



**Sukzession der Fischfauna in
einem neu geschaffenen
Seitengerinne der Aare am
Beispiel des Wildibachs**

**Diplomarbeit von Lukas Boller & Dave Würmli
Abteilung für Umweltnaturwissenschaften
der ETH Zürich**

**Ausgeführt an der Eidgenössischen Anstalt für
Wasserversorgung, Abwasserreinigung und
Gewässerschutz (EAWAG)
in CH-6047 Kastanienbaum**

Mai bis November 2004

Betreuer: Dr. A. Peter und Dr. Tom Gonser

Lukas Boller
Löwengässchen 3
8200 Schaffhausen
pfatz@bluewin.ch

Dave Würmli
Rebrainstr. 6
5600 Ammerswil
davewuermli@bluemail.ch

Titelbild: Elritzen im Wildibach

Vorwort

Die vorliegende Arbeit ist eine Diplomarbeit im Studiengang der Umweltwissenschaften der ETH Zürich, welche während sechs Monaten, von Mai bis November 2004, entstand.

Das Thema wurde von Lukas Boller und Dave Würmli selbst gewählt und war kein ausgeschriebenes Diplomarbeitsthema.

Die Wahl des Untersuchungsgebietes fiel aufgrund verschiedener Faktoren auf den Wildibach. Die Aarelandschaft von Aarau bis Brugg ist ein wohlbekannter und geschätzter Naherholungsraum, in welchem zurzeit grosse Anstrengungen zur Revitalisierung der ursprünglichen Lebensräume unternommen werden. Die Schaffung eines komplett neuen Bachlaufes, wie dies mit dem Wildibach geschah, ist eine dieser Massnahmen. Es war schwierig, Prognosen über den Ablauf der Besiedlung zu stellen. Zudem birgt es ein gewisses Risiko, eine Diplomarbeit zum Thema Sukzession zu schreiben, welche sich an einen kurzen, festgelegten Zeitrahmen zu halten hat. Die Arbeit bot indes eine interessante Möglichkeit, eine Art Erfolgskontrolle durchzuführen und eine Datengrundlage der Entwicklung des ersten Jahres dieses Gewässers bereitzustellen. Diese Grundlagen können bei zukünftigen Untersuchungen des Wildibachs äusserst wertvoll sein und erlauben auch einen Vergleich mit derartigen Massnahmen bei anderen Gewässern.

Da uns beiden ein grosses Interesse am Erfolg und der Entwicklung dieser Revitalisierungsmassnahme gemein war, beschlossen wir das Thema in einer Diplomarbeit zu bearbeiten.

In Dr. A. Peter fanden wir einen erfahrenen Betreuer, der uns diese Arbeit erst ermöglichte.

Danksagung

Diese Arbeit wurde an der Eidgenössischen Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz (EAWAG) in Kastanienbaum, Abteilung für angewandte Gewässerökologie (APEC) erstellt. Zum Gelingen der Arbeit möchten wir folgenden Personen ganz herzlich danken:

Dr. Armin Peter als Hauptbetreuer

Dr. Tom Gonser als Betreuer für den Teil Zoobenthos

Eva Schager einerseits für die Hilfestellung zu Fragen der Habitatsbewertung und andererseits für die Hilfe bei einer Abfischung bis spät in die Nacht hinein

Bruno Schelbert vom Baudepartement des Kantons Aargau für die zur Verfügung gestellten Projektvorhaben und Pläne

Dr. Thomas Stucki von der kantonalen Jagd- und Fischereiverwaltung für die Erlaubnis zur Befischung aller untersuchten Gewässer und zur Bestimmung des Kamberkrebbs

Markus Klöti, Pächter des Badkanals, für das Einverständnis zur Abfischung am Badkanal

Peter Jean Richard, Vorsteher des Bachvereins Aarau, für das Einverständnis zur Abfischung am Freykanal

Lorenz Jaun für die Programmierung des Morisita-Index auf Matlab

Franz Kindler (Baggerführer und Inhaber der Kindler Tiefbau AG), für die Fotos vom Bau des Wildibachs, der ohne ihn nicht fließen würde

Lukas Meier vom statistischen Beratungsdienst der ETH, für die statistische Beratung

Peter Boller für sprachliche Tips

Speziellen Dank an Brigitte Germann, die Hunderte von Kilometern Autobahn abgefahren ist, um als Anodenführerin die Fische zu betäuben

Einen speziellen Dank auch allen Helfern, ohne welche wir in der unerwartet hohen Anzahl von Fischen untergegangen wären:

Beni, Benji, Caroline, Catrina, Celi, Egli, Erwin, Eva, Flo, Florence, Gabriel, Gwen, Jessica, Koch, Lorenz, Lori, Luca, Luki, Mark, Mätz, Mira, Pfitz, Regula, Remo, Reto, Sime, Tobi, Woodtli

Zusammenfassung

Der Wildibach bei Brugg wurde als Revitalisierungsmassnahme im Rahmen des „Auenschutzparks Aargau“ künstlich geschaffen und umfasst die Verlängerung des vom Thermalbad in Schinznach Bad kommenden Badkanals um 1300m. Der Bach durchfliesst den Auenwald und mündet niveaugleich in die Restwasserstrecke der Aare. Die Bauarbeiten wurden im November/Dezember 2003 ausgeführt und die Flutung des Gerinnes erfolgte Ende Dezember 2003.

Hauptziel dieser Arbeit war die Dokumentation der Sukzession der Fischfauna im Wildibach. Als hauptsächliche Fragestellungen sollten die Geschwindigkeit der Besiedlung nach der Revitalisierung, der Zusammenhang zwischen Habitatsdiversität und Fischpopulation, die Entwicklung der Habitatsdiversität und die Zusammensetzung der Zoobenthosgemeinschaft durch funktionelle Ernährungsgruppen beantwortet werden.

Von April bis September 2004 wurden verschiedene Abschnitte des Gewässers mehrmals befischt. Zusätzlich wurde die Habitatsdiversität und die Dichte der aquatischen Makroinvertebraten untersucht. Um einen Referenzzustand einzubeziehen, wurde zusätzlich zum Wildibach noch der Freykanal, beprobt.

Die Besiedlung durch Fische verlief unerwartet schnell, so waren nach wenigen Monaten bereits 24 Fischarten eingewandert. Der Artenpool der Aare beherbergt im Vergleich dazu im ganzen Kanton Aargau 32 Fischarten. Auch konnte bereits die Verlaichung von insgesamt neun Fischarten, vornehmlich lithophile Cypriniden, beobachtet werden. Im Referenzgewässer, einem während der letzten 15 Jahre kontinuierlich revitalisierten Bach ähnlicher Grösse, war das Artenspektrum und die Abundanz sehr ähnlich wie im Wildibach. Im Allgemeinen wies der Wildibach eine hohe Abundanz auf, vor allem von kleinen Fischen. Er stellt somit wertvolle Habitate für Klein- und Jungfische bereit, welche in der Aare selten und im angrenzenden Badkanal gar nicht vorhanden sind.

Beim Zoobenthos sind die funktionellen Ernährungsgruppen der Zerkleinerer und der Sammler dominant. War die Verteilung dieser funktionellen Ernährungsgruppen bei der ersten Probenahme noch sehr einseitig zu Gunsten der Zerkleinerer und Sammler, konnte später eine deutlich gleichmässigerere Verteilung beobachtet werden. Filtrierer, Räuber und Sammler/Weider nahmen prozentual auf Kosten der Zerkleinerer und Sammler zu. Die Weider kamen zwar auch auf, machten jedoch nur einen geringen Prozentsatz des gesamten Zoobenthos aus.

Bei Flussrevitalisierungen in der Nähe eines grossen Artenpools und bei uneingeschränkten Einwanderungsmöglichkeiten bestehen gute Aussichten auf eine schnelle Besiedlung durch aquatische Organismen und somit auf ein erfolgreiches Projekt. Die Wiederanschlusser von Alt- und Seitenarmen in Auengebieten erfüllen diese Bedingungen und sind daher sinnvoll.

Dank des nahen und reichhaltigen Artenpools und der uneingeschränkten Einwanderungsmöglichkeit kann das „Projekt Wildibach“ als eine erfolgreiche Massnahme zur Aufwertung des aquatischen sowie des terrestrischen Lebensraums in der Auenregion Wildeg-Brugg gewertet werden, obwohl noch ein gewisses Defizit bezüglich der Habitatsdiversität besteht.

Eine weiterführende Beobachtung des Wildibachs ist wünschenswert und lohnend, da in dieser Arbeit nur die kurzfristige Entwicklung dokumentiert werden konnte und der weitere Verlauf der Sukzession schwer vorhersagbar ist.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	8
1.1	Allgemeines.....	8
1.1.1	Auenschutzpark Aargau	8
1.1.2	Die Aare zwischen Wildeggen und Brugg	9
1.1.3	Projekt „Verlängerung des Badkanals (Wildibach)“	10
1.2	Fragenstellung.....	13
2	Material und Methoden	15
2.1	Material	15
2.2	Quantitative Befischung	16
2.3	Abfischung der Untersuchungsstrecken	17
2.3.1	Wildibach	17
2.3.2	Badkanal	18
2.3.3	Freykanal	18
2.4	Beprobung des Zoobenthos	19
2.5	Habitatsaufnahme	20
2.5.1	Querprofile	20
2.5.2	Hydraulische Habitate (Mesohabitate).....	20
2.5.3	Fischunterstände (Mikrohabitate).....	22
2.5.4	Sedimentcharakteristiken	22
2.5.5	Algenbewuchs	23
2.5.6	Beschattung	23
2.5.7	Gewässerrandbiotop	23
2.5.8	Gewässerrandverzahnung.....	23
2.6	Datenanalyse	24
2.6.1	Fische	24
2.6.2	Bewertung der Habitatsdiversität	26
2.6.3	Statistik	26
3	Resultate.....	27
3.1	Hydrologie	27
3.1.1	Gefälle	27
3.1.2	Temperatur	27
3.1.3	Gewässerqualität	27
3.2	Ökomorphologie.....	28
3.2.1	Abschnitt 1	28
3.2.2	Abschnitt 2	29
3.2.3	Abschnitt 3	29
3.2.4	Abschnitt 4	30
3.2.5	Abschnitt 5	30
3.2.6	Abschnitt 6	31
3.2.7	Abschnitt 8	31
3.2.8	Abschnitt 9	32
3.2.9	Abschnitt 10	33
3.2.10	Badkanal.....	33
3.2.11	Freykanal.....	34
3.2.12	Bewertung der Habitatsdiversität.....	35
3.2.13	Zeitliche Änderung der Habitatsdiversität.....	36
3.3	Fische.....	36
3.3.1	Grössenklassen	37
3.3.2	Fangwahrscheinlichkeit.....	37
3.3.3	Biodiversität	37
3.3.4	Biomasse	39
3.3.5	Abundanz	39
3.3.6	Ähnlichkeit der Abschnitte.....	40

3.3.7	Dominanz.....	40
3.3.8	Veränderung der Fischgemeinschaft in den einzelnen Abschnitten.....	41
3.3.9	Habitatsdiversität und Fische.....	53
3.4	Benthos.....	54
3.4.1	Übersicht über die benthischen Makroinvertebraten.....	54
3.4.2	Zusammensetzung der benthischen Makroinvertebraten.....	55
3.4.3	Zusammenhang zwischen Zoobenthos und Fischen.....	55
3.4.4	Habitatsdiversität und Zoobenthos.....	57
4	Diskussion.....	58
4.1	Sukzession in Fließgewässern.....	58
4.2	Sukzession im Wildibach.....	58
4.3	Zeitliche Änderung der Habitate und ihr Einfluss auf Fische.....	61
4.4	Zusammensetzung der benthischen Makroinvertebraten.....	64
5	Schlussfolgerungen.....	66
5.1	Erfolgskontrolle.....	66
5.2	Bedeutung des Wildibachs.....	66
5.3	Verbesserungsvorschläge.....	67
5.4	Weiterführende Fragestellungen.....	67
6	Methodenkritik.....	68
6.1	Quantitative Befischung.....	68
6.2	Untersuchungsstrecken.....	68
6.3	Zoobenthos.....	68
6.4	Linienzahlanalyse.....	69
6.5	Messen einer zeitlichen Entwicklung.....	69
7	Literaturverzeichnis.....	70
8	Bildnachweis.....	74
9	Anhang.....	75
9.1	Hydrologie.....	75
9.2	Anhang: Ökomorphologie.....	76
9.2.1	Bewertung der Habitatsdiversität.....	76
9.2.2	Fischunterstände.....	77
9.2.3	Gewässerrandbiotop (GRB).....	78
9.2.4	Korngrößenverteilung.....	78
9.2.5	Kolmation.....	78
9.2.6	Mesohabitate.....	78
9.2.7	Gewässerrandverzahnung.....	79
9.2.8	Breite und Tiefe.....	79
9.3	Fische.....	80
9.3.1	Fangstatistik.....	80
9.3.2	Fischarten und ihre Habitatsansprüche in der Aare und im Wildibach.....	81
9.3.3	Morisita - Index.....	82
9.3.4	Dominanz.....	83
9.4	Benthos:.....	84
Funktionelle Ernährungsgruppen (FEG).....	84	
9.4.1	Taxaliste.....	85
9.4.2	Aufteilung der Zoobenthosgemeinschaft in die funktionellen Ernährungsgruppen (FEG).....	86
9.5	Kartierung.....	89

1 Einleitung

1.1 Allgemeines

1.1.1 Auenschutzpark Aargau

Seit jeher prägten ausgedehnte Auenlandschaften das Landschaftsbild rund um die grossen Flüsse im Schweizer Mittelland. Über 90% dieser Auen gingen allein in den letzten Jahrzehnten durch die Meliorationen und Flusskorrekturen verloren und damit auch die verschiedenen wichtigen Funktionen von Auenlandschaften wie Lebensraum, Hochwasserschutz, Wasserreinigungsfunktion oder Erholungsraum (*Buwal 2004*).

Dynamische Flusslandschaften bieten unzählige Nischen für eine reichhaltige Tier- und Pflanzenwelt. Unterschiedlich langlebige aquatische und terrestrische Habitate sind sehr stark ineinander verzahnt und laufend verschiedenen Störungen ausgesetzt (Hochwasser mit Geschiebeumlagerung, Austrocknen von Tümpeln, Verbuschung von Pionierflächen usw.). Diese enorme Menge an Übergangszonen (Ökotope) führt dazu, dass Auen zu den „Hot Spots“ der Artendiversität gezählt werden. In den noch verbliebenen aargauischen Auengebieten leben zum Beispiel über 1500 Pflanzenarten, was etwa der Hälfte aller einheimischen Pflanzenarten der Schweiz entspricht. Ausserdem bieten Auen einen effizienten Hochwasserschutz, da sie als Rückhaltebecken die Spitze eines Hochwassers vermindern und somit die grössten Schäden verhindern können. Nicht zuletzt sind Auengebiete aber auch hoch geschätzte Erholungsgebiete für Jung und Alt.

Der Kanton Aargau spielt eine bedeutende Rolle im Fliessgewässersystem der Schweiz. Drei Viertel der gesamten Wassermenge aller Schweizer Bäche und Flüsse fliessen durch den Aargau ab. Als Kanton mit dem grössten Abflusssystem der Schweiz ist er verantwortlich für die Auen der grossen Mittellandflüsse Aare, Reuss, Limmat und Rhein (*Aargau 2004*).

Deshalb war ein umfassender Schutz der Auengebiete nahe liegend. Am 6. Juni 1993 hat das Aargauer Stimmvolk die kantonale Volksinitiative „Auenschutzpark Aargau“ angenommen, welche die Schaffung eines „Auen-Schutzpark - für eine bedrohte Lebensgemeinschaft“ zum Ziel hatte. Damit wurde ein weit reichender Auftrag für den Auenschutz in der Kantonsverfassung verankert. Der Aufbau dieses Auenschutzparks bezweckt die Erhaltung bzw. Wiederherstellung der noch vorhandenen Auenreste im Kanton Aargau auf mindestens einem Prozent der Kantonsfläche bis zum Jahr 2014. Ziel ist es, im Raum Aare-Reuss-Limmat-Rhein, dem Wasserschloss der Schweiz, ein vernetztes Schutzgebiet von 14 Quadratkilometern Fläche zu schaffen (*Aargau 2004*).

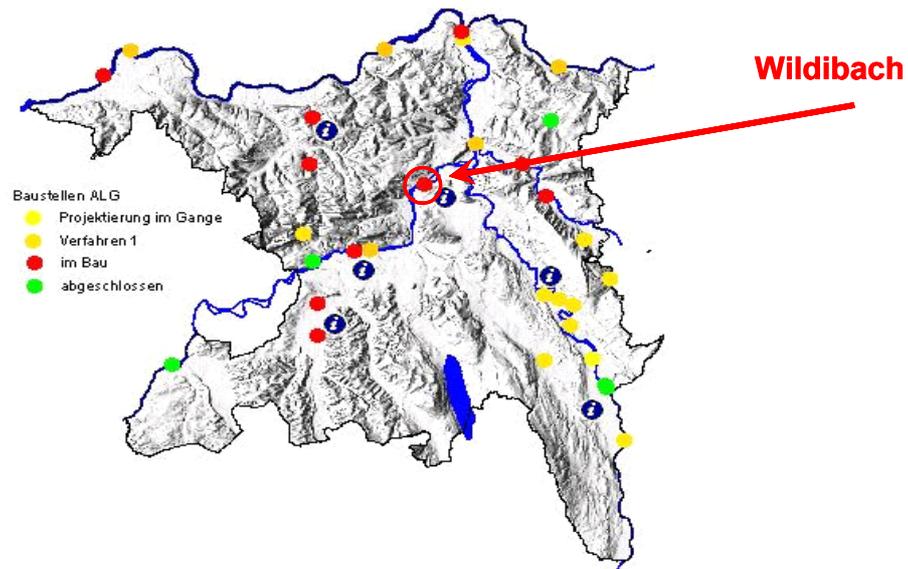


Abbildung 1: Projekte des Auen-Schutzparks Aargau und geografische Lage des Wildibachs

1.1.2 Die Aare zwischen Wildegg und Brugg

Die Aare zwischen Wildegg und Brugg fliesst durch eine Auenlandschaft von nationaler Bedeutung. Bis anfangs des 20. Jahrhunderts floss dieser grosse Mittellandfluss ungebündelt in seinem natürlichen Flussbett. Der Fluss wies die typische Form einer naturbelassenen Aue auf mit zahlreichen Seitenarmen und ohne eigentliches Hauptgerinne. Durch die natürliche Hochwasserdynamik wurden riesige Geschiebemengen (Kies und Sand) umgelagert und die Gestalt der Aare veränderte sich laufend. Bei Hochwasser nahm das Hauptgerinne eine Breite bis zu 500m ein (*Keller and Schelbert 2003*).

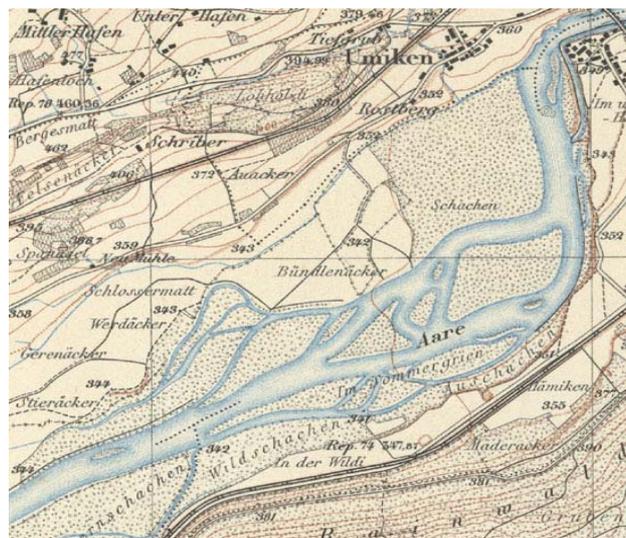


Abbildung 2: Ausschnitt der Aare-Region bei Brugg (Reproduziert mit Bewilligung von swisstopo (BA046602))

Mit dem Bau des Kraftwerks Wildegg-Brugg (1949 - 1953) trat eine entscheidende Wende im Schicksal der Aare-Auen dieser Region ein. Fortan wurde der Fluss zu einem grossen Teil in das Korsett künstlicher Kanäle gezwängt. Die Restwasserstrecke unterhalb des Stauwehrs von Schinznach Bad ist der letzte Flussabschnitt in diesem Auengebiet mit natürlichem Gefälle und hohen Wasserstandsschwankungen. Durch die hydroelektrische Nutzung des Aarewassers führt sie an rund 300 Tagen nur noch die gesetzlich vorgeschriebenen Abflussmengen von $5\text{m}^3/\text{s}$ im Winter bzw. $10\text{m}^3/\text{s}$ im Sommer. Verglichen mit dem Abfluss der Aare, der im Mittel $300\text{m}^3/\text{s}$ beträgt, ist das wenig. Nur falls der Aareabfluss bei Hochwasser die Aufnahmekapazität des Kraftwerks übersteigt, erhält die Restwasserstrecke mehr Wasser (*Keller and Schelbert 2003*).



Abbildung 3: Villnacherschachen mit Kiesbänken in der Restwasserstrecke

1.1.3 Projekt „Verlängerung des Badkanals (Wildibach)“

Der Wildibach wurde im Rahmen des Auenschutzparks Aargau im Wildschachen bei Brugg künstlich geschaffen und umfasst die Verlängerung des vom Thermalbad „Aquarena“ in Schinznach Bad kommenden Badkanals um 1300m. Der Bach durchfliesst den Auenwald und mündet niveaugleich in die Restwasserstrecke der Aare. Zusätzlich zum Gerinne wurden zwei Teiche ausgehoben und an den Wildibach angeschlossen. Der grössere Teich hat eine maximale Tiefe von 1.5m und eine Fläche von 1000m^2 . Der zweite Teich mit einer Gesamtfläche von rund 700m^2 besteht hauptsächlich aus Flachwasserzonen. Beim Bau der neuen Fließsstrecke wurde grossen Wert auf naturnahe Gestaltung gelegt, um den ökologischen Funktionen des Gewässers möglichst gerecht zu werden.

Die Zielsetzung des Projekts „Verlängerung des Badkanals (Wildibach)“ umfasst (*KSL 2002*):

- Die Bildung eines längeren Seitengewässers der Aare
- Bessere Anbindung des Gewässers an die Aare. Gewässerabsturz bei Niederwasser kann vermieden werden
- Auentypische Landschaftsgestaltung (Wasser, abgesenkter Weg) beim Zugang zur Fischerhütte
- Aufwertung der Lebensräume für Fische und andere Wassertiere

Die Bau- und Aushubarbeiten fanden im November/Dezember 2003 statt und die Flutung des Gerinnes erfolgte am 18.12.2003. Durchgeführt und finanziert wurde das Projekt vom Kanton Aargau.



Abbildung 4 & 5: Bauarbeiten im Abschnitt 1 des Wildibachs

Situation

Der Wildibach wird von Aarewasser durchflossen, welches via Badkanal und dem so genannten „aquatischen System“ zum Wildibach gelangt. Der Badkanal bezieht sein Wasser etwa 400m südlich des Thermalbades Bad Schinznach aus der Aare. Der Einlauf ist durch einen Schieber geregelt und befindet sich noch oberhalb des Wehrs von Villnachern, das die Aare in Kanal und Restwasserstrecke trennt. Nach knapp zwei Kilometern Fließstrecke vereint sich der Badkanal mit dem aquatischen System, einer ökologischen Aufwertungsmaßnahme, die im Zusammenhang mit dem Bau der A3-Autobahn 1993 umgesetzt wurde (*KSL 2002*). Dieses abwechslungsreiche Gewässer wurde unter der Autobahnbrücke neu geschaffen und besteht aus einer Kombination von fließenden und stehenden Gewässerabschnitten. Ein Schieber regelt auch hier den Einlauf des Aarewassers ins aquatische System. Die Verzweigung Badkanal/Wildibach befindet sich ungefähr 500m unterhalb von der Einmündung des aquatischen Systems in den Badkanal. Der Wildibach erhält rund zwei Drittel der ankommenden Wassermenge ($0.8\text{m}^3/\text{s}$), der Rest fließt im alten Bett des Badkanals weiter. Dieses unterste Stück des Badkanals (ca. 250m) wurde unverändert belassen und das Wasser fließt über eine steile Blockwurfkaskade in die Restwasserstrecke der Aare zurück.

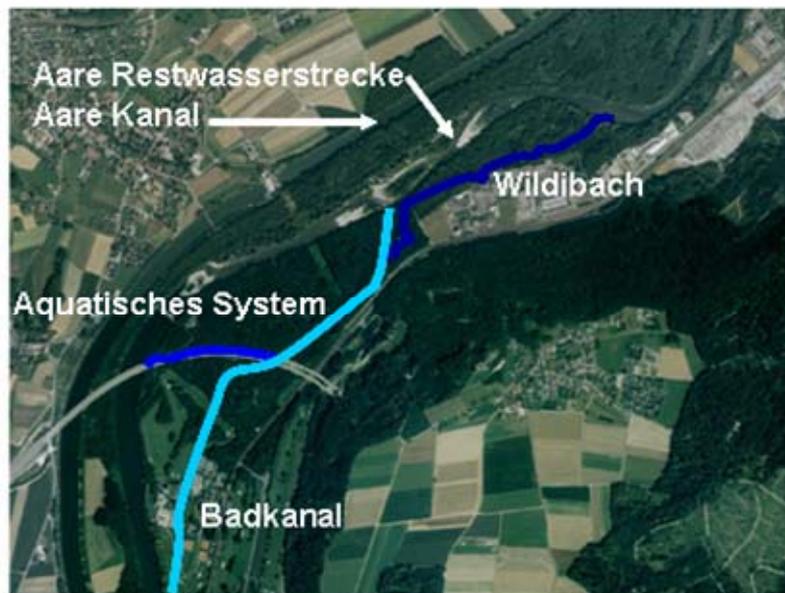


Abbildung 6: Luftaufnahme der Aare-Region Villnachern-Brugg (Aufnahme 2001, vor Erstellung des Wildibachs, Quelle: Orthofoto)

Fischzonierung

Es gibt verschiedene Methoden, einen Gewässerabschnitt in einem Flusssystem einzuordnen. Eine dieser Methoden ist die Einteilung in Fischregionen nach Huet. Diese berücksichtigt die zwei Faktoren Breite und Gefälle des Gewässers (Huet 1949). Huets Fischzonierung basiert auf der Annahme, dass Fließgewässer vom Oberlauf zum Unterlauf hin an Gefälle verlieren und an Breite gewinnen. Der Wildibach liegt somit in der Äschen- oder Barbenregion. Diese generelle Einteilung muss jedoch unter Mitberücksichtigung von verschiedenen anderen Faktoren vorgenommen werden (Arrignon 1972), unter anderem von der Temperatur, welche im Wildibach im August bis auf 22.7°C stieg.

Im Fall des Wildibachs gilt es zu berücksichtigen, dass die Fischregion der nahen Aare von grosser Bedeutung für die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft ist. Diese wird für die Aarestaue zwischen Wildegg und Brugg zur Barbenregion gezählt (Müller and Peter 2002). Die im Wildibach gefangenen Fische sprechen vor allem für die Äschen- und Barbenregion, das typische Artenspektrum einer bestimmten Fischzone konnte jedoch nicht festgestellt werden. So waren auch einige Charakterarten der Forellenregion nicht selten anzutreffen, wie die Bachforelle (*Salmo trutta*) oder die Groppe (*Cottus gobio*). Die Elritze (*Phoxinus phoxinus*) oder die Schmerle (*Barbatula barbatula*) gehörten in einzelnen Abschnitten des Wildibachs sogar zu den dominierenden Arten.

1.2 Fragestellung

In der wissenschaftlichen Literatur sind nur sehr wenige Beispiele zu finden, die sich mit Primärsukzession von Fischen in neu geschaffenen Fließgewässern auseinandersetzen. Viele wissenschaftliche Untersuchungen beschäftigen sich mit der Wiederbesiedlung von Flussrevitalisierungen und -aufwertungen wie *Tuckner und Cronin (1999)*, *Trexler (1995)*, *Brookes (1987)* oder sie beschreiben die Erholung von Fischgesellschaften nach Störungsereignissen wie *Ensign et al. (1997)*, *Detenbeck et al. (1992)*. Die einzige uns bekannte Studie, die sich mit der unserigen vergleichen lässt, sind in den Arbeiten von *Schmutz et al. (1994)* und *Ernegger et al. (1998)* über die Neubesiedlung von Fischen des Marchfeld-Systems in Österreich. Andere Studien setzen sich entweder mit Flüssen in anderen geographischen Breiten auseinander wie *Milner und York (2001)* oder fanden unter ganz anderen Bedingungen statt wie bei *Katano et al. (1998)*.

Somit leistet die vorliegende Arbeit eine wichtige Ergänzung zum Thema Neubesiedlung durch Fische in Fließgewässern. Am Beispiel eines kleinen neu geschaffenen Baches, des Wildibachs, sollen verschiedene Fragen im Zusammenhang mit der zeitlichen Entwicklung der Fischfauna geklärt werden. Ziel ist es, Zusammenhänge zwischen der Charakteristik des Gewässers, d. h. der Habitatsvielfalt, den benthischen Makroinvertebraten und der Fischfauna herstellen zu können.

Folgende Fragen sollen in dieser Arbeit beantwortet werden:

- Wie entwickelt sich die Fischfauna im neu geschaffenen Lebensraum Wildibach? Wie ist die Entwicklung bzw. der Zustand der Fischbesiedlung im Vergleich zu einem Referenzgewässer (Freykanal) zu beurteilen?
- Welche Veränderungen der Habitatsdiversität können beobachtet werden?
- Welchen Einfluss hat die zeitliche Änderung der Fischhabitats auf die Fische? Können die Fische vom Habitatsangebot des Wildibachs im Vergleich zum Badkanal profitieren?
- Besteht ein Zusammenhang zwischen der Zoobenthosdichte als wichtiger Nahrungsquelle und dem Fischvorkommen? Welche funktionellen Ernährungsgruppen dominieren die Zoobenthosgemeinschaft? Gibt es Unterschiede in den Benthosdichten zwischen Badkanal und Wildibach?

Hypothesen

Zur Überprüfung der oben genannten Fragen wurden folgende Hypothesen aufgestellt:

- Die Fischdiversität und die Abundanz der Fische im Wildibach nehmen mit der Zeit zu.
- Der Wildibach weist eine geringere Fischdiversität und -abundanz auf als der Freykanal.
- Die Habitatsdiversität des Wildibachs nimmt mit der Zeit zu.
- Eine grössere Habitatsdiversität hat eine grössere Fischdiversität und -abundanz zur Folge.
- Die Dichte der benthischen Makroinvertebraten korreliert positiv mit der Fischabundanz und -biomasse im Wildibach.

- Die Zoobenthosgemeinschaft wird von den funktionellen Ernährungsgruppen der Filtrierer, Sammler und Zerkleinerer dominiert.

2 Material und Methoden

2.1 Material

Elektrofischfängergeräte:

Rückengerät:

Typ: EFKO FEG 3000
Hersteller: EFKO Elektrofischfängergeräte GmbH D-88299 Leutkirch
Leistung: 3 kW
Spannung: Stufe 1: 150V – 300V; Stufe 2: 300V – 600V

Standgerät 1:

Typ: EFKO FEG 8000
Hersteller: EFKO Elektrofischfängergeräte GmbH D-88299 Leutkirch
Leistung: 8 kW
Spannung: Stufe 1: 150V – 300V; Stufe 2: 300V – 600V

Standgerät 2:

Typ: EL 64
Hersteller: H. Grassl & Co. Elektroapparatebau D-83471 Berchtesgaden
Leistung: 5 kW
Spannung: 400V – 700V

Weiteres Material:

Leitfähigkeit- und Temperaturmessgerät:

LF 318 /Set, Hersteller: WTW Wissenschaftlich – Technische Werkstätten, D – 82362 Wellheim

Temperaturlogger

Distanzmessgerät Bushnell®

Nelkenöl, Hänseler AG, 9101 Herisau
Alkohol (Äthanol 95%, denaturiert 5%)

Waage 1:

Mettler Toledo PB8001

Waage 2:

Mettler Toledo SB 16001 Delta Range

Beprobung des Zoobenthos:

Hess-Sampler:

Konstruiert in der Werkstatt der EAWAG

Durchmesser = 31cm; Abgestochene Fläche = 0.08m^2 ; Maschenweite Trichter = $102\mu\text{m}$

2.2 Quantitative Befischung

Bei der Elektrofischerei werden die Fische kurzfristig in eine so genannte Galvanonarkose versetzt. Die von uns eingesetzten Stromgeneratoren produzieren auf Stufe 2 Gleichstrom (Wechselstromgeräte sind in der Schweiz verboten (*Peter and Erb 1996*)) mit einer Spannung von 300 - 600 Volt und einer Leistung von 8000 Watt.

Bei der Wahl der Spannung spielt die Leitfähigkeit des Wassers eine entscheidende Rolle. Die im Wildibach gemessene Leitfähigkeit zwischen $320\mu\text{S}/\text{cm}$ und $440\mu\text{S}/\text{cm}$ liess eine Befischung auf Stufe 2 (300 - 600V) zu. Der vom Minus- zum Pluspol fließende Strom erzeugt einen Spannungsgradienten im Wasser, welcher entsprechend grösser ist für grössere Tiere. D. h. grössere Fische erzeugen einen grösseren elektrischen Widerstand als kleinere und lassen sich somit auch leichter fangen. Befinden sich die Fische im so genannten Fangraum (1 - 1.5m um die Anode herum), bewegen sie sich reflexartig zur Anode hin, dies nennt man die anodische Reaktion (*Rehbronn 1971*).

Bei der quantitativen Befischung wird nach der „Removal Method“ vorgegangen. Dabei wird jeder Fisch nur einmal gefangen. Ein bestimmter Abschnitt des Fliessgewässers wird am oberen und unteren Ende mit einem Netz (Maschenweite 1cm) abgesperrt um eine Ein- oder Auswanderung während der Befischung zu verhindern. Es wurden jeweils drei Befischungsdurchgänge pro Abschnitt durchgeführt, um eine genügende Abnahme der Fangmenge zu erhalten. Dabei wird bei jedem Durchgang von einer konstanten Fangwahrscheinlichkeit ausgegangen (*White et al. 1982*).

Der Anodenführer schreitet stromaufwärts und taucht dabei die Anode in regelmässigen Abständen vom einen zum anderen Ufer ein. An breiten Stellen wird zuerst die eine Bachseite befischt, danach wendet man auf derselben Seite wieder zurück und befischt die andere Bachseite. Die durch den elektrischen Strom betäubten Fische werden mit Keschern möglichst schnell aus dem Wasser gezogen und in Eimer gegeben; anschliessend werden die Fische in grosse Plastikbecken geschüttet. Durch den von uns gewählten Ansatz der quantitativen Befischung müssen die gefangenen Fische bis Ende des dritten Durchganges in den Becken gehältert werden. Dieser Umstand bedingt, dass die Becken mit genügend Sauerstoff versorgt werden müssen. Bei hohen Luft- oder Wassertemperaturen empfiehlt sich das Wasser in den Becken zusätzlich mit Eis zu kühlen und es allenfalls durch Frischwasser zu ersetzen.

Die Fische wurden in einem Bad aus Nelkenöl betäubt (*Andersen 1997*). Dazu wurde ein Milliliter Nelkenöl in acht Milliliter Äthanol aufgelöst und in 30 Liter Bachwasser gerührt. Die Fische reagieren empfindlicher auf die Betäubung bei hohen Wassertemperaturen (erhöhter Sauerstoffstress), daher wurde die Konzentration des Nelkenölbades entsprechend angepasst und die Fische so kurz wie möglich im Betäubungsmittel belassen. Durch die vorübergehende Betäubung der Fische konnten sie erstens besser bestimmt, vermessen und gewogen werden und zweitens verminderte sich auch der Stress für die Tiere. Nach dieser Prozedur wurden die Fische in einem weiteren Becken gehältert, in welchem sie sich von der Betäubung erholen konnten. Erst nach Beendigung der drei Befischungsdurchgänge konnten sie im entsprechenden Bachabschnitt wieder ausgesetzt werden. Dabei wurde darauf geachtet, dass die Fische nicht mehr betäubt waren, um zu verhindern, dass sie abdrifteten oder zur leichten Beute für Räuber wurden. Die Fische wurden über die befischte Strecke verteilt und grosse Fische möglichst an tieferen Stellen mit genügend Unterschlupfmöglichkeiten ausgesetzt.

Bedingt durch die grosse Anzahl gefangener Fische, wurden die Abfischungen und das Bestimmen jeweils gleichzeitig vorgenommen. Um einen reibungslosen und beschleunigten Ablauf zu garantieren, waren jeweils sechs Personen im Einsatz, eine als Anodenführerin, ein Keschhalter, zwei Kesselträger und zwei Personen an der Messstation.

2.3 Abfischung der Untersuchungsstrecken

Befischungen wurden in neun Abschnitten des Wildibachs, in zwei Abschnitten des Badkanals und in zwei Abschnitten des Freykanals vorgenommen.

Tabelle 1: Übersicht der untersuchten Strecken mit Datum der Abfischung und Abkürzung

Abkürzung	Erklärung	Länge des Abschnitts [m]	Datum der Abfischung
alt1	Untester Abschnitt im Wildibach, war gegenüber Abschnitt 1 um etwa 10 m bachabwärts verschoben, erste Befischung	84	20.04.2004
1a	Abschnitt 1 im Wildibach, zweite Befischung	84	15.06.2004
1b	Abschnitt 1 im Wildibach, dritte Befischung	84	21.07.2004
1c	Abschnitt 1 im Wildibach, vierte Befischung	84	06.09.2004
alt2	Wie Abschnitt 2 im Wildibach aber um 10 m bachabwärts verschoben, erste Befischung	128	20.04.2004
2a	Abschnitt 2 im Wildibach, zweite Befischung	128	15.06.2004
2b	Abschnitt 2 im Wildibach, dritte Befischung	128	03.08.2004
3	Abschnitt 3 im Wildibach, einzige Befischung	70	15.06.2004
4a	Abschnitt 4 im Wildibach, erste Befischung	60	26.05.2004
4b	Abschnitt 4 im Wildibach, zweite Befischung	60	30.07.2004
4c	Abschnitt 4 im Wildibach, dritte Befischung	60	06.09.2004
5a	Abschnitt 5 im Wildibach, erste Befischung	197	16.06.2004
5b	Abschnitt 5 im Wildibach, zweite Befischung	197	04.08.2004
6	Abschnitt 6 im Wildibach, einzige Befischung	312	23.06.2004
8a	Abschnitt 8 im Wildibach, erste Befischung	105	20.04.2004
8b	Abschnitt 8 im Wildibach, zweite Befischung	105	21.07.2004
8c	Abschnitt 8 im Wildibach, dritte Befischung	105	30.08.2004
9a	Abschnitt 9 im Wildibach, erste Befischung	120	16.06.2004
9b	Abschnitt 9 im Wildibach, zweite Befischung	120	03.08.2004
10a	Abschnitt 10 im Wildibach, erste Befischung	95	26.05.2004
10b	Abschnitt 10 im Wildibach, zweite Befischung	95	30.07.2004
10c	Abschnitt 10 im Wildibach, dritte Befischung	95	30.08.2004
Bku	Unterer Abschnitt des Badkanals, einzige Befischung	100	29.07.2004
Bko	Oberer Abschnitt des Badkanals, einzige Befischung	100	29.07.2004
Fku	Unterer Abschnitt des Freykanals, einzige Befischung	100	12.08.2004
Fko	Oberer Abschnitt des Freykanals, einzige Befischung	49	12.08.2004

2.3.1 Wildibach

Der Wildibach wurde auf seiner gesamten Länge von 1300m in zehn verschiedene Abschnitte unterteilt, wobei Abschnitt 6 und 7 ihrer grossen Ähnlichkeit wegen wieder zusammengefasst betrachtet wurden. Abschnitt 1 beginnt 60m oberhalb der Mündung in die Aare. Abschnitt 10 endet beim Einlauf des Badkanals. Die untersten 60m wurden aus zwei verschiedenen Gründen nicht in die Untersuchung miteinbezogen: Erstens erlaubte die grosse Tiefe des Mündungsbereichs keine verlässliche quantitative Abfischung und zweitens glich seine Charakteristik eher einer Totwasserbucht der Aare als dem Wildibach.

Die einzelnen Abschnitte wurden so gewählt, dass sie einen möglichst homogenen ökomorphologischen Charakter aufwiesen. Ihre Länge variierte zwischen 60 und 300m. Auf ökomorphologische Details der einzelnen Abschnitte wird im Kapitel 3.2 genauer eingegangen.



Abbildung 7: Mündungsbereich des Wildibachs

2.3.2 Badkanal

Der Badkanal wurde befischt, um zu prüfen, inwiefern der Wildibach neue Fischhabitats bereitstellt und welche Unterschiede bezüglich der Fisch- und Benthosfauna zu finden sind. Fische und andere aquatische Lebewesen können beim Einlauf von der Aare oder via das „aquatische System“ in den Badkanal gelangen. Vor der Umsetzung des Wildibachs konnten nur schwimmstarke Fische den Badkanal aus der Restwasserstrecke von unten her besiedeln, dazu mussten sie eine steile Blockwurfkaskade überwinden.

Zwei jeweils 100m lange Abschnitte, die den Badkanal gut repräsentieren, wurden ausgewählt. Der eine Abschnitt (Badkanal unten) beginnt etwa 300m bachaufwärts von der Aufteilung Badkanal/Wildibach, der andere (Badkanal oben) befindet sich gut 200m weiter bachaufwärts. Ökomorphologisch gleichen sich die beiden Abschnitte stark.

2.3.3 Freykanal

Um das Stadium der Sukzession der Fische zu bestimmen wurde der Freykanal in Aarau (vom Wildibach ungefähr 20km Aare aufwärts) beigezogen, ein älteres, ebenfalls künstlich geschaffenes Fliessgewässer. Es ist dem Wildibach stellenweise sehr ähnlich. Der Freykanal mündet wie der Wildibach in Auenrestbestände der Aare. Uneingeschränkte Einwanderungsmöglichkeiten bestehen für die Fische aus der Restwasserstrecke von unten her. Von oben her ist der Freykanal nur durch eine Röhre erreichbar.

Der Freykanal verlässt kurz oberhalb des Stauwehrs Aarau die Aare durch eine Röhre mit einem Durchmesser von etwa einem Meter, welche nach etwas mehr als 350m wieder an die Oberfläche gelangt. Dort fließt das Wasser noch rund 600m, bevor es in die Aare zurückfließt. Der Kanal hat eine 15 Jahre lange Phase von einzelnen Revitalisierungsmassnahmen hinter sich. So wurden zum Beispiel Kiesbänke aufgeschüttet, um dem Gewässer eine Mäanderstruktur zu geben, oder Uferverbauungen entfernt. Jüngst wurde ein Teichsystem geschaffen, welches mit dem Bach verbunden ist. Da das Gewässer nahe der grossen „Telli-Überbauung“ in einem Auenwald liegt, dient es als wichtiges Freizeit- und Naherholungsgebiet.

Für die Befischung des Freykanals fiel die Wahl auf zwei Strecken, die mit einzelnen Abschnitten des Wildibachs starke ökomorphologische Gemeinsamkeiten aufwiesen. Der untere 100m lange Abschnitt (Freykanal unten) befindet sich im mäandrierenden Bereich des Freykanals rund 400m oberhalb der Mündung in die Aare. 50m unterhalb der Röhre-mündung beginnt der 50m lange zweite Abschnitt (Freykanal oben).

2.4 Beprobung des Zoobenthos

Die benthischen Makroinvertebraten wurden quantitativ beprobt. Dafür wurde ein „Hess – Sampler“ eingesetzt. Der Hess-Sampler ist ein Kunststoffrohr von etwa 45cm Höhe und einem Durchmesser von 31cm. Auf beiden Seiten ist eine grosse Öffnung in die Wand des Rohres hineingeschnitten. Auf der stromabwärts gewandten Seite führt die Öffnung in einen Stofftrichter (Maschengrösse 102 μ m), an dessen Ende sich die Probeflasche befindet. Die Öffnung auf der stromaufwärts gerichteten Seite ist ebenfalls mit einem Netz (Maschengrösse 500 μ m) überspannt und verhindert, dass Material ausserhalb der durch das Rohr begrenzten Fläche in den Zylinder gespült wird. Steckt man das Rohr einige Zentimeter ins Bachsediment und wühlt dieses auf, so werden aufgewirbelte Partikel und vor allem die sich darin befindenden Lebewesen mit dem Wasser quer durch den Zylinder in den Stofftrichter und schliesslich in die Probeflasche geschwemmt. In jedem Abschnitt des Wildibachs wurden zu zwei verschiedenen Zeitpunkten (18.08.04. und 11.06.04) jeweils 4 Proben genommen. In den beiden Referenzgewässern wurden die Proben jeweils kurz vor den Abfischungen genommen (Badkanal 27.07.04, Freykanal 09.08.04). Durch die klar begrenzte Probenfläche konnte die Benthosdichte für jeden Abschnitt auf 1m² extrapoliert und miteinander verglichen werden (*Knapp and Waters 1961*).



Abbildung 8: Probenahme des Zoobenthos mit dem „Hess-Sampler“

Zur Unterbindung der Zersetzungsprozesse wurden die Proben in Äthanol (70%) fixiert und einige Zeit später unter der Stereolupe ausgewertet. Alle von Auge sichtbaren Tiere wurden aus den Proben gelesen und soweit bestimmt (*Burgherr et al. 1997*), bis sie einer der folgenden sechs funktionellen Ernährungsgruppen (FEG) zugeordnet werden konnten: Sammler (*Collectors*), Filtrierer (*Filterers*), Zerkleinerer (*Shredders*), Weider (*Grazers*), Räuber (*Predators*) und Sammler/Weider (*Collectors/Grazers*) (*Merritt and Cummins 1996*). Alle Individuen wurden gezählt und zusätzlich in eine von vier Grössenklassen eingeteilt. Die Grössenklassen umfassen die Kategorien *klein, mittel,*

gross und *sehr gross*. Die Individuen wurden nach folgender Tabelle in diese Kategorien eingeteilt.

Tabelle 2: Kriterien zur Einteilung des Zoobenthos in Grössenklassen

Grössenklasse	Länge [mm]	Durchmesser [mm]	Multiplikationsfaktor
Klein	<5	<0.5	1
Mittel	5 - 10	0.5 - 1	5
Gross	10 - 20	1 - 3	50
Sehr gross	>20	>3	1000

Bemerkung: Tiere mit einem Durchmesser kleiner als 0.5mm, wurde unabhängig von ihrer Länge in die Klasse „Klein“ eingeteilt.

Diese Einteilung erfolgte um die Masse des Zoobenthos qualitativ abschätzen zu können. Dafür wurde mittels eines Multiplikationsfaktors für jedes Tier ein Gewicht entsprechend seiner Grösse abgeschätzt. Zum Beispiel wiegt ein Tier der Grössenklasse *gross* 50 Mal soviel wie ein Tier der Klasse *klein*, aber 20 Mal weniger als eines aus der Klasse *sehr gross*. Die Summe all dieser Gewichte ergab ein relatives Mass für die Masse des Zoobenthos pro Probenahme.

2.5 Habitatsaufnahme

Um die verschiedenen Lebensräume im Wildibach, im Badkanal und im Freykanal untereinander und mit den Fischbeständen vergleichen zu können, wurden verschiedene Kriterien erhoben, die den aquatischen Lebensraum charakterisieren.

2.5.1 Querprofile

Bei der Querprofilmessung wurden alle 10m eines Abschnittes über die ganze Bachbreite im Abstand von 50cm die Tiefe gemessen. Zusätzlich wurde zwei- bis dreimal pro Abschnitt die Fliessgeschwindigkeit am Boden und auf zwei Dritteln der Tiefe (durchschnittliche Fliessgeschwindigkeit) gemessen.

Aus diesen Daten konnten die wichtigen Faktoren Breiten- und Tiefenvarianz und Abfluss berechnet werden.

2.5.2 Hydraulische Habitate (Mesohabitate)

Die hydraulischen Habitate oder Mesohabitate sind räumliche Gebiete mit ähnlichen hydraulischen Eigenschaften. Die drei in dieser Arbeit verwendeten Mesohabitate Riffle, Pool und Glide werden durch ihre unterschiedlichen Fliessgeschwindigkeiten, Gefälle und Tiefen charakterisiert (*Peter 1992*).

- **Riffle:** Seichte, schnell fliessende und turbulente Gewässerabschnitte mit grobkörnigem Substrat
- **Pool:** Relativ tiefer Gewässerbereich mit feinem Substrat und tiefer Fliessgeschwindigkeit (*Bisson et al. 1981*)

- **Glide:** Bereiche ohne Turbulenzen mit mässiger Fließgeschwindigkeit und mittlerer Tiefe; sie weisen ein insgesamt homogenes Strömungsbild auf (*Bisson et al. 1981*).

Von diesen Mesohabitaten wurde jeweils die absolute Fläche pro Abschnitt bestimmt und als prozentualer Anteil Mesohabitat pro Wasseroberfläche eines Abschnittes berechnet.



Abbildung 9: Mesohabitat Riffle



Abbildung 10: Mesohabitat Glide



Abbildung 11: Mesohabitat Pool

2.5.3 Fischunterstände (Mikrohabitate)

Fischunterstände oder Mikrohabitate sind Areale, welche den Fischen Rückzugsmöglichkeiten bieten, also Schutz vor Prädation und Konkurrenz, ferner Optimierung ihres Energiehaushaltes und der Reproduktion. In Fließgewässern sind dies oft Areale mit reduzierten Lichtverhältnissen, herabgesetzten Strömungsverhältnissen und erhöhter visueller Isolation (*Peter 1992*).

In Anlehnung an *Peter (1992)* wurden in unserer Arbeit vier Typen von Fischunterständen betrachtet:

- **Makrophyten:**
Alle höheren, im Wasser stehenden oder untergetauchten (submerse) Pflanzen
- **Unterspülungen:**
Höhlenartige Einbuchtungen der Uferlinie bei normalem Wasserstand
- **Totholz:**
Zweige, Äste, Baumstrünke
- **Überhängende/eingetauchte Vegetation:**
Pflanzen, die an Land wurzeln (keine Makrophyten) und ihre Äste oder Wurzeln tiefer als 1m über die Wasseroberfläche hängen lassen oder sogar ins Wasser eintauchen.

Von diesen vier Fischunterständen wurde jeweils die absolute Fläche pro Abschnitt bestimmt und als prozentualer Anteil Fischunterstand pro Wasseroberfläche eines Abschnittes ausgedrückt. Um die Schätzung möglichst exakt durchzuführen, wurde jeder kleine Fischunterstand immer von derselben Person einzeln geschätzt und dann addiert.

2.5.4 Sedimentcharakteristiken

Korngrößenvarianz und Kolmation sind wichtige Faktoren, welche die Eignung der Bachsohle als Laichsubstrat für Kieslaicher stark beeinflussen.

Korngrößenvarianz

Mit der Korngrößenvarianz wird die Verteilung der Korngröße im Sediment beschrieben. Sie wird mit der Methode der Linienzahlanalyse bestimmt. Dazu legt man einen langen, schweren Massstab auf eine zufällig ausgewählte kiesige Stelle im Bach. Mit einem Schauglas bestimmt man nun die Länge jedes Steins der grösser als 1cm ist entlang des Massstabes. Ist der Stein nicht rund, so misst man immer die kürzere Seite der sichtbaren Oberfläche, bis man mindestens 150 Steine vermessen hat (*Fehr 1987*).

Kolmation

Unter Kolmation versteht man die Ablagerung von Feinsedimenten in den Zwischenräumen des Substrates (*Schälchli 2002*). Dies führt zu einer Verringerung der Sohldurchlässigkeit und verhindert somit den Austausch mit dem Grundwasser und schränkt den für Benthostiere besiedelbaren Lebensraum ein. Man unterscheidet zwischen innerer und äusserer Kolmation. Die äussere Kolmation bildet feine Sedimentschichten auf der Steinoberfläche der Gewässersohle, die innere, wie der Name schon sagt, verstopft das Innere der Gewässersohle.

Für die Bestimmung der Kolmation entwickelte Schälchli (*2002*) ein genaues Verfahren. Um diese Methode anzuwenden, müssen jedoch trocken liegende Kiesbänke vorhanden

sein. Beim Wildibach sind keine solchen vorhanden, deshalb wurde die Kolmation abgeschätzt. Es wurden jeweils 10 zufällig ausgewählte grössere Steine ausgewählt und aus dem Substrat gehoben. Der dazu notwendige Kraftaufwand wurde als klein, mittel oder gross festgehalten.

2.5.5 Algenbewuchs

Der Algenbewuchs auf der Gewässersohle bietet Nahrung und Lebensraum für verschiedene aquatische Organismen, aber auch für weidende Fischarten wie die Nase (*Chondrostoma nasus*). Der Algenbewuchs wurde am Anteil der bewachsenen Sohlenfläche makroskopisch abgeschätzt, in Anlehnung an *Thomas und Schanz (1976)*.

2.5.6 Beschattung

Die Beschattung wurde am Anteil der beschatteten Wasseroberfläche bei Vertikalprojektion berechnet.

2.5.7 Gewässerrandbiotope

Gewässerrandbiotope sind spezielle Lebensräume, welche an das Gewässer grenzen und somit dessen Habitatsdiversität erhöhen. Sie eignen sich als Mass für die longitudinale und laterale Vernetzung eines Gewässers. Zu diesen Gewässerrandbiotopen gehören:

- Auenwald (Überschwemmung des angrenzenden Waldgebietes)
- Fluttümpel (Vertiefung, welche bei Hochwasser geflutet wird)
- Kiesbänke mit Pioniergesellschaften
- Teiche
- Zu- und Abflüsse

In Anlehnung an *Werth (1987)* und *Wetzlar (1988)* wurde die obige Liste an den Wildibach angepasst.

2.5.8 Gewässerrandverzahnung

Die Gewässerrandverzahnung spiegelt sich in der Form der Uferlinien wieder. Eine gebuchtete Uferlinie erhöht das aquatisch-terrestrische Ökoton und schafft somit zusätzlichen Lebensraum. Zur Beurteilung dieser Gewässerrandverzahnung wurde ein Index berechnet.

$$G = ((U_l + U_r) / 2) / T$$

wobei

G:	Gewässerrandverzahnung
U_l :	Länge der linken Uferlinie
U_r :	Länge der rechten Uferlinie
T:	Länge der Talsohle (Linie des grössten Wasserabflusses)

Je grösser G, desto grösser ist die Gewässerrandverzahnung, ein geradliniger Kanal hat beispielsweise $G = 1$.

2.6 Datenanalyse

2.6.1 Fische

Alle Fische wurden bis auf die Art bestimmt und ihre Länge in Millimeter gemessen. Da die Anzahl der Fische zu gross war um alle zu wägen, beschränkten wir uns auf die Fische mit einer Grösse von über 100mm. Bei den kleineren wurden pro Art mindestens 150 Individuen gewogen und gemessen, daraus wurde anschliessend eine Länge-Gewichts-Relation erstellt. Mit Hilfe dieser Funktion konnte nun auch den Individuen ohne gemessenes Gewicht eine Masse zugeordnet werden.

An einigen Tagen wurden über 1700 Schmerlen oder Elritzen gefischt. Da diese Menge nicht zu bewältigen war, wurden Schmerlen und Elritzen nur noch in zwei Grössenklassen eingeteilt, über 40mm und unter 40mm. Zur Berechnung der Biomasse dieser Exemplare wurde als approximative Länge der Median aller gefangenen Individuen dieser Art angenommen.

Allgemein wurden bei den kleineren Fischarten Bachneunauge (*Lampreta planeri*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*), Dorngrundel (*Cobitis taenia*), Groppe (*Cottus gobio*), Gründling (*Gobio gobio*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Laube (*Alburnus alburnus*), Schneider (*Alburnoides bipunctatus*), Schmerle (*Barbatula barbatula*), Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*), Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) Individuen unter 40mm, bei den grösseren Arten diejenigen unter 50mm nicht gezählt, sondern bloss das Vorkommen notiert, da eine repräsentative, quantitative Abfischung der Jungfische aus verschiedenen Gründen nicht möglich war.

Grössenklassen

Die Grössenklassen der einzelnen Arten wurden anhand der Grössenverteilung an einem Abfischungsdatum in einem Abschnitt bestimmt. Da der Wildibach eher ein Kleinfischbach ist, konnte bei vielen Arten auf die Bildung verschiedener Grössenklassen verzichtet werden.

Fischgildenkonzept

Als Gilde bezeichnet wird eine Artengruppe, die gemeinsame ökologische Eigenschaften besitzen (*Wilson 1999*). Mittels verschiedener Kriterien wie Strömungspräferenzen, Reproduktion, Toleranz gegenüber der Wasserqualität usw. wurden Fische von verschiedenen Autoren in entsprechende Gilden eingeteilt. Eine berühmte Einteilung ist beispielsweise die Arbeit von *Balon (1975)*, der alle Fischarten der Welt in 32 Reproduktionsgilden einordnete.

Fische besitzen einen hohen Zeigerwert für die Habitatsqualität von Fliessgewässersystemen aufgrund ihrer spezifischen Lebensraumsprüche. Verschiedene Systeme zur Bewertung von Fliessgewässern durch Gilden stammen namentlich von *Karr (1981)*, *Zauner und Eberstaller (1999)* und *Block et al. (2001)*. Inwiefern sich Fischgilden zur Anwendung in Monitoringsprogrammen oder bei Erfolgskontrollen eignen, wird bei *Simon (1999)* ausführlich diskutiert.

Abundanz

Die quantitative Befischungsmethode beruht auf der Removal-Methode. Damit kann die Populationsgrösse anhand einer konstanten Abnahme der Anzahl gefangener Individuen in den einzelnen Befischungsdurchgängen bestimmt werden. Bei einigen vorwiegend bodenbewohnenden Arten kann die Annahme der konstanten Fangwahrscheinlichkeit nicht eingehalten werden.

Die Gesamtpopulationen wurden pro Art und Grössenklasse mit dem Computerprogramm microfish® (*Van Deventer 1985*) abgeschätzt, falls die Fangwahrscheinlichkeit bei allen drei Durchgängen mindestens 0.6 betrug. Ansonsten wurden die tatsächlich gefangenen Fische als Mindestpopulation verwendet.

Diversität

Zur Beschreibung der Biodiversität einer Lebensgemeinschaft existieren einige Indices die sowohl die Artenvielfalt als auch die relative Häufigkeit (Evenness) der einzelnen Arten berücksichtigen. Wir verwendeten den Brillouin-Index als Mass für die Diversität der Fischfauna:

$$H = 1 / N * \log [N! / (n_1! n_2! n_3! \dots n_k!)] \quad (\text{Krebs 1999})$$

wobei: H = Diversitätsindex
 N = Gesamtindividuenzahl
 n_1 = Anzahl Individuen der Art 1
 n_2 = Anzahl Individuen der Art 2
 n_k = Anzahl Individuen der k-ten Art

Dominanz

Die Dominanz beschreibt die relative Häufigkeit einer Art im Vergleich zur gesamten Fischgemeinschaft:

$$D = n_i / N$$

mit: N = Gesamtindividuenzahl der Artgemeinschaft
 n_i = Anzahl Individuen der Art i

Zur Klassifizierung der Dominanz wurde die Einteilung von *Mühleberg et al. (1993)* übernommen:

Eudominant:	32.00 – 100 %	Hauptart
Dominant:	10.00 – 31.99 %	Hauptart
Subdominant:	3.20 – 9.99 %	Hauptart
Rezedent:	1.00 – 3.19 %	Begleitart
Subrezedent:	0.32 – 0.99 %	Begleitart
Sporadisch:	unter 0.32 %	Begleitart

Durch diese Einteilung werden mit den Hauptarten rund 85% der Individuen einer Stichprobe erfasst.

Ähnlichkeit

Um zwei Lebensgemeinschaften bezüglich ihrer Ähnlichkeit vergleichen zu können besteht eine Reihe verschiedener mathematischer Ansätze. *Wolda (1981)* empfiehlt den Morisita-Index (*Morisita 1959*) als das beste Ähnlichkeitsmass für ökologische Anwendungen. Der Index kann interpretiert werden als die Wahrscheinlichkeit, dass ein Individuum aus Probe j und ein Individuum aus Probe k derselben Art angehören, geteilt durch die Wahrscheinlichkeit, dass zwei Individuen entweder aus Probe j oder Probe k zur selben Art gehören (*Krebs 1999*):

$$C_\lambda = [2 * \sum X_{ij} X_{ik}] / [(\lambda_1 + \lambda_2) N_j N_k] \quad (\text{Krebs 1999})$$

wobei: C_λ = Morisita-Index von zwei Lebensgemeinschaften j und k
 X_{ij}, X_{ik} = Anzahl Individuen der Art i in Probe j und Probe k
 $N_j = \sum X_{ij}$ Anzahl Individuen in Probe j
 $N_k = \sum X_{ik}$ Anzahl Individuen in Probe k

$$\lambda_1 = \sum X_{ij} (X_{ij} - 1) / N_j (N_j - 1)$$

$$\lambda_2 = \sum X_{ik} (X_{ik} - 1) / N_k (N_k - 1)$$

Der Index variiert zwischen 0 (keine Ähnlichkeit) und 1 (vollständige Übereinstimmung).

2.6.2 Bewertung der Habitatsdiversität

Zur Bewertung der Habitatsdiversität wurde ein Habitatsindex entwickelt in Anlehnung an die „Ökomorphologie Stufe F“ (Bundi et al. 1998), angepasst an den Wildibach. Jeder Abschnitt wurde aufgrund verschiedener Faktoren bewertet. Alle Faktoren wurden in Kategorien von ein bis drei Punkten eingeteilt, wobei drei Punkte einer hohen Habitatsdiversität entsprechen. Jeder Faktor wurde gleich gewichtet. Ausführliche Tabellen mit den Faktoren der Habitatsdiversität und deren Bewertung sind im Anhang, Kapitel 9.2 einzusehen.

2.6.3 Statistik

Alle statistischen Tests wurden mit dem Statistikprogramm SPSS® 11.0 durchgeführt.

Die statistische Auswertung der folgenden Daten erfolgte mit linearer Regression und dem F-Test auf dem 5%-Signifikanzniveau:

- Veränderung der Habitatsdiversität im Wildibach mit der Zeit
- Veränderung von Diversität, Biomasse, Abundanz und Artenzahl der Fische mit der Zeit
- Zusammenhang zwischen der Zoobenthosdichte und der Fischabundanz bzw. -biomasse

Um den Einfluss der verschiedenen Faktoren der Habitatsvielfalt auf die Diversität, die Biomasse, die Abundanz und die Artenzahl der Fische zu bestimmen, wurde ein multiples lineares Regressionsmodell angewendet. Dazu mussten die erhobenen Daten jedoch zuerst entsprechend transformiert werden, bevor sie dem Modell zugeführt werden konnten.

Der Einfluss der verschiedenen Faktoren der Habitatsdiversität auf das Vorkommen der verschiedenen funktionellen Ernährungsgruppen (FEG) wurde ebenfalls mittels multipler linearer Regression überprüft.

3 Resultate

3.1 Hydrologie

3.1.1 Gefälle

Der Wildibach weist ein durchschnittliches Gefälle von 2‰ auf, wobei sich dieses nicht gleichmässig auf den gesamten Bachlauf verteilt. Die obersten 450m sind mit 1.5‰ die flachsten Abschnitte. Die anschliessenden 500m haben ein Gefälle von 2‰ und auf den letzten 250m vor der Einmündung in die Aare fliesst das Wasser mit 6.8‰ Gefälle schon relativ schnell ($> 1\text{m/s}$).

3.1.2 Temperatur

Mittels eines Temperaturloggers wurde die Temperatur im Wildibach zwischen dem 20.04.04 und 8.10.04 stündlich gemessen und aufgezeichnet. Die Maximaltemperatur von 22.7°C wurde am 5. August gemessen. Die Tagesschwankungen betragen etwa 2°C. Der Wildibach bleibt somit knapp unter der Maximaltemperatur der Aare, welche diesen Sommer 23.4°C betrug.

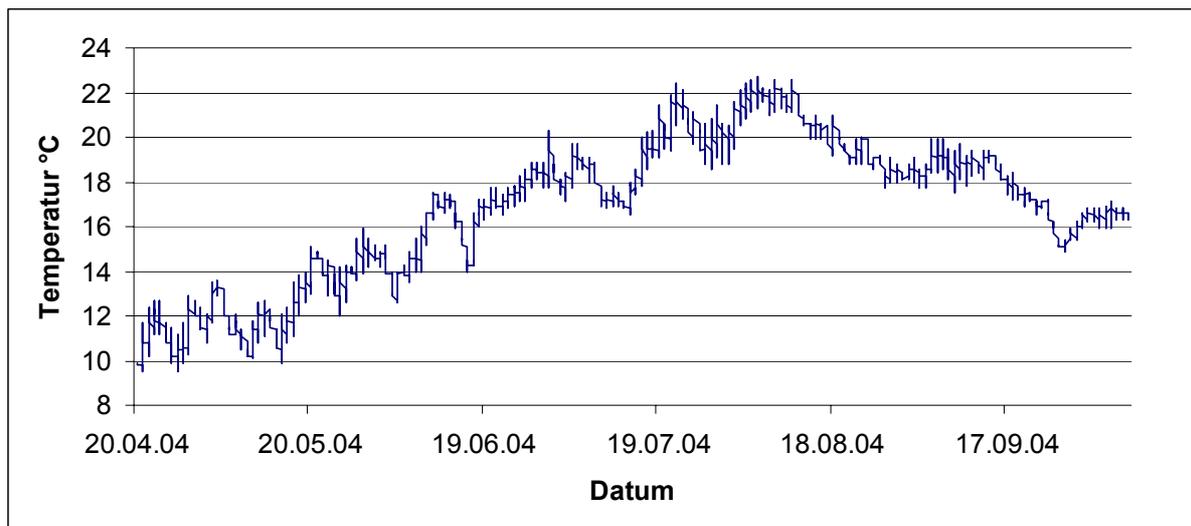


Abbildung 12: Verlauf der Temperatur im Wildibach von April bis Oktober 2004

3.1.3 Gewässerqualität

Das Wasser im Wildibach stammt aus der Aare, deshalb wurde auf aufwändige Analysen von Wasserproben des Wildibachs verzichtet und stattdessen auf die vom NADUF (nationales Programm für die analytische Datenuntersuchung der schweizerischen Fließgewässer) veröffentlichten Daten der Messstation Brugg zurückgegriffen. Die Veränderungen der einzelnen Parameter werden vernachlässigt, da die Fließstrecke vom Einlauf des Badkanals bis zur Einmündung in den Wildibach mit weniger als drei Kilometern gering ist. Zu erwähnen ist jedoch, dass beim Thermalbad Aquarena in Schinznach Bad ein Überlauf der Thermalwasserquelle in den Badkanal mündet. Dem schwefeligen Geruch und

den auffälligen Algenkolonien am Ende des Rohres nach ist anzunehmen, dass dieses Wasser stark schwefelhaltig ist.

Die Aare bei Brugg hat einen pH-Wert von 8, die elektrische Leitfähigkeit beträgt im Mittel rund $390\mu\text{S}/\text{cm}$. Die Sauerstoffkonzentration ist temperaturabhängig und liegt im Mittel etwas über $10\text{mg}/\text{l}$. Die Nährstoffbelastung durch Stickstoff und Phosphor hat in den letzten Jahren dank verschiedenen Gewässerschutzmassnahmen deutlich abgenommen. So ist der Durchschnitt für die Jahre 1993 – 2002 für den Gesamt-Stickstoff bei $2.19\text{mgN}/\text{l}$ und derjenige des Gesamt-Phosphors bei $0.06\text{mgP}/\text{l}$; die Durchschnitte für das Jahr 2003 liegen beim Stickstoff bei $1.68\text{mgN}/\text{l}$ und beim Phosphor bei $0.038\text{mgP}/\text{l}$. Die Aare ist in diesem Abschnitt deutlich mit DOC (Dissolved Organic Compounds) belastet (Qualitätsanforderungen gemäss GSchG).

Die Fracht an Schwebestoffen beträgt im zehnjährigen Mittel $20.54\text{mg}/\text{l}$.

Eine ausführliche Tabelle über die charakteristischen Daten der Aare bei Brugg des NADUF ist im Anhang unter Kapitel 9.1 Tabelle 4 einzusehen.

3.2 Ökomorphologie

In diesem Kapitel werden die erhobenen Parameter der Habitatsdiversität nach Abschnitten geordnet aufgelistet.

3.2.1 Abschnitt 1

Abschnitt 1 beginnt etwa 60m oberhalb der Einmündung des Wildibachs in die Aare. Er ist 84m lang und weist eine wenig variierende Breite von drei bis vier Metern auf, er zeigt auch für die Maximaltiefe eine geringe Varianz. Die Gewässerrandverzahnung ist mit 1.05 sehr tief. Das Gefälle ist mit 6.5‰ das höchste im ganzen Wildibach, ebenso die Fließgeschwindigkeit mit bis zu $1.25\text{m}/\text{s}$. Das dominierende Mesohabitat ist daher auch das Riffle. Das Sediment hat kiesigen Charakter mit einigen strömungsärmeren Stellen, an denen sich feineres sandiges Substrat ablagert; die Kolmation ist gering. Die Baumvegetation ist noch nicht vorhanden, die Beschattung und der Eintrag an Totholz sind also sehr gering. Als Gewässerrandbiotope zählen der Auenwald und die Einmündung in die Aare.

Die Fischunterstände haben sich nur wenig verändert, der grösste Teil des Totholzes wurde bei einem Hochwasserereignis fortgespült und konnte sich nicht mehr neu ansammeln. Unterspülungen gab es nie welche und die überhängende/eingetauchte Vegetation war auch kaum vorhanden, einzig die Makrophyten wuchsen Ende Juli bis anfangs September kräftig.



Abbildung 13: Abschnitt 1 im Juni 2004



Abbildung 14: Abschnitt 1 im September 2004

3.2.2 Abschnitt 2

Das Sediment, die umliegende Vegetation, die Breiten- und Maximaltiefenvarianz und auch die Gewässerrandverzahnung in Abschnitt zwei zeigen ähnliche Charakteristiken wie Abschnitt 1, die Länge ist mit 128m jedoch grösser. Das Mesohabitat Riffle macht etwa zwei Drittel der Wasserfläche aus, der andere Drittel besteht aus Glide. Die vier Gewässerrandbiotope sind Auenwald, zwei Fluttümpel und eine Kiesbank mit Pioniergeellschaft.

Auch bei der Entwicklung der Fischunterstände sind sich die untersten beiden Abschnitte sehr ähnlich. Unterspülungen und überhängende/eingetauchte Vegetation sind praktisch nicht vorhanden, das meiste Totholz wurde vom Hochwasser fortgespült und die Makrophyten hatten Ende Sommer ihre grosse Wachstumsphase.



Abbildung 15: Abschnitt 2 im Juni 2004



Abbildung 16: Abschnitt 2 im September 2004

3.2.3 Abschnitt 3

Abschnitt 3 ist mit nur 70m Länge relativ kurz. Die Breite und Maximaltiefe variieren nur gering und sind ähnlich wie in den beiden untersten Abschnitten. Auch die Gewässerrandverzahnung liegt mit 1.06 im selben Bereich. Das Sediment ist eher feinkörnig und weist eine mittlere Korngrößenvarianz und Kolmation auf, es war zeitweise stark mit Algen bedeckt. Das dominante Mesohabitat ist das Glide. Als einziges Gewässerrandbiotop wird der flache Teich gezählt (siehe Kapitel 1.3).

Die Entwicklung der Fischunterstände ist gering, Unterspülungen und überhängende/eingetauchte Vegetation sind keine vorhanden, das Totholz nahm leicht zu und die Makrophyten zeigten ihre typische Zunahme im Juli und August.



Abbildung 17: Abschnitt 3 im Juni 2004



Abbildung 18: Abschnitt 3 im September 2004

3.2.4 Abschnitt 4

Abschnitt 4 ist mit einer Länge von nur 60m der kürzeste, aber strukturreichste Abschnitt im Wildibach. Fischunterstände in Form von Totholz überhängender oder eingetauchter Vegetation und Makrophyten sind sehr zahlreich. Der Wildibach erreicht hier seine maximale Tiefe von 75cm auch die Breite von 7.5m bis 10.5m ist überdurchschnittlich. Dies führt zu einer hohen Breiten- und Maximaltiefenvarianz. Die Gewässerrandverzahnung ist mit 1.2 sehr hoch. Der Wasserkörper hat hauptsächlich Pool-Charakter, die maximale Fliessgeschwindigkeit ist mit 37cm/s sehr niedrig. Das Sediment ist feinkörnig oder schlammig, es zeigt eine geringe Korngrössenvarianz und eine mittlere Kolmation. Die letzten Meter des Abschnitts sind ausgesprochen seicht und gehören eher dem Mesohabitat Glide an. Dieser Flachwasserbereich ist auch mit dem seichten Teich verbunden, welcher neben dem Auenwald und einer Kiesfläche zu den Gewässerrandbiotopen zählt. Die Fischunterstände sind ausser den Unterspülungen alle in grosser Zahl vorhanden, die Veränderung war jedoch gering. Die Menge an Totholz nahm leicht zu, die überhängende/eingetauchte Vegetation nahm ab und die Makrophyten wuchsen leicht.



Abbildung 19: Abschnitt 4 im Juni 2004



Abbildung 20: Abschnitt 4 im September 2004

3.2.5 Abschnitt 5

Abschnitt 5 ist 197m lang und variiert in der Breite ausgesprochen stark zwischen 4.5m und 14.5m. Die Maximaltiefe dagegen ist sehr gleichförmig und seicht, sie schwankt bloss zwischen 20cm und 29cm. Das Ufer ist stark verzahnt, was dem Index von 1.12 zu entnehmen ist. Dank des niedrigen Wasserstandes sammelt sich in diesem Abschnitt viel Totholz und feines Substrat an. Die Korngrössenvarianz ist gross und die Kolmation mittel. Die Wasserfläche besteht zu zwei Dritteln aus Glides und zu einem Drittel aus Riffles. Die flachen Uferzonen, welche hauptsächlich durch Geländemodellierungen zustande kamen, bieten idealen Lebensraum für Wasserpflanzen. An Gewässerrandbiotopen sind zwei Kiesflächen mit Pioniergesellschaften, Fluttümpel und der Auenwald zu erwähnen. Bei den Fischunterständen nahmen die Unterspülungen leicht zu, die überhängende/eingetauchte Vegetation blieb etwa gleich. Das Totholz konnte sich wie erwähnt stark ansammeln und die Makrophyten erlebten in den Flachwasserzonen einen rasanten Aufschwung.



Abbildung 21: Abschnitt 5 im Juni 2004



Abbildung 22: Abschnitt 5 im September 2004

3.2.6 Abschnitt 6

Abschnitt 6 war ursprünglich in zwei einzelne Abschnitte aufgeteilt. Diese waren sich jedoch so ähnlich, dass beide wieder zu einem 312m langen Abschnitt zusammengefasst wurden. Abschnitt 7 fehlt deshalb. Breiten- und Maximaltiefenvarianz und Gewässerrandverzahnung sind gering und die Werte sind ähnlich wie in den untersten Abschnitten. Das Substrat ist grobkörnig und war zeitweise stark von Algen bedeckt, die Korngrössenvarianz ist gross und die Kolmation klein. Die steilen Ufer sind charakteristisch für diesen Abschnitt. Die Mesohabitate sind regelmässig zwischen Riffle und Glide aufgeteilt. Das einzige Gewässerrandbiotop ist eine Kiesfläche im obersten Teil des Abschnittes.

Bei den Fischunterständen ist die Zunahme des Totholzes auffallend, überhängende/eingetauchte Vegetation ist nicht vorhanden und die Unterspülungen veränderten sich auch kaum. Die Makrophyten haben wegen der steilen Ufer kaum Raum um zu wachsen.



Abbildung 23: Abschnitt 6 im Juni 2004



Abbildung 24: Abschnitt 6 im September 2004

3.2.7 Abschnitt 8

Abschnitt 8 ist 105m lang, hat eine geringe Breitenvarianz, jedoch eine beträchtlich schwankende Maximaltiefe, die sich zwischen 38cm und 62cm bewegt. Die Gewässerrandverzahnung ist mit 1.05 gering. Am unteren Ende des Abschnittes stauen einige grössere Felsblöcke das Wasser auf. An dieser Stelle ist auch ein Fischguckfenster angebracht, durch welches sich das natürliche Verhalten der Fische beobachten lässt. Das Sediment ist eher feinkörnig, ausser in den Rifflezonen, wo grobkörnigeres Material vorhanden ist, die Korngrössenvarianz ist mittel und die Kolmation klein. Das hauptsächliche Mesohabitat ist das Glide, es kommen jedoch auch kleinere Rifflezonen vor. Am oberen

Ende des Abschnittes ist der ausgedehnte, Teich angebunden (siehe Kapitel 1.3), welcher ebenso als Gewässerrandbiotop zählt wie die Kiesfläche mit Pioniergesellschaft.

Die Fischunterstände sind eher spärlich verteilt, überhängende/eingetauchte Vegetation gibt es nicht, die Unterspülungen variierten auf tiefem Niveau, das Totholz nahm leicht zu und die Makrophyten entwickelten stark.



Abbildung 25: Abschnitt 8 im Juni 2004



Abbildung 26: Abschnitt 8 im September 2004

3.2.8 Abschnitt 9

Abschnitt 9 hat eine ziemlich grosse Breiten- und eine sehr hohe Maximaltiefenvarianz. Die Breite variiert zwischen 3.7m und 5.2m, die Maximaltiefe zwischen 31cm und 84cm im 120m langen Abschnitt. Die Gewässerrandverzahnung ist mit 1.05 tief. Der grösste Teil der Wasserfläche besteht aus dem Mesohabitat Glide, aber auch Riffle und Pool kommen vor. Das Sediment reicht von feinkörnig und schlammig bis zu gröberem Kies, es hat eine mittlere Korngrössenvarianz und die Kolmation ist klein. Die drei Kiesflächen mit Pioniergesellschaft gehören zu den Gewässerrandbiotopen.

Unterspülungen und überhängende/eingetauchte Vegetation sind praktisch nicht vorhanden. Das Totholz blieb während der Untersuchungszeit konstant auf tiefem Niveau und die Makrophyten nahmen gewohntermassen zu.



Abbildung 27: Abschnitt 9 im Juni 2004



Abbildung 28: Abschnitt 9 im September 2004

3.2.9 Abschnitt 10

Abschnitt 10 ist der oberste Abschnitt des Wildibachs, er grenzt an den Badkanal, welcher das Wasser für den Wildibach liefert. Er ist 95m lang. Die Breite variiert zwischen 3.2m und 8.7m, dies täuscht jedoch eine zu hohe Breitenvarianz vor, da der Abschnitt nur an einer Stelle eine Einbuchtung hat, sonst aber sehr gleichförmig ist, die Gewässerrandverzahnung ist wegen dieser Einbuchtung mit 1.12 auch relativ hoch. Die Maximaltiefe variiert zwischen 31cm und 66cm, was eine sehr hohe Maximaltiefenvarianz zur Folge hat. Es kommen alle drei Mesohabitatstypen vor, wobei Glide der häufigste ist, gefolgt von Riffle. Das Substrat ist grobkörnig mit Ausnahme von einigen sandigen Stellen, die Korngrössenvarianz ist gross und die Kolmation klein. Gewässerrandbiotope sind der Anschluss an den Badkanal und drei grössere Kiesflächen mit Pioniergeellschaften.

Die überhängende/eingetauchte Vegetation fiel von 8m² auf 0m², dies jedoch nur, weil ein übers Wasser hängender Baum entfernt wurde. Das Totholz veränderte sich nicht bedeutend und die Makrophyten konnten sich nahe den Kiesflächen prächtig entwickeln. An einem Steilufer bildeten sich einige Unterspülungen.



Abbildung 29: Abschnitt 10 im Juni 2004



Abbildung 30: Abschnitt 10 im September 2004

3.2.10 Badkanal

Beim Badkanal handelt es sich um einen geradlinigen Bach von vier bis fünf Metern Breite mit einer durchschnittlichen Tiefe von 60cm. Breite und Tiefe variieren nur minim. Beinahe die gesamte Wasserfläche hat Glide-Charakter, es sind einige nur wenige Meter lange Riffles zu finden, ansonsten ist die Fliessgeschwindigkeit sehr gleichmässig. Das Ufer weist kaum Verzahnung mit der terrestrischen Umgebung auf, obwohl die Ufer nicht verbaut sind. Das Sediment besteht vor allem aus feinkörnigem Sand und Schlamm mit einzelnen kleinen Kiesflecken. Der grösste Teil des Badkanals verläuft durch Waldgebiet, die Beschattung und die allochthonen Einträge sind dementsprechend gross. Auffällig sind die zahlreichen, grossflächigen Totholzanhäufungen



Abbildung 31: Oberer Abschnitt
Badkanal



Abbildung 32: Unterer Abschnitt
Badkanal

3.2.11 Freykanal

Abschnitt: Freykanal unten

Der untere Abschnitt ist zwischen 4.5m und 8m breit und weist eine Tiefe zwischen 20cm und 40cm auf. Das Wasser fließt durch das kiesige Bachbett und lässt offene Kiesflächen mit Totholzansammlungen zwischen seinen Windungen liegen. Das eher schnellfließende, seichte Wasser hat typischen Riffle-Charakter.

Abschnitt: Freykanal oben

Der 50m lange obere Abschnitt des Freykanals ist mit 6m Breite bedeutend breiter als der Rest des Kanals und auch seine Uferlinie ist recht variabel. Die Tiefe bewegt sich zwischen 40cm und 60cm. Die Wasserfläche hat Glide-Charakter und somit eine mässige Fließgeschwindigkeit. Das Sediment besteht hauptsächlich aus feinkörnigem Sand und Schlamm. Oberhalb des untersuchten Abschnittes fließt das Wasser durch einen tiefen Pool, dessen seichte Uferzonen mit Schilf und anderen Wasserpflanzen bewachsene sind.



Abbildung 33: Unterer Abschnitt des Freykanals

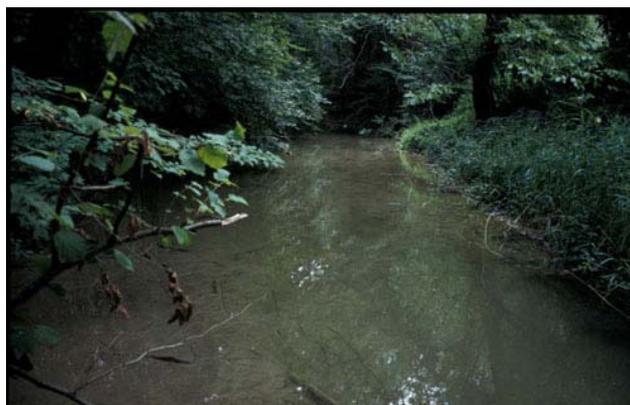


Abbildung 34: Oberer Abschnitt des Freykanals

3.2.12 Bewertung der Habitatsdiversität

Bei der Bewertung der Habitatsdiversität aufgrund der festgelegten Kriterien (siehe Anhang Kapitel 9.2) der verschiedenen Abschnitte schneiden die Abschnitte 4, 5 und 10 des Wildibachs und der untere Abschnitt des Freykanals sehr gut ab, sie liegen alle zwischen 21 und 23 Punkten. Abschnitt 2 ist mit 18 Punkten im Mittelfeld, gefolgt von den restlichen Abschnitten, die zwischen 13 und 16 Punkten liegen.

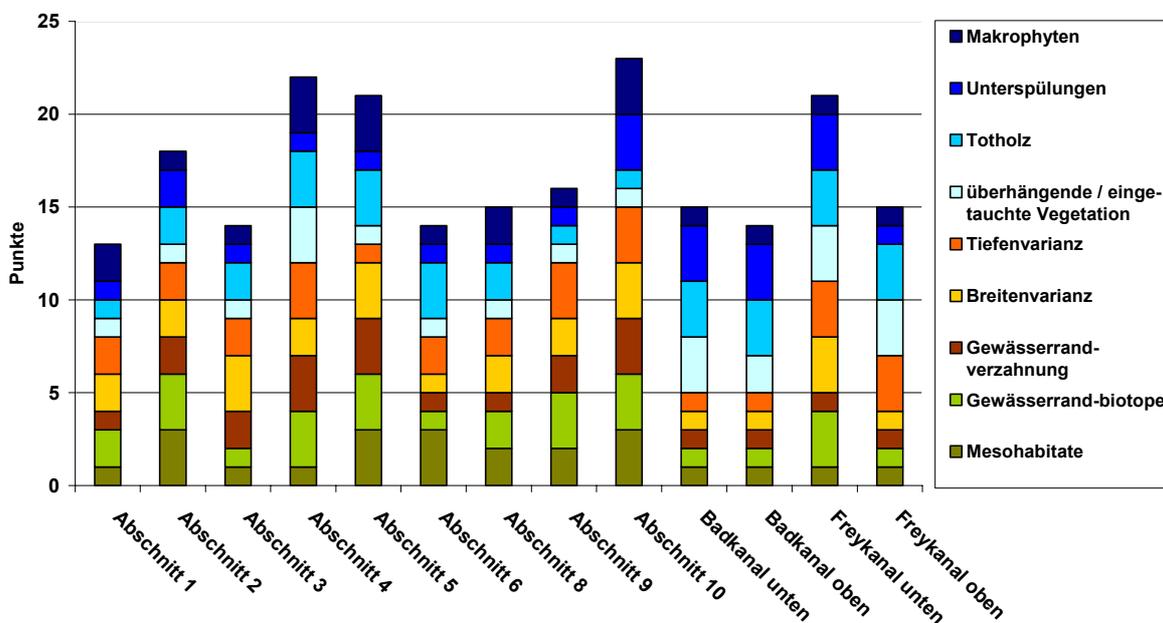


Abbildung 35: Übersicht der Habitatsdiversität der verschiedenen Abschnitte. Die Fischunterstände sind in verschiedenen Blautönen eingefärbt. (Datum der Aufnahme: 02.09.04)

3.2.13 Zeitliche Änderung der Habitatsdiversität

Die verschiedenen Faktoren der Habitatsdiversität haben sich in der untersuchten Periode zum grössten Teil nicht geändert. Ausser bei den Fischunterständen konnten keine messbaren Veränderungen festgestellt werden. Signifikante Zunahmen der Fischunterstände mit der Zeit konnten nur bei den Makrophyten beobachtet werden (für den ganzen Wildibach $p = 0.021$; $R^2 = 0.14$). In den einzelnen Abschnitten ergab sich nur für Abschnitt 4 eine signifikante Zunahme der Makrophyten mit der Zeit ($p = 0.19$; $R^2 = 0.96$), in den Abschnitten 2, 5 und 9 ist jedoch ein Trend erkennbar ($p = 0.52, 0.61$ und 0.57).

Die zeitliche Veränderung der Habitatsdiversität wurde zusätzlich noch kartografisch aufgenommen, um ortsgebundene Veränderungen zu protokollieren, welche andernfalls verloren gegangen wären. Diese Karten sind im Anhang unter Kapitel 9.5 Abbildungen 93-102 einzusehen.

3.3 Fische

Insgesamt wurden 22 Abfischungen im Wildibach, zwei im Badkanal und zwei im Freykanal vorgenommen. Im Wildibach wurden dabei 24 Arten gefunden, im Badkanal 15 und im Freykanal 17.

Von den 32 Arten, welche im Kanton Aargau in der Aare nachgewiesen werden konnten (Voser et al. 2004), wurden 24 im Wildibach gefunden, davon 5 nach der roten Liste bedrohte Arten: Bachneunauge (*Lampetra planeri*), Nase (*Chondrostoma nasus*), Äsche (*Thymallus thymallus*), Dorngrundel (*Cobitis taenia*) und Schneider (*Alburnoides bipunctatus*).

Eine ausführliche Liste mit den in der Aare und im Wildibach nachgewiesenen Fischarten und ihrem Gefährdungsgrad nach der roten Liste ist im Anhang unter Kapitel 9.3.2 Tabelle 15 einzusehen.

3.3.1 Grössenklassen

Im Wildibach wurden bei den 22 Abfischungen insgesamt 22'833 Fische mit einer Länge von mindestens 40mm gefangen. Über 80% davon waren unter 80mm. Lediglich 109 Individuen oder 0.5% waren länger als 160mm

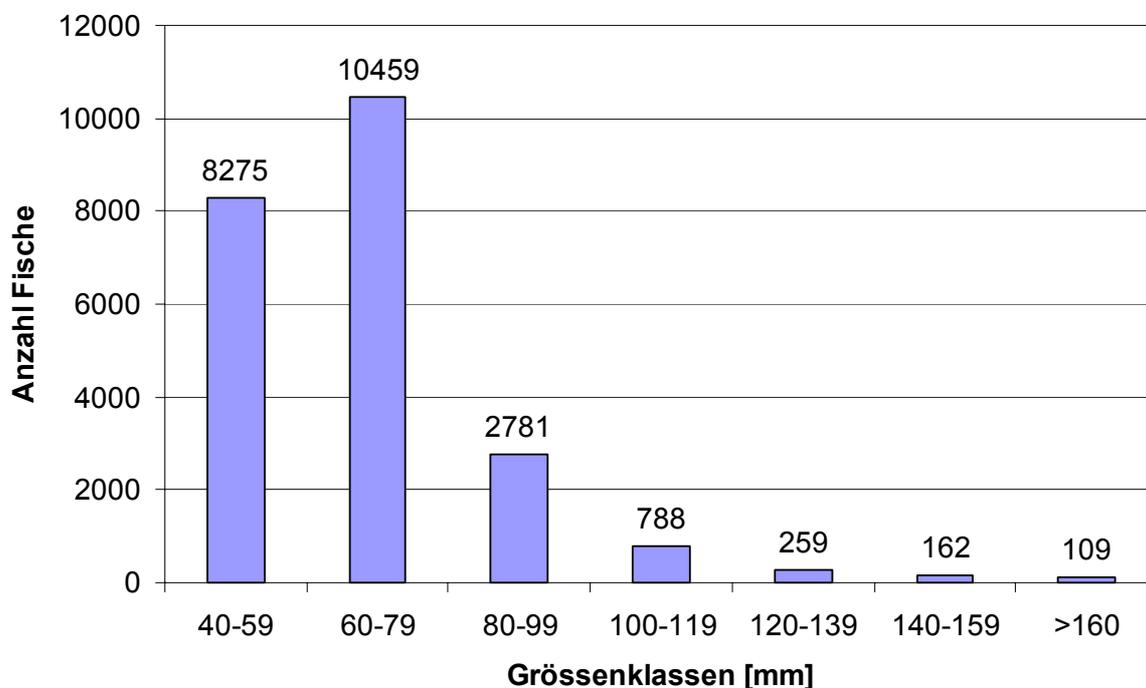


Abbildung 36: Grössenverteilung aller gefangenen Fische im Wildibach.

3.3.2 Fangwahrscheinlichkeit

Von den häufig gefangenen Fischarten wurden die durchschnittlichen Fangwahrscheinlichkeiten berechnet, welche zwischen den verschiedenen Fischarten beträchtlich variieren. Alet, Bachforelle, Barbe, Hasel und Nase zeigen durchschnittliche Fangwahrscheinlichkeiten zwischen 0.6 und 0.8. Sehr tiefe Werte haben die Schmerle mit 0.5 und die Groppe mit bloss 0.45.

Tabelle 3: Verschiedene Fangwahrscheinlichkeiten der häufigen Fischarten.

Alet	Bachforelle	Barbe	Dorngrundel	Egli	Elritze	Groppe	Gründling	Hasel	Nase	Rotauge	Schmerle	Schneider
0.70	0.79	0.72	0.60	0.58	0.54	0.45	0.58	0.75	0.76	0.63	0.50	0.65

3.3.3 Biodiversität

Die untersten drei Abschnitte und Abschnitt 5 haben alle eine tiefe Biodiversität nach Brillouin, dies rührt bei Abschnitt 2 und 5 hauptsächlich von der tiefen Evenness her. Abschnitt 4, 8 und 9 liegen bei der Diversität und der Evenness deutlich höher. Badkanal und Freykanal haben eine hohe Biodiversität und Evenness. Eine zeitliche Entwicklung ist nicht erkennbar.

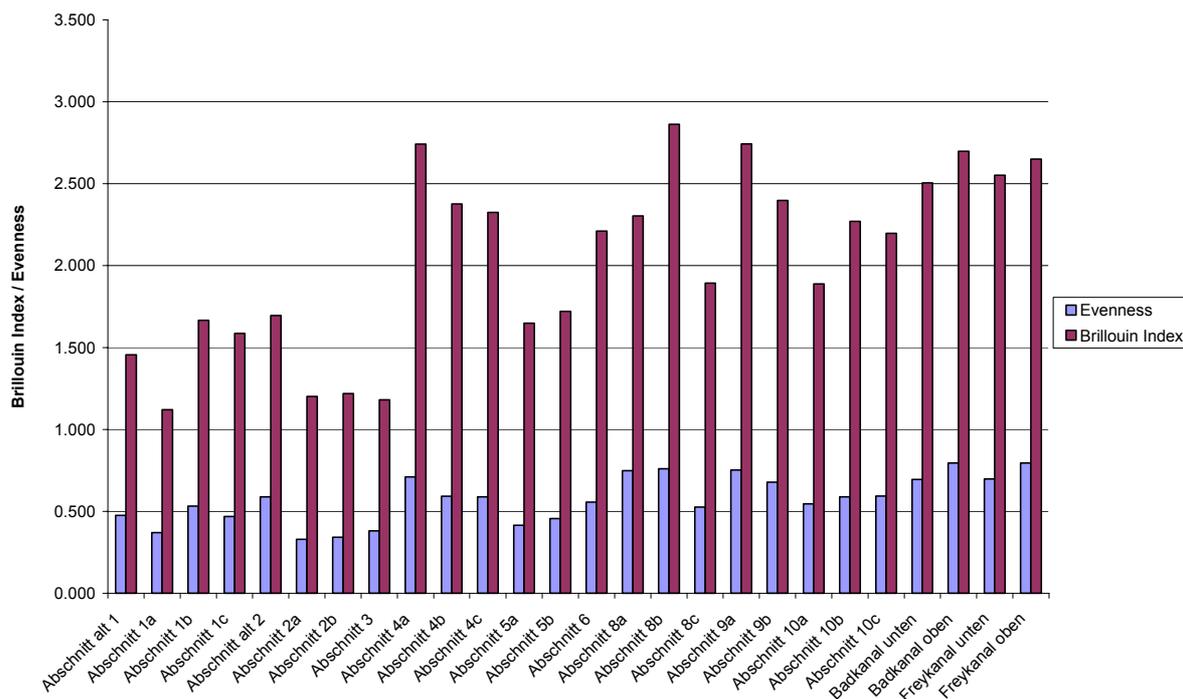


Abbildung 37: Biodiversität und Evenness aller Abfischungen.

Bei allen Abschnitten ausser Abschnitt 9 waren bei der letzten Befischung mehr Arten vorhanden als bei der ersten. Die Abschnitte 4, 5 und 6 haben durchwegs mehr Arten als Bad- oder Freykanal, auch Abschnitt 10 hat bei den letzten zwei Abfischungen gleich viel oder mehr Arten als die Referenzgewässer. Abschnitt 1 und 3 zeigen deutlich am wenigsten Arten auf.

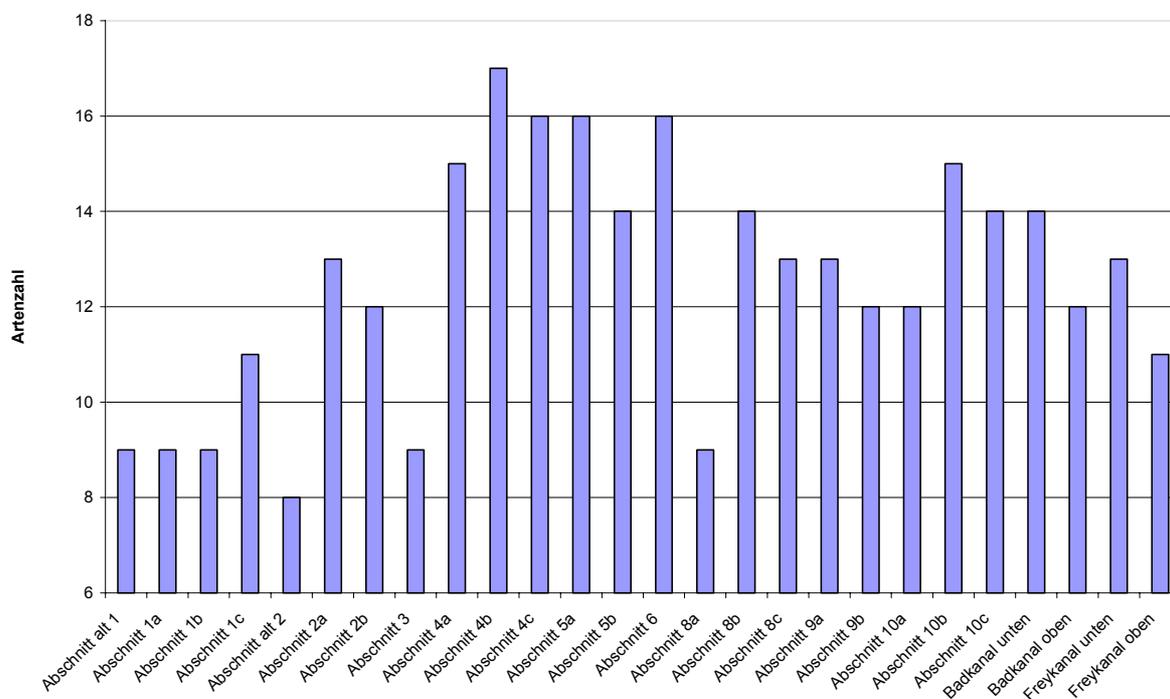


Abbildung 38: Anzahl Arten in den einzelnen Abschnitten jeder Abfischung

3.3.4 Biomasse

Die Biomasse in Gramm pro 100m² Wasseroberfläche ist in den Abschnitten 4a, 4b, 4c 8b, im Badkanal unten und im Freykanal oben deutlich höher als in den anderen Abschnitten. Die höchste Biomasse von über 2,8kg/100m² (16,6 kg/100m Fließstrecke) ist im oberen Freykanal zu finden, die tiefste, rund 27-mal (55 mal) geringer im Abschnitt alt 2 mit 0,1kg/100m² (0,3 kg/100m Fließstrecke). Eine zeitliche Entwicklung ist nicht erkennbar.

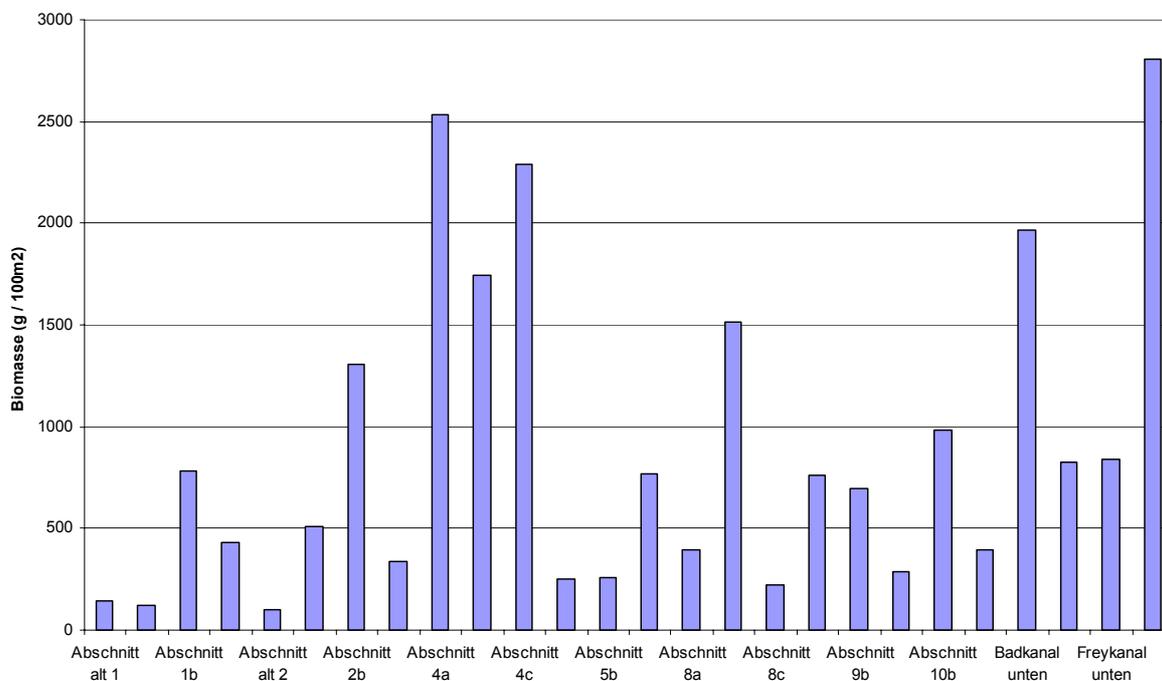


Abbildung 39: Biomasse in den einzelnen Abschnitten jeder Abfischung

3.3.5 Abundanz

Die Anzahl Individuen pro 100m² Wasseroberfläche liegt bei den meisten Abschnitten zwischen 50 und 300. Abschnitt 1b und 2b liegen deutlich höher. Am tiefsten ist die Abundanz im Badkanal mit weniger als 50 Individuen/100 m². Eine zeitliche Entwicklung ist nicht erkennbar.

Berechnet man die Abundanz jeweils für 100m Fließstrecke, so sind die Abschnitte 2b, 4a, 4b und 4c diejenigen mit mehr als 1500 Individuen pro 100m. Alt1, 1a, alt2, 8a, 8c, 10a und beide Abschnitte im Badkanal weisen weniger als 500 Individuen pro 100m Fließstrecke auf.

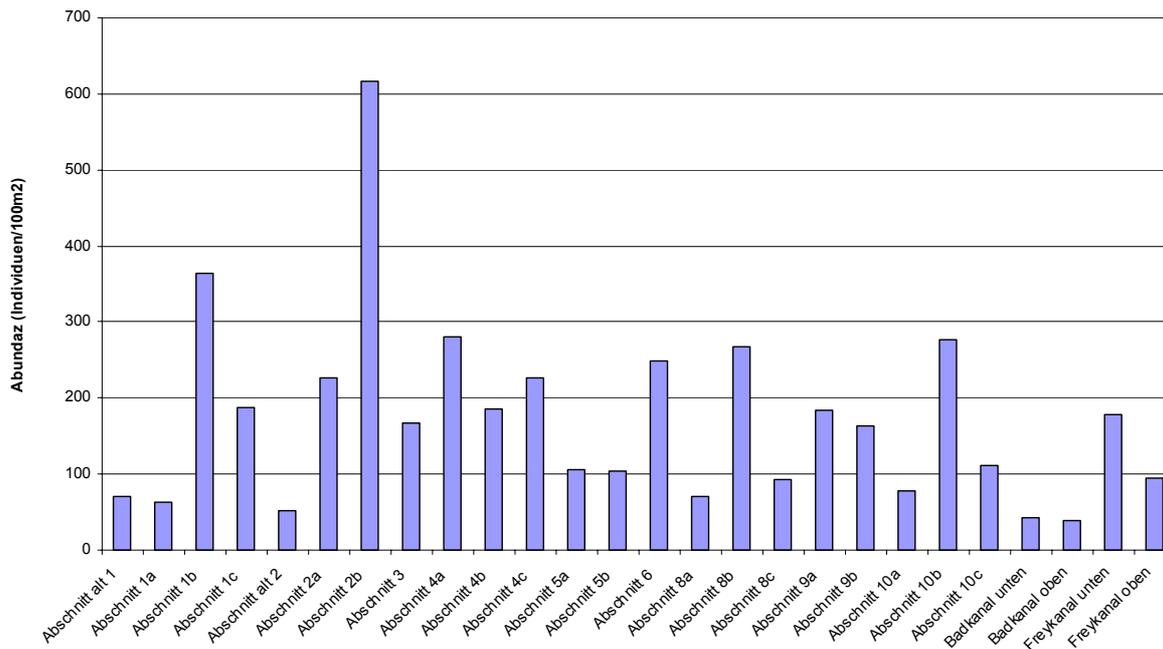


Abbildung 40: Fischabundanz als Anzahl Individuen pro 100m² in den einzelnen Abschnitten jeder Abfischung

3.3.6 Ähnlichkeit der Abschnitte

Die Ähnlichkeit der verschiedenen Fischgemeinschaften in den Abschnitten zueinander wurde mit dem Morisita-Index berechnet. Je höher der Wert, desto ähnlicher sind sich die Abschnitte bezüglich der Zusammensetzung der Fischpopulation. Eine grosse Gruppe mit hoher Ähnlichkeit ergibt sich zwischen den Abschnitten 1, 2, 3, 5, 6, 9 und 10. Beim Abschnitt 8 passt nur die letzte Abfischung also 8c in diese Gruppe. Abschnitt 4 steht im Wildibach für sich alleine, hat aber grosse Ähnlichkeit mit dem Freykanal oben und dem oberen Badkanal. Der Freykanal unten ist der grossen oben genannten Gruppe im Wildibach mit wenigen Ausnahmen sehr ähnlich (siehe Anhang, Kapitel 9.3.3 Tabellen 16 und 17).

3.3.7 Dominanz

In den Abschnitten alt1, 1c, 6, 8c, 9a, 9b, 10a, 10b, 10c und im Freykanal unten ist die Elritze (*Phoxinus phoxinus*) die dominante Fischart, in den Abschnitten 1a, 1b, 2a, 2b, 3, 5a und 5b ist es die Schmerle (*Barbatula barbatula*). Weitere dominante Arten sind der Alet (*Leuciscus cephalus*) im Abschnitt 9b, der Schneider im unteren Badkanal und der Gründling (*Gobio gobio*) in den Abschnitten 4b, 4c und im oberen Freykanal. Ausgeglichenere Populationen ergaben sich nur in den Abschnitten alt2, 4a, 4b, 8a, 8b und im oberen Badkanal. Die Arten Äsche, Bachneunauge, Karpfen (*Cyprinus carpio*), Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*), Stichling (*Gasterosteus aculeatus*) und Trüsche (*Lota lota*) gehören in allen Abschnitten zu den sporadischen Arten. Im Wildibach ist der Aal (*Anguilla anguilla*) noch zusätzlich sporadisch vorhanden (siehe Anhang, Kapitel 9.3.4 Tabellen 18 und 19).

3.3.8 Veränderung der Fischgemeinschaft in den einzelnen Abschnitten

Abschnitt 1

Bei der ersten und der letzten Befischung ist die Elritze klar die eudominante Fischart; in der zweiten und dritten Abfischung übernimmt die Schmerle den Platz der Elritze. Schmerle und Elritze zusammen machen jeweils über drei Viertel aller Individuen aus. Weitere Arten sind: Alet, Bachforelle (*Salmo trutta*), Barbe (*Barbus barbus*), Groppe (*Cottus gobio*), Gründling, Hasel (*Leuciscus leuciscus*) und Schneider.

Die Gilden der strömungsliebenden und gering strukturbezogenen Fischarten mit Schmerle, Elritze, Gründling und Schneider dominieren deutlich. Der Alet gehört zur Gilde der hoch strukturbezogenen Arten.

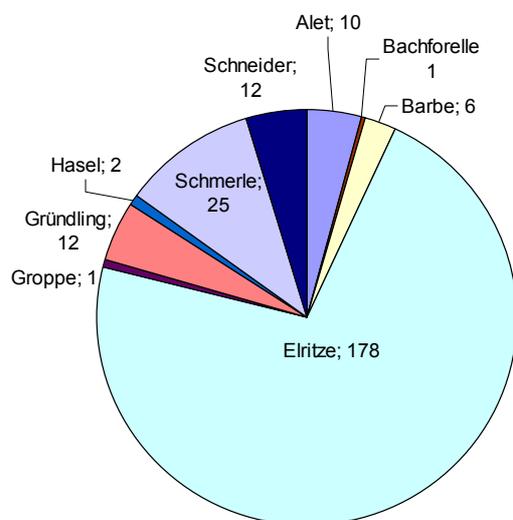


Abbildung 41: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 20.04.04 in Abschnitt 1.
N= 247, Anzahl Arten = 9

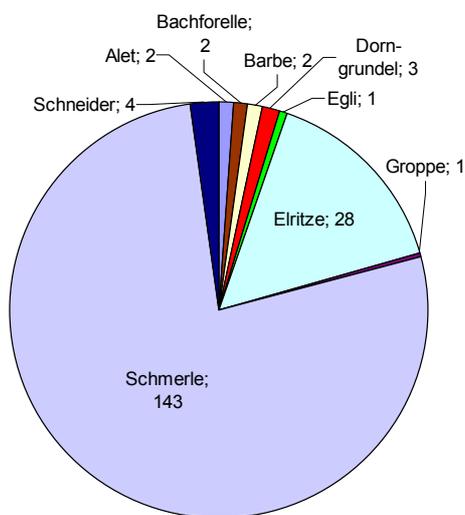


Abbildung 42: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 15.06.04 in Abschnitt 1.
N= 186, Anzahl Arten = 9

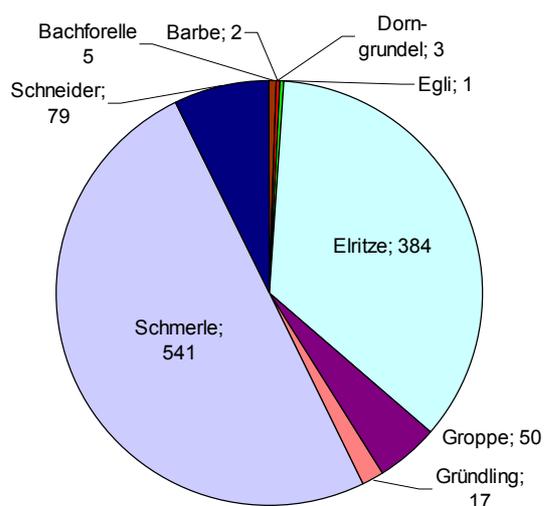


Abbildung 43: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 21.07.04 in Abschnitt 1. N= 1082, Anzahl Arten = 9

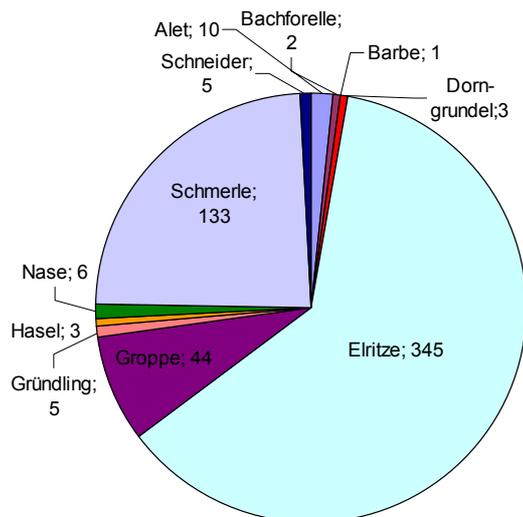


Abbildung 44: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 06.09.04 in Abschnitt 1, N= 557, Anzahl Arten = 11

Abschnitt 2

Abschnitt 2 ist sehr ähnlich wie Abschnitt 1, Schmerlen und Elritzen machen über drei Viertel der gesamten Fischgesellschaft aus. Die Anzahl der Individuen und die Artenzahl nehmen mit jeder Abfischung deutlich zu. Weitere Arten sind: Alet, Äsche, Bachforelle, Barbe, Dorngrundel, Egli (*Perca fluviatilis*), Groppe, Gründling, Hasel, Nase, Rotauge (*Rutilus rutilus*) und Schneider. Auch hier kommen beinahe nur die Gilden der strömungsliebenden und gering strukturbezogenen Arten vor.

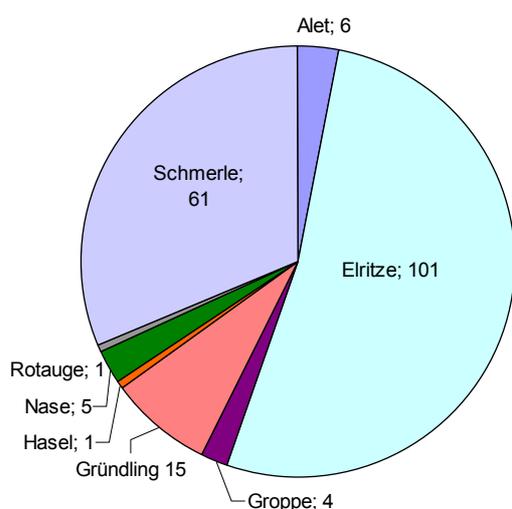


Abbildung 45: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 20.04.04 in Abschnitt 2.
N= 194, Anzahl Arten = 8

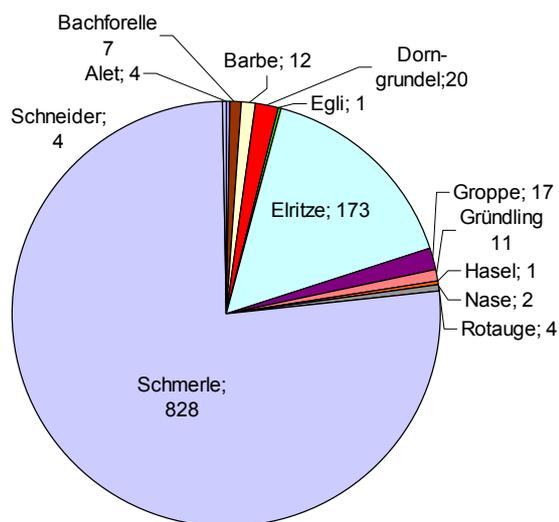


Abbildung 46: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 15.06.04 in Abschnitt 2.
N= 1084, Anzahl Arten = 13

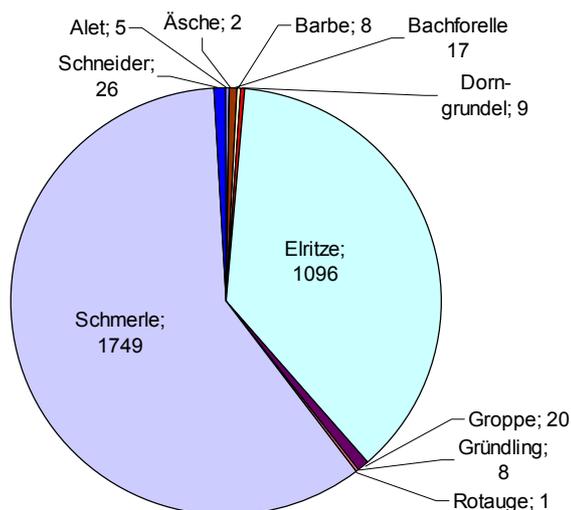


Abbildung 47: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 03.08.04 in Abschnitt 2.
N= 2941, Anzahl Arten = 12

Abschnitt 3

Die Schmerle ist klar die eudominante Art, die Elritze ist dominant, die anderen sieben Arten, Alet, Barbe, Bachforelle, Dorngrundel, Egli, Gründling und Rotaugen, machen zusammen weniger als einen Achtel der gesamten Fischgemeinschaft aus. Die Fische aus den Gilden der strömungsliebenden und gering strukturbezogenen Arten sind auch hier am stärksten vertreten, wovon die Dorngrundel mit 18 Individuen in die Gilde der hoch strukturbezogenen Arten gehört.

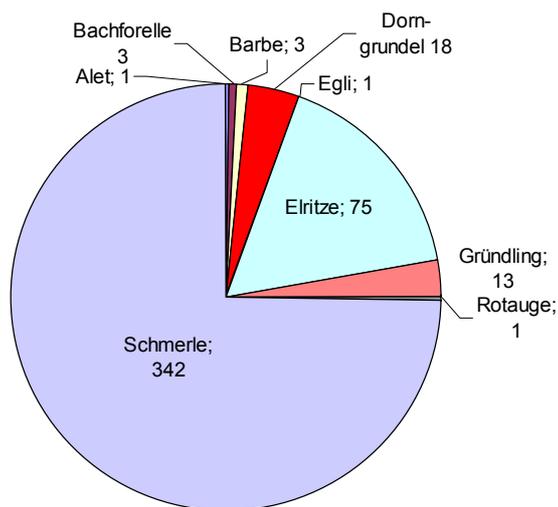


Abbildung 48: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 15.06.04 in Abschnitt 3.
N= 457, Anzahl Arten = 9

Abschnitt 4

Die Artzusammensetzung ist relativ ausgeglichen. Alet, Egli und Gründling sind die dominanten Arten, wobei der Gründling mit der Zeit sogar eudominant wurde. Das Rotauge und die Laube (*Alburnus alburnus*) sind bei der ersten Abfischung noch dominant respektive subdominant, in der zweiten und vor allem in der dritten sind sie jedoch nur noch subrezedent oder sporadisch anzutreffen. Der Schneider und die Elritze sind subdominant bis dominant; Bachforelle, Brachsen (*Abramis brama*), Dorngrundel, Hasel, Hecht (*Esox lucius*), Nase, Schleie (*Tinca tinca*) und Schmerle sind subrezedent oder sporadisch. Der Sonnenbarsch und die Trüsche sind Einzelfunde, der Stichling kommt bei der 2. Abfischung zweimal vor.

Das Rotauge, die Laube und das Egli gehören zur Gilde der Arten ohne Strukturbezug und Strömungspräferenz. Die zweite wichtige Gilde ist diejenige der strömungsliebenden und gering strukturbezogenen Arten mit dem Gründling, dem Schneider und der Elritze. Der Alet ist zwar hoch strukturbezogen, aber ebenfalls strömungsliebend.

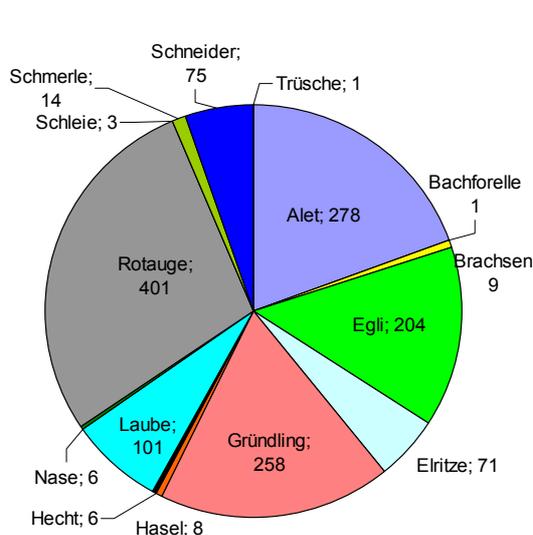


Abbildung 49: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 26.05.04 in Abschnitt 4.
N = 1436, Anzahl Arten = 15

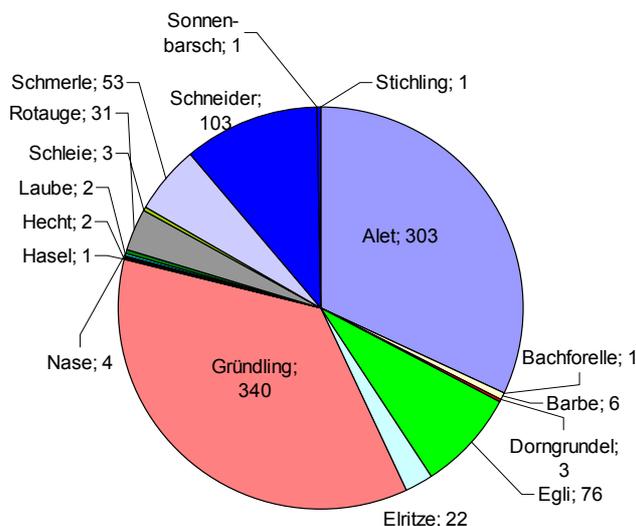


Abbildung 50: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 30.07.04 in Abschnitt 4.
N = 952, Anzahl Arten = 17

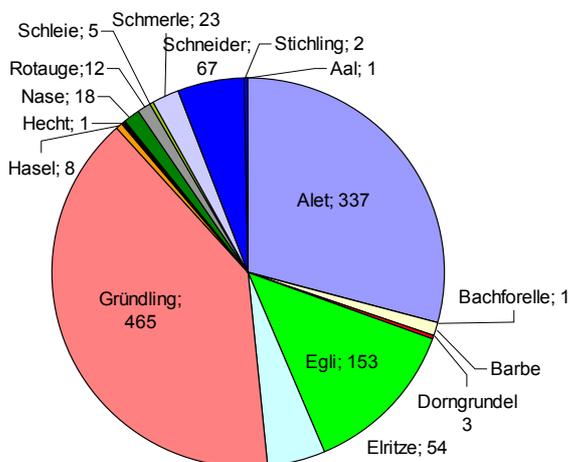


Abbildung 51: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 06.09.04 in Abschnitt 4.
N = 1162, Anzahl Arten = 16

Abschnitt 5

Auch hier ist die Elritze die dominante und die Schmerle die eudominante Art, sie machen zusammen über drei Viertel der gesamten Fischgemeinschaft aus. Die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft unterscheidet sich kaum zwischen den beiden Abfischungen. Alet und Schneider sind subrezedent bis rezedent. Aal, Bachforelle, Barbe, Dorngrundel, Egli, Groppe, Gründling, Nase und Rotauge sind in kleiner Anzahl vorhanden. Äsche, Hecht, Schleie und Karpfen sind Einzelfunde. Die Gilden der strömungsliebenden und gering strukturbezogenen Arten machen auch hier wieder den allergrössten Teil der Individuen aus.

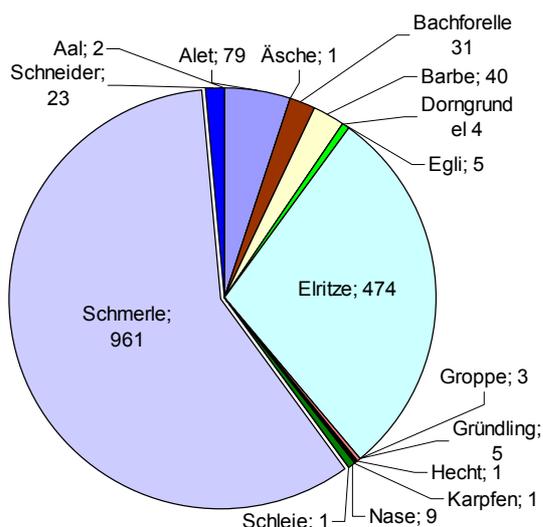


Abbildung 52: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 16.06.04 in Abschnitt 2.
N = 1640, Anzahl Arten = 16

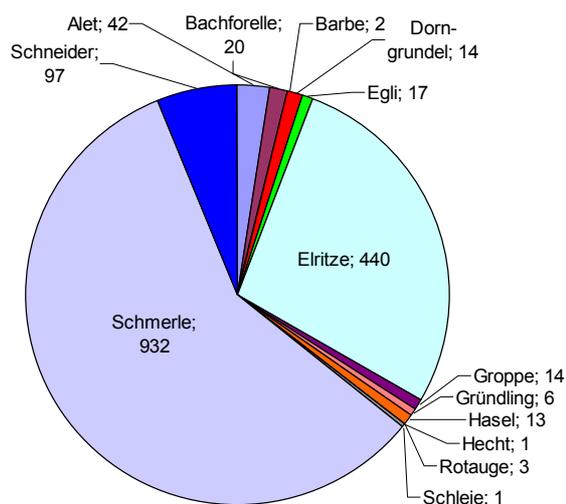


Abbildung 53: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 04.08.04 in Abschnitt 2.
N = 1602, Anzahl Arten = 14

Abschnitt 6

Elritze und Schmerle haben in diesem Abschnitt einen Anteil von beinahe 75%. Der Gründling ist dominant, der Schneider subdominant, Alet, Bachforelle, Barbe, und Nase sind rezedent, sporadisch wurden die Äsche, der Aal, die Dorngrundel und die Laube gefunden. Die Gesamtanzahl von 3108 Fischen ist sehr gross. Die Dominanz der Gilden der strömungsliebenden und gering strukturbezogenen Arten zeigt sich auch in diesem Abschnitt deutlich.

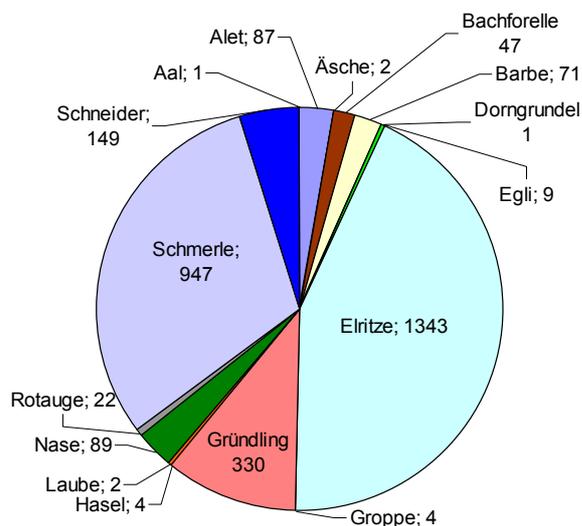


Abbildung 54: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 23.06.04 in Abschnitt 6.
N = 3108, Anzahl Arten = 16

Abschnitt 8

Die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft bei den verschiedenen Abfischungen ist stark verschieden, nur die Elritzen sind stets mit mehr als einem Viertel eudominant oder dominant. In den ersten beiden Abfischungen sind Alet, Gründling, Rotauge und Schneider dominant oder subdominant, das Rotauge fehlt bei der dritten Abfischung jedoch vollständig. Die Anzahl von Alet, Schneider und Gründling geht ebenfalls stark zurück. Die Schmerle ist bei der ersten Abfischung nicht vorhanden, wird mit der Zeit jedoch immer häufiger. Barbe, Egli, Gründling, Hasel und Nase sind immer vorhanden. Bachforelle, Dorngrundel, Groppe, Laube und die Schleie als Einzelfund kommen erst später dazu. Ausser bei der ersten Abfischung, in welcher das Rotauge aus der Gilde der Arten ohne Strukturbezug und Strömungspräferenz noch einen beträchtlichen Anteil aller Fische ausmacht, dominieren die Gilden der strömungsliebenden und gering strukturbezogenen Arten.

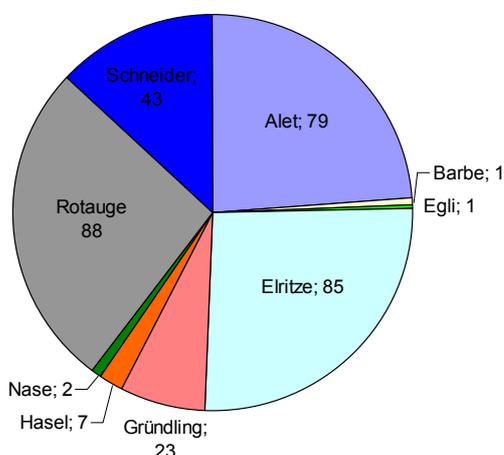


Abbildung 55: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 20.04.04 in Abschnitt 8.
N = 329, Anzahl Arten = 9

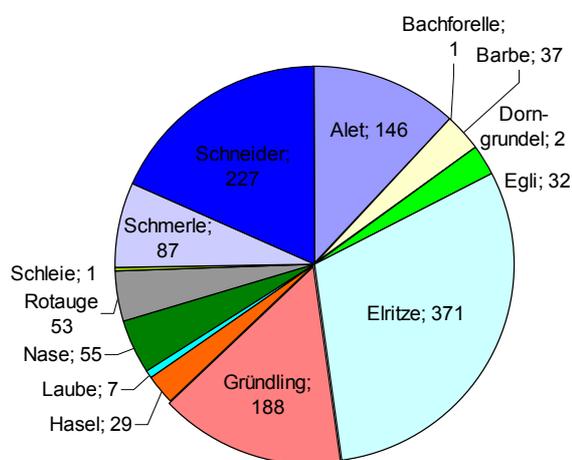


Abbildung 56: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 21.07.04 in Abschnitt 8.
N = 1236, Anzahl Arten = 14

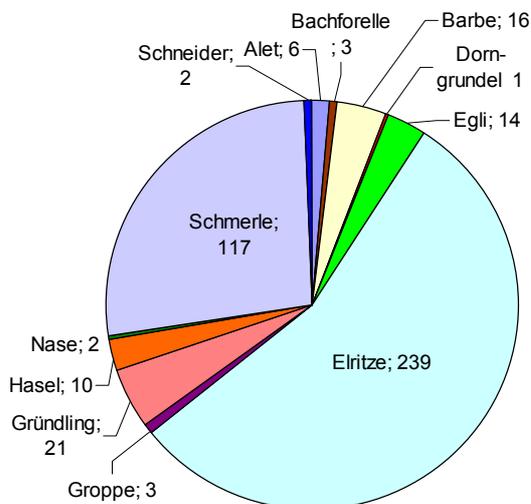


Abbildung 57: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 30.08.04 in Abschnitt 8.
N = 434, Anzahl Arten = 13

Abschnitt 9

Klar eudominant sind die Elritzen. Alet, Egli, Gründling, Schmerle und Schneider sind subdominant. Bachforelle, Barbe, Hasel, Laube, Nase und Rotauge sind in kleiner Anzahl vorhanden, Dorngrundel und Stichling sind Einzelfunde. Zwischen den beiden Abfischungen hat sich sehr wenig verändert, die Abnahme der Rotaugen ist das einzig Auffällige.

Ausser dem Egli und dem Rotauge gehören alle subdominant vorkommenden Arten der Gilde der strömungsliebenden Arten an. Der Alet, die Bachforelle, die Dorngrundel und der Stichling sind die einzigen Arten, welche in hohem Masse strukturbezogen sind.

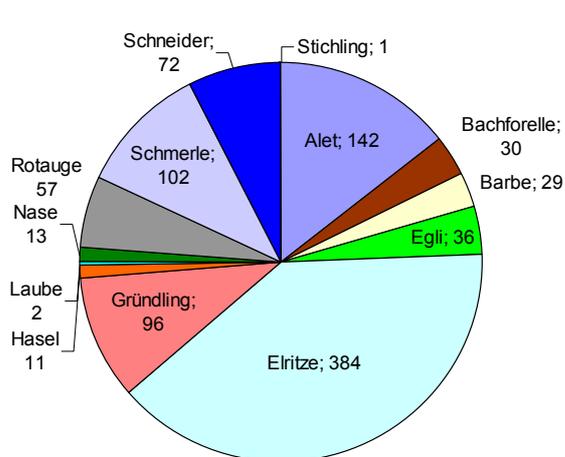


Abbildung 58: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 16.06.04 in Abschnitt 9.
N = 975, Anzahl Arten = 13

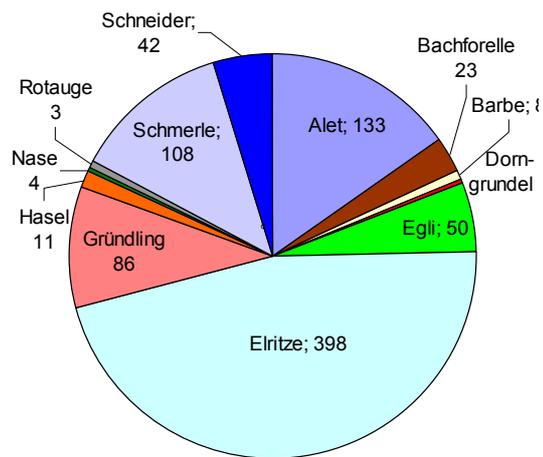


Abbildung 59: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 03.08.04 in Abschnitt 9.
N = 867, Anzahl Arten = 12

Abschnitt 10

Die Elritzen sind bei allen drei Abfischungen eudominant. Alet, Bachforelle, Egli, Schmerle und Schneider kommen noch relativ häufig vor, verändern ihre Anzahl zwischen den Abfischungen jedoch stark. Selten kommen Barbe, Dorngrundel, Groppe, Gründling, Hasel, Laube, Nase, Rotaugen und Schleie vor. Als Einzelfunde sind noch das Bachneunaugen, die Dorngrundel und der Aal zu erwähnen. Das Egli hat mit der Zeit an Anzahl kontinuierlich zugenommen.

Die Gilden der strömungsliebenden und gering strukturbezogenen Arten dominieren die Fischgemeinschaften klar. Das Egli ist strömungstolerant und ohne Strukturbezug. Die Bachforelle gehört zur Gilde der strömungsliebenden und hoch strukturbezogenen Arten.

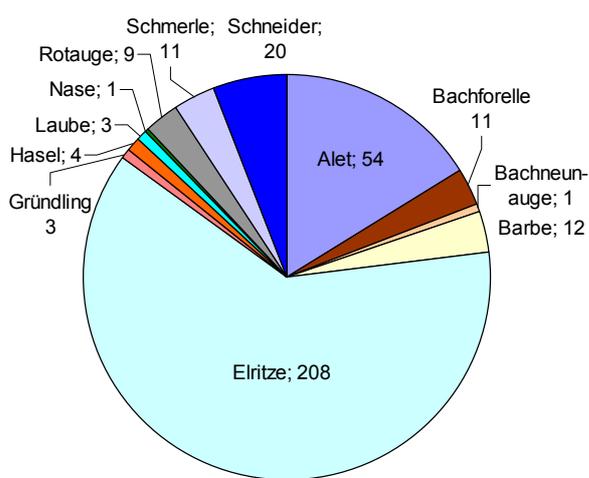


Abbildung 60: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 26.05.04 in Abschnitt 10. N = 337, Anzahl Arten = 12

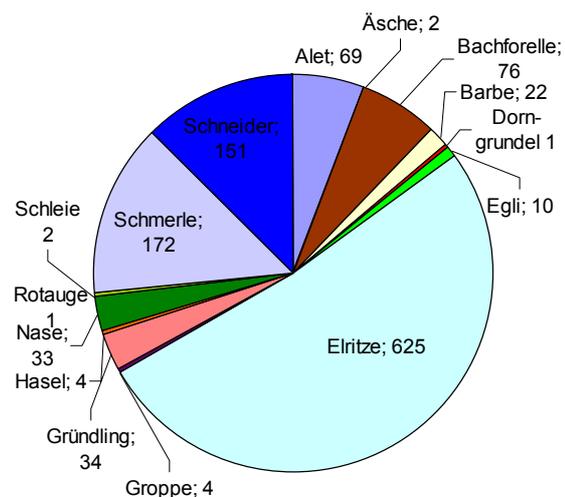


Abbildung 61: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 30.07.04 in Abschnitt 10. N = 1206, Anzahl Arten = 15

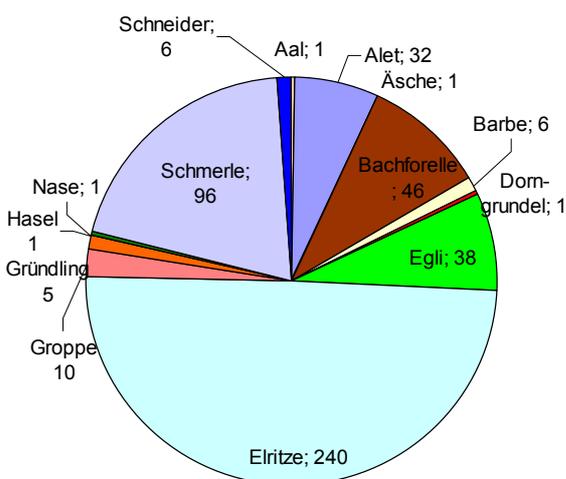


Abbildung 62: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 30.08.04 in Abschnitt 10. N = 484, Anzahl Arten = 14

Badkanal

Die Artzusammensetzung im Badkanal ist viel ausgeglichener als im Wildibach, die Anzahl der Fische ist jedoch viel geringer. Alet und Schneider machen mehr als die Hälfte aller Fische aus. Barbe, Egli, Gründling und Rotauge sind subdominant oder dominant. Selten sind Aal, Bachforelle, Blicke (*Abramis bjoerkna*), Dorngrundel, Elritze, Groppe, Hasel, Hecht und Schmerle.

Die Gilde der strömungsliebenden Arten dominiert auch den Badkanal; der Alet ist die einzige in nennenswerter Anzahl vorkommende Art, welche hoch strukturbezogen lebt.

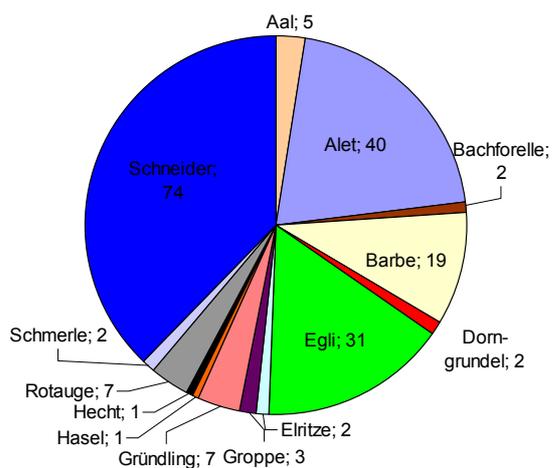


Abbildung 63: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 29.07.04 im Abschnitt Badkanal unten.

N = 196, Anzahl Arten = 14

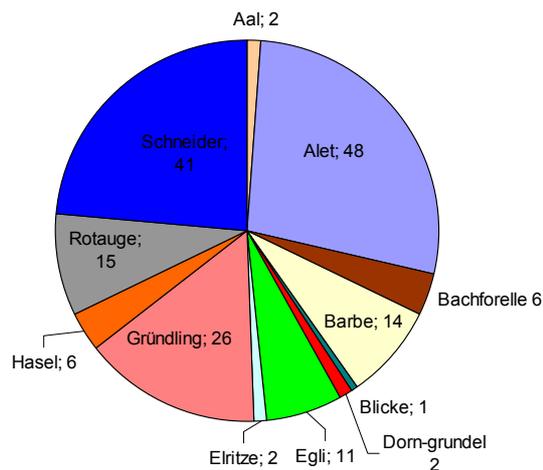


Abbildung 64: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 29.07.04 im Abschnitt Badkanal oben.

N = 174, Anzahl Arten = 12

Abschnitt Freykanal unten

Das Bild ähnelt dem des Wildibaches, die Elritzen sind klar die eudominante Art. Barbe, Groppe, Gründling, Schmerle und Schneider sind subdominant oder dominant und machen zusammen mehr als die Hälfte aller Fische aus. Alet, Bachforelle, Egli und Dorngrundel sind rezedent oder subrezedent, der Aal und die Äsche sind bloss als Einzelfunde vorhanden.

Beinahe alle Arten gehören der strömungsliebenden Gilde an. Ausser der Groppe und dem Alet, welche hoch strukturbezogen sind, leben die meisten anderen Arten mit geringer Strukturbezogenheit.

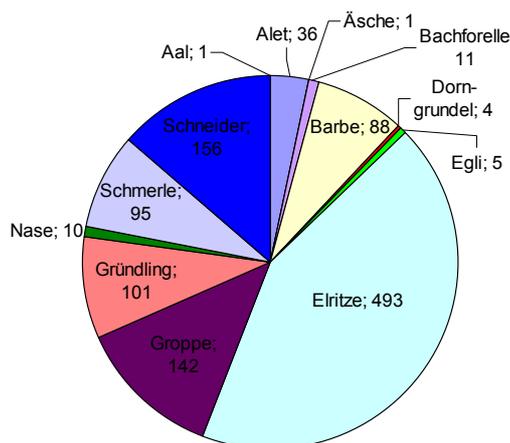


Abbildung 65: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 12.08.04 im Abschnitt Freykanal unten. N = 1143, Anzahl Arten = 13

Abschnitt Freykanal oben

Am häufigsten ist der Gründling mit mehr als einem Viertel aller Individuen, der Alet macht doch noch fast ein Viertel aus, dann folgen Aal, Barbe, Brachsen, Egli, Hasel, Laube, Nase, Rotauge und Schneider, welche die verbleibende Hälfte unter sich ausmachen. Die gesamte Anzahl der Fische ist mit 276 Individuen eher gering.

Ausserhalb der strömungsliebenden und gering strukturbezogenen Gilde, leben in grösserer Anzahl nur der Alet, das Egli und die Laube.

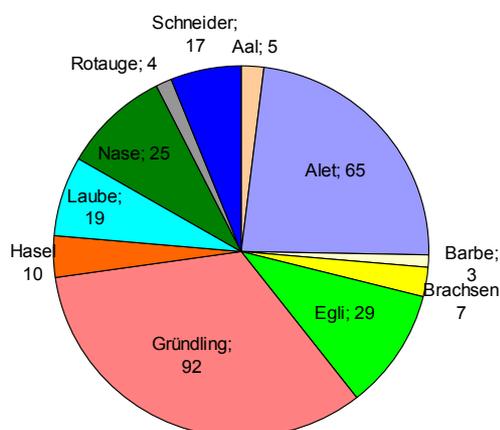


Abbildung 66: Zusammensetzung der Fischgemeinschaft am 12.08.04 im Abschnitt Freykanal oben N = 276, Anzahl Arten = 13

3.3.9 Habitatsdiversität und Fische

Um einen möglichen Zusammenhang zwischen der Habitatsdiversität und den Fischen zu ermitteln, wurde eine multiple lineare Regression durchgeführt.

Unabhängige Variablen waren:

- Überhängende/eingetauchte Vegetation, Unterspülungen, Totholz und Makrophyten, Beschattung, Algenbewuchs der Gewässersohle, Kolmation, Korngrößenverteilung und die Mesohabitate Pool, Riffle und Glide

Zielgrößen waren:

- Biodiversität (nach Brillouin), Abundanz, Biomasse und Artenzahl

Die einzigen Faktoren, welche eine Zielgröße signifikant beeinflussen, sind die Gewässerrandbiotope und die Pools, sie korrelieren positiv mit der Biomasse ($p < 0.1$; $R^2 = 0.68$).

3.4 Benthos

3.4.1 Übersicht über die benthischen Makroinvertebraten

Insgesamt konnten im Wildibach mindestens 33 verschiedene Taxa nachgewiesen werden. Eine Tabelle aller gefundenen Taxa kann im Anhang unter Kapitel 9.4.2 Tabelle 21 eingesehen werden.

Die Crustaceen der Gattung *Gammarus* waren die häufigsten Makroinvertebraten und in allen Abschnitten anzutreffen. Weitere häufige Taxa waren: Die Familien *Chironomiden*, *Ephemereleiden*, *Baetiden* und *Hydropsychiden*.

Um eine mögliche Beziehung zwischen dem Vorkommen des Zoobenthos und der Fische herzustellen, wurden die Individuen in Grössenklassen eingeteilt, welchen verschiedene relative Massen zugeordnet wurden. Wir verwendeten die vier Kategorien *klein*, *mittel*, *gross* und *sehr gross*. Zur Einteilung in Grössenklassen siehe Kapitel 2.4 Tabelle 2. Der allergrösste Teil der Masse besteht aus der Kategorie *mittel*, in welcher die meisten Individuen vertreten waren. Der untere Abschnitt des Freykanals hat mit grossem Abstand die höchste Biomasse von allen beprobten Abschnitten, bedingt durch über 750 gefundene *Gammarus* in einer Probe. Ausser in den Abschnitten 9 und 10 im Wildibach war die Biomasse in den zweiten Proben stets höher als in den ersten.

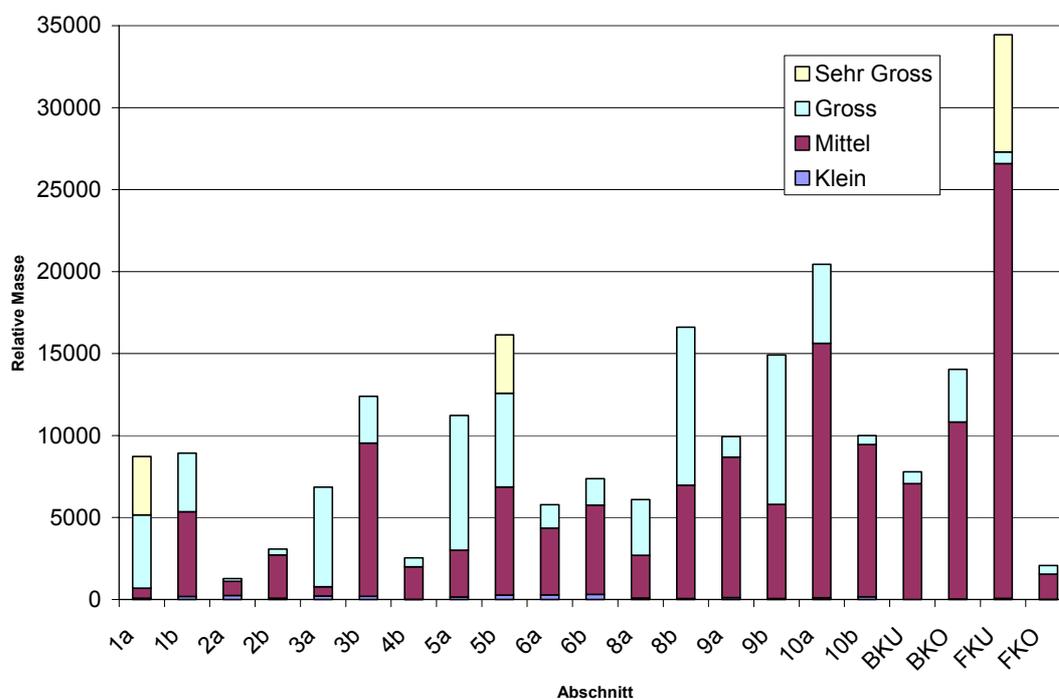


Abbildung 67: Die relative Masse (ohne Einheit) der aquatischen Makroinvertebraten in den verschiedenen Abschnitten des Wildibachs und der Referenzgewässer. Die Beschreibung der relativen Masse ist in Kapitel 2.4 zu finden.

(Erläuterung zur Beschriftung der X-Achse: a = 11.06.04; b = 18.08.04; BKU = unterer Abschnitt Badkanal, 27.07.04; BKO = oberer Abschnitt Badkanal, 27.07.04; FKU = unterer Abschnitt Freykanal, 09.08.04; FKO = oberer Abschnitt Freykanal, 09.08.04)

3.4.2 Zusammensetzung der benthischen Makroinvertebraten

Die folgenden Abbildungen zeigen die Zusammensetzung des Zoobenthos hinsichtlich seiner funktionellen Ernährungsgruppen (FEG). Die spätere Probenahme (18.08.04) im Wildibach zeigt allgemein ein ausgeglicheneres Bild der FEG-Zusammensetzung als die frühere (11.06.04) Probennahme, die zum Teil sehr stark von einzelnen Gruppen dominiert wird. Auffällig ist, dass die Sammler/Weider in den Abschnitten BKU, BKO, FKU und FKO beinahe völlig fehlen. Diese FEG ernähren sich ambivalent je nach Nahrungsangebot wie Sammler von FPOM (Fine Particular Organic Matter) oder wie Weider von Aufwuchs. „Echte“ Sammler und Weider können im Gegensatz dazu nur das eine oder das andere fressen.

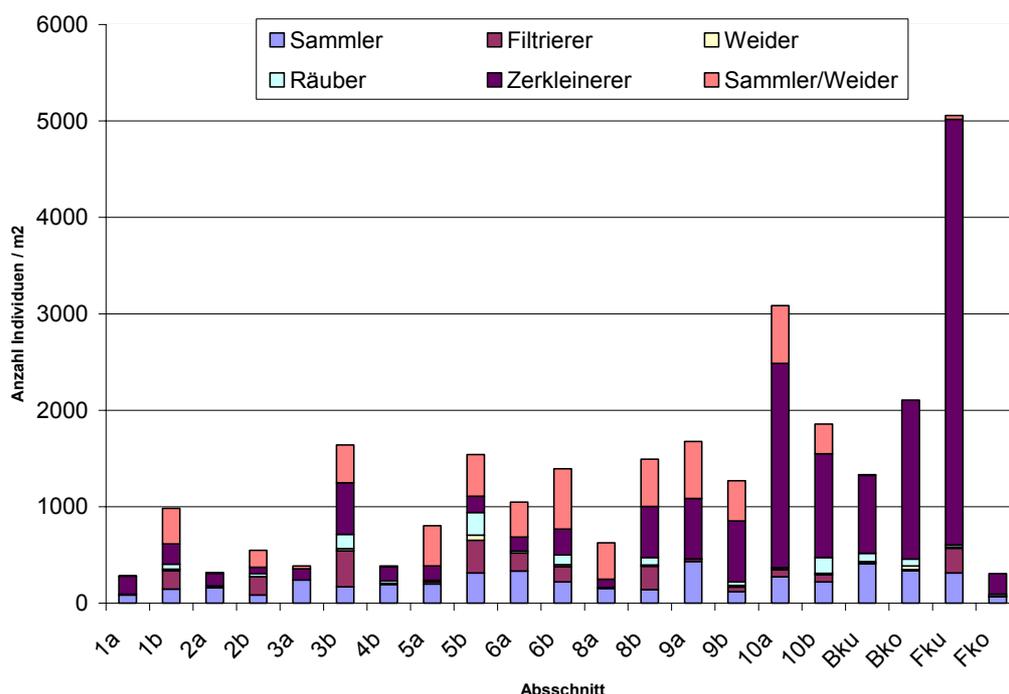


Abbildung 68: Häufigkeit der funktionellen Ernährungsgruppen des Benthos im Wildibach und in den Referenzgewässern.

(Erläuterung zur Beschriftung der X-Achse : a = 11.06.04; b = 18.08.04; BKU = unterer Abschnitt Badkanal, 27.07.04; BKO = oberer Abschnitt Badkanal, 27.07.04; FKU = unterer Abschnitt Freykanal, 09.08.04; FKO = oberer Abschnitt Freykanal, 09.08.04)

Das Vorkommen der FEGs in den einzelnen Abschnitten des Wildibachs und der Referenzgewässer können im Anhang unter Kapitel 9.4.1, Tabelle 20 und Kapitel 9.4.3, Abbildungen 71 - 91 eingesehen werden.

3.4.3 Zusammenhang zwischen Zoobenthos und Fischen

Zwischen der relative Masse des Zoobenthos und der Fischbiomasse konnte für den Wildibach ein negativer Trend festgestellt werden ($R^2 = 0.34$).

Die Korrelation zwischen der relativen Masse des Zoobenthos und der Fischabundanz im Wildibach zeigt mit einem Bestimmtheitsmass von $R^2 = 0.48$ ebenfalls einen negativen Trend.

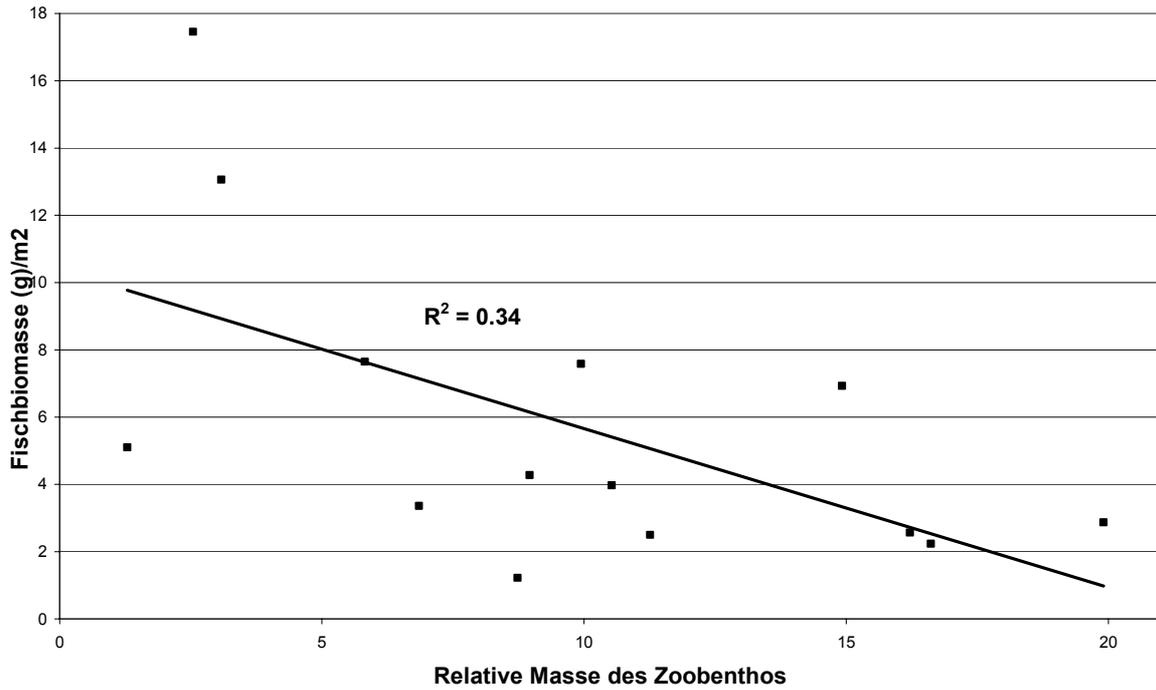


Abbildung 69: Korrelation zwischen der Fischbiomasse und der relativen Masse des Zoobenthos

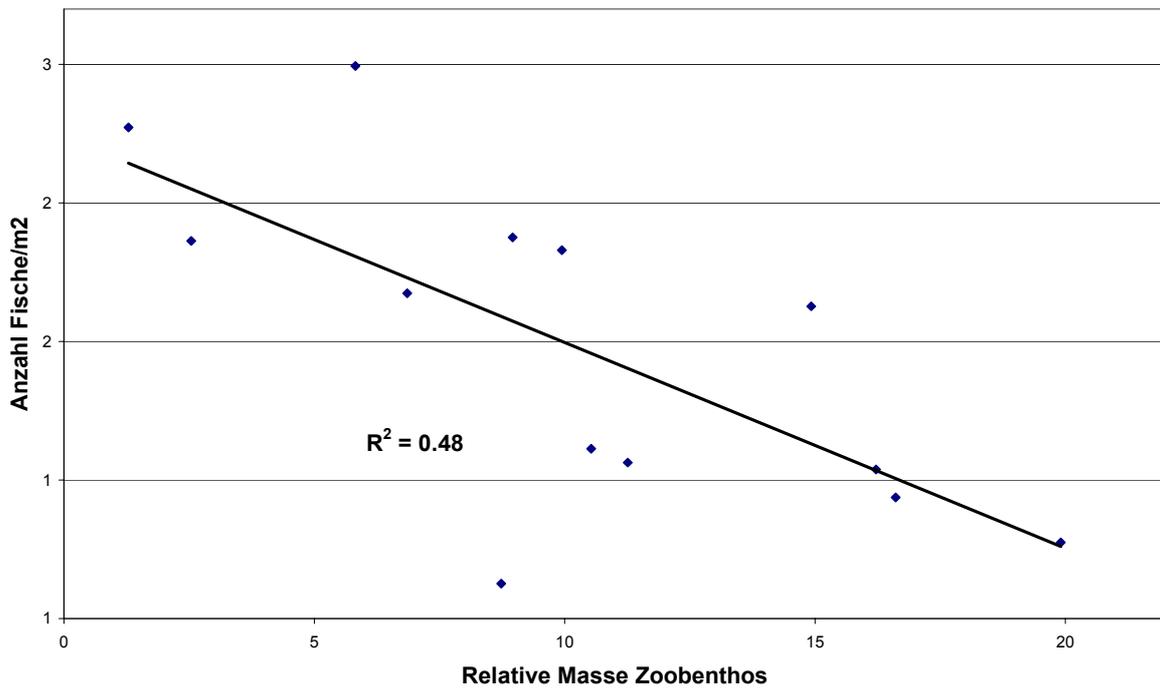


Abbildung 70: Korrelation zwischen der Fischabundanz und der relativen Masse des Zoobenthos

3.4.4 Habitatsdiversität und Zoobenthos

Wie schon in Kapitel 3.4.3 bei den Fischen wurde auch hier eine multiple lineare Regression durchgeführt, um Zusammenhänge zwischen den einzelnen Parametern der Habitatsdiversität und der Anzahl Makroinvertebraten pro Quadratmeter zu erkennen.

Unabhängige Variablen waren:

- Überhängende/eingetauchte Vegetation, Unterspülungen, Totholz und Makrophyten, Beschattung, Algenbewuchs der Gewässersohle, Kolmation, Korngrößenverteilung und die Mesohabitate Pool, Riffle und Glide

Zielgrößen waren:

- Anzahl Makroinvertebraten pro m² der einzelnen FEG's

Die Parameter Totholz und überhängende/eingetauchte Vegetation zeigten eine signifikante negative Korrelation mit der Häufigkeit der Weider/Sammler ($p < 0.05$; $R^2 = 0.46$) und eine signifikante positive Korrelation mit der Häufigkeit der Zerkleinerer ($p < 0.01$; $R^2 = 0.7$). Ein signifikanter negativer Zusammenhang zwischen den Parametern Pools und Totholz und der Häufigkeit der Sammler ($p < 0.05$; $R^2 = 0.34$) konnte ebenfalls nachgewiesen werden.

4 Diskussion

4.1 Sukzession in Fließgewässern

Sukzession ist der universelle Prozess der gerichteten Veränderung in Lebensgemeinschaften über ökologische Zeiträume (*Krebs 2001*). Sukzession lässt sich vereinfacht definieren als Veränderungen an einem Ort nach einer Störung (*Fisher 1990*). Die Konzepte der Sukzession entstammen vor allem der terrestrischen Ökologie und werden zusammengefasst beschrieben als nicht jahreszeitlich bedingte, gerichtete und kontinuierliche Muster der Besiedlung eines Gebietes durch aufeinander folgende Populationen (*Begon et al. 1996*). Wurde eine exponierte Fläche noch nicht von einer Biozönose beeinflusst oder war eine Störung dermassen intensiv, dass sie keine Spuren einer Biozönose zurücklässt wie bei einem Vulkanausbruch, spricht man von Primärsukzession oder Neubesiedlung. Als Sekundärsukzession oder Wiederbesiedlung wird die Erholung an einem Ort nach einem Störungsereignis bezeichnet (*Krebs 2001*). Bleibt ein Gebiet sehr lange störungsfrei, entwickelt sich nach der Klimaxtheorie eine durch die vorherrschenden abiotischen Faktoren bestimmte Schlussgesellschaft. Es existieren aber noch weitere Modelle der Besiedlung.

Natürliche Fließgewässer sind einer starken hydrologischen Dynamik ausgesetzt, sie werden von Störungen unterschiedlicher Intensität, hauptsächlich in Form von Wasserstandschwankungen, in Zeiträumen von Tagen bis Jahren beeinflusst. Daher wird sich kaum ein stabiler Endzustand einstellen können, wie er im Klimaxmodell beschrieben wird. *Fisher (1990)* diskutiert die Übertragung der Sukzessionstheorie auf Fließgewässer. Nach seiner Meinung eignet sich das „Initial Floristic Model“ nach *Egler (1954)* am besten zur Beschreibung der Sekundärsukzession von aquatischen Organismen in Fließgewässern. Dieses Modell basiert auf der Annahme, dass Sukzession sehr heterogen sei und daher abhängig von den ersten einwandernden Arten. Das Erreichen einer Klimaxgesellschaft wird in diesem Modell nicht als zwingend vorausgesetzt. Für Primärsukzession in Fließgewässern schlägt *Fisher (1990)* kein Modell vor. Inselbiogeographische Modelle in Anlehnung an *MacArthur und Wilson (1967)* eignen sich nach *Gore und Milner (1990)* bei der Übertragung auf Fließgewässer ebenfalls nur um Sekundärsukzessionsprozesse zu beschreiben. Modelle, mit denen sich die Primärsukzession von Fischen abschätzen liesse, sind uns keine bekannt.

4.2 Sukzession im Wildibach

Fragestellung: Wie entwickelt sich die Fischfauna im neu geschaffenen Lebensraum Wildibach?

Wie ist die Entwicklung bzw. das Stadium der Fisksukzession im Vergleich zu einem Referenzgewässer (Freykanal) zu beurteilen?

Hypothesen: Die Fischdiversität und die Abundanz der Fische im Wildibach nehmen mit der Zeit zu.

Der Wildibach weist eine geringere Fischdiversität und -abundanz auf als der Freykanal.

Die Geschwindigkeit der Besiedlung ist abhängig von der Nähe und Grösse des Artenpools und der durchgehenden Passierbarkeit sowie von der Habitatsqualität (*Detenbeck et al. 1992*). Die Restbestände der Aareauen zwischen Wildeggen und Brugg weisen noch relativ natürliche Verhältnisse auf und enthalten ein reichhaltiges Arteninventar (*Voser et al. 2004*). Der Wildibach als quasi natürlicher Seitenarm der Aare

ist direkt an diesen Artenpool angeschlossen und die uneingeschränkte Einwanderungsmöglichkeit ist ebenfalls gewährleistet. Bachaufwärts können die Fische direkt von der Aare her aufsteigen und bachabwärts gelangen sie indirekt via Badkanal und „aquatisches System“ in den Wildibach. Auf die Qualität der Habitate wird im Kapitel 4.3 genauer eingegangen.

Der neu geschaffene Lebensraum des Wildibachs wurde dadurch sehr rasch besiedelt. Bereits am 20. April 2004, rund vier Monate nach der Flutung des Gerinnes, konnten 12 Fischarten nachgewiesen werden: Alet (*Leuciscus cephalus*), Bachforelle (*Salmo trutta*), Barbe (*Barbus barbus*), Elritze (*Phoxinus phoxinus*), Egli (*Perca fluviatilis*), Groppe (*Cottus gobio*), Gründling (*Gobio gobio*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Nase (*Chondrostoma nasus*), Rotaug (*Rutilus rutilus*), Schmerle (*Barbatula barbatula*) und Schneider (*Alburnoides bipunctatus*). Diese gehören zu den rheophilen (strömungsliebenden) Arten mit Ausnahme des Eglis und des Rotauges, die zu den indifferenten (strömungstoleranten) Arten gehören. Bis Ende der Datenaufnahme anfangs September wuchs diese Zahl auf 24 (siehe Kapitel 9.3.2 Tabelle 14). Zehn der zwölf später nachgewiesenen Arten zählen zu den indifferenten oder limnophilen (strömungsmeidenden) Arten, die aber nur in geringen Dichten in Glides oder Pools respektive in der Nähe der Teiche anzutreffen waren. Eine Ausnahme bildet der Abschnitt 4, der durch seinen trög fliessenden Pool-Charakter bevorzugt von indifferenten und limnophilen Arten besiedelt wurde.

Im Vergleich mit der Aare, für die im gesamten Kanton Aargau 32 Fischarten ausgewiesen werden (Voser et al. 2004), entsprechen die 24 im Wildibach nachgewiesenen Arten fast der gesamten in der Region vorkommenden Fischfauna. Das heisst drei Viertel aller in der Aare vorkommenden Fischarten sind innerhalb von 6 – 8 Monaten in den Wildibach eingewandert. Bei den zusätzlich in der Aare lebenden, aber im Wildibach nicht nachgewiesenen Fischen handelt es sich entweder um Einzelfunde wie beim Bitterling (*Rhodeus sericeus*) oder Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*) oder um Arten mit Präferenzen für Habitate, die der Wildibach nicht bereitstellt, wie beim Felchen (*Coregonus spp.*). Nur die Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) und die Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*) konnten nicht beobachtet werden, obwohl diese potenziell zu erwarten gewesen wären.

Betrachtet man die Strukturgilden, zeigen die meisten gefundenen Arten einen geringen Strukturbezug, diese dominierten in allen Abschnitten die Fischgemeinschaft. Dies rührt daher, dass der Wildibach in den meisten Abschnitten wenig Strukturen aufweist. In an Fischunterständen reicheren Abschnitten wurden die höchsten Quoten von Arten mit hohem Strukturbezug gefunden. Später nachgewiesene Arten waren mehrheitlich solche, die auf Strukturen angewiesen sind. Der Alet und die Bachforelle zählten als einzige Arten mit hohen Strukturansprüchen teilweise zu den dominanten Arten, alle anderen Arten derselben Gilde waren nur rezedent oder sporadisch vertreten. Als häufige Arten ohne Strukturbezug sind Egli und Rotaug zu erwähnen.

Schmutz et al. (1994) stellte bei einer vergleichbaren Studie über den Marchfeldkanal bei Wien ebenfalls eine rasche Neubesiedelung durch Fische fest, bei der bereits innerhalb des ersten Jahres fast das gesamte potenzielle Artenspektrum nachgewiesen werden konnte. Der Marchfeldkanal wurde wie der Wildibach gänzlich neu geschaffen und ist direkt an die artenreiche Donau angebunden.

Andere Studien beschäftigten sich hauptsächlich mit der Erholung der Fischfauna nach Störungen. So wird in der Arbeit von Detenbeck et al. (1992) nachgewiesen, dass sich in 70% der untersuchten Gewässer die Fischfauna (Artenzahl, Diversität und Abundanz) innert Jahresfrist nach einer Störung wieder erholte. Zu einem ähnlichen Ergebnis kam auch eine Untersuchung über die Wiederbesiedlung künstlich von Fischen befreiter Flussabschnitte (Peterson and Bayley 1993). Sie bestimmten einen Zeitraum von 100 – 270 Stunden zur Erholung der Fische (Abundanz und Artenzahl) bis auf 90% des ursprünglichen Bestandes für eine durchschnittliche Streckenlänge von 60m. Zu Diskussionszwecken extrapolierten sie diesen Wert linear. Wenn wir dies auf die Länge des Wildibachs (1300m) übertragen, ergibt sich eine Besiedlungsdauer von 89 bis 240 Tagen bzw. zwei bis acht Monaten. Dies entspricht interessanterweise beinahe unserem

Zeitraum der Datenerhebung, welche zwischen dem vierten und neunten Monat nach der Flutung erfolgte. Diese Extrapolation deckt sich gut mit unseren Resultaten. Die Abschätzung lässt sich aber nur mit Vorsicht auf den Wildibach übertragen, da wir eine Primärsukzession beobachtet haben und keine sekundäre.

Es existieren aber auch Beispiele, die belegen, dass nicht immer eine solch schnelle Besiedlung stattfindet. Die fischfaunistische Untersuchung im Mündungsbereich des Liechtensteiner Binnenkanals zeigt beispielsweise eine sehr langsame Wiederbesiedlung des Kanals seit Abschluss der Revitalisierungsmassnahmen (Bohl et al. 2004). Bohl et al (2004) führen das auf einen reduzierten Artenpool und auf geringe Fischdichten vieler Arten im Alpenrhein zurück.

Die Artenzahl nahm in den meisten Abschnitten des Wildibachs zu. Die Diversität war aber häufig tiefer als aufgrund der hohen Artenzahlen (bis zu 17 Arten pro Abschnitt) zu erwarten gewesen wäre. Dies lässt sich durch die ungleiche Verteilung der einzelnen Arten (Evenness) erklären. Die Evenness im Wildibach war mit Ausnahme weniger Befischungen (Abschnitte 4a, 8a, 8b, 9a und 9b) stets unter 0.6 (siehe Kapitel 3.3.3, Abbildung 37).

Auch die Fischdichten haben über die Zeit zugenommen, obwohl starke Schwankungen zu verzeichnen waren (siehe Kapitel 3.3.5, Abbildung 40). Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Fische sehr mobil sind und ein unterschiedliches, auch saisonal bedingtes Wanderverhalten zeigen (Müller and Peter 2002). Dabei ist auch in Erinnerung zu rufen, dass jede Abfischung bloss eine zufällige Momentaufnahme der Fischpopulationen darstellt.

Die beiden Kleinfischarten Elritze und Schmerle trugen mit teilweise über 200 Individuen pro 100m² zu sehr hohen Abundanzen bei.

Mit Ausnahme des Abschnittes 4, der etwas tiefere Pool-Bereiche aufweist, war die Biomasse eher gering (unter 1.5kg/100m² bzw. 10kg/100m Fließstrecke) (siehe Kapitel 3.3.4, Abbildung 39). Dies ist in Anbetracht der eher seichten Abschnitte, in welchen vor allem kleine Fische vorzufinden sind, leicht nachvollziehbar.

<p>Hypothese 1: Die Fischdiversität und die Abundanz der Fische im Wildibach nehmen mit der Zeit zu.</p>
--

► Bestätigt

Um das Stadium der Besiedlung bestimmen zu können, ist ein Referenzpunkt unabdingbar. Der Vergleich mit dem Referenzgewässer „Freykanal“ bestätigt ebenfalls das weit fortgeschrittene Stadium der Sukzession. Bezüglich der Abundanz und der Artenzahl lässt sich kaum ein Unterschied zwischen den beiden Gewässern erkennen. Die hohe Abundanz im Wildibach ist, wie schon erwähnt, auf sehr viele Kleinfische zurückzuführen. Daher ist die Biomasse auch geringer als im Freykanal, der mehr grössere Fische (> 200mm) aufwies. Die hohe Diversität beider Abschnitte im Freykanal ist durch die ausgeglichene Verteilung der Arten erklärbar, im Gegensatz zur Diversität im Wildibach, die vor allem durch eine hohe Artenzahl bestimmt wird (siehe Kapitel 3.3.3, Abbildung 37). Die prozentualen Zusammensetzungen der Fischgemeinschaften verdeutlichen dies (siehe Kapitel 3.3.8, Abbildungen 65 & 66)

Der Morisita-Index zum Vergleich von Fischgesellschaften zeigt sehr hohe Ähnlichkeiten (> 0.85) zwischen den Abschnitten des Freykanals und den ökomorphologisch ähnlichen Abschnitten im Wildibach. Dieselben Habitate, zum Beispiel schnellfließende Riffles mit kiesigem Substrat oder träge fließende Pools mit schlammigem Grund, werden in beiden Bächen von denselben Arten in ähnlicher Zusammensetzung und Häufigkeit benutzt (siehe Anhang, Kapitel 9.3.3).

Vergleicht man den Freykanal mit dem Wildibach hinsichtlich der Strömungs- und Strukturgilden, zeigt sich auch hier ein ähnliches Bild in den vergleichbaren Abschnitten. Trotz viel Totholz und überhängender/eingetauchter Vegetation waren einige stark

strukturbezogene Arten wie Hecht, Schleie, Stichling oder Trüsche im Freykanal nicht zu finden. Es muss jedoch beachtet werden, dass diese Arten auch im Wildibach nur rezident oder sporadisch auftraten.

Hypothese 2: Der Wildibach weist eine geringere Fischdiversität und –abundanz auf als der Freykanal.

► **Verworfen**

4.3 Zeitliche Änderung der Habitate und ihr Einfluss auf Fische

Fragestellung: Welche Veränderung der Habitatsdiversität können beobachtet werden?

Welchen Einfluss hat die zeitliche Änderung der Fischhabitate auf die Fische?

Können die Fische vom Habitatsangebot des Wildibachs im Vergleich zum Badkanal profitieren?

Hypothesen: Die Habitatsdiversität des Wildibachs nimmt mit der Zeit zu.

Eine grössere Habitatsdiversität hat eine grössere Fischdiversität und –abundanz zur Folge.

Ein mosaikartiger Lebensraum erlaubt nicht nur die Koexistenz konkurrierender Arten, sondern kann noch zusätzliche Fischarten beheimaten, da er eine grössere Vielfalt an ökologischen Nischen bietet (*Atkinson and Shorrocks 1981*). Räumliche Heterogenität oder Habitatsdiversität erhöht das Ressourcenspektrum und begünstigt somit eine grössere Artenvielfalt. Habitatsdiversität ist auch eine der wichtigsten Bedingungen für die Existenz und Entwicklung von ausgeglichenen aquatischen Lebensgemeinschaften (*Sheldon 1967*); (*Ward 1979*). *Tonn und Magnuson (1982)* zeigen einen Zusammenhang zwischen der Artenzahl von Süsswasserfischen und der Vegetationsdiversität in nordamerikanischen Seen. Aber auch Fliessgewässerorganismen sind in hohem Mass von Strukturelementen abhängig. Natürliche Strukturen wie hydraulische Habitate (Riffles, Pools usw.) oder Kiesbänke usw. in Fliessgewässern werden gut repräsentiert durch die Varianz der maximalen Tiefe (VMT) (*Jungwirth et al. 1995*). *Jungwirth et al. (1995)* fanden eine sehr gute Korrelation zwischen der VMT und der Artenzahl respektive der Diversität von Fischen. Dieser Zusammenhang konnte für den Wildibach nicht bestätigt werden.

Von entscheidender Bedeutung für die Variabilität der Tiefe, des Strömungsmusters und der Substratcharakteristik sind Totholzstrukturen in Interaktion mit hydraulischen Prozessen (*Angermeier and Karr 1984*); (*Harmon et al. 1986*), (*Robinson and Beschta 1990*); (*Gregory and Davis 1992*). Auf der Ebene der Lebensgemeinschaften äussert sich dieser Umstand durch die positive Korrelation zwischen Habitatsvielfalt und Fischdiversität (*Gorman and Karr 1978*), (*Beschta and Platts 1986*).

Neben den sich im Wasser befindlichen Strukturen ist auch die Wasser-Landübergangszone entscheidend für die Etablierung von natürlichen Fischgesellschaften (*Jungwirth et al. 1995*).

Die Habitatsdiversität des Wildibach war schon im Frühjahr 2004 bezüglich vieler ökomorphologischer Parameter relativ gross, abgesehen von den Fischunterständen. Diese waren nur in Abschnitt 4 in beträchtlicher Menge vorhanden. Ansonsten waren in den meisten Abschnitten nur wenig Totholz und andere Schutz bietende Fischunterstände zu finden. Während der Untersuchungsperiode veränderte sich mit Ausnahme der Fischunterstände keiner der erhobenen Habitatsparameter (siehe Anhang, Kapitel 9.2) im Wildibach. Dies ist hauptsächlich auf die kurze Beobachtungszeit, aber auch auf die fehlende Dynamik zurückzuführen. Von den Fischunterständen zeigten nur die Makrophyten eine signifikante Zunahme ($p > 0.021$). Dass keine weiteren signifikanten Zusammenhänge gefunden wurden, hängt sicherlich mit der geringen Stichprobenzahl zusammen. Der anfänglich noch kahle Uferbereich wurde während der Hauptvegetationszeit (Mai bis August) entlang der Uferlinie und in den seichten Uferzonen von krautiger Vegetation überwuchert. Ein Eintrag von Totholz und eine Zunahme der überhängenden bzw. eingetauchten Vegetation fanden kaum statt aus Mangel an holzigen Pflanzen des Uferbereichs. Dieses Manko wird in den nächsten Jahren sicherlich durch das Wachstum von Holzpflanzen behoben.

Hypothese 3: Die Habitatsdiversität des Wildibachs nimmt mit der Zeit zu.

► **Verworfen**

Der Wildibach weist bezüglich der Fischunterstände noch ein Defizit aus. Natürliche Prozesse werden aber auch diesen Umstand mit der Zeit verbessern. Es ist daher anzunehmen, dass die Artenzusammensetzung mit einer Zunahme der Fischunterstände ausgeglichener wird. Die Vernetzung des Gewässers ist hingegen in verschiedener Hinsicht sehr gut gewährleistet. Im Längsverlauf ist es mit dem Badkanal und der Aare Restwasserstrecke verbunden und lateral mit den zwei ebenfalls neu geschaffenen Teichen (siehe Kapitel 1.1.3). Zudem ist die Land/Wasser-Übergangszone stellenweise schon gut ausgebildet und der Austausch mit dem Auenwald ist bei Hochwasser gegeben.

Die einzige signifikante positive Korrelation zwischen Habitatsdiversität und Fischen im Wildibach wurde durch die Parameter Pools und die Anzahl Gewässerrandbiotope auf die Fischbiomasse gefunden ($p < 0.1$, $R^2 = 0.68$). Dadurch kann die Aussage von verschiedenen Autoren über die Wichtigkeit der Strukturen im Wasser und des Uferökotons bestätigt werden (*Jungwirth et al. 1995*). Unser Befund hebt zudem die Bedeutung von Totholz für die Fischbiomasse hervor. Ein signifikanter Einfluss der Habitatsparameter auf Artenzahl, Diversität und Abundanz konnte nicht gefunden werden. Möglicherweise lässt sich ein solcher Zusammenhang erst zu einem späteren Zeitpunkt der Besiedlung oder in älteren Gewässern mit vollständig entwickelter Vegetation nachweisen.

Hypothese 4: Eine grössere Habitatsdiversität hat eine grössere Fischdiversität und -abundanz zur Folge.

► **Verworfen**

Der Wildibach bietet vor allem Lebensraum für Kleinfischarten und Jungfische. Sein geringer Abfluss, schnellfliessende Abschnitte und viele strömungsberuhigte Flachwasserzonen sind die Gründe dafür. Strömungsliebende Arten waren die häufigsten Fische, welche

die im Wildibach hauptsächlich vorhandenen Riffles bevorzugt belebten: Alet, Bachforelle, Barbe, Elritze, Groppe, Gründling, Schmerle und Schneider. In diesen Abschnitten traten Elritze und Schmerle eudominant auf und umfassten teilweise bis über 70% aller gefangener Fische (siehe Kapitel 9.3.4 Tabelle 18 & 19). Grössere Fische und strömungsindifferente Arten wie das Egli und das Rotauge oder sogar strömungsmeidende Arten wie die Schleie (*Tinca tinca*) konnten in träger fliessenden Abschnitten mit Glide- oder Poolcharakter angetroffen werden. Dass auch einige eher unerwartete Arten wie Brachsen (*Abramis brama*), Stichling (*Gasterosteus aculeatus*), Laube (*Alburnus alburnus*) oder Hecht (*Esox lucius*) gefunden wurden, könnte damit zusammenhängen, dass diese strömungstoleranten Arten zwischen Teichen und Bach hin und her wanderten. Dies würde auch die teils grossen Unterschiede der Abundanzen einzelner Arten zwischen den Befischungen im selben Abschnitt erklären wie beispielsweise bei der Laube, der Nase oder dem Rotauge.

Als wertvoll eingestuft werden können die neu geschaffenen Habitate im Vergleich zum Badkanal und sogar zur Aare. Der Badkanal ist zwar reich strukturiert mit Totholz und überhängender Vegetation, bezüglich der hydraulischen Habitate, der Querprofilvariabilität, der Strömungsverhältnisse und der Substratvariabilität ist er jedoch als monoton zu bezeichnen. Schnell fliessende und kiesige Abschnitte oder beruhigte Flachwasserzonen fehlen gänzlich. Seichtwasserzonen, Buchten und Kehrströmungsbereiche sind aber speziell wichtig als Kinderstuben für Jungfische und ausschlaggebend für die Etablierung von bestandsbildenden Populationen (*Schmutz et al. 1994*). Im Badkanal konnten die im Wildibach häufigen Kleinfischarten wie Elritze, Groppe oder Schmerle nur vereinzelt gefangen werden. Auch die stark gefährdete Nase wurde im Badkanal nicht gefunden. Diese Art ernährt sich hauptsächlich von pflanzlichem Aufwuchs und Fadenalgen auf Kies und Steinen (*Bohl et al. 2001*), welche im Wildibach reichlich vorhanden sind. Nebst Nasen wurden auch weitere gefährdete Arten wie Bachneunauge (*Lampetra planeri*), Äsche (*Thymallus thymallus*), Dorngrundel (*Cobitis taenia*) und Schneider nachgewiesen, was aus fischökologischer Sicht als ein Erfolg zu bewerten ist.

Bezüglich der Struktur- und Strömungsgilden zeigt sich nur ein geringer Unterschied zwischen Badkanal und Wildibach.

Detenbeck et al. (1992) suggeriert, dass verschiedene Reproduktionsgilden verschiedene Erholungsraten nach Störereignissen aufweisen und dass Generalisten ohne grosse Ansprüche an Laichhabitate sich schneller etablieren als Laichspezialisten. Ob diese Faktoren auch für Primärsukzessionsprozesse gelten, müsste in einer Studie mit längerer Laufdauer geklärt werden.

Im Wildibach haben bereits neun Fischarten nachweislich verlaicht, die vier verschiedenen Reproduktionsgilden angehören (siehe Anhang Kapitel 9.3.2 Tabelle 15): Alet, Barbe, Egli, Elritze, Groppe, Gründling, Rotauge, Schmerle und Schneider. Alle dieser Arten waren im Wildibach häufig und können zu den dominanten Arten gezählt werden, sie bevorzugen Kies oder Sand als Laichsubstrat mit Ausnahme des Eglis und des Rotauges, die auch auf pflanzlichem Substrat verlaichen. Die Groppe bewacht als einzige Art ihre Brut, diese Aufgabe wird von den Männchen übernommen. Es ist davon auszugehen, dass die Arten mit Verlaichung im Wildibach stabile Populationen ausbilden werden, da ihre Habitatsansprüche offensichtlich erfüllt sind. Falls sich die Menge an massivem Totholz nicht ändert, werden von den Grossfischarten Alet, Barbe, Egli und Rotauge auch zukünftig vor allem kleinere Individuen vorzufinden sein mangels tiefer Pools, die wichtig sind für grosse Fische (*Angermeier and Karr 1984*). Eine gezielte Einbringung von Stämmen oder grossen Wurzelstöcken ins Bachbett würde vermehrt zu tieferen Pools führen (*Harmon et al. 1986*); (*Beschta and Platts 1986*); (*Robinson and Beschta 1990*).

4.4 Zusammensetzung der benthischen Makroinvertebraten

Fragestellung: Besteht ein Zusammenhang zwischen der Zoobenthosdichte als wichtiger Nahrungsquelle und dem Fischvorkommen?

Welche funktionellen Ernährungsgruppen dominieren die Zoobenthosgemeinschaft?

Gibt es Unterschiede in den Benthosdichten zwischen dem Badkanal und dem Wildibach?

Hypothesen: Die Zoobenthosdichte korreliert positiv mit der Fischabundanz und -biomasse im Wildibach.

Die Benthosgemeinschaft wird von den funktionellen Ernährungsgruppen der Filtrierer, Sammler und Zerkleinerer dominiert.

Die Besiedlung von Fließgewässern durch benthische Makroinvertebraten wird im Allgemeinen als sehr schnell beschrieben (*Gore 1982*). Unsere Datenaufnahme begann aber erst vier Monate nach der Flutung des Gerinnes, daher konnte dieser Aspekt in dieser Arbeit nicht berücksichtigt werden.

Die meisten Flussfische ernähren sich von Insekten und anderen aquatischen Makroinvertebraten, auch fischfressende Arten ernähren sich als Jungfische hauptsächlich insectivor. Zwischen der relativen Zoobenthosmasse und der Fischbiomasse konnte ein negativer Trend festgestellt werden ($R^2 = 0.34$). Die Korrelation zwischen der relativen Masse des Zoobenthos und der Fischabundanz zeigt sogar einen noch stärkeren negativen Trend ($R^2 = 0.48$) (siehe Abbildung 70, Kapitel 3.4.3). Die negative Korrelation erscheint auf den ersten Blick unerwartet, lässt sich aber über das Schutz- und Frassverhalten von Fischen erklären. Fische halten sich bevorzugt an Standorten mit Fischunterständen auf (*Peter 1992*) und suchen im Schutz der Strukturen nach Nahrung. Dadurch können die Makroinvertebraten an Orten mit mehr Fischunterständen durch Frassdruck stärker dezimiert werden als in weniger strukturierten Orten.

<p>Hypothese 5: Die Dichte der benthischen Makroinvertebraten korreliert positiv mit der Fischabundanz und -biomasse im Wildibach.</p>
--

► **Verworfen**

Die Parameter Überhängende/eingetauchte Vegetation und Totholz der Habitatsdiversität (siehe Anhang, Kapitel 9.2) zeigen eine signifikante negative Korrelation mit der Häufigkeit der Weider/Sammler ($p < 0.05$; $R^2 = 0.46$) und auch die Parameter Pools und Totholz korrelieren negativ mit der Häufigkeit der Sammler ($p < 0.05$; $R^2 = 0.34$). Ein weiterer signifikanter Zusammenhang zwischen den Parametern Totholz sowie überhängende/eingetauchte Vegetation und der Häufigkeit der Zerkleinerer ($p < 0.01$; $R^2 = 0.7$) konnte ebenfalls nachgewiesen werden, dieser ist jedoch positiv. Damit ergibt sich kein eindeutiges Bild für den Zusammenhang zwischen Fischhabitaten und der Fischbiomasse bzw. -abundanz und deren Einfluss auf die Häufigkeit der Benthostiere.

Nach dem River-Continuum-Konzept (RCC) von *Vannote et al. (1980)* sind beschattete Oberläufe vor allem auf allochthones Material (Laubeintrag) als Hauptnahrungsquelle angewiesen. In solchen Bächen findet durch die eingeschränkten Lichtverhältnisse nur wenig Primärproduktion statt. Das Verhältnis zwischen Produktion und Respiration ist damit kleiner als 1 ($P/R < 1$). Der Wildibach ist zwar kein Oberlauf, weist aber viele typische Merkmale eines solchen auf wie ein grosses Verhältnis von CPOM/FPOM, grosses Gefälle oder geringe Breite usw. Die vom RCC prognostizierte Zusammensetzung der FEG's deckt sich sehr gut mit den von uns gemessenen Werten. Die grobpartikuläres organisches Material (CPOM) verwertende FEG der Zerkleinerer und die auf feinpartikuläres organisches Material (FPOM) angewiesene FEGs der Sammler und Filtrierer dominierten die Zoobenthosgemeinschaft im Wildibach deutlich. Zusammen umfassten die Zerkleinerer, Sammler und Filtrierer bis über 90% aller Individuen (siehe Anhang, Kapitel 9.4.3). Räuber und vor allem Weider waren nur in geringer Anzahl vorhanden. Nach Interpretation des RCC ernähren sich die ambivalente FEG der Sammler/Weider in Oberläufen vorwiegend von FPOM und nicht von lebender Biomasse, da nur wenig Algen wachsen können. Diese Aussage muss für den Wildibach relativiert werden aufgrund der unnatürlich geringen Beschattung, die durch die Rodung beim Bau des Gewässers verursacht wurde. Dadurch konnten zeitweise mehr Algen aufkommen, die den Sammler/Weider als zusätzliche Nahrung dienten.

<p>Hypothese 6: Die Benthosgemeinschaft wird von den funktionellen Ernährungsgruppen der Filtrierer, Sammler und Zerkleinerer dominiert.</p>
--

▶ **Bestätigt**

Ein wesentlicher Unterschied zwischen der Beprobung im Juni und derjenigen im August lag darin, dass die Zusammensetzung des Zoobenthos ausgeglichener wurde. Das heisst Filtrierer wurden häufiger, aber auch Räuber und Weider nahmen prozentual zu. Diesen Befund beschreibt auch *Gore (1982)* in seiner Arbeit über die Besiedelung von Fliessgewässern durch Makroinvertebraten. Unsere gemessenen Veränderungen der Benthosgemeinschaft sind wahrscheinlich eher auf Unterschiede der Lebenszyklen der einzelnen Arten zurückzuführen als auf Sukzessionsmechanismen.

Die benthischen Makroinvertebraten im Badkanal zeigten eine hohe relative Massen, die nur von wenigen Abschnitten im Wildibach überboten wurde – erstaunlicherweise nicht von denjenigen mit ähnlichem Substrat.

Wird die Zusammensetzung des Benthos betrachtet, fällt auf, dass die FEG der Sammler/Weider im Badkanal fast völlig fehlt, im Gegensatz zum Wildibach. Der Badkanal ist stark beschattet und sein Substrat besteht fast ausschliesslich aus Feinsand und schlammigem Material. Algen können unter diesen Bedingungen nur sehr schlecht gedeihen und Weider haben kaum Substrat, wo sie ihre Weidefunktion ausüben können. Somit sind die Habitatsansprüche der Sammler/Weider nicht erfüllt, was ihr Fehlen zur Folge hat. Ansonsten unterscheiden sich Badkanal und Wildibach bezüglich der Benthosgemeinschaft nur in den verschiedenen Taxa, die kiesiges respektive schlammiges Substrat bevorzugen.

5 Schlussfolgerungen

5.1 Erfolgskontrolle

Eine Erfolgskontrolle im strengen Sinne konnte nicht durchgeführt werden, da einerseits die „Baseline“, das heisst der Zustand des Gewässers vor dem Eingriff des Menschen, nicht bekannt war, weil es vor der Schaffung des Wildibachs keinen Bach an dieser Stelle gab. Andererseits waren keine präzisen Zielvorstellungen und Erwartungen im Bauprojekt formuliert worden, die sich hätten überprüfen lassen. Die vorliegende Arbeit kann jedoch trotzdem als Erfolgskontrolle interpretiert werden, da als Referenzzustand der Freykanal beigezogen wurde.

Die Sukzession im Wildibach erfolgte sehr schnell, schon nach wenigen Monaten waren bereits 24 verschiedene teilweise seltene und bedrohte Fischarten eingewandert. Der grosse Teil der häufig gefundenen Arten wird zu den rheophilen Arten mit geringem Strukturbezug gezählt.

Der Hauptgrund dieser schnellen Besiedlung liegt in der Nähe der Aare, welche als grosser Artenpool direkt an den Wildibach angeschlossen ist. Auch die wichtige Bedingung der uneingeschränkten Einwanderungsmöglichkeit war gegeben. Die Fische konnten den Wildibach von der Aare und dem Badkanal her besiedeln.

Der Vergleich mit dem Referenzgewässer zeigt ein weit fortgeschrittenes Stadium der Sukzession im Wildibach. Im Freykanal war die Zusammensetzung der Fischgemeinschaft und die Abundanz der einzelnen Fischarten sehr ähnlich wie im Wildibach.

Durch den Wildibach wurden wertvolle Habitats geschaffen, welche in der Aare selten sind und im Badkanal überhaupt nicht vorkommen. Die geringe Tiefe ist eine wesentliche Charakteristik dieses Gewässers und sein Habitatsangebot mit schnellfliessenden Riffles und strömungsberuhigten Flachwasserzonen eignet sich vor allem für kleine Fische. Der Wildibach kann als eine Art Fischkinderstube der Aare betrachtet werden, es haben bisher bereits neun Fischarten, vorwiegend lithophile Cypriniden, erfolgreich verlaicht. Während Hochwasserereignissen dient er zudem als Refugium für Fische, die im strömungsberuhigten Mündungsbereich Schutz vor den Fluten suchen.

Das Revitalisierungsprojekt „Wildibach“ kann somit aus fischökologischer Sicht sicherlich als Erfolg gewertet werden. Aus unserer Untersuchung kann gefolgert werden, dass gute Aussichten auf Erfolg bestehen bei Flussrevitalisierungen in der Nähe eines grossen Artenpools. Bei der Wiederanschliessung von Alt- und Seitenarmen in Auengebieten ist diese Bedingung erfüllt und daher aus unserer Sicht sinnvoll. Es ist jedoch zu bedenken, dass die untersuchte Zeitspanne von weniger als fünf Monaten nur eine kurzfristige Entwicklung aufzeigen kann. Die hier vorgelegten Resultate sollten deshalb mit langfristigen Beobachtungen ergänzt werden.

5.2 Bedeutung des Wildibachs

Die Schaffung des Wildibachs bringt nicht nur eine Aufwertung des aquatischen Lebensraums, auch terrestrische Organismen profitieren von diesem Projekt. So hat zum Beispiel der Eisvogel (*Alcedo atthis*) wertvolle Steilufer vorgefunden und in diesem Jahr konnten bereits drei Brutpaare beobachtet werden.

Nicht zuletzt erfreuen sich auch zahlreiche Spaziergänger am attraktiven Anblick des neuen Baches. Für eine spezielle Anziehung sorgt das vom lokalen Fischerverein vorgeschlagene und vom Kanton Aargau verwirklichte Fischguckfenster, welches vielen interessierten Spaziergängern und Erholungssuchenden einen einmaligen Einblick ins Innere des Wildibachs bietet. Gerade die Möglichkeit zum Beobachten des natürlichen Verhaltens der Fische begeistert viele. Aus Gesprächen mit Besuchern lässt sich ableiten,

dass ein Grossteil sich am Projekt erfreut und im Allgemeinen positiv gegenüber Flussrevitalisierungen eingestellt ist.

Ein ernst zu nehmendes Problem sind invasive Arten wie die Goldrute (*Solidago canadensis*), der japanische Staudenknöterich (*Rheynoutria japonica*) und das drüsige Springkraut (*Impatiens glandulifera*), welche die brachliegenden Uferzonen schneller als alle einheimischen Pionierpflanzen erobert und mittlerweile grossflächige Monokulturen gebildet haben. Dagegen lässt sich aber leider nicht viel ausrichten.

5.3 Verbesserungsvorschläge

Die Durchlässigkeit des alluvialen Sediments ist von grosser Bedeutung für den Austausch mit dem Grundwasser, als Refugium und Lebensraum für Makroinvertebraten, aber auch als Laichsubstrat für Kieslaicher (*Ward and Bürgi 2001*). Unbewachsene steile Ufer, wie sie am Wildibach häufig vorzufinden sind, sind der Erosion ausgesetzt und fördern den Eintrag von Feinsediment ins Gewässer. Längerfristig werden dadurch die Poren im Substrat verstopfen. Um der Gefahr der Kolmation entgegenwirken zu können, wäre zu prüfen, ob eine regelmässige Flutung des Gerinnes während Nieder- und Mittelwasser der Aare imstande wäre, die Sohle aufzureissen und die Verstopfung aufzuheben.

Das Einbringen von grossen Wurzelstöcken oder massivem sperrigem Totholz ins Gewässer, das auch bei Hochwasserereignissen nicht fortgeschwemmt werden kann, wäre sehr begrüssenswert. Eine solche Massnahme würde die Strömungsvariabilität stark erhöhen und wertvolle Fischunterstände schaffen. Dadurch würden zusätzliche Pools entstehen, welche wiederum neue wichtige Habitate für indifferente und limnophile Fischarten und vor allem für grössere Individuen bieten würden (*Harmon et al. 1986*); (*Robinson and Beschta 1990*).

5.4 Weiterführende Fragestellungen

Da mit dieser Arbeit die ersten Monate dieses Fliessgewässers genau dokumentiert sind, ist es sinnvoll und spannend, weitere Untersuchungen vorzunehmen, um zu beobachten, wie sich das System in Zukunft entwickeln wird. Verschiedene Fragen, welche in einer derart kurzen Zeitperiode, wie sie uns zur Verfügung stand, unmöglich zu klären waren, können damit vertieft angegangen werden.

So ist zum Beispiel die weitere Entwicklung der Verlaichung bzw die Sukzession der Reproduktionsgilden eine interessante Fragestellung. Werden Vertreter anderer Reproduktionsgilden wie die Bachforelle (*Salmo trutta*) die flachen kiesigen Abschnitte des Wildibaches ebenfalls nutzen oder bleibt die Verlaichung grösstenteils den Cypriniden vorbehalten?

Auch die Frage nach der längerfristigen Zusammensetzung der Fischgesellschaft ist von Interesse. Werden sich die Dominanzverhältnisse der Fischgemeinschaft verändern? Können Fischarten mit hohem Strukturbezug sich zukünftig besser etablieren? Möglicherweise konnten wir nur einen kurzfristigen Trend beobachten, der sich in den nächsten Jahren verändern wird.

6 Methodenkritik

6.1 Quantitative Befischung

Für die Fischfauna stellt jede elektrische Befischung eine Störung dar. Nach neusten Untersuchungen kann die Methode des Elektrofischfangs jedoch, sofern sie fachgerecht ausgeübt wird, als schonende Fangmethode mit vernachlässigbaren Mortalitäten, niedriger Stressbelastung und keinen oder sehr geringen nachhaltigen Schädigungen der Fische eingestuft werden. Auch bei den Makroinvertebraten wie Muscheln, Schnecken, Krebsen und Insekten ist keine erhöhte Mortalität zu erwarten (Rümmler et al. 2004).

Die Fangwahrscheinlichkeit hängt von verschiedenen Faktoren ab. Bei Salmoniden (Forellenartige) funktioniert die elektrische Befischung am besten. Cypriniden reagieren etwas schwächer und Fische ohne Schwimmblase wie die Groppe (*Cottus gobio*) und die Schmerle (*Barbatula barbatula*) sind nur sehr schwer quantitativ zu erfassen. Ein sehr wichtiger Faktor ist aber auch die Grösse der Fische. Ein grösserer Fisch erzeugt einen grösseren elektrischen Widerstand als ein kleiner Fisch. Kleine Fische (Brütlinge und 0⁺-Fische) konnten deshalb nur halbquantitativ erfasst werden. Zudem konnten die kleinen Fische durch die Maschen der Kescher und der Absperrnetze entweichen.

Weitere Faktoren, die die Fangwahrscheinlichkeit beeinflussen, sind Witterung und Temperatur. Sie wirken sich auf die Zusammensetzung und die Grössenverteilung der Arten in verschiedenen Habitaten aus. Das Wetter während den Befischungen vom 20.04. bis zum 06.09.2004 war unterschiedlich. Die Wassertemperaturen schwankten in diesem Zeitraum zwischen 9.5°C und 22.7°C. Zusätzlich zu beachten bezüglich der Fangwahrscheinlichkeit sind auch Fliessgeschwindigkeit, Leitfähigkeit, Substrat, Wassertrübung und Habitatstyp (Peter and Erb 1996).

6.2 Untersuchungsstrecken

Durch die unterschiedlichen Längen der einzelnen Abschnitte ergibt sich eine gewisse Verzerrung der erhobenen Daten. Um sie vergleichen zu können, müssen die Daten auf eine Einheitsfläche oder noch besser auf ein Einheitsvolumen umgerechnet werden. Werden beispielsweise zwei ähnliche, unterschiedlich lange Abschnitte befischt, ist die Wahrscheinlichkeit eine höhere Artenzahl und eine höhere Anzahl Fische zu fangen im längeren Abschnitt grösser. Dies hängt mit dem unterschiedlichen Zeitaufwand der Befischung zusammen. Um besser vergleichbare Daten zu erhalten, empfiehlt es sich, in jedem Fall gleich lange Strecken auszuwählen oder die Angaben per 100m Fliesstrecke zu machen, solange dies die Breitenvarianz des Gewässers zulässt.

6.3 Zoobenthos

Durch die Verwendung eines Hess-Samplers können bei der Beprobung der Benthosfauna einige Fehler entstehen. Unterschiedliche Fliessgeschwindigkeiten führen zu unterschiedlichem Transport des aufgewirbelten Materials in die Probeflasche, daher sollte der Hess-Sampler nur in mittel und schnell strömenden Gewässerabschnitten verwendet werden. Auch bei einer Beprobung durch dieselbe Person, variiert die Einstecktiefe des Samplers und somit das beprobte Volumen. Auch die Intensität, mit welcher die Sohle aufgewirbelt wird, hängt von der Beschaffenheit der Sohle wie zum Beispiel der Kolmation oder der Korngrösse ab. Bei intensiverer Durchwirbelung des Substrats steigt auch die Fangwahrscheinlichkeit.

In den Proben wurden alle von Auge noch gut sichtbaren Tiere bestimmt und gezählt. Dies birgt die Gefahr in sich, in tierreichen Proben Tiere nicht zu beachten, und umgekehrt, in tierarmen Proben intensiver bzw. länger nach Tieren zu suchen. Besser wäre es, ein genaues Kriterium festzulegen, beispielsweise nur Tiere zu berücksichtigen, deren längste Körperachse mindestens 2mm beträgt, was jedoch einen deutlichen Mehraufwand beim Auszählen der Proben zur Folge hätte.

6.4 Linienzahlanalyse

Die Methode der Linienzahlanalyse eignet sich nur bedingt zur Aufnahme der Korngrößenverteilung, müssen doch einige Bedingungen erfüllt sein, um den Ort der Beprobung zufällig auswählen zu können. Erstens muss eine Stelle im Gewässer gefunden werden, deren Substrat aus Kies mit mindestens 1cm Durchmesser besteht. Zweitens darf die Fließgeschwindigkeit nicht zu hoch sein ($> 0.8\text{m/s}$), sonst werden die Steine fortgewirbelt, wenn das Schauglas darüber gehalten wird. Drittens darf die Stelle nicht tief ($> 30\text{cm}$) sein, andernfalls kann das Schauglas auch bei mittlerer Strömung ($> 50\text{cm/s}$) leicht weggedrückt und somit die Beprobung verzerrt werden.

Das Hauptproblem im Wildibach hinsichtlich der Bestimmung der Korngrößenverteilung waren die ungenügend vorhandenen Kiesflächen ausserhalb der Hauptströmung, um eine zufällige Beprobung zu gewährleisten.

6.5 Messen einer zeitlichen Entwicklung

Versucht man durch einzelne Stichproben eine zeitliche Entwicklung festzuhalten, sind immer nur Momentanaufnahmen möglich. Wird die Entwicklung eines statischen Systems untersucht, zum Beispiel eines Waldes, dessen Bäume fest im Boden verwurzelt sind, ist dieser Umstand vernachlässigbar. Werden jedoch mobile Systeme wie Fischgemeinschaften betrachtet, muss dieser Faktor miteinbezogen werden. Die einzelnen Abfischungen eines Abschnitts stellen eine punktuelle Erhebung des Fischbestandes zu einem bestimmten Zeitpunkt an einem bestimmten Ort dar. Haben kurz vor der Abfischung Störereignisse stattgefunden, so können diese die Erhebung erheblich beeinflussen, ohne erkannt zu werden. Ereignisse zwischen zwei Stichproben können nicht festgehalten werden. Eine Interpretation der zeitlichen Entwicklung aufgrund diskreter Daten muss aus diesen Gründen vorsichtig vorgenommen werden.

7 Literaturverzeichnis

- Aargau, A.L.G., 2004. Auen gehören zum Aargau. www.ag.ch/auenschutzpark
- Andersen, 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. and Karr, J.R., 1984. Relationships between Woody Debris and Fish Habitat in a Small Warmwater Stream. *Transaction of the American Fisheries Society*, 113: 716-726.
- Arrignon, J., 1972. Zonation piscicole de quelques cours d'eau normands. *Verhein Internationale Verein Limnologie*, 18: 1135-1146.
- Atkinson, W.D. and Shorrocks, B., 1981. Competition on a Divided and Ephemeral Resource: a Simulation Model. *Journal of Animal Ecology*, 50: 461-471.
- Balon, E.K., 1975. Reproductive Guilds of Fishes - Proposal and Definition. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, 32(6): 821-864.
- Begon, M.E., Townsend, C.R. and Harper, J.L., 1996. *Ökologie*. Spektrum Akademischer Verlag GmbH Heidelberg, Berlin.
- Beschta, R.L. and Platts, W.S., 1986. Morphological Features of Small Streams: Significance and Function. *Water Resource Bulletin*, 22: 369-379.
- Bisson, P.A., Nielsen, R.A., Palmason, R.A. and Grove, L.E., 1981. A System of Naming Habitat Types in Small Streams, with Examples of Habitat Utilization by Salmonids During Low Streamflow. In *Acquisition and Utilization of Aquatic Habitat Inventory*. Proceedings of a Symposium Held 28-30 October 1981, Portland, Oregon, pp. 62-73.
- Block, W.A., Franklin, A.B., Ward, J.P., Ganey, J.L. and White, G.C., 2001. Design and Implementation of Monitoring Studies to Evaluate the Success of Ecological Restoration on Wildlife. *Restoration Ecology*, 9: 293-303.
- Bohl, E., Kindle, T. and Peter, A., 2004. *Fischfaunistische Untersuchungen zur Umgestaltung der Mündung des Liechtensteiner Binnenkanals in den Alpenrhein (Entwurf)*, EAWAG.
- Bohl, E., Peter, A., Kindle, T. and G., H., 2001. *Fisch- und Krebsatlas Liechtensteins*. Amt für Umweltschutz Liechtenstein.
- Brookes, A., 1987. Restoring the Sinuosity of Artificially Straightened Stream Channels. *Environmental Geology and Water Sciences*, 10: 33-41.
- Bundi, U., Frutiger, A., Göldi, C. and Peter, A., 1998. *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Ökomorphologie Stufe F (flächendeckend)*. Dokumentationsdienst, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft (BUWAL), 3003 Bern, 49 pp.
- Burgherr, Holliger, Karaus, U., Schmedtje, U. and Zwick, H., 1997. *Bestimmungsschlüssel für aquatische Tiergruppen*. EAWAG, Dübendorf.
- BUWAL, 2004. Rote Liste - Fische und Krebse der Schweiz. www.bk.admin.ch/ch/d/sr/923_01/app1.html

- Buwal, B., 2004. Aueninventar der Schweiz. www.umwelt-schweiz.ch/buwal/de/fachgebiete/fg_lrparks/auen
- Detenbeck, N.E., DeVore, P.W., Niemi, G.J. and Lima, A., 1992. Recovery of Temperate-Stream Fish Communities from Disturbance: A Review of Case Studies and Synthesis of Theory. *Environmental Management*, 16(1): 33-53.
- Egler, F.E., 1954. Vegetation Science Concepts I. Initial Floristics Composition, a Factor in Old Field Vegetation Development. *Vegetatio*, 4(412-417).
- Ensign, W.E., Leftwich, K.N., Angermeier, P.L. and Doloff, A.C., 1997. Factors Influencing Stream Fish Recovery Following a Large-Scale Disturbance. *Transaction of the American Fisheries Society*, 126: 895-907.
- Ernegger, T., Grubinger, H., Vitek, E., Csekits, C., Eitzinger, J., Gaviria, S., Kotek, D., Krisa, H., Nachtnebel, H.-P., Pritz, B., Sabbas, T., Schmutz, S., Schreiner, P., Stephan, U., Unfer, G., Wychera, U. and Neudorfer, W., 1998. A Natural Stream Created By Human Engineering: Investigations On The Succession Of The Marchfeld Canal In Austria. *Regulated Rivers: Research & Management*, 14: 119-139.
- Fehr, R., 1987. Einfache Bestimmung der Korngrößenverteilung von Geschiebematerial mit Hilfe der Linienzahlanalyse. *Schweizer Ingenieur und Architekt*(38): 1104-1109.
- Fisher, S.G., 1990. Recovery Processes in Lotic Ecosystems: Limits of Successional Theory. *Environmental Management*, 14: 725-736.
- Gore, J.A., 1982. Benthic Invertebrate Colonization: Source Distance Effects on Community Composition. *Hydrobiologia*, 94: 183-193.
- Gore, J.A. and Milner, A.M., 1990. Island Biogeographical Theory: Can it be Used to Predict Lotic Recovery Rates. *Environmental Management*, 14: 737-753.
- Gorman, O.T. and Karr, J.R., 1978. Habitat Structure and Stream Fish Communities. *Ecology*, 59: 507-515.
- Gregory, K.J. and Davis, R.J., 1992. Coarse Woody Debris in Stream Channels in Relation to River Channel Management in Woodland Areas. *Regulated Rivers: Research & Management*, 7: 117-136.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, K.J. and Cummins, K.W., 1986. Ecology of Coarse Woody Debris in Temperate Ecosystems. *Advanced Ecology Research*, 15: 133-302.
- Huet, M., 1949. Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, 11: 332-351.
- Jungwirth, M., Muhar, S. and Schmutz, S., 1995. The Effects of Recreated Instream and Ecotone Structures on the Fish Fauna of an Epipotamal River. *Hydrobiologia*, 303: 195-206.
- Karr, J.R., 1981. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. *Fisheries*, 6: 21-27.
- Katano, O., Toi, J.-i., Maekawa, K. and Iguchi, K.i., 1998. Colonisation of an Artificial Stream by Fishes and Aquatic Macro-Invertebrates. *Ecological Research*, 13: 83-96.

- Keller, H. and Schelbert, B., 2003. Auen zwischen Wildegg und Brugg. Auenschutzpark Aargau, Baudepartement des Kantons Aargau, Abteilung Landschaft und Gewässer, Entfelderstr. 22 5001 Aarau.
- Knapp, R.J. and Waters, T.F., 1961. An Improved Bottom Fauna Sampler. *Transaction of the American Fisheries Society*(90): 225-238.
- Krebs, C.J., 1999. *Ecological Methodology*. Benjamin/Cummings, an Imprint of Addison Wesley Longman, 2725 Sand Hill Road, Menlo Park, CA 94025.
- Krebs, C.J., 2001. *Ecology, The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. San Francisco, Benjamin Cummings.
- KSL, 2002. Projektbeschreibung: Wildibach, Verlängerung Badkanal, Ingenieurbüro AG 5415 Nussbaumen, ANL, AG Natur und Landschaft, 5001 Aarau.
- MacArthur, R.H. and Wilson, E.O., 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, New Jersey.
- Merritt, R.W. and Cummins, K.W., 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall / Aunt Publishing Company, 4050 Westmark Drive, 52002 Dubuque, Iowa.
- Milner, A.M. and York, G.S., 2001. Factors Influencing Fish Productivity in a Newly Formed Watershed in Kenai Fjords National Park, Alaska. *Archiv für Hydrobiologie*, 151(4): 627-647.
- Morisita, M., 1959. Measuring of Interspecific Association and Similarity Between Communities. E3, 65-80 pp.
- Mühleberg, M., Bogenrieder, A. and Behre, G.F., 1993. *Freilanökologie*, Heidelberg.
- Müller, R. and Peter, A., 2002. *Fische: Biologie, Ökologie, Ökonomie (Vorlesungsskript ETH Zürich)*. EAWAG, Forschungszentrum für Limnologie, 6047 Kastanienbaum.
- Peter, A., 1992. Analyse von Fischmikrohabitaten zur Beurteilung der strukturellen Komplexität eines Fließgewässers. *EAWAG Jahresbericht*: 60-61.
- Peter, A. and Erb, M., 1996. Leitfaden für fischbiologische Erhebungen in Fließgewässern unter Einsatz der Elektrofischerei. *Mitteilung zur Fischerei*, 58, Bern.
- Peterson, J.T. and Bayley, P.B., 1993. Colonization Rates of Fishes in Experimentally Defaunated Warmwater Streams. *Transaction of the American Fisheries Society*, 122: 199-207.
- Rehbronn, E., 1971. *So fischt man mit Elektrogerät - eine Einführung in die Praxis der Elektrofischerei*. Parey, Hamburg.
- Robinson, E.G. and Beschta, R.L., 1990. Characteristics of Coarse Woody Debris for Several Coastal Streams of Southeast Alaska, USA. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 1684-1693.
- Rümmeler, F., Schreckenbach, K., Göthling, U. and Schiewe, S., 2004. Auswirkungen des Elektrofischfangs auf Fische und Wirbellose. *Österreichs Fischerei*, 27(7): 166-170.
- Schälchli, U., 2002. *Kolmation, Methoden zur Erkennung und Bewertung*. EAWAG.

- Schmutz, S., Matheisz, S., Pohn, A., Rathgeb, J. and Unfer, G., 1994. Erstbesiedelung des Marchfeldkanals aus fischökologischer Sicht. *Österreichs Fischerei*, 47(7): 158 - 178.
- Sheldon, A.L., 1967. Species Diversity and Longitudinal Succession in Stream Fishes. *Ecology*, 49: 193-198.
- Simon, T.P., 1999. Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities. CRC Press LLC.
- Thomas, E.A. and Schanz, F., 1976. Beziehungen zwischen Wasserchemismus und Primärproduktion in Fließgewässern, ein limnologisches Problem. *Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich*, 121: 309-317.
- Tonn, W.M. and Magnuson, J.J., 1982. Patterns in the Species Composition and Richness of Fish Assemblages in Northern Wisconsin Lakes. *Ecology*, 63: 137-154.
- Trexler, J.C., 1995. Restoration of the Kissimmee River: A Conceptual Model of Past and Present Fish Communities and Consequences for Evaluating Restoration Success. *Restoration Ecology*, 3(3): 195-210.
- Tuckner, J.K. and Cronin, F.A., 1999. Flooding and Fish Diversity in a Reclaimed River-Wetland. *Journal of Freshwater Ecology*, 14(4): 469-475.
- Van Deventer, P., 1985. Computerprogramm Microfish 3.0.
- Vannote, R.L., Minshall, K.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. and Cushing, C.E., 1980. River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.
- Voser, P., Brogli, R., Stöckli, A., Stucki, T. and Vincentini, H., 2004. Fische, Krebse und Muscheln im Kanton Aargau. Abteilung Wald, Sektion Jagd und Fischerei, 5004 Aarau.
- Ward, J.P., 1979. *The Ecology of Regulated Streams*. Plenum Press, New York & London.
- Ward, J.P. and Bürgi, H., 2001. *Limnologie Part 1 Fließgewässer*. ETH / EAWAG.
- Werth, W., 1987. Ökomorphologische Gewässerbeurteilung in Oberösterreich. *Österreichische Wasserwirtschaft*, 5/6.
- Wetzlar, H., 1988. Noten für einen Fluss. *Umwelt lernen*, 39/40: 38-41.
- White, G.C., Anderson, D.R., Burnham, K.P. and Otis, D.L., 1982. Capture-Recapture and Removal Methods for Sampling Closed Populations. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, New Mexico 87545.
- Wilson, J.B., 1999. Guilds, Functional Types and Ecological Groups. *Oikos*, 86: 507-522.
- Wolda, H., 1981. Similarity Indices, Sample Size and Diversity. *Oecologia*, 50: 296-302.
- Zauner, G. and Eberstaller, J., 1999. Klassifizierung der österreichischen Flussfischfauna in bezug auf deren Lebensraumsprüche. *Österreichs Fischerei*, 52: 198-205.

8 Bildnachweis

Abbildung 1: Mit freundlicher Genehmigung von Bruno Schelbert,
Baudepartement des Kantons Aargau

Abbildung 2: Sigfriedkarte 1914, Reproduziert mit Bewilligung des Bundesamtes
für Landestopografie

Abbildung 4 und 5: Mit freundlicher Genehmigung von Franz Kindler

Abbildung 6: Orthofoto Wildschachen 2001

Alle restlichen Fotos von David Würmli

9 Anhang

9.1 Hydrologie

Tabelle 4: Wasserqualität der Aare bei Brugg (Daten der NADUF - Messstation Brugg)

	Durchschnitt 2003	Durchschnitt 1993 - 2002	Bemerkungen
Abfluss	243 m ³ /s	328 m ³ /s	2003 war ein sehr trockener Sommer
Temperatur	12.89 °C	12.11 °C	2003 war ein extrem heisser Sommer
Temp. Max.	22.3 °C		
Temp. Min.	4.0 °C		
pH	7.99	8.04	
elektr. Leitfähigkeit	393 µS/cm	383 µS/cm	
O ₂ -Gehalt	10.08 mg/l	10.35 mg/l	Temperaturabhängig
Gesamt Stickstoff	1.68 mgN/l	2.19 mgN/l	Deutliche Abnahme dank verschiedenen Gewässerschutzmassnahmen
Gesamt- Phosphor	0.038 mgP/l	0.06 mgP/l	
Chlorid	9.2 mg/l	8.5 mg/l	
Sulfat	27 mg/l	25.72 mg/l	
TOC (Total Organic Carbon)	3.4 mgC/l	4.19 mgC/l	
DOC (Disolved Organic carbon)	2.7 mgC/l	2.6 mgC/l	Deutlich belastet (Qualitäts- anforderungen gemäss GSchG.)
Schwebestoffe	8.8 mg/l	20.54 mg/l	

9.2 Anhang: Ökomorphologie

9.2.1 Bewertung der Habitatsdiversität

Tabelle 5: Faktoren und Bewertung der Habitatsdiversität zusammengestellt nach Werth (1987), Wetzlar (1988) und Bisson et al. (1981)

	Parameter	Quantifizierung	Qualifizierung			Quelle
			Grosse Strukturvielfalt 2 Punkte	Mittlere Strukturvielfalt 1 Punkt	Keine/Geringe Strukturvielfalt 0 Punkte	
Ufer	Gewässerrand	Gewässerrand und Talsohle messen	Vielgestaltig, häufig kleine Nischen, unregelmässig, sehr lange Uferlinie	Tendenz zur Vereinheitlichung, weniger Unregelmässigkeiten, stellenweise Nischen noch vorhanden	Über weite Strecken einheitlich, keine Nischen mehr vorhanden	1)
	Gewässerrand-biotope	Zählen	Vielfach vorhanden	Teilweise vorhanden	Keine oder kaum vorhanden	1)
Flussbett	Korngrößenverteilungsvarianz	Abschätzung	Natürlich, vielfältig, allenfalls Kiesbänke vorhanden	Naturbelassene Sohle, einheitliche Korngrößenverteilung	Nur teilweise natürlich, menschlich verursachte Substrateinheitlichkeit	1)
	Kolmation	Abschätzung	Keine oder nur sehr geringe Kolmation, Steine können ohne Widerstand aus der Sohle gelöst werden	Mittlere Kolmation, Steine können mit geringem bis mässigem Kraftaufwand aus dem Sediment gelöst werden	Starke Kolmation, Steine können nur mit grossem Kraftaufwand aus der Sohle gelöst werden	1)
	Mesohabitate	Abschätzung (Fläche)	Die verschiedenen Mesohabitatstypen sind gleichmässig verteilt	Die verschiedenen Mesohabitatstypen sind ungleichmässig verteilt, werden aber nicht von einem Habitatstyp dominiert	Dominanz eines Habitatstyps	2)
	Breite	Messen	Grosse Breitenvarianz	Mittlere Breitenvarianz	Geringe Breitenvarianz	1)
	Tiefe	Messen	Stark variierende Tiefe	Mässig variierende Tiefe	Wenig variierende Tiefe	1)
Fischunterstände	Totholz	Abschätzung (bedeckte Fläche)	Viel Totholz	Mässig viel Totholz	Wenig oder kein Totholz	1)
	Unterspülungen	Abschätzung (bedeckte Fläche)	Viele Unterspülungen	Mässig viele Unterspülungen	Wenig oder keine Unterspülungen	1)
	Makrophyten	Abschätzung (bedeckte Fläche)	Viele Makrophyten vorhanden	Mittelmässig viele Makrophyten vorhanden	Wenig oder keine Makrophyten vorhanden	1)
	überhängende / eingetauchte Vegetation	Abschätzung (bedeckte Fläche)	Viel überhängende oder eingetauchte Vegetation vorhanden	Mittelmässig viel überhängende oder eingetauchte Vegetation vorhanden	Wenig oder keine überhängende oder eingetauchte Vegetation vorhanden	2)
Weitere Parameter	Algen	Abschätzung (bedeckte Fläche)	Keine Bewertung			1)
	Beschattung	Abschätzung (beschattete Fläche)				

Quelle: 1 = Werth 1987 und Wetzlar 1988
2 = Bisson et al. 1981

9.2.2 Fischunterstände

Tabelle 6: Prozentualer Anteil der Fischunterstände der gesamten Wasseroberfläche, (US = Unterspülungen, ÜV = überhängende / eingetauchte Vegetation, TH = Totholz, MP = Makrophyten)

Datum	12.05					18.06					15.07					2.09 *				
	US	ÜV	TH	MP	Tot	US	ÜV	TH	MP	Tot	US	ÜV	TH	MP	Tot	US	ÜV	TH	MP	Tot
Abschnitt 1	0.0	0.0	1.3	0.0	1.3	0.0	0.0	0.7	0.0	0.7	0.0	0.2	0.7	0.0	0.8	0.0	0.2	0.3	1.0	1.5
Abschnitt 2	0.0	0.0	1.4	0.0	1.4	0.0	0.0	0.6	0.0	0.6	0.1	0.0	0.8	0.5	1.5	0.2	0.0	0.5	0.8	1.6
Abschnitt 3	0.0	0.0	0.2	0.0	0.2	0.0	0.0	0.2	0.0	0.2	0.0	0.0	0.4	0.2	0.5	0.0	0.0	0.7	0.9	1.6
Abschnitt 4	0.0	7.8	6.3	3.1	17.2	0.0	7.8	6.3	3.5	17.6	0.0	6.1	8.2	3.7	18.0	0.0	6.1	8.2	4.3	18.6
Abschnitt 5	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5	1.0	0.6	2.1	0.0	0.3	1.7	5.7	7.7	0.0	0.3	1.7	6.4	8.4
Abschnitt 6	0.0	0.0	0.6	0.0	0.7	0.0	0.0	1.6	0.0	1.6	0.0	0.0	1.5	0.0	1.6	0.0	0.0	1.4	0.2	1.7
Abschnitt 8	0.2	0.0	0.2	0.0	0.4	0.0	0.0	0.4	0.0	0.4	0.1	0.0	0.4	0.1	0.6	0.1	0.0	0.6	1.0	1.7
Abschnitt 9	0.0	0.0	0.4	0.0	0.4	0.0	0.0	0.4	0.1	0.5	0.0	0.0	0.4	0.3	0.7	0.1	0.0	0.4	0.8	1.3
Abschnitt 10	0.0	1.8	0.3	0.0	2.2	0.0	1.8	0.2	0.2	2.3	0.3	0.0	0.1	0.5	0.9	1.1	0.0	0.1	3.0	4.3
BKU																0.9	5.6	3.3	0.0	9.8
BKO																0.9	2.7	2.0	0.0	5.6
FKU																0.2	46.9	2.8	0.0	49.8
FKO																0.0	5.9	1.4	0.3	7.6

* Badkanal und Freykanal wurden am 9.8.2004 beprobt.

Tabelle 7: Punkteverteilung zur Bewertung der Fischunterstände, (US = Unterspülungen, ÜV = überhängende/eingetauchte Vegetation, TH = Totholz, MP = Makrophyten) am 2.9.2004.

	US	ÜV	TH	MP
Abschnitt 1	1	1	1	2
Abschnitt 2	2	1	2	1
Abschnitt 3	1	1	2	1
Abschnitt 4	1	3	3	3
Abschnitt 5	1	1	3	3
Abschnitt 6	1	1	3	1
Abschnitt 8	1	1	2	2
Abschnitt 9	1	1	1	1
Abschnitt 10	3	1	1	3
BKU	3	3	3	1
BKO	3	2	3	1
FKU	3	3	3	1
FKO	1	3	3	1
	0-0.2 = 1P.	0.2.5 = 1P.	0-0.5 = 1P.	0-1 = 1P.
	0.2-0.4 = 2P.	2.5-5 = 2P.	0.5-1 = 2P.	1-2 = 2P.
	>0.4 = 3P.	>5 = 3P.	>1 = 3P.	>2 = 3P.

9.2.3 Gewässerrandbiotope (GRB)

Tabelle 8: Punkteverteilung zur Bewertung der Gewässerrandbiotope (GRB) am 2.9.2004

	Ab. 1	Ab. 2	Ab. 3	Ab. 4	Ab. 5	Ab. 6	Ab. 8	Ab. 9	Ab. 10	BKU	BKO	FKU	FKO
Anzahl GRB	2	4	1	3	4	1	2	3	4	0	0	3	0
Punkte	2	3	1	3	3	1	2	3	3	1	1	3	1

Punkte: 1 = 1P.
2 = 1P.
>3 = 1P.

9.2.4 Korngrößenverteilung

Tabelle 9: Punkteverteilung zur Bewertung der Korngrößenverteilung am 2.9.2004

	Ab. 1	Ab. 2	Ab. 3	Ab. 4	Ab. 5	Ab. 6	Ab. 8	Ab. 9	Ab. 10	BKU	BKO	FKU	FKO
Korngrößenvarianz	gross	gross	mittel	gross	gross	gross	mittel	mittel	gross	klein	klein	gross	gross
Punkte	3	3	2	3	3	3	2	2	3	1	1	3	3

Punkte: gross = 3P.
mittel = 2P.
klein = 1P.

9.2.5 Kolmation

Tabelle 10: Punkteverteilung zur Bewertung der Kolmation am 2.9.2004

	Ab. 1	Ab. 2	Ab. 3	Ab. 4	Ab. 5	Ab. 6	Ab. 8	Ab. 9	Ab. 10	BKU	BKO	FKU	FKO
Kolmation	klein	klein	mittel	mittel	mittel	klein	klein	klein	klein	mittel	mittel	gross	gross
Punkte	3	3	2	2	2	3	3	3	3	2	2	1	1

Punkte: gross = 1P.
mittel = 2P.
klein = 3P.

9.2.6 Mesohabitate

Tabelle 11: Punkteverteilung zur Bewertung der Mesohabitatsdiversität am 2.9.2004

	Ab. 1	Ab. 2	Ab. 3	Ab. 4	Ab. 5	Ab. 6	Ab. 8	Ab. 9	Ab. 10	BKU	BKO	FKU	FKO
Punkte	1	3	1	1	3	3	2	2	3	1	1	1	1

Punkte: Ein Mesohabitatstyp >90% = 1P.
Ein Mesohabitatstyp >75% = 2P.
Dominantester Mesohabitatstyp <75% = 3P.

9.2.7 Gewässerrandverzahnung

Tabelle 12: Punkteverteilung zur Bewertung der Gewässerrandverzahnung 2.9.2004

	Ab. 1	Ab. 2	Ab. 3	Ab. 4	Ab. 5	Ab. 6	Ab. 8	Ab. 9	Ab. 10	BKU	BKO	FKU	FKO
Uferlänge rechts	88.5	135.5	75	82.5	229	322.5	114	123	109	100	100	103.5	50.5
Uferlänge links	87.5	134.5	74	62	214	329	105	129	104	100	100	101.5	49
Talsole	84	128	70	60	197	312	105	120	95	100	100	100	49
Gewässerverzahnung	1.048	1.055	1.064	1.204	1.124	1.044	1.043	1.050	1.121	1.000	1.000	1.025	1.035
Punkte	1	2	2	3	3	1	1	2	3	1	1	1	1

Punkte : 1.00 - 1.05 = 1P.
 1.05 - 1.1 = 2P.
 > 1.1 = 2P.

9.2.8 Breite und Tiefe

Tabelle 13: Punkteverteilung zur Bewertung der Breiten- und Maximaltiefenvarianz am 2.9.2004

	Tiefe			Breite		
	Mittelwert (x)	STDEV (s)	vc =s/x *100	Mittelwert (x)	STDEV (s)	vc =s/x *100
Abschnitt 1	28	6.1	22	354	35.7	10
Abschnitt 2	30	7.2	24	373	38.3	10
Abschnitt 3	32	4.7	15	390	67.5	17
Abschnitt 4	57	16.1	28	852	102.3	12
Abschnitt 5	25	2.8	11	784	328.4	42
Abschnitt 6	33	5.6	17	406	35.9	9
Abschnitt 8	48	7.2	15	441	55.8	13
Abschnitt 9	42	16.1	38	444	48.8	11
Abschnitt 10	42	12.3	29	458	204.9	45
BKU	55	0.0	0	450	0.0	0
BKO	50	0.0	0	450	0.0	0
FKU	26.5	6.6	25	650	158.1	24
FKO	47.5	13.4	28	580	42.4	7

Punkte Breiten- und Tiefenvarianz

STDEV Tiefe	STDEV Breite
0 - 15 = 1 P.	0 - 10 = 1 P.
15 - 25 = 2 P.	10 - 15 = 2 P.
>25 = 3 P.	>15 = 3 P.

	Punkte Tiefe	Punkte Breite	Durchschnitt
Abschnitt 1	2	2	2.0
Abschnitt 2	2	2	2.0
Abschnitt 3	2	3	2.5
Abschnitt 4	3	2	2.5
Abschnitt 5	1	3	2.0
Abschnitt 6	2	1	1.5
Abschnitt 8	2	2	2.0
Abschnitt 9	3	2	2.5
Abschnitt 10	3	3	3.0
BKU	1	1	1.0
BKO	1	1	1.0
FKU	3	3	3.0
FKO	3	1	2.0

9.3 Fische

9.3.1 Fangstatistik

Tabelle 14: Populationsgrößen der einzelnen Arten pro 100m², bei den einzelnen Abfischungen, nach Microfish®.

Durchgang	Aal	Alet	Äsche	Bachforelle	Bachneunauge	Barbe	Blicke	Brachsen	Dorngrundel	Egli	Elritze	Groppe	Gründling	Hasel	Hecht
alt1	0.0	2.8	0.0	0.3	0.0	1.7	0.0	0.0	0.0	0.0	50.3	0.3	3.4	0.6	0.0
1a	0.0	0.7	0.0	0.7	0.0	0.7	0.0	0.0	1.0	0.3	9.4	0.3	0.0	0.0	0.0
1b	0.0	0.0	0.0	1.7	0.0	0.7	0.0	0.0	1.0	0.3	129.3	16.8	5.7	0.0	0.0
1c	0.0	3.4	0.0	0.7	0.0	0.3	0.0	0.0	1.0	0.0	116.2	14.8	1.7	1.0	0.0
alt2	0.0	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	27.1	1.1	4.0	0.3	0.0
2a	0.0	0.8	0.0	1.5	0.0	2.5	0.0	0.0	4.2	0.2	36.3	3.6	2.3	0.2	0.0
2b	0.0	1.0	0.4	3.6	0.0	1.7	0.0	0.0	1.9	0.0	229.8	4.2	1.7	0.0	0.0
3a	0.0	0.4	0.0	1.1	0.0	1.1	0.0	0.0	6.6	0.4	27.5	0.0	4.8	0.0	0.0
4a	0.0	54.4	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	1.8	0.0	39.9	13.9	0.0	50.5	1.6	1.2
4b	0.0	59.3	0.0	0.2	0.0	1.2	0.0	0.0	0.6	14.9	4.3	0.0	66.5	0.2	0.4
4c	0.2	65.9	0.0	0.2	0.0	2.3	0.0	0.0	0.6	29.9	10.6	0.0	91.0	1.6	0.2
5a	0.1	5.1	0.1	2.0	0.0	2.6	0.0	0.0	0.3	0.3	30.7	0.2	0.3	0.0	0.1
5b	0.0	2.7	0.0	1.3	0.0	0.1	0.0	0.0	0.9	1.1	28.5	0.9	0.4	0.8	0.1
6+7a	0.1	7.0	0.2	3.8	0.0	5.7	0.0	0.0	0.1	0.7	107.8	0.3	26.5	0.3	0.0
8a	0.0	17.1	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	0.0	0.2	18.4	0.0	5.0	1.5	0.0
8b	0.0	31.5	0.0	0.2	0.0	8.0	0.0	0.0	0.4	6.9	80.1	0.0	40.6	6.3	0.0
8c	0.0	1.3	0.0	0.6	0.0	3.5	0.0	0.0	0.2	3.0	51.6	0.6	4.5	2.2	0.0
9a	0.0	26.6	0.0	5.6	0.0	5.4	0.0	0.0	0.0	6.8	72.0	0.0	18.0	2.1	0.0
9b	0.0	25.0	0.0	4.3	0.0	1.5	0.0	0.0	0.2	9.4	74.7	0.0	16.1	2.1	0.0
10a	0.0	12.4	0.0	2.5	0.2	2.8	0.0	0.0	0.0	0.0	47.8	0.0	0.7	0.9	0.0
10b	0.0	15.9	0.5	17.5	0.0	5.1	0.0	0.0	0.2	2.3	143.7	0.9	7.8	0.9	0.0
10c	0.2	7.4	0.2	10.6	0.0	1.4	0.0	0.0	0.2	8.7	55.2	2.3	1.1	0.2	0.0
BK unten	1.1	8.9	0.0	0.4	0.0	4.2	0.0	0.0	0.4	6.9	0.4	0.7	1.6	0.2	0.2
BK oben	0.4	10.7	0.0	1.3	0.0	3.1	0.2	0.0	0.4	2.4	0.4	0.0	5.8	1.3	0.0
FK unten	0.2	5.5	0.2	1.7	0.0	13.5	0.0	0.0	0.6	0.8	75.8	21.8	15.5	0.0	0.0
FK oben	1.7	22.4	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	2.4	0.0	10.0	0.0	0.0	31.7	3.4	0.0

Durchgang	Karpfen	Laube	Nase	Rotauge	Schleie	Schmerle	Schneider	Sonnenbarsch	Stichling	Trüsche	Arten	Anzahl Individuen		Biomasse [g]	
												100m2	100m	100m2	100m
alt1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	7.1	3.4	0.0	0.0	0.0	9	294.0	69.8	598.8	142.1
1a	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	48.1	1.3	0.0	0.0	0.0	9	221.4	62.6	433.3	122.6
1b	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	182.2	26.6	0.0	0.0	0.0	9	1288.1	364.3	2777.4	785.5
1c	0.0	0.0	2.0	0.0	0.0	44.8	1.7	0.0	0.0	0.0	11	663.1	187.5	1513.1	427.9
alt2	0.0	0.0	1.3	0.3	0.0	16.4	0.0	0.0	0.0	0.0	8	151.6	52.0	299.2	102.7
2a	0.0	0.0	0.4	0.8	0.0	173.6	0.8	0.0	0.0	0.0	13	846.9	227.3	1901.6	510.3
2b	0.0	0.0	0.0	0.2	0.0	366.7	5.5	0.0	0.0	0.0	11	2297.7	616.6	4868.0	1306.3
3a	0.0	0.0	0.0	0.4	0.0	125.3	0.0	0.0	0.0	0.0	9	652.9	167.4	1310.0	335.9
4a	0.0	19.8	1.2	78.5	0.6	2.7	14.7	0.0	0.0	0.2	15	2393.3	281.0	21578.3	2533.7
4b	0.0	0.4	0.8	6.1	0.6	10.4	20.2	0.2	0.2	0.0	17	1586.7	186.3	14868.3	1745.8
4c	0.0	0.0	3.5	2.3	1.0	4.5	13.1	0.0	0.4	0.0	16	1936.7	227.4	19468.3	2285.9
5a	0.1	0.0	0.6	0.0	0.1	62.3	1.5	0.0	0.0	0.0	16	832.5	106.3	1956.9	249.8
5b	0.0	0.0	0.0	0.2	0.1	60.4	6.3	0.0	0.0	0.0	14	813.2	103.8	2013.2	257.0
6+7a	0.0	0.2	7.1	1.8	0.0	76.0	12.0	0.0	0.0	0.0	16	996.2	249.4	3053.5	764.6
8a	0.0	0.0	0.4	19.0	0.0	0.0	9.3	0.0	0.0	0.0	9	313.3	71.1	1734.3	393.3
8b	0.0	1.5	11.9	11.4	0.2	18.8	49.0	0.0	0.0	0.0	14	1177.1	267.0	6681.9	1515.3
8c	0.0	0.0	0.4	0.0	0.0	25.3	0.4	0.0	0.0	0.0	12	413.3	93.7	986.7	223.8
9a	0.0	0.4	2.4	10.7	0.0	19.1	13.5	0.0	0.2	0.0	13	812.5	182.9	3368.3	758.3
9b	0.0	0.0	0.8	0.6	0.0	20.3	7.9	0.0	0.0	0.0	12	722.5	162.7	3078.3	693.1
10a	0.0	0.7	0.2	2.1	0.0	2.5	4.6	0.0	0.0	0.0	12	354.7	77.5	1315.8	287.4
10b	0.0	0.0	7.6	0.2	0.5	39.5	34.7	0.0	0.0	0.0	15	1269.5	277.2	4508.4	984.6
10c	0.0	0.0	0.2	0.0	0.0	22.1	1.4	0.0	0.0	0.0	14	509.5	111.3	1820.0	397.5
BK unten	0.0	0.0	0.0	1.6	0.0	0.4	16.4	0.0	0.0	0.0	14	196.0	43.6	8861.0	1969.1
BK oben	0.0	0.0	0.0	3.3	0.0	0.0	9.1	0.0	0.0	0.0	12	174.0	38.7	3706.0	823.6
FK unten	0.0	0.0	1.5	0.0	0.0	14.6	24.0	0.0	0.0	0.0	13	1143.0	175.8	5455.0	839.2
FK oben	0.0	6.6	8.6	1.4	0.0	0.0	5.9	0.0	0.0	0.0	11	563.3	95.2	16602.0	2805.2

9.3.2 Fischarten und ihre Habitatsansprüche in der Aare und im Wildibach

Tabelle 15: Nachgewiesene Arten in der Aare des Kantons Aargau und im Wildibach mit Gefährdungsgrad, Bestandesgrösse und Habitatsansprüchen (zusammengestellt nach Balon (1975), Zauner und Eberstaller (1999), Bohl et al. (2001); BUWAL (2004) und Voser et al. (2004))

Wissenschaftlicher Name ¹	Deutscher Name ¹	Aare (Kt. AG) ²	Wildibach	Rote Liste ³	Präferenz Strömung ⁴	Reproduktionsgilde ⁵	Laichsubstrat ⁵	Ernährungsweise ^{1, 4, 6}	Strukturbezug ⁷
<i>Abramis bjoerkna</i>	Blicke	e		N	T	A1: Phytophil	P	O	gering
<i>Abramis brama</i>	Brachsen	X	X	N	T	A1: Phyto-Lithophil	K / P	O	ohne
<i>Alburnoides bipunctatus</i>	Schneider	XXX	XXX	3	L	A1: Lithophil	K	I	gering
<i>Alburnus alburnus</i>	Laube	X	X	4	T	A1: Phyto-Lithophil	K / P	O	ohne
<i>Anguilla anguilla</i>	Aal	XXX	X	4	T	A1: Pelagophil	Meer	P / I	hoch
<i>Barbatula barbatula</i>	Schmerle (Bartgrundel)	XXX	XXX	N	L	A1: Psammophil	S	O	gering
<i>Barbus barbus</i>	Barbe	XXX	XX	4	L	A1: Lithophil	K	O	gering
<i>Chondrostoma nasus</i>	Nase	XX	XX	2	L	A1: Lithophil	K	H / I	gering
<i>Cobitis taenia</i>	Dorngrundel	X	X	3	T	A1: Phytophil	P	O	hoch
<i>Corgonus sp.</i>	Felchen	X		4	M	A1: Litho-Pelagophil	K	I	gering
<i>Cottus gobio</i>	Groppe	XX	XX	4	L	B2: Speleophil	K	I	hoch
<i>Cyprinus carpio</i>	Karpfen	X	e	4	T	A1: Phytophil	P	O	gering
<i>Esox lucius</i>	Hecht	XX	X	N	T	A1: Phytophil	P	P	hoch
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Dreistacheliger Stacheling	XX	X	4	T	B2: Aridanophil	P	O	hoch
<i>Gobio gobio</i>	Gründling	XX	XX	4	L	A1: Psammophil	S	I	gering
<i>Gymnocephalus cernua</i>	Kaulbarsch	e		4	T	A1: Phyto-Lithophil	K / P	I	gering
<i>Lampetra planeri</i>	Bachneunauge	X	e	1	L	A1: Psammophil	S	I	hoch
<i>Lepomis gibbosus</i>	Sonnenbarsch	X	e	F	M	B2: Polyphil	K	I	hoch
<i>Leuciscus cephalus</i>	Alet (Döbel)	XXX	XXX	N	L	A1: Lithophil	K	O	hoch
<i>Leuciscus leuciscus</i>	Hasel	X	X	N	L	A1: Phyto-Lithophil	K / P	O	gering
<i>Lota lota</i>	Trüsche	XX	e	N	T	A1: Litho-Pelagophil	K	P	hoch
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Regenbogenforelle	X		F	L	A2: Lithophil	K	I	gering
<i>Perca fluviatilis</i>	Egli (Flussbarsch)	XXX	XXX	N	T	A1: Phyto-Lithophil	K / P	P / I	ohne
<i>Phoxinus phoxinus</i>	Elritze	XX	XXX	4	L	A1: Lithophil	K	I	gering
<i>Rhodeus sericeus</i>	Bitterling	e		2	M	A2: Ostracophil	Muscheln	O	gering
<i>Rutilus rutilus</i>	Rotauge	XX	XX	N	T	A1: Phyto-Lithophil	K / P	O	ohne
<i>Salmo trutta</i>	Bachforelle	XX	XX	4	L	A2: Lithophil	K	P / I	hoch
<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Rotfeder	X		N	M	A1: Phytophil	P	H / I	gering
<i>Silurus glanis</i>	Wels	e		4	M	B1: Phytophil	P	O	hoch
<i>Stizostedion lucioperca</i>	Zander	e		F	M	B2: Phytophil	Wurzeln	P	gering
<i>Thymallus thymallus</i>	Äsche	XX	X	3	L	A2: Lithophil	K	I	gering
<i>Tinca tinca</i>	Schleie	X	X	N	M	A1: Phytophil	P	O	hoch

Bestandesgrösse:
 X = klein
 XX = mittel
 XXX = gross
 e = Einzelfund

Rote Liste:
 1 = vom Aussterben bedroht
 2 = stark gefährdet
 3 = gefährdet
 4 = bedingt gefährdet
 N = nicht gefährdet
 F = nicht einheimische Art

Quelle:
 1 = Gerstmaier und Romig 2003
 2 = Voser et al 2004
 3 = BUWAL 2004
 4 = Schmutz und Haidvogel 2002
 5 = Balon 1975
 6 = Bohl et al 2001
 7 = Zauner und Eberstaller 1999

Präferenz Strömung: M = Strömungsmeidend, T = Strömungstolerant, L = Strömungsliebend
Laichsubstrat K = Kies, P = Pflanzen, S = Sand,
Ernährungsweise: H = Herbivor, I = Insektivor, O = Omnivor, P = Piscivor
Reproduktionsgilden A1 = Offensubstrat-Laicher, A2 = Brutverstecker, B1 = Bewachende Substratwähler, B2 = Nestbrüter
 Adrianophil = Benutzen körpereigene Fäden für Nestbau
 Litho-Pelagophil = Kies und offenes Wasser bevorzugend
 Lithophil = Kies bevorzugend
 Ostracophil = Benutzen Kiemenkammern von lebenden Muscheln als Laichsubstrat
 Pelagophil = Offenes Wasser bevorzugend
 Phyto-Lithophil = Pflanzenmaterial und Kies bevorzugend
 Phytophil = Pflanzenmaterial bevorzugend
 Polyphil = Bevorzugen kein Material für Nestbau
 Psammophil = Sand bevorzugend
 Speleophil = Löcher und Zwischenräume bevorzugend

9.3.3 Morisita - Index

Tabelle 16: Der Morisita - Index als Ähnlichkeitsmass der Fischpopulationen der einzelnen Abschnitte. Hohe Ähnlichkeiten mit einem Wert von über 0.85 sind gelb eingefärbt.

	Ab. alt1	Ab. 1a	Ab. 1b	Ab. 1c	Ab. alt2	Ab. 2a	Ab.2b	Ab. 3a	Ab. 4a	Ab. 4b	Ab. 4c	Ab. 5a	Ab. 5b
Abschnitt alt 1	1.000	0.330	0.682	0.970	0.920	0.340	0.645	0.350	0.158	0.149	0.176	0.568	0.554
Abschnitt 1a	0	1.000	0.888	0.528	0.658	1.000	0.934	1.000	0.048	0.123	0.063	0.959	0.960
Abschnitt 1b	0	0	1.000	0.832	0.920	0.888	0.986	0.894	0.105	0.158	0.115	0.984	0.989
Abschnitt 1c	0	0	0	1.000	0.989	0.537	0.798	0.545	0.125	0.109	0.121	0.737	0.725
Abschnitt alt 2	0	0	0	0	1.000	0.667	0.889	0.678	0.186	0.219	0.225	0.851	0.840
Abschnitt 2a	0	0	0	0	0	1.000	0.935	1.000	0.049	0.121	0.065	0.957	0.958
Abschnitt 2b	0	0	0	0	0	0	1.000	0.939	0.077	0.120	0.083	0.996	0.992
Abschnitt 3	0	0	0	0	0	0	0	1.000	0.057	0.136	0.082	0.962	0.962
Abschnitt 4a	0	0	0	0	0	0	0	0	1.000	0.727	0.706	0.104	0.103
Abschnitt 4b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.000	0.994	0.172	0.169
Abschnitt 4c	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.000	0.121	0.113
Abschnitt 5a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.000	1.000
Abschnitt 5b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.000
Abschnitt 6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abschnitt 8a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abschnitt 8b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abschnitt 8c	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abschnitt 9a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abschnitt 9b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abschnitt 10a	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abschnitt 10b	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Abschnitt 10c	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Badkanal unten	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Badkanal oben	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Freykanal unten	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Freykanal oben	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabelle 17: Morisita - Index (Fortsetzung)

	Ab. 6	Ab. 8a	Ab. 8b	Ab. 8c	Ab. 9a	Ab. 9b	Ab. 10a	Ab. 10b	Ab. 10c	BKU	BKO	FKU	FKO
Abschnitt alt 1	0.855	0.559	0.703	0.947	0.843	0.903	0.980	0.947	0.921	0.107	0.119	0.870	0.082
Abschnitt 1a	0.668	0.109	0.270	0.592	0.353	0.387	0.240	0.417	0.506	0.054	0.030	0.316	0.011
Abschnitt 1b	0.922	0.347	0.572	0.877	0.679	0.716	0.609	0.765	0.815	0.130	0.090	0.684	0.035
Abschnitt 1c	0.930	0.510	0.680	0.993	0.842	0.902	0.925	0.948	0.962	0.054	0.054	0.879	0.028
Abschnitt alt 2	1.000	0.520	0.731	1.000	0.879	0.927	0.874	0.943	0.974	0.064	0.103	0.866	0.129
Abschnitt 2a	0.674	0.109	0.270	0.600	0.358	0.392	0.246	0.421	0.512	0.034	0.018	0.324	0.012
Abschnitt 2b	0.875	0.281	0.473	0.844	0.604	0.654	0.558	0.696	0.768	0.041	0.024	0.583	0.006
Abschnitt 3	0.687	0.115	0.283	0.611	0.370	0.406	0.255	0.430	0.522	0.031	0.022	0.331	0.027
Abschnitt 4a	0.230	0.805	0.533	0.168	0.484	0.381	0.257	0.211	0.223	0.520	0.771	0.251	0.733
Abschnitt 4b	0.295	0.574	0.608	0.170	0.484	0.439	0.238	0.225	0.201	0.592	0.876	0.296	0.964
Abschnitt 4c	0.289	0.511	0.582	0.186	0.478	0.451	0.249	0.222	0.218	0.504	0.787	0.301	0.975
Abschnitt 5a	0.855	0.280	0.464	0.798	0.587	0.626	0.499	0.651	0.733	0.087	0.080	0.542	0.047
Abschnitt 5b	0.851	0.278	0.477	0.786	0.578	0.613	0.480	0.650	0.720	0.128	0.095	0.546	0.042
Abschnitt 6	1.000	0.537	0.788	0.980	0.893	0.918	0.819	0.928	0.947	0.154	0.193	0.871	0.201
Abschnitt 8a	0	1.000	0.814	0.516	0.822	0.726	0.696	0.642	0.579	0.554	0.748	0.644	0.472
Abschnitt 8b	0	0	1.000	0.724	0.945	0.888	0.769	0.841	0.757	0.597	0.688	0.888	0.553
Abschnitt 8c	0	0	0	1.000	0.880	0.931	0.904	0.957	0.984	0.082	0.093	0.879	0.088
Abschnitt 9a	0	0	0	0	1.000	0.999	0.912	0.940	0.927	0.378	0.492	0.925	0.399
Abschnitt 9b	0	0	0	0	0	1.000	0.949	0.963	0.967	0.299	0.386	0.921	0.352
Abschnitt 10a	0	0	0	0	0	0	1.000	0.959	0.928	0.219	0.262	0.887	0.156
Abschnitt 10b	0	0	0	0	0	0	0	1.000	0.976	0.274	0.258	0.945	0.137
Abschnitt 10c	0	0	0	0	0	0	0	0	1.000	0.161	0.167	0.893	0.117
Badkanal unten	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.000	0.967	0.347	0.520
Badkanal oben	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.000	0.338	0.818
Freykanal unten	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.000	0.222
Freykanal oben	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.000

9.3.4 Dominanz

Tabelle 18: Dominanzverhältnisse der Fischarten in den einzelnen Abschnitten

Abschnitt	Aal	Alet	Äsche	Bachforelle	Bachneunauge	Barbe	Blicke	Brachsen	Dorngrundel	Egli	Elritze
Abschnitt alt 1	0.000	0.041	0.000	0.004	0.000	0.024	0.000	0.000	0.000	0.000	0.721
Abschnitt 1a	0.000	0.011	0.000	0.011	0.000	0.011	0.000	0.000	0.016	0.005	0.151
Abschnitt 1b	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.002	0.000	0.000	0.003	0.001	0.355
Abschnitt 1c	0.000	0.018	0.000	0.004	0.000	0.002	0.000	0.000	0.005	0.000	0.619
Abschnitt alt 2	0.000	0.031	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.521
Abschnitt 2a	0.000	0.004	0.000	0.007	0.000	0.011	0.000	0.000	0.019	0.001	0.160
Abschnitt 2b	0.000	0.002	0.001	0.006	0.000	0.003	0.000	0.000	0.003	0.000	0.373
Abschnitt 3	0.000	0.002	0.000	0.007	0.000	0.007	0.000	0.000	0.039	0.002	0.164
Abschnitt 4a	0.000	0.194	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.006	0.000	0.142	0.049
Abschnitt 4b	0.000	0.318	0.000	0.001	0.000	0.006	0.000	0.000	0.003	0.080	0.023
Abschnitt 4c	0.001	0.290	0.000	0.001	0.000	0.010	0.000	0.000	0.003	0.132	0.047
Abschnitt 5a	0.001	0.048	0.001	0.019	0.000	0.024	0.000	0.000	0.002	0.003	0.289
Abschnitt 5b	0.000	0.026	0.000	0.013	0.000	0.001	0.000	0.000	0.009	0.011	0.275
Abschnitt 6	0.001	0.028	0.001	0.015	0.000	0.023	0.000	0.000	0.001	0.003	0.432
Abschnitt 8a	0.000	0.240	0.000	0.000	0.000	0.003	0.000	0.000	0.000	0.003	0.258
Abschnitt 8b	0.000	0.118	0.000	0.001	0.000	0.030	0.000	0.000	0.002	0.026	0.300
Abschnitt 8c	0.000	0.014	0.000	0.007	0.000	0.037	0.000	0.000	0.002	0.032	0.551
Abschnitt 9a	0.000	0.146	0.000	0.031	0.000	0.030	0.000	0.000	0.000	0.037	0.394
Abschnitt 9b	0.000	0.153	0.000	0.027	0.000	0.009	0.000	0.000	0.001	0.058	0.459
Abschnitt 10a	0.000	0.160	0.000	0.033	0.003	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.617
Abschnitt 10b	0.000	0.570	0.002	0.063	0.000	0.018	0.000	0.000	0.000	0.008	0.518
Abschnitt 10c	0.002	0.066	0.002	0.095	0.000	0.012	0.000	0.000	0.002	0.079	0.496
Badkanal unten	0.026	0.204	0.000	0.010	0.000	0.097	0.000	0.000	0.010	0.158	0.010
Badkanal oben	0.012	0.276	0.000	0.035	0.000	0.081	0.006	0.000	0.012	0.063	0.012
Freykanal unten	0.010	0.031	0.001	0.010	0.000	0.076	0.000	0.000	0.004	0.004	0.428
Freykanal oben	0.018	0.236	0.000	0.000	0.000	0.011	0.000	0.250	0.000	0.105	0.000

Eudominant 0.32 - 1 | Dominant 0.10 - 0.319 | Subdominant 0.032 - 0.099 | Rezedent 0.01 - 0.031 | Subrezedent 0.0032 - 0.0099 | Sporadisch < 0.0032

Tabelle 19: Dominanzverhältnisse (Fortsetzung)

Abschnitt	Groppe	Gründling	Hasel	Hecht	Karpfen	Laube	Nase	Rotauge	Schleie	Schmerle	Schneider	Sonnenbarsch	Stichling	Trüsche
Abschnitt alt 1	0.004	0.049	0.008	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.101	0.049	0.000	0.000	0.000
Abschnitt 1a	0.005	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.769	0.022	0.000	0.000	0.000
Abschnitt 1b	0.046	0.016	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.500	0.073	0.000	0.000	0.000
Abschnitt 1c	0.079	0.009	0.005	0.000	0.000	0.000	0.011	0.000	0.000	0.239	0.009	0.000	0.000	0.000
Abschnitt alt 2	0.021	0.077	0.005	0.000	0.000	0.000	0.026	0.005	0.000	0.314	0.000	0.000	0.000	0.000
Abschnitt 2a	0.018	0.010	0.001	0.000	0.000	0.000	0.002	0.004	0.000	0.764	0.004	0.000	0.000	0.000
Abschnitt 2b	0.007	0.003	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.595	0.009	0.000	0.000	0.000
Abschnitt 3	0.000	0.028	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.002	0.000	0.748	0.000	0.000	0.000	0.000
Abschnitt 4a	0.000	0.180	0.006	0.004	0.000	0.070	0.004	0.279	0.002	0.010	0.052	0.000	0.000	0.001
Abschnitt 4b	0.000	0.357	0.001	0.002	0.000	0.002	0.004	0.033	0.003	0.056	0.108	0.001	0.001	0.000
Abschnitt 4c	0.000	0.400	0.007	0.001	0.000	0.000	0.015	0.010	0.004	0.020	0.058	0.000	0.002	0.000
Abschnitt 5a	0.002	0.003	0.000	0.001	0.001	0.000	0.005	0.000	0.001	0.586	0.014	0.000	0.000	0.000
Abschnitt 5b	0.009	0.004	0.008	0.001	0.000	0.000	0.000	0.002	0.001	0.582	0.061	0.000	0.000	0.000
Abschnitt 6	0.001	0.106	0.001	0.000	0.000	0.001	0.029	0.007	0.000	0.305	0.048	0.000	0.000	0.000
Abschnitt 8a	0.000	0.070	0.021	0.000	0.000	0.000	0.006	0.268	0.000	0.000	0.131	0.000	0.000	0.000
Abschnitt 8b	0.000	0.152	0.024	0.000	0.000	0.006	0.045	0.034	0.001	0.070	0.184	0.000	0.000	0.000
Abschnitt 8c	0.007	0.048	0.023	0.000	0.000	0.000	0.005	0.000	0.000	0.270	0.005	0.000	0.000	0.000
Abschnitt 9a	0.000	0.099	0.011	0.000	0.000	0.002	0.013	0.059	0.000	0.105	0.074	0.000	0.001	0.000
Abschnitt 9b	0.000	0.099	0.013	0.000	0.000	0.000	0.005	0.004	0.000	0.125	0.048	0.000	0.000	0.000
Abschnitt 10a	0.000	0.009	0.012	0.000	0.000	0.009	0.003	0.027	0.000	0.033	0.059	0.000	0.000	0.000
Abschnitt 10b	0.003	0.028	0.003	0.000	0.000	0.000	0.027	0.001	0.002	0.143	0.125	0.000	0.000	0.000
Abschnitt 10c	0.021	0.010	0.002	0.000	0.000	0.000	0.002	0.000	0.000	0.198	0.012	0.000	0.000	0.000
Badkanal unten	0.015	0.036	0.005	0.005	0.000	0.000	0.000	0.036	0.000	0.010	0.378	0.000	0.000	0.000
Badkanal oben	0.000	0.149	0.035	0.000	0.000	0.000	0.000	0.086	0.000	0.000	0.236	0.000	0.000	0.000
Freykanal unten	0.123	0.088	0.000	0.000	0.000	0.000	0.009	0.000	0.000	0.082	0.135	0.000	0.000	0.000
Freykanal oben	0.000	0.333	0.036	0.000	0.000	0.069	0.091	0.015	0.000	0.000	0.062	0.000	0.000	0.000

9.4 Benthos:

9.4.1 Funktionelle Ernährungsgruppen (FEG)

Tabelle 20: Anzahl der gefundenen aquatischen Makroinvertebraten in den verschiedenen FEG. (a = 11.06.2004, b = 18.08.2004, Bku = unterer Abschnitt Badkanal, Bko = oberer Abschnitt Badkanal, Fku = unterer Abschnitt Freykanal, Fko = oberer Abschnitt Freykanal)

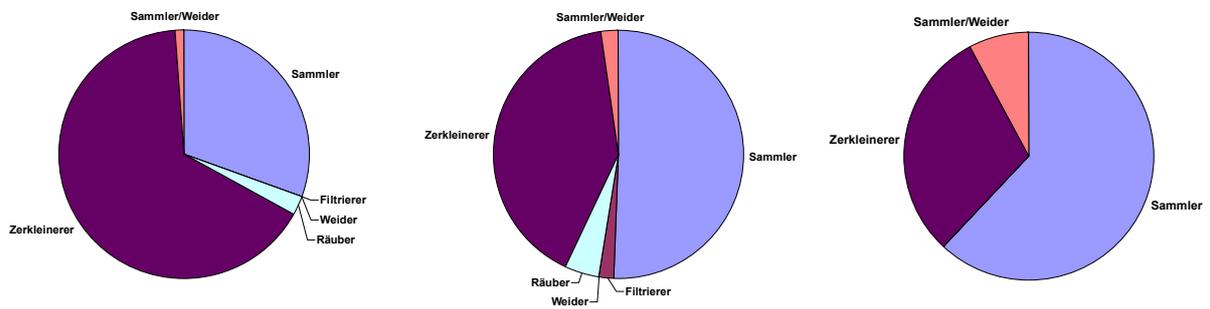
	Sammler	Filtrierer	Weider	Räuber	Zerkleinerer	Sammler/Weider
1a	26	0	0	2	56	1
1b	44	57	5	15	63	111
2a	48	2	0	4	39	2
2b	26	56	1	9	20	53
3a	72	0	0	0	35	9
3b	51	112	7	44	161	117
4b	58	4	0	7	44	3
5a	60	6	1	4	45	125
5b	94	102	16	70	51	129
6a	100	56	0	6	44	109
6b	66	48	6	30	81	187
8a	46	2	0	1	26	113
8b	42	73	4	23	159	147
9a	130	7	0	1	188	177
9b	36	14	5	11	190	125
10a	82	22	4	3	635	180
10b	66	23	4	49	323	92
Bku	123	3	4	25	243	2
Bko	101	4	11	21	495	0
Fku	94	77	4	6	1324	12
Fko	20	1	1	6	64	0

9.4.2 Taxaliste

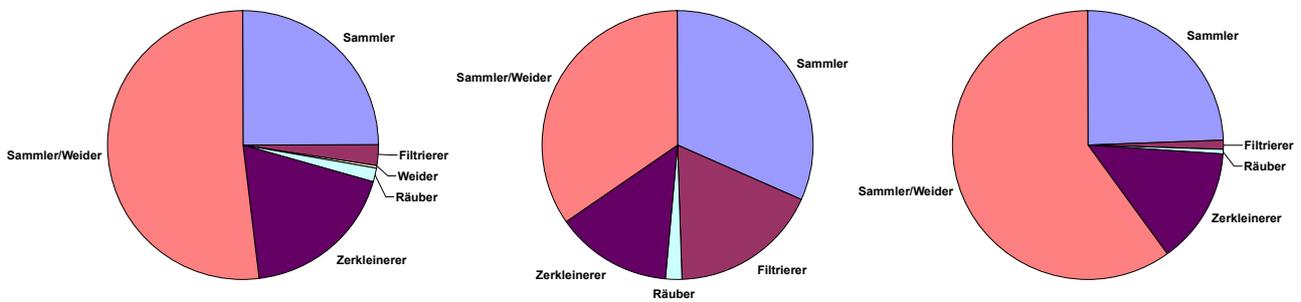
Tabelle 21: Taxaliste der aquatischen Makroinvertebraten im Wildibach und den Referenzgewässern (x = Im betreffenden Abschnitt vorhanden)

Klasse	Ordnung	Familie	Gattung	Wildibach	Badkanal	Freykanal
Achetes	Hirudideaen				X	
Achetes	Triclares					X
Arachniden	Acari			X		
Crustaceen	Amphipoden	Gammariden	Gammarus	X	X	X
Insekten	Coleopteren	Elmiden		X	X	X
Insekten	Coleopteren	Gyriniden		X		X
Insekten	Coleopteren	Hydrophiliden		X		
Insekten	Coleopteren	Hydrophiliden		X		
Insekten	Coleopteren	Psepheniden				X
Insekten	Collembolen			X	X	
Insekten	Dipteren	Athericiden	Atherix	X	X	
Insekten	Dipteren	Chironomiden		X	X	X
Insekten	Dipteren	Limoniden		X		X
Insekten	Dipteren	Simuliden		X	X	X
Insekten	Dipteren	Tabaniden		X	X	
Insekten	Dipteren	Tipuliden		X		
Insekten	Ephemeropteren	Baetiden		X		X
Insekten	Ephemeropteren	Ephemereliden		X	X	
Insekten	Ephemeropteren	Ephemeriden	Ephemera	X	X	X
Insekten	Ephemeropteren	Heptageniden	Heptagenia	X		
Insekten	Ephemeropteren	Leptophlebiden		X		
Insekten	Ephemeropteren	Limnephilidae		X		
Insekten	Ephemeropteren	Pothamathiden	Pothamantus	X	X	X
Insekten	Heteropteren	Aphelocheiriden	Aphelocheirus	X	X	X
Insekten	Heteropteren			X		
Insekten	Megalopteren	Sialiden		X		
Insekten	Neuroptera	Sysiriden			X	
Insekten	Odonata			X	X	
Insekten	Plecopteren	Leuctrinen	Leuctra	X		
Insekten	Puppe / Adulttier			X		
Insekten	Trichoptera				X	
Insekten	Trichoptera				X	
Insekten	Trichopteren	Glossomatiden	Glossoma	X		
Insekten	Trichopteren	Goerinen	Goera	X	X	X
Insekten	Trichopteren	Hydropsychiden	Hydropsyche	X	X	X
Insekten	Trichopteren	Hydroptiliden		X		X
Insekten	Trichopteren	Mollaniden		X		
Insekten	Trichopteren	Polycentropiden	Plectrocnemia	X	X	X
Insekten	Trichopteren	Rhyacophiloiden	Rhyacophila	X		X
Nematoden				X		X
Oligochaeten				X	X	X
Turbellaria	Triclares	Dendrocoeliden	Dendrocoelium	X	X	X

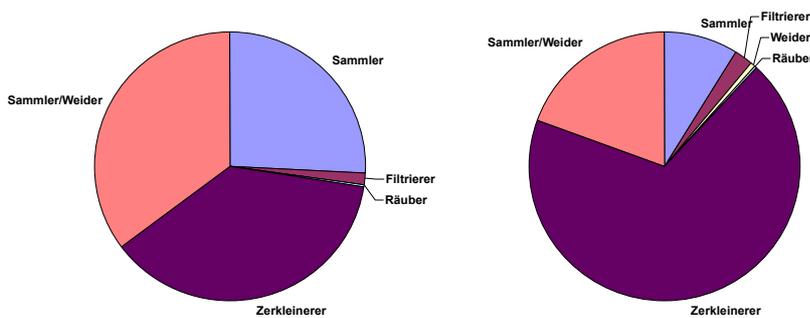
9.4.3 Aufteilung der Zoobenthosgemeinschaft in die funktionellen Ernährungsgruppen (FEG)



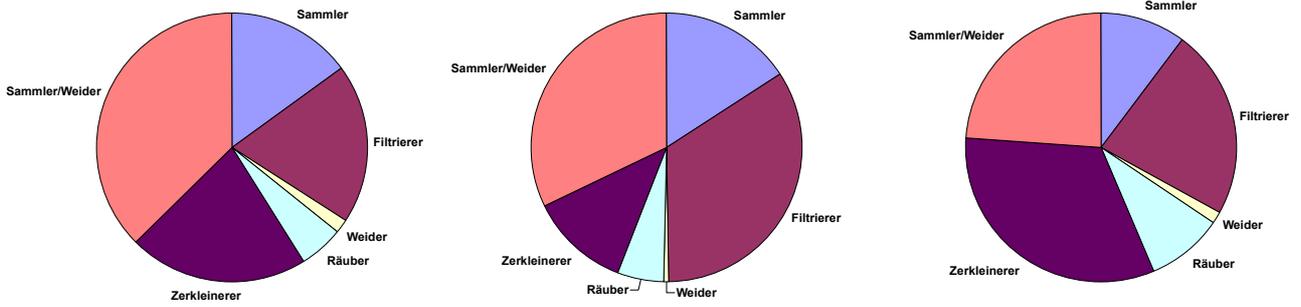
Abbildungen 71 - 73: Aufteilung der Zoobenthosgemeinschaft in die funktionelle Ernährungsgruppen, Abschnitte 1 bis 3 vom 11.6.2004



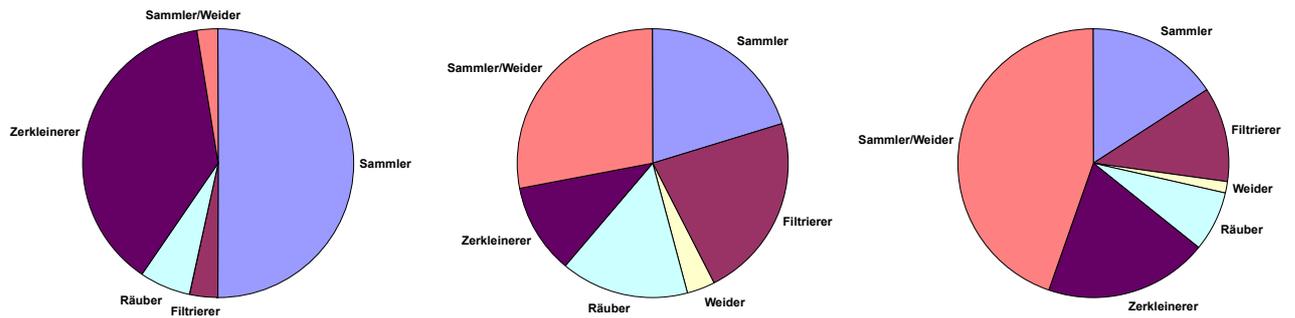
Abbildungen 74 - 76: Aufteilung der Zoobenthosgemeinschaft in die funktionelle Ernährungsgruppen, Abschnitte 5, 6 und 8 vom 11.6.2004



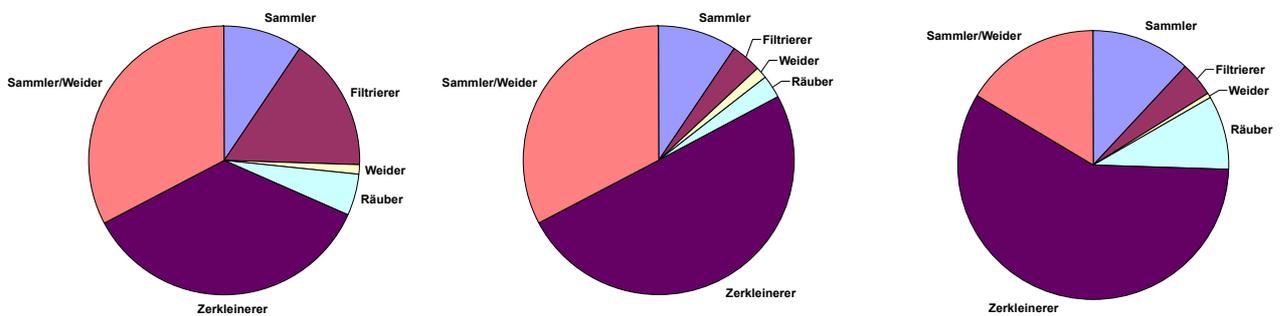
Abbildungen 77 - 78: Aufteilung der Zoobenthosgemeinschaft in die funktionelle Ernährungsgruppen, Abschnitte 9, 10 vom 11.6.2004



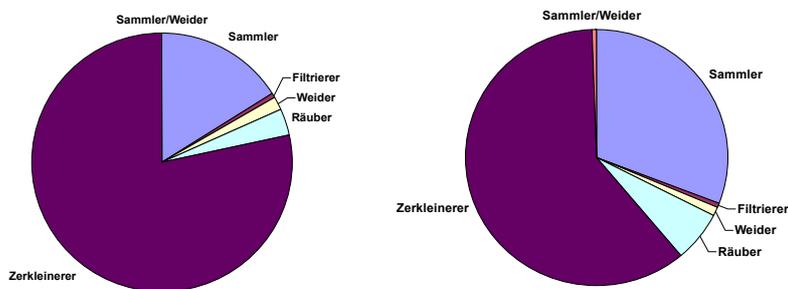
Abbildungen 79 - 81: Aufteilung der Zoobenthosgemeinschaft in die funktionelle Ernährungsgruppen, Abschnitte 1 bis 3 vom 8.8.2004



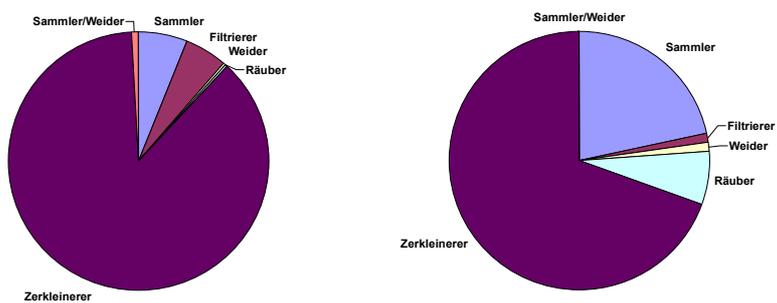
Abbildungen 82 - 84: Aufteilung der Zoobenthosgemeinschaft in die funktionelle Ernährungsgruppen, Abschnitte 4 bis 6 vom 8.8.2004



Abbildungen 85 - 87: Aufteilung der Zoobenthosgemeinschaft in die funktionelle Ernährungsgruppen, Abschnitte 8, 9 und 10 8.8.2004



Abbildungen 88 - 89: Aufteilung der Zoobenthosgemeinschaft in die funktionelle Ernährungsgruppen, Abschnitte BKO und BKU vom 27.07.2004



Abbildungen 90 - 91: Aufteilung der Zoobenthosgemeinschaft in die funktionelle Ernährungsgruppen, Abschnitte FKO und FKU vom 09.08.2004

9.5 Kartierung

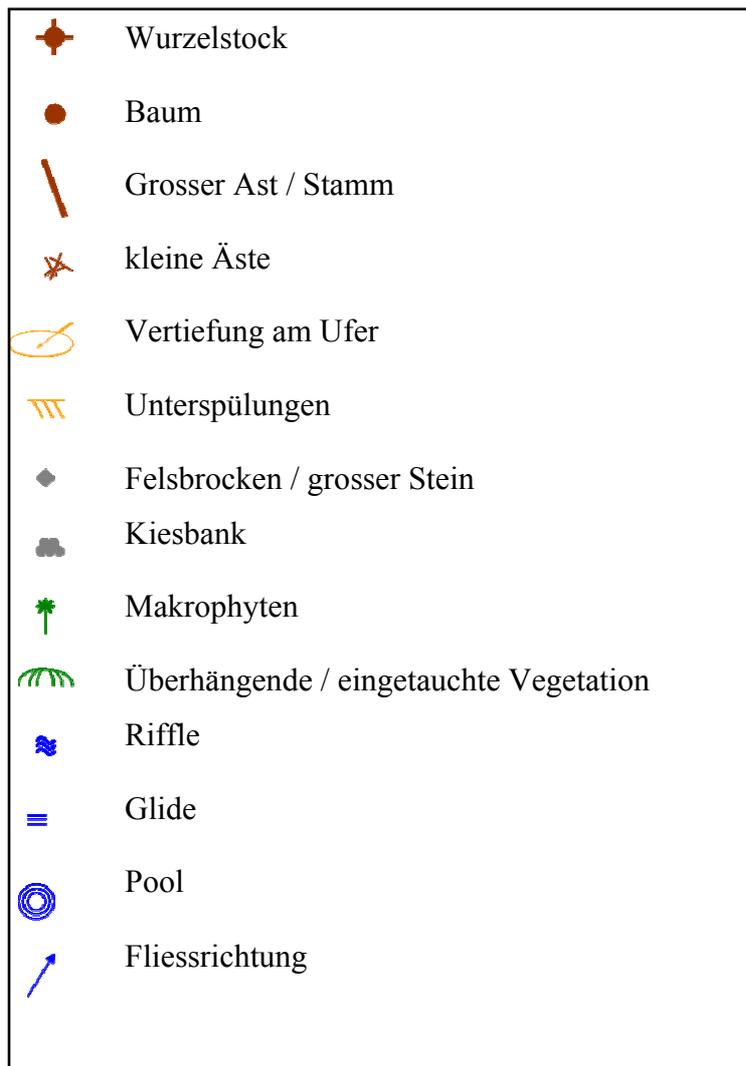


Abbildung 92: Legende zu den Abbildungen
93 – 102

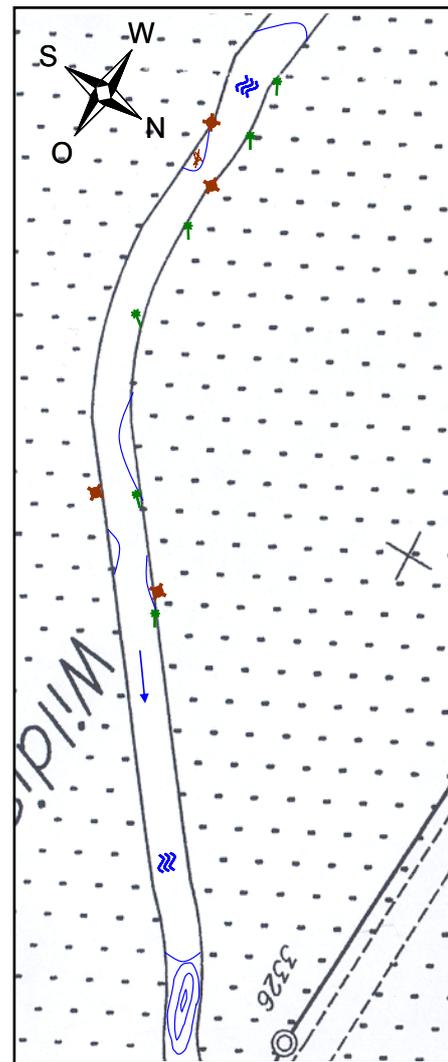


Abbildung 93: Abschnitt 1
Wildbach, 2.9.04

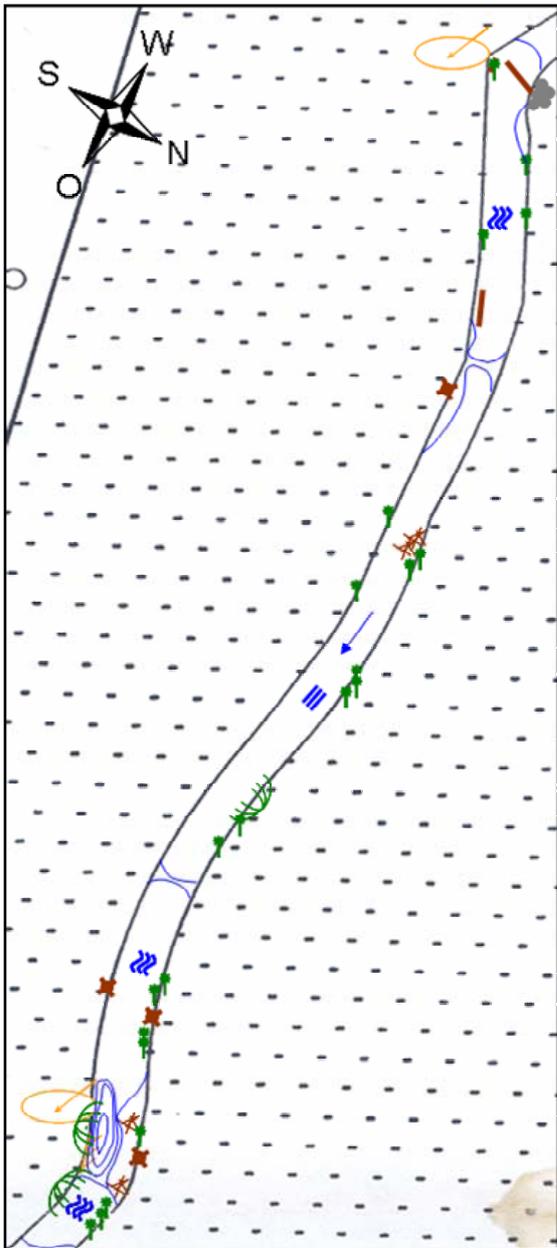


Abbildung 94: Kartierung des
Abschnitt 2 im
im Wildibach, 2.9.2004

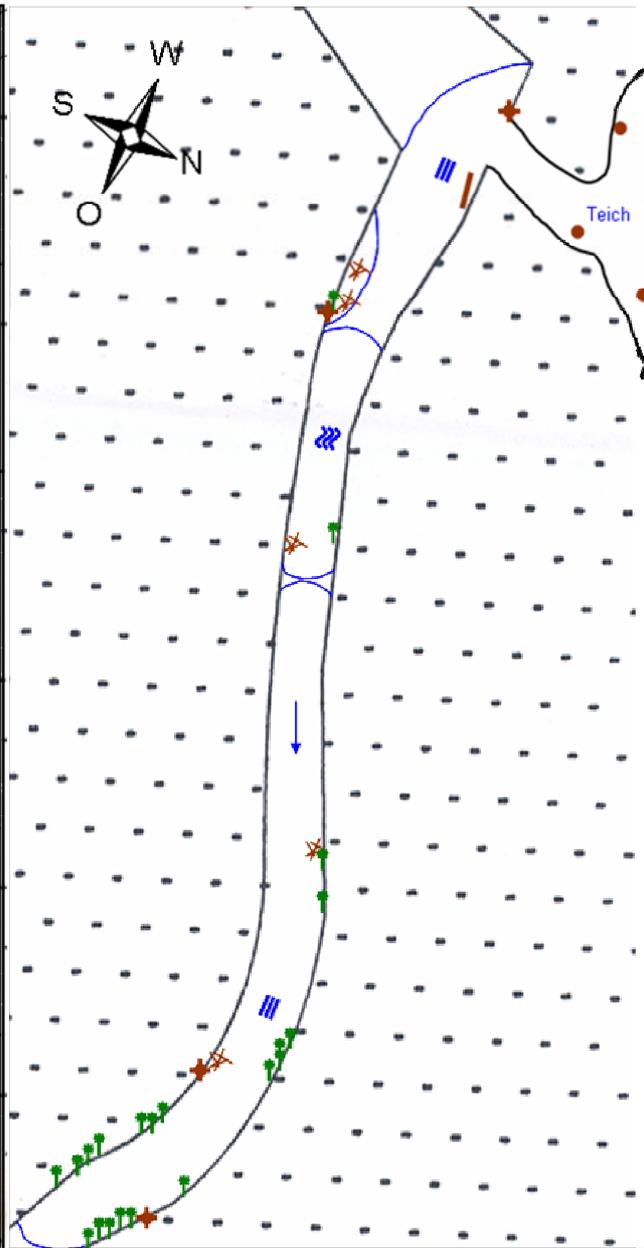


Abbildung 95: Kartierung des Abschnitt 3
im Wildibach, 2.9.2004

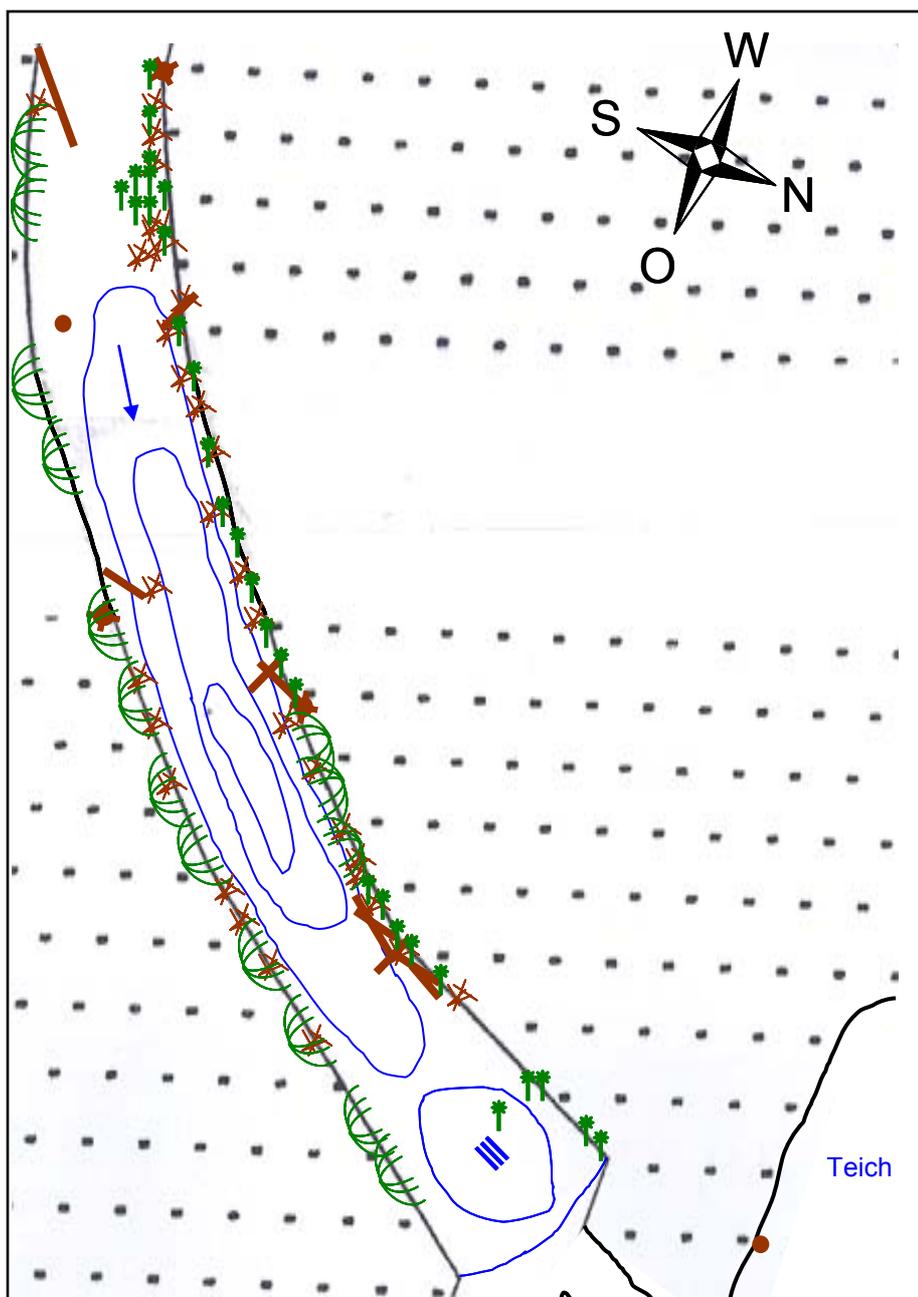


Abbildung 96: Kartierung des Abschnitt 4 im Wildibach, 2.9.2004

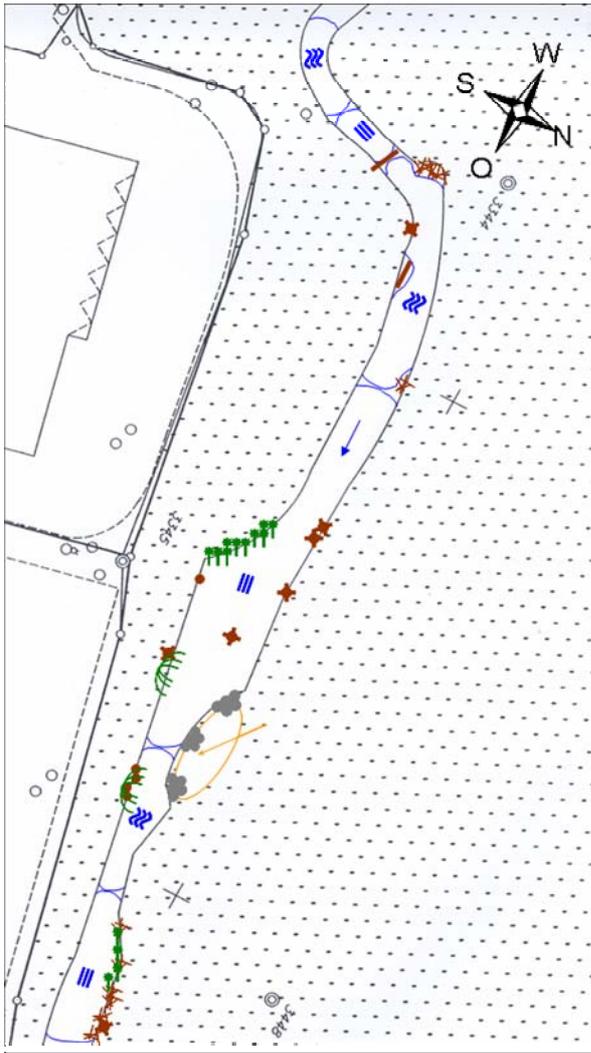


Abbildung 97: Kartierung des Abschnitt 5
im Wildibach am 12.5.2004

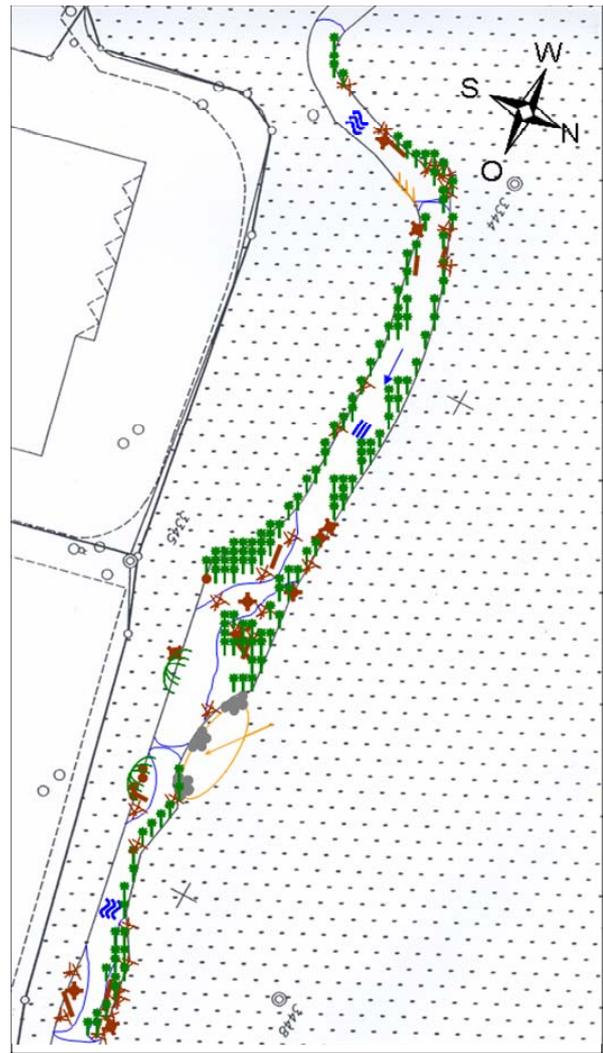


Abbildung 98: Kartierung des Abschnitt 5
im Wildibach am 2.9.2004

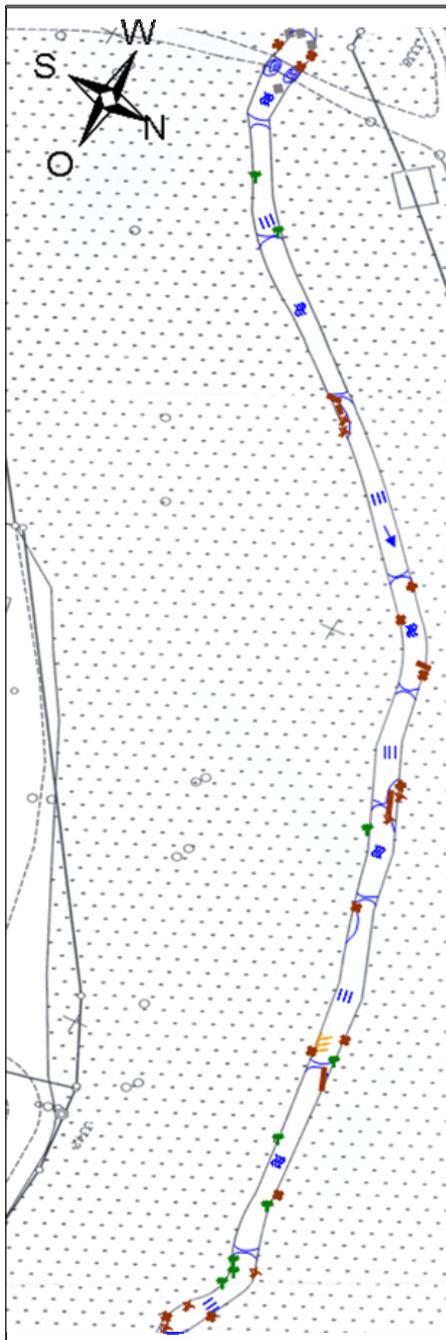


Abbildung 99: Kartierung des Abschnitt 6 im Wildibach, am 2.9.2004

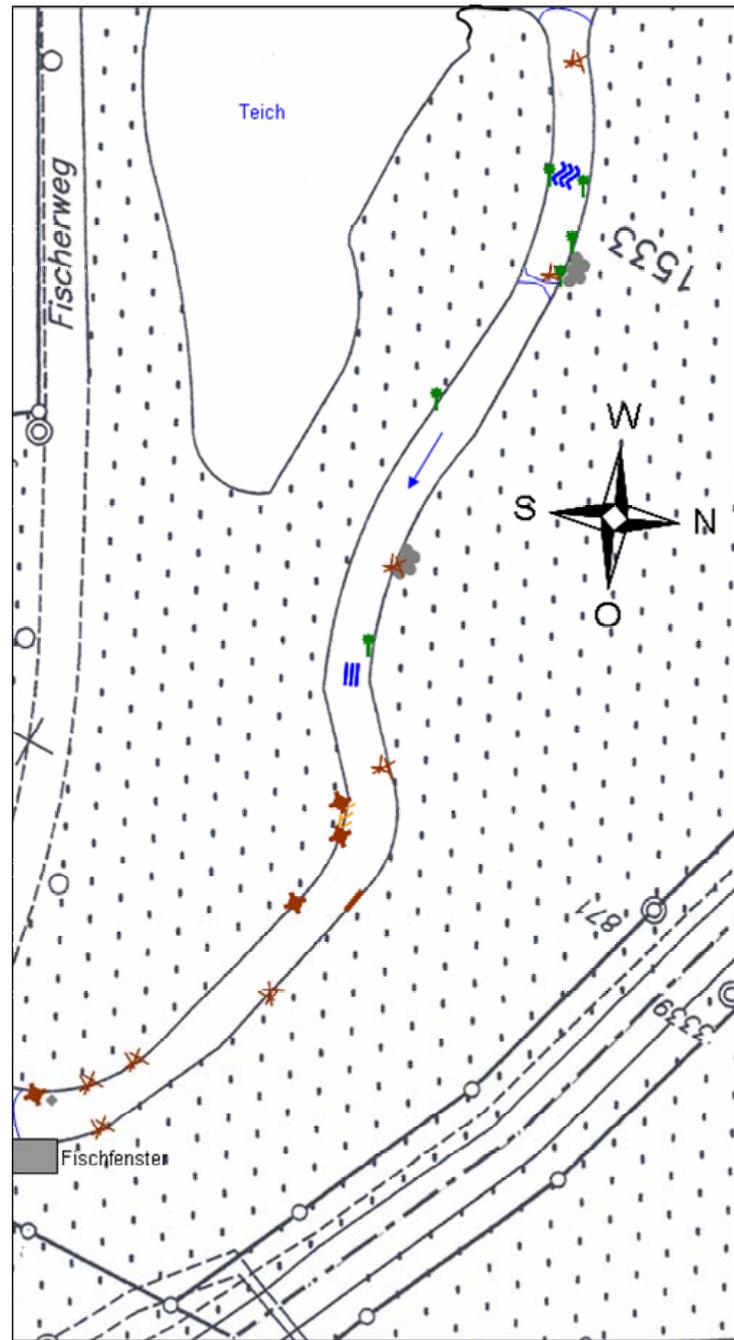


Abbildung 100: Kartierung des Abschnitt 8 im Wildibach, am 2.9.2004

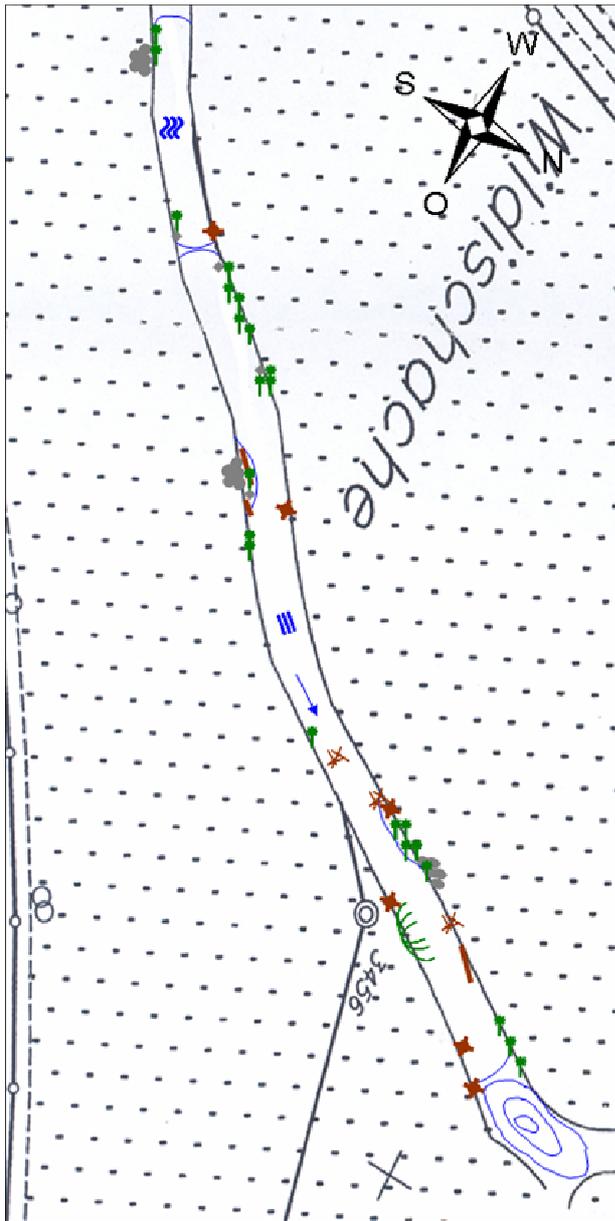


Abbildung 101: Kartierung des Abschnitt 9 im Wildibach, 2.9.2004

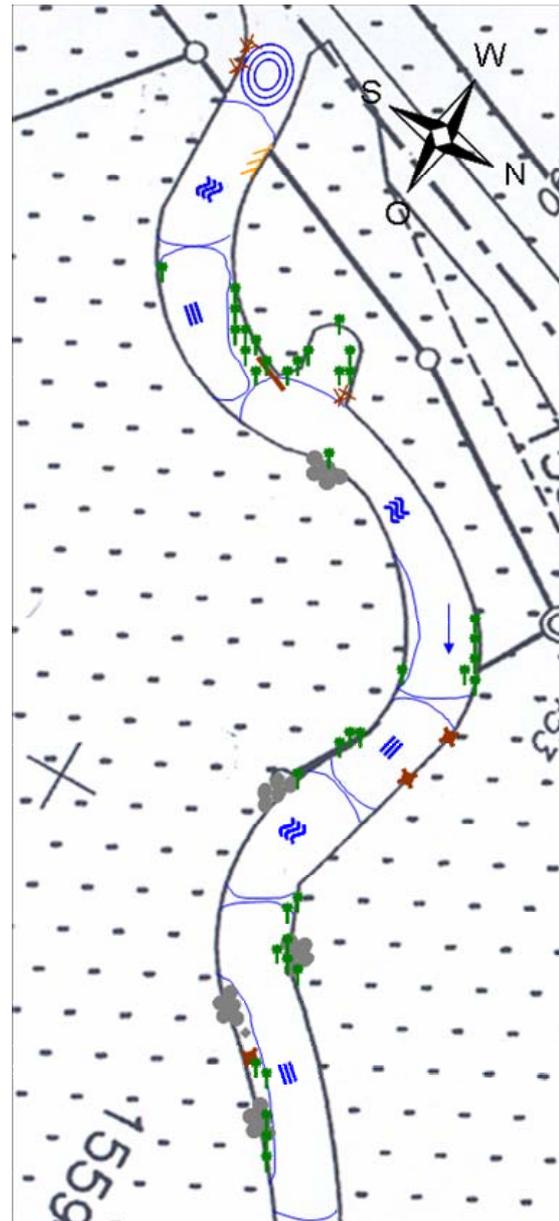


Abbildung 102: Kartierung des Abschnitt 10 im Wildibach, 2.9.04