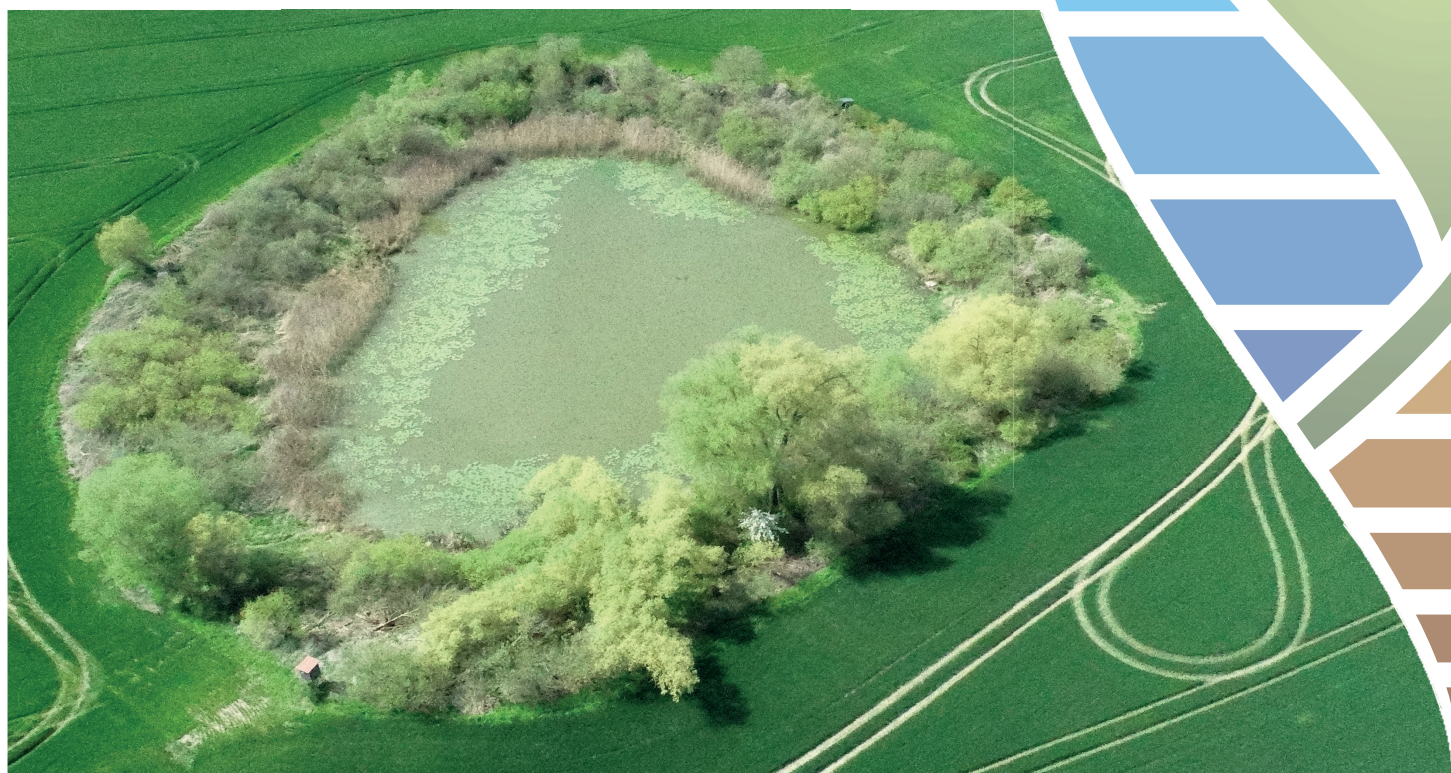


Lena C. Ruf, Karin Meinikmann, Fee Nanett Trau, Stefan Lorenz

Julius Kühn-Institut (JKI) – Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen
Institut für ökologische Chemie, Pflanzenanalytik und Vorratsschutz, Berlin

Biodiversitätsmonitoring in Kleingewässern der Agrarlandschaft Deutschlands: Erste Anwendung und Statusbericht

Biodiversity monitoring in small waterbodies of the agricultural landscape in Germany: First application and status report



Berichte aus dem Julius Kühn-Institut

Themenheft
Gewässer 230

Kontaktadresse/ Contact

Dr. Stefan Lorenz
Julius Kühn-Institut (JKI)
Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen
Institut für ökologische Chemie, Pflanzenanalytik und Vorratsschutz
Königin-Luise-Str. 19
14195 Berlin-Dahlem
Germany

E-Mail: stefan.lorenz@julius-kuehn.de

Wir unterstützen den offenen Zugang zu wissenschaftlichem Wissen.
Die Berichte aus dem Julius Kühn-Institut erscheinen daher als OPEN ACCESS-Zeitschrift.

We advocate open access to scientific knowledge.
Reports from the Julius Kühn Institute are therefore published as open access journal.

Berichte aus dem Julius Kühn-Institut sind online verfügbar unter https://www.openagrar.de/receive/zim-port_mods_00000017

Reports from the Julius Kühn Institute are available free of charge under https://www.openagrar.de/receive/zim-port_mods_00000017

Herausgeber / Editor

Julius Kühn-Institut, Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen, Quedlinburg, Deutschland
Julius Kühn Institute, Federal Research Centre for Cultivated Plants, Quedlinburg, Germany

ISSN 1866-590X

ISBN 978-3-95547-148-4

DOI 10.5073/20241120-080923-0



© Der Autor/ Die Autoren 2024.

Dieses Werk wird unter den Bedingungen der Creative Commons Namensnennung 4.0 International Lizenz (CC BY 4.0) zur Verfügung gestellt (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.de>).



© The Author(s) 2024.

This work is distributed under the terms of the Creative Commons Attribution 4.0 International License (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/deed.en>).

Titelfoto: ©Manuel König (JKI-ÖPV, AG Gewässerschutz)

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	4
Abstract	5
1 Einleitung	6
1.1 Biodiversität von Kleingewässern und Effekte landwirtschaftlicher Nutzung.....	6
1.2 Biodiversitätsmonitoring in Kleingewässern der Agrarlandschaft Deutschlands.....	8
1.3 Ziel des Berichts.....	10
2 Material und Methoden	10
2.1 Untersuchungsgegenstand und Stichprobenkulisse	10
2.2 Beprobung und Biodiversitätserfassung.....	12
2.3 Zustandsindikatoren der Biodiversität der Kleingewässer	13
2.4 Belastungen der Kleingewässer.....	14
2.4.1 Belastungsindikator „Pflanzenschutzmittelbelastung“	14
2.4.2 Belastungsindikator „Nährstoffbelastung“	15
2.4.3 Belastungsindikator „Ufervegetation“	15
2.5 Wirkung von Belastungen auf die Biodiversität der Kleingewässer	16
2.5.1 Wirkungsindikator „Biodiversität und Pflanzenschutz“	16
2.5.2 Wirkungsindikator „Biodiversität und Habitatvielfalt“	17
3 Ergebnisse	18
3.1 Zustandsindikatoren der Biodiversität der Kleingewässer	18
3.2 Belastungsindikatoren.....	18
3.2.1 Pflanzenschutzmittelbelastung	18
3.2.2 Nährstoffbelastung.....	20
3.2.3 Ufervegetation	20
3.3 Wirkungsindikatoren	21
3.3.1 Biodiversität und Pflanzenschutz	21
3.3.2 Biodiversität und Habitatvielfalt	22
4 Diskussion	23
4.1 Zustand der Kleingewässer und Bewertung der Indikatoren	24
4.1.1 Biodiversität der Kleingewässer	24
4.1.2 Pflanzenschutzmittelbelastung	25
4.1.3 Nährstoffbelastung.....	28
4.1.4 Ufer- und Gewässervegetation	28
4.1.5 Habitatvielfalt.....	30
5 Fazit und Ausblick	30
Danksagung.....	31
Literaturverzeichnis	32
Appendix	40

Zusammenfassung

Stehende Kleingewässer (KG) sind vielseitige Lebensräume, die im Vergleich zu anderen Gewässertypen die größte Artenvielfalt und den höchsten Anteil gefährdeter Arten auf Landschaftsebene beherbergen. Landwirtschaftliche Flächennutzung kann zu Pflanzenschutzmittel- (PSM-) und Nährstoffbelastungen, sowie zur Degradierung von Lebensräumen angrenzender Gewässer führen und tiefgreifende Auswirkungen auf ihre Biodiversität haben. Das nationale Monitoring der biologischen Vielfalt in Agrarlandschaften (MonViA) ist ein Projekt des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft mit dem Ziel, langfristige Monitoringkonzepte für die biologische Vielfalt unter dem Einfluss landwirtschaftlicher Nutzung zu entwickeln. Ein Konzept für ein Biodiversitätsmonitoring von KG der Agrarlandschaft Deutschlands wurde im Rahmen von MonViA bereits erarbeitet. Der Fokus liegt dabei auf der Biodiversität von Makrozoobenthos (MZB, am Gewässergrund lebende, wirbellose Organismen) und dessen Belastungsfaktoren aus der Landwirtschaft, nämlich PSM und Düngemittel, sowie die Habitatstruktur als Ufervegetation und Habitatvielfalt innerhalb der Gewässer. MZB reagiert sehr empfindlich auf Änderungen der Lebensraumqualität und bewohnt sowohl terrestrische als auch aquatische Lebensräume, wodurch es sich besonders als Bioindikator für anthropogene und andere ökologische Einflüsse eignet.

Der vorliegende Statusbericht zum Zustand und der Belastungen von KG der Agrarlandschaft umfasst Auswertungen anhand von 81 Söllen der nordostdeutschen Tiefebene in Regionen intensiver Landwirtschaft. Damit stellt er eine erste Anwendung des im Rahmen des MonViA-Projekts entwickelten Konzepts zum Biodiversitätsmonitoring in KG der Agrarlandschaft Deutschlands dar. Angewendete Indikatoren des Konzepts beschreiben den Status der MZB-Diversität (Artenzahl, Anzahl besonders sensibler Arten und Shannon-Index), PSM- und Nährstoff-Belastung, und Ufervegetation der KG, sowie die Wirkung von PSM-Belastung und Habitatvielfalt innerhalb der Gewässer auf deren MZB-Diversität. Die vorgelegten Indikatoren wurden außerdem erstmals unter Verwendung taxonomisch harmonisierter Daten und eines einheitlichen PSM-Wirkstoffspektrums validiert, angepasst und weiterentwickelt.

Die Ergebnisse des Berichts zeigen, dass ein Einfluss und eine Gefährdung der Biodiversität in KG vor allem durch geringe Habitatvielfalt stattfindet. Die meisten Gewässer scheinen außerdem zu wenig Abschirmung vor landwirtschaftlichen Einträgen durch Ufervegetation aufzuweisen und sind teilweise stark durch PSM belastet. Die Indikatoren des Konzepts konnten für die Anwendung auf KG in Gebieten intensiver Landwirtschaft validiert und an den einheitlichen Datensatz angepasst werden. Davon ausgenommen sind bis auf weiteres die Indikatoren zur Wirkung von PSM auf die MZB-Diversität, zu dem Belastungsrisiko von MZB durch PSM-Anwendungen und der Belastungsindikator zu Gewässervegetation, deren weitere Entwicklung noch als notwendig angesehen wird. Für die geplante bundesweite Anwendung des Konzepts inklusive weiterer KG-Typen neben Söllen sind erneute Datenerhebungen erforderlich.

Stichwörter: Aquatische Organismen, benthische Invertebraten, Biodiversitätsmonitoring, Eutrophierung, Habitatverlust, Indikatoren, Insekten, Landwirtschaft, Makrozoobenthos, Pflanzenschutzmittel

Abstract

Small standing waterbodies (SWBs) harbor the highest species diversity and the highest proportion of endangered species at landscape level compared to other water ecosystems. Agricultural land use can lead to plant protection product (PPP), nutrient pollution and habitat degradation, and can have profound effects on biodiversity in those waterbodies. Within the framework of the National Monitoring of Biodiversity in Agricultural Landscapes (MonViA) of the Federal Ministry of Food and Agriculture, a concept for biodiversity monitoring in small SWBs in Germany's agricultural landscape was developed. The concept focusses on benthic macroinvertebrates (BM, invertebrate organisms that live at the bottom of waterbodies) and their stressors resulting from agriculture, i.e. PPP and nutrient pollution, as well as changed habitat structure in terms of riparian vegetation and habitat diversity within the waterbodies. BM are highly sensitive towards habitat quality and inhabit both terrestrial and aquatic habitats, making them particularly suitable as bioindicators for anthropogenic and other ecological influences.

This report provides a first assessment of the current status and pressures on SWBs within agricultural land based on 81 kettle holes in the north-east German lowlands in regions of intensive agriculture, and thus a first application of the concept developed as part of the MonViA project for a biodiversity monitoring in SWBs of the agricultural landscape in Germany. Indicators used in the concept describe the state of BM diversity (taxa count, Shannon diversity and number of EPT taxa), corresponding PPP load, nutrient load, riparian vegetation structure, as well as the impact of habitat diversity on BM diversity. Additionally, the indicators presented were validated, adapted and refined to the usage of taxonomically adjusted data and a uniform spectrum of PPP substances.

Results of this report show that biodiversity in SWBs is primarily influenced and endangered by poor habitat diversity. Furthermore, most waterbodies do not seem to have substantial shielding from agricultural inputs through riparian vegetation and some exhibit high levels of PPP contamination. Indicators used from the concept were validated for application in SWBs in areas of intensive agriculture and adapted to the standardized dataset. Until further notice, this does not include the indicators developed for the effect of PPPs on BM diversity, the risk of exposure of BM from PPP applications as well as the indicator for aquatic vegetation, for which further development is still considered necessary. In order to apply the monitoring concept on a national level, including other waterbody types besides kettle holes, additional data collection will be required.

Keywords: agriculture, aquatic organisms, benthic invertebrates, biodiversity monitoring, eutrophication, habitat destruction, indicators, insects, macrozoobenthos, plant protection products

1 Einleitung

1.1 Biodiversität von Kleingewässern und Effekte landwirtschaftlicher Nutzung

Weltweit gibt es etwa 277 Millionen stehende Kleingewässer (KG), definiert als Standgewässer mit einer Fläche von $< 10.000 \text{ m}^2$ (Glandt, 2006; Ulrich et al., 2021). Diese KG machen bis zu 90 % der Anzahl und etwa 16 % der Wasserfläche aller Binnengewässer aus (Downing et al., 2006). In Deutschland befinden sich 58.000 von insgesamt 292.000 KG in landwirtschaftlich geprägten Gebieten (Hillebrand et al., 2014; Hill et al., 2017; Meinikmann et al., 2021). Der häufigste KG-Typ in Nordostdeutschland und im Alpenvorland sind sogenannte Sölle (Meinikmann et al., 2021). Sölle sind Senken in der Landschaft, die am Ende der letzten Eiszeit durch Absacken von Sediment über abschmelzenden Blöcken von Toteis aus Gletschern entstanden sind und nun meist mit Wasser gefüllt sind (Hannemann, 2016). Sölle können durch verschiedene Sukzessionstypen und hydromorphologische Beschaffenheit sehr unterschiedlich sein und stellen meist sehr diverse Ökosysteme dar (Kalettka & Rudat, 2006; Scheffer et al., 2006; Trau et al., 2023). Durch ihre Größe sind sie außerdem besonders stark durch Umweltfaktoren wie Umweltkontaminanten und Änderungen des Wasserstandes oder gänzliches Trockenfallen durch Temperaturänderungen beeinflusst (Kalettka & Rudat, 2006; Lischied et al., 2022). Verglichen mit anderen Binnengewässertypen wie Flüssen, Bächen und Seen beherbergen KG auf Landschaftsebene die größte Artenvielfalt an Makrophyten und Makroinvertebraten, sowie die meisten seltenen und gefährdeten Arten und können als Refugien dienen (Williams et al., 2004; Davies et al., 2008; Kelly-Quinn et al., 2017). KG fungieren außerdem als Trittsteinbiotope für die Ausbreitung von Organismen und tragen zur Heterogenität und Habitatvielfalt der Landschaft bei (Tews et al., 2003; Hupfer & Nixdorf, 2011). Insbesondere in Zeiten des drastischen Rückgangs der Insektenvielfalt, Insektenabundanz und Insektenbiomasse spielen KG daher eine essentielle Rolle (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019; Wagner, 2020; Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2021). Besonders merolimnische Insekten in der Agrarlandschaft wie Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Libellen (Odonata), Steinfliegen (Plecoptera) und Köcherfliegen (Trichoptera), die aquatische Larvenstadien und terrestrische adulte Stadien durchlaufen, sind von KG abhängig, da sie auf die Verfügbarkeit kleiner Wasserkörper angewiesen sind. Merolimnische Insekten und andere Organismen des Makrozoobenthos (MZB) spielen eine Schlüsselrolle für den Nährstoffkreislauf, da sie in Gewässer eingebrachtes organisches Material abbauen und dann als Nahrungsquelle für höhere trophische Ebenen, z. B. Fische, dienen (Li et al., 2010). In terrestrischen Stadien ihres Lebenszyklus werden sie dazu von Spinnen, Vögeln und Fledermäusen erbeutet und sind daher auch für deren Bestandserhaltung von großer Bedeutung (Manning & Sullivan, 2021). Darüber hinaus tragen KG auch zu anderen Ökosystemdienstleistungen wie Wasserrückhalt und Kohlenstoffbindung und damit auch zu Klimaschutz und -adaptation bei (Steidl et al., 2008; Céréghino et al., 2014; Holgerson, 2015; Bolpagni et al., 2019). Durch ihre Funktion als Trittsteinbiotope könnten sie außerdem Verschiebungen in der Verteilung von Arten aufgrund von klimatischen und phänologischen Änderungen unterstützen (Céréghino et al., 2014).

Für ein Monitoring des ökologischen Zustands und Trends in KG ist die Nutzung von Arten des MZB als Bioindikatoren üblich (Hellawell, 1986; Hering et al., 2004; Graf et al., 2013). MZB umfasst alle wirbellosen Organismen, die im benthischen Sediment eines Gewässers leben und größer als 0,5 mm sind, unter anderem Gewässerinsekten, Schnecken, Muscheln, Krebse und Spinnen. Generell haben Arten des MZB recht hohe und artspezifische Ansprüche an ihre Lebensraumqualität und reagieren daher besonders empfindlich auf Umweltveränderungen wie Wasserverschmutzung und Verlust von

Habitatvielfalt. Daher sind sie besonders geeignet als Bioindikatoren für anthropogene und andere ökologische Einflüsse (z. B. Smith et al., 2007). Da merolimnische Insekten außerdem nicht nur auf eine gute aquatische Lebensraumqualität angewiesen sind, sondern sich über ihre aquatischen Lebensphasen hinweg auch die Qualität ihrer terrestrischen Habitate abzeichnet, eignen sich diese als Indikatoren für die generelle Qualität und Vielfalt der umgebenen Landschaft und ihrer Habitate. Viele merolimnische und hololimnische Insektenarten, insbesondere aber Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Steinfliegen (Plecoptera) und Köcherfliegen (Trichoptera), benötigen als Larven eine besonders gute Wasserqualität (Lenat, 1988). Ihr Vorkommen sowie die generelle Artenzusammensetzung und Diversität der MZB-Gemeinschaft lassen also Rückschlüsse auf die Qualität des Wassers und des Habitats sowie seiner Vielfalt zu. Die EU-Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EC (WRRL) schreibt die Verwendung von MZB als Bioindikator zur Bewertung von Wasserkörpern vor (EC, 2000).

Erhebungen in Grünland und Wäldern ergaben, dass der Rückgang von Insekten in Bezug auf Abundanz, Biomasse und Artenzahl in Regionen Deutschlands mit intensiver Landnutzung besonders ausgeprägt ist. Auch ihr Rückgang in Schutzgebieten hängt weitgehend mit einer Intensivierung der Landwirtschaft auf Landschaftsebene zusammen, weshalb landwirtschaftliche Einflüsse als Haupttreiber dessen gelten (Hallmann et al., 2017; Seibold et al., 2019). Speziell für Gewässerinsekten und andere Makrozoobenthos-Gruppen werden außerdem Eutrophierung, toxische Effekte durch eingetragene Pflanzenschutzmittel (PSM) und andere Kontaminanten, invasive Arten, Klimawandelfolgen und die Zerstörung von Lebensräumen als Hauptstressoren genannt (Donohue et al., 2009; Reid et al., 2019; Bighiu et al., 2020; Liess et al., 2021). KG in Agrarlandschaften werden maßgeblich durch den Eintrag von Nährstoffen aus Düngemitteln und von PSM, sowie durch Degradierung und Veränderung der Ufervegetation und andere landwirtschaftlicher Parameter beeinflusst (Meinikmann et al., 2021). PSM können über mehrere Eintragspfade in Oberflächengewässer gelangen, z. B. durch Abdrift, Abfluss, Erosion, Austausch mit dem Grundwasser und Zufluss aus Drainagen (Reichenberger et al., 2007; Zhang et al., 2017; Loose et al., 2024). Sie können sich direkt und indirekt über koexistierende Arten auf die Vitalität von MZB auswirken und haben somit einen erheblichen Einfluss auf die Biodiversität von KG (Liess & von der Ohe, 2005; Bighiu et al., 2020; Liess et al., 2021). Jüngste Studien zeigen, dass der Eintrag von PSM ein hohes Risiko für MZB darstellt (Gustavsson et al., 2017; Covert et al., 2020; Stenström et al., 2021; Liess et al., 2021). MZB-Gemeinschaften in KG sind außerdem einem höheren potenziellen Risiko durch Eintrag von PSM ausgesetzt, als solche in größeren Gewässern (Knauer, 2016; Szöcs et al., 2017). Nährstoffe aus der landwirtschaftlichen Düngung können auf ähnliche Weise wie PSM in die Oberflächengewässer gelangen und sich auf die MZB-Gemeinschaften auswirken und ihre Diversität verringern (Donohue et al., 2009; Bighiu et al., 2020). Phosphor trägt zum Beispiel zum Wachstum von Wasserpflanzen bei und kann somit zur Eutrophierung von KG beitragen, was über eine veränderte Artenzusammensetzung innerhalb des KGs auch zur Verarmung und Veränderung der MZB-Gemeinschaft führen kann (Donohue et al., 2009). Durch ihre Größe, daraus resultierende Randeffekte und die Anbindung an flaches Grundwasser, das mittlerweile durch intensive Landwirtschaft stark mit Nährstoffen belastet ist, sind KG besonders anfällig für die Anreicherung mit Nährstoffen und Eutrophierung bis hin zur Hypertrophierung (Lischeid et al., 2018). Insbesondere in KG der Agrarlandschaft Deutschlands wurden bereits sehr hohe Nährstoffkonzentrationen festgestellt (Kalettka et al., 2000; Lischeid & Kalettka, 2012). Darüber hinaus kann die Zerstörung der Ufervegetation (z. B. mechanisch oder durch Beweidung) und Ackerbewirtschaftung bis zum oder über den Rand des Wasserkörpers hinaus den Eintrag von Nährstoffen und PSM aufgrund von Erosion und fehlender Abschirmung weiter erhöhen (Prosser et al., 2020). Erosion kann außerdem durch den Eintrag von Sedimenten und der resultierenden Zerstörung von Habitaten und

zur Verringerung der Habitatvielfalt des Gewässers führen (Kail et al., 2022). Für KG in Nordostdeutschland konnte bereits gezeigt werden, dass eine geringere Habitatvielfalt innerhalb der Gewässer deren MZB-Vielfalt verringern kann und die Art des Habitats ebenfalls die Zusammensetzung der MZB-Gemeinschaft beeinflusst (Trau et al., 2023). Habitatdegradation und toxische PSM werden bisher als besonders maßgeblich für die MZB-Vielfalt in KG der Agrarlandschaft angesehen (Meinikmann et al., 2021; Liess et al., 2021; Trau et al., 2023). Diese Faktoren stehen in Wechselwirkung mit natürlichen Parametern wie Hydromorphologie, klimatischen Bedingungen sowie Niederschlag (Abb. 1). Über Veränderungen der Wasser- und Habitatqualität sowie der Habitatvielfalt des KGs können diese Einflüsse also zu Veränderungen und Beeinträchtigungen der aquatischen Biodiversität führen (Abb. 1) (Meinikmann et al., 2021; Trau et al., 2023).

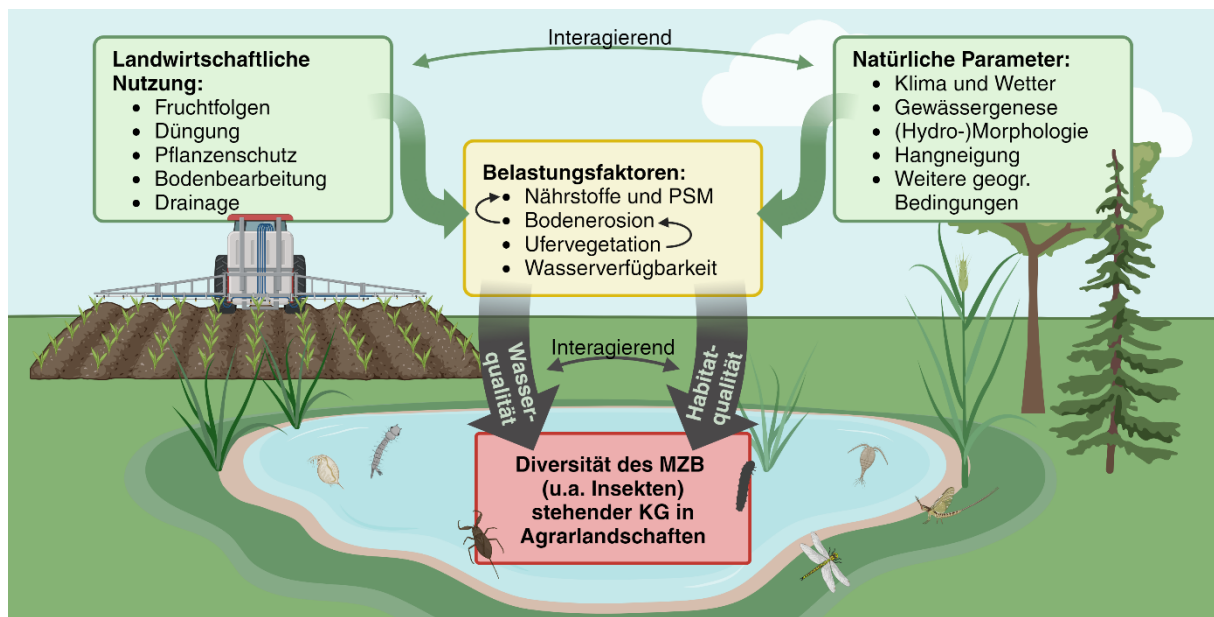


Abb. 1 Ursachen (grün), Belastungsfaktoren (gelb) und daraus resultierende Wirkung (grau) auf den Zustand und Trends der Diversität von Makrozoobenthos stehender Kleingewässer in Agrarlandschaften (rot). PSM = Pflanzenschutzmittel, MZB = Makrozoobenthos, KG = Kleingewässer. Created in BioRender. Fisch, K. (2024) <https://BioRender.com/c39s661>.

1.2 Biodiversitätsmonitoring in Kleingewässern der Agrarlandschaft Deutschlands

Trotz ihrer globalen Häufigkeit und Bedeutung für Artenreichtum, Klimaschutz und die Anpassung an Klimawandelfolgen sind KG und ihre Ökologie unter anthropogenem Einfluss nur wenig erforscht (Ulrich et al., 2018; Bolpagni et al., 2019; Wijewardene et al., 2021; Warner et al., 2021; Trau et al., 2023). Bei nationalen und EU-weiten Umwelt- und Wasserschutzmaßnahmen werden Gewässer unter einem Hektar Größe weitgehend vernachlässigt, obwohl ihr Schutz aufgrund ihres kleinen Einzugsgebiets vergleichsweise einfach und aufgrund ihres ökologischen Werts effizient wäre (Davies et al., 2008). Die EU-WRRL, die eine gute Qualität aller Wasserkörper einschließlich der Grund- und Oberflächengewässer anstrebt, bezieht Oberflächenwasserkörper unter 1 ha nicht in ihre Berichtspflichten ein, was eine notwendige Grundlage für politische Maßnahmen zum Schutz von KG wäre (EC, 2000; Warner et al., 2021). Auf nationaler Ebene gibt es bislang keine einheitliche, wissenschaftlich belastbare Datenbasis zu Binnengewässern, um Zustand und Trends ihres ökologischen Zustands zu bewerten und geeignete Schutzmaßnahmen zu entwickeln (Geschke et al., 2019). Es gibt mehrere politische Initiativen mit dem Ziel, die Verfügbarkeit wissenschaftlicher Daten und deren Umsetzung in politische Maßnahmen zu verbessern, wie zum Beispiel die Nationale Strategie zur biologischen

Vielfalt (NBS) (BMU, 2007). Das Gewässerschutzmodul der NBS basiert jedoch auf der EU-WRRL und bezieht KG daher ebenfalls nicht mit ein. Zur Bewertung von stehenden Gewässern anhand ihrer MZB-Gemeinschaft im Sinne der WRRL wurde zwar bereits ein Handbuch entwickelt, allerdings sind die beschriebenen Methoden speziell für Seen und nicht für KG konzipiert (Böhmer, 2017). Ein weiteres Bewertungssystem wird aktuell verwendet, um die PSM-Belastung von Fließgewässern auf Basis der funktionalen Vielfalt von MZB-Gemeinschaften zu bewerten (SPEAR_{pesticides}, Liess & von der Ohe, 2005), aber auch dieses ist nicht direkt auf stehende KG anwendbar (Lorenz et al., 2022a). Zur Abschätzung ökotoxikologischer Effekte landwirtschaftlichen Ursprungs wie durch PSM gibt es generell keine ausreichenden Feldstudien (Beketov & Liess, 2012). Und Forschung zum Rückgang der Insektenabundanz und -vielfalt findet meist in geschützten Gebieten statt und nicht direkt in anthropogen bzw. landwirtschaftlich geprägten Gebieten (Wagner, 2020).

Um ein standardisiertes System für ein nationales Biodiversitäts- und Trendmonitoring in Agrarlandschaften in Deutschland zu entwickeln, hat das Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) im Jahr 2019 das Projekt MonViA (Nationales Monitoring der Biodiversität in Agrarlandschaften, www.agrarmonitoring-monvia.de) initiiert, das die entsprechenden politischen Initiativen ergänzen und Synergien schaffen soll (Dauber et al., 2016). Dabei liegt ein besonderer Fokus auf dem Rückgang der Insektenvielfalt und -abundanz, auch durch die medial sehr präsente Krefeld-Studie über den drastischen Rückgang der Insektenabundanz in Deutschland (Hallmann et al., 2017). Ein ganzes Teilprojekt innerhalb von MonViA wurde für die Entwicklung eines Monitoringkonzepts für KG in Agrarlandschaften geschaffen (Meinikmann et al., 2021). Um den ökologischen Zustand der KG und dessen Trend in Bezug auf landwirtschaftliche Flächensysteme zu bewerten, umfasst das bereits entwickelte Konzept Indikatoren zum Zustand der MZB-Biodiversität, zu entsprechenden Belastungsfaktoren und deren Auswirkung auf die MZB-Diversität (Meinikmann et al., 2021). Als Zustandsindikatoren werden drei reine Biodiversitäts-Indikatoren errechnet: Artenzahl des MZB, Anzahl besonders sensibler Arten (EPT-Taxa, also Arten der Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen, die eine besonders hohe Sensibilität für Wasserqualität aufweisen) und die allgemeine Biodiversität als Shannon-Index (Shannon, 1948). Die entwickelten Belastungsindikatoren beschreiben direkt in den KG gemessene bzw. aus Fernerkundungsdaten abgeleitete Parameter zur Einschätzung der konkreten Belastung der Gewässer mit PSM, Nährstoffen und Belastung durch degradierte Gewässer- und Ufervegetation. Zuletzt werden direkte Zusammenhänge zwischen Biodiversität und PSM-Belastung oder Habitatvielfalt mithilfe zweier Belastungsindikatoren eingeschätzt, die auf Korrelationen erhobener Daten basieren (Meinikmann et al., 2021). Dabei wurden für die Wirkungs- und Belastungsindikatoren Güteklassen entwickelt, angelehnt an das 5-stufige Bewertungssystem der EU-WRRL (EC, 2000), um die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsstrategien auf die Biodiversität stehender KG einfach und einheitlich bewerten zu können.

Langfristig sollen die Indikatoren basierend auf einer repräsentativen Stichprobe pro Bundesland in Kooperation mit Pflanzenschutzdiensten der Länder im 5-Jahres-Zyklus berichtet werden, die Indikatoren Ufervegetation und PSM-Eintragsrisiko sogar jährlich. Dabei könnten Vergleiche zwischen KG-Typen und Agrarraumtypen noch differenzierte Aufschlüsse über Umweltwirkungen verschiedener Landnutzungsmethoden geben. Agrarraumtypen beschreiben Unterschiede in anthropogenen Belastungen, die Biodiversität beeinflussen könnten, wie im Rahmen des Projekts „Biodiversitäts-Monitoring Landwirtschaft“ des Bundesministeriums Landwirtschaft in Zusammenarbeit mit den Thünen-Instituten für Biodiversität und für Ländliche Räume und dem Julius Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzung erarbeitet wurde. Dabei basiert die Einteilung der Landschaft in acht Agrar-

raumtypen auf einer Cluster-Analyse räumlicher Daten zu Landbedeckung, Landschaftsstruktur, Intensität landwirtschaftlicher Nutzung, Klima und Relief der Regionen und Landschaften (Pingel et al., submitted). Die jeweils dominierenden Agrarraumtypen sind bundesweit für Hexagone mit 100 ha Landfläche berechnet und veröffentlicht. Im Konzept zum Biodiversitätsmonitoring in KG der Agrarlandschaft Deutschlands wird bei einem Monitoring eines KG-Typs die Beprobung der beiden Agrarraumtypen mit den jeweils höchsten Flächenanteilen am Verbreitungsgebiet des KG-Typs vorgeschlagen. Dabei werden vier Agrarraumtypen berücksichtigt: Hoch-intensiver Ackerbau (Typ A), intensiver Ackerbau (Typ B), hoch-intensive Schweine- und Geflügelzucht (Typ C) und hoch-intensive Rinderhaltung (Typ E) (Pingel et al., submitted). Bislang existiert eine verfügbare Datenbasis jedoch nur für den KG-Typ „Sölle der norddeutschen Ebene“. Hierbei werden die beiden Agrarraumtypen A und B unter Berücksichtigung einer proportionalen Aufteilung der Stichprobenmenge zum tatsächlichen Vorkommen vorgeschlagen (Meinikmann et al., 2021). Agrarraumtyp A ist definiert als Land mit überwiegend Ackerbau und geringen Anteilen anderer Nutzungen, umfasst eine ausgeräumte Landschaft mit großen Schlägen, weist einen geringen Wert für Shannon-Landschafts-Diversität auf und hat eine geringe Grenzliniendichte und Geländerauhigkeit. In Agrarraumtyp B gibt es neben Ackerbau auch andere landwirtschaftliche Nutzungen, wenig Wald und durchschnittliche Shannon-Landschafts-Diversität, Schlaggröße und Grenzliniendichte (Pingel et al., submitted).

1.3 Ziel des Berichts

Ziel des vorliegenden Berichts ist es, den Zustand von KG der Agrarlandschaft in Bezug auf ihre Belastung mit PSM, Nährstoffen und Habitatdegradation und deren Einfluss auf die MZB-Diversität zu beschreiben und somit eine erste Anwendung des im Rahmen des MonViA-Projekts entwickelten Konzepts zum Biodiversitätsmonitoring in KG der Agrarlandschaft Deutschlands vorzunehmen (Meinikmann et al., 2021). Ein Vergleich zwischen Bundesländern, KG-Typen oder Agrarraumtypen sowie ein zeitlicher Vergleich ist momentan durch die derzeit noch limitierte Datenbasis nicht möglich. Daher konnte lediglich für den KG-Typ „Sölle der nordostdeutschen Tiefebene“ innerhalb Regionen der Agrarraumtypen A (hoch-intensiver Ackerbau) und B (intensiver Ackerbau) eine erste Abschätzung vorgenommen werden. Die Studie dient außerdem dazu, die vorgelegten Belastungsindikatoren zu PSM und Nährstoffen um Grenzwerte ihrer Güteklassen bzw. einer Interpretationsmöglichkeit zu erweitern und die Wirkungsindikatoren erneut zu validieren und weiterzuentwickeln. Eine Validierung und Anwendung des Indikators zur Ufervegetation ist zum jetzigen Zeitpunkt nur anhand eines Teildatensatzes, die Anwendung des Indikators zur Gewässervegetation sowie dem Belastungsrisiko des MZB durch PSM-Anwendungen noch nicht möglich. Alle weiteren entwickelten Indikatoren werden erstmals unter Verwendung von taxonomisch harmonisierten Daten und eines einheitlichen PSM-Wirkstoffspektrums angewendet, geprüft und angepasst.

2 Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgegenstand und Stichprobenkulisse

Grundlage der Studie waren Daten von 81 KG der Bundesländer Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern (Abb. 2). Alle Gewässer hatten zur Beprobungszeit eine Größe von zwischen 0,2 ha und 1,0 ha und entsprachen dem im Konzept vorgeschlagenen Gewässertyp „Sölle der norddeutschen Tiefebene“ (Meinikmann et al., 2021). Diese gehören zur Objektart „44006“ („Stehendes Gewässer“) der Objektartengruppe „Gewässer“ im ATKIS Basis-DLM 2013 (Quelle: JKI, Berlin). Kriterien der

Standortauswahl waren außerdem ein Flächenanteil von 90 % landwirtschaftlicher Nutzung im Radius von 500 m um die jeweiligen Gewässer, um den vorrangigen Einfluss durch landwirtschaftliche Nutzung zu gewähren. Landwirtschaftlicher Nutzung entsprechen Objekte der Objektart 43001 („Landwirtschaft“) in der Objektartengruppe „Vegetation“ im ATKIS Basis-DLM 2019 (Quelle: JKI, Berlin). Jedes Gewässer wurde einmalig zwischen 2018 und 2021 beprobt, wobei im Jahr 2020 pandemiebedingt keine Beprobungen möglich waren. Die Probenahmen fanden jeweils zwischen Anfang April und Mitte Mai statt, um das Larvenstadium merolimnischer Insektenarten abzudecken (Tab. A2). Ziel war außerdem ein möglichst kurzer Beprobungszeitraum, um den Einfluss des Zeitpunkts im Jahr auf die errechnete Biodiversitätsindizes des MZB durch zum Beispiel größere und somit leichter identifizierbare Individuen gering zu halten (Trau et al., 2023). Die Beprobungen erfolgten durch Mitarbeitende des JKIs und folgten stets demselben Protokoll. Alle erhobenen Daten sind in der explizit hierfür erstellten Datenbank MOSAIC hinterlegt (Lorenz et al., 2022b).

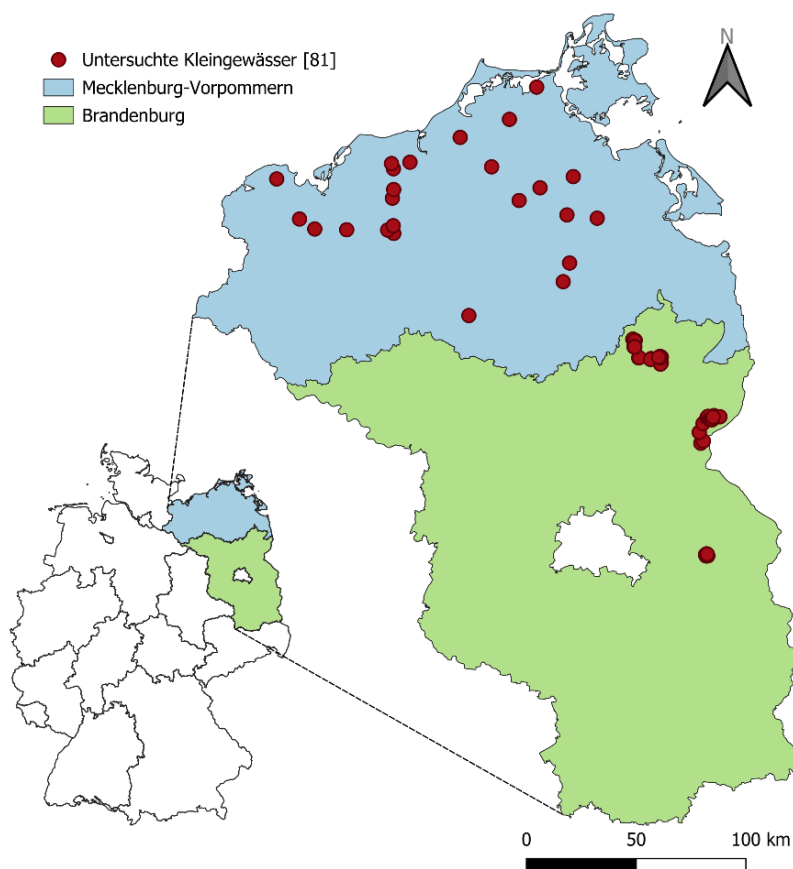


Abb. 2 Verteilung der beprobten Kleingewässer (rote Punkte) über die Bundesländer Brandenburg (grün) und Mecklenburg-Vorpommern (blau). Links die Lage der beiden Bundesländer in Deutschland. Kartendaten: GeoBasis-DE (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie).

Zur Einordnung der Gewässer in die verschiedenen Agrarraumtypen wurde das Programm QGIS verwendet (v3.26.2, Gray, 2008). Hierfür wurden Umrissse der beprobten Gewässer mit der erstellten Agrarraumtyp-Karte (Pingel et al., submitted) mithilfe des Geoverarbeitungswerkzeugs „Verschneidung“ überlappt und die gewässerspezifischen Informationen über den jeweiligen Agrarraum exportiert (Abb. 3). Die beiden im Konzept vorgeschlagenen Agrarraumtypen sind mit der Stichprobenkulisse folgendermaßen abgedeckt: 72 der 81 ausgewählten Gewässer liegen in Agrarraumtyp A, davon 53 in Brandenburg und 19 in Mecklenburg-Vorpommern. Neun der Gewässer liegen in Agrarraumtyp B, vier davon in Brandenburg und fünf in Mecklenburg-Vorpommern. Während die totale Anzahl an Stichproben mit 81 der im Konzept vorgeschlagenen Mindestanzahl von 80 Gewässern entspricht,

wird die dort vorgeschlagene Verteilung auf die beiden Agrarraumtypen und die Bundesländer proportional zur tatsächlichen Verteilung der Sölle in Deutschland nicht erfüllt. Auch das Bundesland Schleswig-Holstein konnte noch nicht abgebildet werden.



Abb. 3 Demonstration der Agrarraumtypisierung einiger der untersuchten KG (blaue Polygone, mit Gewässer-ID), die mit Hilfe des Programms QGIS (v3.26.2, Gray, 2008) mit den Hexagonen der Agrarraumtyp-Karte (Pingel et al., submitted) verschnitten wurden

2.2 Beprobung und Biodiversitätserfassung

Für jedes beprobte KG wurden zunächst die Habitattypen bestimmt, die mindestens 5 % der Gewässeruferlinie einnahmen und deren Anteil prozentual geschätzt. Die Kategorien der berücksichtigten Habitattypen sind: Sediment (Sand und/oder feinpartikuläres organisches Material), emerse Makrophyten (z. B. Schilf), submerse Makrophyten, submerse Wurzeln, Falllaub oder Totholz. Pro Habitattyp erfolgte dann eine Beprobung der MZB-Gemeinschaft nach Brauns et al. (2016) mit drei Replikaten an verschiedenen Stellen des bestimmten Habitats. Hierfür wurde bis 1,2 m Wassertiefe mit Hilfe eines Keschers auf einer Fläche von mindestens 0,6 m² und maximal 1,0 m² beprobt und Totholz und Wurzeln jeweils abgesammelt. Die Kescheproben wurden anschließend in Ethanol (96 %) konserviert. Im Labor erfolgte je Replikat eine taxonomische Vorsortierung nach Großgruppen, die dann zur möglichst genauen taxonomischen Bestimmung an externes Fachpersonal versendet wurden. Berücksichtigte Gruppen des MZB waren dabei Schwimm- und Wasserkäfer (aquatische Coleoptera), Zweiflügler (Diptera), Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Wanzen (Heteroptera), Schmetterlinge (aquatische Lepidoptera), Großflügler (Megaloptera), Libellen (Odonata), Steinfliegen (Plecoptera), Köcherfliegen (Trichoptera), Egel (Hirudinea), Wenigborster (Oligochaeta), Muscheln (Bivalvia), Schnecken (Gastropoda), Strudelwürmer (Turbellaria) und Krebstiere (Crustacea). Taxonomische Daten wurden als Abundanz pro m² für jede bestimmte Einheit und jedes Replikat in die Datenbank MOSAIC aufgenommen (Lorenz et al., 2022b). Für die weitere Analyse wurden die Abundanzen nach Vorkommen

des jeweils beprobten Habitattyps gewichtet und mithilfe der Replikate aller Habitattypen ein repräsentativer Mittelwert pro KG errechnet.

Eine taxonomische Bestimmung ist nicht immer auf Artlevel möglich, wodurch Individuen meist auf unterschiedlichem taxonomischen Niveau bestimmt werden. Da Biodiversitätsdaten so nicht vergleichbar sind und die unterschiedlichen Bestimmungsniveaus die Ergebnisse erheblich beeinflussen würden, erfolgte eine taxonomische Harmonisierung der Daten. Dabei ist das Ziel, monophyletische Gruppen mit möglichst wenig Informationsverlust so anzugleichen, dass deren Bestimmung auf demselben Niveau zur weiteren Analyse verwendet werden kann (Nijboer & Verdonschot, 2000; Schmidt-Kloiber & Nijboer, 2004). Die Harmonisierung der Daten erfolgte einheitlich für den gesamten Datensatz, entweder indem das jeweilige Bestimmungslevel herausfallender Individuen verringert wurde oder mit anteiliger Häufigkeit äquivalent zum Rest der Probe auf einem höheren Level errechnet (Tab 1). Wenn dies aufgrund fehlender Referenzdaten nicht möglich war, wurden zur Orientierung andere Proben desselben Gewässers, beispielsweise aus anderen Jahren verwendet. War auch dies nicht möglich, wurde ein Nachbargewässer mit möglichst ähnlichen Habitatstrukturen, gleichem Agrarraumtyp und ähnlicher Gewässergröße, wenn möglich aus dem selben Jahr, zur Referenz herangezogen. Ausnahmefälle wurden dokumentiert und zur Einsicht im Anhang bereitgestellt (Tab. A3).

Tab 1 Anpassungsstufen der taxonomischen Harmonisierung pro taxonomischer Gruppe.

Anpassungsstufe	Taxa
Art	Bivalvia, Ephemeroptera, Trichoptera
Gattung	Coleoptera, Gastropoda, Hirudinea, Lepidoptera, Megaloptera, Plecoptera
Familie	Crustacea, Diptera, Heteroptera, Hydrachnidia, Odonata
Ordnung	Oligochaeta, Turbellaria

Zur Analyse von Nährstoffen und PSM im Wasser wurden jedem KG parallel zur Beprobung der MZB-Gemeinschaft eine Mischprobe von mindestens drei Schöpfproben mit insgesamt ca. 5 L Volumen entnommen und wie in den folgenden Absätzen beschrieben weiterbearbeitet.

Alle nachfolgenden Berechnungen wurden unter der Verwendung des Programms R Statistics vorgenommen (v4.3.2, R Core Team, 2023).

2.3 Zustandsindikatoren der Biodiversität der Kleingewässer

Die Zustandsindikatoren „Artenzahl“, „Anzahl besonders sensibler Arten“ und „Shannon-Index“ beschreiben den Zustand und die Vielfalt der MZB-Gemeinschaft. Der Zustandsindikator Artenzahl wird aus der absoluten Anzahl der einzelnen Taxa pro untersuchtem Gewässer erstellt. Zur Anzahl besonders sensibler Arten als Indikatoren für gute Wasser- und Habitatqualität werden Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Steinfliegen (Plecoptera) oder Köcherfliegen (Trichoptera) gesondert gezählt, daher auch EPT-Taxa genannt. Die allgemeine Biodiversität wird als Shannon-Index (Shannon, 1948) dargestellt. Der Shannon-Diversitätsindex H wird pro Gewässer mit der Arthäufigkeit p_i aus dem Verhältnis der Anzahl der Individuen n_i der Art i zur gesamten Individuenzahl N des untersuchten Gewässers berechnet:

$H = -\sum p_i * \ln(p_i)$ mit $p_i = n_i/N$ (Shannon, 1948) (*diversity* Funktion, *vegan* package, (Oksanen et al., 2007)).

Aufgrund der natürlichen Streuung der Daten ist es für diese Indikatoren nicht möglich, ein allgemeingültiges Bewertungssystem zu erstellen, wodurch hier keine qualitative Einordnung, sondern nur ein zukünftiger Vergleich zu anderen KG möglich ist.

2.4 Belastungen der Kleingewässer

2.4.1 Belastungsindikator „Pflanzenschutzmittelbelastung“

Jede Gewässerprobe wurde auf 85 in der Landwirtschaft üblichen PSM-Wirkstoffe (PSM-WS) analysiert. Das einheitliche PSM-Wirkstoffspektrum, das für die Errechnung des Belastungsindikators „Pflanzenschutzmittelbelastung“ verwendet wurde, entspricht dem basierend auf Fundhäufigkeiten sowie Grenzwertüberschreitungen in KG der Agrarlandschaft Deutschlands empfohlenen Wirkstoffspektrum von Wick et al. (2019) (Tab. A1). Aus methodischen Gründen wurden die PSM-WS Bifenox, Chlorthalonil, Ethofumesat, Flumioxazin, Fluroxypyr, Iodosulfuron, Phenmedipham, Prothioco-nazol und Triadimenol von den Analysen ausgeschlossen. Zur Konzentrationsmessung wurden die einzelnen PSM-WS pro Wasserprobe per Festphasenextraktion aufkonzentriert und mittels LC-MS/MS (UltiMate 3000 RS, Dionex, Detektor: QTRAP 5500, AB SCIEX; Säule: Phenomenex Kinetex C18, Partikelgröße: 2,6 µm, Länge: 100 mm, Durchmesser: 3 mm) quantifiziert. Aus allen Konzentrationen c_i oberhalb der PSM-WS-spezifischen Bestimmungsgrenze (LOQ, Tab. A1) und den umgerechneten Werten c_i für alle detektierten PSM-WS unter dem zugehörigen LOQ_i als halben LOQ_i

$$c_i = \frac{LOQ_i}{2}$$

wurden dann, wie im Konzept vorgeschlagen, der maximale logarithmisierte Toxic Unit ($\log TU_{\max}$) Wert pro Gewässer als Grundlage der Einschätzung ihrer PSM-Belastung errechnet (Meinikmann et al., 2021). Dafür wird pro KG ein TU-Wert aus den Konzentrationen c des jeweils gemessenen PSM-WS i und der zugehörigen mittleren effektiven Konzentration EC_{50} der Immobilität von *Daphnia magna* bzw. LC_{50} von *Chironomus riparius* von der pro PSM-WS sensitiveren Art (Tab. A1 Quelle: Pesticide Properties Data Base und US-EPA ECOTOX Datenbank, Lewis et al., 2016) stellvertretend als Invertebratentoxizität berechnet und dann die maximale TU pro KG ausgewählt und logarithmiert:

$$\log TU_{\max} = \log \max_{i=1}^n \left(\frac{c_i}{EC_{50_i} \text{ oder } LC_{50_i}} \right) \text{ (Peterson, 1994).}$$

Ein $\log TU_{\max}$ von 0 entspricht dem EC_{50} -Wert und somit annähernd der Immobilisierung von 50 % der Individuen von *D. magna* bzw. *C. riparius* aus den Standardtestverfahren der Wirkstoffzulassung. Die Grenzwerte der Klassen basieren darauf, dass Werte größer eines $\log TU_{\max}$ von -3.27, die einer ca. um Faktor 2000 geringeren Konzentration als dem des EC_{50} -Werts entsprechen, bereits als negativ für Invertebraten-Gemeinschaften eingestuft werden (Liess et al., 2021). Um eine Wahrscheinlichkeit von 99 % auf den Schutz wirbelloser Gewässergemeinschaften zu erzielen, wird dagegen ein $\log TU_{\max}$ von unter -4.25 als erforderlich angesehen (Liess et al., 2021). Ausgehend von diesen Werten als Grenzen eines sehr guten bzw. guten Zustands der Gewässer in Bezug auf ihre PSM-Belastung werden hier die weiteren Klassengrenzen proportional extrapoliert und auf Basis dessen jedes Gewässer in eine von fünf Belastungsklassen eingeteilt (Tab. 2).

Tab. 2 Klasseneinteilungen des Belastungsindikators „Pflanzenschutzmittelbelastung“. PSM = Pflanzenschutzmittel.

PSM-Belastung (logTU _{max})		Belastungs-Klasse	Farb-Code
Von	Bis		
< -4.25	-4.25	Sehr gut	
-4.25	-3.27	Gut	
-3.27	-2.29	Mittel	
-2.29	-1.31	Schlecht	
-1.31	> -1.31	Sehr schlecht	

2.4.2 Belastungsindikator „Nährstoffbelastung“

Die Belastung der KG durch Nährstoffeintrag wurde im Belastungsindikator „Nährstoffbelastung“ basierend auf pflanzenverfügbarem Phosphor in der Wassersäule eingeschätzt. Dazu wurden Phosphat-Phosphor-Konzentrationen (Phosphat-P) je KG photometrisch mit einem Spektrometer (DR/2000 Hach, nach DIN 38 406-5 bzw. EN ISO 6878:2004) in µg/l gemessen, die dann direkt zur Einordnung in Trophieebenen dienten. Da Nährstoffkonzentrationen in KG stark schwanken und interne Prozesse äußere Einflüsse auf die Nährstoffbelastung von KG überdecken können, ist hier keine Einordnung in Güteklassen, lediglich in Trophieebenen zum direkten Vergleich zwischen untersuchten Gewässern und Gewässergruppen möglich (Lischeid et al., 2018).

Aus der Seetypologie nach LAWA passen KG am besten auf den Seetyp 14 (polymiktischer Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet) (Mathes et al., 2002; LAWA-AO, 2021). Orientierend daran wurden die KG anhand ihrer Phosphat-P-Konzentrationen in sechs Trophieebenen eingeteilt (LAWA-AO, 2021) Tab. 3).

Tab. 3 Klasseneinteilungen des Belastungsindikators „Nährstoffbelastung“. Phosphat-P = Phosphat-Phosphor.

Phosphat-P (µg/l)		Trophie-Klasse	Farb-Code
Von	Bis		
< 18	18	Mesotroph	
18	39	Eutroph 1	
39	82	Eutroph 2	
82	175	Polytroph 1	
175	367	Polytroph 2	
367	> 367	Hypertroph	

Unter 20 µg/l Gesamtposphor wird von einem sehr guten, zwischen 20 und 30 µg/l von einem guten und über 30 µg/l von einem mäßigen bis sehr schlechten Zustand von Gewässern des Seetyps 14 ausgegangen (LAWA-AO, 2021). Allerdings gelten für KG durch ihre Größe und daraus resultierende Randeffekte andere Bedingungen als für Kleinseen, weshalb von einer höheren natürlichen Trophieebene und dementsprechend einer besseren Bewertung höherer Trophieebenen ausgegangen wird (LAWA-AO, 1998; Lischeid et al., 2018).

2.4.3 Belastungsindikator „Ufervegetation“

Um einen Einblick in die potenzielle Belastung der KG durch verringerten Bewuchs um Gewässer mit aufragender Vegetation zu erhalten, ist die Berechnung des Belastungsindikators „Ufervegetation“ geplant und vorgeschlagen (Meinikmann et al., 2021). Für eine Einschätzung der Ufervegetation soll um KG mittels QGIS (v3.26.2) je ein Puffer von 20 m angelegt werden. In diesem Puffer wird dann der Anteil der Bereiche mit aufragender Vegetation (Baum- und Strauchvegetation, Ufervegetation) per

Webdienst mit LiDAR-Daten ermittelt und der Bedeckungsgrad als Flächenanteil errechnet (Meinikmann et al., 2021; Perić et al., 2022).

Momentan ist die Berechnung des Indikators „Ufervegetation“ noch nicht für den kompletten Datensatz dieser Studie möglich, da für Mecklenburg-Vorpommern noch keine flächendeckenden LiDAR-Daten frei verfügbar sind. Anhand des Teildatensatzes, der 57 KG aus Brandenburg enthält, wurde eine Berechnung und Demonstration des geplanten Indikators ausgeführt. Eine Prüfung des Indikators erfolgte anhand eines Korrelationstest der PSM-Summenkonzentrationen in µg/l Wasser mit dem Anteil an Ufervegetation in % der Gewässer. Dazu wurde zunächst auf Normalverteilung der Variablen getestet (*shapiro.test* Funktion, *stats* package, (R Core Team, 2023)). Die Summenkonzentration der gemessenen PSM pro Gewässer wurde aufgrund ihrer rechtsschiefen Verteilung logarithmiert (ln), eine Ausreißeranalyse vorgenommen (*ols_plot_resid_lev* Funktion, *olsrr* package, (Hebbali & Hebbali, 2017)) und statistische Ausreißer vor dem Durchführen des Korrelationstest entfernt. Eine stückweise, lineare Regressionsanalyse erfolgte, um potenzielle Changepoints zu identifizieren (*piecewise.linear* Funktion, *SiZer* package, (Sonderegger et al., 2009)). Aufgrund der nicht gegebenen Normalverteilung für alle Variablen wurde ein Spearman-Rangkorrelationstest durchgeführt ($\alpha = 0.05$, *cor.test* Funktion, *stats* package, (R Core Team, 2023)). Die im Konzept vorgeschlagenen Klassengrenzen wurden anhand der durchgeführten Regressionsanalyse geprüft und anhand der neuen Datenbasis angepasst.

Die untersuchten KG wurden anschließend anhand ihrer Anteile mit aufragender Ufervegetation in die fünf neu entwickelten Belastungsklassen eingeteilt (Tab. 4).

Tab. 4 Klasseneinteilungen des Belastungsindikators „Ufervegetation“.

Bedeckungsgrad (%)		Belastungs-Klasse	Farb-Code
Von	Bis		
70	100	Sehr gut	
39	70	Gut	
26	39	Mittel	
13	26	Schlecht	
0	13	Sehr schlecht	

2.5 Wirkung von Belastungen auf die Biodiversität der Kleingewässer

2.5.1 Wirkungsindikator „Biodiversität und Pflanzenschutz“

Der berechnete Wirkungsindikator basiert auf den Biodiversitätsindizes „RETI“ (Anteil von Weidegängern, Holzfressern und Zerkleinerern, Schweder, 1992) und „r/k-Verhältnis“ (Anteil von r-Strategen, Schöll et al., 2005) des MZB, aus denen ein funktioneller Biodiversitätsindex errechnet wird, indem pro Gewässer der Mittelwert aus den beiden normierten Werten genommen wird:

$$\text{Funktioneller Biodiversitätsindex} = \frac{(RETI + r/k)}{2}$$

Auf Basis von Daten des JKI konnte bereits eine Korrelation des Werts mit der PSM-Belastung der Wasserorganismen als $\log TU_{\max}$ in KG gezeigt werden (Meinikmann et al., 2021). Der Wirkungsindikator „Biodiversität und Pflanzenschutz“ beschreibt so basierend auf taxonomischen Daten die Belastung der MZB-Diversität mit PSM in KG.

Zur Überprüfung des vorgeschlagenen Indikators mit den nun taxonomisch harmonisierten Daten und der einheitlichen PSM-Wirkstoffliste wurden anhand der für diesen Bericht untersuchten Gewässer die Korrelationen des funktionellen Biodiversitätsindex mit den zugehörigen $\log TU_{\max}$ -Werten für Invertebraten erneut berechnet. Selbiges wurde für die zur Entwicklung des Konzepts verwendeten Daten berechnet, jedoch mangels einer einheitlich vorhandenen PSM-Wirkstoffliste anhand aller gemessenen PSM-WS. Alle Variablen wurden auch hier zunächst auf Normalverteilung getestet (*shapiro.test* Funktion, *stats* package, (R Core Team, 2023)), eine Ausreißeranalyse vorgenommen (*ols_plot_resid_lev* Funktion, *olsrr* package, (Hebbali & Hebbali, 2017)) und statistische Ausreißer vor der weiteren Datenanalyse entfernt. Um potenzielle Changepoints innerhalb des Datensatzes zu identifizieren, wurde eine stückweise, lineare Regressionsanalyse durchgeführt (*piecewise.linear* Funktion, *SiZer* package, (Sonderegger et al., 2009)). Aufgrund der nicht gegebenen Normalverteilung für alle Variablen erfolgte dann ein Spearman-Rangkorrelationstest ($\alpha = 0.05$, *cor.test* Funktion, *stats* package, (R Core Team, 2023)). Da der Indikator in seiner ursprünglichen Form nicht validiert werden konnte, wurden die Gewässer nachfolgend nicht in die ursprünglich vorgesehenen Güteklassen eingeteilt (Meinikmann et al., 2021).

2.5.2 Wirkungsindikator „Biodiversität und Habitatvielfalt“

Der Wirkungsindikator „Biodiversität und Habitatvielfalt“ beschreibt den Zusammenhang zwischen MZB- und Habitatvielfalt in KG anhand des Margalef-Diversitäts-Indexes (D_M , Margalef, 1958). Mit Hilfe von Daten des JKIs konnte gezeigt werden, dass dieser in den untersuchten KG mit ihrer jeweiligen Habitattypanzahl korreliert und so basierend auf Margalef-Werten ein Rückschluss auf die Habitatvielfalt in KG möglich ist (Meinikmann et al., 2021).

Berechnung des Margalef-Diversitäts-Indexes D_M mit Artenzahl i und den artspezifischen Abundanz pro Quadratmeter A :

$$D_M = \frac{i-1}{\ln(A)} \quad (\text{Margalef, 1958})$$

Auch zur Validierung dieses Indikators mit den nun taxonomisch harmonisierten Daten wurden die Korrelationen des jeweiligen Margalef-Werts mit der Anzahl verschiedener Habitate der KG mit den vorliegenden Daten und den zur Entwicklung des Konzepts verwendeten Daten berechnet. Die Tests auf Normalverteilung, Ausreißeranalyse und Spearman-Rangkorrelationstest wurden wie für den Wirkungsindikator „Biodiversität und PSM“ beschrieben durchgeführt und statistische Ausreißer entfernt. Da sich der Margalef-Index durch die Verwendung taxonomisch harmonisierter Daten stark verändert, wurden auch hier die Klassengrenzen, angepasst an die Daten dieser beiden Korrelationen, gegenüber der im Konzept vorgeschlagenen Klassengrenzen angepasst.

Die untersuchten KG wurden anhand ihres Margalef-Indexes in die fünf angepassten Wirkungsklassentore eingeteilt (Tab. 5).

Tab. 5 Klasseneinteilungen des Wirkungsindikators „Biodiversität und Habitatvielfalt“. D_M = Margalef-Index.

D_M-Wert		Wirkungsindikator-Klasse	Farb-Code
Von	Bis		
7.35	>7.35	Sehr gut	
5.95	7.35	Gut	
4.55	5.95	Mittel	
3.15	4.55	Schlecht	
0	3.15	Sehr schlecht	

3 Ergebnisse

3.1 Zustandsindikatoren der Biodiversität der Kleingewässer

Im Mittel betrug der Shannon-Index für die 81 untersuchten KG 1,83, die Standardabweichung betrug 0,52. Die untersuchten Gewässer beherbergten in Durchschnitt jeweils 4 EPT-Taxa mit einer Standardabweichung von 2 Taxa und insgesamt 32 MZB-Taxa mit einer Standardabweichung von 11 Taxa (Abb. 4).

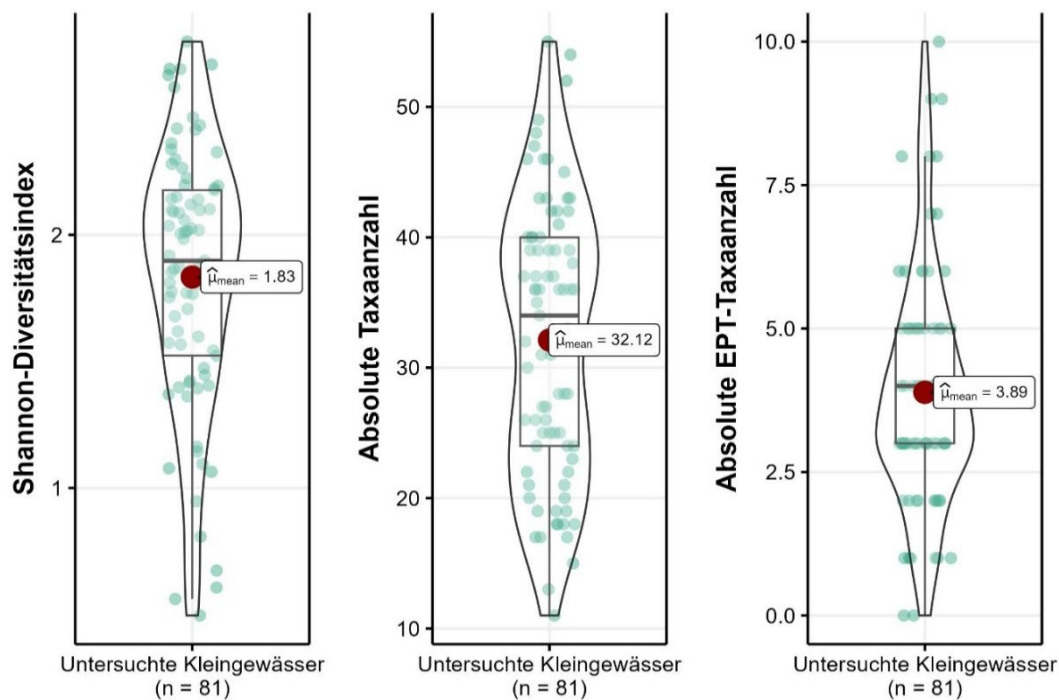


Abb. 4 Die ermittelten Zustandsindikatoren der untersuchten Kleingewässer ($n = 81$), mit Shannon-Diversität (arithmetisches Mittel $\mu_{\text{mean}} = 1,83$ pro Gewässer), Anzahl an Taxa (arithmetisches Mittel $\mu_{\text{mean}} = 32,12$ Arten pro Gewässer) und Anzahl an EPT-Taxa (arithmetisches Mittel $\mu_{\text{mean}} = 3,89$ EPT-Taxa pro Gewässer). Die abgebildeten Violinplots zeigen arithmetische Mittel als roten Punkt, Mediane als schwarzen Balken und die Grenzen der Boxen zeigen jeweils das untere und obere Quantil an. EPT = Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Steinfliegen (Plecoptera) und Köcherfliegen (Trichoptera).

3.2 Belastungsindikatoren

3.2.1 Pflanzenschutzmittelbelastung

Von 81 Proben aus KG in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern wurden sieben in einen sehr schlechten oder schlechten Zustand aufgrund ihrer Belastung mit PSM eingestuft. Die Mehrheit der KG befanden sich laut Indikator in einem guten (26) oder sehr guten (44) Zustand (Abb. 5). Fast alle Gewässer, die als „mittel“, „schlecht“ oder „sehr schlecht“ klassifiziert wurden, wurden vorher als Agrarraumtyp A klassifiziert (Tab. A2). Nur eines der KG fällt in Agrarraumtyp B, grenzt jedoch direkt an ein Gebiet des Agrarraumtyps A.

Vier der fünf als „sehr schlecht“ eingeordneten KG liegen außerdem geografisch mit weniger als 13 km verhältnismäßig nah aneinander, zwei davon angrenzend an denselben Acker (Abb. 6). Alle fünf dieser KG wurden im Jahr 2019 beprobt und sind durch den selben PSM-WS, Chlorpyrifos, als „sehr schlecht“ eingestuft. Bei den beiden als „schlecht“ eingestuften KG, die beide im Jahr 2021 beprobt wurden, ist der PSM-WS Pyraclostrobin ausschlaggebend. Auch die vier Gewässer mittleren Zustandes wurden im selben Jahr beprobt (2018).

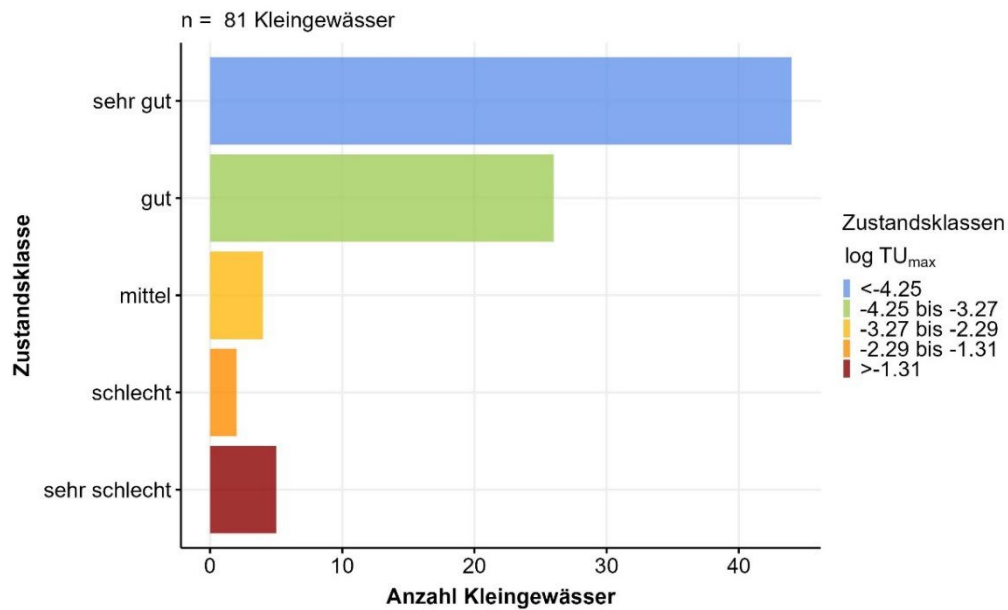


Abb. 5 Bewertung der beprobten Kleingewässer (n = 81) durch die fünf Klassen des Belastungsindikators „Pflanzenschutzmittel“, der die Wasserqualität der Gewässer auf der Grundlage von $\log TU_{max}$ -Werten bezogen auf Invertebraten beschreibt.

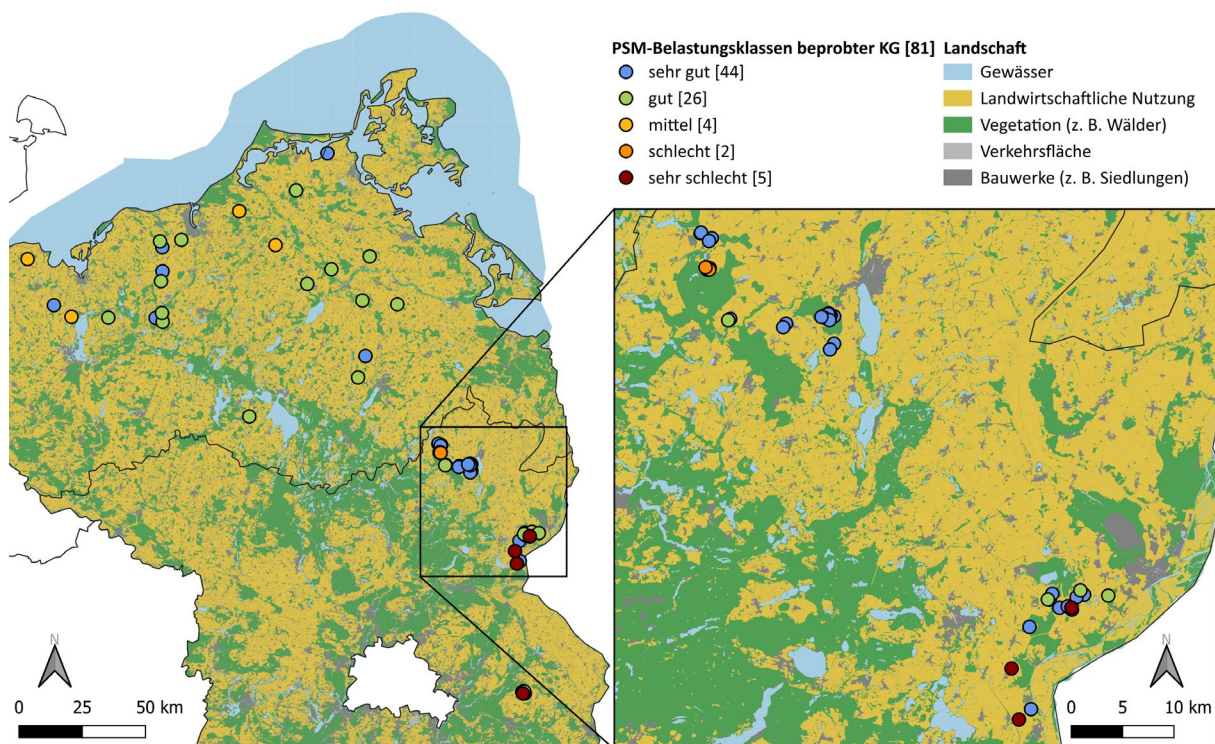


Abb. 6 Standorte bewerteter Kleingewässer (n = 81), eingefärbt hinsichtlich ihrer Pflanzenschutzmittel-Belastungsklasse. Dargestellt ist ein Auszug einiger Standorte in Brandenburg (rechts), dazu Übersichtskarte der Standorte zur Orientierung im landschaftlichen Raum (links) mit Einfärbung der Landschaft nach ihrer dominanten Struktur. PSM = Pflanzenschutzmittel, KG = Kleingewässer. Kartendaten: ATKIS Basis-DLM, GeoBasis-DE (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie).

2.2.2 Nährstoffbelastung

In allen Trophie-Klassen des Belastungsindikators „Nährstoffbelastung“ wurden beprobte KG eingeordnet. 20 KG sind laut Indikator in einem mesotrophen, 30 in einem eutrophen, 19 in einem polytrophen und 12 in einem hypertrophen Zustand (Abb. 7). 55 der Gewässer wiesen eine Phosphatkonzentration von über 30 µg/l Wasser auf und 21 Gewässer eine Phosphatkonzentration von unter 20 µg/l Wasser. Es wurde keine regionale oder zeitliche Tendenz pro Trophieklasse ersichtlich (Tab. A2).

3.2.3 Ufervegetation

Vor der Analyse der Vegetationsdaten wurde ein statistischer Ausreißer aus dem Datensatz der untersuchten KG Brandenburgs entfernt. Der Datensatz wies basierend auf einer stückweisen, linearen Regression der logarithmierten Summenkonzentration gemessener PSM mit dem Anteil aufragender Ufervegetation einen Change point bei 38.76 % Ufervegetation auf. Der Anteil an Ufervegetation korrelierte unter diesem Change point in den untersuchten Gewässern mit verfügbaren LiDAR-Daten signifikant negativ mit der logarithmierten Gesamtkonzentration der analysierten PSM-WS pro Gewässer (LM, $R = -0.38$, $p < 0.05$, Abb. 8). Über dem Change point bestand keine signifikante Korrelation der Daten (LM, $R = -0.27$, $p = 0.42$, Abb. 8).

Elf der 56 bewerteten KG wiesen eine gute oder sehr gute Ausstattung mit umgebender aufragender Ufervegetation auf, während 45 Gewässer einen mittleren bis sehr schlechten Zustand aufwiesen. Fast die Hälfte der eingestuften Gewässer, 25, wurden in die Klasse „sehr schlecht“ eingestuft. Für die 24 in Mecklenburg-Vorpommern befindlichen KG war eine Einschätzung der Ufervegetation durch fehlende Verfügbarkeit von LiDAR-Daten nicht möglich (Abb. 9).

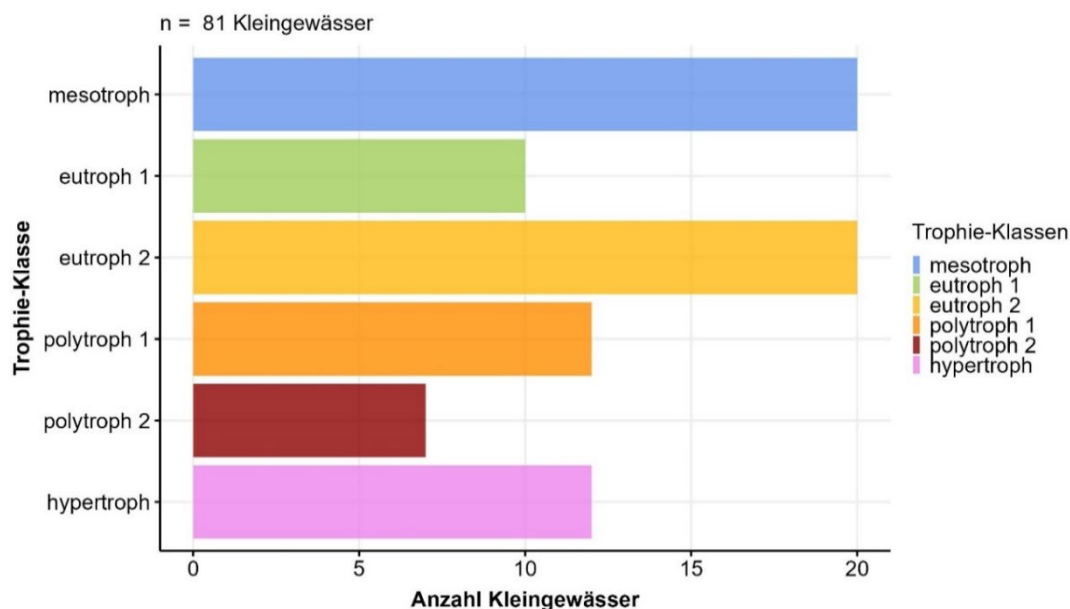


Abb. 7 Einordnung der beprobten Kleingewässer (n = 81) in die Trophieklassen des Belastungsindikators „Nährstoffbelastung“, der die Nährstoffbelastung der Gewässer auf der Grundlage ihrer Phosphatkonzentrationen beschreibt.

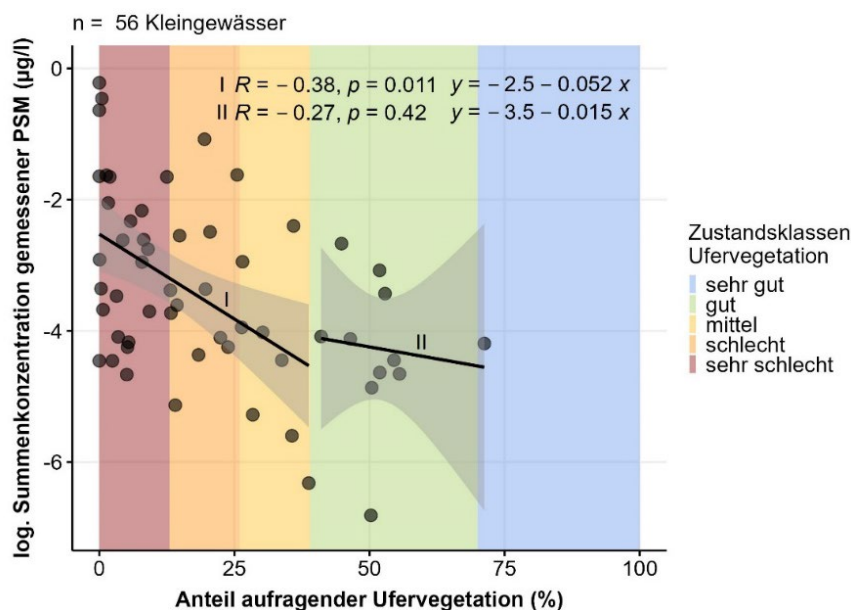


Abb. 8 Korrelation und stückweise, lineare Regression der gesamten, logarithmierten Konzentration der gemessenen Pflanzenschutzmittel (in $\mu\text{g/l}$) mit den Uferanteilen mit aufragender Vegetation innerhalb eines 20 m Puffers (Ufervegetation in %) pro untersuchtem Gewässer ($n = 56$). Die auf einem linearen Modell basierende Korrelation ist bis einem Anteil von 39 % Ufervegetation signifikant negativ (I, LM, $R = -0.38$, $p < 0.05$), darüber besteht keine signifikante Korrelation (II, LM, $R = -0.27$, $p = 0.42$). Die Einteilung der Gewässer in die Klassen des Belastungsindikators „Ufervegetation“ sind mit entsprechend farblicher Hinterlegung markiert. PSM = Pflanzenschutzmittel.

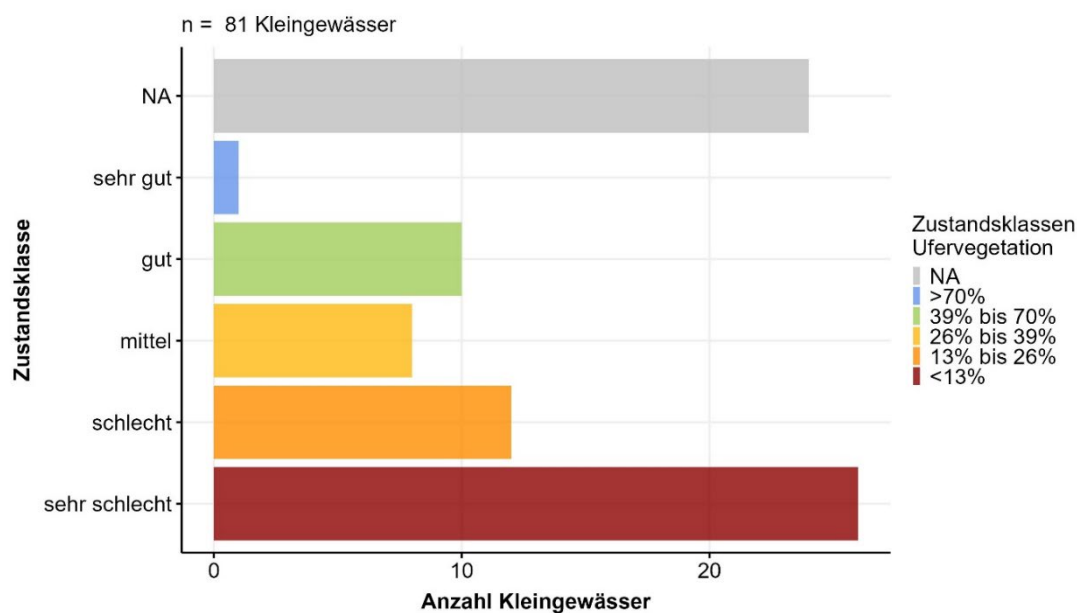


Abb. 9 Bewertung der beprobten Kleingewässer ($n = 81$) durch die Klassen des Belastungsindikators „Ufervegetation“, der die Gewässer auf der Grundlage des Anteils aufragender Vegetation innerhalb eines 20 m-Puffers um das jeweilige Gewässer beschreibt. In grau (NA) sind die 24 Gewässer dargestellt, für die noch keine Einordnung durch den Indikator möglich war.

3.3 Wirkungsindikatoren

3.3.1 Biodiversität und Pflanzenschutz

Aus dem vorliegenden Datensatz wurden vor der Berechnung der Korrelation von Biodiversität und PSM vier statistische Ausreißer entfernt. Der funktionelle Biodiversitätsindex der untersuchten Gewässer korrelierte in der untersuchten Stichprobenkulisse nur bis zum Change point bei

$\log TU_{\max} = -2.87$ mit der Belastung der Gewässer mit PSM als $\log TU_{\max}$ (LM, $R = -0.24$, $p < 0.05$, Abb. 10). Darüber bestand keine Signifikanz (LM, $R = 0.39$, $p = 0.44$, Abb. 10). Bei der Neuberechnung der selben Korrelation mit der Stichprobenkulisse, die als Grundlage des Konzepts von Meinikmann et al. (2021) diente, wurden zunächst drei statistische Ausreißer entfernt. In diesem Datensatz korrelierte der funktionelle Biodiversitätsindex weder unter (LM, $R = -0.36$, $p = 0.091$, Abb. 10) noch über (LM, $R = 0.42$, $p = 0.061$, Abb. 10) dem Change point bei $\log TU_{\max} = -2.23$ mit den $\log TU_{\max}$ -Werten der Gewässer, obwohl ein visueller Trend sichtbar ist.

3.3.2 Biodiversität und Habitatvielfalt

Vor der Berechnung der Korrelation zwischen Margalef-Index und Habitatanzahl wurden zwei statistische Ausreißer entfernt. Die Korrelation des Margalef-Indexes mit der Habitatanzahl war signifikant positiv (LM, $R = 0.55$, $p < 0.05$, Abb. 11). Aus der Stichprobenkulisse, die als Grundlage des Konzepts von Meinikmann et al. (2021) diente, wurden drei Ausreißer entfernt, hier korrelierte der Margalef-Index basierend auf taxonomisch harmonisierten Daten ebenfalls signifikant positiv mit der Anzahl der Habitate in den KG (LM, $R = 0.69$, $p < 0.05$, Abb. 11).

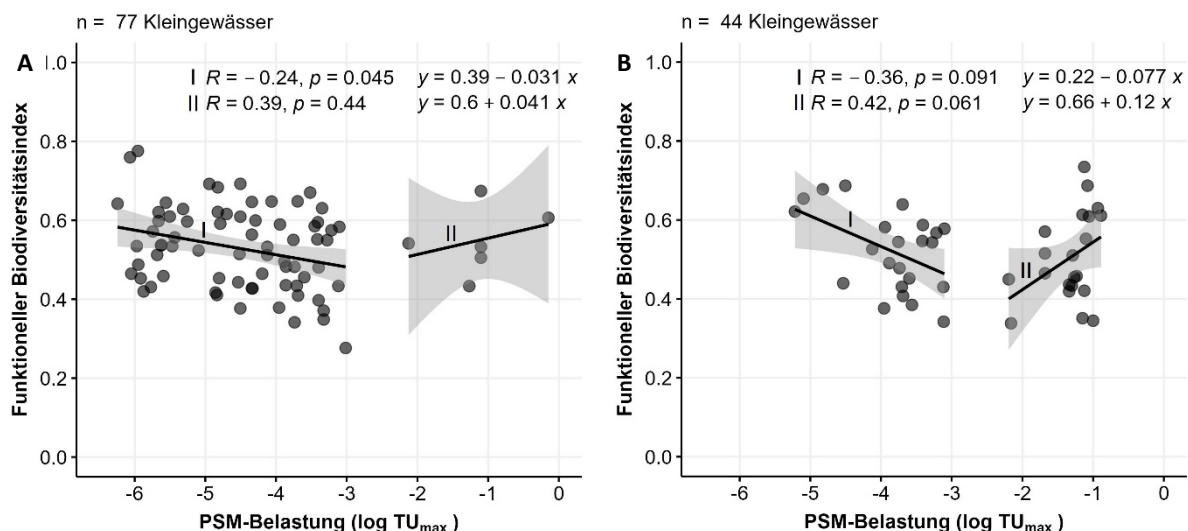


Abb. 10 Korrelation und lineare Regression des funktionellen Biodiversitätsindex basierend auf RETI und r/k-Verhältnis mit $\log TU_{\max}$ -Werten der untersuchten Kleingewässer zur Validierung des Wirkungsindikators „Biodiversität und Pflanzenschutz“. PSM = Pflanzenschutzmittel. **A:** Die Korrelation der funktionellen Biodiversitätsindizes der Stichprobenkulisse dieser Studie ($n = 77$) mit ihrer Pflanzenschutzmittel-Belastung ist nur unter dem Change point bei $\log TU_{\max} = -2.87$ signifikant (I, LM, $R = -0.24$, $p < 0.05$), darüber nicht (II, LM, $R = 0.39$, $p = 0.44$). **B:** Die selbe Korrelation unter Verwendung der Kleingewässer, die bei der Entwicklung des Indikators zugrunde lagen ($n = 44$), ist weder unter (I, LM, $R = -0.36$, $p = 0.091$) noch über (II, LM, $R = 0.42$, $p = 0.061$) dem identifizierten Change point von $\log TU_{\max} = -2.23$ signifikant.

Auf Basis des Wirkungsindikators „Biodiversität und Habitatvielfalt“ befanden sich 24 der 81 untersuchten KG in einem guten oder sehr guten Zustand in Bezug auf den Einfluss der Habitatvielfalt auf MZB-Diversität. Zweiundzwanzig Gewässer wiesen einen mittleren, 35 Gewässer einen schlechten oder sehr schlechten Zustand auf (Abb. 12). Hier lässt sich weder ein geografisches, noch ein zeitliches Muster für einzelne Klassen ausmachen (Tab. A2).

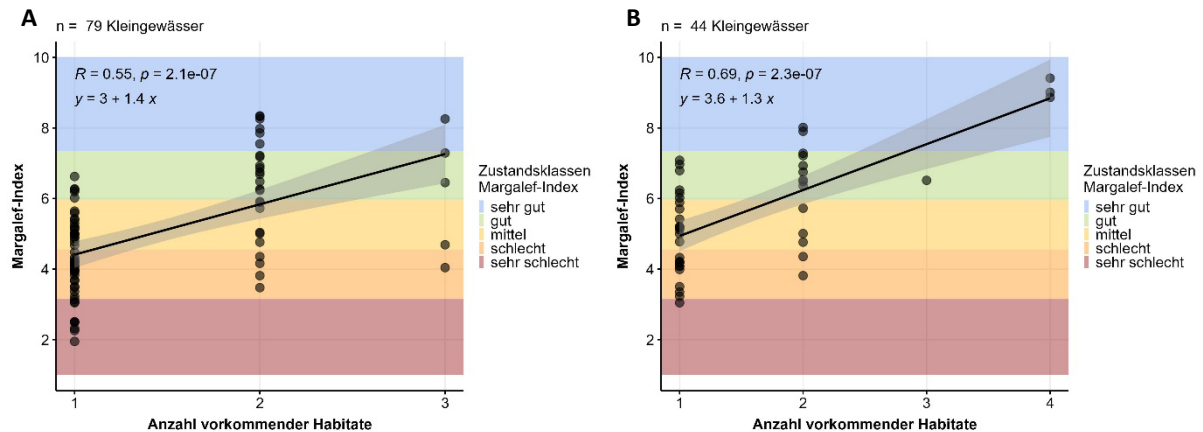


Abb. 11 Korrelation und lineare Regression der Margalef-Diversitätswerte mit der Anzahl vorkommender Habitattypen in den untersuchten Kleingewässern zur Validierung des Wirkungsindikators „Biodiversität und Habitatvielfalt“. Die Einteilung der Gewässer in die Klassen des Wirkungsindikators sind mit entsprechend farblicher Hinterlegung markiert. **A:** Die Margalef-Werte der Stichprobenkulisse dieser Studie (n = 79) korrelieren signifikant positiv mit der Habitatzahl innerhalb der Gewässer (LM, $R = 0.55, p < 0.05$). **B:** Die Margalef-Werte der Kleingewässer, die bei der Entwicklung des Indikators als Grundlage dienten (n = 44), korrelieren ebenfalls signifikant positiv mit der Anzahl vorkommender Habitate (LM, $R = 0.69, p < 0.05$).

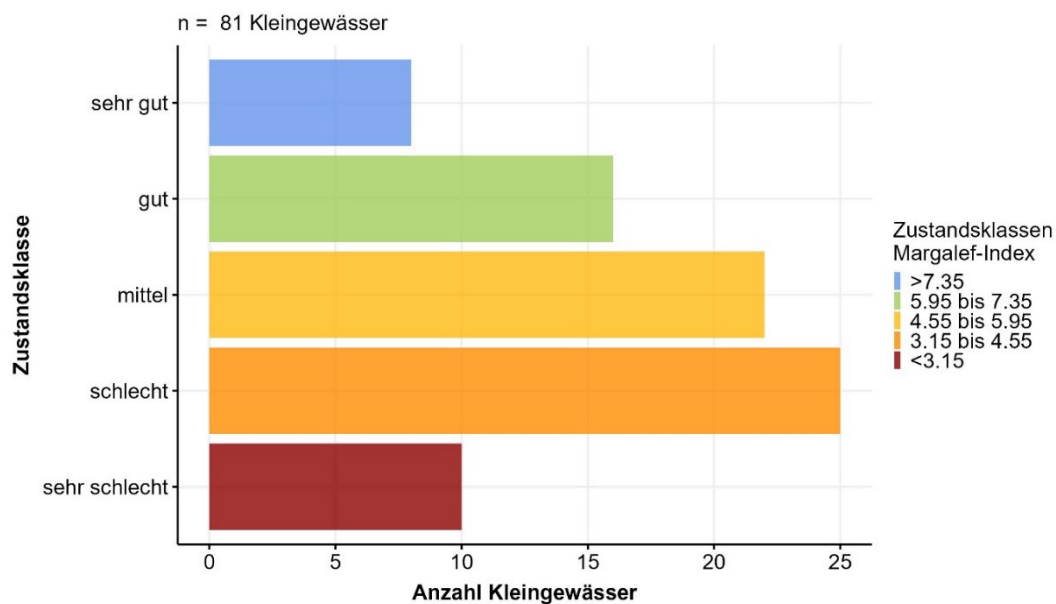


Abb. 12 Einordnung der untersuchten Kleingewässer (n = 81) in die fünf Klassen des Wirkungsindikators „Biodiversität und Habitatvielfalt“.

4 Diskussion

Diese erste Bewertung des Zustands von KG der Agrarlandschaft in Bezug auf ihre Belastung mit PSM, Nährstoffen und unterschiedlicher Habitatdegradation und deren Auswirkung auf MZB-Diversität wurde anhand des im Rahmen des Verbundprojekts MonViA vorgelegten Konzept zum Biodiversitätsmonitoring in KG der Agrarlandschaft Deutschlands durchgeführt. Die Anwendung der entwickelten Indikatoren fand erstmals unter Verwendung von taxonomisch harmonisierten Biodiversitätsdaten und einer einheitlichen PSM-Wirkstoffliste statt. Darüber hinaus wurden die beiden Belastungsindikatoren PSM und Ufervegetation sowie der Wirkungsindikator zur Wirkung von Habitatvielfalt auf MZB-Diversität anhand des neuen Datenspektrums weiterentwickelt. Wie im vorgelegten Konzept

vorgeschlagen, wurde diese erste Anwendung anhand eines Datensatzes von mindestens 80 KG vorgenommen. Die proportionale Verteilung der Gewässer auf die beiden vorgeschlagenen Agrarraumtypen sowie Bundesländer äquivalent zur tatsächlichen Verteilung in Deutschland konnte aufgrund der verfügbaren Mittel und Daten jedoch nicht eingehalten werden. Ein Vergleich zwischen Agrarraumtypen, Bundesländern oder ein Abzeichnen zeitlicher Trends war anhand der verfügbaren Daten ebenfalls noch nicht möglich. Nichtsdestotrotz konnten die entwickelten Indikatoren erfolgreich anhand des KG-Typs „Sölle der norddeutschen Ebene“ erprobt und optimiert werden.

4.1 Zustand der Kleingewässer und Bewertung der Indikatoren

4.1.1 Biodiversität der Kleingewässer

Basierend auf den angewendeten Zustandsindikatoren wurde eine große Varianz innerhalb der MZB-Vielfalt der untersuchten Gewässer sichtbar. Dies belegt die große Heterogenität, die die Ökosysteme stehender KG ausmacht (Kalettka & Rudat, 2006; Scheffer et al., 2006; Trau et al., 2023). Durch ihre vielfältige Beschaffenheit und Anfälligkeit für äußere Einflüsse ist eine qualitative Einordnung der Diversitätswerte von KG nur im direkten Vergleich mit anderen KG möglich. Generell indiziert eine im Vergleich höhere Artenzahl, Anzahl sensibler Arten und ein höherer Shannon-Diversitätsindex eine diversere MZB-Gemeinschaft und somit eine höhere Habitat- und/oder Wasserqualität. Im Vergleich zu den Untersuchungen von Trau et al. (2023), die eine ähnlich Anzahl von KG in der Landwirtschaft Deutschlands unter der Verwendung vergleichbarer Methoden untersuchten, zeigt der Datensatz der vorliegenden Studie eine niedrigere MZB-Diversität, sowohl basierend auf Shannon-Index, Anzahl sensibler Arten, als auch auf der gesamten MZB-Artenzahl. Dies liegt möglicherweise daran, dass in der vorliegenden Studie ausschließlich Gewässer aus hoch-intensiv oder intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen untersucht wurden, während Trau et al. auch weniger intensiv genutzte Flächen untersuchten, wodurch die durchschnittliche Belastung der Gewässer durch Faktoren landwirtschaftlicher Nutzung vermutlich geringer ist. Dies wird unterstrichen von der im Vergleich zu aus Ackerland entnommenen Proben höheren MZB-Vielfalt in innerhalb von Grünland gelegenen KG, die somit ebenfalls weniger von Landwirtschaft beeinflusst sind (Trau et al., 2023). Ein detaillierter qualitativer Vergleich und Trendbericht der ausgewählten Stichprobenkulisse unter Verwendung der vorgeschlagenen Indikatoren kann jedoch erst erfolgen, wenn sich die grundsätzliche Datenlage für die bisher nicht berücksichtigten Agrarraumtypen und Regionen verbessert hat. Idealerweise sollte zum Vergleich außerdem eine Beprobung von möglichst unbeeinflussten Referenzgewässern erfolgen.

In der Vergangenheit war es nicht möglich, unter der Verwendung von strukturellen Diversitätsindizes signifikante Unterschiede zwischen KG unterschiedlicher Umgebungen und Belastungen abzuzeichnen (Trau et al., 2023). Gründe dessen könnte die ubiquitäre Belastung der Gewässer Deutschlands sein, wodurch einzelne Störungsereignisse (z. B. Starkregen) und Peaks in Kontaminantenkonzentrationen unentdeckt bleiben können, außerdem bisher nicht bekannte indirekte Effekte durch Belastungen sowie die natürliche ökologische Heterogenität der KG. Dies könnte auch auf die hier als Zustandsindikatoren der MZB-Diversität verwendeten Indizes, Shannon-Index, Taxaanzahl und Anzahl sensibler Arten, zutreffen. Eine Lösung dessen könnte, wie für den Wirkungsindikator „Biodiversität und Pflanzenschutz“ vorgeschlagen, die Verwendung funktioneller Indizes sein (Trau et al., 2023). Dies hebt außerdem die Dringlichkeit einer Konsistenz der ausgewählten Stichprobenkulisse für eine geeignete Bewertung und ein Trendmonitoring von KG der Agrarlandschaft Deutschlands hervor.

4.1.2 Pflanzenschutzmittelbelastung

Insgesamt befindet sich laut Indikator der Großteil der Gewässer in Bezug auf ihre Belastung mit PSM in einem guten oder sehr guten Zustand. Alle Gewässer, die als „mittel“, „schlecht“ oder „sehr schlecht“ bewertet wurden, liegen in hoch-intensiv genutztem Ackerland – eines der Gewässer fällt in die Fläche eines intensiv genutzten Ackerlandes, grenzt jedoch direkt an ein hoch-intensiv landwirtschaftlich genutztes Gebiet. Insbesondere KG in Gebieten hoch-intensiver Landwirtschaft scheinen also einer starken Belastung durch PSM ausgesetzt zu sein. Wie sich die PSM-Belastung der KG je nach Agrarraumtyp ihres Umlands genau unterscheidet, müsste jedoch mit einem Vergleich nach Agrarraumtypen basierend auf ausreichend großen Stichproben nachgeprüft werden. Eine generelle Reduktion von PSM in der Agrarlandschaft ist als Maßnahme zur Förderung der MZB-Vielfalt in KG zu begrüßen (z. B. Trau & Lorenz, 2024). Dabei sind insbesondere PSM-WS mit hohen Toxizitäten für Invertebraten zu beachten, jedoch sollten z. B. auch Herbizide, die zwar meist geringere Toxizitäten gegenüber MZB aufweisen, aufgrund von indirekten Effekten über Habitat- und Wasserqualität nicht vernachlässigt werden (z. B. Kail et al., 2022).

Bei beiden Gewässern, die anhand ihrer PSM-Belastung als schlecht eingestuft wurden, sorgte der PSM-WS Pyraclostrobin für den hohen $\log TU_{\max}$ -Wert. Beide durch Pyraclostrobin belasteten KG liegen innerhalb desselben Schlags und wurden, gemeinsam mit weiteren KG in der Umgebung, die mit der PSM-Güteklasse gut bewertet wurden, innerhalb einer Woche beprobt. Es ist also wahrscheinlich, dass die Belastung der beiden Gewässer auf dasselbe PSM-Einsatzereignis zurückgehen. Generell ist zu beachten, dass auch andere der untersuchten Gewässer durch ihr Angrenzen an einen Schlag durch Abdrift, Overspray oder Abfluss von denselben PSM-Anwendungen beeinflusst und somit nicht ganz abgegrenzt voneinander zu betrachten sein könnten. Der PSM-WS Pyraclostrobin ist durch die EU genehmigt und als ökotoxikologisch unbedenklich eingestuft (EC, 2004) und in Deutschland in verschiedenen PSM als Fungizid zugelassen (BVL, 2023). Pyraclostrobin ist ein praktisch wasserunlöslicher Feststoff (GESTIS – Substance Database, www.dguv.de/ifa/gestis/gestis-stoffdatenbank/index-2.jsp) und beeinträchtigt schon bei geringen Konzentrationen die Überlebensfähigkeit von Invertebraten (0.016 mg/l, Pesticide Properties Data Base, Lewis et al., 2016). In den USA wurde Pyraclostrobin außerdem mit einer deutlich erhöhten Infektionsrate der Honigbiene *Apis mellifera* mit der Mikrosporie *Nosema ceranae* und damit erhöhten subletalen Effekten in Verbindung gebracht (Pettis et al., 2013). In Anbetracht der starken Belastung der Gewässer durch Pyraclostrobin in Relation zu dessen Toxizität gegenüber MZB sollte der PSM-WS in Hinblick auf dessen ökotoxikologische Unbedenklichkeit also besonders im Vorfeld von erneuten Zulassungen erneut evaluiert werden.

Bei allen fünf Gewässern, die in Bezug auf ihre PSM-Belastung als sehr schlecht eingestuft wurden, war der in Insektiziden verwendete PSM-WS Chlorpyrifos ausschlaggebend. Chlorpyrifos ist seit Januar 2020 durch die EU nicht mehr zugelassen und darf in Deutschland schon seit 2015 nicht mehr angewendet werden (BVL, 2023). Neben der Möglichkeit nicht-legaler Anwendungen des PSM-WS wäre es möglich, dass die starken Belastungen aus Boden-Rücklösungen früherer Eintragsereignisse in die Gewässer resultieren (z. B. Lischeid et al., 2022). PSM können sich während der Bewirtschaftungsperiode im Oberboden anreichern und dann durch Niederschlag ausgewaschen und durch Drainagen oder Sickerung in Grundwasser und durch dessen Anbindung an Oberflächenwasser zurück in KG gelangen (Krause et al., 2017; Loose et al., 2024). PSM-WS werden auch weit nach ihrem Verbot noch im Grundwasser gefunden (Vonberg et al., 2014; Lischeid et al., 2022). Auch auf Flächen, die bereits jahrelang unter ökologischer Landwirtschaft frei von PSM-Anwendungen sind, können noch

erhebliche Belastungen mit PSM nachgewiesen werden (Riedo et al., 2021). In Boden und Grundwasser wurden außerdem bereits über mehrere tausend Quadratkilometer synchrone Dynamiken von PSM-Belastungen nachgewiesen, die auf eine übergeordnete Rolle bodenhydrologischer Prozesse hindeuten und vor allem auf die Mobilisierung von Substanzen aus dem Oberboden zurückzuführen sind (z. B. Lischeid et al., 2022). Weiterhin können auch Bodenbearbeitung und Bodenfeuchte einen Einfluss auf die Auswaschungsrate von PSM aus dem Boden haben (Gaston et al., 1996; Larsbo et al., 2009; Willkommen et al., 2019). Somit sind Belastungen der Gewässer mit PSM nicht unbedingt auf einzelne Austragsereignisse benachbarter Flächen zurück zu führen, sondern auch auf Langzeit-Belastungen, die in Gewässer begünstigt durch Witterungsbedingungen, Grundwasserdynamiken und anderer bodenhydrologischer Prozesse eingetragen werden. Auf diese Dynamik könnte auch die Beobachtung hinweisen, dass alle diese von Chlorpyrifos stark belasteten Gewässer ungefähr zur selben Zeit beprobt wurden, während Proben aus benachbarten Gewässern, die geringere $TU_{\max}$ -Werte aufweisen, erst in der folgenden Woche genommen wurden. Generell ist auffällig, dass es eine Tendenz innerhalb der PSM-Belastungsklassen zu bestimmten Beprobungsjahren gibt. Aufgrund dieser großen zeitlichen Schwankungen der PSM-Belastung der KG wird für die Anwendung des Indikators und vor allem für qualitative Vergleiche der Gewässer eine Beprobung in einem möglichst kleinen Zeitraum dringend empfohlen. Auch Trendanalysen sollten unter Rücksicht dessen vorgenommen werden, dass eine jahresweise Schwankung durch beispielsweise witterungsbedingter Rücklösungen möglich ist, und nicht zwingend mit PSM-Einsatzereignissen zusammenhängen muss (z. B. Lorenz et al., 2017; Lischeid et al., 2022).

In Bezug auf die Belastung der Biodiversität der Gewässer durch PSM sollte außerdem auch der Wirkungsindikator „Biodiversität und Pflanzenschutz“ angewendet werden, der durch die Verwendung funktionaler Biodiversitätsindizes potentiell chronische, indirekte und großflächige Effekte durch PSM besser abbilden kann. Beispielsweise Herbizide, die üblicherweise geringere Toxizitäten gegenüber MZB aufweisen als Insektizide, können über längere Zeit Gewässervegetation und damit auch Nahrungsquellen und Habitatstrukturen des MZB beeinflussen (Scheffer et al., 2006; Kail et al., 2022; Polst et al., 2023). Der Indikator konnte durch die zugrundeliegende Korrelation des funktionellen Biodiversitätsindex basierend auf RETI- und r/k-Verhältnissen innerhalb der MZB-Gemeinschaften mit $\log TU_{\max}$ als PSM-Belastung allerdings nicht validiert werden. Nur unter einem $\log TU_{\max}$ -Wert von -3 besteht für den vorliegenden Datensatz ein signifikanter, negativer Zusammenhang zwischen gemessener Biodiversität und PSM-Belastung der Gewässer. Darüber, also bei Gewässern mit höher eingestufte Toxizität für MZB, konnte zumindest mit der vorliegenden Datenbasis kein Zusammenhang nachgewiesen werden. Deshalb kann die Anwendung des Indikators bis auf weiteres ohne Prüfung und Weiterentwicklung nicht empfohlen werden. Nichtsdestotrotz gibt der negative Zusammenhang bei weniger toxischen Gewässern einen Hinweis darauf, dass die MZB-Diversität bereits in Gewässern mit verhältnismäßig geringen $\log TU_{\max}$ -Werten durch PSM beeinträchtigt wird und eine strenge Vermeidung von PSM-Einträgen in KG erstrebenswert ist. Warum ein Zusammenhang gerade bei toxischeren Gewässern nicht nachgewiesen kann, ist noch zu untersuchen. Denkbar wären neben dem Ausbleiben des Effekts durch eine unzureichende Bandbreite der Datenbasis auch ökologische Effekte, beispielsweise die Überlagerung der direkten Beeinträchtigung des MZB durch die gleichzeitige Verringerung von Konkurrenz durch PSM und so eine in Summe stark selektiv positive Beeinflussung einzelner MZB-Arten. Diese würden so überproportional in den Wirkungsindikator einfließen und zu einer scheinbaren Erhöhung der Diversität in KG führen, obwohl eine solche lokale Förderung einzelner Arten zu einer Verringerung der Artenvielfalt auf Landschaftsebene führen kann. Dies würde zumindest die Tendenz zum positiven Zusammenhang in Gewässern mit höheren $\log TU_{\max}$ -

Werten zwischen PSM-Belastung und MZB-Diversität erklären. Für eine solche Schlussfolgerung sind jedoch weitere artspezifische Auswertungen unter unterschiedlichen PSM-Belastungsregimen notwendig. Außerdem ist auch eine zufällige Überlagerung mit weiteren kofundierenden Faktoren, wie beispielsweise dem für MZB essentiellen Auftreten bestimmter Habitattypen mit der PSM-Belastung der Gewässer möglich. Dass im Gegensatz zum vorliegenden Datensatz bei der Entwicklung des Konzepts ein signifikanter Zusammenhang zwischen dem Biodiversitätsindex und PSM-Belastung gefunden wurde, könnte auch an der zugrundeliegenden nicht-einheitlichen PSM-Wirkstoffliste liegen. Diese war bislang aufgrund mangelnder Datenlage nicht gegeben und konnte erst für den vorliegenden Bericht harmonisiert erstellt werden. Daher wird an dieser Stelle nochmals eindringlich empfohlen, bei zukünftigem Monitoring von KG eine einheitliche PSM-Wirkstoffliste zu analysieren.

Das Beschreiben der Auswirkungen von Toxinen auf Biodiversität ist nicht trivial (Beketov & Liess, 2012), insbesondere unter den heterogenen Bedingungen stehender KG (Trau et al., 2023). Die Nutzung funktioneller Biodiversitätsindizes scheint in Bezug auf MZB-Diversität in KG aber eine vielversprechende Basis ökologischen Monitorings zu sein und sollte in diesem Zusammenhang mit einer weitreichenderen Datenbasis weiterentwickelt werden (Lorenz et al., 2022a; Trau et al., 2023). Die hier untersuchte Kulisse an Gewässern stammt jedoch ausschließlich aus intensiver und hoch-intensiver Landwirtschaft und bildet somit nur einen Ausschnitt der ökologischen Bedingungen der Gewässer ab. Diese unterscheidet sich vermutlich stark von den natürlichen Bedingungen der Gewässer in Bezug auf ökotoxikologische Belastungen und ihrer Habitatvielfalt und beinhaltet außerdem auch historische Belastungen der Gewässer durch ihre langfristige Aussetzung anthropogener Faktoren. MZB-Vielfalt, die durch solche Faktoren verringert und verändert wurde, kann sich nur schwer durch das bloße Wegbleiben dieser Faktoren erholen und bedarf dazu meist Maßnahmen zur Wiederansiedlung und Regeneration. Effekte durch PSM-Belastung könnten also sowohl durch den unzureichenden Ausschnitt des Belastungsgradienten, als auch durch andere, stärker wirkende Faktoren wie die Habitatvielfalt der Gewässer maskiert sein. Eine Trennung dieser Faktoren stellt sicherlich auch weiterhin eine Herausforderung für das ökologische Monitoring von KG dar.

Im Rahmen des Konzepts zum Biodiversitätsmonitoring in KG der Agrarlandschaft Deutschlands ist zusätzlich zur Beschreibung der tatsächlich gemessenen Belastung der KG mit PSM auch der Indikator „Risiko von Pflanzenschutzmittelanwendungen für Gewässerorganismen“ vorgesehen, der das Risiko für eine Belastung der KG-Organismen durch PSM-Anwendungen ermitteln soll (Meinikmann et al., 2021, Anlage IV). Die Berechnung dieses Indikators basiert auf dem Risikobewertungsmodell SYNOPS (Strassemeyer et al., 2017). SYNOPS liegen PSM-Anwendungsdaten und deren Umwelteigenschaften schlagspezifisch mit den Kulturen zugrunde, sowie Flächentopographie, Saumstrukturen, Bodendaten und risikomindernden Maßnahmen. Dazu gehören auch PSM-WS-Eigenschaften (mittlere effektive Konzentration EC_{50} - und höchste Dosis ohne signifikante Wirkung NOEC für Referenzorganismen) und PSM-Anwendungsdaten (Dachbrodt-Saaydeh et al., 2019), sowie schlagspezifische Umwelt-, Boden- und Wetterparameter (InVeKos). Für die Errechnung des Indikators werden dann generische Applikationsmuster pro Jahr (GAM) erstellt und mithilfe der Toxizität der PSM-WS für die Referenzorganismen das akute und chronische Belastungsrisiko (Exposure Toxicity Ratio, ETR) berechnet. Im Rahmen des vorliegenden Berichts konnte der Indikator jedoch noch nicht angewendet werden. Zukünftig soll der Risikoindikator eine Einschätzung der PSM-Belastung von MZB in KG über die Kulisse der tatsächlich untersuchten KG hinaus ermöglichen.

4.1.3 Nährstoffbelastung

Anhand der Trophie-Klassen, in die die beprobten KG eingeordnet wurden, lässt sich keine starke Tendenz der Gewässer in Bezug auf ihre Nährstoffbelastung ausmachen. Durch die variable hydro-morphologische Beschaffenheit und Anfälligkeit für Randeffekte in KG erscheint diese Heterogenität nicht überraschend. In einem Großteil der Gewässer wurde eine Phosphatkonzentration von über 30 µg/l Wasser gemessen, bei der man bei Gewässern des Seetyps 14 von einem mäßigen bis sehr schlechten Zustand ausgeht (LAWA-AO, 2021). In KG kann jedoch im Vergleich zu Kleinseen von einer etwas höheren sowie eben je nach Bedingungen des jeweiligen Gewässer abweichenden natürlichen Trophieebene und dementsprechend einer besseren Bewertung höherer Nährstoffkonzentrationen als bei Kleinseen ausgegangen werden (LAWA-AO, 1998; Lischeid et al., 2018). Basierend darauf scheinen aber mindestens ein Viertel der beprobten Gewässer in einem guten Zustand betreffend ihrer Belastung mit Phosphat-P zum Zeitpunkt der Beprobung zu sein. Generell sind für die Belastung von Oberflächenwasser mit Nährstoffen ähnliche Faktoren wie die beschriebenen für die PSM-Belastung ausschlaggebend. In Bezug auf die Auswaschung von Nährstoffen aus dem Boden konnte bereits eine Parallele zu der von PSM gezogen werden, und außerdem die Bedeutung von Nährstoffeinträgen durch belastetes Grundwasser in Oberflächenwasser belegt werden (Meinikmann et al., 2015; Rice et al., 2020). Insbesondere chronische Nährstoffbelastungen wurden bereits als beeinträchtigender Faktor für MZB und andere Invertebraten eingestuft (z. B. Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019; Davis et al., 2019), weshalb eine Vermeidung von Nährstoffeinträgen aus der Landwirtschaft in KG in Hinblick auf den Schutz ihrer MZB-Vielfalt förderlich wäre.

Zur Berechnung des Belastungsindikators „Nährstoffbelastung“ konnte bislang aus methodischen Gründen nur die Konzentration von Phosphat-P, statt wie von der LAWA-AO empfohlen Gesamtphosphor verwendet werden (2021). Dadurch werden Trophieebenen potentiell unterschätzt. Für eine robustere Abbildung der Trophie der Gewässer wäre es vorteilhaft, noch weitere Indizien wie Chlorophyll a, andere Nährstoffe oder Sichttiefe hinzuzufügen. Dafür ist jedoch zuerst eine genauere Untersuchung von KG und ihren natürlichen Nährstoffwerten nötig, denn Referenzwerte sind bislang nur für die Seetypen der LAWA vorhanden, die die Bedingungen von KG nicht vollständig abbilden (LAWA-AO, 2021). Bislang ist es durch den Indikator möglich, Gewässer anhand ihrer Trophieebene vergleichend einzuordnen, jedoch ist durch ihre variablen natürlichen Bedingungen keine direkt qualitative Bewertung möglich. In Zukunft wäre es mit einer größeren Datenbasis denkbar, einen den beiden Wirkungsindikatoren ähnelnden Nährstoffindikator zu entwickeln, der basierend auf funktionellen Biodiversitätsindizes die Auswirkung landwirtschaftlicher Nährstoffbelastung auf KG bewertet.

4.1.4 Ufer- und Gewässervegetation

Die meisten der untersuchten KG, die in den Indikator „Ufervegetation“ eingeordnet werden können, weisen einen Anteil von unter 39 % aufragender Vegetation innerhalb eines Puffers von 20 m um ihren Uferstrand auf und werden damit als im sehr schlechten bis mittleren Zustand in Bezug auf ihre Ufervegetation eingestuft. Mit fast der Hälfte der bewerteten Gewässer dominiert in Bezug auf ihre Ufervegetation die Einordnung „sehr schlecht“. Da Ufervegetation Gewässer beispielsweise von Overspray oder Abdrift von PSM und Düngemitteln abschirmen kann, sind diese Gewässer also wahrscheinlich besonders exponiert für den Eintrag durch Anwendungen auf umliegenden landwirtschaftlichen Flächen (Prosser et al., 2020). Selbst der Eintrag von PSM mit hoher Lösbarkeit, die dadurch leicht durch Sickerung in Gewässer gelangen können, kann durch Vegetationsstreifen zwischen 8 und 10 m Breite zu großen Teilen vermindert werden (Kail et al., 2022). Insbesondere ein hoher Anteil organischen Materials im Boden trägt zur Abschirmung von PSM bei, was also ebenfalls für den Nutzen

großer, aufragender Vegetationsstrukturen um Agrargewässer im Sinne des Gewässerschutzes sprechen würde (Kail et al., 2022). Auch Erosion und damit eine Gefährdung der Habitatvielfalt innerhalb des Gewässers kann durch Ufervegetation verringert werden (Kail et al., 2022) und Habitatvielfalt kann einen großen Einfluss auf die Biodiversität innerhalb der Gewässer haben und hat somit eine große ökologische Relevanz (Meinikmann et al., 2021; Trau et al., 2023). Die Förderung eines breiten Vegetationsstreifens und besonders aufragender Ufervegetation um KG könnte also deren Belastung mit PSM und Nährstoffen abschwächen, sowie einen positiven Effekt auf die Habitatvielfalt und somit auf die Biodiversität in den Gewässern haben. Dazu beitragen könnte beispielsweise die Reduktion von Herbizidanwendungen und mechanische Bodenbearbeitung in direkter Gewässernähe. Neben explizit aufragender Vegetation kann eine generell diverse Vegetation im Uferbereich merolimnische Arten fördern, die in adulten Stadien auf eine bestimmte Pflanzenart oder ein vegetationsreiches Habitat zur Ansiedlung angewiesen sind (z.B. Trau & Lorenz, 2024).

Der Zusammenhang zwischen Ufervegetation und PSM-Belastung sowie die Relevanz und Funktionalität des Belastungsindikators „Ufervegetation“ konnte durch die signifikant negative Korrelation der PSM-Konzentrationen im Wasser mit prozentualen Anteil des aufragenden Uferbewuchses zumindest für Gewässer mit bis zu 39 % Uferanteil mit aufragender Vegetation belegt werden. Über diesem Anteil von Ufervegetation konnte kein Zusammenhang belegt werden. Möglicherweise ist ab dem Schwellenwert von 39 % aufragender Ufervegetation eine Verbesserung der Exposition der Gewässer gegenüber PSM-Eintrag durch Ufervegetation nicht mehr gegeben. Ähnlich wurde beim Eintrag von PSM und Nährstoffen in Gewässer auch im Zusammenhang mit der Breite gewässerbegleitender Vegetationsstreifen eine Annäherung an einen Grenzwert beobachtet (Kail et al., 2022). Basierend auf der berechneten Korrelation inklusive Schwellenwert wurden die im Konzept vorgeschlagenen Klassengrenzen neu aufgestellt, sodass die Klassen „sehr schlecht“ bis „mittel“ gleichmäßig den Bereich unter 39 % aufragender Vegetation im Uferbereich abdecken und der Bereich zwischen 39 % und 100 % Ufervegetation zwischen den Klassen „gut“ und „sehr gut“ aufgeteilt ist. Zu bemerken ist, dass der fehlende Zusammenhang über 39 % Ufervegetation neben einem tatsächlichen Effekt auch von einer unzureichenden Repräsentation von Gewässern mit über 39 % Ufervegetation im ausgewerteten Datensatz stammen oder durch zufällig kofundierende Variablen, wie zum Beispiel der Habitatvielfalt der Gewässer, überdeckt werden könnte. Das Heranziehen von Ufervegetation als Indikator der Exposition der Gewässer mit PSM- oder Düngereinsatz auf umliegenden Flächen sowie ihrer Anfälligkeit für Erosion und resultierende verringerte Habitatvielfalt wird dennoch weiterhin empfohlen, sowie das Miteinbeziehen von weiteren, vegetationsreicheren Gewässern für eine weitreichendere Validierung des Indikators und Aufklärung des nicht konstanten Zusammenhangs in den vorliegenden Daten.

Um einen Einblick in die potenzielle Belastung der KG durch verringerten Bewuchs innerhalb der Gewässer mit über den Wasserspiegel hinausragender Vegetation zu erhalten, ist außerdem die Berechnung des Belastungsindikators „Gewässervegetation“ vorgesehen (Meinikmann et al., 2021). Mehr Struktur und Diversität innerhalb der Gewässer durch Makrophyten könnte sowohl quantitativ mehr Lebensraum als auch qualitativ weitere ökologische Nischen für eine größere MZB-Biodiversität bieten. Eine Berechnung des Indikators „Gewässervegetation“ ist momentan jedoch aus methodischen Gründen noch nicht möglich. Geplant ist eine Einschätzung des Flächenanteils aufragender Vegetation innerhalb der Gewässer über der Wasseroberfläche, ebenfalls mithilfe von LiDAR-Daten. Momentan wird durch LiDAR jedoch die Höhe des umliegenden Geländes als Wasserfüllstand angenommen, wodurch aufragende Vegetation in KG, deren Wasseroberfläche unter der Geländeoberkante

liegt, unterschätzt wird. Dies ist gerade bei den trichterförmigen Söllen mit variierenden Wasserfüllständen häufig der Fall. Die LiDAR-basierte Methode muss daher vor einer Anwendung und Weiterentwicklung des Indikators noch ausgebaut werden.

4.1.5 Habitatvielfalt

Ein Großteil der untersuchten Gewässer befindet sich basierend auf dem Wirkungsindikator „Biodiversität und Habitatvielfalt“ in Bezug auf ihre Habitatvielfalt in keinem guten Zustand. Da die KG, die in Bezug auf ihre Habitatvielfalt in einem schlechten Zustand eingeordnet wurden, weder geografisch noch zeitlich gehäuft auftreten, scheint eine geringe Habitatvielfalt in KG allgemein prävalent zu sein. Dass diese für eine höhere MZB-Diversität förderlich ist, konnte anhand der Daten ebenfalls gezeigt werden. Auch in vorherigen Studien stellte sich Habitatvielfalt als einer der einflussreichsten Faktoren für eine hohe MZB-Diversität in KG heraus (Meinikmann et al., 2021; Trau et al., 2023; Trau & Lorenz, 2024). Dies könnte also ein wichtiger Hebelpunkt für den Erhalt und die Förderung von Insekten und anderen Wirbellosen in Agrarlandschaften sein. Maßnahmen zur Förderung der MZB-Diversität in KG sollten also insbesondere auf die Förderung ihrer Habitatvielfalt abzielen – zum Beispiel durch Gewässerrandstreifen und die Unterstützung einer diversen Vegetation um die Gewässer inklusive Bäumen und Büschen zu ihrer Beschattung sowie den Eintrag von Totholz und anderem organischem Material zur Förderung der Habitatvielfalt im Gewässer (Kail et al., 2022).

Die Nutzung des Indikators zur Habitatvielfalt konnte durch die begleitende Korrelation von Margalef-Index und Anzahl der Habitattypen pro Gewässer validiert werden. Der deutlich positive Zusammenhang bekräftigt die Eignung des Margalef-Indexes um den Effekt von Habitatvielfalt innerhalb von KG einzuschätzen und unterstreicht die Wichtigkeit der Erhebung von Habitatvielfalt im Rahmen eines ökologischen Monitorings von KG. Unter der erstmaligen Verwendung von taxonomisch harmonisierten Daten für diesen Indikator wurden die im Konzept vorgeschlagenen Grenzen angepasst. Dazu wurde in Bezug auf ihren Margalef-Index das untere Perzentil der untersuchten KG als „sehr schlecht“ eingestuft und das obere Perzentil als „sehr gut“. Da die Daten weitgehend gleich über ihr Spektrum verteilt zu sein scheinen, wurde der dazwischenliegende Bereich gleichmäßig auf die restlichen drei Klassen aufgeteilt. Erneut anzumerken ist hierbei, dass diese Güteklassen auf den vorliegenden Datensatz, also auf Sölle der norddeutschen Tiefebene aus Regionen hoch-intensiver und intensiver Landwirtschaft angepasst sind und nicht geeignet sind, KG anderer Charakterisierung oder landwirtschaftlicher Belastung einzuordnen.

5 Fazit und Ausblick

Im vorliegenden Bericht wurde das im Rahmen des Verbundprojekts MonViA vorgeschlagenen Konzept zum Biodiversitätsmonitoring in KG der Agrarlandschaft Deutschlands erfolgreich an 81 Söllen der norddeutschen Tiefebene erprobt und weiterentwickelt. Die Indikatoren wurden erstmals basierend auf einer einheitlichen PSM-Wirkstoffkulissee sowie taxonomisch harmonisierte Daten angewendet und die vorgeschlagenen Klassengrenzen an den vereinheitlichten Datensatz angepasst. Der Indikator zur Bewertung der Wirkung von Habitatvielfalt auf MZB-Diversität und der an einem Teildatensatz erprobte Belastungsindikator zur Ufervegetation konnten erfolgreich validiert werden. Zu beachten ist, dass der Wirkungsindikator „Biodiversität und Habitatvielfalt“ bisher ausschließlich zum Monitoring und der Einordnung von KG innerhalb von intensiv und hoch-intensiv genutzten Ackerlandes anwendbar ist. Für eine Anwendung in weiteren Agrarräumen ist zusätzlich eine Erhebung von Daten

möglichst landwirtschaftlich unbeeinflusster Gewässer zur Beschreibung natürlicher Referenzzustände sowie eine Erweiterung der vorgeschlagenen Güteklassen notwendig. Die zukünftige Anwendung der Indikatoren zur Wirkung von PSM auf MZB-Diversität sowie der Belastung durch fehlende Gewässervegetation setzt ebenfalls eine methodische Weiterentwicklung voraus. Weiterhin benötigt das vorgeschlagene bundesweite, bundeslandspezifische Biodiversitätsmonitoring von KG in Agrarlandschaften, besonders mit Fokus auf weitere KG-Typen, eine breitere Datenbasis. Dabei wird zu einer möglichst zeitgleichen Beprobung der KG geraten, insbesondere bei angestrebten Vergleichen, um eine Beeinflussung der Daten durch flächig synchrone zeitliche Schwankungen der Belastungssituation zu vermeiden. Wie im Konzept vorgeschlagen, wird außerdem weiterhin die Beachtung der proportionalen Verteilung auf repräsentierte Agrarraumtypen sowie Bundesländer empfohlen (Meinikmann et al., 2021).

Die Biodiversität der untersuchten Gewässer in Brandenburg und Mecklenburg-Vorpommern zeigt eine Belastung durch verringerte Habitatvielfalt innerhalb der KG, allerdings zeigt sich ebenfalls eine Belastung durch PSM-Einträge, für die eine geringe aufragende Ufervegetation als Ursache nicht ausgeschlossen werden kann. Dabei sind vor allem die PSM-WS Pyraclostrobin und Chlorpyrifos auffällig prävalent, wobei Chlorpyrifos in der EU und Deutschland bereits nicht mehr zur Anwendung zugelassen ist. Bei der Anwendung von Pyraclostrobin als Fungizid ist im Hinblick auf den Schutz der Biodiversität in KG eine kritischere Bewertung ratsam. In Übereinstimmung mit aktuellen Forschungen an KG der Agrarlandschaft Deutschlands weisen die vorliegenden Ergebnisse außerdem auf eine starke Heterogenität und Vielfalt der Sölle hin, was die Signifikanz des Schutzes und der Restaurierung auch von einzelnen KG für den Natur- und Artenschutz Deutschlands unterstreicht. Neben einer generellen Extensivierung der Flächennutzung im KG-Umfeld zur Verringerung von Schadstoffeinträgen und Erhöhung der Landschaftsvielfalt sollte für eine Restaurierung der KG und Förderung ihrer MZB-Diversität der Schutz und die Wiederherstellung der Habitatvielfalt in und um die Gewässer im Vordergrund stehen. Dies könnte beispielsweise durch Pufferzonen zu Ackerflächen, Vegetationsstreifen sowie insbesondere die Förderung aufragender und vielfältiger Ufervegetation erreicht werden. So könnte nicht nur der Eintrag von PSM und Düngemitteln, sondern beispielsweise auch Erosion und damit der Verlust von Habitatvielfalt in und um KG verringert, sowie durch Beschattung und Totholzeintrag die Bildung neuer Habitattypen im Gewässer gefördert werden.

Danksagung

Für ihre Arbeit im Rahmen der Beprobungen danken die Autor*innen herzlich Marlen Heinz, Anne Köppen, Manuel König, Agnes Teuber und Elke Zeidler. Außerdem gilt ein Dank Dominique Conrad, Kathrin Fisch, Michael Glitschka, Christine Reichmann, Ina Stachewicz, Matthias Stähler und Gabriele Smykalla für die Aufbereitung und Analyse der Wasserproben. Nicht zuletzt danken wir Manuel König, Anne Köppen, Jörg Stauch, Agnes Teuber, Elke Zeidler und den beauftragten Entomolog*innen für die Bearbeitung und Bestimmung der Makrozoobenthos-Proben.

Literaturverzeichnis

Beketov, M.A., M. Liess, 2012: Ecotoxicology and macroecology–time for integration. *Environmental Pollution* **162**, 247-254, DOI: 10.1016/j.envpol.2011.11.011.

Bighiu, M.A., S. Höss, W. Traunspurger, M. Kahlert, W. Goedkoop, 2020: Limited effects of pesticides on stream macroinvertebrates, biofilm nematodes, and algae in intensive agricultural landscapes in Sweden. *Water Research* **174**, 115640, DOI: 10.1016/j.watres.2020.115640.

BMU, 2007: Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin.

Böhmer, J., 2017: Methodisches Handbuch zur WRRL-Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos gemäß AESHNA.

Bolpagni, R., S. Poikane, A. Laini, S. Bagella, M. Bartoli, M. Cantonati, 2019: Ecological and conservation value of small standing-water ecosystems: a systematic review of current knowledge and future challenges. *Water* **11** (3), 402, DOI: 10.3390/w11030402.

Brauns, M., X. Garcia, P. MT, 2016: Vorschrift für die standardisierte Probenahme des biologischen Qualitätselementes „Makrozoobenthos“ im Eulitoral von Seen. 27 S.+ Anhänge. Miler, O., Böhmer, J. und Pusch, M.(2016): Weiterentwicklung des deutschen Makrozoobenthos-Bewertungsverfahrens für Seen ‚AESHNA‘ zu einer Strukturgütegestützten Gesamtseebewertung. Abschlußbericht für das Umweltbundesamt, Forschungskennzahl **3712** (24), 223.

BVL, 2023: Liste der zugelassenen Pflanzenschutzmittel in Deutschland mit Informationen über beendete Zulassungen. Zugriff: 03.08.2023, URL: https://www.bvl.bund.de/DE/Arbeitsbereiche/04_Pflanzenschutzmittel/01_Aufgaben/02_ZulassungPSM/01_ZugelPSM/psm_ZugelPSM_node.html.

Céréghino, R., D. Boix, H.-M. Cauchie, K. Martens, B. Oertli, 2014: The ecological role of ponds in a changing world. *Hydrobiologia* **723**, 1-6, DOI: 10.1007/s10750-013-1719-y.

Covert, S.A., M.E. Shoda, S.M. Stackpoole, W.W. Stone, 2020: Pesticide mixtures show potential toxicity to aquatic life in US streams, water years 2013–2017. *Science of the Total Environment* **745**, 141285, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141285.

Dachbrodt-Saaydeh, S., J. Sellmann, D. Roßberg, 2019: Clusters for the regional evaluation and analysis of pesticide use intensity (CEPI) in arable crops. *Journal für Kulturpflanzen* **71** (10), 264-270, DOI: 10.5073/JfK.2019.10.02.

Dauber, J., S. Klimek, T.G. Schmidt, 2016: Konzept für ein Biodiversitätsmonitoring Landwirtschaft in Deutschland. Thünen working paper. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig., DOI: 10.3220/WP1466420944000.

Davies, B., J. Biggs, P. Williams, J. Lee, S. Thompson, 2008: A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. *Hydrobiologia* **597**, 7-17, DOI: 10.1007/s10750-007-9227-6.

Davis, S.J., D. Ó hUallacháin, P.-E. Mellander, C.D. Matthaei, J.J. Piggott, M. Kelly-Quinn, 2019: Chronic nutrient inputs affect stream macroinvertebrate communities more than acute inputs: An experiment manipulating phosphorus, nitrogen and sediment. *Science of the Total Environment* **683**, 9-20, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.031.

Donohue, I., A.L. Jackson, M.T. Pusch, K. Irvine, 2009: Nutrient enrichment homogenizes lake benthic assemblages at local and regional scales. *Ecology* **90** (12), 3470-3477, DOI: 10.1890/09-0415.1.

Downing, J.A., Y. Prairie, J. Cole, C. Duarte, L. Tranvik, R.G. Striegl, W. McDowell, P. Kortelainen, N. Caraco, J. Melack, 2006: The global abundance and size distribution of lakes, ponds, and impoundments. *Limnology and oceanography* **51** (5), 2388-2397, DOI: 10.4319/lo.2006.51.5.2388.

EC, 2000: Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Office for Official Publications of the European Communities.

EC, 2004: Review report for the active substance pyraclostrobin, SANCO/1420/2001-Final., URL: <https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/start/screen/active-substances/details/1219>.

Gaston, L., M. Locke, R. Zablotowicz, 1996: Sorption and degradation of bentazon in conventional- and no-till Dundee soil. Wiley Online Library, DOI: 10.2134/jeq1996.00472425002500010016x.

Geschke, J., K. Vohland, A. Bonn, J. Dauber, M.O. Gessner, K. Henle, J. Nieschulze, D. Schmeller, J. Settele, N. Sommerwerk, 2019: Biodiversitätsmonitoring in Deutschland: Wie Wissenschaft, Politik und Zivilgesellschaft ein nationales Monitoring unterstützen können. *GAIA-Ecological Perspectives for Science and Society* **28** (3), 265-270, DOI: 10.14512/gaia.28.3.6.

Glandt, D., 2006: Praktische Kleingewässerkunde. Laurenti, ISBN: 393306628X.

Graf, W., A. Chovanec, S. Hohensinner, P. Leitner, A. Schmidt-Kloiber, I. Stubauer, J. Waringer, G. Ofenböck, 2013: Das Makrozoobenthos als Indikatorgruppe zur Bewertung großer Flüsse unter Einbeziehung auenökologischer Aspekte. *Österreichische Wasser-und Abfallwirtschaft* **11** (65), 386-399, DOI: 10.1007/s00506-013-0117-z.

Gray, J., 2008: Quantum GIS: the open-source geographic information system. *Linux Journal* **2008** (172), 8.

Gustavsson, M., J. Kreuger, M. Bundschuh, T. Backhaus, 2017: Pesticide mixtures in the Swedish streams: environmental risks, contributions of individual compounds and consequences of single-substance oriented risk mitigation. *Science of the Total Environment* **598**, 973-983, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.04.122.

Hallmann, C.A., M. Sorg, E. Jongejans, H. Siepel, N. Hofland, H. Schwan, W. Stenmans, A. Müller, H. Sumser, T. Hörrn, 2017: More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PloS one* **12** (10), e0185809, DOI: 10.1371/journal.pone.0185809.

Hannemann, J., 2016: Geologie und Landschaftsentwicklung Nordost-Brandenburgs. AFSV-Jahrestagung 2016. Landesbetrieb Forst Brandenburg. Eberswalde.

Hebbali, A., M.A. Hebbali, 2017: Package 'olsrr'. Version 0.5 **3**, URL: <https://CRAN.R-project.org/package=olsrr>.

Hellawell, J.M., 1986: Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Springer Science & Business Media, ISBN: 9400943156.

Hering, D., O. Moog, L. Sandin, P.F. Verdonschot, 2004: Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* **516**, 1-20, DOI: 10.1023/B:HYDR.0000025255.70009.a5.

- Hill, M.J., R. Death, K. Mathers, D.B. Ryves, J.C. White, P. Wood, 2017:** Macroinvertebrate community composition and diversity in ephemeral and perennial ponds on unregulated floodplain meadows in the UK. *Hydrobiologia* **793**, 95-108, DOI: 10.1007/s10750-016-2856-x.
- Hillebrand, O., K. Nödler, T. Geyer, T. Licha, 2014:** Investigating the dynamics of two herbicides at a karst spring in Germany: Consequences for sustainable raw water management. *Science of the Total Environment* **482**, 193-200, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.02.117.
- Holgerson, M.A., 2015:** Drivers of carbon dioxide and methane supersaturation in small, temporary ponds. *Biogeochemistry* **124** (1), 305-318, DOI: 10.1007/s10533-015-0099-y.
- Hupfer, M., B. Nixdorf, 2011:** Zustand und Entwicklung von Seen in Berlin und Brandenburg.
- Kail, J., M. Palt, K. Hund, S. Olberg, D. Hering, W. Jünger, 2022: Ökologische Funktionen von Gewässerrandstreifen.
- Kalettko, T., C. Rudat, 2006:** Hydrogeomorphic types of glacially created kettle holes in North-East Germany. *Limnologica* **36** (1), 54-64, DOI: 10.1016/j.limno.2005.11.001.
- Kalettko, T., C. Rudat, J. Quast, 2000:** Potholes in Northeast German agro-landscapes: functions, land use impacts, and protection strategies. *Ecosystem approaches to landscape management in central Europe* **Ecological Studies** **147**, 291-298, DOI: 10.1007/978-3-662-04504-6_18.
- Kelly-Quinn, M., J. Biggs, S. von Fumetti, 2017:** Preface: the importance of small water bodies. *Hydrobiologia* **793** (1), 1-2, DOI: 10.1007/s10750-016-3007-0.
- Knauer, K., 2016:** Pesticides in surface waters: a comparison with regulatory acceptable concentrations (RACs) determined in the authorization process and consideration for regulation. *Environmental Sciences Europe* **28**, 1-7, DOI: 10.1186/s12302-016-0083-8.
- Krause, S., J. Lewandowski, N.B. Grimm, D.M. Hannah, G. Pinay, K. McDonald, E. Martí, A. Argerich, L. Pfister, J. Klaus, 2017:** Ecohydrological interfaces as hot spots of ecosystem processes. *Water Resources Research* **53** (8), 6359-6376, DOI: 10.1002/2016WR019516.
- Larsbo, M., J. Stenström, A. Etana, E. Börjesson, N.J. Jarvis, 2009:** Herbicide sorption, degradation, and leaching in three Swedish soils under long-term conventional and reduced tillage. *Soil and Tillage research* **105** (2), 200-208.
- LAWA-AO, 1998:** Gewässerbewertung – stehende Gewässer: Richtlinie für die Bewertung trophischer Kriterien.
- LAWA-AO, 2021:** Rahmenkonzept Monitoring Teil B, Bewertungsgrundlagen und Methodenbeschreibungen. Arbeitspapier II, Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL.
- Lenat, D.R., 1988:** Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* **7** (3), 222-233, DOI: 10.2307/1467422.
- Lewis, K.A., J. Tzilivakis, D.J. Warner, A. Green, 2016:** An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal* **22** (4), 1050-1064, DOI: 10.1080/10807039.2015.1133242.

- Li, L., B. Zheng, L. Liu, 2010:** Biomonitoring and bioindicators used for river ecosystems: definitions, approaches and trends. *Procedia environmental sciences* **2**, 1510-1524, DOI: 10.1016/j.proenv.2010.10.164.
- Liess, M., L. Liebmann, P. Vormeier, O. Weisner, R. Altenburger, D. Borchardt, W. Brack, A. Chatzinotas, B. Escher, K. Foit, 2021:** Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams. *Water Research* 201, 117262, DOI: 10.1016/j.watres.2021.117262.
- Liess, M., P.C. von der Ohe, 2005:** Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal* **24** (4), 954-965, DOI: 10.1897/03-652.1.
- Lischeid, G., T. Kalettka, 2012:** Grasping the heterogeneity of kettle hole water quality in Northeast Germany. *Hydrobiologia* **689** (1), 63-77, DOI: 10.1007/s10750-011-0764-7.
- Lischeid, G., T. Kalettka, M. Holländer, J. Steidl, C. Merz, R. Dannowski, T. Hohenbrink, C. Lehr, G. Onandia, F. Reverey, 2018:** Natural ponds in an agricultural landscape: External drivers, internal processes, and the role of the terrestrial-aquatic interface. *Limnologica* **68**, 5-16, DOI: 10.1016/j.limno.2017.01.003.
- Lischeid, G., J. Steidl, C. Engelke, F. Koch, 2022:** Regionale Dynamik der Pestizid-Konzentration unterhalb der Wurzelzone. *Grundwasser* **28** (2), 75-87, DOI: 10.1007/s00767-022-00534-1.
- Loose, L.P., J. Lange, A. Budde, B. Herbstritt, N. Fohrer, U. Ulrich, 2024:** A multi-method approach for the identification and quantification of water balance components of two lentic small water bodies. *Hydrological Processes* **38** (1), e15058, DOI: 10.1002/hyp.15058.
- Lorenz, S., K. Foit, B. Dewenter, M. Liess, 2022a:** Ist der SPEAR-Index zur Abschätzung der Pflanzenschutzmittelbelastung übertragbar auf Standgewässer der Agrarlandschaft? Anzeige von Pflanzenschutzmittel-Belastungen in kleinen Standgewässern. Is the SPEAR index for estimating the pesticide load transferable to standing waters of the agricultural landscape? Texte Umweltbundesamt **86/2022**, Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, 40 S.
- Lorenz, S., J.J. Rasmussen, A. Süß, T. Kalettka, B. Golla, P. Horney, M. Stähler, B. Hommel, R.B. Schäfer, 2017:** Specifics and challenges of assessing exposure and effects of pesticides in small water bodies. *Hydrobiologia* **793** (1), 213-224, DOI: 10.1007/s10750-016-2973-6.
- Lorenz, S., F.N. Trau, N. Tron, M. Heinz, 2022b:** MOSAIC – Biodiversitätsplattform des Julius Kühn-Instituts zur Gewässerforschung. *Berichte aus dem Julius Kühn-Institut*. Quedlinburg, Deutschland, Saphir-Verl., 223, DOI: 10.5073/20221209-085459.
- Manning, D.W., S.M.P. Sullivan, 2021:** Conservation across aquatic-terrestrial boundaries: Linking continental-scale water quality to emergent aquatic insects and declining aerial insectivorous birds. *Frontiers in Ecology and Evolution* **9**, 633160, DOI: 10.3389/fevo.2021.633160.
- Margalef, R., 1958:** Temporal succession and spatial heterogeneity in natural phytoplankton. *Perspectives in Marine Biology*, DOI: 10.1525/9780520350281-024.
- Mathes, J., G. Plambeck, J. Schaumburg, 2002:** Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km² zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. Implementierung der EU-WRRL in Deutschland: Ausgewählte Bewertungsmethoden und Defizite. Aktuelle Reihe **5** (2002), 15-23.

- Meinikmann, K., M. Hupfer, J. Lewandowski, 2015:** Phosphorus in groundwater discharge – A potential source for lake eutrophication. *Journal of Hydrology* **524**, 214-226, DOI: 10.1016/j.jhydrol.2015.02.031.
- Meinikmann, K., J. Strassemeier, S. Lorenz, 2021:** Konzept für ein Biodiversitätsmonitoring in Kleingewässern der Agrarlandschaft in Deutschland. *Gewässer Themenheft* **216**, DOI: 10.5073/20211216-081403.
- Nijboer, R.C., P.F. Verdonschot, 2000:** Taxonomic adjustment affects data analysis: an often forgotten error. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* **27** (5), 2546-2549, DOI: 10.1080/03680770.1998.11898124.
- Oksanen, J., R. Kindt, P. Legendre, B. O'Hara, M.H.H. Stevens, M.J. Oksanen, M. Suggests, 2007:** The vegan package. *Community ecology package* **10** (631-637), 719.
- Olker, J.H., C.M. Elonen, A. Pilli, A. Anderson, B. Kinziger, S. Erickson, M. Skopinski, A. Pomplun, C.A. LaLone, C.L. Russom, D. Hoff, 2022:** The ECOTOXicology Knowledgebase: A Curated Database of Ecologically Relevant Toxicity Tests to Support Environmental Research and Risk Assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* **41** (6), 1520-1539, DOI: 10.1002/etc.5324.
- Perić, Z., A. Naya Geiger, S. Nordheim, 2022:** Beobachtung der Landschaftselemente anhand von LiDAR-Daten. *Umweltinformationssysteme - Wie trägt die Digitalisierung zur Nachhaltigkeit bei? Tagungsband des 28. Workshops "Umweltinformationssysteme (UIS 2021)" des Arbeitskreises „Umweltinformationssysteme“ der Fachgruppe „Informatik im Umweltschutz“ der Gesellschaft für Informatik (GI)*, Springer, DOI: 10.1007/978-3-658-35685-9_10.
- Peterson, D.R., 1994:** Calculating the aquatic toxicity of hydrocarbon mixtures. *Chemosphere* **29** (12), 2493-2506, DOI: 10.1016/0045-6535(94)90052-3.
- Pettis, J.S., E.M. Lichtenberg, M. Andree, J. Stitzinger, R. Rose, D. Vanengelsdorp, 2013:** Crop pollination exposes honey bees to pesticides which alters their susceptibility to the gut pathogen *Nosema ceranae*. *PloS one* **8** (7), e70182, DOI: 10.1371/journal.pone.0070182.
- Pingel, M., B. Golla, S. Klimek, N. Röder, D. Sietz, submitted:** Typology of agricultural land systems to support targeted conservation measures for farmland biodiversity: A case study from Germany.
- Polst, B.H., J. Allen, F. Hölker, S. Hilt, H. Stibor, E.M. Gross, M. Schmitt-Jansen, 2023:** Exposure pathways matter: Aquatic phototrophic communities respond differently to agricultural run-off exposed via sediment or water. *Journal of Applied Ecology* **60** (9), 1868-1880, DOI: 10.1111/1365-2664.14478.
- Prosser, R., P. Hoekstra, S. Gene, C. Truman, M. White, M. Hanson, 2020:** A review of the effectiveness of vegetated buffers to mitigate pesticide and nutrient transport into surface waters from agricultural areas. *Journal of environmental management* **261**, 110210, DOI: 10.1016/j.jenvman.2020.110210.
- Reichenberger, S., M. Bach, A. Skitschak, H.-G. Frede, 2007:** Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; a review. *Science of the Total Environment* **384** (1-3), 1-35, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2007.04.046.
- Reid, A.J., A.K. Carlson, I.F. Creed, E.J. Eliason, P.A. Gell, P.T. Johnson, K.A. Kidd, T.J. MacCormack, J.D. Olden, S.J. Ormerod, 2019:** Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. *Biological Reviews* **94** (3), 849-873, DOI: 10.1111/brv.12480.

- Rice, C., W.D. Hively, G.W. McCarty, C.J. Hapeman, 2020:** Fluxes of agricultural nitrogen and metolachlor metabolites are highly correlated in a first order stream in Maryland, USA. *Science of the Total Environment* **716**, 136590, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.136590.
- Riedo, J., F.E. Wettstein, A. Rösch, C. Herzog, S. Banerjee, L. Büchi, R. Charles, D. Wächter, F. Martin-Laurent, T.D. Bucheli, F. Walder, M.G.A. van der Heijden, 2021:** Widespread Occurrence of Pesticides in Organically Managed Agricultural Soils — the Ghost of a Conventional Agricultural Past? *Environmental Science & Technology* **55** (5), 2919-2928, DOI: 10.1021/acs.est.0c06405.
- Sánchez-Bayo, F., K.A. Wyckhuys, 2019:** Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological conservation* **232**, 8-27, DOI: 10.1016/j.biocon.2019.01.020.
- Sánchez-Bayo, F., K.A. Wyckhuys, 2021:** Further evidence for a global decline of the entomofauna. *Austral Entomology* **60** (1), 9-26, DOI: 10.1111/aen.12509.
- Scheffer, M., G. Van Geest, K. Zimmer, E. Jeppesen, M. Søndergaard, M. Butler, M. Hanson, S. Declerck, De Meester, 2006:** Small habitat size and isolation can promote species richness: second-order effects on biodiversity in shallow lakes and ponds. *Oikos* **112** (1), 227-231, DOI: 10.1111/j.0030-1299.2006.14145.x.
- Schmidt-Kloiber, A., R.C. Nijboer, 2004:** The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes. *Hydrobiologia* **516** (1), 269-283, DOI: 10.1023/B:HYDR.0000025270.10807.10.
- Schöll, F., A. Haybach, B. König, 2005:** Das erweiterte Potamontypieverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20: kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponente Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie. *Hydrologie und Wasserwirtschaft* **49** (5), 234-247.
- Schweder, H., 1992:** Neue Indices für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie. *Limnologie aktuell* **3**, 353-377.
- Seibold, S., M.M. Gossner, N.K. Simons, N. Blüthgen, J. Müller, D. Ambarlı, C. Ammer, J. Bauhus, M. Fischer, J.C. Habel, 2019:** Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. *Nature* **574** (7780), 671-674, DOI: 10.1038/s41586-019-1684-3.
- Shannon, C.E., 1948:** A mathematical theory of communication. *The Bell system technical journal* **27** (3), 379-423, DOI: 10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x.
- Smith, J., M.J. Samways, S. Taylor, 2007:** Assessing riparian quality using two complementary sets of bioindicators. *Biodiversity and Conservation* **16** (9), 2695-2713, DOI: 10.1007/s10531-006-9081-2.
- Sonderegger, D.L., H. Wang, W.H. Clements, B.R. Noon, 2009:** Using SiZer to detect thresholds in ecological data. *Frontiers in Ecology and the Environment* **7** (4), 190-195.
- Steidl, J., T. Kalettka, V. Ehlert, J. Quast, J. Augustin, 2008:** Minderung der Gewässerbelastung durch Nährstoffrückhalt aus Dränabflüssen in nachgeschalteten Reinigungsteichen, Dränung–Nährstoffausträge, Flächenerfassung und Management. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V.: Hennef, Germany, 96-102.
- Stenström, J.R., J. Kreuger, W. Goedkoop, 2021:** Pesticide mixture toxicity to algae in agricultural streams – Field observations and laboratory studies with in situ samples and reconstituted water. *Ecotoxicology and environmental safety* **215** (L155), 112153, DOI: 10.1016/j.ecoenv.2021.112153.

Strassemeyer, J., D. Daehmlow, A. Dominic, S. Lorenz, B. Golla, 2017: SYNOPS-WEB, an online tool for environmental risk assessment to evaluate pesticide strategies on field level. *Crop protection* **97**, 28-44, DOI: 10.1016/j.cropro.2016.11.036.

Szöcs, E., M. Brinke, B. Karaoglan, R.B. Schäfer, 2017: Large scale risks from agricultural pesticides in small streams. *Environmental Science & Technology* **51** (13), 7378-7385, DOI: 10.1021/acs.est.7b00933.

Team, R.C., 2023: R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, URL: <https://www.R-project.org/>.

Tews, J., U. Brose, V. Grimm, K. Tielbörger, M.C. Wichmann, M. Schwager, F. Jeltsch, 2003: Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: The importance of keystone structures. *Journal of biogeography* **31** (1), 79-92, DOI: 10.1046/j.0305-0270.2003.00994.x.

Trau, F., S. Lorenz, 2024: Status Quo der Fauna von Insekten mit aquatischen Lebensphasen – Erhebungen innerhalb des Projekts "FlnAL – Förderung von Insekten in Agrarlandschaften". DOI: 10.5073/20240411-080031-0.

Trau, F.N., K. Fisch, S. Lorenz, 2023: Habitat type strongly influences the structural benthic invertebrate community composition in a landscape characterized by ubiquitous, long-term occurrences of agricultural stress. *Inland Waters*, 1-45, DOI: 10.1080/20442041.2023.2242084.

Ulrich, U., G. Hörmann, M. Unger, M. Pfannerstill, F. Steinmann, N. Fohrer, 2018: Lentic small water bodies: Variability of pesticide transport and transformation patterns. *Science of the Total Environment* **618**, 26-38, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.11.032

Ulrich, U., S. Lorenz, G. Hörmann, M. Stähler, L. Neubauer, N. Fohrer, 2021: Multiple pesticides in lentic small water bodies: Exposure, ecotoxicological risk, and contamination origin. *Science of the Total Environment* **816**, 151504, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.151504.

Vonberg, D., J. Vanderborght, N. Cremer, T. Pütz, M. Herbst, H. Vereecken, 2014: 20 years of long-term atrazine monitoring in a shallow aquifer in western Germany. *Water Research* **50**, 294-306, DOI: 10.1016/j.watres.2013.10.032.

Wagner, D.L., 2020: Insect declines in the Anthropocene. *Annual review of entomology* **65**, 457-480, DOI: 10.1146/annurev-ento-011019-025151.

Warner, W., S. Zeman-Kuhnert, C. Heim, S. Nachtigall, T. Licha, 2021: Seasonal and spatial dynamics of selected pesticides and nutrients in a small lake catchment – Implications for agile monitoring strategies. *Chemosphere* **281** (2), 130736, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.130736.

Wick, A., B. Bänsch-Baltruschat, M. Keller, A. Scharmüller, R. Schäfer, K. Foit, M. Liess, S. Maaßen, G. Lischeid, 2019: Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden. Teil 2: Konzeption eines repräsentativen Monitorings zur Belastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft. Abschlussbericht. Umweltbundesamt, Texte 08/2019, ISSN 1862-4804 (2019).

Wijewardene, L., N. Wu, Y. Qu, K. Guo, B. Messyas, S. Lorenz, T. Riis, U. Ulrich, N. Fohrer, 2021: Influences of pesticides, nutrients, and local environmental variables on phytoplankton communities in lentic small water bodies in a German lowland agricultural area. *Science of the Total Environment* **780**, 146481, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2021.146481.

Williams, P., M. Whitfield, J. Biggs, S. Bray, G. Fox, P. Nicolet, D. Sear, 2004: Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological conservation* **115** (2), 329-341, DOI: 10.1016/S0006-3207(03)00153-8.

Willkommen, S., M. Pfannerstill, U. Ulrich, B. Guse, N. Fohrer, 2019: How weather conditions and physico-chemical properties control the leaching of flufenacet, diflufenican, and pendimethalin in a tile-drained landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **278**, 107-116, DOI: 10.1016/j.agee.2019.03.017.

Zhang, X., Y. Luo, K.S. Goh, 2017: Modeling spray drift and runoff-related inputs of pesticides to receiving water. *Environmental Pollution* **234**, 48-58, DOI: 10.1016/j.envpol.2017.11.032.

Appendix

Tab. A1 Übersicht über alle analysierten Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe (PSM-WS) mit zugehörigen Werten ihrer mittleren effektiven Konzentration (EC₅₀) und dem dazugehörigen Testorganismus, dazu die Quelle der Werte, die in der Analytik verwendeten, wirkstoffspezifischen Bestimmungsgrenzen (LOQ) und Detektiergrenzen (LOD). Alle EC₅₀-Werte sind entweder der Pesticides Properties Database (PPDB) (Lewis et al., 2016) oder der Ecotox Datenbank (Olker et al., 2022) entnommen.

PSM-WS ID	Wirkstoffname	PSM-Typ	EC ₅₀ (mg/l)	Testorganismus EC ₅₀	Datenbank	LOQ	LOD
4	2,4-D	Herbizid, Pflanzenwachstumsregulator, Metabolit	12.4	<i>Chironomus riparius</i>	Ecotox	0.001	0.0002 – 0.001
10	Acetamiprid	Insektizid	0.01156	<i>Chironomus riparius</i>	Ecotox	0.001	0.0002 – 0.001
14	Aclonifen	Herbizid	1.2	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
1103	Amisulbrom	Fungizid	0.037	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
51	Azoxystrobin	Fungizid	0.23	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
65	Bentazon	Herbizid	100	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
1211	Bixafen	Fungizid	1.2	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
80	Boscalid	Fungizid	5.33	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
90	Bromoxynil	Herbizid, Metabolit	12.5	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
1104	Chlorantraniliprol	Insektizid	0.0116	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
133	Chloridazon	Herbizid	132	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
145	Chlorpyrifos	Insektizid	0.0000240	<i>Chironomus riparius</i>	PPDB	0.0025	0.0001 – 0.001
142	Chlortoluron	Herbizid	67	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
162	Clothianidin	Insektizid, Metabolit	0.029	<i>Chironomus riparius</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
176	Cyazofamid	Fungizid	0.19	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
189	Cyprodinil	Fungizid	0.22	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.005

PSM-WS ID	Wirkstoffname	PSM-Typ	EC ₅₀ (mg/l)	Testorganismus EC ₅₀	Datenbank	LOQ	LOD
208	Dichlorprop	Herbizid	100	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001 – 0.05	0.0002 – 0.05
220	Difenoconazol	Fungizid	0.77	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
225	Diflufenican	Herbizid	0.24	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
229	Dimethachlor	Herbizid	24	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
231	Dimethenamid-P	Herbizid	3.2	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
234	Dimethoat	Insektizid, Akarizid, Metabolit	0.76945	<i>Chironomus riparius</i>	Ecotox	0.001	0.0002 – 0.001
235	Dimethomorph	Fungizid	20.1	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
236	Dimoxystrobin	Fungizid	0.0394	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
257	Epoxiconazol	Fungizid	0.0625	<i>Chironomus riparius</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
277	Famoxadon	Fungizid	0.033	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001 – 0.05	0.0002 – 0.005
297	Fenpropidin	Fungizid	0.54	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
298	Fenpropimorph	Fungizid	2.24	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
312	Florasulam	Herbizid	292	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
320	Fludioxonil	Fungizid	0.4	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
321	Flufenacet	Herbizid	30.9	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
327	Fluopicolide	Fungizid	1.8	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
2292	Flupyrasulfuron-methyl	Herbizid	721	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
339	Flurtamon	Herbizid	13	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
1619	Fluxapyroxad	Fungizid	6.78	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001 – 0.05	0.0002 – 0.05

PSM-WS ID	Wirkstoffname	PSM-Typ	EC ₅₀ (mg/l)	Testorganismus EC ₅₀	Datenbank	LOQ	LOD
347	Foramsulfuron	Herbizid	100	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
385	Imazosulfuron	Herbizid	91	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
386	Imidacloprid	Insektizid, Veterinäre Substanz	0.008775	<i>Chironomus riparius</i>	Ecotox	0.001	0.0002 – 0.001
398	Isoproturon	Herbizid	0.58	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
1380	Isopyrazam	Fungizid	0.044	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
405	Lenacil	Herbizid	8.4	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
414	MCPA	Herbizid, Metabolit	190	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
417	Mecoprop	Herbizid	200	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
428	Mesosulfuron-methyl	Herbizid	100	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
429	Mesotrion	Herbizid	622	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001 – 0.05	0.0002 – 0.05
435	Metamitron	Herbizid	5.7	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001 – 0.005	0.0002 – 0.005
436	Metazachlor	Herbizid	33	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
443	Methiocarb	Insektizid, Molluskizid, Vogelabwehr	0.008	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
452	Metosulam	Herbizid	100	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
454	Metrafenon	Fungizid	0.92	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
455	Metribuzin	Herbizid	49	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
456	Metsulfuron-methyl	Herbizid	43.1	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
465	Napropamid	Herbizid	14.3	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
468	Nicosulfuron	Herbizid	90	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001

PSM-WS ID	Wirkstoffname	PSM-Typ	EC ₅₀ (mg/l)	Testorganismus EC ₅₀	Datenbank	LOQ	LOD
493	Pendimethalin	Herbizid	0.147	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
981	Pethoxamid	Herbizid	23	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
508	Picolinafen	Herbizid	0.45	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
509	Picoxystrobin	Fungizid	0.024	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
512	Pirimicarb	Insektizid	0.017	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
517	Prochloraz	Fungizid	4.3	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
1465	Propamocarb	Fungizid	106	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
532	Propiconazol	Fungizid	10.2	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
537	Propyzamid	Herbizid	5.6	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
536	Proquinazid	Fungizid	0.287	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
538	Prosulfocarb	Herbizid	0.51	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
539	Prosulfuron	Herbizid	120	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
543	Pymetrozin	Insektizid	87	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
545	Pyraclostrobin	Fungizid	0.016	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
546	Pyraflufen-ethyl	Herbizid, Trockenmittel	0.1	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
1099	Pyroxsulam	Herbizid, Graminizid	100	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
558	Quinmerac	Herbizid	100	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
560	Quinoxifen	Fungizid	0.08	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
996	S-Metolachlor	Herbizid	11.2	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001

PSM-WS ID	Wirkstoffname	PSM-Typ	EC ₅₀ (mg/l)	Testorganismus EC ₅₀	Datenbank	LOQ	LOD
2294	Spinosyn A	Insektizid	6.5	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
576	Spiroxamin	Fungizid	6.1	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
577	Sulcotrion	Herbizid	848	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001 – 0.005	0.0002 – 0.005
587	Tebuconazol	Fungizid, Pflanzenwachstumsregulator	2.79	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
600	Terbuthylazin	Herbizid, Mikrobiozid, Algizid	21.2	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
607	Thiacloprid	Insektizid, Molluskizid	0.00106	<i>Chironomus riparius</i>	Ecotox	0.001	0.0001 – 0.001
608	Thiamethoxam	Insektizid	0.078	<i>Chironomus riparius</i>	Ecotox	0.001	0.0001 – 0.001
612	Thifensulfuron-methyl	Herbizid	60.7	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
628	Triasulfuron	Herbizid	100	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
641	Trifloxystrobin	Fungizid	0.011	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001
650	Tritosulfuron	Herbizid	100	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0002 – 0.001
660	Zoxamid	Fungizid	0.78	<i>Daphnia magna</i>	PPDB	0.001	0.0001 – 0.001

Tab. A2 Auflistung aller untersuchten Standorte mit jeweiligem Beprobungsdatum, Bundesland (BL), Agrarraumtyp (ART), jeweils ermittelte Werte für Taxaanzahl, Anzahl besonders sensibler Arten (EPT, Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera) und Shannon-Indexe. Außerdem ermittelte Indikatorklassen für die Indikatoren zur Pflanzenschutzmittelbelastung (PSM-Klasse) und zugehörigem Wirkstoff (PSM-WS) sowie $\log TU_{\max}$ -Werten, Nährstoff-Klasse (NST-Klasse) mit Phosphat-P-Konzentrationen, Ufervegetation (Uferveg.) mit prozentualen Anteil, sowie Klassen zum Wirkungsindikator Biodiversität (Biodiv.) und Habitatvielfalt mit zugehörigem Margalef-Index. Von der Analyse ausgeschlossene statistische Ausreißer sind kursiv und symbolisch (†) gekennzeichnet.

Stand- ort-ID	Datum Probe- nahme	BL	ART	Taxa- Zahl	EPT- Zahl	Shan- non- Index	$\log TU_{\max}$	$\log TU_{\max}$ PSM-WS	PSM- Klasse	Phos- phat-P ($\mu\text{g/l}$)	NST- Klasse	Uferveg. (%)	Uferveg.- Klasse	Margalef- Index	Biodiv. & Habitat- vielfalt-Klasse
4	19.04.2018	BB	A	24	2	2.41	-5.56	Fenpro- pimorph	sehr gut	94.50	polytroph 1	14.37	schlecht	4.99	mittel
5	24.04.2018	BB	A	42	5	1.86	-5.87	Propyz- amid	sehr gut	113.76	polytroph 1	44.82	gut	6.86	gut
6	26.04.2021	BB	A	55	8	2.30	-5.68	Diflufe- nican	sehr gut	7.20	mesotroph	50.26	gut	7.98	sehr gut
7	24.04.2018	BB	A	49	3	2.65	-5.26	Propyz- amid	sehr gut	453.24	hypertroph	51.87	gut	7.86	sehr gut
8	27.04.2021	BB	A	36	3	2.67	-3.52	Epoxico- nazol	gut	7.20	mesotroph	8.21	sehr schlecht	6.20	gut
9	28.04.2021	BB	A	20	4	1.90	-3.45	Epoxico- nazol	gut	61.20	eutroph 2	13.25	schlecht	3.70	schlecht
18	27.04.2021	BB	A	15	2	0.81	-1.95	Pyraclo- strobin	schlecht	50.40	eutroph 2	0.00 [†]	<i>sehr schlecht[†]</i>	2.32	sehr schlecht
20	28.04.2021	BB	A	19	4	1.78	-3.35	Epoxico- nazol	gut	54.00	eutroph 2	0.00	sehr schlecht	3.07	sehr schlecht
27	02.04.2019	BB	A	46	4	2.33	-3.33	Thiaclo- prid	gut	5.40	mesotroph	46.45	gut	7.82	sehr gut

Stand- ort-ID	Datum Probe- nahme	BL	ART	Taxa- Zahl	EPT- Zahl	Shan- non- Index	logTU _{max}	logTU _{max} PSM-WS	PSM- Klasse	Phos- phat-P (µg/l)	NST- Klasse	Uferveg. (%)	Uferveg.- Klasse	Mar- galef- Index	Biodiv. & Habitat- vielfalt-Klasse
28	03.04.2019	BB	A	27	1	1.57	-5.66	Azoxystrobin	sehr gut	8.03	mesotroph	4.34	sehr schlecht	4.16	schlecht
30	02.04.2019	BB	A	47	7	2.34	-4.34	Trifloxystrobin	sehr gut	3.31	mesotroph	7.90	sehr schlecht	8.26	sehr gut
31	04.04.2019	BB	A	20	1	1.39	-5.62	Tebuconazol	sehr gut	11.88	mesotroph	1.65	sehr schlecht	3.14	sehr schlecht
32	04.04.2019	BB	A	36	2	1.52	-5.66	Azoxystrobin	sehr gut	48.67	eutroph 2	13.15	schlecht	4.69	mittel
33	03.04.2019	BB	A	28	1	2.18	-4.79	Diflufenican	sehr gut	39.28	eutroph 2	25.51	schlecht	5.00	mittel
34	03.04.2019	BB	A	19	1	1.37	-4.84	Diflufenican	sehr gut	21.02	eutroph 1	12.51	sehr schlecht	3.94	schlecht
35	09.04.2019	BB	A	31	3	1.60	-5.95	Picolinafen	sehr gut	22.14	eutroph 1	14.05	schlecht	4.04	schlecht
36	03.04.2019	BB	A	18	1	2.12	-4.34	Trifloxystrobin	sehr gut	14.65	mesotroph	5.42	sehr schlecht	3.83 ⁺	<i>schlecht</i> ⁺
37	11.04.2018	MV	A	18	3	1.77	-3.74	Clothianidin	gut	74.27	eutroph 2	NA	NA	3.04	sehr schlecht
40	05.04.2018	MV	B	25	4	1.85	-5.32	Bixafen	sehr gut	76.50	eutroph 2	NA	NA	3.99	schlecht
41	05.04.2018	MV	A	25	3	2.09	-3.42	Epoxiconazol	gut	1251.0 0	hypertroph	NA	NA	4.35	schlecht

Stand- ort-ID	Datum Probe- nahme	BL	ART	Taxa- Zahl	EPT- Zahl	Shan- non- Index	logTU _{max}	logTU _{max} PSM-WS	PSM- Klasse	Phos- phat-P (µg/l)	NST- Klasse	Uferveg. (%)	Uferveg.- Klasse	Mar- galef- Index	Biodiv. & Habitat- vielfalt-Klasse
42	04.04.2018	MV	A	28	3	1.81	-3.74	Epoxico- nazol	gut	167.63	polytroph 1	NA	NA	4.76	mittel
43	04.04.2018	MV	A	48	5	1.77	-3.88	Clothia- nidin	gut	14.63	mesotroph	NA	NA	6.48	gut
52	11.04.2018	MV	A	36	9	2.43	-3.12	Dimoxy- strobin	mittel	50.62	eutroph 2	NA	NA	6.75	gut
53	11.04.2018	MV	A	24	4	2.36	-3.41	Propyz- amid	gut	31.50	eutroph 1	NA	NA	4.78	mittel
54	10.04.2018	MV	B	37	4	1.40	-3.28	Epoxico- nazol	gut	62.89	eutroph 2	NA	NA	5.12	mittel
55	10.04.2018	MV	A	43	4	2.10	-3.70	Epoxico- nazol	gut	149.62	polytroph 1	NA	NA	7.22	gut
57	04.04.2018	MV	B	40	8	1.42	-3.94	Epoxico- nazol	gut	87.77	polytroph 1	NA	NA	5.20	mittel
61	09.04.2018	MV	A	37	3	1.08	-4.12	Epoxico- nazol	gut	371.27	hypertroph	NA	NA	4.33	schlecht
62	09.04.2018	MV	A	43	5	1.82	-4.82	Diflufe- nican	sehr gut	734.62	hypertroph	NA	NA	6.93	gut
64	06.04.2018	MV	A	36	5	2.19	-4.54	Diflufe- nican	sehr gut	322.88	polytroph 2	NA	NA	5.72	mittel
65	06.04.2018	MV	A	22	4	1.45	-3.10	Imida- clopid	mittel	108.00	polytroph 1	NA	NA	3.23	schlecht

Stand- ort-ID	Datum Probe- nahme	BL	ART	Taxa- Zahl	EPT- Zahl	Shan- non- Index	logTU _{max}	logTU _{max} PSM-WS	PSM- Klasse	Phos- phat-P (µg/l)	NST- Klasse	Uferveg. (%)	Uferveg.- Klasse	Mar- galef- Index	Biodiv. & Habitat- vielfalt-Klasse
67	12.04.2018	MV	A	25	4	2.01	-3.96	Clothia- nidin	gut	59.62	eutroph 2	NA	NA	4.21	schlecht
69	04.04.2018	MV	B	17	2	1.62	-5.94	Propyz- amid	sehr gut	156.38	polytroph 1	NA	NA	3.50	schlecht
70	05.04.2018	MV	A	36	5	1.87	-3.71	Epoxico- nazol	gut	48.38	eutroph 2	NA	NA	5.18	mittel
72	06.04.2018	MV	A	25	5	2.02	-3.22	Epoxico- nazol	mittel	56.25	eutroph 2	NA	NA	3.81	schlecht
74	10.04.2018	MV	B	42	8	1.75	-3.75	Clothia- nidin	gut	14.62	mesotroph	NA	NA	6.02	gut
75	09.04.2018	MV	A	32	4	1.87	-3.60	Epoxico- nazol	gut	490.50	hypertroph	NA	NA	5.01	mittel
77	09.04.2018	MV	A	31	3	1.57	-3.69	Tebuco- nazol	gut	22.50	eutroph 1	NA	NA	4.08	schlecht
79	11.04.2018	MV	A	11	0	1.40	-4.51	Diflufe- nican	sehr gut	14.62	mesotroph	NA	NA	2.44 ⁺	<i>sehr schlecht</i> ⁺
83	12.04.2018	MV	A	27	4	1.36	-4.52	Epoxico- nazol	sehr gut	34.88	eutroph 1	NA	NA	4.08	schlecht
84	10.04.2018	MV	A	33	3	0.61	-3.02	Clothia- nidin	mittel	27.00	eutroph 1	NA	NA	4.19	schlecht
97	26.04.2021	BB	A	36	5	2.46	-5.10	Epoxico- nazol	sehr gut	147.60	polytroph 1	38.76	mittel	5.64	mittel

Stand- ort-ID	Datum Probe- nahme	BL	ART	Taxa- Zahl	EPT- Zahl	Shan- non- Index	logTU _{max}	logTU _{max} PSM-WS	PSM- Klasse	Phos- phat-P (µg/l)	NST- Klasse	Uferveg. (%)	Uferveg.- Klasse	Mar- galef- Index	Biodiv. & Habitat- vielfalt-Klasse
109	18.04.2018	BB	A	43	5	2.09	-4.29	Epoxico- nazol	sehr gut	324.00	polytroph 2	19.47	schlecht	7.29	gut
110	18.04.2018	BB	A	18	2	0.95	-5.77	Terbu- thylazin	sehr gut	370.13	hypertroph	5.78	sehr schlecht	2.49	sehr schlecht
111	18.04.2018	BB	A	23	5	1.68	-6.07	Tebuco- nazol	sehr gut	127.13	polytroph 1	23.82	schlecht	4.13	schlecht
113	17.04.2018	BB	A	37	5	2.01	-4.06	Epoxico- nazol	gut	185.63	polytroph 2	20.48	schlecht	6.26	gut
114	17.04.2018	BB	A	26	6	1.14	-6.05	Tebuco- nazol	sehr gut	46.13	eutroph 2	0.00	sehr schlecht	3.36	schlecht
120	19.04.2018	BB	A	36	7	2.15	-4.86	Azoxystrobin	sehr gut	100.12	polytroph 1	14.85	schlecht	4.87	mittel
121	19.04.2018	BB	A	40	4	2.66	-5.92	Propiconazol	sehr gut	34.88	eutroph 1	0.68	sehr schlecht	6.23	gut
122	19.04.2018	BB	A	21	3	1.92	-5.95	Propyzamid	sehr gut	379.12	hypertroph	5.21	sehr schlecht	3.48	schlecht
123	19.04.2018	BB	B	39	6	2.10	-4.33	Epoxiconazol	sehr gut	41.62	eutroph 2	1.94	sehr schlecht	5.42	mittel
124	25.04.2018	BB	A	35	2	1.54	-5.74	Propyzamid	sehr gut	898.92	hypertroph	52.87	gut	4.67	mittel
125	25.04.2018	BB	A	54	10	2.63	-5.97	Propyzamid	sehr gut	146.16	polytroph 1	35.95	mittel	8.33	sehr gut

Stand- ort-ID	Datum Probe- nahme	BL	ART	Taxa- Zahl	EPT- Zahl	Shan- non- Index	logTU _{max}	logTU _{max} PSM-WS	PSM- Klasse	Phos- phat-P (µg/l)	NST- Klasse	Uferveg. (%)	Uferveg.- Klasse	Mar- galef- Index	Biodiv. & Habitat- vielfalt-Klasse
126	26.04.2021	BB	A	52	9	1.71	-5.43	Fluxa-py- roxad	sehr gut	3.60	mesotroph	35.65	mittel	8.26	sehr gut
131	17.04.2018	BB	A	43	5	2.02	-5.47	Terbu- thylazin	sehr gut	52.88	eutroph 2	7.85	sehr schlecht	6.45	gut
132	17.04.2018	BB	A	17	1	0.50	-6.12	Tebuco- nazol	sehr gut	64.13	eutroph 2	55.56	gut	2.26	sehr schlecht
133	25.04.2018	BB	A	39	4	2.20	-4.81	Pendi- methalin	sehr gut	617.76	hypertroph	26.50	mittel	5.89	mittel
142	02.04.2019	BB	A	24	6	2.58	-4.34	Trifloxy- strobin	sehr gut	3.89	mesotroph	5.08	sehr schlecht	4.48	schlecht
143	03.04.2019	BB	A	22	2	2.14	-4.82	Diflufe- nican	sehr gut	72.47	eutroph 2	3.19	sehr schlecht	3.67	schlecht
144	03.04.2019	BB	A	39	6	2.76	-3.33	Thiacto- prid	gut	2.77	mesotroph	22.40	schlecht	8.34	sehr gut
145	09.04.2019	BB	A	26	0	1.88	-3.86	Aceta- miprid	gut	9.97	mesotroph	30.23	mittel	3.83	schlecht
146	02.04.2019	BB	A	18	3	1.98	-4.94	Isopyra- zam	sehr gut	11.88	mesotroph	54.53	gut	4.26	schlecht
147	09.04.2019	BB	A	17	2	0.67	-0.15	Chlorpy- rifos	sehr schlecht	9.68	mesotroph	19.65	schlecht	2.50	sehr schlecht
148	15.05.2019	BB	A	46	3	2.14	-4.12	Pyracl- strobin	gut	173.23	polytroph 1	71.25	sehr gut	7.55	sehr gut

Stand- ort-ID	Datum Probe- nahme	BL	ART	Taxa- Zahl	EPT- Zahl	Shan- non- Index	logTU _{max}	logTU _{max} PSM-WS	PSM- Klasse	Phos- phat-P (µg/l)	NST- Klasse	Uferveg. (%)	Uferveg.- Klasse	Mar- galef- Index	Biodiv. & Habitat- vielfalt-Klasse
149	15.05.2019	BB	A	37	4	2.42	-4.20	Isopro- turon	gut	765.32	hypertroph	9.00	sehr schlecht	6.25	gut
150	15.05.2019	BB	B	39	3	2.26	-5.59	Prosulfo- carb	sehr gut	658.55	hypertroph	0.05	sehr schlecht	7.18	gut
151	15.05.2019	BB	A	42	4	2.02	-4.51	Pyraclo- strobin	sehr gut	35.60	eutroph 1	0.31	sehr schlecht	6.62	gut
152	14.05.2019	BB	A	34	2	1.81	-3.40	Epoxico- nazol	gut	1203.1 6	hypertroph	0.00	sehr schlecht	5.01	mittel
153	14.05.2019	BB	A	40	6	2.22	-5.63	Prosulfo- carb	sehr gut	41.54	eutroph 2	18.36	schlecht	5.30	mittel
154	14.05.2019	BB	A	40	3	2.04	-5.63	Prosulfo- carb	sehr gut	312.05	polytroph 2	33.77	mittel	6.27	gut
155	14.05.2019	BB	A	19	3	1.16	-4.51	Pyraclo- strobin	sehr gut	73.58	eutroph 2	3.49	sehr schlecht	2.50	sehr schlecht
156	14.05.2019	BB	A	38	3	1.47	-5.50	Prosulfo- carb	sehr gut	341.71	polytroph 2	26.36	mittel	5.04	mittel
157	09.05.2019	BB	A	28	3	1.42	-1.10	Chlorpy- rifos	sehr schlecht	3.89	mesotroph	50.42	gut	3.97	schlecht
158	09.05.2019	BB	A	41	3	2.01	-1.27	Chlorpy- rifos	sehr schlecht	12.17	mesotroph	51.91	gut	5.59	mittel
159	08.05.2019	BB	B	26	4	2.18	-1.10	Chlorpy- rifos	sehr schlecht	3.60	mesotroph	9.26	sehr schlecht	3.92	schlecht

Stand- ort-ID	Datum Probe- nahme	BL	ART	Taxa- Zahl	EPT- Zahl	Shan- non- Index	logTU _{max}	logTU _{max} PSM-WS	PSM- Klasse	Phos- phat-P (µg/l)	NST- Klasse	Uferveg. (%)	Uferveg.- Klasse	Mar- galef- Index	Biodiv. & Habitat- vielfalt-Klasse
161	07.05.2019	BB	A	21	3	0.56	-1.10	Chlorpy- rifos	sehr schlecht	4.43	mesotroph	41.05	gut	3.47	schlecht
162	08.05.2019	BB	B	46	4	2.10	-6.24	Tebuco- nazol	sehr gut	262.15	polytroph 2	28.40	mittel	6.69	gut
165	08.05.2019	BB	A	45	3	2.28	-4.70	Diflufe- nican	sehr gut	18.79	eutroph 1	2.42	sehr schlecht	5.91	mittel
173	27.04.2021	BB	A	13	3	1.10	-3.86	Epoxico- nazol	gut	64.80	eutroph 2	0.00	sehr schlecht	1.95	sehr schlecht
266	28.04.2021	BB	A	30	3	2.06	-3.40	Epoxico- nazol	gut	28.80	eutroph 1	1.31	sehr schlecht	4.92	mittel
267	28.04.2021	BB	A	39	6	1.06	-2.12	Pyraclro- strobin	schlecht	360.00	polytroph 2	0.47	sehr schlecht	5.39	mittel

Tab. A3 Fälle im Zuge der taxonomischen Harmonisierung der Identifizierungsniveaus von Makrozoobenthos (MZB) innerhalb des analysierten Datensatzes, bei denen abweichend des beschriebenen Verfahrens Abundanzen angepasst werden mussten (n = Abundanz pro m² und Kleingewässer).

Proben-ID	Sonderfall
155	Hydroporinae (n = 0.89) konnten nicht aufgeteilt werden. In drei Nachbargewässern (156, 157, 158) wurden die Familie ebenfalls gefunden. Sie wurde äquivalent zu den Funden in Gewässer 156 umgeschrieben, da es an denselben Schlag angrenzt, örtlich am nächsten ist und von der vegetativen Ausstattung am ähnlichsten erscheint. Verhältnis der zwei gefundenen Gattungen <i>Hygrotus</i> 87.00 % und <i>Hyphydrus</i> 13.00 %.
28	Hydroporinae (n = 0.64) ließ sich nicht auflösen und es gibt keine MZB-Daten des Standorts aus anderen Jahren. Das Nachbar-Gewässer 36 wurde aufgrund seiner ähnlichen Größe, Verortung im selben Feld und ähnlicher Ausstattung zur Referenz ausgewählt. Dort wurden im selben Jahr nur <i>Hygrotus</i> gefunden, also wurde der Fund in Gewässer 28 ebenfalls auf <i>Hygrotus</i> umgeschrieben.
27	Vertiginidae (n = 0.31) wurden auf <i>Vertigo</i> umgeschrieben, da dies im vorliegenden Datensatz (z. B. Gewässer 6, die Gewässer sind zwar recht weit weg, aber selber Gewässertyp und ebenfalls in Brandenburg) die einzige gefundene Gattung der Familie ist.
31	Lymnaeidae (n = 0.89) konnten nicht aufgeteilt werden; in unmittelbarem Nachbargewässer 32, das auch relativ ähnliche Habitatstruktur aufweist (nur mehr Ufervegetation/Büsche) wurden <i>Lymnaea</i> und <i>Radix</i> gefunden, und wurden deshalb anteilig auf diese Gattungen umgeschrieben. Verhältnis der zwei gefundenen Gattungen <i>Lymnaea</i> 55.10 % und <i>Radix</i> 44.90 %.
154	Vertiginidae (n = 0.44) wurden auf <i>Vertigo</i> umgeschrieben, da dies im vorliegenden Datensatz (z. B. Gewässer 6, die Gewässer sind zwar recht weit weg, aber selber Gewässertyp und ebenfalls in Brandenburg) die einzige gefundene Gattung der Familie ist.
155	Vertiginidae (n = 0.44) wurden auf <i>Vertigo</i> umgeschrieben, da dies im vorliegenden Datensatz (z. B. Gewässer 6, die Gewässer sind zwar recht weit weg, aber selber Gewässertyp und ebenfalls in Brandenburg) die einzige gefundene Gattung der Familie ist.
162	Vertiginidae (n = 0.44) wurden auf <i>Vertigo</i> umgeschrieben, da dies im vorliegenden Datensatz (z. B. Gewässer 6, die Gewässer sind zwar recht weit weg, aber selber Gewässertyp und ebenfalls in Brandenburg) die einzige gefundene Gattung der Familie ist.
30	Limnephilidae (n = 2.67) konnten nicht aufgeteilt werden, da keine anderen Daten zu der Familie in dieser Probe und keine anderen Proben des Standorts vorhanden sind. Deshalb wurde das Nachbargewässer 142, da ähnlichste Vegetation, ausgewählt und auf dessen Artverteilung desselben Jahres übertragen. Verhältnis der gefundenen Arten: <i>Limnephilus auricula</i> : 4.88 %, <i>Limnephilus bipunctual</i> : 35.37 %, <i>Limnephilus flavicornis</i> : 34.14 %, <i>Limnephilus incisus</i> : 4.88 %, <i>Limnephilus marmoratus</i> : 6.09 %, <i>Limnephilus vittatus</i> : 14.63 %
34	Limnephilidae (n = 4.0) konnten nicht aufgeteilt werden, da keine anderen Daten in dieser Probe und keine anderen Proben des Standorts vorhanden sind. Das Nachbargewässer 36 ist sehr nah und hat ähnliche Vegetation, außerdem ist das einzige andere Gewässer innerhalb dieses Ackers das Limnephilidae Daten hat – hier gibt es ausschließlich <i>Limnephilus flavicornis</i> (und ebenfalls nur auf die Familie bestimmte Limnephilidae), deshalb alles auf diese Art übertragen.

126	Auch zu <i>Orthotrichia</i> (n = 3.45) fehlen Referenzdaten, allerdings gibt es <i>Orthotrichia</i> im gesamten Datensatz nur auf Gattungslevel, wodurch die Vergleichbarkeit hier ohnehin gegeben ist. <i>Orthotrichia</i> bleibt also auf Gattungslevel.
267	In diesem Gewässer wurde nur eine Art der Gattung <i>Grammotaulius</i> (n = 0.44) gefunden, wird deshalb auf diese umgeschrieben: <i>Grammotaulius nigropunctatus</i> .
