of the American Fisheries Society* **73**: 209-230.
- SPINA, A.P. (2003). Habitat associations of steelhead trout near the southern extent of their range. *California Fish and Game* **89**: 81-95.
- STICHERT, N.D., W.A. HUBERT, Q.D. SKINNER (2001). A test of factors hypothesized to influence biomass of salmonids in Rocky Mountain streams. *Journal of Freshwater Ecology* **16**: 439-500.
- STRAKOSH, T.R., R.M. NEUMANN, R.A. JACOBSON (2003). Development and assessment of habitat suitability criteria for adult brown trout in southern New England rivers. *Ecology of Freshwater Fish* **12**: 265-274.
- SUAREZ, Y.R., S.B. VALERIO, K.Y. TONDADO, A.C. FLORENTINO, T.R.A. FELIPE, L.Q.L. XIMENES L.S. LOURENCO (2007). Fish Species Diversity in Headwaters Streams of Paraguay and Paraná Basins. *Brazilian Archives of Biology and Technology* **50**: 1033-1042.
- SUNDBAUM, K. & I. NÄSLUND (1998). Effects of woody debris on the growth and behaviour of brown trout in experimental stream channels. *Canadian Journal of Zoology* **76**: 56-61.
- SWALES, S. & K. O'HARA (1983). A short-term study of the effects of a habitat improvement programme on the distribution and abundance of fish stocks in a small lowland river in Shropshire. *Fish. Management* **14**: 135-144.
- THÉVENET, A. (1998). Intérêt des débris ligneux grossiers pour les poissons dans les grandes rivières. Pour une prise en compte de leur dimension écologique dans la gestion des cours d'eau. *Ph. D Thesis, Lyon 1 University, France*.
- THÉVENET, A. & B. STATZNER (1999). Linking fluvial fish community to physical habitat in large woody debris : sampling effort, accuracy and precision. *Archiv für Hydrobiologie* **145**: 57-77.
- URABE, H. & S. NAKANO (1999). Linking microhabitat availability and local density of Rainbow trout in low-gradient Japanese streams. *Ecological Research* **14**: 341-349.
- VAW & EPFL. (2006). Kraftwerksbedingter Schwall-Sunk – Eine Standortbestimmung.
- VISCHER, D. (2003). Die Geschichte des Hochwasserschutzes in der Schweiz. Von den Anfängen bis ins 19. Jahrhundert. *Berichte des BWG, Serie Wasser, Bern*. 208 pp.
- VONO, V. & F.A.R. BARBOSA (2001). Habitats and littoral zone fish community structure of two natural lakes in southeast Brazil. *Environmental Biology of Fishes* **61**: 371–379.

- WESCHE, T.A., C.M. GOERTLER, W.A. Hubert (1987). Modified habitat suitability index model for brown trout in southeastern Wyoming. *North American Journal of Fisheries Management* **7**: 232-237.
- WHITE, G.C., D.R. ANDERSON, K.P. BURNHAM, D.L. OTIS (1982). Capture-Recapture and removal methods for sampling closed populations. *Los Alamos National Laboratory*: LA-8787-NERP, UC-11, 235 pp.
- WILHELM, J., J. ALLAN (2005). Habitat Assessment of Non-Wadeable Rivers in Michigan. *Environmental Management* **36**: 592-609.
- WILLIAMS, A. E., K. HENDRY, D.C. BRADLEY, R. WATERFALL, D. CRAGG-HINE (2005). The importance of habitat heterogeneity to fish diversity and biomass. *Journal of Fish Biology* **67**: 261–278.
- WILLIS, S., K. WINEMILLER (2005). Habitat structural complexity and morphological diversity of fish assemblages in a Neotropical floodplain river. *Ecologia* **142**: 284-295.
- WOOLSEY, S. (2005). Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen. *Rhone-Thur Projekt*.
- ZALEWSKI, M., F. SCHIEMER (1991). The Importance of Riparian Ecotones for Diversity and Productivity of Riverine Fish Communities. *Netherlands Journal of Zoology* **42**: 323-335.
- ZARET. T.M. & A.S. RAND (1971). Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle. *Ecology* **52**: 336-342.
- ZOELLICK, B.W (2004). Density and biomass of redband trout relative to stream shading and temperature in southwestern Idaho. *Western North American Naturalist* **64**: 18-26.
- ZUBIN, J. (1935). Note on a transformation function for proportions and percentages. *Journal of Applied Psychology* **19**: 213-220.

9.2 Multiple lineare Regression - Residuenanalyse

A.)



B.)

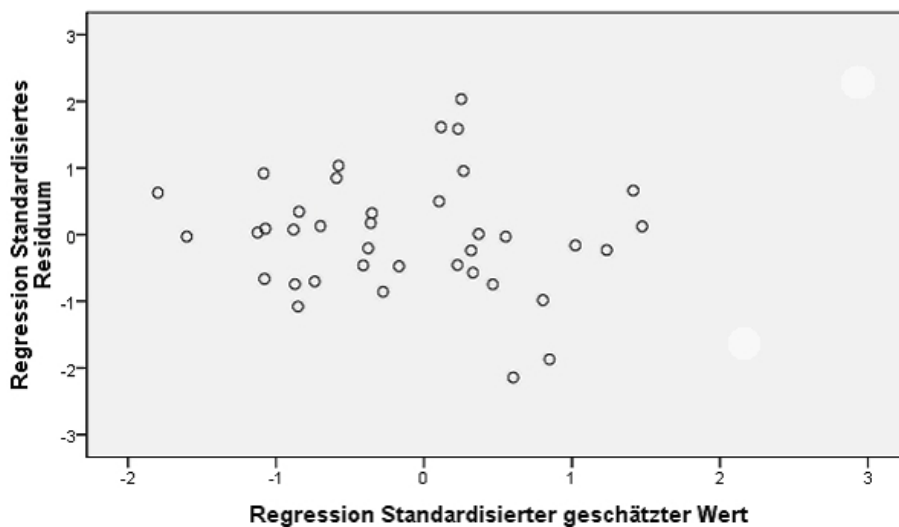


Abbildung 9.1: **Residuenanalyse der abhängigen Variabel Gesamtfischbiomasse.** A.) Die beobachtete Kummutative Wahrscheinlichkeit aufgetragen gegen die erwartete Kummutative Wahrscheinlichkeit: Die Residuen liegen mehr oder weniger auf einer 45 Grad Geraden. Die Annahme, die Residuen seien normalverteilt, ist erfüllt. B.) Die Regression Standardisierter geschätzter Wert aufgetragen gegen die Regression Standardisiertes Residuum: Sie sind heterogen um null gestreut. Die Annahme der Varianzhomogenität ist somit erfüllt.

9.3 Lineare Regression – Habitatsparameter vs. Gesamtfischbiomasse

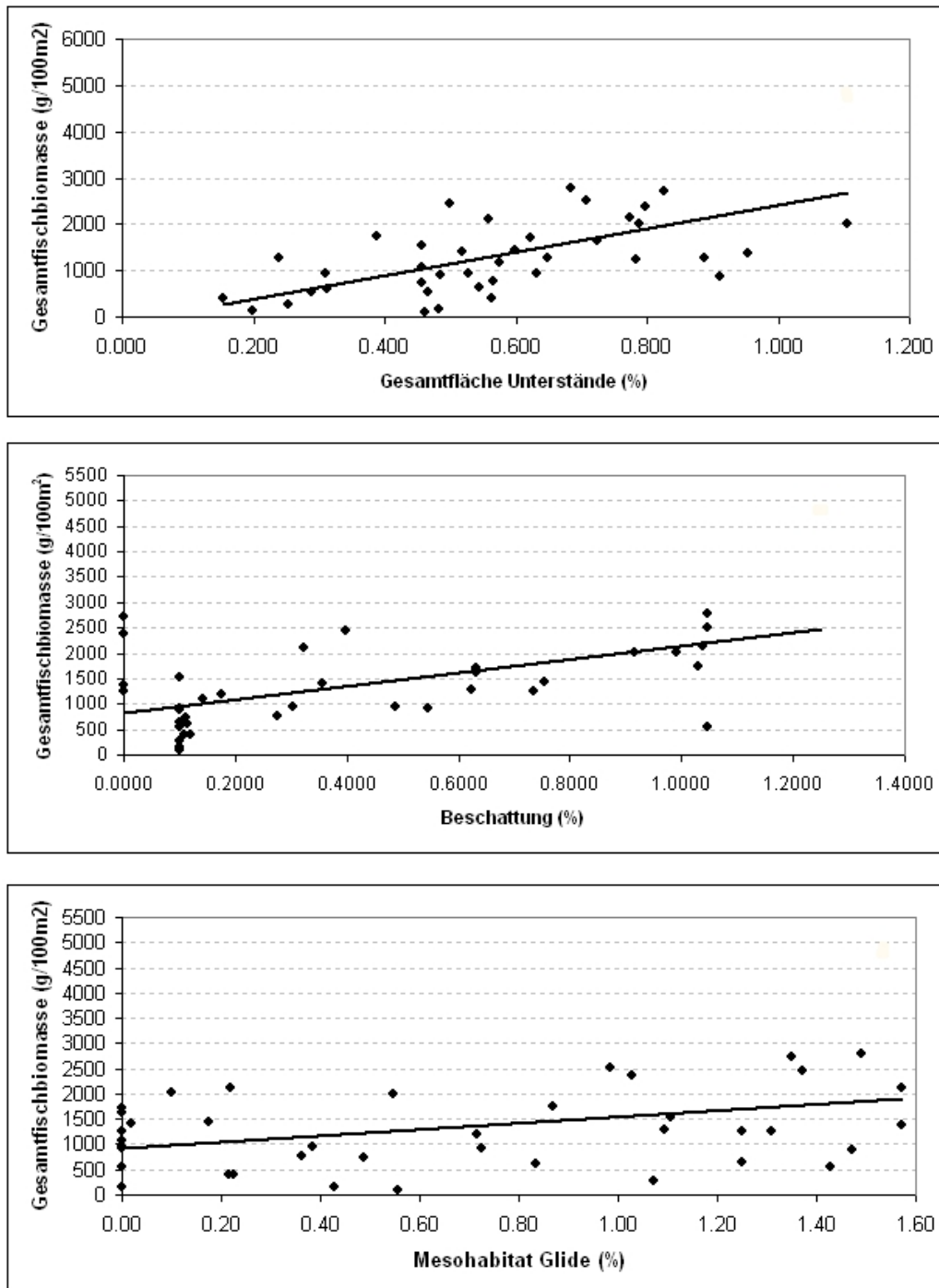


Abbildung 9.2: Streudiagramme der Gesamtfischbiomasse aufgetragen gegen die in der multiplen linearen Regressionsanalyse gefundenen Habitatsparameter Gesamtfläche Unterstände ($p < 0.001$, $R^2 = 0.383$), Beschattung ($p < 0.001$, $R^2 = 0.297$) und Mesohabitat Glide ($p < 0.05$, $R^2 = 0.047$). Alle drei Variablen sind jeweils arcsin-root transformiert. Die P- und R^2 -Werte stammen aus der Einzelhabitatsparameteranalyse (vgl. 3.2.2).

9.4 Lineare Regression – Habitatsparameter vs. $\log(\text{Bachforellendichte})$

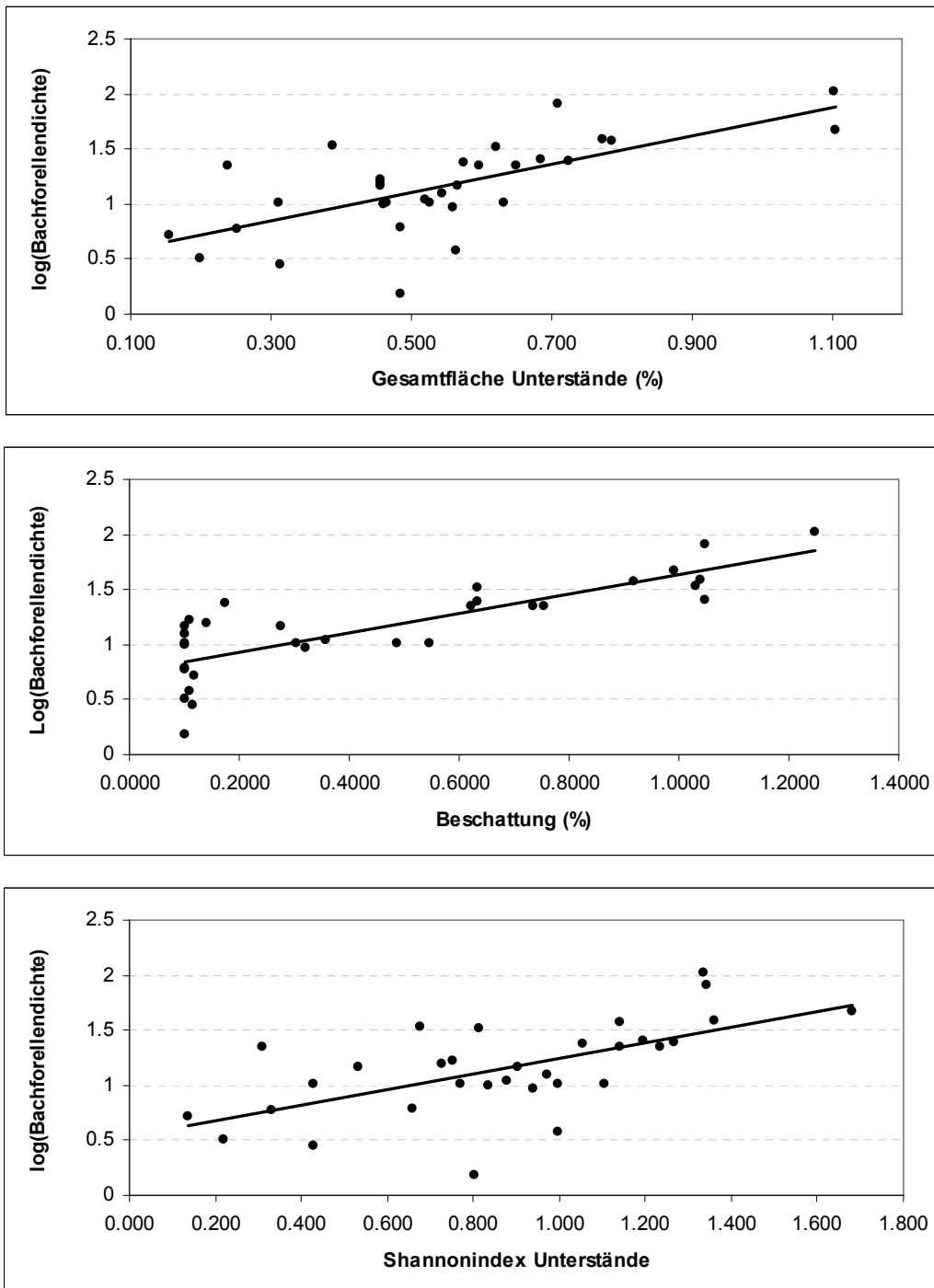


Abbildung 9.3: Streudiagramme des Logarithmus der Bachforellenbiomasse aufgetragen gegen die in der multiplen linearen Regressionsanalyse gefundenen Habitatsparameter Gesamtfläche Unterstände ($p < 0.001$, $R^2 = 0.487$), Shannonindex Unterstände ($p < 0.001$, $R^2 = 0.311$) und Beschattung ($p < 0.001$, $R^2 = 0.611$). Die Variablen Gesamtfläche Unterstände und Beschattung sind jeweils arcsin-root transformiert. Die P- und R^2 -Werte stammen aus der Einzelhabitatsparameteranalyse (vgl. 3.2.2).

9.5 Übersicht Fischbiomasse, -dichte und Habitatsparameter

Tabelle 9.2: Übersicht über die Fischbiomassen, -dichten und alle Habitatsparameter.

Gewässer	Gesamtbiomasse(g/100m ²)	BF-Biomasse(g/100m ²)	BF-Dichte(Anzahl/100m ²)	Meter über Meer (m)	Gefälle (%)	Mittlere Breite (m)
Schresa_CEF(TI)	1719	1719	119	810.0	229.0	2.30
Croarescio Fossural(TI)	1262	1262	150	990.0	154.0	4.78
Bassengo Cari di dentro(TI)	538	538	130	1780.0	167.0	2.88
Bassengo chincengo(TI)	2129	2129	66	815.0	151.0	4.67
Orsara di dentro(TI)	778	778	95	1460.0	55.0	5.73
Orsara Bovarina(TI)	394	394	145	1958.0	66.0	3.26
Barugia Ronco (TI)	148	148	185	790.0	103.0	9.28
Ghibbassa Sotto Ghibbio(TI)	1631	1631	125	1140.0	206.0	4.16
Ghibbassa Paese(TI)	2014	2014	41	1290.0	161.0	1.89
Ri Di Lischer(TI)	2010	2010	129	1430.0	23.3	1.52
Brenno Alpe Gana(TI)	388	388	48	1805.0	22.0	7.07
Grap Alv unten(GR)	646	646	73	2029.0	14.0	3.32
Tambobach untere Schwellen(GR)	1411	1411	35	1480.0	80.9	5.79
Tambobach Einmündung S-Bach (GR)	953	953	97	1925.0	132.0	4.72
Calancasca (GR)	166	166	51	1039.0	19.2	10.12
Julia Brücke Spleis (GR)	743	743	79	870.0	34.5	7.12
Peschavirto (GR)	928	928	59	1088.0	27.0	6.94
Puschlav Entwässerungskanal(GR)	4827	4436	98	970.0	5.0	2.03
Ryckenbach (LU)	1449	1342	42	526.0	17.0	2.90
Buechwigger (LU)	949	949	47	605.0	21.8	5.03
Luthern Elmatt (LU)	1087	1087	52	680.0	17.6	7.32
Wyna untere Rampe (AG)	1742	1680	29	570.0	16.1	5.69
Wyna obere Rampe (AG)	1280	1208	93	570.0	16.1	10.87
Lichtensteiner Binnenkanal (LU)	2107	1090	9	435.0	15.4	5.15
Baezgraben Andermatt (UR)	2514	2478	52	1450.0	13.1	2.49
Bünz Mörken (AG)	92	63	44	370.0	11.8	8.80
Bünz Autobahn (AG)	272	208	8	376.0	5.6	5.20
Seewag renaturiert (LU)	2785	2067	73	559.0	7.5	3.27
Seewag Kuhweide (LU)	1529	1188	53	559.0	7.5	3.03
Seewag Bahnstrecke (LU)	1187	1187	25	559.0	7.5	2.75
Esche (FL)	546	0	0	430.0	6.2	4.26
Spierbach (FL)	2449	0	0	440.0	5.5	2.35
Furtbach unterhalb ARA D1 (ZH)	2726	0	0	443.0	0.3	3.52
Furtbach unterhalb ARA D2 (ZH)	886	0	0	443.0	0.3	3.61
Furtbach oberhalb ARA U1 (ZH)	2380	0	0	443.0	0.3	2.63
Furtbach oberhalb ARA U2 (ZH)	1371	0	0	443.0	0.3	2.53
Chriesbach DS (ZH)	1259	0	0	376.0	1.7	4.69
Chriesbach US (ZH)	1253	0	0	376.0	1.7	5.18
Wigger Schotz	909	850	6	500.0	15.0	8.10
Wigger Nebikon	611	607	3	500.0	15.0	8.20

Gewässer	Mittlere Tiefe (m)	VC Tiefe	VC Breite	Pool_meso (%)	Riffle_meso (%)	Glide_meso (%)	Cascade_meso (%)
Sciresa_CEF1(TI)	0.29	0.456	0.541	0.621	0.370	0.000	0.816
Crorescio Rossural(TI)	0.39	0.225	0.338	0.765	0.472	0.000	0.594
Bassengo Carl di dentro(TI)	0.36	0.717	0.932	0.685	0.654	0.000	0.500
Bassengo chinchengo(TI)	0.47	0.540	0.357	0.825	0.299	0.218	0.608
Orsaira di dentro(TI)	0.44	0.424	0.404	0.617	0.596	0.361	0.494
Orsaira Bovarina(TI)	0.26	0.232	0.338	0.566	0.841	0.226	0.334
Barougia Ronco (TI)	0.32	0.402	0.744	0.631	0.704	0.427	0.251
Gribiasca Sotto Gribbio(TI)	0.45	0.353	0.440	0.639	0.610	0.000	0.598
Gribiasca Paese(TI)	0.33	0.798	0.328	0.750	0.785	0.100	0.159
Ri Di Lische(TI)	0.21	0.309	0.400	0.571	0.693	0.546	0.176
Brenno Alpe Gana(TI)	0.26	0.554	0.264	0.305	1.194	0.215	0.000
Grap Alv unten(GR)	0.52	0.232	0.169	0.000	0.322	1.249	0.000
Tambobach untere Schwelle(GR)	0.55	0.702	0.246	0.586	0.352	0.000	0.861
Tambobach Einnündung S-Bach (GR)	0.45	0.261	0.252	0.659	0.389	0.000	0.767
Calanasca (GR)	0.54	0.308	0.156	0.644	0.760	0.000	0.418
Julia Brücke Spiels (GR)	0.57	0.310	0.245	0.680	0.591	0.488	0.277
Poschiavino (GR)	0.43	0.179	0.105	0.219	1.351	0.000	0.000
Puschlav Entwässerungskanal(GR)	0.56	0.275	0.269	0.247	0.226	1.233	0.000
Ryckenbach (LU)	0.26	0.366	0.153	0.338	1.187	0.174	0.000
Buechwiger (LU)	0.27	0.707	0.332	0.580	0.846	0.383	0.000
Luthern Eimatt (LU)	0.41	0.321	0.168	0.555	1.016	0.000	0.000
Wyra untere Rampe (AG)	0.46	0.392	0.112	0.294	0.571	0.870	0.201
Wyra obere Rampe (AG)	0.38	0.659	0.615	0.000	0.476	1.095	0.000
Lichtensteiner Binnenkanal (LU)	0.56	0.038	0.038	0.000	0.000	1.571	0.000
Baezgraben Andermatt (UR)	0.35	0.298	0.155	0.383	0.418	0.986	0.000
Bünz Mörken (AG)	0.29	0.472	0.207	0.338	0.866	0.558	0.174
Bünz Autobahn (AG)	0.42	0.131	0.010	0.000	0.000	1.571	0.000
Seewag renaturiert (LU)	0.41	0.371	0.271	0.226	0.524	0.991	0.174
Seewag Kuhweide (LU)	0.30	0.260	0.138	0.000	0.464	1.107	0.000
Seewag Bahnstrecke (LU)	0.30	0.569	0.142	0.425	0.685	0.715	0.000
Esche (FL)	0.42	0.220	0.040	0.142	0.000	1.429	0.000
Spiesbach (FL)	0.49	0.158	0.214	0.000	0.000	1.571	0.000
Furtbach unterhalb ARA D1 (ZH)	0.40	0.293	0.120	0.322	0.261	1.150	0.000
Furtbach unterhalb ARA D2 (ZH)	0.49	0.166	0.173	0.000	0.000	1.571	0.000
Furtbach oberhalb ARA U1 (ZH)	0.31	0.362	0.173	0.322	0.421	1.028	0.000
Furtbach oberhalb ARA U2 (ZH)	0.30	0.256	0.169	0.000	0.000	1.571	0.000
Chriesbach DS (ZH)	0.51	0.076	0.129	0.129	0.293	1.249	0.000
Chriesbach US (ZH)	0.54	0.129	0.082	0.261	0.000	1.310	0.000
Wigger Schoetz	0.27	0.220	0.150	0.846	0.000	0.725	0.000
Wigger Nebikon	0.30	0.180	0.170	0.735	0.000	0.835	0.000

Gewässer	Fläche Unterstände (%)	Shannonindex Unterstände	Pools_mikro (%)	Turbulenzen_mikro (%)	Totholz_mikro (%)
Sofresa_CEF1(TI)	0.622	0.814	0.443	0.359	0.000
Croarescio Rossura(TI)	0.649	1.140	0.421	0.336	0.000
Bassengo Car di dentro(TI)	0.466	0.997	0.348	0.121	0.042
Bassengo chinchengo(TI)	0.773	1.361	0.485	0.406	0.024
Orsaira di dentro(TI)	0.565	0.904	0.448	0.215	0.059
Orsaira Bovarina(TI)	0.564	0.996	0.342	0.227	0.000
Barougia Ronco (TI)	0.198	0.218	0.111	0.051	0.020
Gribbasca Sotlo Gribbio(TI)	0.724	1.267	0.506	0.294	0.000
Gribbasca Paese(TI)	0.787	1.140	0.654	0.051	0.000
Ri Di Lische(TI)	1.106	1.680	0.327	0.000	0.137
Brenno Alpe Gana(TI)	0.155	0.138	0.116	0.000	0.000
Grapp Alv unten(GR)	0.545	0.971	0.055	0.078	0.000
Tambobach untere Schwelle(GR)	0.519	0.880	0.342	0.198	0.046
Tambobach Einmündung S-Bach (GR)	0.632	1.106	0.410	0.346	0.000
Calancasca (GR)	0.484	0.803	0.311	0.195	0.000
Julia Brücke Spiels (GR)	0.456	0.752	0.282	0.136	0.000
Peschivino (GR)	0.310	0.430	0.135	0.168	0.055
Puschlav Entwässerungskanal(GR)	1.103	1.336	0.099	0.070	0.000
Ryckenbach (LU)	0.598	1.233	0.317	0.216	0.167
Buechwigger (LU)	0.528	0.769	0.473	0.140	0.044
Luthern Einmatt (LU)	0.457	0.727	0.338	0.224	0.084
Wyyna untere Rampe (AG)	0.398	0.678	0.084	0.209	0.029
Wyyna obere Rampe (AG)	0.238	0.310	0.000	0.015	0.147
Lichtensteiner Binnenkanal (LU)	0.559	0.940	0.000	0.000	0.429
Baezgraben Andermatt (UR)	0.709	1.342	0.239	0.000	0.000
Bunz Mörken (AG)	0.461	0.837	0.246	0.189	0.099
Bunz Autobahn (AG)	0.253	0.332	0.000	0.000	0.000
Seewag renaturiert (LU)	0.685	1.195	0.221	0.000	0.097
Seewag Kuhlweide (LU)	0.457	0.532	0.000	0.000	0.000
Seewag Bahnstrecke (LU)	0.574	1.055	0.413	0.180	0.064
Esche (FL)	0.288	0.309	0.000	0.000	0.000
Spiersbach (FL)	0.500	0.660	0.000	0.000	0.000
Furtbach unterhalb ARA D1 (ZH)	0.825	1.298	0.219	0.000	0.000
Furtbach unterhalb ARA D2 (ZH)	0.912	1.264	0.000	0.000	0.000
Furtbach oberhalb ARA U1 (ZH)	0.797	1.398	0.223	0.000	0.000
Furtbach oberhalb ARA U2 (ZH)	0.954	1.269	0.000	0.000	0.000
Chriesbach DS (ZH)	0.888	1.059	0.065	0.038	0.000
Chriesbach US (ZH)	0.784	1.002	0.114	0.000	0.000
Wigger Schoetz	0.486	0.660	0.351	0.211	0.114
Wigger Nebikon	0.313	0.430	0.226	0.142	0.110

Gewässer	unterspuelte Ufer_mikro (%)	überhängende Vegetation_mikro (%)	Steine_mikro (%)	mittlere Fließgeschwindigkeit (m/s)
Sclresia_CEFF1(TI)	0.045	0.000	0.174	0.110
Croarescio Rosssura(TI)	0.053	0.118	0.376	0.248
Bassengo Cari di dentro(TI)	0.000	0.000	0.356	0.151
Bassengo chinchengo(TI)	0.000	0.323	0.336	0.280
Orsaira di dentro(TI)	0.042	0.000	0.309	0.230
Orsaira Boverina(TI)	0.087	0.068	0.450	0.216
Barougia Ronco (TI)	0.032	0.000	0.211	0.175
Gribbiasca Soto Gribbio(TI)	0.088	0.000	0.441	0.226
Gribbiasca Paese(TI)	0.110	0.065	0.474	0.095
Ri Di Lische(TI)	0.190	0.903	0.357	0.108
Brenno Alpe Gama(TI)	0.079	0.054	0.028	0.320
Grap Alv unten(GR)	0.082	0.168	0.590	0.235
Tambobach untere Schwelle(GR)	0.104	0.000	0.367	0.340
Tambobach Einnündung S-Bach (GR)	0.137	0.099	0.290	0.320
Calancasca (GR)	0.000	0.000	0.413	0.344
Julia Brücke Spiels (GR)	0.053	0.000	0.440	0.188
Poschiavino (GR)	0.000	0.039	0.243	0.400
Puschlav Entwässerungskanal(GR)	0.000	0.366	0.000	0.068
Ryckenbach (LU)	0.217	0.204	0.095	0.337
Buechwigger (LU)	0.044	0.085	0.140	0.268
Luthern Elmatt (LU)	0.000	0.040	0.088	0.388
Wyra untere Rampe (AG)	0.071	0.118	0.202	0.152
Wyra obere Rampe (AG)	0.000	0.172	0.061	0.055
Lichtensteiner Binnenkanal (LU)	0.136	0.281	0.000	0.164
Baezgraben Andermatt (UR)	0.232	0.761	0.000	0.198
Bünz Moriken (AG)	0.011	0.000	0.346	0.670
Bünz Autobahn (AG)	0.028	0.234	0.087	0.147
Seewag renaturiert (LU)	0.092	0.534	0.256	0.316
Seewag Kuhweide (LU)	0.000	0.445	0.000	0.600
Seewag Bahnstrecke (LU)	0.124	0.134	0.116	0.263
Esche (FL)	0.000	0.040	0.000	0.043
Spiersbach (FL)	0.000	0.228	0.000	0.004
Furtbach unterhalb ARA D1 (ZH)	0.075	0.215	0.000	0.071
Furtbach unterhalb ARA D2 (ZH)	0.000	0.296	0.000	0.115
Furtbach oberhalb ARA U1 (ZH)	0.226	0.285	0.000	0.041
Furtbach oberhalb ARA U2 (ZH)	0.063	0.179	0.063	0.157
Chriesbach DS (ZH)	0.000	0.296	0.000	0.126
Chriesbach US (ZH)	0.000	0.238	0.000	0.067
Wigger Schoetz	0.000	0.293	0.000	0.450
Wigger Nebikon	0.000	0.000	0.000	0.550

Gewässer	VC Fließgeschwindigkeit	Mittlere Substratgröße (cm)	Beschattung (%)	Bäume (%)	Büsche (%)	Gras (%)
Sclresca_CEEF1(TI)	1.592	2.716	0.633	0.000	1.571	0.000
Croarescio Rossurai(TI)	1.116	2.301	0.735	1.571	0.000	0.000
Bassengo Cari di dentro(TI)	1.306	2.702	0.100	0.000	0.000	1.571
Bassengo chinchengo(TI)	1.324	2.239	1.040	1.249	0.322	0.000
Orsaira di dentro(TI)	1.225	2.262	0.275	1.249	0.322	0.000
Orsaira Boverina(TI)	1.370	2.058	0.110	0.000	0.000	1.571
Barouglia Ronco (TI)	1.432	2.339	0.100	1.107	0.000	0.000
Gribbiasca Sotto Gribbio(TI)	1.201	2.071	0.633	1.571	0.000	0.000
Gribbiasca Paese(TI)	1.565	1.753	0.917	0.226	0.000	1.345
Ri Di Lische(TI)	1.593	2.339	0.991	0.000	1.107	0.464
Brenno Alpe Gama(TI)	0.492	2.040	0.119	0.000	0.105	0.854
Grap Alv unten(GR)	0.531	2.054	0.100	0.000	0.000	1.571
Tambobach untere Schwelle(GR)	1.143	2.249	0.357	1.571	0.000	0.000
Tambobach Einmündung S-Bach (GR)	0.857	2.283	0.305	0.000	0.785	0.785
Calancasca (GR)	0.988	3.072	0.100	0.464	0.000	0.000
Julia Brücke Spiels (GR)	1.367	2.180	0.111	1.571	0.000	0.000
Poschiavino (GR)	0.500	2.882	0.546	0.608	0.924	0.193
Puschlav Entwässerungskanal(GR)	1.340	2.673	1.249	0.464	0.685	0.685
Ryckenbach (LU)	0.707	2.476	0.755	0.419	0.412	0.957
Buechwigger (LU)	0.946	2.400	0.488	0.682	0.657	0.491
Luthern Elmatt (LU)	0.740	2.338	0.142	0.071	0.428	0.604
Wyra untere Rampe (AG)	1.078	4.089	1.031	1.571	0.000	0.000
Wyra obere Rampe (AG)	1.473	2.717	0.623	1.107	0.464	0.000
Lichtensteiner Binnenkanal (LU)	0.821	1.789	0.322	1.047	0.524	0.000
Baezgraben Andermatt (UR)	0.688	1.946	1.047	0.000	0.000	1.571
Bünz Moriken (AG)	0.200	1.753	0.100	0.000	0.000	0.000
Bünz Autobahn (AG)	0.626	3.609	0.100	0.378	0.374	1.025
Seewag renaturiert (LU)	0.625	1.612	1.047	0.000	0.285	1.286
Seewag Kuhweide (LU)	0.334	1.917	0.100	0.000	0.000	1.571
Seewag Bahnstrecke (LU)	0.562	1.716	0.174	0.000	0.423	1.148
Esche (FL)	0.950	1.000	1.047	0.785	0.000	0.785
Spiersbach (FL)	1.380	1.000	0.398	0.226	0.000	1.345
Furtbach unterhalb ARA D1 (ZH)	1.013	1.000	0.000	0.524	0.524	0.785
Furtbach unterhalb ARA D2 (ZH)	0.896	1.000	0.100	0.464	0.580	0.785
Furtbach oberhalb ARA U1 (ZH)	2.127	1.000	0.000	0.322	0.524	0.938
Furtbach oberhalb ARA U2 (ZH)	1.007	1.000	0.000	0.524	0.000	1.047
Chriesbach DS (ZH)	0.675	2.165	0.000	0.580	0.580	0.685
Chriesbach US (ZH)	1.178	1.727	0.000	0.000	0.785	0.785
Wigger Schoetz	0.560	1.650	0.100	0.785	0.785	0.000
Wigger Nebikon	0.540	1.870	0.114	0.464	0.685	0.685

Gewässer	Verbaungsgrad Ufer (%)
Sotresa_CEF1(TI)	0.000
Croarescio Rossaurai(TI)	0.000
Bassergo Cari di dentro(TI)	0.000
Bassergo chinchengo(TI)	0.000
Orsaira di dentro(TI)	0.000
Orsaira Bovarina(TI)	0.000
Barougia Ronco (TI)	0.000
Gribbiasca Sotto Gribbio(TI)	0.000
Gribbiasca Paese(TI)	0.785
Ri Di Lische(TI)	0.000
Brenno Alpe Gana(TI)	0.000
Grap Alv unten(GR)	0.000
Tambobach untere Schwelle(GR)	0.000
Tambobach Einmündung S-Bach (GR)	0.000
Calancasca (GR)	0.835
Julia Brücke Spiels (GR)	0.000
Poschiavino (GR)	0.000
Fuschlav Entwässerungskanal(GR)	1.571
Ryckenbach (LU)	0.000
Buechwigger (LU)	1.571
Luthern Elmatt (LU)	1.571
Wyna untere Rampe (AG)	0.335
Wyna obere Rampe (AG)	0.277
Lichtensteiner Binnenkanal (LU)	1.571
Baezgraben Andermatt (UR)	0.000
Bünz Mörken (AG)	0.000
Bünz Autobahn (AG)	1.571
Seewag renaturiert (LU)	0.000
Seewag Kulturweide (LU)	0.226
Seewag Bahnstrecke (LU)	1.571
Esche (FL)	1.571
Spiersbach (FL)	1.571
Furtbach unterhalb ARA D1 (ZH)	0.000
Furtbach unterhalb ARA D2 (ZH)	0.000
Furtbach oberhalb ARA U1 (ZH)	0.322
Furtbach oberhalb ARA U2 (ZH)	0.785
Chriesbach DS (ZH)	1.571
Chriesbach US (ZH)	1.571
Wigger Schoelz	1.571
Wigger Nebikon	1.571

9.6 Übersicht der Dichten der 0⁺, juvenilen und adulten Bachforellen

Tabelle 9.3: Übersicht der Dichten (Ind./100m²) der 0⁺, juvenilen und adulten Bachforellen.

Gewaesser	0+ Fischedichte	Juvenildichte	Adultdichte	Total BF
Sciresa_CEF1(TI)	5	26	1	32
Croaescio Rosssura(TI)	3	15	4	22
Bassengo Cari di dentro(TI)	0	9	1	10
Bassengo chinchengo(TI)	11	23	5	38
Orsaira di dentro(TI)	2	11	1	14
Orsaira Bovarina(TI)	2	0	2	4
Barougia Ronco (TI)	0	2	0	3
Gribbiasca Sotto Gribbio(TI)	2	18	4	24
Gribbiasca Paese(TI)	0	31	4	35
Ri Di Lische(TI)	16	26	4	46
Brenno Alpe Gana(TI)	0	3	1	5
Grap Alv unten(GR)	3	6	2	12
Tambobach untere Schwelle(GR)	0	6	5	11
Tambobach Einmuendung S-Bach (GR)	2	4	4	10
Calancasca (GR)	0	1	1	2
Julia Bruecke Spleis (GR)	0	14	2	16
Poschiavino (GR)	4	5	0	10
Puschlav Entwaesserungskanal(GR)	47	40	18	105
Ryckenbach (LU)	17	3	3	22
Buechwigger	19	4	3	27
Wyna untere Rampe (AG)	11	10	3	23
Wyna obere Rampe (AG)	9	5	2	16
Lichtensteiner Binnenkanal (LI)	3	4	2	9
Baezgraben Andermatt (UR)	39	35	6	80
Buenz Moeriken (AG)	9	0	0	9
Buenz Autobahn (AG)	5	0	0	6
Seewag renaturiert (LU)	13	6	5	24
Seewag Kuhweide (LU)	9	3	2	15
Seewag Bahnstrecke (LU)	17	3	3	24
Wigger Schoetz (LU)	2	1	4	6
Wigger Nebikon (LU)	1	0	2	3

