

Abschlussbericht zum Projekt

Vom Experiment zur Realität: Anwendbarkeit und Wirksamkeit der Biomanipulation in Mittelgebirgsflüssen (BIOEFFEKT II)



Förderkennzeichen: 2818BM084

Thema: Vom Experiment zur Realität: Anwendbarkeit und Wirksamkeit der
Biomanipulation in Mittelgebirgsflüssen (BIOEFFEKT II)

Laufzeit: 1. Juni 2019 – 31. Dezember 2022

Kooperationspartner: ARGE Nister e.V., Manfred Fetthauer
Bachpaten Altenwied e.V.
BfS Marburg, Dr. Dirk Hübner
BfS Frankfurt, Dr. Jörg Schneider
DTU Aqua, Dr. Niels Jeppsen

Autoren: **Carola Winkelmann, Daniela Mewes, Susanne Worischka, Roman Fricke,
Theresa Graf, Dirk Hübner**

Koblenz, den 31.12.2022

Inhaltsverzeichnis

Aufgaben und Ziele des Vorhabens	3
Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde	3
Planung und Ablauf	7
Methoden und Verfahren	8
Arbeitspaket A: Reproduzierbarkeit der experimentellen Ergebnisse	8
Arbeitspaket B: Räumliche Extrapolierbarkeit der experimentellen Ergebnisse	11
Arbeitspaket C: Notwendigkeit einer Regulation der Kormoranprädation	13
Arbeitspaket D: Entwicklung von Zielvorgaben für die fischereiliche Steuerung	17
Erzielte Ergebnisse des Vorhabens	20
Arbeitspaket A: Reproduzierbarkeit der experimentellen Ergebnisse	20
Fischereiliche Steuerung	20
Chemische und physikalische Habitatbedingungen im hyporheischen Interstitial der Nister	20
Benthische Invertebraten als Treiber der Biomanipulation	23
Antwort der Besiedlung des Benthos und des hyporheischen Interstitials der Nister auf die Erhöhung der Bestände großwüchsiger Fische	25
Arbeitspaket B: Räumliche Extrapolierbarkeit der experimentellen Ergebnisse	30
Fischbestand in den Untersuchungsgewässern	30
Besatzerfolg: Verbleib getaggtter Fische	32
Arbeitspaket C: Notwendigkeit der Regulation der Kormoranbestände	33
Arbeitspaket D: Entwicklung von Zielvorgaben für die fischereiliche Steuerung	39
Habitat eignungsmodell Nasenfraßplätze	39
Nahrungswahl der Nasen	44
Modell zur Abschätzung des notwendigen Nasenbesatzes	45
Anwenderrichtlinie	53
Arbeitspaket E: Öffentlichkeitsarbeit	54
Publikationen	54
Wissenschaftliche Vorträge	54
Öffentlichkeitswirksame Vorträge und Pressearbeit	55
Konsequenzen für ein sich anschließendes weiteres Vorhaben	56
Zusammenfassung	56
Literatur	59

Aufgabenstellung und Ziel des Vorhabens

Das Projekt bezieht sich auf Punkt 2.2.1 der Förderrichtlinie der Modell- und Demonstrationsvorhaben im Bereich der Erhaltung und innovativen Nutzung der Biologischen Vielfalt (innovative Maßnahmen zur Verbesserung von Agrar-Ökosystemen oder Ökosystemleistungen) und dient dem übergeordneten Ziel der Verbesserung der Qualität von eutrophierten Fließgewässern mittels Biomanipulation.

Phosphateinträge aus der Landwirtschaft und aus kommunalen Kläranlagen führen europaweit zur Eutrophierung der Fließgewässer, beeinträchtigen dadurch deren ökologische Funktionsfähigkeit und reduzieren damit die Biodiversität erheblich. Die erhöhte Primärproduktion führt zur biogenen Kolmation, also einer Verstopfung des Kiesbettes der Fließgewässer (hyporheisches Interstitial) was den Wasseraustausch und letztendlich die Sauerstoffkonzentration erheblich reduziert. Ein intaktes hyporheisches Interstitial ist ein wichtiges Reproduktionshabitat und entscheidend für die Selbstreinigungskraft der Gewässer, so dass dessen Aufwertung positive Folgen für den gesamten ökologischen Zustand der Gewässer hat.

Aufgrund der dichten Besiedlung und der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Einzugsgebiete in Deutschland stellt die Eutrophierung ein flächendeckendes und drängendes Problem dar. Da Eutrophierung über eine Reduzierung der diffusen Einträge allein jedoch häufig nicht praktikabel bekämpft werden kann, sind innovative Verfahren notwendig um die ökologische Funktion des hyporheischen Interstitials nachhaltig zu sichern bzw. wiederherzustellen.

Die Ergebnisse eines ersten großskaligen Freilandexperimentes (MuD BIOEFFEKT I, 2813BM010) zeigen eine signifikant positive Wirkung großwüchsiger Fische auf das hyporheische Interstitial. Daher erscheint die sogenannte Nahrungsnetzsteuerung (Biomanipulation) grundsätzlich als eine Möglichkeit zur Förderung der Funktionalität des Interstitials. Biomanipulation kann also prinzipiell durch die gezielte Förderung der Ökosystemdienstleistung „benthisches Grazing“ die Eutrophierungserscheinungen in nährstoffbelasteten Gewässern reduzieren. Dadurch können die Funktionsfähigkeit des hyporheischen Interstitials und dessen Ökosystemdienstleistungen erhalten werden. Bisher war allerdings nicht klar, ob Biomanipulation unter realistischen Bedingungen praktikabel ist. Ziel des Projektes war es daher vor dem Hintergrund hoher Phosphateinträge, erheblicher Prädation durch den Kormoran und den beobachteten deutlichen Effekten herbivorer Fische zu prüfen, ob eine Nahrungsnetzsteuerung im Sinne der Biomanipulation in Deutschland praktisch anwendbar ist.

Die drei Hauptziele des Projekts waren daher (1) die Abschätzung der Reproduzierbarkeit des Biomanipulationsexperiments des Vorgängerprojektes, (2) die Überprüfung der räumlichen Extrapolierbarkeit und der praktischen Anwendbarkeit in weiteren Gewässern, und (3) die Ableitung von Zielvorgaben für die fischereiliche Steuerung aus einem dazu entwickelten ökologischen Modell.

Voraussetzungen, unter denen das Vorhaben durchgeführt wurde

Nach Auswertungen der europäischen Umweltbehörde (European Environment Agency, EEA) erreichen nicht einmal die Hälfte der Oberflächengewässer in Europa (44 %) den „guten“ oder „sehr guten“ ökologischen Zustand (EEA 2018). In Deutschland verfehlen sogar über 90% aller Oberflächengewässer dieses Ziel (Emde & Stratenwerth 2021). Dabei ist die Gewässereutrophierung mittlerweile ein globales Problem (McDowell et al. 2020) und maßgeblich dafür verantwortlich, dass eine Vielzahl der Oberflächengewässer das in der europäischen Wasserrahmenrichtlinie festgelegte Ziel verfehlt. Der Begriff Eutrophierung bezeichnet die massenhafte Entwicklung von Algen in Folge einer übermäßigen Nährstoffverfügbarkeit. In Fließgewässern äußert sich eine Eutrophierung in Massenentwicklungen von am Gewässergrund wachsenden Algen (auch als Aufwuchsalgen oder benthische Algen bezeichnet). Insbesondere Phosphateinträge aus der Landwirtschaft und aus kommunalen Kläranlagen führen europaweit zur Eutrophierung der Fließgewässer und beeinträchtigen dadurch deren ökologische Funktionsfähigkeit und gefährden damit die Biodiversität.

Die erhöhte Primärproduktion der Aufwuchsalgen und das anschließende Ablösen der Algenmatten führt zur biogenen Kolmation, also einer Verstopfung des Kiesbettes der Fließgewässer (Kieslückensystem oder hyporheisches Interstitial) mit Algenbiomasse (Borchardt et al. 2001, Hartwig & Borchardt 2015). Die Funktionsfähigkeit des Kieslückensystems ist jedoch hochgradig vom kontinuierlichen Austausch mit der fließenden Welle abhängig. Durch verschiedene Mechanismen (Sedimentation, Diffusion, Bioturbation, u.a.) werden partikuläre Stoffe (feine Sedimente und abgestorbenes organisches Material), aber auch gelöste Stoffe (Nährstoffe, z.B. Stickstoff- und Phosphorverbindungen, und Gase wie Sauerstoff und Kohlendioxid) in das Kieslückensystem eingetragen bzw. in die fließende Welle abgegeben (Boulton et al. 1998). In einem eutrophierten System wird das Kieslückensystem durch eine dicke Algenschicht von der fließenden Welle getrennt und der Austausch wird eingeschränkt, wodurch zentrale Funktionen des Kieslückensystems unterbunden werden. Die Verstopfung reduziert den Wasseraustausch und damit auch den Eintrag von gelöstem Sauerstoff, während der Abbau der Biomasse zu einer verstärkten Sauerstoffzehrung führt. Diese Kombination reduziert die Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial dramatisch. Dadurch verlieren viele wirbellose Tierarten ihren Lebensraum und die Reproduktion kieslaichender Fischarten wird verhindert (Keckeis et al. 1996). Unter diesen Bedingungen kann das Kieslückensystem seine wichtigen Ökosystemdienstleistungen „Selbstreinigung“ und „Lebensraum“ nicht mehr erfüllen (Borchardt et al. 2001, Geist & Auerswald 2007, Ibsch et al. 2009).

Die Algenmassenentwicklungen haben also einen erheblichen Einfluss auf die Lebensbedingungen im Fließgewässer; nicht nur im Kieslückensystem, sondern auch in der fließenden Welle. In der Wachstumsphase einer solchen Algenblüte ist an sonnigen Tagen die Photosyntheseleistung der Algen so hoch, dass Sauerstoff schneller produziert wird als im Austausch mit der Luft abgegeben werden kann. Dies führt zu sehr hohen Sauerstoffkonzentrationen und einer Sauerstoffübersättigung des Wassers von bis über 200%. Nachts, wenn auch die Algen Sauerstoff verbrauchen, kommt es dann zu einer starken Sauerstoffzehrung bis hin zu hypoxischen oder sogar anoxischen Bedingungen (wenig bis kein Sauerstoff) (Nijboer & Verdonschot 2004), was tödlich für viele Gewässerorganismen ist. Die Photosynthese der Algen hat aber nicht nur Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt des Wassers, sondern auch auf dessen pH-Wert. Bei der Photosynthese nehmen Algen Kohlendioxid auf und setzt Hydroxidionen (OH⁻) frei, wodurch der pH-Wert an sonnigen Tagen in schlecht gepufferten (kalkarmen) Gewässern auf über 9,5 steigen kann. Oberhalb von pH 8 verschiebt sich das Verhältnis von Ammonium (NH₄⁺) zum toxischen Ammoniak (NH₃). Bei den in nährstoffreichen Gewässern häufig anzutreffenden hohen Ammoniumgehalten kann diese Verschiebung zu einem Massensterben von Fischen und anderen Gewässerorganismen führen. Über Nacht wird der Hydroxidionen-Überschuss wieder ausgeglichen und der pH-Wert normalisiert sich. Dadurch treten während einer Algenblüte an sonnigen Tagen im Tagesgang massive Schwankungen von Sauerstoffkonzentration und pH-Wert auf (Abbildung 1).

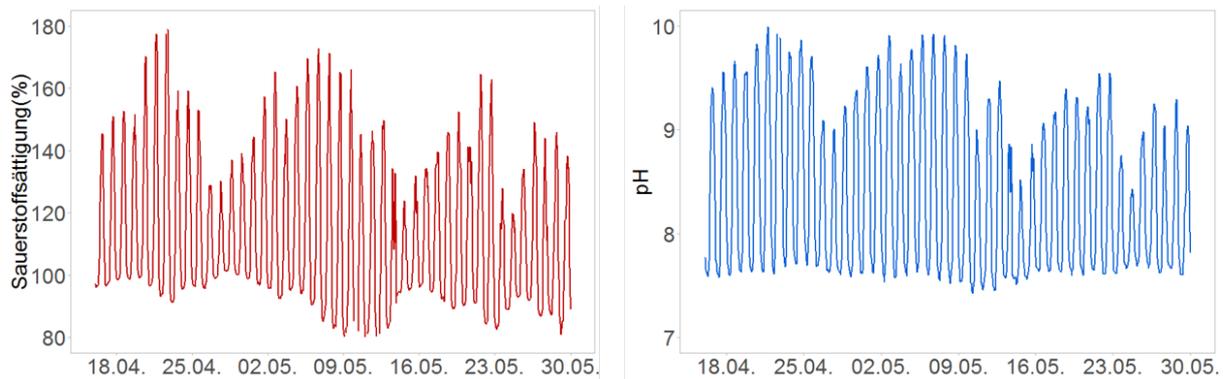


Abbildung 1: Tageszeitliche Schwankungen von Sauerstoffsättigung (links) und pH (rechts) in der Nister bei Stein-Wingert im Frühjahr 2016. Daten: BIOEFFEKT !

Wann und wie stark ein Gewässer auf erhöhte/hohe Nährstoffkonzentrationen mit einer Eutrophierung reagiert hängt jedoch nicht allein von den Nährstoffkonzentrationen selbst ab, sondern auch davon, was mit den Nährstoffen im Gewässer geschieht (Nijboer & Verdonschot 2004). Um Algenmassenentwicklungen verursachen zu können, müssen die Nährstoffe pflanzenverfügbar sein, d. h. in einer Form vorliegen, die von den Algen aufgenommen und für das Wachstum genutzt werden kann. Dies ist im Falle des Phosphats das Orthophosphat oder SRP (soluble reactive phosphate = gelöstes reaktives Phosphat). Doch auch partikuläre oder gelöste organische Phosphorverbindungen können im Gewässer in pflanzenverfügbares SRP umgewandelt werden (Correll 1998). Für das Algenwachstum spielt neben einer ausreichenden Nährstoffverfügbarkeit das Licht eine entscheidende Rolle (Hill et al. 2009), denn ohne Licht ist keine Photosynthese möglich (Lichtlimitation) und ohne Photosynthese kein Wachstum und keine Nährstoffaufnahme. Somit können in einem vollbeschatteten Gewässer hohe Nährstoffkonzentrationen nicht von Algen genutzt werden und Eutrophierungseffekte bleiben an diesen Stellen aus. Allerdings werden die nicht genutzten Nährstoffe flussabwärts transportiert und können in offenen Gewässerbereichen eutrophierungswirksam werden. Doch auch in Bereichen, in denen das Algenwachstum nicht lichtlimitiert ist, ist eine hohe Nährstoffkonzentration nicht zwangsläufig mit Eutrophierungserscheinungen verbunden. Das ist dann der Fall, wenn die Algen zwar die Nährstoffe zum Wachstum nutzen können, aber durch algenfressende Tiere unter Kontrolle gehalten werden. Dann kommt es nicht zu Algenmassenentwicklungen, sondern die Nährstoffe werden in einem insgesamt sehr produktiven System nur schneller umgesetzt. Solche Systeme sind durch eine hohe Biodiversität und/oder hohen Biomassen auf den höheren Ebenen des Nahrungsnetzes, z.B. Fische, gekennzeichnet (Nijboer & Verdonschot 2004). In Fließgewässern werden die benthischen Algen durch benthischen Grazer (Weidegänger) gefressen und so kontrolliert.

Diese Eigenschaften bei Fließgewässerökosystemen kann durch eine sogenannte Nahrungsnetzsteuerung (Biomaniipulation) aktiv genutzt werden. Durch die gezielte Förderung der Ökosystemdienstleistung „benthisches Grazing“ können in (nicht extrem) belasteten Gewässern die Eutrophierungserscheinungen reduziert werden (Gerke et al. 2021a). Durch das regelmäßige Abweiden werden die Algen reduziert, die Bildung überalterter dicker Algenmatten weitgehend verhindert und damit das Ablösen und die Kolmation deutlich reduziert. Die Funktionsfähigkeit des hyporheischen Interstitials und dessen Ökosystemdienstleistungen können so erhalten werden (Abbildung 2).

Eine Kontrolle der Algenbiomasse durch benthisches Grazing wurde bisher meist für kleine Fließgewässer gezeigt, in denen die Algenbiomasse durch wirbellose Grazer des Makrozoobenthos klein gehalten wurde (Rosemond et al. 1993, Eckert & Carrick 2014). Doch auch herbivore Fische sind in der Lage, Aufwuchsalgen in Fließgewässern maßgeblich zu reduzieren (Taylor et al. 2012). In mitteleuropäischen Flüssen ist die Nase, *Chondrostoma nasus*, die einzige rein herbivore Fischart

(Vater 1997, Corse et al. 2010). Nasen sind darauf spezialisiert, mit ihrer verhornten Unterlippe Aufwuchsalgen von harten Oberflächen abzuschaben (Abbildung 2). Aufgrund ihrer historisch sehr hohen Bestände (Peñáz 1996) und ihres Verhaltens als Schwarmfisch besitzt die Nase ein sehr hohes Potential, der Massenentwicklung von Aufwuchsalgen entgegen zu wirken.

Im großskaligen Experiment des Vorgängerprojektes (Modell- und Demonstrationsvorhaben BIOEFFEKT I, 2813BM010) in einem grobmaterialreichen Mittelgebirgsfluss im Westerwald, Rheinland-Pfalz (Nister, LAWA-Typ 9), konnte gezeigt werden, dass großwüchsige Cypriniden (Nase und Döbel, *C. nasus*, *Squalius cephalus*) die Sauerstoffversorgung und den Wasseraustausch im oberen Interstitial im Vergleich zu Strecken ohne diese Fische signifikant verbessern können (Gerke et al. 2021b). Hohe Bestände der herbivoren Nase und des omnivoren Döbel verbessern dabei über verschiedene Mechanismen die Sauerstoffversorgung und damit die Lebensraumqualität des hyporheischen Interstitials. Nasen reduzieren die Algenmasse durch Abweiden direkt, während Döbel bei der Nahrungssuche auf der Jagd nach Krebsen, Insektenlarven oder kleinen Fischen im kiesigen Gewässergrund wühlen, wobei Kies und kleine Steine umgelagert werden und dadurch das Algenwachstum gehemmt und Verstopfungen im oberen hyporheischen Interstitial gelöst werden (Hübner et al. 2020).

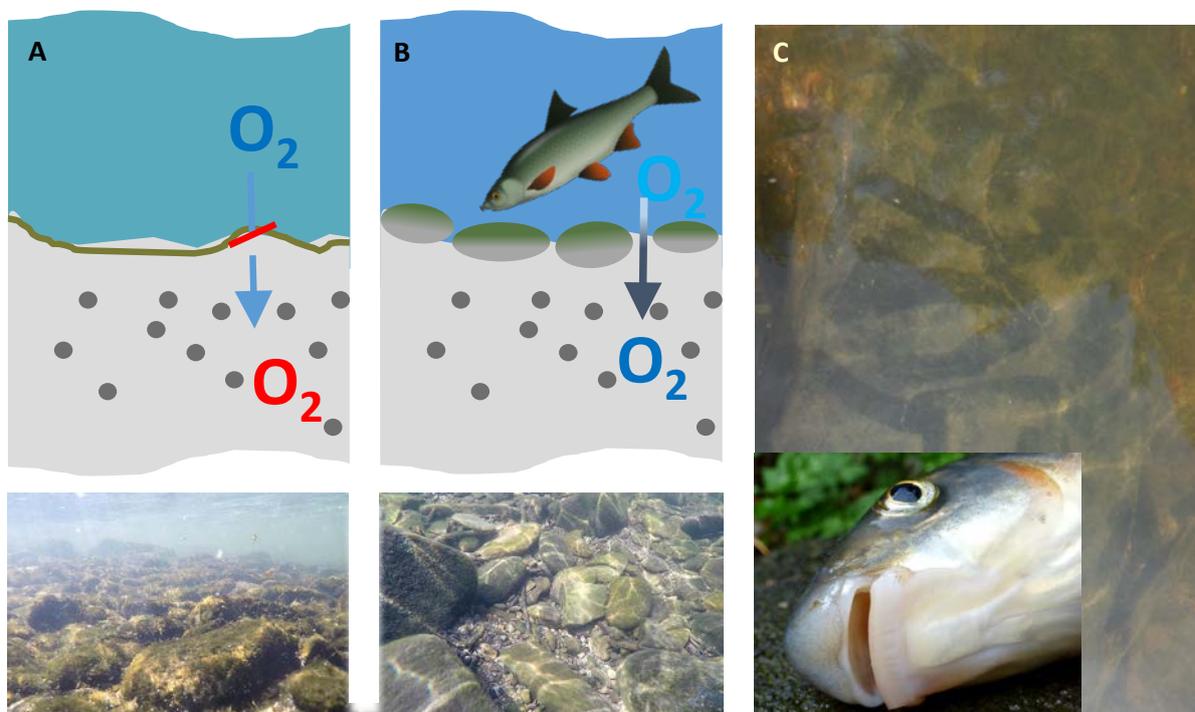


Abbildung 2: Biomanipulation in Fließgewässern - Ausprägung der Eutrophierungserscheinungen in Fließstrecken ohne (A) und mit (B) relevanten Bestände von Nasen und Döbeln, sowie Fraßspuren und verhornte Unterlippe von Nasen (*Chondrostoma nasus*, C). Foto A: Nister bei Helmeroth am 13.04.2019, Foto B: Nister bei Stein-Wingert am 13.04.2019, Foto C Nister bei Stein-Wingert 2016.

Im hier dargestellten Projekt sollte daher untersucht werden, ob Biomanipulation in Fließgewässern unter realistischen Bedingungen auch praktisch umsetzbar ist. Dazu war es notwendig zusätzlich andere Untersuchungsgewässer einzubeziehen. Dazu wurden die Nister, die Wied und der Wisserbach im Westerwald ausgewählt. Die Morphologie der ausgewählten Untersuchungsgewässer bot geeignete Habitate für die Zielarten Nase (*Chondrostoma nasus*) und Döbel (*Squalius cephalus*), dennoch wiesen sie einen hohen Grad der Eutrophierung auf (Algenmassenentwicklung im Frühjahr und eine starke biogene Kolmatierung des hyporheischen Interstitials im Jahresverlauf), so dass eine messbare Verbesserung der Ausgangsbedingungen bei erfolgreicher Biomanipulation wahrscheinlich

war. In allen Untersuchungsgewässern wurden vor Projektbeginn (Rest-)Bestände der Zielarten nachgewiesen. Darüber hinaus sind sie ebenfalls wie die Nister Nahrungshabitate des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*). Eine letzte und durchaus wichtige Voraussetzung für die Gewässerauswahl war die Präsenz von lokalen Akteuren, die uns bei der Durchführung des Projektes (insbesondere Kormoranvergrämung, Befischungen, Stromversorgung) unterstützten. An der Nister ist das die ARGE Nister/ Obere Wied e.V. und an der Wied bzw. dem Wisserbach die Bachpaten Altenwied e.V..

Planung und Ablauf

Im Zentrum des Projektes stand die Demonstration der praktischen Anwendbarkeit der Nahrungsnetzsteuerung als Werkzeug zur Verbesserung der Habitatqualität des Interstitials und damit des ökologischen Zustands. Dazu war es einerseits notwendig zu analysieren ob die experimentellen Ergebnisse des Vorgängerprojektes reproduzierbar und auf andere Gewässer übertragbar sind, zum anderen sollte geprüft werden ob die erwarteten Verbesserungen tatsächlich einen positiven Effekt auf die Biodiversität und die ökologische Qualität von Mittelgebirgsflüssen (Typ 9) haben. Außerdem sollten für die Praxis klare Zielvorgaben für eine fischereiliche Steuerung erarbeitet werden. Dazu war es notwendig zu analysieren welcher Fischbestand nötig ist, um eine signifikante Verbesserung der Habitatqualität des hyporheischen Interstitials unter Realbedingungen zu erreichen. In diesem Zusammenhang wurde auch die Notwendigkeit und Bedeutung der Regulation der Prädation durch den Kormoran für eine erfolgreiche Entwicklung geeigneter Fischbestände untersucht. Um diese Ziele zu erreichen, beinhaltete das Projekt fünf Arbeitspakete:

Arbeitspaket A: Um die Reproduzierbarkeit der positiven Effekte eines erhöhten Bestandes von großwüchsigen Fischen auf die Qualität des hyporheischen Interstitials und dessen Wirkung auf die Diversität der Makrozoobenthosbesiedlung abschätzen zu können, wurde die fischereiliche Steuerung am Standort des Biomanipulationsexperiments (MuD BIOEFFEKT I) um ein Jahr weitergeführt.

Arbeitspaket B: Um die praktische Anwendbarkeit der Nahrungsnetzmanipulation außerhalb experimenteller Bedingungen zu überprüfen, wurde die räumliche Übertragbarkeit des Biomanipulationsansatzes an drei verschiedenen, eutrophierten Mittelgebirgsflüssen untersucht (Nister, Wied, Wisserbach). Durch den Vergleich von Abschnitten mit und ohne fischereiliche Steuerung (durch Besatz und Kormoranvergrämung) sollte ermittelt werden, ob die im Experiment beobachtete Verbesserung der Habitatqualität des Interstitials auch unter realen Bedingungen erzielt werden kann. Dazu wurde in jedem Gewässer je eine Teststrecke ausgewählt, in welcher der Fischbestand von 2020 bis 2022 gesteuert werden sollte, und eine Referenzstrecke, deren Fischbestand lediglich zum Vergleich der Entwicklungen dokumentiert wurde. Der Erfolg der fischereilichen Steuerung (eine zwingende Voraussetzung für die erwarteten Besserungen der Habitatqualität) wurde durch vergleichende Fischbestandserfassungen in den jeweiligen Test- und Referenzstrecken von 2020 bis 2022 geprüft. Zur Messung der Habitatqualität sollten 2020 und 2022 Beprobungen des Interstitialwassers im Kieslückensystem der Untersuchungsabschnitte erfolgen (physikalisch-chemische Parameter) und Aufnahmen der lokalen Algen- und Makrozoobenthosgemeinschaften herangezogen werden. Die erste Probennahme erfolgte im Frühjahr 2020 vor Beginn der fischereilichen Steuerung. Da sich die fischereiliche Steuerung als nicht erfolgreich erwies wurde in Absprache mit dem Fördergeber auf die zweite Datenerfassung zur Untersuchung der Habitatqualität verzichtet.

Arbeitspaket C: Um die Notwendigkeit der Reduktion der Prädation zu bewerten, wurde die Prädation durch Kormorane abgeschätzt. Dazu wurde passive Telemetrie an Nister und Wied eingesetzt sowie ein Winterquartier der Fische in der Nister mittels Kameras beobachtet (Kooperation Niels Jepsen, Dänemark).

Arbeitspaket D: Zur Ableitung von Zielvorgaben der fischereilichen Steuerung wurde ein dynamisches Differenzialgleichungsmodell und ein Habitatmodell für Fraßplätze von Nasen entwickelt. Als

Grundlagen für die Parametrisierung des dynamischen Modells dienten die im Rahmen dieses und des Vorgängerprojekts Bioeffekt I erfassten Daten zur Autökologie der Nase, zum Algenwachstum und den beeinflussenden Umweltbedingungen in den untersuchten Fließgewässern. Als Datengrundlage bezüglich der Autökologie der Nase dienten zusätzlich zu publizierten Informationen Dritter eigene Daten zur Nahrungspräferenz (Mageninhaltsuntersuchungen) und zu saisonalen Schwankungen der Grazingaktivität (Kameraaufnahmen an Fraßplätzen). Für das Habitatmodell wurden geeigneter Fraßhabitate mittels Fraßspurkartierungen erfasst und bezüglich Fließgeschwindigkeit, Wassertiefe, Substratzusammensetzung und Beschattung charakterisiert. Durch die Kombination beider Modelle sollte der Nasenbestand abgeschätzt werden der unter den herrschenden und unter zukünftigen Umweltbedingungen notwendig ist, um die Algenbiomasse zu reduzieren. Aufbauend auf diesen Ergebnissen wurde ein Anwenderleitfaden erstellt, der eine mögliche Durchführung und zu erwartenden Auswirkungen aufzeigt und die Grenzen der Maßnahme darstellt.

Arbeitspaket E: Begleitend zum Projekt wurde eine intensive Öffentlichkeitsarbeit geleistet (Presse, wissenschaftliche Publikationen, Weiterbildungsveranstaltungen, öffentliche Vorträge), die hauptsächlich die Anwendbarkeit und potentielle Auswirkungen der Biomanipulation als innovative Maßnahme zum Schutz der Biodiversität in den Vordergrund stellt.

Methoden und Verfahren

Arbeitspaket A: Reproduzierbarkeit der experimentellen Ergebnisse

Um die nachhaltige Wirksamkeit (zeitliche Stabilität) der Verbesserungen der Habitatqualität durch einen erhöhten Bestand großwüchsiger Fische zu untersuchen, und den Effekt auf den Artenreichtum und die Zusammensetzung des Makrozoobenthos abzuschätzen, wurde das Biomanipulationsexperiment des Vorgängerprojektes (BIOEFFEKT I) mit reduziertem Messprogramm im Jahr 2019 weitergeführt. Der Fokus der Untersuchung lag auf der Sauerstoffversorgung des Interstitials, der Algenbesiedlung und der Makrozoobenthosbesiedlung.

Das großskalige Biomanipulationsexperiment fand in zwei Strecken der Nister statt und folgte einem BACI-Design (Before-After-Control-Impact, Stewart-Oaten et al., 1986). Der Bestand großwüchsiger Fische (Nase, Döbel) unterschied sich in der ersten Phase zwischen den experimentellen Strecken (Juni 2015-August 2017) und war in der zweiten Phase ähnlich (August 2017-Juli 2019). Die untere Strecke diente als Referenzstrecke (550 m) und wies über das gesamte Experiment ähnliche und hohe Bestände von Nase und Döbel auf. Die obere Strecke diente als Manipulationsstrecke (595 m) und wies in der ersten Phase sehr niedrige und in der zweiten Phase ähnlich hohe Fischbestände auf wie die Referenzstrecke. Um Randeffekte zu vermeiden, befand sich eine 220 m lange Pufferstrecke zwischen der Referenz- und der Manipulationsstrecke, deren Fischbestände wie in der Referenzstrecke eingestellt wurden (Abbildung 3).

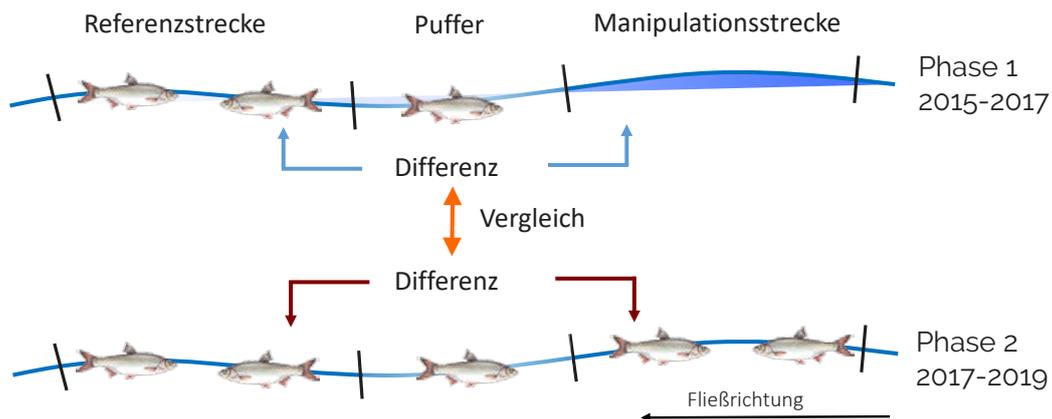


Abbildung 3: Experimentelles Design des großskaligen Biomanipulationsexperimentes.

Um die fischereiliche Steuerung zu ermöglichen, waren die oberen und unteren Ende der drei Strecken waren mit dynamischen Fischwehren abgesperrt (Mühlbauer et al. 2003). Vor dem Start des Experimentes wurden die großwüchsigen Fischarten in der oberhalb gelegenen Manipulationsstrecke weitgehend abgefischt und in die Referenzstrecke umgesetzt. Zu Beginn von Phase 2 im August 2017 wurde der Fischbestand in der Manipulationsstrecke deutlich erhöht, indem Fische von außerhalb der Versuchsstrecken besetzt wurden. Zusätzlich wurden Fische von der Referenzstrecke in die Manipulationsstrecke umgesetzt, um möglichst ähnliche Fischdichten in beiden Strecken einzustellen. Während des gesamten Experimentes wurden die Bestände großwüchsiger Fische (Individuen ≥ 15 cm) in den Versuchsstrecken drei Mal pro Jahr durch Elektrofischungen mittels der Markierungs-Wiederfangmethode geschätzt und durch Umsetzen von Fischen von der Manipulations- in die Referenzstrecke (Phase 1) bzw. durch Nachbesatz von außerhalb der Versuchsstrecken (Phase 2) angepasst. Um die erhöhten Fischbestände über die gesamte Dauer des Experimentes aufrecht- erhalten zu können, war eine intensive Vergrämung des Kormorans, der seit Ende der 1990er Jahre verstärkt im Einzugsgebiet der Nister vorkommt, notwendig. Dazu wurden einfliegende Kormorane regelmäßig durch mehrmaliges Verscheuchen am Tag von Helfern der ARGE Nister e.V. vergrämt. Zusätzlich wurden entsprechend der Kormoranverordnung des Landes Rheinland-Pfalz vom 15. August bis 15. Februar regelmäßig Kormorane im 20 km Radius um das Untersuchungsgebiet geschossen.

Im Rahmen dieses Projektes wurden unter Weiterverwendung der bereits in den beiden Experimentalstrecken aufgebauten Versuchsfelder (9 Multilevelsonden pro Strecke, Tiefe: 8 cm, 13 cm, 23 cm und 33 cm) die Sauerstoffkonzentrationen im Interstitial monatlich beprobt. Dazu wurde aus jedem Tiefenhorizont der 9 Multilevelsonden (Lenk et al. 1999) jeweils ca. 35 ml Interstitialwasser mittels Spritze mit leichtem Unterdruck entnommen und vorsichtig in ein 100 ml Gefäß überführt, wo unmittelbar die Sauerstoffkonzentration, der pH-Wert, die Temperatur und die elektrische Leitfähigkeit gemessen wurde (WTW, Multi 3430 mit FDO 925 und TetraCon 925 Elektrode, Wissenschaftlich Technische Werkstätten, Weilheim, Deutschland). Zusätzlich wurden an jeder Strecke die wichtigsten physikalischen und chemischen Messgrößen des Oberflächenwassers aufgenommen (Temperatur, pH-Wert, Sauerstoffkonzentration, Leitfähigkeit). Die Algenbesiedlung wurde von März bis Juni 14-tägig, danach monatlich jeweils als Mischproben für Rausche und Gleite beprobt. Dazu wurden jeweils 10 flache Steine zufällig über die gesamte Gewässerbreite entnommen und alle anhaftenden Algen (Periphyton) mittels einer Handbürste gründlich in Flusswasser abgebürstet. Die resultierende Suspension wurde komplett aufgefangen und sofort dunkel und kühl gelagert. Zur Erfassung des Wasseraustauschs zwischen Oberflächenwasser und Interstitial (vertikaler Fluss im Interstitial) wurden in jeder Strecke je fünf Temperaturlanzen mit Temperaturloggern in vier Tiefenstufen (5, 10, 20, 30 cm) ausgebracht. Die Makrozoobenthosbesiedlung wurde aspektbezogen im Frühling (Mai) und im Sommer (Juli) beprobt. Dazu wurden mit einem Surbersampler jeweils drei

Proben in jeweils einer Rausche und einer Gleite entnommen und unmittelbar mit ca. 80%-igem Ethanol fixiert). Zusätzlich wurde die Besiedlung des oberen Interstitials analysiert, indem in jedes Versuchsfeld je drei mit Normsubstrat gefüllte Drahtkörbe eingebracht wurden (Faunafallen). Diese wurden für mindestens sechs Wochen exponiert und in beiden Phasen an jeweils drei Terminen beprobt (Phase 1: Sommer 2016, Herbst 2016, Frühjahr 2017; Phase 2: Frühjahr, Sommer und Herbst 2018).

Außerdem wurde im April und Mai 2019 das Experiment zur Bioindikation mittels Fischeiern wiederholt werden. Die Überlebensraten der ersten Entwicklungsstadien von Salmoniden (Ei bis aufschwimmende Larve) dienen dabei als Indikator für die Habitatqualität des hyporheischen Interstitials. Dazu wurden jeweils 100 Goldforelleneier (*Oncorhynchus aguabonita*) in den beiden Teststrecken in der Nister in je 27 speziellen kiesgefüllten Kunststoffboxen pro Strecke vergraben und den natürlichen Verhältnissen im Kieslückensystem ausgesetzt. Parallel dazu wurde eine mit lokalem Nisterwasser durchströmte Brutrinne als Kontrolle eingerichtet. Zu drei Terminen wurden jeweils 9 Kästchen pro Strecke entnommen und die Überlebensrate der Eier bzw. Larven bestimmt. Aufgrund der hohen Mortalität in 2018 und 2019 wurde die Überlebensrate am ersten Probenahmetermin verwendet, die dem Augenpunktstadium entsprach.

Im Labor wurde das Periphyton bezüglich seiner Biomasse (gemessen als aschefreie Trockenmasse) und seiner autotrophen Biomasse (gemessen als Chlorophyll a-Konzentration) charakterisiert. Beide Analysen basierten auf einer Bestimmung des Volumens der Periphytonsuspension und der Oberfläche der beprobten Steine. Letztere wurde bestimmt, indem die Steinoberflächen mit Alufolie abgedeckt und, nach dem Abschneiden aller überlappenden Bereiche, gewogen wurde. Nach der Bestimmung des Gesamtvolumens der Periphytonsuspension wurde diese mit einem Rührer homogenisiert und aliquotiert. Die aschefreie Trockenmasse wurde in zwei 10-mL Aliquots bestimmt, die bei 105°C für 24 h getrocknet wurde. Nachdem Wiegen der getrockneten Proben wurden diese bei 510°C für 5 h verascht und erneut gewogen (XS205 Dual Range, Mettler-Toledo, Columbus, Ohio, USA). Die Chlorophyll a-Konzentration (Chl a) wurde aus drei 2 mL-Aliquots bestimmt. Die Suspensionen wurden dazu zentrifugiert (3 min, 13.000 rpm, 16.060 × g, Micro 200R; Hettich Zentrifugen, Tuttlingen, Deutschland), der Überstand verworfen und die Pellets bei -80°C bis zur Analyse gelagert. Nach dem Auftauen wurde das Chl a mit 96% gepuffertem Ethanol (1 g MgCO₃ L⁻¹) für 3 h bei Raumtemperatur im dunklen extrahiert und anschließend photometrisch quantifiziert (Specord 205; Analytic Jena, Jena, Germany, Mewes et al. 2017). Die Makrozoobenthosproben wurden bei Bedarf in maximal 4 Teilproben aliquotiert, um den Arbeitsaufwand zu reduzieren. Mindestens ein vollständiges Aliquot wurde unter einem Stereomikroskop aussortiert. Alle Makrozoobenthosorganismen wurden bis zum niedrigsten praktikablen taxonomischen Ebene bestimmt und deren Länge vermessen (maximal 50 Individuen pro Art).

Zur Analyse der Daten wurden grundsätzlich für alle Antwortvariablen die Differenzen zwischen Manipulationsstrecke und Referenzstrecke zu jedem Termin gebildet und zwischen den Phasen verglichen. Für die Antwortvariablen mit ausreichend vielen Beobachtungen je Phase wurde eine Randomized Intervention Analyse mittels Randomisierungstest durchgeführt (RIA, durchgeführt für Fischbiomasse, Sauerstoffkonzentration, vertikalen Fluss, Chlorophyll a, aschefreie Trockenmasse, Stewart-Oaten et al. 1986). Für die Antwortvariablen mit weniger als 10 Beobachtungen je Phase war diese Analyse nicht anwendbar. Daher wurden die Unterschiede der Makrozoobenthosbesiedlung mittels ANOVA (Grazerbiomasse, Bray-Curtis-Abstand) bzw. mittels MANOVA (EPT, EPCBO, Saprobie; Faktoren: Phase und Habitat) geprüft. Für letztere Analyse wurden jene Indikatoren zur ökologischen Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie ausgewählt, die nicht auf hydromorphologische Degradation reagieren sondern auf sensitiven Arten basieren. Die gleichen Indikatoren wurden für die Analyse der Interstitialfauna verwendet und auch dort mittel MANOVA (Faktor: Phase) verglichen. Für die Überlebensrate der Fischeier wurde zwar eine Differenz berechnet, konnte aber aufgrund fehlender

zeitlicher Replikation nicht statistisch verglichen werden. Stattdessen wurde hier die räumliche Replikation verwendet um einen Fehler abzuschätzen und die mittleren Überlebensrate mittels ANOVA (Faktoren: Strecke und Phase) verglichen. In diesem Fall wird eine Änderung aufgrund des Fischbesatzes durch eine signifikante Interaktion (Strecke x Phase) in der ANOVA indiziert.

Arbeitspaket B: Räumliche Extrapolierbarkeit der experimentellen Ergebnisse

In diesem Arbeitspaket sollte analysiert werden, ob die beobachteten Effekte im Biomanipulations-experiment Ausdruck eines generellen und häufiger anzutreffenden Wirkungszusammenhangs in silikatischen Mittelgebirgsflüssen sind und damit die Methode der Biomanipulation unter realen Bedingungen anwendbar ist.

Dazu wurden an den drei eutrophierten, silikatischen Mittelgebirgsflüssen Nister, Wied und Wisserbach jeweils zwei Untersuchungsstrecken ausgewählt. Zunächst sollten auch zwei Strecken in der Sieg miteinbezogen werden, welche sich jedoch im Projektverlauf als zu stark vom Gewässerausbau beeinträchtigt erwiesen und daher unberücksichtigt blieben. Wichtige Kriterien für die Auswahl der Untersuchungsstrecken waren: die grundsätzliche Eignung als Nasenhabitat, aussichtsreiche Ergebnisse der dort durchgeführten Überblicksbefischungen und erfolgversprechende Informationen zum ehemaligen Fischbestand. Entscheidend war jedoch vor allem die Möglichkeit, in je einem geeigneten Abschnitt mit Hilfe von lokalen Partnern eine effektive Kormoranvergrämung durchzuführen. Diesbezügliche Zusagen wurden in vielen individuellen Gesprächen, größtenteils durch die ARGE Nister, für alle Testgewässer erreicht.

Die sechs Untersuchungsstrecken wurden aufgeteilt in je eine Teststrecke je Fluss, in welcher im Projektverlauf ein erhöhter Fischbestand aufgebaut werden sollte (fischereiliche Steuerung = Biomanipulation), und eine Referenzstrecke je Fluss, in der eine unbeeinflusste Entwicklung zum Vergleich erfasst werden sollte. Die Auswirkung der fischereilichen Steuerung auf die Habitatqualität des hyporheischen Interstitials und die benthische Besiedlung sollten analysiert werden, indem die Strecken sowohl vor als auch nach der Veränderung der Fischbestände beprobt und verglichen werden. Dazu sollten im zweiten und im vierten Projektjahr die wichtigsten Messgrößen für das hyporheische Interstitial und die Makrozoobenthosbesiedlung (MZB) aufgenommen werden (Abbildung 4).

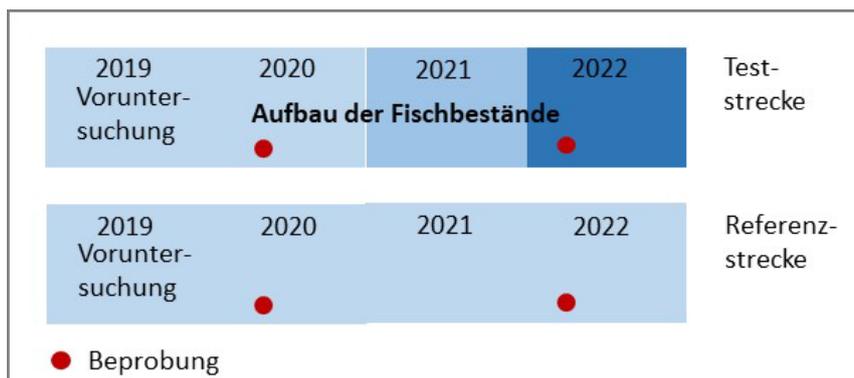


Abbildung 4: Design der Untersuchung zur räumlichen Extrapolierbarkeit; Ansatz wird in drei Gewässern wiederholt (repliziert).

Zur Umsetzung der fischereilichen Steuerung wurde zum einen für den gesamten Projektverlauf eine winterliche Kormoranvergrämung (Bejagung) organisiert, welche nur im Umfeld der Teststrecken durchgeführt wurde und die Referenzstrecken nicht direkt umfasste. Die letale Vergrämung der Kormorane wurde durch ehrenamtliche Helferinnen und Helfer durchgeführt. Auf Antrag bei der SDG Nord wurden dazu insgesamt 70 Abschussgenehmigungen für Nister, Wied, Sieg und Wisserbach

ausgestellt. Zusätzlich wurden in den Teststrecken Besatzmaßnahmen mit Nasen und teilweise auch Döbeln durchgeführt, um möglichst schnell erhöhte lokale Bestände großwüchsiger Fische zu entwickeln.

In allen drei Teststrecken wurden Nasenbrütlinge aus eigener Nachzucht besetzt. Dazu wurden in den Jahren 2019 bis 2021 Nasen aus Wildpopulationen in der Nister abgestreift, die Eier künstlich befruchtet und aufgezogen (Zuchtstation Stein-Wingert bzw. Fischzucht Wetterfeld). Aufgrund der Einschätzung, dass die Überlebensraten der Jungfische durch eine Anpassung der Besatzplanung deutlich erhöht würden, wurde der für Herbst 2019 geplante Besatz auf den Sommer 2020 verschoben. Die Tiere wurden entsprechend in der Fischzuchtanlage überwintert und am 22.05.2020 in die Manipulationsstrecken von Nister, Wied und Wisserbach besetzt. Der Besatz der im Jahr 2020 abgestreiften und aufgezogenen 0+ Fische fand, wegen der hohen Temperaturen im Jahr 2020, erst relativ spät am 19.11.2020 statt. Die 2021 erbrüteten Nasen wurden am 30.09.2021 in die Teststrecken von Nister, Wisserbach und Wied besetzt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Anzahl der 0+ bzw 1+ Nasen zu drei Besatzterminen in den Teststrecken der Untersuchungsgewässer Nister, Wied und Wisserbach

Besatzzeitpunkt	Nister	Wied	Wisserbach
22.5.2020	200	200	84
19.11.2020	100	100	12
30.9.2021	7800	1550	7800

In die Teststrecken der Nister wurden außerdem größere Nasen und Döbel (Totallänge > 15 cm) aus dem gleichen Einzugsgebiet gefangen und umgesetzt. Die größeren Nasen und Döbel für den Besatz in Nister oder Wied, wurden vor dem Einsetzen mit PIT-Tags individuell markiert (s. Arbeitspaket C). Der Besatz mit größeren Fischen wurde für die drei Gewässer aufgrund der verschiedenen äußeren Umstände unterschiedlich durchgeführt (Tabelle 2). Ein Besatz mit adulten Nasen in die Teststrecke des Wisserbachs fand am 13.07.2020 und am 16.06.2021 statt. Diese Tiere wurden jeweils am gleichen Tag in der benachbarten Sieg elektrisch gefangen. Der Besatz von adulten Tieren in die Nister (Ursprung: eigene Befischungen der Nister bei Stein-Wingert) und Wied (Ursprung: Erwerb bei Rheinfischern) verzögerte sich im Jahr 2020 pandemiebedingt auf Ende Oktober. In 2021 wurden am Ende Juli adulte Tiere in der Nister bei Stein-Wingert gefangen, mit Transpondern markiert (transpondiert) und in die Teststrecke der Nister bei Astert besetzt. Für die Wied war 2021 wie in 2020 der Bezug von adulten Nasen von Berufsfischern im Rhein geplant. Anders als 2020 war der gesundheitliche Zustand der von den Rheinfischern bezogenen Nasen jedoch derart schlecht, dass sie kurz nach der Anlieferung ausnahmslos verstarben. Deshalb mussten 2021 zusätzlich großräumige Elektrobefischungen in der Wied außerhalb der Test- und Referenzstrecke durchgeführt werden, um adulte Fische für den Besatz zu fangen. Diese wurden am 22.09.21 gefangen, transpondiert und in die Teststrecke gesetzt. Es konnten zu keinem Zeitpunkt eine ausreichend hohe Zahl von Besatztieren aus den zur Verfügung stehenden Quellen gewonnen werden. Demzufolge unterschieden sich Besatzzahlen zwischen den Gewässern, da bei jedem Besatz die maximal mögliche Menge an Fischen verwendet wurde.

Tabelle 2: Anzahl der in die Teststrecken der Untersuchungsgewässer Nister, Wied und Sieg besetzten adulten Fische (Nasen und Döbel). In Nister und Wied besetzte Tiere wurden getaggt

Besatzzeitpunkt	Nister	Wied	Wisserbach
Juli 2020			21 Nasen / 39 Döbel
Oktober 2020	93 Nasen / 70 Döbel	40 Nasen	
Juni 2021			15 Nasen / 56 Döbel
Juli 2021	143 Nasen / 42 Döbel		
September 2021		2 Nasen / 13 Döbel	

Der Fischbestand wurde in 2020 und 2021 zweimal jährlich an allen Test- und Referenzstellen aufgenommen, um den Aufbau des Bestandes zu dokumentieren. Eine vorläufige Analyse der Befischungsdaten Ende 2021 zeigte, dass die Besatzmaßnahmen nicht zur Erhöhung der Fischbiomassen geführt hatten und somit die Ziele der fischereilichen Steuerung verfehlt wurden. Da eine erfolgreiche fischereiliche Steuerung jedoch eine zwingend notwendige Bedingung für die Aussagekraft der in diesem Arbeitspaket geplanten Messungen war, wurde in Abstimmung mit dem Fördermittelgebers der Abbruch des Arbeitspakets B beschlossen.

Dies betraf entsprechend auch die Messungen zur Habitatqualität des hyporheischen Interstitials. Im Herbst des Jahres 2019 waren die Teststrecken und Referenzstrecken mit jeweils drei Interstitialsonden und mit Temperaturdatenloggern ausgestattet worden, mittels derer im Frühling 2020 die ersten Probenahmen in allen Test- und Referenzstrecken stattfanden. Es wurden von Anfang April bis Ende Mai an drei Terminen die Sauerstoffkonzentration des Interstitialwassers (drei Horizonte), das Redoxpotential im Interstitial und die Algenbiomasse erfasst und an einem dieser Termine die MZB-Besiedlung mittels Multi-Habitat Sampling beprobt. Im Frühling 2022, nach dem geplanten Aufbau der Fischbestände, sollte die Probenahme nach dem exakt gleichen Schema wiederholt werden, um einen problemlosen Vergleich zu ermöglichen. Zur Vorbereitung dieser Beprobungen der Test- und Referenzstrecken waren Anfang September 2021 bereits in allen Strecken die Interstitialsonden und Temperaturlogger eingegraben worden. Auf diese Probenahmen wurde jedoch aufgrund des Scheiterns der fischereilichen Steuerung verzichtet (in Absprache mit dem Fördermittelgeber, s.o.).

Arbeitspaket C: Notwendigkeit einer Regulation der Kormoranprädation

Für die Evaluation der Machbarkeit der Biomanipulation war es wichtig, die Bedeutung der Fischprädation durch den Kormoran zu quantifizieren und damit die Notwendigkeit einer Verringerung dieser Prädation abschätzen zu können. Da eine Suche von Speiballen an den Schlafbäumen nicht geeignet war um die PIT-tags (Passive integrierte Sender; engl.: Passive Integrated Transponder) gefressener Fische nachzuweisen, sollte die Quantifizierung der Prädationsverluste mittels PIT-Detektorantennen in den Teststrecken der Gewässer Wied und Nister durchgeführt werden, da an diesen beiden Gewässern die Installation der Messeinrichtungen möglich waren.

Daher wurden in den beiden Testgewässern Nister und Wied Besatzfische (TL > 15 cm) mit PIT-tags markiert (getaggt). Der Verbleib der markierten Fische wurde mit Hilfe von Grundantennen („flatbed“-Antennen) erfasst (Abbildung 5). Der ursprünglich geplante Antennenaufbau mit vertikalen Antennenschlaufen hatte sich bereits bei dem ersten kleineren Hochwasser als ungeeignet erwiesen und wurde daher angepasst. Da an jedem Streckenende zwei Antennen mit wenigen Metern Abstand hintereinander installiert wurden, konnte die Bewegungsrichtung der Fische bestimmt werden. Jede Antenne bestand aus dem Antennenkabel, welches am Gewässergrund in einer Schlaufe verlegt war,

einem ATC Auto Tuner, einem angeschlossenen ORSR Single Antenna Reader und einem Markertag. Tuner und Reader stammten von der Firma Oregon RFID. Der Aufbau erfolgte nach Vorgaben unserer Kooperationspartner Dr. Niels Jepsen und Jes Dolby von der Dänischen Technischen Universität.

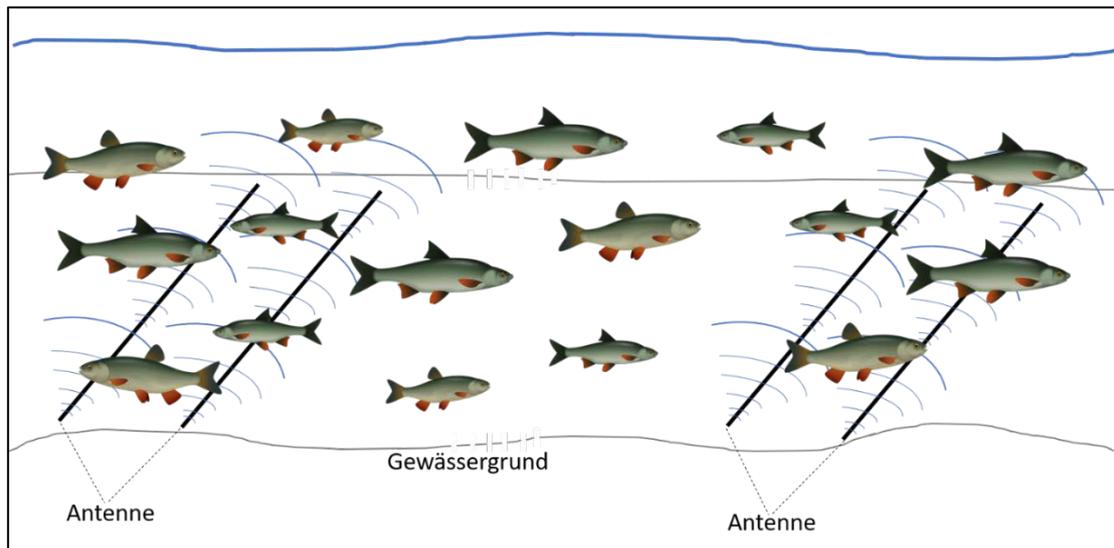


Abbildung 5: Schematische Darstellung der am Gewässergrund ausgelegten Antennen zur Erfassung der mittels PIT-tags markierten Fische. An jedem Streckenende wurden zwei Antennen hintereinander installiert, um auch die Bewegungsrichtung der Fische festzustellen.

Für einen durchgängigen Betrieb der Antennen war ein Anschluss an das Stromnetz erforderlich. Die PIT-Antennen an der Wied konnten ab dem 03.11.2020 nahezu durchgängig betrieben werden. Auch die PIT-Antennen in der Teststrecke der Nister in Astert konnten nach erteilter Genehmigung für die Stromversorgung angeschlossen und am 13.07.2021 dauerhaft in Betrieb genommen werden. Ein fehlerhaftes Software-Update sowie kurzzeitige Stromausfälle führten zeitweise zum Ausfall einiger oder aller Antennen. Durch eine wöchentliche Kontrolle der Antennen durch unseren Techniker konnten die Ausfallzeiten der Antennen minimiert werden.

Mit Hilfe der PIT-tag-Antennen konnte erfasst werden, wie viele der getaggten Fische sich regelmäßig in den Manipulationsstrecken aufhielten, diese nur sporadisch aufsuchten oder sie bereits kurz nach dem Besatz verließen. Hierzu wurden die detektierten Fische in drei Kategorien unterteilt. Kategorie 1: stetig bedeutet, dass die Fische mit Unterbrechungen ≤ 2 Monaten über einen Zeitraum von mindestens 5 Monaten und 4 Detektionen erfasst wurden. Kategorie 2: sporadisch bedeutet, dass die Fische mit Unterbrechungen von > 2 Monaten oder nur über einen kurzen Zeitraum (< 5 Monate) detektiert wurden. Kategorie 3: Fische, welche nur kurz nach Besatz (≤ 2 Monate, d.h. im Besatzmonat und/oder im Folgemonat) detektiert wurden. Neben diesen Kategorien gab es in beiden Teststrecken ebenfalls getaggte Fische, welche nie von den Antennen erfasst wurden. Diese zusammen mit dem Anteil jener Fische, welche die Strecken kurz nach Besatz verließen, bildeten den Anteil der nicht besatzwirksamen Fische. Als maximale Abschätzung besatzwirksamer Fische waren hingegen solche Fische zu betrachten, welche stetig oder sporadisch die Manipulationsstrecken über einen längeren Zeitraum aufsuchten. Anhand jener Fische, welche im Jahr 2021 als stetig eingestuft wurden konnte für das Jahr 2022 ein Winterverlust abgeschätzt werden. Als Winterverlust gelten die Fische, welche zuvor stetig waren und nach Ende März 2022 nicht mehr detektiert wurden.

Die Quantifizierung des Fraßdrucks piscivorer (fischfressender) Vögel auf den Fischbestand in den Manipulations-strecken sollte mit Hilfe von zehn Wildkameras entlang der Teststrecke der Wied unterstützt werden, welche am 05.03.2021 installiert wurden. Die Kameras wurden allerdings nur

wenige Wochen nach der Installation (Ende März 2021) gestohlen. Der Diebstahl wurde zur Anzeige gebracht, die Täterinnen oder Täter wurden aber nicht ermittelt.

Die langjährigen Erhebungen der Kormoran-Einflugdaten um Stein-Wingert zeigen das höchste Kormoranaufkommen in den Wintermonaten, so dass die Prädation durch die Kormorane insbesondere auf Fische im Winterquartier in zweierlei Hinsicht von hoher Relevanz ist: zum einen durch das hohe Kormoranaufkommen an sich, und zum anderen dadurch, dass die Fische in ihren Winterquartieren auf engem Raum und mit reduziertem Stoffwechsel eine leichte Beute darstellen, solange die Gewässer nicht von einer schützenden Eisschicht bedeckt sind. Um den Prädationsdruck durch piscivore Vögel auf die Fische im Winterquartier abzuschätzen, wurde daher ein bekanntes Winterquartier, ein Altarm der Nister in Stein-Wingert, ab November 2021 mit Wildkameras und einer Überwachungskamera ausgestattet (Abbildung 6). Die sieben Wildkameras um den Altarm wurden am 03.11.2021 installiert und in Betrieb genommen, die Überwachungskamera am gegenüberliegenden Ufer der Nister (mit Blick auf die Mündung des Altarms) folgte am 05.11.2021 (Abbildung 6, orangene Punkte bzw. gelber Punkt). Während die Wildkameras über Bewegungssensoren gesteuert auslösen (pro Auslösung drei Serienfotos), zeichnet die Überwachungskamera täglich zwischen 7:00 und 13:00 Uhr durchgehend auf. Dieser Zeitraum wurde anhand der vorliegenden Daten als Hauptaktivitätsfenster der Kormorane identifiziert. Die Aufnahmen der Überwachungskamera dienen in erster Linie dazu, die Effizienz der Wildkameras bei der Dokumentation der im Altarm jagenden Kormorane abzuschätzen.

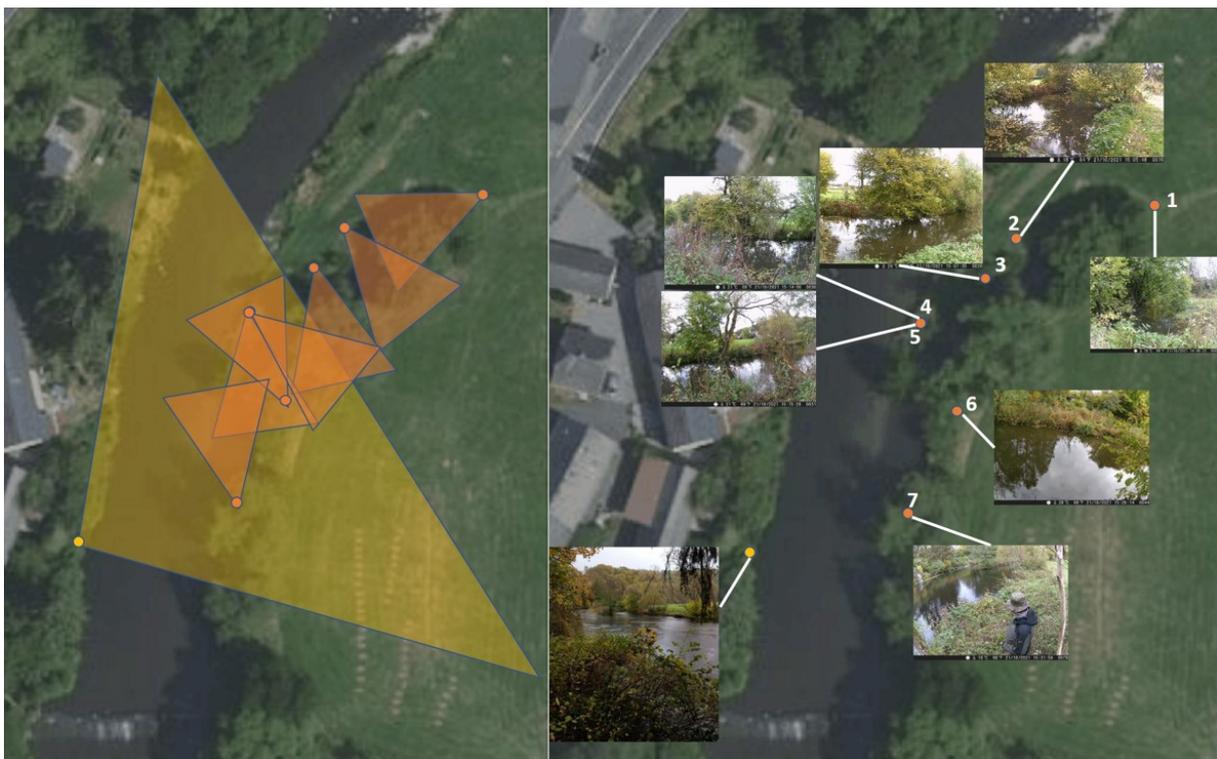


Abbildung 6: Positionen, Blickwinkel und Bildausschnitte der Wildkameras entlang des Ufers des Altarms bei Stein-Wingert und der Überwachungskamera am gegenüberliegenden Ufer der Nister. Die Positionen und Blickwinkel der Wildkameras sind mit orangenen Punkten bzw. Dreiecken dargestellt, die Position und Blickwinkel der Überwachungskamera mit einem gelben Punkt bzw. Dreieck (links). Die kleinen Fotos entsprechen dem der jeweiligen Kamera zuzuordnenden Bildausschnitt (rechts).

Bei alleiniger Betrachtung und Auszählung der Fotos mit Beobachtungen würde sich ein verzerrtes Bild des tatsächlichen Aufkommens der verschiedenen piscivoren Vögel im Altarm ergeben. Da sich Reiher häufig länger und teilweise regungslos am Gewässer aufhalten, lösen sie innerhalb eines

Jagdaufenthalts teilweise mehrfach den Bewegungssensor der Kameras aus (z. B. bei Anflug und erneut bei Abflug oder Jagdversuch), wodurch die Reiher bei dieser Art der Quantifizierung überschätzt werden. Tauchende Fischjäger hingegen, wie Kormoran und Gänsesäger, können von den Kameras nur erfasst werden, wenn sie sich an der Oberfläche schwimmend im Altarm fortbewegen. Dadurch wird die Anzahl dieser Vögel stark unterschätzt. Daher erfolgte die Berechnung der Beobachtungen pro Tag wie im Folgenden dargestellt:

Zunächst wurden sämtliche piscivoren Vögel auf den Fotos identifiziert. Von jeder Fotoserie wurde die jeweils höchste Anzahl an Individuen je Vogelart gezählt, alle weiteren Beobachtungen derselben Serie wurden als redundant von der weiteren Auswertung ausgeschlossen. Anhand des Videomaterials wurde für den Kormoran für jede Kalenderwoche (KW) ein Korrekturfaktor berechnet mit dem die Anzahl auf den Fotos erfasster Tiere multipliziert wurde, da auf den Videos mehr Tiere im Altarm dokumentiert wurden als auf den Fotos. Damit die Zahl der Reiher nicht überschätzt wird wurde für die Auswertung die maximal an einem Beobachtungstag beobachtete Anzahl auf demselben Foto als Berechnungsgrundlage gewählt. Obwohl auch die Anzahl der Gänsesäger im Altarm über den gesamten Beobachtungszeitraum gesehen wahrscheinlich unterschätzt wurde konnte hier keine vergleichbare Korrektur wie beim Kormoran durchgeführt werden, da die Tiere auf den Videos schlechter zu erkennen waren, insbesondere die Weibchen sind kaum von Stockenten zu unterscheiden. Somit wurden für die Gänsesäger sämtliche nicht redundanten Beobachtungen auf den Fotos gezählt.

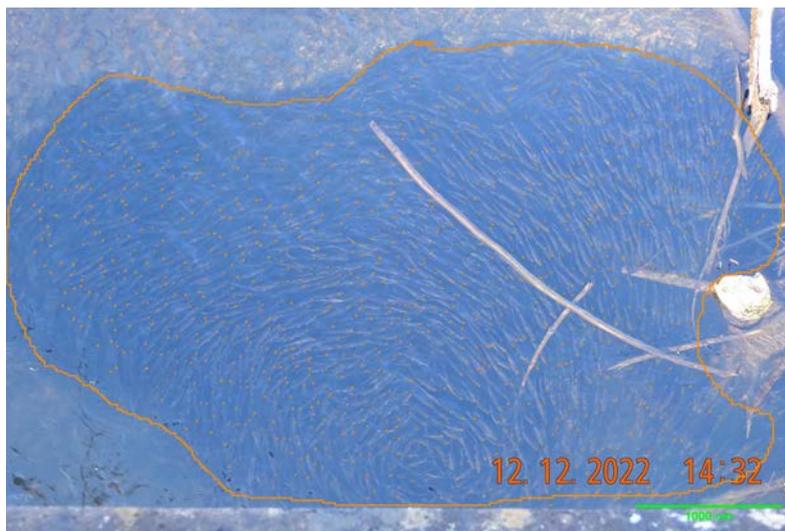


Abbildung 7: Foto des Fischschwarmes unter der Brücke in Stein-Wingert, mit Markierung zur Berechnung der Fläche und der automatisierten Zählung der Fische (Foto: Manfred Fetthauer)

Um einen Vergleich der entnommenen mit der vorhandenen Fischbiomasse zu ermöglichen, wurde im Dezember 2022 der Fischbestand im Altarm in Stein-Wingert abgeschätzt. Um die Fischbestände nicht zu gefährden, konnte keine Elektrofischung durchgeführt werden, weshalb visuelle Methoden eingesetzt wurden. Dazu wurde eine mittlere Dichte der Fische im Schwarm und anschließend die Größe des vom Schwarm genutzten Habitats bestimmt. Aufgrund der hohen Wassertrübung musste die Fischdichte im Schwarm unter der Brücke in Stein-Wingert, ca. 90 m unterhalb des Altarms bestimmt werden. Dazu wurde ein Foto vom 12.12.2022 verwendet auf dem mittels automatischer Bildauswertung (ImageJ, Rasband 2016) die Fläche bestimmt und die Anzahl der händisch markierten Fische ausgezählt wurde (Abbildung 7). Beobachtungen im Winter 2021/22 zeigen, dass ca. 1/3 der Fläche des Altarms von einem Fischschwarm genutzt wurde. Eine Vermessung der Breite und Tiefe des Altarms über insgesamt 11 Profile ergab ein Wasservolumen von ca. 424m³ und eine mittlere Tiefe von 0,8 m. Aufgrund der höheren Tiefe wurde die ermittelte Anzahl der Fische pro Fläche unter der Brücke

mit dem Faktor 1,5 bzw. 2 korrigiert (Minimal- und Maximalschätzung), da anzunehmen ist, dass im Altarm mehrere Fische untereinander stehen können.

Arbeitspaket D: Entwicklung von Zielvorgaben für die fischereiliche Steuerung

Im Rahmen dieses Projektes wurden klare Zielvorgaben für eine fischereiliche Steuerung entwickelt, die es Anwendern ermöglichen, Biomanipulation als eine Maßnahme im Gewässerschutz selbständig einzusetzen. Beispielhaft für die Nister wurde der notwendige Bestand herbivorer Fische abgeschätzt, der unter den herrschenden Umweltbedingungen notwendig wäre, um die Algenbiomasse so weit zu reduzieren, dass eine deutliche Verbesserung der Habitatqualität erreicht wird. Dazu wurde ein dynamisches Modell (Differentialgleichungsmodell) entwickelt und parametrisiert, das die Prozesse Algenwachstum, Grazing durch herbivore Fische und Detritusbildung (durch spontane Ablösung der Algenbiofilme bzw. hydraulische Abtragung durch Abflussschwankungen) enthält. Abflussabhängiger Im- und Export von SRP (gelöster reaktiver Phosphor = pflanzenverfügbares Phosphat) und Detritus sowie die im Ökosystem stattfindende P-Remineralisierung sind ebenfalls berücksichtigt. Um die Komplexität des Modells so gering wie möglich zu halten, wurde angenommen, dass eine Reduktion der Detritusmenge mit einer Verbesserung der Habitatqualität im hyporheischen Interstitial gleichzusetzen ist. Für eine direkte Abschätzung der Sauerstoffkonzentration im Interstitial wäre ein zusätzliches Modul notwendig gewesen, das die wichtigsten physikalischen, chemischen und biologischen Prozesse im Interstitial in räumlicher Auflösung enthält. Die Quantifizierung dieser komplexen Prozesse ist jedoch nicht in einer ausreichenden Genauigkeit möglich, da die Prozesse noch nicht ausreichend verstanden sind. Um diese Prozesse an der Nister genau zu quantifizieren, wäre ein extrem hoher Messaufwand notwendig gewesen, der für solch ein Modul wäre im Rahmen dieses Projekts zeitlich und finanziell nicht realisierbar war. Da aber in den bisher durchgeführten Experimenten auch deutliche Verbesserungen im Interstitial festgestellt wurden, obwohl die Reduktion der Algenbiomasse nur sehr gering war, ist diese Vereinfachung in unseren Augen zulässig. In das Modell wurden allerdings sowohl die räumlichen (lokalen) als auch zeitlichen Schwankungen der Nasen-Fraßaktivität integriert, da die Ergebnisse aus dem Vorgängerprojekt eine große Bedeutung dieser Schwankungen erwarten ließen.

Die zeitliche Änderung der drei Zustandsvariablen Phosphor im Oberflächenwasser (dargestellt als SRP), Algenbiomasse und Detritusmasse am Gewässergrund wurden durch Differentialgleichungen ausgedrückt, die jeweils alle relevanten Terme für die stattfindenden Prozesse mit ihren Einflussgrößen enthalten (siehe Modelldokumentation im Anhang AP_D_Zielvorgaben).

Zur Parametrisierung des Modells (konkrete Zahlenwerte für alle Umweltfaktoren und Koeffizienten für Raten bzw. Limitation) wurde eine größere Menge an Umweltdaten sowie Informationen zu Konsumtionsraten, Wachstumsraten und dem Verhalten der Fische verwendet. Teilweise waren diese Informationen bereits aus dem Vorgängerprojekt vorhanden, teilweise wurden hierzu noch spezifische Untersuchungen durchgeführt. Insbesondere wurden folgende Daten zusammengestellt:

- Lichtangebot (viertelstündliche Messungen und Speicherung im Freiland an 10 Stellen mit unterschiedlicher Beschattung über 1 Jahr, Umrechnung von Lux über Wasser in PAR unter Wasser über eine Regression aus Messwerten einer PAR-Sonde),
- Nährstoffangebot (SRP-Messungen im Freiland aus Wasserproben alle 14 Tage in Nister, Wied und Wisserbach über 1 Jahr),
- Abfluss (viertelstündliche Pegel-Messdaten der Nister am Pegel Heimborn über die gesamte Projektlaufzeit),
- Wassertemperatur (engmaschige Messungen unter Wasser an der Nister über mehrere Jahre),
- Substratzusammensetzung räumlich aufgelöst (Kartierungen im Freiland),
- dichteabhängige Wachstumsraten und Limitationskoeffizienten der Algen (Reddy et al. 1999, Hill et al. 2009, Winkelmann et al. 2014, Zhang et al. 2018),
- Phosphor-Remineralisierungsraten (Gresens 1997, Reddy et al. 1999, Ross et al. 2017),
- abflussabhängige Abtragung der Algen (Freilandbeobachtungen),
- Konsumtionsraten der Nasen und des herbivoren MZB (Gresens 1997, eigene Daten teilweise aus früheren Untersuchungen, Winkelmann et al. 2014, Zhang et al. 2018),
- Fraßaktivitäts-Muster und Nahrungswahl der Nasen (Freilanddaten aus Vorgängerprojekt mittels Kamerabeobachtungen und Nahrungsanalysen),
- räumliche Verteilung der Konsumtion (Nasen-Habitatnutzungsmodell, basierend auf Kartierungen von Nasen-Fraßspuren und abiotischen Faktoren erhoben im Vorgängerprojekt).

Für die saisonale Dynamik der Fraßintensität der Nase konnte auf vorhandene Daten aus dem Vorgängerprojekt zurückgegriffen werden. Im Zeitraum von 2016 bis 2018 wurden mittels an Nasenfraßplätzen installierter Wildkameras standardisiert Fotos aufgenommen und damit die Schwankungen in der Fraßintensität im Jahresverlauf erfasst und analysiert.

Für die Beurteilung der Nahrungswahl der Nasen wurden bereits im Jahr 2018 insgesamt 60 Nasen unterschiedlicher Größenklassen zu verschiedenen Zeitpunkten (24.04.18, 13.06.18, 16.07.18, 20.09.18 und 29.10.18) aus der Nister entnommen und konserviert. Die Mageninhalte von 41 Tieren wurden aufbereitet und die Großgruppenzusammensetzung der darin enthaltenen Algen untersucht. Die restlichen Tiere hatten zum Zeitpunkt der Entnahme keine Nahrung im Magen, wobei der Magenfüllungsgrad der Tiere nicht größenabhängig war. Zur Analyse etwaiger Nahrungspräferenzen wurden zusätzlich zu jedem Termin mindestens vier Steine beprobt. Die Zusammensetzung des Aufwuchses auf den Steinen wurde anschließend mit der im Magen der Nasen verglichen.

Zur Ableitung der Modellparameter zur Habitatnutzung der Fische wurde eine möglichst aussagekräftige Charakterisierung der Eigenschaften von Fraßplätzen der Nase angestrebt. Dazu wurden bereits im Jahr 2018 Kartierungen in zwei Teilstrecken der Nister bei Stein-Wingert durchgeführt. Dabei wurde eine Gesamtstrecke von > 1 km Länge in Parzellen eingeteilt (3 x 5 m) und innerhalb der Parzellen die Nasenfraßintensität (befressene Fläche in 10 % Schritten) standardisiert geschätzt. Zusätzlich wurden die Umweltparameter Wassertiefe, Strömungsgeschwindigkeit und Substratzusammensetzung der Parzelle erfasst. Die Datenaufnahmen erfolgten am 10.05.2018 vollständig für alle Parzellen, und an fünf weiteren Terminen im Jahr 2018 jeweils für eine Teilmenge der Parzellen (entlang der Längsachse stratifizierte, randomisierte Auswahl). In dieser Weise wurden im Jahr 2018 insgesamt 2.441 Datensätze zu einzelnen Parzellen erfasst. Da die Nasenbestände im 2018 in Stein-Wingert kartierten Bereich jedoch mithilfe von Fischwehren an größeren Wanderungen

gehindert wurden und somit lediglich das Habitatangebot innerhalb der abgesperrten Abschnitte nutzen konnten, stellte sich die Frage nach einer Übertragbarkeit der für diese Abschnitte festgestellten Präferenzen. Zudem waren diese Abschnitte hinsichtlich der untersuchten Umweltparameter limitiert, sie waren stark von Grobsubstrat geprägt, wiesen wenige schnell strömende Bereiche auf und keine Parzellen mit Wassertiefen > 70 cm.

Daher wurden im Jahr 2021 erneut Nasenfraßkartierungen an weiteren acht Flussabschnitten durchgeführt, die jedoch ausschließlich von Nasen befreite Abschnitte umfassten, welche wildlebende Nasen ohne Einschränkungen frei wählen konnten. Diese Kartierungen sollten, u. a. durch die Einbeziehung wesentlich größerer Flüsse, auch das Spektrum potentieller Ausprägungen und Kombinationen von Umweltvariablen erweitern. Damit sollten die Ergebnisse der Kartierungen aus der Nister 2018 validiert bzw. die Übertragbarkeit der Ergebnisse geprüft und eine breitere Datenbasis geschaffen werden. Die Datenaufnahmen fanden in frei fließenden und nicht abgesperrten Strecken der Flüsse Nister (fünf Abschnitte), Wied (zwei Abschnitte) und Sieg (ein Abschnitt) statt. Die Kartierungen folgten dabei im Wesentlichen der gleichen Methodik wie 2018 (identische Parzellengrößen, gleiche Aufnahme der Umweltvariablen). Die lokale Fischbiomasse war im Gegensatz zu 2018 jedoch unbekannt, und der Nasenfraß wurde leicht modifiziert kartiert: es wurde der Anteil befreiter Fläche nicht auf die Gesamtparzelle bezogen kartiert, sondern auf den innerhalb der Parzelle tatsächlich befreibaren Bereich (also unter Ausklammerung von z.B. mit Wasserhahnenfuß bewachsenen Abschnitten oder Sandbänken, auf denen keine Fraßspuren erkennbar wären). Um einen direkten Vergleich der Daten 2018 und 2021 zu ermöglichen, wurde jedoch auch der Anteil befreibarer Fläche geschätzt, so dass die beiden Werte miteinander verrechnet werden konnten und so auch ein „bereinigter“ Fraß je Gesamtparzelle vorlag, der den Werten von 2018 entsprach. Da der Schwerpunkt ausschließlich auf der Charakterisierung von Fraßplätzen lag, wurden 2021 zunächst Abschnitte mit hoher Fraßintensität gesucht und nur diese dann systematisch über die gesamte Flussbreite aufgenommen. Insgesamt wurden so weitere 213 Parzellen erfasst, die für die Analysen gepoolt wurden.

Zur Ableitung der Vorgaben für die fischereiliche Steuerung wurden verschiedene Szenarien berechnet und deren Ergebnisse analysiert. Aus diesen Ergebnissen wurden wichtige Orientierungswerte abgeleitet, die im Anwenderleitfaden allgemein verständlich dargestellt sind.

Erzielte Ergebnisse des Vorhabens

Arbeitspaket A: Reproduzierbarkeit der experimentellen Ergebnisse

Fischereiliche Steuerung

Die Grundlage für eine Analyse der Effekte großwüchsiger Fischarten auf die Habitatqualität des Interstitials war die erfolgreiche Steuerung der Fischbestände im Verlauf des Biomanipulations-experiments. Die erfolgreiche Steuerung zeigte sich daran, dass während Phase 1 die mittlere Fischdichte in der Referenzstrecke ~17-mal höher war als in der Manipulationsstrecke, die mittlere Fischbiomasse pro Fläche war sogar ~51-mal höher (Abbildung 8). Nach der Umsteuerung konnte der Fischbestand zwischen Referenzstrecke und Manipulationsstrecke in Phase 2 erfolgreich angeglichen werden, so dass Fischdichte und -biomasse in der Manipulationsstrecke um ein 8-faches bzw. 20-faches gegenüber Phase 1 erhöht wurden (Abbildung 8). Allerdings waren die Fischbestände (Dichte und Biomasse) in beiden Strecken geringer als in der Referenzstrecke während Phase 1, da nicht ausreichend Fisch für einen entsprechenden Besatz beider Strecken verfügbar war.

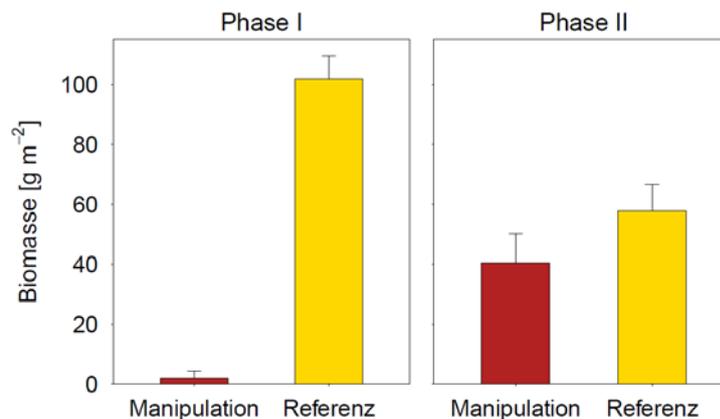


Abbildung 8: Fischereilichen Steuerung in den Teststrecken. Mittlere Gesamtbiomasse pro Fläche von Nasen und Döbel (> 15 cm) in der Manipulations- und Referenzstrecke. Links: Phase 1, Manipulationsstrecke: n = 3, Referenzstrecke: n = 6. Rechts: Phase 2, n = 5. Fehlerbalken stellen die Standardabweichung dar.

Chemische und physikalische Habitatbedingungen im hyporheischen Interstitial der Nister

Das großskalige Experiment hat gezeigt, dass die Manipulation der Bestände von omnivoren und herbivoren Cypriniformes (Döbel und Nasen) in der Nister dazu geeignet ist, die Habitatbedingungen im Interstitial zu verbessern bzw. durch ungünstige Umweltbedingungen (andauerndes Niedrigwasser und hohe Temperaturen) bedingte Verschlechterungen zu verlangsamen. Die positiven Effekte waren im Frühjahr am deutlichsten, so dass insbesondere im Frühjahr laichende Kieslaicher von der Biomanipulation profitieren sollten, wie z.B. Nase und Äsche. Die Ergebnisse der Sauerstoffmessungen im Interstitial zeigten einen deutlichen positiven Einfluss von Nasen und Döbel auf das Sauerstoffangebot in den oberen acht Zentimetern des Interstitials. In Folge der Bestandserhöhung war in der Manipulationsstrecke in Phase 2 die Sauerstoffkonzentration verhältnismäßig höher als in Phase 1 (p = 0,01, RIA, Phase 1: n = 12, Phase 2: n = 19; Abbildung 9). Dieser positive Effekt wird noch deutlicher, wenn gezielt die Flussmitte, der Bereich mit der höchsten Nasen Fraßaktivität, betrachtet wird.

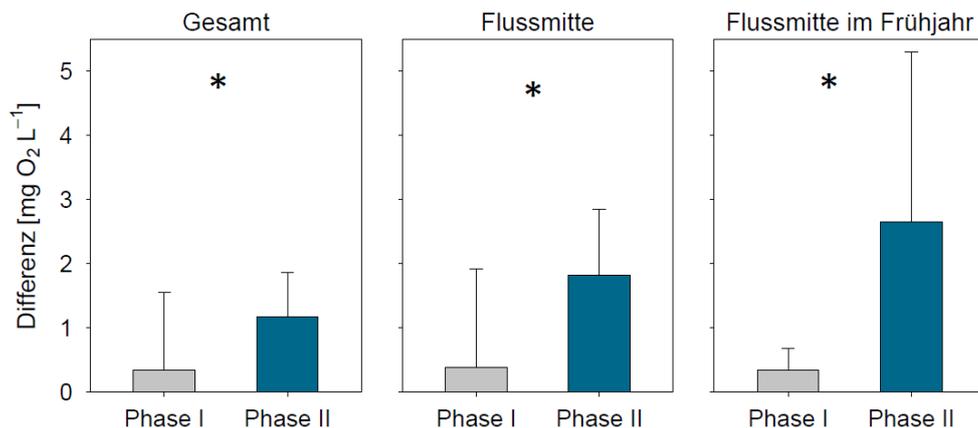


Abbildung 9: Mittlere Differenzen in der Sauerstoffkonzentration im hyporheischen Interstitial (8 cm Tiefe) zwischen Manipulations- und Referenzstrecke während Phase 1 und 2. Links: Differenzen berechnet über alle Sonden zwischen Phase 1 und 2. Mitte: Differenzen nur über die Sonden in der Flussmitte berechnet. Phase 1: 12 Termine; Phase 2: 19 Termine. Rechts: Sonden wie in der mittleren Abbildung mit Terminen nur zwischen Mai und Mitte Juni, Phase 1: 4 Termine, Phase 2: 7 Termine. Fehlerbalken stellen die Standardabweichung dar. * Signifikanz ($p < 0,05$).

Nicht nur die räumliche sondern auch die zeitliche Variabilität der Fraßaktivität der Fische hat einen Einfluss auf die Stärke der gemessenen Effekte, so dass insbesondere im Frühjahr nach dem Abbläichen sowohl eine erhöhte Fraßaktivität der Nasen als auch der deutlichste positive Effekt des Fischbestands auf die Sauerstoffversorgung im oberen Interstitial festgestellt werden konnten (Abbildung 10).

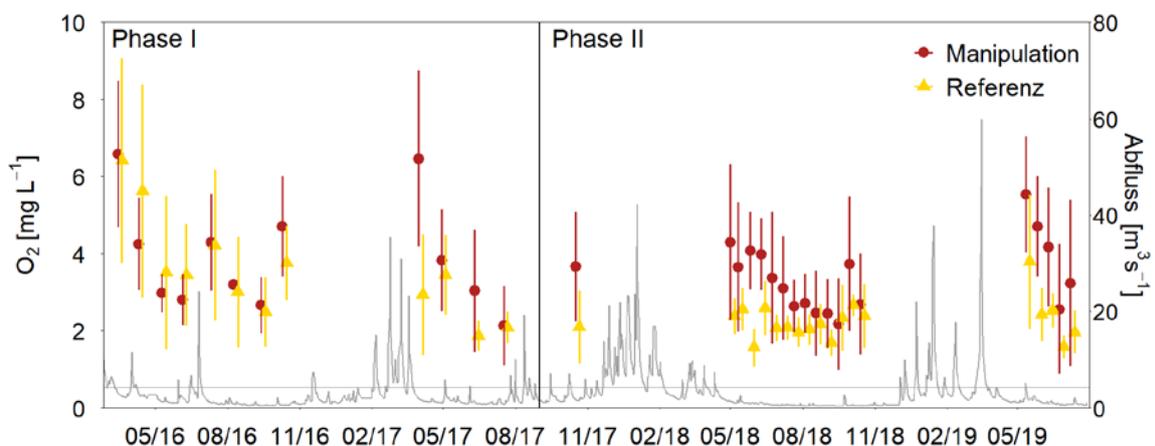


Abbildung 10: Mittlere Sauerstoffkonzentration (linke y-Achse) im oberen hyporheischen Interstitial (8 cm Tiefe) in den Teststrecken in Phase 1 und 2. Die Umsteuerung zwischen den Phasen ist als vertikale Linie zwischen 07/17 und 10/17 dargestellt. Fehlerbalken stellen die Standardabweichung dar; $n \geq 4$ Sonden, außer für einen Termin im August 2016 (Manipulationsstrecke: $n = 2$, Referenzstrecke: $n = 3$). Der graue Verlauf zeigt den täglichen mittleren Abfluss (rechte y-Achse) und die horizontale graue Linie den mittleren jährlichen Abfluss am Pegel Heimborn.

Insgesamt ist jedoch festzuhalten, dass die Sauerstoffkonzentration, trotz der gemessenen positiven Effekte, in den Jahren 2018 und 2019 (Phase 2) niedriger war als in Phase 1. Dies ist auf die sehr trockenen Jahre 2018 und 2019 und die damit verbundene lang-andauernde Niedrigwasserphase zurückzuführen. Über das gesamte Experiment betrachtet, war die Sauerstoffkonzentration im Interstitial im Frühjahr regelmäßig höher als im Sommer (Abbildung 10). Hierfür sind sowohl saisonale

Unterschiede im Periphytonwachstum als auch im Abfluss verantwortlich. Die höhere Sauerstoffverfügbarkeit im Frühjahr ist zum einen durch die hohe Photosyntheserate, und die damit verbundene hohe Sauerstoffproduktion, der bentischen Algen während der Massenentwicklung bedingt, zum anderen durch den Umstand, dass das Interstitial im Frühjahr durch die Winterhochwässer noch relativ freigespült ist. Im Sommer führt der Abbau der toten Algenbiomasse zu einer Sauerstoffzehrung im Interstitial, welches sich bei konstant mäßigen bzw. niedrigen Abflüssen erneut zusetzt (Kolmation). Somit ist die niedrige Sauerstoffverfügbarkeit im Sommer das Resultat einer physikalischen Barriere, welche den Austausch mit der fließenden Welle verhindert, und des biologischen Abbaus organischer Substanz (Sauerstoffverbrauch).

Als Maß der Kolmation des hyporheischen Interstitials eignet sich der vertikale Fluss, welcher den Wasseraustausch zwischen den Tiefenhorizonten abbildet. Die erhöhten Dichten von Nasen und Döbel in der Manipulationsstrecke in Phase 2 wirkten sich positiv auf den vertikalen Fluss zwischen 5 und 10 cm Sedimenttiefe aus. Dies führte zu einer signifikanten Änderung von einer negativen mittleren Differenz in Phase 1 zu einer positiven mittleren Differenz in Phase 2 (Abbildung 11), was eine Verbesserung der Durchlässigkeit des Interstitials, also eine Reduktion der physikalischen Barriere, durch die Aktivität der Fische nahelegt. Ebenso wie die Sauerstoffkonzentration ist jedoch auch der vertikale Fluss im Interstitial der Nister insgesamt niedrig (vgl. Ingendahl et al. 2009), so dass neben der biogenen Kolmation auch eine geogene Kolmation des Interstitials als relevanter Faktor anzusehen ist. Dies legt auch der hohe Anteil der Ton- und Schlufffraktion in Freeze-Core Proben nahe (Winkelmann et al. 2019).

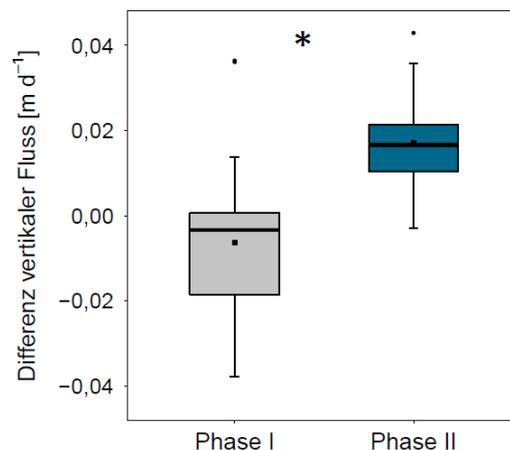


Abbildung 11: Differenzen im vertikalen Fluss des Wassers im hyporheischen Interstitial (5-10 cm Tiefe) zwischen der Referenz- und der Manipulationsstrecke während Phase 1 (n = 20). Wöchentliches Mittel von April bis August 2017) und Phase 2 (n = 37, wöchentliches Mittel von April bis Oktober 2018 und April – Juli 2019). Boxen: 75%- und 25%-Perzentil, Whisker: 95%- und 5%-Perzentil, Balken: Median, Quadrate: Mittelwert, Punkte: Ausreißer. * Signifikanz ($p < 0,05$, RIA).

Die Manipulation der Fischdichten hatte einen weniger deutlichen Effekt auf die Algenbiomasse als ursprünglich erwartet. Einzig in den Gleiten konnte ein signifikanter Effekt auf die autotrophe Biomasse des Periphytons (Chl a) nachgewiesen werden (Abbildung 12), welcher auf eine Reduktion der Periphytonbiomasse im Zusammenhang mit der Fraßaktivität von Nasen und Döbel schließen lässt. Diese Ergebnisse lassen vermuten, dass die Sauerstoffversorgung und der vertikale Fluss in den oberen 10 cm des hyporheischen Interstitials besser integrierte Größen darstellen als die Periphytonbiomasse.

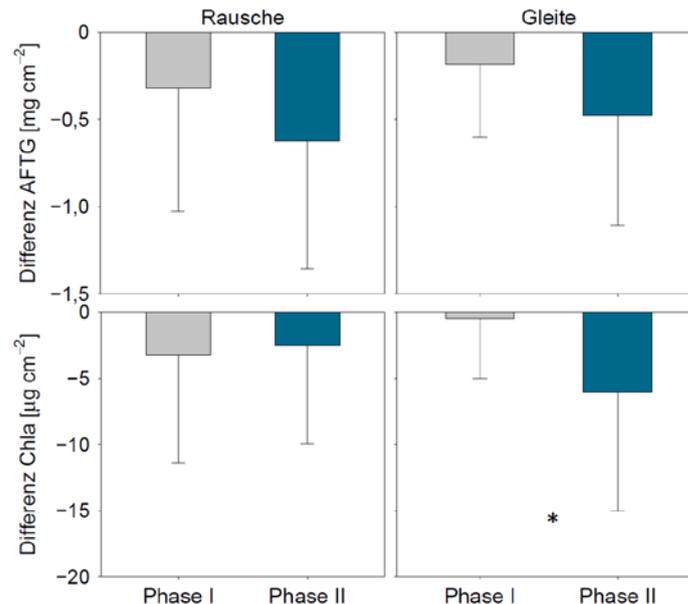


Abbildung 12: Mittlere Differenzen der Periphytonbiomasse zwischen Manipulations- und Referenzstrecke während Phase 1 ($n \geq 17$) und Phase 2 ($n = 20$) in Rauschen und Gleiten. Obere Reihe: Differenzen in der Chlorophyll a (Chl a) Konzentration pro Fläche, untere Reihe: Differenzen im aschefreien Trockengewicht (AFTG) pro Fläche.

Benthische Invertebraten als Treiber der Biomanipulation

Die oben dargestellte Verbesserung der Interstitialqualität kann entweder auf den direkten Effekten des Fraßes der Nasen beruhen oder durch indirekte Effekte der Fraßbeziehungen (trophische Interaktionen) verursacht worden sein (Abbildung 13 A). Die direkten Effekte des Nasenfraßes (Mechanismus 1) führen zu einer Reduktion der Algenbiomasse, welche die biogene Kolmation des Interstitials verringert und dadurch die Sauerstoffverfügbarkeit erhöht (Hübner et al. 2020). Die indirekten Effekte werden durch großwüchsige Fische wie den Döbel verursacht, da diese kleinere benthivore Fische verdrängen und dadurch den Fraßdruck auf das Makrozoobenthos reduzieren können. Diese Entlastung sollte dann zu einer Zunahme der benthischen wirbellosen Weidegänger (Grazer) und einem verstärkten Fraßdruck auf die Algen (Grazing) führen, wodurch die Algenbiomasse reduziert und die Sauerstoffversorgung im Interstitial verbessert wird (Mechanismus 2 in Abbildung 13 A). Dieser Mechanismus deutete sich in zwei kleinskaligen Experimenten des Vorgängerprojektes BIOEFFEKT I an (Gerke et al. 2018, Hübner et al. 2020). Er würde bedeuten, dass das Makrozoobenthos oder speziell die benthischen wirbellosen Grazer ein wesentlicher Treiber der Biomanipulation sind und sowohl im Modell als auch bei der Umsetzung dieser Maßnahme beachtet werden muss. Sollte dieser Mechanismus allerdings unter Freilandbedingungen nicht relevant sein, ist anzunehmen, dass das Makrozoobenthos als Ganzes ein Profiteur der verbesserten Lebensbedingungen im hyporheischen Interstitial ist (Abbildung 13 B). Es wäre in diesem Fall ein geeigneter Indikator, um den Erfolg der Biomanipulation nachzuweisen. Außerdem könnte dann mit einer Verbesserung der ökologischen Gewässerqualität laut Wasserrahmenrichtlinie gerechnet werden.

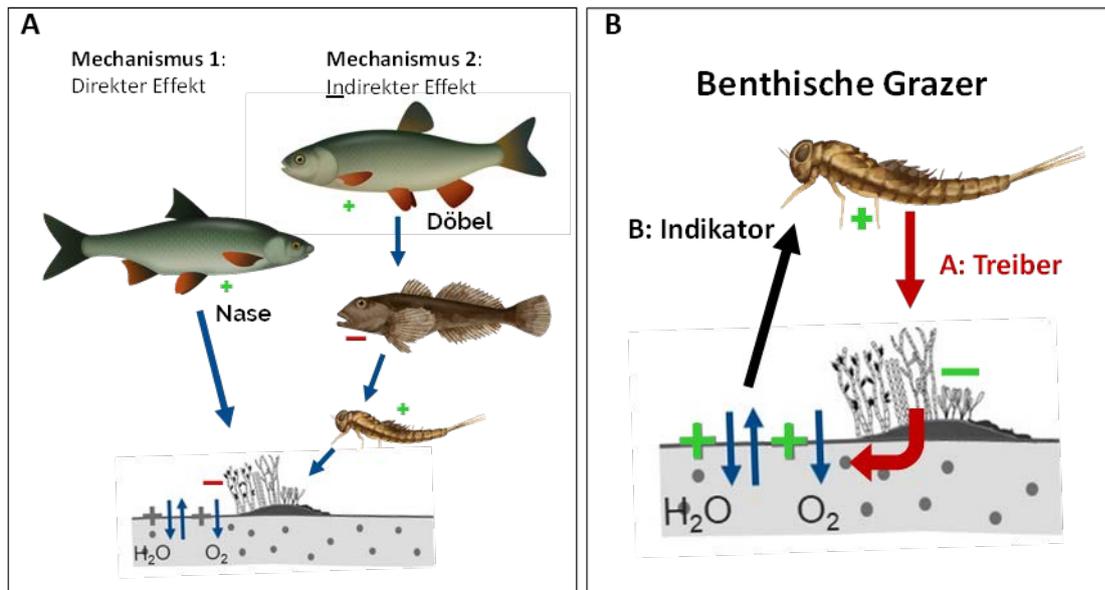


Abbildung 13: Schemata der im Rahmen des Projektes untersuchten Mechanismen der Biomanipulation, A: Schema der trophischen Interaktionen (Nahrungsnetzbeziehungen), B: Mögliche Rolle des Makrozoobenthos in der Biomanipulation

Die Ergebnisse zur Makrozoobenthosbesiedlung zeigen, dass benthische Weidegänger keine Treiber der Biomanipulation sind, da die indirekten Fraßbeziehungen augenscheinlich weniger wichtig sind als der direkte Fraßdruck der Nasen. Der Besatz mit großwüchsigen Fischen führt im Biomanipulationsexperiment nicht zu einem verstärkten benthischen Grazing durch Wirbellose, da die Biomasse der wirbellosen Grazer nicht durch die Steuerung des Fischbestandes beeinflusst wurde. Die mittleren Differenzen der Biomassen der wirbellosen Weidegänger zwischen Manipulationsstrecke und Referenzstrecke unterscheiden sich nicht zwischen den beiden Phasen des Experiments (Abbildung 14, Pools: $p = 0,389$; Riffles: $p = 0,878$, $n \geq 5$, t-Test). Auch die Biomassen der benthischen Fische ist nicht wie vermutet durch die hohen Dichten der großwüchsigen Fische reduziert worden, da insbesondere die Biomasse der Schmerlen in der zweiten Phase des Experimentes in der Manipulationsstrecke noch anstieg (Abbildung 14).

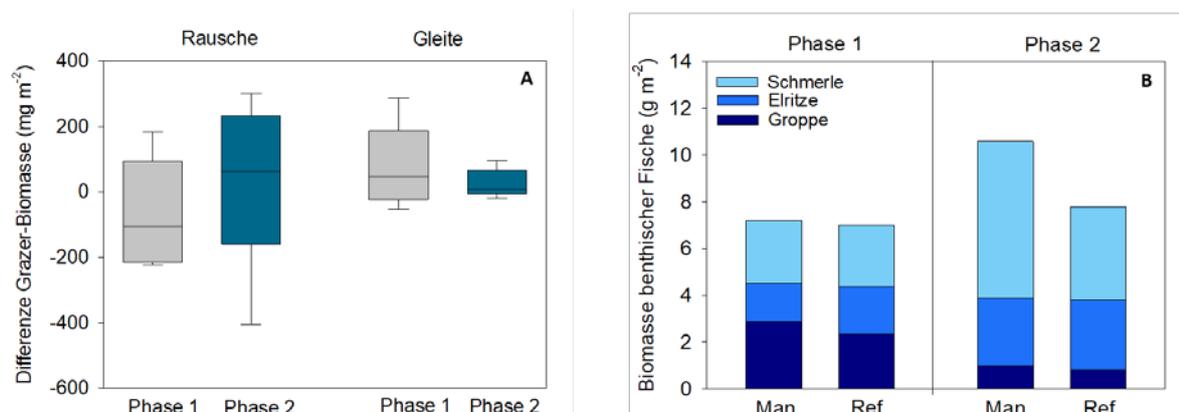


Abbildung 14: Veränderungen der Biomassen wirbelloser Grazer und benthischer Fische zwischen den beiden Phasen des Biomanipulationsexperimentes; A: Mittlere Differenzen der Grazerbiomasse (Mittelwert, Quartile, 95/5 %) zwischen den Untersuchungsstrecken, für Rauschen und Gleiten über beide Phasen des Experimentes (Phase 1: 2015-2017; Phase 2: 2017-2019, $n \geq 5$); B: Mittlere Biomasse der drei wichtigsten benthischen Fischarten Schmerle, Elritze und Groppe in der Manipulations- und Referenzstrecke in beiden experimentellen Phasen (Phase 1: 2015-2017; Phase 2: 2017-2019, $n \geq 3$).

Daraus kann geschlossen werden, dass die direkten Fischeneffekte allein für die im Experiment beobachtete Verbesserung der Sauerstoffversorgung verantwortlich waren (Mechanismus 1 in Abbildung 13 A). Die direkten Effekte umfassen dabei sowohl den Algenfraß der Nase als auch die Bioturbation des Döbels. Der Effekt des Döbels auf die Habitateigenschaften wurde im kleinskaligen Experiment bereits nachgewiesen (Hübner et al. 2020), als Mechanismus wurde dort aber ein indirekter Effekt (Reduktion benthischer Fische, Erhöhung der invertebraten Grazer) vermutet. Dass dieser Mechanismus nicht der verantwortliche ist, zeigen nun die aktuellen Auswertungen. Die Bedeutung einer großflächigen Bioturbation durch Döbel und ggf. andere Fische (z.B. Barbe) sollte also auf keinen Fall vernachlässigt werden.

Antwort der Besiedlung des Benthos und des hyporheischen Interstitials der Nister auf die Erhöhung der Bestände großwüchsiger Fische

Die Verbesserung der Habitatbedingungen konnte bereits mithilfe der Messung der Umweltfaktoren (Sauerstoffkonzentration, Wasseraustausch) belegt werden (Gerke et al. 2021a, Gerke et al. 2021b). Die Dokumentation dieser Veränderungen allein ist aber nicht ausreichend, um deren ökologische Relevanz zu bewerten. Als relevant können die Umweltveränderungen nur angesehen werden, wenn sie tatsächlich zu einer Antwort von Bioindikatoren wie zum Beispiel der Makrozoobenthosbesiedlung, der Besiedlung des Interstitials oder der Reproduktionserfolg von Kieslaichern führen. Bioindikatoren integrieren zeitliche und räumliche Variabilität von Umweltfaktoren und können daher das Auftreten von Pessimalbedingungen anzeigen. Eine positive Veränderung der Bioindikatoren zeigt also neben einer möglichen Veränderung der Mittelwerte auch eine Reduktion von Pessimalbedingungen an. Außerdem kann die positive Reaktion von Bioindikatoren als Hinweis interpretiert werden, dass die veränderten Bedingungen sich tatsächlich positiv auf eine Vielzahl von Organismen auswirken und daher zu einem Schutz der Ökosystemfunktionen und einem Erhalt der Biodiversität beitragen. Demzufolge beruht auch die ökologische Bewertung des Gewässerzustandes maßgeblich auf biologischen Qualitätskomponenten wie zum Beispiel der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft von Makrozoobenthos und Fischen (Meier et al. 2006).

Vor diesem Hintergrund wurde im Projekt die Hypothese getestet, dass die Erhöhung des Bestandes großwüchsiger Fische (Nase, Döbel) zu einer Veränderung der Artenzusammensetzung und zu einer Verbesserung der ökologischen Qualität der Invertebraten auf und im Sediment sowie zu einem erhöhten Reproduktionserfolg von Kieslaichern führt. Diese Hypothese kann grundsätzlich unterstützt werden, da für alle drei Bioindikatoren zumindest tendenzielle Verbesserungen beobachtet werden konnten und die sensitivsten Indikatoren für die Makrozoobenthosgesellschaft und sowie der Reproduktionserfolg signifikante Verbesserungen in der Manipulationsstrecke nach dem Fischbesatz zeigten.

Für die Makrozoobenthosbesiedlung auf dem Gewässersediment kann diese Hypothese unterstützt werden. Obwohl es keine grundsätzlichen Veränderungen der Artenzusammensetzung gab, ist eine Verbesserung der Qualität der Makrozoobenthosbesiedlung im Sinne der Bewertung nach Wasser-Rahmenrichtlinie zu erkennen. Innerhalb der ersten zwei Jahre reagierten aber nur die beiden empfindlichsten Indices auf den hohen Bestand von Nase und Döbel. Eine deutliche Verbesserung der Gesamtbewertung konnte daher innerhalb so kurzer Zeit nicht beobachtet werden. Aber die Verbesserung des Index für sensitive Arten (Anteil Abundanz Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) erscheint überaus relevant, da sie fast eine gesamte Qualitätsklasse umfasst und dieser Index oftmals eine bessere Gesamtbewertung verhindert.

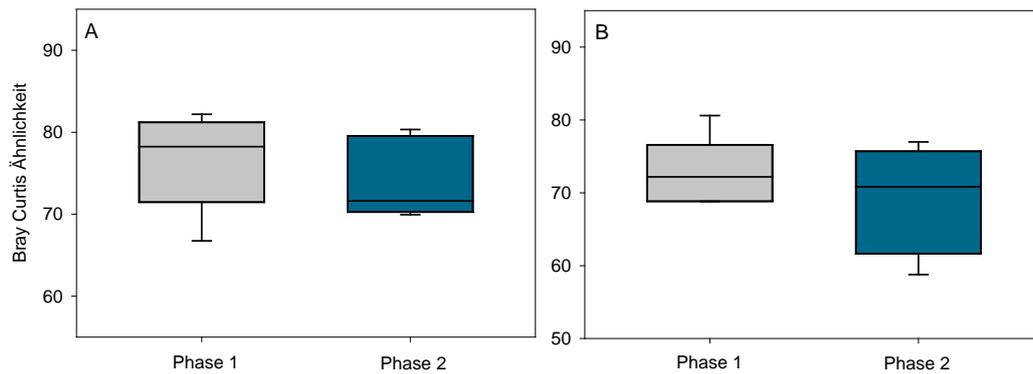


Abbildung 15: Mittlere Ähnlichkeiten der Makrozoobenthosgemeinschaft zwischen den Untersuchungsstrecken, für Gleite (A) und Rausche (B) über beide Phasen des Experiments (Phase 1: 2015-2017; Phase 2: 2017-2019, $n \geq 5$), dargestellt als Boxplots (Mittelwert, Quartile, 95/5 %).

Im Einzelnen ist zu erkennen, dass die Artenzusammensetzung zwischen den Untersuchungsstrecken relativ ähnlich war (Riffle: $67,0 \pm 13,5$ %, Pool: $61,5 \pm 17,2$ %, $n = 11$). Allerdings nahm die Ähnlichkeit der Artenzusammensetzung nicht, wie erwartet, bei ähnlichem Fischbestand in Phase 2 zu (Abbildung 15, Pool: $p = 0,398$; Riffle: $p = 0,878$, t-Test, $n \geq 5$ je Phase). Betrachtet man allerdings wichtige Gütezeiger nach Wasserrahmenrichtlinie, die nicht hauptsächlich hydromorphologische Degradation indizieren, sondern den Anteil verschiedener empfindlicher Arten beinhalten, ist eine Verbesserung der Habitatqualität festzustellen. Der Gütezeiger für die sensitivsten Arten (Arten der Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen, Anteil Abundanz EPT-Arten) zeigt eine signifikante Verbesserung des Scores, der fast einer Qualitätsklasse der Wasserrahmenrichtlinienbewertung entspricht (Abbildung 16, beobachtete Änderung: 0,14, Klassenbreite: 0,2). Die Verbesserung des Scores des EPT-Index ist statistisch signifikant, wobei sie in den Gleiten deutlicher ausgeprägt ist als in den Rauschen, auch wenn keine statistisch signifikante Interaktion zwischen Habitat und Phase festgestellt wurde (Tabelle 3). Der weniger sensitive Gütezeiger EPTCBO (Anteil Abundanz Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata) scheint sich ebenfalls tendenziell zu verbessern, obwohl der Unterschied bei nur 5 Proben je Phase nicht signifikant ist (Abbildung 16, Tabelle 3). Die Verbesserung beider Gütezeiger erscheint außerordentlich relevant für die Gesamtbewertung der Qualität der Makrozoobenthosbesiedlung. Eine Verbesserung dieser Zeiger hat das Potential die Gesamtbewertung beeinflussen. Dies zeigt sich im hier vorliegenden Datensatz daran, dass diese beiden Zeiger in ca. 45 % der Fälle schlechter als der berechnete Gesamtindex waren. Der sehr stabile und daher wenig sensitive Saprobienindex zeigt keine Veränderung zwischen den experimentellen Phasen oder Unterschiede zwischen den Habitaten (Abbildung 16, Tabelle 3).

Tabelle 3: Ergebnisse der MANOVA zur Veränderung der mittleren Differenzen wichtiger Gütezeiger nach Wasserrahmenrichtlinie (EPT: Score Anteil Abundanz Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera; EPTCBO: Score Anteil Abundanz Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Bivalvia, Odonata; Saprobie: Saprobienindex) zwischen den experimentellen Phase (Phase 1: 2015-2017; Phase 2: 2017-2019, $n \geq 5$) und zwischen den Habitaten (Rausche, Gleite). Dargestellt sind die Quadratsummen (Sum Sq), der F-Wert (F) und der p-Wert (p).

Antwortvariable	Faktor	Sum Sq	F	p
EPT	Phase	0,043	4,90	0,039
	Habitat	0,046	5,18	0,034
	Phase: Habitat	0,014	1,64	0,216
	Residuen	0,176		
EPTCBO	Phase	0,013	0,755	0,395
	Habitat	0,013	0,751	0,397
	Phase: Habitat	0,007	0,426	0,512
	Residuen	0,359		
Saprobie	Phase	0,003	0,889	0,357
	Habitat	0,003	0,889	0,357
	Phase: Habitat	0,010	2,930	0,124
	Residuen	0,028		

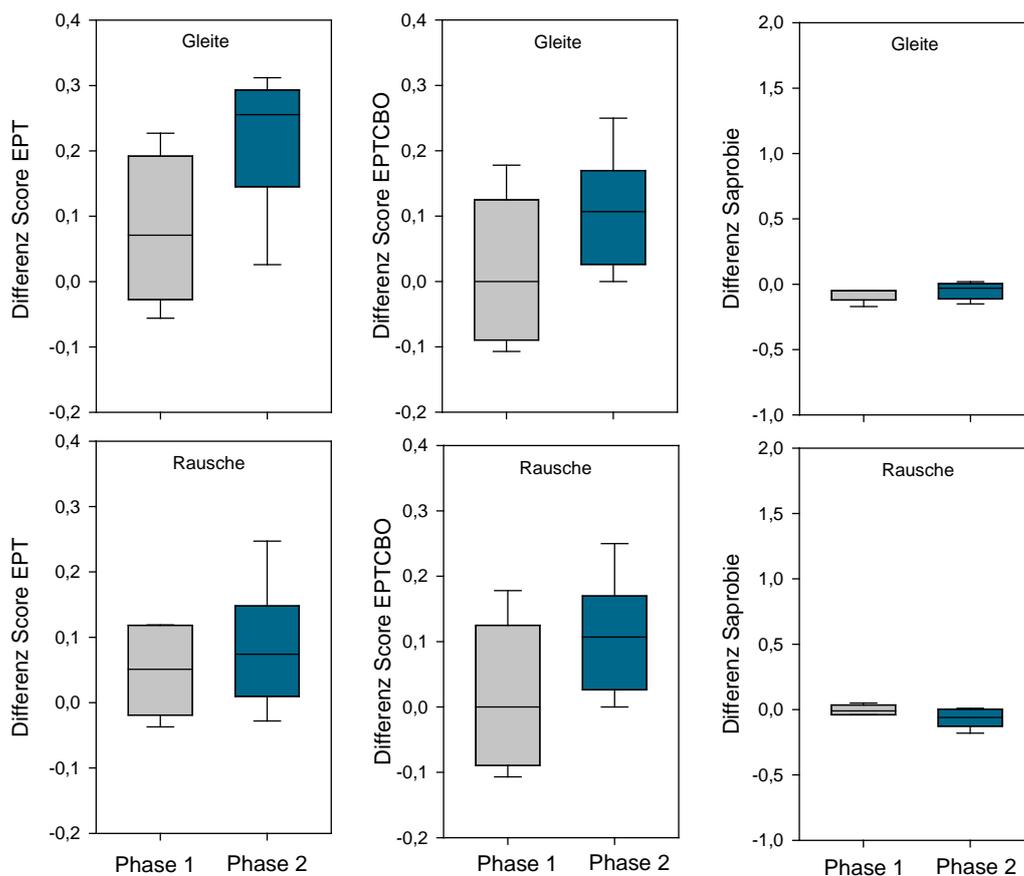


Abbildung 16: Mittlere Differenzen wichtiger Qualitätsindikatoren der Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie (Score des Anteils von EPT-Arten, Anteil von EPTCBO-Arten, Saprobienindex) zwischen den Untersuchungsstrecken, dargestellt mit einer Skalierung über jeweils 3 Qualitätsklassen mittels Boxplots (Median, Quartile, 95/5 %), für Gleiten und Rauschen über beide Phasen des Experiments (Phase 1: 2015-2017; Phase 2: 2017-2019, $n \geq 5$).

Für die Lebensgemeinschaft der Invertebraten in der oberen Schicht des hyporheischen Interstitials (0-20 cm) konnte die Hypothese, dass sie von den verbesserten Habitatbedingungen profitieren, nur bedingt unterstützt werden. Obwohl sich insbesondere der Anteil der sensitiven Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera bei Anwesenheit der Fische tendenziell erhöht hat, konnten keine signifikanten Veränderungen der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft (Bray-Curtis-Abstand) oder Verbesserungen von Qualitätsindikatoren (Abundanz, Anteil EPT) nachgewiesen werden (Abbildung 17, Tabelle 4).

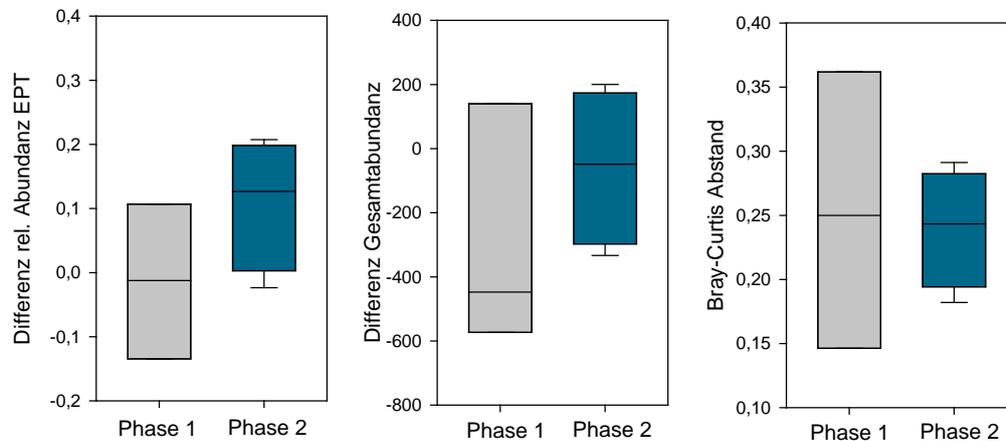


Abbildung 17: Mittlere Differenzen der Qualitätsindikatoren Anteil Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (rel. Abundanz EPT) und Gesamtabundanz sowie die Veränderung der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft der Invertebraten im oberen Horizont (0-20 cm) des hyporheischen Interstitials zwischen den Untersuchungsstrecken, dargestellt als Boxplots (Median, Quartile, 95/5 %) über beide Phasen des Experiments (Phase 1: 2015-2017; Phase 2: 2017-2019, n ≥ 3)

Tabelle 4: Ergebnisse der MANOVA zur Veränderung der mittleren Differenzen des Anteils von Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT), der Gesamtabundanz (Abundanz) und des Unterschiedes der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft (Bray-Curtis-Abstand) zwischen den experimentellen Phase (Phase 1: 2015-2017; Phase 2: 2017-2019, n ≥ 5). Dargestellt sind die Quadratsummen (Sum Sq), der F-Wert (F) und der p-Wert (p).

Antwortvariable	Faktor	Sum Sq	F	p
EPT	Phase	0,026	2,11	0,206
	Residuen	0,061		
Abundanz	Phase	95621	1,01	0,360
	Residuen	472059		
Bray-Curtis Abstand	Phase	0,0003	0,05	0,837
	Residuen	0,030		

Für den Reproduktionserfolg von Kieslaichern, beispielhaft getestet an der Überlebensrate von Goldforelleneiern bis zum Augenpunktstadium konnte die Hypothese unterstützt werden, dass der Fischbesatz zu einer Verbesserung der Habitatqualität führt. Die mittleren Überlebensraten in der Manipulationsstrecke stiegen nach dem Fischbesatz relativ zur Referenzstrecke an, sodass sich die Differenzen reduzierten (Abbildung 18). Dies ist an der signifikanten Interaktion der ANOVA zu erkennen sowie an der Tatsache, dass im Post-hoc Test (TukeyHSD) ein signifikanter Unterschied zwischen den beiden experimentellen Strecken nur in der ersten Phase, aber in keinem der Versuche in der zweiten Phase nachgewiesen werden konnte (Tabelle 5).

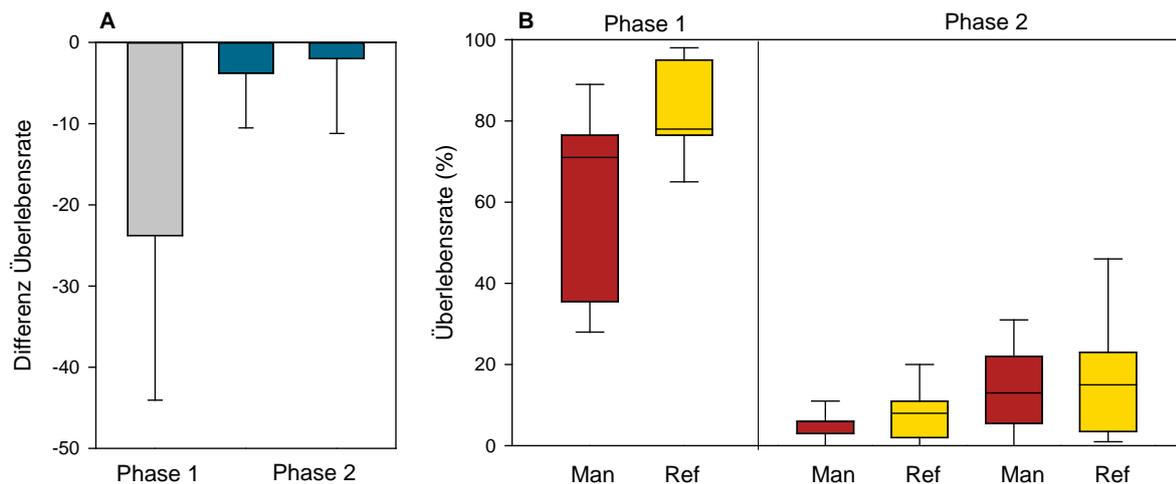


Abbildung 18: Mittlere Differenzen (A) und Mittelwerte (B) der Überlebensraten von Goldforelleneiern im Interstitial der Nister in beiden experimentellen Strecken in Phase 1 (2017) und Phase 2 (2018 und 2019), dargestellt als Mittelwerte (\pm Standardabweichung, $n = 3$, A) bzw. Boxplots (Median, Quartile, 95/5 %, $n = 9$, B)

Tabelle 5: Ergebnisse der ANOVA zum Unterschied der mittleren Überlebensraten zwischen den experimentellen Phase (Phase 1: 2017; Phase 2: 2018 und 2019) und den experimentellen Strecken (Ref: Referenzstrecke, Man: Manipulationsstrecke, $n = 9$), sowie die Ergebnisse des Post-hoc Tests zwischen beiden experimentellen Strecken, jeweils innerhalb der einzelnen Versuche (V1: Versuch in 2017, Phase 1; V2: Versuch in 2018, Phase 2; V3: Versuch in 2019, Phase 2). Dargestellt sind die Quadratsummen (Sum Sq), der F-Wert (F) und der p-Wert (p), bzw. für die Post-hoc Test der korrigierte p-Wert (p_{adj}).

	Faktor	SumSq	F	p/ p_{adj}
ANOVA	Phase	4,548	139,88	<0,001
	Streck	0,117	7,18	0,0101
	Phase:Strecke	0,142	4,35	0,0183
	Residuen	0,780		
Post-hoc Test	V1Ref vs V1Man			0,003
	V2Ref vs V2Man			0,999
	V3Ref vs V3Man			0,999

Beim Vergleich der drei Versuche fällt das deutlich geringere Mortalitätsniveau in 2017 auf (Tabelle 5). Die sehr hohen Mortalitätsraten 2018 und 2019 zeigen den generellen negativen Einfluss der Wasserqualität der Nister im Versuchszeitraum. Die hohe Mortalität trat auch in der als Kontrolle installierten Brutrinne auf und kann daher nicht auf lokale Bedingungen, wie den Kolmationsgrad des hyporheischen Interstitials, zurückgeführt werden. Ein wahrscheinlicher Faktor ist die erhöhte Wassertemperatur im Frühling der Jahre 2018 und 2019 (Abbildung 19). Nach Aufzeichnungen des Deutschen Wetterdienstes war der April des Jahres 2017 mit 7,4 °C der kälteste und der April 2018 mit 12,3 °C der wärmste der Dekade in Deutschland. Die hohe Mortalität der Salmonideneier in den wärmeren Jahren zeigt eindrücklich die Bedeutung klimatischer Veränderungen für die Lebensgemeinschaft und die ökologische Qualität von Fließgewässern.

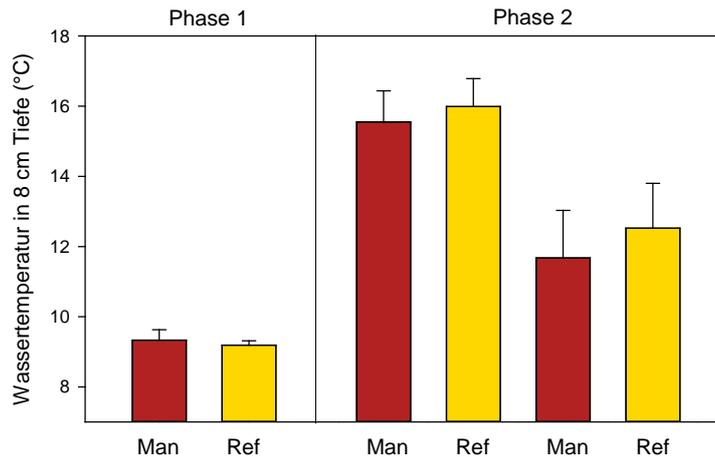


Abbildung 19: Mittlere Wassertemperaturen (\pm Standardabweichung, $n = 9$) im Interstitial (8 cm Tiefe) beider experimenteller Strecken der Nister (Man: Manipulationsstrecke, Ref: Referenzstrecke) während der Experimente zum Reproduktionserfolg (Phase 1: 2.5.2017, Phase 2: 14.5.2018, 14.5.2019)

Arbeitspaket B: Räumliche Extrapolierbarkeit der experimentellen Ergebnisse

Fischbestand in den Untersuchungsgewässern

Die erfolgreiche Umsetzung der fischereilichen Steuerung, also eine deutliche Erhöhung der Bestände von Nasen und Döbeln in den Teststrecken im Vergleich zu den Referenzstrecken, war die Grundvoraussetzung für den Test der räumlichen Extrapolierbarkeit der experimentellen Ergebnisse aus dem Vorgängerprojekt BIOEFFEKT I. Es konnte jedoch, trotz Kormoranvergrämung und intensiver Bemühungen um einen ausreichenden Besatz der Teststrecken, keine Steigerung der Fischdichten erzielt werden. Dieses Ergebnis zeigt, dass eine erfolgreiche Umsetzung des Biomanipulationsansatzes in der Praxis durchaus schwierig sein kann. Es sollte also bereits in der Planungsphase gründlich geprüft werden, ob eine Steigerung der Fischbestände erfolversprechend erscheint.

Während der Projektlaufzeit gingen die Bestände der großwüchsigen Fische (Totallänge ≥ 15 cm) sowohl in den Referenzstrecken als auch in den Teststrecken der hier analysierten Gewässer durchschnittlich zurück. Dieser Rückgang betraf sowohl die Arten- als auch Individuenzahlen (Abbildung 20, Abbildung 21).

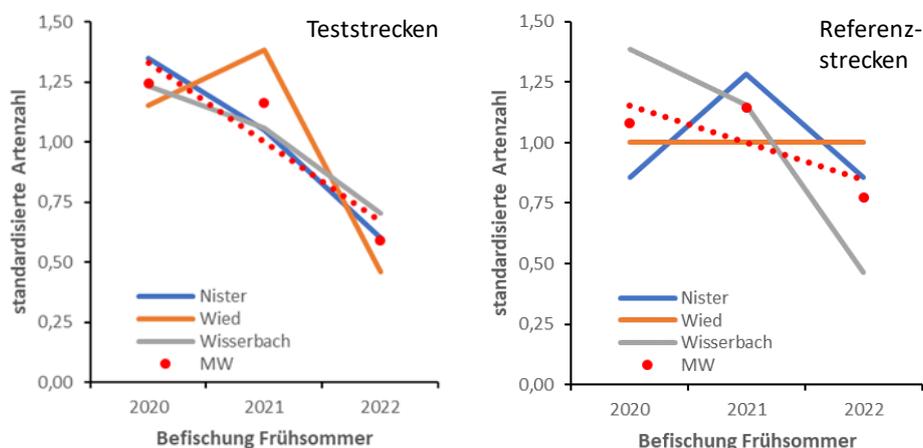


Abbildung 20: Entwicklung der nachgewiesenen Artenzahlen in den Teststrecken (links) und den Referenzstrecken (rechts) für Fische mit Totallänge ≥ 15 cm. Zur direkten Vergleichbarkeit wurden die Artenzahlen standardisiert, indem die einzelnen Befischungsergebnisse ins Verhältnis zum Mittelwert aller drei Befischungen der jeweiligen Strecke gestellt wurden (standardisierte Artenzahl).

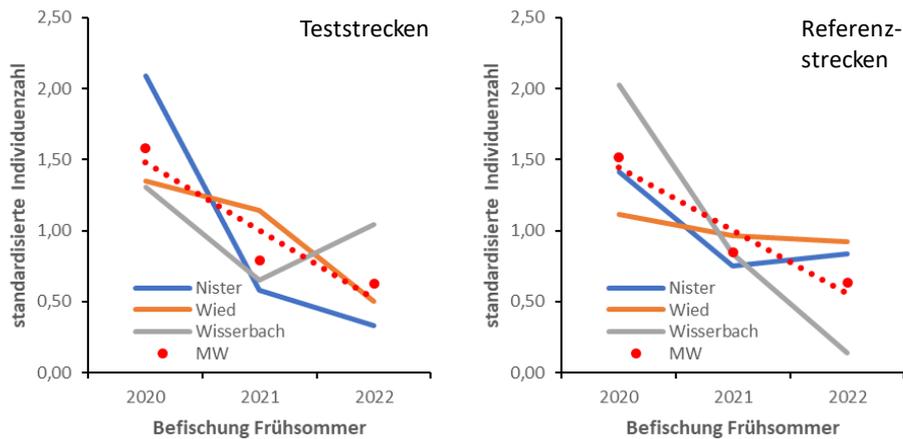


Abbildung 21: Entwicklung der Individuenzahlen (Fangzahlen) in den Teststrecken (links) und den Referenzstrecken (rechts) für Fische mit Totallänge ≥ 15 cm. Zur direkten Vergleichbarkeit wurden die Individuenzahlen standardisiert, indem die einzelnen Befischungsergebnisse ins Verhältnis zum Mittelwert aller drei Befischungen der jeweiligen Strecke gestellt wurden (standardisierte Individuenzahl).

Die Rückgänge waren in den Teststrecken durchschnittlich sogar etwas stärker ausgeprägt als in den Referenzstrecken, was sich vermutlich durch durchschnittlich höhere Ausgangswerte erklären lässt, denn die Teststrecken wiesen im Frühjahr 2020 (vor Beginn der fischereilichen Steuerung) durchschnittlich eine um 25,6 % höhere Artenzahl und mehr als doppelt so viele Individuen (+128,4 %) auf. Die lokale Vergrämung der Kormorane an den Teststrecken, welche sich positiv auf die gesamte dortige Fischgemeinschaft hätte auswirken sollen, hatte offensichtlich keinen erkennbaren Effekt auf die Fischbestandsentwicklung.

Auch der wiederholte Besatz zeigte keinen bestandshebenden Effekt, weder die Anzahl an Nasen noch an Döbeln in den Teststrecken nahm im Projektverlauf zu. Sie ging beim Döbel in den Teststrecken sogar stärker zurück als in den Referenzstrecken (Abbildung 22). Nasen wurden im Frühlommer weder in der Nister noch im Wisserbach gefangen (sowohl Test- als auch Referenzstrecke). In der Teststrecke der Wied sank die Zahl gefangener Nasen von durchschnittlich 4,5 Individuen/Befischungsdurchgang im Jahr 2020 über 2,5 Ind./Befischungsdurchgang 2021 auf 0, während sie gleichzeitig in der Referenzstrecke leicht anstieg (2020: 2,5 Ind./Befischungsdurchgang; 2021: 2,5 Ind./Befischungsdurchgang; 2022: 4,0 Ind./Befischungsdurchgang).

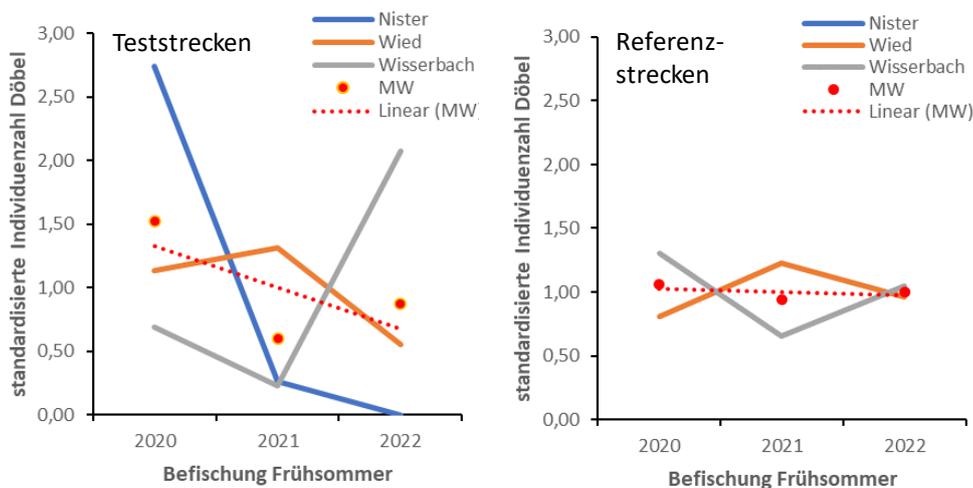


Abbildung 22: Entwicklung der Individuenzahlen (Fangzahlen) von Döbeln in den Teststrecken (links) und den Referenzstrecken (rechts) für Fische mit Totallänge ≥ 15 cm. In der Referenzstrecke an der Nister kamen in den Frühlommerbefischungen durchgängig keine Döbel vor.

Diese Ergebnisse belegen, dass die fischereiliche Steuerung in den Testrecken nicht erfolgreich war. Die Ursache liegt vermutlich vor allem in einem allgemein niedrigen Fischbestand in allen drei Untersuchungsgewässern. Eingesetzte adulte Tiere verteilten sich durch die vielen unbesetzten Habitate im Gewässer sehr viel weiträumiger, als wenn diese bereits durch die im Gewässer aufgewachsenen Fische besetzt wären. Dennoch wurden immer wieder getaggte Fische in den Teststrecken der Wied und Nister in geringer Anzahl detektiert. Darunter waren in der Wied auch Nasen, die noch aus dem Besatz vom November 2020 stammten.

Die Gründe für die generell geringen Fischdichten sind vielfältig. Neben der besonders im Westerwald anhaltend starken Prädation durch den Kormoran dürften auch die vergangenen drei vergleichsweise warmen Sommer mit stark ausgeprägten Niedrigwasserphasen und untypisch hohen Wassertemperaturen für den Rückgang der Fische verantwortlich sein. Bei derartig niedrigen Fischbeständen im gesamten Gewässer ist eine kurzfristige, lokale Erhöhung des Bestands mit adulten Fischen ohne Absperrung offenbar kaum möglich.

Mit dem gescheiterten Versuch einer fischereilichen Steuerung konnten auch bezüglich der Habitatqualität keine aussagekräftigen Erkenntnisse aus Messungen im Jahr 2022 erwartet werden. Daher wurde in Abstimmung mit dem Fördermittelgeber auf die Messungen verzichtet.

Besatzerfolg: Verbleib getaggtter Fische

In der Manipulationsstrecke bei Astert (Nister) wurden im Projektverlauf 329 getaggte Fische besetzt, während in der Manipulationsstrecke bei Panau (Wied) nur 58 getaggte Fische besetzt werden konnten. Aus diesem Grund sind die Daten aus der Wied in Abbildung 23 nur vergleichend in hell grau dargestellt.

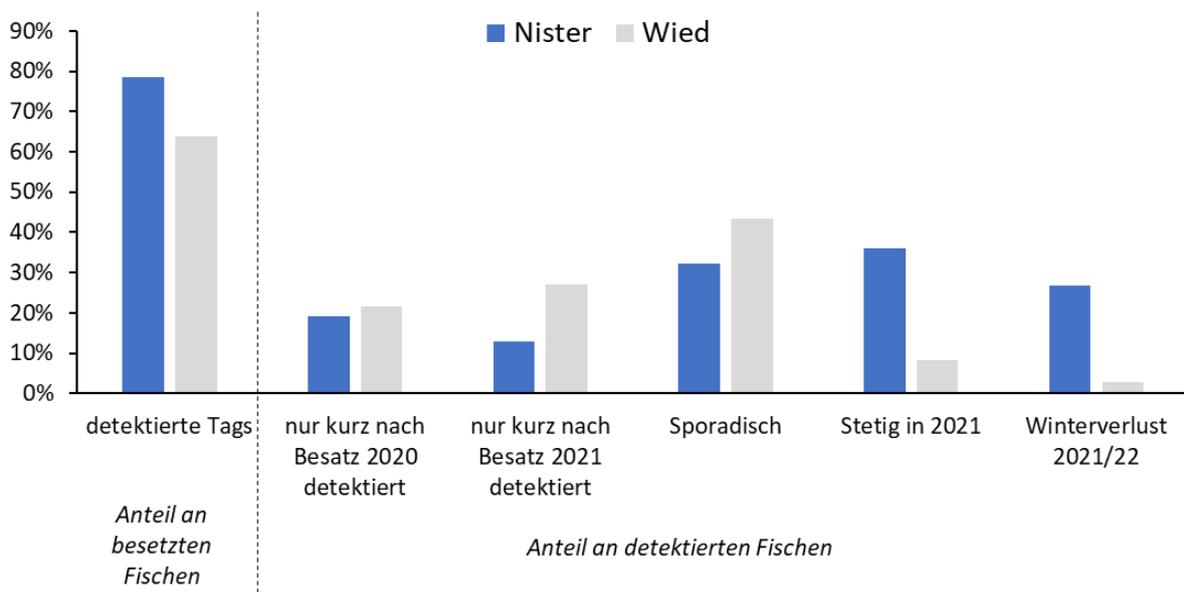


Abbildung 23: Verbleib getaggtter Fische in den Manipulationsstrecken in Nister (blau) und Wied (hell grau) in Prozent. Links von der gestrichelten Linie: Anteil detektierter Fische bezogen auf die Anzahl besetzter getaggtter Fische (Nister: 329; Wied: 58). Rechts der gestrichelten Linie bezieht sich der jeweils dargestellte Anteil auf die Anzahl detektierter Fische (Nister: 258; Wied: 37). Der berechnete Winterverlust basiert auf der Anzahl stetiger Fische in 2021, welche nach März 2022 nicht mehr detektiert wurden (Nister: 93; Wied: 3).

Ein Besatz mit adulten Fischen hatte eine verhältnismäßig geringe Effektivität, da nur ca. 53% der besetzten Fische im Bereich der Untersuchungsstrecken verblieben. Dazu war ein enormer Winterverlust von 74 % der in 2021 als stetig eingestufteten Fische an der Nister zu verzeichnen. Überträgt man diesen geschätzten Verlust auf die sporadisch in der Strecke verweilenden Fische, so

ergibt sich für 2022 ein besatzwirksamer Anteil von 14 % der in 2020 und 2021 in der Nister besetzten Fische. Auch wenn die Wintermortalität einen hohen Anteil am Winterverlust haben dürfte (vgl. Ergebnisse Arbeitspaket C) ist der Winterverlust nicht mit dieser gleichzusetzen, da bei der Befischung im April 2022 oberhalb der Manipulationsstrecke, im Fall der Nister sogar oberhalb der Referenzstrecke, jeweils ein Döbel gefangen wurde, welcher seit Herbst 2021 in der jeweiligen Manipulationsstrecke nicht mehr detektiert wurde. Somit wird die Besatzwirksamkeit sowohl durch Mortalität als auch durch Abwanderung reduziert. Doch auch besatzwirksame Fische hielten sich nicht dauerhaft in den Manipulationsstrecken auf. So wurden zwei weitere Döbel, welche während der Frühjahrsbefischung 2022 oberhalb der Manipulationsstrecke in der Nister gefangen wurden, sowohl in 2021 als auch in 2022 regelmäßig in der Manipulationsstrecke detektiert und als stetig eingestuft. In der Nister wurde jeder detektierte PIT-tag durchschnittlich an 9,7 Tagen von den Antennen erfasst. Über einen Zeitraum von 15 Monaten (Juli 2021-September 2022) bedeutet dies, dass ein detektiertes Fisch im Mittel 0,65 mal pro Monat erfasst wurde, die Spannweite lag bei 0-29 Tagen mit Detektion pro Monat und bei 0-11 Monaten mit Detektion.

Arbeitspaket C: Notwendigkeit der Regulation der Kormoranbestände

Der höchste Prädationsdruck durch den Kormoran auf die Fischbestände ist in Rheinland-Pfalz in den Wintermonaten zu beobachten (Ende September bis Ende März). Dies liegt zum einen an einer größeren Anzahl Kormorane in den Wintermonaten und zum anderen daran, dass sich die sonst verteilten Bestände der großwüchsigen Cypriniden in den Winterquartieren auf engstem Raum sammeln. Trotz der stetigen Zunahme brütender Kormorane in Rheinland-Pfalz (1991: 1 Brutpaar; 2017: 362 Brutpaare, Dietzen et al. 2022) liegt das saisonale Maximum des Kormorans in den Wintermonaten. Im langjährigen Wintermittel überwinterten ca. 2000 Kormorane, wobei das ermittelte Wintermaximum im Winter 2017/18 bei knapp über 4000 Individuen lag (Landtag Rheinland-Pfalz 2018). Insgesamt ist eine Verlagerung der Wintergebiete insbesondere durch Vögel aus den Brutkolonien Schwedens, Süd-Norwegens und Dänemarks westwärts zu beobachten, wodurch die Populationen überwinternder Kormorane im östlichen Zentral-Europa und dem westlichen Balkan abnehmen, wohingegen die Populationen in westlicheren Regionen zunehmen (Frederiksen et al. 2018). Aus diesen Gründen ist insbesondere die kormoranbedingte Wintermortalität ein wichtiger regulierender Faktor der Fischbestände. Der Nachweis, dass Kormorane bei hohen Fischdichten pro Kopf mehr Fisch erbeuten als bei niedrigeren Fischdichten (Werner & Dorr 2006), legt nahe, dass die Fischverluste aus Winterquartieren höher sind als die Verluste, welche mit derselben Anzahl jagender Kormorane bei im Fließgewässer verteilten Fischschwärmen zu beobachten wären. Die Quantifizierung des Einflusses auf die Fischbestände insbesondere in Fließgewässern ist jedoch schwierig (Carss 2021). Dies liegt daran, dass der Kormoran sehr mobil ist, d.h. die Tiere können in einem relativ weiten Umkreis um den Schlaf-, Rast- oder Brutplatz (max. 10-20 km Radius, Bregnballe 1996) potentiell eine Vielzahl an Gewässern und Gewässerabschnitten aufsuchen. Während bei kleinen und mittleren Seen und Teichen das Gewässer noch überblickt werden kann und so in Gänze der tägliche Einflug an Kormoranen erfasst werden könnte, ist dies bei Fließgewässern nicht möglich, da immer nur ein kurzer Abschnitt einsehbar ist. Da sowohl das räumliche, als auch das zeitliche Auftreten der Kormorane an einem Gewässer variabel ist, ist eine Überwachung der Gewässer zeit- und personalintensiv. Daher ist allein die Erfassung belastbarer Daten zum tatsächlichen Prädationsdruck auf einzelne Gewässer schwierig und großskalig nicht umzusetzen. Daher erfolgt die quantitative Erfassung der Kormoranprädation in der Regel über die Analyse von Speiballen oder der Wiederfindsrate von PIT-tags von markierter Fischen in unmittelbarer Nähe von Brut- oder Schlafplätzen (Ovegard et al. 2021). Die Autoren geben zu bedenken, dass diese Art der Studien nicht in der Lage sind, die Kormoranprädation in einen direkten Bezug zu Fischpopulationsänderungen zu setzen. Doch auch die Erfassung der tatsächlichen Fischbestände ist insbesondere in Fließgewässern schwierig, da nicht nur der Kormoran, sondern auch die Fische – sofern sie nicht durch künstliche Querbauwerke in ihren

longitudinalen Wanderungen eingeschränkt sind – sehr mobil sind. Bei Bestandsbefischungen in Fließgewässern können immer nur einzelne (repräsentative) Gewässerabschnitte (meist 500-1000 m) befischt werden. Schwarmfische wie Nasen und Barben können jedoch Wanderungen von mehreren Kilometern zurücklegen und auch saisonale Wechsel der aufgesuchten Fließstrecken kommen vor (Panchan et al. 2022). Daraus ergibt sich, dass sich Fischschwärme nur mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit in der befischten Strecke aufhalten, auch wenn sich diese in ihrer sog. Home-range befindet. Erschwerend kommt hinzu, dass eine Vielzahl von Faktoren die Bestandsentwicklung der Fische beeinflusst. Zu diesen Faktoren zählen z.B. Klimawandel (insbesondere Häufigkeit und Dauer von Extremereignissen, wie Flut oder Niedrigwasser), Eutrophierung, (Mikro-)Schadstoffe, Besatzmaßnahmen, mangelnde Habitatqualität, -quantität, -heterogenität und -vernetzung, Fischerei, sowie Prädation.

Im Rahmen von BIOEFFEKT II konnten wir anhand der Antennendaten einen reinen Winterverlust von über der Hälfte der Besatzfische aus 2021 in der Nister ermitteln (Tabelle 6). Der Winterverlust von 55 % der besetzten Fische in der Manipulationsstrecke bei Astert kann jedoch sowohl durch eine Wintermortalität als auch auf ein Abwandern der Fische zurückzuführen sein. Die hohe Zahl einfliegender Kormorane an der Nister sowie das dokumentierte hohe Aufkommen piscivorer Vögel an einem Winterquartier bei Stein-Wingert legen allerdings einen hohen Prädationsdruck auf die Fischbestände der Nister nahe. Die Berechnung des reinen Winterverlustes war an der Nister für das Besatzjahr 2020 und an der Wied für beide Besatzjahre aus technischen Gründen nicht möglich.

Tabelle 6: Verbleib der getaggtten Besatzfische von 2021 in der Nister.

Besatz 2021	Anzahl	Anteil
Gesamt	177	
Stetig in 2022	11	6%
Sporadisch in 2022	35	20%
Nach Besatz verschollen	33	19%
Reiner Winterverlust	98	55%

Die beobachteten Kormoraneinflüge in den Wintermonaten (Jan-Mrz + Okt-Dez) an der Nister bei Stein-Wingert lagen in den Jahren von 2015 bis 2021 im Mittel bei 2732 Kormoranen, was einem Einflug von 15 Kormoranen täglich entspricht (Abbildung 24). Allein in der Zeit zwischen dem 01. Januar und dem 06. April 2022 wurden an 115 Beobachtungstagen 1128 einfliegende Kormorane an der Nister beobachtet. Im gesamten Winter 2021/22 (Oktober-März) wurden 2171 Kormoraneinflüge dokumentiert. Bei einem Tagesbedarf von 400-500 g Fisch entspricht dies einer Fischentnahme von 868-1085 kg in der Region Nister bei Stein-Wingert (Umkreis max. 10-20 km).

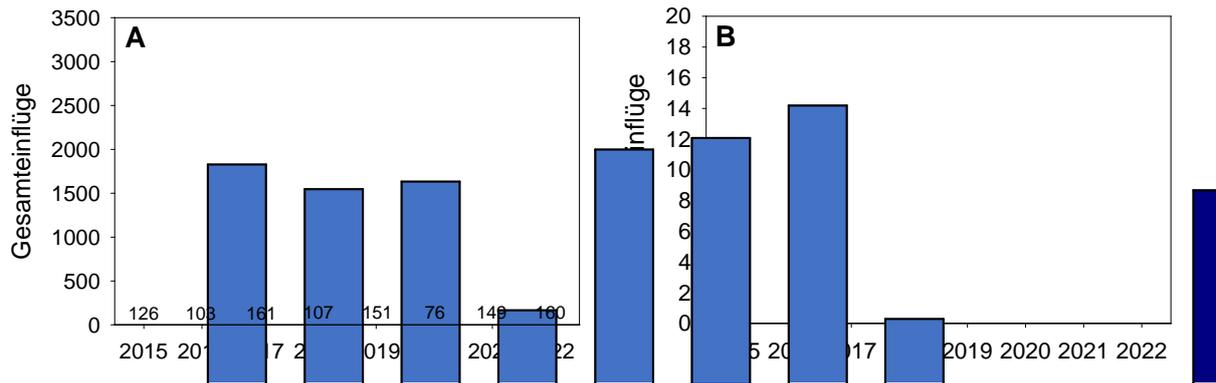


Abbildung 24: Dokumentierte Kormoraneinflüge bei Stein-Wingert im Winterhalbjahr (Jan.-Mrz. + Okt.-Dez.) von 2015-2022. A: Hochrechnung der Kormoraneinflüge im Winterhalbjahr (Tagesdurchschnitt x 182 Tage); B: durchschnittliche tägliche Kormoraneinflüge. Zahlen in den Säulen: Anzahl der Beobachtungstage pro Halbjahr, Daten: M. Fetthauer

Der Einfluss von Kormoranabschüssen auf das Auftreten und Verhalten der Kormorane in den Untersuchungsgewässern ist lokal beschränkt und zeichnet sich eher im allgemeinen Verhalten der Tiere ab. Ohne Jagddruck auf den Kormoran war bis Winter 2009/10 an der Wied bei Neustadt täglich ein hoher Einflug von Kormoranen zu verzeichnen. Nachdem im ersten Winter nach Erlass der Kormoranverordnung im Revier Neustadt 1 (Wied von Panau bis Steinshof) ca. 50 Kormorane geschossen wurden, hat insbesondere der Einflug größerer Gruppen nachgelassen, so dass in den Folgejahren ca. 10-15 Kormorane geschossen wurden. Da in Revieren mit weniger Jagddruck auf den Kormoran entlang der Wied ein höheres Aufkommen beobachtet wurde, ist hier potentiell ein lokaler Vergrämungseffekt zu beobachten. Allerdings haben Kontrollbefischungen durch die Bachpaten Altenwied ebenso wie die Befischungen im Rahmen von BIOEFFEKT II gezeigt, dass kaum noch Fische als Beute für die Kormorane vorhanden sind, so dass auch das verringerte Beuteangebot zur Reduzierung der Einflüge beigetragen haben dürfte. Nach dem erfolgten Fischbesatz in die Wied durch die Fischereigenossenschaft sowie im Rahmen von BIOEFFEKT II im Jahr 2020 wurde wieder ein höheres Aufkommen an Kormoranen beobachtet und in der folgenden Jagdsaison eine höhere Zahl geschossen (25 Individuen). Im Winter 2021/22 war der Anflug der Wied und demzufolge die Zahl der geschossenen Kormorane wieder geringer (15 Individuen). Von diesen insgesamt 40 Kormoranen wurden 16 (2020/21) bzw. 12 (2021/22) Tiere im Bereich der Versuchsstrecke bei Panau erlegt, der Rest im Bereich des Campingplatzes bei Berschau. Entlang der Referenzstrecke wurde nicht gejagt.

Auch im Altarm bei Stein-Wingert war nur ein eher indirekter Vergrämungseffekt zu beobachten, trotz höherer Vergrämungsintensität an der Nister bei Stein-Wingert (2020/21: 25-30; 2021/22: 20) als an der Wied bei Panau. Die Kormorane suchten den Altarm nur sehr selten in größeren Gruppen auf, sondern in der Regel einzeln oder in kleinen Gruppen von 2-3 Vögeln. Auch der Aufenthalt der Kormorane im Altarm war in der Regel recht kurz (nur wenige Minuten). Dennoch konnte häufig eine erfolgreiche Jagd dokumentiert werden. Ein direkter Effekt der Abschüsse in unmittelbarer Nähe des Altarms, im Sinne einer geringeren Frequentierung des Altarms an jenen Tagen, war nicht festzustellen (Abbildung 25).

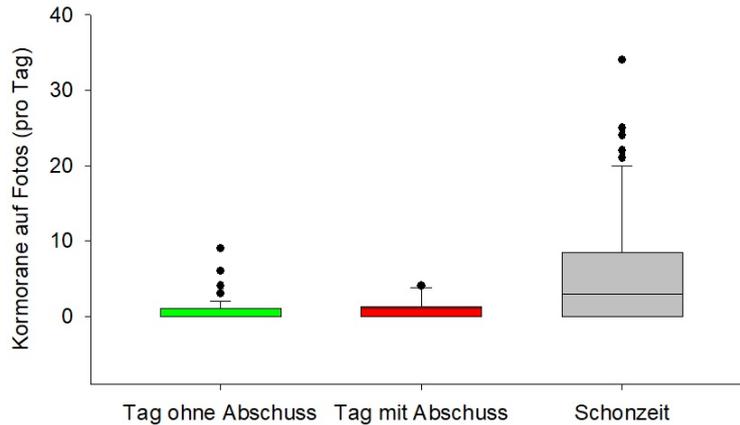


Abbildung 25: Einfluss von Abschüssen in unmittelbarer Nähe des Winterquartiers auf die Frequentierung des Altarms durch Kormorane im Untersuchungszeitraum (03.11.2021-25.04.2022). Für den Vergleich zwischen Tagen mit und ohne Abschuss wurde nur der Zeitraum bis zum 15.02.2022 betrachtet, welchem das Aufkommen von Kormoranen in der anschließenden Schonzeit gegenübersteht. Tag ohne Abschuss: n = 89, Tag mit Abschuss: n = 10; Schonzeit: n = 69. Die zugrundeliegenden Daten sind die mit Hilfe der Wildkameras pro Tag erfassten Kormorane (unkorrigierte Werte).

Allerdings wird der hohe Jagddruck auf den Kormoran bei Stein-Wingert seit 2009 anhand der hohen Fischbestände im Vergleich zu den Teststrecken deutlich (Abbildung 26). Für eine erfolgreiche Entwicklung der Fischbestände ist also auch ein (lokaler) Schutz der Fische notwendig. Im Verlauf der Nister sowie im Vergleich mit den Teststrecken weist Stein-Wingert die höchste Vergrämungsintensität auf, so wurden in der Jagdsaison 2020/21 25-30 der 49 an der Nister insgesamt geschossenen Kormorane im Bereich Stein-Wingert erlegt. Hierbei ist zu beachten, dass diese hohe Vergrämungsintensität gerade mal einem erlegten Kormoran in der Woche entspricht.

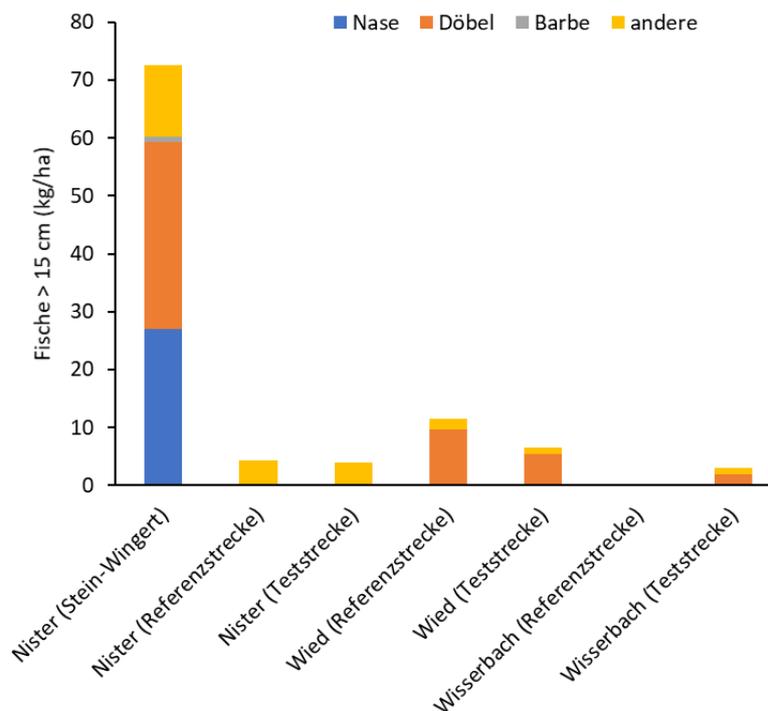


Abbildung 26: Erfasste Fischbiomasse während der Befischung im Frühjahr 2022 in den Versuchsstrecken sowie oberhalb des Wehrs in Stein-Wingert in unmittelbarer Nähe zum Altarm.

Trotz der Vergrämung wurde im Altarm von Stein-Wingert ein hoher Prädationsdruck durch piscivore Vögel auf die überwinternden Fische dokumentiert. Im Untersuchungszeitraum vom 03.11.2021 bis 25.04.2022 wurden vier piscivore Vogelarten regelmäßig im Winterquartier (Altarm bei Stein-Wingert) beobachtet: Kormoran (*Phalacrocorax carbo*), Graureiher (*Ardea cinerea*), Silberreiher (*Ardea alba*) und Gänsesäger (*Mergus merganser*). Insgesamt konnte eine deutliche Saisonalität insbesondere in Bezug auf das Auftreten des Kormorans festgestellt werden (Abbildung 27). Das maximale Kormoranaufkommen im März lag wahrscheinlich an einer Überschneidung von überwinternden Vögeln und Durchzüglern auf dem Weg in die Brutgebiete und steht vermutlich nicht im Zusammenhang mit dem Beginn der Schonzeit (15.02.). Etwa 50 % der Fischentnahme erfolgt im März und April, so dass der Prädationsdruck auf die Nasen unmittelbar vor der Laichzeit am höchsten war (Abbildung 27). Während Kormoran und Graureiher den Altarm über die gesamte Untersuchungsperiode hinweg regelmäßig aufsuchten, schienen die Silberreiher in der letzten Märzwoche abgewandert zu sein, da seit dieser Zeit keine Silberreiher am Altarm mehr beobachtet wurden. Auch Gänsesäger wurden nur von KW49 bis KW7 im Altarm erfasst, wobei sie andernorts an der Nister auch außerhalb dieses Zeitraums gesichtet wurden (Abbildung 27). Auch an der Wied wurde in den letzten Jahren ein höheres Aufkommen überwinternder Gänsesäger beobachtet.

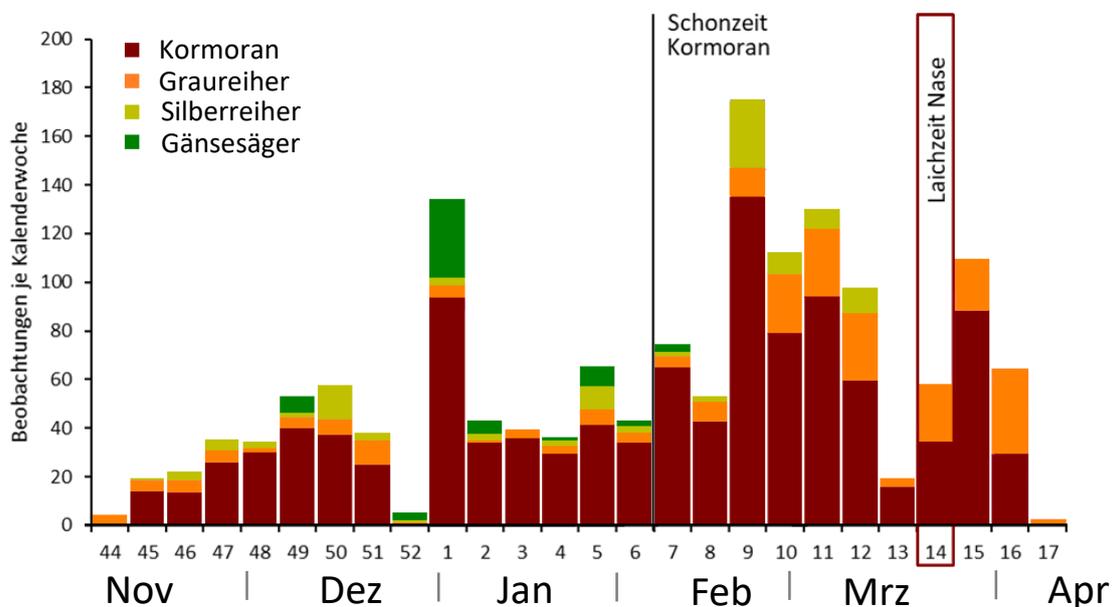


Abbildung 27: Anzahl beobachteter piscivorer Vögel im Altarm von Stein-Wingert pro Kalenderwoche im Zeitraum vom 03.11.2021 bis 25.04.2022. Laichende Nasen wurden ab dem 14.04.2022 beobachtet (rot umrahmte KW), ebenso ist der Beginn der Schonzeit für den Kormoran am 15.02. dargestellt.

Eine Abschätzung des Prädationsdruckes relativ zum Fischbestand verdeutlicht die hohe Bedeutung der Prädation für die Fischbestände der Nister trotz sehr intensiver Vergrämung am Winterquartier. Nach unserer Einschätzung könnte eine Reduktion der Vergrämungsintensität oder eine zusätzliche Nutzung der Fische im Sommerhalbjahr durch Prädation (v.a. durch den Kormoran) bzw. Sportfischerei zum Zusammenbruch der Fischbestände führen. Es wird vielfach davon ausgegangen, dass jährlich ca. 30% der vorhandenen Fischbiomasse entnommen werden können, ohne den Fischbestand zu gefährden (dauerhafte nachhaltige Entnahme). Eine Prädation unterhalb dieser 30%-Marke ist also als dauerhaft verträglich anzusehen, allerdings nur wenn keinerlei weitere Entnahme erfolgt, z.B. durch Fischerei oder andere Prädatoren. Die hier vorliegenden Schätzungen machen die hohe Relevanz der Prädation für den Fischbestand an der Nister deutlich. Trotz intensiver Vergrämung werden allein im Winterquartier höchstwahrscheinlich 10-25 % der vorhandenen Fischbiomasse durch piscivore Vögel

entnommen (Abbildung 28). Dabei entnehmen Kormorane nach diesen Schätzungen 5-16 % des Bestandes aus dem Winterquartier. Die geschätzten Werte übersteigen die 30 %-Marke nicht, was vor dem Hintergrund der, in den letzten Jahren, relativ stabilen Fischbeständen im Winterquartier nachvollziehbar erscheint. Allerdings sind die Ergebnisse der Maximalschätzung bereits relativ nahe an der 30% Marke. Sollte diese Schätzung der Realität entsprechen, wird der vorhandene Fischbestand allein im Winterquartier bereits fast vollständig genutzt. Eine Übernutzung des Fischbestandes würde nachfolgend durch die zusätzliche Prädation oder eine fischereiliche Nutzung im Sommerhalbjahr eintreten.

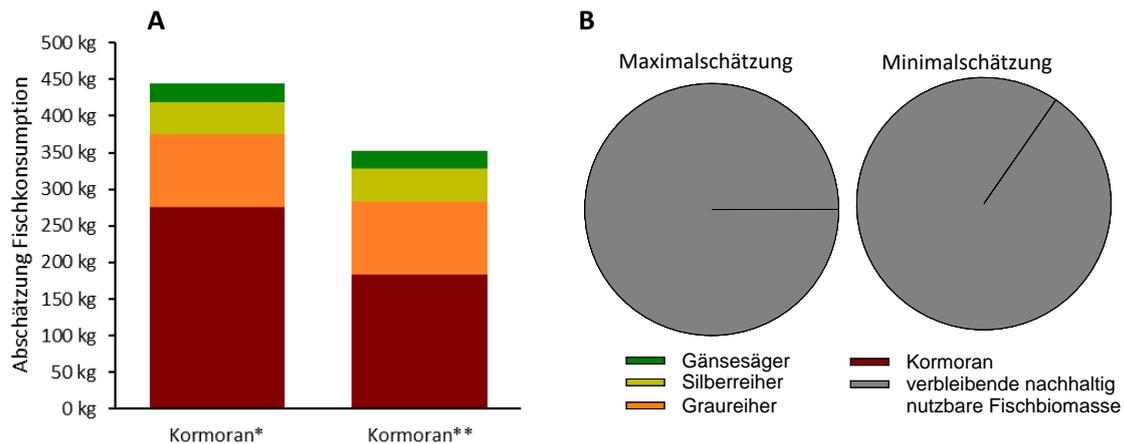


Abbildung 28: Abschätzung der Fischkonsumption durch piscivore Vögel am Altarm in Stein-Wingert zwischen dem 03.11.2021 und dem 25.04.2022. Für Kormorane wurde mit einem Tagesbedarf von 500 g Fisch gerechnet für die anderen Arten von 400g. Die Konsumptionsabschätzung für Kormoran* geht von zwei benötigten Jagdversuchen aus, die von Kormoran** von drei Jagdversuchen.

Für das Winterquartier wurde eine Fischartnahme von 352-444 kg im Beobachtungszeitraum berechnet, wovon über die Hälfte auf den Kormoran entfiel (Abbildung 28 A). Für eine Abschätzung der entnommenen Fischbiomasse wurde für den Kormoran eine tägliche Konsumtion von 500 g und für die anderen drei Arten eine Konsumtion von 400 g Fisch pro Tag zugrunde gelegt (Draulans 1988, Ridgway 2010). Aufgrund der kurzen Aufenthaltszeit der Kormorane im Altarm wurde davon ausgegangen, dass zwei bis drei Jagdversuche notwendig waren, um den Tagesbedarf zu decken (Abbildung 28 A: Kormoran* bzw. Kormoran**). Die Biomasse der Fische im Winterquartier wurde auf 1.779-3.558 kg geschätzt, wobei diese Schätzung aufgrund methodischer Schwierigkeiten bei der Bestimmung der Fischdichte im Winterquartier stärker fehlerbehaftet ist als die der Fischartnahme.

Nicht nur die Bestände des Kormorans, sondern auch die Bestände der drei weiteren regelmäßig am Altarm beobachteten Vogelarten sind im Winterhalbjahr 2020/21 in Rheinland-Pfalz im Vergleich zum Vorjahr angestiegen (Dietzen et al. 2022). Ein Umstand, den diese Vögel möglicherweise auch ihren sehr erfolgreichen gemeinsamen Jagdstrategien verdanken. Im Altarm konnte regelmäßig beobachtet werden, dass Reiher und Kormorane und gelegentlich auch Gänsesäger erfolgreiche Jagdverbände bildeten. Ein Umstand, der vermuten lässt, dass der Prädationsdruck auf die Fischbestände mit Zunahme der piscivoren Vögel nicht rein additiv ist, sondern überproportional zu der Bestandsentwicklung gemeinsam jagender Vogelarten ansteigt. So dass der Gesamtbestand piscivorer Vögel an einem Gewässer bzw. einem Fisch-Winterquartier beachtet werden muss.

Bei der Elektro-Befischung am 26.04.2022 wiesen 30 % der gefangenen Fische (> 15 cm) Verletzungen durch den Kormoran auf (Nasen: 19 %; Döbel: 31 %). Alter und Schwere dieser Verletzungen war sehr unterschiedlich (Abbildung 29), so dass nicht abgeschätzt werden kann welcher Anteil der verletzten Fische überlebt oder an den Folgen (z.B. Verpilzung) zu Grunde geht.

Insgesamt erscheint es nicht realistisch, einen hohen Jagddruck auf den Kormoran über gesamte Gewässerstrecken aufrecht zu erhalten. Daher wäre es sinnvoll, vorhandene Winterquartiere der Fische zu kartieren und dort nach Möglichkeit gezielt einen hohen Jagddruck auf den Kormoran über die Wintermonate aufrecht zu erhalten. Auch eine Ausweitung Jagdsaison auf den Kormoran bis Ende März erscheint sinnvoll, um einen besseren Schutz frühjahrslaichender Fischarten, wie Nase oder Äsche, gewährleistet zu können. Ob in diesem Zeitraum bereits eine Überschneidung des Brutgeschäfts (Beginn Eiablage) der in der Region brütenden Kormorane vorliegt (RLP bzw. südliches NRW) ist zu prüfen. Der Beginn des Brutgeschäfts ist für Brutvögel in RLP mit der Eiablage allerdings erst ab Ende April dokumentiert (Ochse 2021), so dass eine Verlängerung der Jagdsaison bis Ende März keinen Einfluss auf brütende Vögel haben sollte. Des Weiteren ist zu prüfen, ob die Fische in ihren Winterquartieren durch das Einbringen von Unterwasserstrukturen (z.B. verzweigtes Totholz) geschützt werden können. Da diese Strukturen jedoch auch Ansitzplätze für Reiher bieten können, ist hier zwischen der Schutzwirkung gegen den Kormoran und der potentiell höheren Prädation durch Reiher abzuwägen. Aussagekräftige Studien zur Schutzwirkung solcher Unterstände insbesondere in Fließgewässern fehlen jedoch bisher.



Abbildung 29: Durch Kormorane verletzte Fische bei der Befischung am 26.04.2022 bei Stein-Wingert. A-D: Nase; E-F: Hasel.

Arbeitspaket D: Entwicklung von Zielvorgaben für die fischereiliche Steuerung

Habitateignungsmodell Nasenfraßplätze

Für die Ableitung der für eine erfolgreiche Biomanipulation notwendigen Nasenbiomassen sind Informationen zu deren Habitatansprüchen notwendig. Insbesondere Fraßplätze sind von Interesse, da mit einer klaren Definition der Fraßplätze eine Abschätzung der von den Nasen beweideten Fläche in verschiedenen Gewässern ermöglicht wird. Dazu wurde ein Habitateignungsmodell für Fraßplätze

der Nase erarbeitet, in welchem die Umweltbedingungen potentieller Fraßplätze charakterisiert werden.

Insgesamt ließ sich aus den Fraßplatzkartierungen 2018 für die beiden kartierten Abschnitte in Stein-Wingert ableiten, dass die Schwerpunkte des Nasenfraßes in grobsubstratreichen (Anteil Grobsubstrat > 85%), angeströmten (Fließgeschwindigkeit > 0,2 m/s) und mindestens mitteltiefen (Wassertiefe > 20 cm) Abschnitten der Nister lagen. In Parzellen mit diesen Eigenschaften waren 93,9 % der als beweidet kartierten Fläche enthalten. Diese Daten zur Beziehung zwischen Wassertiefe und Fraßaktivität der Nase ließen sich in den Kartierungen 2021 in Nister, Wied und Sieg weitgehend bestätigen. Dementsprechend wurden die Nasenfraßplätze in den kartierten Mittelgebirgsflüssen bezüglich Wassertiefe, Strömungsgeschwindigkeit und dem Anteil Grobsubstrat in einem einfachen Habitat-eignungsmodell charakterisiert (Tabelle 7) dessen Ergebnisse als geschätzter Flächenanteil mit diesen Eigenschaften in das dynamische Modell eingingen.

Tabelle 7: Charakteristika von Nasenfraßplätzen auf Grundlage der Nasenfraßkartierungen 2018 und 2021

Umweltparameter	Ausprägung
Wassertiefe (cm)	> 20 cm
Strömungsgeschwindigkeit (oberflächennah)	> 0,2 m / s
Anteil Grobsubstrat	Möglichst hoch, optimal > 85 %

Insbesondere bei Strömungsgeschwindigkeit und Wassertiefe wurden Fraßmaxima bei deutlich geringeren Werten erreicht als nach Becker und Ortlepp (2021) zu erwarten war. Dies lässt sich dadurch erklären, dass sich die Angaben in dieser generellen Handreichung vermutlich auf größere Flüsse als die Untersuchungsgewässer bezogen. Die Analysen der Fraßkartierungen in Nister, Wied und Sieg widersprechen somit nicht den in der Literatur angegebenen Habitatpräferenzen, sie ergänzen sie für das Spektrum mittelgroßer Fließgewässer. Somit konnte durch die Analyse der Fraßplätze ein Mehrwert für die Modellparametrisierung als Basis für die Handlungsanweisung erarbeitet werden.

Im Detail wurde bei den Kartierungen 2018 in der Nister in einem großen Teil der kartierten Parzellen (66 %) kein Fraß oder nur eine sehr geringe Fraßaktivität festgestellt (Abbildung 30, links). Dies lag allerdings an der im Vergleich zum Angebot relativ geringen Dichten an Nasen, denn bei ähnlichen äußeren Bedingungen (Abfluss und Temperatur) waren die Schwankungen in der Fraßintensität bei mehrfach kartierten Parzellen mit Fraßaktivität stark ausgeprägt. Somit wurde die Aussagekraft von Nullwerten bei der Fraßintensität als eingeschränkt beurteilt, da die Abwesenheit von Fraß nicht dahingehend interpretiert werden konnte, dass die Parzelle grundsätzlich als Fraßplatz ungeeignet war. Daher wurden die weiteren Analysen auf das jeweilige oberste Quartil der kartierten Fraßintensitäten beschränkt und somit sichergestellt, dass sich die Datenanalyse auf aussagekräftige Parzellen stützt.

Das Gesamtniveau der Fraßintensität schwankte 2018 zwischen den einzelnen Kartierungen und zeigte insbesondere im Juni ein Minimum (Abbildung 30, rechts). Diese saisonale Dynamik konnte auch bei der Auswertung von Fraßspuren auf standardisierten, regelmäßigen Kameraaufnahmen an Fraßplätzen 2018 dokumentiert werden und war vermutlich auf hohe Wassertemperaturen zurückzuführen (Winkelmann et al. 2019).

Die in den Parzellen gemessene Wassertiefe beider Kartierungen zeigte einen deutlichen Einfluss auf die Fraßintensität, bei geringen Wassertiefen wurde deutlich weniger gefressen (Abbildung 31). Auch bei sehr hohen Wassertiefen (> 60 cm) wurden zumindest in 2018 eine sehr geringe Fraßintensitäten

festgestellt. Dieser Befund basierte jedoch auf nur wenigen Parzellen (Abbildung 31). Die gemessenen Wassertiefen der von Nasen befreiten Parzellen waren in der Untersuchungsstrecke im Maximum deutlich geringer als das in der Literatur angegebene Tiefe > 1 m für ein optimales Fraßhabitat (Becker & Ortlepp 2021). Der in den Kartierungen beobachtete Rückgang des Fraßes bei Wassertiefen > 60 cm erscheint also im Vergleich mit publizierten Angaben zur Nasenökologie zweifelhaft. Er könnte darauf zurückzuführen sein, dass mit steigender Wassertiefe tendenziell geringere Fließgeschwindigkeiten festgestellt wurden.

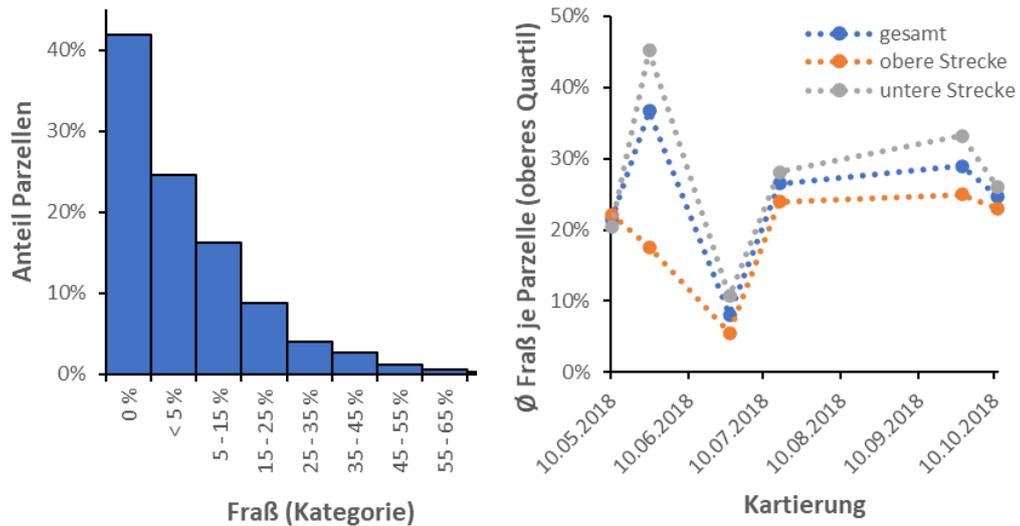


Abbildung 30: Grundlegende Informationen zur Nasenfraßkartierung 2018 in der Nister bei Stein-Wingert. Links: Histogramm der beobachteten Fraßintensitäten (alle Kartierungen). Rechts: mittlere Fraßintensität je Parzelle der Einzelkartierungen (oberes Quartil).

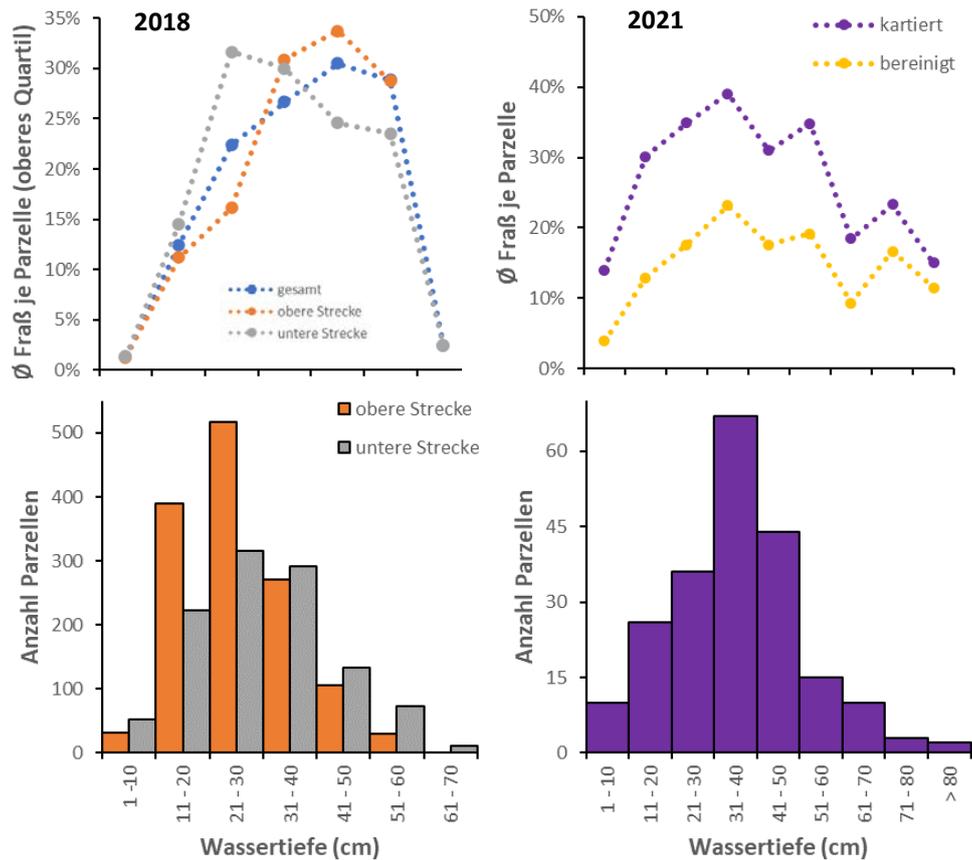


Abbildung 31: Wassertiefen der Parzellen in der Nister 2018 (links), sowie an Nister, Wied und Sieg 2021 (rechts). Oben: mittlere Fraßintensität in Abhängigkeit von der Wassertiefe der Parzelle. Unten: Histogramm der in den kartierten Teilstrecken gemessenen Wassertiefen.

Für die oberflächennahe Fließgeschwindigkeit ließ sich ein ähnlicher Zusammenhang mit der Fraßintensität beobachten wie bei der Wassertiefe. Bei geringen Fließgeschwindigkeiten ($< 0,2$ m/s) wurde deutlich weniger gefressen als im mittleren Bereich (0,4 m - 0,7 m/s, Abbildung 32). Bei hohen Fließgeschwindigkeiten erschien es an der Nister zunächst als ob die Fraßintensität abnähme. Dies konnte aber in der Kartierung 2021 nicht bestätigt werden. Auch für diesen Umweltfaktor muss angemerkt werden, dass die bei Becker und Ortlepp (2021) angegebenen Fließgeschwindigkeiten für die maßgeblichen Teilhabitate, die von adulten Nasen zur Nahrungsaufnahme aufgesucht werden, mit 0,5 – 1,5 m/s eine deutlich größere Spannweite aufweisen als die Verhältnisse, die in dem kartierten Abschnitt von Nister, Wied und Sieg vorkamen.

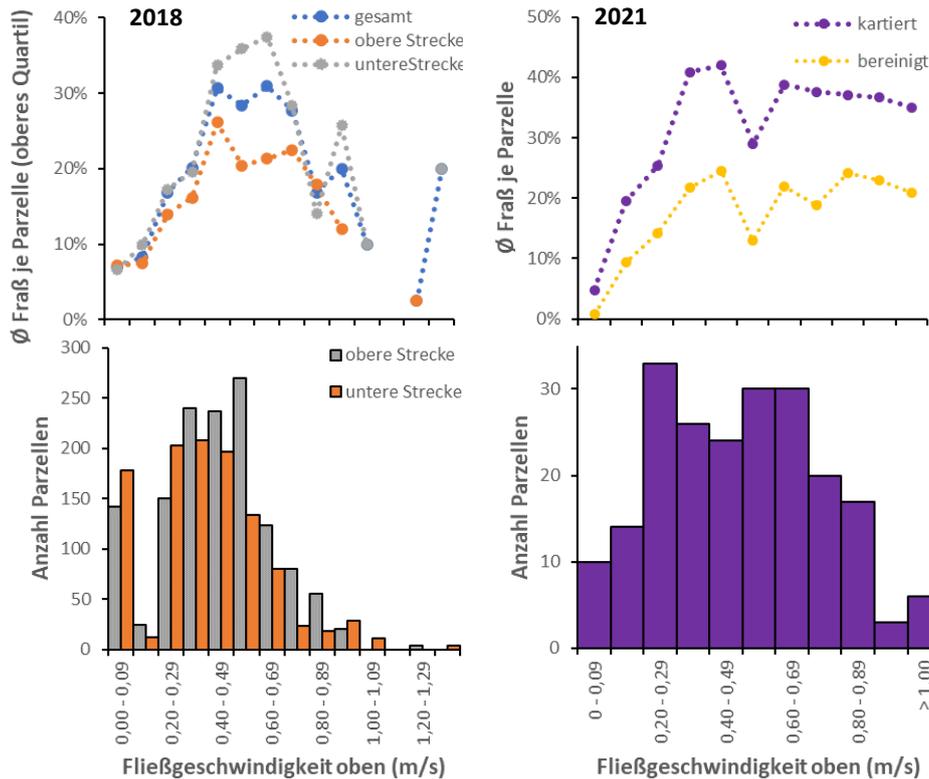


Abbildung 32: Oberflächennahe Fließgeschwindigkeit der Parzellen 2018 in der Nister (links) und 2021 in Nister, Wied und Sieg (rechts); Oben: mittlere Fraßintensität in Abhängigkeit von der oberflächennahen Fließgeschwindigkeit in der Parzelle. Unten: Histogramm der in den kartierten Teilstrecken gemessenen Fließgeschwindigkeiten.

Erwartungsgemäß, und in Übereinstimmung mit den Angaben bei Becker & Ortlepp (2021), präferierten Nasen von Grobsubstrat dominierte Bereiche zum Abweiden von Algen (Abbildung 33). Bei der Kartierung 2018 in der Nister zeigten sich innerhalb der Grobsubstrate keine unterschiedlichen Fraßpräferenzen. In den kartierten Abschnitten der Nister bei Stein-Wingert dominierten Grobsubstrate sehr ausgeprägt: > 92,5 % der kartierten Parzellen enthielten mindestens 85 % Substrate > 2 cm Korngröße (Abbildung 32). Die 2021 in Nister, Wied und Sieg kartierten Abschnitte waren zwar auch deutlich von Grobsubstrat geprägt, allerdings weniger extrem als in der Nister bei Stein-Wingert. Der Anteil kartierter Parzellen mit mindestens 85 % Grobsubstraten lag bei 53,5 % (Abbildung 33). Trotz der etwas anderen Substratverteilung innerhalb der kartierten Parzellen bestätigte sich der Befund von 2018, dass die mittlere Fraßtätigkeit der Nase mit hohen Anteilen an Grobsubstrat steigt (Abbildung 33). Die maximalen Fraßintensitäten wurden 2018 und 2021 bei > 85 % Grobsubstrat kartiert.

Wendet man die zuerst nur aus den Daten von 2018 abgeleiteten Schwerpunkte des Nasenfraßes (Anteil Grobsubstrat > 85%, Fließgeschwindigkeit > 0,2 m/s, und Wassertiefe > 20 cm) auf die Kartierungen 2021 an, sind 59,7 % der als beweidet kartierten Fläche in als Fraßplatz charakterisierten Parzellen enthalten, also ein wesentlich geringerer Anteil als 2018. Diese vermeintliche Verschlechterung relativiert sich dadurch, dass der Anteil der bei der Kartierung als „optimal“ kategorisierten Parzellen 2021 mit 40,4 % wesentlich kleiner war als 2018 (79,7 %). Dieser Unterschied liegt vor allem in der sehr ausgeprägten Dominanz von Grobsubstraten in der Nister bei Stein-Wingert, wodurch sehr viele Parzellen einen Grobsubstratanteil > 85 % erreichten. Zieht man die Grenze bei > 75 %, erhöht sich die befressene Fläche der bei der Kartierung als Fraßplatz kategorisierten Parzellen 2021 auf 75,6%, bei einer Grenze bei > 65 % sind es 84,6 %. Hinsichtlich des Grobsubstrats lässt sich

der Zusammenhang mit der Fraßintensität also beschreiben als „je mehr, desto besser“ mit einem Optimum > 85 %.

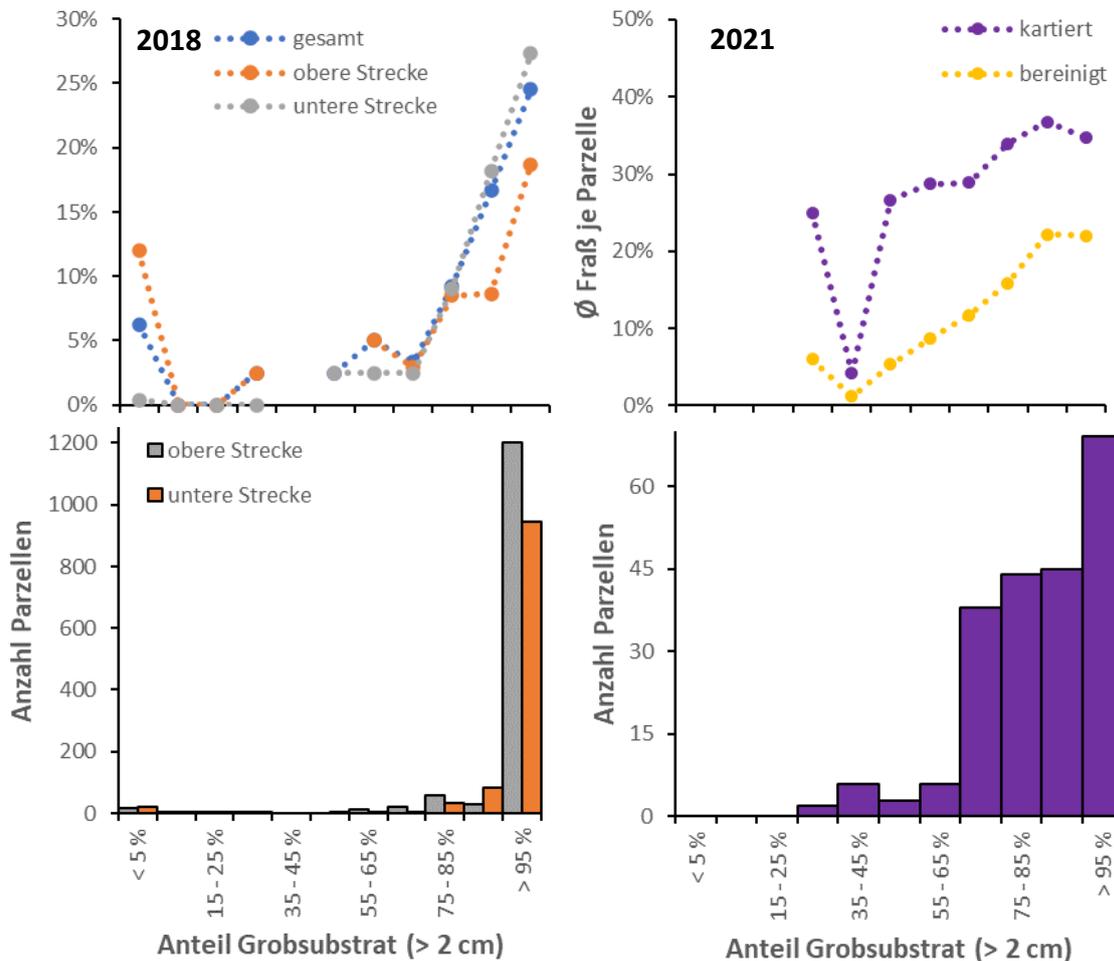


Abbildung 33: Anteil an Grobsubstrat der Parzellen 2018 in der Nister (links) und 2021 in Nister, Wied und Sieg (rechts); Oben: Mittlere Fraßintensität in Abhängigkeit vom Anteil an Grobsubstrat in der Parzelle; Unten: Histogramm der in den kartierten Teilstrecken erfassten Grobsubstratanteile.

Nahrungswahl der Nasen

Die Mageninhaltsanalysen der Nasen zeigten, dass nahezu die gesamte aufgenommene Nahrung aus Biofilm und pflanzlichen Komponenten bestand. Makrozoobenthos war nur vereinzelt vertreten. Über die gesamte Vegetationsperiode dominierten Kieselalgen (Diatomeen) das Nahrungsspektrum der Nasen, gefolgt von Grünalgen (Abbildung 35). Blaualgen werden auch im Juli, wenn sie auf den Steinen teilweise bis zu 30 % der Algen ausmachen, praktisch nicht gefressen (Abbildung 34). Trotz des ohnehin schon hohen Anteils der Kieselalgen im Biofilm war damit die Selektion der Nasen für Kieselalgen im Sommer und Herbst leicht positiv (Abbildung 35). Aufgrund der hohen Anteile der Kieselalgen in der Nahrung und im Biofilm konnte im dynamischen Modell allerdings auf eine Einbeziehung der Selektivität verzichtet und ein Algenanteil von 100 % angesetzt werden. Für Gewässer mit einem deutlich niedrigeren Anteil an Kieselalgen im Aufwuchs ist allerdings kritisch zu prüfen, ob Nasen dadurch in ihrem Fraßverhalten eingeschränkt sind.

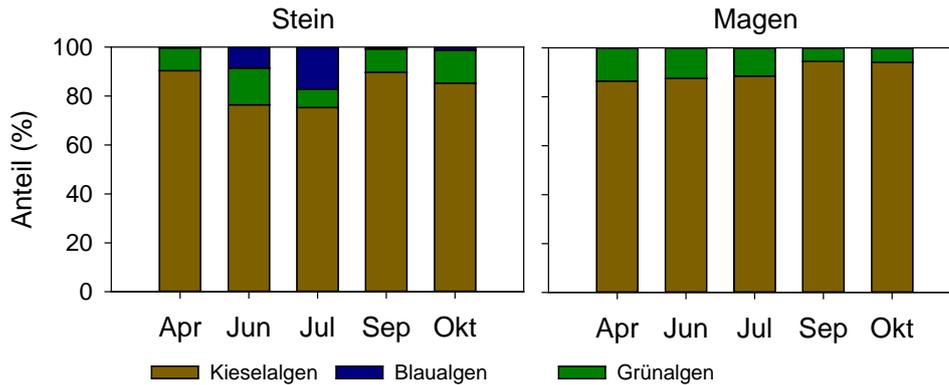


Abbildung 34: Durchschnittliche Anteile der Algengroßgruppen auf den Steinen in den Untersuchungsstrecken des Biomanipulationsexperimente und in den Mageninhalten der dort gefangenen Nase von April-Oktober 2018 (Nasen: $n \geq 5$, Steine: $n = 4$ je Termin)

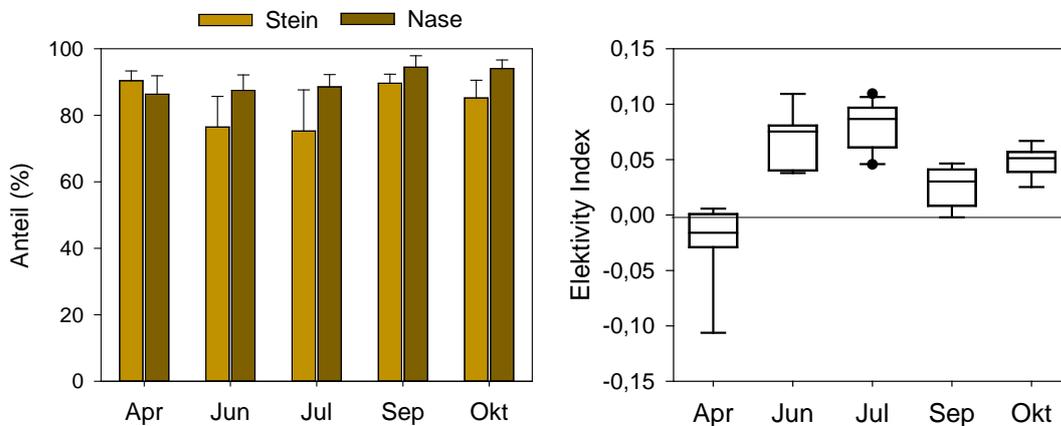


Abbildung 35: Durchschnittlicher Anteil (\pm Standardabweichung) der Kieselalgen vergleichend in den Mageninhalten ($n \geq 5$) und im Biofilm ($n = 5$) sowie Boxplot der Nahrungspräferenz der Nasen für Kieselalgen (Median, Quartile, 95/5 %, $n \geq 5$).

Modell zur Abschätzung des notwendigen Nasenbesatzes

Zur Konkretisierung der Schwellenwerte für den Anwenderleitfaden wurden Algenwachstum und Kolmation durch Detritusbildung aus abgestorbenen Algen unter verschiedenen Szenarien bezüglich Eutrophierung, Lichtangebot und Bestand herbivorer Fische für die Nister in einem dynamischen Modell simuliert. Die Struktur, mathematischen Grundlagen und Parameter des Modells sind in der Dokumentation (Anhang) im Detail beschrieben.

Im Folgenden sind wichtige im Projekt gemessene Eingangsdaten dargestellt, mit denen das Modell parametrisiert wurde: Lichtangebot am Gewässergrund (aus Überwasser-Messungen umgerechnet, Abbildung 36), Abfluss (Pegeldaten, Abbildung 37), und Phosphorkonzentration in der Wassersäule (Abbildung 38).

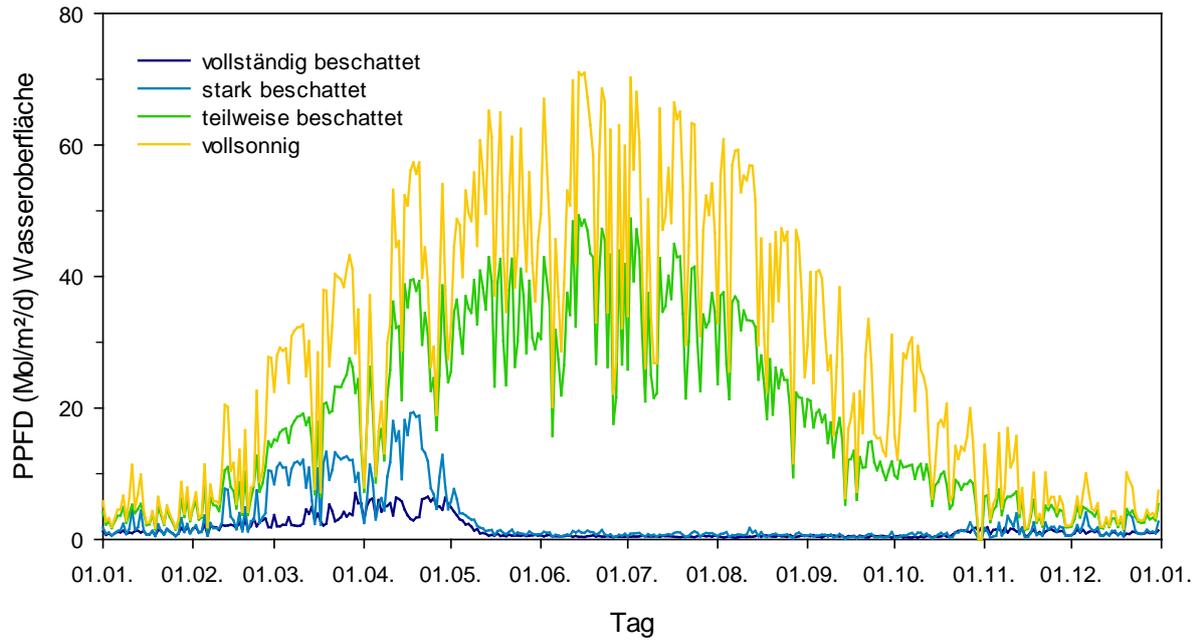


Abbildung 36: Jahresgang der Modell-Eingangsdaten für das Lichtangebot, PPFD-Tagesummen (Photonenfluxdichte PAR) an der Wasseroberfläche, errechnet aus Messwerten [Lux] von 12 Licht-Loggern entlang eines Beschattungsgradienten. Zeitraum der Messungen: 01.11.2021 – 31.10.2022.

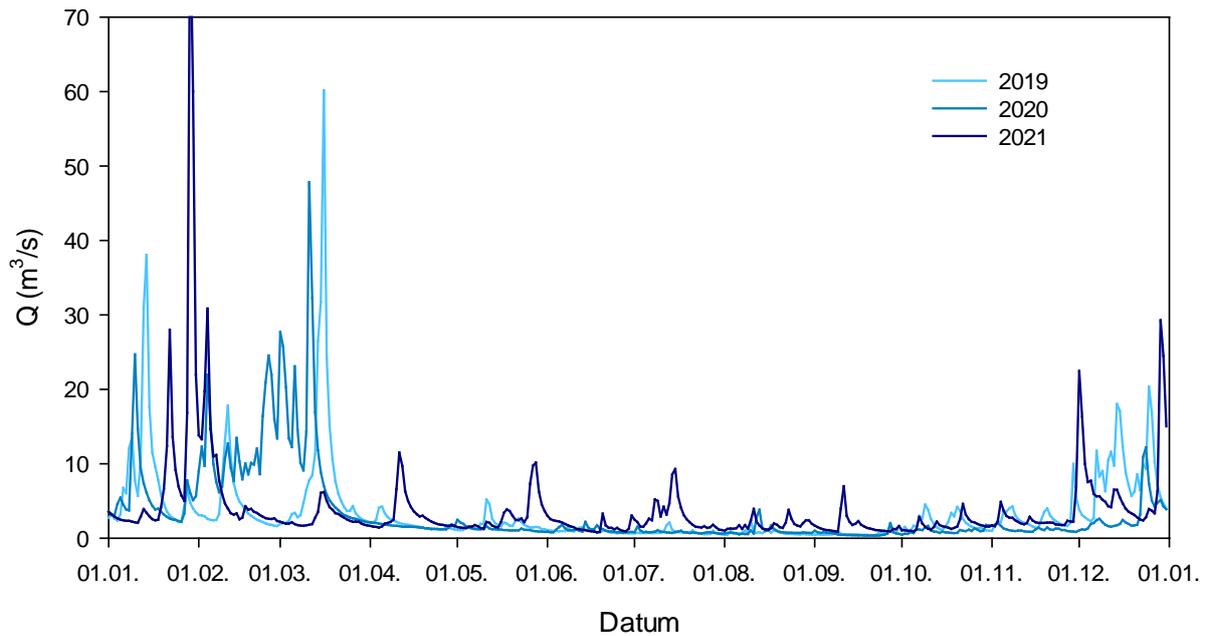


Abbildung 37: Jahresgang der Modell-Eingangsdaten für den Abfluss der Nister (Pegel Heimborn, Tagesmittel aus viertelstündlichen Messungen). Abgeschnittener Wert am 29.01.2021: 83,5 m³/s.

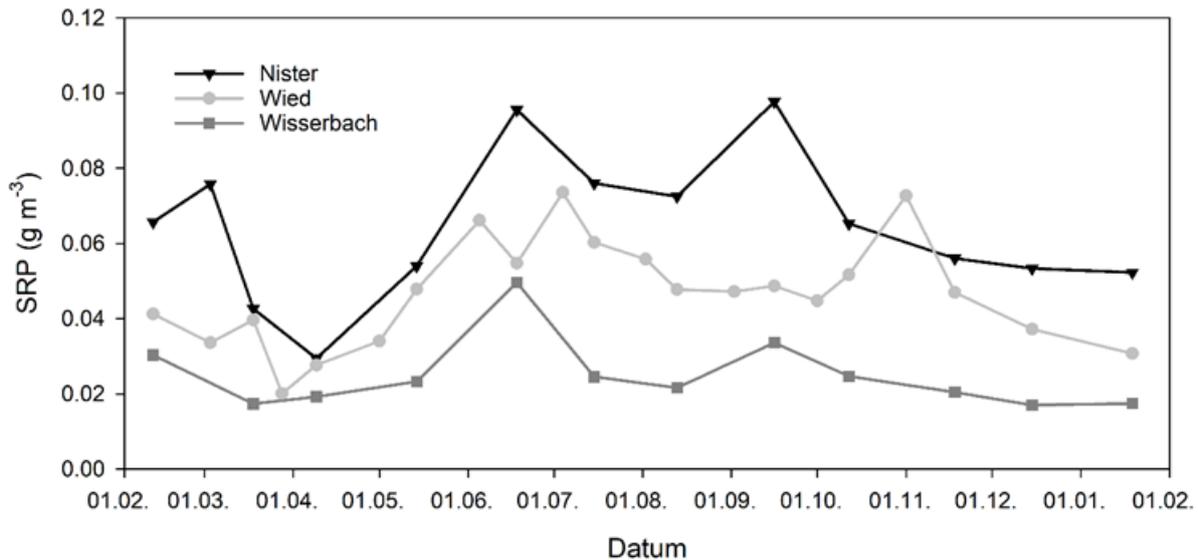


Abbildung 38: Jahresgänge der Modell-Eingangsdaten für die Phosphor-Konzentration (SRP) in der Wassersäule in Nister, Wied und Wisserbach. Zeitraum der Messungen: 01.02.2021 – 31.01.2022.

Weitere für die Parametrisierung des Modells notwendige Informationen wurden aus Daten des Vorgängerprojektes gewonnen (z. B. Anteile benthischer Algen in der Nahrung der Nasen, Fraßflächen, siehe oben) bzw. aus Literaturquellen entnommen (z. B. Konsumtionsraten von herbivoren Fischen und MZB-Weidegängern, Umrechnungsfaktoren Frischmasse / Trockenmasse, Kohlenstoffgehalte, Koeffizienten für Wachstum, Mortalität, Remineralisierung, Halbsättigungskonstanten etc. (siehe Modell-Dokumentation).

Mithilfe des dynamischen Modells wurden verschiedene Szenarien bezüglich der Biomasse herbivorer Fische, der Phosphorbelastung und Beschattung durch Randstreifen simuliert (Tabelle 8, Abbildung 39 - Abbildung 42). Die Extreme bildeten hierbei der Ist-Zustand der Nister (hohe P-Belastung, gering ausgeprägter Gewässerrandstreifen und niedrige Nasenbiomassen) und ein idealer Zielzustand (keine Nährstoffbelastung, ausgeprägter Randstreifen und hohe Nasenbeständen, Szenario „naturnah“). Um auch mögliche Effekte eines veränderten Abflussregimes abzuschätzen, wurde die Simulation für die zwei deutlich unterschiedlichen Abflussjahre 2020 (Abbildung 39, Abbildung 41) und 2021 (Abbildung 40, Abbildung 42) durchgeführt.

Der während des Projektes an der Nister beobachtete Ist-Zustand (hohe P-Belastung, gering ausgeprägter Gewässerrandstreifen und niedrige Nasenbiomassen) wird durch das Modell gut wiedergegeben: von einer niedrigen Startbiomasse ausgehend, wachsen die benthischen Algen ohne deutliche P- oder Lichtlimitation im Frühjahr rasch und bauen dicke Matten auf. Diese sind durch die Grazer (Fische, MZB) praktisch nicht kontrollierbar, da nur Algenbiofilme bis zu bestimmten Schichtdicken fressbar sind. Diese Schichtdicke wird von Matten fädiger Grünalgen, die sich bei hohem Nährstoff- und Lichtangebot entwickeln, deutlich überschritten. Mortalität (Ablösung) erfolgt nur spontan aufgrund der erreichten Aufwuchsdicke und durch hydraulische Ereignisse. Dadurch können sich besonders bei geringeren Abflüssen große Mengen an algenbürtigem Detritus ansammeln, die wiederum zur Kolmation des Interstitials führen. Aus dem Vergleich der Modellergebnisse mit dem tatsächlich beobachteten Zustand an der Nister kann geschlossen werden, dass das Modell die wichtigsten Prozesse gut abbildet und dazu verwendet werden kann Szenarien für mögliche Bewirtschaftungsmaßnahmen zu simulieren.

Tabelle 8: Szenarien mit Werten der wichtigsten Steuergrößen für die reine Steuerung des Nasenbestandes (oben) sowie für klassische Renaturierungsansätze (unten).

Steuerung	Szenario	Beschattung (Randstreifen)	SRP im Zufluss (mg L⁻¹)	Nasen Biomasse (kg ha⁻¹)
Nur Nasenbestand	Ist-Zustand	gering	0,098	1
	mittel	gering	0,098	73
	hoch	gering	0,098	292
	extrem	gering	0,098	640
Nasenbestand, P- Belastung und Licht	naturnah	gut	0,015	292
	Ist-Zustand	gering	0,098	1
	P-reduziert	gering	0,078	73
	beschattet	gut	0,098	73
	beides	gut	0,078	73

In einer ersten Analyse werden die isolierten Effekte unterschiedlicher Nasenbestände deutlich. Diese Ergebnisse sollen eine Vorstellung davon vermitteln, was laut dem hier entwickelten Modell im Biomanipulationsexperiment abgelaufen sein könnte. In diesem Experiment wurden die äußeren Bedingungen nicht verändert, sondern nur die Biomasse Fischbiomassen experimentell gesteuert. Das Modell zu den Effekten des Nasenfraßes zeigt, dass der Nasenbestände extrem erhöht werden muss um eine merkliche oder praxiswirksame Verringerung der Detritusmenge zu erreichen (Abbildung 39, Abbildung 40). Derartig hohe Nasenbestände (> 600 kg ha⁻¹) sind außerhalb eines Experimentes mit frei beweglichen Fischen allerdings nicht realisierbar. Die Verringerung der Detritusmasse bei einer immer noch sehr hohen, aber unter idealen Bedingungen möglichen Nasenbiomasse (292 kg ha⁻¹), unterscheidet sich nur noch geringfügig vom Ist-Zustand mit sehr geringer Nasendichte und reicht daher höchstwahrscheinlich nicht aus, um messbare Verbesserungen der Habitatqualität im Interstitial zu bewirken (Abbildung 39, Abbildung 40). Für eine erfolgreiche Verbesserung der Habitatbedingungen sind daher weitere Maßnahmen in Kombination mit der fischereilichen Steuerung unabdingbar.

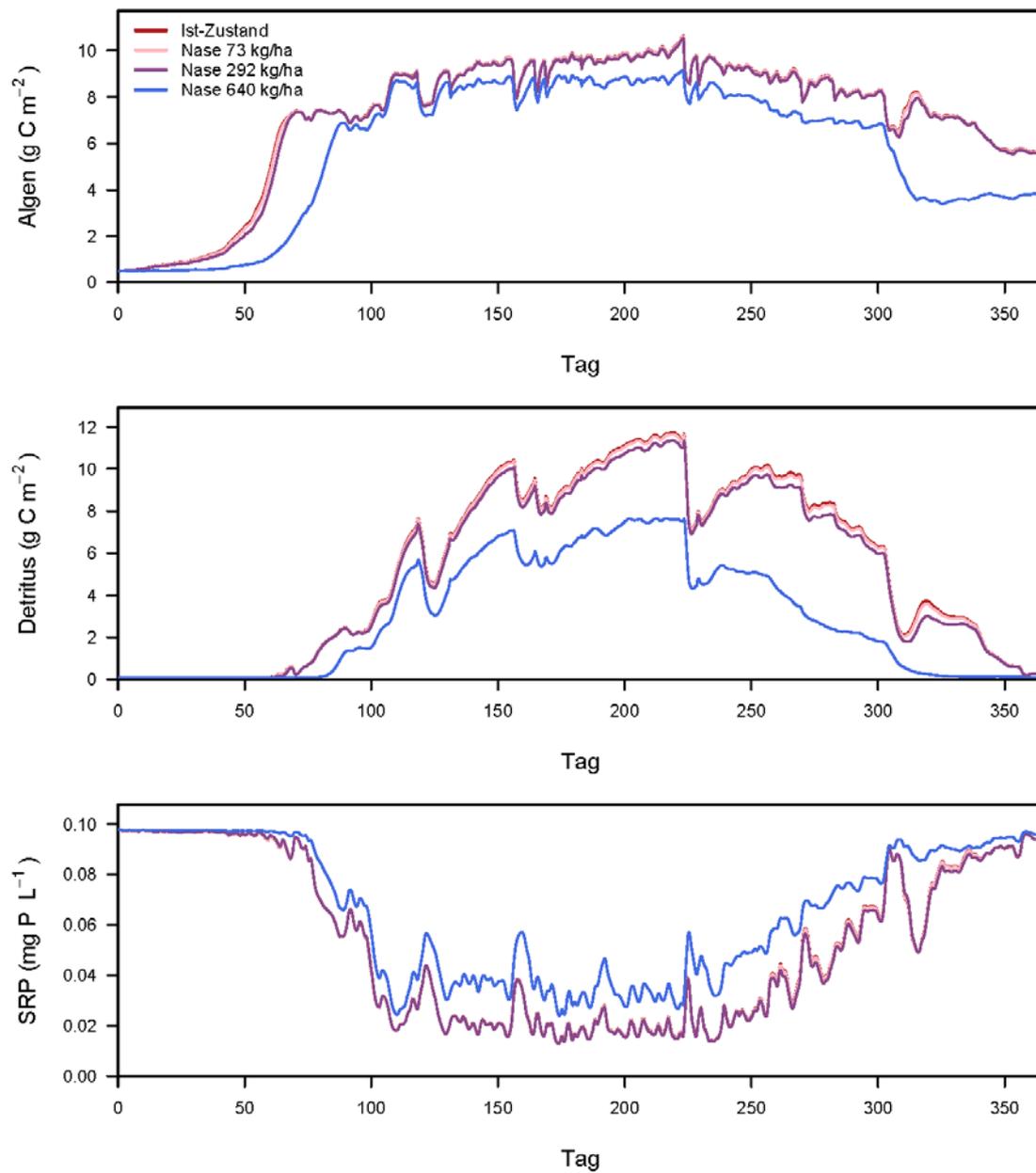


Abbildung 39: Modellszenarien zum Einfluss der Nasendichte auf den zeitlichen Verlauf der Variablen benthische Algenbiomasse (als Kohlenstoff), Detritus (als Kohlenstoff) und Phosphorkonzentration. Abflussjahr 2020 (unterdurchschnittliche Abflüsse mit sehr wenigen Spitzen).

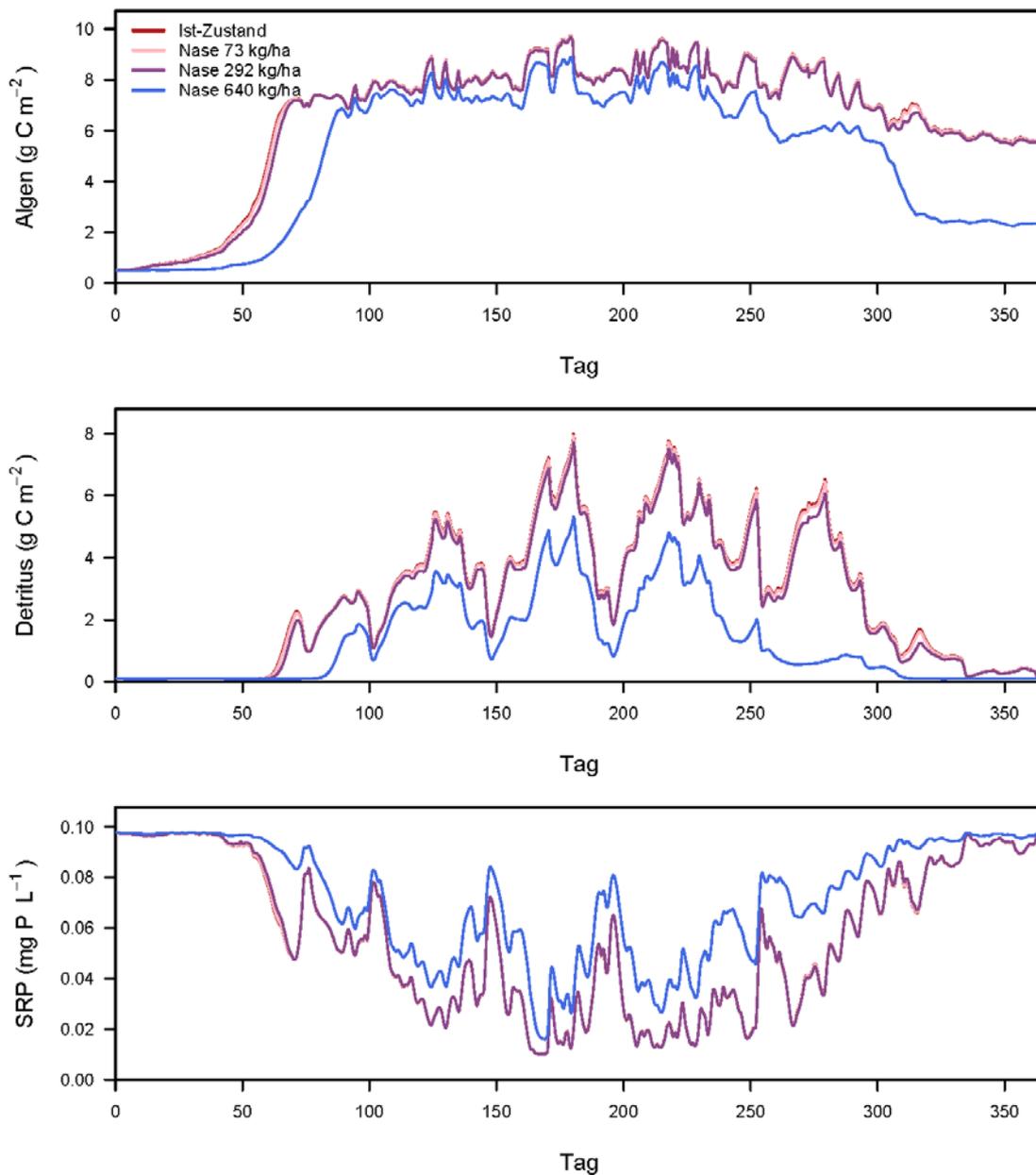


Abbildung 40: Modellszenarien zum Einfluss der Nasendichte auf den zeitlichen Verlauf der Variablen benthische Algenbiomasse (als Kohlenstoff), Detritus (als Kohlenstoff) und Phosphorkonzentration. Abflussjahr 2021 (relativ „normale“ Abflüsse mit kleineren sommerlichen Spitzen).

Mögliche Kombinationen der klassischen Renaturierungsansätze „Reduktion des Nährstoffeintrages“ und „Anlage von Gewässerrandstreifen“ sowie ein hypothetischer Idealzustand (nur natürlicher Nährstoffeintrag, vollständiger Randstreifen und sehr hohe Nasenbestände) wurden in einer zweiten Gruppe von Szenarien simuliert (Abbildung 41, Abbildung 42). Im hypothetischen Idealzustand würden schon aufgrund von Phosphat- und/oder Lichtlimitation nur geringe Algenbiomassen erreicht, die zu jeder Zeit durch die Grazer abgeweidet und „aufgefrischt“ werden. Mattenbildung und Ablösung und somit die Bildung von algenbürtigem Detritus wird damit weitgehend unterdrückt.

Die drei Renaturierungsszenarien zeigen alle einen grundsätzlich positiven Effekt, also eine Reduktion der Algenbiomasse und der Detritusbildung. Dabei sind die in den Szenarien angenommenen

Renaturierungsansätze grundsätzlich realistisch, also mit technisch und gesellschaftlich akzeptablem Aufwand zu erreichen. Alle Szenarien gehen von einem gestützten, aber prinzipiell realistischen Nasenbestand (73 kg ha^{-1}) aus und beinhalten entweder eine Reduktion der Nährstoffeinträge um $0,2 \text{ mg L}^{-1}$ SRP, oder einen gut ausgeprägter Gewässerrandstreifen aus Hochgehölzen bzw. eine Kombination der beiden letzteren Maßnahmen (Abbildung 41 und Abbildung 42, grüne Linie). Eine vergleichende Betrachtung der Szenarien zeigt, dass eine Reduktion der Nährstoffeinträge und eine Entwicklung von Gewässerrandstreifen eine Wirkung ähnlicher Intensität zeigen. Aber nur die Kombination beider Ansätze, zusammen mit einem mittleren Nasenbestand, kann eine Reduktion der Detritusbildung in einer ähnlichen Größenordnung wie die im Szenario mit sehr hoher Nasendichte (Biomaniplationsexperiment) erreichen. Daher ist davon auszugehen, dass eine messbare Verbesserung der Habitateigenschaften in einem eutrophierten Gewässer wie der Nister bei mittleren Nasenbeständen nur mit einer Kombination aus Nährstoffreduktion und Gewässerrandstreifen zu erreichen ist. Bei Gewässern mit niedrigeren Nährstoffkonzentrationen, wie zum Beispiel bei der Wied, kann bei mittleren Nasenbeständen höchstwahrscheinlich schon mit einer Entwicklung von Gewässerrandstreifen allein eine deutliche Verbesserung erreicht werden. Diese Analysen zeigen eindrücklich, dass neben der Höhe der Nährstoffeinträge und der Fischbestände auch die Existenz oder das Fehlen bewaldeter Gewässerrandstreifen die Eutrophierungserscheinungen, und damit die Habitatqualität in Fließgewässern entscheidend beeinflussen können.

Sowohl für das Szenario mit extrem hohem Nasenbestand, als auch für das Renaturierungsszenario der Maßnahmenkombination ist eine deutliche Verringerung der Detritus-Akkumulation zu erkennen, obwohl die Algenbiomassen nur verhältnismäßig wenig reduziert sind. Dieses Phänomen wurde bereits im Vorgängerprojekt auch in der Realität beobachtet und auf die Bioturbation durch den Döbel zurückgeführt (Hübner et al. 2020). Ein Austrag von Detritus reduziert also die verfügbare Menge an Detritus, der dann das Interstitial verstopfen kann. In das Modell ist der Döbel aufgrund seiner andersgearteten und mathematisch nicht quantifizierbaren Effekte nicht explizit als Steuergröße eingegangen. Daher wird das Phänomen der reduzierten Detritusmenge bei nur geringen Unterschieden in der Algenbiomasse im Modell wahrscheinlich über die rein hydraulische Ausspülung des Detritus erreicht. Dies zeigt ein Vergleich von Abbildung 41 und Abbildung 42 (ca. Faktor 2 allein durch leicht unterschiedliche Abflüsse) zeigt. Da auch in der Realität beobachtet wurde, dass neben der Anwesenheit von Döbel und Nase auch das Abflussgeschehen die Sauerstoffkonzentration im hyporheischen Interstitial massiv beeinflusst, erscheint das Verhalten des Modells an dieser Stelle plausibel. Damit zeigen die Ergebnisse der unterschiedlichen Abflussjahre eindrücklich die potentiellen Folgen des Klimawandels, insbesondere der prognostizierten geringeren Sommerniederschläge, die zumindest in der Nister bereits in den letzten 10 Jahren zu einer deutlichen Abnahme des mittleren Abflusses geführt haben (Brunke 2022). Eine Reduktion der Eutrophierungserscheinungen mittels geeigneter Maßnahmen bzw. Maßnahmenkombinationen wäre also schon zur reinen Erhaltung des aktuellen Gewässerzustandes notwendig, um eine weitere Verschlechterung der Habitatqualität zu verhindern. Vor diesem Hintergrund bekommen auch die Effekte von Fischarten wie dem Döbel und vermutlich auch der Barbe eine besondere Bedeutung, auch wenn sie in diesem Modell nicht darstellbar waren. Ein zusätzliches Umwühlen des Sediments durch solche Fische fördert den Detritus-Austrag aus dem System und verstärkt somit die Effekte durch das Grazing der Nasen.

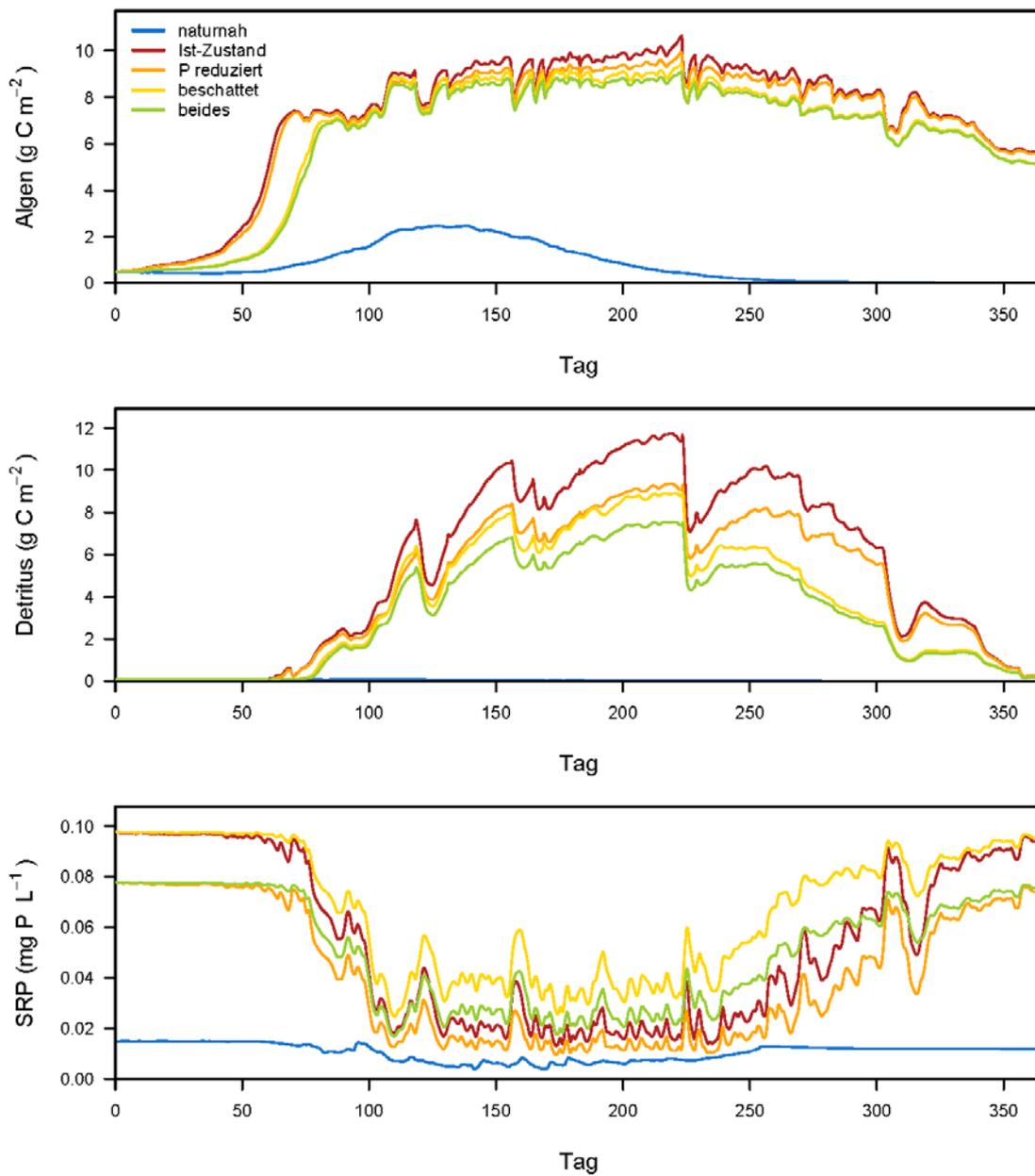


Abbildung 41: Modellszenarien für den zeitlichen Verlauf der Variablen benthische Algenbiomasse (als Kohlenstoff), Detritus (als Kohlenstoff) und Phosphorkonzentration. Abflussjahr 2020 (unterdurchschnittliche Abflüsse mit sehr wenigen Spitzen).

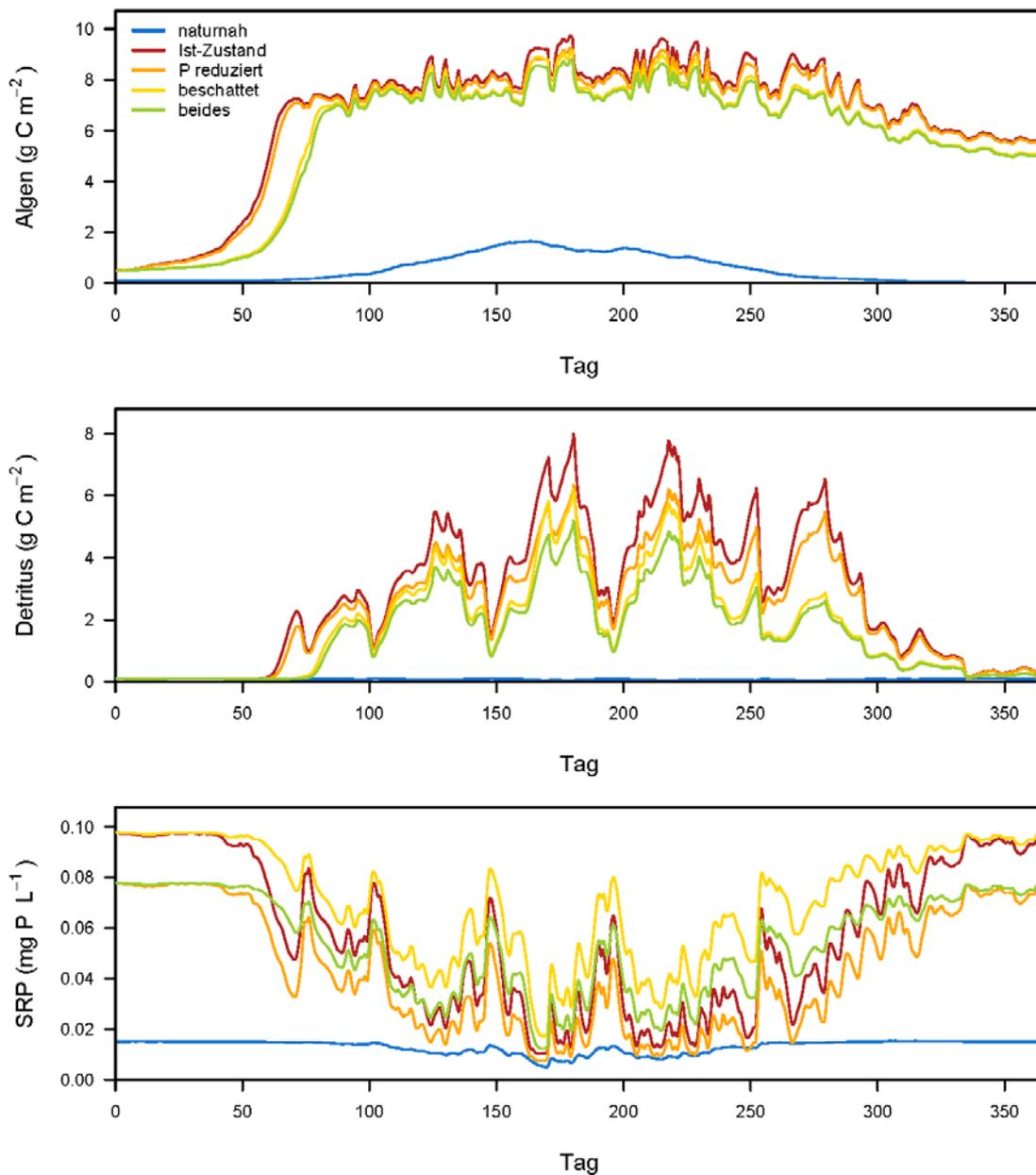


Abbildung 42: Modellszenarien für den zeitlichen Verlauf der Variablen benthische Algenbiomasse (als Kohlenstoff), Detritus (als Kohlenstoff) und Phosphorkonzentration. Abflussjahr 2021 (relativ „normale“ Abflüsse mit kleineren sommerlichen Spitzen).

Anwenderrichtlinie

Aus den Ergebnisse der Modellsimulationen und den im Projekt erhobenen Daten zur Ökologie der Nasen wurde ein Leitfaden für potentielle Anwenderinnen und Anwender einer Biomanipulation erarbeitet.

Arbeitspaket E: Öffentlichkeitsarbeit

Publikationen

- Mewes D, Götten M, Winkelmann C, Hübner D (in press) Prädation des Kormorans (*Phalacrocorax carbo*) auf Fische in einem Winterquartier an der Nister. Ergebnisse der Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie 2022 in Konstanz
- Gerke M, Hübner D, Schneider J, Winkelmann C (2021) Can top-down effects of cypriniform fish be used to mitigate eutrophication effects in medium-sized European rivers? *Science of the total Environment* 755: 142547
- Gerke M, Hübner D, Schneider J, Fetthauer M, Winkelmann C (2021) Reduktion von Eutrophierungseffekten in Fließgewässern durch herbivore und omnivore Fische. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* 14: 282-287
- Gerke M (2021) Biomanipulation in running waters: The potential for top-down control by cypriniform fish in mitigating eutrophication effects in medium-sized rivers. Dissertation am Fachbereich 3 der Universität Koblenz-Landau
- Hübner D, Gerke M, Fricke R, Schneider J, Winkelmann C (2020) Cypriniform fish in running waters reduce hyporheic oxygen depletion in a eutrophic river, *Freshwater Biology* 65: 1518-1528
- Wetjen M, Hübner D, Seehausen O, Schulz R (2020) Genetic diversity of endangered *Chondrostoma nasus* in the River Rhine system: Conservation genetics considerations on stocking and reintroduction, *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 421, 25

Wissenschaftliche Vorträge

- Carola Winkelmann, Madlen Gerke, Daniela Mewes, Susanne Worischka, Dirk Hübner, Roman Fricke & Manfred Fetthauer (2022) Erhalt aquatischer Artenvielfalt unter sich ändernden Umweltbedingungen. Symposium Biologische Vielfalt.Klima.Ernährung –Zukunft! in Berlin
- Carola Winkelmann (2022) The importance of healthy fish stocks for the ecological quality of rivers, Freshwater fishes in the context of the EU Biodiversity Strategy, Brussels, Committee of the Regions
- Carola Winkelmann, Daniela Mewes, Dirk Hübner, Roman Fricke & Manfred Fetthauer (2022) Einfluss von Kormoranen auf Fischartenzusammensetzung und Gewässerqualität? Sitzung der Kormorankommission auf dem Deutschen Fischereitag in Berlin
- Daniela Mewes, Michael Götten, Carola Winkelmann, Dirk Hübner (2022) Predation of cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) on wintering fish in River Nister, Tagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Konstanz
- Carola Winkelmann, Madlen Gerke, Daniela Mewes, Dirk Hübner, Roman Fricke, Susanne Worischka (2022) Benthic invertebrates in river biomanipulation: driving force or profiteers? Tagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie, Konstanz
- Dirk Hübner, Madlen Gerke, Roman Fricke, Theresa Graf, Jörg Schneider, Manfred Fetthauer & Carola Winkelmann (2022) Wie Nasen die Gewässerqualität beeinflussen können. Fachtagung Nase zur Wiederansiedlung von Nasen im Gewässersystem der Nidda, Bad Vilbel
- Hübner D (2021) Wie Nasen und Döbel die Gewässerqualität verbessern. – Fischschutz gleich Gewässerschutz? Brandenburger Fischereitag vom Landesfischereiverband Brandenburg/ Berlin und Fortbildungsveranstaltung des Instituts für Binnenfischerei Postdam/Sacrow (Ifb), Seddiner See

Hübner D (2021) Der Einfluss von Nasen und Döbel auf das hyporheische Interstitial von Mittelgebirgsflüssen, 18. Fachtagung Fischartenschutz und Gewässerökologie, Jena

Hübner D (2021) Die Bedeutung des Fischbestandes für die Gewässerqualität, Deutscher Fischereitag 2021 vor der Kormorankommission am 02.11.2021 in Emden

Gerke (2020) Herbivore und omnivore Fische können Eutrophierungseffekte in Fließgewässern verringern. Plenarvortrag, Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie in Leipzig

Carola Winkelmann, Madlen Gerke, Manfred Fetthauer, Jörg Schneider, Dirk Hübner (2019) Cyprinid fish in stream ecosystems can reduce eutrophication effects. Tagung der Society for Freshwater Science in Zagreb

Öffentlichkeitswirksame Vorträge und Pressearbeit

Winkelmann C (2022) Warum wir mehr Nasen brauchen, Der Märkische Fischer 81: 36-38
Siegener Zeitung 18.12.2021 Fisherman's Feind
NR-Kurier 13.9.2021 Erfolgreicher Auftakt der Bachpatentage

Winkelmann C (2021) Bachpaten und Wissenschaft gegen Eutrophierung, Vortrag & Exkursion
Bachpatentag Wied 4.9.2021
Fernsehbeitrag SWR 31.7.2021
Fernsehbeitrag Sat1.Live am 1.7.2021
Woche der Umwelt Berlin (digital) 10. und 11.6.2021, Videobeitrag und vier Poster
Teilnahme Manfred Fetthauer (ARGE) am Runden Tisch Aquakultur (7.12.2020)

Fetthauer (2020) Vom Massenfisch zur Rarität: Das stille Verschwinden der Nase und ihre Folgen für unsere Gewässer. In: Deutscher Anglerverband (Hrsg.), Fisch des Jahres 2020 – Die Nase (*Chondrostoma nasus*), S. 35-41

Gerke, Hübner, Schneider, Fetthauer, Nuyken, Graf, Fricke, Götten, Winkelmann (2020) Biomanipulation in Fließgewässern: Fische können Eutrophierungseffekte im hyporheischen Interstitial verringern. In: Deutscher Anglerverband (Hrsg.), Fisch des Jahres 2020 – Die Nase (*Chondrostoma nasus*), S. 43-49

Siegener Zeitung 6.5.2019: Alles Leben braucht Sauerstoff
Rheinzeitung 7.5.2019: Retten Nasen die Nister und andere Flüsse?
Rheinzeitung 27.8.2020: Mittelgroße Fische verschwinden aus der Wied
Rheinzeitung 24.10.2020: Zustand der Wied ist alarmierend (Seite 11); 102 Kilometer Heimat: Ein Flussporträt (Seite 15)
Westerwälder Zeitung 16.11.2020: Kann eine Biomanipulation die Wied retten?
Beiträge im SWR Hörfunk und Fernsehen am 3.12.2020

Konsequenzen für ein sich anschließendes weiteres Vorhaben

Das Modell- und Demonstrationsvorhaben hat deutlich gezeigt, dass eine Biomanipulation zwar ein hohes Potential zur Verbesserung der Lebensbedingungen in Fließgewässern hat, aber die Umsetzung in der Praxis schwierig ist, da die Randbedingungen vor Ort entscheidend sind. Das zentrale Problem ist das Erreichen der notwendigen Fischbestände. Das war in diesem Projekt, vermutlich aufgrund der sehr geringen Ausgangsbestände und des hohen Einflusses von fischfressenden Vögeln (Kormoran, Graureiher, Silberreiher, Gänsesäger), nicht möglich. Um das Potenzial der Biomanipulation nutzen zu können, muss daher zukünftig dringend untersucht werden, wie Fischbestände entwickelt werden können. Neben einer Verbesserung der Lebensbedingungen der Fische, z.B. durch strukturelle Aufwertungen (Renaturierung) ist ein effektiver Schutz vor übermäßiger Prädation dringend notwendig. Dabei ist insbesondere der Schutz der Fische an ihren Winterquartieren wichtig, da im deutschen Binnenland der größte Prädationsdruck im Winter auftritt. Lokale Fischereipächter verfügen aber oftmals nicht über ausreichend Informationen zu den Winterquartieren. Ideal wäre daher eine Kartierung der aktuell genutzten und grundsätzlich geeigneten Winterquartiere in der betrachteten Strecke mit anschließender Bereitstellung von Fischunterständen und zusätzlichem Schutz vor Kormoranprädation (Schutzeinrichtungen, aktive Vergrämung). Obwohl die enge Kooperation mit den Fischereipächtern und anderen freiwilligen Helfern vor Ort (z.B. Bachpaten Altenwied, ARGE Nister e.V.) unabdingbar war, zeigen die Ergebnisse des BIOEFFEKT-Projektes, dass eine Begehung und Bejagung der Strecken durch Freiwillige nicht ausreichend ist um den Prädationsdruck soweit zu reduzieren, dass sich natürliche Bestände großwüchsiger Fische aufbauen können. Die Entwicklung und der Test einer Methode zum Schutz großwüchsigen Fischen in Fließgewässern vor übermäßiger Prädation ist daher zwingend notwendig, sowohl im Sinne der direkten Erhaltung aquatischer genetischer Ressourcen als auch im Sinne einer nachhaltigen, klimaangepassten und zukunftsfeste Bewirtschaftung von Fließgewässern.

Eine zweite wichtige Konsequenz für möglicherweise folgende Biomanipulationsprojekte ist, dass für eine erfolgreiche Verbesserung des Gewässerzustandes und den Erhalt der aquatischen Biodiversität die Maßnahmen Biomanipulation, Renaturierung und Reduktion von Nährstoffeinträgen zusammen gedacht werden müssen. Die Simulationen des aus den Daten der beiden BIOEFFEKT-Projekten entwickelten Modells zeigen eindrücklich, dass in vielen Fällen nur die Kombination dieser Maßnahmen zum Erfolg führen kann. Vermutlich sind diese Maßnahmen bereits notwendig um eine klimabedingte Verschlechterung der Gewässerqualität abzuwenden.

Zusammenfassung

Die drei Hauptziele des Projekts waren:

- 1) die Abschätzung der Reproduzierbarkeit des Biomanipulationsexperiments des Vorgängerprojektes,
- 2) die Überprüfung der räumlichen Extrapolierbarkeit und der praktischen Anwendbarkeit in weiteren Gewässern, und
- 3) die Ableitung von Zielvorgaben für die fischereiliche Steuerung aus einem dazu entwickelten ökologischen Modell.

Die Ergebnisse des Projektes zeigen eindrücklich die gute Reproduzierbarkeit der positiven Effekte des hohen Fischbestandes im Biomanipulationsexperiment. Nach Abschluss des insgesamt 4-jährigen Experiments konnte klar nachgewiesen werden, dass hohe Bestände herbivorer und omnivorer Cypriniden (*C. nasus*, *S. cephalus*) zu einer Verbesserung der Habitatqualität des hyporheischen Interstitials führten. Durch den Fischbesatz verbesserten sich die Sauerstoffversorgung im Interstitial und der Wasseraustausch zwischen Oberflächenwasser und Interstitial im Vergleich zu einer unmanipulierten Referenz. Die Algenmassenentwicklungen konnten nicht vollständig verhindert, aber

in ihrer Intensität verringert werden. Auch die Wirkmechanismen, die diese Änderungen verursachten, konnten aufgedeckt werden. Die herbivoren Nasen reduzierten durch ihre Fraßtätigkeit die Algenbiomasse und trugen so zu einer Verringerung der biogenen Kolmation bei. Die Döbel verminderten durch ihre Fraßtätigkeit die biogene und geogene Kolmation durch Bioturbation (Aufwühlen des Sediments). Die Makrozoobenthosorganismen waren keine Treiber der Biomanipulation, trugen also nicht durch ein verstärktes Grazing zur Reduktion der Algenbiomasse bei. Stattdessen können sie aber als Indikatoren einer erfolgreichen Biomanipulation genutzt werden, da sie auf die Verbesserung der Habitatbedingungen positiv reagieren. Diese Reaktion ist insofern besonders relevant, als dass sie direkt die Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) beeinflusst. Im Experiment konnte eine deutliche Verbesserung des WRRL-Indikators für sensitive Arten (EPT: Ephemeropteren, Plecopteren, Trichopteren) beobachtet werden, die sich in der Größenordnung von ca. 75 % einer Güteklasse bewegte. Auch die Invertebraten im oberen Horizont des Interstitials zeigten eine leichte Erhöhung des Anteils sensitiver Arten, was als eine klare Reaktion auf die verbesserten Habitatbedingungen interpretiert werden kann. Es ist anzunehmen, dass die Veränderung der benthischen Invertebraten eine längere Zeit in Anspruch nimmt, und dass Effekte nach mehreren Jahren noch deutliche ausfallen würden. Auch die Funktion des Interstitials als Reproduktionshabitat für kieslaichende Fische konnte durch den Fischbesatz verbessert werden. Obwohl sich die Umweltbedingungen für Salmoniden aufgrund klimatischer Effekte im Verlaufe des Experiments deutlich verschlechterten, konnte ein positiver Einfluss des Fischbesatzes auf die relative Überlebensrate der Salmonideneier beobachtet werden.

Die Übertragbarkeit der Biomanipulation auf ähnliche Gewässer konnte im Rahmen dieses Projektes nicht überprüft werden. Die geplante fischereiliche Steuerung in den Untersuchungsstrecken von Nister, Wied und Wisserbach war trotz intensiver Bemühungen nicht erfolgreich. Die Ursache hierfür war neben ungünstigen klimatischen Bedingungen (heiße, trockene Sommer) und einem Mangel an geeigneten Besatzfischen, vor allem die intensive Prädation durch den Kormoran. Daraus lässt sich ableiten, dass die Biomanipulation als Maßnahme zur nachhaltigen Gewässerbewirtschaftung oder zur Verbesserung der Gewässerqualität nicht problemlos in der Praxis umzusetzen ist. Eine erfolgreiche Biomanipulation setzt die Erhöhung der Bestände großwüchsiger Cypriniden voraus, was unter aktuellen Bedingungen höchstwahrscheinlich nur bei außerordentlich intensiver Vergrämung von Kormoranen und anderen piscivoren Vögeln möglich ist. Dieses Projekt zeigt, dass eine einfache Vergrämung durch Streckenbegehung und Kormoranbejagung von ehrenamtlichen Helfern nicht ausreicht, um die negativen Einflüsse des Kormorans ausreichend zu reduzieren und die Entwicklung größerer Fischbestände zu ermöglichen. Relevant ist insbesondere sehr hohe Prädation im Winter und im zeitigen Frühling. Die Daten des Projektes zeigen eine ca. 50 %-ige Reduktion der Fischbestände in der Untersuchungsstrecke der Nister über den Winter. Gleichzeitig wurde eine außerordentlich hohe Fischentnahme durch Kormorane, Silberreiher, Graureiher und Gänsesäger in einem Winterquartier an der Nister beobachtet. Diese Fischentnahme erfolgte trotz intensiver Vergrämung und betrug zwischen 10 und 25 % des Fischbestandes. Auf Bildanalysen basierende Hochrechnungen zeigen, dass die piscivoren Vögel im Verlauf des Winters 2021/2022 zusammen ca. 350-450 kg Fisch aus einem 0,04 ha großen Altarm bei Stein-Wingert entnahmen, dessen Fischbestand auf ca. 1.800-3.500 kg geschätzt wird. Daraus kann geschlossen werden, dass eine erhebliche Reduktion des Einflusses piscivorer Vögel und insbesondere des Kormorans und damit eine deutliche Reduktion der Wintermortalität der Fische notwendig ist, um Biomanipulation in Zukunft erfolgreich einzusetzen. Auch unabhängig von einer aktiven Steuerung der Fischbestände, ist die Intensität der winterlichen Prädation als Bedrohung für die Fischbestände in Mittelgebirgsflüssen einzuschätzen, sodass dramatische Folgen für den Artenreichtum der Fische und die Gewässerqualität zu befürchten sind.

Im Rahmen dieses Projektes wurde ein Modell entwickelt, das die Prozesse Algenwachstum und Detritusbildung in Abhängigkeit der Umweltbedingungen zeitlich darstellen kann und den Prozess des

Grazings durch Nasen und Invertebrate einbezieht. Je nach hydromorphologischer Struktur des Gewässerabschnittes, Beschattung und Nährstoffeinträge kann mit diesem Modell die Nasenbiomasse simuliert werden, die theoretisch notwendig ist um Verbesserung der Habitatqualität im Interstitial zu erreichen. Durch die Simulation verschiedener Szenarien konnten für breite flache Mittelgebirgsflüsse Zielvorgaben für eine fischereiliche Steuerung abgeleitet werden. Dabei wurde deutlich, dass ohne begleitende Maßnahmen in den vielen Fällen Nasenbiomassen notwendig wären, die in der Realität nicht zu erreichen sind ($> 300 \text{ kg ha}^{-1}$). Dies trifft insbesondere für Gewässer mit hoher Nährstoffbelastung ($> 0,1 \text{ mg L}^{-1}$ Gesamtposphor) und einem gering ausgeprägten Randstreifen zu, in der Realität also wahrscheinlich auf den größten Teil der Mittelgebirgsflüsse in Deutschland. In solchen Gewässern kann die Biomanipulation nur erfolgreich eingesetzt werden, wenn parallel Maßnahmen zur Reduktion von Nährstoffen ($\sim 0,08 \text{ mg L}^{-1}$) und zur Entwicklung von Randstreifen (beidseitig, $> 80 \%$ der Fließstrecke) ergriffen werden. Es ist aber zu betonen, dass selbst in diesen Fällen Fischdichten bis zu 100 kg ha^{-1} notwendig sein können. Diese Fischbestände gehen weit über das hinaus, was unter aktuellen Bedingungen mit Besatz allein erreicht werden kann. Daher müssen nach unserer Einschätzung Maßnahmen zur Biomanipulation stets von einem intensiven Management piscivorer Vögel (Kormoran, Graureiher, Silberreiher) begleitet werden.

Projektbegleitend wurde eine intensive Öffentlichkeitsarbeit durchgeführt. Die Erfahrungen, Zwischenergebnisse und Ergebnisse des Projektes wurden der wissenschaftlichen Öffentlichkeit mittels Artikeln in Fachzeitschriften und Vorträgen auf Tagungen vermittelt. Der breiteren Öffentlichkeit wurden diese Informationen auf verschiedenen Kanälen kommuniziert: Zeitungsartikel, Beiträge in Zeitschriften, Radio- und Fernsehbeiträge, Vorträge, Exkursionen und der Teilnahme auf der Woche der Umwelt in Berlin. Um eine Übertragung der Ergebnisse in die Anwendung sicherzustellen und eine Umsetzung der Biomanipulation zu ermöglichen, wurde ein Anwenderleitfaden vorbereitet, der nach abschließender Prüfung durch alle Koautoren ebenfalls in geeigneter Weise publiziert werden soll.

Literatur

- Becker, A., J. Ortlepp. 2021. Fischökologisch funktionsfähige Strukturen in Fließgewässern - Methodik zur Herleitung des strukturellen Defizits als Grundlage der Schaffung von funktionsfähigen Lebensräumen für die Fischfauna in den Gewässern Baden-Württembergs. .
Regierungspräsidium Tübingen, Tübingen.
- Borchardt, D., J. Fischer, R. Ibsch. 2001. Struktur und Funktion des Hyporheischen Interstitials in Fließgewässern - Structure and function of the hyporheic interstitial zone in running waters. *Wasser und Boden* **53**:5-10.
- Boulton, A. J., S. Findlay, P. Marmonier, E. H. Stanley, H. M. Valett. 1998. The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology and Systematics* **29**:59-81.
- Bregnballe, T. 1996. Reproductive performance in Great Cormorants during colony expansion and stagnation. University of Aarhus.
- Brunke, M. 2022. Nährstoffliche Belastung in Fließgewässern und deren Einfluss auf die Fischfauna in Rheinland-Pfalz. Landesamt für Umwelt Rheinland-Pfalz.
- Carss, D. N. 2021. There must be some kind of way out of here: towards 'reframing' European cormorant-fisheries conflicts. *Ardea* **109**:667-681.
- Correll, D. L. 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: A review. *Journal of Environmental Quality* **27**:261-266.
- Corse, E., C. Costedoat, R. Chappaz, *et al.* 2010. A PCR-based method for diet analysis in freshwater organisms using 18S rDNA barcoding on faeces. *Molecular Ecology Resources* **10**:96-108.
- Dietzen, C., T. Dolich, M. Wagner. 2022. Das Kormoranmonitoring in Rheinland-Pfalz 2020/2021. GNOR, Kaiserslautern.
- Draulans, D. 1988. Effects of fish-eating birds on freshwater fish stocks: an evaluation. *Biological Conservation* **44**:251-263.
- Eckert, R. A., H. J. Carrick. 2014. Evidence for consumer regulation of biofilm-nutrient interactions among hardwater streams (Pennsylvania, USA). *Hydrobiologia* **722**:183-198.
- Emde, F., T. Stratenwerth. 2021. Nationale Wasserstrategie. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (BMU), Bonn.
- EEA (European Environmental Agency) 2018. European waters: Assessment of status and pressures. European Environment Agency, Luxembourg.
- Frederiksen, M., F. Korner-Nievergelt, L. Marion, T. Bregnballe. 2018. Where do wintering cormorants come from? Long-term changes in the geographical origin of a migratory bird on a continental scale. *Journal of Applied Ecology* **55**:2019-2032.
- 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., D. C. Chaves, M. Richter, *et al.* 2018. Benthic grazing in a eutrophic river: cascading effects of zoobenthivorous fish mask direct effects of herbivorous fish. *Peerj* **6**.
- Gerke, M., D. Hübner, J. Schneider, M. Fetthauer, C. Winkelmann. 2021a. Reduktion von Eutrophierungseffekten in Fließgewässern durch herbivore und omnivore Fische. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* **14**.
- Gerke, M., D. Hübner, J. Schneider, C. Winkelmann. 2021b. Can top-down effects of cypriniform fish be used to mitigate eutrophication effects in medium-sized European rivers? *Science of the Total Environment* **755**.
- Gresens, S. E. 1997. Interactive effects of diet and thermal regime on growth of the midge *Pseudochironomus richardsoni* Malloch. *Freshwater Biology* **38**:365-373.

- 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.
- Hill, W. R., S. E. Fanta, B. J. Roberts. 2009. Quantifying phosphorus and light effects in stream algae. *Limnology and Oceanography* **54**:368-380.
- Hübner, D., M. Gerke, R. Fricke, J. Schneider, C. Winkelmann. 2020. Cypriniform fish in running waters reduce hyporheic oxygen depletion in a eutrophic river. *Freshwater Biology*.
- 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.
- Keckeis, H., E. Bauer-Nemeschkal, E. Kamler. 1996. Effects of reduced oxygen level on the mortality and hatching rate of *Chondrostoma nasus* embryos. *Journal of Fish Biology* **49**:430-440.
- Lenk, M., N. Saenger, K. Träbing, *et al.* 1999. Die Multi-Level-Interstitialsonde: Methoden zur tiefenorientierten Untersuchung von Gewässersedimenten.
- McDowell, R. W., A. Noble, P. Pletnyakov, B. E. Haggard, L. M. Mosley. 2020. Global mapping of freshwater nutrient enrichment and periphyton growth potential. *Scientific Reports* **10**.
- Meier, C., P. Haase, P. Rolauffs. 2006. Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung. Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Page 79.
- Mewes, D., S. Spielvogel, C. Winkelmann. 2017. RNA/DNA ratio as a growth indicator of stream periphyton. *Freshwater Biology* **62**:807-818.
- Mühlbauer, 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.
- Nijboer, R. C., P. F. M. Verdonschot. 2004. Variable selection for modelling effects of eutrophication on stream and river ecosystems. *Ecological Modelling* **177**:17-39.
- Ochse, M. (2021) *Phalacrocorax carbo* (Kormoran). Vögel in und um Rheinland-Pfalz. Pollichia - Verein für Naturforschung und Landespflege.
<https://arteninfo.net/elearning/voegel/speciesportrait/2817.html>
- Ovegard, M. K., N. Jepsen, M. B. Nord, E. Petersson. 2021. Cormorant predation effects on fish populations: A global meta-analysis. *Fish and Fisheries* **22**:605-622.
- Panchan, R., K. Pinter, S. Schmutz, G. Unfer. 2022. Seasonal migration and habitat use of adult barbel (*Barbus barbus*) and nase (*Chondrostoma nasus*) along a river stretch of the Austrian Danube River. *Environmental Biology of Fishes* **105**:1601-1616.
- Peňáz, M. 1996. *Chondrostoma nasus* - its reproduction strategy and possible reasons for a widely observed population decline - a review. Pages 279–285 in A. Kirchhofer and D. Hefti, editors. *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe*. Birkhäuser Basel, Basel.
- Rasband, W. S. 2016. ImageJ. U. S. National Institutes of Health, Bethesda, Maryland, USA.
- Reddy, K. R., R. H. Kadlec, E. Flaig, P. M. Gale. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **29**:83-146.
- Landtag Rheinland-Pfalz 2018. Antwort des Ministeriums für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten auf die Kleine Anfrage des Abgeordneten Horst Gies (CDU)..
- Ridgway, M. S. 2010. A review of estimates of daily energy expenditure and food intake in cormorants (*Phalacrocorax* spp.). *Journal of Great Lakes Research* **36**:93-99.
- Rosemond, A. D., P. J. Mulholland, J. W. Elwood. 1993. Top-down and bottom-up control of stream periphyton - Effects of nutrients and herbivores. *Ecology* **74**:1264-1280.
- Ross, M. E., M. S. Stanley, J. G. Day, A. J. C. Semiao. 2017. A comparison of methods for the non-destructive fresh weight determination of filamentous algae for growth rate analysis and dry weight estimation. *Journal of Applied Phycology* **29**:2925-2936.

- Stewart-Oaten, A., W. W. Murdoch, K. R. Parker. 1986. Environmental-Impact Assessment - Pseudoreplication in Time. *Ecology* **67**:929-940.
- Taylor, J. M., J. A. Back, R. S. King. 2012. Grazing minnows increase benthic autotrophy and enhance the response of periphyton elemental composition to experimental phosphorus additions. *Freshwater Science* **31**:451-462.
- Vater, M. 1997. Age and growth of the undermouth *Chondrostoma nasus* in the Slovak stretch of the Danube river. *Biologia* **52**:653-661.
- Werner, S. J., B. S. Dorr. 2006. Influence of fish stocking density on the foraging behavior of double-crested cormorants, *Phalacrocorax auritus*. *Journal of the World Aquaculture Society* **37**:121-125.
- Winkelmann, C., M. Gerke, D. Hübner, *et al.* 2019. Abschlussbericht des Projektes Biomanipulation als effektives Verfahren zur Wiederherstellung der Habitatfunktion des hyporheischen Interstitials. Koblenz.
- Winkelmann, C., J. Schneider, D. Mewes, *et al.* 2014. Top-down and bottom-up control of periphyton by benthivorous fish and light supply in two streams. *Freshwater Biology* **59**:803–818.
- Zhang, P. Y., B. A. Blonk, R. F. van den Berg, E. S. Bakker. 2018. The effect of temperature on herbivory by the omnivorous ectotherm snail *Lymnaea stagnalis*. *Hydrobiologia* **812**:147-155.