

Auswirkungen der Landwirtschaft auf den ökologischen Zustand von Fließgewässern in Deutschland und Europa

Christian Schürings, Jochem Kail, Daniel Hering (Essen)

Zusammenfassung

Intensive Landwirtschaft belastet die Biodiversität von Fließgewässern erheblich. In diesem Artikel werden die Effekte landwirtschaftlicher Praktiken auf die Lebensgemeinschaften von Fließgewässern anhand einer Metaanalyse, einer europaweiten Typologie landwirtschaftlicher Intensität und detaillierter Analysen für Deutschland untersucht. Die Ergebnisse zeigen, dass verschiedene Taxa des Makrozoobenthos (wirbellose Kleintiere) besonders empfindlich auf Pflanzenschutzmittel reagieren, während Diatomeen (Kieselalgen) stärker durch Nährstoffeinträge beeinträchtigt werden. Die Intensität der Landwirtschaft im Einzugsgebiet erklärt den ökologischen Zustand von Fließgewässern besser als die reine Landnutzungsfläche. Die Ergebnisse verdeutlichen das Potenzial nachhaltigerer landwirtschaftlicher Praktiken zur Verbesserung der Biodiversität von Gewässern.

Schlagwörter: Gewässer und Boden, Agrarlandschaft, Biodiversität, Pflanzenschutzmittel, Nährstoffeintrag, Gewässerbewertung, Landnutzungsintensität, Gewässerökologie

DOI: 10.3243/kwe2025.04.002

Abstract

The impact of agriculture on the ecological status of rivers in Germany and Europe

Intensive agriculture has a substantial impact on river biodiversity. In this article the effects of agricultural practices on river biota are explored using a global metaanalysis, a Europe-wide typology of agricultural intensity and detailed analyses for Germany. The findings demonstrate that various taxa of macroinvertebrates (benthic invertebrates) are especially sensitive to pesticides, while diatoms are more affected by nutrient inputs. Also, the intensity of agriculture in the catchment area offers a better explanation of the ecological status of rivers than the land use area alone. The findings illustrate the potential of more sustainable agricultural practices to improve biodiversity in freshwaters.

Keywords: freshwater and soil, agricultural landscape, biodiversity, pesticides, nutrient input, river assessment, land use intensity, aquatic ecology

1 Einleitung

Die Intensivierung der Landwirtschaft gehört weltweit zu den Hauptfaktoren des Biodiversitätsverlusts in Fließgewässern [1, 2]. In Europa, mit über 50 % landwirtschaftlich genutzter Fläche [3], führen vier wesentliche Wirkungspfade – Nährstoff- und Pflanzenschutzmittel-Einträge, hydromorphologische Veränderungen und Wasserentnahmen – zu deutlichen Verlusten an Biodiversität [4–6].

Einträge von Nährstoffen wie Stickstoff und Phosphor fördern das Wachstum von Wasserpflanzen und Algen (Eutrophierung) und führen damit indirekt zu Sauerstoffmangel [7, 8]. Primär betroffen von den Nährstoffeinträgen sind Primärproduzenten wie Kieselalgen (Diatomeen) und Grünalgen sowie höhere Wasserpflanzen (Makrophyten), wodurch indirekt auch die Verteilung und Zusammensetzung des Makrozoobenthos und der Fischfauna beeinflusst werden kann [9]. Sauerstoffzehrung in nährstoffreichen Fließgewässern kann sensible Arten verdrängen, insbesondere nachts sowie in lichtarmen, tieferen Bereichen mit eingeschränkter Durchmischung [10]. Gleichzeitig können Wasserpflanzen und Algen tagsüber zu einer Sauerstoffübersättigung führen. In nährstoffarmen Fließ-

gewässern kann ein moderater Nährstoffeintrag jedoch die Artenvielfalt fördern [11, 12].

Pflanzenschutzmittel, sofern sie in Gewässer gelangen, haben direkte toxische Effekte auf empfindliche Organismen. Nach starken Regenfällen gelangen diese Stoffe vermehrt in Fließgewässer und haben, je nach Gruppe (Herbizide, Fungizide, Insektizide), unterschiedliche Effekte [13, 14]. Herbizide beeinträchtigen primär Makrophyten und Diatomeen, während Fungizide und vor allem Insektizide direkte Effekte auf das Makrozoobenthos haben [15, 16]. Fische leiden eher unter chronischen Effekten [17, 18]. Zudem können Pflanzenschutzmittel indirekt Lebensgemeinschaften verändern, etwa durch Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage oder ökologische Interaktionen. Liess et al. [19] bezeichnen Pflanzenschutzmittel sogar als wichtigsten Belastungsfaktor für sensitive Arten des Makrozoobenthos.

Zusätzlich zu chemischen Stressoren kann die Hydromorphologie von Fließgewässern durch landwirtschaftliche Aktivitäten beeinträchtigt werden. Durch die Begradigung von Flüssen gehen Habitate verloren und die Fließgeschwindigkeit

steigt; durch die Beseitigung von Ufergehölzen kann die Wassertemperatur erheblich ansteigen [20, 21]. Solche Eingriffe verschlechtern die Lebensbedingungen für Fließgewässerorganismen und beeinträchtigen die ökologische Funktionalität und Resilienz [22, 23].

Auch die landwirtschaftliche Wasserentnahme kann Fließgewässer erheblich belasten. Nähr- und Schadstoffe werden weniger verdünnt und konzentrieren sich auf [24, 25]. Besonders in Trockenzeiten mit sinkenden Grundwasserspiegeln kann Wasserentnahme zum Austrocknen von Gewässern beitragen, sodass aquatische Lebensgemeinschaften zeitweilig ganz verschwinden [26, 27].

Die Effekte landwirtschaftlicher Aktivitäten auf Fließgewässer variieren je nach Klimazonen, sozioökonomischen Bedingungen, Bodentypen und Anbaumethoden [28, 29]. Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln und Dünger ist von Anbaufrucht und Anbaumethode abhängig, sodass auch die Auswirkungen auf Gewässer sehr unterschiedlich ausfallen können [30–33]. Großflächige Studien zum Einfluss von Landwirtschaft auf Gewässer berücksichtigen jedoch oft nur die Gesamtfläche in landwirtschaftlicher Nutzung oder unterscheiden lediglich zwischen Acker- und Grünland [34–36] – die Unterschiede zwischen Anbaukulturen und Bewirtschaftungsintensitäten bleiben so unberücksichtigt.

Eine Berücksichtigung von Anbaufrüchten und Bewirtschaftungs-Intensitäten in großflächigen Studien ist eine Voraussetzung, um die Auswirkungen von Landwirtschaft auf Gewässer besser zu verstehen und Verbesserungen ableiten zu können, insbesondere im Hinblick auf die Gemeinsame Agrarpolitik ab 2027.

Diese Arbeit synthetisiert Erkenntnisse aus fünf umfassenden Studien zum Einfluss landwirtschaftlicher Intensität auf Fließgewässer. Dabei werden verschiedene geografische und ökologische Skalen betrachtet – von einer globalen Literaturanalyse bis hin zu detaillierten Untersuchungen für Deutschland.

Die zentralen Forschungsfragen lauten:

1. Wie beeinflusst landwirtschaftliche Nutzung die Biodiversität von Fließgewässern?
2. Welche Auswirkungen haben unterschiedliche Anbauintensitäten auf den ökologischen Zustand europäischer Fließgewässer?
3. Wie wirken sich spezifische Anbauarten und -intensitäten auf aquatische Organismengruppen in Deutschland aus?

2 Methoden

2.1 Metaanalyse zu den Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Biodiversität von Fließgewässern

Zur Erfassung der allgemeinen Auswirkungen landwirtschaftlicher Nutzung auf die Biodiversität von Fließgewässern wurde eine systematische Literaturrecherche durchgeführt. In 6484 Studien konnten 76 quantifizierbare Effekte identifiziert werden. Diese beschreiben den Einfluss der Landwirtschaft auf die Biodiversität von Fließgewässern oder den ökologischen Zustand. Die Effektstärken wurden als standardisierte Mittelwertdifferenzen zwischen Kontrollflächen (zum Beispiel Wald) und landwirtschaftlichen Flächen mit dem R-Paket *metafor* berechnet [37]. Anschließend erfolgte eine Analyse der

Effekte der Landwirtschaft getrennt nach Anbauformen, geografischen Regionen und Organismengruppen. Weitere Details zur Methodik finden sich in Schürings et al. [38].

2.2 Landwirtschaftliche Intensität in Europa und ihr Einfluss auf den ökologischen Zustand

Auf europäischer Ebene wurde für über 50 000 hydrologische Einzugsgebiete ein Intensitätsindex berechnet, der auf Landnutzung sowie modellbasierten europäischen Datensätzen zu Nährstoffeinträgen, Pflanzenschutzmittel-Einsatz, Wasserentnahme und hydromorphologischen Veränderungen basiert. Zudem wurde geprüft, ob die landwirtschaftliche Intensität stärker mit dem ökologischen Zustand korreliert als der Anteil landwirtschaftlicher Flächennutzung. Details zur Klassifikation und Berechnung des Intensitätsindex finden sich in Schürings et al. [6].

2.3 Detaillierte deutschlandweite Analysen

2.3.1 Unterschiede in den Effekten spezifischer Anbaufrüchte auf aquatische Organismengruppen

Zur Untersuchung der Effekte verschiedener Anbaufrüchte wie Wein, Gemüse, Mais oder Getreide auf den ökologischen Zustand von Fließgewässern wurden biologische Daten aus den Beprobungen der Wasserrahmenrichtlinie [9] an 7748 Probestellen genutzt. Diese Daten wurden mit deutschlandweiten Landnutzungsinformationen aus Satellitendaten verschnitten, um eine Differenzierung der Landnutzung im Einzugsgebiet nach spezifischen Anbaufrüchten zu ermöglichen [39]. Der ökologische Zustand diente als Zielvariable und Flächenanteile der Anbaufrüchte sowie urban und forstwirtschaftlich genutzter Flächen als Einflussgrößen; diese wurden mit generalisierten linearen gemischten Modellen (GLMM) in Zusammenhang gesetzt. Die Analysen wurden separat für Makrozoobenthos und Diatomeen durchgeführt. Methodische Details sind ebenfalls in Schürings et al. [40] erläutert.

Zusätzlich wurde der Zusammenhang zwischen Konzentrationen von Pflanzenschutzmitteln in Fließgewässern und den Anbaufrüchten im Einzugsgebiet analysiert. Dazu wurden Daten zu Pestizidrückständen in Wasserproben genutzt und spezifischen Kulturen wie Obst und Gemüse zugeordnet. Methodische Details hierzu sind in Markert & Schürings et al. [41] zu finden.

2.3.2 Zusammenhang von landwirtschaftlicher Intensität mit dem ökologischen Zustand in deutschen Fließgewässern

Zur detaillierten Analyse der landwirtschaftlichen Intensität wurden die gleichen Probestellen und Landnutzungsdaten wie in Kapitel 2.3.1 genutzt. Es wurden spezifische Indizes für Pflanzenschutzmittel- und Nährstoffeinträge generiert, die auf typischen Ausbringungsmengen für verschiedene Anbaufrüchte basieren [42, 43]. Für das Makrozoobenthos wurde ein Pflanzenschutzmittel-Index verwendet, für Diatomeen ein Nährstoffindex. GLMMs wurden aufgesetzt, um den ökologischen Zustand als Zielvariable und die Einflussfaktoren – landwirtschaftliche Nutzung, Ackerfläche und der erstellte Intensitätsindex (bezogen auf Pflanzenschutzmittel und Nährstoff) – zu analysieren. Die erklärte Varianz (R^2) der Einflussfaktoren

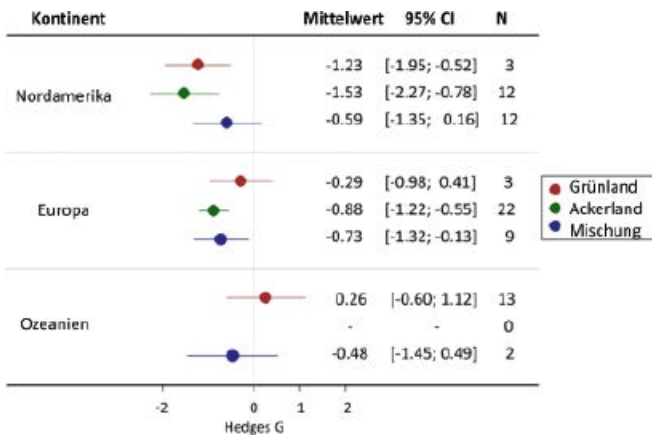


Abb. 1: Effekt von Landwirtschaft auf Fließgewässerorganismen in Nordamerika, Europa und Ozeanien, getrennt nach Grünland (rot), Ackerland (grün) und gemischter Landwirtschaft (blau) nach Schürings et al. [38]

wurde anschließend verglichen. Weitere methodische Details finden sich in Schürings et al. [44].

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Meta-Analyse der landwirtschaftlichen Effekte auf Fließgewässer

Die Meta-Analyse zeigt weltweit (Europa, Nordamerika, Ozeanien) negative Effekte der Landwirtschaft auf die Biodiversität von Fließgewässern, die je nach Region und Landnutzungstyp unterschiedlich ausfallen. Die Effekte von Ackerland sind dabei stärker ausgeprägt als die von Grünland (Abbildung 1). Die stärksten Auswirkungen auf aquatische Lebensgemeinschaften sind in Nordamerika zu beobachten, was auf intensivere Monokulturen und einen höheren Einsatz von Düngemitteln sowie

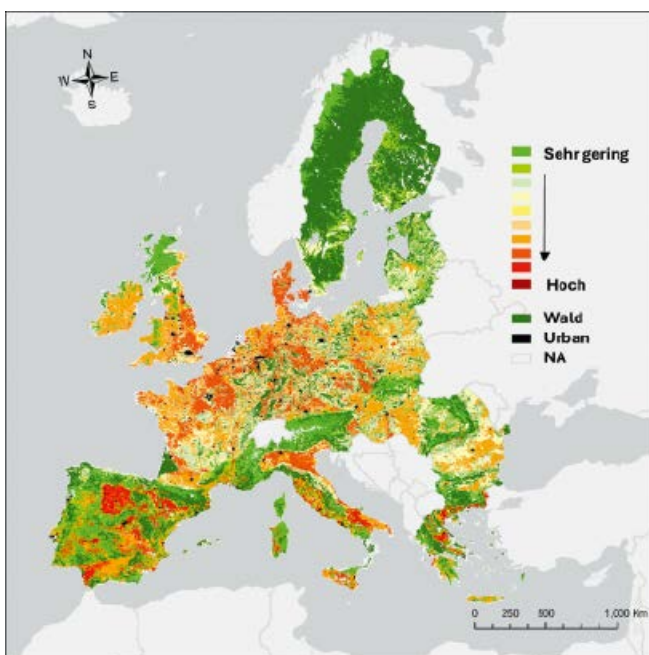


Abb. 3: Typologie landwirtschaftlicher Intensität (bezogen auf den Einfluss auf Gewässer) in Europa. Hohe Belastung in rot und geringe Belastung in grün (nach Schürings et al. [6])

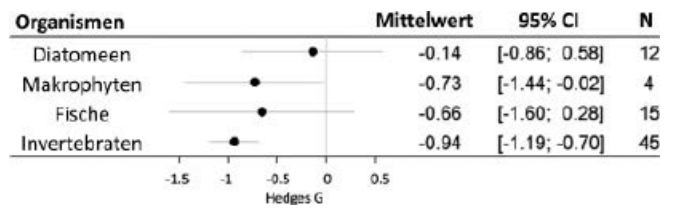


Abb. 2: Effekt von Landwirtschaft auf die Fließgewässerorganismen Diatomeen, Makrophyten, Fische und Makrozoobenthos (Invertebraten) (nach Schürings et al. [38])

Pflanzenschutzmitteln zurückzuführen sein könnte. In Europa sind die Effekte etwas geringer, vermutlich aufgrund einer traditionelleren Mosaik-Landwirtschaft mit weniger schädlichen Effekten auf die aquatische Biodiversität [45]. In Ozeanien wurden keine signifikanten Effekte gefunden, was vermutlich auf eine geringere Nutzungsintensität und eine stärkere Durchmischung von natürlichen und landwirtschaftlich genutzten Flächen zurückzuführen ist.

Auch zwischen Organismengruppen bestehen Unterschiede (Abbildung 2). Auf das Makrozoobenthos wirkt sich landwirtschaftliche Nutzung im Einzugsgebiet besonders stark aus, vermutlich aufgrund seiner hohen Sensitivität gegenüber Pflanzenschutzmitteln [19]. Die Effekte auf Diatomeen, Makrophyten und Fische fallen vergleichsweise geringer aus.

3.2 Europäische Studie zum Intensitätsindex der landwirtschaftlichen Belastung

Die Belastung der Gewässer durch landwirtschaftliche Einflüsse ist in Europa ungleichmäßig verteilt (Abbildung 3). Hohe Belastungen konzentrieren sich auf landwirtschaftlich intensiv genutzte Regionen Mitteleuropas und des Mittelmeerraums, während alpine und nordeuropäische Gebiete geringere Belastungen aufweisen.

Der Intensitätsindex, der landwirtschaftliche Intensität und Auswirkungen auf Gewässer differenziert betrachtet, ist fast doppelt so stark mit dem ökologischen Zustand der Fließge-

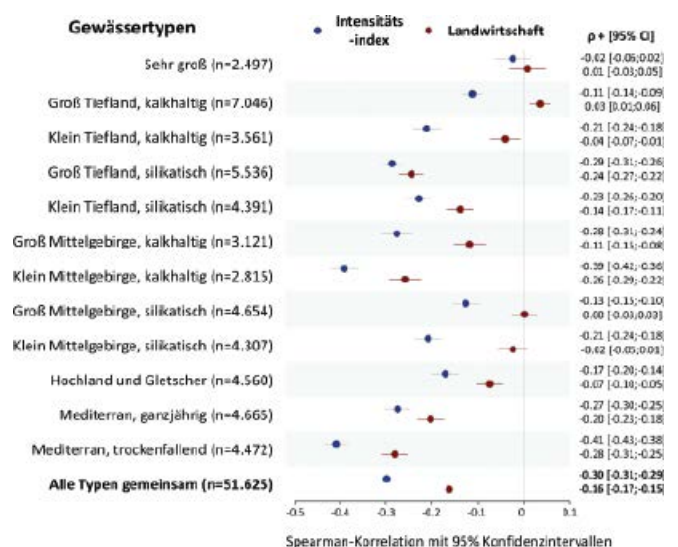


Abb. 4: Vergleich der Spearman-Korrelation des Anteils landwirtschaftlicher Fläche und des Intensitätsindex (unabhängige Variablen) mit dem ökologischen Zustand (abhängige Variable) in europäischen Gewässertypen (nach Schürings et al. [6])

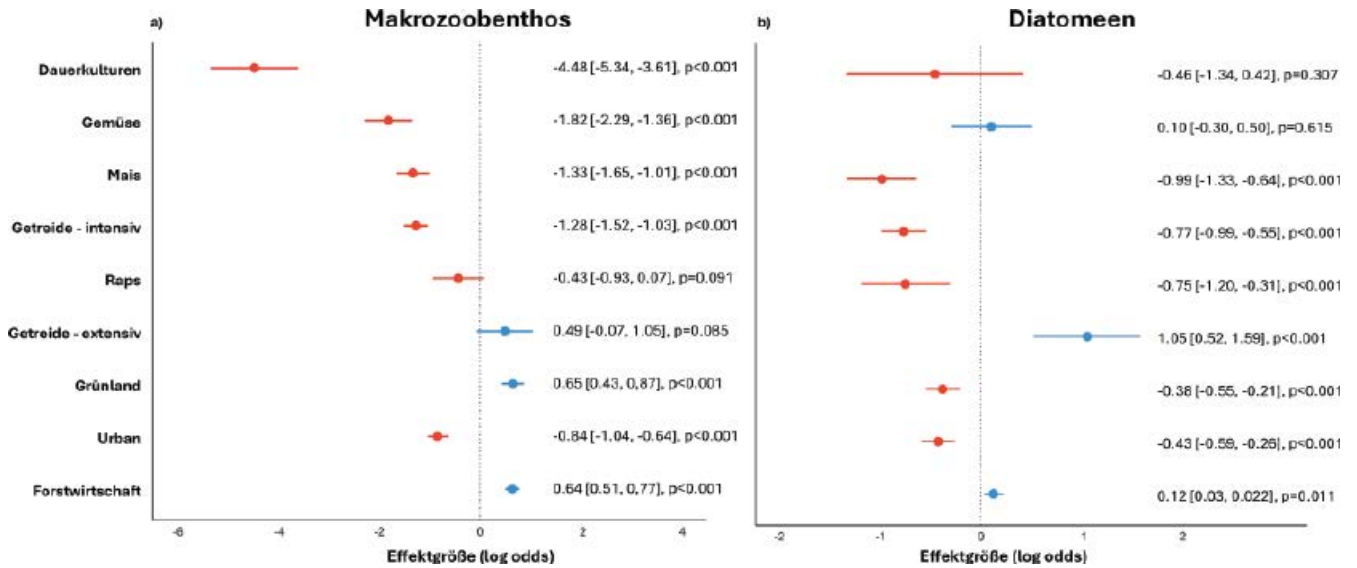


Abb. 5: Effekte verschiedener Anbaufrüchte und Landnutzungsformen auf Makrozoobenthos (a) und Diatomeen (b) in Deutschland (nach Schürings et al. [40])

wässer korreliert wie die reine Flächenausdehnung landwirtschaftlicher Nutzung (Abbildung 4). Dies unterstreicht, dass neben der Fläche insbesondere die Nutzungsintensität entscheidend für die Biodiversität ist. Die Ergebnisse legen nahe, die Intensität der Landwirtschaft in Bewirtschaftungsplänen stärker zu berücksichtigen [46]. Dadurch können Maßnahmen gezielt nach ihrem erwarteten Effekt priorisiert und eine bessere Abwägung zwischen landwirtschaftlichem Ertrag und Umweltbelastung getroffen werden.

3.3 Effekte spezifischer Anbaufrüchte auf Makrozoobenthos und Diatomeen in Deutschland

In den detaillierten Untersuchungen für Deutschland wurden die Effekte verschiedener Anbaufrüchte auf Makrozoobenthos und Diatomeen analysiert. Dauerkulturen wie Wein, Obst- anbau und Gemüse haben die stärksten negativen Effekte auf

Makrozoobenthos (Abbildung 5a); dies sind Kulturen mit besonders hohem Pflanzenschutzmittel-Einsatz [43]. Forstwirtschaftliche Flächen und Grünland zeigten hingegen geringere oder teils positive Effekte auf Makrozoobenthos.

Weiterführende Analysen bestätigten diese Zusammenhänge und zeigten, dass Kulturen mit hohem Pflanzenschutzmittel-Einsatz auch zu höheren Konzentrationen in Gewässern führen, mit einer erklärten Varianz von bis zu $R^2 = 0,46$ [41]. Maßnahmen zur Regulierung von Pflanzenschutzmitteln und zur Reduktion des Eintrags in Gewässer erscheinen daher nach wie vor angezeigt [47].

Diatomeen reagierten jedoch anders: Hier hatten nährstoffintensive Kulturen wie Mais und Getreide [42] die deutlichsten negativen Effekte (Abbildung 5b). Diese Ergebnisse verdeutlichen die Notwendigkeit einer differenzierten Betrachtung der Effekte verschiedener Anbaufrüchte und ihrer Intensität auf unterschiedliche Organismengruppen.

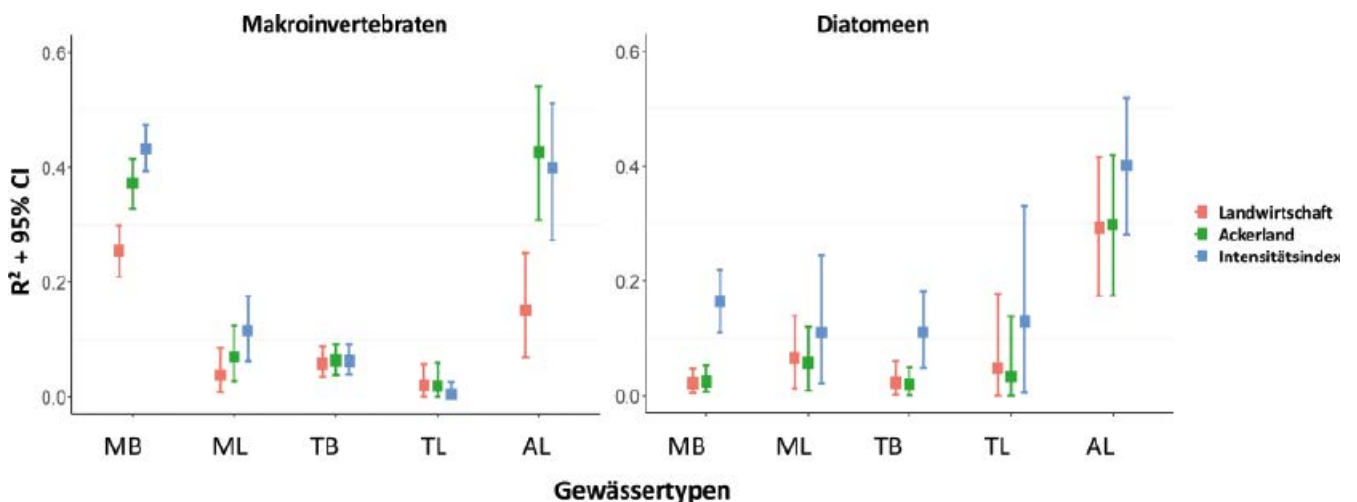


Abb. 6: Erklärte Varianz (R^2) des ökologischen Zustands des Makrozoobenthos (a) und der Diatomeen (b), unter Berücksichtigung von Landwirtschaft, Ackerland und dem Intensitätsindex in verschiedenen Gewässertyp-Gruppen in Deutschland nach Schürings et al. [44]. MB = Mittelgebirgsbäche; ML = Mittelgebirgsflüsse; TB = Tieflandbäche; TL = Tieflandflüsse; AL = Fließgewässer des Alpenvorlands und der Alpen.

3.4 Zusammenhang zwischen landwirtschaftlicher Intensität und ökologischem Zustand

Die Gewichtung landwirtschaftlicher Anteile im Einzugsgebiet nach typischen Intensitäten der Pestizid- und Nährstoffeinträge [44] ergab, dass der Intensitätsindex ein stärkerer Prädiktor für den ökologischen Zustand von Fließgewässern ist als die bloße Landwirtschaftsfläche oder der Anteil an Ackerland. Abbildung 6 zeigt die erklärte Varianz (R^2) der GLMM-Modelle für die Indikatoren Landwirtschaft, Ackerland und Intensitätsindex, getrennt nach Fließgewässertypen. Besonders in Mittelgebirgsbächen und Fließgewässern des Alpenvorlandes und der Alpen erreichte der Intensitätsindex mit einem R^2 von bis zu 0,43 den höchsten Zusammenhang.

Die stärkeren Zusammenhänge des Intensitätsindex im Vergleich zu Ackerland und landwirtschaftlich genutzter Fläche deuten darauf hin, dass Stoffeinträgen von Pflanzenschutzmitteln und Nährstoffen eine direkte Wirkung auf aquatische Systeme haben. Diese Ergebnisse, gemeinsam mit den europäischen Befunden, verdeutlichen die Relevanz der landwirtschaftlichen Intensität für den ökologischen Zustand von Fließgewässern und zeigen das Potenzial gezielter Maßnahmen, die auf die Reduktion der Intensität abzielen, etwa durch Permakultur oder ökologischen Landbau [46, 48, 49], aber auch durch Uferstreifen [50, 51].

4 Ausblick

Diese Arbeit untersuchte (1), wie landwirtschaftliche Nutzung die Biodiversität von Fließgewässern beeinflusst, (2), welche Auswirkungen unterschiedliche Anbauintensitäten auf den ökologischen Zustand europäischer Fließgewässer haben, und (3), wie sich spezifische Anbauarten und -intensitäten auf aquatische Organismengruppen in Deutschland auswirken. Die Ergebnisse zeigen, dass mit zunehmender Nutzungsintensität die negativen Auswirkungen der Landwirtschaft auf die aquatische Biodiversität steigen. Neben hydromorphologischen Veränderungen und landwirtschaftlicher Wasserentnahme wirken sich insbesondere Anbauflächen mit hohem Nährstoff- und Pflanzenschutzmitteleinsatz negativ auf die Gewässerökologie aus. Grundsätzlich existieren zwei Ansätze zur Minderung dieser Belastungen: Erstens die „End-of-Pipe“-Reduktion, also das Abfangen von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln, bevor sie in Fließgewässer gelangen, und zweitens die Reduktion der ausgebrachten Menge an Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln.

Der „End-of-Pipe“-Ansatz setzt vor allem auf Pufferzonen wie Gewässerrandstreifen zur Reduktion des Eintrags von Nähr- und Schadstoffen in Fließgewässer. Solche Pufferzonen verbessern die Funktion von Gewässern und mindern den Einfluss landwirtschaftlicher Einträge [50, 51]. Der Bericht „Ökologische Funktionen von Gewässerrandstreifen für die Wasser-rahmenrichtlinie“, verfasst von Kail et al. [50] für das Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie in Sachsen, hat die Bedeutung der Gewässerrandstreifen im Detail untersucht: Sie regulieren Wassertemperatur, beschatten Ufer, liefern Falllaub und Totholz und bieten wertvolle Lebensräume für viele Organismen. Darüber hinaus tragen sie erheblich zum Rückhalt von Pflanzenschutzmitteln, Nährstoffen und Feinsedimenten bei – insbesondere in intensiv genutzten Agrarlandschaften. Palt et al. [51] zeigen zudem, dass durch die Etablierung

solcher Gewässerrandstreifen der ökologische Zustand von Fließgewässern um bis zu zwei Klassen verbessert werden kann.

Langfristig ist jedoch die weitere Reduktion der insgesamt ausgebrachten Menge an Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln die effektivere Maßnahme zum Schutz der Biodiversität von Fließgewässern. Nachhaltige Ansätze wie ökologischer Landbau, Permakultur, Agroökologie und Präzisionslandwirtschaft setzen verstärkt auf natürliche Prozesse und reduzieren so die Notwendigkeit für chemische Eingriffe [46, 52]. Diese Praktiken fördern die Resilienz der Agrarsysteme, indem sie auf Diversität, natürliche Bodenfruchtbarkeit und geschlossene Nährstoffkreisläufe aufbauen und dadurch den ökologischen Fußabdruck der Landwirtschaft insgesamt verringern.

Um den Wandel hin zu einer nachhaltigeren Landwirtschaft zu fördern, ist die Unterstützung durch politische Rahmenbedingungen unerlässlich. Die Internalisierung externer Umweltkosten [53] sowie partizipative Ansätze mit Landwirt*innen und eine verstärkte Förderung naturbasierter Lösungen erfordert verbesserte regulatorische Rahmenbedingungen. Eine Neuausrichtung der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) ab 2027 in Europa könnte hier ein wichtiger Schritt sein, begleitet vom Naturwiederherstellungsgesetz [54] und einer erneuten Initiative für eine nachhaltige Pestizidnutzung in der EU [47, 55]. Ein wirtschaftliches System, das ökologische Praktiken belohnt und so eine zukunftsfähige, resiliente Landwirtschaft fördert, ist notwendig, um die globale Umweltkrise langfristig zu bewältigen und die Landwirtschaft zeugungsfähig zu gestalten.

Dank

Dieser Artikel wurde durch die Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) im Rahmen des Schwoerbel-Benndorf Nachwuchspreises initiiert. Er basiert auf fünf Studien, die durch ein Stipendium der Deutschen Bundesstiftung Umwelt sowie durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 1439 RESIST (Multilevel Response to Stressor Increase and Decrease in Stream Ecosystems, <http://www.sfb-resist.de>, CRC149/1, Projektnummer 426547801) finanziert wurden. Wir möchten uns bei allen Co-Autor*innen der zugrunde liegenden Studien bedanken: Sebastian Birk, Christian Feld, Lidija Globevnik, Jan U. Lemm, Willem Kaijser, Nele Markert, Alexander Psomas und Luka Snoj.

Literatur

- [1] Vörösmarty et al.: Global threats to human water security and river biodiversity, *Nature* 2010, 467 (7315), 555–561, <https://doi.org/10.1038/nature09440>
- [2] Hughes & Vadas: Agricultural effects on streams and rivers: A western USA focus, *Water* 2021, 13 (14), 1901, <https://doi.org/10.3390/w13141901>
- [3] Ritchie & Roser: *Our world in data: Land use*, 2019, <https://ourworldindata.org/land-use>
- [4] Dudgeon et al.: Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges, *Biological Reviews* 2006, 81 (2), 163–182, <https://doi.org/10.1017/S1464793105006950>
- [5] Stehle & Schulz: Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale, *Proceedings of the National Academy of Sciences* 2015, 112 (18), 5750–5755, <https://doi.org/10.1073/pnas.1500232112>

[6] Schürings et al.: River ecological status is shaped by agricultural land use intensity across Europe, *Water Research* 2004, 251, 121136, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.121136>

[7] Withers & Lord: Agricultural nutrient inputs to rivers and groundwaters in the UK: policy, environmental management and research needs, *Science of The Total Environment* 2002, 282, 9–24, [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(01\)00935-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(01)00935-4)

[8] Almeida et al.: Water quantity and quality under future climate and societal scenarios: a basin-wide approach applied to the Sorraia River, Portugal, *Water* 2018, 10 (9), 1186, <https://doi.org/10.3390/w10091186>

[9] Hering et al.: Cookbook for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives, in: M. T. Furse et al. (Hrsg.), *The ecological status of European rivers: Evaluation and intercalibration of assessment methods*, Springer, Dordrecht, 2006, S. 311–324, https://doi.org/10.1007/978-1-4020-5493-8_22

[10] Gieswein et al.: Additive effects prevail: The response of biota to multiple stressors in an intensively monitored watershed, *Science of The Total Environment* 2017, 593, 27–35, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.116>

[11] Matthaei et al.: Multiple stressors in agricultural streams: interactions among sediment addition, nutrient enrichment and water abstraction, *Journal of Applied Ecology* 2010, 47 (3), 639–649, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01809.x>

[12] Piggott et al.: Climate warming and agricultural stressors interact to determine stream macroinvertebrate community dynamics, *Global Change Biology* 2015, 21 (5), 1887–1906, <https://doi.org/10.1111/gcb.12861>

[13] Bereswill et al.: Entry and toxicity of organic pesticides and copper in vineyard streams: Erosion rills jeopardise the efficiency of riparian buffer strips, *Agriculture, Ecosystems & Environment* 2012, 146 (1), 81–92, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.010>

[14] Liess et al.: The footprint of pesticide stress in communities – species traits reveal community effects of toxicants, *Science of The Total Environment* 2008, 406 (3), 484–490, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.05.054>

[15] Wernecke et al.: Lethal effects of various tank mixtures including insecticides, fungicides, and fertilizers on honey bees under laboratory, semi-field and field conditions, *Journal of Consumer Protection and Food Safety* 2019, 14 (3), 239–249, <https://doi.org/10.1007/s00003-019-01233-5>

[16] Anderson et al.: Neonicotinoids in the Canadian aquatic environment: a literature review on current use products with a focus on fate, exposure, and biological effects, *Science of The Total Environment* 2015, 505, 409–422, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.090>

[17] Schäfer et al.: Thresholds for the effects of pesticides on invertebrate communities and leaf breakdown in stream ecosystems, *Environmental Science & Technology* 2012, 46 (9), 5134–5142, <https://doi.org/10.1021/es2039882>

[18] Belenguer et al.: Patterns of presence and concentration of pesticides in fish and waters of the Júcar River (Eastern Spain), *Journal of Hazardous Materials* 2014, 265, 271–279, <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.11.016>

[19] Liess et al.: Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams, *Water Research* 2021, 201, 117262, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117262>

[20] Feld & Hering: Community structure or function: effects of environmental stress on benthic macroinvertebrates at different spatial scales, *Freshwater Biology* 2007, 52 (7), 1380–1399, <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01749.x>

[21] Haidekker & Hering: Relationship between benthic insects (*Ephemeroptera*, *Plecoptera*, *Coleoptera*, *Trichoptera*) and temperature in small and medium-sized streams in Germany: a multivariate study, *Aquatic Ecology* 2008, 42, 463–481, <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9097-z>

[22] Baattrup-Pedersen et al.: Evaluating effects of weed cutting on water level and ecological status in Danish lowland streams, *Freshwater Biology* 2018, 63 (7), 652–661, <https://doi.org/10.1111/fwb.13101>

[23] Baczyk et al.: Influence of technical maintenance measures on ecological status of agricultural lowland rivers – Systematic review and implications for river management. *Science of The Total Environment* 2018, 627, 189–199, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.235>

[24] Bolpagni & Piotti: The importance of being natural in a human-altered riverscape: Role of wetland type in supporting habitat heterogeneity and the functional diversity of vegetation, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 2016, 26 (6), 1168–1183, <https://doi.org/10.1002/aqc.2604>

[25] Sabater et al.: Effects of human-driven water stress on river ecosystems: a meta-analysis, *Scientific Reports* 2018, 8 (1), 11462, <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29807-7>

[26] Foster & Gustodio: Groundwater resources and intensive agriculture in Europe – can regulatory agencies cope with the threat to sustainability? *Water Resources Management* 2019, 33, 2139–2151, <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02235-6>


[27] Romero et al.: Desiccation events change the microbial response to gradients of wastewater effluent pollution, *Water Research* 2019, 151, 371–380, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.028>

[28] Metzger et al.: A climatic stratification of the environment of Europe, *Global Ecology and Biogeography* 2005, 14 (6), 549–563, <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2005.00190.x>

[29] Kuemmerle et al.: Cross-border comparison of post-socialist farmland abandonment in the Carpathians, *Ecosystems* 2008, 11, 614–628, <https://doi.org/10.1007/s10021-008-9146-z>


Anzeige

TIPPS ZUM THEMA




Seminar

Fließgewässer aktuell
7./8. Mai 2025
Koblenz
600,00 € / 500,00 €**



Themenband T1/2021

Auswirkungen von landwirtschaftlichen Maßnahmen auf die Beschaffenheit des Sicker- und Grundwassers
August 2021
162 Seiten, A4
Print 203,00 €*
E-Book 176,50 €*
Kombi 256,00 €*



Themenband T2/2016

Diffuse Stoffeinträge in Gewässer aus der Landwirtschaft
August 2016
39 Seiten, A4
Print 74,00 €*
E-Book 64,50 €*
Kombi 93,00 €*

* Fördernde Mitglieder erhalten 20% Rabatt
** Mitgliederpreis

- [30] Hénault et al.: Influence of different agricultural practices (type of crop, form of N-fertilizer) on soil nitrous oxide emissions, *Biology and Fertility of Soils* 1998, 27, 299–306, <https://doi.org/10.1007/s003740050437>
- [31] Andert et al.: On-farm pesticide use in four Northern German regions as influenced by farm and production conditions, *Crop Protection* 2015, 75, 1–10, <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2015.05.002>
- [32] Sluydts et al.: Comparison of multimammate mouse (*Mastomys natalensis*) demography in monoculture and mosaic agricultural habitat: Implications for pest management, *Crop Protection* 2009, 28 (8), 647–654, <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2009.03.018>
- [33] Rega et al.: A classification of European agricultural land using an energy-based intensity indicator and detailed crop description, *Landscape and Urban Planning* 2020, 198, 103793, <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103793>
- [34] Del Tánago et al.: River restoration in Spain: theoretical and practical approach in the context of the European Water Framework Directive, *Environmental Management* 2012, 50, 123–139, <https://doi.org/10.1007/s00267-012-9862-1>
- [35] Feld et al.: Disentangling the effects of land use and geo-climatic factors on diversity in European freshwater ecosystems, *Ecological Indicators* 2016, 60, 71–83, <https://doi.org/10.1016/j.ecoind.2015.06.024>
- [36] Davis et al.: Long-term variability in deposited fine sediment and macroinvertebrate communities across different land-use intensities in a regional set of New Zealand rivers, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 2022, 56 (2), 191–212, <https://doi.org/10.1080/00288330.2021.1884097>
- [37] Viechtbauer: Conducting meta-analyses in R with the metafor package, *Journal of Statistical Software* 2010, 36 (3), 1–48, <https://doi.org/10.18637/jss.v036.i03>
- [38] Schürings et al.: Effects of agricultural land use on river biota: a meta-analysis, *Environmental Sciences Europe* 2022, 34, 124, <https://doi.org/10.1186/s12302-022-00706-z>
- [39] Blickensdörfer et al.: Mapping of crop types and crop sequences with combined time series of Sentinel-1, Sentinel-2 and Landsat 8 data for Germany, *Remote Sensing of Environment* 2022, 269, 112831, <https://doi.org/10.1016/j.rse.2021.112831>
- [40] Schürings et al.: Effects of agriculture on river biota differ between crop types and organism groups, *Science of The Total Environment* 2024, 912, 168825, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168825>
- [41] Markert & Schürings et al.: Water Framework Directive micropollutant monitoring mirrors catchment land use: Importance of agricultural and urban sources revealed, *Science of The Total Environment* 2024, 917, 170583, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.170583>
- [42] Britz & Witzke: CAPRI model documentation 2014, https://www.capri-model.org/lib/exe/fetch.php?media=docs:capri_documentation.pdf
- [43] Dachbrodt-Saaydeh et al.: Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz, *Jahresbericht 2017, Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2017*, Berichte aus dem Julius Kühn-Institut, Nr. 210, Braunschweig, 2021, https://www.nap-pflanzenschutz.de/fileadmin/SITE_MASTER/content/Bilder/Indikatoren_Forschung/Erfassung_realer_PSM-Anwendungen/JKI-210_Vergleichsbetriebe_2017.pdf
- [44] Schürings et al.: Assessment of cultivation intensity can improve the correlative strength between agriculture and the ecological status in rivers across Germany, *Agriculture, Ecosystems & Environment* 2024, 361, 108818, <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108818>
- [45] Wezel et al.: Agroecological principles and elements and their implications for transitioning to sustainable food systems. A review, *Agronomy for Sustainable Development* 2020, 40, 1–13, <https://doi.org/10.1007/s13593-020-00646-z>
- [46] Reganold & Wachter: Organic agriculture in the twenty-first century, *Nature Plants* 2016, 2 (2), 1–8, <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.221>
- [47] Europäische Kommission: Vorschlag für eine Verordnung des Europäischen Parlaments und des Rates über die nachhaltige Verwendung von Pflanzenschutzmitteln und zur Änderung der Verordnung (EU) 2021/2115, https://food.ec.europa.eu/system/files/2022-06/pesticides_sud_eval_2022_reg_2022-305_en.pdf, <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:52022PC0305>
- [48] Rhodes: Feeding and healing the world: through regenerative agriculture and permaculture, *Science Progress* 2012, 95 (4), 345–446, <https://doi.org/10.3184/003685012X13504990668392>
- [49] Gamage et al.: Role of organic farming for achieving sustainability in agriculture, *Farming System* 2023, 100005, <https://doi.org/10.1016/j.farsys.2023.100005>
- [50] Kail et al.: Ökologische Funktionen von Gewässerrandstreifen, Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen, Schriftenreihe, Heft 12/2022, Dresden, <https://slub.qucosa.de/api/qucosa%3A79740/attachment/ATT-0>
- [51] Palt et al.: Context-specific positive effects of woody riparian vegetation on aquatic invertebrates in rural and urban landscapes, *Journal of Applied Ecology* 2023, 60 (6), 1010–1021, <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14386>
- [52] Schleiffer & Speiser: Presence of pesticides in the environment, transition into organic food, and implications for quality assurance along the European organic food chain – A review, *Environmental Pollution* 2022, 313, 120116, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.120116>
- [53] Pretty et al.: Policy challenges and priorities for internalizing the externalities of modern agriculture, *Journal of Environmental Planning and Management* 2001, 44 (2), 263–283, <https://doi.org/10.1080/09640560123782>
- [54] Hering et al.: Securing success for the nature restoration law, *Science* 2023, 382 (6676), 1248–1250, <https://doi.org/10.1126/science.adk1658>
- [55] Pe'er et al.: How can the European Common Agricultural Policy help halt biodiversity loss? Recommendations by over 300 experts, *Conservation Letters* 2022, 15 (6), e12901, <https://doi.org/10.1111/conl.12901>

Autoren

Dr. Christian Schürings^{*)}, Dr. Jochem Kail,
Prof. Dr. Daniel Hering
Universität Duisburg-Essen
Fakultät für Biologie – Aquatische Ökologie
Universitätsstraße 5, 45141 Essen

^{*)} Korrespondenzautor,
E-Mail: christian.schuerings@uni-due.de

KW



Fachinformationen rund um Wasser,
Wirtschaft & Umwelt

...täglich auf www.gfa-news.de:

