Departement für Wirtschaft, Soziales und Umwelt des Kantons Basel-Stadt

Amt für Umwelt und Energie

▶ **Abteilung Gewässerschutz**

Ökologische Wirkungskontrolle der Kiesschüttungen an den Rheinufern in Basel 2013/14

Oktober 2015

Autoren

Daniel Küry, Dr. phil. Biologe
Marion Mertens, Dr. rer. nat.

Ökologische Wirkungskontrolle Kiesschüttungen an den Rheinufern in Basel 2013/14

Oktober 2015

Autoren

Daniel Küry, Dr. phil. Biologe
Marion Mertens, Dr. rer. nat.

Auftraggeber: Amt für Umwelt und Energie, Basel-Stadt
Titelbild:
Blick vom Kleinbasler Ufer oberhalb der Wettsteinbrücke flussaufwärts

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 Methoden 13
2.3 Auswertung 15

3 Ergebnisse **17**
3.1 Substrateigenschaften und Vegetation 17
3.2 Fischfauna der untersuchten Rheinstrecken 20
3.2.1 Artenspektrum 20
3.2.2 Taxazahlen 21
3.2.3 Catch per Unit Effort (CPUE) 22
3.2.4 Diversität der Fische auf verschiedenen Uferstrecken 25
3.2.5 Grössenverteilung der gefangenen Fische 27
3.3 Makrozoobenthosgemeinschaft der untersuchten Rheinstrecken 28
3.3.1 Nachgewiesene Taxa 28
3.3.2 Taxareichtum und Diversität des Makrozoobenthos 30
3.3.3 Charakteristische und gefährdete Arten des Hochrheins 34
3.3.4 Besiedlungsdichte Makrozoobenthos 35
3.3.5 Anteil und Dichte Insekten 38
3.3.6 Besiedlung mit Neozoen 40

4 Diskussion **43**
4.1 Wasserpflanzenbestände 43
4.2 Fischbesiedlung der Probestrecken 2005 und 2013/14 43
4.3 Makrozoobenthos 44

5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen **46**

6 Literatur **48**

Anhang **50**

Zusammenfassung

Die bauliche Sanierung und ökologische Aufwertung der Rheinufer im Kanton Basel-Stadt wurde ein erstes Mal unmittelbar nach Abschluss der Bauarbeiten im Jahr 2005 untersucht. Eine zweite Erfolgskontrolle wurde in den Jahren 2013/2014 durchgeführt, um den Erfolg dieser Massnahmen auch längerfristig zu beurteilen.

Bei der zweiten Erfolgskontrolle wurden die gleichen Strecken untersucht wie im Jahr 2005. Abweichend wurde jedoch in den Jahren 2013 und 2014 der Abschnitt Rheinhalde in drei Teilstrecken unterteilt. Auf allen Strecken wurden jeweils die Substratzusammensetzung, die Fischbestände, das Makrozoobenthos und die Makrophyten untersucht.

Die Wasserpflanzenbestände waren vor allem auf der Rheinhalde ausgeprägt, wo fünf resp. sechs untergetauchte Wasserpflanzenarten vorkamen, vor allem im Bereiche der Wehre.

Im Vergleich zu 2005 ist die Besiedlungsdichte sowohl bei den Fischen (0.78 CPUE auf 0.41 CPUE) als auch beim Makrozoobenthos zurückgegangen. Die Gründe dafür haben nichts mit den ökologischen Aufwertungen der Uferstruktur zu tun, sondern müssen in einer Beeinflussung durch zum Beispiel stoffliche Belastungen, Krankheiten, Interaktionen zwischen der aquatischen Fauna (Konkurrenz, Prädation u.a. durch Neozoen) oder in der Erhöhung der Wassertemperaturen gesucht werden.

Trotz dieser generell geringeren Besiedlung wurde bei den Fischen eine höhere Artenzahl in den Strecken mit Naturufer wie zum Beispiel bei der Kiesschüttung am Schaffhauserrheinweg festgestellt. Die Dichte war auf den Strecken mit natürlichen Uferstrukturen tendenziell höher als auf den Strecken in der Innenstadt. Mit der Abnahme der Dichte zwischen 2005 und 2013/2014 sind auch die Bestände der früher zahlreich vorhandenen Jungbarben und Lauben zurückgegangen. Zudem wurden der Aal und der Schneider nicht mehr nachgewiesen. In der Periode 2013/2014 konnten sich die neu eingewanderten Grundelarten aus dem Schwarzmeergebiet etablieren. Während die Kesslergrundel in der vorliegenden Untersuchung nur vereinzelt festgestellt wurde, erreichte die nahe verwandte Schwarzmundgrundel Anteile von 18% (Herbst 2013) resp. 36% (Frühling 2014) am Gesamtfischbestand.

Die gesamte Anzahl der Makrozoobenthostaxa nahm von 47 (2005) auf 53 Taxa (2013) zu. Dies ist auf eine Verdoppelung der Anzahl Schneckentaxa sowie minimale Zunahmen bei verschiedenen anderen Gruppen zurückzuführen. Neu wurde 2013 die neozoische Schwebegarnele *(Limnomysis benedeni)* gefunden. Pro untersuchte Strecke wurden 2005

zwischen 25 und 33 Taxa und 2013 zwischen 13 und 30 Taxa gezählt. Während 2005 noch keine markanten Unterschiede zwischen den Taxazahlen unterschiedlicher Strecken auszumachen waren, zeichneten sich 2013/14 einerseits geringere Taxazahlen im Innenstadtbereich (Strecken 1 – 3) und andererseits höhere Werte im Bereich Solitude und Rheinhalde (Strecken 4 sowie 5.1 – 5.3 mit Naturufer) ab.

Den jeweils grössten Anteil an der Dichte des Makrozoobenthos hatten die Flohkrebse und die Asseln, die sich grösstenteils aus Neozoen zusammensetzten. Auf den untersuchten Strecken wurden sieben bedrohte Arten und typische Faunenelemente des Rheins und der grösseren Fliessgewässer festgestellt. Mehr oder weniger über alle Strecken verbreitet waren einzig die Eintagsfliegen *Potamanthus luteus* und, nur im Jahr 2005, die Eintagsfliege *Heptagenia sulphurea*.

Die Besiedlungsdichte des Makrozoobenthos der verschiedenen Strecken war in beiden Erhebungsjahren während jeweils einer Jahreszeit signifikant verschieden: 2005 unterschieden sich die Strecke im Frühling signifikant und 2013 im Herbst. Gleichzeitig liessen sich aber keine Muster erkennen, die auf einen kausalen Zusammenhang mit beispielsweise der Struktur hindeuten.

Der Dichteanteil und die Dichte der Insekten auf den Strecken waren jeweils signifikant verschieden. Im Jahr 2013 zeigte sich ein Trend, dass die Dichte auf den Strecken 4 bis 5.3 und teilweise auch auf Strecke 3 höher war als auf den Strecken 1 und 2 mit verbautem Böschungsfuss.

In beiden Jahren lag der Anteil der Neozoen mit jeweils einer Ausnahme deutlich über 50%. Die Neozoendichte hatte sich (wie die Gesamtdichte) 2013 gegenüber 2005 verringert. Die Unterschiede auf den untersuchten Strecken waren jeweils im Frühling 2005 und im Herbst 2013 signifikant. Ein Zusammenhang zwischen Neozoendichte und der Struktur der Ufer war jedoch nicht eindeutig zu erkennen.

Die Ergebnisse der Untersuchung 2013 und 2014 bestätigen den Befund von 2005, wonach Uferstrecken mit einem höheren Kiesanteil und einem natürlicheren Ufer einen besseren Lebensraum für Jungfische und Makrozoobenthos darstellen als Habitate mit einem hart verbauten Böschungsfuss. Die Uferstrecken im Rhein können mit relativ grossflächigen Kiesschüttungen wie zum Beispiel im Bereich des Schaffhauserrheinwegs leicht gefördert werden. Die Dynamik des grossen Fliessgewässers und die Besiedlung durch Neozoen beeinflussen die Lebensräume jedoch stark und führen dazu, dass diese Effekte oft nicht eindeutig erkennbar sind. Zur ökologischen Aufwertung des Rheins können deshalb die folgenden Massnahmen durchgeführt werden: eine möglichst optimale Reaktivierung des Geschiebetransports im Rhein und die Ausführung weiterer grossflächiger und strukturierter Kiesschüttungen im Uferbereich und Mündungsbereich von Seitengewässern.

1 Einleitung

1.1 Ausgangslage

Im Kleinbasler Rheinabschnitt wurden seit 2005 an verschiedenen Stellen Sanierungen des Uferbereichs ausgeführt. Eine wesentliche Massnahme waren Kiesschüttungen an ausgewählten Uferabschnitten, die auch von Erholungsuchenden regelmässig genutzt werden. Der geschüttete Kies dient einerseits der Sicherung des verbauten Böschungsfusses und andererseits als Lebensraum für das Makrozoobenthos und die Fischfauna. Die Strecke beim Schaffhauserrheinweg wurde im Winter 2004/2005 grossflächig mit Schotter aus dem Mündungsgebiet der Birs beschüttet. In der folgenden Vegetationsperiode wurde die Besiedlung der neuen Kiesfläche durch Makrophyten, Makrozoobenthos und Fische untersucht und mit den hart verbauten Strecken verglichen. Im Zusammenhang mit Ufersanierungen auf weiteren Strecken wurde in den Folgejahren ebenfalls Kies eingebracht. Ausserdem wird regelmässig Sediment aus der Fahrrinne des Rheins im Gebiet unterhalb der Wehrfelder des Kraftwerks Birsfelden verklappt.

Das Amt für Umwelt und Energie möchte durch die Untersuchung im Jahr 2013/14 den ökologischen Erfolg der Kiesschüttungen überprüfen, um weitere Massnahmen gezielter planen zu können.

1.2 Fragestellungen und Ziel

Um zu beurteilen, welche Bedeutung Uferaufwertungen für die Förderung der Biodiversität im Rhein besitzen, wurde in den Jahren 2013 und 2014 die langfristige Entwicklung der Besiedlung auf der geschütteten Kiesfläche und den übrigen teilweise sanierten und aufgewerteten Uferstrecken untersucht. Im Rahmen einer Vorher-Nachher-Untersuchung sind Antworten auf die folgenden Fragen zu suchen:

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

- In welchem Ausmass unterscheidet sich das Makrozoobenthos auf Kiesschüttungen und auf nicht aufgewerteten Uferbereichen bezgl. Artenzusammensetzung und -dichte?

- Wie und mit welcher Geschwindigkeit werden die Kiesschüttungen besiedelt?

- Welche Bedeutung haben Kiesschüttungen bzw. das heutige Ausgangssubstrat im Bereich mit Blocksatzbefestigung für die Fischfauna und insbesondere für das Ablaichen der Fische und als Habitat für Jungfische?

- Welche Auswirkungen haben die Schüttungen auf Uferpflanzen und die untergetauchten Gefässpflanzen?

- Werden Kiesschüttungen weniger dicht von Neozoen (Makrozoobenthos und Fische) besiedelt als die Referenzstrecken oberhalb der Stadt sowie die Vergleichsstrecken ohne Kiesschüttung im Stadtgebiet?

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

- Welche Auswirkungen hat das Verklappen von Sediment unterhalb des Kraftwerks Birsfelden auf die Kiesschüttungen?

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

- Wie haben sich die Referenzstrecken in diesem Zeitraum verändert?

Weil immer wieder Fragen zur den Auswirkungen der Nassbaggerungen im Bereich der Schifffahrtsrinne auftauchen, wurde auch die folgende Fragestellung in die Untersuchungen einbezogen:

- Haben die regelmässigen Verklappungen von Feinsediment unterhalb den Wehranlagen des Kraftwerks Birsfeldens einen negativen Einfluss auf Substrat und Lebensgemeinschaften der Kiesschüttungen Kleinbasels, insbesondere der Rheinhalde?

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 der Rheinufer wurden in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts gestaltet. Das Ziel war damals, nach der Schleifung der Stadtmauern über grössere Strecken neue Uferpromenaden zu gestalten. Aus diesem Grund sind heute nur wenige Bereiche wie das Steilufer der Rheinhalde teilweise unverbaut.

Lage der beprobten Strecken

Die beprobten Strecken lagen in Bereichen, in denen Aufwertungsprojekte im Zusammenhang mit Unterhaltsarbeiten an der Uferberme und –böschung im Jahr 2005 bereits durchgeführt oder für die folgenden Jahre geplant waren (Tab. 1 und Abb. 1). Die Strecken 5.1 bis 5.3 liegen ausserdem unterhalb des Bereichs der Sedimentverklappungen. Ausserdem musste die Wassertiefe an den Probenahmestellen direkt am Ufer so gering sein, dass die Strecken durchwatet werden konnten. Die Untersuchungsstrecken entsprechen jenen aus der Untersuchung von 2005 mit Ausnahme von 5.2 und 5.3, die 2013/14 zusätzlich beprobt wurden.

• Strecke Rhein 1, Leuengasse

Die Strecke liegt am rechten Ufer des Rheins und beginnt etwa 50 m unterhalb der Johanniterbrücke (Abb. 2). Das Ufer ist hier hart verbaut, auf der flach anschliessenden Flusssohle dominieren kleine Steine von 10–20 cm Grösse. Im untersuchten Bereich wurde auf einem schmalen Uferstreifen Kies geschüttet. Etwas weiter flussabwärts wurden neue Sitzstufen und eine Boot-Anlanderampe eingebaut. Ausserdem wurde versucht, durch insgesamt vier in die senkrechte Ufermauer eingelassene «Fischkästen» wenigstens ein bisschen zusätzlichen Lebensraum für Jungfische zu schaffen.

• Strecke Rhein 2, Florastrasse

Auf der Höhe der Einmündung der Florastrasse in den Unteren Rheinweg wurden in den letzten Jahren ebenfalls Bauarbeiten an der Uferbefestigung ausgeführt (Abb. 3). Zum Schutz des Böschungsfusses wurde auch hier auf einem schmalen Streifen Kies geschüttet.

• Strecke Rhein 3, Schaffhauser Rheinweg

Ein breiter Uferstreifen wurde im Winter 2004/05 mit Schotter neu aufgeschüttet, der im Bereich der Birsmündung ausgebaggert wurde (Abb. 4). Die gerundeten Steine erreichen eine Grösse bis etwa 8 cm und sind mit Kieselalgen bewachsen. Das Ufer im Bereich der Probeflächen fällt flach ab.

• Strecke Rhein 4, Solitude

Diese Strecke liegt auf der Höhe des Solitude-Parks am rechten Ufer (Abb. 5). Das Ufer fällt hier vergleichsweise flach ab, Im beprobten Bereich fanden keine Kiesschüttungen statt. Auf diesem Rheinabschnitt befinden sich zahlreiche Fischergalgen, bei den mit Wehren strömungsberuhigte Bereiche zum Ausbringen der Netze errichtet wurden. Das Substrat besteht vor allem aus Grobkies und Sand sowie grösseren vereinzelten mit Kieselalgen überwachsenen Steinen (bis 15 cm gross).

• Strecken Rheinhalde 5.1, 5.2 und 5.3

Die letzten drei Probestrecken liegen auf der Höhe des Naturschutzreservats Rheinhalde (Abb. 6 bis 8). Das Kiesufer ist hier relativ breit. Die Teilstrecken wurden wie folgt abgegrenzt: 5.1: Galgen 24–25 , 5.2: Galgen 18–19 , 5.3: Galgen 14–15. Das grobe Substrat bestand im Uferbereich hauptsächlich aus grösseren gerundeten Steinen. Nach dem Hochwasser von 2001, das bedeutende Schotterbereiche am Ufer weggeschwemmt hat, wurden diese Kiesbänke mit Geschiebe der Rheinsohle wieder aufgeschüttet. Das Feinmaterial im Sediment wurde grösstenteils ausgeschwemmt und es entstanden relativ grosse Zwischenräume.

Tab. 1: Koordinaten der untersuchten Strecken am Rhein in Basel-Stadt 2013/14.

Probestrecke		Beginn		Ende	
		Y	X	Y	X
1	Leuengasse	611110	268414	611157	268292
2	Florastrasse	611200	268165	611260	268035
3	Schaffhauser Rheinweg	612202	267368	612343	267363
4	Solitude	612808	267482	613081	267561
5.1	Rheinhalde unten	613369	267646	613525	267702
5.2	Rheinhalde Mitte	613552	267712	613655	267760
5.3	Rheinhalde oben	613708	267784	613835	267834

Abb. 1: Lage der untersuchten Strecken im Rhein

Abb. 2: Strecke 1 Leuengasse. In einem Teil der Strecke wurde eine neue Uferberme errichtet.

Abb. 3: Strecke 2 bei der Einmündung der Florastrasse in den Unteren Rheinweg. Das Ufer besteht aus einer Steinsatz-Berme und Bereichen mit Sitztreppen aus Beton.

Abb. 4: Strecke 3 am Schaffhauserrheinweg, mit dem Kiesmaterial, das von der Birsmündung in diesem Uferbereich verbracht wurde.

Abb. 5: Strecke 4 Solitude, im Vordergrund links ein Wehr, das die Strömung im Setzbereich eines Fischergalgens beruhigt.

Abb. 6: Strecke 5.1 Rheinhalde unten. Das Feinmaterial ist weitgehend ausgespült, zurück bleiben grosse Wacken

Abb. 7: Strecke 5.2 Rheinhalde Mitte mit einem relativ steilen Kiesufer, strukturiert durch die Wehre und Buhnen der Fischergalgen, die ein Widerwasser erzeugen.

Abb. 8: Strecke 5.3 Rheinhalde oben. Oberhalb ist das Wehr des Kraftwerks Birsfelden gut zu erkennen.

2.2 Methoden

Die Habitatstrukturen wurden in Anlehnung an das Vorgehen bei der Strukturgütekartierung am Hochrhein verbal charakterisiert (BUWAL; heute BAFU). Die Charakterisierung der Substratzusammensetzung und eine Erhebung der submersen Makrophyten wurden je einmal im Jahr durchgeführt. Als Parameter 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 besitzen 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 für jede Probenahmestrecke separat. Während 2005 Häufigkeitsklassen angegeben wurden (0: nicht vorhanden, 1: vereinzeltes Vorkommen, 2: <10% der Fläche, 3: 10 – 50% der Fläche, 4: >50% der Fläche), wurde die Häufigkeit der einzelnen Choriotope im Jahr 2013 in Prozent der Deckung angegeben, die eine differenzierte Auswertung dieser wichtigen Parameter erlaubt.

Abb. 9: Elektrobefischung der Strecke 3 (Schaffhauserrheinweg). Die Fische wurden nach erfolgter Bestimmung, Vermessung und Protokollierung sofort wieder freigelassen.

Untersuchung der Fischfauna

Die Fischfauna wurde auf den fünf Uferstrecken mit Hilfe von Elektrobefischungen zu jeweils zwei Terminen untersucht. Dabei kam ein Elektrofanggerät des Typs ELT 62-II (2,2 kW, 300-550 V) zur Anwendung (Abb. 9). Als reproduzierbare Befischungsmethode, die insbesondere die Präsenz von Jungfischen berücksichtigt, wurde das standardisierte Verfahren der Punkt-Häufigkeits-Beprobung (point abundance sampling, PAS) nach Persat & Copp (1990) ausgewählt. Jedes Eintauchen der Anode wird dabei als Aufwandseinheit (= unit effort, UE) oder Befischungspunkt betrachtet. Zwischen jedem Eintauchen der Anode wurden durchschnittlich 2 grosse Schritte im Wasser gegen die Strömung zurückgelegt, was einer Weglänge von 80–100 cm entspricht. Aus den Daten wird die relative Häufigkeit ermittelt: Fang pro Aufwandseinheit (catch per unit effort, CPUE). Durch den Bezug auf die Gesamtheit der Aufwandseinheiten an einer Untersuchungsstrecke («sampling efforts») werden auch unterschiedlich lange Uferstrecken vergleichbar. An beiden Terminen wurden jeweils alle Strecken beprobt.

Untersuchung des Makrozoobenthos

Die Untersuchungen des Makrozoobenthos fanden 2005 und 2013 statt und wurden als BACI-Untersuchung konzipiert (before-after / control-impact). Bei diesem Ansatz werden eine oder mehrere Referenzstrecken den Abschnitten gegenübergestellt, auf denen eine Änderung vorgenommen wird (Krebs 1999). Die Strecken 1 und 2 wurden vor und nach einer Veränderung untersucht, während die Strecke 3 zweimal nach einer Änderung untersucht wurde. Strecken 4 und 5 dienten als Referenzstrecken. Auf jeder untersuchten Strecke wurden je fünf mehr oder weniger gleichartige Teilflächen quantitativ beprobt und separat ausgewertet. Die Untersuchung des Makrozoobenthos fand auf den gleichen Strecken statt wie die Elektrobefischung.

Abflussverhältnisse an den Beprobungsterminen

Die Erfassung von Makrozoobenthos samt begleitenden Untersuchungen (Fliessgeschwindigkeit, äusserer Aspekt, Abschätzung der Korngrössenverteilung) erfolgte an jeweils zwei Tagen im April und November 2013. Die ursprünglich bereits für den Frühling 2013 geplante Erhebung der Fischfauna musste wegen anhaltend hoher Wasserstände im Frühling 2013 auf den Herbst des gleichen Jahres verschoben werden. Dadurch rutschte die zweite Beprobung der Fischfauna ins Jahr 2014. Die Erhebung der Wasserpflanzen erfolgte an einem separaten Termin im Oktober 2013 (Tab. 2).

Alle Untersuchungen wurden bei mittlerem oder niedrigem Wasserstand durchgeführt. Die Abflussverhältnisse während den Probenahmen sind in Tab. 2 dargestellt.

Tab. 2: Daten der NADUF (Nationale Daueruntersuchung der schweizerischen Fliessgewässer) über den Wasserstand (Pegel), Abfluss sowie Temperatur der Daten der Probenahme 2005 und 2013.

Datum 2005	Pegel Klingentalfähre	Pegel Rheinhalle	Abfluss Rheinhalle	Temp. Klingentalfähre
13.06.05	245,11 m.ü.M.	245,88 m.ü.M.	1074 m^3/s	16,9 °
22.06.05	245,04 m.ü.M.	245,76 m.ü.M.	992 m^3/s	20,8 °
28.06.05	245,04 m.ü.M.	245,74 m.ü.M.	984 m^3/s	23,2 °
23.09.05	244,91 m.ü.M.	245,44 m.ü.M.	776 m^3/s	16,6 °
29.09.05	245,85 m.ü.M.	245,27 m.ü.M.	658 m^3/s	17,1 °
Datum 2013/14	**Pegel Klingentalfähre**	**Pegel Rheinhalle**	**Abfluss Rheinhalle**	**Probenahme**
08.04.13	244.92 m.ü.M.	245.39 m.ü.M.	738 m^3/s	Makrozoobenthos + Fliessgeschwindigkeit
09.04.13	244.97 m.ü.M.	245.48 m.ü.M.	797 m^3/s	Makrozoobenthos + Fliessgeschwindigkeit
03.10.13	244.96 m.ü.M.	245.47 m.ü.M.	791 m^3/s	Wasserpflanzen
15.10.13	245.09 m.ü.M.	245.76 m.ü.M.	990 m^3/s	Fische
01.11.13	245.14 m.ü.M.	245.86 m.ü.M.	1055 m^3/s	Makrozoobenthos + Fliessgeschwindigkeit
02.11.13	245.13 m.ü.M.	245.84 m.ü.M.	1041 m^3/s	Makrozoobenthos + Fliessgeschwindigkeit
16.04.14	244.88 m.ü.M.	245.29 m.ü.M.	664 m^3/s	Fische

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:

$$H_s = - \Sigma \frac{n_i}{N} * \ln \frac{n_i}{N}$$

H_s: Diversität, n_i: Individuenzahl Art i, N: Gesamtindividuenzahl

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. Die Berechnung erfolgte mit Hilfe des Programms SPSS 11 (Brosius 2002) resp. PSPP (http://www.gnu.org/software/pspp/).

3 Ergebnisse

3.1 Substrateigenschaften und Vegetation

Das Besiedlungssubstrat für das Makrozoobenthos, also die oberste Schicht des Schottersediments der Kiesufer, ergab stark unterschiedliche Befunde für die verschiedenen Strecken (Tab. 3 und 4, Abb. 10).

Tab. 3: Zusammensetzung des Substrats auf den untersuchten Strecken im Jahr 2005. Die Erhebungen sind als Häufigkeitsklassen wiedergegeben. 0: nicht vorhanden, 1: vereinzeltes Vorkommen, 2: < 10% der Fläche, 3: 10-50% der Fläche, 4: > 50% der Fläche

Korngrössen-fraktion	Probestrecken				
	1 Leuengasse	2 Florastrase	3 Schaffhauser-rheinweg	4 Solitude	5 Rheinhalde
>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

Tab. 4: Zusammensetzung des Substrats auf den untersuchten Teilflächen am 8. und 9. April 2013 (Frühling – F) und am 1. und 2. November 2013 (Herbst – H). Die einzelnen Korngrössenfraktionen sind in Prozent der Gesamtbedeckung angegeben.

Korngrössen fraktion	Probestrecken													
	1 Leuen-gasse		2 Flora-strasse		3 Schaff-hauser-rheinweg		4 Solitude		5.1 Rhein-halde unten		5.2 Rhein-halde Mitte		5.3 Rhein-halde oben	
	F	H	F	H	F	H	F	H	F	H	F	H	F	H
>40 cm	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
20-40 cm	5	10	10	5	5	5	20	10	30	15	30	15	10	35
6.3–20 cm	45	40	30	30	15	30	40	50	40	60	40	60	50	35
0.2–6.3 cm	30	40	50	50	60	50	30	30	20	20	20	20	30	20
Sand, Schluff, Ton	20	10	10	15	20	10	10	10	10	5	10	5	10	10

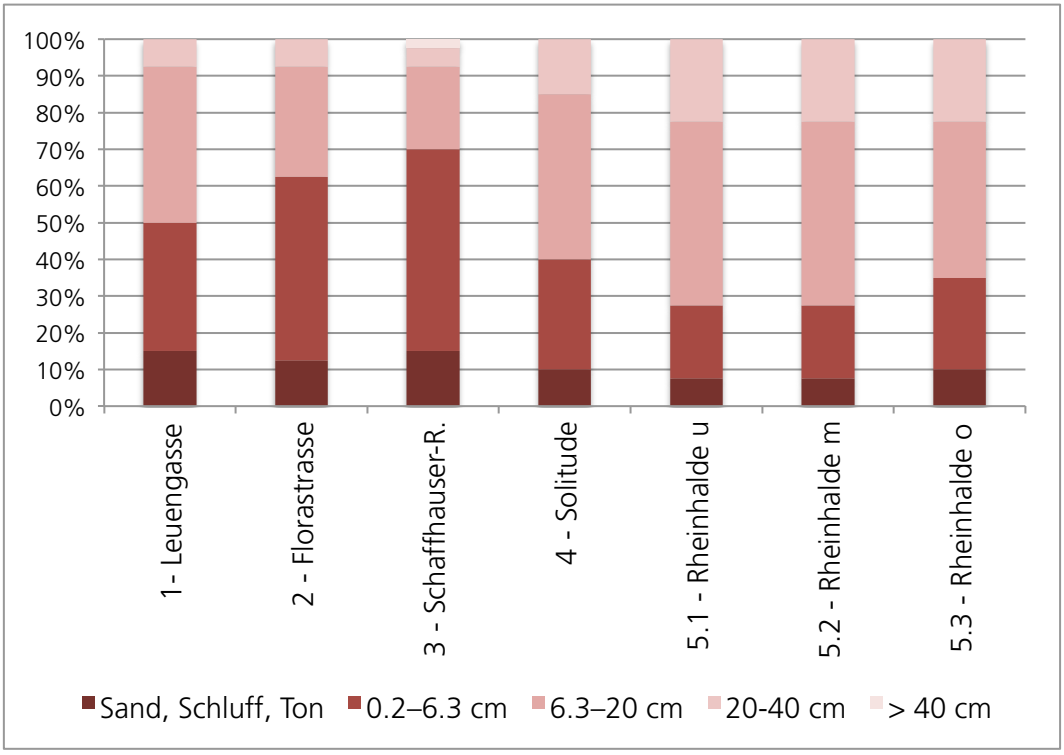

Abb. 10: Korngrössenverteilung an den Probestrecken (April und November 2013 gemittelt)

Es fällt auf, dass im Jahr 2013 der Anteil an Steinen zwischen 20 und 40 cm von unten (Florastrasse) nach oben (Rheinhalde) zunimmt (Tabelle 4). Bei der Kiesfraktion und beim Anteil an Feinsediment verhält es sich grundsätzlich umgekehrt. Von diesem generellen Schema abweichend war auf den Strecken 2 und 3 der Kiesanteil durch die erfolgten Schüttungen erhöht (Abbildung 10).

Die Ergebnisse im Jahr 2013 zeigen Unterschiede der Substratanteile in der Frühlings- und Herbstuntersuchung. Dies ist darauf zurückzuführen, dass im Frühling und Herbst auf den gleichen Strecken nicht exakt die dieselben fünf Teilflächen beprobt wurden.

Die Kartierung der Wasserpflanzenbestände im Herbst 2013 zeigte, dass die Vorkommen auf die Abschnitte 4 und 5 beschränkt sind. Generell waren die Wasserpflanzen auf den Uferstrecken häufig, an denen durch Wehre der Fischergalgen die Strömungsverhältnisse beruhigt sind (Abb. 11, Tab. 5).

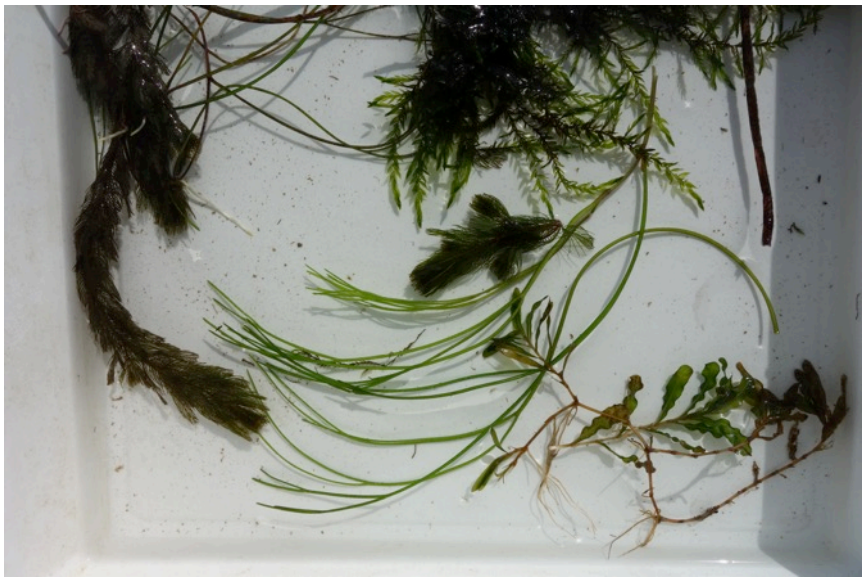

Abb. 11: Schale mit Makrophyten aus dem Rhein vom 3.10.2013. Darin zu sehen: Krauses Laichkraut (unten rechts), Quellmoos (oben Mitte), Flutender Hahnenfuss (rechts der Mitte), Ähriges Tausendlbatt (links), Kammlaichkraut (Mitte).

Entlang der Grenze zwischen Kiesschüttung und Uferberme entwickelte sich zudem punktuell Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*). Dieses profitierte offensichtlich von den Kiesschüttungen, zum Beispiel am Schaffhauser Rheinweg.

Tab. 5: Makrophyten im Rhein am 3.10.2013; + kleines Vorkommen, ++ mässiges Vorkommen. Es wurde vermerkt, wenn Wasserpflanzen ausschliesslich in den Wehren der Fischergalgen, aber nicht wurzelnd gefunden wurden.

	Probestrecken						
	1 Leuengasse	2 Florastrase	3 Schaffhauser-rheinweg	4 Solitude	5.1 Rheinhalde unten	5.2 Rheinhalde Mitte	5.3 Rheinhalde oben
Fontinalis antipyretica (Gewöhnliches Quellmoos)	-	-	-	-	++	Thalli im Wehr	++
Myriophyllum spicatum (Ähriges Tausendblatt)	-	-	-	++	+	-	Sprosse im Wehr
Potamogeton crispus (Krauses Laichkraut)	-	-	-	-	+	-	-
Potamogeton pectinatus (Kamm-Laichkraut)	-	-	-	+	-	Sprosse im Wehr	-
Ranunculus fluitans (Flutender Hahnenfuss)	-	-	-	+	+	-	Sprosse im Wehr
Zannichellia palustris (Teichfaden)	-	-	-	?	-	-	-

3.2 Fischfauna der untersuchten Rheinstrecken

3.2.1 Artenspektrum

Von den im Rahmen von Elektrobefischungen nachgewiesenen 22 Fischarten konnten im Rahmen der Erfolgskontrollen zehn Arten im Jahr 2005 und zwölf Arten (Taxa) 2013/14 nachgewiesen werden (Tab. 6). Im Jahr 2005 gefangenen Arten Aal, Gründling und Schneider wurden bei der zweiten Kampagne nicht mehr nachgewiesen. Dafür traten 2013/14 neu die beiden Neozoen Schwarzmundgrundel und Kesslergrundel auf. Die in der zweiten Untersuchung «Weissfische (Cyprinidae)» zusammengefassten Jungfische wurden jedoch nicht genauer identifiziert.

Tab. 6 Anlässlich der Elektrobefischungen 2005 und 2013/14 nachgewiesene Fischarten und Vergleich mit früheren Ergebnissen aus Aufstiegskontrollen und Fangstatistiken ab 1990 (Küry et al. 2000b; ergänzt durch neuere Daten); * in Fischereistatistik nicht auseinandergehalten; (X) Jungfisch aus Besatz.

Fischarten	Elektrobe-fischung	Aufstiegs-kontrollen	Fangsta-tistik	Elektrobe fischung 2005	Elektrobe-fischung 2013/14
Aal (*Anguilla anguilla*)	X	X	X	X	
Alet (*Squalius cephalus*)	X	X	X	X	X
Äsche (*Thymallus thymallus*)	X	X	X		
Bachforelle (*Salmo t. trutta* f. *fario*)	X	X	X		X
Bachneunauge (*Lampetra planeri*)	X				
Barbe (*Barbus barbus*)	X	X	X	X	X
Blicke (*Blicca bjoerkna*)		X			
Brachsen (*Abramis brama*)	X	X	X		
Egli/Flussbarsch (*Perca fluviatilis*)	X	X	X		X
Elritze (*Phoxinus phoxinus*)	X			X	X
Groppe (*Cottus gobio*)	X		X	X	X
Gründling (*Gobio gobio*)	X			X	
Hasel (*Leuciscus leuciscus*)	X				
Hecht (*Esox lucius*)		X	X		
Karpfen (*Cyprinus carpio*)		X	X		
Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*)	X				
Kesslergrundel *(Ponticola kessleri)*					X
Lachs (*Salmo salar*)	X			X	(X)
Laube (*Alburnus alburnus*)	X	X		X	X
Nase (*Chondrostoma nasus*)	X	X	X		
Rapfen *(Aspius aspius)*			X		
Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*)		X	X		
Rotauge, Plötze (*Rutilus rutilus*)	X	X	X*		
Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*)	X	X	X*		
Schleie *(Tinca tinca)*		X	X		
Schmerle *(Barbatula barbatula)*	X			X	X
Schneider *(Alburnoides bipunctatus)*	X			X	
Schwarzmundgrundel *(Neogobius melanostomus)*					X
Seeforelle *(Salmo trutta lacustris)*		X			

Fischarten	Elektrobe-fischung	Aufstiegs-kontrollen	Fangsta-tistik	Elektrobe fischung 2005	Elektrobe-fischung 2013/14
Strömer (*Telestes souffia*)	X	X			
Trüsche (*Lota lota*)	X		X		
«Weissfisch» (Cyprinidae)					X
Zander (*Sander lucioperca*)		X	X		
Total	**22**	**19**	**16**	**10**	**12**

Ein Vergleich mit früheren Erhebungen der Fischfauna im Rhein zeigt, dass mit den Uferbefischungen nicht das gesamte Artenspektrum erfasst werden kann (Tab. 6). Aufgrund fehlender Fischunterstände und anderer geeigneter Strukturen im Uferbereich wurden bei der Elektrobefischung keine grösseren Fische gefangen. Diese halten sich eher in tieferen Bereichen im Rhein auf. Zudem führen jahreszeitliche Wanderungen im Gewässer dazu, dass Arten nicht regelmässig nachgewiesen werden. Dies ist auch im Zusammenhang mit der Auswertung der Uferbefischungen zu berücksichtigen.

Tab. 7: Arten und Gesamtartenzahlen, die mit Hilfe der Punktbefischungen am 13. Juni und 23. September 2005 erhoben wurden. *: nur eine Abfischung durchgeführt. Probestrecken: 1:F Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

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

3.2.2 Taxazahlen

Die Taxazahlen auf den verschiedenen Strecken zeigten 2005 eine Zunahme zwischen den Strecken 1 und 5 (Tab. 7). Bei den Befischungen 2013/14 fällt vor allem das schlechte Abschneiden der Strecke 2 auf: Im Herbst 2013 wurde hier neben 11 Neozoen (alles Schwarzmundgrundeln) lediglich eine einzige Groppe festgestellt. Im Frühling 2014 konnten neben den obligaten Schwarzmundgrundeln immerhin noch 4 kleine Barben, 7 Elritzen und ein nicht näher identifizierter, kleiner Weissfisch gefangen werden. Aber auch so belegt das Ergebnis, dass die Strecke oberhalb der Johanniterbrücke sehr strukturarm ist. An den anderen Strecken wurden zwischen 6 und 9 Arten gefangen, für eine genauere Sicht auf die Dinge, müssen die Abundanzen der Fische angeschaut werden:

Im Jahr 2005 wurde das Rheinufer von Schwärmen junger Barben und Lauben dominiert (Abb. 8), während 2013/14 Elritzen und Schwarzmund-Grundeln den Bestand beherrschten. Im Gegensatz zur Kesslergrundel war die ebenfalls 2012 aus dem Schwarzmeerraum

in den Rhein bei Basel eingewanderte Schwarzmundgrundel zum Zeitpunkt der Untersuchung als invasiv zu bezeichnen (Corkum et al., 2004). Im Herbst 2013 wurden neben 213 einheimischen Fischarten nur 46 Neozoen (18%) gefangen, im Frühling 2014 waren es 203 einheimische Fische gegenüber 114 Neozoen (36%). Ihr Anteil hat sich damit in diesem Zeitraum verdoppelt.

Tab. 8: Anzahl gefangener Fische und Anzahl Taxa bei den Punktbefischungen am Rheinufer. H (Herbst): Beprobung vom 15.10.2013; F (Frühling): Beprobung vom 16.4.2014. Probestrecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5.1: Rheinhalde unten, 5.2: Rheinhalde Mitte, 5.3: Rheinhalde oben.

Fischarten	**1**		**2**		**3**		**4**		**5.1**		**5.2**		**5.3**		**gesamt**
	H	F	H	F	H	F	H	F	H	F	H	F	H	F	
Alet					1			1						1	3
Bachforelle		2				17	2	1		6	1	12			41
Barbe	9	8		4	9	3	9	1	1	2		1		1	48
Egli									2						2
Elritze		3		7	60	16	10	2	20		14		39	102	273
Groppe	1		1		1		3		2		1	2			11
Kesslergrundel	1								1				1		3
Laube								1		1				1	3
Salmonide		1													1
Schmerle	3				2	1		1	3		1		4	1	16
Schwarzmund-grundel		5	11	5	9	12	8	12	4	26	6	21	5	33	157
«Weissfische»	3	1		1			4	1	7					1	18
Total Individuen	**17**	**20**	**12**	**17**	**82**	**49**	**36**	**20**	**40**	**35**	**23**	**36**	**49**	**140**	**576**
Anzahl Taxa (Jahreszeit)	**4**	**5***	**2**	**3**	**6**	**5**	**5**	**7**	**7**	**4**	**5**	**4**	**4**	**6**	**11***
Anzahl Taxa (beide Jahreszeiten)	**8***		**4**		**7**		**8**		**9**		**6**		**7**		

* inkl. 1 Salmonide (Bachforelle oder Lachs)

3.2.3 Catch per Unit Effort (CPUE)

Im Vergleich zu 2005 ist die Anzahl der Fische pro Fangaufwand deutlich zurückgegangen: Wurden damals durchschnittlich 0.78 Fische pro Aufwandeinheit (CPUE) gefangen, waren es 2013/14 nur noch 0.41 (Tabelle 9). Dies ist ein niedriger Wert für Uferbiotope, in denen gewöhnlich ganze Jungfisch-Bestände erfasst werden.

Aufgeschlüsselt nach den Jahreszeiten ergibt das 0.43 im Frühling 2014 und 0.39 im Herbst 2013 (in der Tabelle nicht dargestellt) - demnach besteht im Gesamt-CPUE kein signifikanter Unterschied zwischen den beiden Probenahmeterminen.

Tab. 9: Fangaufwand oder Catch per Unit Effort CPUE: Anzahl Fische, die pro Eintauchen der Anode des Elektrofanggeräts gefangen wurden - zur besseren Darstellbarkeit multipliziert mit 100. H (Herbst): Beprobung vom 15.10.2013; F (Frühling): Beprobung vom 16.4.2014. Probestrecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5.1: Rheinhalde unten, 5.2: Rheinhalde Mitte, 5.3: Rheinhalde oben.

Bezeichnung Strecke	**1**		**2**		**3**		**4**		**5.1**		**5.2**		**5.3**		**Mittel-wert**
Anzahl Anoden-eintauchen	108	68	88	87	105	135	100	186	90	101	85	76	84	113	102
alle Angaben x 100	H	F	H	F	H	F	H	F	H	F	H	F	H	F	
CPUE gesamt	16	29	14	20	78	36	36	11	44	35	27	47	58	124	41
CPUE Kesslergrundel	0.93	0	0	0	0	0	0	0	1.1	0	0	0	1.2	0	0.23
CPUE Schwarzmundgr.	0	7.3	12.5	5.7	8.6	89	8.0	6.4	4.4	26	7.1	28	5.9	29	11
CPUE Bachforelle	0	2.9	0	0	0	13	2.0	0.54	0	5.9	1.2	16	0	0	2.9
CPUE Barbe	8.3	11.8	0	4.6	8.6	2.2	9.0	0.54	1.1	2.0	0	1.3	0	0.88	3.6
CPUE Elritze	0	4.4	0	8.0	57	12	10	1.1	22	0	16	0	46	90	19
CPUE Groppe	0.93	0	1.14	0	0.95	0	3.0	0	2.2	0	1.2	2.6	0	0	0.86
CPUE Schmerle	2.8	0	0	0	1.9	0.74	0	0.54	3.3	0	1.2	0	4.8	0.88	1.1
CPUE "Weissfisch"	2.8	1.5	0	1.1	0	0	4.0	0.54	7.8	0	0	0	0	0.88	1.3
CPUE sonstige	0	1.5	0	0	0.95	0	0	1.1	2.2	1.0	0	0	0	1.8	0.6

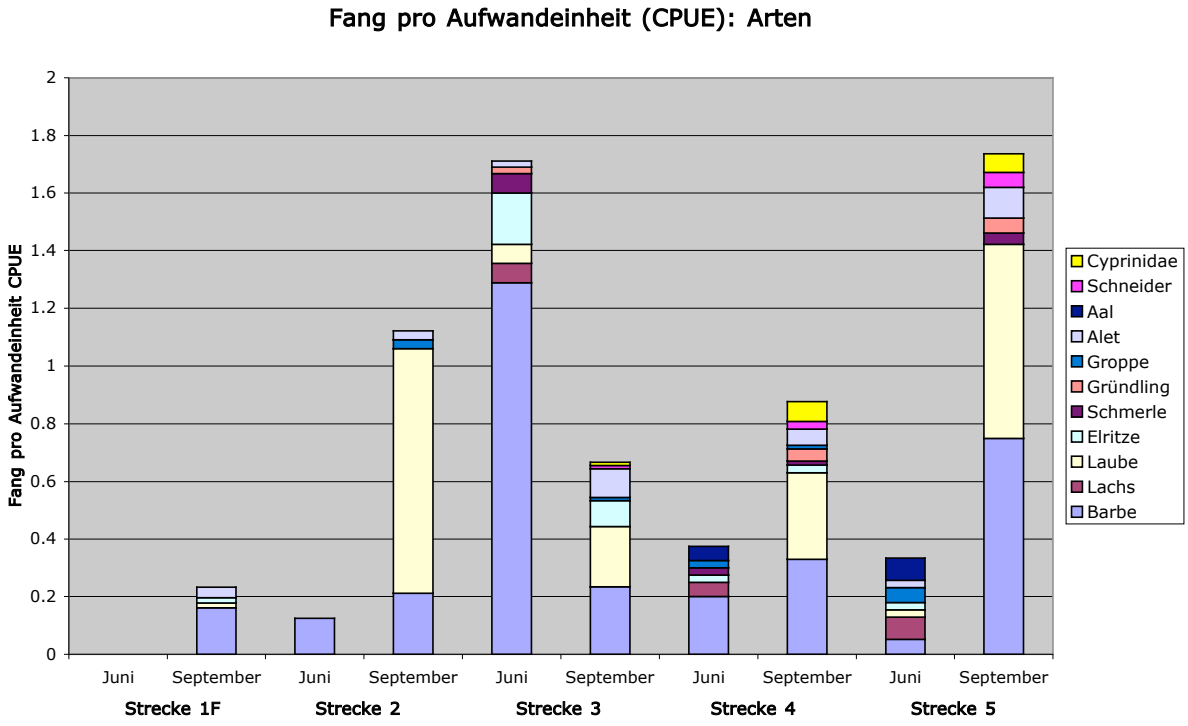

Abb. 12a: Anzahl Fische und Artenverteilung pro Befischungspunkt 2005. Probestrecken: 1F: Johanniterbrücke (linkes Ufer), 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde. Auf Strecke 1F wurde im Juni nicht gefischt.

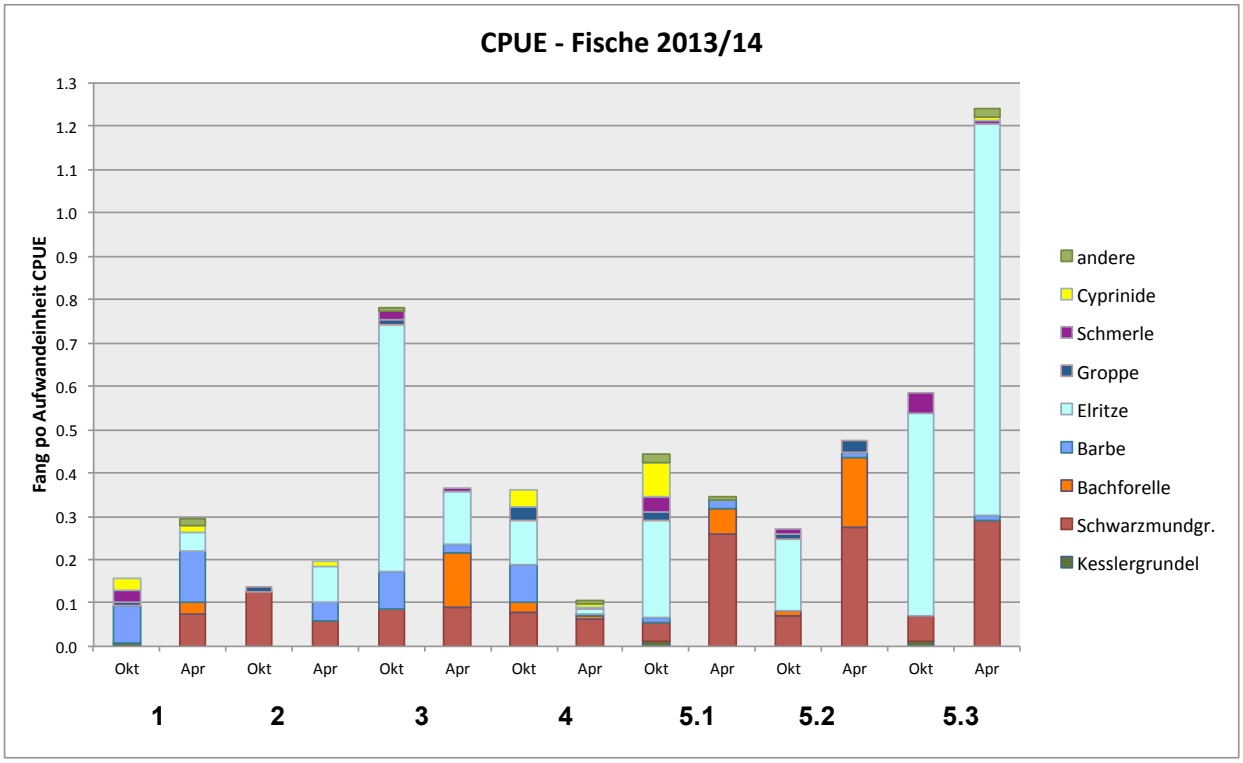

Abb. 12b: Anzahl Fische und Artenverteilung pro Befischungspunkt 2013/14. Probestrecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5.1: Rheinhalde unten, 5.2: Rheinhalde Mitte, 5.3: Rheinhalde oben.

Die Abbildungen 12a und 12b zeigen den CPUE aufgeschlüsselt nach Standorten und Fischarten. Auf diese Weise lassen sich die Ergebnisse aus den verschiedenen Jahren und an verschiedenen Strecken vergleichen, weil ja der Einfluss des Fangaufwands durch die Umrechnung in den CPUE herausgerechnet wurde. Die Ergebnisse belegen klar, dass sich die Fischartenzusammensetzung zwischen 2005 und 2013/14 verändert hat: 2005 dominieren Barben und streckenweise auch Lauben die Fischfauna an den untersuchten Uferabschnitten des Rheins. 2013 wurden überhaupt keine Lauben mehr festgestellt und lediglich an der Strecke 1 unterhalb der Johanniterbrücke dominierten bei einem insgesamt niedrigen Fangergebnis noch die Barben. Alle anderen Strecken wurden von Schwarzmundgrundeln und Elritzen dominiert.

Die Ergebnisse zeigen ausserdem, dass die strukturell etwas besser aufgestellten Strecken 3 (Schaffhauserrheinweg mit Kiesschüttungen) und 5.1 bis 5.3 (Rheinhalde) höhere Fischdichten aufweisen als die Strecken 1 und 3. Insbesondere kleinere Elritzen-Schwärme tragen wesentlich zur Fischdichte bei. Warum die Strecke 4 am Tinguely-Museum im April 2014 so schlecht abschnitt, lässt sich nicht mit Sicherheit sagen: Hier wurden ausser den Schwarzmundgrundeln kaum noch andere Fische gefangen. Der relative Anstieg der Schwarzmundgrundeldichte zwischen Oktober 2013 und April 2014 deutet auf eine weitere Ausbreitung dieser neu eingewanderten Fischart hin.

Die Schwarzmundgrundeln wurden nicht nur in Blockwürfen gefangen, sondern in hoher Dichte auch auf strukturarmen Kiesflächen zum Beispiel hinter der Wehren der Fischer-

galgen. Da sich diese Neozoen auch von Fischeiern ernähren, also teilweise Laichräuber sind, wird eine Verdrängung von einheimischen Fischarten durch selektives Fressen von Laich befürchtet.

Aufgrund der ähnlichen Lebensweise am Gewässergrund wird ein hoher Druck der Schwarzmundgrundeln auf die Groppenbestände (Abb. 13) befürchtet. Ein Vergleich mit den Untersuchungen zeigte jedoch, dass die im Rhein nicht häufigen Groppen in einem vergleichbaren Anteil auch 2013/2014 präsent waren. Deutlich war hingegen das Fehlen des Aals bei der zweiten Kampagne. Dies dürfte weniger eine Folge der neozoischen Grundelarten sein, sondern könnte mit den schlechten Abwanderungsmöglichkeiten im Rhein oder dem aus Japan eingeschleppten Schwimmblasenwurm *(Anguillicoloides crassus)* in Verbindung stehen.

Abb. 13: Trotz invasiver Grundelarten nach wie vor am Rheinufer präsent: Die Groppe *(Cottus gobio)*

3.2.4 Diversität der Fische auf verschiedenen Uferstrecken

Der Diversitätsindex nach Shannon-Wiener war im Jahr 2005 geringer als bei der zweiten Untersuchungsperiode 2013/14 (Abb. 14a und 14b).

Der Shannon-Index misst die α-Diversität. Diese ist ein Mass für die Artenvielfalt eines Lebensraums. Sie beschreibt nicht nur die Anzahl der in einem Habitat oder Biotop vorkommenden Arten, sondern auch die Dominanzverhältnisse zwischen den Arten. Bei einer einseitigen Verteilung der Arten, z.B. durch das dominierende Vorkommen weniger Neozoen, ist der Shannon-Index niedriger als bei einer ausgewogenen Artverteilung.

Der Trend im Längsverlauf der untersuchten Teilstrecken zeigt, dass Artenzahl und Shannonindex zusammen zu- und abnehmen. Das liegt daran, dass die Dominanzverhältnisse auf den untersuchten Strecken ähnlich waren - es dominierten jeweils wenige Arten, wie die Elritze *(Phoxinus phoxinus)* oder die Schwarzmundgrundel *(Neogobius melanostomus).*

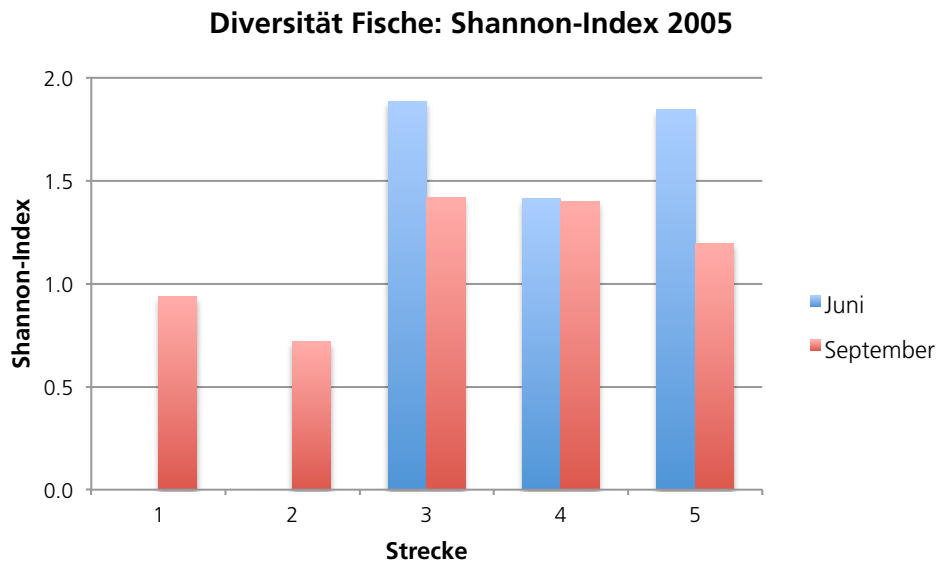

Abb. 14a: Diversitätsindex nach Shannon auf den verschiedenen Uferstrecken des Rheins 2005. Probestrecken: 1F*: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde. *: nur eine Abfischung durchgeführt.

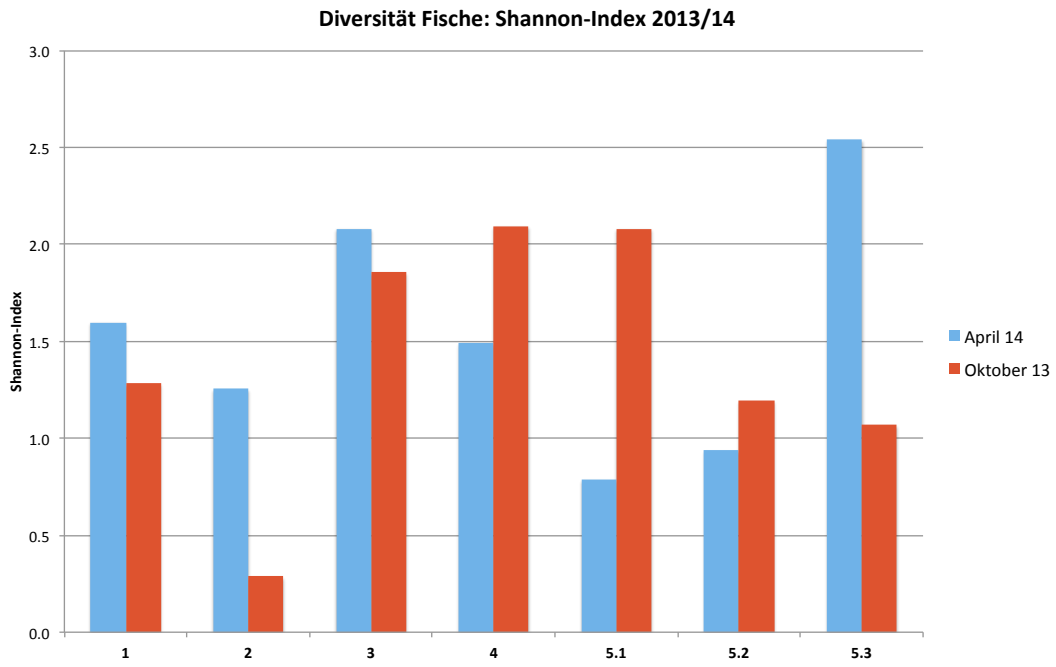

Abb. 14b: Diversitätsindex nach Shannon auf den verschiedenen Uferstrecken des Rheins 2013/14. Probestrecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5.1: Rheinhalde unten; 5.2: Rheinhalde Mitte; 5.3: Rheinhalde oben.

3.2.5 Grössenverteilung der gefangenen Fische

Rund 15% aller gefangenen Fische in den Jahren 2013/2014 waren grösser als 5 cm (Tab. 10). Dabei unterschied sich die Frühlingsprobenahme mit 15.1 % nicht signifikant von der Herbstprobenahme mit 14.5%. 2005 waren insbesondere im Herbst grosse Barben- und Laubenschwärme vorhanden, die 2013 fehlten.

Mit Ausnahme der Elritzen, die ausgewachsen meist eine Länge von 6–8 cm erreichen, handelt es sich bei den Fischen < 5 cm in fast allen anderen Fällen um diesjährige Fische (Altersklasse 0+).

Die beprobten Rheinuferstrecken waren in erster Linie Jungfischhabitate für Bachforellen, Barben, Schwarzmundgrundeln und eingeschränkt auch für Schmerlen. Dabei ist zu beachten, dass es bei den Bachforellen mit hoher Wahrscheinlichkeit um Fischbesatz handelt. Bei den Elritzen waren ebenfalls viele Jungfische vorhanden, auch wenn in dieser Längenklasse auch ältere Altersstadien erfasst werden. Grössere Fische wurden mit Ausnahme von Schwarzmundgrundeln generell nur in geringen Stückzahlen gefangen. Es fällt jedoch auf, dass von der Kesslergrundel ausschliesslich grössere, adulte Fische gefangen wurden (Abb. 15). Das deckt sich mit Beobachtungen der Universität Basel (Irene Kalchhauser, mündl. Mitteilung), die zeigen, dass die Bestände der Kesslergrundel im Rhein bei Basel nach anfänglich raschem Anstieg tendenziell wieder rückläufig sind und von der Schwarzmundgrundel zurückgedrängt werden.

Bei den Schmerlen liegt der Anteil der Längenklasse > 5 cm bei 75% und bei den Groppen bei 82%. Die geringen Fangzahlen zeigen, dass die beprobten Rheinufer einen Lebensraum für ältere Fische darstellen. Da kaum Jungfische festgestellt wurden, müssen die Habitate für diese Arten jedoch in anderen Bereichen des Gewässernetzes liegen.

Tab. 10: Längenklassenverteilung der Fischarten. H: Herbst 2013, F: Frühling 2014.

Fischarten	**< 5 cm**		**> 5 cm**		**>10 cm**		**Prozentsatz > 5 cm (F + H)**
	H	F	H	F	H	F	
Alet	1			1		1	67
Bachforelle		35	3	1		2	15
Barbe	25	17	3	3			12
Egli	1		1				50
Elritze	142	128	1	2			1
Groppe	2		7	2			82
Kesslergrundel			4				100
Laube		1	0	2			67
Schmerle	4	0	9	3			75
Schwarzmundgrundel	35	83	8	31		1	25
«Weissfische»	14	4					0
Gesamt							**14.8**

Abb. 15: Neueinwanderer im Rhein bei Basel: Die Kesslergrundel *(Neogobius kessleri);* Fotos des ersten Nachweises in Basel im Oktober 2011.

3.3 Makrozoobenthosgemeinschaft der untersuchten Rheinstrecken

3.3.1 Nachgewiesene Taxa

Auf der untersuchten Strecke des Rheins wurden an den beiden Untersuchungsterminen im Jahr 2013 gesamthaft 53 Taxa nachgewiesen. Dies ist etwa die Hälfte des Potenzials, das aufgrund der Untersuchungen der späten 1990er-Jahre im Rhein zu erwarten ist (Tab. 11). Damals wurden in einer intensiven Untersuchung insgesamt 103 Taxa festgestellt.

Über die gesamte Strecke betrachtet gleichen sich Taxazahlen der einzelnen Tiergruppen in den Jahren 2005 und 2013 stark. Markante Unterschiede gibt es lediglich bei den Schnecken: 2013 wurden vier Taxa nachgewiesen, gegenüber zwei Taxa 2005. Hinzugekommen sind hier die Schnauzenschnecke *(Bithynia tentaculata)* sowie der Steinkleber *(Lithoglyphus naticoides).* Die Köcherfliegen (Trichoptera) sowie weitere kleinere Gruppen waren 2013 mit weniger als der Hälfte der potenziell möglichen Taxa vertreten. Die Eintagsfliegen erreichten mit neun Taxa knapp mehr als die Hälfte ihres Potenzials. Ausserdem wurde 2013 mit *Limnomysis benedeni,* eine Schwebegarnele, nachgewiesen. Diese invasive Art ist seit rund einem Jahrzehnt in Ausbreitung begriffen und tritt im Bodensee massenhaft auf (Abbildung 18).

Abb. 16: Invasive Art vor allem im Bodensee: Die Donau-Schwebegarnele *(Limnomysis benedeni).* Foto: Peter Rey, HYDRA-Konstanz.

Tab. 11: Anzahl Makrozoobenthostaxa in den Erfolgskontrollen 2005 und 2013 im Uferbereich im Vergleich zu den Werten der intensiven Untersuchung des gesamten Rheins in den Jahren 1998–2000 (Rey et al., 2005); n.b.: nicht bestimmt

Taxa	Taxazahl 1998/2000	Taxazahl 2005	Taxazahl 2013
Schwämme (Porifera)	1	0	0
Strudelwürmer (Tricladida)	3	0	1
Wenigborster (Oligochaeta)	8	5	4
Vielborster (Polychaeta)	1	1	1
Egel (Hirudinea)	3	3	2
Schnecken (Gastropoda)	5	2	4
Muscheln (Eulamellibranchiata)	6	3	4
Schwebegarnelen (Mysida)	0	0	1
Flohkrebse (Amphipoda)	6	4	4
Asseln (Isopoda)	3	1	2
Zehnfusskrebse (Decapoda)	1	0	0
Eintagsfliegen (Ephemeroptera)	17	8	9
Steinfliegen (Plectoptera)	1	2	1
Libellen (Odonata)	5	0	0
Wanzen (Heteroptera)	3	1	0
Käfer (Coleoptera)	6	4	4
Netzflügler (Neuroptera)	1	0	0
Köcherfliegen (Trichoptera)	26	9	10
Zweiflügler (Diptera)	8	4	5
Milben (Acari)	n.b.	n.b.	1
Total Taxa Makrozoobenthos	103	47	53
Anzahl Neozoen		7	11

3.3.2 Taxareichtum und Diversität des Makrozoobenthos

Pro Probetermin und Strecke wurden 2013 zwischen 13 und 30 Taxa gefunden (Abb. 17b). Demgegenüber war die Vielfalt im Jahr 2005 mit 25 bis 33 Taxa pro Strecke höher Abb. 17a).

Dieses Ergebnis ist wie die höhere Gesamt-Taxazahl auf eine Zunahme der Neozoenarten zurückzuführen: Diese hat sich im Vergleich zu 2005 von sieben Arten auf elf Arten im Jahr 2013 deutlich erhöht. Darunter konnten vier Taxa nur als Einzelfunde oder in wenigen Exemplaren nachgewiesen werden: Die beiden aus Ostasien stammenden Körbchenmuscheln (*Corbicula fluminalis* und *Corbicula fluminea*) kommen in grösseren Wassertiefen häufiger vor, sind aber bei einer Probenahme am Rheinufer nur sporadisch anzutreffen. Die Zebramuschel *(Dreissena polymorpha)* und die in den letzten Jahren invasionsartig in der Freiwasserzone des Bodensees auftretende Schwebegarnele *(Limnomysis benedeni)* wurden nur als Einzelexemplare gefunden. Die neu angekommene Quaggamuschel (*Dreissena rostriformis* ssp. *bugensis*) konnte bisher erst mittels Environmental-DNA im Rheinhafen Kleinhüningen nachgewiesen werden (De Ventura, schriftl. Mitt.).

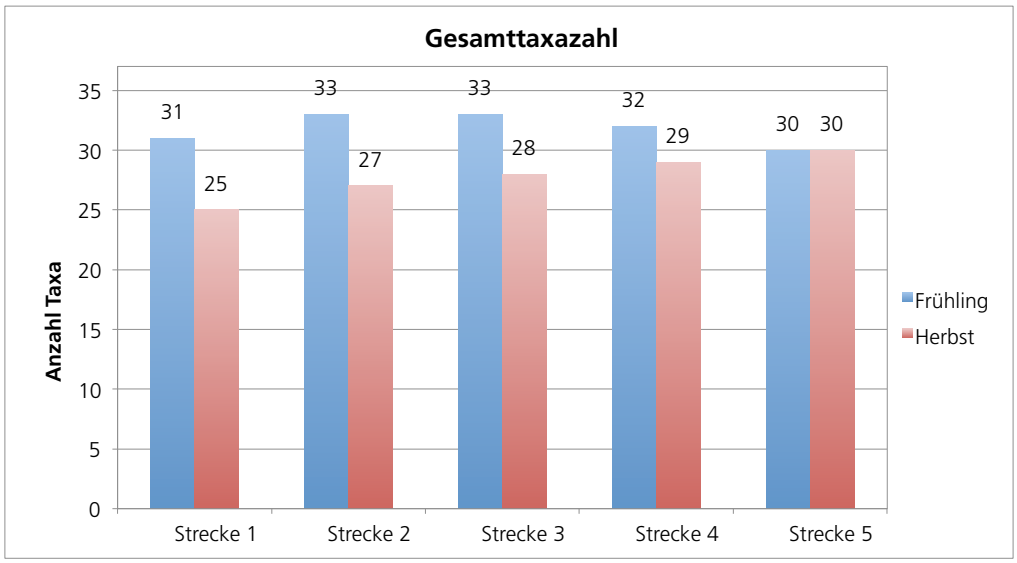

Abb. 17a: Summe der Makrozoobenthos-Taxa auf den untersuchten Strecken 2005. Probestrecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

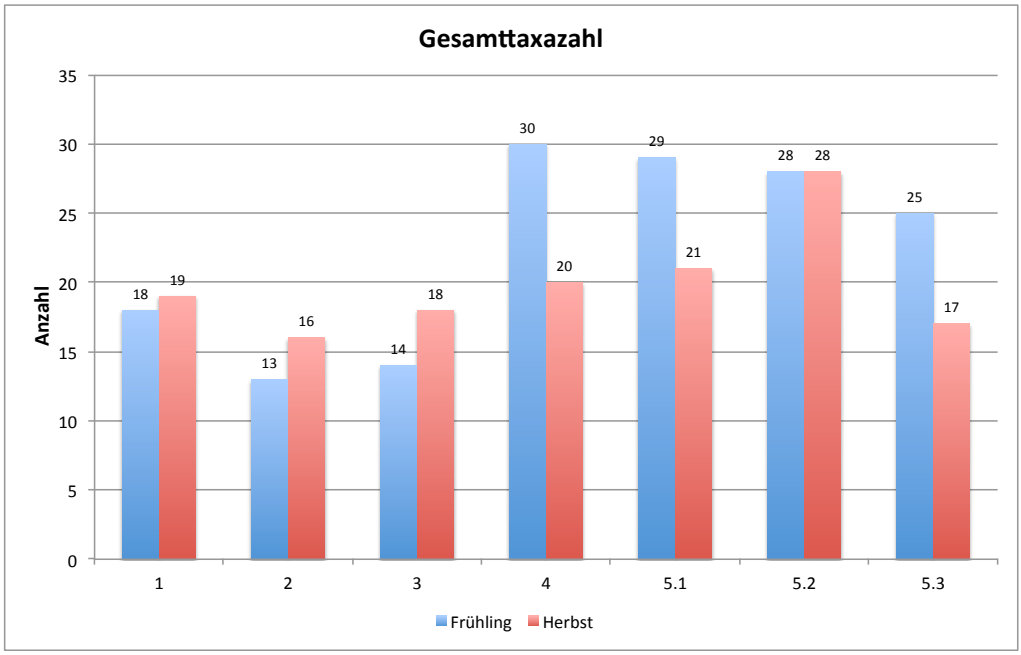

Abb. 17b: Summe der Makrozoobenthos-Taxa auf den untersuchten Strecken 2013. Probestrecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde (5.1 unten; 5.2 Mitte; 5.3 oben).

Bei der Untersuchung 2013 liessen sich zwei Gruppen von Untersuchungsstrecken erkennen. Während in den innerstädtischen Strecken 1 bis 3 zwischen 13 und 19 Taxa gefunden wurden, waren es auf den Strecken 4 und 5 zwischen 17 und 30 Taxa. Besonders markant war dieser Unterschied bei der Probenahme im Frühling. Während auf den Strecken 1 bis 3 die Anzahl Taxa im Frühling niedriger war als im Herbst, zeigte sich auf den Strecken 4 und 5 das umgekehrte Muster. Im Jahr 2005 schnitt dagegen die Frühlingsprobenahme durchweg besser ab.

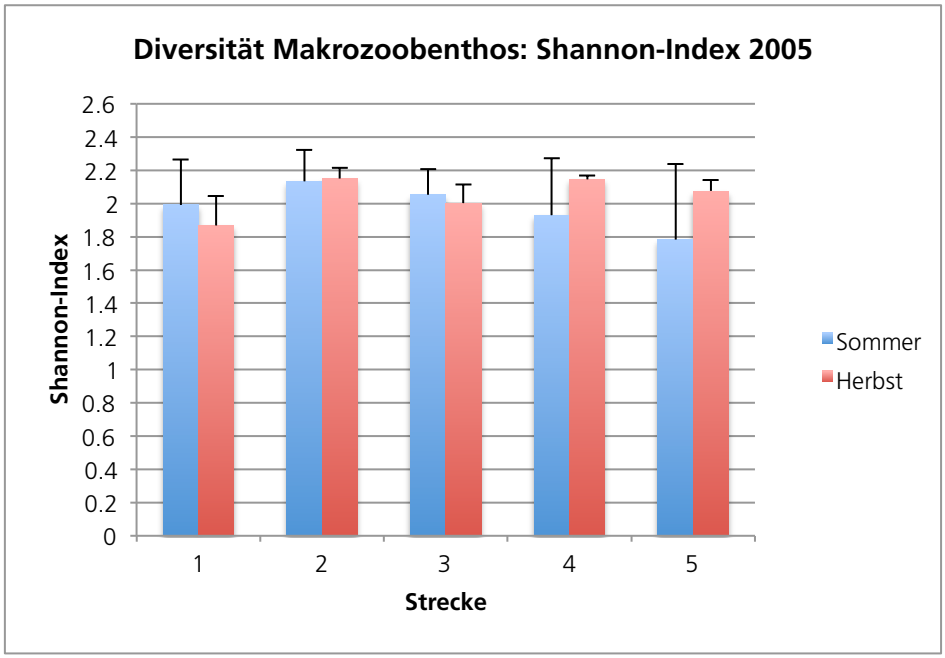

Abb. 18a: Mittelwerte und Standardabweichung der Shannon-Indices auf den untersuchten Strecken im Juni und September 2005. Bezeichnung der Strecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

Im Jahr 2005 erreichte der Shannon-Index Werte zwischen 1.78 und 2.15 (Abb. 18a). Während im Sommer ein Trend zu höheren Werten auf den Strecken 1, 2 und 3 zu erkennen war, lagen die höchsten Werte im Herbst auf den Strecken 2, 4 und 5.

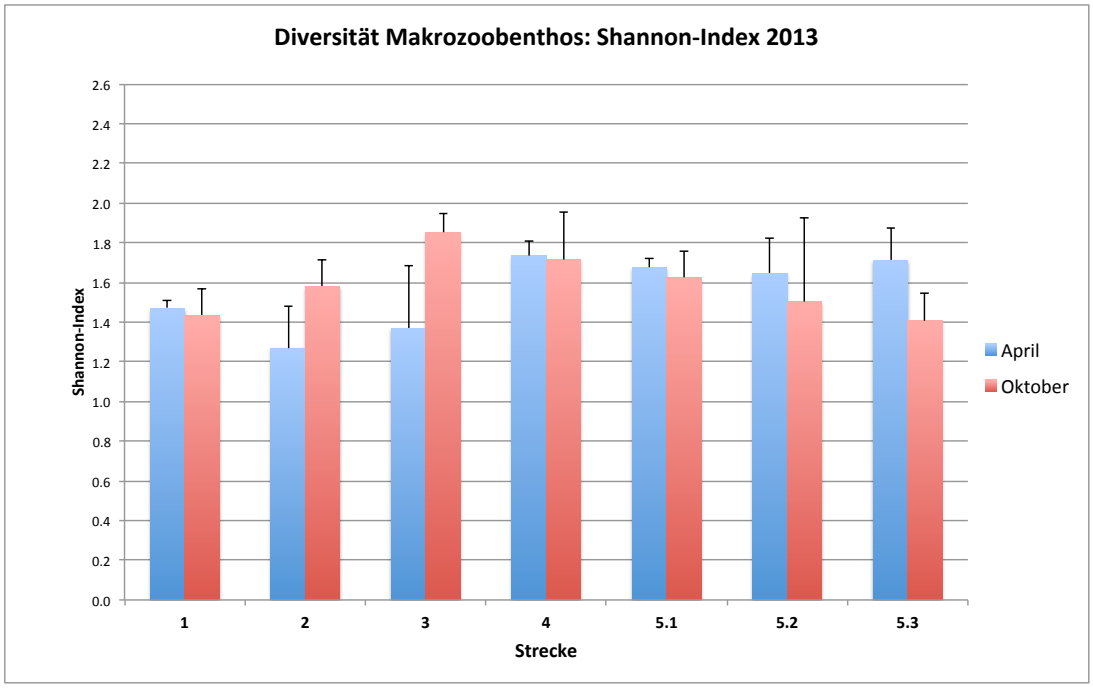

Abb. 18b: Mittelwerte und Standardabweichung der Shannon-Indices auf den untersuchten Strecken 2013. Probestrecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde (5.1 unten; 5.2 Mitte; 5.3 oben).

Im Jahr 2013 bewegte sich der Shannon-Index zwischen knapp 1.3 und 1.9 (Abb. 18b). Auf der Strecke 2 im Frühling mit starker Dominanz von zwei Taxa war die Diversität am niedrigsten, auf der Strecke 3 im Herbst hingegen am höchsten, weil hier die verschiedenen Taxa ähnlich häufig waren. Dass die Werte insgesamt recht niedrig liegen, ist eine Folge der vielen Einzelfunde oder stark unterrepräsentierten Arten.

Die Häufigkeitsanteile der verschiedenen übergeordneten Makrozoobenthostaxa variierten 2013 stark zwischen den verschiedenen Strecken, zeigten aber eine hohe Dominanz der jeweils von Neozoen beherrschten Flohkrebse (Amphipoda) und Asseln (Isopoda). Auf den Strecken 1 bis 3 lag der Anteil der Amphipoda im Frühling jeweils über 50%. Auffällig war zudem der relativ hohe Anteil der Trichoptera, die auf den Strecken 3 bis 5 fast 25% der Individuen erreichten (Abb. 19). Ein eindeutiger Trend zur Gruppierung von strukturell ähnlichen Strecken aufgrund der Anteile der verschiedenen Makrozoobenthosgruppen war nicht zu erkennen.

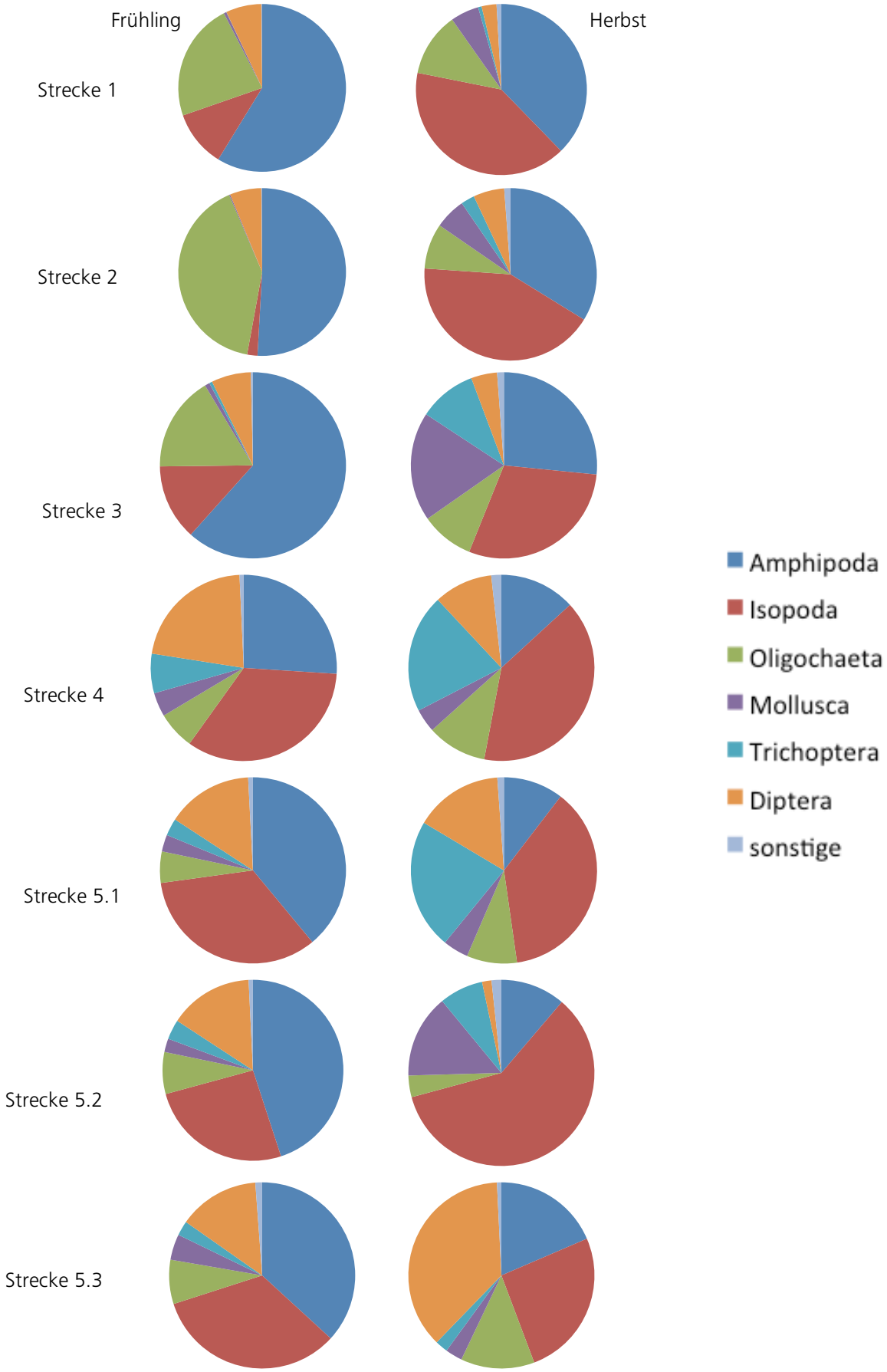

Abb. 19: Anteile der verschiedenen Makrozoobenthos-Gruppen auf den untersuchten Strecken am Rheinufer 2013. Probestrecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde (5.1 unten; 5.2 Mitte; 5.3 oben).

3.3.3 Charakteristische und gefährdete Arten des Hochrheins

Im Rahmen der Untersuchung wurden fünf Arten der schweizerischen Roten Liste (Lubini et al. 2012) gefunden (Tab. 12). Die meisten dieser Arten sind typische Bewohner grosser Fliessgewässer und wegen der starken Beeinträchtigung dieser Lebensräume durch Uferverbauung, Staustufen etc. in ihrem Bestand gefährdet. Die Gelbe Eintagsfliege *Potamanthus luteus* (Abb. 20) und die Eintagsfliege *Baetis vardarensis* sind potenziell gefährdet (Kategorie NT, near threatened), während die vor allem in der Westschweiz selten gewordene Eintagsfliege *Torleya major* sowie die Köcherfliege *Silo piceus* als verletzlich (Kategorie VU, vulnerable) eingestuft sind. Die Köcherfliegen *Hydropsyche exocellata* wird als stark gefährdet (Kategorie EN, endangered) eingestuft. Im Gegensatz zu *Potamanthus luteus*, der 2013 bis auf die beiden unteren Strecken überall gefunden werden konnte, handelt als sich bei *Torleya major* und *Silo piceus* um Einzelfunde (Tab. 12). Im Vergleich zu 2005 konnten die beiden Eintagsfliegenarten *Baetis vardarensis* und *Heptagenia sulphurea,* die Köcherfliege *Hydropsyche exocellata* sowie die Grundwanze (*Aphelocheirus aestivalis*) im Jahr 2013 nicht mehr nachgewiesen werden.

Tab. 12: Seltene und gefährdete Arten im Rhein in Basel-Stadt nach Roten Listen (RL) der Schweiz (CH), Status: RL-Einstufungen: VU: gefährdet, NT: potentiell gefährdet. Typ: typische Art des Hochrheins resp. grosser Flüsse.

Ordnung	Art	Nachweis-Jahr	Status	Strecken
Eintagsfliegen	*Baetis vardarensis*	2005	NT	4
Eintagsfliegen	*Heptagenia sulphurea*	2005	Typ	1-5
Eintagsfliegen	*Potamanthus luteus*	2005/2013	NT	3, 4, 5.1, 5.2, 5.3
Eintagsfliegen	*Torleya major*	2013	VU	1
Wanzen	*Aphelocheirus aestivalis*	2005	Typ	5
Köcherfliegen	*Hydropsyche exocellata*	2005	EN	4
Köcherfliegen	*Silo piceus*	2013	VU	5.2

Abb. 20: Larve der Eintagsfliegenart *Potamanthus luteus*, einer Art, die in der Schweiz nur im Rhein und seinen grösseren Zuflüssen vorkommt.

Abb. 21: Der einheimische Flussflohkrebs *Gammarus roeseli* konnte im Rhein 2013 nicht mehr gefunden werden (Foto: wirbellosen-aquarium.de).

Die einheimischen Arten *Gammarus pulex*, *G. fossarum* und *G. roeseli* wurden 2013 an den beprobten Strecken des Rheins nicht mehr gefunden (Abb. 21).

Die Bestände von Flussarten wie *Baetis vardarensis, Heptagenia sulphurea, Hydropsyche exocellata* und *Aphelocheirus aestivalis* verdanken wohl ihre Existenz noch Vorkommen in den obenliegenden Rheinabschnitten, der Aare sowie weiteren grösseren Rheinzuflüssen wie der Birs. Lediglich *Potamanthus luteus* wird noch regelmässig gefunden und scheint deshalb etwas häufiger zu sein. Typische Rheinarten wurden bei den gehäusetragenden Köcherfliegenarten hingegen nicht beobachtet. Vermutlich werden die Bestände der leichter beweglichen Arten aus den oben liegenden Rheinabschnitten immer wieder durch zudriftende Individuen gestützt. Arten mit transportablem Köcher gehen wahrscheinlich nur selten in die Drift und besiedeln als Larven deshalb die unten liegenden Abschnitte im Larvenstadium nur in geringem Ausmass oder gar nicht.

3.3.4 Besiedlungsdichte Makrozoobenthos

Im Jahr 2005 waren die Besiedlungsdichten im Juni generell höher als im September. Umgerechnet betrug ihr Maximum über 27'000 Individuen/m^2 (Abb. 22a). Zwischen den einzelnen Probestrecken wurden bedeutende Differenzen festgestellt, die im Frühling signifikant waren und im Herbst nicht signifikant waren (Kruskal-Wallis Test Frühling $p<0.001$, Herbst $p=0.195$). Die Strecke 3 (Schaffhauserrheinweg) wies während beiden Beprobungen die höchsten Besiedlungsdichten auf.

Mit einer Spanne zwischen 200 und 700 Individuen pro Probe wurden 2013 vor allem im Frühling markant weniger Individuen gefunden als 2005, wo zu dieser Jahreszeit jeweils mehr als 1000 Individuen festgestellt wurden. Die mittleren Dichten auf den untersuchten Strecken unterschieden sich im Frühling 2013 nicht signifikant und im Herbst 2013 signifikant (Kruskal-Wallis Test Frühling $p=0.08$, Herbst $p<0.001$). Dies bedeutet, dass das Makrozoobenthos auf den verschiedenen Strecken mit mittlerer/hoher Wahrscheinlichkeit

signifikante Unterschiede zeigt. Die Muster der Makrozoobenthos-Verteilung unterschieden sich 2005 und 2013 stark.

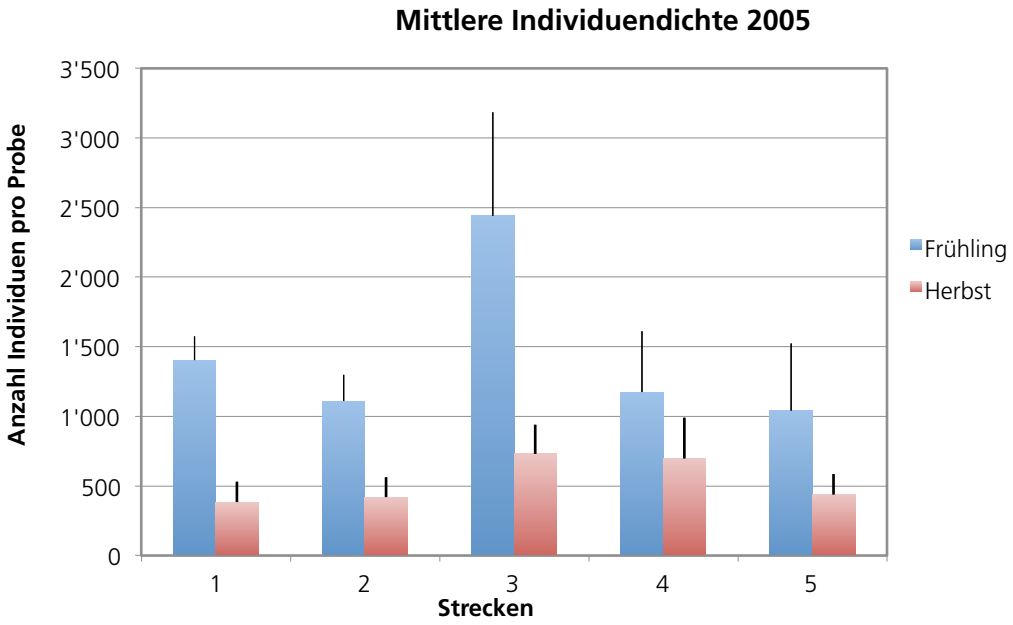

Abb. 22a: Mittlere Individuendichte im Jahr 2005 Bezeichnung der Strecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

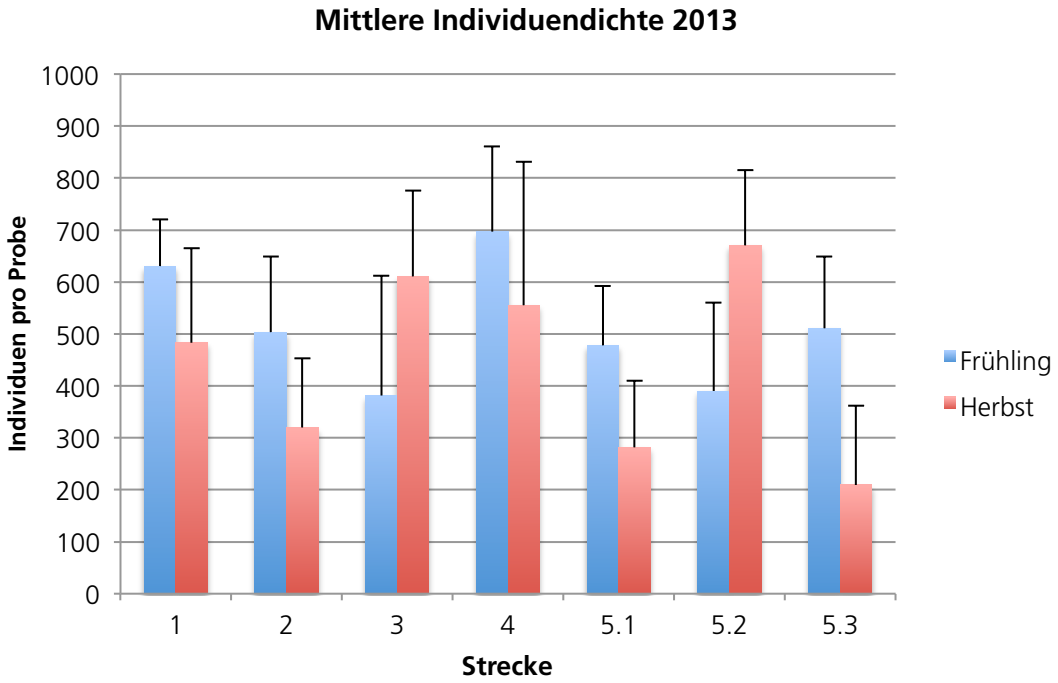

Abb. 22b: Mittlere Individendichte des Makrozoobenthos auf den untersuchten Strecken des Rheins in Basel-Stadt 2013. Probestrecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde (5.1 unten; 5.2 Mitte; 5.3 oben). Die Y-Achse ist wegen der besseren Darstellbarkeit anders skaliert als 2005 (Maximalwert 1000 Individuen pro Probe).

Während im Frühling 2005 auf allen beprobten Strecken 1-5 Werte von grösser 1000 Individuen pro Probe überschritten wurden, wurde dieser Wert 2013 nirgends erreicht Abb. 22b). Die höchsten Dichten lagen im Frühling 2013 auf den Strecken 1 und 4 mit Dichten zwischen 620 und 700 Individuen pro Probe. Ansonsten wurden nur noch auf den Strecken 2 und 5.3 etwa 500 Individuen pro Probe beobachtet.

3.3.5 Anteil und Dichte Insekten

Der Anteil der Insekten im Jahr 2013 variierte stark zwischen 4.4 und 48.1%. Der Spitzenwert liegt deutlich höher als 2005 (Abb. 23a und 23b).

Auf den meisten Strecken waren damit deutlich weniger Insekten als Nicht-Insekten vorhanden. Es zeichneten sich als Trend zwei Gruppen ab: Die Strecken 1, 2 und 3 mit Anteilen unter 15% und die Strecken 4 und 5 mit Anteilen zwischen 10 und 48% Trend (Abb. 23b).

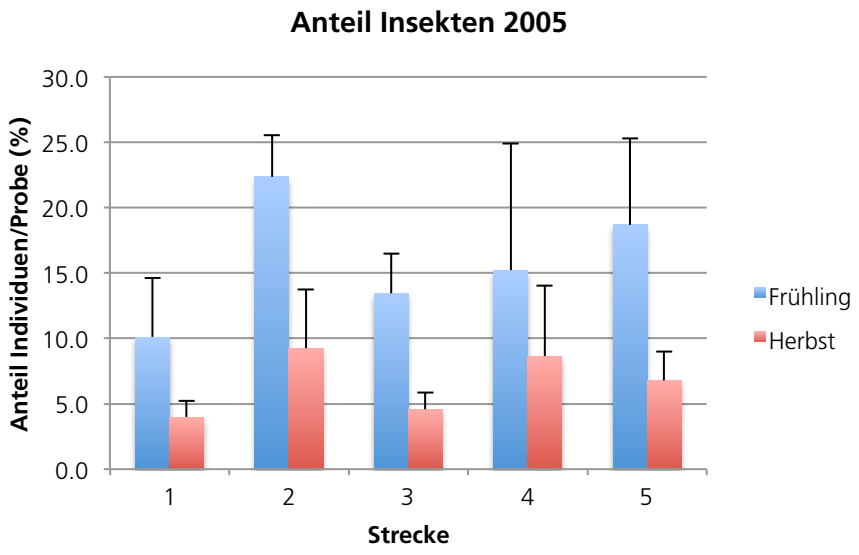

Abb. 23a: Mittlerer Anteil der Insekten an der Gesamtdichte im Jahr 2005 Bezeichnung der Strecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

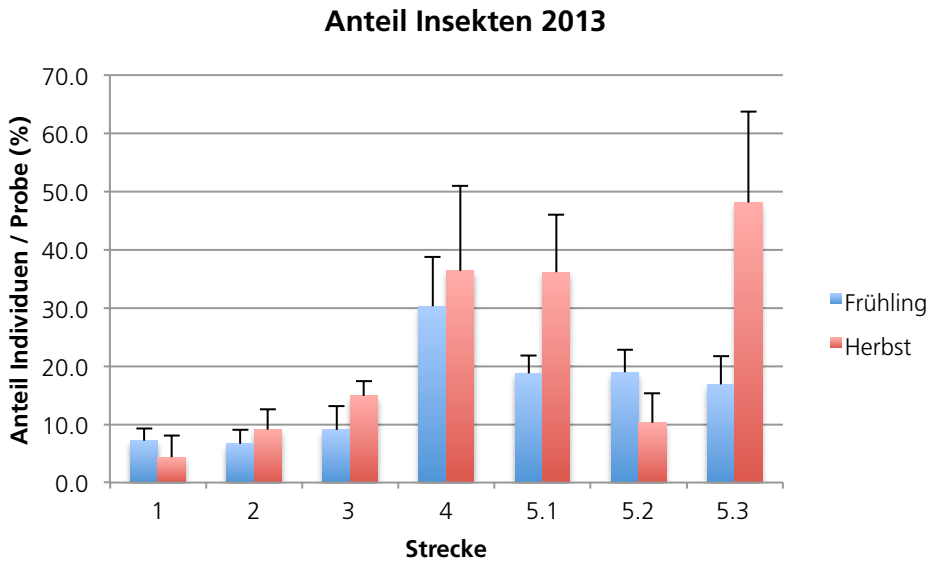

Abb. 23b: Mittlerer Anteil der Insekten an der Gesamtdichte im Jahr 2013. Probestrecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde (5.1 unten; 5.2 Mitte; 5.3 oben).

Die Unterschiede der Insektendichten waren signifikant (Kruskal-Wallis Test Frühling $p<0.001$, Herbst $p<0.001$). Die Strecken 1, 2 und teilweise auch 3 waren von weniger als 50 Insekten pro Probe besiedelt. Im Jahr 2005 waren die Unterschiede zwischen den untersuchten Strecken ebenfalls signifikant (Kruskal-Wallis Test Frühling $p=0.02$, Herbst $p=0.03$). Das Muster und die jahreszeitliche Verteilung unterschieden sich hingegen stark von derjenigen im Jahr 2013 (Abb. 24a). Der Unterschied zwischen sehr hohen Dichten im Frühling und geringen Dichten im Herbst war 2013 nicht mehr feststellbar. Zudem waren 2013 die Strecken mit Naturufer mit mehr Insekten besiedelt als die Strecken 1, 2 und teilweise auch 3.

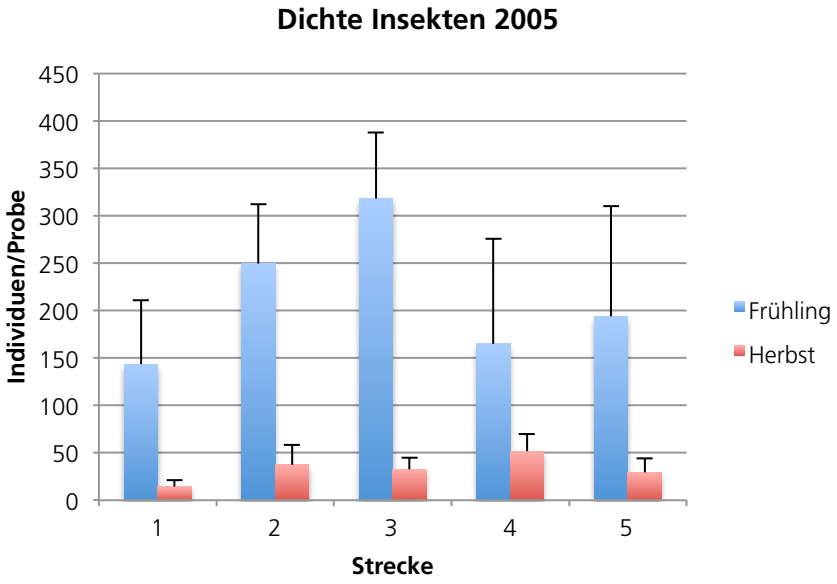

Abb. 24a: Mittlere Dichte der Insektentaxa im Jahr 2005. Bezeichnung der Strecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

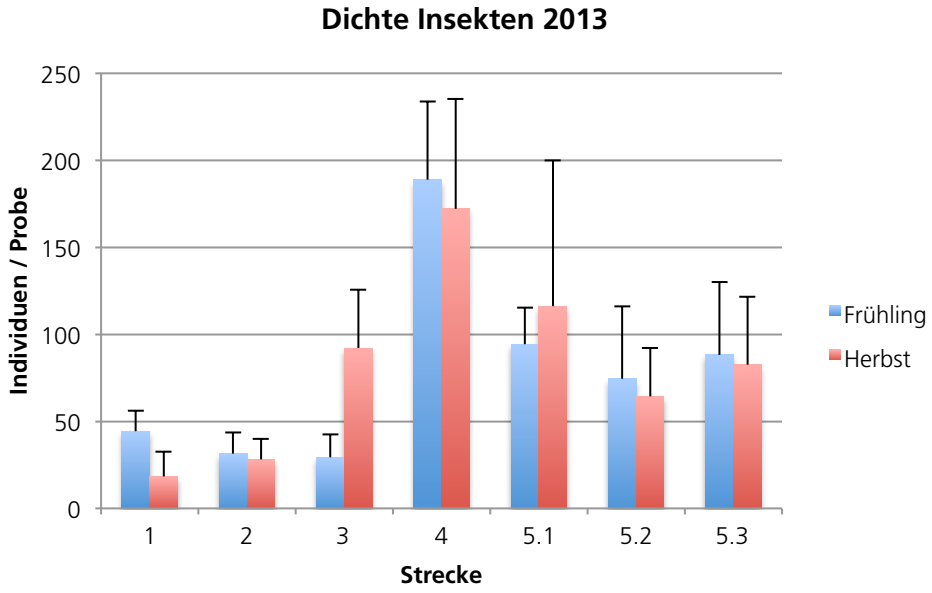

Abb. 24b: Mittlere Dichte der Insektentaxa auf den untersuchten Strecken des Rheins in Basel-Stadt 2013. Probestrecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde (5.1 unten; 5.2 Mitte; 5.3 oben).

Die maximalen Dichten der Insekten waren im Jahre 2013 mit maximal rund 180 Individuen / Probe deutlich geringer als 2005 (Abb. 24a und 24b). Damals wurden mittlere Dichten über 300 Individuen / Probe erreicht. Im Frühling 2013 war die Köcherfliegenart *Psychomyia pusilla* mit über 14% neben den Chironomiden (Zuckmücken) das zweithäufigste Insektentaxon. Mit einem Anteil von 54% aller Insekten-Individuen war die Art im Herbst sogar noch häufiger als die Chironomiden.

3.3.6 Besiedlung mit Neozoen

Die Anteile an Neozoen an der Gesamtdichte unterschieden sich in beiden Untersuchungsjahren nicht hinsichtlich der Jahreszeit und lagen im Schnitt bei 60 bis 70% (Abb. 25). Die Unterschiede zwischen den einzelnen Strecken waren dabei bemerkenswert gering: Der höchste Neozoenanteil wurde im September 2005 und im November 2013 mit 84.5 resp. 82% auf Strecke 1 erreicht. Der niedrigste Neozoenanteil wurde jeweils im Herbst mit nur etwa 39% (2005, Strecke 3) und 38% (2013 Strecke 5.3) beobachtet. Mit Ausnahme dieser Einzelfälle lag der Neozoenanteil jedoch stets über 50%. Die niedrigen Neozoen-Anteile auf Strecke 5.3 sind auf viele Chironomiden und Oligochaeta (Wenigborster-Würmer) bei gleichzeitig eher kleinen Beständen von *Jaera istri* und neozoischen Gammariden (Flohkrebse) zurückzuführen.

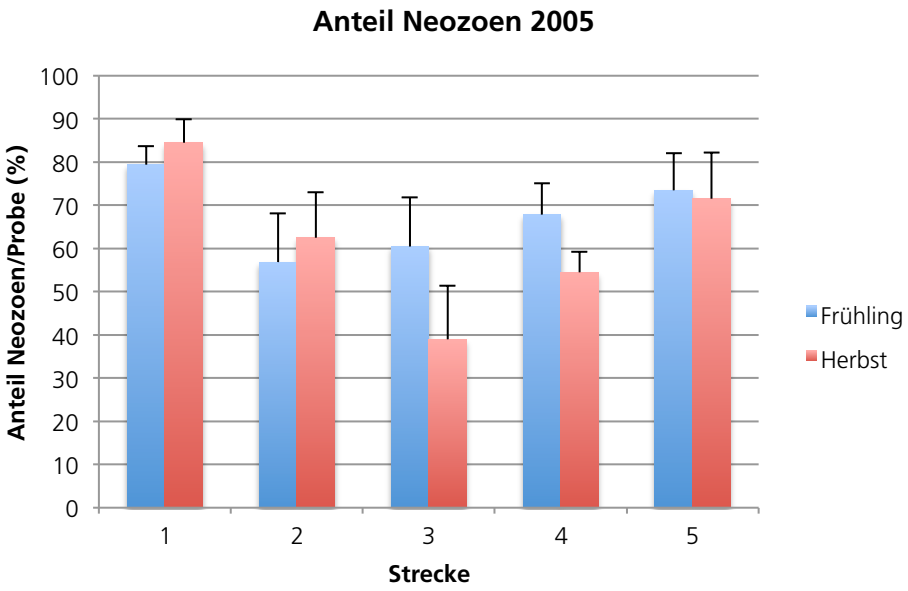

Abb. 25a: Mittlerer Anteil der Neozoen an der Gesamtdichte im Jahr 2005. Bezeichnung der Strecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

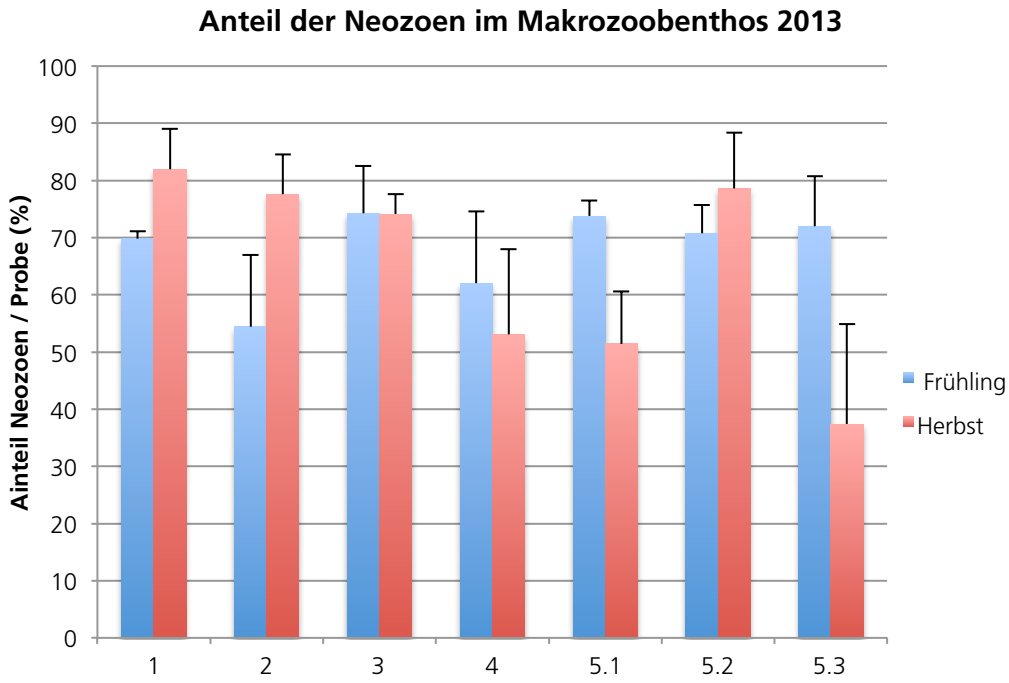

Abb. 25b: Mittlerer Anteil der Neozoen an der Gesamtdichte im Jahr 2013. Strecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde (5.1 unten; 5.2 Mitte; 5.3 oben).

Generell war die Individuendichte der Neozoen bei der Untersuchung 2013 tiefer als 2005 (Abb. 26a und 26b). Da sich der Neozoenanteil nicht stark geändert hat, ist der Beitrag der Neozoen zur geringeren Gesamtdichte jedoch anteilsmässig vergleichbar mit den angestammten Arten.

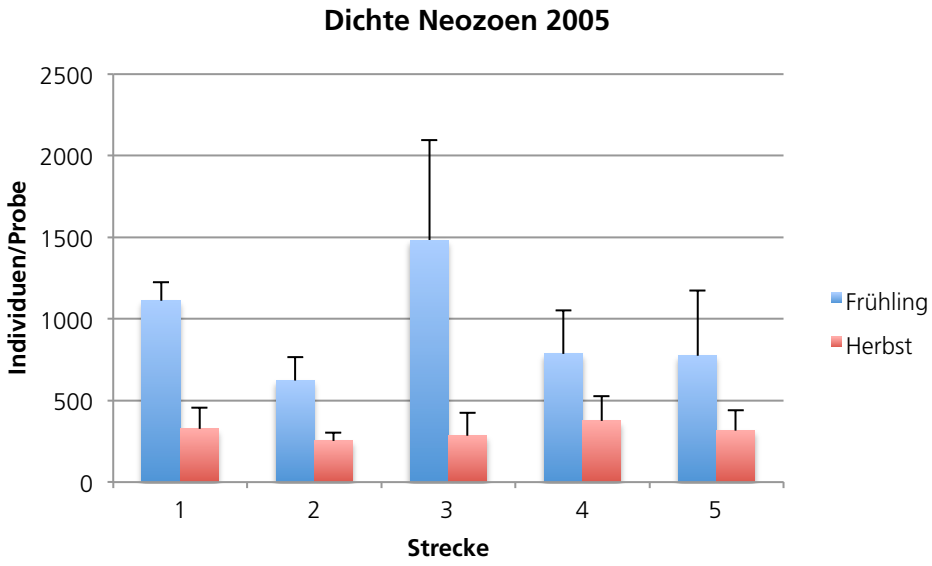

Abb. 26a: Mittlere Dichte der Neozoen im Jahr 2005. Bezeichnung der Strecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde.

Die grossen jahreszeitlichen Unterschiede des Jahres 2005 waren nur im Frühling signifikant (Kruskal-Wallis Test Frühling p=0.002, Herbst p=0.505). Dies kann mit hohen Dich-

ten von *Jaera istri* im Juni erklärt werden. Im Jahr 2013 lagen die Dichten dieser Art mit 4058 im April und 6554 im November recht nahe beieinander. Die Dichtewerte der Neozoen waren 2013 nur im Herbst signifikant unterschiedlich (Kruskal-Wallis Test Frühling $p=0.12$, Herbst $p<0.001$), zeigten jedoch im Gegensatz zur Untersuchung 2005 keine klare Beziehung zu den Strukturen der untersuchten Strecken. Eine hohe Dichte angestammter Arten auf der Strecke 4 und deren geringere Dichte auf den Strecken 5.1 bis 5.3 darf aufgrund der übrigen Ergebnisse nicht als aussagekräftiger Trend angesehen werden.

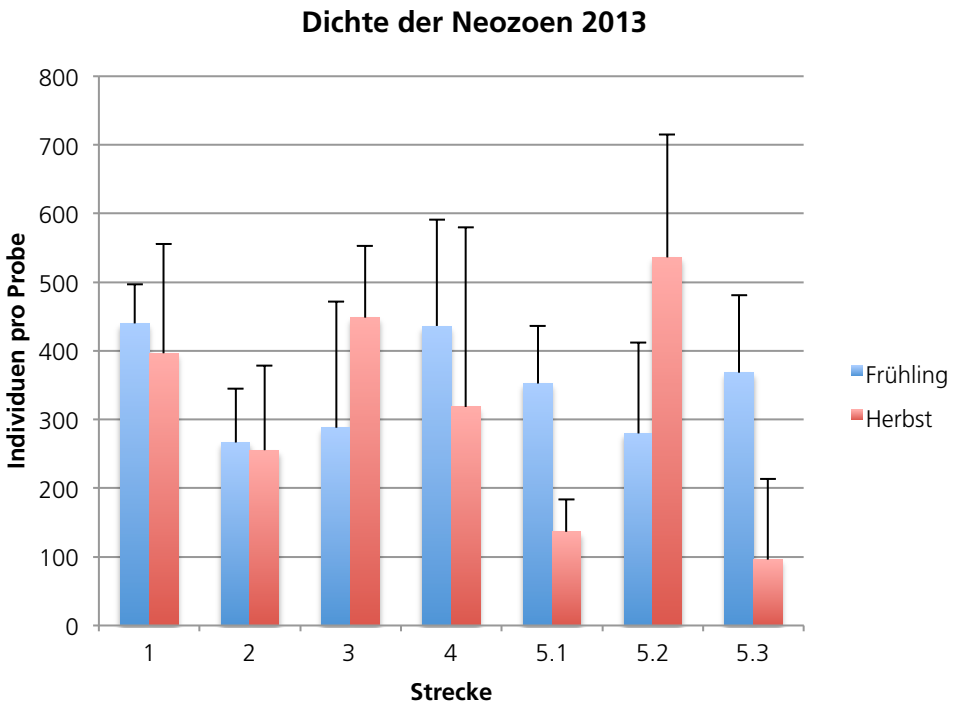

Abb. 26b: Mittlere Dichte der Neozoen im Jahr 2013. Strecken: 1: Leuengasse, 2: Florastrasse, 3: Schaffhauserrheinweg, 4: Solitude, 5: Rheinhalde (5.1 unten; 5.2 Mitte; 5.3 oben).

4 Diskussion

4.1 Wasserpflanzenbestände

Die Wasserpflanzen konnten sich im Bereich der Schüttungen nicht zu grossen Beständen entwickeln. Auf der Strecke 3 bildete sich ein schmaler Saum, bestehend aus Rohrglanzgras. Untergetauchte Wasserpflanzen wachsen weiterhin nur im Schutz der Wehre der Fischergalgen. Hier bestehen deshalb – neben den eingestauten Bereichen – für pflanzenlaichende Fischarten die einzigen optimalen Fortpflanzungsbedingungen. Ein negativer Einfluss der Verklappung von Kies und Feinmaterial auf die Strecken an der Rheinhalde konnte nicht beobachtet werden, da sich ja genau in diesem Bereich wenigstens punktuell Wasserpflanzen halten können.

4.2 Fischbesiedlung der Probestrecken 2005 und 2013/14

Die Fischfauna auf den beprobten Strecken hat sich zwischen den Jahren 2005 und 2013/14 grundlegend verändert. Während Neozoen unter den Fischen im Jahr 2005 und zuvor in geringer Anzahl vorhanden waren, wurden sie nach der Einwanderung der Grundelarten aus dem Schwarzmeergebiet im Jahr 2011 rasch dominant. Ob diese Verdoppelung des Anteils der Schwarzmundgrundeln zwischen Herbst 2013 und Frühling 2014 ein jahreszeitlicher Effekt ist oder eine kontinuierliche Erhöhung der Bestände darstellt, lässt sich nicht eindeutig entscheiden.

Die hohe Besiedlungsdichte der Fische auf der neu geschütteten Strecke 3 war 2005 hauptsächlich auf junge Barben zurückzuführen, die im Herbst zusammen mit jungen Elritzen auf den Strecke 3, 4 und 5 dominierten. Als möglicher Grund für das Fehlen der Barbe bei der Zweituntersuchung kommt eine Verdrängung durch die Schwarzmundgrundel in Frage. Dies bleibt jedoch fraglich, obwohl beide eine sohlenbezogene Lebensweise zeigen. Barben-Laich gilt als giftig, was die Prädation als Ursache ausschliesst. Es ist jedoch denkbar, dass die jungen Barben in ihren Zwischenräumen der Gewässersohle von den Schwarzmundgrundeln konkurrenziert werden. Neben den Zwischenräumen der Sohle scheint die Schwarzmundgrundel neue Lebensräume zu besiedeln. Gemäss eigenen Videobeobachtungen hielten sich im Herbst 2013 grosse Bestände in den strömungsgeschützten Bereichen hinter den Wehren der Fischergalgen auf. Die Grundeln suchten hier keine Unterstände, sondern sassen direkt auf der feinmaterialreichen Gewässersohle und schwammen jeweils nur kurze Strecken.

Da junge Barben für ihre Reproduktion auf schnell überströmte Kiesbänke zum Ablaichen und gut strukturierte Uferbereiche für die Jungfische angewiesen sind, leiden die Barben zusätzlich unter dem andauernden Geschiebedefizit im Hochrhein und der generellen Strukturarmut. Das belegen auch die Ergebnisse einer Untersuchung der Barben an der Limmat im Kanton Aargau (Eichenberger & Kirchhofer, 2013).

Während das vollständige Fehlen des Aals auf den Schwimmblasenwurm und Probleme des Fischabstiegs zurückgeführt werden könnte, sind die Gründe für das Fehlen des Schneiders sowie den starken Rückgang der Lauben 2013/14 im Moment unklar. Lauben gelten als Oberflächenfische in aufgestauten Strecken, wo sie oft in Schwärmen vorkommen, während sich der Schneider oft in rasch strömenden Bereichen von Flüssen aufhält. Denkbar wäre, dass diese Arten, die den Laich jeweils an Substrate anheften, wegen Laichfrass durch invasive Schwarzmundgrundeln zurückgedrängt wurden. Ob

Lauben zusätzlich durch die ebenfalls oberflächennah jagenden Rapfen geschädigt werden, müsste im Rahmen einer zielgerichteten Untersuchung geklärt werden, bei welcher zum Beispiel der Mageninhalt von Rapfen an der Basler Hochrheinstrecke untersucht würde.

Die gleichzeitige Zunahme von Schwarzmundgrundel und Elritze bei der Zweituntersuchung 2013/14 scheint auf eine Bevorzugung der Kiesufer durch die 0+-Stadien der Elritze zurückzuführen zu sein, welche die kleinen Lücken in flachen Kiesufern als Verstecke nutzen. Eine negative Interaktion zwischen Elritzen und Schwarzmundgrundeln scheint nicht stattzufinden.

Die Reduktion des durchschnittlichen Fischbestands auf fast die Hälfte zwischen 2005 und 2013/2014 ist ernüchternd, sollten doch die Kiesschüttungen am Ufer zu einer Erhöhung der Bestände beitragen. Vor allem junge Fische und Kleinfische sind betroffen. Da neben der Dominanz der Schwarzmundgrundeln auch die Gesamtfänge niedriger waren, scheinen noch weitere, im Moment nicht klar definierbare Ursachen für den Rückgang verantwortlich zu sein. Offen bleibt auch, ob neben den eben diskutierten Problemen bei den Jungfischen Beeinträchtigungen der adulten Fische für die Änderungen mitverantwortlich sind, wie zum Beispiel langfristige genetische Inzuchteffekte oder eine Schwächung der Population durch Fragmentierung des Lebensraums.

Dass jedoch die Strecken mit Naturufern im Vergleich mit denjenigen mit hart verbautem Böschungsfuss tendenziell eine höhere Fischdichte aufwiesen, spricht für einen gewissen Erfolg der Kiesschüttungen als ökologische Aufwertungsmassnahme – auch wenn sich diese in der Diversität der Arten nur im ersten Untersuchungsjahr 2005 bestätigen liess. Die Struktur gilt allgemein als Parameter, der sich auf die Fischfauna sehr positiv auswirkt (Jungwirth et al. 2003, Woolsey et al. 2005).

4.3 Makrozoobenthos

Die sich in der Zweituntersuchung 2013 deutlich abzeichnende Reduktion der Anzahl Taxa auf den Strecken 1 und 2 ist auf die geringe Anzahl an Insektentaxa zurückzuführen. Da überall einzelne Neozoen-Arten eine starke Dominanz zeigten, waren mit dem Diversitäts-Index nach Shannon praktisch keine Unterschiede auszumachen. So waren *Dikerogammarus villosus* und *Jaera istri* die dominanten Krebstiere, während *Psychomyia pusilla* im Jahr 2013 die mit Abstand häufigste Insektenart war. Weitere Arten waren in der Regel nur in kleinen Individuenzahlen vertreten. Die starken Schwankungen zwischen den beiden Jahreszeiten und die Tatsache, dass die Taxazahlen im Laufe des Jahres sowohl zunehmen als auch abnehmen, zeigt, dass dies eher die Folge der sehr dynamischen und nur schwer vorhersagbaren Verhältnisse ist und nicht als dauerhafte Veränderung der Lebensgemeinschaft interpretiert werden sollte.

Für den Rückgang der Taxazahlen zwischen 2005 und 2013 dürfte ein direkter Einfluss der Neozoen am wahrscheinlichsten sein (Krisp & Maier 2005, Rey et al. in. Vorb.). Neben den wirbellosen Neozoen dürfte seit 2011 zunehmend auch der Einfluss der Schwarzmundgrundel an Bedeutung gewonnen haben. 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, Rey et al. in. Vorb.). *Gammarus roeseli* fehlt beispielsweise nicht nur in Basel, sondern wurde von Rey et al. (in Vorb.) im Hochrhein in den Jahren 2011/2012 nur noch bis zur Aaremündung beobachtet.

Die Reduktion der Gesamttaxazahlen am Ufer zeigt, dass die Verarmung der Gewässerfauna im Rheinabschnitt bei Basel weiter voranzuschreiten scheint und offenbar mit den Massnahmen einer Aufwertung nicht umgekehrt werden konnte. Als Trend ist jedoch erkennbar, dass dieser Prozess auf natürlichen Uferbereichen verlangsamt abläuft. Die Veränderung der Zusammensetzung zugunsten der Amphipoda und Isopoda führte zu einem markanten Rückgang der typischen Wasserinsekten des Rheins wie *Baetis vardarensis, Heptagenia sulphurea, Hydropsyche exocellata* und *Aphelocheirus aestivalis.* Dies prägt auch auf Strecken mit Naturufern und Kiesschüttungen das Bild der Lebensgemeinschaft.

Der markante Rückgang der Besiedlungsdichte des Makrozoobenthos an den Rheinufern scheint auf eine mehr generelle Ursache wie die Erhöhung von Belastungen oder der Prädation durch die neozoischen Fische zurückzugehen, denn es zeigen sich gleichwohl einzelne kleinräumige Unterschiede.

Die Tatsache, dass auch die Dichte des Makrozoobenthos nicht gleichmässig auf die untersuchten Uferstrecken verteilt war, zeigt die hohe Mobilität des Makrozoobenthos auf kleinräumiger Ebene und allenfalls deren Vorlieben für gewisse Strukturqualitäten. Weil jedoch die Gesamtdichte keinen Zusammenhang mit der unterschiedlichen Strukturqualität der einzelnen Strecken zeigte, scheinen also Strecken mit Kiesufern nicht generell dichter besiedelt zu sein. Bei den Insektenarten waren hingegen der Anteil und die Dichte auf denjenigen Strecken höher, an denen die Wasser-Land-Linie im Kiesufer verläuft. Offen bleibt die Frage, ob die hohe Dichte im Jahr 2005 die Folge einer raschen Neozoenbesiedlung nach dem Muster typischer Pionierarten (r-Strategen; Sheldon 1984) ist und sich diese Arten 2013 auf einem tieferen Dichteniveau einzupendeln beginnen.

Weder der Neozoenanteil noch deren Dichte zeigte einen Zusammenhang mit der Struktur der Ufer, obwohl die Gesamtdichte des Makrozoobenthos im Herbst 2013 auf den beprobten Strecken signifikant verschieden war. Die Besiedlung der Neozoen scheint deshalb noch von weiteren Parametern abhängig zu sein.

Die Anteile der Neozoen waren wohl sehr unterschiedlich, liessen aber keinen Trend erkennen, dass die Kiesschüttungen oder natürliche Uferbereiche zu einer Reduktion der Neozoen führen. Da immer wieder neue Neozoenarten nachkommen und deren Besiedlung noch nicht abgeschlossen ist, wird vermutlich eine Erholung der Bestände der heimischen Arten nicht so rasch eintreten.

5 Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Der Rhein in Basel ist ein strukturarmer Gewässerabschnitt. Die Beeinträchtigung des Geschiebetransports durch die 11 Hochrhein-Staustufen hat sich in den letzten 10 Jahren noch verstärkt: Das zeigt der im Jahr 2013 vom Bundesamt für Energie in Auftrag gegebene «Masterplan – Massnahmen zur Geschiebereaktivierung im Hochrhein», der die Situation analysiert und Gegenmassnahmen aufzeigt (Abegg et al. 2013). Die vorgenommenen Kiesschüttungen oberhalb der Wettsteinbrücke haben gezeigt, dass diese zu einer Erhöhung der Jungfischdichte führen können. Die Auswirkungen sind umso grösser, je umfangreicher die Kiesschüttungen realisiert werden. Kleine Schüttungen wie sie auf den Strecken unterhalb der Mittleren Brücke vorgenommen worden sind, zeigen nur wenig Anzeichen für eine ökologische Aufwertung.

Die Ergebnisse grossflächiger Kiesschüttungen gleichen der Situation auf bereits bestehenden Strecken mit einem Naturufer wie zum Beispiel bei der Rheinhalde, wo bei Mittelwasserstand der Wasser-Land-Übergang im Bereich des natürlichen Geschiebes liegt. Hier können die Bestände heimischer Jungfische wirkungsvoll gefördert werden.

Die revitalisierten Bereiche entlang des Kleinbasler Ufers werden aber auch von den seit 2011 anwesenden invasiven Schwarzmundgrundeln besiedelt. Da voraussichtlich weitere Grundelarten aus dem Schwarzmeerraum einwandern werden (Nehring et al. 2010), dürfte sich daran nicht so rasch etwas ändern.

Aufgrund ihrer begrenzten Ausdehnung vermochten die Kiesschüttungen oberhalb der Wettsteinbrücke und unterhalb der mittleren Brücke die Besiedlung durch heimische Makrozoobenthosarten nicht wesentlich zu fördern. Die höhere Dichte der Insektentaxa auf Strecken mit ausgedehnten Kiesufern bei Niederwasser zeigt jedoch, dass sich auf den Kiesschüttungen ein anderes Artenspektrum einstellt als auf den naturferneren Strecken.

Aufgrund der Ergebnisse dieser Erfolgskontrolle werden die folgenden Empfehlungen formuliert:

In der Zeit, bis der Geschiebetransport im Rhein saniert ist, stellen grosszügige Kiesschüttungen am Ufer eine deutliche ökologische Aufwertung dar.

Solche Massnahmen sollen im Rahmen anstehender Projekte im Bereich des Gleithangs und der Mündungsgebiete der Zuflüsse geplant und umgesetzt werden. Als Vorbild können hier die Kiesschüttungen am Schaffhauser Rheinweg dienen.

Die Schüttungen sind möglichst grosszügig auszuführen und sollen möglichst lange Uferstrecken schaffen, an denen bei Mittelwasserstand ein Kiesufer entsteht.

Obwohl die Kiesschüttungen neben den heimischen Arten auch Neozoen fördern, sollen die Massnahmen auch während der aktuell noch anhaltenden Phase der invasiven Besiedlung durch diese Arten durchgeführt werden.

Inwieweit die Schwarzmeergrundeln durch ihren Frassdruck einen Einfluss auf die Zusammensetzung des Makrozoobenthos haben, indem sie z.B. *Dikerogammarus villosus* fressen, kann derzeit noch nicht abgeschätzt werden.

Um die weitere Entwicklung im Auge zu behalten und den Einfluss von lokalen Aufwertungsmassnahmen richtig einschätzen zu können, ist eine Wiederholung der vorliegen-

den Untersuchung möglichst mit der gleichen Methodik zu empfehlen. Da die Entwicklung zwischen der ersten Probenahme 2005 und der zweiten Probenahme 2013/14 sehr stark war, empfiehlt sich eine etwas raschere Wiederholung der Untersuchung, zum Beispiel in den Jahren 2018 oder 2019.

Im Bereich der Rheinhalde deuten nichts darauf hin, dass sich dauerhaft Feinmaterial aus den Nassbaggerungen an den Kiesufern ablagert. Es ist eher das Gegenteil der Fall. Als Folge episodischer grosser Hochwasserereignisse wurde feines Material aus dem Sediment herausgespült. Das Geschiebe besteht im Bereich der Rheinhalde zur Hauptsache aus grossen «Rheinwaggen», die auch zu Beginn des 20. Jahrhunderts auf den Strecken mit hoher Fliessgeschwindigkeit im Rhein zu finden waren.

6 Literatur

Abegg, J., Kirchhofer, A. & Rutschmann, P. 2013: Masterplan – Massnahmen zur Geschiebereaktivierung im Hochrhein. Bundesamt für Energie und Regierungspräsidium Freiburg, 115 S.

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.

Corkum, L. D., Sapota, M. & Skora, K. 2004: The round goby, *Neogobius melanostomus*, a fish invader on both sides of the Atlantic ocean. Biological Invasions 6: 173-181.

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.

Eichenberger D. & A. Kirchhofer 2013. Barben in der Limmat. Bericht für den Kanton AG, das BAFU und weitere Auftraggeber, 33 S.

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. & van den 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. Haidvogl, 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 S.

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. Warken & T. Walter 2000a: Flora und Fauna des Rheinabschnitts im Kanton Basel-Stadt. Kantonale Fachstelle für Naturschutz, Unveröff, Polykopie. 34 S. + Anhang.

Küry D., W. Herrmann & C. Wisson 2000b: Fischfauna des Rheins im Kanton Basel-Stadt. Unveröff. Polykopie, 29 S.

Lubini V., Knispel S., Sartori M., Vicentini H. & Wagner A. 2012: Rote Listen Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen. Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2010. Bundesamt für Umwelt, Bern und Schweizer Zentrum für die Kartografie der Fauna, Neuenburg. Umwelt-Vollzug Nr. 1212: 111 S.

Mühlenberg M.1993: Freilandökologie (3. Auflage). Quelle & Meyer, Heidelberg. 512 S.

Nehring, S., Essl, F., Klingenstein, F., Nowack, C., Rabitsch, W., Stöhr, O., Wiesner, C. & Wolter, C. 2010: Schwarze Liste invasiver Arten: Kriteriensystem und Schwarze Listen invasiver Fische für Deutschland und für Österreich. BfN-Skripten.

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., Mürle, U., Ortlepp J., Werner S., Hesselschwerdt, J. Unger B.: Koordinierte Biologische Untersuchungen im Hochrhein 2011/2012; Teil Makroinvertebraten. Umwelt-Zustand Nr. XX, Bundesamt für Umwelt, Bern XX. S.

Rey P., J. Ortlepp & D. Küry 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. Küry, B. Weber, J. Ortlepp 2000: Neozoen im Hochrhein und im südlichen Oberrhein. Mitt. Bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F. 17/3: 509-524.

Rüetschi J., P Stucki, P Müller, H Vicentini & F. Claude 2012: Rote Liste Weichtiere (Schnecken und Muscheln). Gefährdete Arten der Schweiz, Stand 2010. Bundesamt für Umwelt, Bern, und Schweizer Zentrum für die Kartografie der Fauna, Neuenburg. Umwelt-Vollzug Nr. 1216, 148 S.

Sheldon A. L. 1984: Colonization dynamics of aquatic insects. In: Resh V. H. & D. M. Rosenberg, The ecology of aquatic insects, Praeger, New York. S. 401-429.

Strayer D.L., Malcom H.M. (2005): Long-term demography of a zebra mussel *(Dreissena polymorpha)* population. Freshwater Biology 51, 117–130.

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. Wasserstrassendirektion (Hrsg.), Wien. 133 S.

Anhang

Statistische Auswertungen des Vergleichs der beprobten Strecken

Tab. A1: Kruskal-Wallis Test Mittlere Individuendichte. Chi²: Chi²-Test der durchschnittlichen Rangwerte, df: Anzahl Freiheitsgrade. p: asymptotische Signifikanz.

Parameter	Chi2	df	p
Dichte Frühling 2005		4	<0.001
Dichte Herbst 2005		4	0.147
Dichte Frühling 2013	11.40	6	0.08
Dichte Herbst 2013	20.12	6	<0.001

Tab. A2: Kruskal-Wallis Test Dichte Insekten. Chi²: Chi²-Test der durchschnittlichen Rangwerte, df: Anzahl Freiheitsgrade. p: asymptotische Signifikanz.

Parameter	Chi2	df	p
Dichte Insekten Frühling 2005	10.45	4	0.02
Dichte Insekten Herbst 2005	11.97	4	0.03
Dichte Insekten Frühling 2013	26.16	6	<0.001
Dichte Insekten Herbst 2013	25.48	6	<0.001

Tab. A3: Kruskal-Wallis Test Dichte Neozoen und angestammte Arten. Chi²: Chi²-Test der durchschnittlichen Rangwerte, df: Anzahl Freiheitsgrade. p: asymptotische Signifikanz.

Parameter	Chi2	df	p
Dichte Neozoen Frühling 2005		4	0.002
Dichte Neozoen Herbst 2005		4	0.505
Dichte Neozoen Frühling 2013	9.81	6	0.12
Dichte Neozoen Herbst 2013	20.49	6	<0.001