

Reduktion von Eutrophierungseffekten in Fließgewässern durch herbivore und omnivore Fische

Madlen Gerke (Wielenbach), Dirk Hübner (Marburg), Jörg Schneider (Frankfurt), Manfred Fetthauer (Stein Wingert) und Carola Winkelmann (Koblenz)

Zusammenfassung

Die Eutrophierung vieler Fließgewässer erschwert das Erreichen der Ziele der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie maßgeblich. Massenentwicklungen benthischer Algen führen zu einem Verstopfen des Kieslückensystems (Interstitial). Dadurch verschlechtert sich dort die Sauerstoffversorgung für Eier und Larven kieslaichender Fische und für das Makrozoobenthos erheblich. Eine Möglichkeit zur Reduktion dieser Eutrophierungseffekte ist eine gezielte Nahrungsnetzsteuerung durch Erhöhung der Bestände herbivorer und omnivorer Fische (Biomaniplulation). In einem vierjährigen Freilandexperiment konnten wir eine Verbesserung der Sauerstoffversorgung und des Wasseraustauschs im Interstitial durch die Erhöhung der Fischbestände nachweisen. Biomaniplulation erscheint also auch in Fließgewässern als unterstützende Maßnahme zur Verringerung der Eutrophierungseffekte geeignet.

Schlagwörter: Eutrophierung, Biogene Kolmation, Benthisches Grazing, Top-Down-Steuerung, Nase, Döbel, Biomaniplulation

DOI: 10.3243/kwe2021.05.001

Abstract

Mitigating eutrophication effects in rivers through herbivore and omnivore fish

Eutrophication in many rivers is seriously hindering efforts to achieve the goals set out in the EU Water Framework Directive. Exploding populations of benthic algae are clogging interstitial gravel spaces. This significantly deteriorates oxygen supply to eggs and larvae laid by fish spawning in gravel beds and to macrozoobenthos. One way to mitigate these eutrophication effects is targeted top-down control of the food web by increasing stocks of herbivore and omnivore fish (biomanipulation). In a four-year reach-scale experiment, we demonstrated an improvement in oxygen availability and water exchange in the interstitial by raising fish stocks. Therefore, biomanipulation appears to be a suitable supportive measure to mitigate eutrophication effects in rivers, too.

Key Words: eutrophication, biogenic colmation, benthic grazing, top-down control, common nase, European chub, biomanipulation

1 Einleitung

Die Eutrophierung von Fließgewässern ist aufgrund der dichten Besiedlung und der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung der Einzugsgebiete in Deutschland ein flächendeckendes und drängendes Problem. Erhöhte Nährstoffeinträge führen in Bächen und kleineren Flüssen zu einem übermäßigen Wachstum benthischer Algen. Dadurch kommt es zu starken Sauerstoff- und pH-Wert-Schwankungen im Oberflächenwasser [1]. Massenentwicklungen benthischer Algen verstopfen außerdem das Kieslückensystem (biogene Kolmation des hyporheischen Interstitials) [2, 3], das als Habitat für empfindliche Juvenilstadien von Fischen und für das Makrozoobenthos sowie als Ort intensiver Stoffumwandlungsprozesse bedeutende ökologische Funktionen im Fließgewässer hat. Eine Eutrophierung führt daher zu einer deutlichen Verschlechterung des ökologischen Zustandes der Fließgewässer bzw. kann eine Verbesserung trotz struktureller Renaturierung verhindern.

Als zentrale Maßnahme zur Eutrophierungssteuerung in Fließgewässern gilt die Reduktion der Einträge von Phosphat,

das der limitierende Nährstoff für das Algenwachstum in den meisten europäischen Fließgewässern ist [4]. Allerdings ist eine Reduktion der Eutrophierung allein über eine Verringerung der (oftmals diffusen) Phosphateinträge meist außergewöhnlich schwer erreichbar [5,6]. Eine alternative Herangehensweise zur Verringerung von Eutrophierungseffekten ist eine gezielte Veränderung der Nahrungsnetzstruktur (Biomaniplulation). In Seen und Talsperren ist die Biomaniplulation eine etablierte und kostengünstige Managementstrategie und erfolgt meist durch den Besatz von Raubfischen oder das aktive Entfernen von zooplanktivoren Fischen [7, 8]. Dadurch wird indirekt die Filtrationsleistung des Zooplanktons gefördert und somit die Phytoplanktonbiomasse reduziert. Dieser Ansatz kann aber nicht auf Fließgewässer übertragen werden, da das Nahrungsnetz in Fließgewässern anders aufgebaut ist als in stehenden Gewässern. In Bächen und kleineren Flüssen sind die wichtigsten Konsumenten der Algenbiomasse (benthische Grazer) in der Regel herbivore Fische oder Makrozoobenthos [9]. Um das

benthische Grazing in Fließgewässern zu fördern und dadurch die Algenbiomasse auf der Gewässersohle und schließlich die biogene Kolmation des Interstitials zu verringern, müsste daher entweder der Bestand herbivorer Fische gestützt oder der Fraßdruck auf wirbellose Grazer verringert werden. Zusätzlich zu trophischen Interaktionen könnte die Wühltätigkeit substratorientierter omnivorer Fischarten zu Substratumlagerungen führen (Bioturbation) [10], und so zu einer Verringerung der biogenen Kolmation des Interstitials beitragen.

Zwei typische Fischarten des Hyporhithrals in mitteleuropäischen Fließgewässern, die sich für eine Nahrungsnetzsteuerung zur Verringerung von Eutrophierungseffekten eignen, sind die herbivore Nase und der omnivore Döbel. In einem kleinskaligen Freilandexperiment konnten wir bereits zeigen, dass hohe Dichten beider Fischarten positive Effekte auf die Sauerstoffversorgung im Interstitial haben [11]. Diese Effekte waren wahrscheinlich auf eine Verringerung der biogenen Kolmation des Interstitials durch benthisches Grazing der Nasen bzw. durch Bioturbation der Döbel zurückzuführen [11]. Das Experiment war allerdings auf eine kleine Fläche (8 m²) und relativ kurze Dauer (vier Wochen) beschränkt, was die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf die Praxis des Gewässerschutzes einschränkt. Die entscheidende Frage ist also, ob hohe Dichten beider Fischarten auch auf größeren, realistischeren Skalen derartige positive Effekte haben. Um zu überprüfen, ob Biomani- pulation in Fließgewässern zur Verringerung von Eutrophie- rungseffekten geeignet ist, haben wir daher über vier Jahre hinweg ein großskaliges Experiment in einem eutrophierten Mittelgebirgsfluss durchgeführt und die Dichten von Nase und Döbel gesteuert. Wir haben erwartet, dass die Erhöhung der Fischbestände zu einer Verringerung der biogenen Kolmation des Interstitials infolge einer Reduktion der Algenbiomasse auf der Gewässersohle sowie einer verstärkten Bioturbation führt. Dadurch sollten sich wiederum der Wasseraustausch und die Sauerstoffversorgung im Interstitial und damit letztendlich die Habitatqualität des Interstitials verbessern.

2 Design und Ablauf des großskaligen Experimentes

Das Experiment fand in einem 1,4 km langen Abschnitt der Nister, einem eutrophierten Mittelgebirgsfluss im Westerwald (Siegsystem, Äschenregion; vgl. Beschreibung in [12, 13]), statt. Es wurde auf Grundlage eines modifizierten Before-After-Control-Impact-Designs (BACI) [14], das im Folgenden erklärt wird, in zwei Versuchsstrecken in zwei experimentellen Phasen durchgeführt (Abbildung 1). Die untere Strecke (Länge 550 m) diente als Referenzstrecke mit einem relativ hohen Fischbestand in beiden Phasen des Experimentes. Die obere Strecke (Länge 595 m) diente als Manipulationsstrecke, in der der Fischbestand zwischen den beiden Phasen des Experimentes verändert wurde. In Phase I des Experimentes (Juni 2015 – August 2017) war der Bestand an Fischen (Nase und Döbel) in den beiden Versuchsstrecken unterschiedlich hoch. Der bereits vor Beginn des Experimentes relativ hohe Fischbestand in der Referenzstrecke wurde dazu weiter gestützt, während er in der oberhalb gelegenen Manipulationsstrecke minimiert wurde. In Phase II (August 2017 – Juli 2019) wurde der Fischbestand in der Manipulationsstrecke deutlich erhöht und war damit in beiden Versuchsstrecken relativ ähnlich. Das zweiphasige Versuchsdesign erlaubt es festzustellen, ob Unterschiede zwischen

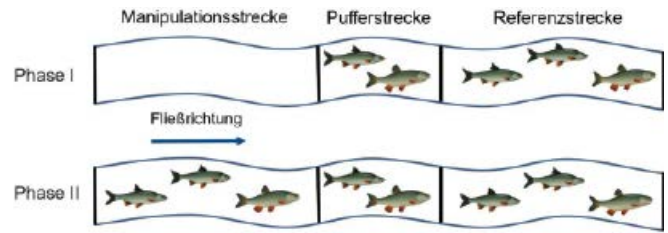


Abb. 1: Prinzipskizze des Experimentes nach modifiziertem Before-After-Control-Impact-Design (BACI); Piktogramme: Janno Worischka

den beiden Strecken tatsächlich auf der veränderten Fischdichte in der Manipulationsstrecke beruhen, und nicht etwa auf natürlichen Unterschieden zwischen den Strecken (z. B. Lichtbedingungen oder Sedimentzusammensetzung) oder Unterschieden zwischen den einzelnen Versuchsjahren (z. B. Wettersituation im Frühling). Um Randeffekte in der Referenzstrecke zu vermeiden, wurde eine etwa 220 m lange Pufferstrecke zwischen den Versuchsstrecken eingerichtet, in der der Fischbestand ebenfalls gestützt wurde. Die Versuchsstrecken wurden stromauf- und stromabwärts mit dynamischen Fischwehren [15] voneinander abgegrenzt.

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 II 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 I) bzw. durch Nachbesatz von außerhalb der Versuchsstrecken (Phase II) angepasst. Um die erhöhten Fischbestände über die gesamte Dauer des Experimentes aufrechterhalten zu können, war eine intensive Vergrämung des Kormorans, der seit Ende der 1990er Jahre verstärkt im Einzugsgebiet der Nister vorkommt [13], 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.

Um Aussagen über die Auswirkungen der Biomani- pulation auf die Habitatqualität des hyporhithralen Interstitials treffen zu können, wurden in beiden experimentellen Phasen regelmäßig die Sauerstoffkonzentration im Interstitial und der vertikale Fluss zwischen unterschiedlichen Sedimenttiefen im Interstitial als Maß für den Wasseraustausch ermittelt [16]. Zusätzlich wurde über den gesamten Verlauf des Experimentes regelmäßig die Algenbiomasse auf der Gewässersohle bestimmt. Dabei diente das aschefreie Trockengewicht als Maß für die Gesamtbiomasse des Aufwuchses und die Chlorophyll-a Konzentration als Maß für die Biomasse lebender Algen. In beiden Strecken wurde jeweils ein Versuchsfeld (Referenzstrecke: 90 m Länge,

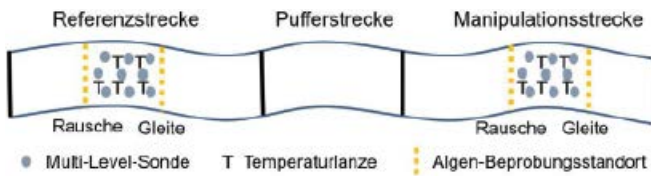


Abb. 2: Schema des Aufbaus der Versuchsfelder in Manipulations- und Referenzstrecke

Manipulationsstrecke: 100 m Länge) in einer Rausche und der anschließenden Gleite eingerichtet (Abbildung 2). Für die störungsfreie Entnahme von Interstitialwasser aus vier Tiefenhorizonten (8, 13, 23, 33 cm) wurden insgesamt neun Multi-Level-Sonden [17] je Strecke installiert (Abbildung 2). Zur Erfassung des vertikalen Flusses im Interstitial wurden in jeder Strecke je fünf Temperaturlanzen mit je Temperaturloggern in vier Tiefenstufen (5, 10, 20, 30 cm) ausgebracht (siehe [18] für eine ausführliche Beschreibung der Probenahmen und Datenauswertung). Für jede Messgröße wurde die mittlere Differenz zwischen den Strecken (Manipulation – Referenz) über alle Messtermine in beiden Phasen verglichen und mittels Randomized Intervention Analysis (RIA) getestet [19]. Nur wenn sich die Differenz zwischen den Strecken nach Erhöhung der Fischdichte in der Manipulationsstrecke (Phase II) signifikant verändert, lässt sich dies mit hoher Wahrscheinlichkeit auf die experimentelle Steuerung der Fischbestände zurückführen.

3 Ergebnisse und Diskussion

Bio-manipulation ist in Seen und Talsperren eine etablierte Methode, um Eutrophierungseffekte zu reduzieren [7, 8]. Ob die Methode der Nahrungsnetzsteuerung allerdings auch in Fließgewässern anwendbar ist, war bisher nicht bekannt. Unser großskaliges Experiment zeigt nach unserer Kenntnis erstmalig das hohe Potenzial dieser Methode negative Eutrophierungsfolgen wie Habitatdegradation und Biodiversitätsverlust auch in Fließgewässern zu reduzieren. Große Bestände von Nasen und Döbeln hatten im Experiment positive Auswirkungen auf die Habitatqualität im oberen und gleichzeitig biologisch wichtigsten Bereich des Interstitials. Dies zeigte sich sowohl in einer verbesserten Sauerstoffversorgung als auch in einem erhöhten Wasseraustausch im oberen Horizont des Interstitials nach der Erhöhung der Fischdichte in der Manipulationsstrecke in Phase II. Die Effekte der erhöhten Fischbestände auf die Biomasse benthischer Algen waren dagegen schwächer ausgeprägt als erwartet.

Die zwingende Voraussetzung für die Durchführung des Experimentes war die erfolgreiche fischereiliche Steuerung. Die Zielarten Nase und Döbel zeigten wie angestrebt in Phase I besonders deutliche Unterschiede in der Biomasse zwischen beiden Strecken (Abbildung 3). In Phase II gelang es ebenfalls wie geplant, die Bestände von Nase und Döbel in der Manipulationsstrecke deutlich zu erhöhen. Sie entsprachen einer 20-fach höheren Fischbiomasse im Vergleich zu Phase I. Die Fischbiomasse pro m^2 war in Phase II in der Referenzstrecke zwar immer noch etwas höher als in der Manipulationsstrecke. Diese Tatsache war aber hauptsächlich auf eine höhere Fläche in der Manipulationsstrecke zurückzuführen, welche bei der Bestands-einstellung im Feld nicht berücksichtigt wurde. Insgesamt hat

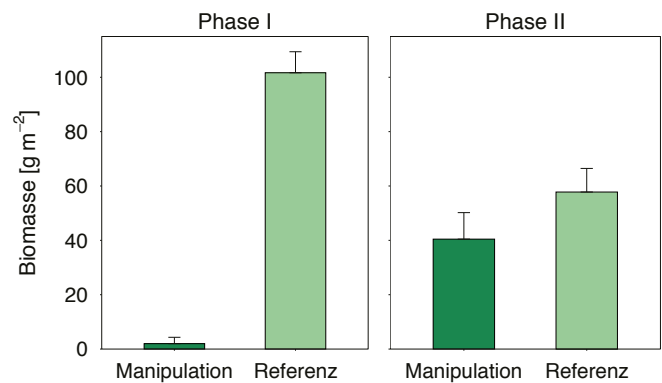


Abb. 3: Mittelwert und Standardabweichung der Biomasse der Zielarten Nase und Döbel (Fische ≥ 15 cm) pro m^2 in Manipulations- und Referenzstrecke in Phase I (links; $n \geq 3$) und Phase II (rechts; $n = 5$)

sich der Unterschied zwischen beiden Versuchsstrecken in Phase II wie geplant erheblich verringert (Abbildung 3).

Die mittlere Differenz der Sauerstoffkonzentration (Manipulation – Referenz) in 8 cm Sedimenttiefe in Phase II war signifikant höher als in Phase I ($p < 0,01$; $n \geq 12$, RIA; Abbildung 4). Bei alleiniger Einbeziehung der drei Sonden in der Flussmitte war dieser Unterschied stärker ausgeprägt ($p < 0,001$; Abbildung 4) als bei Einbeziehung aller neun Sonden, einschließlich der Sonden in den Gewässerrandbereichen. Am stärksten waren diese Effekte während des Frühjahrs ausgeprägt: Die mittlere Differenz der Sauerstoffkonzentration in der Flussmitte (8 cm Tiefe) war während des Frühjahrs (Messtermine von Anfang Mai – Mitte Juni) in Phase II um $2,3 \text{ mg L}^{-1}$ höher als in Phase I (Abbildung 4). Daraus lässt sich schließen, dass insbesondere kieslaichende Fischarten, deren Eier und Larven nur einige Wochen während des Frühjahrs im Interstitial bleiben (z. B. Nase, Äsche) [21, 22], von einer Nahrungsnetzsteuerung stark profitieren würden. Während langanhaltender Niedrigwasserbedingungen im Sommer, insbesondere im außergewöhnlich trockenen Jahr 2018, war der Unterschied in der Sauerstoffkonzentration in 8 cm Sedimenttiefe zwischen den Strecken nach der Erhöhung der Fischdichte in

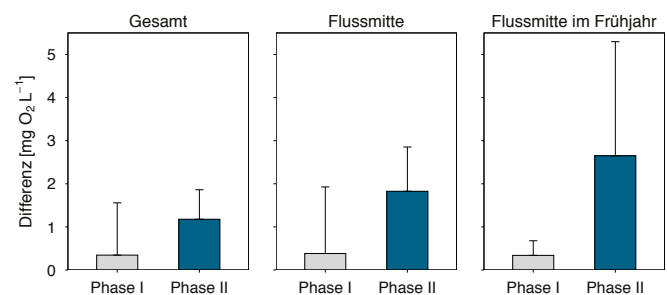


Abb. 4: Mittelwert und Standardabweichung der Differenz der Sauerstoffkonzentration (Manipulation – Referenz) in 8 cm Sedimenttiefe bei niedriger Fischdichte in der Manipulationsstrecke (Phase I) und nach Erhöhung der Fischdichte in der Manipulationsstrecke (Phase II). Links: für alle Sonden, Phase I: $n = 12$, Phase II: $n = 19$; Mitte: nur die Sonden in der Flussmitte, Phase I: $n = 12$, Phase II: $n = 19$; Rechts: nur die Sonden in der Flussmitte während des Frühjahrs von Anfang Mai bis Mitte Juni, Phase I: $n = 4$, Phase II: $n = 7$

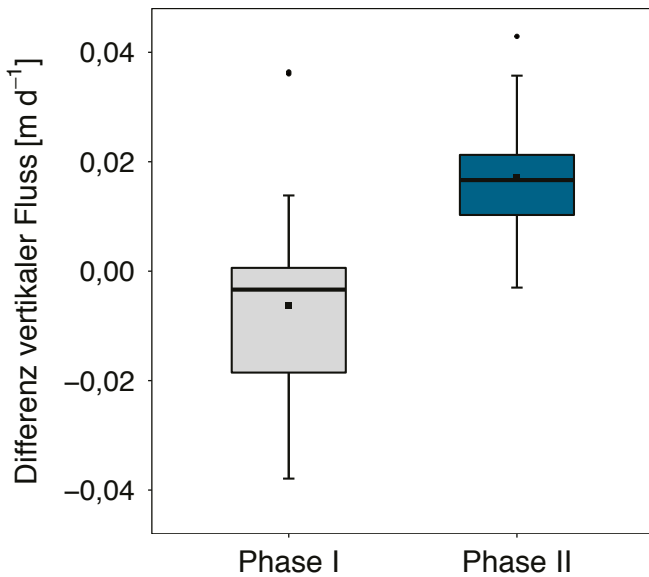


Abb. 5: Boxplots der Differenz (Manipulation – Referenz) des vertikalen Flusses zwischen 5 und 10 cm Tiefe in Phase I (Wochenmittelwerte zwischen April – August 2017, n = 20) und nach Erhöhung der Fischdichte in Phase II (Wochenmittelwerte zwischen April – Oktober 2018 und zwischen April – Juli 2019, n = 37). Box: 25/75 %, Linie: Median, Whiskers: 5/95 %. Quadrat: Mittelwert

der Manipulationsstrecke jedoch relativ niedrig. Die mittlere Differenz der Sauerstoffkonzentration zwischen den Strecken im Sommer 2018 (Juli–September) betrug 0,5 mg L⁻¹. Erhöhte Fischdichten können also den Prozess der biogenen Kolmation im Jahresverlauf zwar abschwächen und verlangsamen, aber nicht aufhalten. Für empfindliche Organismen, die ganzjährig eine gute Sauerstoffversorgung im Interstitial benötigen, wie beispielsweise juvenile Flussmuscheln [20], kann die Habitatqualität des Interstitials somit durch eine Nahrungsnetzsteuerung allein offensichtlich nicht ausreichend verbessert werden.

Ein Grund für die verbesserte Sauerstoffversorgung war augenscheinlich ein erhöhter Wasseraustausch im Interstitial: Die Differenz des vertikalen Flusses zwischen 5 und 10 cm Tiefe war nach der Erhöhung der Fischdichte in der Manipulationsstrecke in Phase II ebenfalls signifikant höher als in Phase I (p < 0,001; n ≥ 20, Abbildung 5). Trotz dieser relativen Verbesserung ist die Habitatqualität des Interstitials in der Nister jedoch nach wie vor nicht gut. Die Flussraten in der Nister (0,1 ± 0,008 m d⁻¹, n = 26) liegen selbst bei hohen Fischbeständen beispielsweise im unteren Bereich der Spanne, die für die obere Lahn ermittelt wurde (0,11–1,08 m d⁻¹) [23]. Die insgesamt niedrigen vertikalen Flussraten sind sehr wahrscheinlich nicht allein durch biogene Kolmation zu erklären, sondern resultieren auch aus geogener Kolmation durch anorganisches Feinsediment. Die Ursachen dafür könnten ein Mangel an Kies durch Verbau (z. B. Uferbefestigungen) der Nister und ihrer Nebengewässer im Oberlauf und/oder eine hohe Feinsedimentfracht aus dem lehm- bzw. tonreichen und zudem landwirtschaftlich geprägten Einzugsgebiet der Nister sein.

Die mittlere Algenbiomasse auf der Gewässersohle war bereits während der Phase I, also vor Erhöhung der Fischdichte in der Manipulationsstrecke niedriger als in der Referenzstrecke (negative Differenz, Abbildung 6). Dieser natürliche Unter-

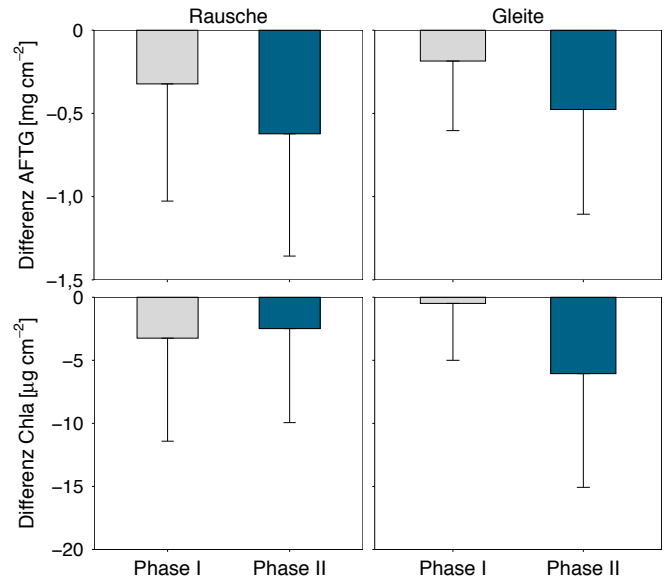


Abb. 6: Mittelwert und Standardabweichung der Differenz (Manipulation – Referenz) der Algenbiomasse auf der Gewässersohle (oben: aschefreies Trockengewicht, unten: Chlorophyll-a Konzentration) in Rausche (links) und Gleite (rechts) in Phase I (n ≥ 17) und nach Erhöhung der Fischdichte in Phase II (n = 20)

schied ist vermutlich auf ein höheres Lichtangebot in der Referenzstrecke zurückzuführen. Für Phase II hatten wir erwartet, dass sich die Algenbiomasse in der Manipulationsstrecke durch die Erhöhung der Fischdichte noch weiter verringert und die Differenz zwischen den Strecken somit noch stärker negativ wird. Im Bereich der Gleite konnte dies auch für die Chlorophyll-a (Chl-a) Konzentration als Maß für die lebende Algenbiomasse nachgewiesen werden, da die Differenz der Chlorophyll a-Konzentration zwischen den Strecken signifikant stärker negativ war als in Phase I (p < 0,01; n ≥ 17, RIA, Abbildung 6). Für das aschefreie Trockengewicht (AFTG) als Maß für die Gesamtbioasse des Aufwuchses war diese Veränderung schwächer ausgeprägt (p = 0,06; n ≥ 17, RIA; Abbildung 6). Im Bereich der Rausche konnte keine Reduktion der Algenbiomasse infolge der erhöhten Fischdichte in der Manipulationsstrecke nachgewiesen werden (Differenz Chl-a: p = 0,6; Differenz AFTG: p = 0,1; n ≥ 17, RIA, Abbildung 6).

Die Fraßstätigkeit der Nasen konnte also die Algenbiomasse auf der Gewässersohle zumindest in der Gleite verringern. Im Vergleich zu den deutlichen positiven Auswirkungen der Fische auf die Habitatqualität des Interstitials waren die Auswirkungen auf die Algenbiomasse aber schwächer ausgeprägt. Demzufolge reicht schon eine relativ geringe Verringerung der Algenbiomasse auf der Gewässersohle aus, um die Sauerstoffversorgung im Interstitial deutlich zu verbessern. Dies könnte darauf zurückzuführen sein, dass die positiven Effekte der erhöhten Fischdichte auf die Sauerstoffversorgung im Interstitial durch die Kombination von zwei Prozessen zustande kommen. Zum einen verringern Nase und Döbel die äußere und innere Kolmation, wobei die Nasen dazu durch benthisches Grazing beitragen und die Döbel eher durch Bioturbation [11]. Zum anderen wird die Sauerstoffzehrung im Interstitial infolge eines reduzierten Eintrags abgestorbener Algenpartikel verringert [18].

4 Fazit

Die Ergebnisse des Experimentes zeigen erstmalig, dass eine Biomanipulation potenziell geeignet ist, um Eutrophierungseffekte in Fließgewässern zu verringern. Durch die Erhöhung der Bestände herbivorer Nasen und omnivorer Döbel konnte die Sauerstoffversorgung und der Wasseraustausch im Interstitial deutlich verbessert werden. Insbesondere für Eier und Larven von Frühjahrskieslaichern wie Nase und Äsche könnte eine Erhöhung der Bestände von Nase und Döbel die Habitatqualität des Interstitials entscheidend verbessern. Allerdings scheint Biomanipulation in eutrophierten und durch geogene Kolmation beeinträchtigten Gewässern wie der Nister als alleinige Maßnahme nicht ausreichend zu sein, um die Habitatfunktion des Interstitials vollständig und dauerhaft wiederherzustellen. Dies ist höchstwahrscheinlich nur mit einer zusätzlichen Reduktion von Nährstoff- und Feinsedimenteinträgen erreichbar.

Danksagung

Herzlichen Dank an unsere KollegInnen Christian Sodemann, Michael Götten, Theresa Graf, Roman Fricke, Timo Seufert,

Christoph Mentzel, Barbara Nuyken und Ulli Bange sowie an alle weiteren Personen, die uns während des vierjährigen Experimentes im Feld bzw. im Labor unterstützt haben. Alle Untersuchungen entstanden im Rahmen der von der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung finanzierten Modell- und Demonstrationsvorhaben BIOEFFEKT I (2813BM010, Laufzeit 2015–2018) und BIOEFFEKT II (2818BM084, Laufzeit 2019–2022). Dieser Artikel basiert auf folgendem Originalbeitrag: Gerke et al. (2021) [18], DOI: 10.1016/j.scitenv.2020.142547.

Literatur

- [1] Smith, V. H., Tilman, G. D. & Nekola, J. C. (1999) *Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems*. Environmental Pollution 100, 179–196.
- [2] Hartwig, M. & Borchardt, D. (2015) *Alteration of key hyporheic functions through biological and physical clogging along a nutrient and fine-sediment gradient*. Ecohydrology 8, 961–975.
- [3] Ibsch, R. B., Seydell, I. & Borchardt, D. (2009): *Influence of periphyton biomass dynamics on biological colmation processes in the hyporheic zone of a gravel bed river (River Lahn, Germany)*. Advances in Applied Limnology 61, 87–104.
- [4] McDowell, R. W., Noble, A., Pletnyakov, P., Haggard, B. E. & Mosley, L. M. (2020): *Global mapping of freshwater nutrient enrichment and periphyton growth potenzial* Scientific Reports 10, 3568.
- [5] Jarvie, H. P., Sharpley, A. N., Withers, P. J. A., Scott, J. T., Haggard, B. E. & Neal, C. (2013): *Phosphorus mitigation to control river eutrophication: murky waters, inconvenient truths, and "postnormal" science* Journal of Environmental Quality 42, 295–304.
- [6] Bowes, M. J., Ings, N. L., McCall, S. J., Warwick, A., Barrett, C., Wickham, H. D., Harman, S. A., Armstrong, L. K., Scarlett, P. M., Roberts, C., Lehmann, K. & Singer, A. C. (2012): *Nutrient and light limitation of periphyton in the River Thames: Implications for catchment management*. Science of The Total Environment 434, 201–212.
- [7] Hansson, L.-A., Annadotter, H., Bergman, E., Hamrin, S. F., Jeppesen, E., Kairesalo, T., Luokkanen, E., Nilsson, P.-Å., Søndergaard, M. & Strand, J. (1998): *Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes*. Ecosystems 1, 558–574.
- [8] Benndorf, J. (1990): *Conditions for effective biomanipulation: conclusions derived from whole-lake experiments in Europe*. Hydrobiologica 200, 187–203.
- [9] Hillebrand, H. (2009) *Meta-analysis of grazer control of periphyton biomass across aquatic ecosystems*. Journal of Phycology 45, 798–806.
- [10] Pledger, A., Rice, S. & Millett, J. (2017): *Foraging fish as zoogeomorphic agents: An assessment of fish impacts at patch, barform, and reach scales*. Journal of Geophysical Research: Earth Surface 122, 2105–2123.
- [11] 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.
- [12] Gerke, M., Cob Chaves, D., Richter, M., Mewes, D., Schneider, J., Hübner, D. & Winkelmann, C. (2018): *Benthic grazing in a eutrophic river: cascading effects of zoobenthivorous fish mask direct effects of herbivorous fish*. PeerJ 6 e4381.
- [13] Schneider, J., Jörgensen, L., Krau, F. & Fetthauer, M. (2015): *WRRL-Qualitätsindikator Fischfauna und Kormoranfraßdruck – wenn trophische Störung Struktur Güte schlägt*. Korrespondenz Wasserwirtschaft 2015 (8) Nr. 12, 755–761.
- [14] Stewart-Oaten, A., Murdoch, W. W. & Parker, K. R. (1986): *Environmental impact assessment: "pseudoreplication" in time?* Ecology 67, 929–940.


Anzeige

Unser Expertentipp



Workshop

Flussgebietsmanagement
10./11. November 2021
in Essen
650,00 €/**520,00 €****



DWA-M 544-1

Ausbreitungsprobleme von Einleitungen – Prozesse, Methoden und Modelle – Teil 1: Anwendungsgrundlagen, Schätzformeln und eindimensionale Modelle
Juli 2016
59 Seiten, A4
ISBN Print:
978-3-88721-280-3
ISBN E-Book:
978-3-88721-336-7
81,50 €/**65,20 €***



DWA-Themen T2/2019

Bach- und Flussauen
Mai 2019
113 Seiten, A4
ISBN Print:
978-3-88721-809-6
ISBN E-Book:
978-3-88721-810-2
107,00 €/**85,60 €***

*] für fördernde DWA-Mitglieder
**] für DWA-Mitglieder

- [15] Mühlbauer, M., Traxler, E., Zitek, A. & Schmutz, S. (2003): *Ein hochwassersicheres Fischwehr zur Untersuchung der Fischwanderung in kleinen bis mittelgroßen Flüssen. Österreichs*, Fischerei 56, 98–102
- [16] Keery, J., Binley, A., Crook, N. & Smith, J. W. N. (2007): *Temporal and spatial variability of groundwater–surface water fluxes: Development and application of an analytical method using temperature time series*. Journal of Hydrology 336, 1–16.
- [17] Lenk, M., Saenger, N., Traebing, K., Killich, F., Fischer, J. & Borchardt, D. (1999): *Die Multi-Level-Interstitialsonde: Methode zur tiefenorientierten Untersuchung von Gewässersedimenten*. DVWK Schriften 128, 150–157.
- [18] 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.
- [19] Carpenter, S. R., Frost, T. M., Heisey, D. & Kratz, T. K. (1989): *Randomized intervention analysis and the interpretation of whole-ecosystem experiments*, Ecology 70, 1142–1152.
- [20] Geist, J. & Auerswald, K. (2007): *Physicochemical stream bed characteristics and recruitment of the freshwater pearl mussel (Margaritifera margaritifera)*, Freshwater Biology 52, 2299–2316.
- [21] Duerregger, A., Pander, J., Palt, M., Mueller, M., Nagel, C. & Geist J. (2018). *The importance of stream interstitial conditions for the early-life-stage development of the European nase (Chondrostoma nasus L.)*. Ecology of Freshwater Fish 27, 920–932.
- [22] Hübner D, Borchardt, D. & Fischer, J. (2009): *Cascading effects of eutrophication on intragravel life stages of European Grayling (Thymallus thymallus L.)*. Advances in Applied Limnology 61, 205–224.
- [23] Ingendahl, D., Borchardt, D., Saenger, N. & Reichert, P. (2009): *Vertical hydraulic exchange and the contribution of hyporheic community respiration to whole ecosystem respiration in the River Lahn (Germany)*. Aquatic Sciences 71, 399–410.

Autor*innen

Madlen Gerke, M.Sc.
 Bayerisches Landesamt für Umwelt
 Demollstraße 31
 82407 Wielenbach Wielenbach,

E-Mail: madlen.gerke@lfu.bayern.de

PD Dr. Carola Winkelmann
 Universität Koblenz-Landau
 Institut für Integrierte Naturwissenschaften
 Universitätsstraße 1
 56070 Koblenz

Dr. Jörg Schneider
 Büro f. fisch- und gewässerökologische Studien – BFS Frankfurt
 Homburger Straße 36
 60486 Frankfurt am Main

Dr. Dirk Hübner
 Büro f. fisch- und gewässerökologische Studien – BFS Marburg
 Über dem Grund 1
 35041 Marburg

Manfred Fetthauer³
 ARGE Nister/Obere Wied e. V.
 Mühlenweg 3
 57629 Stein-Wingert



Korrespondenz Wasserwirtschaft

**Organ der DWA –
 Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.**

Herausgeber und Verlag:
 GFA
 Theodor-Heuss-Allee 17, D-53773 Hennef
 Postfach 11 65, D-53758 Hennef
 Telefon +49 2242 872-0, Telefax +49 2242 872-151
 Internet: www.gfa-news.de

Redaktionsbeirat:

1. Prof. Dr. Uli Paetzel, DWA-Präsident
2. Prof. Dr.-Ing. Markus Disse, Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften in der DWA
3. Dipl.-Ing. Rainer Könenmann, DWA-HA „Kreislaufwirtschaft, Energie und Klärschlamm“
4. Rechtsanwalt Stefan Kopp-Assemacher, DWA-HA „Recht“
5. Bauass. Dipl.-Ing. Johannes Lohaus, Sprecher der DWA-Bundesgeschäftsführung
6. Prof. Dr.-Ing. Hubertus Milke, DWA-Vorstand
7. Dr.-Ing. habil. Uwe Müller, DWA-HA „Hydrologie und Wasserbewirtschaftung“
8. Dr.-Ing. Frank Obenaus, DWA-HA „Kommunale Abwasserbehandlung“
9. Prof. Dr.-Ing. habil. Heinz Patt, DWA-HA „Gewässer und Boden“
10. Prof. Dr.-Ing. Johannes Pinnekamp, DWA-HA „Entwässerungssysteme“
11. Dr. Andrea Poppe, DWA-HA „Industrieabwässer und anlagenbezogener Gewässerschutz“
12. StadtDir Dipl.-Ing. Robert Schmidt, DWA-HA „Bildung und Internationale Zusammenarbeit“
13. Rolf Usadel, GFA-Vorstand
14. Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht, DWA-HA „Wasserbau und Wasserkraft“
15. Ass. jur. Georg Wulf, DWA-HA „Wirtschaft“

Redaktion:
 Dipl.-Volksw. Stefan Bröker (v. i. S. d. P.), Tel. +49 2242 872-105,
 E-Mail: broeker@dwa.de
 Dr. Frank Bringewski (ChR), Tel. +49 2242 872-190,
 E-Mail: bringewski@dwa.de

Anzeigen:
 Monika Kramer, Tel. +49 2242 872-130, E-Mail: anzeigen@dwa.de
 Christian Lange, Tel. +49 2242 872-129, E-Mail: lange@dwa.de

Sekretariat:
 Bianca Jakubowski, Tel. +49 2242 872-138
 E-Mail: jakubowski@dwa.de

Erscheinungsweise: monatlich

Anzeigenpreise: Zurzeit gilt Anzeigenpreisliste Nr. 8 vom 01. Januar 2021

Satz: in puncto: asmuth druck + medien gmbh, Bonn
Druck, Bindung: DCM Druck Center Meckenheim GmbH, Meckenheim

Bezugspreis: Der Verkaufspreis ist durch den DWA-Mitgliedsbeitrag abgegolten. DWA-Mitglieder, die Mehrexemplare der KW erwerben möchten oder die sich für die Zeitschrift *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall* als kostenlose Mitgliederzeitschrift entschieden haben, können die KW zusätzlich für 69,50 Euro zzgl. Versandkosten bestellen, online 45,00 Euro.

Alle Rechte, insbesondere die der Übersetzung in fremde Sprachen, vorbehalten. Kein Teil dieser Zeitschrift darf ohne schriftliche Genehmigung des Verlages in irgendeiner Form – durch Photokopie, Mikrofilm oder irgendein anderes Verfahren – reproduziert oder in eine von Maschinen, insbesondere von Datenverarbeitungsmaschinen verwendbare Sprache übertragen oder übersetzt werden. Von einzelnen Beiträgen oder Teilen von ihnen dürfen nur einzelne Vervielfältigungsstücke für den persönlichen und sonstigen eigenen Gebrauch hergestellt werden. Die Weitergabe von Vervielfältigungen, gleichgültig zu welchem Zweck sie hergestellt werden, ist eine Urheberrechtsverletzung. – Der Inhalt dieses Heftes wurde sorgfältig erarbeitet. Dennoch übernehmen Autoren, Herausgeber und Verlag für die Richtigkeit von Angaben, Hinweisen und Ratschlägen sowie für eventuelle Druckfehler keine Haftung. Insbesondere unterliegen die Angaben in Industrie- und Produktberichten nicht der Verantwortung der Redaktion.

Richtlinien zur Abfassung von Manuskripten können beim Redaktionssekretariat angefordert werden.

Gedruckt auf chlorfrei gebleichtem Papier mit Recyclingfasern.

© GFA
 D-53773 Hennef

ISSN 1865-9926

