

Anwenderleitfaden Biomanipulation in Fließgewässern: Möglichkeiten und Grenzen



Carola Winkelmann, Daniela Mewes, Susanne Worischka, Roman Fricke, Dirk Hübner, Manfred Fetthauer

Gefördert durch



Bundesministerium
für Ernährung
und Landwirtschaft

Projektträger



Bundesanstalt für
Landwirtschaft und Ernährung

aufgrund eines Beschlusses
des Deutschen Bundestages

Erstellt im Rahmen des Modell- und Demonstrationsvorhabens Bioeffekt II "Vom Experiment zur Realität: Anwendbarkeit und Wirksamkeit der Biomanipulation in Mittelgebirgsflüssen" im Bereich der Erhaltung und innovativen nachhaltigen Nutzung der Biologischen Vielfalt. Die Förderung des Vorhabens erfolgte aus Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) aufgrund eines Beschlusses des deutschen Bundestages. Die Projektträgerschaft erfolgte über die Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), Förderkennzeichen 2818BM084.

Carola Winkelmann, Daniela Mewes, Susanne Worischka: Universität Koblenz, Institut für Integrierte Naturwissenschaften, AG Fließgewässerökologie, Universitätsstraße 1, 56070 Koblenz, cawinkelmann@uni-koblenz.de

Dirk Hübner, Roman Fricke: Bürogemeinschaft für fisch- und gewässerökologische Studien, Büro Marburg, Über dem Grund 1, 35041 Marburg; dirk-huebner@arcor.de

Manfred Fetthauer, ARGE Nister / Obere Wied e.V., Mühlenweg 3, 57629 Stein-Wingert, info@argenister.de

Zitiervorschlag: Winkelmann C, Mewes D, Worischka S, Fricke R, Hübner D, Fetthauer M (2023) Anwenderleitfaden Biomanipulation in Fließgewässern: Möglichkeiten und Grenzen

Inhalt

Hintergrund	4
Eutrophierung in Fließgewässern	4
Biomanipulation in Fließgewässern	6
Box 1: Ein Experiment macht Mut: Biomanipulation kann helfen	10
Schritt 1: Voraussetzung für eine Biomanipulation prüfen	11
Schritt 2: Erfolgsaussichten für eine Biomanipulation prüfen	14
Schritt 3: Randbedingungen für eine erfolgreiche Biomanipulation und Erfolgskontrolle	18
Box 2: Kormoranmanagement für eine erfolgreiche Biomanipulation	20
Literatur	22

Hintergrund

Es ist das erklärte Ziel der Europäischen Union und ihrer Mitgliederstaaten, mindestens einen „guten“ ökologischen und chemischen Zustand aller Gewässer zu erreichen. Nur ökologisch intakte Gewässer können ihre Ökosystemfunktionen erfüllen und zu einer hohen Artenvielfalt (Biodiversität) beitragen. Aktuell erreicht aber europaweit nicht einmal die Hälfte der Oberflächengewässer den guten Zustand (44 %, EEA 2018). In Deutschland verfehlen sogar über 90% aller Oberflächengewässer dieses Ziel (Emde & Stratenwerth 2021). Ein übermäßiger Eintrag von Pflanzennährstoffen und die daraus folgende Überdüngung der Gewässer (Eutrophierung) sind maßgeblich mitverantwortlich, dass die ökologischen Ziele nahezu flächendeckend verfehlt werden.

Der Begriff Eutrophierung bezeichnet die massenhafte Entwicklung von Algen in Folge einer übermäßigen Nährstoffverfügbarkeit. In Seen und Talsperren sind dies sogenannte Algenblüten planktischer Algen, also Massenentwicklungen von Algen die im Freiwasser „schweben“. In Fließgewässern äußert sich eine Eutrophierung in Massenentwicklungen von am Gewässergrund wachsenden Algen (benthische Algen). Insbesondere Phosphateinträge aus der Landwirtschaft und aus kommunalen Kläranlagen führen europaweit zur Eutrophierung der Fließgewässer. Die Algenmassenentwicklungen und der Abbau der abgestorbenen Algen verschlechtern die Wasserqualität und beeinträchtigen dadurch die ökologische Funktionsfähigkeit der Fließgewässer. Sie gefährden somit die Biodiversität von Fischen, wirbellosen Kleintieren (Makrozoobenthos) und höheren Wasserpflanzen.

Die Algenmassenentwicklungen führen in Fließgewässern auch zu einer Verstopfung des Lückensystems im Kiesbett. Diese Verstopfung reduziert den Wasseraustausch zwischen Fluss und Kiesbett und damit auch den Eintrag von gelöstem Sauerstoff, während gleichzeitig der Abbau der abgestorbenen Algen zu einer verstärkten Sauerstoffzehrung führt. Es kommt deshalb zu einem Sauerstoffmangel im Kiesbett, sodass viele wirbellose Tierarten ihren Lebensraum verlieren und verschiedene Fischarten sich nicht mehr fortpflanzen können. Die Folgen können Fischsterben oder eine Verarmung der Besiedlung sein, sodass der gute ökologische Zustand nicht mehr erreicht werden kann.

Eutrophierung in Fließgewässern

Alle Lebewesen in Bächen und kleineren, schnellfließenden Flüssen sind vollständig oder zumindest zeitweise auf den Gewässergrund als Lebensraum angewiesen. So wachsen Algen als Aufwuchs auf Steinen oder anderen harten Untergründen. Wirbellose Tiere leben normalerweise zum Schutz vor Fressfeinden oder der Strömung unter Steinen oder im Kieslückensystem, manche nutzen aber auch die Aufwuchsalgen als Nahrung. Auch Bakterien können nicht gegen die Strömung anschwimmen. Diejenigen, die nicht auf Licht angewiesen sind weil sie keine Photosynthese betreiben, leben daher ebenfalls im Kieslückensystem und bauen dort die eingetragenen Stoffe und Partikel ab. Dadurch ist das Kieslückensystem des Gewässerbettes die biologisch aktivste Zone des Gewässers. Als dauerhafter Lebensraum von Bakterien und wirbellosen Tieren ist das Kieslückensystem für die Selbstreinigungskraft der Fließgewässer entscheidend (Borchardt et al. 2001). Doch auch für Fischarten wie Nase, Äsche, Barbe, Lachs oder Forellen ist ein sauberes, gut mit Sauerstoff versorgtes Kieslückensystem entscheidend, da sie sich nur so fortpflanzen können. Das Kieslückensystem beherbergt die Eier und die ersten empfindlichen Larvenstadien dieser sogenannten Kieslaicher.

Die Funktionsfähigkeit des Kieslückensystems ist hochgradig vom kontinuierlichen Wasseraustausch mit der fließenden Welle abhängig (Abbildung 1). Durch verschiedene Mechanismen werden abgestorbene Algen, Nährstoffe und Sauerstoff in das Kieslückensystem eingetragen und von dort auch wieder in die fließende Welle abgegeben. In einem eutrophierten, also mit Pflanzennährstoffen überdüngten, Fließgewässer wird das Kieslückensystem durch eine dicke Algenschicht von der fließenden Welle getrennt bzw. durch die abgestorbenen Algen verstopft. Dadurch wird der Wasseraustausch unterbrochen und der für die Stoffkreisläufe wichtige Sauerstoff kann nicht nachgeliefert werden. Die Selbstreinigung kommt zum Erliegen.

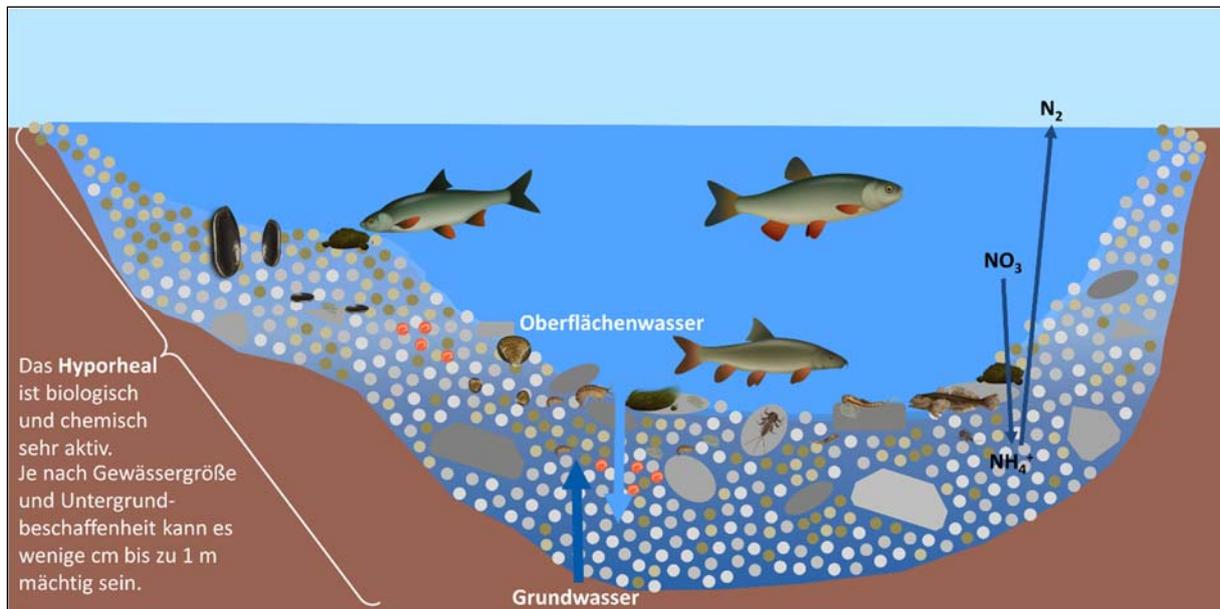


Abbildung 1: Schematische Darstellung des Kieslückensystems (Hyporheal); die wichtigsten Funktionen sind der Austausch zwischen Grund- und Flusswasser, der biochemische Ab- und Umbau von organischen Verbindungen (Selbstreinigung) und die Bereitstellung eines Lebensraums für Wirbellose bzw. Fischeier und -larven.

Die Algenmassenentwicklungen haben nicht nur einen erheblichen Einfluss auf die Lebensbedingungen im Kieslückensystem, sondern auch auf die Qualität des fließenden Wassers. In der Wachstumsphase einer Algenblüte ist an sonnigen Tagen die Photosyntheseleistung der Algen so hoch, dass Sauerstoff schneller produziert wird als er an die Luft abgegeben werden kann. Dies führt zu sehr hohen Sauerstoffkonzentrationen und einer Sauerstoffübersättigung von bis über 200 %. Nachts, wenn auch die Algen atmen, also selbst Sauerstoff verbrauchen, kommt es dann zu einer starken Sauerstoffzehrung. Die Sauerstoffkonzentrationen schwanken also extrem (Abbildung 2). Dabei können sowohl die überhöhten als auch die sehr niedrigen Konzentrationen Fische und andere Tiere schädigen oder gar töten. Die Photosynthese der Algen hat aber nicht nur Auswirkungen auf den Sauerstoffgehalt des Wassers, sondern auch auf dessen pH-Wert. Bei der Photosynthese nimmt die Alge Kohlendioxid aus dem Wasser auf, wodurch der pH-Wert an sonnigen Tagen in manchen Gewässern auf Werte von mehr als 9,5 steigen kann (Abbildung 2). Diese hohen pH-Werte sind für Fische und Wirbellose gefährlich. Sowohl der hohe pH-Wert an sich, als auch die Folgen einer pH-Wert-Erhöhung können zur Schädigung der Tiere oder sogar zu einem massenhaften Fischsterben führen. Oberhalb von einem pH-Wert von 8 bildet sich aus dem stets im Wasser vorhandenen Ammonium (NH_4^+) verstärkt Ammoniak (NH_3), der für Fische und Wirbellose schon in geringen Konzentrationen sehr giftig ist.

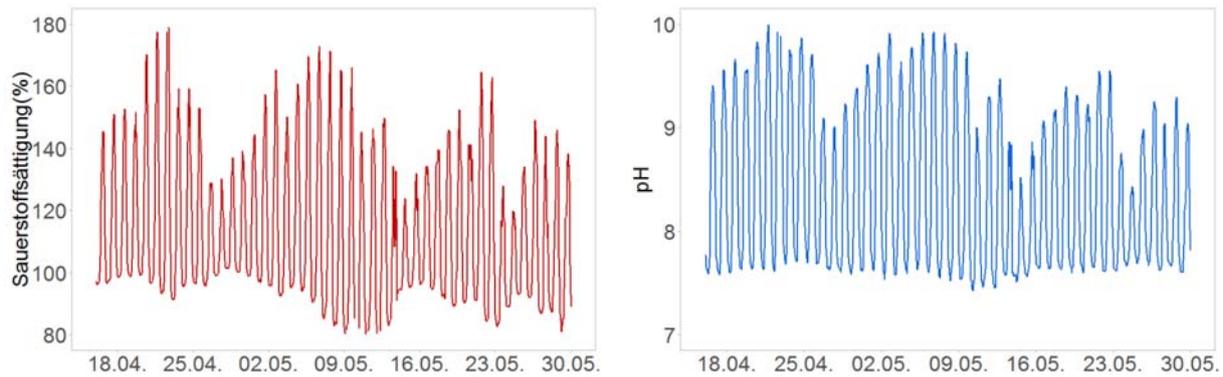


Abbildung 2: Tageszeitliche Schwankungen von Sauerstoffsättigung (links) und pH-Wert (rechts) in der Nister bei Stein-Wingert im Frühjahr 2016. Daten: M. Gerke, Universität Koblenz-Landau.

Auch mit dem Absterben der Algen ist der schädliche Einfluss der Algenblüte auf das Gewässer nicht beendet, das Problem wird lediglich ins Kieslückensystem verlagert. Das abgestorbene Algenmaterial wird in das Kieslückensystem eingetragen, wo es die Porengänge verstopft, durch die der Wasseraustausch mit der Oberfläche stattfindet. Unter Verbrauch von Sauerstoff wird dann das tote Algenmaterial im Kieslückensystem durch Bakterien abgebaut. Je stärker die Poren verstopft sind, desto weniger sauerstoffreiches Oberflächenwasser kann in das Kieslückensystem eindringen, so dass der Sauerstoff in den Poren sogar vollständig aufgebraucht werden kann. Unter diesen Bedingungen kann das Kieslückensystem seine wichtigen Ökosystemdienstleistungen ‚Selbstreinigung‘ und ‚Lebensraum‘ nicht mehr erfüllen.

Aufgrund der dichten Besiedlung und der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Einzugsgebiete sind fast alle deutschen Fließgewässer von Eutrophierung betroffen. Wie stark ein Gewässer allerdings auf erhöhte Nährstoffkonzentrationen reagiert, hängt jedoch nicht allein von den Nährstoffkonzentrationen selbst ab, sondern auch davon, was mit den Nährstoffen im Gewässer geschieht. Für das Algenwachstum ist neben einer ausreichenden Nährstoffverfügbarkeit vor allem Licht entscheidend, denn ohne Licht können Algen keine Photosynthese betreiben und daher auch bei ausreichender Nährstoffversorgung nicht wachsen. In einem vollbeschatteten Gewässer können also hohe Nährstoffkonzentrationen nicht genutzt werden und Eutrophierungseffekte wie das Algenwachstum bleiben daher aus. In Gewässern, die abgesehen von der Eutrophierung wenig belastet sind und noch ein relativ intaktes Nahrungsnetz aufweisen, kann das Algenwachstum durch algenfressende Tiere soweit unter Kontrolle gehalten werden, dass Algenmassenentwicklungen verhindert werden. Voraussetzung hierfür ist das Vorhandensein vieler solcher Weidegänger, wie z.B. die Fischart Nase (s.u.) oder Eintagsfliegenlarven. Solche Gewässer sind dann sehr produktive Ökosysteme, wo die Nährstoffe nicht in den Algen verbleiben, sondern im Nahrungsnetz weitergenutzt werden.

Bio-manipulation in Fließgewässern

Algenmassenentwicklungen können grundsätzlich entweder über eine drastische Reduktion der Nährstoffeinträge, über eine starke Beschattung, durch eine hohe Masse von Weidegängern oder aber mit einer Kombination aus allen drei Ansätzen reduziert werden. Einzelne Maßnahmen sind jedoch meist weniger erfolgversprechend als Maßnahmenkombinationen. Zwar ist ein überhöhter Nährstoffeintrag die direkte Ursache eines starken Algenwachstums, aber in der Praxis können Algenmassenentwicklungen über eine Reduzierung der Nährstoffeinträge allein häufig nicht effektiv bekämpft werden.

Die Nährstoffeinträge müssten in den meisten Fällen sehr drastisch reduziert werden. Dazu müssten die Kläranlagen deutlich weiter aufgerüstet werden und auch die landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet wäre durch weitgehend reduzierte Düngung deutlich beeinträchtigt.



Abbildung 3: Eutrophierungserscheinungen: Sohle eines eutrophierten Mittelgebirgsflusses mit dicken Algenmatten, oben sind Gasbläschen zu erkennen, da die hohe Photosyntheseleistung so viel Sauerstoff produziert, dass dieser sich als Bläschen sammelt und danach an die Oberfläche steigt.

Eine durchgängige Beschattung, z.B. durch Bäume in Gewässerrandstreifen ist geeignet, um das Lichtangebot zu reduzieren und hat weitere positive Effekte auf das Gewässer, reicht aber als alleinige Maßnahme gegen Algenmassenentwicklungen gerade bei breiteren Gewässern (> 5 m) nicht mehr aus. Zudem verlagert sich das Eutrophierungsproblem dadurch lediglich flussabwärts, weil die ungenutzten Nährstoffe vom Fließgewässer mitgenommen werden.

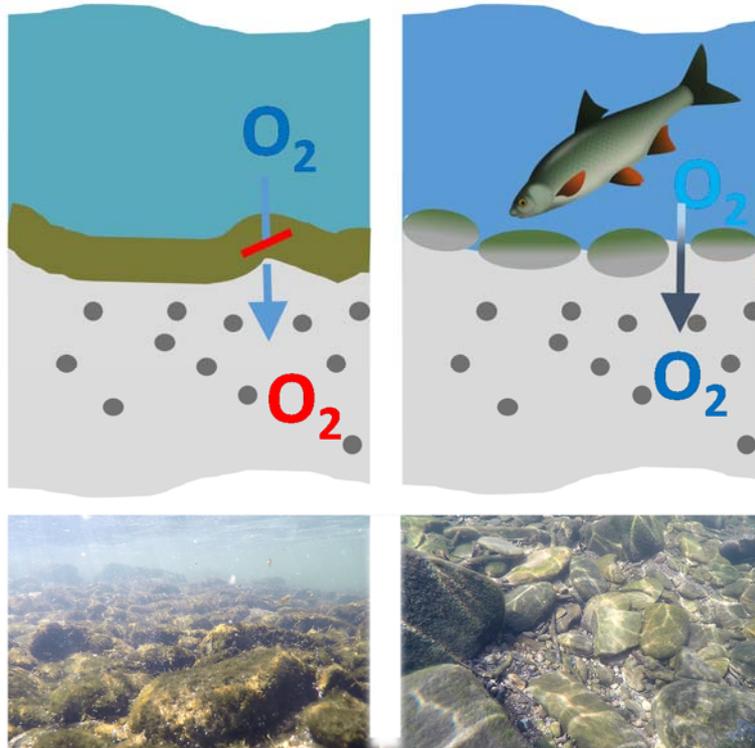


Abbildung 4: Biomanipulation in Fließgewässern - Ausprägung der Eutrophierungserscheinungen in Fließstrecken ohne (links) und mit (rechts) relevanten Bestände von Nasen und Döbeln. Foto unten links: Nister bei Helmeroth am 13.04.2019, Foto unten rechts: Nister bei Stein-Wingert am 13.04.2019.

Ein innovatives Verfahren zur Reduktion von Algenmassenentwicklungen und damit zum Schutz oder der Wiederherstellung der ökologischen Funktion der Gewässersedimente ist die Steuerung des Nahrungsnetzes, die sogenannte Biomanipulation. Durch die gezielte Förderung der Weidegänger können je nach Rahmenbedingungen die Eutrophierungserscheinungen reduziert werden. Durch das regelmäßige Abweiden der Algen wird deren Biomasse reduziert und die Bildung überalterter und dicker Algenmatten weitgehend verhindert. Dadurch kommt es seltener zum Ablösen dieser Algenmatten und es wird weniger organisches Material in das Kieslückensystem eingetragen. So bleibt der Wasseraustausch zwischen Oberflächenwasser und Kieslückensystem erhalten und der Sauerstoffverbrauch im Kieslückensystem begrenzt. Infolgedessen können die Ökosystemdienstleistungen des Kieslückensystems erhalten werden (Selbstreinigung, Lebensraum, Abbildung 4).

In der Wissenschaft ist bereits seit längerem bekannt, dass wirbellose Weidegänger (z.B. Eintagsfliegenlarven, Abbildung 8) prinzipiell die Algenbiomasse in kleinen Bächen reduzieren können (Rosemond et al. 1993, Eckert & Carrick 2014). Dieser Effekt ist aber nicht so stark, dass er tatsächlich Algenmassenentwicklungen verhindern kann, insbesondere weil die Larven irgendwann erwachsen werden und als geflügelte Insekten das Wasser verlassen.

Allerdings gibt es auch Studien die belegen, dass algenfressende Fische in der Lage sind, Aufwuchsalgen in Fließgewässern deutlich zu reduzieren (Taylor et al. 2012). In mitteleuropäischen Flüssen ist die Europäische Nase, *Chondrostoma nasus*, die einzige Fischart, die sich ausschließlich von Algen ernährt. Nasen sind darauf spezialisiert, mit ihrer verhornten Unterlippe Aufwuchsalgen von harten Oberflächen abzuschaalen (Abbildung 6). Die Nase hat ein sehr hohes Potenzial, der Massentwicklung von Aufwuchsalgen entgegen zu wirken, da sie als Schwarmfisch sehr dichte Bestände bilden kann und relativ schnell wächst, weswegen sie auch viel Nahrung aufnehmen muss, und natürlicherweise auch in kleineren Flüssen Mitteleuropas zu Hause ist. Andere großwüchsige Fische wie Döbel und Barben können diese Effekte unterstützen, da sie durch ihre Fraßtätigkeit das Kiesbett aufwühlen und damit säubern.



Abbildung 5: Wirbelloser Weidegänger, hier die Larve der Eintagsfliege *Baetis rhodani*.



Abbildung 6: Fraßspuren der Nase (*Chondrostoma nasus*) auf einem Stein und Detailansicht der verhornten Unterlippe.

Box 1: Ein Experiment macht Mut: Biomanipulation kann helfen

In einem großskaligen Experiment (Modell- und Demonstrationsvorhaben BIOEFFEKT I, 2813BM010) konnte wissenschaftlich belegt werden, dass Nase und Döbel, beides großwüchsige Fische aus der Karpfenfamilie, die Lebensbedingungen im Kieslückensystem günstig beeinflussen können. In einem grobmaterialreichen Mittelgebirgsfluss im Westerwald, Rheinland-Pfalz (Nister, LAWA-Typ 9), verbesserten sie über verschiedene Mechanismen die Sauerstoffversorgung und den Wasseraustausch im Kieslückensystem (Gerke et al. 2021). Dieser Effekt war am stärksten im Frühling und in der Flussmitte ausgeprägt, da in dieser Jahreszeit die Algen besonders intensiv wachsen und die Nasen in der Flussmitte intensiver fressen als in den flacheren Randbereichen (Abbildung 7). Auch die Wirbellosen der Gewässersohle (Makrozoobenthos) reagierten und zeigten einen höheren Anteil empfindlicher Arten. Das kann sich positiv auf die Bewertung eines Gewässers nach Wasser-rahmenrichtlinie auswirken und beim Erreichen des guten ökologischen Zustandes unterstützen.

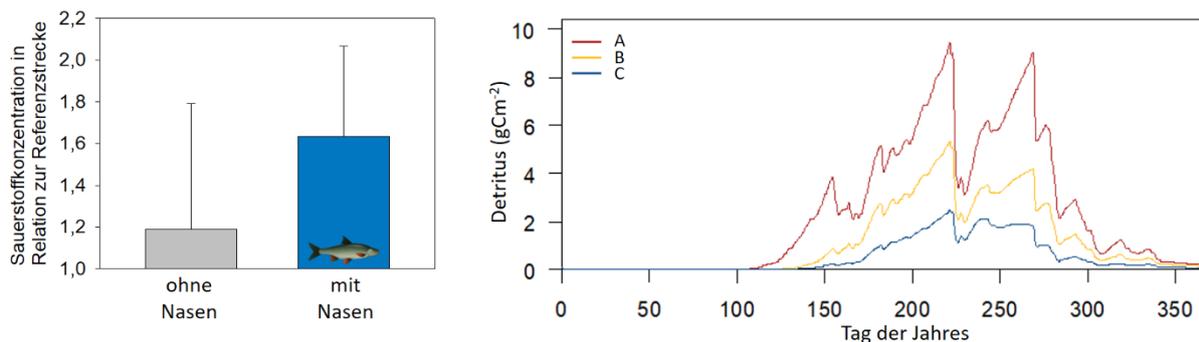


Abbildung 7: Links: Verbesserung der Sauerstoffversorgung im Kieslückensystem durch den Besatz mit Nasen und Döbeln (400 kg ha^{-1}), Rechts: Modellsimulation zum Einfluss von Nasenbestand, Beschattung und Nährstoffkonzentration zur Detritusbildung (A: 27 kg ha^{-1} Nasen, $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ TP, geringer Randstreifen; B: 73 kg ha^{-1} Nasen, $0,08 \text{ mg L}^{-1}$ TP, beidseitiger vollständiger Randstreifen; C: 300 kg ha^{-1} Nasen, $0,05 \text{ mg L}^{-1}$ TP, beidseitiger Randstreifen).

Diese deutliche Verbesserung der Lebensraumbedingungen wurde in einem Gewässerabschnitt mit hoher Nährstoffbelastung und geringer Beschattung erreicht. Allerdings lag der Fischbestand im Experiment bei 400 kg ha^{-1} (300 kg ha^{-1} Nase + 100 kg ha^{-1} Döbel). Solch ein hoher Bestand konnte nur durch eine intensive Kormoranvergrämung, intensiven Fischbesatz (2 x jährlich) und dem Absperren der 500 m langen Experimentalstrecke (dynamische Fischwehre nach Mühlbauer et al. 2003, Abbildung 8) etabliert werden. In offenen Gewässerstrecken können solche Biomassen in aller Regel nicht erreicht und aufrechterhalten werden. Daher sollte ein Besatzziel im Sinne einer Biomanipulation entsprechend niedriger angesetzt werden und es solle angestrebt werden, sich selbst erhaltende Bestände aufzubauen. Um trotzdem eine Reduktion der Eutrophierungserscheinungen zu erreichen, müssen bei stark nährstoffbelasteten Flüssen zusätzliche Maßnahmen ergriffen werden, wie das Anlegen von bewaldeten Gewässerrandstreifen und/oder eine Verringerung des Nährstoffeintrages.



Abbildung 8: Fischwehre im Biomanipulationsexperiment, Foto: Stefan Tannenber

Schritt 1: Voraussetzungen für eine Biomanipulation prüfen

In der Planungsphase eines Biomanipulationsprojektes sollten zuerst die Voraussetzungen und Bedingungen im Gewässer genau geprüft werden. Eine erfolgreiche Biomanipulation setzt voraus, dass:

- die Nährstoffbelastung nicht zu hoch ist,
- ausreichend hohe Fischbiomassen im Gewässer aufrechterhalten werden können,
- große Teile des Gewässers als Nasenfraßplatz geeignet sind.

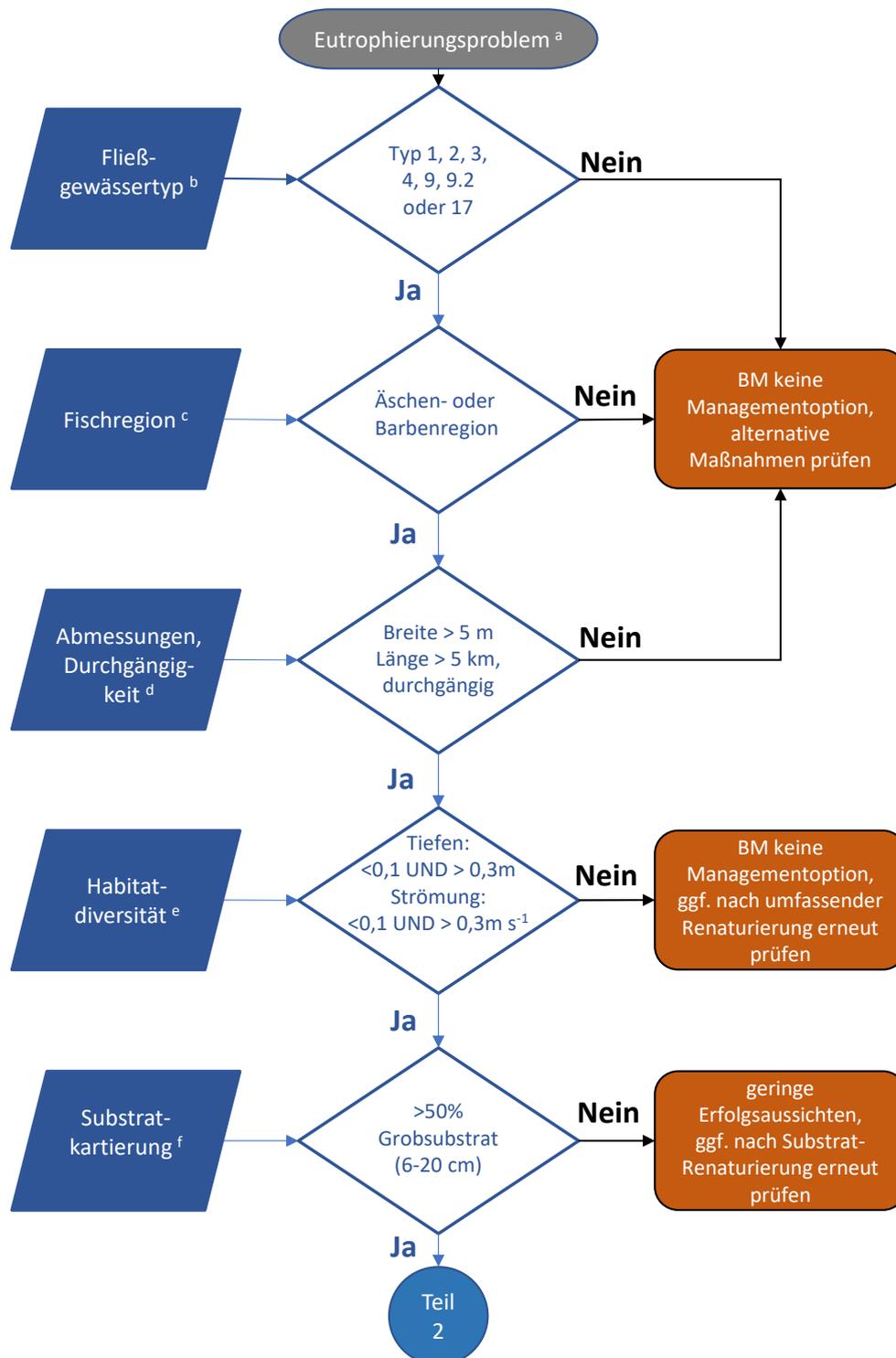
Grundsätzlich können die Fische nur eine begrenzte Menge Algen abweiden und damit die Anreicherung von abgestorbenen Algen (Detritus) im Kieslückensystem reduzieren. Ist das Algenwachstum im Gewässer zu stark, kann auch die Fraßtätigkeit der Fische nicht zu einer erkennbaren Verbesserung führen. Je höher die Nährstoffbelastung im Gewässer, desto geringer ist die Chance, einer Massenentwicklung benthischer Algen über eine Biomanipulation entgegenzuwirken. Bei hohen Nährstoffkonzentrationen können die Algen erstens die Biomassenverluste durch die Weidegänger sehr schnell ausgleichen und zweitens treten verstärkt fädigen Grünalgen auf, die von den meisten Weidegängern kaum gefressen werden können. Da verschiedene Umweltbelastungen selten isoliert auftreten, kann eine sehr hohe Nährstoffbelastung außerdem ein Indikator für weitere Einträge z.B. aus intensiver Landwirtschaft oder kommunalen Kläranlagen sein (z.B. Schadstoffe), die das Gewässerökosystem ebenfalls schädigen können und ggf. reduziert werden müssen.

Bei einer deutlichen Nährstoffbelastung kann nur eine sehr hohe Fraßaktivität zu einer Reduktion der Algen und des Detritusanfalls führen. Daher muss eine sehr hohe Biomasse an Nasen und anderer großwüchsiger Fischarten, wie zum Beispiel Döbel und Barben, eingestellt und erhalten werden. Dies setzt voraus, dass das Gewässer grundsätzlich als Lebensraum für diese Arten gut geeignet ist. Fische, insbesondere die Nase, stellen hohe Ansprüche an ihren Lebensraum. Diese Ansprüche ändern sich entsprechend des Entwicklungsstadiums, da Jungfische Flachwasserzonen brauchen und erwachsene Tiere sich hauptsächlich in tieferen Bereichen aufhalten. Außerdem nutzen die Tiere unterschiedliche Lebensräume für verschiedene Verhaltensweisen, so brauchen Nasen sehr schnell fließende Bereiche für die Paarung, aber tiefere Bereiche mit mittleren Strömungsgeschwindigkeiten und grobem Substrat als Fraßplatz und sehr tiefe und fast stehende Bereiche als Winterruheplatz (Becker & Ortlepp 2021). Diese Bereiche müssen außerdem für die Fische zugänglich sein, d. h. das Gewässer muss für die natürlichen Wanderungen der Nase während ihres Lebenszyklus durchgängig sein. Erst wenn die in Becker & Ortlepp (2021) beschriebenen Mindestansprüche der Fische an ihren Lebensraum erfüllt sind hat eine Biomanipulation Aussicht auf Erfolg, da nur so mit einem Selbsterhalt der Bestände durch natürliche Reproduktion zu rechnen ist und einem Abwandern der Besatzfische entgegengewirkt werden kann.

Die Entwicklung eines hohen Fischbestands setzt, neben der Eignung des Gewässers als Lebensraum, in aller Regel auch einen intensiven und erfolgreichen Initialbesatz voraus. Dabei ist zu bedenken, dass sich neu besetzte Fische über einen mehreren Kilometer langen Abschnitt verteilen. Eigene Untersuchungen zeigten, dass nur ca. 50 % der besetzten ausgewachsenen Fische wirklich im Fließgewässerabschnitt verbleiben. Bei längeren Projektlaufzeiten wäre ein Besatz mit Jungfischen (0+ oder 1+ Nasen) empfehlenswert. In diesem Fall dauert zwar der Aufbau des Fischbestandes deutlich länger, aber die eingesetzten Jungfische werden höchstwahrscheinlich standorttreuer sein als ausgewachsene besetzte Fische. Wie bei jedem Fischbesatz ist auch in diesem Fall die Verwendung standorttypischen Besatzmaterials außerordentlich wichtig. Idealerweise werden die Besatzfische aus dem gleichen Einzugsgebiet gewonnen. Neuere genetische Untersuchungen zeigen, dass sich selbst Nasenpopulationen in den verschiedenen Zuflüssen des Rheinsystems genetisch unterscheiden und daher ein Besatz von Nasen am besten aus dem jeweiligen Flusssystem erfolgen sollte (Wetjen et al.

2020). Da der Bezug einer ausreichend großen Zahl an Wildfängen oft problematisch ist, kann der Aufbau einer eigenen Nasenzucht für die Dauer des Projektes sinnvoll sein. Weiterführende Informationen zur Zucht von Nasen können von den Autoren gegeben werden.

Die Frage, ob der betrachtete Gewässerabschnitt prinzipiell geeignet für eine Biomanipulation (BM) mit herbivoren Großfischen ist, kann anhand des folgenden Fließschemas Schritt für Schritt geklärt werden.



Entscheidungshilfe Teil 1: Ist der betrachtete Gewässerabschnitt prinzipiell geeignet für eine Biomanipulation (BM) mit herbivoren Großfischen?

Erläuterungen zum Fließschema

- a) Eutrophierungsproblem: Regelmäßig auftretende Massenentwicklung von Aufwuchsalgen (fädig oder anliegend) im Frühjahr und/oder Sauerstoffübersättigung im Oberflächenwasser (> 120%) sowie Sauerstoffkonzentration < 4 mgL⁻¹ in ca. 5 cm Sedimenttiefe.
- b) Fließgewässertyp: Siehe auch Steckbriefe der Fließgewässertypen (Pottgiesser 2018). Diese Gewässertypen sind hinsichtlich Größe, Gefälle und Substrateigenschaften zunächst potenziell für die Nase und damit für die Biomanipulation geeignet, wobei allerdings der konkrete Abschnitt näher betrachtet werden muss.
- c) Fischregion: Die Nase kommt nur in der Barben- und der Äschenregion in ausreichender natürlicher Abundanz vor.
- d) Abmessungen und Durchgängigkeit: Der Gewässerabschnitt muss ausreichend groß sein, um einer Population von Nasen Lebensraum zu bieten, am besten mindestens 5 km lang. Er muss außerdem in beiden Richtungen durchgängig für verschiedene Altersstadien der Nase sein, d.h. ohne Querbauwerke > 25-30 cm Absturzhöhe und ohne längere Stauhaltung (> 1 km). Da bestimmte Querbauwerke auch das Abflussregime negativ beeinflussen und ein naturnahes Abflussregime mit periodischen Hochwässern notwendig für die Sedimentumlagerung und Durchspülung des Interstitials ist, sind Querbauwerke in vielen Fällen ungünstig für den Biomanipulationserfolg und eine **Wiederherstellung der Durchgängigkeit** sollte in Erwägung gezogen werden.
- e) Habitatdiversität: Ausreichende Tiefen- und Strömungsdiversität ist eine Voraussetzung für den Lebenszyklus der Nase und anderer rheophiler Fischarten.
- f) Substratkartierung: Das Substrat muss einerseits grob genug sein, damit Nasen es beweiden können, und andererseits fein genug, um von Hochwässern zumindest teilweise umgelagert oder von Fischen (z.B. dem Döbel) lokal aufgewühlt zu werden - beides fördert ein regelmäßiges „Freispülen“ der Sohle. Außerdem ist auch eine ausreichende Substratdiversität notwendig für den Lebenszyklus der kieslaichenden Nase. Mögliche Renaturierungsmaßnahmen sind Anlage von **Kiesdepots** in Kombination mit der **Herstellung einer guten Strömungsdiversität**, oder im Extremfall Ausbaggern und **Einbringen von Grobkies** (2-6 cm).

Schritt 2: Erfolgsaussichten für eine Biomanipulation prüfen

Die Erfolgsaussichten einer Biomanipulation in einem grundsätzlich geeigneten Gewässerabschnitt sind sehr stark von den lokalen Randbedingungen abhängig. Die zentrale Herausforderung besteht im Aufbau eines ausreichend hohen Bestandes von Nasen und Döbeln. Ob das gelingt, ist neben den Umweltbedingungen auch von der Verfügbarkeit der Besatzfische und der Akzeptanz der Maßnahme abhängig. Die wichtigsten Randbedingungen sind:

- die Intensität der Nährstoffbelastung,
- die Beschattung des Gewässers,
- die Substratbeschaffenheit,
- der aktuelle Fischbestand und der Fraßdruck auf Fische im Gewässerabschnitt.

Da das Algenwachstum von der Verfügbarkeit von Licht und Nährstoffen abhängig ist, bestimmen diese beiden Faktoren den für eine erfolgreiche Biomanipulation notwendigen Fischbestand. Je geringer die Beschattung (Gewässerrandstreifen oder Wald) und je höher die Nährstoffbelastung ist, desto höher ist der notwendige Fischbestand. Andere Randbedingungen, wie die natürliche maximale Fischdichte im Gewässer oder der Fraßdruck von fischfressenden Vögeln (z.B. Kormoran, Reiher oder Gänsesäger) begrenzen den maximal erreichbaren Fischbestand. Abschätzungen der notwendigen minimalen Nasenbiomassen mit Hilfe von Modellanalysen für den Unterlauf der Nister (Box 1) können einen groben Anhaltspunkt für Biomanipulationsprojekte in ähnlichen Gewässern geben (Tabelle 1). Diese Angaben sind aber nicht als konkrete Zielvorgaben zu verstehen, sondern stellen nur ein Beispiel dar, um die ungefähr nötige Größenordnung der Fischdichte zu verdeutlichen. Für die Modellierung der Zusammenhänge wurden die natürlichen Vorgänge notwendigerweise stark vereinfacht und Annahmen getroffen. Auch ist aufgrund fehlender Informationen die Bedeutung der lokalen Randbedingungen oft nur in Ansätzen abschätzbar. In diesem Zusammenhang ist eine gute Dokumentation von zukünftigen Umsetzungen der Biomanipulation dringend notwendig, da nur so die Zielvorgaben überprüft und weiterentwickelt werden können. Für die Aufrechterhaltung eines hohen Fischbestandes ist Fischbesatz allein nicht ausreichend, sondern die Fische müssen sich erfolgreich reproduzieren können. Dazu ist eine Mindestqualität der Gewässersedimente notwendig. Eine flächendeckende Verstopfung des Kieslückensystems mit Feinsediment (Lehm, Ton) kann die Reproduktion der Fische einschränken oder gar unmöglich machen.

Tabelle 1: Anhaltspunkte für notwendige minimale großflächige Nasenbestände (5-10 km Strecke) für eine erfolgsversprechende Biomanipulation am Beispiel der Nister, eines relativ flachen Typ 9 Gewässers, bei unterschiedlicher Nährstoffbelastung (TP: Saisonmittel Gesamtphosphor in mg P L^{-1}) und Randstreifenausprägung; Orientierungswert für den guten ökologischen Zustand: $0,1 \text{ mg TP L}^{-1}$

Mittlere TP-Konzentration (mg L^{-1})	Kein Randstreifen	Randstreifen einseitig	Randstreifen beidseitig	Bemerkung
>0,12	>250 kg ha^{-1}	>250 kg ha^{-1}	>250 kg ha^{-1}	Nicht praktikabel
0,10	>250 kg ha^{-1}	>250 kg ha^{-1}	200 kg ha^{-1}	Wahrscheinlich nicht praktikabel
0,08	>250 kg ha^{-1}	200 kg ha^{-1}	150 kg ha^{-1}	Mit gutem Randstreifen praktikabel
0,06	200 kg ha^{-1}	150 kg ha^{-1}	100 kg ha^{-1}	Mit Randstreifen praktikabel
0,04	100 kg ha^{-1}	75 kg ha^{-1}	25 kg ha^{-1}	Praktikabel
0,02	1 kg ha^{-1}	1 kg ha^{-1}	1 kg ha^{-1}	Nicht notwendig

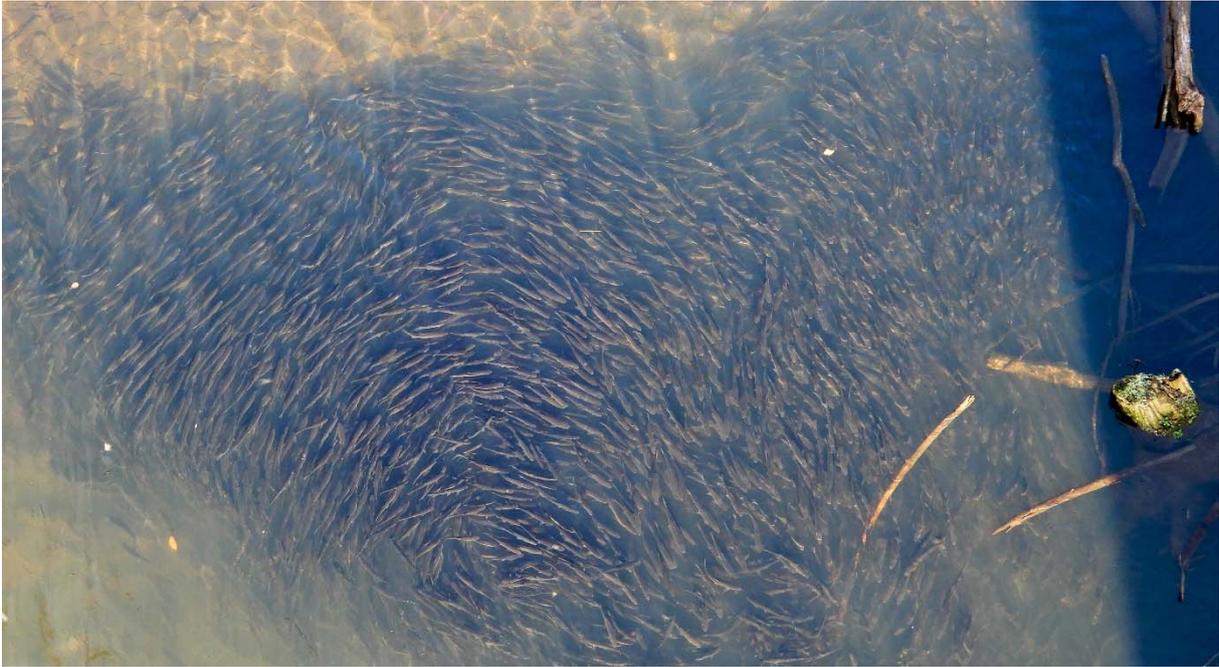
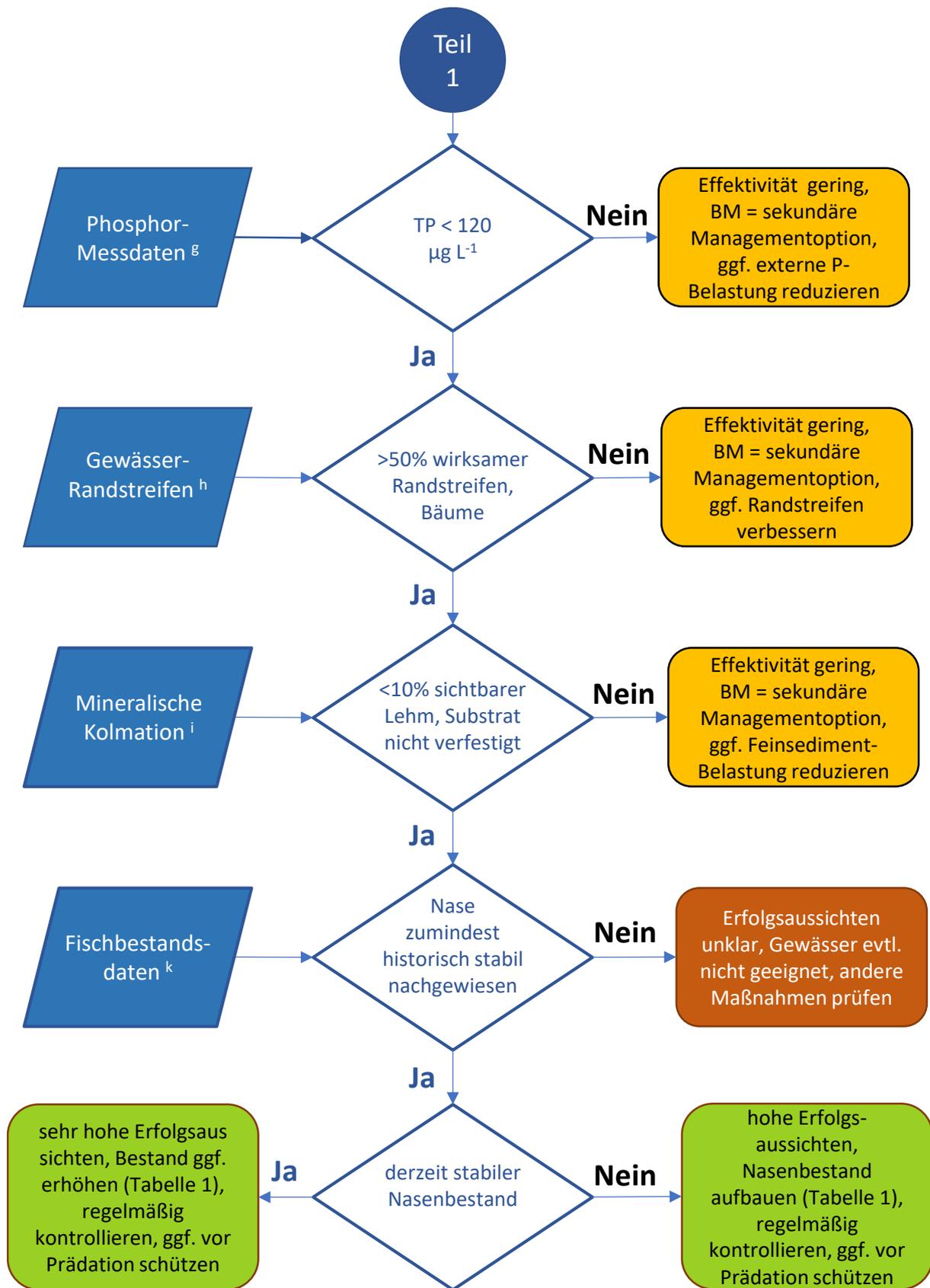


Abbildung 9: Schwarm aus verschiedenen Arten (Nase, Döbel, Barbe, Hasel, Forelle) am Winterquartier (Straßenbrücke Stein-Wingert), Zählungen ergaben 1403 Tiere nur an der Oberfläche, geschätzte Biomasse dieses Schwarms 651 kg.



Abbildung 10: Flussabschnitt mit geeignetem Nasenfraßplatz und gut ausgeprägtem Gewässerrandstreifen.



Entscheidungshilfe Teil 2: Wie hoch sind die Erfolgsaussichten einer Biomanipulation?

Erläuterungen zum Fließschema

- g) Phosphordaten: Phosphor als essenzieller und meist limitierender Pflanzennährstoff ist einer der wichtigsten Steuerfaktoren der Eutrophierung. Oberhalb einer Belastungsschwelle von ca. $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ Gesamtphosphor werden Beweidungs-Effekte der Fische weitgehend durch das Algenwachstum kompensiert bzw. es wachsen vor allem nicht fressbare fädige Algenarten. **Belastungsreduzierung** kann v.a. über vorhandene **Punktquellen** erfolgen. Doch auch Breite, durchgehende Gewässerrandstreifen (Mix aus dichten Gräsern, Brennesseln, Hochstauden, etc.), können den Eintrag aus der Fläche maßgeblich reduzieren. Unterhalb der genannten Schwelle verbessert eine Verringerung des Eintrags um $20 \mu\text{g L}^{-1}$ SRP die Erfolgsaussichten der Biomanipulation deutlich.
- h) Gewässerrandstreifen: Eine effektive Beschattung während der Vegetationsperiode unterstützt den Biomanipulationserfolg durch Beschattung der Algen und durch bessere Lebensbedingungen für die Nase, insbesondere durch den kühlenden Effekt im Sommer. Dies kann nur durch Bäume gewährleistet werden, nicht durch Hochstauden oder Sträucher. Darüber hinaus verringert ein intakter Randstreifen flächige Nährstoff- und Feinsedimenteinträge aus dem Umland und kann unter Umständen sogar den Fischbestand vor übermäßiger Prädation durch Vögel schützen. Mögliche Renaturierungsmaßnahme: **Aufforstung des Randstreifens** mit standorttypischen Baumarten. Wichtig ist dabei eine ausreichende Breite von durchgängig mindestens 5-10 m, um die Funktion zu gewährleisten.
- i) Mineralische Verstopfung (Kolmation): durch Feinsedimente, v.a. Korngrößen $< 0,63 \text{ mm}$, behindert die Sauerstoffversorgung des Kieslückensystems zusätzlich zur Verstopfung durch Algen. In einigen Gewässern ist das Substrat außerdem stark verfestigt (lässt sich nicht mit dem Gummistiefel oder einem Stock auflockern) und wird daher bei Hochwasserereignissen nicht mehr bewegt und damit freigespült. Dies kann eine effektive Biomanipulation verhindern. Eine **Reduzierung der Belastung mit Feinsedimenten** kann durch breitere **Gewässerrandstreifen** (siehe Punkt h) und **geänderte Nutzung im Gewässerumfeld** erreicht werden; die Mobilisierung des Substrats lässt sich durch **Einbringen von Grobkies** (siehe auch f), Zulassen von Seitenerosion an den Ufern und Sicherstellen eines naturnahen Abflussregimes (siehe Punkt d) erreichen.
- k) Fischbestandsdaten: Ein historischer Nachweis von Nasen im Gewässer stellt sicher, dass die grundlegenden Lebensraumeigenschaften im Gewässer zumindest zum Zeitpunkt des Nachweises erfüllt waren. Sollten seither keine grundlegenden hydromorphologischen Veränderungen vorgenommen worden sein, sind die Aussichten für eine erfolgreiche Biomanipulation sehr gut. Sind keine Daten vorhanden, kann nicht abgeschätzt werden, ob der Aufbau eines geeigneten Fischbestandes gelingt. Achtung: Besatzmaßnahmen allein garantieren keinen nachhaltigen Effekt, da v.a. die Nase durch verschiedene Faktoren gefährdet ist und die Bestände aktuell abnehmen. Besonders Verluste durch Fraßdruck (fischfressende Vogelarten wie z.B. Kormoran, Reiher oder Gänsesäger) können Biomanipulationseffekte zunichtemachen. Mögliche Maßnahmen zur Stabilisierung der Großfischbestände allgemein sind **Vergrämung der Vögel** und **passiver Schutz der Winterquartiere** der Fische vor einfliegenden/eintauchenden Vögeln. Ein intakter **Gewässerrandstreifen** (siehe Punkt h) kann, besonders bei Kronenschluss über nicht zu breiten Fließgewässern, den Fraßdruck während der Vegetationsperiode verringern.

Schritt 3: Randbedingungen für eine erfolgreiche Biomanipulation und Erfolgskontrolle

Der Erfolg einer Biomanipulation hängt ganz entscheidend vom Erreichen und Aufrechterhalten eines ausreichend großen Fischbestandes ab. Daher muss der Nasenbestand während der Biomanipulation im Untersuchungsgewässer regelmäßig, am besten jährlich, mittels Elektrobefischung, überprüft werden. Dabei sollten nicht nur die Anzahl der Nasen sondern auch deren Größe sowie die befischte Fläche aufgenommen werden, damit anschließend die Biomasse (kg ha^{-1}) ausgerechnet werden kann. Befischungen sollten grundsätzlich weder im Hochsommer noch im Winterquartier der Fische, sondern entweder im Frühling (April-Mai) oder im Herbst (September-Oktober) stattfinden.

Der Aufbau der Fischbestände kann mehrere Jahre in Anspruch nehmen, insbesondere wenn Jungfische gesetzt werden. Erst nach Erreichen des Zielbestandes kann mit ersten Auswirkungen der Biomanipulation auf die Qualität des Lebensraumes gerechnet werden. Danach kann es weitere zwei bis drei Jahre dauern, bevor erste positive Antworten der Qualitätskomponente Makrozoobenthos zu beobachten sind. Eine positive Veränderung der Qualitätskomponente Fisch kann bereits im ersten oder zweiten Jahr der Maßnahme auftreten, da der Besatz einen direkten Einfluss auf den Fischbestand und damit die Qualitätskomponente hat.

In vielen deutschen Mittelgebirgsflüssen besteht ein hoher Fraßdruck durch fischfressende Vögel (Kormoran, Reiher oder Gänsesäger, Abbildung 11). Dieser Fraßdruck ist im Winter besonders hoch und kann dazu führen, dass sich Fischbestände trotz intensiven Besatzes nicht aufbauen (Box 2). Es ist zu beachten, dass bereits der regelmäßige Einflug weniger Vögel einen enormen Einfluss auf die Fischbiomasse haben kann. An den meisten Flüssen ist daher für eine erfolgreiche Biomanipulation eine Vergrämung der Kormorane oder eine drastische Reduktion deren Jagderfolge notwendig.

Ab dem zweiten Jahr nach Besatz sollten die ersten Wiederfänge von Nasen bei den Bestandskontrollen auftreten. Dabei ist allerdings zu beachten, dass die Nase als Schwarmfisch bei geringer Bestandsdichte im Gewässer oft nur schwer nachgewiesen werden kann. Entweder wird in den Kontrollabschnitten ein Nasenschwarm gefangen (dann wird meist die Nasendichte deutlich überschätzt) oder der Schwarm befindet sich nicht im Kontrollabschnitt. In diesem Fall wird keine einzige Nase nachgewiesen bzw. angenommen, dass die Tiere im Gewässer nicht mehr vorkommen, obwohl sie an einem anderen Abschnitt vorhanden sind. Deshalb müssen bei geringen Nasenbeständen im Gewässer verhältnismäßig viele Abschnitte kontrolliert werden, um sichere Ergebnisse zur Größe des Nasenbestandes zu ermitteln. Meist werden Nasen im Gewässer erst bemerkt, wenn viele Tiere die Laichreife erreicht haben und im Frühjahr zur Laichzeit gut sichtbar als Schwarm auf den flach überströmten Laichplätzen stehen oder in der Nähe zu finden sind. Werden bei den Befischungen mehrere verletzte Fische gefangen (Abbildung 5), dann sollte die Fischentnahme durch Vögel geprüft und Gegenmaßnahmen erwogen werden. Da fischfressende Vögel teilweise geschützt sind, ist hierzu in den meisten Bundesländern eine Ausnahmegenehmigung notwendig. Im Rahmen einer Vergrämung gilt es insbesondere die Winterquartiere der Fische zu schützen (Abbildung 9).

Es ist grundsätzlich empfehlenswert, die örtlichen Fischereirechtsinhaber und -pächter oder Bachpaten in die Planung und Durchführung eines Biomanipulationsvorhabens einzubeziehen. In Kooperation mit den Aktiven vor Ort können sowohl Besatz als auch ggf. Nachzucht und Kormoranvergrämung in der Regel erfolgreicher durchgeführt werden.

Für eine Erfolgskontrolle der Maßnahme ist ein regelmäßiges und fachgerecht durchgeführtes Monitoring unerlässlich. Dazu empfiehlt sich eine regelmäßige Aufnahme des ökologischen Zustandes nach Wasserrahmenrichtlinie, insbesondere der Qualitätskomponenten Fische und Makrozoobenthos,

sowie regelmäßige Bestimmung der Phosphatkonzentration. Eine relativ einfache Messung der Lebensraumqualität ist die Bestimmung des Redoxpotentials in den oberen 5 oder 10 cm des Kieslückensystems (Geist & Auerswald 2007). Das Redoxpotential sollte dabei an fünf Stellen des Gewässers, jeweils an mehreren Messpunkten über den gesamten Gewässerquerschnitt aufgenommen werden. Obwohl zwischen den einzelnen Messungen hohe Abweichungen auftreten können, ist der Mittelwert aller Messungen ein sehr guter Indikator für die Sauerstoffversorgung des Kieslückensystems. Genauere Informationen zur Redoxsonde und zur Berechnung und Interpretation der Messdaten sind in Geist und Auerswald (2007) nachzulesen.



Abbildung 11: Kormorane in einem Fisch-Winterquartier an der Nister (links) und durch Jagdversuche verletzte Fische (rechts)



Abbildung 12: Flussabschnitt mit für Nasen geeignetem Tiefwasserbereich, Totholz und teilweise ausgeprägtem Gewässerrandstreifen

Box 2: Kormoranmanagement für eine erfolgreiche Biomanipulation

Nahrungsnetzbeziehungen zwischen den Organismen in Gewässern mit hohen Nährstoffeinträgen sind oftmals gestört und befinden sich daher in einem labilen Gleichgewicht. Die Nister galt z.B. trotz hoher Nährstoffeinträge (Abb. 13 A) als „grünes Juwel des Westerwaldes“. Sie konnte sowohl mit einer erfolgreichen Wiederansiedelung des Atlantischen Lachses als auch mit Populationen der stark bedrohten Flussperlmuschel und Bachmuschel aufwarten. Anfang der 2000er Jahre wurden erste Algenmassenentwicklungen beobachtet. Das Auftreten stand in engem zeitlichem Zusammenhang mit dem Einbruch der Fischbestände (Nase, Döbel, Barbe, Äsche). Nach dem Winter 1998/99 konnten nur noch ca. 20 % der im Jahr 1998 erfassten Bestände nachgewiesen werden (Abb. 13 B). Seit dem Winter 1998/99 suchen Kormorane die Nister in hoher Zahl regelmäßig als Nahrungshabitat auf. Bei Stein-Wingert wurden zwischen 2015 und 2021 im Winter durchschnittlich 15 Kormorane pro Tag gezählt.

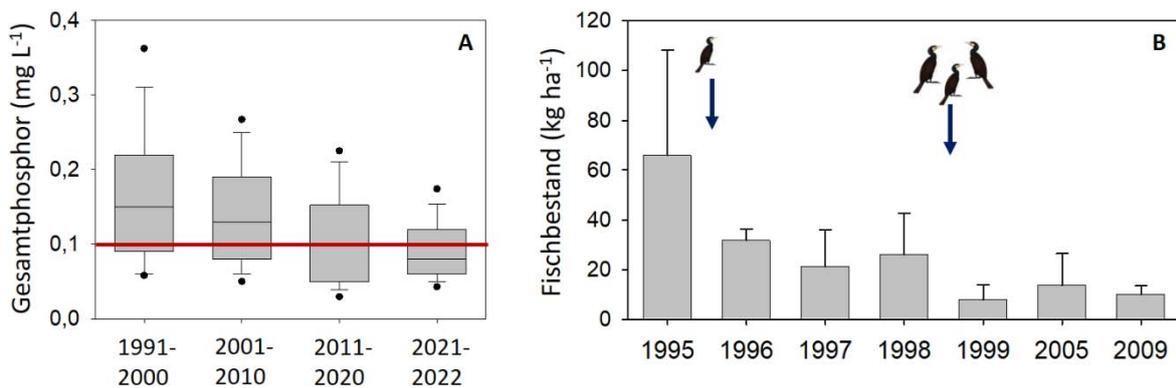


Abbildung 13: Gesamtposphorkonzentration (A) und mittlere Biomasse großwüchsiger Fische (B) an der Nister (Westerwald), dargestellt als Boxpot (Linie: Median, Box 25%-75% der Werte, Punkte: 5%-95% der Werte) und als Balken für Mittelwerte (\pm Standardabweichung).

Um einen möglichen Zusammenhang zwischen dem Aufkommen des Kormorans und dem Bestands-einbruch der Fische zu prüfen, wurde im Projekt BIOEFFEKT II die Prädation im Winterquartier der Fische in einem Altarm in Stein-Wingert abgeschätzt. Die Untersuchungen belegen einen sehr hohen Fraßdruck der fischfressenden Vögel auf die überwinternden Fische der Nister (Abb. 14, 15) trotz sehr intensiver letaler Vergrämung des Kormorans (Ausnahmegenehmigung nach der Kormoranverordnung RLP). Im Winter 2021/2022 wurden ca. 350 - 450 kg Fisch aus dem Winterquartier entnommen. Das entspricht zwischen 10 und 25% des gesamten Fischbestands (Abb. 14). Man kann davon ausgehen, dass bei optimalem Rekrutierungserfolg maximal 30% eines Fischbestandes entnommen werden können, ohne ihn zu gefährden. Die Prädation im Winterquartier allein kann daher selbst bei intensiver Vergrämung bereits einen erheblichen Anteil der maximal möglichen Fischentnahme ausnutzen. Ohne Vergrämung ist eine Übernutzung des Fischbestandes daher wahrscheinlich (Kormoran, fischereiliche Nutzung), was den Zusammenbruch der Fischbestände erklären würde.

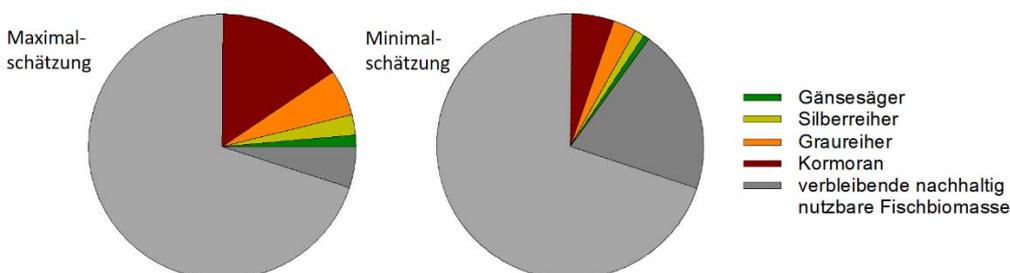


Abbildung 14: Maximal- und Minimalschätzung der Fischentnahme durch Vögel im Winterquartier in Stein-Wingert.

Im Verlauf der Nister sowie im Vergleich mit den Strecken der anderen Gewässer weist Stein-Wingert die mit Abstand höchste Fischbiomasse ebenso wie die höchste Vergrämungsintensität auf. Hierbei ist zu beachten, dass diese hohe Vergrämungsintensität gerade mal einem erlegten Kormoran pro Woche entspricht. In Anbetracht dieses hohen Fraßdruckes ist es nicht verwunderlich, dass weite Strecken der Nister und anderer Fließgewässer der Region mittlerweile nahezu fischleer sind. Der Vergleich der Fischbestände anderer Gewässer und Gewässerstrecken mit dem Bereich oberhalb des Altarms bei Stein-Wingert zeigt deutlich, dass für einen erfolgreichen Aufbau der Fischbestände auch ein (lokaler) Schutz der Fischbestände vor Prädation notwendig ist.

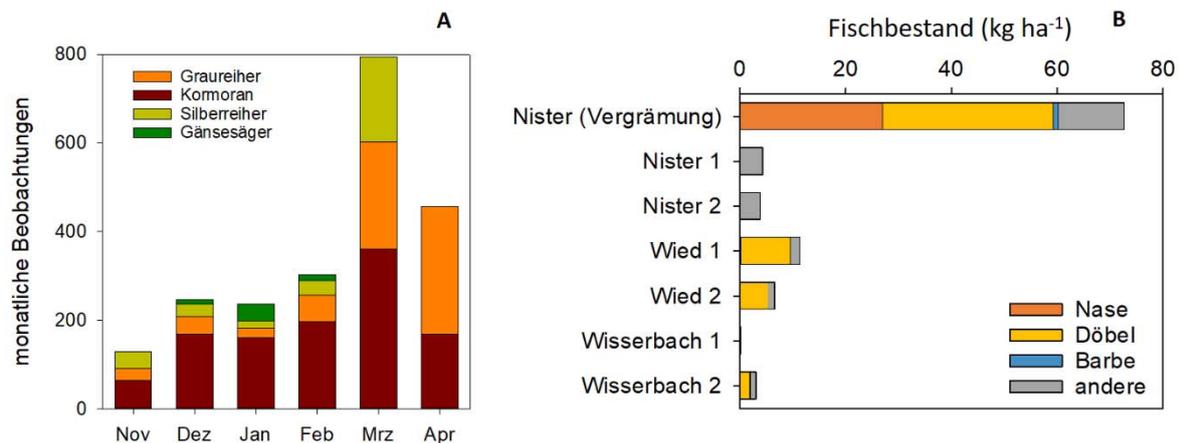


Abbildung 15: Anzahl der fischfressenden Vögel im Winter 2021/2022, die pro Monat im Winterquartier der Fische bei Stein-Wingert beobachtet wurden (A) und Bestände großwüchsiger Fische an einer Stelle mit intensiver Kormoranvergrämung (Nister) und weiteren Gewässerstrecken in 2022 (B).

Obwohl der hier dargestellte hohe Jagddruck einen Aufbau des Fischbestandes ermöglicht hat, erscheint es nicht realistisch, solch einen hohen Jagddruck auf den Kormoran großflächig aufrecht zu erhalten. Daher wäre es sinnvoll vorhandene Winterquartiere der Fische zu kartieren und intensiv zu schützen. Dies kann über einen intensiven Jagddruck in den Wintermonaten gelingen. Es sollte aber auch die Anwendung weiterer Schutzmaßnahmen (z.B. Fischunterstände, passiver Schutz vor Kormoranen) geprüft werden.

Vor dem Hintergrund des hohen Fraßdruckes durch Kormorane und der ökologischen Funktion der großwüchsigen Fische erscheint es mehr als wahrscheinlich, dass das Auftreten der Kormorane über die Reduktion der großwüchsigen Fische die Verstärkung der Algenmassenentwicklungen an der Nister ausgelöst hat. Ein sinnvolles Kormoranmanagement könnte also Einfluss auf das Erreichen des guten ökologischen Zustandes nach Wasserrahmenrichtlinie haben.

Die Bestände der brütenden und durchziehenden Kormorane sind deutschlandweit in den letzten Jahren kontinuierlich angestiegen (Dietzen et al. 2022). Dies wird als ein großer Erfolg im Schutz einer ehemals sehr seltenen und auch heute noch durch die FFH-Richtlinie der EU geschützten Vogelart gewertet. Jedoch gefährdet dieser Erfolg die Bestände großwüchsiger Fische, von denen einige Vertreter ebenfalls unter die FFH-Richtlinie fallen. Zusätzlich gefährden hohe Kormoranbestände aufgrund der hohen ökologischen Bedeutung einiger Fischarten die Qualität von nährstoffbelasteten Mittelgebirgsflüssen. Für ein nachhaltiges Gewässermanagement muss deshalb unbedingt ein Kompromiss zwischen den verschiedenen Zielen des Arten-, Natur- und Gewässerschutzes gefunden werden.

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.
- Dietzen, C., T. Dolich, M. Wagner. 2022. Das Kormoranmonitoring in Rheinland-Pfalz 2020/2021. GNOR, Kaiserslautern.
- 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.
- 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. Hübner, J. Schneider, M. Fetthauer, C. Winkelmann. 2021. Reduktion von Eutrophierungseffekten in Fließgewässern durch herbivore und omnivore Fische. *Korrespondenz Wasserwirtschaft* **14**.
- 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.
- Pottgiesser, T. 2018. Die deutsche Fließgewässertypologie, Zweite Überarbeitung der Steckbriefe der Fließgewässertypen.
- 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.
- 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.
- Wetjen, M., D. Hubner, O. Seehausen, R. Schulz. 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*.

Das pdf-Dokument, sowie die Kartieranleitung zu Becker und Ortlepp (2021) finden Sie auf: <https://rp.baden-wuerttemberg.de/themen/wasserboden/gsgoe-download/> unter der Überschrift „Fischökologisch funktionsfähige Strukturen in Fließgewässern“ (Link geprüft: Dez. 2022)