

Abschlussbericht des Projektes

Biomanipulation als effektives Verfahren zur Wiederherstellung der Habitatfunktion des hyporheischen Interstitials



Foto: Frank Steinmann

Förderkennzeichen: 2813BM010-12

Thema: Biomanipulation als effektives Verfahren zur Wiederherstellung der Habitatfunktion des hyporheischen Interstitials

Laufzeit: 1. Januar 2015 – 30. November 2018

Berichtszeitraum: 1. Januar 2015 – 30. November 2018

Projektpartner: ARGE Nister e.V., Manfred Fetthauer
BfS Marburg, Dr. Dirk Hübner
BfS Frankfurt, Dr. Jörg Schneider

Autoren: C. Winkelmann, M. Gerke, D. Hübner, R. Fricke, T. Graf, J. Schneider,
M. Fetthauer

Koblenz, den 30. Januar 2019

Inhalt

1. Übersicht	3
1.1 Aufgabenstellung und Ziele des Vorhabens	3
1.2 Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde	4
1.3 Planung und Ablauf des Vorhabens	6
1.4 Methoden und Verfahren	9
2. Darstellung der Projektergebnisse	19
2.1 Arbeitspaket 1 und 4: Fischereiliche Steuerung der Versuchsstrecke und Erfolgsmonitoring der fischereilichen Steuerung.....	19
2.2 Arbeitspaket 2: Kormoranvergrämung	21
2.3 Arbeitspaket 5: Kormoraneinfluss.....	22
2.4 Arbeitspaket 6a: Erfolgsmonitoring hyporheisches Interstitial.....	23
2.5 Arbeitspaket 6b: Kleinskalige Versuche zur Steuerung der Interstitialverhältnisse durch Fische	32
2.6 Arbeitspaket 8: Verbreitung der Ergebnisse	35
3. Gesamtdiskussion und Konsequenzen für weitere Vorhaben	37
4. Erfolgskontrolle über die Einhaltung des Finanzierungs-, Zeit- und Arbeitsplans	43
5. Zusammenfassung.....	45
6. Literatur.....	47
7. Anhänge.....	51

1. Übersicht

1.1 Aufgabenstellung und Ziele des Vorhabens

Das Gesamtziel des Vorhabens war die Förderung der nachhaltigen Nutzung von Fließgewässerökosystemen mit der innovativen Maßnahme „Nahrungsnetzsteuerung“. Es sollten die Wirksamkeit und die Anwendbarkeit der Nahrungsnetzsteuerung in Mittelgebirgsflüssen überprüft und diese Maßnahme potentiellen Anwendern zugänglich gemacht werden. Das Projekt bezieht sich damit auf Punkt 2.2.1 der Förderrichtlinie (innovative Maßnahmen zur Verbesserung von Agrar-Ökosystemen oder Ökosystemleistungen) und dient dem Schutz und der Wiederherstellung wichtiger Ökosystemdienstleistungen in eutrophierten Fließgewässern.

Einträge von Pflanzennährstoffen aus der Landwirtschaft und kommunalen Kläranlagen führen zur Eutrophierung und reduzieren die ökologische Funktionsfähigkeit von Fließgewässern und die aquatische Biodiversität erheblich. Aufgrund der dichten Besiedlung und intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Einzugsgebiete in Deutschland stellt die Eutrophierung ein flächendeckendes und drängendes Problem dar. Eine Reduktion der Eutrophierung allein über eine Reduzierung der diffusen Nährstoffeinträge ist aber oft außergewöhnlich schwierig bzw. unmöglich. Daher soll hier ein Verfahren entwickelt und vorgestellt werden, das die ökologische Funktion des hyporheischen Interstitials, eines der wichtigsten Habitats in Fließgewässern, nachhaltig sichert bzw. wiederherstellt. Das Hauptaugenmerk des Projektes lag auf der Habitatqualität des hyporheischen Interstitials, dem Kieslückensystem des Gewässergrundes, weil dies sowohl die Zusammensetzung als auch die Funktionalität der benthischen Lebensgemeinschaft beeinflusst und damit außerordentlich wichtig für den Schutz der Biodiversität und den Erhalt der Ökosystemdienstleistungen ist.

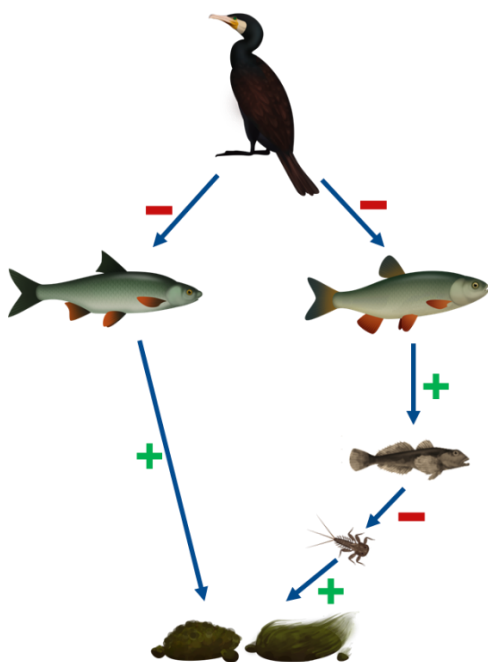


Abbildung 1: Prinzipskizze einer möglichen top-down-Kontrolle des benthischen Nahrungsnetzes in Mittelgebirgsflüssen (Piktogramme: Janno Worischka)

Im hyporheischen Interstitial finden wichtige biologische Umbauprozesse statt, wie beispielsweise der Abbau der durch die Landwirtschaft eingetragenen Stickstoffverbindungen (Ökosystemdienstleistung). Für eine nachhaltige Gewässernutzung muss das hyporheische Interstitial Mindestkriterien in seiner Qualität genügen, damit sich Fische natürlich reproduzieren und invertebrate Organismen als Fischnährtiere einen Lebensraum finden (Ökosystemdienstleistungen). In diesem Projekt soll gezeigt werden, dass eine gezielte Nutzung der Ökosystemdienstleistung „benthisches Grazing“ trotz teilweise erheblicher Belastungen die Eutrophierungserscheinungen reduzieren und die Funktionsfähigkeit des hyporheischen Interstitials und damit dessen Ökosystemdienstleistungen sicherstellen kann.

Der Ansatz, Eutrophierungserscheinungen mittels Nahrungsnetzsteuerung zu reduzieren und damit die Habitatqualität des hyporheischen Interstitials zu verbessern, basiert auf der ökologischen Theorie der top-down-Steuerung von Gewässern. Diese Theorie besagt, dass die Biomasse einer trophischen Ebene von der jeweils höheren trophischen Ebene gesteuert wird.

Dadurch entsteht eine sogenannte trophische Kaskade, da der oberste Räuber (Top-Prädator) abwechselnd positive und negative Effekte auf die darunterliegenden trophischen Ebenen hat (Abb. 1).

Im Falle eines eutrophierten Mittelgebirgsflusses impliziert diese Theorie, dass Algenmassenentwicklungen durch einen verstärkten Fraßdruck benthischer Invertebraten und herbivorer Fische reduziert werden sollte. Die Reduktion der Algenmassenentwicklungen sollte dann zu einer Verringerung der biogenen Kolmation (Verstopfung des Kieslückensystems mit Algen) führen und dadurch eine bessere Durchströmung und Sauerstoffversorgung des hyporheischen Interstitials ermöglichen. Um diese Annahme zu testen, wurde ein großskaliges Freilandexperiment durchgeführt, in dem der Bestand großwüchsiger Fische (herbivore und omnivore Arten) gesteuert wurde.

1.2 Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde

Dieses Projekt wurde in Zusammenarbeit zwischen einem Gutachterbüro (Bürogemeinschaft für fisch- und gewässerökologische Studien), einem lokalen Gewässerschutzverein (ARGE Nister e.V.) und einer Universität (Universität Koblenz-Landau, Projektgruppe Fließgewässerökologie) durchgeführt. Als Untersuchungsgewässer wurde die Nister im Westerwald ausgewählt, weil dort alle Voraussetzungen für die erfolgreiche Durchführung des Vorhabens gegeben waren.

Das Projektgebiet zeichnet sich durch Reliktvorkommen der vom Aussterben bedrohten Flussperlmuschel (*Magaritifera margaritifera*, letztes Vorkommen des genetisch isolierten Rheinclusters, Kuehn et al. 2011), sowie Restpopulation der stark gefährdeten Bachmuschel (*Unio crassus*), dem Vorkommen der deutschen Verantwortungsfischart Barbe (*Barbus barbus*), eine artenreiche Fischgemeinschaft (mehrere FFH-Arten, Anhang 1) und eine grundsätzlich guten Gewässerstruktur aus.

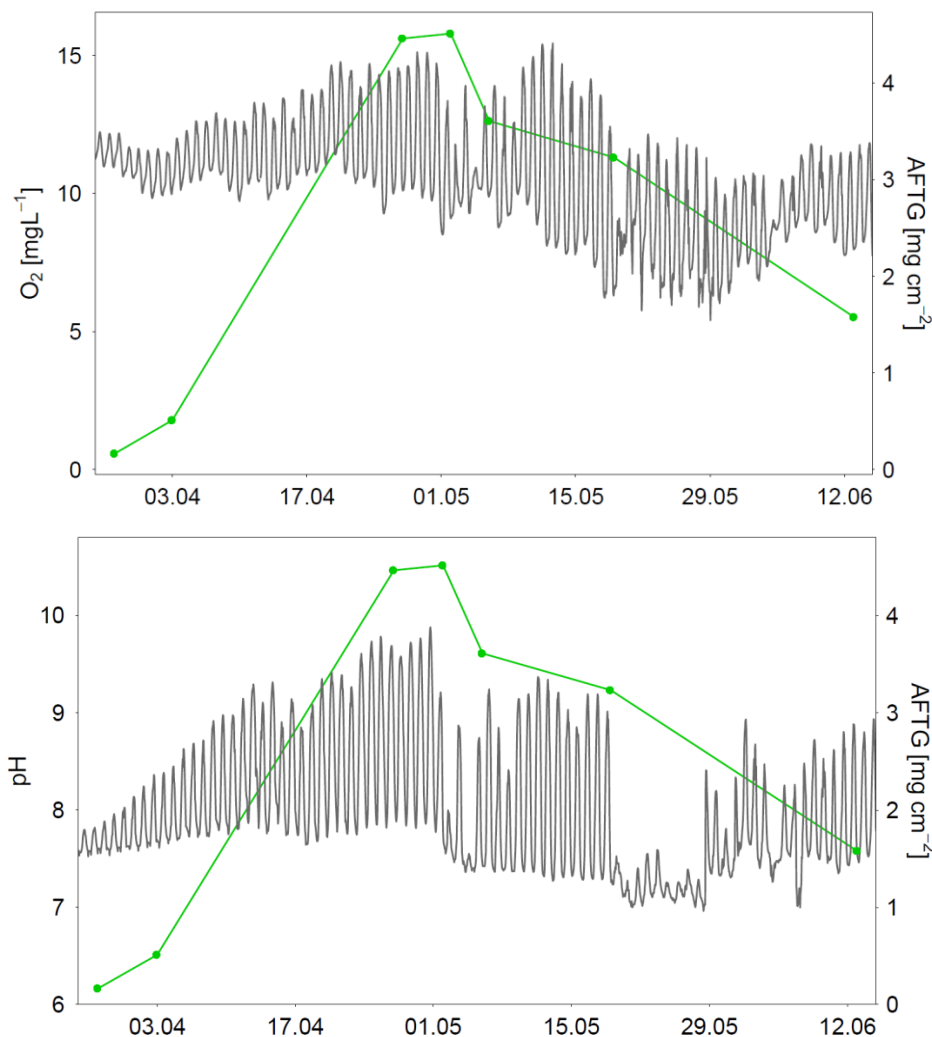


Abbildung 2: Tageszeitliche Schwankung der Sauerstoffkonzentration und pH-Werte während einer Algenmassenentwicklung im Frühjahr 2016. Dargestellt sind stündliche Messwerte der Sauerstoffkonzentration (oben) und des pH-Wertes (unten) im Flusswasser sowie die mittlere Biomasse des Periphytons (AFTG, grüne Linie) auf der Gewässersohle (je 10 Steine).

Allerdings leidet das Projektgebiet unter erheblichen anthropogenen Beeinträchtigungen, insbesondere Eutrophierungserscheinungen und einer verstärkten Kolmation des Interstitials aufgrund von hohem Algenwachstum und Feinsedimenteinträgen. Ursache dafür sind Nährstoffeinträge aus Kommunen und Landwirtschaft, wobei letztere durch Erosion der landwirtschaftlich genutzten Flächen für die Feinsedimenteinträge verantwortlich ist. Insbesondere im Frühling sind Algenmassenentwicklungen zu beobachten, die zu starken Schwankungen der Sauerstoffkonzentrationen und pH-Werte führen (Abb. 2).

1994 wurde aufgrund der diversen Fischartengemeinschaft und der zu diesem Zeitpunkt augenscheinlich sehr günstigen Bedingungen mit der Wiederansiedlung des Atlantischen Lachses (*Salmo salar*) begonnen (Landesprojekt „LACHS 2000“, heute „LACHS 2020“). Seit 1998 war allerdings eine deutliche Zunahme der Menge benthischer Algen zu verzeichnen (Schneider 2011, pers. Mitteilung Fetthauer, ARGE Nister e.V.), obwohl die als limitierender Faktor angesehene Phosphorkonzentration nicht angestiegen ist (Nagel & Hugo 2011). Parallel dazu wurden in den letzten 15 Jahren Bestandseinbrüche größerer und mittelgroßer Fischarten wie Barbe, Nase, Döbel, Schneider und Hasel sowie extreme Bestandszunahmen der Kleinfische Elritze, Schmerle und Groppe dokumentiert (Schneider 2009, Krau 2011), was unter Umständen als Prädationseffekte der seit Mitte der 1990-iger Jahre verstärkt im Untersuchungsgebiet vorkommenden Kormorane interpretiert werden könnte. Durch die Reduktion der großwüchsigen Fische kann von einer Entlastung der kleinen Fischarten ausgegangen werden, was deren Bestandsexplosionen erklären würde. Unter den ehemals sehr häufigen Fischarten ist eine wichtige herbivore Art (Nase: *Chondrostomus nasus*) sowie mehrere omnivore Arten (Döbel: *Squalius cephalus*, Hasel: *Leuciscus leuciscus*). Diese Beobachtungen legten in den Augen der Projektpartner und des Antragsstellers die Vermutung nahe, dass diese deutlichen Veränderungen in der Struktur der Fischgemeinschaft zum verstärkten Auftreten der Eutrophierungserscheinungen geführt haben. Die Reduktion herbivorer Fische förderte vermutlich das Wachstum benthischer Algen und der reduzierte Effekt der großwüchsigen Fische auf die benthivoren Fische reduzierte indirekt die Fraßaktivität der benthischen Invertebraten (Abb. 1). Daher erschien dieses Untersuchungsgebiet ausgesprochen geeignet, die Wirksamkeit und Machbarkeit der Nahrungsnetzsteuerung zu untersuchen.

Aufgrund der intensiven Arbeit am Lachsprogramm bestand im Projektgebiet bereits eine gute Kooperation zwischen der BfS und der ARGE Nister e.V. sowie ein hohes Maß an öffentlicher Akzeptanz der Schutzanstrengungen an der Nister. Während der Projektlaufzeit wurde im Untersuchungsgebiet ein Flussvertrag erarbeitet, der die Interessen von Vertretern der verschiedensten politischen Ebenen, Nutzungsinteressen und Bürgern integrieren soll. Dieser Prozess wurde von der SGD Nord koordiniert und Ende März 2017 feierlich unterzeichnet. Die Projektpartner waren an der Erarbeitung dieses Vertrages im Rahmen des Nisterkomitees intensiv beteiligt. Der Nistervertrag stellt nun einen Rahmen dar, innerhalb dessen verschiedene geeignete Einzelmaßnahmen und Projekte zum Schutz der Biodiversität in der Nister durchgeführt werden sollen. Das hier dargestellte Projekt trug daher bereits zum Teil zur Umsetzung des Nistervertrages bei.

Die Verteilung der Arbeitsaufgaben innerhalb der Projektpartner wurde zu Beginn des Projektes festgelegt und über die gesamte Projektlaufzeit beibehalten. Der Universität Koblenz-Landau oblagen die wissenschaftliche Koordination und die grundsätzliche Berichtspflicht. Außerdem zeichnete die Universität für die Beprobung der Habitatqualität des Interstitials verantwortlich (Makrozoobenthos, Algen, Wasseraustausch, chemische Wasserqualität). Innerhalb der BfS war Herr Dr. Hübner für die Beprobung der Habitatqualität des Interstitials (Fischeiversuche, chemische Wasserqualität), die Analyse des Fraßverhaltens der Nasen (Kameras) sowie einen kleinskaligen Versuch (Käfigversuch) verantwortlich. Herr Dr. Schneider von der BfS war für die fischereiliche Steuerung der Versuchsstrecken und die Kontrolle der Fischbestände verantwortlich. Die Arge Nister e.V. stellte Infrastruktur vor Ort zur Ver-

fügung und war darüber hinaus für die Vergrämung der Kormorane und die Kommunikation mit Fischereiverbänden verantwortlich. Außerdem unterstützte die Arge Nister e.V. alle Freilandarbeiten tatkräftig und übernahm regelmäßige Kontrollen von Versuchseinrichtungen.

Aufgrund des hohen Personalbedarfs bei der Beprobung des Gewässers und der Durchführung von Versuchen und Befischungen erfolgten diese Arbeiten stets in enger Kooperation. Insbesondere die Befischungen wurden in der Regel von allen Projektpartnern gemeinsam durchgeführt. Auch die regelmäßige Beprobung der Interstitialqualität erfolgte standardmäßig mit einem gemischten Team aus fünf Personen (2 x BfS, 3 x Uni). Dadurch erhielten alle Projektpartner tiefgründige Einblicke in die Arbeitsaufgaben der jeweils anderen, und die inhaltliche Koordination sowie praktische Absprachen erfolgten direkt im Feld. Ebenso fand die Kommunikation der Ergebnisse in der wissenschaftlichen Gemeinschaft und dem Anwendungsbereich viel kooperativer statt als ursprünglich geplant war (z.B. gemeinsame Tagungsteilnahmen, gegenseitige Vertretung bei Vorträgen, gemeinsame Publikationen).

1.3 Planung und Ablauf des Vorhabens

Das Biomanipulationsexperiment wurde auf Grundlage eines modifizierten Before-After-Control-Impact Designs (BACI; Stewart-Oaten et al. 1986) in zwei etwa 550 m langen Versuchsstrecken in zwei experimentellen Phasen durchgeführt (Abb. 3). Die untere Strecke diente als Referenzstrecke mit einem relativ konstanten Fischbestand im Verlauf des Experiments. Die obere Strecke diente als Manipulationsstrecke, wo der Fischbestand zwischen den beiden Phasen des Experimentes verändert wurde. Die Phase I des Experimentes dauerte vom Sommer 2015 bis zum Sommer 2017, die Phase II vom Sommer 2017 bis Herbst 2018. In Phase I bestand ein unterschiedlich hoher Bestand an großwüchsigen Fischen (Nase *Chondrostoma nasus*, Döbel *Squalius cephalus*) in den beiden Versuchsstrecken. Der bereits relativ hohe Fischbestand in der Referenzstrecke wurde dazu weiter gestützt, während er in der oberhalb gelegenen Manipulationsstrecke minimiert wurde. In Phase II war der Fischbestand in der Manipulationsstrecke ähnlich hoch wie in der Referenzstrecke, da er im gleichen Umfang wie in der Referenzstrecke gestützt wurde. Um Randeffekte in der Referenzstrecke zu vermeiden wurde eine etwa 220 m lange Pufferstrecke zwischen den Versuchsstrecken eingerichtet, in der die Fischbestände ähnlich wie in der Referenzstrecke eingestellt wurden. Die Versuchsstrecken wurden stromauf- und stromabwärts mit dynamischen Fischwehren nach (Mühlenbauer et al. 2003) voneinander abgegrenzt (Abb. 3).

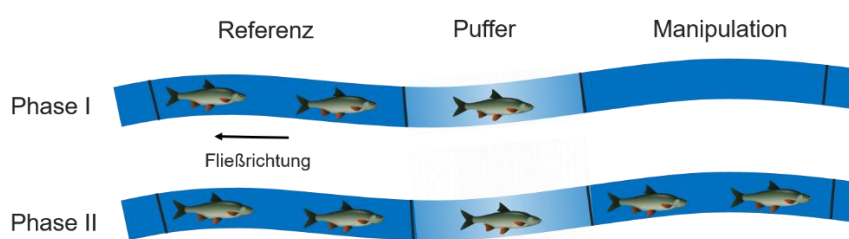


Abbildung 3: Prinzipskizze des Designs des Biomanipulationsexperiments nach dem Before-After-Control-Impact Design (BACI) und Foto der dynamischen Fischwehre zur Abgrenzung der Versuchsstrecken.

Das zweiphasige Versuchsdesign erlaubt es festzustellen, ob Unterschiede zwischen den beiden Strecken tatsächlich auf der Manipulation der Großfischdichte beruhen, und nicht etwa auf natürlichen

Tabelle 1: Übersicht der im Biomanipulationsexperiment erfassten Messgrößen zur Beurteilung der Habitatqualität des hyporheischen Interstitials (Arbeitspaket 6a). Das X gibt an, ob die jeweilige Messgröße Rückschlüsse auf die biogene und/oder geogene Kolmation des Interstitials erlaubt. Erwartung bezieht sich auf die Richtung der erwarteten Änderung der Differenz zwischen Manipulations- und Referenzstrecke in Phase II: ↑ Differenz wird größer bzw. positiver, ↓ Differenz wird kleiner bzw. negativer, - keine Änderung erwartet. * Gesamter Feinsedimentanteil und Anteil organischen Kohlenstoffs in Gefrierkern-Proben.

Messgröße	Biogene Kolmation	Geogene Kolmation	Erwartung
Sauerstoffkonzentration	X	X	↑
Ammoniumkonzentration	X	X	↓
Leitfähigkeitsdifferenz zum Oberflächenwasser	X	X	↓
Vertikaler Fluss	X	X	↑
Algenbiomasse auf der Gewässersohle	X		↓
Organischer Feinsedimenteintrag	X		↓
Anorganischer Feinsedimenteintrag		X	-
Feinsedimentanteil*		X	-
Organischer Kohlenstoff im Feinsediment*	X		↓
Makrozoobenthosdichte im Interstitial	X	X	↑
Überlebenswahrscheinlichkeit von Fischeiern im Interstitial	X	X	↑

Zusätzlich zu diesem großskaligen Biomanipulationsexperiment wurde im Sommer 2016 und 2017 ein kleinskaliger Versuch (Käfigversuch) durchgeführt, um zugrundeliegende Mechanismen der Nahrungsnetzsteuerung zu identifizieren. Das Experiment folgte einem Blockdesign (2016: Behandlung Nase, fischfreie Kontrolle; 2017: Behandlungen Döbel, Nase, fischfreie Kontrolle) mit jeweils vier Wiederholungen in 8 m² großen Käfigen. Die Fischbiomasse in den Käfigen war im Jahr 2017 für Döbel und Nasen ähnlich (Döbel: 313 ± 1,7 g m⁻², Nasen: 309 ± 0,3 g m⁻²), wobei je acht Nasen und je vier Döbel pro Käfig eingesetzt wurden. Angeordnet wurden die Käfige in vier Blöcken zu je drei Käfigen. Da es aufgrund der Gewässerbreite und -tiefe nicht möglich war, die Käfige eines Blocks neben einander aufzustellen, wurden die Referenzkäfige immer flussaufwärts aufgestellt, um die Strömungsverhältnisse für diese Käfige so wenig wie möglich zu beeinflussen. Auf diese Weise wurde sichergestellt, dass eine eventuell beobachtete Verbesserung der Interstitialbedingungen in mit Fischen besetzten Käfigen auf keinen Fall durch eine vorteilhafte Position des entsprechenden Käfigs hervorgerufen werden konnte. Die Fischkäfige unterhalb des Referenzkäfigs wurden abwechselnd mit Nasen und Döbeln besetzt. Die wichtigsten Messgrößen im Käfigversuch waren die Sauerstoffkonzentration im Interstitial, die Algenbiomasse auf der Gewässersohle und die Biomasse benthischer Invertebraten.

1.4 Methoden und Verfahren

Arbeitspakete 1 und 4 – Fischereiliche Steuerung der Versuchsstrecke und Erfolgsmonitoring der fischereilichen Steuerung

Bereits vor Beginn des Experimentes wurde durch intensive Kormoranvergrämung der ARGE Nister e.V. in der Referenzstrecke ein hoher, hinsichtlich der Biomasse nahezu gewässertypischer Großfischbestand aufgebaut. Aus diesem Grund wurde nicht, wie im BACI Design ursprünglich vorgesehen, mit einem gleichen Zustand beider Strecken (keine großwüchsigen Arten) gestartet, da eine Entnahme der bereits aufgebauten Fischbestände kontraproduktiv erschien. Für das Experiment wurden die Versuchsstrecken Anfang Juni 2015 stromauf- und stromabwärts mit dynamischen Fischwehren (nach Mühlenbauer et al. 2003) abgesperrt, um Fische > 15 cm Körperlänge am Verlassen der Strecke oder am Einwandern zu hindern. Die Fischsperrern waren grundsätzlich über das gesamte Experiment stabil (Abb. 5). Allerdings mussten während des Experimentes kleinere Verbesserungen an den Fischwehren vorgenommen sowie die regelmäßige Reinigung und Wartung der Wehre durchgeführt werden.



Abbildung 5: Dynamische Fischwehre am oberen Ende der Referenzstrecke während und nach einem Hochwasserereignis

In der oberhalb gelegenen Manipulationsstrecke wurden die großwüchsigen Fischarten zu Beginn des Experiments weitgehend abgefischt und in die Referenzstrecke umgesetzt. Zu Beginn von Phase II im August 2017 wurde der Großfischbestand in der Manipulationsstrecke deutlich erhöht, indem Fische von außerhalb der Versuchsstrecken besetzt wurden. Zusätzlich wurden Fische von der Referenzstrecke in die Manipulationsstrecke umgesetzt, um eine möglichst ähnliche Dichte großwüchsiger Fische in beiden Strecken einzustellen. Während des gesamten Experimentes wurden die Bestände großwüchsiger Fische in den Versuchsstrecken drei Mal pro Jahr mittels der Markierungs-Wiederfangmethode geschätzt. In der Pufferstrecke wurde jeweils nur ein Befischungsdurchgang durchgeführt und für die Bestandsschätzung anschließend die Fangquote der Fische in der Referenzstrecke zugrunde gelegt. Außerdem wurden Maßnahmen zur Stabilisierung des erhöhten Fischbestandes in der Referenzstrecke und nach Bestandserhöhung (Phase II) in der Manipulationsstrecke durchgeführt (Nachbesatz, Vergrämung des Kormorans).

Die Bestände kleinwüchsiger Fische (Schmerle, Elritze, Groppe) wurden drei Mal pro Jahr in jeweils 4 x 10 m repräsentativer Gewässerstrecke innerhalb der Manipulations- und Referenzstrecke erfasst. Dazu wurde unter Abwägung der diversen Vor- und Nachteile anderer methodischer Ansätze die Removal-Methode (Synonyme: Sukzessiver Wegfang, De Lury – Methode, De Lury 1947) als geeignete Bestandserfassungsmethode ausgewählt.

Arbeitspaket 2 – Kormoranvergrämung

Während der gesamten Projektdauer wurden Kormorane im Bereich der Referenzstrecke bei Stein-Wingert regelmäßig durch mehrmaliges Verscheuchen am Tag von Helfern der ARGE Nister e.V. vergrämt. Ein vorheriges Pilotprojekt im Auftrag des Landes Rheinland-Pfalz zeigte, dass letale Vergrä-

mung die größte Wirkung erzielt (Schneider & Korte 2004). Daher wurden entsprechend der Kormoranverordnung des Landes Rheinland-Pfalz vom 15. August bis 15. Februar regelmäßig Kormorane durch Mitglieder und jagdberechtigte Helfer der ARGE Nister im 20 km Radius um Stein-Wingert geschossen. Um die Wirksamkeit der Vergrämungsmaßnahmen abschätzen zu können, wurden außerdem regelmäßig die Kormoraneinflüge in Stein-Wingert gezählt. Die Zählungen fanden nur ein Mal pro Tag, meistens morgens kurz nach Sonnenaufgang statt. Zu Zeiten mit hoher Anzahl täglicher Einflüge wurden die Zählungen täglich durchgeführt, sofern es die Sichtbedingungen zuließen. Dies war vor allem in den Wintermonaten der Fall, wenn zusätzlich zu den ganzjährig im Einzugsgebiet der Nister lebenden Kormoranen auch Wintergäste die Nister als Nahrungshabitat nutzten.

Arbeitspaket 3 – Anzucht von Nasenbrut

Da populationsgenetische Untersuchungen nahelegen, dass Zuchtnasen im Vergleich zu den in der Nister gefangenen Nasen eine stark verringerte genetische Diversität aufweisen (Hübner et al. 2016), wurde auf Fremdbesatz verzichtet, um den Genpool der Nister-Nasen zu erhalten und einen nachhaltigen Nasenbestand in seiner natürlichen Größenverteilung aufzubauen. Daher sollten in jedem Projektjahr laichreife Nasen aus der Nister entnommen, abgestreift und die Eier im Zuchthaus der ARGE Nister e.V. erbrütet werden. Anschließend sollten die Nasen nach ca. 3 Monaten als 0+ Fische in der Nister ausgesetzt werden. In den Projektjahren 2015 und 2016 war es aufgrund hoher Wasserstände und ständig wechselnder Wassertemperaturen während des Laichzeitraumes nicht möglich, laichreife Nasen zu fangen und abzustreifen. Allerdings konnte in beiden Jahren Nasenbrut im Bereich Stein-Wingert nachgewiesen werden, sodass davon auszugehen ist, dass ein Abbläichen in der Nister stattgefunden hat.



Abbildung 6: Geschlüpfte Nasen am 27.4.2018

Im Frühjahr 2017 und 2018 gelang es, laichreife Nasen zu fangen und abzustreifen. Es wurden jeweils mindestens 10.000 Eier im Bruthaus aufgelegt und erbrütet (Abb. 6). Die geschlüpften Nasen wurde in beiden Jahren wenige Monate später in den bekannten Habitaten für Jungnasen ausgesetzt. Im Jahr 2018 wurde ein hoher Bestand an 1+ Nasen unterhalb der Versuchsstrecken in Stein-Wingert beobachtet. Daraus kann geschlossen werden, dass die Anzucht von Nasenbrut erfolgreich war.

Arbeitspaket 5 – Kormoraneinfluss

Zwischen April 2017 und April 2018 wurden insgesamt 1125 Fische > 15 cm mit passiven Sendern (15 mm, PIT-tags) markiert. Ab Januar 2018 wurde an insgesamt fünf Terminen an einem Schlafplatz an der Sieg bei Wissen (ca. 10 km von den Versuchsstrecken entfernt) und an vier weiteren Terminen an einem neu gebildeten Schlafplatz an der Nister in Alhausen (ca. 3 km von den Versuchsstrecken entfernt) nach PIT-tags gesucht. Für die Nachsuche wurde ein Oregon RFID Lesegerät mit mobiler Antenne genutzt.

Arbeitspaket 6a – Erfolgsmonitoring hyporheisches Interstitial:

Das Arbeitspaket 6a nahm in allen Projektjahren den größten Teil des Arbeitsvolumens ein und beinhaltete die Analyse der Habitateigenschaften des Interstitials und die Untersuchung der Überlebenswahrscheinlichkeit von Fischeiern.

Habitateigenschaften: Mitte April 2015 wurden die 18 Dauersonden zur Analyse der Interstitialwasserchemie (u.a. Sauerstoff- und Ammoniumkonzentration) in den Experimentalstrecken der Nister ausgebracht. Im August 2015 wurden die Temperaturlanzen, Sediment- und Faunafallen sowie die Multiparametersonden ausgebracht und damit die Instrumentalisierung der Versuchsstrecken abgeschlossen. Im Oktober 2016 wurde der Standort der Versuchsfelder innerhalb beider Strecken aus verschiedenen methodischen Gründen gewechselt. Erstens hatten sich im Verlauf des Jahres zunehmend Tiefenhorizonte der Dauersonden so stark mit Feinsediment zugesetzt, dass keine Entnahme von Interstitialwasser mehr möglich war. Somit war es nötig, die Sonden zu bergen und die Filter auszutauschen. Zweitens hatte sich herausgestellt, dass die Wassertiefe im Versuchsfeld der Manipulationsstrecke bei Niedrigwasserbedingungen im Sommer zu gering war, als dass sich großwüchsige Fische dort aufhalten könnten. Drittens wurden an drei der neun Dauersonden in der Manipulationsstrecke konsistent von allen anderen Sonden stark abweichende Werte gemessen (z. B. extrem hohe Nitratkonzentrationen und Leitfähigkeitsdifferenzen zum Oberflächenwasser; siehe Anhang II), was unserer Meinung nach auf einen seitlichen Grundwassereinstrom in diesem Bereich hindeutet. Um auch nach dem Ortswechsel der Dauersonden die räumliche Nähe der Temperaturlanzen sowie Sediment- und Faunafallen beizubehalten, wurden auch diese im Oktober 2016 geborgen und an dem neuen Standort eingebracht.

Von Juni 2015 bis August 2017 (Ende Phase I) wurden monatliche Routinebeprobungen der Dauersonden durchgeführt. Die insgesamt sieben Termine im Jahr 2015 wurden allerdings von der statistischen Auswertung ausgeschlossen, da sich die Messwerte nach dem Winterhochwasser 2015/16 stark veränderten und davon auszugehen ist, dass die Werte von 2015 aufgrund der Störung durch das Eingraben der Sonden noch nicht die natürlichen Interstitialbedingungen widerspiegelten. Insgesamt liegen für Phase I in den Jahren 2016 und 2017 an elf Terminen Werte für alle neun Sonden und an einem zusätzlichen Terminen Werte für drei Sonden pro Strecke vor. Die erste Beprobung in Phase II fand noch vor dem Einsetzen des Winterhochwassers im Oktober 2017 statt. Aufgrund der kürzeren Dauer von Phase II wurden die Routinebeprobungen im Jahr 2018 im zweiwöchentlichen Intervall an insgesamt 13 Terminen durchgeführt. Die erste Beprobung in der Saison 2018 war dabei erst Anfang Mai möglich, da die Fischbestände aufgrund langanhaltend geringer Wassertemperaturen und wiederkehrender hoher Wasserstände erst Ende April vollständig eingestellt waren.

Bei jeder Routinebeprobung wurden in allen vier Tiefenhorizonten die Sauerstoffkonzentration, der pH-Wert und die Leitfähigkeit im Interstitialwasser unmittelbar nach Entnahme der Probe vor Ort gemessen. Zur Bestimmung der Konzentrationen von Phosphat, Nitrat, Nitrit und Ammonium wurden zusätzlich je 13 mL Interstitialwasser steril filtriert, gekühlt ins Labor transportiert und bis zur Messung bei -20°C gelagert. Die Messung erfolgte mittels kontinuierlicher Durchflussanalyse (CFA).

Die zur Quantifizierung des vertikalen Wasserdurchflusses im Interstitial im August 2015 ausgebrachten Temperaturlanzen wurden ab 2016 jährlich am Ende der Saison im Oktober geborgen und ausgelesen. Da eine der insgesamt zwölf Lanzen bei der ersten Bergung im Oktober 2016 trotz mehrmaliger intensiver Suche mit einem Metalldetektor nicht wiedergefunden werden konnte, wurde die Anzahl der Temperaturlanzen für die Folgejahre auf fünf pro Strecke reduziert. Die Wassertemperatur kann als natürlicher Tracer für den vertikalen Wasseraustausch zwischen unterschiedlichen Sedimenttiefen im Interstitial genutzt werden (Constantz 2008). Basierend auf den Temperaturzeitreihen wurde der vertikale Fluss im Interstitial mithilfe eines von Keery et al. (2007) entwickelten Modells bestimmt. Dieses Modell beruht darauf, dass tägliche Temperaturschwankungen im Interstitial mit zunehmender Sedimenttiefe abgeschwächt werden. Aus dem Verhältnis der Temperaturamplituden zwischen zwei Tiefenhorizonten kann der vertikale Fluss berechnet werden. Für die Berechnung müssen verschiedene thermische Eigenschaften des wassergesättigten Sediments bekannt sein. Das Verhältnis zwischen Porenvolumen zu Gesamtvolumen des Sediments (Porosität) wurde mithilfe von Freeze-Core Proben aus den Untersuchungsstrecken auf einen Wert von 0,19 geschätzt. Für die weiteren Parameter (thermische Leitfähigkeit, thermische Dispersivität, volumetrische Wärmekapazität von Sediment

und Wasser) wurden bereits publizierte und für grobmaterialreiche Fließgewässer typische Werte verwendet (Lapham 1989, Gordon et al. 2012). Um den vertikalen Fluss im Interstitial automatisiert zu berechnen, wurde das MATLAB Paket VFLUX2 benutzt (Gordon et al. 2012, Irvine et al. 2015). Die Berechnung erfolgte dabei in mehreren Schritten. Zur Verringerung des Rauschens reduziert das Programm zunächst die Anzahl der Temperaturmesswerte von 96 auf 12 pro Tag. Im nächsten Schritt werden die Daten durch dynamisch-harmonische Regression (DHR, Young et al. 1999) geglättet, wodurch das tägliche Amplitudensignal isoliert werden kann. Auf Grundlage der Tagesamplituden wird anschließend der vertikale Fluss zwischen den unterschiedlichen Tiefenhorizonten berechnet. Voraussetzung für eine zuverlässige Berechnung ist, dass die Amplituden höher sind als die Sensorpräzision (in unserem Fall 0,2 °C). Im 30 cm-Horizont wurde dieser Grenzwert praktisch dauerhaft unterschritten, für die anderen Horizonte teilweise in den Wintermonaten. Daten aus den Wintermonaten sowie Flussraten zwischen 30 cm Tiefe und darüber liegenden Horizonten gingen daher nicht in die statistische Auswertung ein. Da sich der vertikale Fluss als räumlich sehr variabel erwies und sich die Werte nach dem Standortwechsel im Oktober 2016 deutlich verändert hatten, gingen für Phase I nur Werte aus dem Jahr 2017 in die Auswertung ein. Außerdem wurden Daten der Temperaturlanze T6 in der Manipulationsstrecke von der Auswertung ausgeschlossen, da die berechneten Werte der thermischen Leitfähigkeit außerhalb der theoretischen Grenzen lagen. Für die statistische Auswertung wurden ausschließlich die Wochenmittelwerte des vertikalen Flusses zwischen 5 und 10 cm Sedimenttiefe im Zeitraum von April – August 2017 (Phase I, n = 19) sowie von April – Oktober 2018 (Phase II, n = 25) berücksichtigt, um die Differenz zwischen beiden experimentellen Strecken zu berechnen (Manipulation – Referenz).

Zur Untersuchung des tiefenspezifischen Feinsedimentanteils unterschiedlicher Korngrößenfraktionen (2 – 0,63 mm, 0,63 – 0,2 mm, 0,2 – 0,063 mm, < 0,063 mm) und des Kohlenstoffanteils im Feinsediment wurden im Jahr 2015 nach Etablierung der Methode an einem Termin (Herbst) und in den folgenden Projektjahren an jeweils drei Terminen (Frühjahr, Sommer und Herbst) je sechs Gefrierkerne (Freeze-Cores) pro Strecke entnommen. Die Gefrierkerne wurden jeweils an drei Stellen in der Gewässermitte und an drei Stellen am Gewässerrand innerhalb der Versuchsfelder jeder Strecke entnommen. Im Jahr 2017 wurde nur an einem Termin im Frühjahr (Phase I) und einem weiteren Termin im Herbst (Phase II) Gefrierkerne entnommen. Auf eine Beprobung im Sommer 2017 wurde verzichtet, da zu dieser Zeit der Fischbestand umgesteuert wurde und Daten aus diesem Zeitraum für statistische Vergleiche ungeeignet sind. Insgesamt wurden damit in Phase I an fünf und in Phase II an vier Terminen Gefrierkerne entnommen. Untersucht wurden jeweils drei Tiefenhorizonte in den oberen 30 cm Sedimenttiefe (0 - 10, 10-20 und 20-30 cm Tiefe).

Zur Analyse des anorganischen und organischen Feinsedimenteintrags wurden Sedimentfallen in beiden Experimentalstrecken (drei Körbe pro Strecke) ab Mai 2016 regelmäßig beprobt. Die Methode zur Leerung der Körbe und Bestimmung der Korngrößenfraktionen im Feinsediment konnte nach anfänglichen Schwierigkeiten im Verlaufe des Jahres 2015 erfolgreich etabliert und im Laufe des Projekts weiter optimiert werden. Zwischen Mai und Oktober 2016 wurden die Körbe aller zwei Wochen an insgesamt elf Terminen beprobt. Die Expositionszeit der Körbe variierte dabei zwischen 7 und 14 Tagen. Ein kurzes Expositionsintervall von nur einer Woche erwies sich allerdings als praktikabler, da der Arbeitsaufwand durch eine geringere Menge Feinsediment je Korb erheblich reduziert wird und zudem eine Übersättigung der Körbe mit Feinsediment vermieden wird. Daher wurden die Körbe ab dem Jahr 2017 nur noch für 7 Tage exponiert. Da zu erwarten ist, dass der Eintrag von organischem Feinsediment in das Interstitial vor allem während der Algenmassenentwicklung im Frühjahr und nach dem Absterben der Algen im Frühsommer problematisch hoch ist, wurden die Sedimentfallen von April bis Juni 2017 in kurzen Intervallen von ein bis zwei Wochen beprobt. Aufgrund des hohen Arbeitsaufwands fand im Sommer 2017 aber nur eine weitere Beprobung kurz vor Abschluss der Phase I statt (31. Juli). Insgesamt wurden die Sedimentfallen in Phase I an 18 Terminen beprobt. Die erste Beprobung in Phase II

fand im Oktober 2017 statt. In 2018 wurden die Körbe alle zwei Wochen beprobt (Expositionsdauer 7 Tage). Insgesamt wurden die Sedimentfallen in Phase II an 12 Terminen beprobt, wobei der Eintrag an anorganischem Feinsediment der Sandfraktion (2 bis 0,063 mm) am letzten Termin Ende September 2018 aufgrund eines Hochwassers während des Expositionszeitraums deutlich von allen anderen Terminen abwich und daher für die statistische Auswertung nicht berücksichtigt wurde.

Zur Untersuchung der benthischen Invertebratengemeinschaft im Interstitial wurden je drei mit Normsubstrat gefüllte Drahtkörbe pro Strecke als Faunafallen genutzt. Diese wurden für mindestens sechs Wochen exponiert und in beiden Phasen an jeweils drei Terminen beprobt (Phase I: Sommer 2016, Herbst 2016, Frühjahr 2017; Phase II: Frühjahr, Sommer und Herbst 2018). Aufgrund des hohen Arbeitsaufwands (ca. 60 Personenstunden je Probe) wurden die Proben ab Herbst 2016 aus den drei Körben jeder Strecke zu einer Mischprobe zusammengefasst, um anschließend eine homogene Teilprobe (je nach Probenumfang 1/4 bzw. 1/8 der Gesamtprobe) auszuwerten.

Zusätzlich zu den im Arbeitspaket geplanten Proben wurde seit dem Start des Experimentes im Sommer 2015 die Algenbiomasse auf der Gewässersohle im Jahresverlauf beobachtet. Dazu wurden in jeder Strecke jeweils in einer Rausche und einer Gleite je 10 Steine in einem Transsekt entnommen und aus deren Aufwuchs eine Mischprobe gebildet. Im Labor wurde anschließend die Chlorophyll *a* Konzentration (Chl *a*; Maß für die Biomasse lebender Algen) und das aschefreie Trockengewicht (AFTG; Maß für die Gesamtbio­masse der Periphytons) bestimmt. Die Algenproben wurden parallel zu den Routinebeprobungen der Dauersonden entnommen, also in Phase I monatlich und in Phase II alle zwei Wochen. Ende April 2018 wurde eine zusätzliche Beprobung vor der ersten Routinebeprobung der Dauersonden durchgeführt. Damit liegen für Phase I insgesamt Werte an 17 Terminen und für Phase II Werte an 15 Terminen vor.

Exposition von Fischeiern: Die Hypothese, dass Großfische die Habitatbedingungen im hyporheischen Interstitial verbessern, sollten mittels eines Experiments unter Verwendung von Fischeiern als biotische Indikatoren getestet werden. Dazu wurden je ein Versuch im Jahr 2017 (Phase I) und im Jahr 2018 (Phase II) in identischem Versuchsdesign durchgeführt. Es war eine Analyse nach dem „before-after-control“-Ansatz (Stewart-Oaten et al. 1986) geplant, bei dem derjenige Versuchsteil, dessen Behandlung konstant gehalten wird (Referenzstrecke), als Kontrolle für den Teil genutzt wird, dessen Behandlung geändert wird (Manipulationsstrecke).

Als Bioindikator wurden Eier der Goldforelle (cf. *Oncorhynchus aguabonita*) verwendet, da die ursprünglich dafür vorgesehenen Äscheneier (*Thymallus thymallus*) nicht verfügbar waren. Gründe dafür waren Hochwasserereignisse während der Laichzeit die ein Abstreifen der Äschen verhinderten und in den Folgejahren ein allgemein starker Rückgang der Äschenpopulationen im Nistereinzugsgebiet und an der Lahn, die als Herkunftsquelle für die Eier vorgesehen war. Auch der Erwerb von Äscheneiern aus Fischzuchten scheiterte an mangelndem Angebot. Stattdessen konnte in einer Fischzucht (Themar, Thüringen) jedoch ein Stamm der ebenfalls zu den Salmoniden gehörenden Goldforelle ausfindig gemacht werden, der im gleichen Zeitfenster wie die Äsche seine Interstitialentwicklung durchläuft. Da aufgrund der vergleichbaren Brutbiologie der Arten eine Übertragbarkeit der Ergebnisse angenommen werden konnte, wurden die Versuche zur Eientwicklung in den Jahren 2017 und 2018 mit Eiern dieses Goldforellenstammes durchgeführt. Die Überlebensrate der Goldforelleneier bis zum Aufschwimmen der Larven wurde in diesem Versuch spezifisch als Bioindikator für die Qualität des Interstitials für die einheimische Leitfisch Äsche, die ihre Eier im zeitigen Frühjahr im Kies ablegen und so von den Eutrophierungserscheinungen (starkes Algenwachstum) besonders betroffen ist.

Es wurden je 100 Eier in handelsüblichen „Whitlock und Vibert-Boxen“ (WV-Boxen) in das Sediment der Nister eingebracht. In der Manipulationsstrecke (2017 ohne Großfische, 2018 mit Großfischen) und in der Referenzstrecke (2017 und 2018 mit Großfischen) wurden jeweils 3 Versuchsfelder mit jeweils 18 WV-Boxen im Infiltrationsbereich verschiedener Kiesbänke angelegt (54 Boxen pro Strecke). Hierbei

wurde darauf geachtet, dass die Boxen in einer Tiefe von ca. 10 cm in das Kiesbett eingebracht wurden, was der natürlichen Position von Äscheneiern im Interstitial entspricht. Die Versuchsfelder sollten in der statistischen Auswertung als zufällige Faktoren (genested in der Strecke) berücksichtigt werden. Die während der Interstitialphase auftretenden Entwicklungsstadien, von frisch befruchteten Eiern hin zu aufschwimmenden Larven, reagieren unterschiedlich empfindlich auf physikalische und chemische Wasserqualität wie etwa den Sauerstoffgehalt und Konzentrationen fischtoxischer Stoffe. Daher wurden die Überlebensraten der Fische jeweils nach Erreichen der Entwicklungsstadien Eier im Augenpunktstadium, Dottersacklarven, aufschwimmende Larven erhoben. Um die Erreichung des jeweils nächsten Entwicklungsstadiums zeitlich bestimmen zu können und um eine Referenzmortalität der Eier unter weitgehend optimalen lokalen Bedingungen zu erfassen, wurden zudem 3 x 300 Eier in einer Brutrinne in Nisterwasser gehältert. Die Mortalität dieser Eier wurde über den gesamten Versuchsverlauf einmal täglich erfasst.

Während der Interstitialphase ist natürlicherweise eine Reduktion der Durchströmung des Kieses am Lageort der Eier zu erwarten. Die Anlage von Laichgruben (bzw. dem entsprechend die Störung des Kiesbettes durch das Vergraben der Eiboxen) führt zu einer kleinräumigen Lockerung und Säuberung des Kiesbettes. Diese zunächst besser durchströmte Grube wird mit der Zeit durch Sedimenteinträge und organische Ablagerungen zunehmend schlechter durchströmt, was mit einer Verschlechterung der Habitatqualität im Kies hinsichtlich der physikalisch-chemischen Parameter einhergeht. Zur Dokumentation wurden die relevanten physikalischen und chemischen Messgrößen während des Versuchs regelmäßig mittels Sonden in unterschiedlichen Tiefenhorizonten beprobt. Dazu wurden in jedem Versuchsfeld drei Interstitialsonden zeitgleich mit den Eiboxen zum Beginn des Versuches vergraben und an zeitgleich mit der Kontrolle des Überlebens verschiedener Entwicklungsstadiums beprobt. Dies wurde an insgesamt 8 Zeitpunkten durchgeführt (vier Zeitpunkte tagsüber, vier Zeitpunkt nachts, pro Kontrolltermin Entwicklungsstadium). Diese Messungen stellten jedoch lediglich Momentaufnahmen der Situation zum konkreten Zeitpunkt der einzelnen Messung dar, während Bioindikation die ablaufenden Prozesse über die Zeit integriert und daher belastbarere Aussagen erlaubt.

Um die natürlichen Bedingungen möglichst gut zu imitieren, wurden frisch befruchtete Forelleneier verwendet, so dass der volle Entwicklungszeitraum vom Ei zur aufschwimmenden Larve im Rahmen des Experiments abgedeckt war. Dazu wurden die Forellen in der Fischzucht abgestreift und die frisch befruchteten Eier (nach Quellung und Aushärtung) gekühlt von Thüringen an die Nister transportiert, wo sie schnellstmöglich in den WV-Boxen ins Kiesbett eingegraben wurden. Die zeitnahe Einbringung der Eier war für das Gelingen des Experiments essentiell, da Salmonideneier nach wenigen Stunden erschütterungsempfindlich werden und nicht mehr ohne erhebliche Mortalität bewegt werden können. Nach der Ankunft der Eier am Versuchsort wurden jeweils 100 erfolgreich befruchtete Eier abgezählt und in die obere Kammer (Eifach) einer in der unteren Kammer mit Kies befüllten WV-Box eingebracht. Als Beprobungstermine wurden jene Zeitpunkte festgelegt, an denen die Eier in der Brutrinne mehrheitlich jeweils ein definiertes neues Entwicklungsstadium (Augenpunktstadium, Dottersacklarve, aufschwimmende Larve) erreicht hatten. An jedem Beprobungstermin wurde dann randomisiert je ein Drittel der Eiboxen aus jedem Versuchsfeld gehoben, das Überleben der Individuen und etwaige Entwicklungsverzögerungen quantifiziert.

Analyse der Nasenfraßaktivität: Abweichend vom ursprünglichen Arbeitsplan wurde im Verlaufe des ersten Projektjahres deutlich, dass zusätzlich eine Quantifizierung der Fraßaktivität sowie die Analyse von deren zeitlicher Variabilität notwendig sind, um den Erfolg der hier durchgeführten Maßnahme zu dokumentieren und zu bewerten. Diese Entscheidung basierte auf der Tatsache, dass die Messung der Algenbiomasse aufgrund der sehr hohen räumlichen Variabilität kein klares Bild lieferte, während Fraßspuren der Nasen aber optisch deutlich zu erkennen waren. Daher wurde im Mai 2016 in der Referenzstrecke und der Manipulationsstrecke jeweils ein potenzieller Fraßplatz der Nase auf Grundlage

erkennbarer Fraßspuren ausgewählt und der Bodengrund regelmäßig mit programmierbaren Wildkameras fotografiert. An jeder dieser beiden Stellen wurden dazu je drei Wildkameras nebeneinander so über dem Fluss angebracht, dass sich ihre Bildausschnitte nicht überschneiden. Das Flussbett wurde täglich von 6:00 h bis 22:00 h vollautomatisch in 10 Minuten-Intervallen von oben fotografiert. Von Mai 2016 bis Ende 2018 wurden so täglich 96 Bilder von jeder Kamera aufgenommen. Die Kameras fotografierten in jedem Jahr durchgängig vom zeitigen Frühjahr bis in den Spätherbst hinein wenn die Nasen die Untersuchungsabschnitte verließen und sich in den Winterquartieren aufhielten. Auf den Fotos konnten bei günstigen Sichtverhältnissen von Nasen abgeweidete Bereiche gut von unbeeideten Flächen unterschieden werden (Abb. 7), ein erheblicher Teil der Bilder war jedoch aufgrund von Spiegelungen, Trübungen oder Dunkelheit nicht auswertbar.



Abbildung 7: Nasen beim Beweiden der Steine und charakteristische dunkle Fraßspuren auf den Steinen. Aufnahme einer Wildtierkamera der Referenzstrecke (24.6.2017, 20:00).

Auf diese Weise konnten standardisiert Daten zur Fraßaktivität der Nasen und deren zeitlichen Schwankungen gewonnen werden. Für die Auswertung wurden Bilder mit guter optischer Qualität herangezogen, die in einem zeitlichen Abstand von 3 bis 7 Tagen aufgenommen wurden. Auf eine Analyse der Fotos der Manipulationsstrecke (ohne Großfische) wurde bis zur Umsteuerung des experimentellen Fischbesatzes (23.08.2017) verzichtet, da erst nach der Erhöhung der Anzahl an Nasen in dem Abschnitt eine messbare Fraßaktivität der Nasen zu erwarten war. Die Fläche der auf den Steinen hinterlassenen Fraßspuren wurde digital erfasst und mittels der Software Image J (Rasband 2016) automatisch vermessen. Für jeden Bildausschnitt wurde auch die potentiell für Nasen beweidbare Fläche vermessen, da auf Feinsedimentbereichen zwischen Steinen kein fressbares Periphyton für Nasen zur Verfügung steht. Die Fraßaktivität errechnete sich als prozentualer Anteil der von Nasen befressenen Fläche von dieser potentiell befressbaren Fläche. Die Fraßaktivitäten der gleichzeitig aufgenommenen Bilder der Kameras des jeweiligen Fraßplatzes wurden zur Auswertung gemittelt. In die Analysen der Fraßaktivität sind insgesamt 620 Bilder eingegangen.

Um den Einfluss der Nasenbeweidung auf das Periphyton zu untersuchen, wurde geprüft, ob mit zunehmender Fraßaktivität die Biomasse (AFTG und Chl *a*) des Periphytons abnahmen. Dazu wurden die

gemessenen Fraßaktivitäten der Bilder ausgewählt, die in den gleichen Zeitabschnitten aufgenommen wurden, an denen Periphytonbeprobungen stattfanden (Abstand max. 1-2 Tage). Diese Fraßaktivitäten wurden mit den Mittelwerten des AFTG und der Chl *a* Konzentration des Periphytons aller korrespondierenden Periphytonproben aus Fließstreckebereichen in der Referenzstrecke nach Person in Beziehung gesetzt.

Arbeitspaket 6b – Kleinskalige Versuche zur Steuerung der Interstitialverhältnisse durch Fische

In den kleinskaligen Versuchen zur Steuerung der Interstitialverhältnisse durch Fische wurden Käfige in der Nister verankert und der Einfluss unterschiedlichen Großfischbesatzes auf die chemischen Bedingungen im hyporheischen Interstitial, das Algenwachstum und die Zusammensetzung des Makrozoobenthos untersucht. Bei der Durchführung dieser Versuche gab es zunächst methodisch bedingte Anlaufschwierigkeiten, die jedoch im Verlaufe des Projekts durch Konstruktionsanpassungen der Käfige (Abb. 8) sehr zufriedenstellend gelöst werden konnten.



Abbildung 8: Stetige Verbesserung der Käfige für das kleinskalige Experiment zur Steuerung der Interstitialverhältnisse durch Fische. Links: verbesserte Ausbruchssicherheit der Käfige 2016. Rechts: verbesserte Durchströmung der Käfige 2017

Die Versuchskäfige wurden erstmals im Frühling 2016 exponiert und erwiesen sich als erfreulich hochwassersicher, in der Zeit der Algenblüten war jedoch eine schnelle Verstopfung der Gitter zu beobachten mit der Folge stark verlangsamter Strömung und erhöhter Sedimentation. Zudem erwies sich die erste Konstruktionsvariante als begrenzt ausbruchssicher. Entsprechend wurde der Versuch 2016 zunächst abgebrochen und die Konstruktion der Käfige grundlegend überarbeitet. Im Sommer 2016 konnte der Käfigversuch erstmals mit Nasenbesatz im Vergleich zu einer Kontrolle ohne Fischbesatz durchgeführt werden. Die Sonden zur Erfassung der chemischen Verhältnisse im Interstitial wurden zwei Wochen vor Start des Käfigversuchs am 24.6.2016 ausgebracht. Unmittelbar vor Beginn sowie während des Käfigversuchs wurden an fünf Terminen (7.7., 13.7., 20.7., 27.7., 4.8) Interstitialwasserproben entnommen. Allerdings waren die Sauerstoffbedingungen im Interstitial der Käfige immer noch deutlich schlechter als in der Umgebung (mittlere Sauerstoffkonzentrationen in 8 cm Tiefe: Käfig $2,5 \text{ mg L}^{-1}$, Versuchsstrecke $4,2 \text{ mg L}^{-1}$).

Im Jahr 2017 wurde die Konstruktion der Käfige durch Ersetzen der Gitter mit Kunststoffröhren optimiert, um so das Zusetzen der Käfigwände durch Schwemmgut zu reduzieren und dadurch die Durchströmung des Käfigs weiter zu erhöhen. Zudem wurde das Untersuchungsdesign um die Fischart Döbel (*Squalius cephalus*) erweitert. Damit sollte untersucht werden, ob neben der Fraßaktivität der Nasen auch die Förderung des Makrozoobenthos durch Dezimierung der benthivoren Kleinfische und die Wühltätigkeit durch die Döbel einen positiven Einfluss auf die Habitatverhältnisse im Interstitial haben könnte. Entsprechend erweiterte sich die Anzahl der Versuchskäfige um vier auf insgesamt zwölf Käfige. Der Versuch wurde am 2. Juni 2017 gestartet, musste allerdings nur einen Tag später aufgrund eines unerwarteten Hochwassers abgebrochen werden. Die optimierten Käfige erwiesen sich dabei zwar als hochwassersicher, allerdings konnte ein Großteil der Versuchstiere entkommen. Der Versuch

wurde am 7. Juni neu gestartet, nachdem kleinere Schäden an den Käfigen repariert und erneut Versuchstiere eingesetzt waren.

Die Sonden zur Erfassung der chemischen Verhältnisse im Interstitial wurden zwei Wochen vor dem ersten Start des Käfigversuchs (24.5.2017) vergraben. Unmittelbar vor dem Aufbau der Käfige und Beginn des ersten Starts des Käfigversuches (31.5.2017) und vor Beginn des zweiten Starts sowie während des Käfigversuchs wurden an insgesamt fünf Terminen (7.6., 14.6., 21.6., 28.6., 5.7. 2017) Interstitialwasserproben entnommen. Vor Beginn des Versuches (31.5.2017) und an vier Terminen während des Versuches (14.6., 21.6., 28.6., 5.7.2017) wurde der Algenaufwuchs von jeweils sechs Steinen pro Käfig beprobt, um den Einfluss der Nasen auf die Algenbiomasse (Chl *a*, AFTG), das Algenwachstum (RNA/DNA-Verhältnis) und die Algenzusammensetzung zu erfassen. Zudem wurde vor Beginn und am Ende des Versuches aus jedem Käfig eine Benthosprobe entnommen, um den Einfluss von Fischen auf benthische Invertebraten zu untersuchen. Zusätzlich zum ursprünglich geplanten Messprogramm wurde in diesem Jahr auch der Einfluss des Fischbesatzes auf den Eintrag an anorganischem und organischem Feinsediment untersucht. Dazu wurde vor Beginn des Versuchs in jeden Käfig jeweils eine Sedimentfalle (abdeckbare Plastikbox) eingebracht und über einen Zeitraum von drei Wochen (12.6.-3.7.2017) im Abstand von drei bzw. vier Tagen an insgesamt 7 Terminen beprobt.

In der Datenanalyse wurde zunächst geprüft, ob sich die Messwerte der Käfigstandorte vor Beginn des Experiments zwischen den Behandlungen (Nasenbesatz, Döbelbesatz, unbesetzte Kontrollen) unterschieden. Dies wurde in einem gemischten generalisierten Modell (GLM) analysiert, bei dem der Versuchsblock als zufällige Variable einbezogen wurde, um etwaige Veränderungen durch die Wahl der Streckenabschnitte zu berücksichtigen. Zudem wurde im Falle der Messwerte von Wasserproben vor dem Test auf Unterschiede zwischen den Behandlungen der Effekt der Tiefenhorizonte berücksichtigt, da mit einer Veränderung der Messwerte mit zunehmender Horizonttiefe zu rechnen war. Um zudem zu prüfen, ob sich der Einfluss der Horizonttiefe zwischen den Behandlungen unterschiedlich verhielt, wurde außerdem die Interaktion von Tiefenhorizont und Behandlung in das Modell einbezogen. Dabei blieben die Beprobungen des Oberflächenwassers unberücksichtigt (Tab. 2). Die Parameterschätzung in allen gemischten Modellen wurden im „maximum like-likelihood“-Verfahren durchgeführt.

Tabelle 2: Modellaufbau zum Test der Messgrößen (s. Fließtext) auf Unterschiede in Abhängigkeit von Fischbesatz und Tiefenhorizont. Der Einfluss der unabhängigen Variablen wurde sequentiell getestet. Bei den Tests der Messwerte nach Versuchsabschluss wurden teilweise Kontraste genutzt (s. Tab. A3).

Unabhängige Variable	Faktor	Faktorstufen	
		Wasserproben	Algenaufwuchs
Versuchsblock	zufällig	4	4
Tiefenhorizont	fest	3	-
Fischbesatz	fest	3	3
Tiefenhorizont x Fischbesatz	fest	9	-

Die Messwerte in den einzelnen Käfigen nach Abschluss des vierwöchigen Experiments wurden in den gleichen Modellen auf Effekte des Fischbesatzes geprüft. Im Unterschied zu den Messungen vor Versuchsbeginn kamen dabei jedoch teilweise orthogonale Kontraste zum Einsatz, da für einige Messgrößen *a priori* explizite Erwartungen formuliert werden konnten, die direkt in die Modelle integriert werden (Tab. 3).

So wurde im Falle der Sauerstoffkonzentration im Interstitial zunächst der Effekt beider Fischarten zusammen gegen die unbesetzten Kontrollen getestet, um die Hypothese zu prüfen, dass großwüchsige Fische im Allgemeinen eine positive Auswirkung auf die Sauerstoffkonzentration im Interstitial haben. In einem zweiten Test wurde anschließend geprüft, ob sich Nase und Döbel in der Höhe ihres Effekts unterschieden. Bei den Analysen zum Algenaufwuchs wurde hingegen zunächst der Effekt der herbivoren Nasen gegen die Käfige ohne Nasen getestet, da hier wegen der Weidetätigkeit ein klarer Unterschied vermutet werden konnte. Im anschließenden zweiten Test wurden die mit Döbeln besetzten Käfige gegen die unbesetzten Kontrollkäfige geprüft, um zu testen, ob sich die Aktivität der Döbel ebenfalls auswirkte. Da für die Konzentrationen der Stickstoffverbindungen keine klaren Erwartungen vorlagen, wurden diese ohne Kontraste auf Effekte des Fischbesatzes getestet.

Tabelle 3: Für die nach Abschluss des Experiments gemessenen Messgrößen (abhängige Variablen in den Modellen in Tab 2) angewendete Kontraste innerhalb der Variable „Fischbesatz“.

Abhängige Variable	Orthogonale Kontraste	
	1	2
O ₂	Fischbesatz vs. Kontrolle	Nase vs. Döbel
AFDW, Chl a	Nase vs. Kontrolle & Döbel	Kontrolle vs. Döbel
MZB Biomasse	Döbel vs. Nase & Kontrolle	Nase vs. Kontrolle

Alle Statistiken wurden mit dem Statistikprogramm R (R Core Team 2017) mit den Softwarepaketen *lme4* (Bates et al. 2015), *lmerTest* (Kuznetsova et al. 2017), *xlsx* (Dragulescu 2014), *nlme* (Pinheiro et al. 2017), *MuMIn* (Barton 2017) und *multcomp* (Hothorn et al. 2008) berechnet.

2. Darstellung der Projektergebnisse

2.1 Arbeitspaket 1 und 4: Fischereiliche Steuerung der Versuchsstrecke und Erfolgsmonitoring der fischereilichen Steuerung

Die fischereiliche Steuerung des großskaligen Experimentes konnte erfolgreich durchgeführt und über die Dauer des Experimentes aufrechterhalten werden. Dies war eine zwingende Voraussetzung für die Auswertung aller nachfolgenden Ergebnisse. Zum Start des Experimentes lag die Individuendichte der Großfische (> 15 cm) in der Referenzstrecke bereits deutlich über der Individuendichte in der Manipulationsstrecke (Referenz: 308 Ind/100 m, Manipulation: 83 Ind/100 m). Dieser Bestandsunterschied konnte über die ersten zweieinhalb Jahre des Experimentes trotz Hochwasserereignissen erhalten bzw. ausgebaut werden (Abb. 9). Die Zielarten Nase und Döbel hatten in beiden Phasen einen hohen Anteil am Großfischbestand und zeigten wie geplant in Phase I besonders deutliche Bestandsunterschiede zwischen beiden Strecken (Abb. 10). In Phase II gelang es ebenfalls wie geplant, die Bestände von Nase und Döbel in der Manipulationsstrecke deutlich zu erhöhen und auf ein ähnliches Niveau wie in der Referenzstrecke zu bringen (Abb. 10).

Die mittelgroße Fischart Hasel hatte insbesondere in der Pufferstrecke und in Phase II in allen Strecken ebenfalls einen relativ großen Anteil am Gesamtbestand großwüchsiger Fischarten (Abb. 9). Dieser sehr mobile Schwarmfisch kann aufgrund seines schlanken Körperbaus und seiner Körpergröße (Adulte: 15 – 18 cm) kaum durch die Fischwehre zurückgehalten werden. Aus diesem Grund ist die Bestandsschätzung dieser Art nur eine Momentaufnahme und eine Bestandssteuerung praktisch nicht möglich. Aufgrund ihrer mittleren Größe und ihrer flexiblen Ernährungsweise nimmt diese Art eine Zwischenstellung zwischen benthivoren Kleinfischen und herbivoren bzw. piscivoren Großfischen ein. Es wird aber nicht angenommen, dass diese Art eine Störung für das Experiment darstellt, da (1) der direkte Einfluss auf das Periphyton durch Fraß oder auf die Interstitialqualität durch Bioturbation als gering eingeschätzt wird und (2) in der Phase I keine sehr hohen Dichten in der Manipulationsstrecke beobachtet wurden.

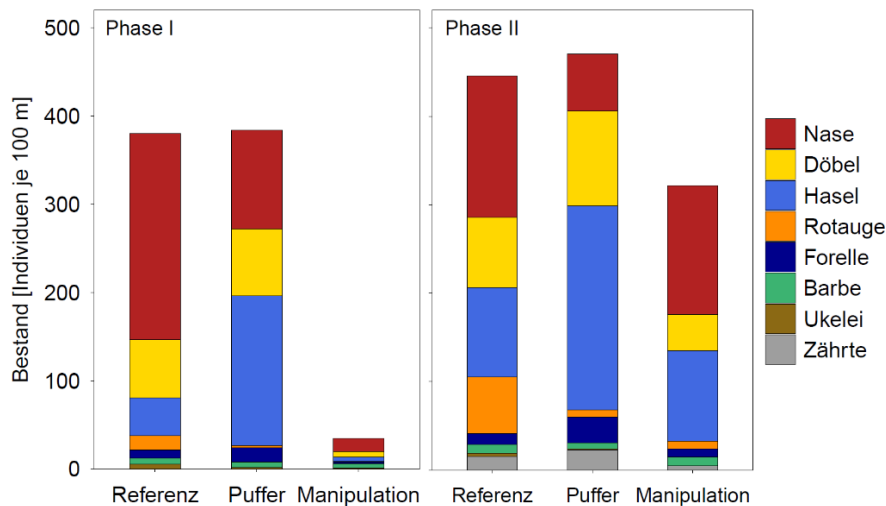


Abbildung 9: Mittelwert des Großfischbestandes je 100 m in Referenz-, Puffer- und Manipulationsstrecke in Phase I ($n \geq 3$) und Phase II ($n = 3$).

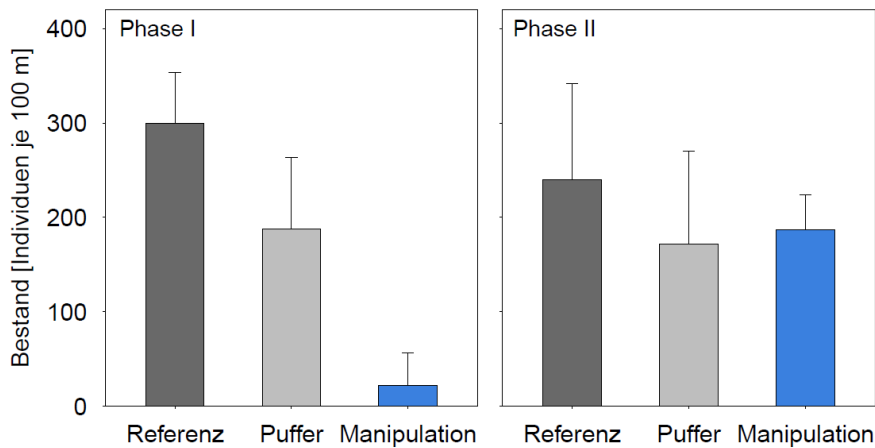


Abbildung 10: Mittelwert (\pm Standardabweichung) des Bestandes der Zielarten Nase und Döbel je 100 m in Referenz-, Puffer- und Manipulationsstrecke in Phase I ($n \geq 3$) und Phase II ($n = 4$).

Die Fangquoten waren für größere Fische generell höher als für kleinere Fische (Mittelwert \pm Standardabweichung: Nase 20-29 cm: 33 ± 16 %, Nase > 40 cm: 49 ± 15 %, $n = 12$; Döbel 20-29 cm: 17 ± 10 %, Döbel > 40 cm: 34 ± 17 %, $n = 11$). Dies hat kaum einen Einfluss auf die Abschätzung Berechnung der Fischdichten. Bei der Hochrechnung der Fischbiomasse könnten allerdings die höheren Fangquoten größerer Fische dazu führen, dass die Biomasse insgesamt überschätzt wird. Dieser Fehler tritt aber unabhängig von der Strecke auf und ist daher für den Vergleich der geschätzten Biomasse zwischen den Strecken zu vernachlässigen. Die Biomasse der Zielarten Nase und Döbel war wie gewünscht in Phase I in der Referenzstrecke deutlich höher als in der Manipulationsstrecke ($p < 0,001$, $n \geq 3$), und in Phase II in beiden Strecken sehr ähnlich (Abb. 11).

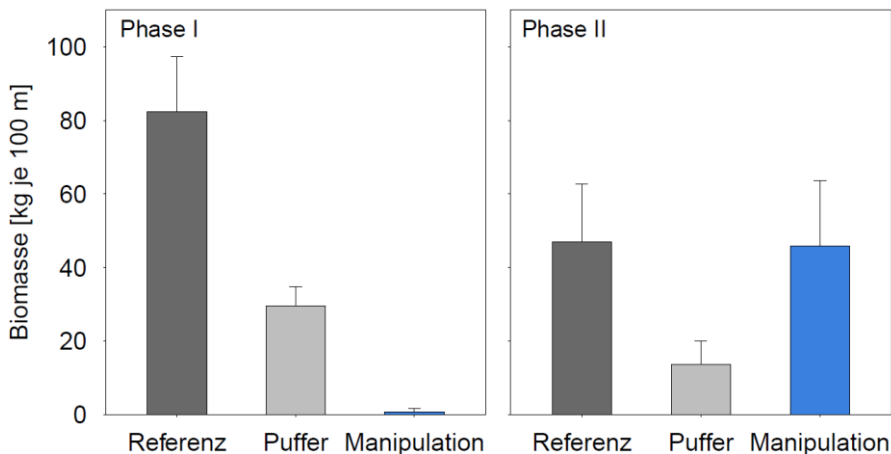


Abbildung 11: Mittelwert (\pm Standardabweichung) der Biomasse der Zielarten Nase und Döbel je 100 m in Referenz-, Puffer- und Manipulationsstrecke in Phase I ($n \geq 3$) und Phase II ($n = 4$).

Entsprechend der Theorie der top-down-Steuerung und Vorinformationen zur grundsätzlichen Struktur des benthischen Nahrungsnetzes am Untersuchungsgewässer (Abb. 1) wurde die Hypothese aufgestellt, dass die Bestände der benthivoren Kleinfische durch die Anwesenheit vieler großwüchsiger Fische aufgrund von Konkurrenz oder Fraßdruck reduziert würden. Allerdings haben sich die Bestände der benthivoren Fische im Experiment nicht wie ursprünglich angenommen entwickelt, sodass die Hypothese abgelehnt werden muss. Es konnten keine negativen Differenzen der Dichte benthivorer Kleinfische nach Erhöhung des Bestandes großwüchsiger Fische in der Manipulationsstrecke festgestellt werden (Groppe: $p = 0,58$, Schmerle: $p = 0,17$, Elritze: $p = 0,90$; Phase I: $n = 7$, Phase II: $n = 3$, Welch-Test; Abb. 12).

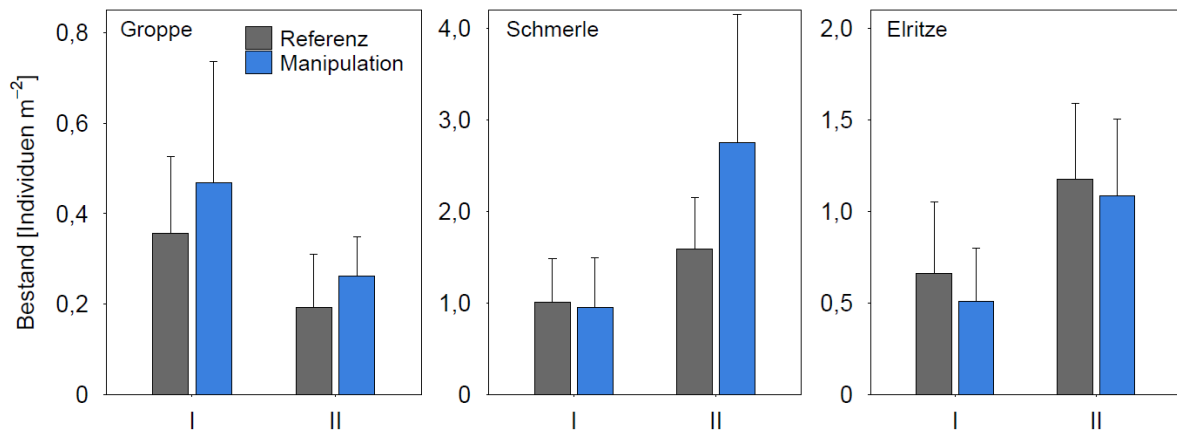


Abbildung 12: Mittelwert (\pm Standardabweichung) des Kleinfischbestandes in der Manipulations- und Referenzstrecke in Phase I (n = 7) und Phase 2 (n=3).

2.2 Arbeitspaket 2: Kormoranvergrämung

An der Nister im Bereich Stein-Wingert wurde in allen vier Projektjahren insbesondere während des Winterhalbjahres eine hohe Anzahl an Kormoraneinflügen beobachtet (Tab. 4, Abb. 13). Die höchste Anzahl wurde mit insgesamt ca. 2600 Einflügen im Kalenderjahr 2017 beobachtet, wobei ca. 2350 dieser Einflüge im Winterhalbjahr erfolgten. Im Kalenderjahr 2018 war die Anzahl der Einflüge mit ca. 1250 (davon ca. 1100 im Winterhalbjahr) am niedrigsten. Die beobachteten Kormorane stammen vermutlich von Schlafplätzen an der mittleren und unteren Sieg sowie einem Schlafplatz an der Nister in Alhausen in ca. 3 km Entfernung von Stein-Wingert. Dieser Schlafplatz bildete sich Ende Juli 2015 und hat sich Anfang August 2018 aufgelöst. Der dortige Ruhebaum wird aktuell von einigen Schwarzstörchen genutzt. Insgesamt wurden im 20 km Radius um Stein-Wingert in der Saison 2015/16 101 Kormorane, in der Saison 2016/17 122 Kormorane und in der Saison 2017/2018 141 Kormorane geschossen.



Abbildung 13: Einfliegende Kormorane (*Phalacrocorax carbo sinensis*) am 22.11.2016 in Stein-Wingert nahe an der Referenzstrecke

Im Jahr 2018 wurden bereits ab dem 15. August innerhalb von zwei Monaten an der Sieg oberhalb von Wissen 51 Kormorane, und im Nahbereich von Stein Wingert 12 Kormorane erlegt. Die verringerten Einflugzahlen im Jahr 2018 könnten darauf zurückzuführen sein, dass die Wintervögel in diesem Jahr die Westerwälder Seenplatte und den Wiesensee in ca. 25 km Entfernung zur Nister nutzen, da diese anders als in den Jahren zuvor nicht abgelassen wurden.

Tabelle 4: Mittlere Anzahl an Kormoraneinflügen in Stein-Wingert pro Tag (in Klammern: Anzahl an Tagen mit Zählung) während des Winterhalbjahres für alle Projektjahre.

	2015	2016	2017	2018
Januar	18 (26)	12 (26)	9 (29)	8 (28)
Februar	16 (26)	10 (27)	14 (27)	11 (25)
März	15 (28)	11 (24)	11 (29)	13 (29)
Oktober	14 (8)	17 (11)	17 (19)	9 (4)
November	18 (15)	18 (6)	16 (29)	7 (10)
Dezember	12 (23)	19 (9)	22 (28)	12 (11)

2.3 Arbeitspaket 5: Kormoraneinfluss

Im Projekt war geplant, die Kormoranprädatoren zu quantifizieren, indem die PIT-tags der von den Kormoranen konsumierten Fische unter den Schlafbäumen mittels Antennen gezählt und identifiziert werden sollten. Diese Erfassung war für den Winter 2017/18 geplant, da in dieser Zeit die Manipulationsstrecke einen hohen Bestand großwüchsiger Fische aufwies und die Vergrämung der Kormorane auf die Referenzstrecke beschränkt war.

Allerdings war dieser Ansatz im Projekt nicht erfolgreich, da trotz mehrfacher Nachsuche keine tags an den Schlafplätzen gefunden werden konnten. Es wurde lediglich ein einzelner PIT-tag, mit dem eine 26 cm lange Nase markiert war, unter einer Eiche direkt neben der Referenzstrecke gefunden. Im Gegensatz dazu konnten aber in dänischen Kolonien mit dem gleichen Ansatz eine Vielzahl tags nachgewiesen werden (Jepsen et al. in press). Um herauszufinden, weshalb die Nachsuche nicht den erhofften Erfolg brachte, wurde am 26.11.2018 eine Vor-Ort-Begehung am Schlafplatz an der Sieg bei Wissen gemeinsam mit Niels Jepsen von der Technischen Universität Dänemarks (DTU) organisiert. Ein Blindtest mit zwei Wochen zuvor versteckten PIT-tags zeigte, dass sowohl mit der in diesem Projekt genutzten Ausrüstung als auch mit der Ausrüstung der DTU jeweils 55 % der 15 mm tags wiedergefunden wurden. Die erfolglose Nachsuche im Rahmen dieses Projektes kann somit nicht auf ein technisches Problem zurückgeführt werden.

Allerdings konnten zwischen Sommer 2017 und Herbst 2018 in insgesamt fünf geschossenen Kormoranen PIT-tags aus den Untersuchungsstrecken wiedergefunden (Tab. 5, Abb. 14). Die Identifizierung der konsumierten Fische bestätigt die Nutzung relativ großer Individuen (max. 41 cm).

Tabelle 5: In geschossenen Kormoranen detektierte PIT-tags sowie Länge, Art und Herkunft der gefressenen Fische.

Funddatum	Art	Länge [cm]	Strecke	Markierungsdatum
29.08.2017	Nase	21	Referenz	23.5.2017
17.09.2017	Nase	29	Referenz	23.5.2017
17.12.2017	Döbel	41	Manipulation	8.11.2017
24.10.2018	Nase	31	Manipulation	19.4.2018
25.10.2018	Nase	26	Manipulation	19.4.2018



Abbildung 14: Am 17. Dezember 2017 in der Manipulationsstrecke geschossener Kormoran, der einen in November markierten Döbel (41 cm) erbeutet hatte.

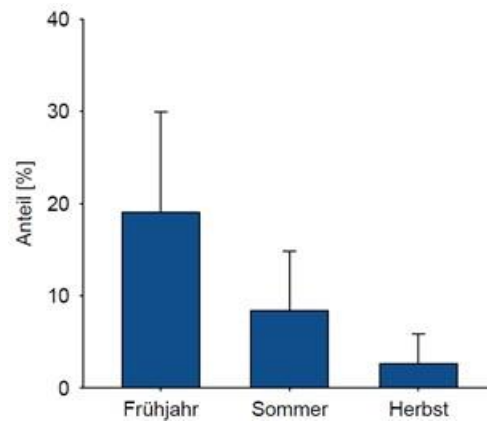


Abbildung 15: Mittelwert (\pm) Standardabweichung des Anteils an Nasen > 15 cm mit Kormoranverletzungen an den Befischungsterminen im Frühjahr, Sommer und Herbst ($n \geq 3$)

Es konnte ebenfalls bestätigt werden, dass der Jagddruck der Kormorane auf die großwüchsigen Fische insbesondere in den Wintermonaten hoch ist. Im Rahmen der Bestandsbefischungen wurde regelmäßig der Anteil an Fischen mit Kormoranverletzungen erfasst. Dieser Anteil war im Frühjahr besonders hoch. So betrug der mittlere Anteil an Nasen (> 15 cm) mit Kormoranverletzungen im Frühjahr fast 20 %, während der im Sommer im Mittel auf 8,4 % und im Herbst im Mittel auf 2,6 % zurückging (Abb. 14).

Insgesamt lässt die hohe Anzahl an Kormoraneinflügen, der wiederholte Fund von PIT-tags in geschossenen Kormoranen sowie der hohe Anteil an Fischen mit Kormoranverletzungen im Frühjahr einen hohen Prädationsdruck des Kormorans, insbesondere im Winter, vermuten. Dennoch konnten trotz intensiver Nachsuche keine PIT-tags an den Schlafplätzen wiedergefunden werden.

2.4 Arbeitspaket 6a: Erfolgsmonitoring hyporheisches Interstitial

Im Rahmen des Projektes sollte die zentrale Hypothese getestet werden, dass die Erhöhung der Bestände großwüchsiger Fische die Habitatqualität des hyporheischen Interstitials positiv beeinflusst. Zentrale Indikatoren für die Habitatqualität sind in diesem Zusammenhang die Sauerstoffkonzentration, die Ammoniumkonzentration und der Wasseraustausch (Leitfähigkeitsdifferenz, vertikale Wasserfluss, Tab. 1). Diese Hypothese kann grundsätzlich unterstützt werden. Die Erhöhung der Dichten großwüchsiger Fische hatte positive Auswirkungen auf die Sauerstoffkonzentration im oberen Horizont des Interstitials, zeigte leichte positive Tendenzen für die Ammoniumkonzentration im Interstitial der Flussmitte, und reduziert zumindest in den Gleiten die Chlorophyll *a* Konzentration des Periphytons, wobei diese Effekte im Frühling weit deutlicher sind als im Rest des Jahres. Daraus lässt sich schließen, dass sich die Erhöhung der Fischdichte positiv auf die Habitatqualität des oberen, und gleichzeitig biologisch wichtigsten, Bereichs des Interstitials auswirkt.

Für die Sauerstoffkonzentration zeigte sich, dass die mittlere Differenz im obersten Horizont des Interstitials (8 cm Tiefe) zwischen den Versuchsstrecken in Phase II signifikant höher war als in Phase I. Dabei war dieser Unterschied in der Flussmitte stärker ausgeprägt als in den Uferbereichen (Flussmitte: $p = 0,02$, gesamt: $p = 0,04$, $n \geq 12$, RIA; Abb. 16 und 17). Während in Phase I die mittlere Sauerstoffkonzentration im oberen Interstitialhorizont beider Strecken relativ ähnlich war, konnten nach Erhöhung der Fischdichte in der Manipulationsstrecke (Phase II) konsistent höhere Werte gemessen werden. Der Unterschied zwischen den Strecken war während des Frühjahrs besonders deutlich (Abb. 18). In den tieferen Interstitialhorizonten (13, 23 und 33 cm) war die mittlere Differenz der Sauerstoffkonzentration hingegen in beiden experimentellen Phasen ähnlich (Flussmitte: 13 cm: $p = 0,59$, 23 cm:

$p = 0,90$, 33 cm: $p = 0,81$; gesamt: 13 cm: $p = 0,46$, 23 cm: $p = 0,49$, 33 cm: $p = 0,63$, $n \geq 12$, RIA; Abb. 15 und 16).

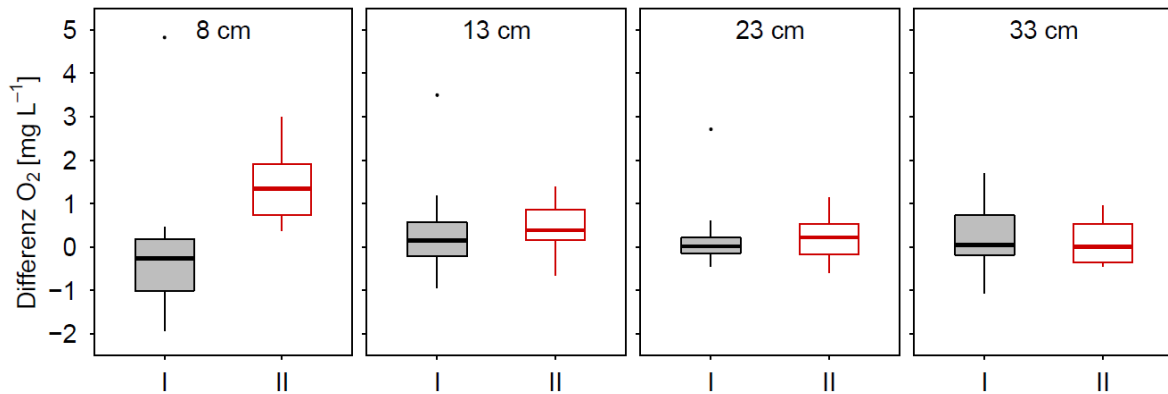


Abbildung 16: Boxplots der Differenz (Manipulation – Referenz) der mittleren Sauerstoffkonzentration in der Flussmitte in Phase I (grau) und Phase II (rot) für alle Substrattiefen; Phase I: $n = 12$, Phase II: $n = 14$; Box: 25/75%, Linie: Median, Whiskers: 5/95%.

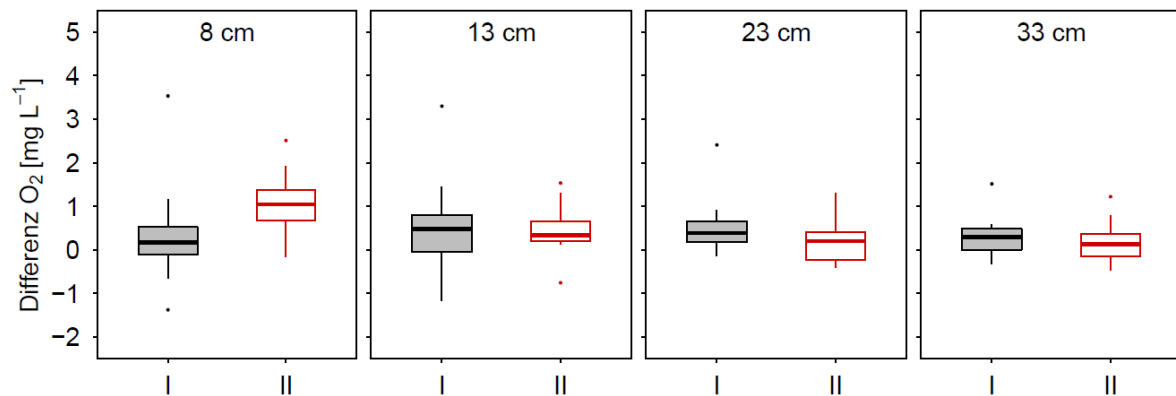


Abbildung 17: Boxplots der Differenz (Manipulations - und Referenz) der mittleren Sauerstoffkonzentration aller Sonden in Phase I (grau) und Phase II (rot) für alle Substrattiefen; Phase I: $n = 12$, Phase II: $n = 14$; Box: 25/75%, Linie: Median, Whiskers: 5/95%.

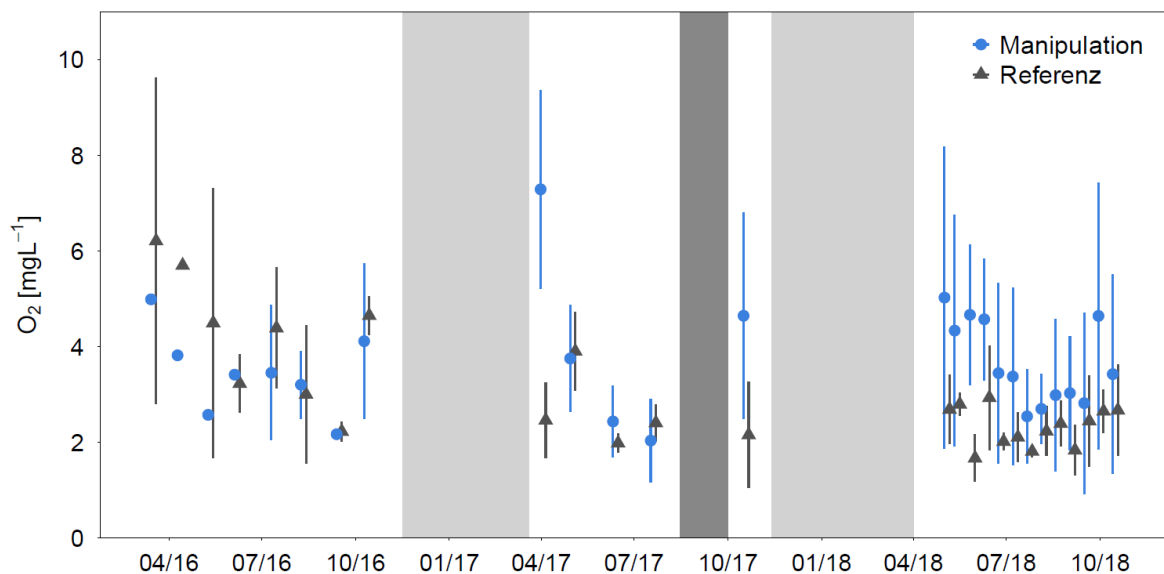


Abbildung 18: Mittelwert (\pm Standardabweichung) der Sauerstoffkonzentration in 8 cm Substrattiefe für Manipulations- und Referenzstrecke in der Flussmitte; $n = 3$ (Messpunkte ohne Standardabweichung: $n \leq 2$); hellgrauer Bereich: Winterhochwasser; dunkelgrauer Bereich: Umsteuerung.

Bei der Ammoniumkonzentration zeigten sich selbst im oberen Interstitialhorizont (8 cm Tiefe) keine signifikante Veränderung der Differenzen zwischen den Phasen ($p = 0,19$, $n \geq 11$, RIA, Abb. 19). Allerdings gab es zumindest in der Flussmitte, wo die Verbesserung der Sauerstoffkonzentration besonders stark ausgeprägt war, eine Tendenz zu einer geringeren Differenz der Ammoniumkonzentration in Phase II ($p = 0,09$, $n \geq 11$, RIA, Abb. 19).

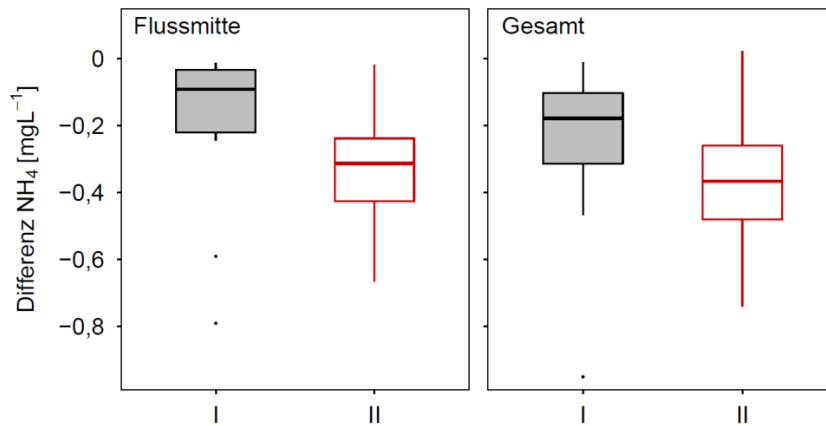


Abbildung 19: Boxplots der Differenz (Manipulation – Referenz) der mittleren Ammoniumkonzentration in 8 cm Substrattiefe zwischen Phase I (grau) und Phase II (rot) für die Flussmitte (links) und für alle neun Dauersonden (rechts). Phase I: $n = 11$, Phase II: $n = 14$; Box: 25/75%, Linie: Median, Whiskers: 5/95%.

Der vertikale Wasserfluss im Interstitial wurde durch den Besatz mit großwüchsigen Fischen positiv beeinflusst. Die Differenz des vertikalen Flusses zwischen 5 und 10 cm Tiefe war in Phase II signifikant höher als in Phase I ($p < 0,01$, $n \geq 20$, Abb. 20). Auch hierbei sind tendenziell größere Unterschiede im Frühling auffällig (Abb. 19). Der Austausch zwischen Oberflächenwasser und Interstitialwasser kann außerdem über die Leitfähigkeitsdifferenz abgeschätzt werden. Dabei ist nicht die absolute Differenz ein Maß für die Menge des ausgetauschten Wassers sondern vielmehr deutet eine Differenz von $> 10 \mu\text{S cm}^{-1}$ auf einen stark eingeschränkten Wasseraustausch hin (Geist & Auerswald 2007). Daher wurde hier getestet, ob sich der Anteil der Interstitialsonden mit einer Leitfähigkeitsdifferenz $> 10 \mu\text{S cm}^{-1}$ nach Erhöhung der Fischdichte in der Manipulationsstrecke verringert. Entgegen der Erwartung war die Differenz zwischen den Strecken für diesen Anteil der Sonden selbst im oberen Interstitialhorizont in Phase II nicht geringer ($p = 0,23$, $n \geq 12$, RIA; Abb. 21).

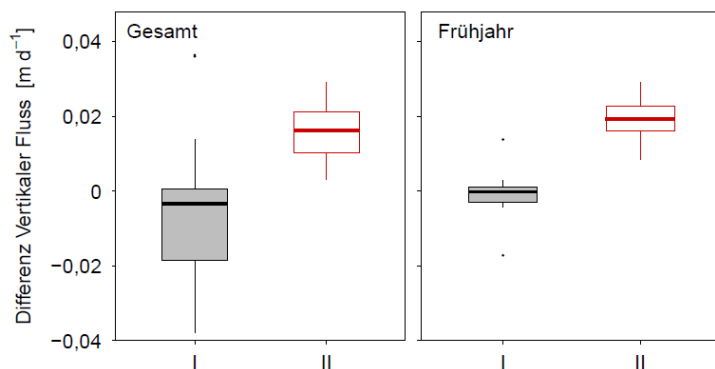


Abbildung 20: Boxplots der Differenz der Wochenmittelwerte (Manipulation – Referenz) des vertikalen Flusses zwischen 5 und 10 cm Tiefe für Phase I (April – August 2017, $n = 20$) und Phase II (April – Oktober 2018, $n = 25$). Box: 25/75%, Linie: Median, Whiskers: 5/95%.

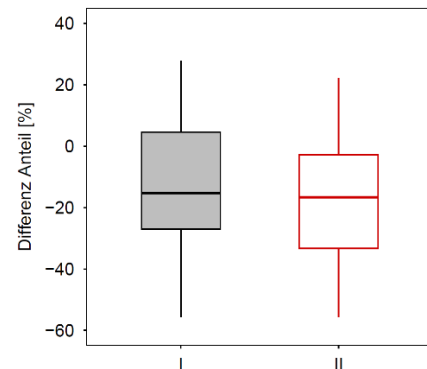


Abbildung 21: Boxplots der Differenz (Manipulation – Referenz) des Anteils der Sonden mit Leitfähigkeitsdifferenzen $> 10 \mu\text{S cm}^{-2}$ in 8 cm Substrattiefe, Phase I: $n = 11$, Phase II: $n = 14$; Box: 25/75%, Linie: Median, Whiskers: 5/95%.

Im Fischeiexperiment wurden als biotische Indikatoren frühe Entwicklungsstadien von Salmoniden eingesetzt, um die Hypothese zu überprüfen, dass hohe Bestände großwüchsiger Fische die Habitatbedingungen im Interstitial verbessern können. Es wurde daher erwartet, dass in der Manipulationstrecke in Phase II höhere Überlebensraten als Phase I gegenüber der Referenzstrecke gemessen werden. Erwartungsgemäß entwickelte sich unter vermeintlichen Optimalbedingungen (Brutrinne) ein größerer Anteil an Eiern zu aufschwimmenden Larven als in den Probestrecken. Allerdings unterschied sich die Mortalität der Eier und Larven in der Brutrinne zwischen 2017 und 2018 erheblich. Während 2017 bei Versuchsende eine durchschnittliche Mortalität von < 30 % beobachtet wurde, lag die Mortalität 2018 mit > 75 % mehr als doppelt so hoch. Dabei ereignete sich der Großteil der Sterbeereignisse gehäuft an wenigen Tagen (Abb. 22).

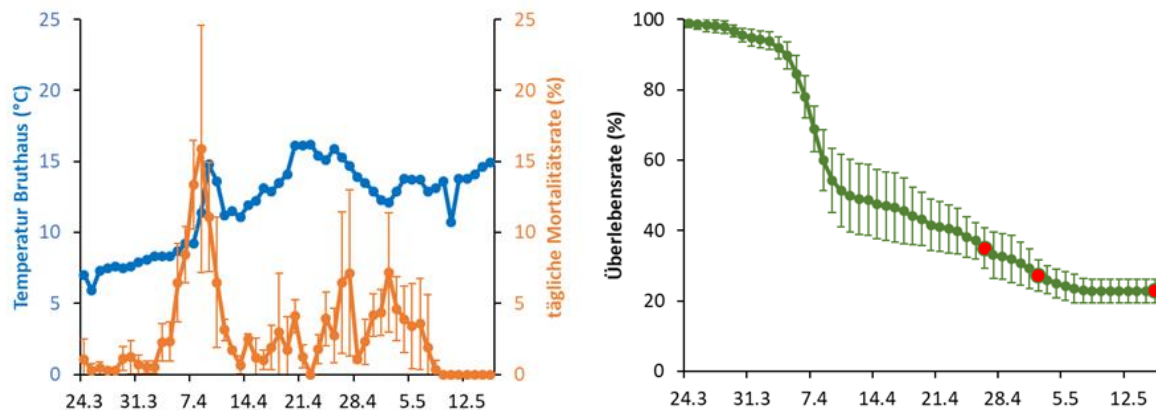


Abbildung 22: Mortalität der Goldforelleneier in der Brutrinne (optimale Durchströmungsbedingungen) 2018. Links: mittlere tägliche Mortalitätsraten, bezogen auf den Anteil noch lebender Eier oder Larven (orange) und Verlauf der Wassertemperaturen (blau). Rechts: Mittlere Anzahl überlebender Eier oder Larven im Versuchsverlauf. An den rot markierten Tagen wurden die Eikästchen aus der Nister gehoben. Fehlerbalken: Standardabweichungen.

Der Verlauf der Mortalität über die Versuchsdauer lässt den Schluss zu, dass die Befruchtungsrate bzw. die Qualität der Eier nicht schlechter war als 2017, denn nach einer Woche lebten noch nahezu 100 % der Individuen. Der plötzliche sprunghafte Anstieg der Mortalität im Frühjahr 2018 ließ sich auch nicht durch eine thermische Belastung erklären, denn obwohl sich die Nister 2018 im April sehr schnell erwärmte, setzte die erhöhte Mortalität schon zuvor ein. Daher ist von einer kurzzeitigen chemischen Belastung (photosynthesebedingt stark erhöhter pH-Wert oder stoffliche Belastung durch Einleitung) der Nister auszugehen, die zwischen dem 4. und 10. April 2018 zu sehr hoher Mortalität führte. Nach dem Ausbringen der Multiparametersonde am 24.4. 2018 wurden bis zum Ende des Versuchszeitraumes im Oberflächenwasser regelmäßig maximale pH-Werte > 9,5 gemessen. Diese Belastung führte auch bei den in der Nister vergrabenen Eikästchen zu verheerenden Mortalitätsraten, im Mittel unterschied sich die Anzahl überlebender Eier im Augenpunktstadium bei der ersten Hebung der Eikästchen nicht signifikant von 0 – es lag also ein Totalverlust der exponierten Eier vor (Abb. 23). Dieser durch äußere Umstände hervorgerufene Totalverlust erlaubte keine Auswertung der erhobenen Daten im Sinne der aufgestellten Hypothese. Der Datensatz aus 2018 musste somit verworfen werden.

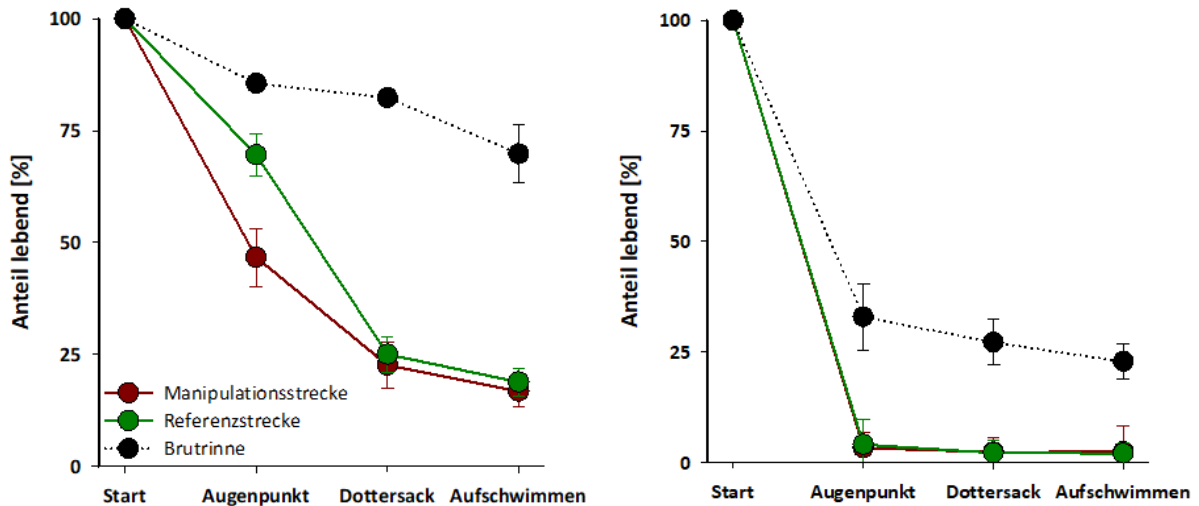


Abbildung 23: Überlebensrate der Goldforellen in den Eikästchen 2017 (links) und 2018 (rechts). Fehlerbalken: Standardabweichungen.

Die Algenbiomasse auf der Gewässersohle, gemessen als Chlorophyll a (Chl *a*) und aschefreies Trockengewicht (AFTG) war während der gesamten Phase I, also bereits vor Erhöhung der Fischdichte, in der Manipulationsstrecke niedriger als in der Referenzstrecke (negative Differenz, Abb. 24). Dieser natürliche Unterschied ist vermutlich auf ein höheres Lichtangebot in der Referenzstrecke zurückzuführen. In Phase II sollte sich die Algenbiomasse in der Manipulationsstrecke durch die Erhöhung der Fischdichte noch weiter verringern und die Differenz zwischen den Strecken stärker negativ werden. Dies war auch zumindest bezüglich der Chl *a* Konzentration in der Gleite festzustellen ($p = 0,01$, $n \geq 15$, RIA; Abb. 20). Für die Differenz der Chl *a* Konzentration in der Rausche und die Differenz des aschefreien Trockengewichts an beiden Beprobungsstandorten war dies allerdings nicht festzustellen (Chl *a* Rausche: $p = 0,6$, AFTG Gleite: $p = 0,1$, AFTG Rausche: $p = 0,1$, $n \geq 15$, RIA; Abb. 24). Daneben fällt auf, dass der mittlere Unterschied zwischen den Algenbiomassen relativ gering ist ($0,5$ - $5,8 \mu\text{g Chl a cm}^{-2}$, bzw. ca. $0,3 \text{ mg AFTG cm}^{-2}$). Dies ist allerdings darauf zurückzuführen, dass der erwartete Effekt insbesondere im Frühling auftritt (Abb. 25), und damit durch die Mittelung aller Proben im Jahresverlauf ausgeglichen wird. Während des Frühjahrsmaximums der Algenbiomasse war die Differenz in Phase II in der Gleite deutlich niedriger als in Phase I und zeigt eine Reduktion der Algenbiomasse um $1,6 \text{ mg AFTG cm}^{-2}$ oder $43 \mu\text{g Chl a cm}^{-2}$ (Abb. 25). Dieser starke Effekt im Frühling könnte möglicherweise auf die hohe Fraßaktivität der Nasen in der Manipulationsstrecke zu dieser Jahreszeit zurückzuführen sein.

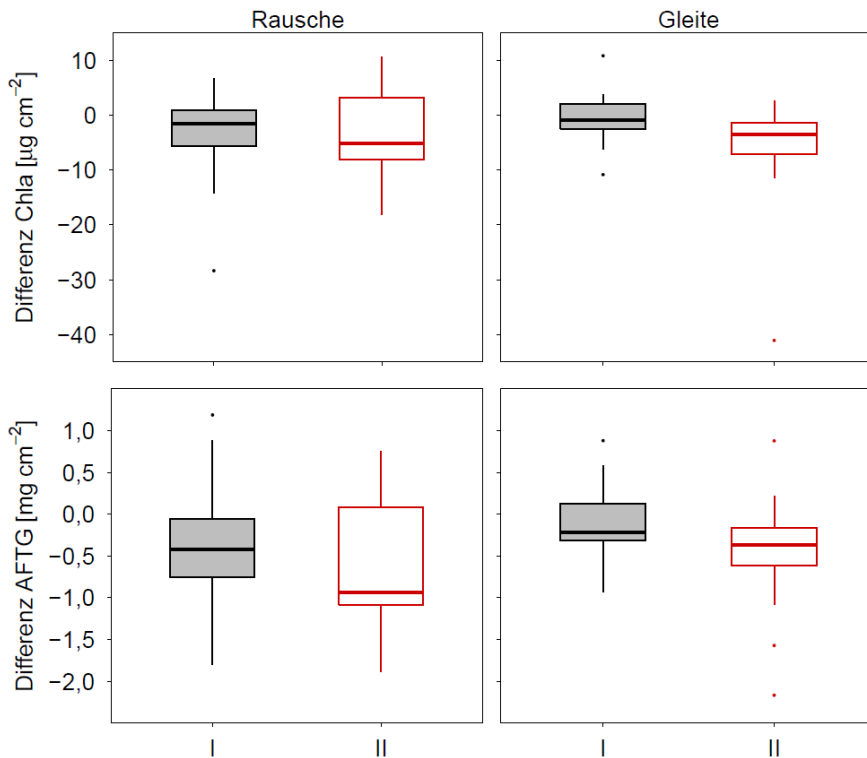


Abbildung 24: Boxplots der Differenz (Manipulation – Referenz) der Algenbiomasse (oben: Chl α , unten: AFTG) in Rausche und Gleite in Phase I (grau) und Phase II (rot); Phase I: $n = 17$, Phase II: $n = 15$; Box: 25/75%, Linie: Median, Whiskers: 5/95%.

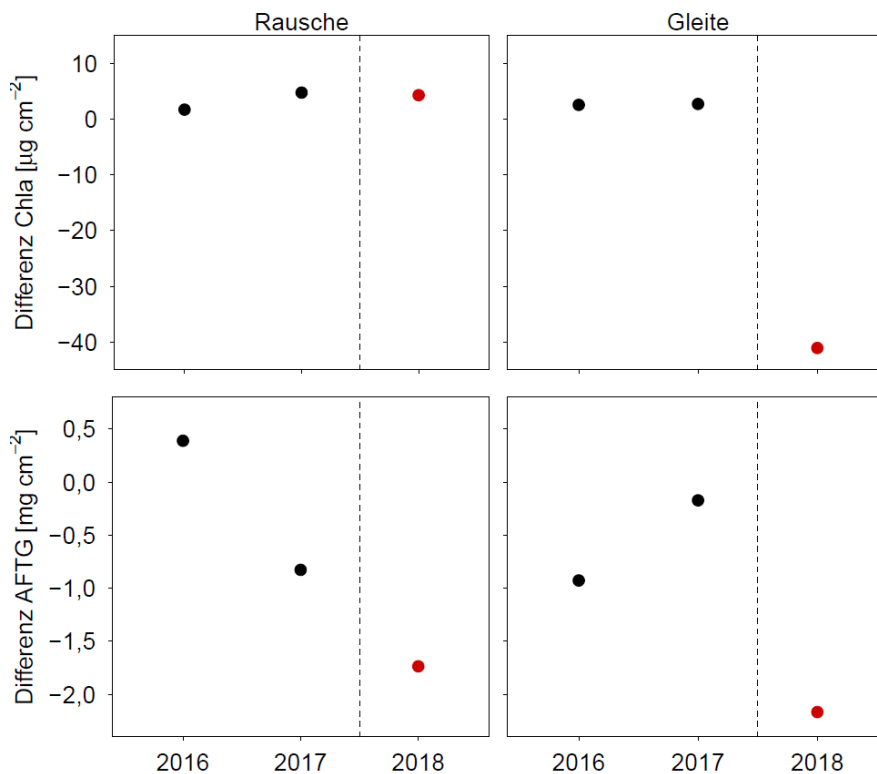


Abbildung 25: Differenz der Algenbiomasse (Manipulation – Referenz) (oben: Chl α , unten: AFTG) in Rausche und Gleite während des Frühjahrsmaximums in Phase I (2016 und 2017) und Phase II (2018).

Einer der potentiell entscheidenden Steuerfaktoren für die Algenbiomasse und damit für die Habitatqualität des Interstitials ist die Fraßaktivität der großwüchsigen Fische, insbesondere der rein herbivoren Nasen. Grundsätzlich zeigte die Fraßaktivität der Nasen in der Referenzstrecke im Vergleich der Untersuchungsjahre eine ähnliche Dynamik (Abb. 26). Mit Beginn des Algenwachstums im Frühjahr bzw. nach dem Rückgang des Frühjahrshochwassers setzte die Fraßaktivität der Nasen ein. Ab September ging die Fraßaktivität in allen Untersuchungsjahren deutlich auf durchgängig $< 20\%$ zurück. Die Hauptfraßperiode der Nase dauerte somit ca. sechs Monate an.

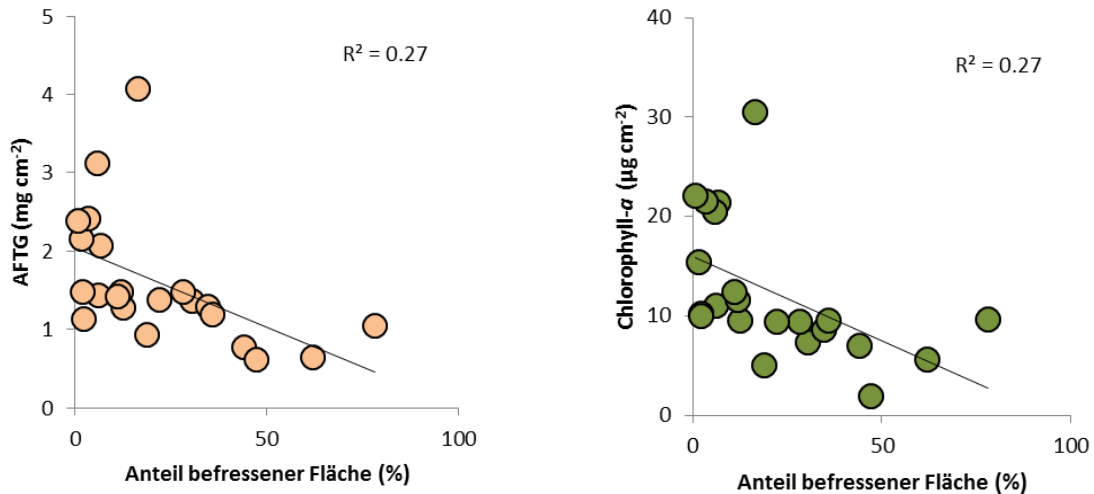


Abbildung 27: Zusammenhang zwischen der Fraßtätigkeit der Nasen und dem Biofilmaufwuchs in Fließstrecken der Nister 2016-2018. Links: Periphytonbiomasse; Rechts Chlorophyll a Konzentration, n = 22.

Die Menge des eingetragenen organischen Feinsedimentes wurde durch die Bestandserhöhung der großwüchsigen Fische nicht reduziert. Die Differenz des Eintrags an organischem Feinsediment zwischen Referenz- und Manipulationsstrecke war ebenso wie die Differenz der Algenbiomasse bereits in Phase I negativ (Abb. 28), was wahrscheinlich auf die niedrigere Algenbiomasse in der Manipulationsstrecke zurückzuführen ist. Allerdings hat sich entgegen der Erwartung weder die Differenz des Eintrags an organischem Feinsediment < 2 mm noch die Differenz des Eintrags an organischem Feinsediment der Ton- und Schlufffraktion (< 63 µm), deren Kolmationspotenzial besonders hoch ist (Fetzer et al. 2017), signifikant verringert (< 2 mm: p = 0,13; < 63 µm: p = 0,16, n ≥ 12, RIA, Abb. 28). Überraschenderweise war aber die Differenz des Eintrags an anorganischem Feinsediment teilweise signifikant niedriger (< 2 mm: p = 0,08, n = 11; < 63 µm: p = 0,02, n = 12, RIA, Abb. 29).

Feinsediment der Ton- und Schlufffraktion (< 63µm) machte mit Abstand den größten Anteil am gesamten Feinsedimenteintrag in den Versuchsstrecken aus (organischer Eintrag: 67 ± 12 %; anorganischer Eintrag: 78 ± 14 %; Mittelwert ± Standardabweichung). Über alle Probeterminale gemittelt, lag der Feinsedimenteintrag (< 2 mm) in den Versuchsstrecken bei etwa 380 ± 183 g m⁻² d⁻¹(davon organisch: 83 ± 4 g m⁻² d⁻¹), wobei die Werte sowohl saisonal als auch zwischen den einzelnen Projektjahren stark variierten (Tab. 6).

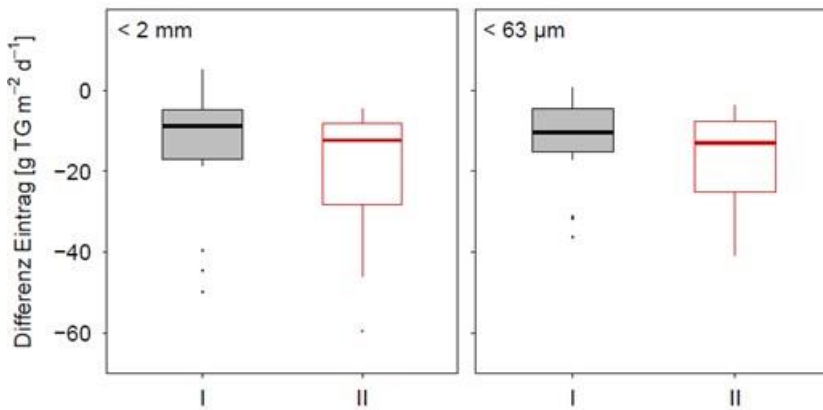


Abbildung 28: Boxplots der Differenz (Manipulation – Referenz) des Eintrags an organischem Feinsediment < 2 mm und < 63 μm (TG: Trockenmasse) in Phase I (grau) und Phase II (rot); Phase I: n = 18, Phase II: n = 12; Box: 25/75%, Linie: Median, Whiskers: 5/95%.

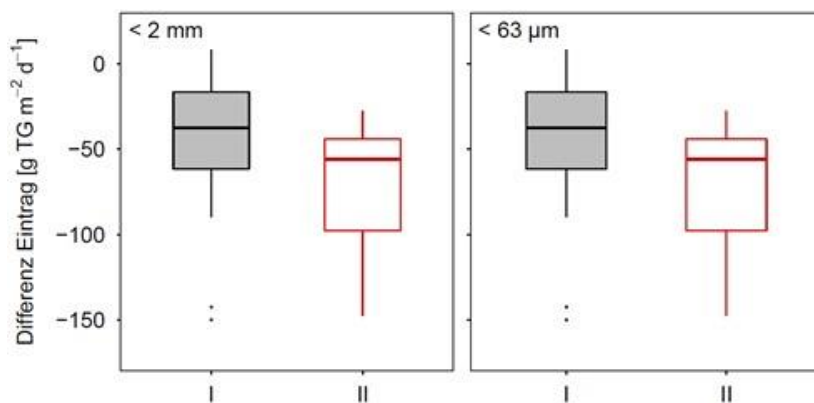


Abbildung 29: Boxplots der Differenz (Manipulation – Referenz) des Eintrags an anorganischem Feinsediment < 2 mm und < 63 μm (TG: Trockenmasse) in Phase I (grau) und Phase II (rot); Phase I: n = 18, Phase II: n = 12; Box: 25/75%, Linie: Median, Whiskers: 5/95%.

Tabelle 6: Mittelwert (± Standardabweichung) des Eintrags an organischem (org.), anorganischem (anorg.) sowie gesamten Feinsediments in den drei Projektjahren. Datengrundlage ist der Mittelwert aus den sechs Sedimentfallen beider Versuchsstrecken für jeden Probenahmetermin.

Projektjahr (Anzahl Probenahmetermine)	Eintrag org. FS [kg m ⁻² Monat ⁻¹]	Eintrag anorg. FS [kg m ⁻² Monat ⁻¹]	Gesamteintrag [kg m ⁻² Monat ⁻¹]
2016 (n = 11)	1,8 ± 0,7	6,4 ± 3,2	8,2 ± 3,8
2017 (n = 7)	2,8 ± 1,6	8,3 ± 5,0	11,1 ± 6,5
2018 (n = 11)	3,4 ± 0,7	12,5 ± 2,9	15,9 ± 3,5

Die Analyse der Freeze-Core Proben hat gezeigt, dass sich die Differenz des Anteils an organischem Kohlenstoff im Feinsediment (< 63 μm) im oberen Interstitialhorizont (0-10 cm Tiefe), ebenso wie die Differenz des organischen Feinsedimenteintrags, in Phase II entgegen der Erwartung nicht verringert hat (Phase I: 2,10 ± 2,22 %, Phase II: 0,38 ± 2,49 %, Mittelwert ± Standardabweichung; p = 0,88, n ≥ 3, einseitiger t-Test). Obwohl der Eintrag an anorganischem Feinsediment (< 63 μm) in Phase II tendenziell etwas niedriger war, war die Differenz des Anteils an Feinsediment (< 63 μm) im oberen Horizont in beiden Phasen ähnlich (Phase I: 1,07 ± 1,65 %, Phase II: 0,97 ± 0,64 %, Mittelwert ± Standardabweichung; p = 0,9, n ≥ 3, zweiseitiger t-Test).

Zum jetzigen Zeitpunkt lässt sich noch keine abschließende Aussage darüber treffen, ob sich die Erhöhung der Fischdichte in der Manipulationsstrecke positiv auf die Invertebratenbesiedlung des Interstitials ausgewirkt hat, da die Proben aufgrund des hohen Zeitaufwands noch nicht für alle Termine analysiert werden konnten. Erste Ergebnisse deuten jedoch darauf hin, dass sich die Besiedlungsunterschiede zwischen den Strecken in der Phase II des Experimentes verringert haben könnten (Bray-Curtis-Ähnlichkeit Phase I: 74,6 ± 6,6%, n = 3; Phase II: 85,2%, Einzelwert). Eine deutliche Erhöhung der Gesamtabundanz im Interstitial in der Manipulationsstrecke in Phase II ist allerdings nicht zu erkennen (Tab. 7).

Tab. 7: Differenz (Manipulation - Referenz) der Makrozoobenthosabundanz (Individuen pro Liter) in den Interstitialfaunafallen.

Phase	Termin	Differenz [Ind L ⁻¹]
I	Sommer 2016	- 855
I	Herbst 2016	- 429
I	Frühjahr 2017	349
II	Frühjahr 2018	103

2.5 Arbeitspaket 6b: Kleinskalige Versuche zur Steuerung der Interstitialverhältnisse durch Fische

Ausgehend von den trophischen Zusammenhängen wurde bei den kleinskaligen Versuchen zur Steuerung der Interstitialverhältnisse die Hypothese überprüft, ob in Käfigen mit Nasenbesatz die Algenbiomasse gegenüber den Kontrollkäfigen durch Fraß abnimmt und die Sauerstoffkonzentration im Interstitial zunimmt. In den mit Döbeln besetzten Käfigen wurde erwartet, dass durch deren Fraß der Makrozoobenthos fressenden Kleinfische (Groppen, Schmerlen) die Makrozoobenthosdichte gegenüber den Kontrollkäfigen zunimmt und dadurch ein erhöhter Fraßdruck auf die Algenbiomasse entsteht, in deren Folge ebenfalls die Sauerstoffkonzentration im Interstitial ansteigt. Die Ergebnisse der Käfigversuche in beiden Untersuchungsjahren zeigen, dass der Besatz der Käfige mit großen Fischen zu einer signifikant höheren Sauerstoffkonzentration im Interstitial führte.

In einem ersten Versuch im Jahr 2016 wurde beim Vergleich von mit Nasen besetzten Käfigen und unbesetzten Kontrollkäfigen (je n = 4) nach vier Wochen eine geringere Abnahme der Sauerstoffkonzentration über die Zeit gemessen. Vor Versuchsbeginn unterschieden sich die Kontrollkäfige nicht signifikant in ihren Sauerstoffkonzentrationen (Abb. 30, p = 0,2, n = 4, ANOVA). Nach Versuchsende konnte eine signifikant höhere Sauerstoffkonzentration in den mit Nasen besetzten Käfigen als in den Kontrollkäfigen gemessen werden (Abb. 30, p < 0,001, n = 4, ANOVA). Je oberflächennaher das Interstitialwasser beprobt wurde, desto stärker war der tendenziell der Effekt des Nasenbesatzes (Abb. 25, Interaktion Behandlung x Tiefe: p = 0,07; n = 4; ANOVA).

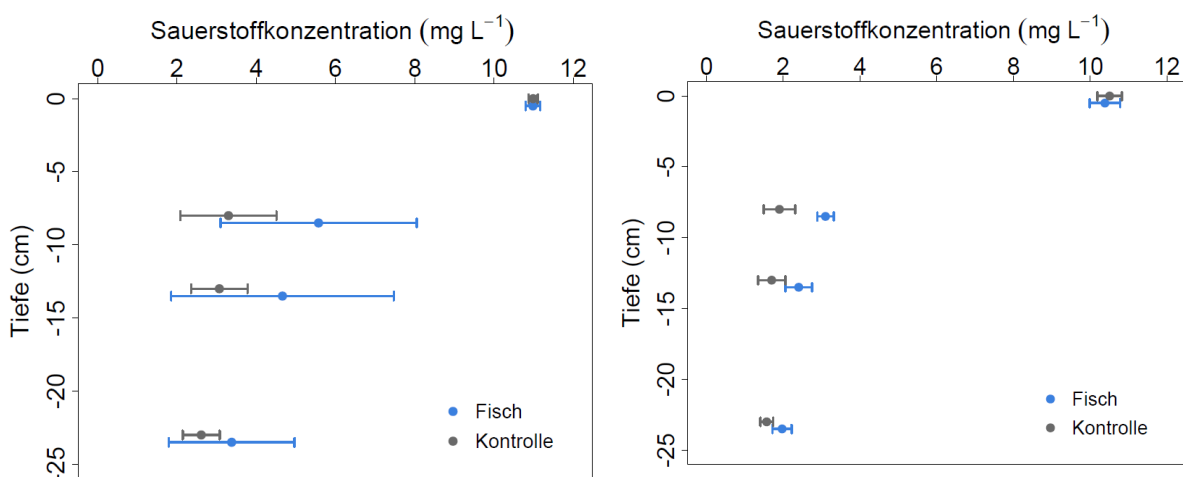


Abbildung 30: Käfigversuch 2016 - Tiefenprofile der mittleren Sauerstoffkonzentration (\pm Standardabweichung) in Käfigen mit und ohne Nasenbesatz. Links: vor Beginn des Versuchs am 7.7.2016. Rechts: nach vier Wochen Versuchsdauer am 4.8.2016.

Es konnte jedoch keine signifikante Reduktion der Algenbiomasse (Chl *a*) in den mit Nasen besetzten Käfigen festgestellt werden ($p = 0,2$, $n = 4$, Welch-Test). Dies lag möglicherweise an zeitlichen Schwankungen in der Fraßaktivität der Nasen, denn während die Sauerstoffkonzentration den Effekt der Tiere über vier Wochen aggregieren, stellen Algenbeprobungen aufgrund der hohen Wachstumsrate der Algen lediglich eine Momentaufnahme dar. Zudem war die im Versuch eingesetzte Nasenbiomasse mit umgerechnet 240 g m^{-2} im Vergleich zu den Verhältnissen im Fluss (Referenzstrecke 2016: 170 g m^{-2}) für einen Fraßplatz möglicherweise zu niedrig angesetzt. Da sich unter natürlichen Umständen die Nasenfraßtätigkeit auf Streckenabschnitte mit bestimmten Habitateigenschaften konzentriert, muss an an solchen Stellen mit einer stark überdurchschnittlichen Aktivitätsdichte im Vergleich zur Gesamtdichte gerechnet werden.

Nach Optimierung der Käfige und leichten Veränderungen des Versuchsdesigns wurde der Versuch im Jahr 2017 mit einer erhöhten Fischbiomasse von ($312,5 \text{ g m}^{-2}$) wiederholt. Sie lag damit also nahezu doppelt so hoch wie die durchschnittliche Biomasse der Nasen in der Referenzstrecke der Nister. Zusätzlich zu dem Nasenbesatz wurden zudem vier weitere Käfige mit der gleichen Biomasse an Döbeln besetzt, um mögliche Effekte dieser Fischart durch die Dezimierung von benthivoren Kleinfischarten (welche wiederum weidendes Makrozoobenthos fressen) auf die Interstitialqualität zu untersuchen. Vor Versuchsbeginn unterschieden sich die Bedingungen zwischen den Käfigen der unterschiedlichen Behandlungen nicht, wenngleich die Sauerstoffkonzentration erwartungsgemäß mit der Tiefe abnahm (Käfige mit vorgesehenem Fischbesatz: $p = 0,72$, Tiefe: $p = 0,002$, $n = 4$, GLM; Abb. 31). Nach vier Wochen war die mittlere Sauerstoffkonzentration in Käfigen mit Fischbesatz signifikant höher als in den Kontrollkäfigen, unabhängig von einer zusätzlich beobachteten Abnahme der Sauerstoffkonzentration über die Tiefe (Fischbesatz: $p < 0,001$, Tiefe: $p = 0,002$, GLM, $n = 4$; Abb. 31). Der positive Effekt auf die Sauerstoffkonzentration war also sowohl für Käfige mit Nasen als auch für Käfige mit Döbeln zu beobachten und die Sauerstoffkonzentration im Interstitial unterschied sich nicht zwischen beiden Fischarten ($p = 0,24$; GLM; $n = 4$; Abb. 31).

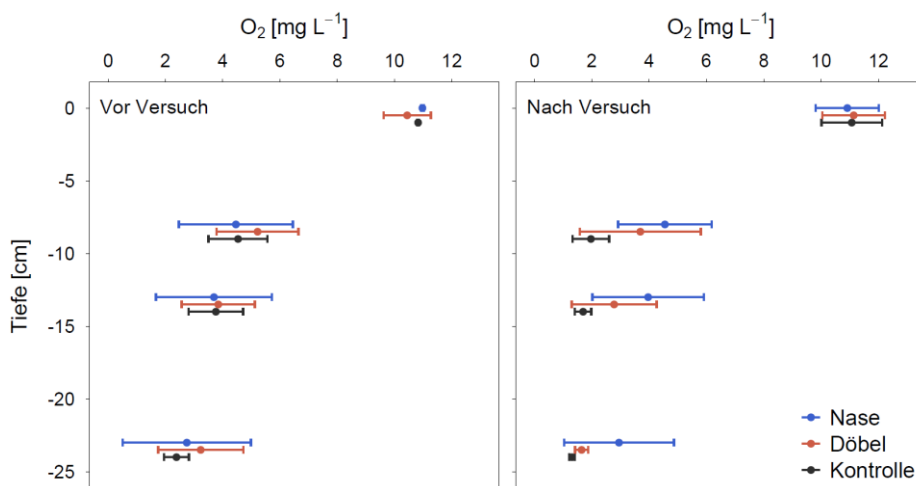


Abbildung 31: Tiefenprofile der mittleren Sauerstoffkonzentration (\pm Standardabweichung) in Käfigen mit und ohne Fischbesatz vor dem Aufbau der Käfige und Beginn des Versuchs am 31.05.2017 und nach vier Wochen Versuchsdauer am 05.07.2017

Für die positiven Effekte der Nasen und Döbel auf die Sauerstoffversorgung des hyporheischen Interstitials im Käfigexperiment vermuten wir unterschiedliche Mechanismen. Im Falle der Nasen erwies sich die Fraßtätigkeit der Nasen als entscheidender Prozess für die Verbesserung der Habitatqualität im hyporheischen Interstitial. Die Ergebnisse des Versuch im Jahr 2017 zeigen eine Reduktion der Biomasse benthischer Algen, da die Gesamtalgenbiomasse (AFTG) in den Käfigen mit Nasenbesatz niedriger war als in den Käfigen mit Döbelbesatz und den fischfreien Kontrollkäfigen ($p = 0,03$, GLM, $n = 4$; Abb. 32). Der deutlichere Effekt als im Versuch 2016 entstand möglicherweise aufgrund der erhöhten eingesetzten Fischbiomasse oder aufgrund einer Überscheidung der Probennahme mit einer Fraßphase der Nase. Allerdings beeinflusste der Nasenbesatz die Chl *a* Konzentration auch im Versuch

2017 nicht messbar ($p = 0,35$; GLM, $n = 4$, Abb. 33). Dies ist vermutlich auf schnelles Kompensationswachstum der Algen an befreiten Stellen zurückzuführen, da jüngere und schnellwachsende Periphytongemeinschaften oftmals eine erhöhte Chl a Konzentration besitzen (Lamberti et al. 1987, Steinman et al. 1989).

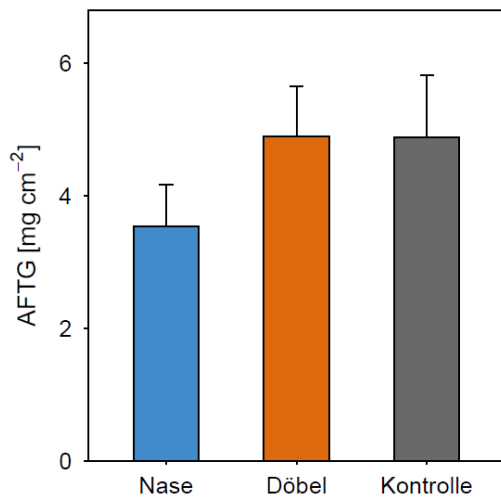


Abbildung 32: Mittelwerte (\pm Standardabweichung) des aschefreien Trockengewichts in den Käfigen nach Versuchsende ($n = 4$)

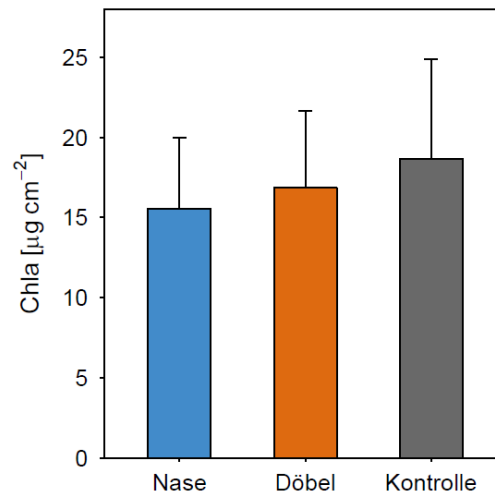


Abbildung 33: Mittelwerte (\pm Standardabweichung) der Chlorophyll a Konzentration in den Käfigen nach Versuchsende ($n = 4$).

Für den positiven Effekt der Döbel auf die Habitatqualität des Interstitials bietet die Reduktion der Algenbiomasse keine Begründung, da sich die Algenbiomasse zwischen Kontrollkäfigen und Käfigen mit Döbelbesatz nicht unterschied. Allerdings gab es höchstwahrscheinlich indirekt positive Top-down Effekte der Döbel auf das Makrozoobenthos, die auf die Reduktion benthivorer Kleinfische zurückzuführen sein könnten, da in den Käfigen mit Döbeln die Biomasse an Makrozoobenthos signifikant höher war als in den anderen Behandlungen ($p = 0,02$, GLM, $n = 4$, Abb. 34). Allerdings hat der Döbelbesatz lediglich die Gesamtbiomasse des Makrozoobenthos, nicht aber die Biomasse wirbelloser Grazer positiv beeinflusst (Grazerbiomasse: $p = 0,25$, GLM, $n = 4$; Abb. 35), was erklären könnte, warum die Algenbiomasse in Käfigen mit Döbelbesatz nicht verringert wurde. Somit wurde offenbar durch den Döbelbesatz eine Verringerung der Kleinfischdichte erreicht, die zu einer Förderung des Makrozoobenthos führte, welches jedoch über einen anderen Prozess als das Abweiden von Algen zu einer Verbesserung der Habitatverhältnisse im hyporheischen Interstitial führte. Denkbar wären dabei ein erhöhter Abbau eingetragener Biomasse und Bioturbation durch das Makrozoobenthos (Schmidt et al. 2009). Auch ein zusätzlicher direkter Effekt der Döbel durch Aufwirbelung der oberen Sedimentschicht, wodurch Sedimenttransport und Substratstruktur beeinflusst werden können (Pledger et al. 2016), kann nicht ausgeschlossen werden.

Insgesamt konnte somit mithilfe der Käfigexperimente der potentiell positive Effekt von Großfischen auf die Habitatqualität des hyporheischen Interstitials in einem experimentellen Umfeld nachgewiesen werden. Dadurch, dass die beobachteten Effekte auf unterschiedliche Prozesse zurückzuführen waren, besteht zudem das Potential der Ergänzung der Effekte unterschiedlicher Fischarten. Insgesamt unterstützen diese Befunde klar die Ergebnisse, die im Rahmen des großskaligen Experimentes herausgearbeitet werden konnten.

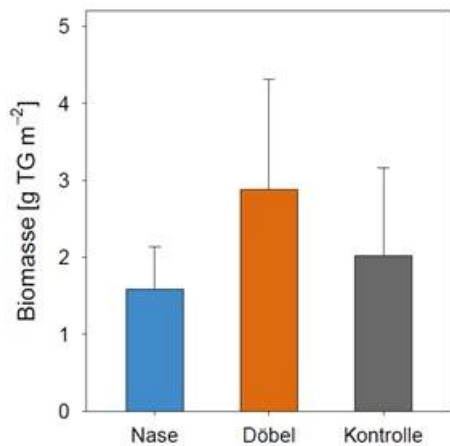


Abbildung 34: Mittelwerte (\pm Standardabweichung) der Gesamtbiomasse des Makrozoobenthos in den Käfigen nach Versuchsende (n=4)

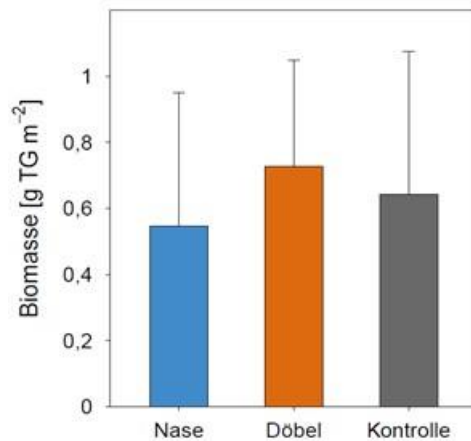


Abbildung 35: Mittelwerte (\pm Standardabweichung) der Biomasse wirbelloser Grazer in den Käfigen nach Versuchsende (n=4)

2.6 Arbeitspaket 8: Verbreitung der Ergebnisse

Über die gesamte Projektdauer sind zahlreiche Aktivitäten zur Verbreitung der Ergebnisse in der wissenschaftlichen Gemeinschaft und der interessierten Öffentlichkeit erfolgt (siehe Anhang III für eine detaillierte Darstellung). Die praktischen und gewässerschutzrelevanten Aspekte wurden zwischen 2015 und 2018 in insgesamt 59 Vorträgen, größtenteils durch die Mitglieder der ARGE Nister e.V. vorgestellt. Aufgrund ihres intensiven und vorbildlichen Einsatzes für den Gewässerschutz aber sicherlich auch aufgrund der Öffentlichkeitswirksamkeit ihrer Arbeit wurde Manfred Fetthauer als Vorsitzender der ARGE Nister e.V. am 4.11.2015 mit dem Bachpatenpreis des Landes Rheinland-Pfalz ausgezeichnet und zum Empfang beim Bundespräsidenten am in Berlin eingeladen. Zur Information und Einbeziehung der Öffentlichkeit wurde auch der Kontakt zur Presse gesucht. Während des Projektes erschienen eine Reihe von Zeitungsartikeln in Regionalzeitungen (u.a. Siegener Zeitung, Westerwälder Zeitung) und drei Fernsehbeiträge im SWR. Darüber hinaus betreibt die ARGE Nister ein Web-Blog, in dem unter anderem auch über den Fortgang des Projektes informiert wurde (<https://www.argenister.de/blog/>).

Während der Vortragstätigkeit und bei Ortsterminen war bereits im Jahr 2015 aufgefallen, dass besonders den vor Ort im Gewässerschutz Tätigen der Zusammenhang zwischen Habitatqualität, Biodiversität und ökologischer Funktionsfähigkeit nicht immer bewusst ist bzw. dass sie den Einfluss der von Ihnen getroffenen Maßnahmen kaum einschätzen können. Daher wurde ein Weiterbildungskurs „Gewässerökologie für Naturschutzpraktiker“ entwickelt und erstmals im April 2016 in Zusammenarbeit mit dem Zentrum für Fernstudien und Universitäre Weiterbildung der Universität Koblenz-Landau durchgeführt (<https://www.uni-koblenz-landau.de/de/zfuw/gewaesseroekologie-naturschutzpraktiker>). Dieser Kurs stieß auf großes Interesse und wurde daher während des Projektes an drei weiteren Terminen wiederholt (August 2016, April 2017, August 2018).

Die Universität Koblenz und die BfS haben die wissenschaftlichen Aspekte des Projektes in neun Vorträgen und zwei Posterpräsentationen auf nationalen Fachtagungen, zwei Vorträgen auf internationalen Tagungen, und fünf eingeladenen Vorträgen. Vorgestellt. Außerdem sind während der Laufzeit des Projektes fünf nationale Publikationen (Schneider et al. 2015, Winkelmann et al. 2016, Gerke et al. 2017, Gerke et al. 2016, Götten et al. 2018) und eine Publikation in einer internationalen Fachzeitschrift erschienen (Gerke et al., 2018). Weitere internationale Veröffentlichungen sind geplant.

Darüber hinaus wurde das Projekt in die Lehre eingebunden. Während der Projektlaufzeit wurden zu Teilaspekten des Projektes vier Bachelorarbeiten, vier Masterarbeiten sowie eine Staatsexamensarbeit abgeschlossen (Anhang III). Die Projektmitarbeiterin Madlen Gerke plant die durch sie im Projekt ge-

wonnenen Erkenntnisse als Promotionsarbeit am Fachbereich 3 der Universität Koblenz-Landau einzureichen. Des Weiteren hat ein US-amerikanischer Student im Rahmen des DAAD- Programms „Rise Germany“ über drei Monate im Sommer 2017 ein Praktikum im Rahmen des Projektes absolviert.

3. Gesamtdiskussion und Konsequenzen für weitere Vorhaben

Biogene Kolmation aufgrund von Algenmassenentwicklungen kann in eutrophierten Fließgewässern zu einem erheblichen Sauerstoffdefizit im hyporheischen Interstitial führen (eigene Daten, Ibisch et al. 2009, Hartwig & Borchardt 2015). Dies beeinträchtigt die Habitatqualität für kieslaichende Fische aber auch für wirbellose Organismen (z.B. Großmuscheln) erheblich (Brunke & Gonser 1997, Geist & Auerswald 2007, Hübner et al. 2009). Für den Erhalt der aquatischen Biodiversität sowie im Sinne einer nachhaltigen Nutzung der Ökosystemdienstleistungen ist daher eine Reduktion dieser Eutrophierungsfolgen notwendig. Als eine Handlungsoption ist in diesem Projekt die Wirksamkeit und Machbarkeit einer Nahrungsnetzmanipulation untersucht worden, welche sich auf die Theorie der top-down Steuerung von Nahrungsnetzen stützt.

Die Ergebnisse dieses Modell- und Demonstrationsprojektes stützen die grundsätzliche Hypothese, dass negative Auswirkungen von Eutrophierung in Fließgewässern durch hohe Bestände großwüchsiger herbivorer und omnivorer Fische verringert werden können. Sowohl im großskaligen Biomanipulationsexperiment als auch im kleinskaligen Käfigversuch hat die Erhöhung der Großfischdichte zu einer Verbesserung der Sauerstoffversorgung und damit auch der Habitatqualität im Interstitial geführt. Im kleinskaligen Versuch hat sich sowohl der Besatz mit Nasen als auch der Besatz mit Döbeln positiv auf die Habitatqualität ausgewirkt. Im großskaligen Versuch waren die positiven Effekte auf die Sauerstoffversorgung besonders deutlich in der Flussmitte ausgeprägt. Dies spricht ebenfalls dafür, dass sie auf die Fraß- und Wühltätigkeit der großwüchsigen Fischarten zurückzuführen sind, da sich diese besonders in der Flussmitte aufhalten (persönliche Beobachtungen).

Die positiven Effekte des Fischbesatzes auf die Sauerstoffversorgung beschränkten sich auf den oberen Bereich des Interstitials. Dies erscheint plausibel, da einerseits vor allem die oberen 10 cm des Interstitials von Kolmation infolge des Eintrags von organischem und anorganischem Feinsediment betroffen sind (Brunke and Gonser 1997, Blaschke et al. 2003) und sich andererseits die Wühltätigkeit (Bioturbation) der Döbel hauptsächlich auf die oberste Sedimentschicht auswirkt. Gleichzeitig ist der obere Bereich des Interstitials bis 10 cm Substrattiefe aufgrund seiner Habitatfunktion für viele kieslaichende Fische und wirbellose Organismen, wie zum Beispiel juvenile Flussperlmuscheln, biologisch besonders wichtig und weist die höchste Biodiversität und Besiedlungsdichte auf (Winkelmann et al. 2003, Geist & Auerswald 2007). Insgesamt ist die Verbesserung der Habitatqualität im oberen Bereich des Interstitials somit als besonders entscheidend für die Wirksamkeit der Biomanipulation zu bewerten.

Die der Verbesserung der Habitatqualität zugrundeliegenden Mechanismen ließen sich allerdings im Rahmen des Projektes nicht vollständig klären, da nicht alle Messgrößen entsprechend der in den spezifischen Hypothesen formulierten Erwartungen reagiert haben (Tab. 8).

Tabelle 8: Übersicht der im Biomanipulationsexperiment erfassten Messgrößen und der erzielten Ergebnisse zur Beurteilung der Habitatqualität des hyporheischen Interstitials (Arbeitspaket 6a) im Vergleich zu den eingangs formulierten Hypothesen. Das X gibt an, ob die jeweilige Messgröße Rückschlüsse auf die biogene und/oder geogene Kolmation des Interstitials erlaubt. Erwartung bezieht sich auf die Richtung der erwarteten Änderung der Differenz zwischen Manipulations- und Referenzstrecke in Phase II: ↑ Differenz steigt, ↓ Differenz sinkt, - keine Änderung erwartet. Das Fragezeichen zeigt an, dass die Datenlage keinen Test der Hypothese zuließ; * Gesamter Feinsedimentanteil und Anteil organischen Kohlenstoffs in Gefrierkern-Proben

Messgröße	Biogene Kolmation	Geogene Kolmation	Erwartung	Erwartung bestätigt?
Sauerstoffkonzentration	X	X	↑	✓
Ammoniumkonzentration	X	X	↓	(✓)
Leitfähigkeitsdifferenz zum Oberflächenwasser	X	X	↓	✗
Vertikaler Fluss	X	X	↑	✓
Algenbiomasse auf der Gewässersohle	X		↓	(✓)
Organischer Feinsedimenteintrag	X		↓	✗
Anorganischer Feinsedimenteintrag		X	-	(✓)
Feinsedimentanteil*	X	X	-	✓
Organischer Kohlenstoff im Feinsediment*	X		↓	✗
Makrozoobenthosdichte im Interstitial	X	X	↑	?
Überlebenswahrscheinlichkeit von Fischeiern im Interstitial	X	X	↑	?

In diesem Zusammenhang ist eine der wichtigsten Fragen, ob die verbesserte Sauerstoffversorgung im Interstitial tatsächlich auf eine Verringerung der Algenbiomasse infolge der Fraßaktivität der Fische zurückzuführen ist. So war im Käfigversuch zwar die Gesamtalgenbiomasse (AFTG) in Käfigen mit Nasenbesatz signifikant reduziert, nicht aber die Biomasse lebender Algen (Chl *a*). Im Biomanipulationsexperiment hat sich wiederum die Differenz der Chl *a* Konzentration in der Gleite nach Erhöhung der Fischdichte in der Manipulationsstrecke signifikant verringert. Zusammen mit der negativen Korrelation zwischen der Chl *a* Konzentration in der Gleite und der relativen Fläche mit Fraßspuren im Bereich der direkt angrenzenden Kameras deutet dieses Ergebnis darauf hin, dass die Fraßaktivität der Nasen tatsächlich zur Verringerung der Algenbiomasse an diesem Standort geführt hat. Allerdings haben sich die Differenz der Chl *a* Konzentration in der Rausche sowie die Differenz des AFTG an beiden Standorten in Phase II nicht verringert. Trotzdem vermuten wir, dass die Verringerung biogener Kolmation durch benthisches Grazing ein wichtiger Mechanismus für die Verbesserung der Sauerstoffkonzentration im Interstitial ist. Die Biomasse oder Chl *a*-Konzentration benthischer Algen ist eine Momentaufnahme und zeigt eine sehr hohe räumliche und zeitliche Variabilität (Ibisch, Seydell & Borchardt, 2009). Die Sauerstoffkonzentration im Interstitial resultiert hauptsächlich aus der Integration der Prozesse

Wassertransport und Abbau des organischen Kohlenstoffs und integriert daher verschiedene Effekte der Aktivität der Fische und der daraus resultierenden Veränderungen des Periphytons räumlich und zeitlich. Das Periphyton kann den Wasseraustausch durch seine direkte physikalische Barrierefunktion sowie durch das Verstopfen der Poren nach dem Absterben der Algen reduzieren. Dadurch sinkt der Eintrag von gelöstem Sauerstoff ins Interstitial. Gleichzeitig erhöht der Eintrag von organischem Kohlenstoff aus dem Periphyton den biologischen Sauerstoffbedarf und reduziert damit letztendlich die Sauerstoffkonzentration. Es ist anzunehmen, dass die Integration dieser Prozesse zu einer Art Rauschreduzierung führt, was erklären würde, warum die positiven Effekte des Fischbesatzes auf die Sauerstoffkonzentration im Interstitial viel deutlicher ausgeprägt sind als die Effekte auf die Algenbiomasse.

Die sehr hohe Differenz der Algenbiomasse in der Gleite zur Zeit des Frühjahrsmaximums der Algen (ca. $42 \mu\text{g Chl } a \text{ cm}^{-2}$) deutet darauf hin, dass die Fraßtätigkeit der Nasen entscheidend dazu beitragen könnte, den Eintrag von Algenbiomasse in das Interstitial nach dem Frühjahrsmaximum und dem Absterben der Algen zu verringern. Da dieser Vermutung nur ein einzelner Messpunkt in Phase II zugrunde liegt ist sie statistisch nicht belegbar. Allerdings wird sie dadurch gestützt, dass während des Frühjahrsmaximums 2018 auch die Differenzen der Sauerstoffkonzentration und die Differenz des Eintrags an organischem Feinsediment zwischen Manipulations- und Referenzstrecke besonders hoch waren [maximale Differenz der Sauerstoffkonzentration (8 cm Tiefe, Flussmitte) am 29.5.18: 3 mg L^{-1} ; maximale Differenz des Eintrags an organischem Feinsediment ($< 63 \mu\text{m}$) am 8.5.18: $-46 \text{ g TG m}^{-2} \text{ d}^{-1}$]. Andere Studien in Faunenregionen mit herbivoren Fischen zeigen ebenfalls ein hohes Potential dieser Fischarten die Periphytonbiomasse zu steuern (z.B. Power et al. 1989, Flecker et al. 2002), sodass ein hoher Einfluss der Algenkonsumtion durch Nasen eine naheliegende Begründung für die beobachteten Effekte darstellt.

Neben der direkten Reduktion der Algenbiomasse durch herbivore Fische kann prinzipiell auch Bioturbation die Sauerstoffversorgung des Interstitials verbessern, da so der Wasseraustausch und damit den Sauerstoffeintrag erhöht wird (Mermillod-Blondin & Rosenberg 2006). Die Ergebnisse des Käfigversuchs deuten darauf hin, dass neben dem Grazing durch Nasen auch Bioturbation durch Döbel zu einer Verringerung der Kolmation und damit zur Verbesserung der Sauerstoffversorgung im Interstitial beigetragen hat. Dies schließen wir aus der Tatsache, dass die Sauerstoffkonzentration im Interstitial auch im Käfigen mit Döbelbesatz höher war, obwohl hier keine Reduktion der Algenbiomasse beobachtet wurde. Daneben könnte auch die niedrigere Differenz des Eintrages an anorganischem Feinsediment $< 63 \mu\text{m}$ im Biomanipulationsexperiment auf eine Verringerung der Kolmation durch Bioturbation hindeuten. Es ist anzunehmen, dass ein hoher Barbenbestand auch durch verstärkte Bioturbation zu einer Verbesserung der Habitatqualität des Interstitials beiträgt, insbesondere da gezeigt wurde, dass Barben die oberste Sedimentschicht noch deutlich stärker beeinflussen können als Döbel (Pledger et al. 2016).

Obwohl die signifikante Erhöhung der Differenz des vertikalen Flusses die Verringerung der Kolmation (biogen und/oder geogen) durch die Nahrungsnetzsteuerung zeigt, ist die Habitatqualität des Interstitials in der Nister trotz der relativen Verbesserung nach wie vor als schlecht einzuschätzen. Trotz der Verdreifachung der Differenz zwischen Manipulations- und Referenzstrecke in Phase II war der vertikale Fluss im oberen Interstitialhorizont in der Manipulationsstrecke mit $0,01 \pm 0,008 \text{ m d}^{-1}$ (Mittelwert \pm Standardabweichung, $n = 26$) sehr niedrig. Hartwig & Borhardt (2015) haben ähnlich niedrige Flussraten in einem stark von geogener Kolmation beeinträchtigtem Unterlauf eines mongolischen Gebirgsflusses gefunden. Diese Einordnung wird auch durch die absoluten Sauerstoffkonzentrationen unterstützt, die trotz der relativen Verbesserung im Vergleich zur Referenzstrecke in Phase II noch immer niedrig waren. Selbst zur Zeit der maximalen Fischeffekte im Mai 2018 und in der Flussmitte betrug die mittlere Sauerstoffkonzentration im oberen Interstitialhorizont in der Manipulationsstrecke nur

$4,7 \pm 0,3 \text{ mg L}^{-1}$ (Mittelwert \pm Standardabweichung, $n = 3$). Auch für Eier von Salmoniden waren größtenteils kritische Sauerstoffkonzentrationen festzustellen, da selbst im Herbst und zeitigen Frühling in der Referenzstrecke nur ca. 20% der Einzelmessungen im oberen Interstitialhorizont Sauerstoffkonzentrationen $> 7 \text{ mg L}^{-1}$ zeigten. In Freilandversuchen mit Lachseiern (*Salmo salar*) konnten Totalausfälle bereits unter einer Sauerstoffkonzentration von 7 mg L^{-1} , mit Eiern der Regenbogenforelle (*Onchorynchus mykiss*) unter einer Sauerstoffkonzentration von $4,3 \text{ mg L}^{-1}$ festgestellt werden (Sowden & Power 1985, Malcolm et al. 2010). Während der Sommermonate war die mittlere Sauerstoffkonzentration in der Manipulationsstrecke in Phase II sogar noch niedriger (Flussmitte in 8 cm Tiefe: $3,3 \pm 0,7 \text{ mg L}^{-1}$, Mittelwert \pm Standardabweichung, $n = 6$), was insbesondere für sensitive Organismen wie juvenile Flussperlmuscheln problematisch ist, die ganzjährig auf eine gute Sauerstoffversorgung im Interstitial angewiesen sind (Geist & Auerswald, 2007; Denic & Geist, 2015).

Die insgesamt niedrigen Sauerstoffkonzentrationen und vertikalen Flussraten sind sehr wahrscheinlich nicht alleine durch biogene Kolmation zu erklären sondern resultieren auch durch geogene Kolmation infolge einer hohen Feinsedimentfracht aus dem lehm- und tonreichen Einzugsgebiet der Nister. So liegt der Anteil an Feinsediment der Ton- und Schlufffraktion ($< 63 \mu\text{m}$) in den Gefrierkernproben eher im Bereich eines stark durch Kolmation beeinträchtigten Interstitials (Versuchsstrecken: $2,8 \pm 1,7 \%$, Mittelwert \pm Standardabweichung, $n = 88$; Hartwig & Borchardt 2015: kolmatierter Standort: $4,1 \pm 1,5 \%$; Referenzstandort: $1,2 \pm 0,1 \%$). Vergleichswerte für den Eintrag von Feinsedimenten in das Interstitial sind schwer zu finden, da sich die Methoden zur Erfassung des Eintrags oft stark unterscheiden (z.B. Typ der Sedimentfalle, Expositionsdauer) und gleichzeitig den Feinsedimenteintrag deutlich beeinflussen können (Harper et al. 2017). Der Eintrag an anorganischem Feinsediment ($< 2 \text{ mm}$) war gemittelt über alle Termine und Sedimentfallen mit $9,1 \pm 4,4 \text{ kg m}^{-2}$ pro Monat (\pm Standardabweichung, $n = 28$) allerdings fast doppelt so hoch wie in einem Muschelgewässer, das zwar oligotroph ist, dessen Einzugsgebiet aber zu über 40% aus landwirtschaftlicher Nutzfläche besteht (Denic & Geist 2015, $5,6 \text{ kg m}^{-2}$ pro Monat). Zusätzlich zu dem hohen Eintrag anorganischen Feinsediments belastet der aufgrund der Algenbiomasse hohe Eintrag organischen Feinsediments die Nister deutlich ($2,6 \pm 1,2 \text{ kg m}^{-2}$ pro Monat, Mittelwert \pm Standardabweichung, $n = 28$).

Durch Förderung des benthischen Grazings kann grundsätzlich nur der Eintrag der organischen Substanz, also die biogene Kolmation, verringert werden. Zwar deuten die Ergebnisse darauf hin, dass der Eintrag an anorganischem Feinsediment infolge von Bioturbation durch die Fische möglicherweise etwas verringert wurde, aber das insgesamt hohe Ausmaß der geogenen Kolmation kann dadurch nur geringfügig reduziert werden. Daraus lässt sich schließen, dass die gleichzeitige Förderung der Bestände herbivorer und omnivorer Fischarten synergistisch positive Effekte auf die Habitatqualität des Interstitials in eutrophierten Fließgewässern haben kann. Somit ist die Stützung der Bestände herbivorer Nasen und omnivorer Döbel grundsätzlich zur Reduktion von Eutrophierungseffekten im Interstitial geeignet ist. Sie scheint aber in durch geogene Kolmation beeinträchtigten Gewässern wie der Nister als alleinige Maßnahme nicht ausreichend zu sein, um die Habitatfunktion des Interstitials vollständig wiederherzustellen. Das bedeutet aber auch, dass die Nahrungsnetzsteuerung in eutrophierten Fließgewässern mit vergleichsweise geringfügiger Beeinträchtigung durch geogene Kolmation noch wirkungsvoller sein könnte.

Da die Effekte der Nahrungsnetzsteuerung im Frühjahr aufgrund der hohen Fraßaktivität der Nasen am stärksten ausgeprägt sind, könnte die Nahrungsnetzsteuerung insbesondere die Habitatbedingungen im Interstitial für Fischarten mit einer mehrwöchigen Interstitialphase im Frühjahr (z.B. Äsche) entscheidend verbessern. Durch die mechanische Störung beim Schlagen der Laichgruben ist die Sauerstoffversorgung für Fischeier und -larven in der Regel besser als in ungestörtem Interstitial (Schindler et al. 2003). Dies galt auch für das aus den Kurzzeitsonden gewonnene Interstitialwasser während der Fischei-Expositionsversuche, welche ebenfalls höhere Sauerstoffkonzentrationen auf-

wies. Die hohe Fraßaktivität der Nasen im Frühjahr könnte die Kolmation des Interstitials in den Laichgruben während der mehrwöchigen Interstitialphase verlangsamen und sich dadurch ausgesprochen positiv auf die Überlebenswahrscheinlichkeit der Fischeier und Larven auswirken. Dieser Effekt konnte im Rahmen des Projektes allerdings noch nicht nachgewiesen werden, da der in Phase II durchgeführte Fischeiversuch aufgrund unerklärlich hoher Mortalitätsraten nach einigen Tagen Expositionsdauer, die selbst unter Optimalbedingungen in der Brutrinne auftraten, nicht auswertbar ist. Aufgrund der insgesamt positiven Ergebnisse des Biomanipulationsexperiments ist es aber vielversprechend, diesen Versuch bei hoher Fischdichte in beiden Versuchsstrecken zu wiederholen.

Die Ergebnisse eines zusätzlich zum Arbeitsplan durchgeführten kleinskaligen Fischausschlussversuches deuten darauf hin, dass auch indirekte Top-down Effekte benthivorer Kleinfische die Algenbiomasse in der Nister beeinflussen können. In diesen Versuchen war die Algenbiomasse auf Normplatten mit elektrischer Fischvergrämung niedriger und die Biomasse wirbelloser Grazer gleichzeitig höher als auf frei zugänglichen Platten, was wahrscheinlich auf den Ausschluss benthivorer Kleinfische zurückzuführen ist (Gerke *et al.*, 2018). Diese Ergebnisse unterstützen bereits veröffentlichte Studien, die einen deutlichen Effekt benthivorer Kleinfische auf Makrozoobenthos und die Biomasse des Periphytons nachweisen (Dahl & Greenberg 1996, Winkelmann *et al.* 2007, Winkelmann *et al.* 2014). Im großskaligen Biomanipulationsexperiment konnte allerdings der erwartete negative Effekt der großwüchsigen Fische auf die benthivoren Fische nicht nachgewiesen werden, was eine indirekte Reduktion der Algenbiomasse über Veränderungen im Makrozoobenthos unwahrscheinlich erscheinen lässt. Im Käfigversuch hat sich der Besatz mit Döbeln jedoch positiv auf die Gesamtbiomasse des Makrozoobenthos ausgewirkt, was auf einen indirekten Top-down Effekt durch Prädation oder Vergrämung benthivorer Kleinfische in den Käfigen mit Döbelbesatz hindeutet. Möglicherweise war die Dichte omnivorer Döbel im großskaligen Biomanipulationsexperiment nicht hoch genug, um die Kleinfischdichte zu reduzieren. Allerdings könnte auch die erhöhte Makrozoobenthosdichte durch seine Bewegung auf der Sohle und zwischen den Steinen die Durchlässigkeit des Interstitials erhöht und so zu höheren Sauerstoffkonzentration in der obersten Schicht geführt haben. So haben Durchflusseexperimente gezeigt, dass die Bioturbation der interstitiellen Meiofauna (Copepoda, Diptera, Ephemeroptera, Nematoden) zu einer Dekolmation des Interstitials führen kann (Schmidt 2002, Schmidt *et al.* 2009). Eine andere Erklärung wären Skaleneffekte, die durch eine kleinräumige Migrationsbewegung der benthivoren Fische oder der Makrozoobenthosorganismen zu Artefakten bei den kleinskaligen Versuchen geführt haben (Dahl & Greenberg 1999).

Die geplante Quantifizierung der Kormoranprädation ist leider nicht gelungen, da keine PIT-tags an den Schlafplätzen der Kormorane wiedergefunden werden konnten. Dieses Ergebnis ist überraschend, da wir aufgrund der hohen Anzahl von Kormoraneinflügen im Bereich Stein-Wingert, dem hohen Anteil an Fischen mit Kormoranverletzungen sowie aufgrund des wiederholten Funds von PIT-tags in geschossenen Kormoranen einen hohen Prädationsdruck des Kormorans in den Versuchsstrecken vermuten. Außerdem wurde in Studien aus Dänemark mit vergleichbarer Methodik ein hoher Anteil an PIT-tags an Kormoranschlafplätzen wiedergefunden und die durch Kormoranprädation verursachte Mortalität der Fischbestände auf bis zu über 70% geschätzt (Jepsen *et al.* 2018, Jepsen *et al.* in press). Der Blindtest hat gezeigt, dass das verwendete Lesegerät mit einer Wiederfindungsrate von über 55 % der 15 mm tags für die Nachsuche geeignet ist. Somit hätten in größerer Zahl am Schlafplatz vorhandene PIT-tags eigentlich detektiert werden müssen. Wir vermuten verschiedene Gründe dafür, dass keine tags an den zwei untersuchten Schlafplätzen wiedergefunden werden konnten. Da beide Schlafplätze unmittelbar am Gewässer liegen, ist zum Einen davon auszugehen, dass zwischen Oktober und Dezember 2017 aufgrund hoher Wasserstände ein Großteil der mit dem Kot und den Speiballen der Kormorane ausgeschiedenen PIT-tags durch Hochwasser weggespült wurde. Des Weiteren kann nicht mit Sicherheit gesagt werden, ob die Kormorane, welche die Versuchsstrecken bei Stein-Wingert als Nahrungshabitat nutzen, auch tatsächlich von den beiden untersuchten Schlafplätzen stammen. Im Vergleich zu

Dänemark, wo sich große Kormoranbrutkolonien mit mehreren hundert Vögeln innerhalb eines 25 km Radius um die meisten Fischgewässer befinden (Jepsen et al. in press), scheinen sich die Kormorane im Einzugsgebiet der Nister auf viele kleine Schlafplätze zu verteilen, die zum Teil nur aus einzelnen Ruhebäumen bestehen, wie zum Beispiel im Falle des Schlafplatzes bei Alhausen.

4. Erfolgskontrolle über die Einhaltung des Finanzierungs-, Zeit- und Arbeitsplans

Der im ursprünglichen Antrag dargestellte Zeit- und Finanzierungsplan konnte aufgrund ungünstiger Wetter- und Abflussbedingungen im Jahr 2016 nicht eingehalten werden. Wie in der Verzögerungsmeldung 2016 dargestellt, konnten aufgrund der Hochwassersituation in 2016 nur ein Teil der geplanten Arbeiten durchgeführt werden. Dies betraf insbesondere die Exposition der Fischeier, das Käfigexperiment sowie die Gewinnung von Nasenbrut. Außerdem wurde ein Teil der Ausrüstung zerstört, der anschließend instand gesetzt oder wiederbeschafft werden musste. Aus diesem Grund wurde in Absprache mit dem Projektträger die Dauer der Phase I des großskaligen Experimentes um ein Jahr verlängert damit statistisch auswertbare Ergebnisse gewonnen und missglückte Arbeitsschritte nachgeholt werden konnten. Dadurch verlängerte sich die Projektlaufzeit um insgesamt 10 Monate (inkl. kostenneutraler Verlängerung) und es wurden trotz Nutzung kleinerer Einsparpotentiale zusätzliche Mittel in erheblicher Höhe notwendig (Universität Koblenz-Landau: 89.811€, BfS: 91.849,50€, ARGE Nister e.V.: Umschichtungen ausreichend). Der im Verlängerungsantrag aufgestellte Finanzplan wurde dann grundsätzlich eingehalten. Die ARGE Nister e.V. konnte sogar Einsparungen erreichen, so dass nur ca. 82.250 € von ursprünglich bewilligte 84.260 € verbraucht wurden. Die Behebung der direkten Hochwasserschäden erfolgte im Haushaltsjahr 2016. Ein Teil der dafür notwendigen Kosten der Universität Koblenz-Landau konnte aus einem Notfallfond gedeckt werden. Für die BfS war allerdings in diesem Zusammenhang eine Aufstockung der Zuwendung von 9.894,99€ notwendig.

Eine darüberhinausgehende Veränderung im Finanzplan während der Projektlaufzeit betraf bei allen Projektpartnern den höheren Bedarf an Personalmitteln, da die notwendige Arbeitszeit für die geplanten Aufgaben in der Antragsphase unterschätzt wurde. Die dafür notwendigen Mittel konnten zum Teil aus anderen Positionen gedeckt werden, da z.B. in der Universität Koblenz-Landau Verbrauchsmaterial aus anderen Mitteln beschafft werden konnten, die BfS Einsparungen bei den Reisekosten und Sachmitteln erzielen konnte und die ARGE Nister e.V. ursprünglich für den Kauf von Satzfishen geplante Mittel einsparen konnte.

Weitere Veränderungen betrafen ausschließlich den Ablauf der Arbeiten im Vergleich zum ursprünglich dargestellten Arbeitsplan. Im Arbeitspaket 5 (Kormoraneinfluss) wurde, wie bereits im Zwischenbericht 2016 dargestellt, der Beginn der Bearbeitung dieses Paketes nach hinten verschoben. Erst während der Phase II des Experimentes war in der oberen Manipulationsstrecke ein hoher Fischbestand eingestellt, der die Quantifizierung des Kormoraneinflusses ermöglichte. In der unteren Referenzstrecke erschien die Quantifizierung nicht sinnvoll, da dort eine intensive Kormoranvergrämung erfolgte. Die Suche nach PIT-tags unter den Schlafbäumen der Kormorane sollte daher im Herbst 2017 beginnen. Allerdings lagen die Schlafplätze so nahe an der Nister bzw. der Sieg, dass aufgrund hoher Wasserstände noch keine Nachsuche von Oktober bis Dezember 2017 möglich war und mit der Nachsuche erst im Januar 2018 begonnen werden konnte.

Im Arbeitspaket 6a (Expositionsversuche Fischeier) wurden statt der ursprünglich im Antrag vorgeesehenen Äscheneier die Eier von Goldforellen verwendet. Äscheneier stellen einen sehr geeigneten Bioindikator für die Habitatqualität des Interstitials dar, daher war die Gewinnung von Äscheneiern aus dem autochtonen Äschenbestand der Nister oder der Lahn geplant. Da durch hohe Wasserstände und ungewöhnlich niedrige Äschenbeständen weder in der Nister noch in der Lahn laichreife Tiere gefunden werden konnten, wurde die Suche auf Gewässer in der Umgebung ausgedehnt. Allerdings konnten auch in diesen Gewässern weder 2015 noch 2016 laichreife Äschen gefangen werden. Dies gefährdete die Bestimmung der Habitatqualität des Interstitials mittels Bioindikation als Ganzes, was als problematisch für die Erreichung der Projektziele angesehen wurde. Als Alternative bot sich die Nutzung von kommerziell erworbenen Eiern eines Goldforellenstammes an, der im Frühling ablaicht. Obwohl es sich hier um nicht-einheimische Fische handelt, wurde die Exposition durchgeführt um am Prinzip einer Bioindikation im Frühling festhalten zu können. Allerdings wurde während des Versuches jegliches

Freisetzen der Eier oder Larven in das Gewässer unterbunden, sodass keine Verfälschung des Fischbestandes resultieren konnte.

Ebenfalls im Arbeitspaket 6a sind die Siebanalysen der Gefrierkernproben vom letzten Termin im Herbst 2018 steht noch aus noch nicht vollständig abgeschlossen (insgesamt 273 von 309 Proben bearbeitet). Die taxonomische Auswertung der Interstitialfaunafallen ist aufgrund des sehr hohen Zeitaufwands bisher nur zu zwei Dritteln abgeschlossen (8 von 12 Proben). Die Auswertung der noch ausstehenden Proben vom Sommer und Herbst 2018 ist aber für das 1. Quartal 2019 geplant. Außerdem beschränkt sich die Darstellungen der Fraßaktivitäten der Nasen (Kamerabilder) in diesem Bericht auf die Daten der Referenzstrecke, obgleich die Kamerabilder der Manipulationsstrecke ausgewertet wurden. Allerdings erwies sich der Aufstellungsort der Kameras in der Manipulationsstrecke im Verlauf des Jahres 2018 als ungeeignet, weil die Nasen diesen Flussabschnitt nicht beweideten. In die Analysen der Fraßaktivität sind somit insgesamt 620 Bilder eingegangen.

5. Zusammenfassung

Das Ziel des Vorhabens war die Förderung der nachhaltigen Nutzung von Fließgewässerökosystemen mit der innovativen Maßnahme Nahrungsnetzsteuerung, deren Wirksamkeit in eutrophierten Mittelgebirgsflüssen überprüft werden sollte. Eutrophierungserscheinungen werden durch anthropogen verstärkte Nährstoffeinträge verursacht und äußern sich vor allem in starken Schwankungen der Sauerstoffkonzentrationen und pH-Werte im Oberflächenwasser sowie in einer Verstopfung des Kieslückensystems mit abgestorbenen Algen (biogene Kolmation des hyporheischen Interstitials) und einem daraus resultierenden Sauerstoffdefizit. Eutrophierung ist in Europa ein praktisch flächendeckendes Problem und eine generelle Reduktion von Nährstoffeinträgen erscheint aufgrund der hohen Nutzungsintensität vieler Einzugsgebiete nur schwer möglich. Daher wurde hier untersucht, ob eine Nahrungsnetzsteuerung dazu beitragen kann, Eutrophierungserscheinungen zu reduzieren. In Seen und Talsperren wird dieser Ansatz häufig angewendet um die Wassergüte zu verbessern, aber aufgrund deutlicher Unterschiede der Ökosysteme See und Fluss ist eine einfache Übertragung der Methode bisher nicht möglich. Im Rahmen des Projektes wurde daher überprüft, ob durch die Erhöhung der Bestände großwüchsiger Fische (Nase, Döbel) über direkte und indirekte Nahrungsnetzbeziehungen die Algenbiomasse am Gewässergrund reduziert wird, so dass die Habitatqualität des hyporheischen Interstitials, insbesondere dessen Sauerstoffversorgung verbessert werden kann.

Dazu wurde ein insgesamt 4-jähriges großskaliges Freilandexperiment (Design: Before-After-Control-Impact) durchgeführt und mit kleinskaligen Versuchen, Exposition von Bioindikatoren und eingehenden Beobachtungen ergänzt. Generell zeigen die Projektergebnisse, dass die Erhöhung der Dichten großwüchsiger Fische die Sauerstoffversorgung in den oberen 10 cm des hyporheischen Interstitials signifikant verbessert. Im Bereich der Gewässermitte wurden darüber hinaus bei hohem Fischbestand tendenziell geringere Ammoniumkonzentrationen gemessen. Zumindest in den tieferen und langsam strömenden Bereichen der Nister konnte eine signifikante Reduktion der Algenbiomasse festgestellt werden. Diese Effekte sind zu einem großen Teil auf die Fraßaktivität der Nasen zurückzuführen, da eine Korrelation zwischen der Fraßaktivität der Nasen und der Algenbiomasse beobachtet wurde und im kleinskaligen Versuch eine Reduktion der Algenbiomasse in Käfigen mit Nasenbesatz, nicht jedoch in Käfigen mit Döbelbesatz nachgewiesen werden konnte. Dennoch konnten im kleinskaligen Versuch auch in Käfigen mit Döbelbesatz höhere Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial nachgewiesen werden, was auf die Wühltätigkeit der Döbel zurückzuführen sein könnte. Weiterhin wurden erste Hinweise gefunden, dass die großwüchsigen Fische auch die Besiedlung der Oberfläche der Gewässersohle und des Interstitials mit Wirbellosen (Makrozoobenthos) beeinflussen. Dies könnte indirekt durch die Verbesserung der Qualität des Interstitials verursacht werden. Insbesondere im kleinskaligen Experiment ist ein Effekt der Döbel auf die Biomasse des Makrozoobenthos nachweisbar, was in den Käfigen mit Nasenbesatz nicht der Fall war. Daneben ist im großskaligen Experiment eine Erhöhung des Wasseraustauschs im oberen Bereich des Interstitials bei hohem Fischbestand festzustellen, obwohl sich die Sedimentzusammensetzung und der Eintrag von organischem Feinsediment nicht grundsätzlich veränderten.

Die Auswirkung des erhöhten Fischbestandes auf die Überlebenswahrscheinlichkeit von Eiern kieslaichender Fischarten konnte in diesem Projekt nicht gezeigt werden, da es in der Phase II des Experimentes zu einer bisher ungeklärten Mortalität im Versuch kam. Auch die genaue Quantifizierung des Prädationseinflusses des Kormorans war nicht möglich, da keine ausreichend großen und stabilen Schlafplätze der an der Nister fressenden Kormorane existierten. Ein Nachweis einer ausreichenden Zahl von PIT-tags an den zwei kleinen Schlafplätzen war daher nicht möglich. Trotzdem zeigten die hohen Zahlen der erfassten Einflüge im Winter und der große Anteil der Fische mit Bissverletzungen im zeitigen Frühjahr, dass ein intensiver Fraßdruck durch den Kormoran bestand. Dies unterstreicht den Bedarf einer genaueren Quantifizierung der Konsumtion von Fischen durch Kormorane in Mittelgebirgsflüssen.

Insgesamt zeigen die Ergebnisse des Projektes eindrucklich, dass sich großwüchsige Fische positiv auf die Habitatqualität des oberen und gleichzeitig biologisch wichtigsten Bereiches des Interstitials auswirken. Sie unterstreichen damit die Relevanz natürlicher Bestandsdichten großwüchsiger Fische für die ökologische Funktionalität von Fließgewässerökosystemen. Alle Faktoren, die zu einer Reduktion der Bestände dieser Fische führen, sei es Prädation, Übernutzung durch Angler oder strukturelle Degradation der Ökosysteme, führen zu einer Minderung der Habitatqualität des Interstitials mit Folgen für die gesamte aquatische Fauna. Da die beobachteten positiven Veränderungen auf unterschiedliche Prozesse zurückzuführen waren und sich potentiell ergänzen, erscheint eine Unterstützung der Bestandsentwicklung mehrerer Fischarten empfehlenswert.

Aus den Ergebnissen schließen wir, dass die Entwicklung hoher Bestände großwüchsiger Fische eine geeignete Methode darstellt, um Eutrophierungserscheinungen in Mittelgebirgsflüssen zu reduzieren. Obwohl sie nicht als Alternative zur Reduktion von Nährstoffeinträgen zu sehen ist, kann diese Methode die Auswirkungen einer unvermeidbaren Restbelastung messbar reduzieren und damit die ökologische Qualität der betroffenen Fließgewässer verbessern. Dies zeigt die Bedeutung eines integrativen Ansatzes im Gewässerschutz, der neben der strukturellen Qualität der Gewässer auch die Arteninteraktionen einbezieht.

6. Literatur

- Bates, D., M. Machler, B. M. Bolker, & S. C. Walker. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software* **67**:1-48.
- Barton, K. (2017): MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.40.0.
- Blaschke, A. P., K. H. Steiner, R. Schmalfuss, D. Gutknecht, & D. Sengschmitt. 2003. Clogging processes in hyporheic interstices of an impounded river, the Danube at Vienna, Austria. *International Review of Hydrobiology* **88**:397-413.
- Brunke, M., & T. Gonser. 1997. The ecological significance of exchange processes between rivers and groundwater. *Freshwater Biology* **37**:1-33.
- Carpenter, S. R., T. M. Frost, D. Heisey, & T. K. Kratz. 1989. Randomized Intervention Analysis and the Interpretation of Whole-Ecosystem Experiments. *Ecology* **70**:1142-1152.
- Constantz, J. 2008. Heat as a tracer to determine streambed water exchanges. *Water Resources Research* **44**.
- Corse, E., C. Costedoat, R. Chappaz, N. Pech, J. F. Martin, & A. Gilles. 2010. A PCR-based method for diet analysis in freshwater organisms using 18S rDNA barcoding on faeces. *Molecular Ecology Resources* **10**:96-108.
- Dahl, J., & L. Greenberg. 1996. Impact on stream benthic prey by benthic vs drift feeding predators: A meta-analysis. *Oikos* **77**:177-181.
- Dahl, J., & L. Greenberg. 1999. Effects of prey dispersal on predator-prey interactions in streams. *Freshwater Biology* **41**:771-780.
- De Lury, D. B. 1947. On the estimation of biological populations. *Biometrics* **3**:145-167.
- Denic, M., & J. Geist. 2015. Linking Stream Sediment Deposition and Aquatic Habitat Quality in Pearl Mussel Streams: Implications for Conservation. *River Research and Applications* **31**:943-952.
- Dragulescu, A. A. (2014): xlsx: Read, write, format Excel 2007 and Excel 97/2000/XP/2003 files. R package version 0.5.7.
- Fetzer, J., M. Holzner, M. Plotze, & G. Furrer. 2017. Clogging of an Alpine streambed by silt-sized particles - Insights from laboratory and field experiments. *Water Research* **126**:60-69.
- Flecker, A. S., B. W. Taylor, E. S. Bernhardt, J. M. Hood, W. K. Cornwell, S. R. Cassatt, M. J. Vanni, & N. S. Altman. 2002. Interactions between herbivorous fishes and limiting nutrients in a tropical stream ecosystem. *Ecology* **83**:1831-1844.
- Geist, J., & K. Auerswald. 2007. Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*). *Freshwater Biology* **52**:2299-2316.
- Gerke, M., C. Winkelmann, C. Roth, D. Mewes, M. Fetthauer, J. Schneider, & D. Hübner. 2017. Können herbivore Fische Eutrophierungseffekte im hyporheischen Interstitial verringern? - ein Freiland-Mesokosmosversuch. n: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2016 (Essen), Hardeggen, 128-132
- Gerke M., Schneider J., Hübner D., Fetthauer M., Mewes D., Hellmann C. & Winkelmann C. 2016. Biomanipulation: Werkzeug zur Reduktion von Eutrophierungseffekten im Hyporheal? In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2015 (Essen), Hardeggen, 23–27.
- Gordon, R. P., L. K. Lutz, M. A. Briggs, & J. M. McKenzie. 2012. Automated calculation of vertical pore-water flux from field temperature time series using the VFLUX method and computer program. *Journal of Hydrology* **420**:142-158.
- Götten M., Gerke M., Ebelhäuser T., Fetthauer M., Schneider J., Winkelmann C. & Hübner D. 2018. Reduzieren Nasen und Döbel den Feinsedimenteintrag in das hyporheische Interstitial? In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2017 (Cottbus), Hardeggen, 129-133.

- Harper, S. E., I. D. L. Foster, D. M. Lawler, K. L. Mathers, M. McKenzie, & G. E. Petts. 2017. The complexities of measuring fine sediment accumulation within gravel-bed rivers. *River Research and Applications* **33**:1575-1584.
- Hartwig, M., & D. Borchardt. 2015. Alteration of key hyporheic functions through biological and physical clogging along a nutrient and fine-sediment gradient. *Ecohydrology* **8**:961-975.
- Hothorn, T., Bretz, F., Westfall, P. 2008. Simultaneous Inference in General Parametric Models. *Biometrical Journal* **50**: 346--363.
- Hübner, D., D. Borchardt, & J. Fischer. 2009. Cascading effects of eutrophication on intragravel life stages of European Grayling (*Thymallus thymallus* L.). *Advances in Limnology* **61**:205-224.
- Hübner, D., C. Cramer, & T. Schmidt. 2016. Wiederansiedlung der Nase (*Chondrostoma nasus*) im Oberlauf der Lahn. 2. Zwischenbericht., Regierungspräsidium Gießen, Obere Fischereibehörde.
- Ibisch, R. B., I. Seydell, & D. Borchardt. 2009. Influence of periphyton biomass dynamics on biological colmation processes in the hyporheic zone of a gravel bed river (River Lahn, Germany). *Advances in limnology* **61**:87-104.
- Irvine, D. J., L. K. Lautz, M. A. Briggs, R. P. Gordon, & J. M. McKenzie. 2015. Experimental evaluation of the applicability of phase, amplitude, and combined methods to determine water flux and thermal diffusivity from temperature time series using VFLUX 2. *Journal of Hydrology* **531**:728-737.
- Jepsen, N., H. Flávio, & A. Koed. in press. The impact of Cormorant predation on Atlantic salmon and Sea trout smolt survival. *Fisheries Management and Ecology*.
- Jepsen, N., H. D. Ravn, & S. Pedersen. 2018. Change of foraging behavior of cormorants and the effect on river fish. *Hydrobiologia* **820**:189-199.
- Junger, H., K. Kotschal, & A. Goldschmid. 1989. Comparative morphology and ecomorphology of the gut in european cyprinids (Telostei). *Journal of Fish Biology* **34**:315-326.
- Keery, J., A. Binley, N. Crook, & J. W. N. Smith. 2007. Temporal and spatial variability of groundwater-surface water fluxes: Development and application of an analytical method using temperature time series. *Journal of Hydrology* **336**:1-16.
- Krau, F. 2011. Einfluss der Groppe (*Cottus rhenanus*) auf Überlebensrate und Wachstum juveniler Atlantischer Lachse (*Salmo salar*). Page 101. Institut für Biowissenschaften, Universität Rostock.
- Kuehn, R., J. Geist, B. Gum, & M. Denic. 2011. Populationsgenetik bayrischer Flussperlmuschelpopulationen. Bayrisches Landesamt für Umwelt.
- Kuznetsova, A., P. B. Brockhoff, & R. H. B. Christensen. 2017. ImerTest Package: Tests in Linear Mixed Effects Models. *Journal of Statistical Software* **82**:1-26.
- Lamberti, G. A., L. R. Ashkenas, S. V. Gregory, & S. A.D. 1987. Effects of three herbivores on periphyton communities in laboratory streams. *Journal of the North American Benthological Society* **6**:92-104.
- Lapham, W. W. 1989. Use of temperature profiles beneath streams to determine rates of vertical ground-water flow and vertical hydraulic conductivity. U.S. Geological Survey, Denver, Colorado.
- Lenk, M., N. Saenger, K. Träbing, F. Killich, J. Fischer, & D. Borchardt. 1999. Die Multi-Level-Interstitialsonde: Methoden zur tiefenorientierten Untersuchung von Gewässersedimenten. Pages 150-157 in U. Kern, I. Westrich, & S. Bonn, editors. DVWK Schriften
- Malcolm, I. A., C. A. Middlemas, C. Soulsby, S. J. Middlemas, & A. F. Youngson. 2010. Hyporheic zone processes in a canalised agricultural stream: implications for salmonid embryo survival. *Fundamental and Applied Limnology* **176**:319-336.

- Mermillod-Blondin, F., & R. Rosenberg. 2006. Ecosystem engineering: the impact of bioturbation on biogeochemical processes in marine and freshwater benthic habitats. *Aquatic Sciences* **68**:434-442.
- Mühlenbauer, M., E. Traxler, A. Zitek, & S. Schmutz. 2003. Das dynamische Fischwehr - Ein hochwassersicheres Fischwehr zur Untersuchung der Fischwanderung in kleinen bis mittelgroßen Flüssen. *Österreichs Fischerei* **56**:98-102.
- Nagel, K.-O., & R. Hugo. 2011. Artenschutzprojekt Flussperlmuschel und Bachmuschel - Endbericht. Rheinland-Pfalz, SGD Nord.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D. R, Core Team 2017. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-131.
- Pledger, A. G., S. P. Rice, & J. Millett. 2016. Bed disturbance via foraging fish increases bedload transport during subsequent high flows and is controlled by fish size and species. *Geomorphology* **253**:83-93.
- Power, M. E., T. L. Dudley, & S. D. Cooper. 1989. Grazing catfish, fishing birds, and attached algae in a Panamanian stream. *Environmental Biology of Fishes* **26**:285-294.
- R Core Team 2017: R: A Language and Environment for Statistical Computing - version 3.4.3. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. Url: www.R-project.org.
- Rasband, W. S. 2016. ImageJ. U. S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA.
- Robalo, J. I., V. C. Almada, & C. B. M. d. Faria. 2003. First description of agonistic behaviour in *Chondrostoma polylepis* (Pisces: Cyprinidae) with notes on the behaviour of other *Chondrostoma* species. *Etologia*: 9–13.
- Schindler, D. E., M. D. Scheuerell, J. W. Moore, S. M. Gende, T. B. Francis, & W. J. Palen. 2003. Pacific salmon and the ecology of coastal ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment* **1**:31-37.
- Schmidt, J. 2002. Methodische Konzeption zur Charakterisierung der funktionalen Rolle der interstitiellen Fauna im Hyporheal eines anthropogen belasteten Fließgewässers. Philipps-Universität Marburg.
- Schmidt, J., D. Borchardt, R. B. Ibsch, & H.-W. Bohle. 2009. Direct measurement of respiration and decolmation activity of hyporheic meiofauna: first results from a new approach using anesthetizing substances. *Advances in limnology* **61**:185-203.
- Schneider, J. 2009. Erfolgskontrolle der Wiedereinbürgerung von Lachs (*Salmo salar* L.) und Meerforelle (*Salmo trutta* L.) in Sieg, Saynbach, Ahr und Lahn (Rheinland-Pfalz). - Lachs 2020 Projektphase V. Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord, Koblenz.
- Schneider, J. 2011. Review of reintroduction of Atlantic salmon (*Salmo salar*) in tributaries of the Rhine River in the German Federal States of Rhineland-Palatinate and Hesse. *Journal of Applied Ichthyology* **27**:24-32.
- Schneider, J., L. Jörgensen, F. Krau, & M. Fetthauer. 2015. WRRL-Qualitätsindikator Fischfauna und Kormoranfraßdruck – wenn trophische Störung Strukturgüte schlägt. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* **12**:755-761.
- Schneider, J., & E. Korte. 2004. Letale Vergrämung von Kormoranen im Einzugsgebiet der rheinland-pfälzischen Sieg und Nister. Struktur- und Genehmigungsdirektion Nord Koblenz, Frankfurt am Main.
- Sowden, T. K., & G. Power. 1985. Prediction of Rainbow-Trout embryo survival in relation to groundwater seepage and particle-size of spawning substrates *Transactions of the American Fisheries Society* **114**:804-812.
- Steinman, A. D., C. D. McIntire, S. V. Gregory, & G. A. Lamberti. 1989. Effects of irradiance and grazing on lotic algal assemblages EFFECTS OF IRRADIANCE AND GRAZING ON LOTIC ALGAL ASSEMBLAGES. *Journal of Phycology* **25**:478-485.

- Stewart-Oaten, A., W. W. Murdoch, & K. R. Parker. 1986. Environmental-Impact Assessment - Pseudoreplication in Time. *Ecology* **67**:929-940.
- Ureche, D., M. Nicoara, & C. Ureche. 2008. A comparative analysis of food components in fish populations from the Buzau River basin (Romania). *Oceanological and Hydrobiological Studies Supplement 1*:121–132.
- Winkelmann, C., C. Hellmann, D. Hübner, M. Gerke, M. Fetthauer, & J. Schneider. 2016. Nahrungsnetzsteuerung zur Verbesserung der ökologischen Gewässergüte. *in* H. Korn & K. Bockmühl, editors. *Treffpunkt Biologische Vielfalt XV*. BfN, Bonn - Bad Godesberg.
- Winkelmann, C., J. H. E. Koop, & J. Benndorf. 2003. Abiotic features and macroinvertebrate colonization of the hyporheic zones of two tributaries of the river Elbe (Germany). *Limnologica* **33**:112-121.
- Winkelmann, C., J. Schneider, D. Mewes, S. I. Schmidt, S. Worischka, C. Hellmann, & J. Benndorf. 2014. Top-down and bottom-up control of periphyton by benthivorous fish and light supply in two streams. *Freshwater Biology* **59**:803–818.
- Winkelmann, C., S. Worischka, J. H. E. Koop, & J. Benndorf. 2007. Predation effects of benthivorous fish on grazing and shredding macroinvertebrates in a detritus-based stream food web. *Limnologica* **37**:121-128.
- Young, P. C., D. J. Pedregal, & W. Tych. 1999. Dynamic harmonic regression. *Journal of Forecasting* **18**:369-394.

7. Anhänge

Anhang I: Arbeitspakete 2 und 5 – Kormoranvergrämung und Kormoraneinfluss

Seit Beginn einer intensiven Kormoranvergrämung in 2012/13 haben sich die Fischbestände im Bereich des Untersuchungsgebietes deutlich erholt, wie Aufnahmen an einem jährlich aufgesuchten Winterquartier zeigen (Abb. I.1)

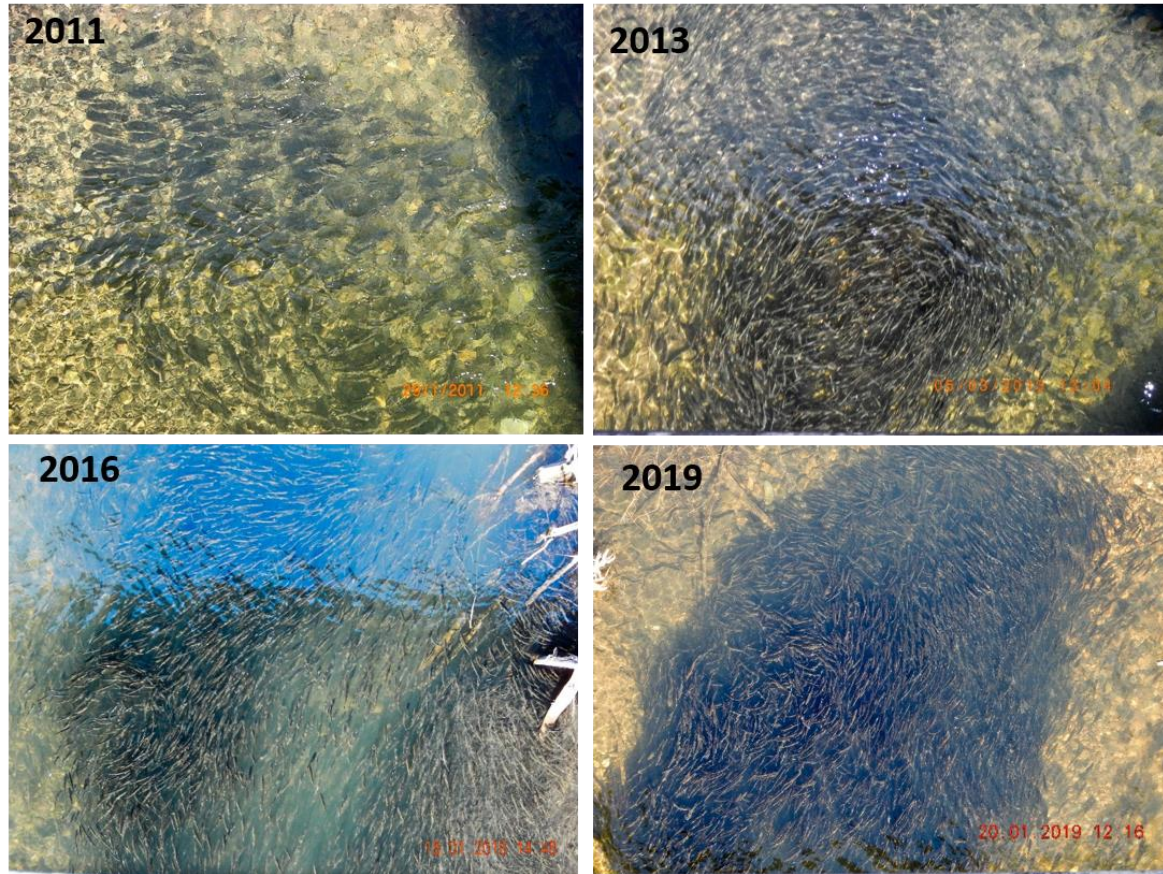


Abbildung I.1: Fischbestand im Winterquartier an der Brücke in Stein-Wingert vor Beginn der Kormoranvergrämung (2011) und im Verlauf mehrere Jahre mit Vergrämung (Jahre 2013, 2016 und 2019).

Anhang II: Arbeitspaket 6a – Erfolgsmonitoring hyporheisches Interstitial

Habitateigenschaften:

Die Leitfähigkeitsdifferenz zum Oberflächenwasser sowie die Nitratkonzentrationen waren im zweiten Sondenfeld in der Manipulationsstrecke vor dem Standortwechsel der Sonden Ende 2016 um ein Vielfaches höher als bei allen anderen Sonden in den Versuchsstrecken (Abb. II.1), was vermutlich auf einen seitlichen Grundwassereinstrom in diesem Bereich zurückzuführen ist. Dieses Sondenfeld wurde daher für alle Messgrößen der Interstitialwasserchemie aus der statistischen Auswertung ausgeschlossen.

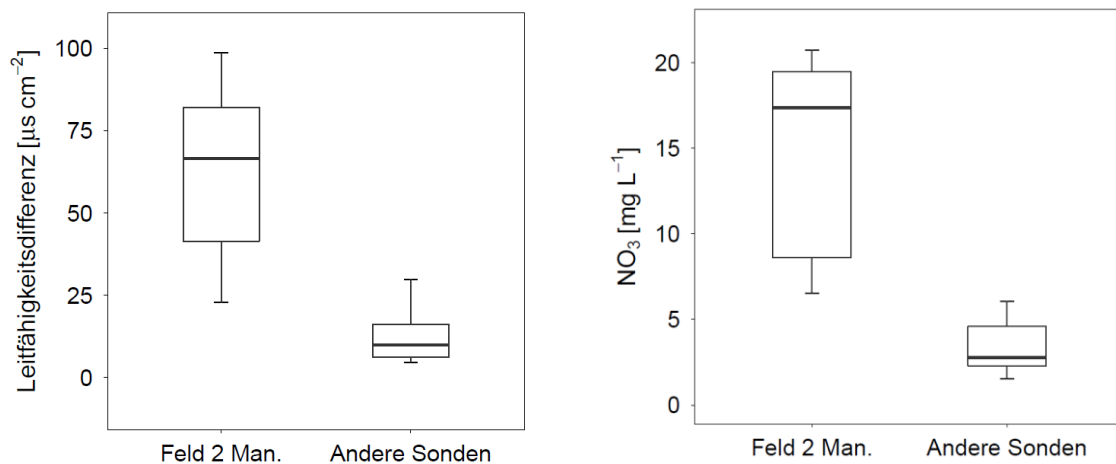


Abbildung II.1: Boxplots der Mittelwerte der (a) Leitfähigkeitsdifferenz zwischen Oberflächenwasser und 8 cm Tiefe (links, n = 8) und (b) Nitratkonzentration in 8 cm Tiefe (rechts, n = 7) in Sondenfeld 2 der Manipulationsstrecke im Vergleich zu allen anderen Sonden vor dem Standortwechsel der Sondenfelder im Jahr 2016. Box: 25/75%, Linie: Median, Whiskers: 5/95%.

Im Folgenden werden die saisonalen Verläufe wichtiger Messgrößen bzw. der Differenzen dieser Messgrößen dargestellt um einen tiefgründigeren Einblick in vorliegende Daten zu ermöglichen.

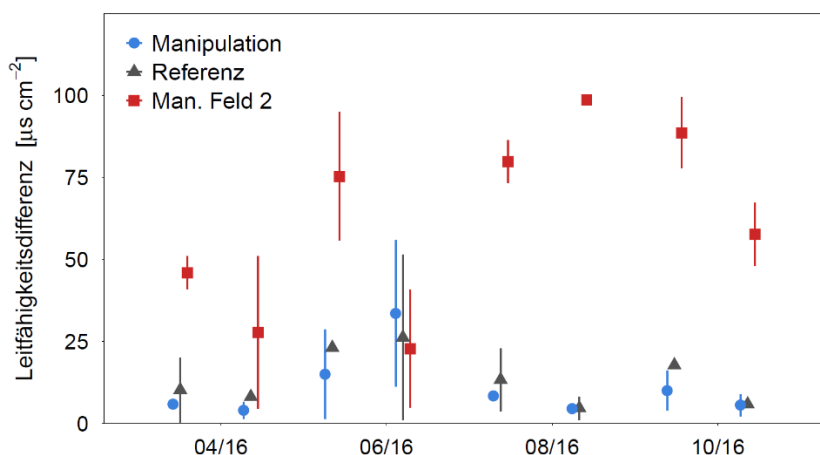


Abbildung II.2: Saisonale Entwicklung der Mittelwerte (\pm Standardabweichung) der Leitfähigkeitsdifferenzen zwischen Oberflächenwasser und dem Interstitialwasser in 8 cm Tiefe in beiden Strecken (Manipulation: n = 6, Referenz: n = 9)

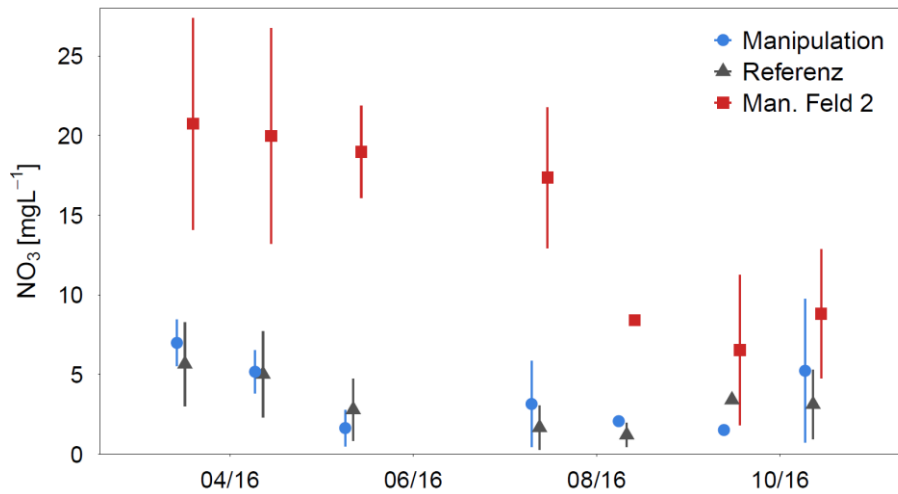


Abbildung II.3: Saisonale Entwicklung der Mittelwerte (\pm Standardabweichung) der Nitratkonzentrationen in 8 cm Tiefe in beiden Strecken (Manipulation: $n = 6$, Referenz: $n = 9$)

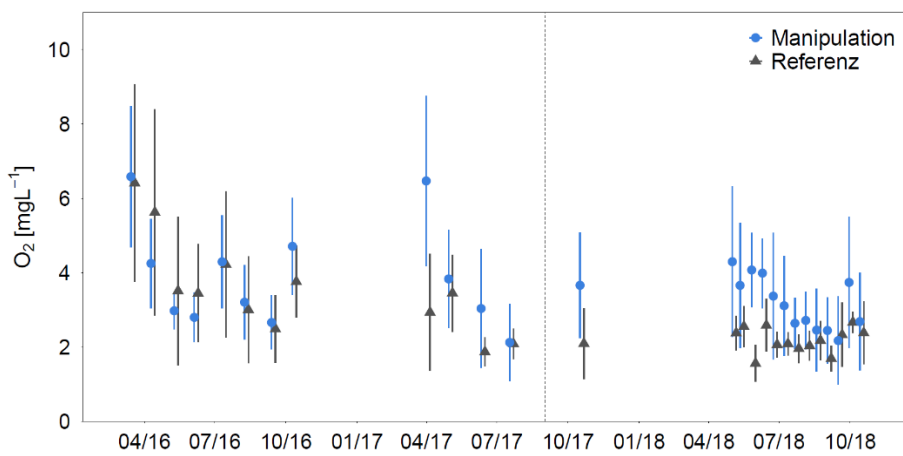


Abbildung II.4: Saisonale Entwicklung der mittleren Sauerstoffkonzentrationen (\pm Standardabweichung, $n = 9$) in 8 cm Tiefe des Interstitial der Referenz- und Manipulationsstrecke.

Weder die Nitrat- noch die Phosphatkonzentration in 8 cm Tiefe des hyporheischen Interstitials zeigte signifikante Veränderungen aufgrund des erhöhten Fischbestandes (Abb II.5, Gesamt: NO₃: p = 0,81; PO₄: p = 0,31; Flussmitte: NO₃: p = 0,30; PO₄: p = 0,21; RIA, P1 n = 11, P2 n = 14)

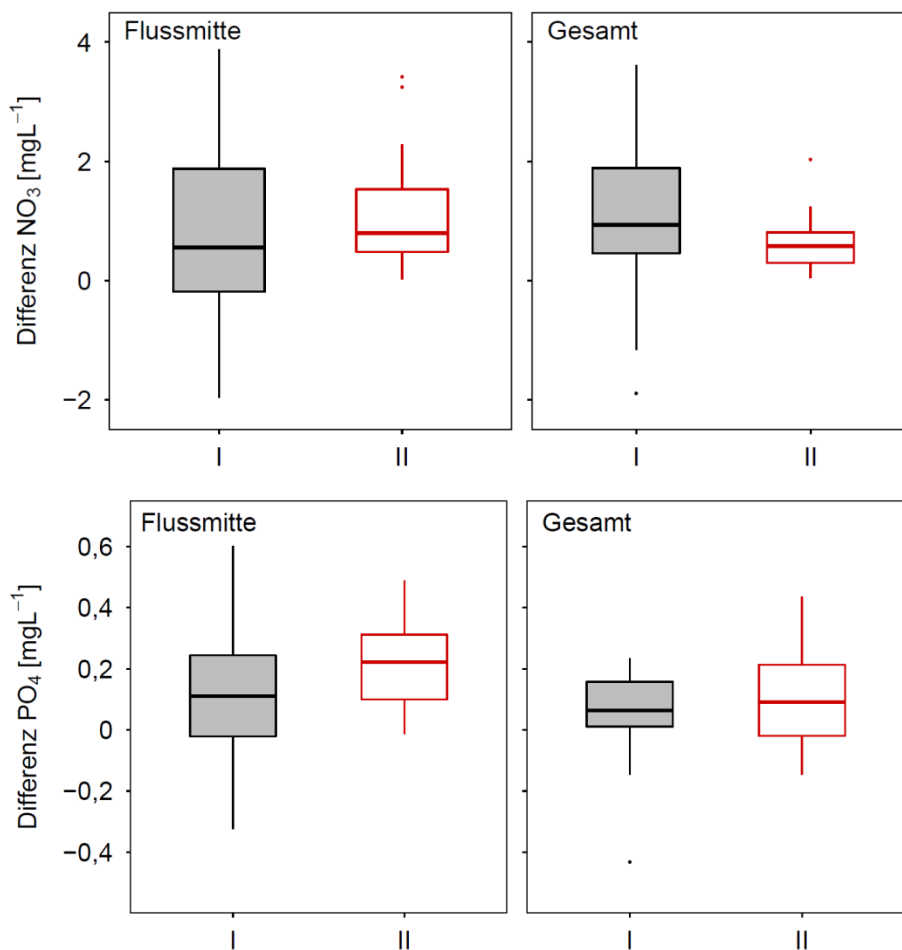


Abbildung II.5: Boxplots der Differenz (Manipulation – Referenz) der mittleren Nitratkonzentration (oben) und Phosphatkonzentration (unten) in Phase I (grau) und Phase II (rot) für 8 cm Tiefe; Phase I: n = 11, Phase II: n = 14; Box: 25/75%, Linie: Median, Whiskers: 5/95%.

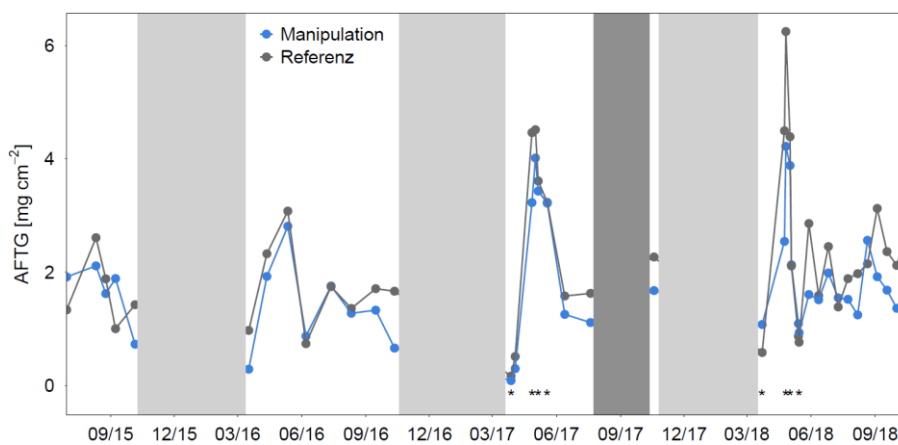


Abbildung II.6: Aschefreies Trockengewicht von Juni 2015 bis Oktober 2018 für Manipulations- und Referenzstrecke. Messwerte repräsentieren Mittelwerte aus je einer Mischprobe für Rausche und Gleite, * Mittelwert aus den Versuchsfeldern des Fischeversuches. Hellgrauer Bereich: Winterhochwasser, Dunkelgrauer Bereich: Umsteuerung.

Exposition von Fischeiern:

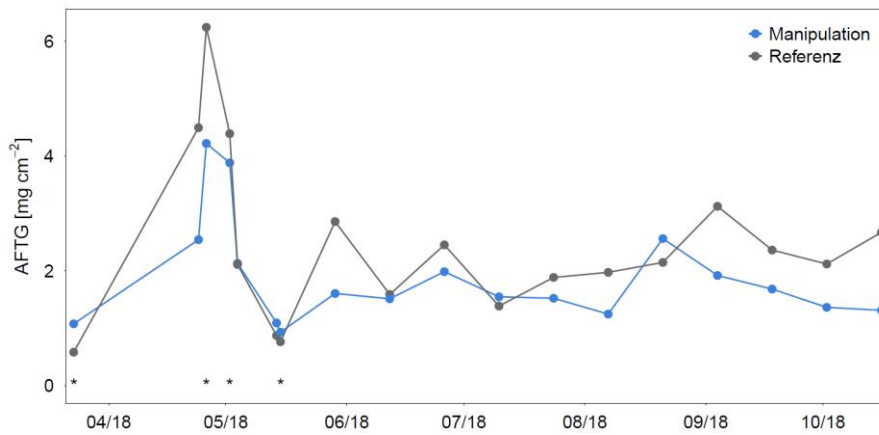


Abbildung II.7: Saisonale Entwicklung des aschefreien Trockengewichts der Periphytons von März bis Oktober 2018 für Manipulations- und Referenzstrecke. Messwerte repräsentieren Mittelwerte aus je einer Mischprobe für Rausche und Gleite, * Mittelwert aus den Versuchsfeldern des Fischeiversuches.

Analyse der Nasenfraßaktivität:

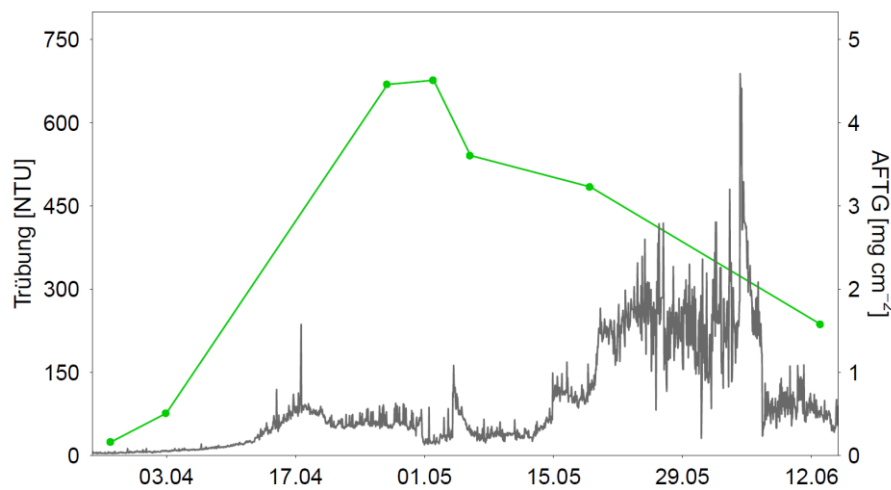


Abbildung II.8: Zeitliche Entwicklung einer Algenmassenentwicklung (Biomasse des Periphytons in grün) und der Trübung im Oberflächenwasser (grau, stündliche Messwerte), die ein Ablösen des Periphytons zeigt

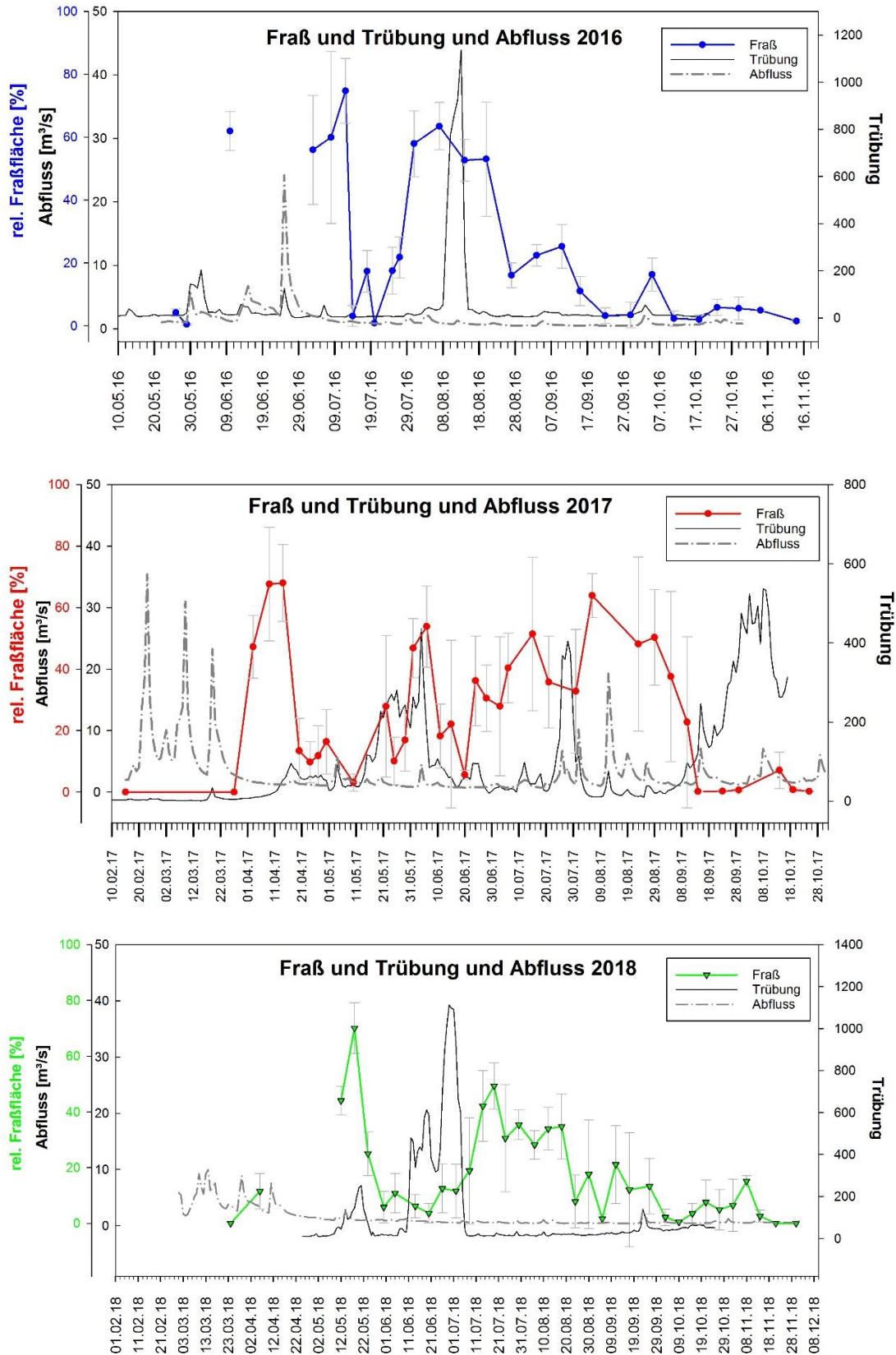


Abbildung II.9: Zeitliche Entwicklung der Fraßrate der Nasen in der Referenzstrecke der Nister in den Jahren 201-2018, dargestellt als Mittelwert ($n = 3$) und Standardabweichung sowie stündliche Werte für Abfluss und Trübung

Anhang III: Arbeitspaket 8 – Verbreitung der Ergebnisse

Übersicht der öffentlichkeitswirksamen Vorträge (Referent falls nicht anders gekennzeichnet: Manfred Fetthauer, ARGE Nister)

11.2.2015	Naturschutzfreunde, Winkelbach
25.2.2015	SGD Nord, Montabaur
12.3.2015	Arbeitskreis Wasser Bund, Mainz
27.3.2015	Gemeinde Astert
April 2015	Exkursion mit Studierenden (Universitäten Koblenz und Greifswald, C. Winkelmann)
27.4.2015	WRRL Vorstellung, Kirchen
5.6.2015	Gewässernachbarschaft Sieg, Köln
26.6.2015	MdB Gabi Weber
21.7.2015	Fachbeirat Naturschutz, Montabaur
23. 7.2015	Fachbeirat Naturschutz, Altenkirchen
Juli 2015	Naturschutzbeirat des Westerwaldkreises (C. Winkelmann)
23.10.2015	Heimatverein Helmeroth
21.1.2016	Bezirksregierung Köln
18.2.2016	Interview-Podcast bei Jagdfunk: https://jagdfunk.de/jf035-fliessgewaesseroekologie-2/
17.3.2016	Gemeinde Limbach
18.4.2016	Kreisverwaltung Altenkirchen Naturschutzbehörde
21.4.2016	Naturschutzbeirat Kreis Neuwied
23.4.2016	Nabuclion 2016, Hermer
4.6.2016	Westerwaldverein
22.6.2016	Untere Wasserbehörde Kreis Neuwied
5.7.2016	BUND Kreisgruppe Kroppacher Schweiz
8.9.2016	MdB Gabi Weber
19.10.2016	Blauer Runder Tisch / Wissen an der Sieg
8.11.2016	Vorbesprechung Bachpatentag
9.11.2016	Haus Felsenkeller Altenkirchen Kulturkreis
25.11.2016	Siegfischerei Genossenschaft JHV
12.12.2016	Maxwäll Energiegenossenschaft
12.10.2016	Gemeinnützige Fortbildungsgesellschaft für Wasserwirtschaft und Landschaftsentwicklung mbH, Bad Wildungen (BFS)
25.1.2017	Fachbeirat Naturschutz in Montabaur
3.2.2017	Hegeringsversammlung in Bad Marienberg
11.2.2017	Fischereigenossenschaft Pirzenthal
1.3.2017	BUND in Mainz
12.4.2017	LANUV in Albaum
9.5.2017	Tagesseminar bei den Landesforsten
21.5.2017	Museumstag in Hachenburg
16.8.2017	Präsident der SGD Nord Dr. Kleemann
9.9.2017	Bachpatentag im Auftrag des Landesamtes für Umweltschutz Rheinland-Pfalz
12.9.2017	Gesellschaft für Gewässernachbarschaft Tagung in Hamm
3.11.2017	Vortrag im Kaplan Dasbach in Horhausen für das Kulturzentrum Altenkirchen
27.11.2017	Vortrag beim Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft Landesverband Hessen

30.11.2017 Vortrag im Rahmen der Reihe „Wissenschaf(f)t Spaß“ (C. Winkelmann)

20.12.2017 Umweltministerium in Mainz

9.2.2018 Bürgerhaus in Helmeroth

16.2.2018 Feuerwehr Gemeindehaus in Astart

28.2.2018 Vertreter des Regierungspräsidiums Gießen (M Fetthauer, D. Hübner)

9.4.2018 Vertreter des Kreistages Westerwald mit Mitgliedern von SPD und Grünen

17.4.2018 Landtagsabgeordnete der CDU

23.4.2018 Bauern und Winzerverband in Koblenz

27.4.2018 NABU-Ortsgruppe Koblenz (C. Winkelmann)

4.6.2018 Forstliches Weiterbildungsseminar am Bildungszentrum in Hachenburg

8.5.2018 Lehrgang „Konzepte und Praxis in der Fließgewässerrenaturierung“ der Bayrischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (C. Winkelmann)

17.5.2018 Große Dienstbesprechung der Abteilung Wasserwirtschaft des Ministeriums für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz (C. Winkelmann)

8.6.2018 Forschungsschiff des Landes Rheinland-Pfalz in Koblenz

21.7.2018 Wandergruppe des Westerwaldvereins (40 Personen)

3.9.2018 Treffen mit Vertretern des Rheinischen Fischereiverbandes in Siegburg

4.9.2018 Exkursion mit den Forstämtern Hachenburg, Rennerod und Mitgliedern des Umweltministeriums

5.9.2018 Vorstellung des Projektes bei den Landfrauen

27.10.2018 Weiterbildungsseminar für Wanderführer

Übersicht der wissenschaftlichen Vorträge

August 2015	Vortrag auf der Nachwuchstagung für Biodiversitätsforschung des Bundesamtes für Naturschutz, Insel Vilm (C. Winkelmann)
September 2015	Posterpräsentation auf der 31. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL), Essen, Auszeichnung mit einem Posterpreis (M. Gerke)
Februar 2016	2 Vorträge auf der 13. Fachtagung „Fischartenschutz & Gewässerökologie“ in Jena (J. Schneider & D. Hübner)
September 2016	Vortrag auf der 32. Jahrestagung der DGL, Wien (M. Gerke)
November 2016	Eingeladener Vortrag im Hydrobiologischen Seminar, TU Dresden (M. Gerke)
Juni 2017	Eingeladener Vortrag, Universität Oldenburg (C. Winkelmann)
Juli 2017	Vortrag auf dem 10. Symposium for European Freshwater Sciences, Olomouc, Tschechien (M. Gerke)
September 2017	2 Vorträge auf der 33. Jahrestagung der DGL, Cottbus (D. Hübner & M. Gerke)
September 2017	Posterpräsentation auf der 33. Jahrestagung der DGL, Cottbus (M. Götten)
Oktober 2017	Vortrag auf der Jahrestagung des Bundesverbandes Beruflicher Naturschutz, TH Bingen (C. Winkelmann)
Februar 2018	Vortrag auf der 15. Fachtagung „Fischartenschutz & Gewässerökologie“ in Jena (D. Hübner)
August 2018	Eingeladener Vortrag bei der Kormorankommission des Deutschen Fischereitages in Lübeck (C. Winkelmann)
September 2018	Vortrag DAFV-Gewässer-und Naturschutzseminar, Künzell (D.Hübner)
November 2018	Eingeladener Vortrag im Seminar „Lösung wissenschaftlicher Probleme in Gewässerökologie und Aquakultur“, TU München (M. Gerke)

Medienberichte

2.7.2015	Rheinzeitung Westerwald
4.7.2015	Siegener Zeitung
15.7.2016	Westerwälder Zeitung
16.7.2016	Siegener Zeitung
18.7.2016	„Landesschau Rheinland-Pfalz“, SWR (TV)
4.4.2017	„SWR aktuell“ (TV)
26.5.2017	„Fahr mal hin“, SWR (TV)
21.4.2017	Altenkirchener Kurier
22.9.2017	Bachpaten treffen sich an der Nister
23.9.2017	Siegener Zeitung

Publikationen

- Gerke M., Schneider J., Hübner D., Fetthauer M., Mewes D., Hellmann C. & Winkelmann C. (2016): Biomanipulation: Werkzeug zur Reduktion von Eutrophierungseffekten im Hyporheal? In: *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL): Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2015 (Essen)*, Hardegsen, 23–27.
- Gerke M., Cob Chaves D., Richter M., Mewes D., Schneider J., Hübner D., Winkelmann C. (2018): Benthic grazing in a eutrophic river: cascading effects of zoobenthivorous fish mask direct effects of herbivorous fish. *PeerJ* **6**, e4381.
- Götten M., Gerke M., Ebelhäuser T., Fetthauer M., Schneider J., Winkelmann C., Hübner D. (2018): Reduzieren Nasen und Döbel den Feinsedimenteintrag in das hyporheische Interstitial? In: *Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) Erweiterte Zusammenfassungen der Jahrestagung 2017 (Cottbus)*, Hardegsen, 129-133.
- Schneider J., Jörgensen L., Krau F. & Fetthauer M. (2015): WRRL-Qualitätsindikator Fischfauna und Kororanfraßdruck - wenn trophische Störung Strukturgüte schlägt. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* **8**: 755-761.
- Winkelmann C., Hellmann C., Hübner D., Gerke M., Fetthauer M. & Schneider J. (2016): Nahrungsnetzsteuerung zur Verbesserung der ökologischen Gewässergüte. In: Korn H. & Bockmühl K. (Hrsg). *Treffpunkt Biologische Vielfalt XV, BfN Skripten* **436**, 193-198.

Abschlussarbeiten

- Ebelhäuser T. (2018): Top-down Effekte großwüchsiger Fische auf die Makrozoobenthosgesellschaft in einem eutrophierten Mittelgebirgsfluss. Masterarbeit, Universität Koblenz-Landau, Koblenz.
- Eigenbrod P. (2017): Untersuchung des organischen und anorganischen Feinsedimenteintrags sowie der Sedimentfauna in einem eutrophierten Mittelgebirgsfluss. Masterarbeit, Universität Koblenz-Landau, Koblenz.
- Hengst J. (2016): Habitatqualität des Hyporheals der Nister. Gewässerökologische Untersuchung im Rahmen eines Biomanipulationsexperiments Masterarbeit, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Bonn.
- Neuser J. (2017): Identifizierung potenzieller Steuerfaktoren für die zeitlichen Muster der Fraßaktivität der herbivoren Nase (*Chondrostoma nasus*). Bachelorarbeit, Universität Koblenz-Landau, Koblenz.
- Rein M.S. (2018): Räumliche und zeitliche Analyse der Fraßaktivität von Nasen (*Chondrostoma nasus*) in einem Mittelgebirgsfluss. Staatsexamensarbeit, Philipps-Universität Marburg,
- Reßing T. (2017): Identifikation der räumlichen Fraßpräferenzen der Nase (*Chondrostoma nasus*). Bachelorarbeit, Universität Koblenz-Landau, Koblenz.
- Richter M. (2017): Top-down Effekte herbivorer Fische in einem eutrophierten Mittelgebirgsfluss. Bachelorarbeit, Universität Koblenz-Landau, Koblenz.
- Roth C. (2017): Effekte der herbivoren Nase (*Chondrostoma nasus*) auf die benthische Lebensgemeinschaft und das hyporheische Interstitial in einem eutrophierten Mittelgebirgsfluss. Masterarbeit, Universität Koblenz-Landau, Koblenz.
- Schleicher J. (2016): Zeitliche und räumliche Variabilität der sauerstoff- und Nitratkonzentration des hyporheischen Interstitials eines eutrophierten Mittelgebirgsflusses. Bachelorarbeit, Universität Koblenz-Landau, Koblenz.