

Karin Meinikmann<sup>1</sup>, Jörn Strassemeyer<sup>2</sup>, Stefan Lorenz<sup>1</sup>

Julius Kühn-Institut (JKI) Bundesforschungsanstalt für Kulturpflanzen

<sup>1</sup>Institut für Ökologische Chemie, Pflanzenanalytik und Vorratsschutz, Berlin

<sup>2</sup>Julius Kühn-Institut, Institut für Strategien und Folgenabschätzung, Kleinmachnow

## Konzept für ein Biodiversitätsmonitoring in Kleingewässern der Agrarlandschaft in Deutschland

*Concept for biodiversity monitoring in  
small waterbodies of the agricultural landscape  
in Germany*



Berichte aus dem Julius Kühn-Institut

Themenheft

# Gewässer 216

## **Kontaktadresse/ Contact**

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

E-Mail: [OEPV@julius-kuehn.de](mailto:OEPV@julius-kuehn.de)

Telefon: +49 (0) 30 8304-1

Telefax: +49 (0) 30 8304-2503

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://ojs.openagrar.de/index.php/BerichteJKI>  
Reports from the Julius Kühn Institute are available free of charge under  
<https://ojs.openagrar.de/index.php/BerichteJKI>

## **Herausgeber / Editor**

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

**ISSN 1866-590X**

**DOI 10.5073/20211216-081403**



© Der Autor/ Die Autorin 2021.

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) 2021.

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>)

# Inhaltsverzeichnis

<b>Zusammenfassung</b>	<b>4</b>
<b>Abstract</b>	<b>5</b>
<b>Einleitung</b>	<b>7</b>
<i>Ausgangslage</i>	7
<i>Effekte der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Biodiversität der Kleingewässer</i>	7
<i>Untersuchungsgegenstand und Auswertungseinheit</i>	9
<i>Indikatoren zur Erfassung des Zustands der Biodiversität und der Belastungen</i>	12
<b>Erfassungsmethoden der Organismen</b>	<b>16</b>
<b>Erfassungsmethoden der Lebensräume &amp; der Treiber für Veränderungen</b>	<b>17</b>
<i>Belastungsindikator „Pflanzenschutzmittelbelastung“</i>	17
<i>Belastungsindikator „Nährstoffbelastung“</i>	18
<i>Belastungsindikator „Risiko von Pflanzenschutzmittelanwendungen für Gewässerorganismen“</i>	18
<i>Belastungsindikator „Gewässervegetation“</i>	18
<i>Belastungsindikator „Ufervegetation“</i>	18
<b>Design des Monitorings und Stichprobenauswahl</b>	<b>19</b>
<i>Poweranalyse zur Abschätzung der Stichprobengröße</i>	19
<i>Monitoring in Zeit und Raum sowie Erhebungsdesign</i>	20
<i>Datenerhebung und -auswertung</i>	21
<i>Weitere Entwicklungen und Erweiterungsoptionen</i>	22
<b>Synergien mit anderen Monitoringaktivitäten</b>	<b>24</b>
<i>Synergien zur Umsetzung des Insektenmonitorings</i>	27
<i>Synergien zur Umsetzung des FFH-Monitorings</i>	28
<i>Synergien zur Umsetzung des Monitorings der biologischen Vielfalt im Wald</i>	29
<i>Synergien zur Umsetzung des NAP</i>	30
<i>Synergien innerhalb von MonViA</i>	31
<b>Datenmanagement</b>	<b>32</b>
<b>Literatur</b>	<b>35</b>



<b>ANLAGE I – Entwicklung der Stichprobenkulissen</b>	<b>40</b>
<i>Kleingewässertypen</i>	40
<i>Agrarräume</i>	42
<i>Verschneidung von Kleingewässertypen und Agrarräumen</i>	44
<i>Literatur</i>	47
<b>ANLAGE II – Wirkungsindikator „Biodiversität und Habitatvielfalt“</b>	<b>48</b>
<b>ANLAGE III – Wirkungsindikator „Biodiversität und Pflanzenschutz“</b>	<b>50</b>
<b>ANLAGE IV – Belastungsindikator „Risiko von Pflanzenschutzmittelanwendungen für Gewässerorganismen“</b>	<b>52</b>
<i>Risikoanalyse mit dem Modell SYNOPS</i>	52
<i>Methode der räumlichen Risikoanalyse</i>	53
<i>Untersuchungsregionen und Datenbasis</i>	53
<i>Ableitung der generischen Anwendungsmuster aus der PAPA-Erhebung</i>	54
<i>Methodik der Risikoabschätzung auf Schlagebene</i>	56
<i>Räumliche Aggregation der Risikoindizes und Berechnungen der relativen Risikoindices</i>	59
<i>Literatur</i>	59

## Zusammenfassung

Intensive landwirtschaftliche Nutzung kann zu Gewässerbelastungen durch Pflanzenschutzmittel oder Nährstoffüberschüsse führen und die Habitatqualität und -quantität beeinträchtigen. Das kann zu negativen Auswirkungen auf aquatische Organismen in der Agrarlandschaft führen. Mit dem vorliegenden Konzept sollen Zustand, Trends und Belastungsfaktoren der Biodiversität in stehenden Kleingewässern der Agrarlandschaft Deutschlands erfasst werden. Dabei werden Daten zur Diversität der ausgewählten Organismengruppe des Makrozoobenthos (am Gewässergrund lebende wirbellose Organismen, z.B. Insekten) systematisch in verschiedenen Kleingewässertypen und Agrarräumen erhoben. Organismen des Makrozoobenthos sind nachgewiesenermaßen gute Bioindikatoren für eine Vielzahl an anthropogenen Veränderungen in Ökosystemen. Die im Konzept berücksichtigten Kleingewässertypen sind die Sölle der nordostdeutschen Tiefebene, die Heideweiher des nordwestdeutschen Tieflandes, die Moortümpel Nord- und Mitteldeutschlands, sowie die ubiquitären Alt- und Auengewässer. Die vier berücksichtigten Agrarräume, die aus dem Projekt „BM-Landwirtschaft“ übernommen wurden, sind Regionen des intensiven Ackerbaus, des hoch-intensiven Ackerbaus, der hochintensiven Schweine- und Geflügelzucht sowie der hochintensiven Rinderhaltung.

Im Rahmen eines Trendmonitorings sollen für alle genannten Kleingewässer- und Agrarraum-Typen biodiversitätsrelevante Indikatoren erhoben werden. Als Datengrundlagen dienen neben Feld-Erhebungen auch fernerkundungsbasierte Daten. Die Indikatoren dienen zur Erfassung und Bewertung des Zustands der Biodiversität (drei Indikatoren) und der Wirkung (zwei Indikatoren) entsprechender Belastungsfaktoren (fünf Indikatoren). Dabei erlauben besonders die beiden Wirkungsindikatoren „Biodiversität und Pflanzenschutz“ sowie „Biodiversität und Habitatvielfalt“ Rückschlüsse auf den direkten Zusammenhang zwischen Biodiversität und Gefährdungsursachen. Die Datenauswertung erfolgt sowohl auf nationaler Ebene für die gesamte offene Agrarlandschaft als auch auf der Ebene der Agrarräume. Die vorgestellten Indikatoren sollen dabei alle fünf Jahre aktualisiert und berichtet werden. Durch den Anlagen-basierten Charakter des Konzeptes sind die Indikatoren zukünftig methodisch beständig aktualisierbar und das Indikatoren-Set ggfs. erweiterbar.

Poweranalysen haben ergeben, dass eine Stichprobe von  $n = 80$  Kleingewässern je Kleingewässertyp / Agrarraum geeignet ist, um Biodiversitätsveränderungen von 10% zwischen den Erhebungszeiträumen nachzuweisen. Die Gesamtstichprobe von  $n = 320$  für vier Kleingewässertypen wird paritätisch auf der Grundlage der Anteile der beiden häufigsten Agrarraumtypen im Verbreitungsgebiet des jeweiligen Kleingewässertyps zusammengestellt. Das Konzept stellt außerdem einen Verteilungsschlüssel der Stichprobengewässer für die jeweiligen Bundesländer je Agrarraum und Kleingewässertyp bereit.

Es wird vorgeschlagen, das Indikatoren-Set durch drei Module eines vertiefenden Monitorings zu erweitern. Einer dieser Indikatoren soll Frequenz und Ausmaß von Austrocknung der Gewässer als Folge des Klimawandels dokumentieren. Daneben wird empfohlen, den Zustand der Biodiversität ebenfalls im Kleingewässertyp der Quellgewässer in drei relevanten Agrarräumen sowie die Biodiversität der Kleingewässer im relevanten Agrarraum „Heterogenes Grünland-Mosaik“ zu erheben.

Die bereits am Julius Kühn-Institut zur Umsetzung des Nationalen Aktionsplans Pflanzenschutz (NAP) entwickelte Datenbankstruktur ist auch für die Umsetzung des MonViA-Monitorings der Biodiversität in Kleingewässern geeignet. Auch für die Daten der aus Fernerkundung abgeleiteten Belastungsindikatoren steht bereits eine adäquate Datenmanagementstruktur zur Verfügung. Ein externer Zugriff auf die Daten wird über ein fertig entwickeltes Wissensportal des Julius Kühn-Instituts zum Thema Kleingewässerschutz in Agrarlandschaften gewährleistet. Hier wurden bereits entsprechende Routinen zur Darstellung des MonViA-Indikatorensets implementiert.

**Stichwörter:** Eutrophierung, Gewässerorganismen, Indikatoren, Insekten, Landwirtschaft, Makrozoobenthos, Pflanzenschutzmittel

## **Abstract**

Agricultural land use can lead to nutrient and pesticide pollution as well as habitat degradation in small lentic water bodies. It might result impair natural biodiversity in these ecosystems. The present concept aims at recording status, trends and drivers of biodiversity in small lentic water bodies in Germany's agricultural landscape. Data on the diversity of the selected organism group of benthic invertebrates (invertebrate organisms living at the bottom of water bodies, e.g. insects) are systematically collected in different types of small lentic bodies and agricultural land system types. Benthic invertebrates have been proven to be excellent bioindicators for a variety of anthropogenic impacts on ecosystems. Types of small lentic bodies considered in the concept are kettle holes of the north-eastern German lowlands, heath ponds of the north-western German lowlands, bog ponds of northern and central Germany, and the ubiquitous oxbow lakes and floodplain waters. Five agricultural land system types are considered, which were adopted from the project „BM-Landwirtschaft“. They include „moderate intensity arable crop farming“, „high intensity arable crop farming“, „high-intensity pig and poultry farming“, and „high intensity cattle farming“.

The continuous assessment will be based on biodiversity-relevant indicators for the entire set of above-mentioned types of small water bodies and agricultural land system types. The indicators serve to record and assess the state of biodiversity (three indicators) and the impact (two indicators) of corresponding pressure factors (five indicators). In particular, the two impact indicators "biodiversity and plant protection" as well as "biodiversity and habitat quality" allow conclusions about the direct impact of agricultural pressures on biodiversity.

Data evaluation will be carried out for both, the national level of the entire open agricultural landscape and each of the agricultural land system types. The indicators will be updated and reported on every five years. Due to the annex-based character of the concept, the indicators can be modified and the indicator set can be expanded if necessary.

Power analyses resulted in a sample of  $n = 80$  small water bodies per small water body type / agricultural land system type needed for measuring changes of about 10% of Shannon biodiversity in the five-year reporting cycle. The total sample is distributed according to the proportions of the two most common agricultural land system types in the range of the respective small water body

type. The concept also provides a distribution key for the number of sampled waters per agricultural land system type and small water body type for the federal states concerned.

It is proposed to expand the set of indicators by three modules of question-based monitoring. One of these is supposed to document frequency and extent of desiccation of small lentic water bodies as a result of climate change. In addition, it is recommended to additionally survey the state of biodiversity of spring waters for three relevant agricultural land system types as well as in small lentic water bodies of the land system type "diverse grassland mosaic".

The database structure already developed at the Julius Kühn Institute for the implementation of the National Action Plan for Plant Protection (NAP) is also suitable for the implementation of the MonViA monitoring of biodiversity in small water bodies. Additionally, an adequate data management structure is already available for the data of the pressure indicators derived from remote sensing. Access to the data is guaranteed via a fully developed information platform on small water body protection in agricultural landscapes at Julius Kühn Institute. In addition, corresponding routines for the presentation of the MonViA indicator set have already been implemented.

**Keywords:** agriculture, aquatic organisms, benthic invertebrates, eutrophication, indicators, insects, plant protection products

# Einleitung

## Ausgangslage

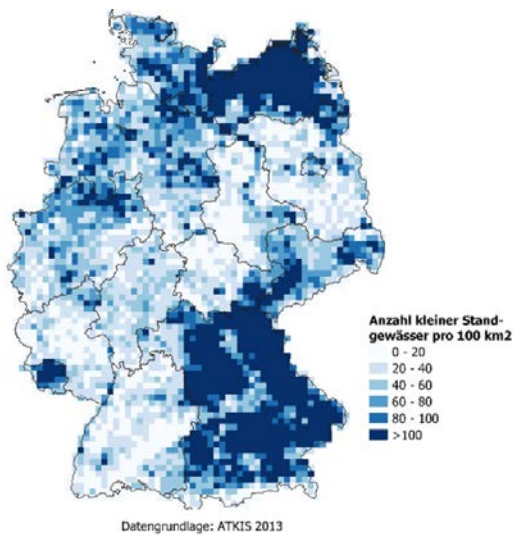
Stehende Kleingewässer der Agrarlandschaft (definiert als Gewässer mit einer Größe von weniger als 10.000 m<sup>2</sup>) erbringen zahlreiche Ökosystemleistungen für die Gesellschaft (VASIĆ et al., 2020). Sie tragen zum Wasserrückhalt in der Landschaft bei und können die Folgen des Klimawandels abschwächen (STEIDL et al., 2008; CÉRÉGHINO et al., 2014; BOLPAGNI et al., 2019). Kleingewässer spielen eine zentrale Rolle bei der Kohlenstoffbindung (HOLGERSON & RAYMOND 2016) und dem Nährstoffkreislauf (SAHUQUILO et al. 2012; REVEREY et al 2016) auf Landschaftsebene. Darüber hinaus bieten sie aufgrund variabler Umweltbedingungen eine Vielzahl von Lebensräumen und tragen daher den Großteil der Biodiversität auf Landschaftsebene bei (BOIX et al., 2012; BIGGS et al., 2016; HILL et al., 2018). Trotz dieser Bedeutung und der Anzahl von ca. 500 Millionen Standgewässern weltweit (HOLGERSON & RAYMOND, 2016; HORNBACH et al., 2020) ist in Bezug auf den Zustand ihrer Biodiversität und die damit verbundenen Stressoren, wie beispielsweise Kontaminationen durch Pflanzenschutzmittel oder Nährstoffe, wenig bekannt. Kleingewässer werden in der Wasser- und Naturschutzpolitik weitgehend vernachlässigt, da sie aufgrund ihrer geringen Größe nicht Teil der regelmäßigen Überwachung der Wasserqualität und Strukturgüte durch die EU-Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG, 2000) sind.

Mittlerweile sind kleine Fließgewässer häufiger Gegenstand von Biodiversitätsuntersuchungen. Kleine Standgewässer dagegen sind zwar häufig (HILL et al., 2016; HILLEBRAND et al., 2014), stehen aber nur selten im Mittelpunkt der Forschung (ULRICH et al., 2018; ULRICH et al. 2021; WIJEWARDENE et al., 2021; WARNER et al., 2021). In Deutschland finden sich räumlich sehr heterogen verteilt ~292.000 stehende Kleingewässer, davon ~58.000 in der Agrarlandschaft (**Abbildung 1**). Schwerpunktregionen mit besonders hohen Dichten an Kleingewässern sind Nordost-Deutschland und Bayern, wobei in Mecklenburg-Vorpommern mit ~90% der Kleingewässer in oder an Agrarflächen die größte Dichte an stehenden Kleingewässern im landwirtschaftlich genutzten Raum erreicht wird. Dies ist auf die jung-eiszeitliche Entstehung der Landschaft Nordost-Deutschlands zurückzuführen, in welcher der Kleingewässer-Typ „Sölle“ extrem häufig zu finden ist (**Abbildung 2**). Die hohe Kleingewässerdichte in Bayern hingegen ist auf die lange Tradition der Teichwirtschaft in dieser Region zurückzuführen. Andere Kleingewässer-Typen im Fokus des vorliegenden Konzepts sind die Heideweier (in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen), und Gewässer der ursprünglichen Moorlandschaften des Norddeutschen Tieflandes (Moorseen). Das vorliegende Konzept ist im Rahmen des vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft geförderten Projektes MonViA („Bundesweites Monitoring der biologischen Vielfalt in Agrarlandschaften“) entstanden.

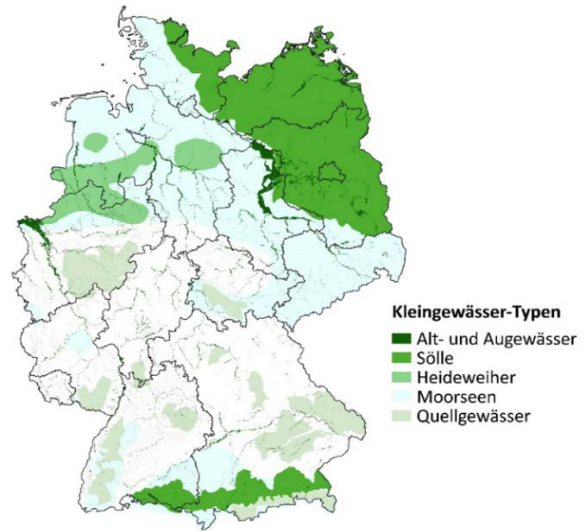
## Effekte der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Biodiversität der Kleingewässer

Im Rahmen des vorliegenden Konzepts wird der Zustand der Biodiversität in stehenden Kleingewässern der Agrarlandschaft anhand der Gruppe des Makrozoobenthos erfasst (**Abbildung 3**). Darunter versteht man die Gesamtheit der am Gewässerboden lebenden wirbellosen Organismen mit einer Größe >0,5 mm. Hierzu zählen die Gewässerinsekten wie bspw. Libellen, Wasserkäfer oder Köcherfliegen, aber auch Schnecken, Muscheln oder Krebstiere.

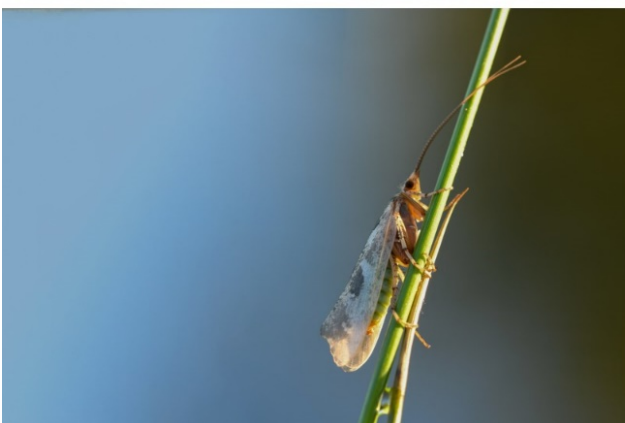




**Abbildung 1** Kleingewässerdichte Deutschlands pro 100 km<sup>2</sup>, ATKIS-Basis-DLM 2013 (Quelle: JKI-Institut ÖPV, Berlin).



**Abbildung 2** Regionale Verbreitung der wichtigsten Typen natürlicher, stehender Kleingewässer in Deutschland (Quelle: JKI-Institut ÖPV, Berlin).



**Abbildung 3** Beispiele für Gewässerorganismen, die auf einen guten Zustand der Biodiversität in Kleingewässern in Agrarlandschaften hinweisen. Links oben: Wasserkäfer (*Dytiscus marginalis*). Links unten: Köcherfliege (Trichoptera). Rechts oben: Großlibelle (*Anax imperator*). Rechts unten: Zuckmücke (Chironomidae). Die Larven aller gezeigten Organismen leben im Gewässer. Während bei den Wasserkäfern auch die Imagines weiterhin im Gewässer leben, besiedeln die Imagines von Libellen, Köcherfliegen und Zuckmücken die Ländkosysteme mit enger Bindung zum Gewässer.

Die artenreiche Gruppe des Makrozoobenthos nimmt in aquatischen Ökosystemen eine zentrale Rolle ein. Sie verwertet das eingetragene organische Material und stellt selber wiederum die Nahrungsgrundlage für andere Organismen dar. Viele gewässerbewohnende Insektengruppen (z.B. Köcherfliegen, Zuckmücken, Libellen, **Abbildung 3**) verbringen einen Teil ihres Lebens als Larve im Gewässer und einen Teil als ausgewachsene Individuen an Land. Sie verbinden in ihrer Entwicklung die Gewässer mit den Land-Ökosystemen und sind zwingend auf die verschiedenen Teillebensräume angewiesen, um sich zu entwickeln und fortzupflanzen. Als ausgewachsene Individuen dienen sie terrestrischen Räubern wie Spinnen, Vögeln oder Fledermäusen als Beute. Damit ist das Makrozoobenthos ein essentieller Teil der Stoffkreisläufe in Agrarökosystemen und erfüllt entscheidende Ökosystemfunktionen.

Über den Zustand der Makrozoobenthos-Diversität in Kleingewässern ist aus oben genannten Gründen bisher wenig bekannt. Die Organismengruppe wird jedoch aufgrund ihrer Sensitivität gegenüber den Belastungen, die mit intensiver Landwirtschaft einhergehen, schon seit langem als zuverlässiger Indikator für die Beurteilung der Gewässerqualität herangezogen (z. B. im Rahmen des Monitorings zur EU-Wasserrahmenrichtlinie). Die intensive Landwirtschaft wird für den gegenwärtigen Rückgang der Insektenvielfalt verantwortlich gemacht. Das hier vorgeschlagene Monitoring trägt dazu bei, diesen politisch und gesellschaftlich relevanten Aspekt zu untersuchen, indem es mit dem Makrozoobenthos eine Organismengruppe einbezieht, die sowohl für die terrestrische als auch für die aquatische Insektendiversität repräsentativ ist.

Landwirtschaftliche Nutzung resultiert in drei wesentlichen Einflussfaktoren auf die Makrozoobenthos-Diversität stehender Kleingewässer:

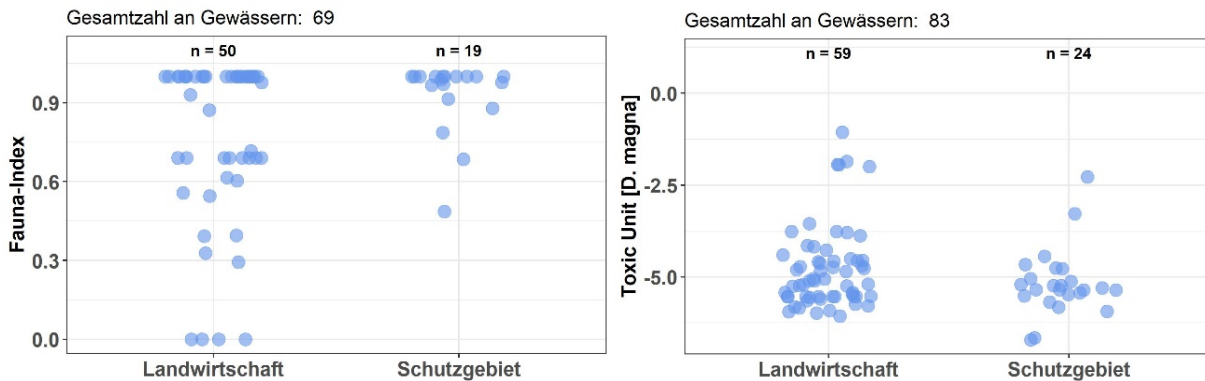
- Nährstoffeinträge durch Düngung resultieren in Eutrophierung, was indirekt zu Veränderungen der Artenzusammensetzung führen kann.
- Pflanzenschutzmittel, die in Kleingewässer gelangen, können sich direkt auf die Vitalität der Organismen auswirken.
- Fehlende Ufervegetation durch landwirtschaftliche Nutzung bis direkt an die Böschungskante oder sogar darüber hinaus fördert Nährstoff- und Pflanzenschutzmitteleinträge (Erosion und fehlende Abschirmung) und reduziert die Habitatvielfalt im Gewässer.

Ein Vergleich zwischen landwirtschaftlich genutzten Gebieten und Schutzgebieten zeigt dabei, dass besonders die Uferstruktur und die Pflanzenschutzmittel-Toxizitäten entscheidend für das Makrozoobenthos in Agrargewässern sind (**Abbildung 4**). Die Gesamtkonzentrationen an gelöstem Stickstoff oder Phosphat hingegen zeigen keine klare Abgrenzung zwischen landwirtschaftlich genutzten Gebieten und Schutzgebieten (**Abbildung 5**).

## **Untersuchungsgegenstand und Auswertungseinheit**

Datengrundlage für die Grundgesamtheit der Kleingewässer ist die Objektart „44006“ („Stehendes Gewässer“) der Objektartengruppe „Gewässer“ im ATKIS Basis-DLM (2013). Es wird auf die Version der Daten von 2013 zurückgegriffen, da im Datensatz von 2019 weniger Gewässer dieser Art enthalten waren, ohne dass davon auszugehen ist, dass die Gewässer nicht mehr existieren. Gemäß der Kleingewässerdefinition werden nur die Gewässer mit einer Fläche von weniger als

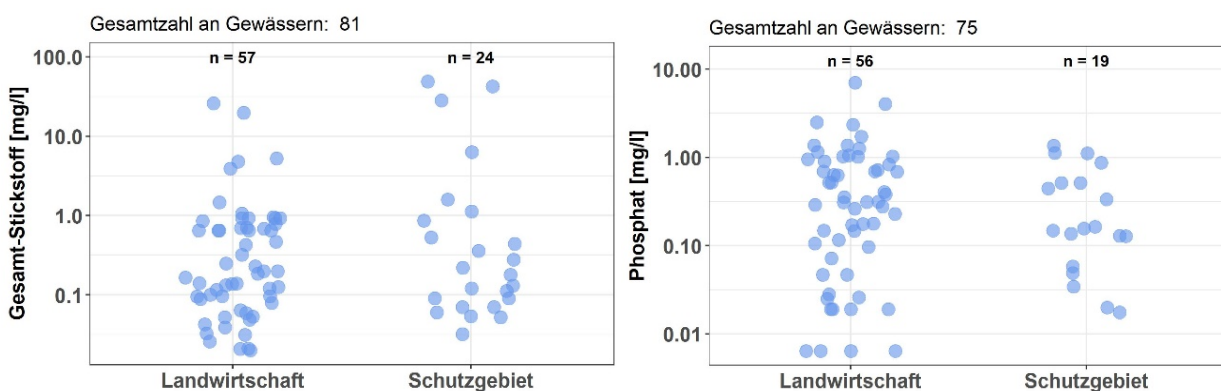
einem Hektar (10.000 m<sup>2</sup>) betrachtet. Um im späteren Monitoring den Auswahlprozess für geeignete Stichprobengewässer zu erleichtern, wurde in der MonVia-Pilotphase I eine Mindestgröße für die zu untersuchenden Kleingewässer von 1.500 m<sup>2</sup> statistisch abgeleitet. Da die Datengrundlage für kleinere Gewässer in den ATKIS Basis-DLM-Datensätzen der einzelnen Bundesländer von unterschiedlicher Qualität sind, wird der Datensatz um Gewässer aus dem open-source-GIS-Tool „OpenStreetMap“ ergänzt.



**Abbildung 4** Unterschiede im Fauna-Index (links) und der maximalen Toxic Unit ( $\log TU_{\max}$ ) gegenüber dem Wasserfloh *Daphnia magna* (rechts) zwischen Kleingewässern in landwirtschaftlich genutzten Gebieten und Kleingewässern in Schutzgebieten (Datenquelle: JKI ÖPV).

Der Fauna-Index (berechnet für Seetyp 14, ungeschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet, MATHES et al., 2002) beschreibt die Auswirkungen morphologischer Degradation auf die Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft. Ein hoher Fauna-Index-Wert steht für eine weitgehend typspezifische und naturnahe Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft.

Bei der Toxic Unit (TU) handelt es sich um das Verhältnis der gemessenen Konzentration eines Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffes zur halbmaximalen letalen Konzentration des jeweiligen Wirkstoffes gegenüber Organismen. Dabei wird üblicherweise auf den Wasserfloh *Daphnia magna* als Stellvertreter für die Gruppe des Makrozoobenthos zurückgegriffen. Es wird jeweils der maximale Wert aller berechneten Toxic Units angegeben. Der Wert wird als dekadischer Logarithmus angegeben ( $\log TU_{\max}$ ). Bei  $\log TU_{\max}$ -Werten  $>-3$  ist eine negative Beeinflussung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft zu erwarten (LISS et al., 2021a).



**Abbildung 5** Unterschiede in gelöstem Gesamt-Stickstoff- (links) und Phosphatkonzentrationen (rechts) zwischen Kleingewässern in landwirtschaftlich genutzten Gebieten und in Schutzgebieten (Datenquelle: JKI ÖPV).

Der Einfluss landwirtschaftlicher Nutzung auf stehende Kleingewässer kann nur dort verlässlich erfasst werden, wo andere Nutzungen auf ein Minimum reduziert bzw. nicht vertreten sind. Daher

wird die oben beschriebene Grundgesamtheit der stehenden Kleingewässer auf Gewässer mit mehr als 90% landwirtschaftliche Nutzung in einem Puffer von 500 m reduziert. Datengrundlage für landwirtschaftliche Nutzung sind Objekte der Objektart 43001 („Landwirtschaft“) in der Objektartengruppe „Vegetation“ im ATKIS Basis-DLM 2019. Daraus ergeben sich auf der Grundlage der Daten ~4.500 stehende Kleingewässer, für die die Effekte landwirtschaftlicher Nutzung auf die Qualität des Ökosystems unbeeinflusst von anderen Faktoren gemessen werden können.

Im Monitoring werden vier wesentliche Kleingewässertypen berücksichtigt (siehe **Anlage I**):

- die Sölle der nordostdeutschen Tiefebene,
- die Heideweiher des nordwestdeutschen Tieflandes,
- die Moortümpel Nord- und Mitteldeutschlands,
- die ubiquitären Alt- und Auengewässer.

Die genannten Kleingewässer-Typen unterscheiden sich in Genese und in Verbreitung, wodurch sie unterschiedlichen geographischen Bedingungen wie Klima, Geologie, Morphologie und Hydrologie ausgesetzt sind. Daher sind auch die faunistische Zusammensetzung und somit die Biodiversität dieser Kleingewässertypen nicht uneingeschränkt miteinander vergleichbar, so dass sie individuell zu monitoren sind.

Auf ähnliche Weise, allerdings zusätzlich durch anthropogene Einflüsse geprägt, sind auch unterschiedliche Agrarräume zu berücksichtigen, wenn es darum geht, Treiber von Beeinträchtigungen aquatischer Biodiversität in der Agrarlandschaft zu erkennen. Das Projekt „Biodiversitäts-Monitoring Landwirtschaft“ (BM-LW, 2021) hat neun Agrarraumtypen für Deutschland identifiziert. Die Agrarraumtypisierung ist eine Klassifizierung der Regionen und Landschaften Deutschlands mit landwirtschaftlicher Nutzung. Sie basiert auf der Cluster-Analyse räumlich expliziter Daten zu Landbedeckung, Landschaftsstruktur, Nutzungsintensität, Klima und Relief. Die Agrarraumtypisierung soll als Grundlage für die regionalspezifische Entwicklung von Zielbildern, Indikatoren und Maßnahmen-Empfehlungen zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität in Agrarlandschaften dienen. Im vorliegenden Konzept werden die folgenden vier Agrarräume berücksichtigt (Details zur Auswahl siehe **Anlage I**):

- **Typ A - Hoch-intensiver Ackerbau:** Überwiegend Ackerbau mit geringen Anteilen anderer Nutzungen, ausgeräumte Landschaft mit großen Schlägen, geringer Shannon-Landschafts-Diversität und geringer Grenzliniendichte
- **Typ B - Intensiver Ackerbau:** Neben Ackerbau auch andere landwirtschaftliche Nutzungen, wenig Wald; durchschnittliche Werte für Shannon-Landschafts-Diversität, Schlaggröße und Grenzliniendichte
- **Typ C - Hoch-intensive Schweine- und Geflügelzucht:** Hoher Anteil an Ackerland, andere landwirtschaftliche Nutzungen mit durchschnittlichen Anteilen; durchschnittliche Werte für Shannon-Landschafts-Diversität, Schlaggröße und Grenzliniendichte
- **Typ E - Hoch-intensive Rinderhaltung:** Hoher Grünlandanteil bei geringer Waldnutzung; relativ hohe Grenzliniendichte

Aus der Verschneidung der vier wesentlichen Kleingewässertypen mit den vier relevanten Agrarraumtypen ergeben sich ca. 2.860 Gewässer mit 90% landwirtschaftlicher Nutzung im Umkreis von 500 m, aus denen die endgültige Stichprobe für das Monitoring der Kleingewässer der Agrarlandschaft gezogen wird (**Tabelle 1**).

## Indikatoren zur Erfassung des Zustands der Biodiversität und der Belastungen

Makrozoobenthos-Organismen sind gute Bioindikatoren (HELLAWELL, 1986; ROSENBERG & RESH; 1993; HERING et al., 2004; GRAF et al., 2013). Viele aquatische Insekten benötigen als Larven eine besonders gute Wasserqualität zur Entwicklung. Das Vorhandensein oder Fehlen bestimmter Arten bzw. die funktionale Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft kann damit Aufschluss über den strukturellen Zustand oder die Wasserqualität von Kleingewässern liefern. In der jüngeren Vergangenheit zeigten mehrere Studien, dass eine starke Kontamination von Gewässern mit Pflanzenschutzmitteln (SCHREINER et al., 2016; GUSTAVSSON et al., 2017; LIESS et al., 2021a) ein hohes Gefährdungspotenzial für Organismen des Makrozoobenthos darstellt (COVERT et al., 2020; STENSTRÖM et al., 2021). Andere Studien fanden unter Berücksichtigung der Größe des Oberflächenwasserkörpers und/oder des Einzugsgebiets heraus, dass die Makrozoobenthos-Diversität stehender Kleingewässer im Vergleich zu größeren Gewässern einem höheren Gefährdungspotential durch den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln unterliegt (KNAUER, 2016; Szöcs et al., 2017). Mit Hilfe des Makrozoobenthos ist somit eine umfassende Bewertung des Zustands der Biodiversität in Kleingewässern der Agrarlandschaft möglich.

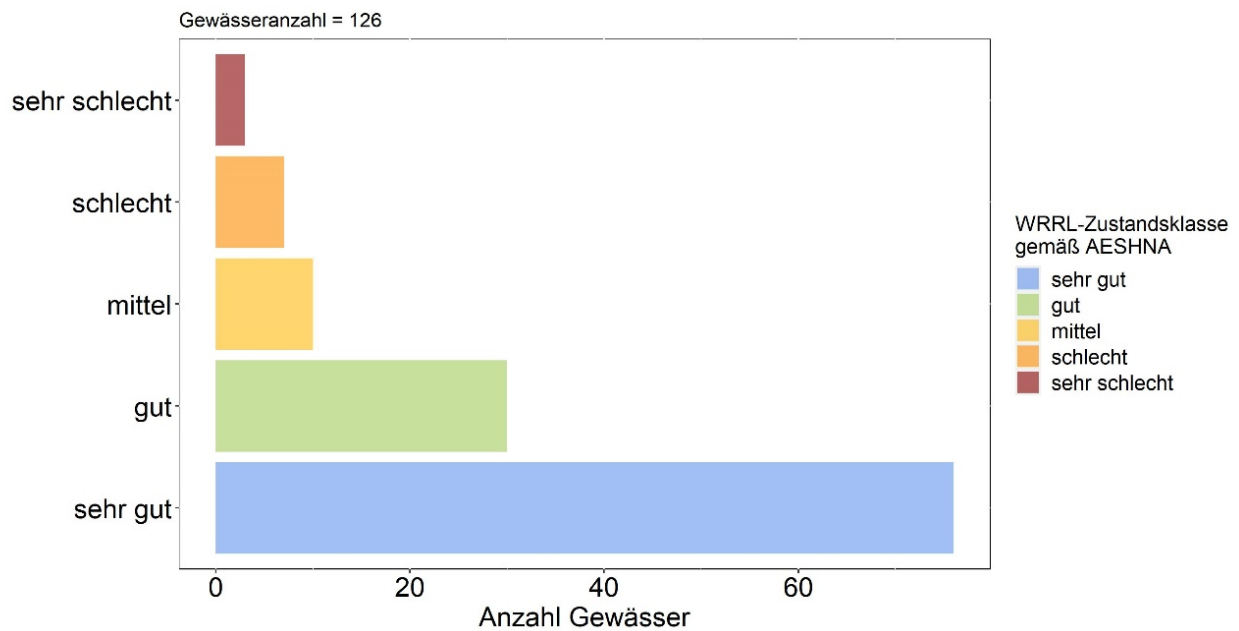
**Tabelle 1** Anzahl der stehenden Kleingewässer der Agrarlandschaft\* (>1.500 m<sup>2</sup> und <10.000m<sup>2</sup>) pro Kleingewässertyp und zugehörigem Agrarraumtyp (berücksichtigt sind jeweils nur die beiden Agrarraumtypen mit dem höchsten Anteil am Verbreitungsgebiet der Kleingewässertypen).

Agrarraum			Anzahl der Kleingewässer			
			Anteil in BRD	Sölle Nord	Heideweiher	Moor-tümpel
Typ A	Hoch-intensiver Ackerbau	0,12	1466	-	-	-
Typ B	Intensiver Ackerbau	0,20	348	-	285	77
Typ C	Hoch-intensive Schweine- und Geflügelzucht	0,07	-	116	-	-
Typ E	Hoch-intensive Rinderhaltung	0,09	-	-	787	59

\* stehende Kleingewässer der Agrarlandschaft  $\hat{=}$  >90% landwirtschaftliche Nutzung im 500 m-Umkreis um das Gewässer

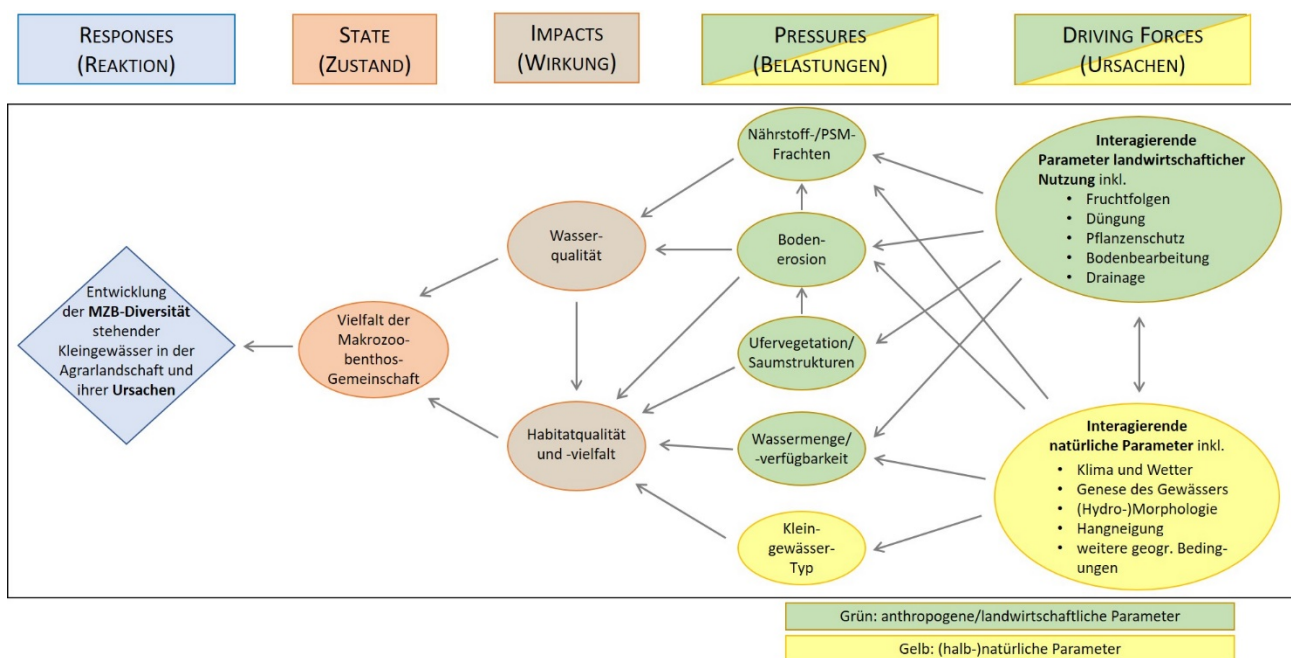
Für die drei oben genannten Hauptbelastungsfaktoren stehender Kleingewässer stehen bisher keine Bewertungsindikatoren zur Verfügung. Einzig das Makrozoobenthos-Bewertungstool für Seen der EU-Wasserrahmenrichtlinie, AESHNA (BÖHMER, 2017), erlaubt mit der Bewertung der Uferstrukturgüte eine Teilbewertung der Habitatqualität der Gewässer. Aussagen hierzu sind mit diesem Werkzeug jedoch nur eingeschränkt möglich, da AESHNA gewässertyp-spezifische Teilindizes berechnet, und der Gewässertyp „stehendes Kleingewässer“ in der Seen-Typologie nicht enthalten ist (MATHES et al., 2002). Unter Annahme des Seetyp 14 (ungeschichteter Tieflandsee mit relativ kleinem Einzugsgebiet) würde einem Großteil der bisher durch das Julius Kühn-Institut (JKI) untersuchten Kleingewässer der Agrarlandschaft eine mindestens gute Bewertung der Uferstruktur zugewiesen (**Abbildung 6**). AESHNA lässt jedoch keine Rückschlüsse auf Effekte der Wasserqualität (z. B. hinsichtlich Pflanzenschutzmittel- und Nährstoffbelastung) zu. Für die Bewertung von Pflanzenschutzmittel-Einflüssen auf die Diversität des Makrozoobenthos existiert der Bewertungsindikator SPEAR<sub>pesticides</sub> (LIESS & VON DER OHE, 2005), der jedoch speziell für Fließgewässer entwickelt wurde und für stehende Kleingewässer nicht anwendbar ist. Mit dem hier vorgeschlagenen Monitoring der Biodiversität in Kleingewässern sollen diese Lücken in der Bewertung der drei Hauptbelastungsfaktoren stehender Kleingewässer geschlossen werden.





**Abbildung 6** Einteilung der bisher am JKI untersuchten Kleingewässer der Agrarlandschaft in das 5-stufige Bewertungssystem der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) gemäß des Bewertungsmoduls AESHNA, das die Uferstrukturgüte von stehenden Gewässern beurteilt.

Aufgrund der genannten methodischen Defizite wurden im Rahmen der Konzeptentwicklung neue Indikatoren zur spezifischen Bewertung von Zustand und Biodiversität stehender Kleingewässer erarbeitet. Dazu wurden vorliegende Daten der AG Gewässerschutz des Julius Kühn-Instituts ausgewertet. Zur Einordnung der Indikatoren wurde das DPSIR-Modell (Driving forces, Pressures, States, Impacts and Responses) der OECD bzw. der Europäischen Umweltagentur (SMEETS & WETERINGS, 1999) angewendet (**Abbildung 7**).



**Abbildung 7** Einordnung der Indikatoren des Monitoring-Konzeptes in das DPSIR-Modell (Driving Forces, Pressures, State, Impacts, Responses). MZB = Makrozoobenthos, PSM = Pflanzenschutzmittel.



Die für das Kleingewässer-Monitoring entwickelten Indikatoren sollen sowohl Aussagen zum Zustand der Biodiversität der Kleingewässer als auch zu Wirkungen und Belastungen ermöglichen (**Tabelle 2** und **Anlagen II, III, IV**):

1. Zustands-Indikatoren: Reine Biodiversitäts-Indikatoren, die den Zustand der Makrozoobenthos-Gemeinschaft beschreiben („Vielfalt der Makrozoobenthos-Gemeinschaft“ in **Abbildung 7**).
2. Wirkungs-Indikatoren: Diese Indikatoren beschreiben den direkten Zusammenhang zwischen Biodiversität und Belastung, in dem Biodiversitäts-Indices Belastungsparametern gegenübergestellt werden (auf der Grundlage von Korrelationen erhobener Daten) („Wasserqualität“ und „Habitatqualität und -vielfalt“ in **Abbildung 7**).
3. Belastungs-Indikatoren: Diese ergeben sich aus direkt im Gewässer gemessenen Parametern zur Beschreibung der Belastungen bzw. aus Fernerkundungsdaten („Pressures“ in **Abbildung 7**).

Die Zustands-Indikatoren basieren auf reinen Biodiversitäts-Indices für Makrozoobenthos-Gemeinschaften. Aus den erhobenen Daten werden für die Zielgröße „Vielfalt der Makrozoobenthos-Gemeinschaft“ die „**Artenzahl**“, „**Anzahl besonders sensibler Arten**“ (Arten der Eintagsfliegen, Steinfliegen & Köcherfliegen) sowie „**Allgemeine Biodiversität**“ auf Landschafts-, Agrarraum und Kleingewässertypenebene berechnet (**Tabelle 2**). Die Indikatoren werden sowohl für die gesamte Gruppe des Makrozoobenthos als auch für die darin enthaltenen Gewässerinsekten erhoben. Auch den Wirkungs-Indikatoren liegen Biodiversitäts-Indices zugrunde; da sie mit Belastungsparametern korrelieren, spiegeln die Wirkungs-Indikatoren den direkten Zusammenhang zwischen Ursache (Belastung) und Wirkung (Zustand der Biodiversität) wider:

- WIRKUNGSINDIKATOR „**Biodiversität und Pflanzenschutzmittel**“ (siehe **Anlage III**)  
Die Analyse vorhandener Daten zu Makrozoobenthos und Pflanzenschutzmittelnachweisen der Arbeitsgruppe „Gewässerschutz“ des JKI ergab signifikante Korrelationen zwischen den Indices „RETI“ (Rhithron Feeding Type Index, SCHWEDER, 1992) und „r/k-Verhältnis“ (SCHÖLL et al., 2005). RETI basiert auf den Ernährungsstrategien der gefundenen Arten und beschreibt den Anteil von Weidegängern, Holzfressern und Zerkleinerern an der Gesamtartenzahl. Das „r/k-Verhältnis“ beschreibt den Anteil von r-Strategen (Arten mit einer hohen Reproduktionsrate) an der Gesamtartenzahl. Beide Indices sind negativ korreliert mit dem dekadischen Logarithmus der maximalen Toxic Unit ( $\log TU_{\max}$ ), einem Wert für die Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf Gewässerorganismen. In Kleingewässern mit guter oder sehr guter Uferstrukturgüte agieren diese Indices unabhängig von den Einflussgrößen der Nährstoffeinträge und Habitatvielfalt.
- WIRKUNGSINDIKATOR „**Biodiversität und Habitatvielfalt**“ (siehe **Anlage II**)  
Die vorhandenen Daten des JKI zeigen eine Korrelation zwischen dem Margalef-Index (MARGALEF, 1984) und der Anzahl der Habitattypen im Gewässer. Als Wert für die Diversität eines Gewässers berücksichtigt dieser Index nicht nur Artenzahlen, sondern auch Abundanzen der einzelnen Arten. Der Wirkungsindikator lässt also auf der Grundlage der Margalef-Diversität einen Rückschluss auf die Habitatvielfalt im Gewässer zu.

**Tabelle 2** Indikatoren zur Vielfalt von Arten und Belastungsfaktoren im Monitoring der Biodiversität in Kleingewässern.

Bezeichnung	Zielgröße aus Abbildung 6	Indikator-Typ	Daten-grundlage	Beschreibung
Artenzahl	Vielfalt der Makrozoobenthos-Gemeinschaft	Zustand	Gewässer-Erhebungen	Summe der einzelnen Taxa der untersuchten Gewässer
Anzahl besonders sensibler Arten	Vielfalt der Makrozoobenthos-Gemeinschaft	Zustand	Gewässer-Erhebungen	Summe der Taxa an Eintagsfliegen, Steinfliegen und Köcherfliegen in den untersuchten Gewässern
Allgemeine Biodiversität	Vielfalt der Makrozoobenthos-Gemeinschaft	Zustand	Gewässer-Erhebungen	Verhältnis der Individuenzahl einer Art zur Summe aller Individuen in einem Gewässer (Shannon-Diversität).
Biodiversität und Habitatvielfalt	Vielfalt der Makrozoobenthos-Gemeinschaft / Habitatqualität und -vielfalt	Zustand/Wirkung	Gewässer-Erhebungen	Verhältnis von Artenzahl an der Gesamt-Individuenzahl im Gewässer (Margalef-Index) korreliert mit der Anzahl der Habitate im Gewässer
Biodiversität und Pflanzenschutz	Vielfalt der Makrozoobenthos-Gemeinschaft / Wasserqualität	Zustand/Wirkung	Gewässer-Erhebungen	Der Indikator korreliert als Biodiversitäts-Index mit der Pflanzenschutzmittelbelastung und besteht aus zwei Unter-indikatoren, deren Werte normiert und gemittelt werden: 1) Anteil der Ernährungstypen Weidegänger, Holzfresser und Zerkleinerer an der Gesamtartenzahl 2) Anteil der schnell reproduzierenden Arten (r-Strategen) an der Gesamtartenzahl
Pflanzenschutzmittelbelastung	Wasserqualität	Belastung	Gewässer-Erhebungen	Rückstände von Pflanzenschutzmitteln entsprechend des Spektrums von Wick et al. (2019) als Toxic Unit ( <i>Daphnia magna</i> )
Nährstoffbelastung	Wasserqualität	Belastung	Gewässer-Erhebungen	Konzentrationen von Nitrat, Nitrit, Ammonium, Phosphat, Gesamt-Phosphor/Stickstoff und Chlorophyll a
Risiko von Pflanzenschutzmitteleinträgen	Wasserqualität	Belastung	ATKIS, InVeKoS, Fernerkundung, Phänologie, Geodaten, Anwendungsdaten	Risikomodellierung für den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln durch Abdrift, Oberflächenabschwemmung, Erosion in benachbarte Kleingewässer mit dem Modell SYNOPS
Gewässervegetation	Habitatqualität und -vielfalt	Belastung	ATKIS, LiDAR, Fernerkundung	Anteil der Bereiche mit aufragender Vegetation innerhalb der Kleingewässer
Ufervegetation	Habitatqualität und -vielfalt	Belastung	ATKIS, LiDAR, Fernerkundung	Anteil der Bereiche mit aufragender Vegetation in einem 20 m-Puffer um die Kleingewässer

Im Zuge der ersten Auswertungen des MonViA Testlaufs Brandenburg und der Pilotphase II wird das Indikatorenset getestet, weiterentwickelt und gegebenenfalls auf die sensitivsten sowie die aussagekräftigsten Indikatoren reduziert. Es ist vorgesehen, im Rahmen der MonViA-Pilotphase II beide Wirkungsindikatoren methodisch zu verfeinern und anhand des Bundesland-übergreifenden Datensatzes des JKI zu validieren.

Die Auswertung der Monitoringdaten soll sowohl auf nationaler Ebene für die gesamte offene Agrarlandschaft als auch auf Ebene der Agrarräume erfolgen. Die Indikatoren sollen dabei alle fünf Jahre aktualisiert und berichtet werden. Detaillierte Beschreibungen zu den Auswertungen sind in den Anlagen zum Konzept dargestellt bzw. werden noch fehlende Anlagen im Rahmen der MonVia-Pilotphase II erarbeitet werden. Durch den Anlagen-basierten Charakter des Konzeptes sind die Indikatoren des Konzeptes methodisch beständig aktualisierbar. Gegebenenfalls kann das Konzept so auch gegenüber zukünftigen politischen Anforderungen um neue Indikatoren erweitert werden, ohne eine Überarbeitung des Gesamt-Konzeptes vornehmen zu müssen.

## **Erfassungsmethoden der Organismen**

Die Erfassung des Makrozoobenthos erfolgt im norddeutschen Tiefland von Anfang März bis Ende Mai, im Alpenraum bis Ende Juni, jeweils vor dem Schlupf der merolimnischen Insekten entsprechend der Vorschrift für die standardisierte Probenahme des biologischen Qualitätselementes „Makrozoobenthos“ im Eulitoral von Seen (BRAUNS et al., 2016). Für jedes Gewässer werden zunächst die Habitattypen bestimmt, die mit einem Anteil von mehr als 5% entlang der Uferlänge vorkommen. Deren prozentualen Anteile an der Uferlinie (bei tieferen Gewässern) bzw. an der Wasseroberfläche (bei komplett watbaren Gewässern) werden abgeschätzt. Folgende Habitattypen kommen in stehenden Kleingewässern vor:

- Sediment (Sand und/oder feinpartikuläres organisches Material)
- emerse Makrophyten (z.B. Schilf)
- submerse Makrophyten,
- submerse Wurzeln
- Falllaub
- Totholz

Die zuvor identifizierten Habitate werden bis in einer Wassertiefe von maximal 1,2 m getrennt voneinander beprobt. Jedes Habitat wird an drei verschiedenen Stellen mit einer Fläche von mindestens 0,6 m<sup>2</sup> und maximal 1,0 m<sup>2</sup> besammelt. Eine Fläche von 0,6 m<sup>2</sup> ist ausreichend, um alle häufigen Arten sowie 76% aller seltenen Arten zu erfassen (SCHREIBER & BRAUNS, 2010). Der jeweilige Probenabschnitt ist so zu wählen, dass er repräsentativ für den gesamten Uferabschnitt ist. Die drei Replikate sollten jeweils aus der Mitte des jeweiligen Habitattyps entnommen werden. Die Probenahme erfolgt habitatspezifisch:

Emerse Makrophyten: Beprobung wird der wasserseitige Schilfbestand. Zur Beprobung wird ein Kescher (Maschenweite 500 µm) mit einer flachen Unterkante verwendet, der entlang einer definierten Strecke über dem Grund entlanggeführt wird. Dadurch werden das Makrozoobenthos und die oberste Sedimentschicht aufgewirbelt und mit dem Kescher aufgefangen.

Submerse Makrophyten: Diese werden, sofern in einer Wassertiefe < 1,2 m vorkommend, mit einem Handnetz (Maschenweite 500 µm) analog zu emersen Makrophyten beprobt.

Sediment und Falllaub: Sandige Sedimente werden mittels eines Kescherzugs beprobt. Der Kescher (Maschenweite 500 µm) wird zur Beprobung auf den Gewässerboden aufgesetzt, leicht in das Sediment gedrückt (~2 cm) und über das Sediment gezogen. Falls größere Bereiche mit vorwiegend feinkörnigem organischem Material (Anteil FPOM > 90%), wie z.B. Mudde in verlandeten Bereichen, vorhanden sind, werden diese separat als eigenes Habitat FPOM beprobt. Falllaub wird nach demselben Prinzip wie das Sediment beprobt. Falllaubpackungen sollten jedoch nur dann beprobt werden, wenn deren flächige Ausprägung 2 m<sup>2</sup> und größer ist.

Totholz: Für die Probenahme von Totholz werden geeignete Stücke (Länge > 20 cm) entnommen. Sollte nur großes Totholz vorhanden sein, werden repräsentative Teilflächen an mindestens drei Stücken beprobt. Dabei ist der Zersetzungsgrad jedes Stückes zu protokollieren, der sich über den Grad der Ablösbarkeit der Borke erkennen lässt. Es ist dabei vorzugsweise Totholz zu beproben, bei dem die Borke noch vorhanden ist, sich aber relativ leicht ablösen lässt. Das Totholz wird nach der Entnahme schnell in eine wassergefüllte Fotoschale gegeben; das anhaftende Makrozoobenthos wird durch Abbürsten gelöst und zusammen mit den abgebürsteten Borke-Stücken in Probehäfen überführt. Anschließend wird von jedem Totholzstück die Länge und der Durchmesser ermittelt und daraus die Oberfläche bestimmt.

Submerse Wurzeln: Die Probenahme von submersen Wurzeln im Freiwasser erfolgt mit einem Kescher. Dabei wird der Kescher über den Wurzelbart gestülpt und die in den Wurzeln sitzenden Organismen durch kräftiges Schütteln des Keschers herausgelöst.

## **Erfassungsmethoden der Lebensräume & der Treiber für Veränderungen**

### **Belastungsindikator „Pflanzenschutzmittelbelastung“**

Neben den aus den Makrozoobenthos-Daten ermittelten Rückschlüssen zur Belastung mit Pflanzenschutzmitteln (Wirkungsindikator „Biodiversität und Pflanzenschutz“) wird auch die tatsächliche Belastung der untersuchten Kleingewässer mit Pflanzenschutzmitteln erhoben. Die Stichprobengewässer werden parallel zu den Makrozoobenthos-Erhebungen auf Rückstände von Pflanzenschutzmitteln untersucht. Es wird vorgeschlagen, das von Wick et al. (2019) genannte Wirkstoffspektrum für ein Kleingewässer-Monitoring zu übernehmen. Die Liste der in der Analyse enthaltenen Substanzen soll jedoch kontinuierlich um relevante Wirkstoffe erweitert werden. Die Auswertung erfolgt durch Überschreitungen der regulatorisch akzeptablen Konzentrationen (RAK) im Kleingewässer und im Rahmen des Toxic Unit-Konzepts. Die maximale Toxic Unit einer Probe ist negativ korreliert mit den Biodiversitäts-Indices „RETI“ und „r/k-Verhältnis“ (siehe **Erfassungsmethoden der Organismen**) und wird daher zur konstanten Validierung und Weiterentwicklung des Wirkungsindikators „Biodiversität und Pflanzenschutzmittel“ verwendet.

## **Belastungsindikator „Nährstoffbelastung“**

Neben Pflanzenschutzmitteln werden wichtige Nährstoffe wie Nitrit, Nitrat, Ammonium, Gesamt-Stickstoff, Phosphat und Gesamt-Phosphor in die Wasseranalyse einbezogen. Die Belastung der Gewässer mit diesen Stoffen ist maßgeblich für die weit verbreitete Eutrophierung von Gewässern. Als weiterer Indikator für Nährstoffbelastung und Eutrophierung wird die Konzentration von Chlorophyll a (Chl a) gemessen. Chl a wird von Cyanobakterien (Blaualgen) produziert, die verstärkt in eutrophierten Gewässern auftreten, wo es zu sogenannten Blaualgenblüten kommen kann.

## **Belastungsindikator „Risiko von Pflanzenschutzmittelanwendungen für Gewässerorganismen“**

Im Zuge der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln können Wirkstoffe durch verschiedene Prozesse (Abdrift, Run-off, Erosion) in benachbarte Gewässer eingetragen werden und dort ein Risiko für Organismen darstellen. Am JKI wurde mit dem Modell SYNOPS ein Werkzeug zur Beschreibung und Bewertung der Gefährdung der Oberflächengewässer durch Pflanzenschutzmittel-Anwendungen entwickelt (STRASSEMEYER et al., 2017). Dieser Ansatz wird im vorliegenden Konzept zur Bewertung der Gewässergefährdung durch den Anbau der sechs PAPA-Ackerkulturen (Winterweizen, Wintergerste, Winterraps, Mais, Zuckerrübe, Kartoffel) genutzt (ROßBERG, 2016). Die Risikoberechnung wird für alle Gewässer durchgeführt, für deren Schläge in einem Puffer von 100 m vom Bewirtschafter Zahlungen im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU beantragt wurden. Für jede Kultur und jedes Jahr werden drei generische Applikationsmuster (GAM) mit unterschiedlicher Intensität erstellt. Jedem Schlag wird per Zufall eine der drei GAM-Intensitäten zugewiesen, auf deren Grundlage das Risiko der Schädigung durch Pflanzenschutzmittel für Kleingewässerorganismen berechnet wird. Die Berechnung erfolgt jährlich für die aktuellen GAM der sechs genannten PAPA-Kulturen. Auf diese Weise ist es möglich, die Pflanzenschutzmittel-Belastung der Kleingewässer über die Stichprobe der tatsächlich untersuchten Gewässer hinaus abzuschätzen.

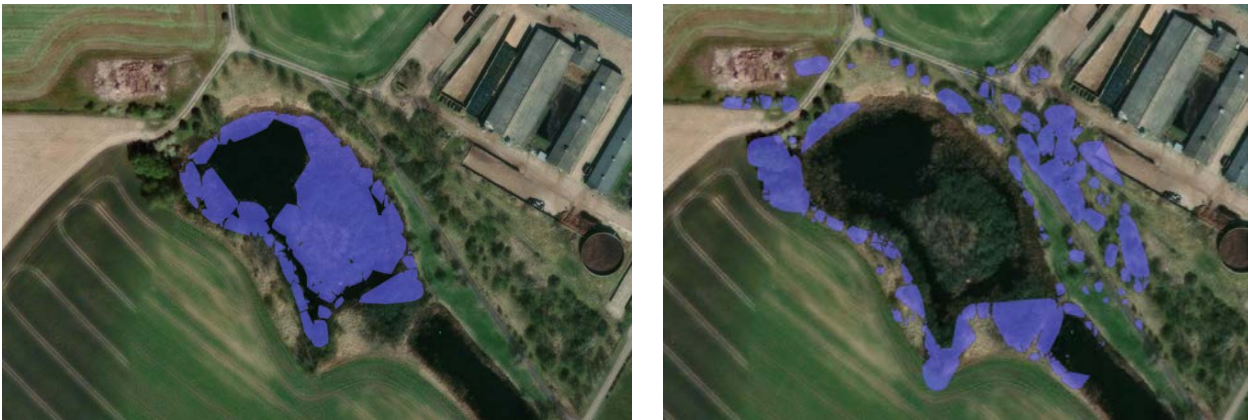
## **Belastungsindikator „Gewässervegetation“**

Innerhalb der Geometrie der Kleingewässer der Grundgesamtheit werden Bereiche mit aufragender Vegetation (Gehölze, emerse Makrophyten wie Schilf) basierend auf light detection and ranging (LiDAR) Daten ermittelt (**Abbildung 8**). Die Analyse der LiDAR Daten erfolgt per Webdienst basierend auf der in PERIC et al. (2021) beschriebenen Methode. Dabei wird die Geometrie des Kleingewässers an den Webdienst übergeben und als Ergebnis werden die Geometrien mit aufragender Vegetation im Gewässer bereitgestellt (**Abbildung 8**). Attribute wie Höhe und Volumen werden mit den Geometrien übergeben.

## **Belastungsindikator „Ufervegetation“**

Für die Kleingewässer der Grundgesamtheit wird mittels GIS ein Puffer von 20 m angelegt. Innerhalb dieses Puffers (Ufervegetation) werden Bereiche mit aufragender Vegetation (Gehölze) basierend auf light detection and ranging (LiDAR) Daten ermittelt. Die Analyse der LiDAR Daten erfolgt per Webdienst basierend auf der in PERIC et al. (2021) beschriebenen Methode. Dabei wird

die Geometrie des Kleingewässers an den Webdienst übergeben und als Ergebnis werden die Geometrien der aufragenden Ufervegetation im 20 m Puffer bereitgestellt (**Abbildung 8**). Attribute wie Höhe und Volumen werden mit den Geometrien übergeben.



**Abbildung 8** Mit light detection and ranging (LiDAR) ermittelte Geometrien der bedeckenden Vegetation in einem Kleingewässer (linke Abbildung, emerse Makrophyten wie bspw. Schilf) und der aufragenden Ufervegetation im 20 m Puffer um das Kleingewässer herum (rechte Abbildung).

Basierend auf den ermittelten Geometrien kann der Bedeckungsgrad als Flächenanteil im Gewässer und im Pufferbereich berechnet werden. Die Analyse weitere qualitativer Merkmale von Landschaftselementen wie Vegetationsdichte in verschiedenen Höhengschichten, vertikale Komplexität, Gehölzheterogenität ist möglich, aber in der bisher entwickelten Methode noch nicht umgesetzt.

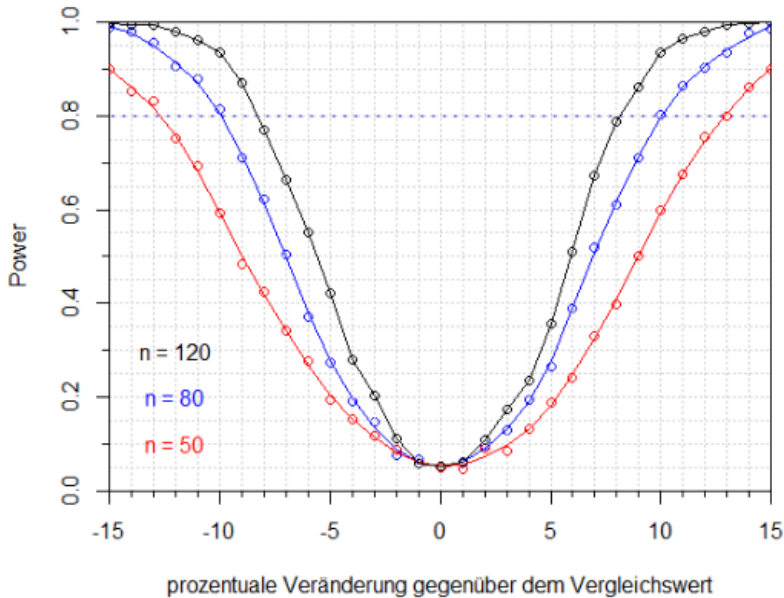
## Design des Monitorings und Stichprobenauswahl

### Poweranalyse zur Abschätzung der Stichprobengröße

Am JKI liegt aus den Kleingewässer-Untersuchungen im Rahmen des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) ein umfassender Datensatz zur Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft aus 126 Kleingewässern vor. Ausgehend von diesen Daten wurde mittels Poweranalysen die statistisch notwendige Stichprobengröße für ein Biodiversitätsmonitoring in Kleingewässern berechnet (**Abbildung 9**). Die zugrundeliegende Größe ist die Shannon-Diversität, ein vielfach gebräuchlicher Diversitätsindex, der sowohl Artenzahl als auch Abundanzen berücksichtigt. Zielsetzung ist, eine 10%ige Veränderung der Shannon-Diversität im Vergleich zum Ausgangswert nachweisen zu können. Angestrebt wird eine Power (d.h. die Wahrscheinlichkeit, mit der ein statistischer Test einen tatsächlichen Unterschied erkennt) von 80%. Ergebnis der Poweranalysen ist, dass unter Annahme einer statistischen Power von 80% pro Kleingewässertyp 80 Stichproben benötigt werden, um Änderungen der Shannon-Diversität von 10% statistisch gesichert nachweisen zu können.



Die Poweranalysen beruhen auf Makrozoobenthos-Daten, die im Kleingewässertyp „Sölle“ (**Abbildung 2**) durch das JKI erhoben wurden. Daten aus den weiteren Kleingewässer-Typen für typspezifische statistische Poweranalysen sind bisher deutschlandweit nicht verfügbar. Es wird daher empfohlen, nach dem ersten Berichtszyklus die Poweranalysen mit den dann erstmalig vorliegenden Freilanddaten typspezifisch zu aktualisieren.



**Abbildung 9** Ergebnisse der Poweranalyse zur Abschätzung der Stichprobengröße pro Kleingewässertyp basierend auf der Shannon-Diversität (Datengrundlage: Makrozoobenthos-Erhebungen des JKI ÖPV).

## Monitoring in Zeit und Raum sowie Erhebungsdesign

Auf der Grundlage der Poweranalyse wird aus den in **Tabelle 1** extrahierten Gewässern eine zufällige Stichprobe von 80 Gewässern pro Kleingewässertyp ausgewählt (**Anlage I**). Die Stichprobe aus 80 Gewässern wird paritätisch auf der Grundlage der Anteile der beiden häufigsten Agrarraumtypen im Verbreitungsgebiet der Kleingewässertypen zusammengestellt (**Tabelle 3**). Aus den vier Kleingewässertypen ergeben sich die insgesamt 320 Gewässer, die jeweils innerhalb eines Berichtszeitraumes von fünf Jahren zu beproben sind. Die Verteilung der 320 Stichprobengewässer auf die Bundesländer ergibt sich aus den jeweiligen Anteilen des Agrarraumtyps an der Verbreitung des Kleingewässertyps (**Tabelle 4**).

**Tabelle 3** Anzahl der Gewässer, die in den zwei am häufigsten vertretenen Agrarraumtypen des Verbreitungsgebietes der Kleingewässertypen zu untersuchen sind.

Agrarraum		Anteil in BRD	Anzahl der Kleingewässer			
			Sölle Nord	Heideweiher	Moor-tümpel	Alt-Auge-wässer
Typ A	Hoch-intensiver Ackerbau	0,12	45	-	-	-
Typ B	Intensiver Ackerbau	0,20	35	-	41	49
Typ C	Hoch-intensive Schweine- und Geflügelzucht	0,07	-	80	-	-
Typ E	Hoch-intensive Rinderhaltung	0,09	-	-	39	31

**Tabelle 4** Anzahl der Gewässer, die in den zwei am häufigsten vertretenen Agrarraumtypen des Verbreitungsgebietes der Kleingewässertypen je Bundesland zu untersuchen sind.

Bundesland	Sölle Nord		Heide-weiher	Moortümpel		Alt- und Auengewässer		Summe/ Bundesland
	Typ A	Typ B	Typ C	Typ B	Typ E	Typ B	Typ E	
Baden-Württemberg	-	-	-	1	1	1	-	3
Bayern	-	-	-	1	1	4	-	6
Berlin	-	-	-	-	-	-	-	-
Brandenburg	18	14	-	1	-	4	16	53
Bremen	-	-	-	-	-	-	-	-
Hamburg	-	-	-	-	-	-	-	-
Hessen	-	-	-	-	-	3	-	3
Mecklenburg-Vorpommern	22	16	-	-	-	4	3	45
Niedersachsen	-	-	49	12	23	7	3	94
Nordrhein-Westfalen	-	-	31	1	1	2	6	41
Rheinland-Pfalz	-	-	-	1	1	1	-	3
Saarland	-	-	-	-	-	-	-	-
Sachsen	-	-	-	10	-	2	-	12
Sachsen-Anhalt	-	-	-	10	-	19	1	30
Schleswig-Holstein	5	5	-	2	12	-	2	26
Thüringen	-	-	-	2	-	2	-	4

## Datenerhebung und -auswertung

Das Monitoring der Biodiversität in stehenden Kleingewässern der Agrarlandschaft benötigt aufgrund der Komplexität der Datenerhebungen und Auswertungen eine zentrale Koordinationsstelle. Die Erhebung, Bearbeitung und Analyse gleichartiger Proben durch unterschiedliche Institutionen birgt das Risiko, dass die resultierenden Daten statistisch nicht vergleichbar und auswertbar sind. Aufgrund der am JKI vorhandenen Infrastruktur und Expertise in allen Bereichen des Kleingewässermonitorings wird daher vorgeschlagen, die Erhebungen, Analysen und Auswertungen durch das JKI durchzuführen. Damit ist gewährleistet, dass das entwickelte Monitoringkonzept optimal umgesetzt werden kann und kosteneffizient zu validen Ergebnissen führt. Durch die länderübergreifende Auswertung entstehen größere Datensätze auf Agrarraum-Ebene, deren statistische Auswertung einen erheblichen Mehrwert verspricht.

Die Datenerhebungen in den Bundesländern sollten jedoch in enger Zusammenarbeit mit den Länderakteuren (z.B. Pflanzenschutzdienste, Landwirtschaftskammern, Fachverbände) erfolgen. So ist es auch möglich, auf analytische Fragen zu Biodiversitätstrends im Rahmen zukünftiger politischer Entwicklungen schnell und flexibel reagieren zu können.

## Weitere Entwicklungen und Erweiterungsoptionen

Im beschriebenen Indikatoren-Set sind die Auswirkungen landwirtschaftlicher Praxis auf interne Gewässerprozesse bisher noch nicht vollumfänglich abgebildet. Perspektivisch ist es notwendig, das Indikatoren-Set um die unten skizzierten Bereiche zu erweitern (**Tabelle 5**), um das Bild zu Ursache-Wirkung-Beziehungen in Bezug auf Biodiversitätsänderungen stetig zu erweitern. Dabei geht es darum, methodische Grundlagen zu Auswirkungen von Klimawandel und Eutrophierung weiter zu entwickeln, zu denen bisher die nötige Datenbasis noch nicht vollständig vorhanden ist. Auch technologische Entwicklungen in der Fernerkundung und im Bereich Metagenomics (Analyse genetischen Materials aus Umweltproben) werden verfolgt, um ihr Potential für Erweiterungen oder Kosteneinsparungen im Rahmen des Monitorings der Biodiversität in Kleingewässern der Agrarlandschaft zu bewerten.

**Tabelle 5** Angestrebte Erweiterungen des Indikatoren-Sets

Bezeichnung	Zielgröße	Indikator-Typ	Daten-grundlage	Anforderungen
<b>Biodiversität und Nährstoffe</b>	Vielfalt der Makrozoobenthos-Gemeinschaft / Wasserqualität	Zustand/Wirkung	Gewässer-Erhebungen	Bewertung der Belastung der Kleingewässer durch Nährstoffeinträge anhand der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft
<b>Trockenfallen der Gewässer</b>	Habitatqualität und -vielfalt	Belastung	ATKIS, LiDAR, Fernerkundung	Fernerkundungsbasierte Methoden zur Erfassung jahreszeitlicher Schwankungen der Wasserführung: Unterscheidung von temporären (zeitlich trocken-fallende) von permanenten Kleingewässern; Ergebnis: Anteil temporärer Gewässer an Gesamtzahl als Maß für den Einfluss des Klimawandels; jährlich aktualisierbar
<b>Eutrophierung</b>	Wasserqualität	Belastung	Fernerkundung	Erarbeitung methodischer Grundlagen zu fernerkundungsbasierter Erfassung von Trübung und Chlorophyll a im Gewässer

Neben dem vorgestellten, langfristig angelegten Ansatz des Trendmonitorings wird vorgeschlagen, drei spezifische Monitoringmodule zu agrarräumlichen Fragestellungen im Rahmen des vertiefenden Monitorings von MonViA durchzuführen. Die Monitoringstruktur von MonVia wurde im Vorfeld so dynamisch konzipiert, dass mit dem Erkenntnisgewinn der drei unten dargestellten Themenbereiche das hier vorgestellte Konzept schrittweise nachjustiert werden kann. Die drei Monitoringmodule zu agrarräumlichen Fragestellungen in einem vertiefenden Monitoring sind:

- Erfassung der Belastungsindikatoren **Trockenfallen der Gewässer** und **Eutrophierung**. Für beide Belastungsindikatoren besteht das Potential, mit fernerkundungsbasierten Methoden entsprechende Parameter abzuleiten. Über den Belastungsindikator „Trockenfallen der Gewässer“ könnte zusätzlich zum bestehenden Indikatoren-Set auch

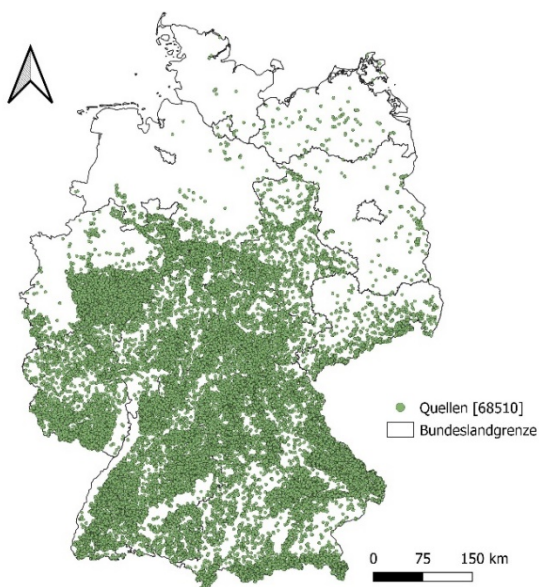
der immer stärker wirkende Einfluss des Klimawandels im Biodiversitätsmonitoring abgebildet werden. Über den Belastungsindikator „Eutrophierung“ könnte zusätzlich ein Wirkungsindikator zu „Biodiversität und Nährstoffe“ abgeleitet werden, der die Belastung der Kleingewässer durch Nährstoffeinträge anhand der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaft beschreibt.

- Erfassung der **Biodiversität von Quelltümpeln der Agrarlandschaft**. Neben den ca. 290.000 stehenden Kleingewässern weist das ATKIS Basis-DLM (2013) zusätzlich etwa 68.500 Quellen in Deutschland aus (**Abbildung 10**). Mit einer Verbreitung über das gesamte Bundesgebiet mit deutlichen Schwerpunkten in Mittel- und Süddeutschland sind auch diese Ökosysteme von besonderer Bedeutung für die Makrozoobenthos-Diversität (SCHINDLER, 2004). Quellen sind hochdiverse Lebensräume mit einer stark spezialisierten Fauna, wobei noch große Lücken im Verständnis der besiedlungsrelevanten Faktoren für die Quellfauna bestehen. Quellen können direkt in Fließgewässer übergehen oder ihr Wasser zunächst in Quelltümpeln sammeln, deren Abfluss in ein Fließgewässer mündet. Daher ist eine Bestandsaufnahme der Biodiversität dieses Gewässertyps in der Agrarlandschaft als Teil des Monitorings stehender Kleingewässer ebenfalls angebracht. Ein vertiefendes Monitoring zur Erfassung der Biodiversität von Quelltümpeln der Agrarlandschaft würde fünf Jahre umfassen, an deren Ende erstmalig eine umfassende Beschreibung des Zustands der Biodiversität in diesen hochspezialisierten Lebensräumen der Agrarlandschaft steht. Dabei sollen Quelltümpel in Regionen mit besonders hohen Dichten an Quellen (rötlich gefärbt in **Abbildung 11**) auf ihre Makrozoobenthos-Gemeinschaft untersucht und eine erste Abschätzung zur Gefährdung durch landwirtschaftliche Nutzung vorgenommen werden. Entsprechend der Verbreitung von Quellen soll der Fokus dabei auf den Agrarraumtypen „Wald-Mosaik im Mittel- und Hochgebirge“, „Hoch-intensive Rinderhaltung“ und „Heterogenes Grünland-Mosaik“ liegen (**Tabelle 1 in Anlage I**).

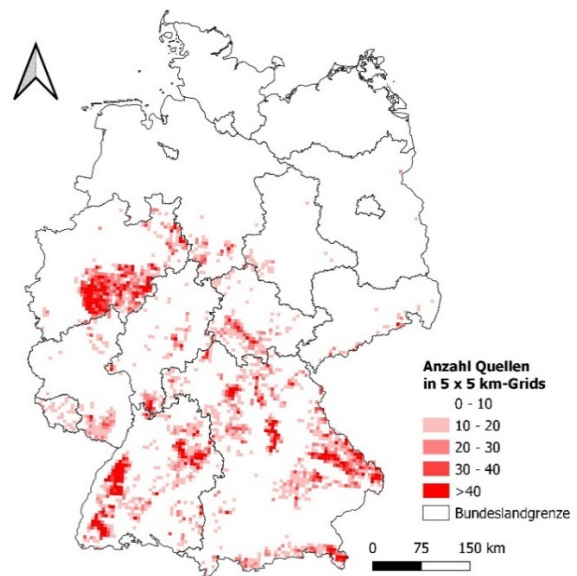
Ein Monitoring der Biodiversität von Quelltümpeln im Agrarraumtyp „Wald-Mosaik im Mittel- und Hochgebirge“ würde auch eine zusätzliche Schnittstelle zu einem Monitoringsystem zur Artenvielfalt in Wirtschafts- und Naturwäldern schaffen (WABI, 2020; Kapitel **Synergien mit anderen Monitoringaktivitäten**). So können auch die Wirkungen forstwirtschaftlicher und waldbaulicher Maßnahmen auf die Biodiversität mit abgeschätzt werden.

- Erfassung der **Biodiversität in Kleingewässern des Agrarraums „Heterogenes Grünland-Mosaik“**. Die paritätische Verteilung der Stichprobe von 80 Gewässern auf der Grundlage der Anteile der beiden häufigsten Agrarraumtypen im Verbreitungsgebiet der Kleingewässertypen führt dazu, dass neben den vier Agrarräumen mit intensiver bzw. hoch-intensiver landwirtschaftlicher Nutzung (Typen A, B, C, E) der Agrarraum Typ F (Heterogenes Grünland-Mosaik) im Monitoring nicht vertreten ist. Allerdings haben Grünlandflächen in Deutschland für die Einhaltung internationaler, europäischer und nationaler Verpflichtungen zur Erhaltung der Biodiversität eine herausragende Bedeutung (WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT FÜR BIODIVERSITÄT UND GENETISCHE RESSOURCEN, 2013).

Der Agrarraum „Heterogenes Grünland-Mosaik“ hat zwar mit 54% der vorkommenden Agrarräume den größten Anteil in der Kleingewässerregion „Sölle Süd“ (siehe **Anlage Entwicklung der Stichprobenkulisse**), allerdings erfüllen dort nur sieben Kleingewässer die Anforderung von 90% landwirtschaftlicher Nutzung im 500 m-Umkreis. Bei den Kleingewässertypen der Moortümpel (12% Anteil des Agrarraums in der Kleingewässerregion) und Alt- & Auengewässer (13% Anteil des Agrarraums in der Kleingewässerregion) erfüllen nur 46 bzw. 9 Kleingewässer diese Anforderung. Ein vertiefendes Monitoring sollte zunächst die Anforderungen für ein Biodiversitätsmonitoring in Kleingewässern dieses Agrarraums erarbeiten. Daran anschließend sollte der Zustand der Biodiversität in Kleingewässern des Agrarraums „Heterogenes Grünland-Mosaik“ erstmalig erfasst werden.



**Abbildung 10** Quellen im Bundesgebiet (ATKIS Basis-DLM 2013).



**Abbildung 11** Dichte des Vorkommens an Quellen in 5x5 km-Grid-Zellen im Bundesgebiet (ATKIS Basis-DLM 2013). Maximal-Wert: 200.

## Synergien mit anderen Monitoringaktivitäten

Die Umsetzung eines Monitorings der Biodiversität in Kleingewässern unterstützt aktiv die Zielerreichung bestehender naturschutzfachlicher Monitoringansätze sowie verschiedener politischer Initiativen zur Förderung der Biodiversität (**Tabelle 6**). Zur Umsetzung des UN-Übereinkommens über die biologische Vielfalt wurde 2007 die Nationale Biodiversitätsstrategie (NBS) der Bundesregierung beschlossen (BMUB, 2007). Dort sind stehende Kleingewässer als Lebensraum „B 1.2.3 Seen, Weiher, Teiche und Tümpel“ explizit aufgeführt mit dem Ziel: „Seen, Weiher und Teiche [und Tümpel] einschließlich der Ufer- und Verlandungszonen weisen dauerhaft eine naturraumtypische Vielfalt auf und erfüllen ihre Funktion als Lebensraum. Ab sofort findet keine Verschlechterung der ökologischen Qualität [...] mehr statt.“ (BMUB, 2007). Allerdings konnten viele Ziele der NBS nicht erreicht werden (BMUB, 2015a), so dass die NBS durch die

Naturschutz-Offensive 2020 (BMUB, 2015b) gestärkt wurde. Das Biodiversitätsmonitoring in Kleingewässern unterstützt hier die Dokumentation der Fortschritte in der Maßnahmen-Umsetzung in den Handlungsfeldern „Äcker und Wiesen“ und „Auen“. Anknüpfungspunkte bestehen auch zu den Handlungsfeldern Pflanzenschutz und Biodiversität der Ackerbaustrategie 2035 (BMEL, 2019) sowie zum Aktionsprogramm Insektenschutz (BMU, 2019) (**Tabelle 6**). Hier sollen u.a. Maßnahmen ergriffen werden, um die Lebensbedingungen für Insekten zu verbessern. Als Ergebnis wurden 2021 Änderungen in der Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung und im Bundesnaturschutzgesetz zum Schutz der Insekten beschlossen. Der Erfolg der daraus abgeleiteten Maßnahmen zum Schutz von Gewässerinsekten lässt sich mit dem hier vorgestellten Monitoring-Konzept in gesamtdeutschem Maßstab überprüfen.

**Tabelle 6** Synergien des Monitorings der Biodiversität in Kleingewässern mit den Handlungsfeldern und Maßnahmen verschiedener politischer Initiativen zur Förderung der Biodiversität

Initiative	Handlungsfeld und zugeordnete Maßnahme der Initiative	Synergien mit dem Monitoring der Biodiversität in Kleingewässern
Nationale Strategie zur Biologischen Vielfalt	<p><i>C4 – Gewässerschutz und Hochwasservorsorge</i>  <u>C4-7</u> [...] Förderung möglicher [...] Auwaldflächen durch Naturschutzgroßprojekte, Gewässerrandstreifenprogramm des Bundes [...]</p> <p><i>C10 – Versauerung und Eutrophierung</i>  <u>C10-1</u> Minimierung der Einträge von Stoffen und der Schadstoffanreicherungen durch Novellierung der einschlägigen Gesetze und Verordnungen</p> <p><u>C10-9</u> Nutzung der Agrarumwelt- und Vertragsnaturschutzmaßnahmen oder von Kompensationsmaßnahmen sowie Flächenstilllegungen für die Einrichtung von Gewässerrandstreifen.</p> <p><u>C10-10</u> technische und anwenderorientierte Verbesserungen beim Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in der Landwirtschaft: konsequente Einhaltung von Anwendungsbestimmungen und Abstandsauflagen</p> <p><u>C10-11</u> Minderung der Pflanzenschutzmittel-Einträge in Oberflächengewässer durch sachgerechte Reinigung von Pflanzenschutzgeräten</p>	<p>Agrarraumspezifische Auswertung der Belastungsindikatoren „Nährstoffbelastung“ und „Pflanzenschutzmittelbelastung“</p> <p>spezifische Auswertung der Zustands- und Wirkungsindikatoren für den Kleingewässertyp „Alt- und Augewässer“</p> <hr/> <p><b>Zugeordnete Indikatoren im Monitoring der Biodiversität in Kleingewässern:</b></p> <p><u>Zustandsindikatoren</u>          „Artenzahl“, „EPT-Taxa“, „Allgemeine Biodiversität“</p> <p><u>Wirkungsindikatoren</u>          „Biodiversität und Pflanzenschutz“, „Biodiversität und Habitatvielfalt“</p> <p><u>Belastungsindikatoren</u>          „Pflanzenschutzmittelbelastung“, „Nährstoffbelastung“</p>
Naturschutz-Offensive 2020	<p><i>I – Äcker und Wiesen</i></p> <p><i>III – Auen</i></p>	<p>Agrarraumspezifische Auswertung der Zustands- und Wirkungsindikatoren</p> <p>spezifische Auswertung der Zustands- und Wirkungsindikatoren für den Kleingewässertyp „Alt- und Augewässer“</p> <hr/> <p><b>Zugeordnete Indikatoren im Monitoring der Biodiversität in Kleingewässern:</b></p> <p><u>Zustandsindikatoren</u>          „Artenzahl“, „EPT-Taxa“, „Allgemeine Biodiversität“</p> <p><u>Wirkungsindikatoren</u>          „Biodiversität und Pflanzenschutz“, „Biodiversität und Habitatvielfalt“</p>



Initiative	Handlungsfeld und zugeordnete Maßnahme der Initiative	Synergien mit dem Monitoring der Biodiversität in Kleingewässern
Aktionsprogramm Insektenschutz	<p>5 – Einträge von Nähr- und Schadstoffen in Böden und Gewässer reduzieren</p> <p>5-1 Der Bund wird 2020 die Vorgaben für die Düngung weiterentwickeln</p> <p>5-3 Der Bund wird bis 2021 ein Aktionsprogramm zur Minderung von Stickstoffemissionen erarbeiten, dessen Maßnahmen auch der Erhaltung der biologischen Vielfalt und damit dem Insektenschutz dienen werden.</p> <p>5-4 Der Bund wird in Zusammenarbeit mit den Ländern Maßnahmen zur Verbesserung in der Abwasserbehandlung erarbeiten, um die Lebensbedingungen für Insekten in Gewässern zu verbessern</p> <p>7 – Forschung vertiefen, Wissen vermehren, Lücken schließen</p> <p>7-1 Der Bund wird bis 2019 gemeinsam mit den Ländern ein bundesweites Insektenmonitoring entwickeln und ab 2020 erproben und umsetzen</p>	<p>Kleingewässertyp- und agrarraumspezifische Auswertung der Zustands- und Wirkungsindikatoren</p> <hr/> <p><b>Zugeordnete Indikatoren im Monitoring der Biodiversität in Kleingewässern:</b></p> <p><u>Zustandsindikatoren</u> „Artenzahl“, „EPT-Taxa“, „Allgemeine Biodiversität“</p> <p><u>Wirkungsindikatoren</u> „Biodiversität und Pflanzenschutz“, „Biodiversität und Habitatvielfalt“</p> <p><u>Belastungsindikatoren</u> „Pflanzenschutzmittelbelastung“, „Nährstoffbelastung“</p>
Ackerbaustrategie 2035	<p>4 – Pflanzenschutz</p> <p>4-1 Alternative und zuverlässig wirksame Pflanzenschutzverfahren für die konservierende, erosionsmindernde Bodenbearbeitung entwickeln [...]</p> <p>7 – Biodiversität</p> <p>7-1 Systematisches, bundesweites Monitoring zur biologischen Vielfalt in der Agrarlandschaft (Monitoring Verbundvorhaben des BMEL MonViA) durchführen.</p> <p>7-4 Fruchtfolgeglied „Biodiversität“ einführen, bspw. Förderung als AUKM</p> <p>7-6 Strukturelemente zur Unterteilung von großen Schlägen schaffen.</p>	<p>Agrarraumspezifische Auswertung der Zustands-, Wirkungs- und Belastungsindikatoren</p> <hr/> <p><b>Zugeordnete Indikatoren im Monitoring der Biodiversität in Kleingewässern:</b></p> <p><u>Zustandsindikatoren</u> „Artenzahl“, „EPT-Taxa“, „Allgemeine Biodiversität“</p> <p><u>Wirkungsindikatoren</u> „Biodiversität und Pflanzenschutz“, „Biodiversität und Habitatvielfalt“</p> <p><u>Belastungsindikatoren</u> „Pflanzenschutzmittelbelastung“, „Nährstoffbelastung“, „Risiko von Pflanzenschutzmittelanwendungen für Gewässerorganismen“, „Gewässervegetation“, „Ufervegetation“</p>
Waldstrategie 2020	<p>3.9. Bildung, Öffentlichkeitsarbeit und Forschung</p> <p>Forstliches Umweltmonitoring und Monitoring der biologischen Vielfalt im Wald</p> <p>Entwicklung von effektiveren Ansätzen zur Erhaltung und nachhaltigen Nutzung der biologischen Vielfalt in bewirtschafteten Wäldern, Klärung der Zusammenhänge zwischen biologischer Vielfalt, ökonomischen und ökologischen Funktionen der Wälder</p>	<p>Spezifische Auswertung der Zustands- und Wirkungsindikatoren im Kleingewässertyp „Quellen“ in den Agrarräumtypen „Wald-Mosaik im Tiefland“ und „Wald-Mosaik im Mittel- und Hochgebirge“</p> <p>Anwendung des Konzepts in Natur- und Wirtschaftswäldern außerhalb der Agrarräume</p> <hr/> <p><b>Zugeordnete Indikatoren im Monitoring der Biodiversität in Kleingewässern:</b></p> <p><u>Zustandsindikatoren</u> „Artenzahl“, „EPT-Taxa“, „Allgemeine Biodiversität“</p> <p><u>Wirkungsindikatoren</u> „Biodiversität und Pflanzenschutz“, „Biodiversität und Habitatvielfalt“</p>

Initiative	Handlungsfeld und zugeordnete Maßnahme der Initiative		Synergien mit dem Monitoring der Biodiversität in Kleingewässern
Insektenmonitoring des BfN	<i>Nicht benannt</i>	<i>Nicht benannt</i>	<p>Bereitstellung von Daten für die Erweiterungsbausteine der 1. Säule E1c, E1d und E1e, die über das vorgesehene Minimalprogramm hinausgehen:</p> <p>Direkterhebung von E1d (Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen) als eigener Indikator bereits vorgesehen,</p> <p>Daten zu E1c (Libellen) und E1e (Schwimm- und Wasserkäfern) sind aus den erhobenen Daten ableitbar</p> <hr/> <p><b>Zugeordnete Indikatoren im Monitoring der Biodiversität in Kleingewässern:</b></p> <p><u>Zustandsindikatoren</u> „Artenzahl“, „EPT-Taxa“</p>
FFH-Monitoring	<p><i>Lebensraumtypen des Anhang I</i></p> <p><i>Arten der Anhänge II und IV</i></p>	<i>Nicht benannt</i>	<p>Artenzahl bodenständiger typischer Libellen als Qualitätsmerkmal für den FFH-Lebensraumtyp 3160 aus den erhobenen Daten direkt ableitbar</p> <hr/> <p><b>Zugeordnete Indikatoren im Monitoring der Biodiversität in Kleingewässern:</b></p> <p><u>Zustandsindikatoren</u> „Artenzahl“</p>

In 2021 hat das Nationale Monitoringzentrum zur Biodiversität (NMZB) seine Arbeit aufgenommen, welches die notwendige Datengrundlage zum Zustand der Biodiversität auf nationaler Ebene zusammenführen und erweitern soll. Ein bundesweites Monitoringprogramm zum Schutz der Biodiversität in Gewässern besteht derzeit nur im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie, deren Ziel der Schutz und die Verbesserung des Zustandes aller Gewässerökosysteme sowie des Grundwassers ist. Im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinien-Berichtspflicht findet jedoch kein Monitoring stehender Kleingewässer statt; stattdessen werden nur Seen mit einer Gewässerfläche von >50 ha einem Monitoring unterzogen. Die Ergebnisse des Biodiversitätsmonitorings in Kleingewässern werden diese Lücke des EU-Wasserrahmenrichtlinien-Monitoring im Bereich der Kleingewässer schließen. Sie können auch im Rahmen anderer, das Bundesgebiet abdeckender Stichprobenerhebungen, dargestellt und ausgewertet werden. Auf diese soll im Folgenden näher eingegangen werden.

## Synergien zur Umsetzung des Insektenmonitorings

Mit der Umsetzung des bundesweiten Insektenmonitorings sollen Ursachen von Bestandsveränderungen bei Insekten ermittelt werden (BfN, 2021). In den letzten Jahrzehnten sind u.a. viele natürliche und naturnahe Auenwälder als Biotop stark zurückgegangen (FINCK et al., 2017). Das Monitoring von Insekten seltener Lebensräume soll dazu dienen, die Entwicklung der Insektenfauna in solchen selten gewordenen Lebensräumen und in natürlicherweise seltenen

Lebensräumen zu ermitteln. Die bisherige Auswahl der geeigneten Monitoringgruppen (Tagfalter & Widderchen, Heuschrecken, Laufkäfer und bodenlebende Spinnen) im Minimalprogramm soll zukünftig um weitere Bausteine ergänzt und erweitert werden. Als Artengruppen mit hoher Eignung für das Monitoring wurden Libellen, Steinfliegen, Eintagsfliegen, Köcherfliegen und Schwimm- und Wasserkäfer empfohlen (BfN, 2021). Vor allem die indikatorische Qualität dieser Gruppen für die Darstellung von Änderungen der Habitatqualität und für andere Zielstellungen des Biodiversitätsmonitorings ist im Rahmen des Insektenmonitorings von Interesse. Hier ergeben sich starke organisatorische und inhaltliche Synergien zwischen den Programmen des Insektenmonitorings und des Biodiversitätsmonitorings in Kleingewässern. Durch Abstimmungen bei der Stichprobenauswahl der jeweiligen Kleingewässertypen können die im Kleingewässermonitoring erhobenen Daten direkt in die vorgeschlagenen Erweiterungsbausteine der 1. Säule einfließen (BfN, 2021):

- E1c: Libellen an/in Gewässern
- E1d: Stein-, Eintags- & Köcherfliegen an/in Gewässern
- E1e: Schwimm- & Wasserkäfer in Gewässern

Diese Gruppen zeichnen sie sich durch einen hohen Erfassungs- und/oder Bestimmungsaufwand aus, so dass auch Synergien zu methodischen Aspekten in der Ergebnisgewinnung bestehen.

### **Synergien zur Umsetzung des FFH-Monitorings**

Aus dem Konzept ergeben sich Synergien mit der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (92/43/EWG, 1992), die Deutschland zur Durchführung eines allgemeinen Monitorings des Erhaltungszustandes der Arten und Lebensraumtypen gemeinschaftlichen Interesses verpflichtet. Die FFH-Süßwasserlebensraumtypen 3110, 3130, 3140, 3150 und 3160 werden theoretisch durch das vorgestellte Monitoring der Biodiversität in Kleingewässern abgedeckt. Die Bewertung der Lebensraumtypen 3110, 3130, 3140 und 3150 im Rahmen des FFH-Monitorings erfolgt allerdings alleine auf der Grundlage der Wasservegetation. Hier kann das Biodiversitätsmonitoring der Kleingewässer auf der Grundlage der Gewässerinsekten im Einzelfall zur Validierung von FFH-Bewertungen herangezogen werden.

Für den Lebensraumtyp „Dystrophe Gewässer“ (3160) besteht von vornherein die Möglichkeit, das FFH-Monitoring der Bundesländer zu ergänzen, da hier bereits die lebensraumtypische Libellenfauna als Indikator zur Bewertung der Lebensraumqualität herangezogen wird (SSYMANK et al., 1998). Mit Start des Monitorings im Kleingewässertyp „Moortümpel“ ergeben sich hier starke Synergien, da zu erwarten ist, dass viele der ausgewählten Moortümpel in den FFH-Lebensraumtyp „Dystrophe Gewässer“ (huminsäurereiche Stillgewässer mit niedrigen pH-Werten, die meist im Kontakt zu Torfsubstraten in Mooren, Heidevermoorungen etc. vorkommen) fallen werden.

Zusätzlich sind Synergien im Zusammenhang mit dem Monitoring der Arten der Anhänge II, IV und V der FFH-Richtlinie durch die Bundesländer zu erwarten. Insgesamt neun benthische, wirbellose Stillgewässerarten sind dort gelistet, die bei entsprechendem Vorkommen im Rahmen des vorgestellten Kleingewässermonitorings miterfasst werden würden:

Anhang II (Arten von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen)

- Breitrand (*Dytiscus latissimus*)
- Große Moosjungfer (*Leucorrhinia pectoralis*)
- Schmalbindiger Breitflügel-Tauchkäfer (*Graphoderus bilineatus*)
- Zierliche Tellerschnecke (*Anisus vorticulus*)

Anhang IV (streng zu schützende Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse)

- Grüne Mosaikjungfer (*Aeshna viridis*)
- Östliche Moosjungfer (*Leucorrhinia albifrons*)
- Zierliche Moosjungfer (*Leucorrhinia caudalis*)
- Sibirische Winterlibelle (*Sympecma paedisca*)

Anhang V (Tier- und Pflanzenarten von gemeinschaftlichem Interesse, deren Entnahme aus der Natur und Nutzung Gegenstand von Verwaltungsmaßnahmen sein können)

- Medizinischer Blutegel (*Hirudo medicinalis*)

## **Synergien zur Umsetzung des Monitorings der biologischen Vielfalt im Wald**

Mit der Waldstrategie 2020 (BMELV, 2011) hat die Bundesregierung ihre Ansprüche gegenüber einer nachhaltigen Forstwirtschaft bezüglich Klimaleistung, Biodiversität, Rohstoffgewinnung, Erholungsleistung und Energieerzeugung aus Holz formuliert und aufeinander abgestimmt. Ein wichtiger Baustein der Waldstrategie ist dabei die Etablierung eines Monitorings der biologischen Vielfalt im Wald. Aktuell entwickeln die Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung, die Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt und die Universität Göttingen im Vorhaben WABI (Einfluss der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität in Wäldern, Laufzeit: 2020–2023; WABI, 2020) ein Methodenkonzept für das Monitoring der Effekte der Waldbewirtschaftung auf die Artenvielfalt von Wäldern. Dabei werden auch Zielsetzungen und Anforderungen an ein bundesweites Insektenmonitoring in Wäldern formuliert (HAGGE et al., 2021). Das Monitoring der biologischen Vielfalt in Kleingewässern der Agrarlandschaft kann zum Monitoring der biologischen Vielfalt im Wald beitragen, indem es auf die Agrarräume „Wald-Mosaik im Tiefland“ (Typ G) und „Wald-Mosaik im Hoch- und Mittelgebirge“ (Typ H) ausgedehnt wird. Diese beiden Agrarräume nehmen ca. 19% der Fläche Deutschlands ein, sind bisher aber in dem hier vorgeschlagenen Konzept nicht berücksichtigt. Ursache dafür ist, dass die Anzahl der Kleingewässer mit mehr als 90% landwirtschaftlicher Nutzung (ATKIS Basis-DLM 2019) im 500 m-Umkreis aufgrund des hohen Waldanteils in der Landbedeckung zu gering ist, um die abgeleitete notwendige Stichprobengröße pro Kleingewässertyp zu erreichen. Um 80 Stichprobengewässer pro Agrarraumtyp zu erreichen, muss der akzeptierte Anteil an landwirtschaftlicher Nutzung im 500 m-Umkreis für den Typ H („Wald-Mosaik im Hoch- und Mittelgebirge“) auf 83,3% gesenkt werden (**Tabelle 7**). Bei den Quellen als typische Wald-Biotope müsste der akzeptierte Mindestanteil landwirtschaftlicher Nutzung auf 72,7% (Typ G) bzw. 86,9% (Typ H) gesenkt werden (**Tabelle 7**), da sonst die notwendige Stichprobengröße verfehlt wird.

**Tabelle 7** Mindestanteile landwirtschaftlicher Nutzung (%) im 500 m-Umkreis von Kleingewässern und Quellen (ATKIS 2013, 2019) in den wald-dominierten Agrarraumtypen „Wald-Mosaik Tiefland“ und „Wald-Mosaik im Hoch- und Mittelgebirge“ nach BM-LW (2021). Diese Werte gewährleisten eine ausreichende Gewässeranzahl von jeweils 80 Stichproben pro Agrarraumtyp.

	Wald-Mosaik Tiefland (Typ G)	Wald-Mosaik im Hoch- und Mittelgebirge (Typ H)
Kleingewässer	92,9	83,3
Quellen	72,7	86,9

Das vorgeschlagene Konzept zum Monitoring der Biodiversität in Kleingewässern der Agrarlandschaft bietet darüber hinaus die Möglichkeit der direkten Übertragung und Anwendung in Natur- und Wirtschaftswäldern außerhalb der Agrarräume. Sowohl die Methode der Stichprobenauswahl, die Erfassungsmethoden als auch die vorgeschlagenen Zustands- und Wirkungsindikatoren sind mit den Zielsetzungen und Anforderungen eines Waldmonitorings kompatibel (HAGGE et al., 2021). Dementsprechend lässt sich auch der spezifische Einfluss von Forstwirtschaft und Waldbau auf die Biodiversität in Kleingewässern abbilden: Die „Wälder der nicht-offenen Landschaften“ sowie die Agrarraumtypen G und H nach BM-LW (2021) enthalten beispielsweise eine Vielzahl an stehenden Kleingewässern und Quellen mit mehr als 90% forstwirtschaftlicher Nutzung im 500 m Umkreis (Wald), über deren Zustand der Biodiversität bisher keine bundesweiten Daten verfügbar sind (**Tabelle 8** und **Abbildung 12**). Die methodische Schnittstelle beider Monitoringkonzepte (Kleingewässer und Wald) ermöglicht Abstimmungen bei der Stichprobenauswahl, um diese Datenlücken gezielt und aktiv zu schließen.

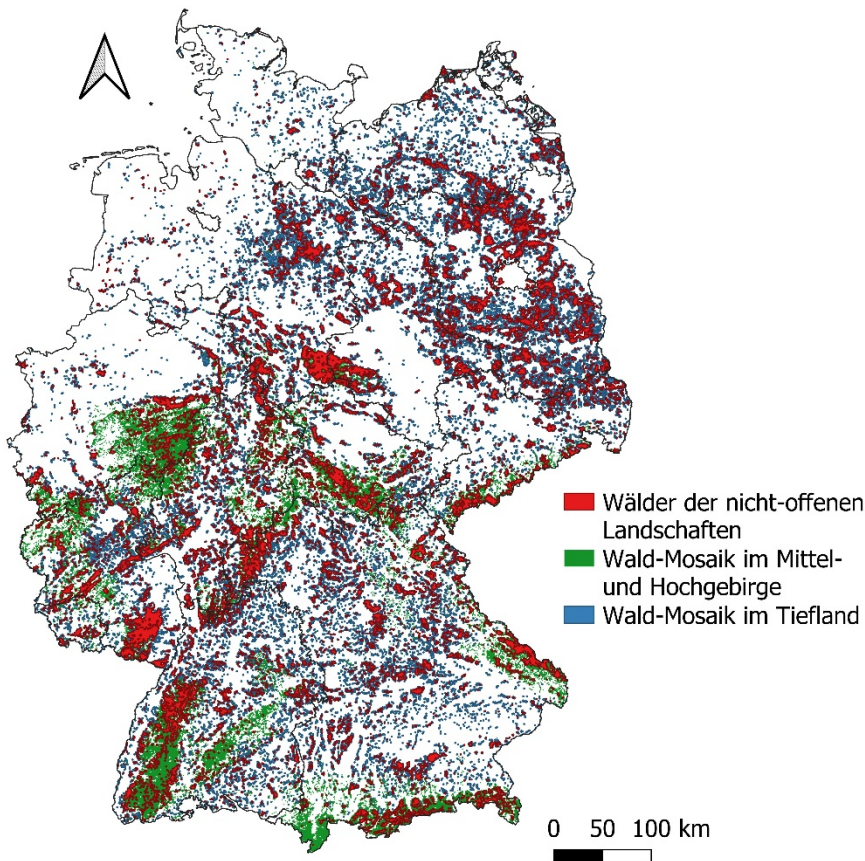
**Tabelle 8** Anzahl stehender Kleingewässer und Quellen mit mehr als 90% Waldnutzung im Umkreis von 500 m (ATKIS 2013, 2019) in den drei wald-dominierten Landnutzungstypen „Wälder der nicht-offenen Landschaften“, „Wald-Mosaik Tiefland“ und „Wald-Mosaik im Hoch- und Mittelgebirge“ nach BM-LW (2021).

	Wälder der nicht-offenen Landschaften	Wald-Mosaik im Tiefland (Typ G)	Wald-Mosaik im Hoch- und Mittelgebirge (Typ H)
Kleingewässer	1.650	817	168
Quellen	11.807	2.002	3.459

## Synergien zur Umsetzung des NAP

Synergien bestehen auch zur Pilotstudie „Kleingewässermonitoring“ (Liess et al. 2021b), die im Auftrag des Umweltbundesamtes durch das Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ) zur Umsetzung des NAP durchgeführt wird. In diesem bundesweiten Monitoringprogramm hat ein Konsortium von Wissenschaftler:innen sowie von 12 Umweltbehörden der beteiligten Bundesländer in zwei Jahren die Pflanzenschutzmittelbelastung an mehr als 100 Messstellen an fließenden Kleingewässern untersucht, die durch überwiegend landwirtschaftlich genutzte Tieflandregionen fließen. Dort wurden erhebliche Überschreitungen der im behördlichen Zulassungsverfahren von Pflanzenschutzmitteln festgelegten Grenzwerte (sog. RAK-Werte) festgestellt. Die Studie berücksichtigt jedoch nur Fließgewässer in der Agrarlandschaft (LIESS et al., 2021b). Ein grobes Konzept für ein repräsentatives Monitoring der Belastung von stehenden Kleingewässern in der Agrarlandschaft wurde zwar umrissen (WICK et al., 2019), jedoch letztendlich in der Pilotstudie nicht umgesetzt. Das hier vorliegende Konzept eines Monitorings der

Biodiversität in Kleingewässern der Agrarlandschaft wird diese Lücke schließen und aktiv zur Zielerreichung des NAP beitragen. Mit dem vorgestellten Wirkungsindikator „Biodiversität und Pflanzenschutz“ bzw. Belastungsindikator „Pflanzenschutzmittelbelastung“ wird es möglich sein, den Anteil an RAK-Wert-Überschreitungen auch für stehende Kleingewässer mit der notwendigen statistischen Genauigkeit bestimmen zu können.



**Abbildung 12** Verbreitung von „Wäldern der nicht-offenen Landschaften“ sowie der Agrarraumtypen „Wald-Mosaik im Mittel- und Hochgebirge“ und „Wald-Mosaik im Tiefland“ nach BM LW (2021).

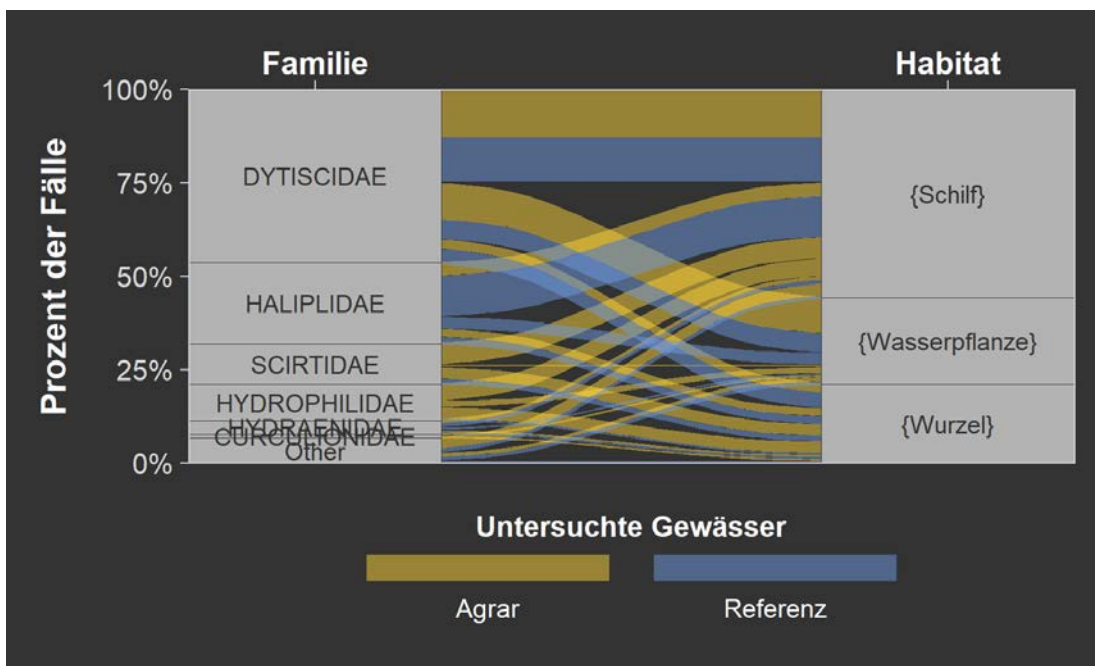
## Synergien innerhalb von MonViA

Erhalt und Förderung der Biodiversität in Agrarlandschaften sind auch ein wesentliches Ziel der Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) im Rahmen der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU. Die Wirkung von AUKM auf die Biodiversität in Kleingewässern kann mit den Ergebnissen überprüft werden, indem sie bspw. mit Daten und Ergebnissen des MonViA-Vorhabens „Wirkung der Agrar-Umwelt-Förderinstrumente“ verschnitten werden. Eine Einbindung einzelner AUKM-Förderinstrumente hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf Kleingewässer-Biodiversität, z.B. Anlage von Randstreifen oder Minderung bestimmter Anwendungen, wird mit dem oben beschriebenen Belastungsindikator „Risiko von Pflanzenschutzmittelanwendungen“ ebenfalls möglich sein. Starke Synergien ergeben sich auch durch abgestimmte und gemeinsame Auswertungen mit den MonViA-Teilvorhaben zu Agrarstatistiken und Kleinstrukturen der Agrarlandschaft.



## Datenmanagement

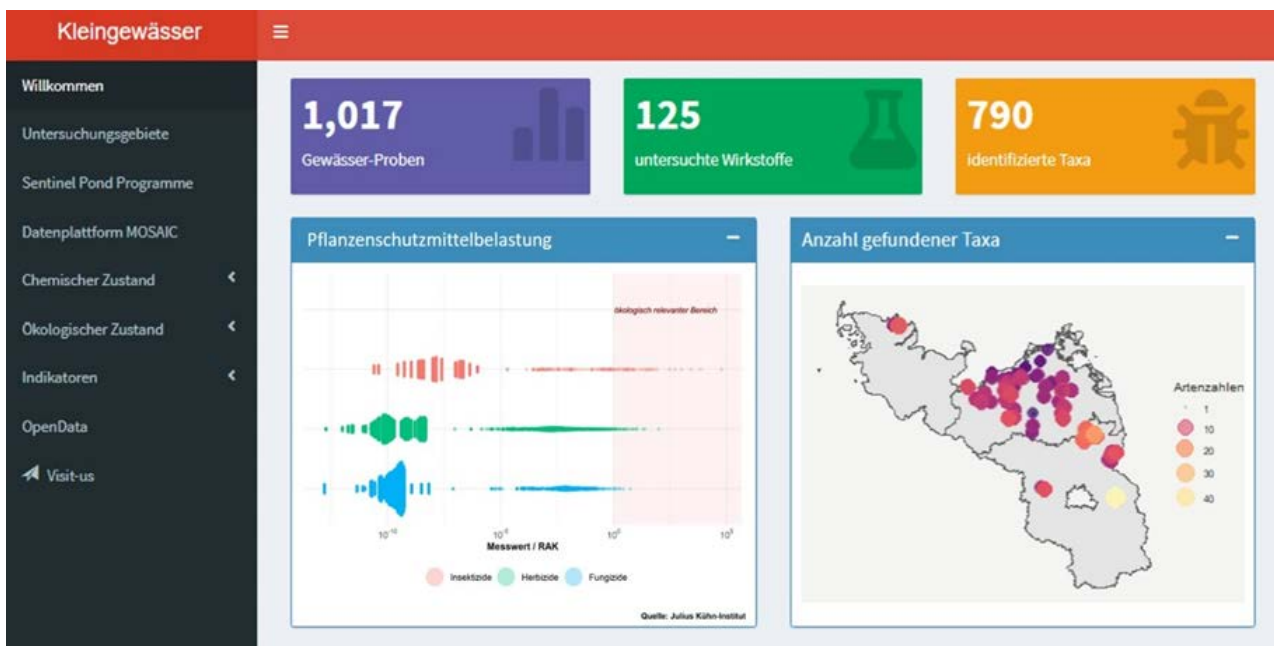
Ein wesentlicher Punkt bei einem langfristigen Monitoring ist die langfristige Datenverfügbarkeit und Datensicherheit. Die erfassten Daten aus den Kleingewässer-Erhebungen können fortlaufend in der zentralen MOSAIC-Datenbank des JKI gespeichert und gesichert werden (TRON et al., 2019). Mit MOSAIC hat das JKI bereits eine Infrastruktur geschaffen, welche die Informationen über physikalisch-chemische Parameter, Nährstoffe und Pflanzenschutzmittel-Belastungen gemeinsam mit der Zusammensetzung der Makrozoobenthos-Gemeinschaft verarbeiten kann (**Abbildung 13**). Die Datenbank wird bereits zur Datensicherung im Rahmen der Monitoring-Aktivitäten zur Umsetzung des NAP in Deutschland erfolgreich genutzt.



**Abbildung 13** Beispielhafte Auswertemöglichkeit für das prozentuale Vorkommen verschiedener Käferfamilien in stehenden Kleingewässern in Abhängigkeit von der Landnutzungsintensität (Agrargewässer vs. Referenzgewässer) und der untersuchten Habitate. Dargestellt sind Schwimmkäfer (Dytiscidae), Wassertreter (Haliplidae), Sumpfkäfer (Scirtidae) Wasserkäfer (Hydrophilidae) und Rüsselkäfer (Curculionidae).

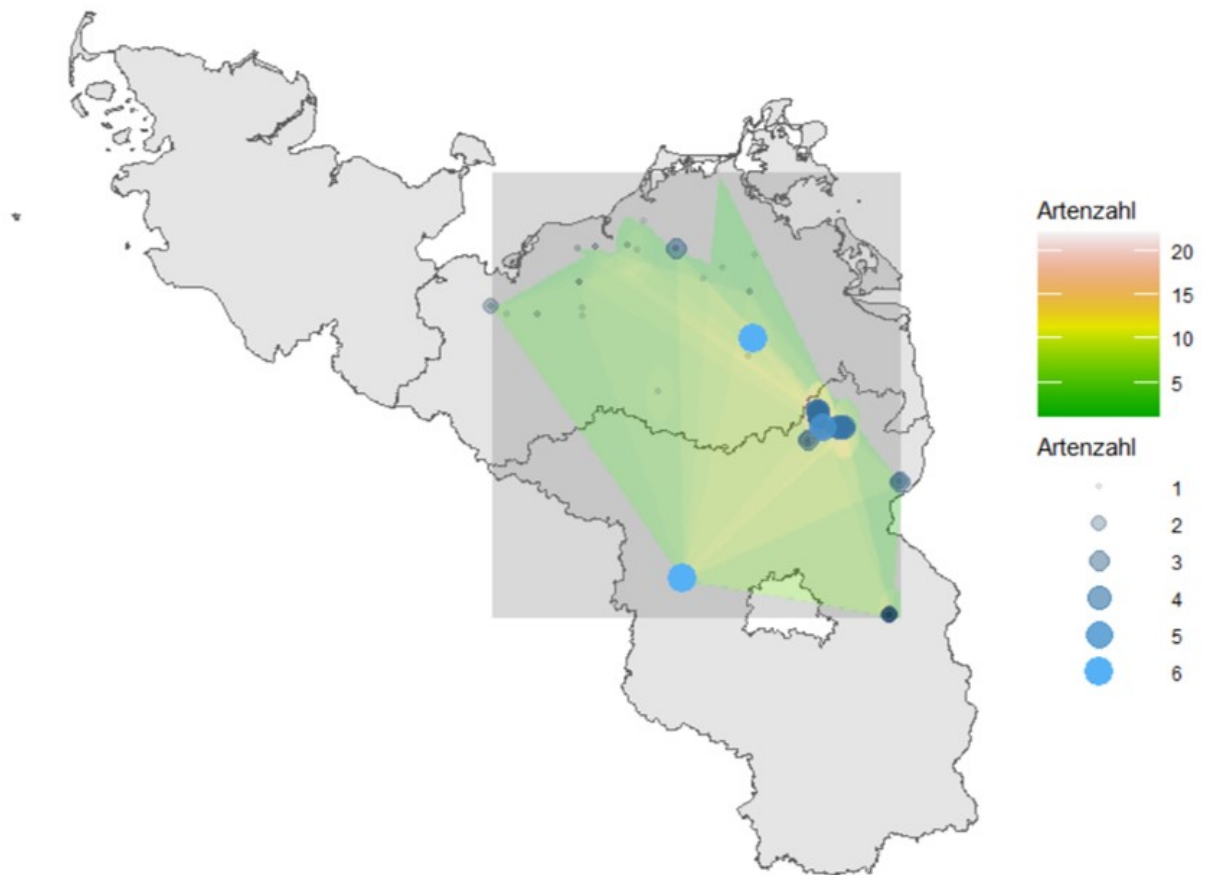
Ein externer Zugriff auf die Daten wird über das technisch bereits entwickelte Wissensportal „AgriWaters – Kleingewässerschutz in Agrarlandschaften“ gewährleistet (**Abbildung 14**). Hier wurde bereits eine Infrastruktur zur Darstellung und zum Abruf von Gewässermonitoringdaten in Übereinstimmung mit der Open Data Policy des JKI geschaffen. Das Wissensportal fungiert als reine datenbasierte und datenvisualisierende Informationsplattform, die der Öffentlichkeit, Verbänden und Institutionen eine Vielzahl an Auswertungs- und Darstellungsoptionen zur Verfügung stellt. AgriWaters ist bspw. in der Lage, aufgrund von aktuellen Funden und Nachweisen von Gewässerorganismen deutschlandweite Verbreitungsmodelle zu erstellen und so zeitliche Änderungen der Biodiversität darzustellen (**Abbildung 15**). Bisher werden im Wissensportal die Entwicklung der NAP-Indikatoren zum Kleingewässerschutz dargestellt, entsprechende Sektionen und Routinen zur Darstellung des MonVia-Indikatorensets wurden jedoch bereits im Wissensportal implementiert.

Für die Belastungsindikatoren „Risiko von Pflanzenschutzmitteleinträgen“, „Gewässervegetation“ und „Ufervegetation“ können separate Webdienste entwickelt werden, die ebenfalls in das Wissensportal integriert werden. Derzeitig existiert ein vergleichbarer Webdienst, der im Rahmen des Hotspot-Managers NRW (STRASSEMEYER et al., 2020, <http://synops.julius-kuehn.de>) bzw. SYNOPSIS-WEB eingesetzt wird, um Saumstrukturen und deren Höhe zu ermitteln. Dafür stehen dem Tool LiDAR-Daten aus NRW (LAND NRW, 2020) zur Verfügung. Weitere Bundesländer wie Thüringen ([geoportal-th.de](http://geoportal-th.de), 2020), Brandenburg, Sachsen und Sachsen-Anhalt haben LiDAR-Daten bereitgestellt, die z.Z. in SYNOPSIS-WEB integriert werden. Da sowohl die Datengrundlage als auch die verwendete Software frei verfügbar sind, kann ein öffentlich zugänglicher Webdienst mit einer entsprechenden Nutzeroberfläche eingerichtet werden.



**Abbildung 14** Web-Ansicht des Wissensportals „AgriWaters – Kleingewässerschutz in Agrarlandschaften“ zur geplanten Darstellung der Konzept-Indikatoren. Daten basieren auf eigenen Erhebungen des JKI aus Kleingewässern der Agrarlandschaft Nordostdeutschlands.

## Verbreitung der Wasserkäfer (Hydrophilidae) in Kleingewässern Nordostdeutschlands



**Abbildung 15** Nachgewiesene Artenzahlen und daraus extrapolierte, theoretische Verbreitung der Familie der Wasserkäfer (Hydrophilidae) in Kleingewässern Nordostdeutschlands, wie sie in MonViA über das Wissensportal „AgriWaters – Kleingewässerschutz in Agrarlandschaften“ dargestellt werden würden. Daten basieren auf eigenen Erhebungen des JKI aus Kleingewässern der Agrarlandschaft Nordostdeutschlands.

---

### Anlagen

Anlage I - Entwicklung der Stichprobenkulissen

Anlage II- Wirkungsindikator „Biodiversität und Habitatvielfalt“

Anlage III - Wirkungsindikator „Biodiversität und Pflanzenschutz“

Anlage IV - Belastungsindikator „Risiko von Pflanzenschutzmittelanwendungen für  
Gewässerorganismen“

## Literatur

- 2000/60/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.
- 92/43/EWG, 2019: Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanze.
- AVDAN, Y. Z., G. KAPLAN, S. GONCU, U. AVDAN, 2019: Monitoring the Water Quality of Small Water Bodies Using High-Resolution Remote Sensing Data. *ISPRS International Journal of Geo-Informatics* **8**, 553; DOI: 10.3390/ijgi8120553
- BfN (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ), 2021: Einheitlicher Methodenleitfaden „Insektenmonitoring“ mit weiterentwickelter Methodik für die Erfassung von Insekten und Umweltvariablen (Kapitel 7.3, Bearbeitungsstand: April 2021), 65 Seiten.
- BIE, W., T. FEI, X. LIU, H. LIU, G. WU, 2020: Small water bodies mapped from Sentinel-2 MSI (MultiSpectral Imager) imagery with higher accuracy. *International Journal of Remote Sensing* **41** (20), 7912-7930, DOI: 10.1080/01431161.2020.1766150
- BIGGS, J., S. VON FUMETTI, M. KELLY-QUINN, 2016: The importance of small waterbodies for biodiversity and ecosystem services: implications for policy makers. *Hydrobiologia* **793**, 3–39, DOI: 10.1007/s10750-016-3007-0
- BM-LW, 2021: Das Projekt Biodiversitäts-Monitoring-Landwirtschaft wird im Verbund der Partner Thünen-Institut für Biodiversität (Dr. Sebastian Klimek), Thünen-Institut für Ländliche Räume (Dr. Norbert Röder) und Julius Kühn-Institut, Institut für Strategien und Folgenabschätzung (Dr. Burkhard Golla) durchgeführt (Laufzeit: 11/2019 bis 05/2022).
- BMEL, 2019: Diskussionspapier Ackerbaustrategie 2035 – Perspektiven für einen produktiven und vielfältigen Pflanzenbau, 68 Seiten.
- BMELV, 2011: Waldstrategie 2020. Nachhaltige Waldbewirtschaftung – eine gesellschaftliche Chance und Herausforderung, 36 Seiten.
- BMUB, 2007: Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Hrsg.: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB), 180 Seiten.
- BMUB, 2015a: Der Indikatorenbericht 2014 zur Nationalen Strategie zur biologischen Vielfalt. Hrsg.: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB), 111 Seiten.
- BMUB, 2015b: Naturschutz-Offensive 2020. Für biologische Vielfalt! Hrsg.: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB), 39 Seiten.
- BMU, 2019: Aktionsprogramm Insektenschutz – Gemeinsam wirken gegen das Insektensterben, 68 Seiten.
- BÖHMER, J., 2017: Methodisches Handbuch zur WRRL-Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos gemäß AESHNA - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Stehgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie.
- BOIX, D., J. BIGGS, R. CÉRÉGHINO, A. P. HULL, T. KALETTKA, B. OERTLI, 2012: Pond research and management in Europe: “Small is Beautiful.” *Hydrobiologia* **689**, 1–9, DOI: 10.1007/s10750-012-1015-2

- 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**, 402, DOI: 10.3390/w11030402
- BRAUNS, M., O. MILER, X.-F. GARCIA, M. PUSCH, 2016: Vorschrift für die standardisierte Probenahme des biologischen Qualitätselementes „Makrozoobenthos“ im Eulitoral von Seen.
- 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 U.S. streams, water years 2013–2017. *Science of The Total Environment* **745**, 141285, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.141285
- DÖRNHÖFER, K., P. KLINGER, T. HEEGE, N. OPPELT, 2018: Multi-sensor satellite and in situ monitoring of phytoplankton development in a eutrophic-mesotrophic lake. *Science of The Total Environment* **612**, 1200-1214, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.219
- Finck, P., Heinze, S., Raths, U., Riecken, U. & Ssymank, A. (2017): Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Deutschlands – dritte fortgeschriebene Fassung 2017. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 156, Bonn-Bad Godesberg, 637 Seiten.
- GEOPORTAL-TH.DE, 2020: Datenlizenz Deutschland – Namensnennung – Version 2.0, <https://www.geoportal-th.de/de-de/Downloadbereiche/Download-Offene-Geodaten-Th%C3%BCringen/Download-H%C3%B6hendaten>, Stand: 30.11.2020.
- 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* **65**, 386–399
- 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
- HAGGE, J., M. SCHMIDT, C. AMMER, W. DOROW, C. KEYE, S. PAULS, C. ROSCHAK, A. SCHNEIDER, P. MEYER, 2021: Zielsetzungen und Anforderungen an ein bundesweites Insektenmonitoring in Wäldern. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **53**, 10–13.
- HELLAWELL, J. M., 1986: *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier Applied Science, London.
- HERING, D., O. MOOG, L. SANDIN, P. F. M. 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. G. DEATH, K. L. MATHERS, D. B. RYVES, J. C. WHITE, P. J. WOOD, 2016: 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
- HILL, M. J., C. HASSALL, B. OERTLI, L. FAHRIG, B. J. ROBSON, J. BIGGS, M. J. SAMWAYS, N. USIO, N. TAKAMURA, J. KRISHNASWAMY, P. J. WOOD, 2018: New policy directions for global pond conservation. *Conservation Letters* **11**, e12447, DOI: 10.1111/conl.12447

- 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* **482–483**, 193–200, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2014.02.117
- HOLGERSON, M. A., P. A. RAYMOND, 2016: Large contribution to inland water CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions from very small ponds. *Nature Geoscience* **9**, 222–226, DOI: 10.1038/ngeo2654
- HORNBAACH, D. J., E. G. SCHILLING, H. KUNDEL, 2020: Ecosystem Metabolism in Small Ponds: The Effects of Floating-Leaved Macrophytes. *Water* **12**, 1458, DOI: 10.3390/w12051458
- 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**, 13, DOI: 10.1186/s12302-016-0083-8
- LAND NRW, 2020: Datenlizenz Deutschland – Namensnennung – Version 2.0, <https://open.nrw/dataset/ef0b51eb-31ea-49dd-a1c3-42e565c2b1a1>, Stand: 30.11.2020.
- LIESS, M., P. C. VON DER OHE, 2005: Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **24**, 954-965, DOI: 10.1897/03-652.1.
- LIESS, M., L. LIEBMANN, P. VORMEIER, O. WEISNER, R. ALTENBURGER, D. BORCHARDT, W. BRACK, A. CHATZINOTAS, B. ESCHER, K. FOIT, R. GUNOLD, S. HENZ, K. L. HITZFELD, M. SCHMITT-JANSEN, N. KAMJUNKE, O. KASKE, S. KNILLMANN, M. KRAUSS, E. KÜSTER, M. LINK, M. LÜCK, M. MÖDER, A. MÜLLER, A. PASCHKE, R. B. SCHÄFER, A. SCHNEEWEISS, V. C. SCHREINER, T. SCHULZE, G. SCHÜÜRMAN, W. VON TÜMPLING, M. WEITERE, J. WOGRAM, T. REEMTSMA, 2021a: Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams. *Water Research* **201**, 117262, DOI: 10.1016/j.watres.2021.117262
- LIESS, M., L. LIEBMANN, M. LÜCK, P. VORMEIER, O. WEISNER, K. FOIT, S. KNILLMANN, R. B. SCHÄFER, T. SCHULZE, M. KRAUSS, W. BRACK, T. REEMTSMA, K. HALBACH, M. LINK, V. C. SCHREINER, A. SCHNEEWEISS, M. MÖDER, M. WEITERE, O. KASKE, W. VON TÜMPLING, R. GUNOLD, N. ULRICH, A. PASCHKE, G. SCHÜÜRMAN, M. SCHMITT JANSEN, E. KÜSTER, D. BORCHARDT, 2021b: Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) – Pilotstudie zur Ermittlung der Belastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft mit Pflanzenschutzmittel-Rückständen. UBA-Texte 00/2021, Forschungskennzahl 3717634030.
- MARGALEF, R., 1984: The Science and Praxis of Complexity. In: *Ecosystems: Diversität and Connectivity as measurable components of their complication*, AIDA et al. (Eds.). United Nations University, Tokyo, 228-244.
- MATHES, J., G. PLAMBECK, J. SCHAUMBURG, 2002: Das Typisierungssystem für stehende Gewässer in Deutschland mit Wasserflächen ab 0,5 km<sup>2</sup> zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie. In: Nixdorf B & Deneke R (Hrsg.), *Ansätze und Probleme bei der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie*. Aktuelle Reihe BTU Cottbus, Sonderband, 15-24.
- PERIĆ, Z., A. NAYA GEIGER, S. NORDHEIM, 2021: Beobachtung der Landschaftselemente anhand von LiDAR Daten - Eine on-the-fly Erfassung und Visualisierung von Landschaftselementen mittels REST-API, In: *Umweltinformationssysteme 2021 – Wie trägt die Digitalisierung zur Nachhaltigkeit bei?* FREITAG, U., F. FUCHS-KITTOWSKI, A. ABECKER, F. HOSENFELD (Eds.) Springer Wiesbaden.
- REVEREY, F., H.-P. GROSSART, K. PREMKE, G. LISCHIED, 2016: Carbon and nutrient cycling in kettle hole sediments depending on hydrological dynamics: a review. *Hydrobiologia* **775**, 1–20, DOI: 10.1007/s10750-016-2715-9



- ROSENBERG, D. M., V. H. RESH, 1993: Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*, ROSENBERG, D. M., V. H. RESH (Eds). Chapman and Hall, New York.
- ROBBERG, D., 2016: Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Ackerbau. *Journal für Kulturpflanzen* **68**, 25–37, DOI: 10.5073/JfK.2016.02.01
- SABERIOON, M., J. BROM, V. NEDBAL, P. SOUČEK, P. CÍSAŘ, 2020: Chlorophyll-a and total suspended solids retrieval and mapping using Sentinel-2A and machine learning for inland waters. *Ecological Indicators* **113**, 106236, DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106236
- SAHUQUILLO, M., M. R. MIRACLE, S. M. MORATA, E. VICENTE, 2012: Nutrient dynamics in water and sediment of Mediterranean ponds across a wide hydroperiod gradient. *Limnologia* **42**, 282–290, DOI: 10.1016/j.limno.2012.08.007
- SCHINDLER, H., 2010: Bewertung der Auswirkungen von Umweltfaktoren auf die Struktur und Lebensgemeinschaften von Quellen in Rheinland-Pfalz. Dissertation zur Erlangung des Doktorgrades im Institut für Naturwissenschaften der Universität Koblenz-Landau, 266 Seiten.
- 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.
- SCHREIBER, J., M. BRAUNS, 2010: How much is enough? Adequate sample size for littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Hydrobiologia* **649**, 365–373, DOI: 10.1007/s10750-010-0284-x
- SCHREINER, V. C., E. SZÖCS, A. K. BHOWMIK, M. G. VIJVER, R. B. SCHÄFER, 2016: Pesticide mixtures in streams of several European countries and the USA. *Science of The Total Environment* **573**, 680–689, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.08.163
- SCHWEDER, H., 1992: Neue Indizes für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie. *Limnologie Aktuell* **3**, 353-377.
- SMEETS, E., R. WETERINGS, 1999: Technical report No 25: Environmental indicators: Typology and overview. EEA, Copenhagen. <https://www.eea.europa.eu/publications/TEC25>
- SSYMANK, A., U. HAUKE, C. RÜCKRIEM, E. SCHRÖDER, 1998: Das europäische Schutzgebietssystem NATURA 2000. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz **53**, 560 pp
- STEIDL, J., T. KALETTKA, V. EHLERT, J. QUAIST, J. AUGUSTIN, 2008: Minderung der Gewässerbelastung durch Nährstoffrückhalt aus Dränabflüssen in nachgeschalteten Reinigungsteichen. In: *DWA - Themen, Dränung: Nährstoffausträge, Flächenerfassung und Management*, 96–102.
- STENSTRÖM, 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**, 112153, DOI: 10.1016/j.ecoenv.2021.112153
- STRASSEMAYER, J., D. DAEHMLow, A. R. DOMINIC, S. LORENZ, B. GOLLA, 2017: SYNOPSIS-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
- STRASSEMAYER, J., A. R. DOMINIC, B. GOLLA, A. CLAUS-KRUPP, D. DAEHMLow, 2020: H2Ot-Spot-Manager NRW – Ein Web-basiertes Analyse- und Beratungswerkzeug für die zielgerichtete und

risikomindernde Pflanzenschutzberatung. In: *Umweltinformationssysteme – Wie verändert die Digitalisierung unsere Gesellschaft?* FREITAG, U., F. FUCHS-KITTOWSKI, A. ABECKER, F. HOSENFELD (Eds.) Tagungsband des 27. Workshops des Arbeitskreises „Umweltinformationssysteme“ der Fachgruppe „Informatik im Umweltschutz“ der Gesellschaft für Informatik (GI) 2021, Heidelberg, Springer Nature.

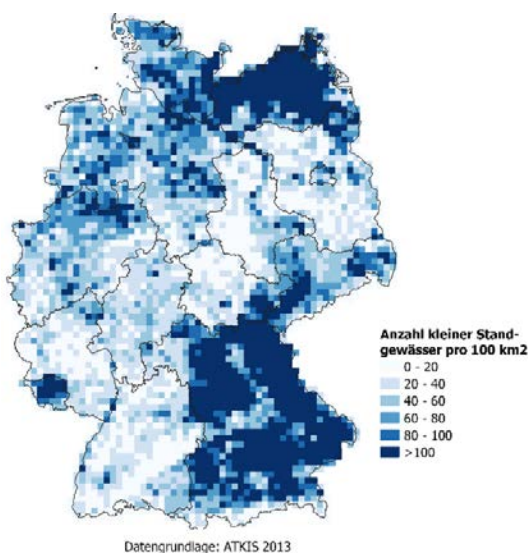
- SZÖCS, E., M. BRINKE, B. KARAOGLAN, R. B. SCHÄFER, 2017: Large Scale Risks from Agricultural Pesticides in Small Streams. *Environmental Science & Technology* **51**, 7378–7385, DOI: 10.1021/acs.est.7b00933
- TRON, N., M. HEINZ, S. LORENZ, 2019: Metadata to the MOSAIC database on monitoring of small waters for aquatic invertebrates and agrochemicals. *Freshwater Metadata Journal* **44**, 1-7, DOI: 10.15504/fmj.2019.44
- 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
- WABI, 2020: Verbundvorhaben „Einfluss der Waldbewirtschaftung auf die Biodiversität in Wäldern“, Laufzeit: 2020–2023, gefördert durch die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe.
- VASIĆ, F., C. PAUL, V. STRAUSS, K. HELMING, 2020: Ecosystem Services of Kettle Holes in Agricultural Landscapes. *Agronomy* **10**, 1326, DOI: 10.3390/agronomy10091326
- 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**, 130736, DOI: 10.1016/j.chemosphere.2021.130736
- WIJEWARDENE, L., N. WU, Y. QU, K. GUO, B. MESSYASZ, 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
- WISSENSCHAFTLICHER BEIRAT FÜR BIODIVERSITÄT UND GENETISCHE RESSOURCEN, 2013: Biodiversität im Grünland – unverzichtbar für Landwirtschaft und Gesellschaft. Stellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz.

# ANLAGE I – Entwicklung der Stichprobenkulissen

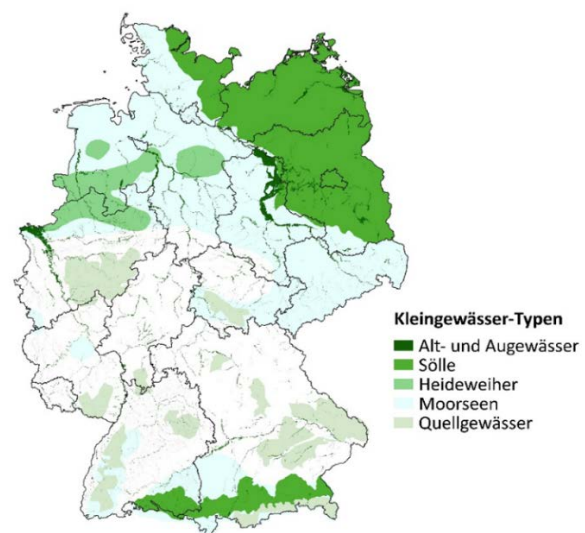
## Kleingewässertypen

In Deutschland finden sich räumlich sehr heterogen verteilt ~292.000 stehende Kleingewässer, davon ~58.000 in der Agrarlandschaft (**Abbildung 1**). Bis heute gibt es keine einheitlichen Definitionen für die vielen unterschiedlichen Erscheinungsformen von stehenden Kleingewässern. Dies ist vermutlich der großen Individualität dieser Gewässer im Zusammenhang mit biogeographischen Bedingungen, Genese und Nutzungen geschuldet (GLANDT, 2006). Das relativ kleine Verhältnis von Wasseroberfläche bzw. Wasservolumen zu Einzugsgebiet schlägt sich in schnellen und intensiven Reaktionen von Wasserverfügbarkeit, Wassertemperatur, Stoffkreislauf, Sauerstoffkonzentration und anderen Parametern nieder. Natürliche Einflüsse und anthropogener Nutzungsdruck erzeugen hohe Dynamiken, denen sich die Organismen im Gewässer anpassen müssen.

Im Rahmen eines Monitorings der Biodiversität solcher Systeme ist es daher schwierig, vergleichbare Gewässertypen zu definieren. Im Rahmen der Entwicklung des vorliegenden Monitoringkonzeptes wurde entschieden, Kleingewässertypen auf der Grundlage ihrer Genese heran zu ziehen. Die Entstehungsgeschichte stehender Kleingewässer kann „als kleinster gemeinsamer Nenner“ für diese hochvariablen Ökosysteme angenommen werden. Auf der Grundlage ihrer Entstehung wurden fünf stehende Kleingewässertypen ausgewählt (MARCINEK & ROSENKRANZ 1996, MIETZ 1996, HUTTER ET AL. 2002, PARDEY et al. 2005, **Abbildung 2**).



**Abbildung 1** Kleingewässerdichte Deutschlands pro 100 km<sup>2</sup>, ATKIS-Basis-DLM 2013 (Quelle: JKI-Institut ÖPV, Berlin).



**Abbildung 2** Regionale Verbreitung der wichtigsten Typen natürlicher, stehender Kleingewässer in Deutschland (Quelle: JKI-Institut ÖPV, Berlin).

**Sölle:** Sölle sind Relikte der der jüngsten Eiszeit. Beim Abschmelzen der Gletscher blieben an vielen Stellen Gletscherbrocken (sogenanntes Toteis) zurück, das von den Schmelzsedimenten der Hauptgletscher umspült und überlagert wurde. Beim Abschmelzen der Toteisblöcke sanken die Sedimente mit zunehmender Reduktion des Eisvolumens ein und es entstanden hunderttausende

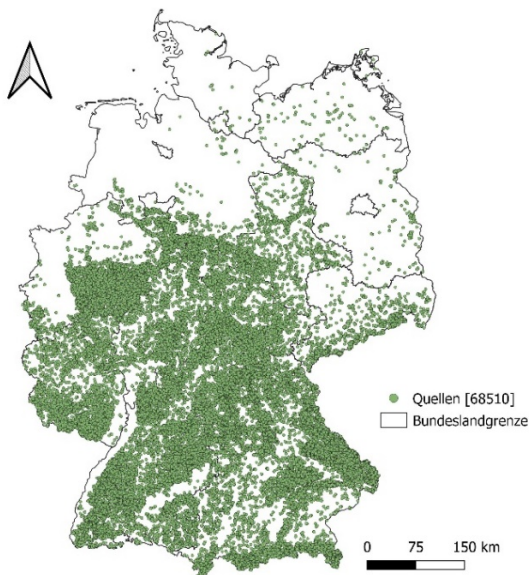
Hohlformen im Gelände, die sich mit Wasser füllten. Für das Kleingewässermonitoring werden aufgrund biogeographischer Unterschiede die Sölle im Nordosten des Landes (Sölle Nord) von denen im Alpenvorland (Sölle Süd) getrennt betrachtet. Das Verbreitungsgebiet der Sölle wurde aus HUTTER et al. (1993) abgeleitet.

**Heideweiher:** In Teilen Nordwest-Deutschlands sind die sogenannten Heideweiher (auch Blänken genannt) als Flachgewässer der saaleglazialen Altmoränen-Sandgebiete zu finden. Sie entstanden durch Windausblasungen und zeichnen sich im natürlichen Zustand (anders als Sölle) durch Nährstoffarmut und schwach saure pH-Werte aus. Das Verbreitungsgebiet der Heideweiher wurde aus HUTTER et al. (1993) abgeleitet.

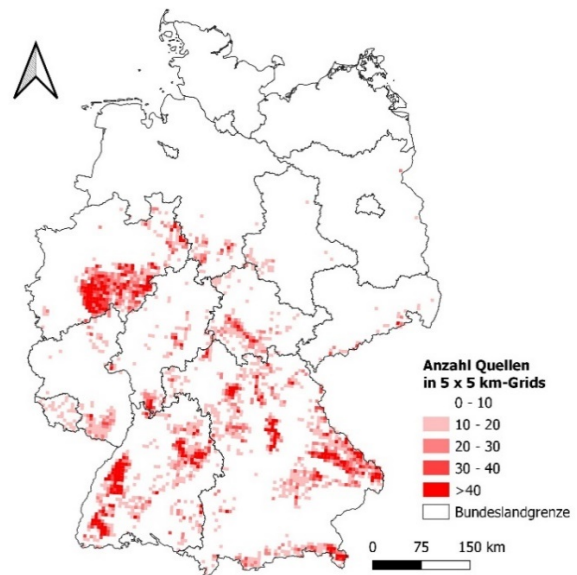
**Moortümpel:** Mooreseen und -tümpel waren im gesamten nord- und mitteldeutschen Raum als Gewässer der weit verbreiteten Flach- und Hochmoore vertreten. Mit der großflächigen Entwässerung der weitläufigen Moore sowie dem Abbau von Torf sind viele dieser Gewässer verloren gegangen. Moortümpel haben pH-Werte im sauren Bereich und sind extrem nährstoffarm. Das Verbreitungsgebiet der Moortümpel wurde aus HUTTER et al. (1993) abgeleitet.

**Alt- und Auengewässer:** Unter diesem Gewässertyp sind alle stehenden Kleingewässer zu verstehen, die Relikte früherer Fließgewässerverläufe sind oder hydrologisch von Fließgewässern abhängig sind bzw. gespeist werden. Dazu zählen einseitig angebundene Altarme von Fließgewässern, abgeschnittene Altarme von Fließgewässern (Altwässer), Überschwemmungstümpel im Auenbereich, die nach Überflutung als Restwasser in Senken zurückbleiben sowie grundwassergespeiste Druck-/Qualmwassertümpel in der Aue (GLANDT, 2006). Die Kulisse für die Gewässer dieses Gewässertyps beruht auf dem APSFR-Datensatz (AreasPotentialSignificantFloodRisk) der Bundesanstalt für Gewässerkunde und beinhaltet die von den Bundesländern Nordrhein-Westfalen, Schleswig-Holstein, Brandenburg, Berlin, Sachsen-Anhalt, Bayern, Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz, Hamburg, Bremen und Hessen ausgewiesenen Überschwemmungsgebiete für ein 10-jähriges Hochwasserereignis. Für die Bundesländer Thüringen, Sachsen und Niedersachsen wurde der Datensatz um die Überschwemmungsgebiete für ein 20-jähriges Hochwasser ergänzt. Für das Saarland wurden die online zugänglichen ausgewiesenen Überschwemmungsflächen herangezogen ([https://geoportal.saarland.de/article/Download\\_Wasser/](https://geoportal.saarland.de/article/Download_Wasser/)).

**Quellen:** In Deutschland gibt es ~68.500 Quellen (**Abbildung 3**). Dort, wo unterirdisches Wasser lokal an die Oberfläche tritt, wird es entweder als Wasser im Quellbach talwärts fließen oder sich zunächst in einem Quelltümpel sammeln, bevor es abfließt. Da diese Quelltümpel überwiegend grundwassergespeist sind, ist auch die Makrozoobenthos-Fauna entsprechend an nähr- und sauerstoffarme Bedingungen angepasst. Aus den vorliegenden Daten lässt sich nicht ableiten, welche Quellen einen Quelltümpel und welche einen Quellbach speisen, so dass eine Abschätzung der tatsächlichen Anzahl an Quelltümpeln nicht möglich ist. Die Quellgebiete in **Abbildung 4** sind abgeleitet aus 5 x 5 km<sup>2</sup>-Gittern mit einer Anzahl von mehr als 50 Quellen pro Grid.



**Abbildung 3** Quellen im Bundesgebiet (ATKIS Basis-DLM 2013).



**Abbildung 4** Dichte des Vorkommens an Quellen in 5x5 km-Grid-Zellen im Bundesgebiet (ATKIS Basis-DLM 2013). Maximal-Wert: 200.

Bei der geographischen Verbreitung der Kleingewässertypen (**Abbildung 1**) fällt auf, dass die Mitte und der Süden Deutschlands mit vergleichsweise wenig stehenden Kleingewässern ausgestattet sind. Dies ist der Tatsache geschuldet, dass in den Gebieten der letzten Inlandvereisung (Würm-Kaltzeit im Süden, Weichsel-Kaltzeit im Nordosten) besonders viele stehende Gewässer entstanden sind. Diese Jungmoränenlandschaften sind daher besonders reich an stehenden Gewässern, während die Altmoränenlandschaften und andere Gebiete, die nicht von den Gletschern der letzten Vereisung betroffen waren, deutliche geringe Gewässerdichten aufweisen (MARCINEK & ROSENKRANZ, 1996).

Vielfach weicht der aktuelle vom ursprünglichen natürlichen Zustand der Kleingewässer ab. Dies ist die Folge der flächenhaften Überprägung der Gewässer durch anthropogene Nutzung. Gleichzeitig existieren heutzutage viele künstliche Kleingewässer, die ebenfalls von großer Bedeutung für den Schutz und Erhalt der aquatischen Biodiversität sind. Die charakteristischen Eigenarten der vorgestellten Kleingewässertypen bezüglich Morphologie, Hydrologie, vorkommender Arten etc. sollen als Leitbild für die im Verbreitungsgebiet untersuchten Gewässer dienen, unabhängig davon, ob es sich um künstliche oder natürliche Gewässer handelt. Der ökologische Ist-Zustand der Stichprobengewässer soll im Rahmen des Monitorings dem der hier vorgestellten Kleingewässertypen gegenübergestellt werden, um Zielvorstellungen zur Optimierung der Biodiversität entwickeln zu können.

## Agrarräume

Um den Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung repräsentativ zu erfassen, wurden mit dem Projekt „Biodiversitäts-Monitoring-Landwirtschaft“ (BM-LW, 2021) im Verbund der Partner Thünen-Institut für Biodiversität, Thünen-Institut für Ländliche Räume und Julius Kühn-Institut für Strategien und Folgenabschätzung, Typen unterschiedlicher Agrarräume erarbeitet und definiert (**Abbildung 5**). Diese Agrarraumtypisierung ist eine Klassifizierung Deutschlands anhand der

vorwiegenden landwirtschaftlichen Nutzung. Sie basiert auf der Cluster-Analyse räumlich expliziter Daten zu Landbedeckung, Landschaftsstruktur, Nutzungsintensität, Klima und Relief. Die Agrarraumtypisierung soll als Grundlage für die regionalspezifische Entwicklung von Zielbildern, Indikatoren und Maßnahmen-Empfehlungen zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität in Agrarlandschaften dienen.

**Typ A – Hoch-intensiver Ackerbau:** Überwiegend Ackerbau mit geringen Anteilen anderer Nutzungen; ausgeräumte Landschaft mit großen Schlägen, geringer Shannon-Landschafts-Diversität und geringer Grenzliniendichte; hohe Inputkosten für den Anbau einjähriger Kulturpflanzen bei geringen Inputkosten für Milchviehhaltung; hohe September-Temperaturen und geringe Geländerauhigkeit

**Typ B – Intensiver Ackerbau:** Neben Ackerbau auch andere landwirtschaftliche Nutzungen, wenig Wald; durchschnittliche Werte für Shannon-Landschafts-Diversität, Schlaggröße und Grenzliniendichte; mittlere bis hohe Inputkosten für einjährigen Kulturpflanzenanbau; durchschnittliche Werte der biophysikalischen Parameter

**Typ C – Hoch-intensive Schweine- und Geflügelzucht:** Hoher Anteil an Ackerland; mittlere Werte für die Parameter der Landschaftsstruktur; hohe Inputkosten für Schweine- und Geflügelmast; geringe Geländerauhigkeit

**Typ D – Siedlungsdominierte Gebiete:** hoher Anteil an besiedelten Gebieten, wenig Acker und Wald; geringe Schlaggrößen; Inputkosten durchschnittlich; hohe September-Temperaturen

**Typ E – Hoch-intensive Rinderhaltung:** hoher Grünland-Anteil, wenig Wald; relativ hohe Grenzliniendichte; hohe Inputkosten für Rinderhaltung bei geringen Kosten für den Anbau einjähriger Kulturpflanzen; geringe saisonale Temperaturschwankungen, geringe Geländerauhigkeit

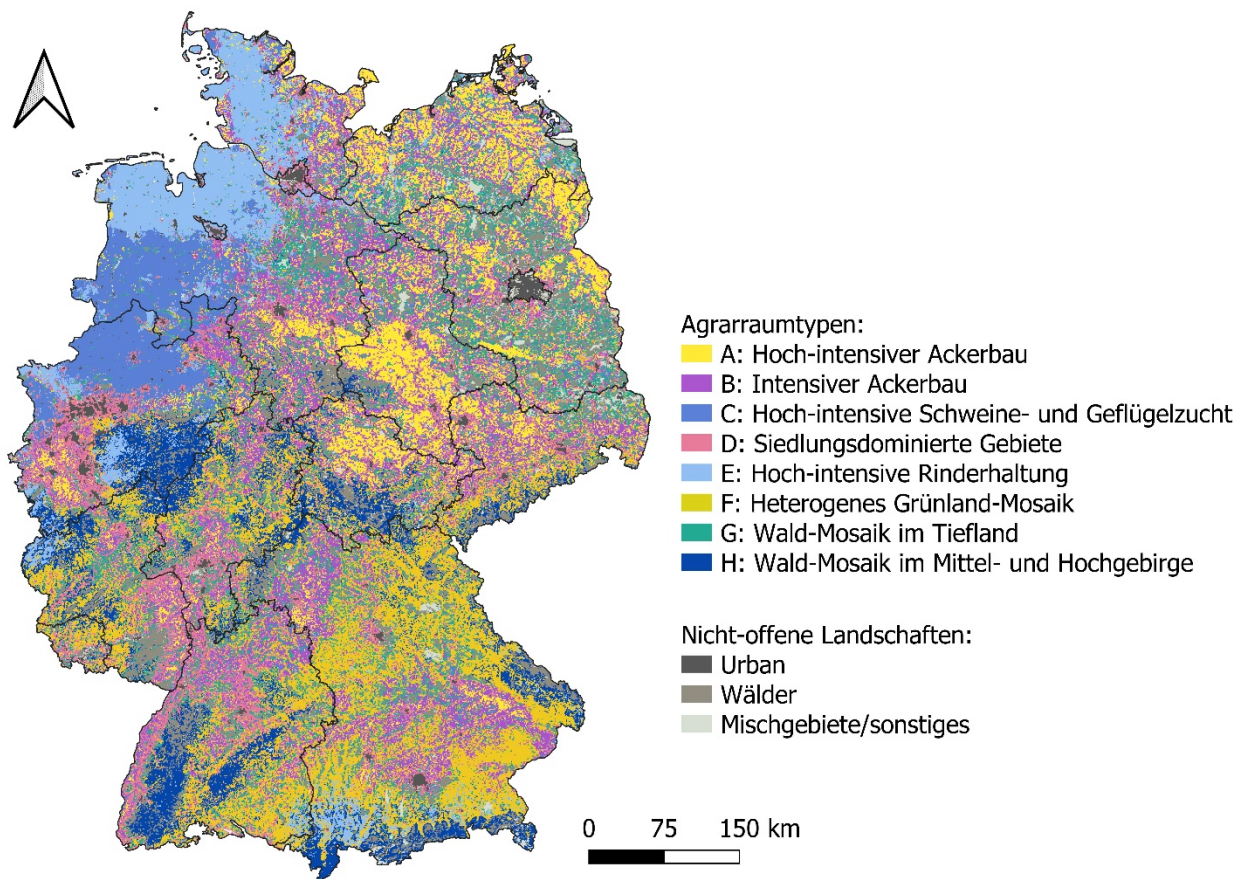
**Typ F – Heterogenes Grünland-Mosaik:** Landnutzungswerte auf mittlerem Niveau; hohe Landschafts-Shannon-Diversität und Grenzliniendichte, geringe Schlaggrößen; Inputkosten bei allen Wirtschaftssystemen auf durchschnittlichem Niveau; mittlere Werte für Klimaparameter und Geländerauhigkeit

**Typ G – Wald-Mosaik im Tiefland:** hoher Waldanteil bei geringen Anteilen an Ackerland, Grünland und Siedlung; geringe Grenzliniendichte; Inputkosten auf mittlerem Niveau; mittlere Werte für Klimaparameter und Geländerauhigkeit

**Typ H – Wald-Mosaik im Mittel- und Hochgebirge:** hoher Waldanteil bei geringem Ackeranteil; Landschaftsstrukturparameter auf mittlerem Niveau; geringe Inputkosten für einjährige Anbaupflanzen, Geflügel- und Schweinezucht; geringe September-Temperaturen, hohe Geländerauhigkeit

Neben den Agrarraumtypen werden noch drei zusätzliche Landnutzungstypen definiert, die als „Wälder“, „Mischgebiete/sonstiges“ und „Urban“ jedoch keine nennenswerte landwirtschaftliche Nutzung haben, so dass sie nicht in die Kategorie der Agrarräume hineinfallen. Sie werden dementsprechend nicht im vorliegenden Konzept berücksichtigt.





**Abbildung 5** Karte der Agrarraumtypen Deutschlands nach BM-LW (2021). Typen A bis H entsprechen verschiedenen Agrarraumtypen, nicht-offene Landschaften entsprechen Landschaften mit geringer bis keiner landwirtschaftlicher Nutzung.

## Verschneidung von Kleingewässertypen und Agrarräumen

Zur Entwicklung der Stichprobenkulisse wurden die Verbreitungsgebiete der fünf wesentlichen Kleingewässertypen mit den Agrarraumtypen, die im Projekt „BM Landwirtschaft“ (BM-LW, 2021) gemeinsam vom Thünen-Institut und Julius Kühn-Institut entwickelt wurden, verschnitten. In das Monitoring eines Kleingewässertyps werden nur die beiden Agrarräume mit den höchsten flächenhaften Anteilen am Verbreitungsgebiet des Kleingewässertyps aufgenommen. Alternativ dazu wird nur ein Agrarraum berücksichtigt, wenn dieser zu mehr als 50% im Verbreitungsgebiet auftritt (**Tabelle 1**).

Die Poweranalyse ergab, dass pro Kleingewässertyp 80 Gewässer zu untersuchen sind, um innerhalb von fünf Jahren (Berichtszyklus) eine Veränderung der Biodiversität von 10% nachweisen zu können. Die Anzahl der verfügbaren Gewässer mit mehr als 90% landwirtschaftlicher Nutzung im Umkreis von 500 m ist jedoch für die Kleingewässertypen „Sölle Süd“ und „Quellgewässer“ nicht ausreichend. Diese beiden Kleingewässertypen werden im aktuellen Monitoringkonzept daher nicht weiter berücksichtigt (**Tabelle 2**). Es wird allerdings empfohlen, die Biodiversität der Quellgewässer im Rahmen eines vertiefenden Monitorings zu untersuchen.

**Tabelle 1** Anteile der Agrarraumtypen im Verbreitungsgebiet der Kleingewässertypen. In fett: die beiden höchsten Werte (nur ein Wert, wenn dieser >50% ist). Im Kleingewässer-Monitoring werden die fett gedruckten Agrarraumtypen für den entsprechenden Kleingewässertyp berücksichtigt.

Agrarraum		Anteil an der Fläche der						
		BRD	Sölle Nord	Sölle Süd	Heide-weiher	Quellen	Moor-tümpel	Alt- & Auge-wässer
Typ A	Hoch-intensiver Ackerbau	0,12	<b>0,34</b>	-	0,03	-	0,14	0,10
Typ B	Intensiver Ackerbau	0,20	<b>0,28</b>	0,01	0,10	0,02	<b>0,20</b>	<b>0,27</b>
Typ C	Hoch-intensive Schweine- und Geflügelzucht	0,07	0,02	-	<b>0,60</b>	-	0,08	0,08
Typ D	Siedlungsdominierte Gebiete	0,09	0,06	0,05	0,05	0,03	0,07	<b>0,17</b>
Typ E	Hoch-intensive Rinderhaltung	0,09	0,05	0,17	0,09	0,14	<b>0,19</b>	0,15
Typ F	Heterogenes Grünland-Mosaik	0,20	0,03	<b>0,54</b>	0,02	<b>0,27</b>	0,12	0,13
Typ G	Wald-Mosaik im Tiefland	0,13	0,21	0,09	0,09	0,08	0,11	0,08
Typ H	Wald-Mosaik im Mittel- und Hochgebirge	0,10	-	0,13	-	<b>0,45</b>	0,10	0,02

**Tabelle 2** Anzahl der Kleingewässer mit mehr als 90% landwirtschaftlicher Nutzung (ATKIS Basis-DLM 2019) im 500 m-Umkreis pro Kleingewässertyp und Agrarraum. Die Agrarräume der beiden höchsten Anteile in der Kleingewässerregion werden für das Monitoring des entsprechenden Kleingewässertyps berücksichtigt (nur ein Agrarraum, wenn der Wert >50% ist).

Agrarraum			Anzahl der Kleingewässer					
			Anteil in BRD	Sölle Nord	Sölle Süd	Heide-weiher	Quellen	Moor-tümpel
Typ A	Hoch-intensiver Ackerbau	0,12	<b>1466</b>	-	-	-	-	-
Typ B	Intensiver Ackerbau	0,20	<b>348</b>	-	-	-	<b>285</b>	<b>77</b>
Typ C	Hoch-intensive Schweine- und Geflügelzucht	0,07	-	-	<b>116</b>	-	-	-
Typ D	Siedlungsdominierte Gebiete	0,09	-	-	-	-	-	1
Typ E	Hoch-intensive Rinderhaltung	0,09	-	-	-	-	<b>787</b>	<b>59</b>
Typ F	Heterogenes Grünland-Mosaik	0,20	-	<b>7</b>	-	<b>9</b>	-	-
Typ G	Wald-Mosaik im Tiefland	0,13	-	-	-	-	-	-
Typ H	Wald-Mosaik im Mittel- und Hochgebirge	0,10	-	-	-	<b>7</b>	-	-

Gleichzeitig stehen für die Agrarräume „Siedlungsdominierte Gebiete“, „Wald-Mosaik im Tiefland“, „Wald-Mosaik im Mittel- und Hochgebirge“ und „heterogenes Grünland-Mosaik“ nicht ausreichend Gewässer mit landwirtschaftlicher Nutzung von mehr als 90% im Umkreis von 500 m zur Verfügung. Diese Agrarräume werden dementsprechend vom Kleingewässer-Monitoring nicht erfasst. Vor allem für die beiden waldgeprägten Agrarräume und den siedlungsdominierten Bereich ist davon auszugehen, dass der landwirtschaftliche Einfluss auf Gewässer weniger dominant ist als in anderen Agrarräumen. Der Agrarraum des „heterogenen Grünland-Mosaik“ kann dagegen mit einem Flächenanteil von 20% aller Agrarräume (**Tabelle 1**) von großer Bedeutung für die aquatische Biodiversität auf Landschaftsebene sein. Daher wird ebenfalls ein zusätzliches vertiefendes Monitoring-Modul zu diesem Agrarraum angeboten, für das zuvor jedoch noch die Anforderungen für ein Biodiversitätsmonitoring in Kleingewässern dieses Agrarraumtyps erarbeitet werden müssen.

Dort, wo zwei Agrarräume pro Kleingewässertyp in die Stichprobe einfließen, wurde die Anzahl der Stichproben-Gewässer pro Agrarraum anhand der relativen Anteile der Agrarräume vorgenommen, wie sie in **Tabelle 1** zu finden sind. Das Monitoring wird vier Kleingewässertypen in jeweils ein bis zwei der Agrarräume „hoch-intensiver Ackerbau“, „intensiver Ackerbau“, „hoch-intensive Schweine- und Geflügelzucht“ und „hoch-intensive Rinderhaltung“ umfassen (**Tabelle 3**).

**Tabelle 3** Anzahl der Stichprobengewässer basierend auf Anteil des Agrarraumes (siehe **Tabelle 1**).

Agrarraum			Anzahl der Kleingewässer			
			Sölle Nord	Heide-weiher	Moor-tümpel	Alt- & Auge-wässer
Typ A	Hoch-intensiver Ackerbau	0,12	45	-	-	-
Typ B	Intensiver Ackerbau	0,20	35	-	41	49
Typ C	Hoch-intensive Schweine- und Geflügelzucht	0,07	-	80	-	-
Typ E	Hoch-intensive Rinderhaltung	0,09	-	-	39	31

Die Stichproben-Gewässer sind heterogen über das Bundesgebiet verteilt (**Tabelle 4**). Dies ergibt sich aus der Intensität der landwirtschaftlichen Nutzung im jeweiligen Agrarraum, der geographischen Verbreitung der einzelnen Kleingewässertypen und Agrarräume, und der heterogenen Kleingewässerdichte. Mit vier Kleingewässertypen haben Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen die höchste Kleingewässervielfalt. Rheinland-Pfalz und Hessen haben eine relativ geringe Kleingewässerdichte und sind deshalb mit nur wenigen Stichproben vertreten. Die Stadtstaaten Bremen, Hamburg und Berlin sowie das Saarland tragen keine Kleingewässer zur Stichprobe bei.

**Tabelle 4** Stichprobenanzahl pro Bundesland, Kleingewässertyp und Agrarraum. Typen gemäß Agrarraumtypologie des Projektes BM-Landwirtschaft.

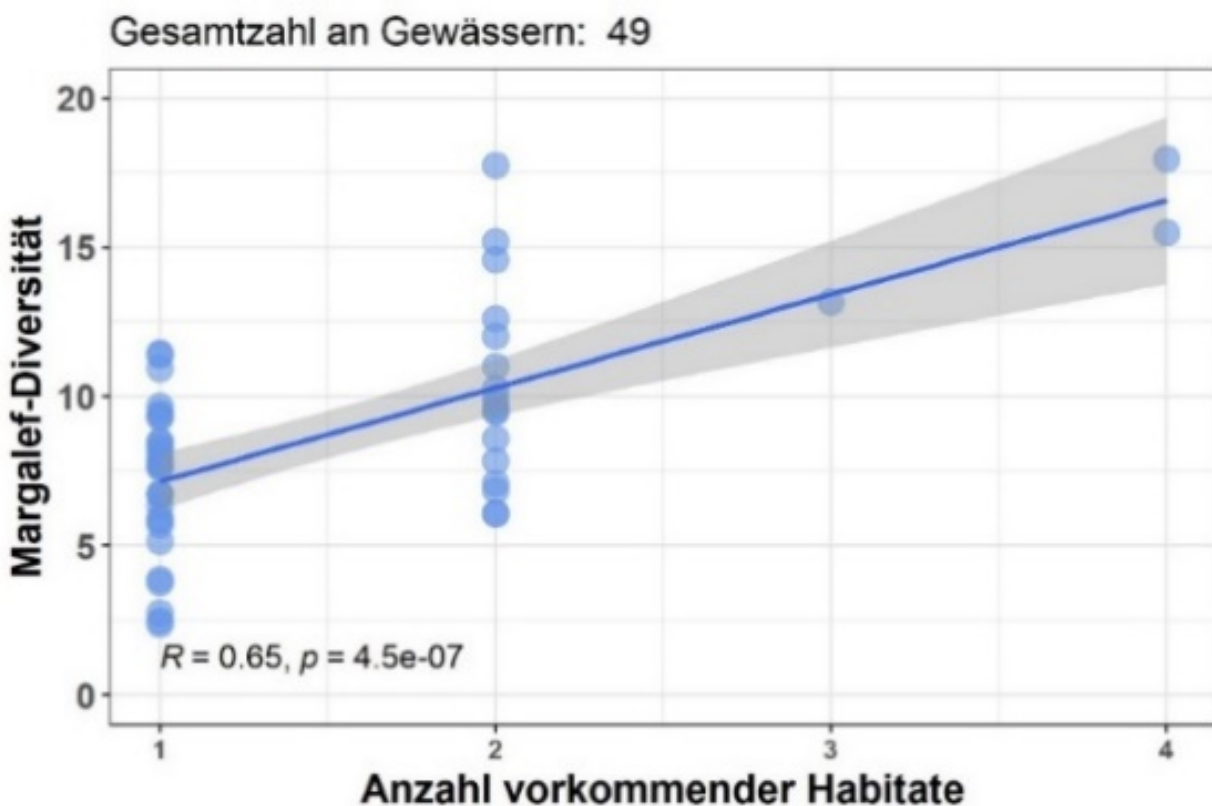
Bundesland	Sölle Nord		Heide- weiher	Moortümpel		Alt- und Auengewässer		Summe/ Bundesl.
	Typ A	Typ B	Typ C	Typ B	Typ E	Typ B	Typ E	
Baden-Württemberg	-	-	-	1	1	1	-	3
Bayern	-	-	-	1	1	4	-	6
Berlin	-	-	-	-	-	-	-	-
Brandenburg	18	14	-	1	-	4	16	53
Bremen	-	-	-	-	-	-	-	-
Hamburg	-	-	-	-	-	-	-	-
Hessen	-	-	-	-	-	3	-	3
Mecklenburg- Vorpommern	22	16	-	-	-	4	3	45
Niedersachsen	-	-	49	12	23	7	3	94
Nordrhein-Westfalen	-	-	31	1	1	2	6	41
Rheinland-Pfalz	-	-	-	1	1	1	-	3
Saarland	-	-	-	-	-	-	-	-
Sachsen	-	-	-	10	-	2	-	12
Sachsen-Anhalt	-	-	-	10	-	19	1	30
Schleswig-Holstein	5	5	-	2	12	-	2	26
Thüringen	-	-	-	2	-	2	-	4

## Literatur

- GLANDT, D., 2006: Praktische Kleingewässerkunde. Zeitschrift für Feldherpetologie - Supplement 9, Bielefeld.
- HUTTER, C.-P., A. KAPFER, W. KONOLD, 1993: Seen, Teiche, Tümpel und andere Stillgewässer. Weitbrecht Biotop-Bestimmungs-Bücher, Band.2, 1. Auflage, Stuttgart.
- PARDEY, A., K.-H. CHRISTMANN, R. FELDMANN, D. GLANDT, M. SCHLÜPMANN, 2005: Die Kleingewässer: Ökologie, Typologie und Naturschutzziele. Abhandlungen aus dem Westfälischen Museum für Naturkunde **67**, 9–44
- MARCINEK, J., E. ROSENKRANZ, 1996: Das Wasser der Erde: Eine geographische Meeres- und Gewässerkunde. Gotha, Justus Perthes Verlag.
- MIETZ, O., 1996: Allgemeiner hydrogeographisch-limnologischer Überblick über die Seen Brandenburgs und die Entwicklung eines Klassifikationsmodells für die glazialen Seen des Norddeutschen Tieflands. Potsdam, Natur und Text GmbH.

## ANLAGE II – Wirkungsindikator „Biodiversität und Habitatvielfalt“

Die Diversität der benthischen Wirbellosen ist natürlicherweise mit der Vielfalt an geeigneten Habitaten im Gewässer verbunden. Dabei hängt die Habitatausstattung neben natürlichen Gegebenheiten auch davon ab, wie das unmittelbare Umfeld des Gewässers von menschlicher Bewirtschaftung geprägt ist. Gewässer mit vielfältiger Ufer- und Saumstruktur, die bis in den aquatischen Bereich vordringen, sind üblicherweise reicher an Habitaten als solche, deren Ufervegetation regelmäßig, z. B. durch Mahd, daran gehindert wird, Gehölzstrukturen zu entwickeln. Gewässer an Ackerflächen, die bis unmittelbar an den Gewässerrand bewirtschaftet werden, können von Bodenerosion betroffen sein, was zur Zerstörung von natürlichen Habitaten führt. Typische Habitate in Kleingewässern sind Laub, Sediment, Holz, emerse (bspw. Schilf) und submerse Wasserpflanzen. Die verschiedenen Habitattypen sind sowohl für die Fortpflanzung als auch für die Ernährung der verschiedenen Organismen von Bedeutung. Der Eintrag von Laub von umstehenden Bäumen und Sträuchern ist wichtigste Nahrungsquelle für die sogenannten „Zerkleinerer“. Auch die Möglichkeiten, sich vor Fressfeinden zu schützen, steigen mit zunehmenden dreidimensionalen Strukturen im Gewässer. Es ist davon auszugehen, dass die Anzahl der in einem Gewässer zur Verfügung stehenden Habitattypen Einfluss auf die Biodiversität hat. Die Daten des JKI beschreiben diesen Zusammenhang in der Korrelation zwischen dem Biodiversitäts-Index von MARGALEF (1984) und der Anzahl der Habitattypen (**Abbildung 1**).



**Abbildung 1** Korrelation zwischen der Anzahl der vorkommenden Habitate im Kleingewässer und dem Margalef-Diversitäts-Index. Je höher der Margalef-Index ist, desto höher ist die Biodiversität.

Der Wirkungsindikator wird anhand des Margalef-Diversitäts-Index  $D_M$  in fünf Klassen von sehr gut bis sehr schlecht eingeteilt (**Tabelle 1**). Der Margalef-Index berücksichtigt neben der Artenzahl  $i$  auch die Abundanzen (Individuenzahlen) pro Quadratmeter  $A$  der einzelnen Arten wie folgt:

$$D_M = (i - 1) / \ln(A)$$

**Tabelle 1** Klassen-Einteilungen des Margalef-Index  $D_M$  des Wirkungsindikators „Biodiversität und Habitatvielfalt“.

D <sub>M</sub> -Index-Wert		Klasse	Farb-Code
von	bis		
20	25	sehr gut	
15	20	gut	
10	15	mittel	
5	10	schlecht	
0	5	sehr schlecht	



## ANLAGE III – Wirkungsindikator „Biodiversität und Pflanzenschutz“

Die Analyse vorhandener Daten zu Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften und Pflanzenschutzmittelnachweisen der Arbeitsgruppe „Gewässerschutz“ des JKI-ÖPV ergab signifikante Korrelationen zwischen den Biodiversitäts-Indices „RETI“ (Rhithron Feeding Type Index; SCHWEDER, 1992) und „r/k-Verhältnis“ (SCHÖLL et al., 2005). Beide Indices korrelieren innerhalb der Klassen „gut“ und „sehr gut“ der ökologischen Zustandsbewertung der Uferstruktur gemäß AESHNA (BÖHMER, 2017) lediglich mit der Pflanzenschutzmittelbelastung im Gewässer und nicht mit den Nährstoffkonzentrationen oder der Habitatvielfalt.

Der RETI-Index basiert auf den Ernährungsstrategien des Makrozoobenthos und beschreibt den Anteil an Arten von Weidegängern, Holzfressern und Zerkleinerern an der Gesamtartenzahl. Er ist negativ korreliert mit dem dekadischen Logarithmus der maximalen Toxic Unit ( $\log TU_{max}$ ), einem Wert für die Wirkung von Pflanzenschutzmitteln auf Gewässerorganismen. Hierbei handelt es sich um das Verhältnis der gemessenen Konzentration eines Wirkstoffes zu einem Schwellenwert, bei dessen Überschreiten eine signifikant negative Beeinflussung der Gewässerorganismen zu erwarten ist. Dazu wird üblicherweise auf den Wert für „lc50“ für *Daphnia magna* (Großer Wasserfloh) zurückgegriffen. Es handelt sich dabei um die halbmaximale letale Konzentration des jeweiligen Wirkstoffes für diese Art. Der höchste Wert für die „toxic unit“ (TU) der untersuchten Wirkstoffe wird als  $TU_{max}$  zur Beurteilung der Belastung mit Pflanzenschutzmitteln herangezogen:

$$TU_{max} = \frac{c}{lc50}$$

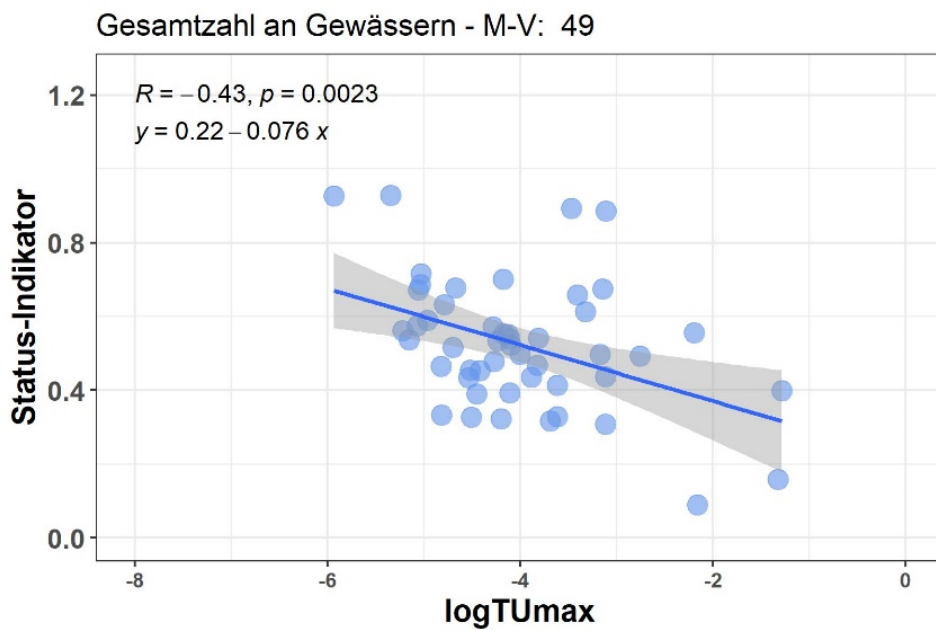
mit  $TU_{max}$  = maximale toxic unit des untersuchten PSM-Wirkstoffes

c = Konzentration des gemessenen PSM-Wirkstoffes

lc = halbmaximale letale Konzentration des gemessenen PSM-Wirkstoffes für *Daphnia magna*

Üblicherweise wird die  $TU_{max}$  als dekadischer Logarithmus ( $\log TU_{max}$ ) angegeben, um eine bessere Vergleichbarkeit von Werten über mehrere Größenordnungen hinweg zu gewährleisten.

Ebenfalls negativ korreliert mit der  $\log TU_{max}$  ist das „r/k-Verhältnis“. Dieser Index beschreibt den Anteil von r-Strategen (schnell reproduzierende Organismen) an der Summe der r- und K-Strategen in der Makrozoobenthos-Gemeinschaft. Für den Wirkungsindikator „Biodiversität und Pflanzenschutz“ werden die normierten Werte für den RETI-Index und das r/K-Verhältnis gemittelt und basierend auf der Korrelation zum  $\log TU_{max}$  (**Abbildung 1**) in fünf Klassen von „sehr gut“ bis „sehr schlecht“ eingeteilt (**Tabelle 1**).



**Abbildung 1** Korrelation zwischen dem Wirkungsindikator „Biodiversität und Pflanzenschutz“ und dem dekadischen Logarithmus der maximalen Toxic Unit ( $\log TU_{\max}$ ) der im Gewässer nachgewiesenen Pflanzenschutzmittel-Wirkstoffe.

**Tabelle 1** Einteilungen des Wirkungsindikators „Biodiversität und Pflanzenschutz“ (Mittelwert von RETI- und rst-Indikator) und der entsprechenden Intervalle der  $\log TU_{\max}$  zur Ermittlung der Wirkungsindikator-Klassen

Wirkungsindikator-Wert		$\log TU_{\max}$		Wirkungsindikator-Klasse	Farb-Code
von	bis	von	bis		
0,8	1	-7,6	-10,3	sehr gut	
0,6	0,8	-5,0	-7,6	gut	
0,4	0,6	-2,4	-5,0	mittel	
0,2	0,4	0,3	-2,4	schlecht	
0	0,2	2,9	0,3	sehr schlecht	

## Literatur

- BÖHMER, J., 2017: Methodisches Handbuch zur WRRL-Bewertung von Seen mittels Makrozoobenthos gemäß AESHNA - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Stehgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie.
- 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**, 234 – 247.
- SCHWEDER, H., 1992: Neue Indizes für die Bewertung des ökologischen Zustandes von Fließgewässern, abgeleitet aus der Makroinvertebraten-Ernährungstypologie. Limnologie Aktuell **3**, 353-377.

## **ANLAGE IV – Belastungsindikator „Risiko von Pflanzenschutzmittelanwendungen für Gewässerorganismen“**

Der Einsatz von chemischen Pflanzenschutzmitteln (PSM) im Kulturpflanzenanbau stellt aus Sicht der Landwirtschaft eine unverzichtbare Maßnahme zur Ertragssicherung dar. Im Zuge der Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln können jedoch Wirkstoffe durch verschiedene Prozesse (Abdrift, Oberflächenabschwemmung, Erosion) in benachbarte Oberflächengewässer eingetragen werden und dort ein Risiko für die aquatischen Organismen darstellen. Im Rahmen des NAP hat das Institut für Strategien und Folgenabschätzung am JKI (Kleinmachnow) mit dem Modell SYNOPSIS ein Werkzeug zur Beschreibung und Bewertung der Gefährdung der Oberflächengewässer durch PSM-Anwendungen entwickelt.

### **Risikoanalyse mit dem Modell SYNOPSIS**

Das Modell SYNOPSIS (Synoptische Bewertung von Pflanzenschutzmitteln, <http://synops.julius-kuehn.de/>) kann in den Anwendungsmodi SYNOPSIS-WEB, SYNOPSIS-GIS und SYNOPSIS-Trend verwendet werden. Den drei Modi liegen die gleichen Modelle zugrunde, sie unterscheiden sich jedoch im Anwendungsbereich und den Eingangsdaten.

- ▶ SYNOPSIS-Trend wird im Rahmen des NAP für Trend-Berechnungen des Risikos von Pflanzenschutzmitteln basierend auf den jährlichen Absatzzahlen angewandt. Dabei berechnet SYNOPSIS aquatische und terrestrische Risikoindizes für einzelne Indikationen unter Annahmen von „worst-case“-Umweltszenarien und aggregiert diese auf nationaler Ebene (GUTSCHE & STRASSEMEYER, 2007).
- ▶ SYNOPSIS-GIS wird eingesetzt, um das Umweltrisiko von Pflanzenschutzstrategien für ausgewählte Raumeinheiten unter Berücksichtigung der räumlich spezifischen Umweltbedingungen zu analysieren. SYNOPSIS-GIS verknüpft dafür, mit Hilfe von GIS-Datenbanken und GIS-Prozeduren, Daten über die Exposition mit den Umweltbedingungen der Pflanzenschutzmittel-Anwendungen (STRASSEMEYER & GUTSCHE, 2010; STRASSEMEYER & GOLLA, 2018)
- ▶ SYNOPSIS-WEB (STRASSEMEYER et al., 2017; STRASSEMEYER et al., 2020) wurde für eine Bewertung von Pflanzenschutzstrategien und Minderungsmaßnahmen auf Schlagebene entwickelt.

Die Analyse des Risikos einer PSM-Belastung der Kleingewässer im Rahmen von MonViA wurde mit dem Anwendungsmodus SYNOPSIS-GIS mit folgenden Schritten durchgeführt. Für den MonViA Testlauf im Bundesland Brandenburg erfolgte eine erstmalige Anwendung und Überprüfung auf Bundeslandebene.

1. Ermittlung von gewässernahen InVeKos-Schlägen durch Pufferung der ATKIS-Gewässer mit 100 m
2. Ableitung von generischen Applikationsmustern (GAM) der Pflanzenschutzbehandlungen für die in PAPA erfassten Hauptkulturen Es wurden (GAM) für drei Intensitätsstufen in den Jahren 2011 bis 2018 erstellt.

3. Berechnung des Wirkstoffeintrags über Spraydrift, Runoff (Oberflächenabfluss) und Erosion in Kleingewässer aus den einzelnen Anwendungen gemäß generischem Applikationsmuster auf diesen gewässernahen InVeKos-Schlägen in den Jahren 2011 bis 2018.
4. Ermittlung des akuten und des chronischen ökotoxikologischen Risikos für Gewässerorganismen (aquatische Biozönosen) als Maximalwert aus den einzelnen Risikoindizes (ETR, Exposure Toxicity Ratio) für verschiedene Indikatororganismen.
5. Räumliche Aggregation der Risikoindizes über alle selektierten Schläge in Brandenburg und Vergleich der (modellierten) Belastungssituation.

## **Methode der räumlichen Risikoanalyse**

Die Risikoanalyse wird für alle ackerbaulich genutzten InVeKos-Schlägen durchgeführt. Die Geometrien der InVeKos-Schlägen werden mit weiteren digitalen Datensätzen wie digitaler Bodenkarte und digitalem Höhenmodell und Informationen zu Oberflächengewässern verschnitten, um die Eingangsparameter der SYNOPSIS-Modellierung für an Kleingewässer grenzende Schläge (100m Puffer) abzuleiten. Für die Risikoberechnungen werden je Jahr und Kultur drei generische Applikationsmuster (niedrig, mittel, hoch) aus den PAPA-Erhebungen der Jahre 2011 bis 2018 abgeleitet und den InVeKos-Schlägen entsprechend der Kultur zugewiesen. Mit diesem Datensatz kann SYNOPSIS-GIS schlagspezifisch analysieren, welche akuten und chronischen Risiken für aquatischen Ökosysteme durch den Eintrag von Wirkstoffen aus diesen Ackerflächen in die Kleingewässer ausgeht. Die so berechneten Risikoindizes können für die einzelnen Jahre und Kleingewässer zusammengefasst oder räumlich aggregiert werden.

## **Untersuchungsregionen und Datenbasis**

Die Datengrundlage sind die InVeKos-Schlaggeometrien. Die angebauten Kulturen werden ebenfalls den InVeKos-Daten entnommen. Die Gewässergeometrien basieren auf dem ATKIS-Basis-DLM. Zu jedem Kleingewässer wurden alle InVeKos-Schläge innerhalb eines Puffers von 100 m extrahiert und analysiert. Durch Verschneidung mit weiteren Geodaten können die Lage und Nachbarschaften der landwirtschaftlich genutzten Flächen (Feldböcke) zu Nichtzielflächen und zu anderen relevanten Strukturelementen in der Agrarlandschaft (Gewässer, Wege, Gehölze etc.) analysiert werden. Zum Beispiel wird durch Verschneidung der Schlaggeometrien mit den ATKIS-Gewässern die Entfernung zu einem (oder auch mehreren) Oberflächengewässern sowie der Gewässertyp und die Breitenklasse des betreffenden Gewässers ermittelt. Zusätzliche GIS-Prozeduren ermöglichen es, die digitale Bodenkarte BÜK1000N (BGR, 1996) für die Beschreibung der Bodenparameter sowie das digitale Geländemodell DGM-10 (BKG, 2016) für die Beschreibung des Reliefs der Landschaft mit den Schlaggeometrien zu verknüpfen. Im Ergebnis werden feldbezogene Bodenparameter und die Hangneigungen der einzelnen Flächen abgeleitet.

Neben den Schlag-Geometrien sind weitere räumliche Informationen erforderlich. Für die zufällige Verteilung der Anbaukulturen auf Gemeindeebene wurde eine Zuordnung der Feldböcke zu den Gemeinden in Deutschland (BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE, 2004) durchgeführt. Weitere räumliche Zuordnungen zu Landkreisen, Gewässereinzugsgebieten (UBA, 2004) oder

Bodenklimaräumen (ROSSBERG et al., 2007) sind verfügbar, um eine Aggregation der flächenspezifischen Risikoindizes für verschiedene Raumgliederungen zu ermöglichen. Als klimatische Modelleingangsgrößen werden die Tageswerte zu Temperatur, Niederschlag, Globalstrahlung und Wind von ca. 280 Klimastationen und 2800 Niederschlagsstationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD, 2016) verwendet. Diese Daten wurden auf ein 1 km x 1 km-Raster interpoliert und anschließend den einzelnen Schlägen zugeordnet.

Die Information zu den Wirkstoffgehalten und den Anwendungsaufgaben der eingesetzten PSM erfolgte über die Verknüpfung mit der online-Datenbank der zugelassenen Pflanzenschutzmitteln des BVL (BVL, 2019). Dabei wurden die Anwendungsaufgaben in Bezug auf (i) die einzuhaltenden Mindestabstände zu Oberflächengewässern und (ii) die Runoff-Minderung auf Flächen mit Hangneigung >2 % bzw. >4 % der Datenbank entnommen und bei der Risikoanalyse berücksichtigt. Die toxikologischen und physikalisch chemischen Eigenschaften der Pflanzenschutzmittelwirkstoffe werden der online verfügbaren Pesticide Property Database (PPDB) entnommen (LEWIS et al., 2016). Beide Datenbanken werden regelmäßig im Abstand von drei Monaten aktualisiert.

## **Ableitung der generischen Anwendungsmuster aus der PAPA-Erhebung**

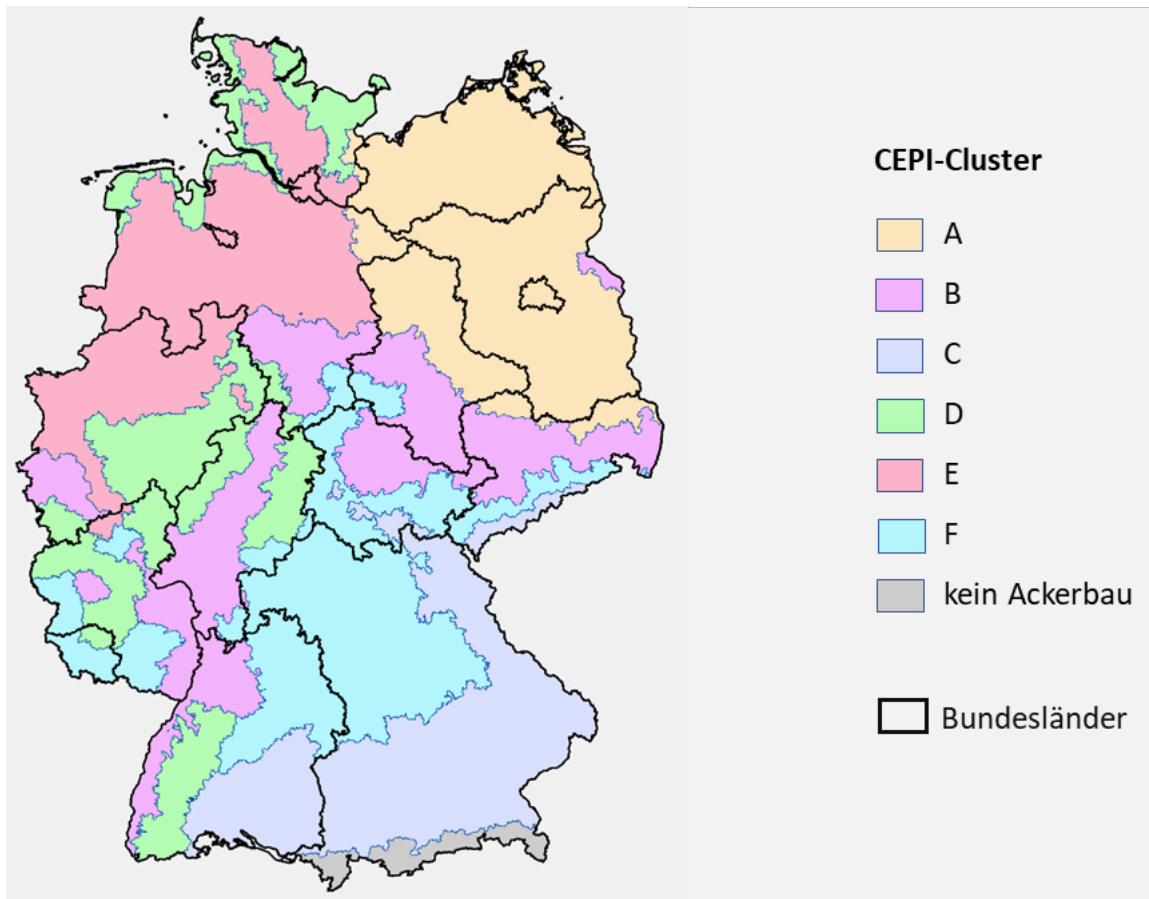
Für die Berechnungen wurden generische Applikationsmuster für die sechs Ackerkulturen die in der PAPA erfassten Kulturen-Erhebungen der Jahre 2011 bis 2018 erzeugt. Seit dem Jahr 2011 werden vom JKI in Zusammenarbeit mit landwirtschaftlichen Fachverbänden jährlich Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Praxis (die sogenannten PAPA-Erhebungen) in neun Pflanzenschutz-relevanten Hauptkulturgruppen im Ackerbau in Deutschland durchgeführt (ROSSBERG, 2016). Die Originaldaten der PAPA-Erhebung können aufgrund vertragsrechtlicher Gründe nicht direkt genutzt werden. Daher wurde für diese Untersuchung eine Methode entwickelt, um allgemeingültige (generische) Applikationsmuster für die ausgewählten Anbaukulturen aus den Originaldaten abzuleiten.

Als Datengrundlage zur Ermittlung dieser generischen Anwendungsmuster wurden Daten aus den PAPA-Erhebungen 2011 bis 2018 verwendet. Die Erhebungsdatensätze wurden regional auf Basis der sechs CEPI-Regionen (DACHBRODT-SAAAYDEH et al., 2019) ausgewertet (**Abbildung AIV-1**). Ziel war es, für jede der sechs Hauptkulturen (Winterweizen, Wintergerste, Winterraps, Mais, Zuckerrübe und Kartoffel) drei Anwendungsmuster für jedes Jahr von 2011 bis 2018 Jahr in jeder CEPI-Region (Erhebungscluster) zu generieren. Diese drei Anwendungsmuster entsprechen drei Spritzfolgen mit einer hohen, einer mittleren und einer niedrigen PSM-Intensität, welche für diese Kulturen die übliche landwirtschaftliche Praxis in Deutschland darstellen.

Die Bewertung der PSM-Intensität basiert auf dem Behandlungsindex (BI), der die Anzahl der PSM-Anwendungen im Verlauf einer Anbauperiode standardisiert auf maximal zugelassene Anwendungsrate je Applikationsmuster zusammenfasst:

$$BI = \sum_{i=1}^n \frac{AR_i * Ab_i}{rRAR_i * A} \quad (1)$$

wobei  $i$  die  $i$ -te Anwendung,  $n$  die Gesamtzahl der Anwendungen auf einem Schlag,  $Ab_i$  die behandelte Fläche [ha],  $A$  die Fläche des Schlages [ha],  $AR_i$  die tatsächliche Anwendungsrate [kg ha<sup>-1</sup>] und  $rRAR_i$  die maximal zugelassene Anwendungsrate [kg ha<sup>-1</sup>] ist.



**Abbildung AIV-1** Cluster für die regionale Erhebung und Analyse der Pflanzenschutzintensität (CEPI) im Ackerbau in Deutschland (DACHBRODT-SAAAYDEH et al., 2019). Eigene Darstellung; Quelle: Julius-Kühn-Institut, Institut für Strategien und Folgenabschätzung, Kleinmachnow. Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG (2018)

Die Ermittlung der generischen Applikationsmuster erfolgte in vier Schritten.

**Schritt 1:** Festlegung der Anzahl der PSM-Anwendungen pro Vegetationsperiode auf der Basis der kulturspezifischen Anzahl der PSM-Behandlungen bzw. Behandlungshäufigkeiten (BH). Hierbei wurden drei Intensitätsstufen definiert. Die erfassten Applikationsmuster wurden entsprechend dem BI in drei Gruppen unterteilt:

- hohe Intensität:  $BI \geq 66$ -Perzentil
- mittlere Intensität:  $66\text{-Perzentil} > BI \geq 33$ -Perzentil
- niedrige Intensität:  $BI \leq 33$ -Perzentil.

Alle PSM-Anwendungen wurden entsprechend des BI einer der drei Intensitätsstufen zugeordnet.

Die Schritte 2 bis 4 werden dann für jede Kombination aus Kultur/CEPI-Region/Intensitätsstufe separat durchgeführt.

**Schritt 2:** Festlegung der Zeiträume (Kalendermonate) für die einzelnen Anwendungen. Für jeden der drei Wirkstoffbereiche - Herbizide, Fungizide und Insektizide - werden die Anwendungen in den einzelnen Monaten gezählt. Die Monate mit den häufigsten Anwendungen werden als Anwendungszeiträume definiert.



- Schritt 3:** Auswahl der am häufigsten eingesetzten PSM für die in Schritt 1 und 2 festgelegten Anwendungen entsprechend der erfassten Applikationen in den PAPA-Datenbanken. Auch Tankmischungen werden einbezogen. Die am häufigsten applizierten PSM bzw. Tankmischungen werden ausgewählt. Bei der Festlegung der Anwendungstermine wird ähnlich vorgegangen. Zunächst wird der häufigste Behandlungstermin pro Jahr gewählt. Als nachfolgender Behandlungstermin wird dann der nächsthäufige mit einem Mindestabstand von 7 Tagen genommen. Als Aufwandmenge wird der Modalwert der Aufwandmengen des ausgewählten PSM angenommen (bzw. der jeweiligen Aufwandmengen der Tankmischungspartner). Als behandelte Fläche wird der Modalwert der behandelten Fläche ausgewählt.
- Schritt 4:** Überprüfung der generierten Spritzfolgen hinsichtlich des BI, ob dieser den mittleren Werten der Intensitätsstufen für die CEPI-Region entspricht. Ist das nicht der Fall und die Differenz zum Ziel-BI ist größer als 0,5, dann werden im Schritt 2 andere oder zusätzliche PSM-Anwendungen ausgewählt und die Schritte 3 und 4 erneut durchlaufen.

Mithilfe einer JKI-internen Web-Anwendung wurde die Erzeugung generischer Applikationsmuster (halb)automatisiert und der Grad der Reproduzierbarkeit damit erhöht. Darüber hinaus erhält der Anwender durch einen integrierten Plausibilitätstest Hinweise auf Überdosierungen (Aufwandmenge >100 % der zugelassenen Aufwandmenge) und geringe Aufwandmengen (<5 % der zugelassenen Aufwandmenge). Dies bietet Ansatzpunkte für die weitere Plausibilitätsprüfung, bei der die Sinnhaftigkeit der generischen Applikationsmuster durch den Vergleich mit den Pflanzenschutzhinweisen der Pflanzenschutzdienste und der Zulassungssituation für Pflanzenschutzmittel abgeglichen und wenn nötig korrigiert wird. Dabei werden die herbiziden Aufwandmengen der generischen Applikationsmuster mit den maximal zugelassenen Aufwandmengen verglichen und ggf. in Abhängigkeit von der Indikation angepasst. Die Aufwandmengen der Insektizide werden auf 100 % zugelassenen Aufwandmenge festgelegt. Die Aufwandmengen von Tankmischungspartnern werden mit den Pflanzenschutzempfehlungen der Pflanzenschutzdienste verglichen und ggf. angepasst.

## **Methodik der Risikoabschätzung auf Schlagenebene**

Das ökotoxikologische Risiko für Gewässerorganismen wird mit dem Exposure Toxicity Ratio (ETR) ausgedrückt, das heißt dem Verhältnis der Exposition der Gewässerorganismen mit PSM-Wirkstoffen unter worst-case-Bedingungen und der Toxizität dieser Wirkstoffe für die verschiedenen Organismen.

$$\text{ETR} = \frac{\text{Toxizität}}{\text{Exposition}} \quad (2)$$

Die Methodik zur Berechnung des Umweltrisikos und der der Wirkstoffkonzentrationen im Gewässer ist in STRASSEMAYER et al. (2017) ausführlich dargestellt. Im Folgenden werden die wesentlichen Methoden zur Berechnung des Risikos in Oberflächengewässern zusammengefasst.

Die geschätzte PSM-Exposition von Nichtzielorganismen im Gewässer wird für PSM-Einträge über Spraydrift, Runoff (Oberflächenabfluss) und Erosion unter sogenannten worst-case-Bedingungen berechnet. Dafür wird die Beladung (Exposition) der einzelnen Gewässerabschnitte von jeweils 100 m Länge durch Wirkstoffe (W) für jede Anwendung und für jedes Expositionereignis eines Wirkstoffs einzeln ermittelt; die Berechnung ist in STRASSEMAYER et al. (2017) ausführlich beschrieben. Aus den Konzentrationsverläufen (PEC, predicted environmental concentration) der Einzelereignisse wird anschließend der Verlauf der zu erwartenden Wirkstoffkonzentration über ein Jahr in den Gewässerkompartimenten aggregiert. Beginnend mit dem Start der Vegetationsperiode werden innerhalb eines Zeitraums von einem Jahr zwei Risikoindikatoren berechnet:

- ▶ 90-Perzentil des  $PEC$ -Verlaufs ( $PEC_{P90}$ ) als worst-case-Wert der akuten Exposition

$$PEC_{P90} = P90_{1 \leq t \leq 365} PEC(t) \quad (3)$$

- ▶ 90-Perzentil der zeitlich gewichteten Durchschnittskonzentration (time weighted average, TWA) von sieben Tagen ( $PEC_{TWA.P90}$ ) als worst-case-Wert der chronischen Exposition

$$PEC_{TWA.P90} = P90_{1 \leq t \leq 365} PEC_{TWA}(t) \quad \text{wobei} \quad PEC_{TWA}(t) = \frac{\int_{t-7}^t PEC(t)}{7} \quad (4)$$

Zur Beschreibung der **Toxizität** wurden die halbmaximale letale Konzentration ( $LC_{50}$ ) bzw. Effektkonzentration ( $EC_{50}$ ) und die No-Effect-Konzentration ( $NOEC$ ) der einzelnen Wirkstoffe verwendet. Zur Beschreibung der akuten und chronischen Toxizität werden  $LC_{50}$  bzw.  $EC_{50}$  und  $NOEC$  der einzelnen Wirkstoffe verwendet. Für die einzelnen Referenzorganismen ( $RO$ ; s.u.) werden aus den Expositions- und Toxizitätswerten ein akuter **Risikoindex** ( $ETR_{A(RO,W)}$ ) und ein chronischer **Risikoindex** ( $ETR_{C(RO,W)}$ ) berechnet. Akute Risikoindizes werden nach Konvention mit einem Sicherheitsfaktor von 10 multipliziert.

$$ETR_{A(RO,W)} = \frac{PEC_{P90}}{LC_{50}/EC_{50(RO,W)}} * 10 \quad (5)$$

$$ETR_{C(RO,W)} = \frac{PEC_{TWA.P90}}{NOEC(RO,W)} \quad (6)$$

**Gleichungen 5 und 6** charakterisieren das Risiko eines Wirkstoffs für die aquatische Lebensgemeinschaft, der auf einer bestimmten Fläche ausgebracht wird und nachfolgend über Spraydrift, Runoff und/oder Erosion in einen Gewässerabschnitt von 100 m Länge gelangt. Die hier berechneten Risikowerte beziehen sich also immer auf Einträge durch PSM-Anwendungen auf einer einzelnen Fläche.

Pflanzenschutzstrategien umfassen jedoch für die meisten Kulturpflanzen typischerweise mehrere Mittelanwendungen, daneben kann ein Präparat mehrere Wirkstoffe enthalten. Wirkstoffe mit identischen Wirkmechanismen können additiv zusammenwirken und synergistische Effekte erzielen, die größer sind als die individuellen Effekte der einzelnen Wirkstoffe. Die akuten und chronischen Risikoindizes der einzelnen Wirkstoffe bzw. einzelnen Anwendungen werden daher nach dem Konzept der Konzentrationsaddition aggregiert, um das Risiko über die gesamte Pflanzenschutzstrategie (mehrere Wirkstoffe und/oder mehrere Anwendungen) zu erfassen. Im Gegensatz zu der Modellbeschreibung in STRASSEMAYER et al. (2017) wird das Konzept der Konzentrationsaddition in dieser Untersuchung auch für das akute Risiko angewandt.

Die Risikoaggregation eines Applikationsmusters erfolgt in zwei Schritten. Zuerst werden die akuten (**Gleichung 5**) und chronischen (**Gleichung 6**) Risikowerte für jeden angewandten Wirkstoff berechnet und auf täglicher Basis addiert, um die Jahres-Kurven der ETR-Summen abzuleiten. Anschließend wird das 90-Perzentil dieser ETR-Summenkurven abgeleitet, welches das akute und chronische Risiko der gesamten Anwendungsstrategie darstellt (**Gleichung 7 und 8**).

$$ETR_{A(RO)} = P90 \sum_{1 \leq i \leq n} \frac{PEC(t, W_i)}{LC50/EC50(RO, W_i)} \quad (7)$$

$$ETR_{C(RO)} = P90 \sum_{1 \leq i \leq n} \frac{PECTWA(t, W_i)}{NOEC(RO, W_i)} \quad (8)$$

wobei  $n$  die Anzahl der Wirkstoffe mit additiver Wirkung repräsentiert.

Für die Bewertung des Risikos der PSM-Belastung von Oberflächengewässern berücksichtigt SYNOPS fünf Gruppen von Referenzorganismen:

- ▶ Algen (al)
- ▶ Aquatische Invertebraten (z.B. *Daphnia* sp., da)
- ▶ Fische (fi)
- ▶ Wasserpflanzen (*Lemna* sp., le)
- ▶ Sedimentorganismen (*Chironomus* sp., ch)






Die Risikoindizes werden zunächst für jede der fünf aquatischen Referenzorganismen separat berechnet. Anschließend werden das akute (**Gleichung 9**) und das chronische (**Gleichung 10**) aquatische Risiko jeweils als Maximum der Risikoindizes der aquatischen Referenzorganismen ermittelt.

$$ETR_{A(aqu)} = \text{MAX}(ETR_{A(al)}, ETR_{A(da)}, ETR_{A(fi)}, ETR_{A(le)}, ETR_{A(ch)}) \quad (9)$$

$$ETR_{C(aqu)} = \text{MAX}(ETR_{C(al)}, ETR_{C(da)}, ETR_{C(fi)}) \quad (10)$$

Bei der Risikoberechnung werden die Abstandsaufgaben zu Gewässern und die Runoff-Auflagen für die eingesetzten PSM berücksichtigt. Die berechneten ETR-Werte für Gewässerorganismen werden gemäß **Tabelle AIV-1** in fünf Risikoklassen eingeteilt, denen für die Darstellung und Bewertung in Karten und Tabellen fünf Farbstufen zugeordnet sind.

**Tabelle AIV-1** Risikoklassen der Exposure Toxicity Ratio (ETR).

Risikoklasse	Wertebereiche	Farbliche Darstellung <sup>a</sup>
kein Risiko	$ETR \leq 0,01$	
sehr niedriges Risiko	$0,01 \leq ETR < 0,1$	
niedriges Risiko	$0,1 \leq ETR < 1$	
erhöhtes Risiko	$1 \leq ETR < 10$	
hohes Risiko	$ETR \geq 10$	

## Räumliche Aggregation der Risikoindizes und Berechnungen der relativen Risikoindizes

Die berechneten flächen- und jahresspezifischen Risikoindizes  $ETR_{A(aqu)}$  und  $ETR_{C(aqu)}$  werden in einer Datenbank gespeichert. Basierend auf dieser Datengrundlage können die Risikoindizes für verschiedene Raumeinheiten aggregiert, analysiert und dargestellt werden.

Als größte räumliche Einheiten werden die sechs Erhebungscluster (CEPI-Regionen, **Abbildung AIV-1**) aus PAPA gewählt. Für jedes Cluster wird das 80- bzw. das 90-Perzentil der PSM-Applikationen der sechs PAPA-Kulturen berechnet. Die Verwendung bspw. des 90-Perzentils impliziert, dass durch die PSM-Applikationen auf 10 % der Applikationsfläche das Risiko einer Beeinträchtigung der aquatischen Lebensgemeinschaft über dem räumlich aggregierten Risikoindex liegt. Darüber hinaus werden die Applikations-Flächenanteile analysiert, die zu Risikowerten über dem Schwellenwert von mittlerem ( $ETR >1$ ) und hohem Risikoindex ( $ETR >10$ ) führen.

Da die Vielzahl der möglichen Detailauswertungen mit verschiedenen Aggregationsmethoden in Berichten nur schwer zusammengefasst werden können, ist geplant, alle Ergebnisse in einem Web-basierten Map-Viewer zusammenfassend darstellen zu können. Die Erstellung des Map-Viewer wird Teil der MonViA-Pilotphase II sein.

## Literatur

- Bundesamt für Kartographie und Geodäsie, 2004: VG250 (Ebenen) Verwaltungsgrenzen (Gemeinden) Bundesrepublik Deutschland.
- BVL, 2019: Online-Datenbank Pflanzenschutzmittel. BVL. Braunschweig. Online verfügbar unter <https://apps2.bvl.bund.de/psm/jsp/index.jsp>, zuletzt geprüft am 01.02.2019.
- Dachbrodt-Saaydeh, S., J Sellmann, D. Roßberg, 2019: Cluster zur regionalen Erhebung und Analyse der Pflanzenschutzintensität (CEPI) im Ackerbau. *Journal für Kulturpflanzen*, **71** (10), 264-270, DOI: 10.5073/JfK.2019.10.02.
- DWD, 2016: Climate Data Center, ftp. Online verfügbar unter <ftp-cdc.dwd.de/pub/CDC/>.
- Gocht, A., N. Röder, 2014: Using a Bayesian estimator to combine information from a cluster analysis and remote sensing data to estimate high-resolution data for agricultural production in Germany. *International Journal of Geographical Information Science* **28** (9), 1744–1764, DOI: 10.1080/13658816.2014.897348.
- Gutsche, V., J. Strassemeyer, 2007: SYNOPS - ein Modell zur Bewertung des Umwelt-Risikopotentials von chemischen Pflanzenschutzmitteln. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* **59**, 197–210.
- 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* **22** (4), 1050–1064, DOI: 10.1080/10807039.2015.1133242.
- Mueller, L., U. Schindler, A. Behrendt, F. Eulenstein, R. Dannowsk, 2007: The Muencheberg Soil Quality Rating. Field manual for detecting and assessing properties and limitations of soils for cropping and grazing. Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF). Müncheberg. Online verfügbar unter [http://www.zalf.de/de/forschung/institute/lwh/mitarbeiter/lmueller/Documents/field\\_mueller.pdf](http://www.zalf.de/de/forschung/institute/lwh/mitarbeiter/lmueller/Documents/field_mueller.pdf), zuletzt geprüft am 01.10.2020.
- Rosberg, D., V. Michel, R. Graf, R. Neukampf, 2007: Definition von Boden-Klima-Räumen für die Bundesrepublik Deutschland. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes* **59**, 155-161.
- Rosberg, D., 2016: Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Ackerbau. *Journal für Kulturpflanzen* **68**, 25–37, DOI: 10.5073/JfK.2016.02.01

- Strassemeyer, J.; Claus-Krupp, A.; Dominic, A. R.; Golla, B.; Daehmlow, D. (2020): H2Ot-Spot-Manager NRW - Ein webbasiertes Analyse- und Beratungswerkzeug für die zielgerichteten risikomindernden Pflanzenschutzberatung. In: *Umweltinformationssysteme 2020* (UIS 2020).
- Strassemeyer, J., D. Daehmlow, A. R. 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.
- Strassemeyer, J. V. Gutsche, 2010: The approach of the German pesticide risk indicator SYNOPS in frame of the National Action Plan for Sustainable Use of Pesticides. Leysin, Switzerland: OECD.  
[www.oecd.org/agriculture/sustainable-agriculture/44806454.pdf](http://www.oecd.org/agriculture/sustainable-agriculture/44806454.pdf)
- Strassemeyer, J., B. Golla, 2018: Berechnung des Umweltrisikos der Pflanzenschutzmittelanwendungen in den Vergleichsbetrieben mittels SYNOPS. *Gesunde Pflanze* **70** (3), 155–166. DOI: 10.1007/s10343-018-0426-z.
- UBA (2004): DLM 1000W – Einzugsgebiete.

## „Berichte aus der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft“ erscheinen seit 1995 in zwangloser Folge

Seit 2008 werden sie unter neuem Namen weitergeführt:

### „Berichte aus dem Julius Kühn-Institut“

- Heft 195, 2018 Abschätzung der Habitatwirkung veränderter Produktionsverfahren auf Indikatorvogelarten der Ackerbaugebiete im Forschungsvorhaben „Maisanbau für hohen Ertrag und biologische Vielfalt“ am Beispiel der Feldlerche (*Alauda arvensis*). Jörg Hoffmann, Udo Wittchen, 2018, 48 S.
- Heft 196, 2018 SPISE 7, 7th European Workshop on Standardized Procedure for the Inspection of Sprayers in Europe Athens, Greece, September 26-28, 2018. Bearbeitet von/ Compiled by: Paolo Balsari, Hans-Joachim Wehmann, 2018, 302 S.
- Heft 197, 2018 Schlussbericht zum Vorhaben Vorkommen und Schädigung des *Soil-borne wheat mosaic virus* (SBWMV) in Winterweizen. Dr. Ute Kastirr, Dr. Angelika Ziegler, 2018, 34 S.
- Heft 198, 2018 Schlussbericht zum Vorhaben Monitoring zum Vorkommen bodenbürtiger Viren in Weizen, Triticale und Roggen in den wichtigsten Getreideanbaugebieten Deutschlands. Dr. Ute Kastirr, Dr. Angelika Ziegler, Dr. Annette Niehl, 2018, 58 S.
- Heft 199, 2018 NEPTUN-Gemüsebau 2017. Dietmar Roßberg, Martin Hommes, 2018, 42 S.
- Heft 200, 2018 11th Young Scientists Meeting 2018, 14th – 16th November in Braunschweig, - Abstracts -, 86 S.
- Heft 201, 2018 Schlussbericht zum Vorhaben Untersuchung von Interaktionen zwischen bodenbürtigen Zuckerrübenviren und deren Auswirkung auf die Rizomania. Dr. Ute Kastirr, Dr. Katja Richert-Pöggeler, 2018, 52 S.
- Heft 202, 2018 Trial Report – Closed Transfer Systems (CTS). Matthias Kemmerling, Jens Karl Wegener, Dirk Rautmann, Jan-Philip Pohl, Eckhard Immenroth, Dieter von Hörsten, 2018, 52 S.
- Heft 203, 2018 Statusbericht Biologischer Pflanzenschutz 2018. Eckhard Koch, Annette Herz, Regina G. Kleespies, Annegret Schmitt, Dietrich Stephan, Johannes A. Jehle, 2018, 126 S.
- Heft 204, 2019 2nd International Plant Spectroscopy Conference (IPSC) 2019. Hartwig Schulz, Catharina Blank, Christoph Böttcher, Benjamin Fürstenau, Andrea Krähmer, Torsten Meiners, David Riewe (Eds.), 137 S.
- Heft 205, 2019 Auswertung der Anzahl Resistenzklassen von Wirkstoffen für Pflanzenschutzmittelanwendungen - Evaluation of the number of resistance classes of active ingredients for crop protection applications. Frank Jeske, 45 S.
- Heft 206, 2019 12th Young Scientists Meeting 2019, 6th – 8th November in Kleinmachnow - Abstracts -, 2019, 56 S.
- Heft 207, 2019 Witterung und Ertrag, 2019, 50 S.
- Heft 208, 2020 Report on the legal framework governing the use of nutrient rich side streams (NRSS) as biobased fertilisers (BBFs) EU legislation, 2020, 52 S.
- Heft 209, 2020 „Indikatoren zur Früherkennung von Nitratrachten im Ackerbau“ – Studie „Messprogramme der Bundesländer und angrenzender EU-Staaten (NL, DK) zum Abgleich des Frühindikatorensystems“. Burkhard Stever-Schoo, Anne Ostermann, Oliver Stock, Martin Kücke, Jörg-Michael Greef, 166 S.
- Heft 210, 2021 Netz Vergleichsbetriebe Pflanzenschutz Jahresbericht 2017 - Analyse der Ergebnisse der Jahre 2007 bis 2017. Silke Dachbrodt-Saaydeh, Jörg Sellmann, Jörn Strassemeyer, Jürgen Schwarz, Bettina Klocke, Sandra Krengel, Hella Kehlenbeck, 140 S.
- Heft 211, 2021 Produktqualität und Konsumentenverhalten im Spannungsfeld von Nachhaltigkeit und Krisen, 54. Jahrestagung DGQ, 23. März 2021, Georg-August-Universität Göttingen, (online-Veranstaltung) - Abstracts -, 42 S.
- Heft 212, 2021 Schlussbericht zum Vorhaben: Aufbau, Selektion und Prüfung von Zuchtstämmen der Zitronenmelisse (*Melissa officinalis*) mit verbesserter Winterhärte, höherer Ertragsleistung und höherem Gehalt an ätherischem Öl (Phase II). Frank Marthe; Ute Kästner, 86 S.
- Heft 213, 2021 13th Young Scientists Meeting Conference 2021, 11th – 13th October in Quedlinburg - Abstracts -, 50 S.
- Heft 214, 2021 Schlussbericht zum Vorhaben ModEPSKlim – Modellgestützte Gefährdungsabschätzung des Eichenprozessionsspinners im Klimawandel, Dr. Ute Koch, Dr. Regina G. Kleespies, 30 S.
- Heft 215, 2021 Bericht zu möglichen Synergien der Nutzung neuer molekularbiologischer Techniken für eine nachhaltige Landwirtschaft, Dr. Ralf Wilhelm, 127 S.
- Heft 216, 2021 BMEL-Modell- und Demonstrationsvorhaben „Demonstrationsbetriebe integrierter Pflanzenschutz“ Teilprojekt „Koordination“. Förderkennzeichen: 2810MD001, Abschlussbericht – DIPS Projektkoordination für den Berichtszeitraum 10/2011 - 12/2019. 322 S.

