



Baudepartement des Kantons Basel-Stadt

Amt für Umwelt und Energie

Ökologische Wirkungskontrolle der Kies-schüttungen an den Basler Rheinufern

Februar 2006

Autoren

Daniel Küry, Dr. phil. Biologe
Maya Heller, stud. phil. Geografin

Ökologische Wirkungskontrolle der Kiese- schüttungen an den Basler Rheinufern

Februar 2006

Autoren

Daniel Küry, Dr. phil. Biologe

Maya Heller, stud. phil. Geografin

Inhalt

Zusammenfassung	4
1 Einleitung	6
1.1 Ausgangslage	6
1.2 Fragestellungen und Ziel	6
2 Material und Methoden	8
2.1 Das Untersuchungsgebiet	8
2.2 Vorgehen Methoden	12
2.3 Auswertung	14
3 Ergebnisse	16
3.1 Substrateigenschaften und Vegetation.....	16
3.2 Fischfauna der untersuchten Rheinstrecken.....	17
3.3 Makrozoobenthosgemeinschaft der untersuchten Rheinstrecken.....	21
4 Diskussion	33
5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen	36
6 Literatur	37
7 Anhang	39

Zusammenfassung

Im Hinblick auf weitere geplante Sanierungsmassnahmen der Rheinufer in der Stadt Basel wurde eine ökologische Wirkungskontrolle der im Winter 2005 realisierten Kiesschüttung am Schaffhauser Rheinweg durchgeführt. Die Besiedlung der neuen Kiesbank wurde mit derjenigen von 4 anderen Uferstrecken verglichen. Dabei wurden die Fischbestände mit Hilfe der «point abundance sampling»-Methode und das Makrozoobenthos mit dem Surber-Sampler untersucht.

Die neue Kiesschüttung wurde von Fischen rasch besiedelt. Strecken, auf denen bei Mittelwasserstand ein Kiesufer ausgebildet ist, zeigten einen höheren Artenreichtum und eine höhere Diversität der Fische als solche, auf denen die Wasser-Landlinie verbaut war. Die Dichte der Fische an Kiesufern war gegenüber den anderen Bereichen ebenfalls erhöht. Im Juni war die Fischdichte im Bereich der neuen Kiesschüttung (Schaffhauser Rheinweg) am höchsten gefolgt von den Strecken bei der Solitude und der Rheinhalde. Im September war die Reihenfolge auf den gleichen Strecken umgekehrt. Bei der Beprobung im Juni war der Anteil der Jungfische (0+-Stadium) mit über 80% bei der neuen Kiesschüttung am höchsten. Im September lag der Anteil der Jungfische auf allen Strecken über 80%.

Die Besiedlung des neu geschütteten Kiesbereichs durch das Makrozoobenthos erfolgte ebenfalls rasch. Während der Artenreichtum und die Diversität dieser Tiergruppe keine Unterschiede zwischen den untersuchten Strecken zeigten, war die Gesamtdichte auf der neuen Kiesschüttung am höchsten. Die Unterschiede waren nur im Juni statistisch gesichert. Die Hypothese, dass auf naturnahen Uferstrecken die angestammten Taxa sich gegenüber den neu eingewanderten Arten aus dem Donaugebiet (Neozoen) besser behaupten, konnte nur teilweise gestützt werden: Die Dichte der angestammten Taxa war jeweils auf der Strecke mit der neuen Kiesschüttung am höchsten. Diejenige der Neozoen war im Juni auf der Kiesschüttung und im September bei der Solitude am höchsten. Die Unterschiede waren für die Neozoen nur im Juni, für die angestammten Taxa jedoch an beiden Terminen signifikant. Der prozentuale Anteil der Neozoen war im Juni auf der Strecke Florastrasse am geringsten, im September auf der neuen Kiesschüttung am Schaffhauser Rheinweg.

Auf der neu geschütteten Strecke am Schaffhauserrheinweg war der Anteil der Oligochaeta und der Chironomidae jeweils deutlich höher. Bezüglich der Ernährungstypen dominierten auf dieser Strecke die detritivoren Sammler.

Zur Förderung der Tierwelt im Uferbereich sollen bei zukünftigen Aufwertungsprojekten neben Kiesschüttungen auch eine heterogene Gestaltung der Ufermorphologie oder die Einbringung anderer Strukturen wie Holz oder die Förderung von Totholz auf Kiesufern und Versuche mit breiteren Uferschüttungen, die eine kleinere Neigung aufweisen. Bei künftigen Aufwertungen soll vermehrt auch der Förderung der Ufervegetation und der untergetauchten Makrophyten Aufmerksamkeit geschenkt werden. Diese Massnahmen sollen gemeinsam Wasserbaufachleuten im Planungsprozess evaluiert werden.

Das gewählte Vorgehen eignet sich zur Durchführung einer Wirkungskontrolle auch für später vorgesehene Massnahmen. Im Rahmen der Planung dieser Massnahmen sollen bereits in der Planungsphase Fachleute aus dem Bereich Ökologie zugezogen werden, damit vorgesehene Massnahmen optimiert und die Einbringung weiterer Strukturqualitäten wie Kolke oder Holz geprüft werden können.

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage

Im Kleinbasler Rheinabschnitt sind ab 2006 an verschiedenen Stellen Sanierungen des Uferbereichs, z.B. durch Kiesschüttungen, vorgesehen. Die naturnahe Ufersicherung soll eine Aufwertung der Lebensräume für Arten des Makrozoobenthos und der Fischfauna zur Folge haben. Um das Verhalten des Kiesel bei unterschiedlichen Abflussmengen im Rhein zu beobachten, wurde vor einigen Jahren eine kleine Fläche im vorgesehenen Bereich der Aufwertung am Schaffhauser Rheinweg in Basel ausgewählt. Diese wurde Anfang 2005 mit Schotter aus dem Mündungsgebiet der Birs grossflächig ergänzt. Im Jahre 2000 wurde auf der Grossbasler Seite, beim St. Johann-Rheinweg, die Uferböschung saniert. Unterhalb des Niederwasserbereichs wurde ein vorgelagerter Blockwurf angebracht. Die neusten Massnahmen am Ufer beim Schaffhauser Rheinweg werden von der Basler Bevölkerung gut akzeptiert. Die frisch geschütteten Kiesflächen waren ab den ersten sonnigen Frühlingstagen bereits besucht.

Das Hauptziel dieser beiden Massnahmen war jedoch ein Schutz der Uferböschung. Es ist für diese Strecken deshalb im Rahmen einer Erfolgskontrolle sinnvoll, die aktuelle Situation und allfällige Veränderungen zu beschreiben. Die Untersuchung des Ist-Zustands dient auch als Grundlage für eine ökologische Erfolgskontrolle und zur Formulierung von Empfehlungen für künftige Massnahmen an anderen Stellen des Kleinbasler Rheinufer, die gegenwärtig geplant werden.

1.2 Fragestellungen und Ziel

Die Bedeutung, die Kiesschüttungen, Blockwurf etc. für die Förderung der Biodiversität im Rhein besitzen, soll anhand einer ökologischen Wirkungskontrolle untersucht werden. Dabei sind die folgenden Fragen zu beantworten:

Wie verändern sich die Basler Rheinstrecken durch die geplanten Kiesschüttungen (Parameter: Strukturen, Lebensgemeinschaften, Nutzung durch Bevölkerung)?

In welchem Ausmass unterscheidet sich die Fischfauna auf Kiesschüttungen und auf nicht aufgewerteten Uferbereichen bezüglich Artenzusammensetzung und Dichte?

In welchem Ausmass unterscheidet sich das Makrozoobenthos auf Kiesschüttungen und auf nicht aufgewerteten Uferbereichen bezüglich Artenzusammensetzung und Besiedlungsdichte?

Wie und mit welcher Geschwindigkeit werden die Kiesschüttungen besiedelt (erst im Rahmen der Untersuchung nach Aufwertung möglich)?

Welche Bedeutung haben Kiesschüttungen, Blockwurfstrukturen, die dem verbauten Ufer vorgelagert werden und das heutige Ausgangssubstrat im Bereich mit der heutigen Uferbefestigung für die Fischfauna und insbesondere für das Ablachen der Fische und als Habitat für Jungfische?

Welche Auswirkungen haben die Schüttungen für die Uferpflanzen und die untergetauchten Gefässpflanzen?

Werden Kiesschüttungen weniger dicht von neozoischen Makrozoobenthosarten besiedelt als die nicht geschütteten Vergleichsstrecken?

Wie unterscheidet sich die Besiedlung durch neozoische Makrozoobenthosarten in Bereichen mit unterschiedlicher Substratzusammensetzung (Ausgangssubstrat vs. Kiesschüttung)?

Welche Empfehlungen lassen sich für die geplante naturnahe Sanierung der Uferböschungen ableiten?

Im Rahmen dieser Untersuchung soll ein Erfahrungsaustausch zwischen den Wasserbau-, Fischerei-, Naturschutz- und Gewässerschutzfachstellen des Kantons gesucht werden. Aus den Erfahrungen der Untersuchungen sollen Empfehlungen zur Realisierung der geplanten naturnahen Sanierung im Rheinabschnitt zwischen der Mittleren Brücke und der Dreirosenbrücke gewonnen werden.

2 Material und Methoden

2.1 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet sind die Uferbermen und die Rheinsohle im Flussabschnitt in der Stadt Basel. Die meisten Bereiche dieser Ufer wurden in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts in dieser Form gestaltet. Das Ziel war damals nach der Schleifung der Stadtmauern die Gestaltung neuer Uferpromenaden über grössere Strecken. Aus diesem Grund sind heute nur wenige Bereiche des Abschnitts wie das Steilufer der Rheinhalde teilweise unverbaut.

Lage der beprobten Strecken

Die beprobten Strecken wurden so ausgewählt, dass sie in Bereichen liegen, in denen Aufwertungsprojekte im Zusammenhang mit Unterhaltsarbeiten an der Uferberme und -böschung bereits durchgeführt oder für die nächsten Jahre geplant sind (Tab. 1).

- Strecke 1F, St. Johann-Rheinweg

Am linken Ufer zwischen der Johanniterbrücke und Klingentalfähre wurde nur der Fischbestand im Herbst untersucht (Abb. 1). Die Uferböschung wurde 2002 im unteren Bereich erneuert. Der Bermenweg wurde dabei verbreitert und die naturschützerisch interessante Vegetation in den Böschungen oberhalb des Bermenwegs blieb erhalten. Dem Böschungsfuss wurde ein Blockwurf vorgelagert mit der Absicht, damit Habitate für Fische zu schaffen. Nach Beanstandungen durch die Wasserfahrer wurden die Zwischenräume des Blockwurfs mit Feinmaterial verfüllt.

- Strecke Rhein 1, Unterhalb Johanniterbrücke

Die Strecke liegt am rechten Ufer des Rheins etwa 50 Meter unterhalb der Johanniterbrücke (Abb. 2). Der Fluss ist hier in einem Trapezprofil im Blocksatz verbaut. In den teilweise verwitterten Fugen zwischen den Steinquadern konnte sich eine interessante Trockenvegetation ausbilden. Die Sohle auf der Probenahmestrecke war flach abfallend, das Substrat bestand aus grösseren Steinen bis 20 cm Durchmesser, dazwischen befand sich vor allem Sand und sandiger Kies. Auf der Strecke wurde nur das Makrozoobenthos untersucht.

• Strecke Rhein 2, Florastrasse

Auf der Höhe der Einmündung der Florastrasse in den Unteren Rheinweg wurden, wie bei allen nachfolgenden Strecken, die Fische und das Makrozoobenthos untersucht (Abb. 3). Das Ufer war an dieser Stelle vegetationsfrei, durch Sitzstufen geprägt und hat einen künstlichen Charakter. An der flach abfallenden Sohle, wo die Proben entnommen wurden, bestand das Substrat vor allem aus Feinmaterial wie Sand und sandigem Kies, dazwischen liegen vereinzelt grössere Steine. Im Bereich der Sitzstufen wurde zusätzlich auf die Rheinsohle in unregelmässiger Form Beton ausgebracht. Dieser «Betonschild» war teilweise unterspült.

• Strecke Rhein 3, Schaffhauser Rheinweg

Eine weitere Beprobung fand rechtsufrig am Schaffhauser Rheinweg statt. Diese Strecke wurde im Winter 2004/05 mit Schotter der im Bereich der Birmündung ausgebaggert wurde neu aufgeschüttet (Abb. 4). Die gerundeten Steine erreichen eine Grösse bis etwa 8 cm und waren mit Kieselalgen überzogen. Das Ufer ist flach abfallend.

• Strecke Rhein 4, Solitude

Diese Teststrecke lag unter dem im Bereich des Solitude-Parks am rechten Ufer (Abb. 5). Eine eigentliche Vegetation, abgesehen von einigen Bäumen, hatte es nicht. Das Ufer war ziemlich flach abfallend, das aufgeschüttete Substrat bestand vor allem aus Grobkies und Sand, die grösseren vereinzelt Steine waren bis 15 cm gross und mit Kieselalgen überwachsen. Die Grösse der Steine nimmt im überfluteten Bereich mit zunehmender Distanz vom Ufer zu.

• Strecke Rhein 5, Rheinhalde

Die letzte Probestrecke lag im Naturschutzreservat Rheinhalde (Abb. 6). Das Kiesufer war relativ breit. Das grobe Substrat bestand im Uferbereich hauptsächlich aus grösseren gerundeten Steinen, vereinzelt Ufervegetation war vorhanden. Nach dem Hochwasser von 2001, das bedeutende Schotterbereiche am Ufer weggeschwemmt hat, wurden diese Kiesbänke mit Geschiebe der Rheinsohle wieder aufgeschüttet. Im Wasserbereich dominierte der Grobkiesanteil, dazwischen lag Sand und dazwischen grössere Steine, die mit einer Schicht Kieselalgen überzogen waren.

Tab. 1: Koordinaten der Untersuchungsstrecken und untersuchte Tiergruppen am Rhein in Basel-Stadt 2005.

Probestrecke		X	Y	Fische	Makrozoobenthos
1F	St. Johann Rheinweg	611 000	268 150	+	
1	Unterhalb Johanniterbrücke	611 125	268 375		+
2	Florastrasse	611 225	268 125	+	+
3	Schaffhauser Rheinweg	612 075	267 350	+	+
4	Solitude	612 925	267 500	+	+
5	Rheinhalde	613 400	267 650	+	+



Abb. 1: Strecke 1F am St. Johann-Rheinweg (links) mit Detailaufnahme der Blöcke, die als Aufwertung unter der Niederwasserlinie eingebracht wurden (rechts).



Abb. 2: Strecke 1 unterhalb der Johanniterbrücke (links) und Substrat mit grösseren Steinen (rechts).



Abb. 3: Strecke 2 bei der Einmündung der Florastrasse in den Unteren Rheinweg (links) und Situation des Substrats mit «Betonschild», das bei der Errichtung der Sitzstufen entstanden ist (rechts).



Abb. 4: Strecke 3 am Schaffhauser Rheinweg (links), die im Winter 2005 / 2005 angelegte Kiesschüttung besteht vor allen aus Geschiebe der Birs (rechts).



Abb. 5: Strecke 4 Solitude in einem Abschnitt, der aufgrund der Fischergalgen eine grosse Strömungsvielfalt zeigt (links) und zugehörigen Sediment (rechts).



Abb. 6: Strecke 5 Rheinhalde mit einen relativ steilen Kiesufer und Fischergalgen (links). Das Substrat weist einen hohen Anteil an grossen Schotterfraktionen auf (rechts).

2.2 Vorgehen Methoden

Die Habitatstrukturen werden verbal charakterisiert in Anlehnung an das Vorgehen bei der Strukturgütekartierung am Hochrhein (BUWAL). Die Charakterisierung der Substratzusammensetzung und eine Erhebung der submersen Makrophyten werden je einmal im Jahr durchgeführt. Als Untersuchungsobjekte zur Beurteilung der Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaften eignen sich einerseits das Makrozoobenthos und andererseits die Fische. Aufgrund der bisherigen Erfahrungen können die Vertreter des Makrozoobenthos als Zeiger des Gewässerzustands in grossräumigem Massstab angesehen werden. Fischbestände haben Indikatoreigenschaften sowohl auf der grossräumigen Ebene als auch im kleinräumigen Bereich.

Erfassung der Substratzusammensetzung

Die abiotischen Choriotope wurden in folgende Klassen differenziert:

- Megalithal (Felsen und Blöcke > 40 cm)
- Makrolithal (grosse Steine: 20 – 40 cm)
- Mesolithal (Steine: 6,3 – 20 cm)
- Mikrolithal (Kiese: 0,2 – 6,3 cm)
- Psammo-Pelal (Sand, Schluff, Ton)

Die Erfassung erfolgte als Schätzung mit den folgenden Häufigkeitsklassen: 0: nicht vorhanden, 1: vereinzelt Vorkommen, 2: <10% der Fläche, 3: 10 – 50% der Fläche, 4: >50% der Fläche.



Abb. 7: Elektrofischung der Strecke 4 (Solitude). Die Fische werden nach erfolgter Bestimmung, Vermessung und Protokollierung sofort wieder freigelassen.

Untersuchung der Fischfauna

Bei der Fischfauna wurden Elektrofischungen im Uferbereich in 2 Kampagnen am 13. Juni 2005 und am 23. September 2005 durchgeführt. Dabei kam ein Elektrofängergerät des Typs ELT 61-II (2 kW, 300-500 V) zur Anwendung (Abb. 7). Es wurde eine reproduzierbare Befischungsmethode ausgewählt. Da insbesondere die Präsenz von Jungfischen interessierte, kam das standardisierte Verfahren der Punkt-Häufigkeits-Beprobung (point abundance sampling, PAS; Persat & Copp (1990)) zur Anwendung. Jedes Eintauchen der Anode wird dabei als Aufwandseinheit (= unit effort, UE) betrachtet. Aus den Daten wird die relative Häufigkeit ermittelt: Fang pro Aufwandseinheit (catch per unit effort, CPUE). Durch den Bezug der Methode auf die einzelnen Aufwandseinheiten der Beprobungen («sampling efforts») werden auch unterschiedlich lange Uferstrecken vergleichbar.

Die folgenden Strecken wurden beprobt: Strecke 1F St. Johann-Rheinweg; Strecke 2 zwischen Mittlerer Brücke und Johanniterbrücke; Strecke 3 Kiesschüttung am Schaffhauserrheinweg; Strecke 4 Solitude / Tinguelymuseum; Strecke 5 Rheinhalde (Referenzstrecke). Eine Befischung im Bereich des Blockwurfs am St. Johann-Rheinweg fand nur am Septembertermin statt.

Untersuchung des Makrozoobenthos

Die Untersuchungen des Makrozoobenthos wurden als BACI-Untersuchung konzipiert (before-after / control-impact). Dabei werden eine oder mehrere Referenzstrecken Bereichen gegenübergestellt, auf denen eine Änderung stattfindet (Krebs 1999). Alle Strecken werden vor und nach der Veränderung untersucht. Pro Untersuchungsstrecke wurden je 6 resp. 5 mehr oder weniger gleichartige Teilflächen quantitativ beprobt und separat ausgewertet. Bei der Wahl der beprobten Flächen wurde darauf geachtet, dass sowohl Uferprobestellen aus den Jahren 1998 / 1999 (Untersuchung Kantonale Fachstelle Naturschutz) und 2000 (Koordinierte Untersuchung des Hochrheins) einbezogen sind.

Die folgenden Strecken wurden beprobt: Strecke 1 zwischen Johanniterbrücke und Dreirosenbrücke; Strecke 2 zwischen Mittlerer Brücke und Johanniterbrücke; Strecke 3 Kiesschüttung am Schaffhauserrheinweg; Strecke 4 Solitude / Tinguelymuseum; Strecke 5 Rheinhalde (Referenzstrecke).

Abflussverhältnisse an den Beprobungsterminen

Die Erfassung der Fische und des Makrozoobenthos erfolgte in jeweils zwei Kampagnen. Die Untersuchungsreihe im Sommer fand für die Fische am 13. Juni 2005 und für das Makrozoobenthos am 22. und 28. Juni 2005 statt. Im Herbst erfolgten die Beprobungen am 23. September (Fische) und 29. September 2005 (Makrozoobenthos). Die dabei vorherrschenden hydrologischen Verhältnisse sind in Tab. 2 wiedergegeben.

Tab. 2: Daten der NADUF (Nationale Daueruntersuchung der schweizerischen Fließgewässer) über den Wasserstand (Pegel), Abfluss sowie Temperatur der Daten der Probeaufnahme.

Datum	Pegel Rheinhalde	Pegel Klingentalfähre	Abfluss Rheinhalde	Temp. Klingentalfähre
13.06.05	245,88 m.ü.M.	245,11 m.ü.M.	1074 m ³ /s	16,9 °
22.06.05	245,76 m.ü.M.	245,04 m.ü.M.	992 m ³ /s	20,8 °
28.06.05	245,74 m.ü.M.	245,04 m.ü.M.	984 m ³ /s	23,2 °

23.09.05	245,44 m.ü.M.	244,91 m.ü.M.	776 m ³ /s	16,6 °
29.09.05	245,27 m.ü.M.	245,85 m.ü.M.	658 m ³ /s	17,1 °

2.3

Auswertung

Artenreichtum

Das einfachste Mass für den Artenreichtum eines Gebiets ist die Zahl der angetroffenen Arten resp. Taxa (Bestimmungseinheiten).

Diversitätsindices, Evenness

Die α -Diversität als Mass für die Artenzahl und die Individuenverteilung ist ein guter Zeiger der Intaktheit von Lebensräumen. Als wichtigster Diversitätsindex gilt der *Shannon-Index* (H_s). Dieser berechnet sich nach der folgenden Formel:

$$H_s = - \sum \frac{n_i}{N} * \ln \frac{n_i}{N} \quad H_s: \text{Diversität, } n_i: \text{Individuenzahl Art } i, N: \text{Gesamtindividuenzahl}$$

Der *Simpson-Index* (D) gibt die Wahrscheinlichkeit an, dass zwei zufällig angetroffene Individuen zu verschiedenen Arten gehören. Er berechnet sich nach der Formel:

$$D = \frac{\sum n_i(n_i-1)}{N(N-1)} \quad D: \text{Diversität, } n_i: \text{Individuenzahl der Art } i, N: \text{Gesamtindividuenzahl}$$

Das Diversitätsmass «*alpha log series*» (α) berücksichtigt den Umstand, dass immer wenige Arten mit vielen Individuen und eine grosse Anzahl Arten mit wenigen Individuen vorkommen. Der Index α gibt an wie nahe die gefundene Verteilung der logarithmischen Verteilung kommt und trennt verschiedene Gebiete besonders gut auf (Mühlenberg 1993, Krebs 1999).

$$\alpha = \frac{N(1-x)}{x} \quad N: \text{Gesamtindividuenzahl, } x: \text{in Praxis zwischen 0.9 und 1.0}$$

$$x \text{ wird geschätzt nach der Formel } \frac{S}{N} = \frac{1-x}{x} [-\ln(1-x)] \quad S: \text{Gesamtzahl Arten}$$

Test auf Unterschiede

Werden an einer Lokalität mehrere Proben entnommen, so können die Unterschiede zwischen Mittelwerten verschiedener Untersuchungsstrecken mit Hilfe von statistischen

Tests auf ihre «Sicherheit» überprüft werden. Dabei wird das Signifikanzniveau bestimmt, welches besagt, mit welcher Wahrscheinlichkeit ein Unterschied zufällig zustande gekommen ist ($p > 0.05$ resp. $p > 0.01$) oder effektiv feststellbar ist ($p < 0.05$ resp. $p < 0.01$).

Die Unterschiede wurden mit Hilfe des Kruskal-Wallis-H-Tests für mehr als 2 Stichproben erhoben. Für den Test von jeweils 2 Stichproben wurde der Mann-Whitney-U-Test verwendet (Mühleberg 1993, Krebs 1999). Die Berechnung erfolgte mit Hilfe des Programms SPSS 11 (Brosius 2002).

Untersuchung von Einflussgrößen

Der Zusammenhang mit der Dichte und der Anzahl der Taxa und den Substratverhältnissen wurde mit dem Pearson Korrelationskoeffizienten unter Verwendung der Programms SPSS 11 durchgeführt (Mühleberg 1993, Krebs 1999, Brosius 2002).

3 Ergebnisse

3.1 Substrateigenschaften und Vegetation

Das Besiedlungssubstrat für das Makrozoobenthos, also die oberste Schicht des Schotter-sediments der Kiesufer, zeigte mit der verwendeten Erfassungsmethode nur kleinere Unterschiede (Tab. 3). Auf der Strecke 1F mit den vorgelagerten Blockwurf-Strukturen wurde die Substratzusammensetzung nicht erfasst.

Tab. 3: Zusammensetzung des Substrats auf den untersuchten Strecken. Die Erhebungen sind als Häufigkeitsklassen wiedergegeben. 0: nicht vorhanden, 1: vereinzelt Vorkommen, 2: 10% der Fläche, 3: 10-50% der Fläche, 4: 50% der Fläche

Korngrössen-fraktion	Probestrecken				
	1 unt. Johanni-terbrücke	2 Florastrase	3 Schaffhauer-rheinweg	4 Solitude	5 Rheinhal-de
>40 cm	1	0	1	1	1
20-40 cm	3	3	2	3	3
6-20 cm	4	4	4	3	4
2-6 cm	3	3	3	3	3
0.2-2 cm	2	3	2	2	2
0.06-0.2 cm	2	2	2	2	2

Auffällig war eine tendenzielle Zunahme der Häufigkeit in der Klasse der 20-40 cm auf den Strecken 4 und 5. In den Bereichen, wo der Gewässerrand bei Mittelwasser im Bereich einer Uferkiesbank verläuft, wurde durch den Wellenschlag der Rheinschiffe Bereiche das Feinmaterial weitgehend ausgespült. Im Bereich der Schüttung am Schaffhauer-rheinweg hat dieser Prozess ebenfalls eingesetzt. Hier sind das Substrat und damit das besiedelnde Makrozoobenthos häufigen stärkeren Störungen ausgesetzt.

Im Sommer 2005 waren die Schüttungen nicht von Gefässpflanzen besiedelt. Einzig entlang der Grenze zur Uferböschung entwickelte sich punktuell Rohrglanzgras.

3.2 Fischfauna der untersuchten Rheinstrecken

Die Fischfauna im Rhein kann aufgrund seiner Grösse nicht vollständig erfasst werden. Um der Vollständigkeit der Erfassung möglichst nahe zu kommen, muss eine Kombination verschiedener Methoden eingesetzt werden.

Tab. 4: Vergleich des Nachweises von Fischarten auf der Basler Rheinstrecke (seit 1990) in Abhängigkeit von der angewandten Methode, *: in Fischereistatistik nicht auseinander gehalten, M: mündliche Angaben der Fischereiaufsicht BS (aus Kury et al. 2000b).

Fischarten	Elektro- fischung	Aufstiegs- kontrollen	Fangsta- tistik
Aal (<i>Anguilla anguilla</i>)	X	X	X
Alet (<i>Leuciscus cephalus</i>)	X	X	X
Äsche (<i>Thymallus thymallus</i>)	X	X	X
Bachforelle (<i>Salmo t. trutta m. fario</i>)	X	X	X
Bachneunauge (<i>Lampetra planeri</i>)	X		
Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	X	X	X
Blicke (<i>Blicca bjoerkna</i>)		X	
Brachsen (<i>Abramis brama</i>)	X	X	X
Egli/Flussbarsch (<i>Perca fluviatilis</i>)	X	X	X
Elritze (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	X		
Groppe (<i>Cottus gobio</i>)	X		X
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)	X		
Hasel (<i>Leuciscus leuciscus</i>)	X		
Hecht (<i>Esox lucius</i>)		X	X
Karpfen (<i>Cyprinus carpio</i>)		X	X
Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	X		
Lachs (<i>Salmo salar</i>)	X		
Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)	X	X	
Nase (<i>Chondrostoma nasus</i>)	X	X	X
Rapfen (<i>Aspius aspius</i>)			M
Regenbogenforelle (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)		X	X
Rotauge, Plötze (<i>Rutilus rutilus</i>)	X	X	X*
Rotfeder (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	X	X	X*
Schleie (<i>Tinca tinca</i>)		X	X
Schmerle (<i>Noemacheilus barbatulus</i>)	X		
Schneider (<i>Alburnoides bipunctatus</i>)	X		
Seeforelle (<i>Salmo trutta lacustris</i>)		X	
Strömer (<i>Leuciscus souffia</i>)	X	X	
Trüsche (<i>Lota lota</i>)	X		X
Zander (<i>Stizostedion lucioperca</i>)		X	X
Total	22	19	16

Je nach Methode werden einzelne Arten besser oder schlechter erfasst als andere (vgl. Tab. 4). So werden etwa grössere Fischarten, die sich stark an den Aufenthalt in strömungsarmen Bereichen mit grösserer Wassertiefe angepasst haben, mit Hilfe der Elektrofischung nur ungenügend erfasst. Zudem erklären jahreszeitliche Unterschiede der

Aufenthaltssorte im Gewässer, dass Arten nicht regelmässig nachgewiesen werden. Diese Erkenntnisse sind auch im Zusammenhang mit der Auswertung der Uferbefischungen zu berücksichtigen.

Tab. 5: Arten und Gesamtartenzahlen, die mit Hilfe der Punktbefischungen am 13. Juni und 23. September 2005 erhoben wurden. *: nur eine Abfischung durchgeführt. Probestrecken: 1:F St. Johann-Rheinweg, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauser Rheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

Fischarten	Strecke 1F*	Strecke 2	Strecke 3	Strecke 4	Strecke 5
Aal (<i>Anguilla anguilla</i>)				X	X
Alet (<i>Leuciscus cephalus</i>)	X	X	X	X	X
Barbe (<i>Barbus barbus</i>)	X	X	X	X	X
Elritze (<i>Phoxinus phoxinus</i>)	X		X	X	X
Groppe (<i>Cottus gobio</i>)		X	X	X	X
Gründling (<i>Gobio gobio</i>)			X	X	X
Lachs (<i>Salmo salar</i>)			X	X	X
Laube (<i>Alburnus alburnus</i>)	X	X	X	X	X
Schmerle (<i>Noemacheilus barbatulus</i>)			X	X	X
Schneider (<i>Alburnoides bipunctatus</i>)			X	X	X
Total Artenzahl	4	4	9	10	10



Abb. 8: Oben: Häufigster Jungfisch des Uferbereichs im Juni: die Barbe (*Barbus barbus*). Unten: Lauben (*Alburnus alburnus*) finden sich im Herbst oft zu Schwärmen zusammen.

Artenzahl und Diversität der Fische auf verschiedenen Uferstrecken

Von den im Rahmen von Elektrofischungen nachgewiesenen 22 Fischarten konnten im Rahmen der beiden Kontrollabfischungen 10 Arten nachgewiesen werden (Tab. 5). Diese Artenzahl wurde auf den Strecken 4 und 5 erreicht. Mit 9 Arten war die Strecke 3 etwas weniger reich. Mit je 4 Arten waren die beiden Strecken Florastrasse und St. Johann deutlich ärmer an Taxa.

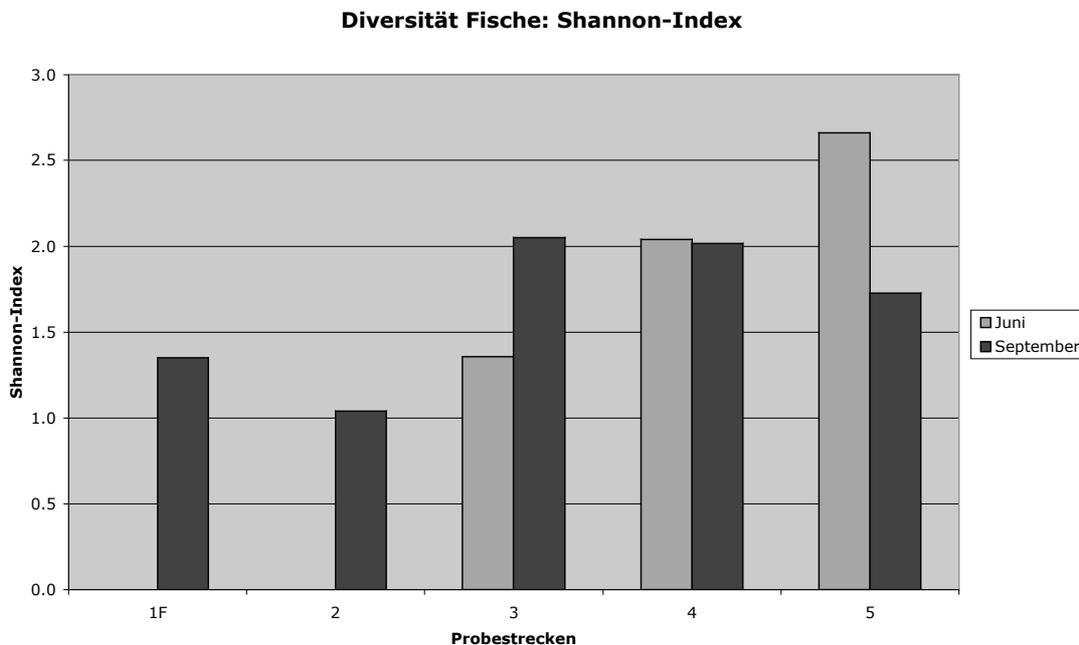


Abb. 9: Diversitätsindex nach Shannon auf den verschiedenen Uferstrecken des Rheins. Probestrecken: 1F*: St. Johann-Rheinweg, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauser Rheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde. *: nur eine Abfischung durchgeführt.

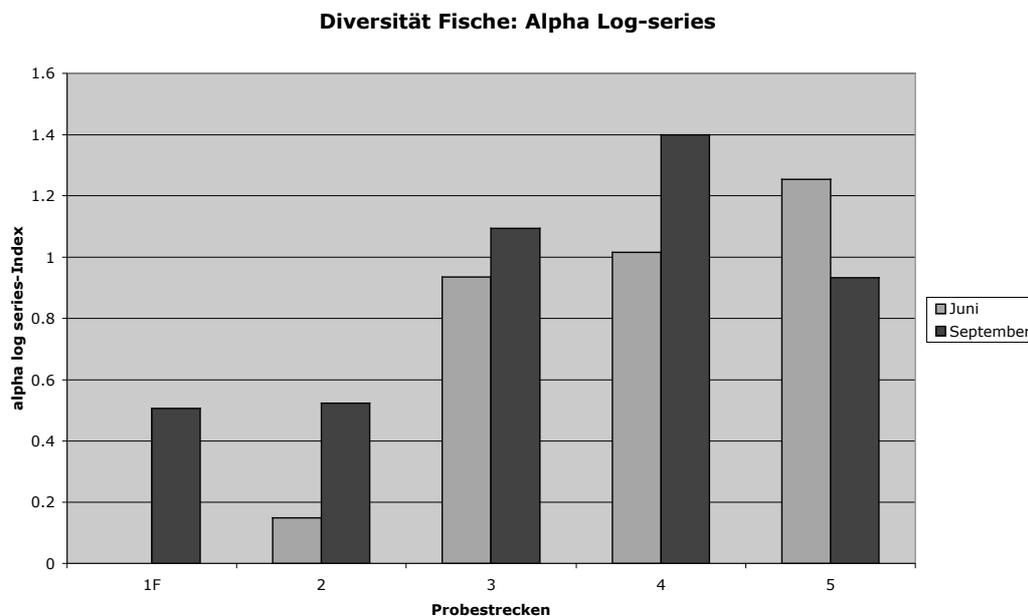


Abb. 10: alpha Log-series-Index der Fischfauna. Hohe Werte zeigen eine gute Annäherung an die logarithmische Verteilungskurve (wenige häufige und viele seltene Taxa) Probestrecken: 1F: St. Johann-Rheinweg, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauser Rheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

Der Diversitätsindex nach Shannon-Wiener als Mass für die α -Diversität zeigte eine gute Übereinstimmung mit der Artenzahl (Abb. 9). Die Strecken 4 (Solitude) und 5 (Rheinhalde) konnten noch besser von den übrigen Strecken abgetrennt werden. Das Diversitätsmass alpha Log-series macht die unterschiedliche Individuenverteilung deutlich (Abb. 10). Auf den Strecken 1 und 2 (Sommer) waren jeweils eine oder wenige Arten dominant, weitere Arten fehlten. Auf den übrigen Strecken entsprach die Verteilung viel besser der logarithmischen Kurve mit wenigen häufigen und vielen seltenen Arten, zeigte jedoch ebenfalls deutliche jahreszeitliche Unterschiede.

Dichteverteilung der Jungfische auf den untersuchten Uferstrecken

Die Dichteverteilung der Jungfische im Rhein zeigte teilweise bedeutende jahreszeitliche Unterschiede. So war es im Juni die Strecke des Schaffhauser Rheinwegs und im September diejenige der Rheinhalde, die die grössten Dichten zeigten (Abb. 11).

Auf der Strecke Florastrasse war die Dichte im Juni deutlich geringer als im September, als für die Gesamtfauna 1.12 CPUE (Aufwandeinheiten) erzielt wurden. Auf der Strecke am Schaffhauser Rheinweg war die Dichte im Sommer mit 1.71 CPUE mehr als doppelt so hoch wie im September (0.67 CPUE). Eine vergleichbare Situation wie an der Florastrasse wurde auf den Strecken Solitude und Rheinhalde beobachtet. Die Dichten nahmen von 0.38 resp. 0.33 im Juni auf 0.88 resp. 1.74 im September zu.

Deutlich erkennbar ist auch die grosse Häufigkeit der Barbe im Sommer und Herbst sowie der Laube, die im Herbst die häufigste Art war. Beide Arten kamen mehrheitlich als 0+-Fische vor. Der Anteil der bezüglich der ökologischen Verhältnisse indifferenten Laube war auf der Strecke 2 mit 75% deutlich höher als auf den Strecken 3, 4 und 5 mit Anteilen zwischen 31 und 39% (Abb. 11).

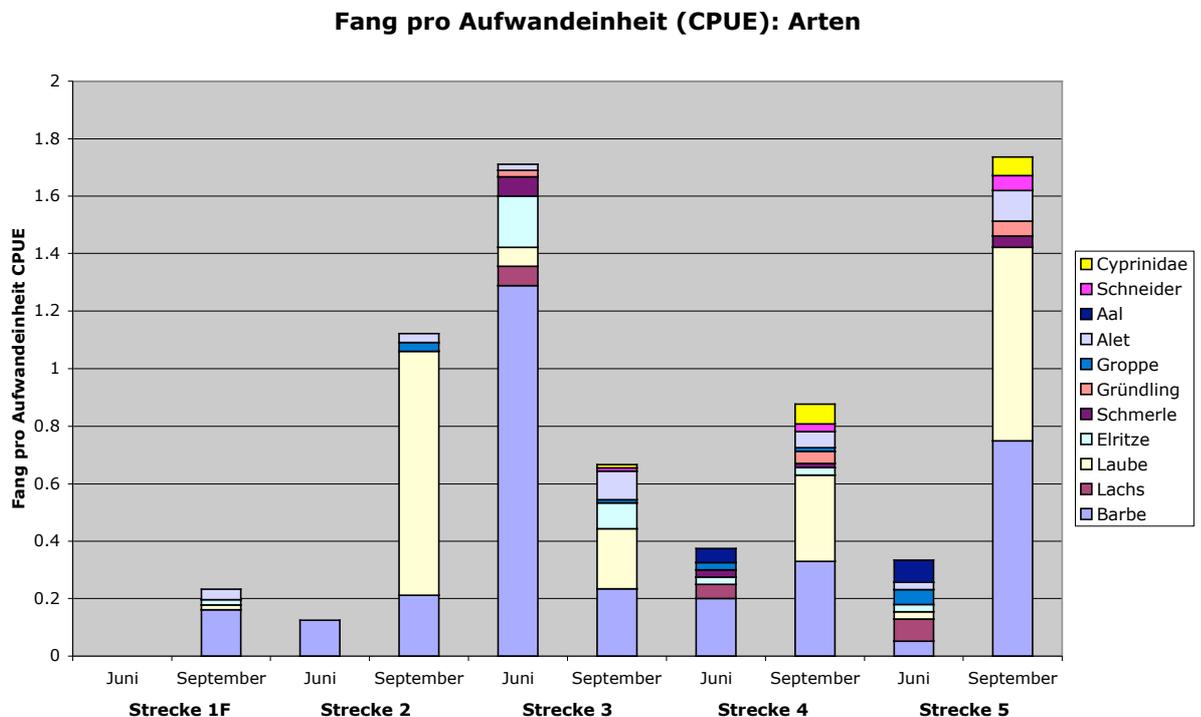


Abb. 11: Dichte der Jungfische als Fang pro Aufwandeinheit (CPUE) auf den untersuchten Uferstrecken des Rheins. Probestrecken: 1F: St. Johann-Rheinweg, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauser Rheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

Der Schwerpunkt der Altersklassen lag bei der angewandten Befischungsmethode bei den 0+-Fischen und den 1+-Fischen. Im Juni war der Anteil der 0+-Fische kleiner als während der Kampagne im September (Abb. 12).

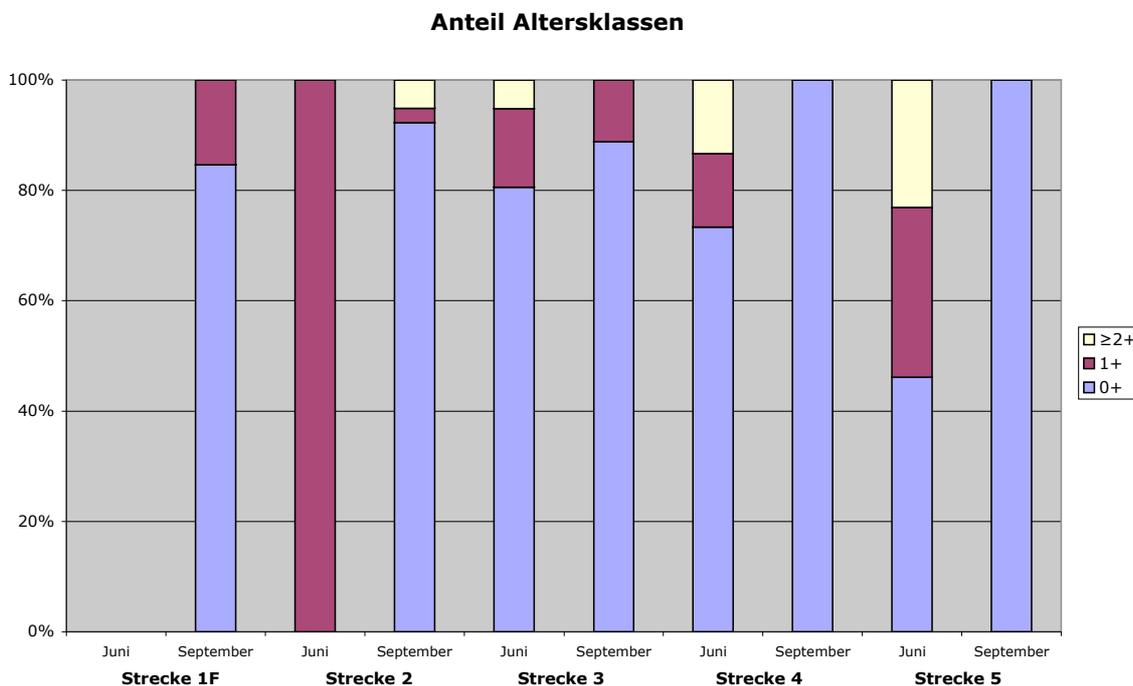


Abb. 12: Anteil der verschiedenen Altersklassen in den erfassten Fischgemeinschaften der Uferstrecken des Rheins. Probestrecken: 1F: St. Johann-Rheinweg, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauser Rheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

3.3

Makrozoobenthosgemeinschaft der untersuchten Rheinstrecken

Nachgewiesene Taxa

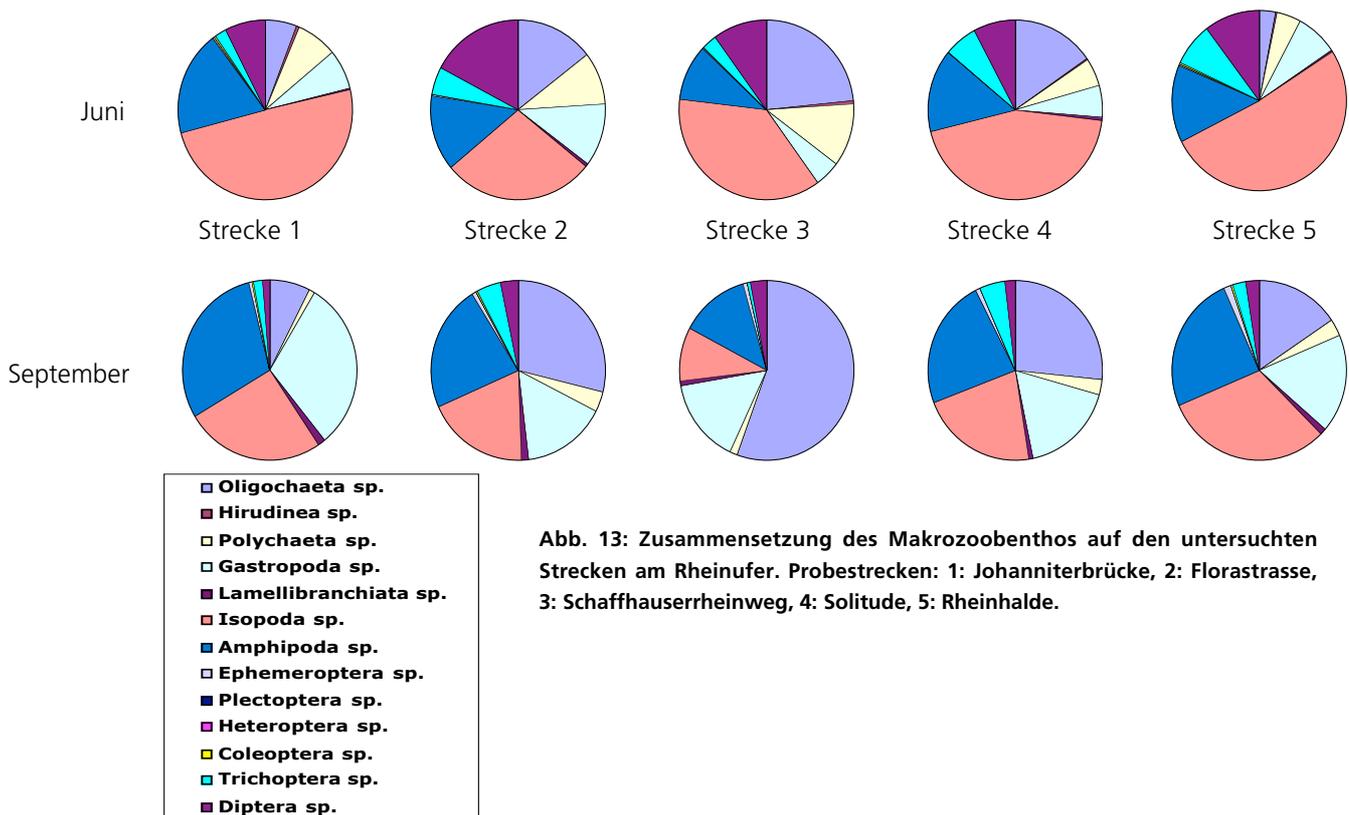
Auf der untersuchten Strecke des Rheins wurden an den beiden Untersuchungsterminen des Jahres 2005 gesamthaft 47 Taxa nachgewiesen. Dies sind weniger als 50% des Potenzials, das aufgrund der Untersuchungen der späten 1990er Jahre im Rhein möglich wäre (Tab. 6).

Mit weniger als der Hälfte der potenziell möglichen Taxa waren 2005 die Köcherfliegen (Trichoptera), die Eintagsfliegen (Ephemeroptera), die Schnecken (Gastropoda), die Muscheln (Eulamellibranchiata), die Zweiflügler (Diptera), die Strudelwürmer (Turbellaria), die Asseln (Isopoda) und die Wanzen (Heteroptera) vertreten.

Die Unterschiede äusserten sich beispielsweise in der grossen Häufigkeit der sedimentbewohnenden Taxa (Oligochaeta, Polychaeta und Diptera/Chironomidae) auf der neu geschütteten Strecke 3 (Abb. 13). Zwischen den beiden Jahreszeiten fallen die grossen Unterschiede der Isopoda auf, was auf die Fortpflanzungsphase von *Jaera istri* im Sommer zurückzuführen ist.

Tab. 6: Vergleich der Taxazahlen der Jahre 1998/2000 und 2005. Die 1998 bis 2000 erhobenen Daten sind als faunistisches Potenzial zu betrachten, das nach der Verbesserung der Wasserqualität im Rhein vorkommen kann.

Taxa	Taxazahl 1998/2000	Taxazahl 2005
Schwämme (Porifera)	1	0
Strudelwürmer (Tricladida)	3	0
Wenigborster (Oligochaeta)	8	5
Vielborster (Polychaeta)	1	1
Egel (Hirudinea)	3	3
Schnecken (Gastropoda)	5	2
Muscheln (Eulamellibranchiata)	6	3
Flohkrebse (Amphipoda)	6	4
Asseln (Isopoda)	3	1
Zehnflusskrebs (Decapoda)	1	0
Eintagsfliegen (Ephemeroptera)	17	8
Steinfliegen (Plectoptera)	1	2
Libellen (Odonata)	5	0
Wanzen (Heteroptera)	3	1
Käfer (Coleoptera)	6	4
Netzflügler (Neuroptera)	1	0
Köcherfliegen (Trichoptera)	26	9
Zweiflügler (Diptera)	8	4
Total Taxa Makrozoobenthos	103	47



Artenreichtum und Diversität des Makrozoobenthos

Pro Probetermin und Strecke wurden zwischen 25 und 33 Taxa gefunden (Abb. 14). Mit Ausnahme der Strecke 5 waren die Taxazahlen im Herbst jeweils um 3 bis 6 Taxa niedriger als im Sommer. Die höchsten Werte wurden mit 33 Taxa auf den Strecken 2 und 3 im Juni gefunden, im Herbst war der Taxareichtum mit 25 auf der Strecke 1 am geringsten. In der Rheinhalde gab es keine jahreszeitlichen Veränderungen bezüglich der Taxazahl. Die sieben Neozoenarten konnten in allen Strecken nachgewiesen werden.

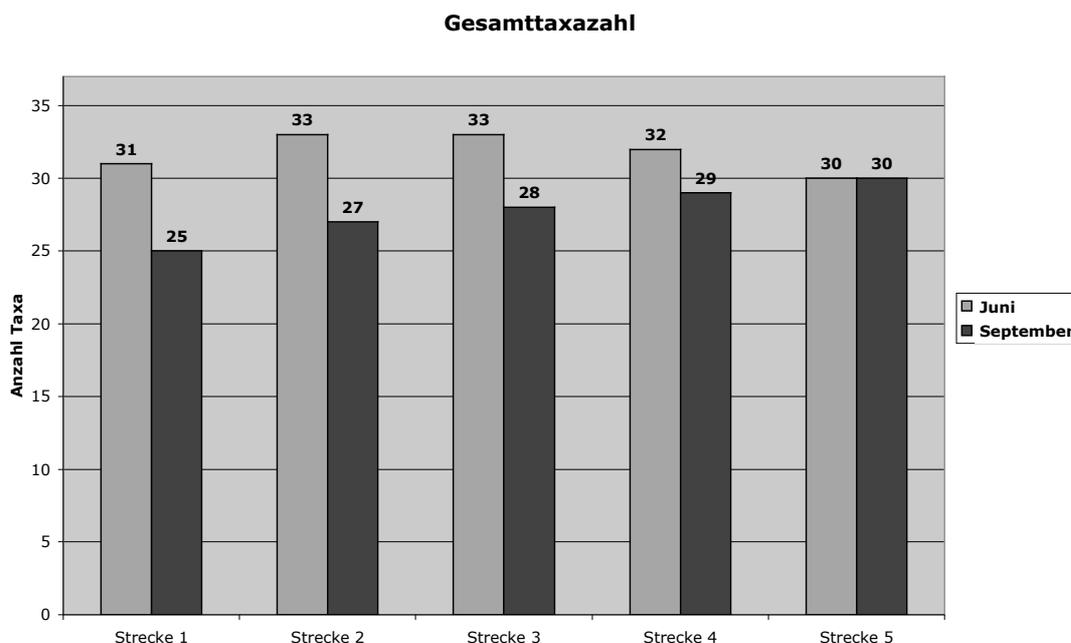


Abb. 14: Summe der Taxa auf den untersuchten Strecken. Insgesamt wurden 47 Taxa nachgewiesen, die sieben neozoischen Arten kamen in allen Probestrecken vor. Probestrecken: 1: Johanniterbrücke, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauser Rheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

Die Diversität der Makrozoobenthosarten auf der Basis des Shannon-Indexes war relativ niedrig (Abb. 15). Während in anderen Untersuchungen die Werte häufig zwischen 1.5 und 3.5 liegen (vgl. auch 3.2 Fische), waren die Mittelwerte auf den untersuchten Strecken alle unter 1. Dies ist auf die hohe Dominanz einzelner Taxa zurückzuführen. Zu den bestimmenden Taxa gehören die Neozoenarten.

Das Diversitätsmass alpha Log-series zeigte im Gegensatz zum Shannon-Index vergleichsweise hohe Werte (Abb. 16). Die Verteilung der Arten entspricht also in hohem Ausmass der Regel, dass wenige häufige und zahlreiche seltene Arten sich einen Lebensraum teilen.

Diversität Makrozoobenthos: Shannon-Index

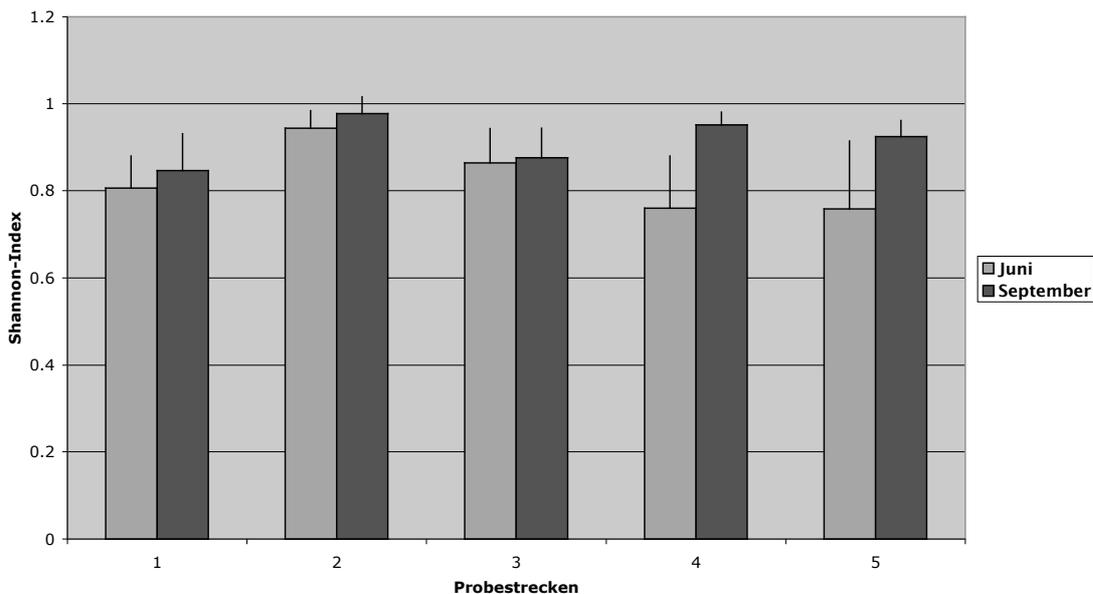


Abb. 15: Mittelwerte und Standardabweichung der Shannon-Indices auf den untersuchten Strecken. Bezeichnung der Strecken: 1: Johanniterbrücke, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauser Rheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

Diversität Makrozoobenthos: alpha Log-series

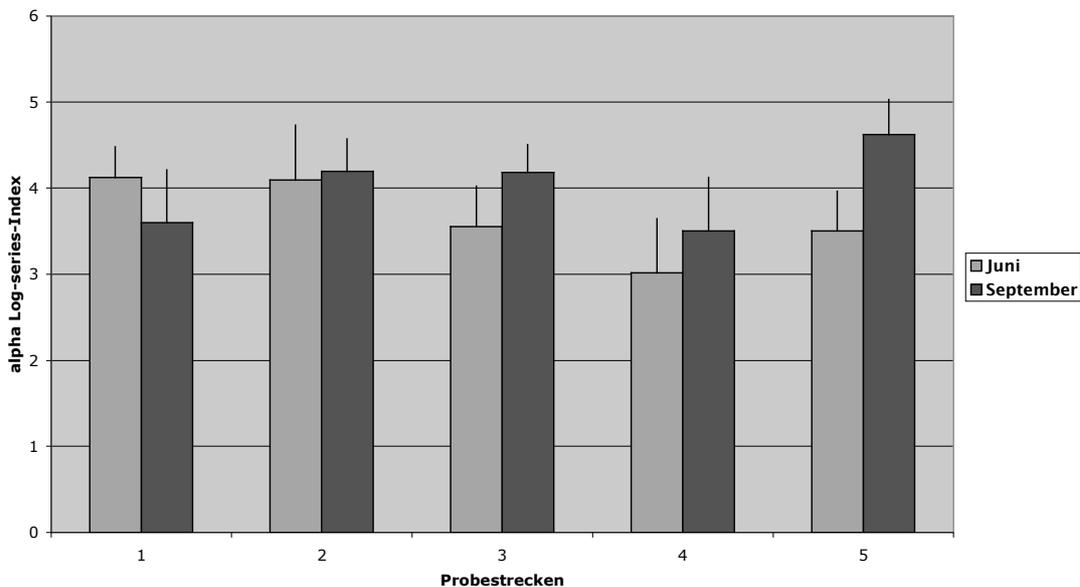


Abb. 16: Mittelwerte und Standardabweichung des Diversitätsmasses alpha Log-series auf den untersuchten Strecken. Bezeichnung der Strecken: 1: Johanniterbrücke, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauser Rheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

Seltene und gefährdete Arten

Auf den untersuchten Strecken wurden eine Art der schweizerischen Roten Listen (Duelli 1994, Gonseth et al. 2002), zwei Arten der Roten Listen der Bundesrepublik Deutschland (Binot et al. 1998) und zwei Arten der Roten Listen Baden-Württembergs (Malzacher 1986) festgestellt (Tab. 7). Drei gefährdete Arten gehören zu den Eintagsfliegen: *Baetis vardarensis* gilt in Deutschland als stark gefährdet und kam im Sommer als Einzelfund in der Strecke 4 vor. *Heptagenia sulphurea* gilt in Baden-Württemberg als stark gefährdet und konnte im Sommer ebenfalls auf der Strecke 4, im Herbst auf allen Strecken nachgewiesen werden. *Potamanthus luteus* (Abb. 17) ist in der Schweiz und in Deutschland gefährdet, in Baden-Württemberg stark gefährdet. Diese Art wurde im Sommer auf den Strecken 2 und 3, im Herbst in allen Probestrecken gefunden. Die Grundwanze (*Aphelocheirus aestivalis*) steht in Deutschland auf der Vorwarnliste, diese steht ausserhalb der Roten Liste, eine eigentliche Gefährdung besteht (noch) nicht, doch die Bestände oder die Lebensräume nehmen in ihrer Anzahl ab, so dass befürchtet wird, dass sie in den nächsten Jahren gefährdet sein können.

Tab. 7: Seltene und gefährdete Arten im Rhein in Basel-Stadt nach Roten Listen (RL) der Schweiz (CH), Deutschland (BRD) und Baden-Württemberg (B.-W.). Einstufungen: 2: stark gefährdet, 3: gefährdet, V: Vorwarnliste.

Ordnung	Art	RL	RL	RL	Strecken
		CH	BRD	B.-W.	
Eintagsfliegen	<i>Baetis vardarensis</i>		3		R4
Eintagsfliegen	<i>Heptagenia sulphurea</i>			3	R1 – R5
Eintagsfliegen	<i>Potamanthus luteus</i>	3	3	2	R1 – R5
Wanzen	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>		V		R5



Abb. 17: Larve der Eintagsfliegenart *Potamanthus luteus*, einer Art, die in der Schweiz nur im Rhein und seinen grösseren Zuflüssen vorkommt.

Besiedlungsdichte Makrozoobenthos

Die Besiedlungsdichten zeigten im Juni auf allen Strecken höhere Werte als im September. Die maximale Besiedlungsdichte lag bei über 27'000 Individuen/m². Zwischen den

einzelnen Probestrecken wurden ebenfalls bedeutende Differenzen festgestellt (Abb. 18). Die Strecke 3 (Schaffhauser Rheinweg) wies während beiden Beprobungen die höchsten Besiedlungsdichten auf. Im Juni wurden durchschnittlich über 1100 Individuen/Probe mehr gezählt als auf den anderen Strecken. Die Unterschiede der untersuchten Probestrecken waren statistisch signifikant (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0.001$). Im September waren die Unterschiede statistisch nicht signifikant ($p=0.195$).

Ein Grund für die extremen Werte könnte die Neubesiedelung durch r-Strategen sein. Da das Habitat erst einige Monate zuvor durch Kiesaufschüttungen geschaffen wurde, liegt es nahe, dass sich vor allem Pionierarten ansiedelten, die durch schnelle Reproduktion mit vielen Nachkommen ausgezeichnet sind. Zusammen machen die Donau-Asseln (*Jaera istri*), Würmer (Oligochaeta), Vielborster (*Hypania invalida*) und Flohkrebse (Gammaridae) etwa 80 % der Individuen aus.

Mittlere Individuendichte

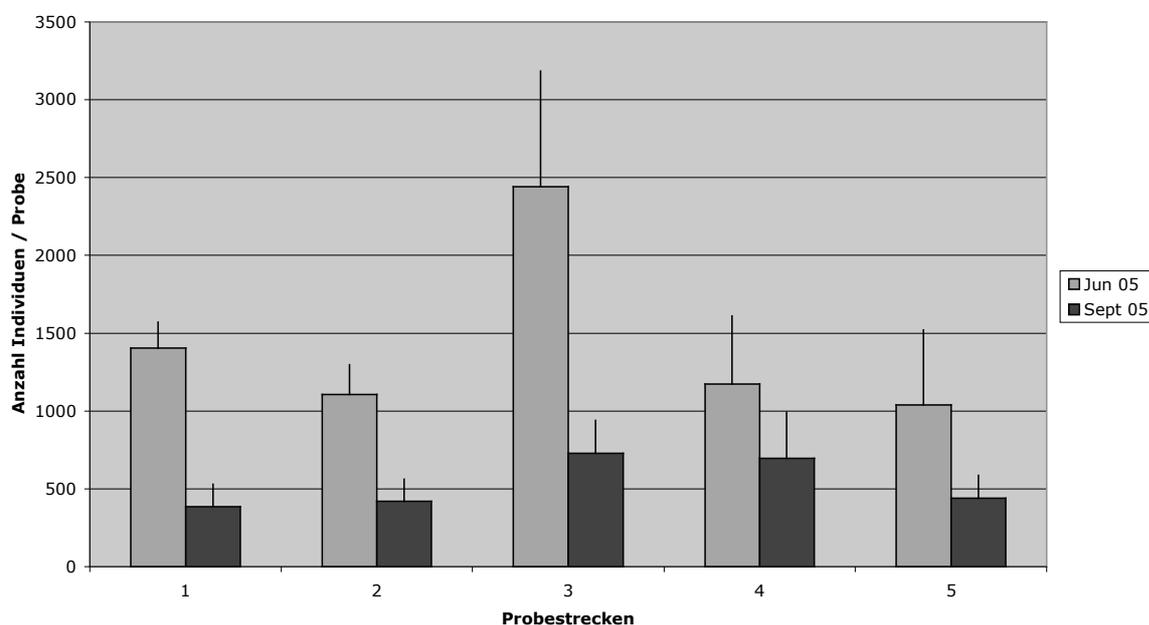


Abb. 18: Besiedlungsdichte des Makrozoobenthos auf den untersuchten Strecken des Rheins in Basel-Stadt. Der Unterschied der Dichten auf den verschiedenen Strecken war im Juni statistisch signifikant. (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0.001$). Bezeichnung der Strecken: 1: Johanniterbrücke, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauser Rheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

Die Dichten waren im September um einen Faktor 1,7 (Strecke 4) bis 3,7 (Strecke 1) geringer als im Juni. Durchschnittlich hatte es in den Herbstproben 2,7-mal weniger Individuen. Die niedrigste Besiedlungsdichte im Sommer wurde in der Rheinhalde (Strecke 5) nachgewiesen, im Herbst wurden in der Strecke 1 am wenigsten Makrozoobenthos-Individuen gezählt.

Dichte Insekten / Nicht-Insekten

Die Dichte der Insekten und Nichtinsektentaxa war auf der Strecke 3 mit Werten von 2123 Individuen / Probe (Nicht-Insekten) und 318 Individuen / Probe (Insekten) am höchsten. Die einzelnen Probestrecken unterschieden sich vor allem im Juni stark (Abb. 19 und 20). Die Rangfolge der Dichten auf den einzelnen Strecken war bei den Nicht-Insekten vergleichbar mit derjenigen der gesamten Fauna.

Die Unterschiede der Nicht-Insektendichten waren im Juni signifikant (Kruskal-Wall-H-Test, $p=0.001$), im September jedoch mit einem Wert von $p=0.147$ nicht gesichert. Die Differenz zwischen der Juni- und Septemberbeprobung war bei den Nichtinsekten deutlich geringer als bei den Insekten. Im Juni folgte auf die insektenreichste Strecke 3 die Strecken 2, 5 und 4. Im September wurden die höchste Insektendichte auf der Strecke 4 beobachtet. Die Unterschiede der Insektendichten waren sowohl im Juni ($p=0.033$) als auch im September ($p=0.018$) auf dem 5%-Niveau signifikant.

Mittlere Dichte Nicht-Insekten

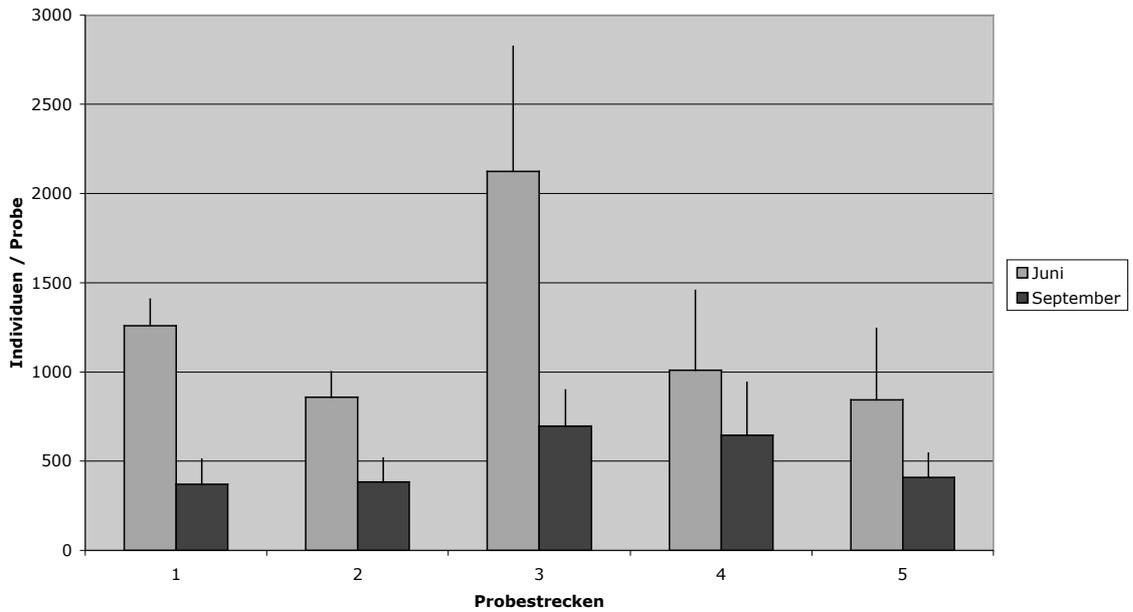


Abb. 19: Mittlere Dichte der Nicht-Insektentaxa auf den untersuchten Strecken des Rheins in Basel-Stadt. Der Unterschied der Dichten auf den verschiedenen Strecken war im Juni statistisch signifikant. (Kruskal-Wall-H-Test, $p=0.001$). Bezeichnung der Strecken: 1: Johanniterbrücke, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauser Rheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

Mittlere Dichte Insekten

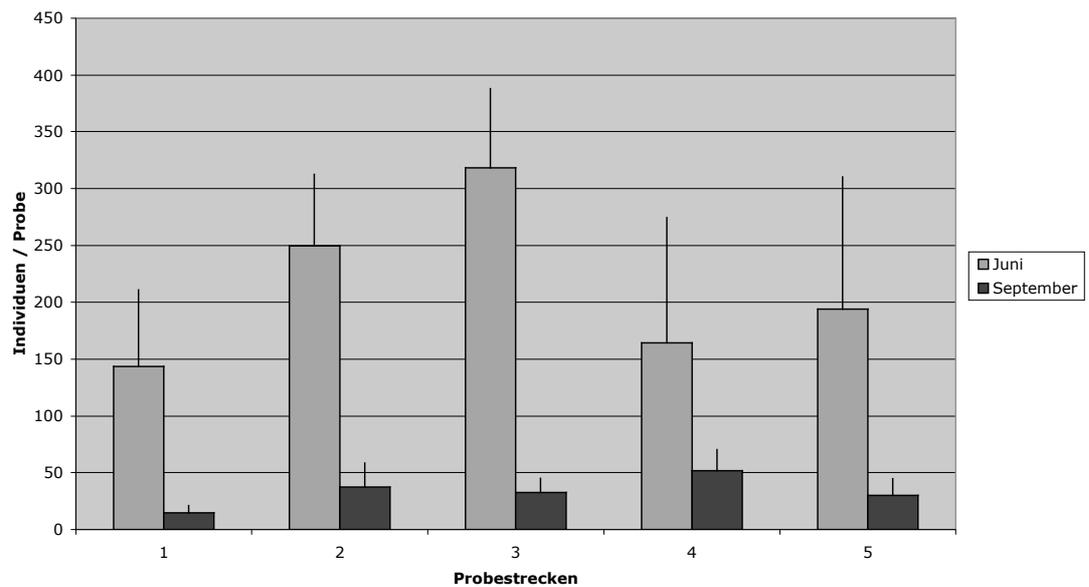


Abb. 20: Mittlere Dichte der Insektentaxa auf den untersuchten Strecken des Rheins in Basel-Stadt. Der Unterschied der Dichten auf den verschiedenen Strecken war im Juni und September auf dem 5%-Niveau signifikant (Kruskal-Wall-H-Test, Juni $p=0.033$, September $p=0.018$). Bezeichnung der Strecken: 1: Johanniterbrücke, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauser Rheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

Besiedlung mit Neozoen

Die Neozoendichte war auf der Strecke 3 mit 1482 Individuen / Probe am höchsten (Abb. 21). Ebenfalls markant erhöht war die Dichte auf der Strecke 1 (1111 Individuen / Probe). Auf den übrigen Strecken lag der Wert zwischen 600 und 800 Individuen / Probe. Die Dichteunterschiede auf den verschiedenen Strecken war im Juni statistisch signifikant (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0.002$) und im September nicht signifikant ($p=0.505$).

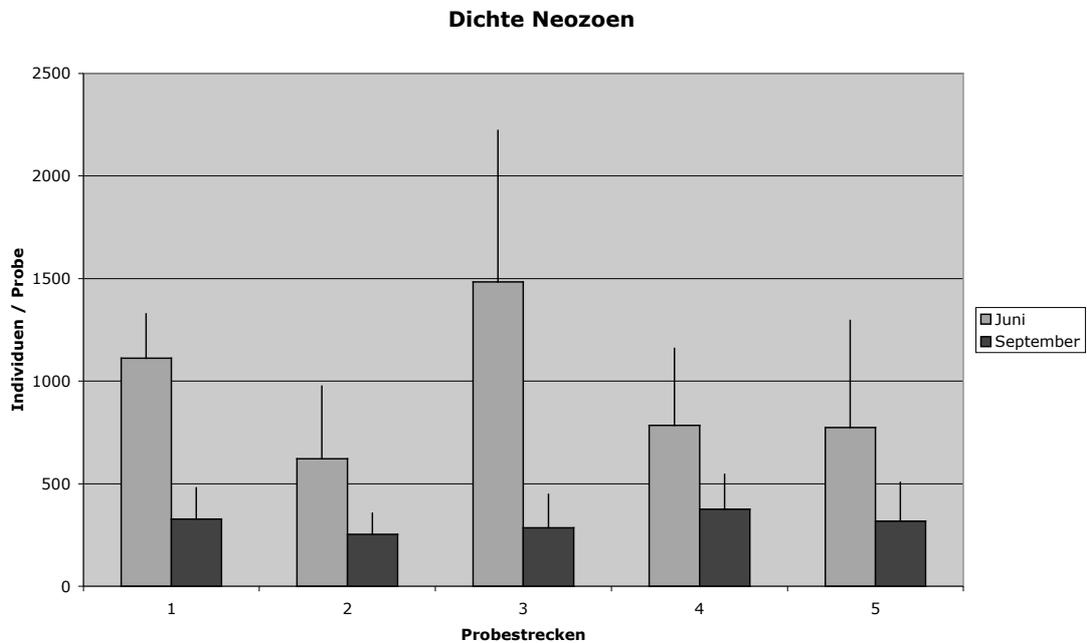


Abb. 21: Mittlere Dichte der Neozoen auf den untersuchten Strecken des Rheinufern. Der Unterschied der Dichten war im Juni signifikant (Kruskal-Wallis-H-Test, $p=0.002$) und im September nicht signifikant ($p=0.505$). Bezeichnung der Strecken: 1: Johanniterbrücke, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauerrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

Es traten grosse jahreszeitliche Unterschiede auf, die mit der hohen Abundanz von *Jaera istri* im Juni erklärt werden können.

Die angestammten Arten, die den Rheinabschnitt bis etwa 1995 zu über 90% besiedelten, waren an beiden Untersuchungsterminen auf der neu geschütteten Strecke 3 am häufigsten (Abb. 22). Die beobachteten Unterschiede waren statistisch signifikant (Kruskal-Wallis-H-Test, Juni: $p=0.001$, September: $p=0.001$).

Dichte angestammte Arten

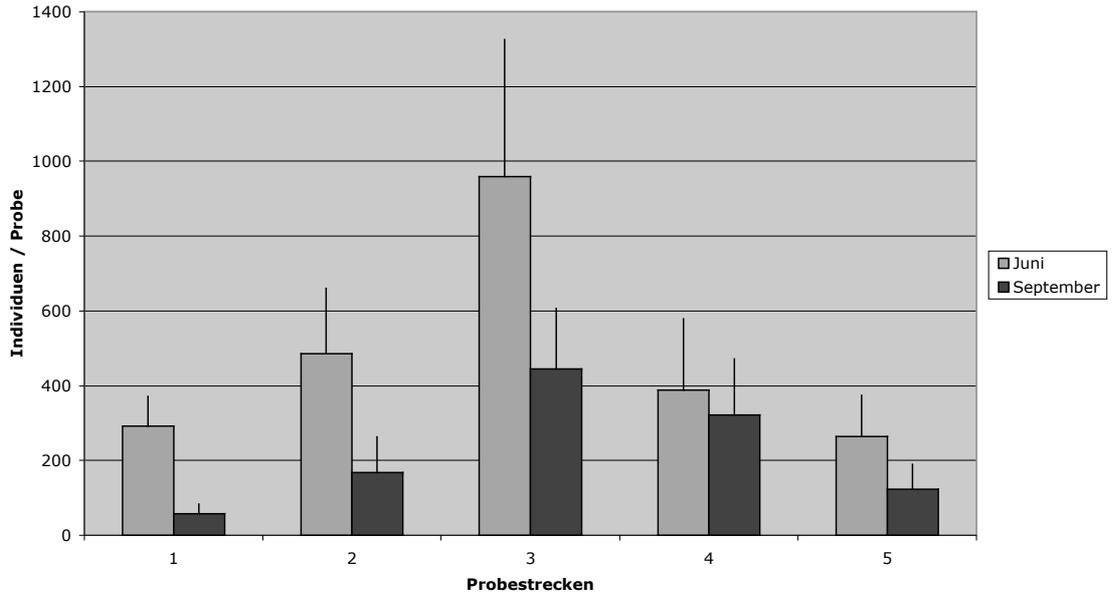


Abb. 22: Mittlere Dichte der angestammten Arten auf den untersuchten Strecken des Rheinufern. Die Werte waren im Juni und September signifikant verschieden (Kruskal-Wallis-H-Test, Juni $p=0.001$, September $p=0.001$). Bezeichnung der Strecken: 1: Johanniterbrücke, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

Der Anteil der Neozoen an der Dichte des Makrozoobenthos war an beiden Terminen auf der Strecke 1 am höchsten und lag auch auf Strecke 5 über 70% (Abb. 23). Der geringste Anteil Neozoen wurde im Juni auf Strecke 2 und im September auf der neu geschütteten Strecke 3 beobachtet. Auf der letzteren Strecke lag der Anteil bei nur 38%. Die Neozoenanteile auf den untersuchten Strecken waren an beiden Terminen statistisch signifikant verschieden (Kruskal-Wallis-H-Test, Juni: $p=0.003$, September: $p=0.001$).

Anteil der Neozoen im Makrozoobenthos

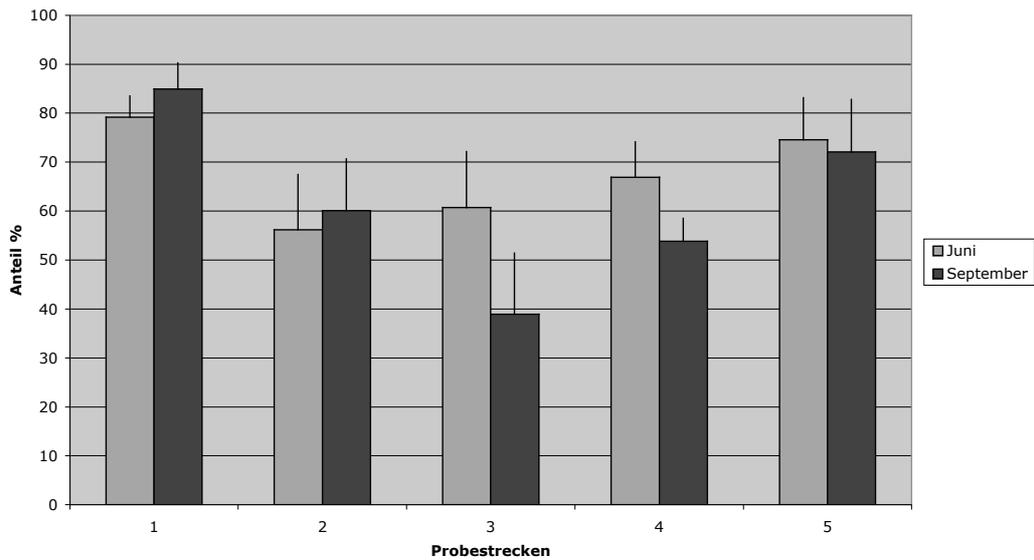


Abb. 23: Mittlerer Dichteanteil der Neozoen auf den untersuchten Strecken des Rheinufern. Der Unterschied war im Juni und September signifikant (Kruskal-Wallis-H-Test, Juni $p=0.003$, September $p=0.001$). Bezeichnung der Strecken: 1: Johanniterbrücke, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

Eine Korrelationsanalyse zwischen den Häufigkeitsklassen der Grobkiesfraktion (20-40 cm) im Sediment und der Dichte von angestammten Arten ergab eine negative Korrelation (Pearson-Korrelation, $r=-0.951$). Der Zusammenhang erwies sich in der Regressionsanalyse als statistisch signifikant (ANOVA, $r^2=0.905$, $p=0.013$). Ein enger, jedoch nicht signifikanter negativer Zusammenhang konnte zwischen der Grobkiesfraktion und der Dichte der Neozoen festgestellt werden.

Ernährungstypen

Die trophische Struktur der Lebensgemeinschaften auf den verschiedenen Uferstrecken zeigte vom Sommer zum Herbst einen Rückgang beim Anteil der Weider sowie eine Zunahme bei den detritivoren Sammlern (Abb. 24). Der Anteil der Weider lag im Juni zwischen 44 und 66 % und im September zwischen 25 und 32%. Die Detritivoren veränderten sich von 4 bis 23% im Juni zu 8 bis 56% im September. Die übrigen Ernährungstypen zeigten keine markanten jahreszeitlichen Trends.

Der Vergleich der verschiedenen Uferstrecken untereinander ergab für Strecke 3 an beiden Beprobungsterminen einen deutlich höheren Anteil an detritivoren Sammlern und weniger Weider sowie eine unterdurchschnittliche Dichte an Weidern.

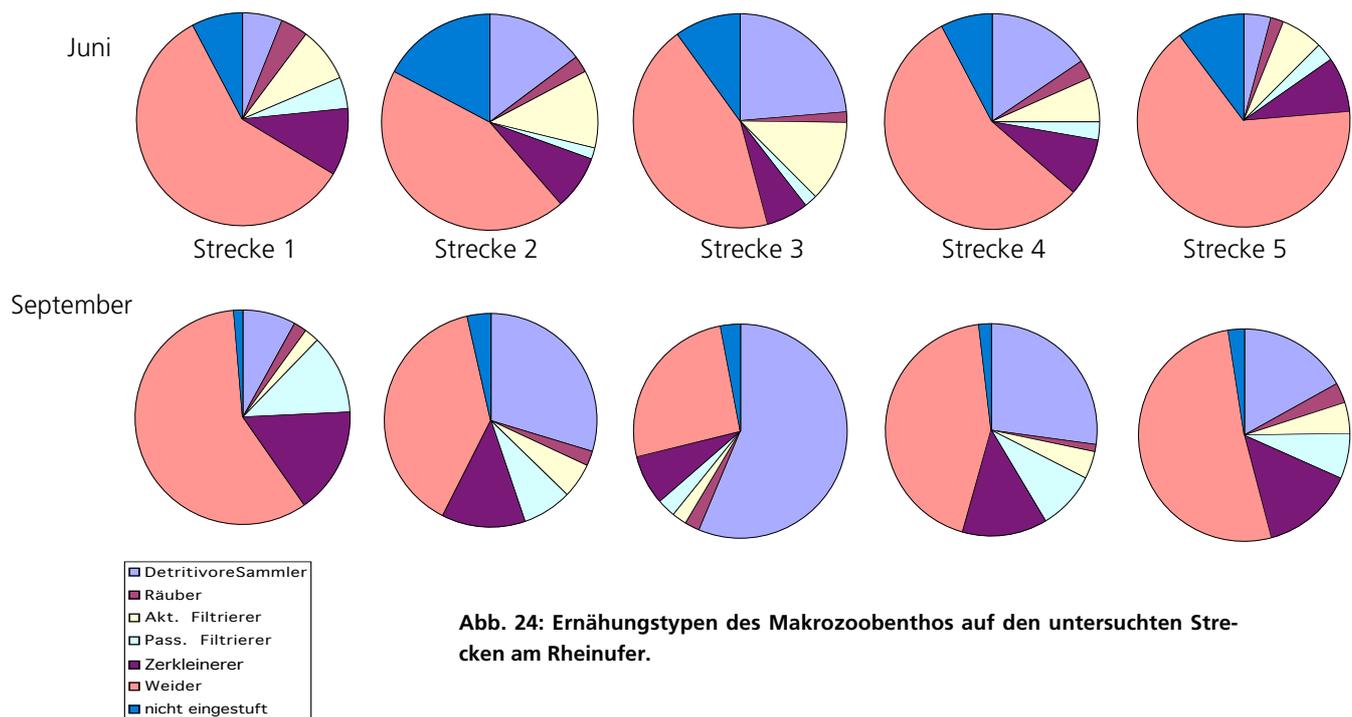


Abb. 24: Ernährungstypen des Makrozoobenthos auf den untersuchten Strecken am Rheinufer.

Veränderungen der Fauna seit 2000

Der direkte Vergleich der Taxazusammensetzung zwischen 1998-2000 (Küry et al. 2000a) und 2005 auf den Strecken 2 und 5 zeigte einen markanten Rückgang. Obwohl vor allem auch auf Strecke 5 ökologische Aufwertungen vorgenommen wurden, ging die Taxazahl von 43 auf 34 (Strecke 2) respektive 51 auf 31 (Strecke 5) zurück (Tab. 8).

Bei den dominanten Taxa ergab sich eine deutliche Verschiebung zugunsten der Neozoen. Einzig *Ancylus fluviatilis* und die Oligochaeta sowie *Psychomyia pusilla* und die Chironomidae bei den Insekten konnten sich noch als angestammte Taxa unter den dominanten Vertretern behaupten (Tab. 9). Waren die Neozoen 1998 und 1999 mehrheitlich durch *Dikerogammarus* sp. (*D. villosus* und *D. haemobaphes*) vertreten, so kamen 2005 *Jaera istri*, *Echinogammarus ischnus*, *Hypania invalida* und *Potamopyrgus antipodarum* als dominante Vertreter dazu. Unter den Gammaridae im Jahr 2005 sind mehrheitlich junge, nicht genauer bestimmbare Stadien zusammengefasst. Unter den sicher bestimm- baren Stadien waren 2005 keine angestammten Amphipodenarten zu finden (*Gammarus pulex*, *G. roeseli* und *G. fossarum*).

Tab. 8: Vergleich der Taxazahlen der Jahre 1998/2000 und 2005. Die 1998 bis 2000 erhobenen Daten sind als faunistisches Potenzial zu betrachten, das nach der Verbesserung der Wasserqualität seit den 1980er Jahren im Rhein vorkommen kann.

Taxa	Strecke 2 1998-2000	Strecke 2 2005	Strecke 5 1998-2000	Strecke 5 2005
Schwämme (Porifera)	0	0	0	0
Strudelwürmer (Tricladida)	2	0	1	0
Wenigborster (Oligochaeta)	3	4	3	4
Vielborster (Polychaeta)	1	1	1	1
Egel (Hirudinea)	1	2	1	1
Schnecken (Gastropoda)	2	2	4	2
Muscheln (Eulamellibranchiata)	3	2	6	2
Flohkrebse (Amphipoda)	6	3	3	3
Asseln (Isopoda)	0	1	2	1
Eintagsfliegen (Ephemeroptera)	9	6	8	5
Steinfliegen (Plectoptera)	1	0	1	0
Libellen (Odonata)	0	0	5	0
Wanzen (Heteroptera)	1	0	1	1
Käfer (Coleoptera)	1	4	2	3
Netzflügler (Neuroptera)	0	0	1	0
Köcherfliegen (Trichoptera)	10	6	8	5
Zweiflügler (Diptera)	3	3	4	3
Total Taxa Makrozoobenthos	43	34	51	31



Abb. 25: *Dikerogammarus villosus*, eine der häufigsten Neozoen im Rhein bei Basel. Die Art zeigte zwischen 2000 und 2005 die höchste Dichte der Makrozoobenthosarten.

Tab. 9: Veränderungen der dominanten Taxa auf der Strecke 2 (Florastrasse) und 5 (Rheinhalde) 1998-2000 und 2005. Häufigkeitsklassen 4: wenig zahlreich, 5: zahlreich, 6: sehr zahlreich, 7: massenhaft.

Florastrasse	Sept 1999	April 2000	Juni 2005	Sept 2005
<i>Baetis fuscatus</i>	5			
Chironomidae Gen. sp.	4			
<i>Dikerogammarus</i> sp.	4	7		
<i>Psychomyia pusilla</i>		4		
<i>Ancylus fluviatilis</i>			7	
Gammaridae Gen. sp.			7	6
<i>Jaera istri</i>			7	7
<i>Hypania invalida</i>			7	
Tubificidae Gen. sp.				7
Rheinhalde	April 1998	Juni 1998	Juni 2005	Sept 2005
Chironomidae Gen. sp.	7	4	7	
<i>Dikerogammarus</i> sp.	4	7		
<i>Gammarus fossarum</i>	4			
<i>Baetis fuscatus</i>		4		
Gammaridae Gen. sp.			7	
<i>Jaera istri</i>			7	7
<i>Psychomyia pusilla</i>			7	
<i>Echinogammarus ischnus</i>				6
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>				6
Tubificidae Gen. sp.				6

4 Diskussion

Fischbesiedlung der Kiesschüttungen

Die Unterschiede der Taxazahlen und Diversität der Fische im Bereich der Strecken 3, 4 und 5 kann mit der reicher strukturierten Ufersituation erklärt werden. Die entscheidenden Struktureigenschaften, die allerdings nur halbquantitativ erfasst wurden, sind auf den untersuchten Rheinstrecken: Strömungsverhältnisse, Substratzusammensetzung, Wassertiefen. Es handelt sich dabei um die Parameter, die allgemein als bestimmende Faktoren für die Zusammensetzung der Fischfauna gelten (Jungwirth et al. 2003, Woolsey et al. 2005).

Die Dichte mit den wenigen dominanten Arten Barben (Strecke 3, Juni) und Lauben (Strecke 2, September) zeigt damit eine grosse Zahl von Unterständen für die wichtigsten Rheinarten, die mit den Kiesufern assoziiert sind. Dass mit Ausnahme der Strecken 3 die Gesamtdichte jeweils im September erhöht war, zeigt die jahreszeitliche Änderung der Aufenthaltsorte der Lauben, die jeweils im Herbst in den Bereichen der Kiesufer häufig auftreten (Küry 2000b). Die Dichte der Fische im Blockwurf auf der Strecke 1F (St. Johann-Rheinweg) entsprach nicht den Erwartungen aufgrund der früheren Abfischungen ähnlicher Strukturen an einer Baupiste bei der Pfalzmauer (Küry et al. 2000b). Ein möglicher Grund dafür ist die Verfüllung der grossen Zwischenräume der Blöcke, die nachträglich auf Wunsch der Wasserfahrer vorgenommen wurde.

Auf eine gute Eignung der Kiesufer als Habitate für Jungfische weist das ausschliessliche Vorkommen von 0+-Fischen in der Septemberbeprobung auf den Strecken 4 und 5 hin. Die starke Förderung der Jungfische entspricht auch den Befunden der Erfolgskontrollen von Zauner et al. (2001) im Oberen Donautal. Im untersuchten Rheinabschnitt waren es ebenfalls strömungsliebende Arten, die mit den Aufschotterungen gefördert werden konnten. Während in der Donau mit vergleichbaren Massnahmen die Nase gefördert wurde, war es im Rhein die Barbe. Die Laube ist bezüglich ihrer Struktur- und Strömungspräferenzen als indifferent anzusehen (Jungwirth et al. 2003) und scheint im Herbst ganz allgemein die seichteren Bereiche der Ufer aufzusuchen. Ihr geringerer Anteil im Herbst auf den Strecken 3, 4 und 5 verglichen mit der Strecke 2 dürfte wie bei Zauner et al. (2001) auf die Strukturunterschiede zurückzuführen sein.

Nasen, die nach Angaben von R. Minder (persönliche Mitteilung) vor dem Bau des Kraftwerks im Bereich von Birsfelden auch im Rhein abgelaicht haben, fehlten in der Untersuchung vollständig. Einerseits wandern sie heute zur Fortpflanzung in die Seitengewässer (Wiese und Birs), andererseits wurde zum Zeitpunkt des Nasenstrichs im April / Mai keine Befischung im Rhein durchgeführt.

Zusammensetzung des Makrozoobenthos

Der Rückgang der Taxazahl zwischen 2000 und 2005 ist eine direkte Folge sowohl der Prädation als auch dem Konkurrenzdruck durch die Neozoen, die sich in der Zeitspanne mit grosser Dominanz etablieren konnten (Krisp & Maier 2005). Vom einheimischen Makrozoobenthos sind viele typische Arten des Rheins nicht vollständig verschwunden, wie dies auch an der Maas in den Niederlanden für die angestammten Amphipoda gezeigt wurde (Josens et al. 2005). Die einheimischen Arten *Gammarus pulex*, *G. fossarum* und *G. roeseli* scheinen im Uferbereich des Rheins in Basel jedoch vollständig verschwunden zu sein. Die Besiedlung mit Neozoen hat aber alle typischen Makrozoobenthosarten des Rheins zurückgedrängt. Die Bestände von Arten wie *Baetis vardarensis*, *Heptagenia sulphurea*, *Potamanthus luteus*, *Hydropsyche exocellata* und *Aphelocheirus*

aestivalis verdanken wohl ihre Existenz noch Vorkommen in den oberliegenden Rheinabschnitten, der Aare sowie weiteren grösseren Rheinzufüssen wie der Birs. Typische Rheinarten wurden bei den gehäusetragenden Köcherfliegenarten hingegen nicht beobachtet. Es wird vermutet, dass die leichter beweglichen Arten aus den oben liegenden Rheinabschnitten immer wieder durch zudriftende Individuen gestützt werden. Die Gehäuse tragenden Köcherfliegen gehen wahrscheinlich nur selten in die Drift und besiedeln deshalb die unten liegende Abschnitte im Larvenstadium nur in geringem Ausmass oder gar nicht.

Artenreichtum und Diversität des Makrozoobenthos

Das Fehlen von signifikanten Unterschieden von Artenreichtum und Diversität zwischen den verschiedenen Uferstrecken ist auf die Kleinflächigkeit der veränderten Strecken und die hohe Dynamik im Fluss zurückzuführen. Dadurch werden die kleinen Flächen, auch wenn sie andere Bedingungen bieten, von der Lebensgemeinschaft der übrigen Strecken besiedelt. Dieses Phänomen wurde auch bei der Revitalisierung eines kürzeren Abschnitts der Birs beobachtet (Küry & Zschokke 2000).

Der im Vergleich zur Donau (Zauner et al. 2001) extrem niedrige Shannon-Index des Makrozoobenthos im untersuchten Rheinbereich kann mit der hohen Dominanz der invasiven Neozoen erklärt werden.

Besiedlungsdichte des Makrozoobenthos

Die höhere Besiedlungsdichte auf der neu geschütteten Strecke 3 ist nicht selektiv, denn sowohl Insekten und Nicht-Insekten als auch Neozoen und angestammte Arten zeigen im Juni das gleiche Muster. Bei den angestammten Arten waren vor allem die Oligochaeta (Juni und September) und die Chironomidae (nur Juni) für die hohen Werte verantwortlich.

Dass im September die angestammten Arten auf der neu geschütteten Strecke die höchste Dichte aufwiesen, kann als Phänomen einer Förderung der einheimischen Faunenvertreter durch naturnahe Strukturen interpretiert werden. Da es sich bei den am stärksten zunehmenden Gruppen um Sedimentbewohner handelt, sind die hohen Werte durch die unterschiedliche Korngrössenzusammensetzung im Bereich der Kiesschüttungen zu erklären.

Die Dynamik der Besiedlung neu geschaffener Lebensräume zeigt oft einen exponentiellen Anstieg in der ersten Phase und ein anschliessendes Abfallen (Sheldon 1984). Deshalb ist damit zu rechnen, dass sich bei der Besiedlung der neu geschütteten Kiesflächen in wenigen Jahren bereits grosse Änderungen einstellen werden.

Ernährungstypen

Die unterschiedliche Besiedlung der Strecke 3 widerspiegelt sich auch in der Zusammensetzung der Ernährungstypen. Der höhere Anteil an Oligochaeta und Chironomidae auf dieser Strecke ist für die hohen Anteile der detritivoren Sammler verantwortlich, was beides mit dem höheren Anteil der kleineren Korngrössenfraktionen begründet werden kann. Auch der geringe Anteil an passiven Filtrierern dürfte auf die gleiche Ursache zurückzuführen sein.

Veränderungen der Fauna seit 2000

Die invasive Ausbreitung der Neozoen hat bereits um 2000 zu einer Dominanz der Neozoen auf der Rheinsohle geführt. Die Zusammensetzung der Neozoenarten hat sich seither etwas verändert (Rey et al. 2000, Rey et al. 2005). Die hohe Prädation von *Dikergammarus villosus* hat beispielsweise zu einem Rückgang von *Chelicorophium curvispinum* geführt.

Durch Prädation und Konkurrenzdruck der Neozoen wurden die Populationen der angestammten Arten lokal zum Aussterben gebracht oder massiv zurückgedrängt (Rey et al. 2005). Besonders stark scheint sich dieser Druck auf Arten auszuwirken, die im Rhein oberhalb Rheinfeldens und in der Aare nur kleine Populationen haben und deshalb über keine Stammpopulation in einem von Neozoen noch nicht besiedelten Rheinabschnitt verfügen.

Die Entwicklung der Neozoen im Rhein zeigt einen Verlauf wie er für die Besiedlung neuer Biotope durch Pionierarten (r-Strategen) typisch ist. Die Arten können rasch eine Massenentwicklung durchführen, sind aber bereits nach wenigen Jahren wieder in nur geringer Häufigkeit zu beobachten (Sheldon 1984).

Die saisonale Entwicklung von Makrozoobenthosarten kann jedoch grossen Schwankungen unterliegen. Dies kann dazu führen, dass plötzlich auch angestammte Arten lokal wieder dominant werden können, wie dies für die Flussnapfschnecke (*Ancylus fluviatilis*) auf Strecke 2 und die Köcherfliegenart *Psychomyia pusilla* auf Strecke 5 gezeigt werden konnte (Tab. 9).

5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Die kleinräumige Untersuchung der Rheinuferabschnitte ermöglicht Aussagen über Unterschiede der Besiedlung verschiedener Bereiche der ufernahen Rheinsohle.

Mit der Untersuchung konnte gezeigt werden, dass die Beschaffenheit der Uferbereiche einen Einfluss auf eine Besiedlung durch Fische und Makrozoobenthos hat.

Das angewandte Vorgehen eignet sich für eine Wirkungskontrolle im Zusammenhang mit zukünftigen Aufwertungsmaßnahmen im Bereich der Rheinufer.

Eine Wirkungskontrolle muss allerdings wegen der starken saisonalen Veränderungen, die bezüglich der Zusammensetzung des Makrozoobenthos auftreten können, als Vorher-Nachher-Untersuchung mit Einbezug von Referenzstrecken (BACI-Untersuchung) konzipiert werden. Die Revitalisierungsbereiche werden vor und nach dem Eingriff mit Referenzstrecken verglichen.

Verschiedene Aspekte wie die Auswirkung der Korngrösse des Substrats auf das Makrozoobenthos und die Fische konnten im Rahmen dieser Studie nur ungenügend untersucht werden.

Da Faktoren wie die Korngrössenzusammensetzung bei Kiesschüttungen einen grossen Einfluss auf die Zusammensetzung des Makrozoobenthos und das Strukturangebot für Fische haben, ist für die Planung der Beizug von ökologischen Fachplanern zu empfehlen.

Zur Förderung der Fische und des Makrozoobenthos sollen für zukünftige Aufwertungsprojekte neben Kiesschüttungen weitere Massnahmen wie die heterogene Gestaltung der Ufermorphologie (Variabilität mit Kolken, Flachufern usw.) oder die Einbringung anderer Strukturen wie Holz oder Pflanzen geprüft werden. Denkbar sind die folgenden Massnahmen, die mit Wasserbaufachleuten evaluiert werden müssen:

- leichte Reliefierung der Schüttungen
- Belassen von Totholz auf ausgewählten Kiesufern
- Förderung von Ufergehölzen (Silberweide und strauchförmige Weidenarten)
- Versuche mit breiteren Uferschüttungen, die eine kleinere Neigung aufweisen

Bei künftigen Aufwertungen soll vermehrt auch der Förderung der Ufervegetation und der untergetauchten Makrophyten Aufmerksamkeit geschenkt werden. Das Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) beispielsweise kann sich am Rhein aber nur ausbilden und dauerhaft halten, wenn im Bereich der Mittelwasserlinie Feinsubstrat vorhanden ist. Im Bereich der Strecke 3 müsste hierzu noch höher geschüttet werden können.

6 Literatur

- Binot M., Bless R., Boye P., Gruttke H. & Pretscher P. (Hrsg.) 1998: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands, Bundesamt für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg, 434 S.
- Brosius F. 2002: SPSS 11. Fundierte Einführung in SPSS und Statistik, ausführliche Beschreibung statistischer Verfahren. mitp Verlag, Bonn. 982 S.
- Duelli P. 1994: Rote Listen der gefährdeten Tierarten in der Schweiz, BUWAL, Bern 97 S.
- Eggers T. O. & A. Martens 2001: Bestimmungsschlüssel der Süßwasser-Amphipoda (Crustacea) Deutschlands. *Lauterbornia* 42, 1-70.
- Gonseth Y. & C. Monnerat 2002: Rote Liste der gefährdeten Libellen der Schweiz. Hrsg. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, und Schweizer Zentrum für die Kartographie der Fauna, Neuenburg. BUWAL-Reihe Vollzug Umwelt, Bern. 46 S.
- Josens G., de Vaate A. B., Usseglio-Polatera P., Cammaerts R., Cherot F., Grisez F., Verboonen P. & vanden Bossche J.-P. 2005: Native and exotic Amphipoda and other Peracarida in the River Meuse: new assemblages emerge from a fast changing fauna. *Hydrobiologia* 542, 203-220.
- Jungwirth M. G. Haidvogel, O. Moog, S. Muhar & S. Schmutz 2003: Angewandte Fischökologie an Fließgewässern, Facultas Verlag, Wien. 547 S.
- Krebs 1999: *Ecological Methodology* (2nd edition). Addison Wesley Longman, Menlo Park CA. 620 pp.
- Krisp H. & G. Maier 2005: Consumption of macroinvertebrates by invasive and native gammarids: a comparison. *Journal of Limnology* 64, 55-59.
- Küry D. & S. Zschokke 2000: Short-term consequences of river restoration on macroinvertebrate communities. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie* 12:237-240.
- Küry D., W. Herrmann, C. Wisson, E. Warzen & T. Walter 2000a: Flora und Fauna des Rheinabschnitts im Kanton Basel-Stadt. Kantonale Fachstelle für Naturschutz, Unveröff. Polykopia. 34 S. + Anhang.
- Küry D., W. Herrmann & C. Wisson 2000b: Fischfauna des Rheins im Kanton Basel-Stadt. Unveröff. Polykopia, 29 S.
- Malzacher P. 1986: Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Eintagsfliegen Website: <http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/nafaweb/index.html>. Aktualisiert nach: Malzacher P. 1981: Rote Liste der in Baden-Württemberg gefährdeten Eintagsfliegen (Ephemeroptera). *Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg* 53/54, 145-147.
- Mühlenberg M. 1993: *Freilandökologie* (3. Auflage). Quelle & Meyer, Heidelberg. 512 S.
- Persat H. & G. H. Copp 1990: Electric fishing and point abundance sampling for the ichthyology of large rivers. In: Cowx I. G. (ed.), *Developments in electric fishing*. Cambridge University Press, S. 198-209.

- Rey P., J. Ortlepp & D. Kury 2005: Wirbellose Neozoen im Hochrhein. Ausbreitung und ökologische Bedeutung. Schriftenreihe Umwelt Nr. 380, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern. 88 S.
- Rey P., D. Kury, B. Weber, J. Ortlepp 2000: Neozoen im Hochrhein und im südlichen Oberrhein. Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F. 17/3: 509-524.
- Sheldon A. L. 1984: Colnization dynamics of aquatic insects. In: Resh V. H. & D. M. Rosenberg, The ecology of aquatic insects, Praeger, New York. pp. 401-429.
- Woolsey S., C. Weber, T. Gonser, E. Hoehn, M. Mostmann, B. Junker, C. Roulier, S. Schweizer, S. Tiegs. K. Tockner & A. Peter 2005: Handbuch für die Erfolgskontrolle bei Fliessgewässerrevitalisierungen. Publikation des Rhone-Thur Projektes, Eawag, WSL, LCH-EPFL, VAW-ETHZ. 112 S.
- Zauner G., P. Pinka & O. Moog 2001: Pilotstudie Oberes Donautal. Gewässerökologische Evaluierung neugeschaffener Schotterstrukturen im Stauwurzelbereich des Kraftwerks Aschbach. Wasserstrassen direktion (Hrsg.), Wien. 133 S.

7 Anhang

Aktuelle Situation der wichtigsten Neozoen im Rhein

***Potamopyrgus antipodarum*, Neuseeland-Zwergdeckelschnecke**

Die Neuseeländische Deckelschnecke bevorzugt Stellen mit geringer Strömung und wenig Sonneneinstrahlung. Die parthenogenetische Fortpflanzungsperiode erstreckt sich von Juni bis September, was die hohen Individuenzahlen der September-Proben erklärt. *Potamopyrgus antipodarum* ist die einzige neozoische Art, die als potenziell integrativ gilt, eine Massenvermehrung kommt nur räumlich oder zeitlichen Abständen vor (Rey et al. 2005).

An verbauten und gestörten Ufern ist *Potamopyrgus antipodarum* besonders häufig. Die höchsten Dichten wurden mit 600 bzw. 1'191 Ind./m² am Schaffhauserrheinweg (Strecke 3) gezählt, die Ufer des Solitude (Strecke 4) sowie der Rheinhalde (Strecke 5) wurden nur fast halb so dicht besiedelt. Unterhalb der Johanniterbrücke (Strecke 1) konnte sie die *Potamopyrgus*-Population im Herbst um den Faktor 2,6 vergrössern, bei den übrigen Strecken betrug diese Quote 1,1 (Strecke 2 und Strecke 4) bis 1,99 (Strecke 3).

***Jaera istri*, Donauassel**

Die lichtempfindliche, aus dem Raum des Schwarzen Meeres stammende Assel mag steiniges Substrat im Uferbereich. Sie hat sich seit ihrer Ankunft in Basel schnell vermehrt und als einziger Neozoen bis jetzt auch in der Birs angesiedelt. *Jaera istri* ist heute das im Rhein am häufigsten vorkommende Makrozoobenthos. 1999 galt die Donauassel noch als Einzelfund, im Jahre 2000 wurden 1'500 Ind./m², 2002 knapp 10'000 Ind./m² gezählt (Rey et al. 2005).

Die Bestände haben sich in der Zwischenzeit wieder etwas reduziert, durchschnittlich wurden 6'582 Ind./m² im Sommer bzw. 1'193 Ind./m² im Herbst gezählt, am wenigsten Donauasseln kommen an der Florastrasse (Strecke 2) vor (3'470 bzw. 876 Ind./m²) vor, die höchste Dichte im Sommer ist am Schaffhauserrheinweg (Strecke 3) auszumachen (9'989 Ind./m²) bzw. im Herbst beim Solitude (Strecke 4) (1'671 Ind./m²).

***Hypania invalida*, Süßwasser-Borstenwurm**

Hypania invalida stammt aus der Donauregion und wurde nach der Oeffnung des Main-Donau-Kanals das erste Mal im Jahre 1998 in Basel nachgewiesen. Sie mögen Stellen mit geringen Fliessgeschwindigkeiten und schlammigem Substrat, woraus sie ihre Köcher bauen (Rey et al. 2005).

Die höchsten Bestände im Sommer mit über 3'100 Ind./m² hatte es am Schaffhauserrheinweg (Strecke 3), die geringsten Populationsdichten wurden in den Strecken Solitude (Strecke 4) und Rheinhalde (Strecke 5) ermittelt. Die Individuenzahlen sanken in den Monaten von Juni bis September durchschnittlich um den Faktor 10, was auf den jährlichen Lebenszyklus zurückzuführen ist. Am geringsten ist die Abnahme mit Faktor 3 beim

Solitude, die Bestände vom Schaffhauserrheinweg sanken dagegen um das 32-fache und haben sich den anderen Dichten angeglichen.

***Chelicorophium curvispinum*, Schlickkrebs, Süsswasser-Röhrenflohkrebs**

Chelicorophium kommt ursprünglich aus der Pontokaspis und bevorzugt hartes Substrat zum Anbringen von Wohnröhren. 1992 erreichte das Tier Basel und breitete sich bis 2003 massenhaft aus. Ab etwa 2002 begann der Verdrängungsprozess des Schlickkreb- ses, wahrscheinlich durch den räuberischen *Dikerogammarus villosus* bedingt (Rey et al. 2005).

Der Rückgang ist deutlich, *Chelicorophium curvispinum* wurde durchschnittlich mit 139 Ind./m² im Sommer, beziehungsweise 23,6 Ind./m² im Herbst nachgewiesen, die höchsten Dichten hatte es in der Rheinhalde (Strecke 5) (148 bzw. 37,8 Ind./m²), gefolgt vom Abschnitt Solitude (Strecke 4) (144 bzw. 35,6 Ind./m²) und Florastrasse (Strecke 2) (200 bzw. 26,7 Ind./m²). Die geringsten Dichten sind unterhalb der Johanniterbrücke (Strecke 1) zu verzeichnen (72 bzw. 2,2 Ind./m²).

***Dikerogammarus villosus*, Grosser Höckerflohkrebs**

Der Grosse Höckerflohkrebs aus der Pontokaspis wurde 1998 in Basel das erste Mal nachgewiesen und konnte sich schnell etablieren. Er ernährt sich am liebsten von frisch gehäuteten Amphipoden, was Bestände anderer Arten reduziert und verdrängen kann (Rey et al. 2005).

Die Populationsdichten des *Dikerogammarus villosus* befinden sich im Rückgang, der Höckerflohkrebs kommt je nach Jahreszeit wenig bis sehr zahlreich vor. Diese Dezimierung ist wahrscheinlich auf das Konto von *Echinogammarus ischnus* zurückzuführen, dessen Dichten sind hoch und können somit Arten mit vergleichbaren Habitatsansprüchen verdrängen. Die höchsten Dichten von *Dikerogammarus villosus* wurden im Sommer unterhalb der Johanniterbrücke (Strecke 1) mit 570 Ind./m² nachgewiesen, die Strecken 2 bis 4 hatten Dichten über 300 Ind./m². Die geringste Dichte wies die Rheinhalde (Strecke 5) mit 200 Ind./m² auf. Den grössten Populationsrückgang im Herbst hatte die Strecke 1 zu verzeichnen, der kleinste wurde an der Rheinhalde beobachtet. Die höchsten Dichten sind im Herbst am Schaffhauserrheinweg (Strecke 3) mit 186,9 Ind./m² auszumachen.

***Echinogammarus ischnus*, Granataugen-Flohkrebs**

Der Granataugen-Flohkrebs ernährt sich von Detritus und stammt aus der Region des Schwarzen und des Kaspischen Meers. Er mag seichte Ufer und Steinschüttungen (Eggers et al. 2001).

Echinogammarus ischnus kommt in Basel zahlreich bis massenhaft vor. Am meisten Tiere wurden unterhalb der Johanniterbrücke (Strecke 1) mit 743 im Sommer bzw. 506 Ind./m² im Herbst gezählt, am wenigsten an der Florastrasse (Strecke 2) mit 196 bis 346 Ind./m². Die Bestände der Gammariden reduzieren sich im Herbst durchschnittlich um 10 bis 60 %. Die Population von *Echinogammarus ischnus* nahm jedoch nur in Strecke 1 und Strecke 3 ab, ansonsten nahmen die Dichten des Granataugen-Flohkrebses zu.

***Corbicula fluminea*, Grobgerippte Körbchenmuschel**

Die aus Südostasien stammende Körbchenmuschel kann in sehr dichten Populationen auftreten. 1995 wurden in Basel durchschnittlich 406 Individuen/m² gezählt (Rey et al. 2005), ein Jahrzehnt später fast zehnmal weniger. Die höchsten Dichten kommen an der Florastrasse (Strecke 2) vor (48 bzw. 62,2 Ind./m²), die geringste wird in der Rheinhalde (Strecke 5) nachgewiesen (20 bzw. 31,1 Ind./m²). Diese Unterschiede sind wahrscheinlich auf die unterschiedlichen Substrate zurückzuführen, *Corbicula fluminea* bevorzugt sandig-kiesige Gewässersohlen (Rey et al. 2005).

Makrozoobenthos Rheinufer 2005, Abundanzklassen

Taxon / Gattung Art	Autor	RL-CH	RL BRD	RL BWB	Neozoe	Ernährungstyp	Unterhalb	Flora-	Schaff-	Solitude	Rhein-	Unterhalb	Flora-	Schaff-	Solitude	Rhein-	Abundanz-	Abundanz	Gesamt-
							Johanniter- brücke Strecke 1 22.06.05	strasse Strecke 2 22.06.05	hauser- rheinweg Strecke 3 22.06.05	Strecke 4 28.06.05	halde Strecke 5 28.06.05	Johanniter- brücke Strecke 1 29.09.05	strasse Strecke 2 29.09.05	hauser- rheinweg Strecke 3 29.09.05	Strecke 4 29.09.05	halde Strecke 5 29.09.05			
Oligochaeta, Wenigborster																			
Haplotaxis	gordioides	(Hartm.)				DetritivoreSammler	2	2	1	2	1	3	2	3	1	2	1	1 - 10	selten
Eiseniella	tetraedra	Savigny				DetritivoreSammler	2	3	2			1	3	4	3	3	2	11 - 30	sehr spärlich
Naididae	sp.					DetritivoreSammler	3	4	5	1		1	1	4	1	2	3	31 - 70	spärlich
Tubificidae	sp.					DetritivoreSammler	6	7	7	7	5	5	7	7	7	6	4	71 - 150	wenig zahlreich
Oligochaeta	sp.					DetritivoreSammler	6	6	7		3	4	6	7	7	5	5	151 - 300	zahlreich
Polychaeta, Vielborster																			
Hypania	invalida	Grube			x	akt Filtrierer	7	7	7	6	6	3	5	4	5	4	6	301 - 700	sehr zahlreich
Hirudinea, Egel																			
Erpobdella	sp.					Räuber	3	1	3	3	2	1		1	1		7	> 700	massenhaft
Dina	punctata	Johansson				Räuber				1	1	1	1	1	1	1			
Hirudinea	sp.					Räuber	2	1	3	1	1		1	1					
Gastropoda, Schnecken																			
Potamopyrgus	antipodarum	(Gray)			x	Weider	6	6	6	6	6	7	6	7	6	6			
Ancylus	fluviatilis	O. F. M.				Weider	6	7	6	6	6	4	4	3	7	5			
Lamellibranchiata, Muscheln																			
Corbicula	fluminea	(O. F. M.)			x	akt Filtrierer	2	3	3	2	2	3	3	3	3	3			
Sphaerium	corneum	(L.)				akt Filtrierer				1	2								
Sphaerium	sp.					akt Filtrierer	1	1	2	3	1	1	1	2	2	2			
Amphipoda, Flohkrebse																			
Chaetogammarus	ischnus	Stebbing			x	pass. Filtrierer	7	5	6	6	5	6	6	5	6	6			
Chelicorophium	curvispinum	Sars			x	akt Filtrierer	4	5	4	4	4	1	2	2	3	3			
Dikerogammarus	villosus	Eichw.			x	Räuber	6	6	6	6	5	7	4	5	4	4			
Gammaridae Gen.	sp.				x	Zerkleinerer	7	7	7	7	7	6	6	6	7	6			
Isopoda, Asseln																			
Jaera	istri	Veuille			x	Weider	7	7	7	7	7	7	7	7	7	7			
Ephemeroptera, Eintagsfliegen																			
Baetis	sp.					DetritivoreSammler	1	1	3	2	2			1					
Baetis	fuscatus	(L.)				DetritivoreSammler	1	1	1		2			1		1			
Baetis	vardarensis	Ikonomov		3		DetritivoreSammler				1									
Caenidae	sp.					DetritivoreSammler	2	2	1		1	1	1	2	1	2			
Heptagenia	sulphurea	(Müll.)		3		DetritivoreSammler				1		1	1	2	2	2			
Ephemerella	sp.					DetritivoreSammler		1	1										
Potamanthus	luteus	(L.)	3	3	2	DetritivoreSammler		1	1			2	2	2	2	2			
Ephemeroptera	sp.					DetritivoreSammler													1
Plecoptera, Steinfliegen																			
Leuctra	sp.					DetritivoreSammler			1	1									
Leuctra	fusca	(L.)				DetritivoreSammler				1									
Heteroptera, Wanzen																			
Aphelocheirus	aestivalis	(F.)		V		Räuber													1
Coleoptera, Käfer																			
Elmis	sp.					Weider	2	1	1	1	1	1			1	1			
Esolus	sp.					nicht eingestuft	1	1	1	1	1	1	1		1				
Limnius	sp.					nicht eingestuft	2	1	1				1						1
Riolus	sp.					nicht eingestuft	1												
Trichoptera, Köcherfliegen																			
Goeridae	sp.					Weider					1								1
Glossosoma	boltoni	Curt.				Weider	1	2						1					
Hydropsyche	exocellata	Dufour				pass. Filtrierer									1				
Hydropsyche	siltalai	Döhler				pass. Filtrierer		1		1									1
Hydropsyche	sp.					pass. Filtrierer	2	2	2	1	3			1					1
Hydroptila	sp.					DetritivoreSammler	1	2	2	3	4								
Psychomyia	pusilla	F.				Weider	6	6	7	7	7	4	5	3	6	4			
Lepidostoma	hirtum	(F.)				Weider					1	1	1						
Trichoptera	sp.					nicht eingestuft	1	2	1						1				
Diptera, Zweiflügler																			
Simuliidae	sp.					pass. Filtrierer				1									
Chironomidae	sp.					DetritivoreSammler	7	7	7	7	7	3	5	5	4	4			
Limonini	sp.					Zerkleinerer		2	1	1	1		1		1				
Ceratopogonidae	sp.					nicht eingestuft	1		1	1	1		1	1	1	1			