



Benthos

Büro für Gewässerökologie

Dr. Verena Lubini-Ferlin
Gewässerökologie
Eichhalde 14
8053 Zürich

Anna Carlevaro
Benthos – Büro für Gewässerökologie
Landenbergstrasse 17
8037 Zürich

WWF
Hohlstrasse 110
Postfach
8010 ZÜRICH

Abschätzung des Einflusses des Fischbesatzes auf die aquatische Lebensgemeinschaft im Nebelbach (Wirbellose und Feuersalamander-Larven)



1 Ausgangslage und Ziele

Der folgende Bericht ist im Rahmen des WWF-Projektes «Lebensraum Kulturlandschaft Burghölzli» entstanden.

Verschiedene Studien haben gezeigt, dass Fische aufgrund ihrer räuberischen Lebensweise einen Einfluss auf das Benthos haben können. Ziel dieser Studie ist es, allfällige Auswirkungen von Fischen – der Nebelbach ist Aufzuchtgewässer für Seeforellen – nachweisen zu können. Das Augenmerk soll dabei auch auf dem als national prioritär eingestuften Feuersalamander (*Salamandra salamandra*) liegen, weil regelmässig adulte Tiere beobachtet werden und der Nebelbach als potenzielles Laichgewässer gilt.

Die Studie läuft seit dem Frühjahr 2016. Die kantonale Fischerei- und Jagdverwaltung hat bis April 2018 der Nebelbach als Aufzuchtgewässer für die Seeforelle genutzt. Im April 2018 wurde der Nebelbach abgefischt und es fand kein weiterer Besatz bis zum heutigen Zeitpunkt statt (pers. Mitt. Arno Filli).

1.1 Arbeitshypothesen

Die Bewertung des Einflusses des Fischbesatzes auf die aquatische Lebensgemeinschaft stützt sich auf die Ergebnisse der Probenentnahmen von 2016, 2017 und 2018 im Vergleich zu den Jahren ohne Fischbesatz 2019 und 2020. Es muss angemerkt werden, dass der Nebelbach trotz Abfischung nicht fischfrei ist.

Annahme 1: Bei grossem Räuberdruck ist zu erwarten, dass sich die Abundanzen der Wirbellosen in den Jahren ohne Fischbesatz deutlich erhöhen.

Dabei werden die Taxazahlen (Biodiversität des Abschnittes) und die Abundanzen (Anzahl Individuen) der verschiedenen Gruppen in den unterschiedlichen Habitaten über die Jahre verglichen.

Annahme 2: In den Jahren ohne Räuberdruck, ist eine Verbreitung des Laichgebietes der Feuersalamander in den Unterlauf zu erwarten.

2 Methoden

2.1 Feldarbeit und Labor

In zwei Abschnitten A und B (siehe Anhang 1) wurden 2016, 2017, 2018 und 2019 mittels Kicksampling Proben der aquatischen Lebensgemeinschaft entnommen. Die Proben wurden halbquantitativ, getrennt nach Habitaten und Fliessgeschwindigkeit entnommen.

Um die Vergleichbarkeit zwischen den Probenentnahmen über die Jahre zu gewährleisten, wurden jeweils (falls vorhanden) dieselben Substrat/Fliessgeschwindigkeit-Kombinationen beprobt. Die so gewonnenen Proben wurden vor Ort konserviert und die Tiere im Labor bestimmt. Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen und Libellen wurden bis zur Art bestimmt, das Bestimmungsniveau bei anderen Wirbellosen richtet sich nach dem IBCH-Labor-Protokoll (Stucki 2011). Jede bestimmte systematische Einheit (Art, Familie, etc.) wird als «Taxon» bezeichnet.

Die Frühjahrs-Probenentnahme fand jeweils im April, die zweite im Juli statt (siehe Tabelle 1).

2.2 Fischbesatz

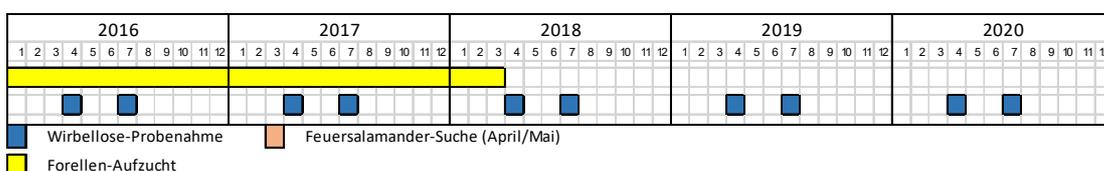
Der Nebelbach ist ein Aufzuchtgewässer für Forellen. Für diese Studie hat die Fischereiverwaltung eine Periode ohne Fischbesatz von 2 Jahren vorgesehen. Die letzte Abfischung hat am 05.04.2018 (fünf Tage vor der Frühjahr-Probeentnahme 2018) in den Abschnitten A und B stattgefunden.

Gemäss Fischereiaufseher Arno Filli und verschiedenen Meldungen und Beobachtungen, ist seit dem der Bach nicht ganz "fischfrei", da man bei der Abfischung nie alle Fische erwischt. Ein erneuter Besatz ist nicht geplant.

2.3 Termine

Tabelle 1: Probenentnahme-Zeitpunkte 2016 bis 2020

	2016	2017	2018	2019	2020
	Mit Fischbesatz			Ohne Fischbesatz	
Wirbellose: Frühjahr	12.04.2016	10.04.2017	10.04.2018	11.04.2019	07.04.2020
Wirbellose: Sommer	11.07.2016	19.07.2017	15.7.2018 (nur Abschnitt B)	09.07.2019	20.07.2020



2.4 Auswertung, Bewertung

Die statistische Auswertung wurde vom Ökobüro Gutwasser GmbH durchgeführt. Der Kurzbericht ist beigelegt (Anhang 4).

2.5 Fischfuttertiere

Aus eine Literaturrecherche wurden die häufigsten Fischfuttertiere tabellarisch festgehalten. Dabei wurden die Mageninhalte von Forellen aus unterschiedlichen Regionen (Schweiz, Europa, etc.) und Lebensräume (Bach, Fluss, Weiher) untersucht.

Tabelle 2: Fischfuttertiere

Taxa	Lubini & Vicentini 2007	Allan	Oscoz	Rasool	Sanchez-Hernandez	Stein-grimsson	Suarez	Total
Hydracarina / Wassermilbe	x							1
Chironomidae / Zuckmücken	x		x	x	x	x	x	6
Simuliidae / Kriebelmücke		x				x	x	3
Köcherfliegen	x							1
Baetidae / Eintagsfliegen		x		x	x		x	4
Heptageniidae / Eintagsfliege			x					1
Ephemerellidae / Eintagsfliege				x	x			2
Ephemera spp. / Eintagsfliege				x				1
Leuctridae / Steinfliege					x			1
Gammaridae / Bachflohkrebs	x		x					2

x=Gruppe ist als Fischfuttertier erwähnt. Fett = im Nebelbach sehr zahlreich.

Die jeweiligen Studien sind im Kap.5 aufgelistet.

Fast in allen Publikationen und Berichten werden Zuckmücken als Fischfuttertier erwähnt gefolgt von Köcher- und Eintagsfliegen. Bachflohkrebs und Baetidae (eine häufige Eintagsfliegen-Familie) erscheinen ebenfalls auf dem Speiseplan der Forelle.

Ferner sind Kriebelmücken-Larven, weitere Eintagsfliegenfamilien und der Bachflohkrebs ebenfalls von Bedeutung.

All diese Gruppen sind im Nebelbach vertreten, wobei Bachflohkrebs und Zuckmücken die Lebensgemeinschaft zahlenmässig dominierten.

3 Ergebnisse und Diskussion 2016-2020

Um die Ergebnisse übersichtlich darzustellen, wird hier die Beschreibung der Ökomorphologie (siehe Bericht 2016) wiederholt.

3.1 Ökomorphologie und Wasserqualität

Der Nebelbach ist strukturell grösstenteils durch Ufer- und Sohlenverbau beeinträchtigt (Anhang 1), in steileren Abschnitten gibt es hohe Abstürze. Ein kleiner Abschnitt entlang der Südstrasse ist revitalisiert (Abschnitt A). Die Verbauungen dienen dem Schutz vor Hochwasser. Sie stabilisieren die Sohle, sodass der Bach nicht wie bei einem Naturbach in die Tiefe und in die Breite erodieren kann. Zusätzlich verhindern Geschiebesammler den Geschiebetransport. Dies schränkt die natürliche morphologische Entwicklung ein und ist nicht förderlich für eine standortgerechte Lebensgemeinschaft. Im Oberlauf (Gross Gfänn) ist der Nebelbach weitgehend natürlich/naturnah.

Die Wasserqualität wird durch die Siedlungsentwässerung beeinflusst (Anhang 2). Die Daten der Stadt Zürich (GeoZ, Leitungskataster) zeigen, dass im Nebelbach primär Regenwasser-Einleitstellen (Gebäude- und Strassenentwässerung) und zwei Mischwasserentlastungen vorhanden sind (Anhang 2). Eine Mischwasser-Einleitstelle befindet sich oberhalb Abschnitt B und eine oberhalb Abschnitt A.

Zudem hat ein Unfall (Baustellenentwässerung) beim Enzenbühl im Herbst 2015 den Nebelbach über mehrere Meter beeinträchtigt (Pers. Mitteilung WWF). 2018 ereignete sich eine weitere Gewässerverschmutzung (siehe Kap. 3.3).

3.2 Besonderheiten 2017

Im April 2017 führte der Nebelbach wenig Wasser. Im Abschnitt B gab es sehr viele fädige Grünalgen (cf *Cladophora sp.*). Im Juli spülten die starken Niederschläge das organische Material und die Grünalgen weg (Anhang 4).

3.3 Besonderheiten 2018

Gemäss E-Mail von Herr Beat Stauffer (ERZ) an Verena Lubini am 10.07.2018 ist am 10. und 11.07.2018 alkalisches Abwasser aus der Baustelle des neuen Kinderspitals (Kispi) in den Nebelbach geflossen.

Die Wirbellosenfauna und die restlichen (der Abfischung entgangenen) Fische sind im ganzen Abschnitt A dadurch verendet. Bei einer kurzen Besichtigung am 15.07.2018 wurden Steine gedreht und an zwei Standorten mit dem Kicknetz das Sediment abgesucht. Sämtliche Köcherfliegen mit Köcher (*Halesus radiatus*) waren tot. Es waren keine Bachflohkrebse und keine Eintagsfliegen – die häufigsten Bachbewohner – zu sehen. Nur wenige Wasserkäfer der Familie Elmidae waren noch vorhanden. Aus diesem Grunde wurde hier im Sommer 2018 keine Probenentnahme durchgeführt.

3.4 Besonderheiten 2019

Im Frühjahr 2019 wurde die Probenahme plangemäss durchgeführt und die Ergebnisse mit den vorherigen Daten verglichen um zu beurteilen, ob sich die Wirbellosenfauna erholt hat und die Studie weitergeführt werden kann.

Die Ergebnisse zeigten, dass sich die Wirbellosenfauna erholt hat, und es wurden auch keine weiteren Verschmutzungen gemeldet.

3.5 Besonderheiten 2020

2020 sind keine Auffälligkeiten in den Untersuchten Bachabschnitte festgestellt worden und die Probenentnahme wurde planmässig durchgeführt.

3.6 Substrate

Die im 2016, 2017, 2018, 2019 und 2020 beprobten Substrate sind in Tabelle 3 und Tabelle 4 dargestellt.

Im 2020 wurden nur die Substrate beprobt, die für die weitere Auswertung berücksichtigt, d.h. nur solchen, die seit 2016 immer beprobt worden sind.

Im 2020 im Abschnitt A (Tabelle 3) wurden fünf Substrat-/Fließgeschwindigkeit-Kombinationen beprobt.

Tabelle 3: Abschnitt A: Beprobte Substrate 2016, 2017, 2018, 2019 und 2020

Substrat-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8
Substrat	Mobile Blöcke	Moose	Wasserpflanzen	Org. Material	Steine	Kies	Steine	Sand
Fließgeschwindigkeit [cm/s]	40	60	0	5	60	5	5	0
12.04.2016	X	X	X	X	X	X	X	X
11.07.2016	X	X	X		X	X	X	X
10.04.2017	X	X	X	X	X	X	X	X
09.07.2017	X	X	X		X	X	X	X
10.04.2018	X	X	X		X	X	X	X
15.07.2018	KEINE PROBENTNAHME							
11.04.2019	X	X			X	X	X	X
09.07.2019	X	X	X		X	X	X	
07.04.2020	X	X			X	X	X	
14.07.2020	X	X			X	X	X	

Im Abschnitt B (Tabelle 4) konnten sowohl im April als auch im Juli 2020 vier Substrat-/Fließgeschwindigkeit-Kombinationen beprobt werden.

Tabelle 4: Abschnitt B: Beprobte Substrate 2016, 2017, 2018, 2019 und 2020

Substrat-Nr.	1	2	3	4	5	6
Substrat	Mobile Blöcke	Moose	Steine	Steine	Kies	Wasser- pflanzen
Fließgeschwindigkeit [cm/s]	10	80	20	5	0	5
12.04.2016	X	X	X	X	X	X
11.07.2016	X		X	X	X	
10.04.2017	X		X	X	X	X
09.07.2017	X		X	X	X	X
10.04.2018	X		X	X	X	X
15.07.2018	X		X	X	X	X
11.04.2019	X		X	X	X	
09.07.2019	X		X	X	X	
07.04.2020	X		X	X	X	
14.07.2020	X		X	X	X	

3.7 Feuersalamander

Adulte Feuersalamander werden am Oberlauf des Nebelbachs regelmässig beobachtet. Die im Gebiet vorkommenden Adulten benutzen für ihre Kinderstube die kleinen Rinnsale im Wald des Klinikareals (Ch. Dobler, schriftl. Mitt.). Jedes Jahr zwischen 2016 und 2019 wurde der Nebelbach begangen um nach Larven zu suchen um deren Verbreitung im Längsverlauf zu dokumentieren.

Eine Ausdehnung des Laichareals für die Feuersalamander-Larven in die unteren Abschnitte ist nach dem Fischbesatzstopp nicht eingetreten und ist auch in den nächsten Jahren nicht zu erwarten. Dies hat folgende Gründe: Die Präsenz der Fische scheint nicht der entscheidende Faktor für die fehlende Besiedlung, viel mehr ist der Nebelbach ab dem Geschiebesammler als Larven-Lebensraum ungeeignet. Feuersalamander setzten ihre Larven in quellnahe kleine Bäche oder kühle Tümpel ab, wie sie im Oberlauf des Nebelbachs vorhanden sind. Im untersuchten Abschnitt unterhalb des Geschiebesammlers entspricht der Bach nicht mehr diesem Gewässertyp, der Abfluss ist zu gross.

3.8 Wirbellose

Die Liste der nachgewiesenen Wirbellosen im Jahr 2020 befindet sich im Anhang 3. Sie enthält ebenfalls die Ergebnisse aus jenen Substraten, die für die weitere Auswertung nicht berücksichtigt worden sind (siehe Kap. 2.4).

Die bereinigten Ergebnisse vom 2016, 2017, 2018, 2019 und 2020 sind in der Tabelle 5 zusammengefasst.

Tabelle 5: Tabellarische Zusammenfassung der Resultate (Wirbellose) 2016, 2017, 2018, 2019 und 2020 (bereinigt).

	Anzahl Substrate*	Total Taxa	Anzahl Individuen	Anzahl Substrate*	Total Taxa	Anzahl Individuen
Datum	Nebelbach A			Nebelbach B		
12.04.2016	5	30	3'341	4	27	8'932
11.07.2016	5	18	4'234	4	19	2'998
10.04.2017	5	24	1'805	4	32	2'509
09.07.2017	5	26	2'813	4	24	1'444
10.04.2018	5	27	2'056	4	28	1'315
15.07.2018	Keine Probenentnahme			4	27	2'419
11.04.2019	5	29	1550	4	29	1296
09.07.2019	5	18	1863	4	18	1654
07.04.2020	5	25	1889	4	18	1360
14.07.2020	5	17	1621	4	23	1954

*Bereinigt = Folgende Substrate wurden in der Bewertung nicht berücksichtigt:

Abschnitt A: Wasserpflanzen (3) Organisches Material (4) Sand (8): 5 von 8 Substrate stehen für den Jahresvergleich zur Verfügung. Abschnitt B: Moose (2) und Wasserpflanzen (6): 4 von 6 Substrate stehen für den Jahresvergleich zur Verfügung.

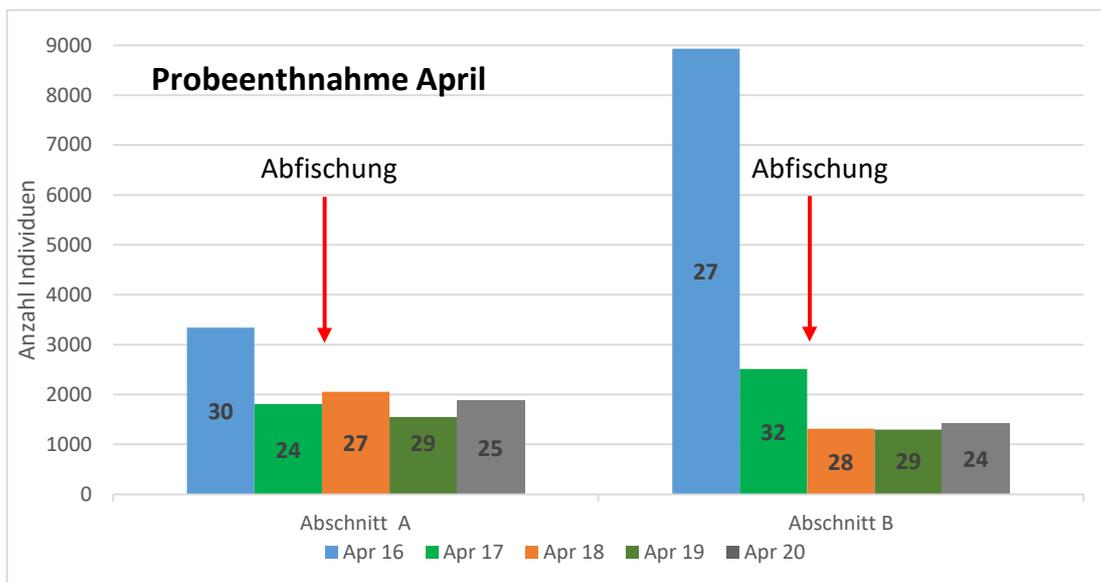


Abbildung 1: Individuen- (Säulen) und Taxazahlen im April der beiden Abschnitte im Vergleich der Jahre (bereinigt).

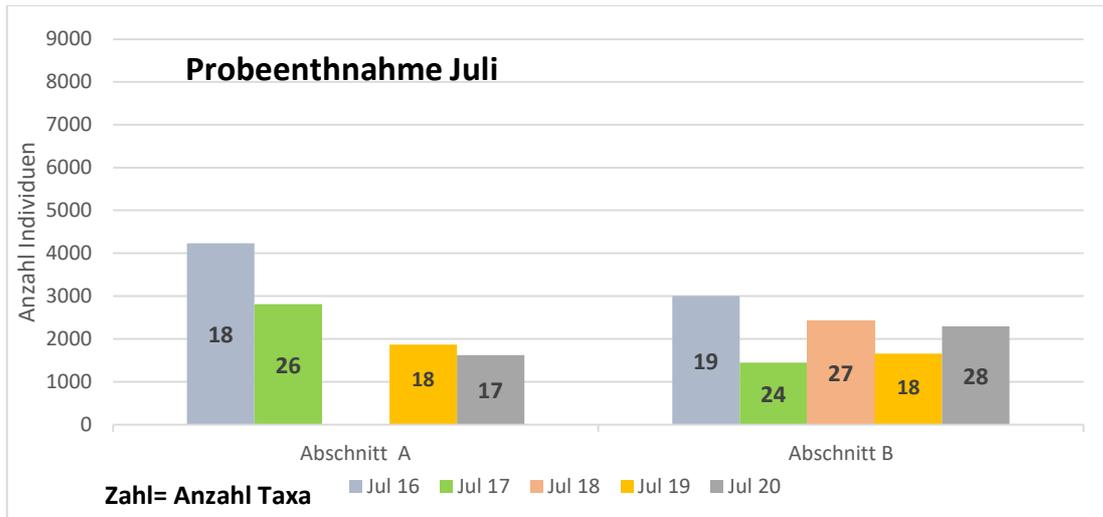


Abbildung 2: Individuen- (Säulen) und Taxazahlen im Juli der beiden Abschnitte im Vergleich der Jahre bzw. Untersuchungsmonate (bereinigt).

Bereinigt = Folgende Substrate wurden in der Bewertung nicht berücksichtigt:

Abschnitt A: Wasserpflanzen (3) Organisches Material (4) Sand (8): 5 von 8 Substrate stehen für den Jahresvergleich zur Verfügung. Abschnitt B: Moose (2) und Wasserpflanzen (6): 4 von 6 Substrate stehen für den Jahresvergleich zur Verfügung.

Es sind keine Rote Liste Arten nachgewiesen worden. Die Köcherfliege *Lype reducta* (Gefährdungsstatus NT) ist im 2018 und 2016 im Abschnitt B nachgewiesen worden. Die Larve lebt auf Totholz, das im Nebelbach selten vorkommt.

3.8.1 Taxazahlen

Analog zu 2016 und 2017, 2018 und 2019 waren die Taxazahlen im Jahr 2020 in beiden Abschnitte im Frühjahr vergleichbar hoch.

Hingegen sind die Unterschiede der Taxazahlen zwischen Frühjahr und Sommer relativ gross. Im Abschnitt A sinken die Taxazahlen zwischen Frühjahr und Sommer (25 vs. 17 Taxa), im Abschnitt B hingegen nehmen diese leicht zu (24 vs. 28 Taxa).

Im Jahresvergleich scheinen die Resultate weiterhin im Frühling konstanter zu sein. Die Ergebnisse der Probenentnahme im Sommer, vermutlich als Reaktion auf verschiedene Ereignisse (Hochwasser, Trockenheit, etc.) scheinen von Jahr zu Jahr etwas variabler zu sein. Allenfalls können auch die Entlastungen aus der Siedlungsentwässerung (Sommergewitter) eine Rolle spielen.

3.8.2 Anzahl Individuen (Abundanz)

Im Abschnitt A sind die Abundanzen zwischen Frühjahr und Sommer über die Jahre in einer vergleichbaren Grössenordnung geblieben: Im Frühjahr 2016, 2017 und 2019 gab es jeweils weniger Individuen als im Sommer. 2020 war es umgekehrt: es wurde eine leichte Abnahme im Sommer festgestellt.

Bachflohkrebse dominierten auch im 2020 die Lebensgemeinschaft mit einem Anteil von über 50% im Frühjahr und Sommer. Auch Käfer der Familie Elmidae und Zuckmücken sind weiterhin sehr zahlreich.

Im Abschnitt B waren im April 2016 ausserordentlich viele Individuen vorhanden. Ursache war ein massenhaftes Vorkommen der Neuseeländischen Zwergdeckelschnecke (*Potamopyrgus antipodarum*). Die Schnecke ist ein invasiver Zuwanderer und zeichnet sich durch hohe Dichten aus, die jedoch von Jahr zu Jahr stark schwanken können. Dieses Massenvorkommen ist in den Folgejahren ausgeblieben. Die Schnecke war mit einem Anteil von 3% im Frühjahr und gut 26 % im Sommer 2019 immer noch sehr zahlreich. 2020 ist ihre Dichte weiterhin gesunken (<1% der Individuen). Libellen besiedelten weiterhin als Larven (Quelljungfer und Prachtlibelle) aber auch als Adulte den Bach.

Steinfliegen traten nach wie vor nur vereinzelt auf – weiterhin im Abschnitt B etwas zahlreicher als im Abschnitt A. Im benachbarten Wehrenbach sind Steinfliegen nachgewiesen. Die Wasserqualität scheint folglich wegen den zahlreichen Einleitungen (siehe Anhang 2) im Nebelbach beeinträchtigt, so dass sich keine standortgerechte Lebensgemeinschaft etablieren kann.

Damit zeigte sich an beiden Abschnitten eine eher unausgeglichene Verteilung der Taxa, die auf externe Einflüssen (Belastungen, Nährstoffe, etc.) zurückzuführen ist.

3.9 Statistische Auswertung

Die statistische Auswertung (Anhang 4) zeigt, dass sich die Zusammensetzung der Makroinvertebraten-Lebensgemeinschaft nach dem Wegfall des Fischbesatzes und der Abfischung im Frühjahr 2018 nicht signifikant verändert hat. Die schwache Zunahme der Futtertiere bei der Stelle A ist nicht eindeutig dem fehlenden Frassdruck zuzuschreiben. Andere Ursachen kommen ebenfalls in Frage.

4 Fazit

Durch die Beprobungen im April und Juli 2020 konnten weitere wichtige Daten für die Weiterführung dieser Studie erhoben werden. Die Probenentnahme im Frühjahr 2018 fand nur wenige Tage nach der letzten Abfischung statt, deshalb ist anzunehmen, dass aufgrund der Phänologie der Arten ein Nachweis allfälliger Auswirkungen (Zunahme an Biomasse) erst ab dem Jahr 2019 erbracht werden kann.

Die Bewertung des Einflusses des Fischbesatzes auf die aquatische Lebensgemeinschaft stützt sich daher auf die Ergebnisse der Probenentnahmen von 2016/17 im Vergleich zur Periode ohne Fischbesatz 2019/20. Allerdings muss festgehalten werden, dass auch nach der Abfischung einzelne Fische im Gewässer verblieben sind, wie eine Anwohnerin im Abschnitt B 2020 beobachtet hatte.

Die statistische Auswertung zeigt keine signifikanten Trends bezüglich der Veränderungen bei der Taxazusammensetzung und den Abundanzen, auch nicht von einzelnen Fischfutter-Tiergruppen.

Die Studie von Morante (2012) über die Korrelation von Makroinvertebraten-Biomasse und Forelle zeigte, dass die Grösse einer Bachforellenpopulation sowohl mit den Makroinvertebraten-Abundanzen als auch mit der Biomasse positiv korreliert war. Diese Beziehung war nur für die 1- und 2-jährigen Forellen von Bedeutung.

Das bedeutet, dass die Verfügbarkeit von Futtertieren, in natürlichen Gewässern die Grösse einer Fischpopulation beeinflusst. Im Fall des Nebelbaches ist die Verfügbarkeit an Fischfuttertieren gross (z.B. Chironomidae und Gammaridae), eine Folge von mehr als genügend Nährstoffen. Es gibt deshalb ein «Überangebot» an Fischfuttertieren, was im vorliegenden Fall die Ergebnisse beeinflusst.

In der Studie von Allan (1982) wurde während einer Periode von 4 Jahren in einem Bergbach in den USA die Forellendichte (ca. 10-25% der ursprünglichen Dichte) nachhaltig reduziert, um die Auswirkungen auf die Abundanzen und Artenzusammensetzung der wirbellosen Wassertiere abzuschätzen. Die Analysen ergaben auch hier keinen signifikanten Unterschied zwischen den Dichten und der Diversität im Abschnitt mit kleineren Forellendichten und der zwei Kontrollstellen. Auch wenn die Studie im Nebelbach ein Vorher-Nachher-Vergleich ist, legen die Ergebnisse von Allan (1982) den Schluss nahe, dass sie auch für den Nebelbach gelten: die Forellen fressen möglicherweise nur einen sehr kleinen Teil der gesamten Lebensgemeinschaft (siehe auch Kap. 2.5), weshalb sich der Frassdruck auf die Wirbellosen nicht nachweisen lässt.

Die Hintergrundbelastung (Nährstoffeintrag, Mischwasser) und weitere Einflüsse (Abflussschwankungen) wirken sich möglicherweise stärker auf die Lebensgemeinschaft aus als der Räuberdruck durch die Forellen. Nicht auszuschliessen ist der Effekt durch die verbliebenen Individuen. Die Analyse der Daten kann die Hypothese, dass sich bei grossem Räuberdruck die Abundanzen der Wirbellosen in den Jahren ohne Fischbesatz deutlich erhöhen, folglich nicht bestätigen.

5 Literatur

Allan D. J. (1982): The effects of reduction in trout density on the invertebrate community of a mountain stream. *Ecology*, 63(5), pp. 1444-1455.

BAFU (Hrsg.) (2019): Methoden zur Untersuchung und Beurteilung von Fließgewässern (IBCH_2019). Makrozoobenthos – Stufe F. 1. aktualisierte Ausgabe, November 2019; Erstausgabe 2010. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1026.

Lubini V. & H. Vicentini (2007): Untersuchung von Fischmägen aus dem Wenigerweiher 2002 - 2006. Bericht im Auftrag der Naturforschenden Gesellschaft St. Gallen.

Morante T. (2012): Macroinvertebrate biomass estimates in Cantabrian streams and relationship with brown trout (*Salmo trutta*) populations. *Limnetica*, 31 (1): 85-94.

Oscos J. et al. (2005): Diet of 0+ brown trout (*Salmo trutta* L., 1758) from the river Erro (Navarra, north of Spain). *Limnetica*, 24(3-4): 319-326.

Rasool N. (2012): Feeding habits and diet composition of Brown trout (*Salmo trutta fario*) in the upper Streams of Kashmir Valley. *International Journal of Scientific and Research Publications*, Volume 2, Issue 12.

Sanchez-Hernandez J. (2011): First feeding diet of young brown trout fry in a temperate area: disentangling constraints and food selection. *Hydrobiologia* (2011) 663:109–119.

Steingrímsson S. O. (2002): Body size, diet and growth of landlocked brown trout, *Salmo trutta*, in the subarctic River Laxá, North-East Iceland. *Environmental Biology of Fishes* 63: 417–426.

Suarez J. L. (1988): Feeding relationships between two salmonid species and the benthic community. *Pol. Arch. Hydrobiol*, 35, 3-4, pp. 341-359. Stucki P. 2010: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fließgewässer. Makrozoobenthos Stufe F. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug.

V. Lubini

A. Carlevaro

Zürich, 20. November 2020

Anhänge

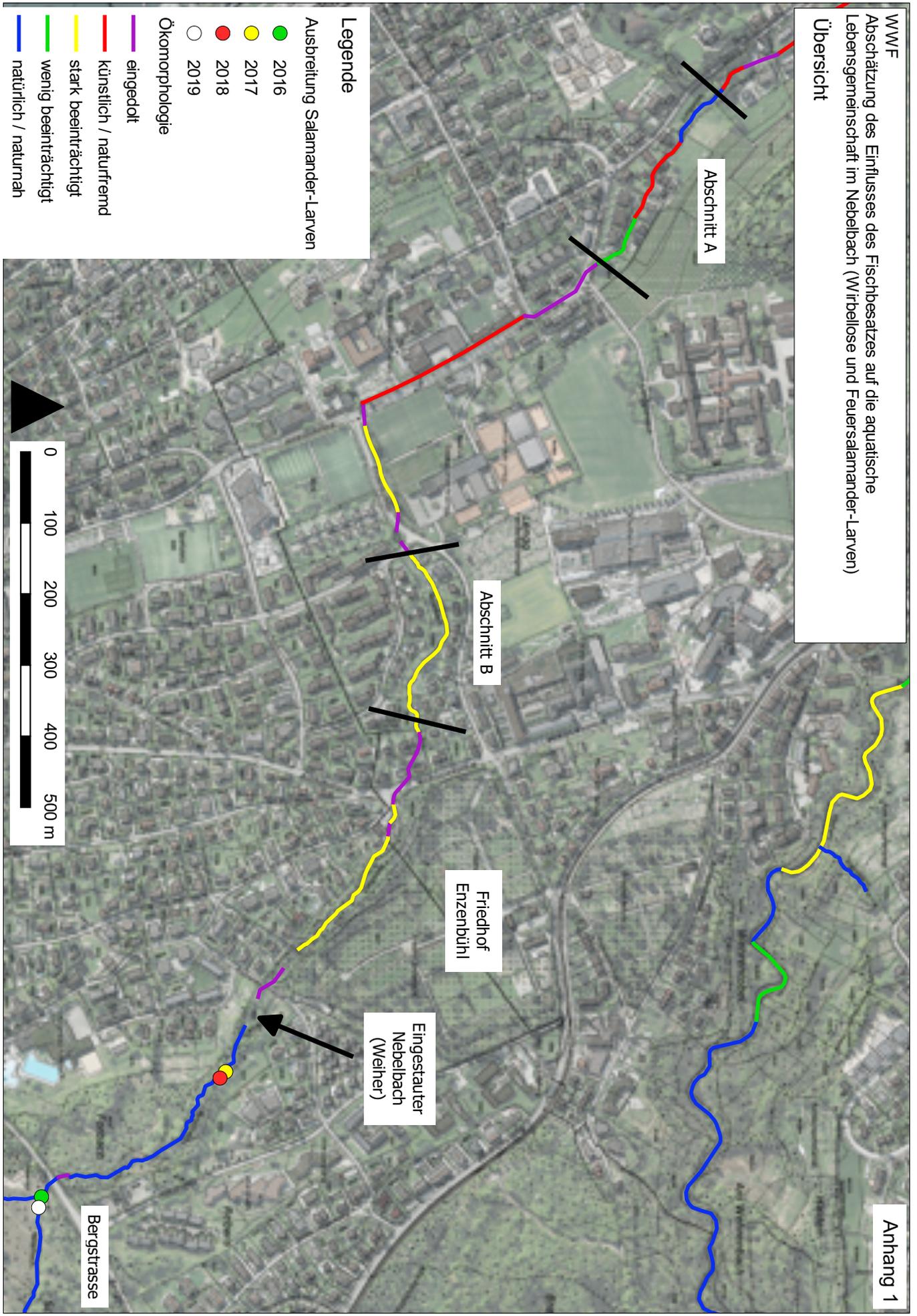
Anhang 1: Übersichtsplan

Anhang 2: Leitungskataster

Anhang 3: Taxalisten 2020 (2 Seiten)

Anhang 4: Statistische Auswertung (gutwasser GmbH)

WWF
 Abschätzung des Einflusses des Fischbesatzes auf die aquatische
 Lebensgemeinschaft im Nebelbach (Wirbellose und Feuersalamander-Larven)
 Übersicht



Legende

- Ausbreitung Salamander-Larven
- 2016
 - 2017
 - 2018
 - 2019
- Ökomorphologie
- eingedolt
 - künstlich / naturfremd
 - stark beeinträchtigt
 - wenig beeinträchtigt
 - natürlich / naturnah

Abschnitt A

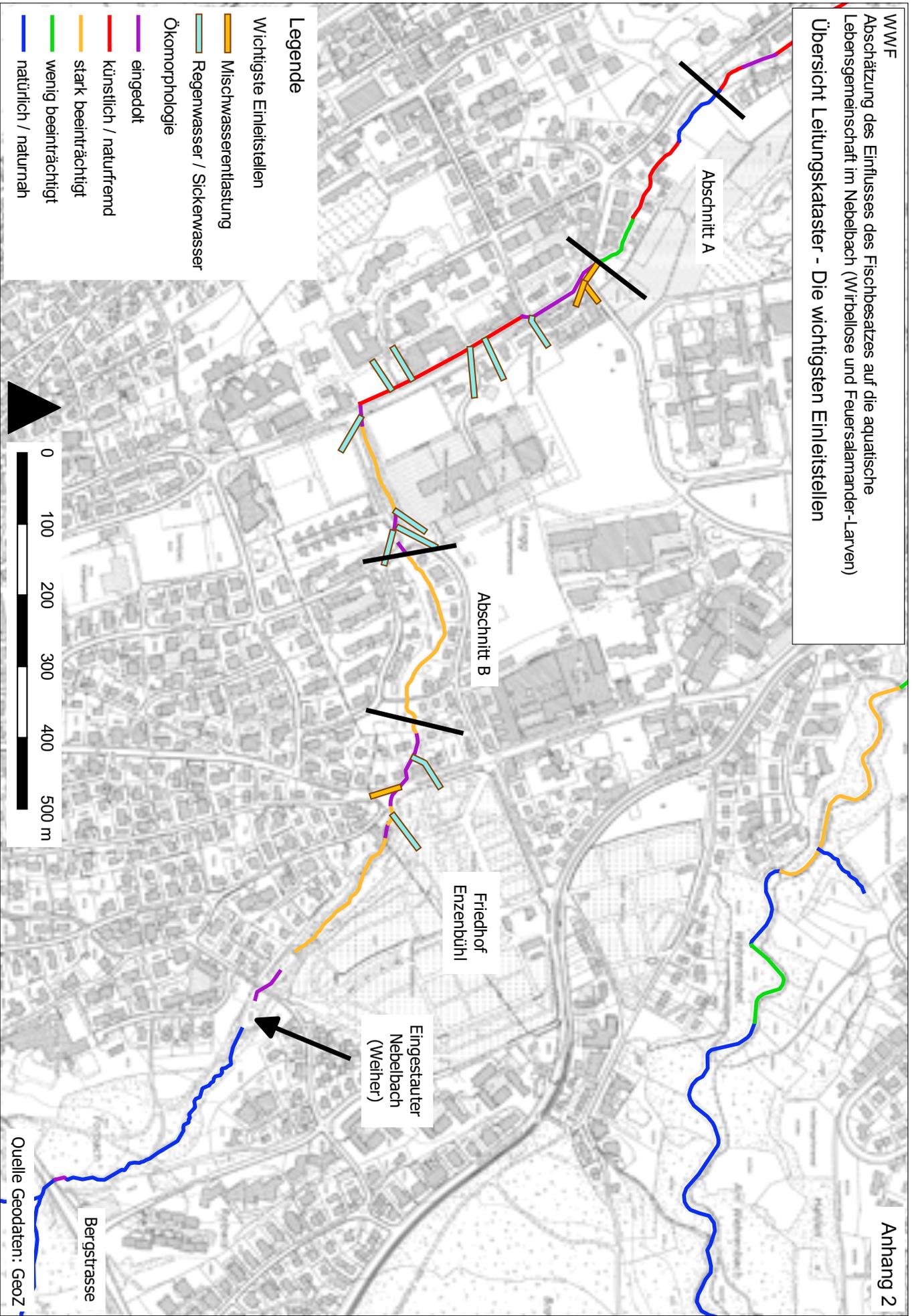
Abschnitt B

Friedhof
Enzenbühl

Eingestauter
Nebelbach
(Weimer)

Bergstrasse





Makrozoobenthos Nebelbach, Zürich - Abschnitt A
 leg et det. Anna Carlevaro, QM; Verena Lubini

ORDNUNG	FAMILIE	TAXA	DNAMEN↓	Substrat-Nr. →	Nebelbach A 2020														7	STADIUM	RL	4.2020	7.2020	Total
					07.04.2020	14.07.2020	07.04.2020	14.07.2020	07.04.2020	14.07.2020	07.04.2020	14.07.2020	07.04.2020	14.07.2020	07.04.2020	14.07.2020	07.04.2020	14.07.2020						
Trichoptera	Planariidae	Fam. Planariidae	Plattwurm		1	1	2	2	5	5	6	6	7	7	7	7	7	8	1	8	1			
Hirudinea	Glossiphoniidae	Fam. Glossiphoniidae	Egel		3		1		1		1		4					1		1				
Oligochaeta	Ordr. Oligochaeta	Ordr. Oligochaeta	Ringelwurm		1		2		3		8		4					4		4				
Gastropoda	Hydrobiidae	Potamopygus antipodarum	Neuseel. Zweigdeckelschnecke						1		1		3					2		2				
Bivalvia	Sphaeriidae	Psidium sp.	Eisenmuschel						5		2		3					3		3				
Arachnida (Inf.-Cl.) Acari	Hydracarina	Hydracarina	Süsswassermilbe				3		19		9		1					1		1				
Amphipoda	Gammaridae	Gammarus fossarum	Bachflötkrebs		324		364		228		56		276		192		268		480		256			
Isopoda	Asellidae	Asellus aquaticus	Asel				1						88		58			1		2				
Acari	Baetidae	Baetis rhodani	Eintagsfliege		20		32		3		6		1		7			3		10	2			
Ephemeroptera	Ephemereuillidae	Serratella ignita	Eintagsfliege		2				1		1		1					1		3	8			
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Habrophlebia lauta	Eintagsfliege										1							1				
Odonata	Cordulegastriidae	Cordulegaster sp.	Quelljungfer																	1				
Plecoptera	Leuctridae	Leuctra sp.	Steinfliege																	1				
Coleoptera	Elmidae	Fam. Elmidae	Häckenkäfer		164		23		72		12		196		58		30		4		11	108		
Coleoptera	Scirtidae (=Helodidae)	Fam. Scirtidae	Sumpfkäfer				2				2						1				1	4		
Trichoptera	Goeridae	Fam. Goeridae	Köcherfliege												2						1	3		
Trichoptera	Hydroptychidae	Hydroptycha instabilis	Köcherfliege		14				7				12		6							12		
Trichoptera	Hydroptychidae	Hydroptycha sp.	Köcherfliege																			6		
Trichoptera	Limnephilidae	Halesus radialis	Köcherfliege						1				1									1		
Trichoptera	Plectrocnemidae	Plectrocnemia conspersa	Köcherfliege																			3		
Trichoptera	Psychomyiidae	Timodes sp.	Köcherfliege																			1		
Diptera	Ceratopogonidae	Fam. Ceratopogonidae	Gritze						1		1		1								4	7		
Diptera	Chironomidae	Fam. Chironomidae	Zuckmücken		3		20		32		104		9		24		13		3		9	160		
Diptera	Empididae	Fam. Empididae	Tanzfliege						14												1	15		
Diptera	Limoniidae/Pediciidae	Fam. Limoniidae/Pediciidae	Stetzmücke		1																	1		
Diptera	Psychodidae	Fam. Psychodidae	Schnetterlingsmücke						3													3		
Diptera	Simuliidae	Fam. Simuliidae	Kriebelmücke				28															70		
Diptera	Stratiomyidae	Fam. Stratiomyidae	Waffinfliege																			2		
Rote Liste: In der Schweiz ausgestorben (RE)																			TOTAL TAXA					
Vom Aussterben bedroht (CR)																								
Stark gefährdet (EN)																								
Verletzlich (VU)																								
Potenziell gefährdet (NT)																								
Nicht gefährdet (LC)																								
Ungenügende Datengrundlage (DD)																								
Nicht beurteilt (NE)																								
																			TOTAL INDIVIDUEN					
																			25		17			
																			1889		1621			

Datenvisualisierung und Statistik zur Entwicklung der MZB-Lebensgemeinschaft im Nebelbach nach Fischbesatzstopp

1. Auftrag und Hypothese

Am Nebelbach wurde ab 2018 der Fischbesatz eingestellt. Anhand von Makrozoobenthos (MZB)-Daten, die zwischen den Jahren 2016 und 2020 an zwei Gewässerabschnitten erhoben wurden, soll erörtert werden, ob sich der Fischbesatzstopp auf die Zusammensetzung der MZB-Lebensgemeinschaft auswirkte.

Die Annahme lautet wie folgt: Es ist zu erwarten, dass sich die Abundanzen der Wirbellosen generell oder nur gewisser Gruppen in den fischbesatzfreien Jahren deutlich erhöhen.

2. Methoden

Alle vorliegenden Auswertungen basieren auf dem Datensatz *Taxaliste_Statistische Auswertung* (A. Carlevaro). Bei der Auswertung wurden alle nachgewiesenen Artengruppen berücksichtigt.

Für die Berechnung des Wilcoxon-Tests (Kapitel 3), der Anzahl Taxa und der Evenness (Kapitel 5) wurden nur jene Substrate berücksichtigt, die während der gesamten Untersuchungsdauer lückenlos beprobt wurden. Bei Abschnitt A waren das *Steine*, *Mobile Blöcke*, *Kies* und *Moose*, bei Abschnitt B *Steine*, *Mobile Blöcke* und *Kies*.

Für die Berechnung des NMDS, der PERMANOVA und *simper* wurde eine Bray-Curtis Distanzmatrix (TAXA~STANDORT) erstellt. Um die Taxa mit hohen Dichten weniger stark zu gewichten, wurde die Taxazahl (x) hoch 0.25 transformiert ($x^{0.25}$). Als Jahre mit Fischbesatz gelten 2016 und 2017, als solche ohne 2019 und 2020. 2018 ist ein Übergangsjahr einzuordnen, da die Abfischung nur wenige Tage vor der Frühjahrsprobeentnahme stattfand.

3. Entwicklung Individuendichten

Der Wilcoxon-Vorzeichen-Rang-Test (Kurz: Wilcoxon-Test) ist ein nichtparametrischer Test. Er prüft, ob sich zwei abhängige Stichproben in ihren zentralen Tendenzen unterscheiden. Im vorliegenden Fall wurde also verglichen, wie die Abundanzen zwischen zwei Aufnahmejahren über die verschiedenen Taxa verteilt waren. Unterschied sich diese Verteilung zwischen den verglichenen Aufnahmen, zeigte der Test eine Signifikanz an.

Bei Berücksichtigung aller Taxa konnte keine signifikante Zu- oder Abnahme der Abundanzen nach dem Fischbesatzstopp festgestellt werden. Bei den Taxa, die in den Rohdaten als «Futtertiere» aufgeführt sind, gab es eine signifikante Erhöhung der Abundanzen zwischen 2019 und 2020 sowie zwischen 2017 und 2020 bei den Sommeraufnahmen am Gewässerabschnitt A (Abbildung 1). Die Abundanzen von 2016 und 2020 waren nicht verschieden.

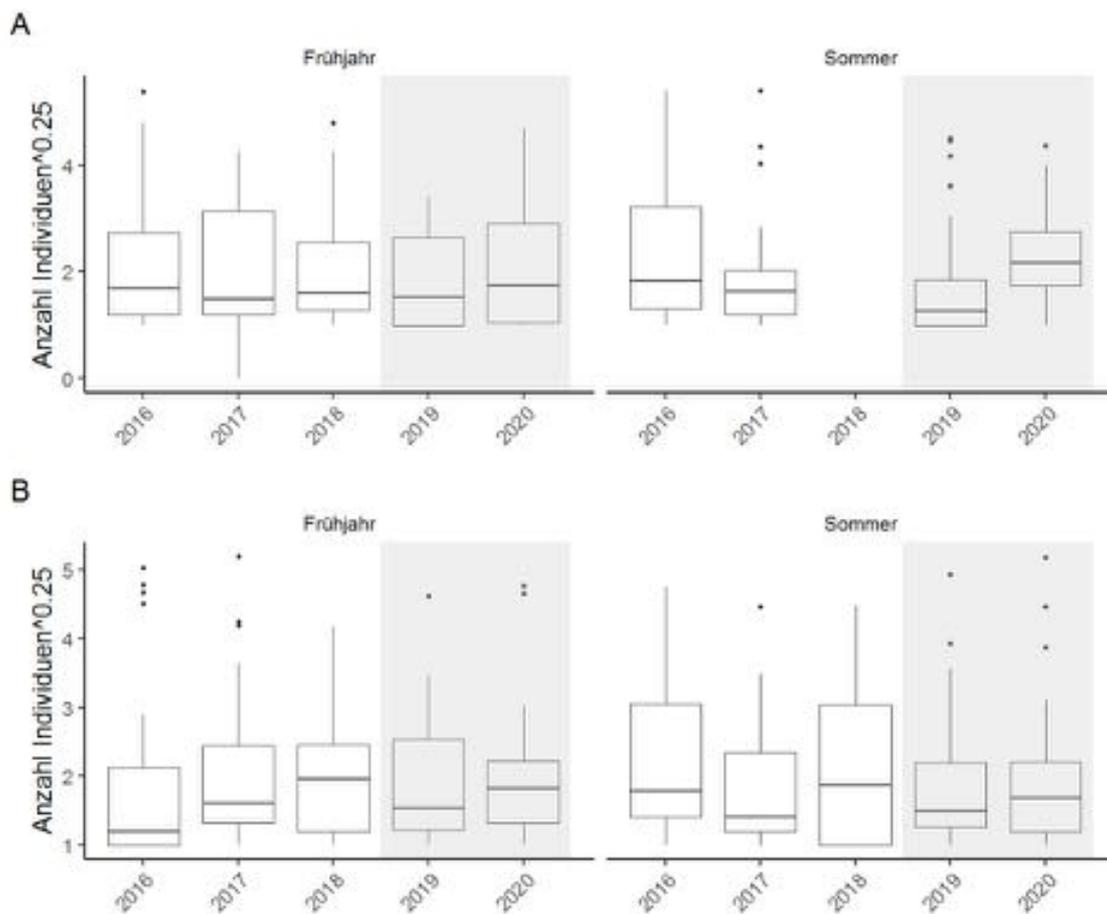


Abbildung 1 Entwicklung der Abundanzen der Taxa, die im untersuchten Datensatz als potentielle Futtertiere aufgeführt sind. A: Abschnitt A; B: Abschnitt B. Die grau hinterlegten Jahre markieren Jahre ohne Fischbesatz.

Auffallend waren die hohen Dichten einiger weniger Taxa im Jahr 2016 (Amphipoda, *Potamopyrgus antipodarum*). Ansonsten konnte bei den absoluten Häufigkeiten keine durch den Fischbesatzstopp (2018) initiierte Veränderung festgestellt werden (Abbildung 2).

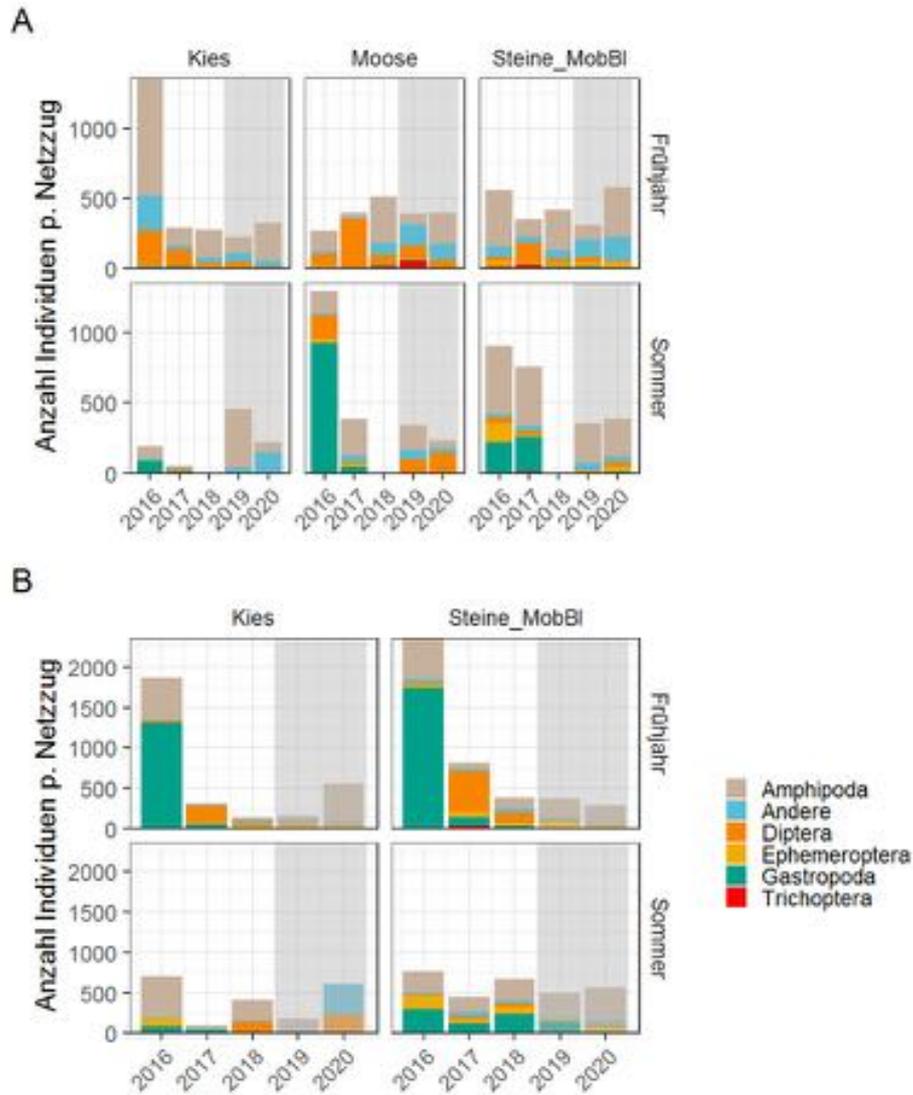


Abbildung 2 Entwicklung der Individuenzahlen, aufgetrennt nach Grossgruppen. A: Abschnitt A; B: Abschnitt B. Bei der Stelle A fand im Sommer 2018 wegen einer Gewässerverschmutzung keine Probeentnahme statt. Bei den Gastropoda macht *P. antipodarum* den allergrössten Individuenanteil aus. Die grau hinterlegten Jahre markieren Jahre ohne Fischbesatz. Zur vereinfachten Darstellung wurden die Substrate Steine und Mobile Blöcke zusammengefasst (Steine_MobBI) und durch die Anzahl Netzzüge in diesen Substraten geteilt. In die Kategorie ‚Andere‘ fallen folgende Gruppen: Bivalvia, Cnidaria, Coleoptera, Hirudinea, Hydracarina, Isopoda, Nematoda, Odonata, Oligochaeta, Plecoptera und Turbellaria.

4. Entwicklung der Individuenzahlen einzelner Taxa

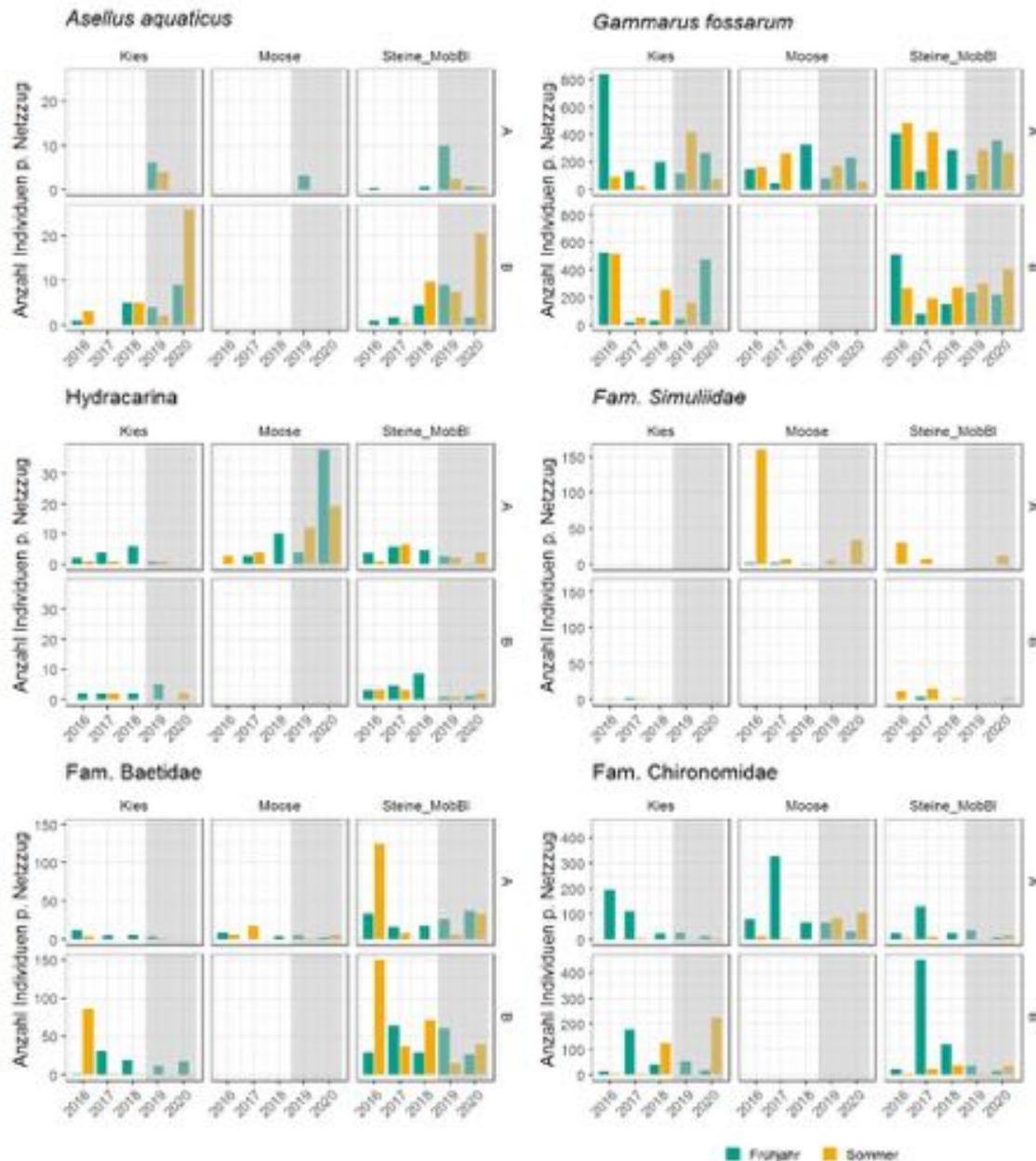


Abbildung 3 Entwicklung der absoluten Individuenzahlen ausgewählter Taxa. A: Abschnitt A; B: Abschnitt B. Da bei Abschnitt B das Substrat „Moos“ nicht durchgehend beprobt wurde, ist es hier nicht aufgeführt. Die grau hinterlegten Jahre markieren Jahre ohne Fischbesatz. Zur vereinfachten Darstellung wurden die Substrate Steine und Mobile Blöcke zusammengefasst (Steine_MobBl) und durch die Anzahl Netzzüge in diesen Substraten geteilt.

Bei *Asefluss aquaticus* wurde beim Abschnitt B eine leichte Zunahme registriert (anorganische Substrate) (Abbildung 3). Bei Abschnitt A wurde im Moos eine Zunahme von Hydracarina festgestellt. Gemäss der Literaturrecherche ist von beiden Gruppen nur Hydracarina als «Futtertier» in Forellenmägen festgestellt worden.

5. Diversitätsindices

Am Abschnitt B gab es im Sommer eine deutliche Zunahme der Anzahl gefundenen Taxa. Ansonsten veränderte sich weder die Anzahl nachgewiesener Taxa noch die Evenness (Mass für Gleichverteilung der Individuen in einer Probe) nach dem Wegfall des Fischbesatzes deutlich (*Abbildung 4*).

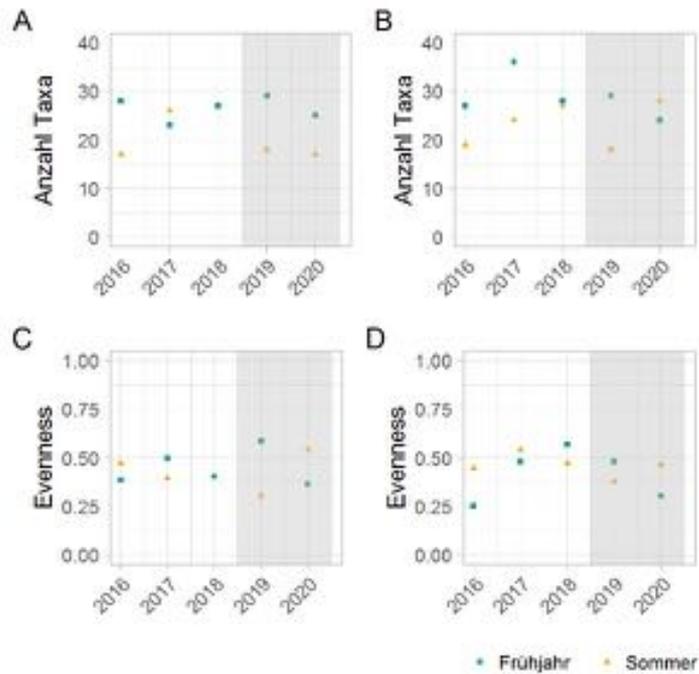


Abbildung 4 Linke Spalte (A, C): Abschnitt A; rechte Spalte (B, D): Abschnitt B. Die grau hinterlegten Jahre markieren Jahre ohne Fischbesatz.

6. Entwicklung Lebensgemeinschaft

Um zu testen, ob sich die MZB-Lebensgemeinschaft mit Fischbesatz von jener nach dem Besatzstopp unterscheidet, wurde ausgehend von einer Bray-Curtis Distanzmatrix (TAXA~STANDORT, Abundanzen $x^{0.25}$ transformiert) eine NMDS-Grafik erstellt (Abbildung 5). Dabei wird versucht, die Distanzen zwischen den Standorten (im vorliegenden Fall zwischen den einzelnen Netzzügen) so gut wie möglich in einem zweidimensionalen Raum darzustellen. Der Stress-Wert zeigt, wie weit die geplottete Distanz von der wahren Distanz (Bray-Curtis

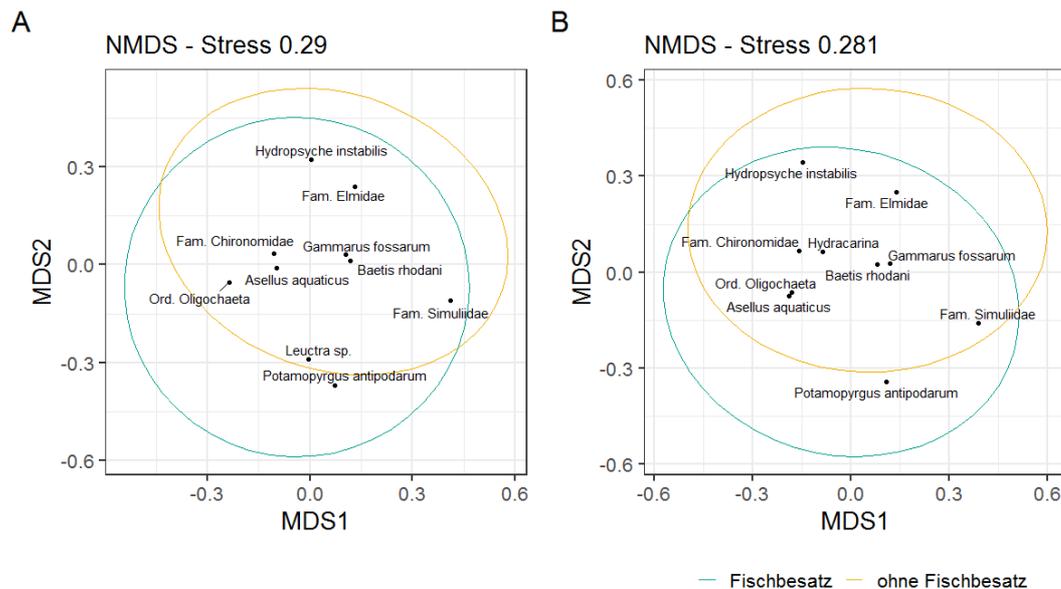


Abbildung 5 NMDS, Distanzmass: Bray-Curtis. A: Frühjahr; B: Sommer. Abschnitte A und B wurden gepoolt. Fischbesatz bezeichnet die Jahre 2016-2018, ohne Fischbesatz 2019-2020. Die Ellipsen bezeichnen die Konfidenzintervalle (95%), in welche die Lebensgemeinschaft der einzelnen Netzzüge fallen. Dargestellt sind ausserdem jene zehn Taxa, die gemäss *simper*-Funktion am stärksten zur durchschnittlichen Bray-Curtis Unähnlichkeit zwischen den Gruppen beitragen.

Distanzmatrix) abweicht. Ein Stress von 0.28 bzw. 0.29 ist relativ hoch, d.h. die wahren Distanzen konnten nur teilweise repräsentativ abgebildet werden. Optimal wäre ein Stress-Wert < 0.1 . Dennoch gibt die Grafik einen Hinweis darauf, dass sich die Lebensgemeinschaften nicht voneinander unterscheiden.

Um zu testen, ob sich die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften der einzelnen Netzzügen in Jahren mit Fischbesatz (2016-2018) von jenen ohne Fischbesatz (2019-2020) unterscheiden, wurde eine PERMANOVA gerechnet. Dazu wurde dieselbe Bray-Curtis Distanzmatrix verwendet wie für die NMDS-Grafik. Weder im Frühjahr noch im Sommer unterschieden sich die Gemeinschaften. Dasselbe Resultat erhält man, wenn nur die Taxa berücksichtigt werden, die in den Rohdaten als «Futtertiere» aufgeführt sind. Auch wenn man das Übergangsjahr 2018 weglässt (die letzte Abfischung fand kurz vor der Frühjahr-Probeentnahme statt), resultiert kein signifikanter Unterschied zwischen den Jahren 2016/17 und 2019/20. Bei der PERMANOVA handelt es sich um eine nicht-parametrische, multivariate ANOVA (Anderson 2001).

Mit der *simper*-Funktion (Similarity Percentages) wurde errechnet, welche Taxa wie stark zur durchschnittlichen Bray-Curtis Unähnlichkeit zwischen den Gruppen (Fischbesatz/kein

Fischbesatz) beiträgt (Clarke 1993). Die Resultate dieser Funktion können sehr schwierig zu interpretieren sein. Deshalb wurden sie im vorliegenden Fall lediglich dazu verwendet, um eine Selektion von Taxa für die Abbildung auf der NMDS-Grafik treffen zu können. Abgesehen von *P. antipodarum* schien kein Taxon deutlich zu- oder abgenommen haben nach dem Besatzstopp.

7. Fazit

Die Annahme, dass sich die Abundanzen der Wirbellosen in den Jahren ohne Fischbesatz aufgrund des verringerten Frassdrucks deutlich erhöhen, konnte mithilfe der vorliegenden Untersuchungen nicht bestätigt werden. Auch die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft veränderte sich nicht merklich.



Emil Birnstiel, gutwasser GmbH
02. Oktober 2020

Literaturverzeichnis:

- Anderson, Marti J. 2001. «A New Method for Non-Parametric Multivariate Analysis of Variance». *Austral Ecology* 26: 32–46.
- Clarke, K. R. 1993. «Non-Parametric Multivariate Analyses of Changes in Community Structure». *Austral Ecology* 18 (1): 117–43. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x>.