

TEXTE

86/2022

# Ist der SPEAR-Index zur Abschätzung der Pflanzenschutzmittelbelastung übertragbar auf Standgewässer der Agrarlandschaft?

Anzeige von Pflanzenschutzmittel-Belastungen in kleinen Standgewässern



TEXTE 86/2022

Projektnummer 93523

FB000917

## **Ist der SPEAR-Index zur Abschätzung der Pflanzenschutzmittelbelastung übertragbar auf Standgewässer der Agrarlandschaft?**

Anzeige von Pflanzenschutzmittel-Belastungen in kleinen Standgewässern

von

Stefan Lorenz

Julius Kühn-Institut, Institut für Ökologische Chemie, Pflanzenanalytik & Vorratsschutz, Berlin

Kaarina Foit, Beatrice Dewenter, Matthias Liess  
Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ), Leipzig

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

## Impressum

### Herausgeber

Umweltbundesamt  
Wörlitzer Platz 1  
06844 Dessau-Roßlau  
Tel: +49 340-2103-0  
Fax: +49 340-2103-2285  
[info@umweltbundesamt.de](mailto:info@umweltbundesamt.de)  
Internet: [www.umweltbundesamt.de](http://www.umweltbundesamt.de)

[f/umweltbundesamt.de](https://www.facebook.com/umweltbundesamt.de)

[t/umweltbundesamt](https://twitter.com/umweltbundesamt)

### Durchführung der Studie:

Julius Kühn-Institut, Institut für Ökologische Chemie, Pflanzenanalytik & Vorratsschutz  
Königin-Luise-Straße 19  
14195 Berlin

### Abschlussdatum:

Mai 2018

### Redaktion:

Fachgebiet IV 1.3 Pflanzenschutzmittel  
Bilgin Karaoglan

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, August 2022

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

### **Kurzbeschreibung: Ist der SPEAR-Index zur Abschätzung der Pflanzenschutzmittelbelastung übertragbar auf Standgewässer der Agrarlandschaft?**

Ziel des vorliegenden Gutachtens ist es, die Eignung und Anwendungsmöglichkeiten des SPEAR-Indikators für kleine Standgewässer zu überprüfen. Die Auswertungen basieren auf Monitoringdaten zu Makrozoobenthos (MZB) und Pflanzenschutzmittelbelastung des JKI. Der Datensatz umfasst 37 Standgewässer in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein aus den Jahren 2015 und 2016. Zu den Messstellen zählen 20 Acker-Sölle, 2 Sölle im ökologischen Landbau sowie 11 Sölle aus Naturschutzgebieten oder Gebieten extensiver Beweidung. Ergänzend liegen Informationen zu Gewässergröße, Nährstoffbelastung, Habitatbeschaffenheit, Ufergestaltung sowie übliche Wasserqualitätsparameter vor. Die ermittelten Toxizitätswerte der PSM-Belastung waren insgesamt niedrig und in der Hälfte der beprobten Agrar-Sölle wurden keine Insektizide nachgewiesen. Um eine Verzerrung des Zusammenhangs zwischen PSM-Belastung und Effekt auf die MZB-Gemeinschaft zu vermeiden, wurde daher die PSM-Belastung einer Messstelle ohne Einbezug der Insektizide bewertet. Als sinnvolle Erweiterung des SPEAR-Indikators wurde die Arteigenschaft ‚Wiederbesiedlungsfähigkeit aus nahegelegenen Refugien‘ nicht berücksichtigt, stattdessen wurde die Arteigenschaft des ‚Vorkommens in temporären Gewässern‘ ergänzt. Nach erfolgten Änderungen des SPEAR-Indikators zeigte sich bei der Anwendung auf Sölle ein schwacher signifikanter Zusammenhang zwischen SPEAR-Werten und PSM-Belastung. Die geplante Eignungsprüfung und Entwicklung des SPEAR-Indikators für Standgewässer konnte nicht abschließend durchgeführt werden. Allerdings können die präsentierten Ergebnisse als wichtige Vorschläge und Hinweise für Weiterentwicklungen des Indikators verwendet werden. Ebenfalls wird auf Basis der vorliegenden Ergebnisse eine Weiterentwicklung des SPEAR-Indikators für kleine Standgewässer als aussichtsreich empfohlen.

### **Abstract: Is the SPEAR index for estimating the pesticide load transferable to standing waters of the agricultural landscape?**

This report examines the suitability and possible applications of the SPEAR indicator for small standing waters. The evaluations are based on monitoring data on macroinvertebrates and pesticide loads of the JKI. The data set comprises 37 standing water bodies in Brandenburg, Mecklenburg-Western Pomerania and Schleswig-Holstein from the years 2015 and 2016. The monitoring stations include 20 arable kettle holes, 2 kettle holes in organic farming and 11 kettle holes from nature conservation areas or areas of extensive grazing. In addition, information is available on water body size, nutrient load, habitat quality, bank design and usual water quality parameters. The toxicity values determined for pesticide pollution were low overall and no insecticides were detected in half of the sampled agricultural kettle holes. In order to avoid a distortion of the relationship between pesticide exposure and the effect on the macroinvertebrate community, the pesticide exposure of a monitoring site was therefore evaluated without the inclusion of insecticides. As a meaningful extension of the SPEAR indicator, the species characteristic 'ability to repopulate from nearby refuges' was not considered, instead the species characteristic 'occurrence in temporary waters' was added. After changes to the SPEAR indicator were made, a weak significant relationship between SPEAR values and pesticide load was found when applied to kettle holes. The initially planned suitability test and development of the SPEAR indicator for standing waters could not be completed. However, the presented results can be used as important suggestions and hints for further developments of the indicator. On the basis of the available results, a further development of the SPEAR indicator for small standing waters seems extremely promising.

## Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	7
Tabellenverzeichnis.....	8
Abkürzungsverzeichnis.....	9
Zusammenfassung.....	10
Summary.....	11
1 Einleitung.....	12
2 Datengrundlage und Methode.....	13
2.1 Verwendete Daten.....	13
2.1.1 Biologisches und chemisches Monitoring.....	13
2.1.2 Taxonomische Aufarbeitung des Makrozoobenthos-Datensatz.....	13
2.1.3 Aufarbeitung des Pflanzenschutzmitteldatensatzes.....	14
2.1.4 Weitere Umweltfaktoren.....	16
2.2 Methoden zur Einschätzung der ökologischen Situation.....	16
2.2.1 Allgemeines Konzept des SPEAR-Indikators.....	16
2.2.2 Entwicklungsvorschläge eines SPEAR-Indikators für Sölle.....	17
2.2.3 Weitere ökologische Indizes.....	18
2.3 Einschätzung der Belastungssituation.....	18
3 Ergebnisse und Diskussion.....	19
3.1 Übersicht Datenlage.....	19
3.2 Einschätzung der Belastungssituation.....	21
3.3 Zusammenhang von Belastung und Ökologie.....	22
3.3.1 Einschränkung des Datensatzes.....	22
3.3.2 Entwicklungsvorschläge eines SPEAR-Indikators für Sölle.....	23
3.3.3 Einfluss von Landschaftsparametern.....	27
3.3.4 Einfluss von weiteren Umweltfaktoren.....	27
4 Ausblick.....	30
5 Quellenverzeichnis.....	31
A Verwendete Kartenmaterialien zu den Messstellen.....	34
A.1 Messstellen in Brandenburg.....	34
A.2 Messstellen in Mecklenburg-Vorpommern.....	35
A.3 Messstellen in Schleswig-Holstein.....	36
B Wirkstoffübersicht.....	37
B.1 Wirkstoffliste.....	37

B.2	Übersicht zu den 39 detektierten PSM-Substanzen an allen 37 Messstellen. Insektizid-Wirkstoffe sind in Fettdruck dargestellt .....	38
C	Übersicht über die untersuchten agrarisch beeinflussten kleinen Standgewässer. Angaben zur Wasserführung basieren auf Beobachtungen der Jahre 2015/2016. ....	39

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Übersicht der insgesamt 37 PSM- und MZB-Messstellen, verteilt über die drei Bundesländer Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein sowie Darstellung der umgebenden Landnutzung und Naturschutzgebiete. ....	19
Abbildung 2:	Zeitliche Verteilung der chemischen (PSM) und biologischen (MZB) Probenahmen über das Jahr. Links: PSM-Probenahmen mit einem Anteil von 0 % der Probenahmen in der Hauptanwendungszeit von Insektiziden (Mai). Rechts: MZB-Probenahmen mit einem Anteil von 7 % der Probenahmen in der Hauptanwendungszeit von Insektiziden (Mai).....	21
Abbildung 3:	Verteilung der Toxizitätswerte der PSM-Proben ausgedrückt als logarithmierte TU-Werte der Einzelbefunde. (A) Häufigkeitsverteilung, (B) Verteilung innerhalb der Hauptgruppen der PSM. ....	22
Abbildung 4:	Zusammenhang zwischen den ökologischen Effekten gemäß Anwendung des SPEAR-Indikators für Fließgewässer und der Toxizität der Probestellen ausgedrückt als logarithmierte T <sub>Umax</sub> ohne Berücksichtigung der Insektizide (lineare Regression; $p = 0.3$ , $r^2 = 0.05$ ). ....	23
Abbildung 5:	Zusammenhang zwischen den ökologischen Effekten gemäß Anwendung des vorläufigen SPEAR-Indikators für Sölle und der Toxizität der Probestellen ausgedrückt als logarithmierte T <sub>Umax</sub> ohne Berücksichtigung der Insektizide (lineare Regression; $p < 0.05$ , $r^2 = 0.21$ ). ....	25
Abbildung 6:	Zusammenhang zwischen vier weiteren ökologischen Bioindikatoren und der Toxizität der Probestellen ausgedrückt als logarithmierte T <sub>Umax</sub> ohne Berücksichtigung der Insektizide. Die ökologischen Bioindikatoren umfassen die (A) Anzahl der MZB-Taxa, (B) EPT[%], (C) Shannon-Index und (D) Saprobienindex. ....	26
Abbildung 7:	Zusammenhang zwischen den ökologischen Effekten gemäß Anwendung des vorläufigen SPEAR-Indikators für Sölle und der Landnutzung in direkter Umgebung (A, lineare Regression, $p < 0.001$ , $r^2 = 0.58$ ) sowie der kürzesten gemessenen Entfernung	

zwischen Soll und angrenzender Ackerfläche (B, lineare Regression,  $p = 0.001$ ,  $r^2 = 0.45$ ).....27

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Übersicht zum PSM-Monitoring der Standgewässer im Zeitraum 20015–2016. ....	20
Tabelle 2:	Übersicht zum MZB-Monitoring der Standgewässer im Zeitraum 2015–2016. ....	20
Tabelle 3:	Übersicht über das Vorkommen von Arten der Gattung <i>Limnephilus</i> sp. in den vorliegenden Daten zu Söllen sowie die Einordnung der Artempfindlichkeit zur Berechnung der SPEAR-Werte für Sölle.....	24
Tabelle 4:	Übersicht signifikanten Zusammenhänge zwischen untersuchten Umweltfaktoren und Werten des vorläufigen SPEAR-Indikators für Sölle sowie Werten der weiteren ökologischen Indizes EPT[%], Shannon-Index und Saprobienindex (lineare regression). Nur Zusammenhänge mit $p \leq 0.05$ sind dargestellt ( $r^2$ in Klammern). ....	28

## Abkürzungsverzeichnis

<b>ATKIS</b>	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
<b>EPT</b>	Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera
<b>EV</b>	Erklärte Varianz
<b>FPOM</b>	Feines, partikuläres organisches Material
<b>GC/MS</b>	Gaschromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung
<b>JKI</b>	Julius Kühn-Institut
<b>LC<sub>50</sub></b>	Halb-maximale lethale Konzentration
<b>LC/MS</b>	Flüssigchromatographie mit Massenspektrometrie-Kopplung
<b>MZB</b>	Makrozoobenthos
<b>NAP</b>	Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln
<b>PSM</b>	Pflanzenschutzmittel
<b>SPEAR</b>	Species at risk
<b>TU</b>	Toxic Unit
<b>TU<sub>MAX</sub></b>	Maximale Toxic Unit
<b>UBA</b>	Umweltbundesamt
<b>UFZ</b>	Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung
<b>WRRL</b>	EU-Wasserrahmenrichtlinie

## Zusammenfassung

Der Bioindikator  $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$  ist ein biologisches Indikatorsystem zur Feststellung von ökologischen Auswirkungen von Pflanzenschutzmittelbelastungen in kleinen Fließgewässern (Liess und von der Ohe, 2005, Knillmann et al., 2018). Ziel des vorliegenden Gutachtens ist es, die Eignung und Anwendungsmöglichkeiten des SPEAR-Indikators für kleine Standgewässer (Sölle) zu überprüfen. Die folgenden Auswertungen basieren auf Monitoringdaten zu Makrozoobenthos (MZB) und Pflanzenschutzmittelbelastung (PSM) des Julius-Kühn-Instituts (JKI). Der Datensatz umfasst 37 Standgewässer in Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein, die in den Jahren 2015 und 2016 ein- bis zweimalig beprobt wurden. Zu den Messstellen zählen 20 Acker-Sölle, 2 Sölle im ökologischen Landbau sowie 11 Sölle aus Naturschutzgebieten oder Gebieten extensiver Beweidung. Ergänzend liegen Informationen zu Gewässergröße, Nährstoffbelastung, Habitatbeschaffenheit, Ufergestaltung sowie übliche Wasserqualitätsparameter vor.

Sowohl das PSM- als auch das MZB-Monitoring fanden hauptsächlich im April statt und damit vor dem Hauptanwendungszeitraum der Insektizide im Mai. Die ermittelten Toxizitätswerte der PSM-Belastung waren insgesamt niedrig und in der Hälfte der beprobten Agrar-Sölle wurden keine Insektizide nachgewiesen. Daher ist anzunehmen, dass durch den frühen Probenahmezeitraum die höchsten ökologisch relevanten PSM-Belastungen des Jahres nur uneinheitlich erfasst wurden. Um eine Verzerrung des Zusammenhangs zwischen PSM-Belastung und Effekt auf die MZB-Gemeinschaft zu vermeiden, wurde daher im vorliegenden Gutachten die PSM-Belastung einer Messstelle ohne Einbezug der Insektizide bewertet. Die verwendete PSM-Belastung stellt damit eine Proxy-Variable für die reale Freilandbelastung dar, die entsprechende Ungenauigkeiten aufweist.

Eine Anwendung des bestehenden SPEAR-Indikators für Fließgewässer zeigte, dass der Bioindikator in der aktuellen Fassung nicht geeignet ist, um ökologische Effekte durch PSM in kleinen Standgewässern (Sölle) anzuzeigen (lineare Regression;  $p = 0.34$ ,  $r^2 = 0.05$ ). Als sinnvolle Erweiterung des SPEAR-Indikators wurden folgende Änderungen der SPEAR-Arteigenschaften vorgenommen: die Arteigenschaft ‚Wiederbesiedlungsfähigkeit aus nahegelegenen Refugien‘ wurde nicht berücksichtigt, stattdessen die Arteigenschaft des ‚Vorkommens in temporären Gewässern‘ ergänzt (Datenquelle: Schmidt-Kloiber und Hering 2018; [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info)). Nach erfolgten Änderungen des SPEAR-Indikators zeigte sich bei der Anwendung auf Sölle ein schwacher signifikanter Zusammenhang zwischen SPEAR-Werten und PSM-Belastung (lineare Regression;  $p = 0.04$ ,  $r^2 = 0.21$ ). Die erklärte Varianz erhöhte sich durch Einbeziehung von zwei weiteren Umweltvariablen ( $r^2$  des Gesamtmodell = 0.5), des prozentualen Deckungsgrads von Schlamm ( $p < 0.05$ , erklärende Varianz (EV) = 40 %) sowie die Konzentration von Cyanobakterien ( $p < 0.05$ , EV = 33 %).

Die geplante Eignungsprüfung und Entwicklung des SPEAR-Indikators für Sölle konnte wegen den beschriebenen Schwierigkeiten der Datengrundlage nicht abschließend durchgeführt werden. Allerdings können die präsentierten Ergebnisse als wichtige Vorschläge und Hinweise für Weiterentwicklungen des Indikators verwendet werden. Ebenfalls wird auf Basis der vorliegenden Ergebnisse eine Weiterentwicklung des SPEAR-Indikators für kleine Standgewässer als aussichtsreich empfohlen.

## Summary

The bioindicator  $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$  is a biological indicator system for determining the ecological effects of pesticide contamination in small watercourses (Liess and von der Ohe, 2005, Knillmann et al., 2018). The aim of this report is to examine the suitability and possible applications of the SPEAR indicator for small standing waters (kettle holes). The following evaluations are based on monitoring data on macroinvertebrates and pesticide load of the Julius Kühn Institute (JKI). The data set comprises 37 standing waters in Brandenburg, Mecklenburg-Western Pomerania and Schleswig-Holstein, which were sampled once or twice in 2015 and 2016. The monitoring stations include 20 field kettle holes, 2 kettle holes in organic farming and 11 kettle holes from nature conservation areas or areas of extensive grazing. In addition, information is available on water body size, nutrient load, habitat quality, bank design and usual water quality parameters.

Both pesticide and macroinvertebrate monitoring took place mainly in April and thus before the main insecticide application period in May. Toxicity levels of pesticide exposure were low overall and no insecticides were detected in half of the sampled agricultural kettle holes. Therefore, it can be assumed that the highest ecologically relevant pesticide contamination of the year was only recorded inconsistently due to the early sampling period. In order to avoid a distortion of the relationship between pesticide exposure and the effect on the macroinvertebrate community, the pesticide exposure of a measurement site was therefore assessed without the inclusion of insecticides in the present report. Thus, the pesticide load used represents a proxy variable for the real field load, which may show corresponding inaccuracies.

An application of the existing SPEAR indicator for running waters showed that the current version of the bioindicator is not suitable for indicating ecological effects of pesticides in small standing waters (kettle holes) (linear regression;  $p = 0.34$ ,  $r^2 = 0.05$ ). As a meaningful extension of the SPEAR indicator, the following changes of the SPEAR species characteristics were made: the species characteristic 'ability to repopulate from nearby refuges' was not considered, instead the species characteristic 'occurrence in temporary waters' was added (data source: Schmidt-Kloiber and Hering 2018; [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info)). After changes to the SPEAR indicator had been made, a weak significant correlation between SPEAR values and PSM load (linear regression;  $p = 0.04$ ,  $r^2 = 0.21$ ) was found when applied to kettle holes. The explained variance increased by including two additional environmental variables ( $r^2$  of the overall model = 0.5), the percentage coverage of mud ( $p < 0.05$ , explanatory variance (EV) = 40 %) and the concentration of cyanobacteria ( $p < 0.05$ , EV = 33 %).

The planned suitability test and development of the SPEAR indicator for kettle holes could not be completed due to the described difficulties of the data basis. However, the presented results can be used as important suggestions and hints for further developments of the indicator. On the basis of the available results, a further development of the SPEAR indicator for small standing waters seems highly promising.

## 1 Einleitung

Kleingewässer sind wichtige Elemente zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität in der Agrarlandschaft. Im Nationalen Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP, 2013) der Bundesregierung wird die Bedeutung der Kleingewässer daher besonders hervorgehoben. Der NAP stellt zur Problematik der Kleingewässer fest:

„Forschungsergebnisse über den Zustand von Kleingewässern in Agrarlandschaften (Stand- und Fließgewässer, Einzugsgebiet <10 km<sup>2</sup>) zeigen, dass die für den Naturhaushalt unbedenklichen Konzentrationen von Pflanzenschutzmittelwirkstoffen in Kleingewässern überschritten werden und ein guter chemischer und ökologischer Zustand oftmals noch nicht vorliegt. Kleine Gewässer sind grundsätzlich diffusen Einträgen oder Punkteinträgen von Pflanzenschutzmitteln besonders ausgesetzt, wenn sie sich im Einzugsbereich von landwirtschaftlich genutzten Flächen befinden, auf denen Pflanzenschutzmittel angewandt werden. Die Ursachen der aktuellen Belastung dieser Gewässer mit Pflanzenschutzmittelrückständen sind vielfältig.“

Ziel des NAP ist unter anderem, die ökologischen Folgen auf Nichtzielorganismen im Gewässer zu minimieren. Allerdings beeinträchtigt eine Vielzahl verschiedener Belastungen die Lebensgemeinschaft in Gewässern. In agrarisch beeinflussten Gewässern beinhalten diese Belastungen Pflanzenschutzmittel (PSM), Nährstoffe, Schwebstoffe und hydrologische/morphologische Degradation. Soll die Wirkung von PSM auf die Gewässer-Lebensgemeinschaft bewertet werden, so besteht die Herausforderung darin, ein Indikatorsystem zu entwickeln, welches in einem hohen Maß unabhängig von der Wirkung anderer Stressoren und Umweltfaktoren ist.

Für kleine Fließgewässer der Agrarlandschaft soll der SPEAR-Indikator (Liess und von der Ohe, 2005, Knillmann et al., 2018) zur Folgeabschätzung eingesetzt werden. Der SPEAR-Indikator basiert auf der Einteilung der im Gewässer vorkommenden Arten des Makrozoobenthos (MZB) in Eigenschaftsgruppen, die sensitiv auf Gewässerbelastung mit PSM reagieren. Durch diesen Ansatz konnte eine weitgehende Unabhängigkeit des Indikatorsystems von anderen Umweltfaktoren erreicht werden. Belege hierfür wurden in zahlreichen Veröffentlichungen des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung (UFZ) dargestellt (Liess et al., 2008, Schäfer et al., 2007, Münze et al., 2017).

Der SPEAR-Indikator besitzt zurzeit einen eingeschränkten Anwendungsbereich für Fließgewässer. Im Rahmen des Projektes *Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden – Bestandsaufnahme zur Erhebung von Daten zur Belastung von Kleingewässern der Agrarlandschaft* (UBA FKZ 3714 67 4040/1) wurde der SPEAR-Indikator grundsätzlich als geeignet bewertet, faunenrelevante PSM-Belastungen in kleinen Fließgewässern anzuzeigen. Allerdings ist bisher noch unklar, inwieweit sich die Anwendung des SPEAR-Indikators auf kleine Standgewässer der Agrarlandschaft übertragen lässt. In stehenden Gewässern sind andere Arten typisch sowie andere Umweltfaktoren relevant. Die Möglichkeit, den SPEAR-Indikator auf stehende Gewässer (Sölle) anzuwenden, soll mit vorliegenden Gutachten überprüft werden; dafür notwendige Anpassungen des Indikatorsystems sind durchzuführen.

## 2 Datengrundlage und Methode

### 2.1 Verwendete Daten

Für die vorliegende Anwendung des SPEAR-Indikators auf Sölle steht ein Monitoringdatensatz aus untersuchten kleinen Standgewässern (Sölle) der Agrarlandschaft zur Verfügung. Das Monitoring wurde vom JKI durchgeführt und umfasst die Beprobung von insgesamt 37 Standgewässern in den Bundesländern Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern, Schleswig-Holstein in den Jahren 2015 und 2016. Zu den Messstellen zählen 20 Acker-Sölle, 2 Sölle im ökologischen Landbau sowie 11 Sölle aus Naturschutzgebieten oder Gebieten extensiver Beweidung. Zusätzlich beprobt wurden 4 Kleinseen mit einer Wasserfläche von mehr als 17600 m<sup>2</sup>, die sich im Wald bzw. Grünland befinden. Bei den Söllen aus den Naturschutzgebieten handelt es sich um Referenzgewässer (extensive Beweidung des Umlands mit Schafen, Ziegen oder Heckrinder), die das potentiell zu erreichende Artspektrum für Sölle im landschaftlichen Raum von Brandenburg und Schleswig-Holstein widerspiegeln.

#### 2.1.1 Biologisches und chemisches Monitoring

An den oben beschriebenen Messstellen führte das JKI eine flächenstandardisierte, habitat-spezifische Beprobung des MZB durch. Dafür ausgewählt wurden die ökologisch wertvollen Habitate Makrophyten, Schilf, Totholz, Laub und Wurzeln (sowie Schlamm). Die Einzelaufnahmen der MZB-Beprobungen wurden dem UFZ aggregiert zur Verfügung gestellt. Die MZB-Daten umfassen insgesamt 345 Taxa, wobei eine Bestimmung zu 67% auf Art-, 21% auf Gattungs- und 11% auf Familienebene durchgeführt wurde. Copepoda wurden in den nachfolgenden Analysen nicht berücksichtigt, da diese Unterklasse nur uneinheitlich an einem Teil der Messstellen erfasst wurde.

Parallel zum MZB-Monitoring erfolgte durch das JKI ebenfalls ein Monitoring der chemischen Belastung durch Pflanzenschutzmittel (PSM). Da die PSM-Daten in unterschiedlich strukturierten Tabellen vorlagen, wurden in Vorbereitung der statistischen Auswertungen folgende Aufbereitungsschritte durchgeführt: (i) Überführung in eine gemeinsame Datenbank, (ii) Vereinheitlichung der Wirkstoffnamen, (iii) Angabe aller Messgrößen in µg/L.

#### 2.1.2 Taxonomische Aufarbeitung des Makrozoobenthos-Datensatz

Die Beprobungen des MZB erfolgten habitat-spezifisch. Es wurden die Habitate emerse Makrophyten, submerse Makrophyten, submerse Wurzeln, Sand, feines partikuläres organisches Material (FPOM), Laub und Totholz berücksichtigt, wenn diese einen Mindestanteil von >10% Gewässerfläche einnahmen. Es wurden nur Habitate in einer Wassertiefe von maximal 1 m beprobt. Nach Möglichkeit wurde jedes Habitat mit einer Fläche von mindestens 0,6 m<sup>2</sup> besammelt. Eine Fläche von 0,6 m<sup>2</sup> hat sich in oligotrophen Seen der norddeutschen Tiefebene als ausreichend herausgestellt, um alle häufigen Arten sowie 76 % aller seltenen Arten zu erfassen (Schreiber und Brauns, 2010).

- Emerse Makrophyten: Es erfolgte eine Beprobung des wasserseitigen Schilfbestandes. Zur Beprobung wurde ein Kescher (Maschenweite 500 µm) mit einer flachen Unterkante verwendet, der entlang einer definierten Strecke (~30 cm) direkt über dem Grund entlang geführt wurde. Dadurch werden das Makrozoobenthos und die oberste Sedimentschicht aufgewirbelt und gelangen in den Kescher. Eine Beprobung des landseitigen Teils in der Nähe der

Uferlinie wurde vermieden, da in diesen Bereichen meist sauerstoffarme Bedingungen vorherrschen und die Artenzusammensetzung des Makrozoobenthos stark abweicht.

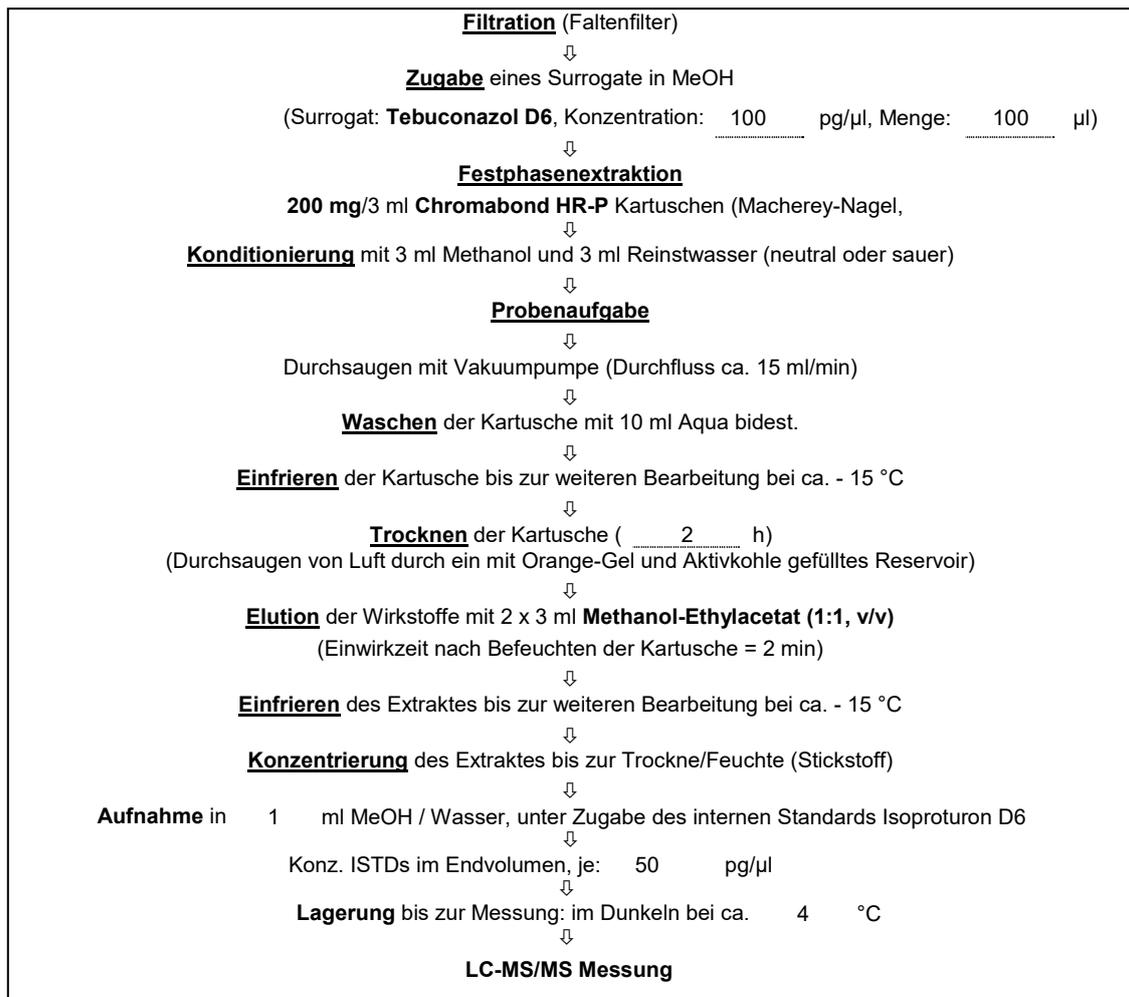
- ▶ Submerse Makrophyten: Submerse Makrophyten wurden mit einem Kescher (Maschenweite 500 µm) beprobt.
- ▶ Submerse Wurzeln: Die Probenahme von submersen Wurzeln erfolgte mit einem Kescher ähnlich wie bei den emersen Makrophyten beschrieben. Dabei wurde der Kescher über den Wurzelbart gestülpt und die in den Wurzeln sitzenden Organismen durch kräftiges Schütteln des Keschers herausgelöst.
- ▶ Sedimente (Sand, FPOM) & Laub: Sandige Sedimente wurden mittels eines Keschers (Maschenweite 500 µm) beprobt. Dabei wurde der Kescher auf das Sediment aufgesetzt und die obersten 2 cm des Sedimentes, das sich innerhalb der Kescherfläche befand, in den Kescher überführt. Größere Bereiche mit einem Anteil FPOM > 90%, wie z.B. Mudde in verlandeten Bereichen, wurden separat als eigenes Habitat FPOM (und zusätzlich zu ggf. vorhandenen sandigen Sedimenten) mittels Kescher beprobt. Zur Beprobung von Laub wurde ein Kescher (Maschenweite 500 µm) eine definierten Strecke (~ 30 cm) direkt über dem Grund in den obersten 2 cm der Laubschicht entlang geführt.
- ▶ Totholz: Für die Probenahme von Totholz wurden geeignete Stücke (Länge > 20 cm) entnommen. Wenn nur großes Totholz vorhanden war, wurden repräsentative Teilflächen an mindestens drei Stücken beprobt. Das Totholz wurde nach der Entnahme schnell in eine wassergefüllte Fotoschale gegeben; das anhaftende Makrozoobenthos durch Abbürsten gelöst und zusammen mit den abgebürsteten Borkeinstücken in Probegefäße überführt.

Im Anschluss an die Probenahme wurden die Proben mit 96 %-igem Ethanol konserviert und im Labor nach Großgruppen vorsortiert. Die anschließende taxonomische Bestimmung auf Artniveau wurde an externe Spezialisten für die jeweiligen Großgruppen vergeben. Die habitat-spezifischen taxonomischen Ergebnisse wurden in Form einer Excel-Tabelle zusammengestellt. Im Anschluss wurden die Individuendichten (Mittelwert der 3 beprobten Replikate) entsprechend der beprobten Habitatfläche sowie des proportionalen Vorkommens der Habitate an der Gewässerfläche auf Individuen / m<sup>2</sup> skaliert.

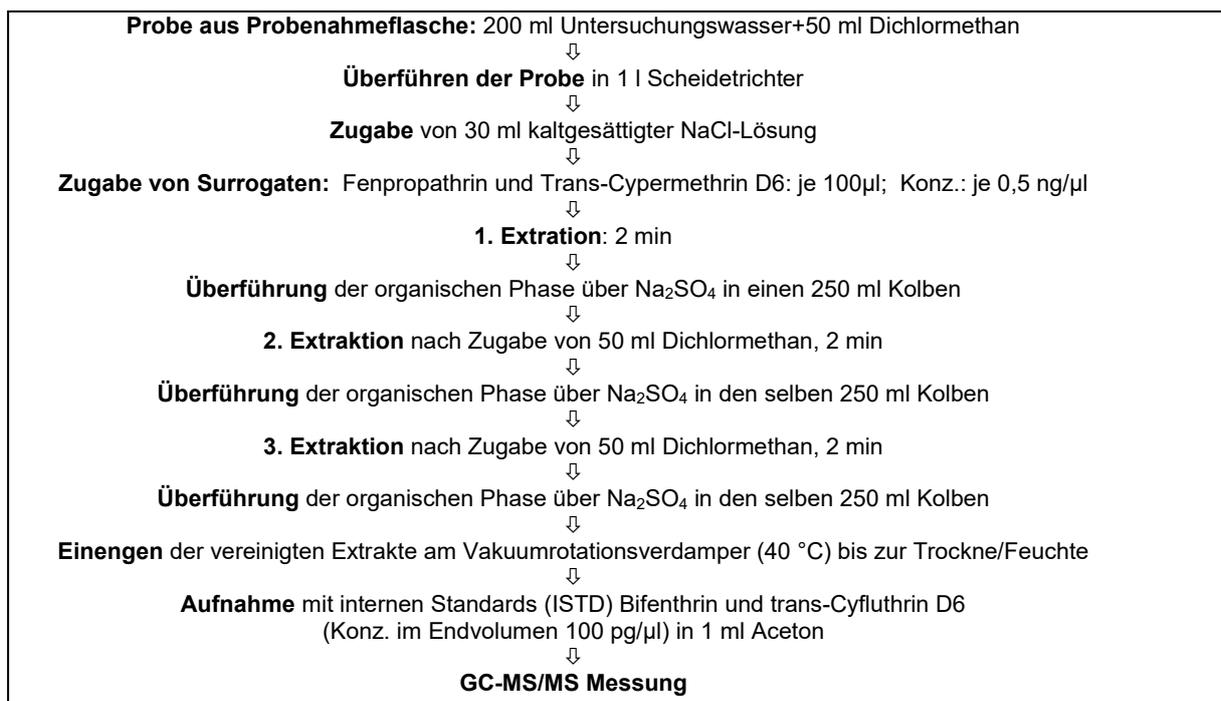
### 2.1.3 Aufarbeitung des Pflanzenschutzmitteldatensatzes

Die chemischen Probenahmen zur Pflanzenschutzmittelbelastung erfolgten jeweils zum Termin der Makrozoobenthos-Beprobung in den Jahren 2015/2016. Dabei wurden je Gewässer zehn 500 ml-Schöpfproben mit einem Teleskopschöpfer (Edelstahl-Schöpfgefäß) entlang der Uferlinie entnommen, ohne die Gewässer zu betreten. Die Teilproben wurden in einem Edelstahleimer zu einer Mischprobe vereinigt. Anschließend wurden 2 x 250 ml Wasserprobe zur weiteren Aufarbeitung in 2 Glasflaschen überführt. Für die spätere Analyse von Pyrethroiden wurden nochmals 200ml Wasserprobe in einer weiteren Glasflasche mit 50 ml Dichlormethan ausgeschüttelt. 100 ml Wasserprobe wurden für die spätere Nährstoffanalytik in ein Weithals-Plastikgefäß überführt. Alle Proben wurden in Kühlboxen ins Labor transportiert und bis zur Aufarbeitung bei 4°C im Dunklen gelagert.

Die Aufarbeitung der Proben für die LC/MS-Messungen erfolgte nach folgendem Schema:



Die Aufarbeitung für die GC/MS-Messungen (Pyrethroide) erfolgte nach folgendem Schema:



Die Ergebnisse zur PSM-Belastung der Gewässer wurden in Form von Excel-Tabellen zusammengestellt. Diese Tabellen wurden dem UFZ zum Vergleich der Toxizität der PSM-Belastungen mit dem MZB-Datensatz am 07.09.2017 und am 02.11.2017 zur Verfügung gestellt.

#### **2.1.4 Weitere Umweltfaktoren**

Um mögliche Querempfindlichkeiten des SPEAR-Indikators zu weiteren Umweltfaktoren abzuschätzen, wurden vom JKI folgende weitere Umweltdaten zur Verfügung gestellt:

- ▶ Gewässergröße
- ▶ Nährstoffbelastung (Phosphat, Ammonium, Nitrit, Nitrat)
- ▶ Habitatbeschaffenheit (prozentualer Deckungsgrad von Schlamm, Grobpartikuläres Material, Emerse und Submerse Makrophyten, Totholz, Wurzeln)
- ▶ Ufergestaltung (prozentualer Anteil Wiese, Schilf, Bäume)
- ▶ Weitere Wasserqualitätsparameter (Sauerstoff, Temperatur, elektr. Leitfähigkeit, pH, Cyanobakterien, Chlorophyll a, Trübung)

Ergänzend zu den Monitoringdaten des JKI wurden vom UFZ folgende Landschaftsfaktoren anhand von digitalen Kartenmaterialien erhoben:

- ▶ Landnutzung im 100 m-Radius (% Anteil von Landwirtschaft, Wald und Grünland)
- ▶ Randstreifen/Kürzeste Entfernung zur nächstgelegenen Ackerfläche (m)

Für die Ableitung der Landschaftsparameter wurde mittels ArcGIS (ESRI, Version 10.4) um die Sölle ein 100 m-Radius definiert und mit Informationen des Digitalen Landschaftsmodell DLM 25 (ATKIS, 2010) verschnitten. Aus dem DLM 25 wurden folgende Landschaftsinformationen ausgewählt und der prozentuale Anteil im 100-m-Radius berechnet:

- ▶ Landwirtschaft (ATKIS-Kategorien 4101-Ackerland, 4109-Sonderkultur, 4103-Gartenland)
- ▶ Wald (ATKIS-Kategorien 4107-Wald/Forst, 4108-Gehölz)
- ▶ Grünland (ATKIS-Kategorien 4102-Grünland, 4104-Heide, 4105-Moor/Moos).

## **2.2 Methoden zur Einschätzung der ökologischen Situation**

### **2.2.1 Allgemeines Konzept des SPEAR-Indikators**

Der SPEAR-Indikator wurde entwickelt, um ökologische Effekte durch wiederholte kurzfristige PSM-Belastungen in kleinen Fließgewässern nachzuweisen (Liess und von der Ohe, 2005). Wie in diversen Freilanduntersuchungen gezeigt, verändern PSM-Belastungen die Gemeinschaftsstruktur der aquatischen Makroinvertebraten (Liess und Beketov, 2011; Liess und von der Ohe, 2005). Insbesondere der Insektizideinsatz zur Bekämpfung von Schadinsekten wirkt sich negativ auf diverse Insekten und andere Taxa der Fließgewässer aus, wie beispielsweise auf Larvenstadien von

Mücken, Eintagsfliegen oder Steinfliegen. Es zeigte sich, dass bereits kurzfristig hohe Insektizidbelastungen ausreichen, um die Anzahl empfindlicher Arten im Fließgewässer zu reduzieren (Beketov et al., 2008; Liess und Beketov, 2011). Die letalen Effekte von PSM auf Makroinvertebraten werden insbesondere durch deren ‚relative Sensitivität gegenüber PSM‘ bestimmt (von der Ohe und Liess, 2004). Ob Populationen nach einer PSM-Belastung langfristig geschädigt bleiben, hängt von zusätzlichen Arteigenschaften ab, die das Erholungspotential der Art bestimmen. Eine Art kann sich schnell erholen, wenn sie beispielsweise eine kurze Generationszeit hat und damit mehrmals im Jahr Nachkommen hervorbringt. In Fließgewässern geht man außerdem davon aus, dass sich Populationen schnell erholen können, wenn sie beispielsweise durch eine sehr gute Migrationsfähigkeit einer Exposition ausweichen können oder typischerweise in Refugien (z.B. Waldbereiche) siedeln und damit in PSM-belastete Flussbereiche stromabwärts einwandern können (weitere Details s. Knillmann et al., 2018).

Auf Basis der genannten Arteigenschaften werden Invertebraten in empfindliche und unempfindliche Arten eingeteilt. Die Berechnung des SPEAR-Werts basiert auf der Annahme, dass in unbelasteten Gewässern der Anteil empfindlicher Arten hoch ist. Bei PSM-Belastung mit insektizider Wirkung verringert sich der Anteil empfindlicher Arten und liegt im Extremfall bei 0%. Dadurch lassen sich mittels SPEAR-Indikator wiederholte PSM-Belastungen einer Probestelle nachträglich abschätzen (Liess und von der Ohe, 2005) und der auf den Referenzzustand normierte SPEAR-Wert berechnet sich als

$$\text{SPEAR}_{\text{pesticides}} = \frac{\sum_i \log(4 * x_i + 1) y}{\sum_i \log(4 * x_i + 1)} \text{SPEAR}_{\text{reference}}$$

mit  $x_i$  = Abundanz von Taxon  $i$ ,  $y = 1$  wenn Taxon  $i$  als SPEAR-empfindlich klassifiziert ist,  $y = 0$  wenn Taxon  $i$  als SPEAR-unempfindlich klassifiziert ist sowie  $\text{SPEAR}_{\text{reference}}$  als SPEAR-Wert an Referenzstellen ( $\text{SPEAR}_{\text{reference}}$  für die deutschlandweite Anwendung: 31,4%, weitere Details s. Knillmann et al., 2018).

### 2.2.2 Entwicklungsvorschläge eines SPEAR-Indikators für Sölle

Im ersten Schritt wurde eine im SPEAR-Indikator für Fließgewässer integrierte Arteigenschaft auf Eignung für einen SPEAR-Indikator für Standgewässer überprüft. Dabei handelt es sich um die ‚Fähigkeit zur Wiederbesiedlung aus nahgelegenen Refugien‘ (Knillmann et al., 2018). In einem nächsten Schritt wurden Arteigenschaften untersucht, die potentiell die Konkurrenzstärke von Arten beeinflussen. Hierzu zählten das ‚Vorkommen in temporären Gewässern‘ sowie die ‚Größe‘ und ‚Biomasse‘ der Arten als mögliche Proxy-Variable für die interspezifische Konkurrenzstärke. Als weitere Arteigenschaft wurde der ‚Ernährungstyp‘ untersucht, da sich bereits in mehreren vorangegangenen Datenanalysen andeutete, dass insbesondere Prädatoren gegenüber PSM-Belastungen tendenziell unempfindlich reagieren (Datenquelle der ausgewählten Arteigenschaften: Schmidt-Kloiber & Hering, 2018). Zur Eignungsprüfung wurde durch Vergleich festgestellt, ob sich durch die Berücksichtigung der Arteigenschaft im SPEAR-Indikator der Zusammenhang von SPEAR-Werten zu PSM-Belastung signifikant verbessert. Da die Informationen zu den ausgewählten Arteigenschaften lückenhaft waren, wurde ergänzend Methoden des Data-Minings angewendet. Dafür wurde für alle Arten mit einem Vorkommen an mehr als 8 Messstellen der Zusammenhang zwischen SPEAR-Wert und PSM-Toxizität grafisch dargestellt und visuell eine Einteilung in ‚empfindlich‘ und ‚unempfindlich‘ gegenüber PSM-Belastung vorgenommen. Diese Einteilung wurde mit der Ausprägung der Arteigenschaft abgeglichen und hinsichtlich gemeinsamer Muster innerhalb einer Gattung oder Familie überprüft.

### 2.2.3 Weitere ökologische Indizes

Zum Vergleich zum SPEAR-Indikator in der Version ‚Fließgewässer‘ und ‚Standgewässer‘ wurden weitere ökologische Standardindizes berechnet, die ebenfalls geeignet sind, anthropogenen Stress anzuzeigen. Der Saprobienindex gibt den saprobiellen Zustand von Gewässern wieder und bewertet damit die Auswirkung leicht abbaubarer organischer Substanzen auf das MZB (Kolkwitz und Marsson, 1990; Rolauffs et al., 2003). Beeinträchtigungen der Wasserqualität und der Gewässermorphologie wirken sich bekanntermaßen stark auf Taxa der Ordnungen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera (EPT) aus. Als weitere Indikatoren wurden daher EPT[%] berechnet als relative Abundanz der EPT-Taxa (DeShon, 1995) sowie die Anzahl EPT-Taxa als Summe aller EPT-Taxa eines Gewässerstandorts (Richardson, 1928). Allgemeine Auswirkungen auf die Biodiversität des MZB lassen sich durch den Shannon-Index quantifizieren, der sowohl Artanzahl als auch Anzahl der Individuen je Art berücksichtigt (Spellerberg und Fedor, 2003).

## 2.3 Einschätzung der Belastungssituation

Wirkstoffe treten meist in Mischungen auf. Um die Toxizität verschiedener PSM-Belastungen zu vergleichen, können die gemessenen Konzentrationen in ‚Toxic Units‘ (TU) umgerechnet werden. Beim klassischen Ansatz der ‚Toxic Units‘ werden die Konzentration des einzelnen PSM-Wirkstoffs mit einer bekannten Effektkonzentration verglichen (Sprague, 1970). Meist wird als Effektkonzentration der 48h-LC<sub>50</sub> von *Daphnia magna* angesetzt, also die Konzentration, bei der im Standardtest unter Laborbedingungen nach 48 Stunden bei 50 % der Testorganismen eine letale Wirkung eintritt (OECD 2004). Die Umrechnung einer Konzentration in ‚Toxic Units‘ lautet demnach:

$$TU_i = \frac{C_i}{LC_{50 D.magna i}}$$

hierbei ist  $TU_i$  die ‚Toxic Unit‘ der Substanz  $i$  auf Basis einer Normierung mit dem 48-Stunden LC<sub>50</sub> *Daphnia magna*,  $C_i$  die Konzentration der Substanz  $i$  in der Probe, und  $LC_{50 D.magna i}$  die akute Effektkonzentration der Substanz  $i$  gegenüber dem Standardorganismus *Daphnia magna* (Pesticide Properties DataBase, PPDB, Lewis et al., 2006). Das Toxic Unit Konzept ermöglicht ebenfalls die Toxizität in einer Gewässerprobe über mehrere Wirkstoffe zu integrieren. Im Rahmen des vorliegenden Projekts wird der Ansatz der maximalen Toxizität verwendet:

$$TU_{max} = \max(TU_i)$$

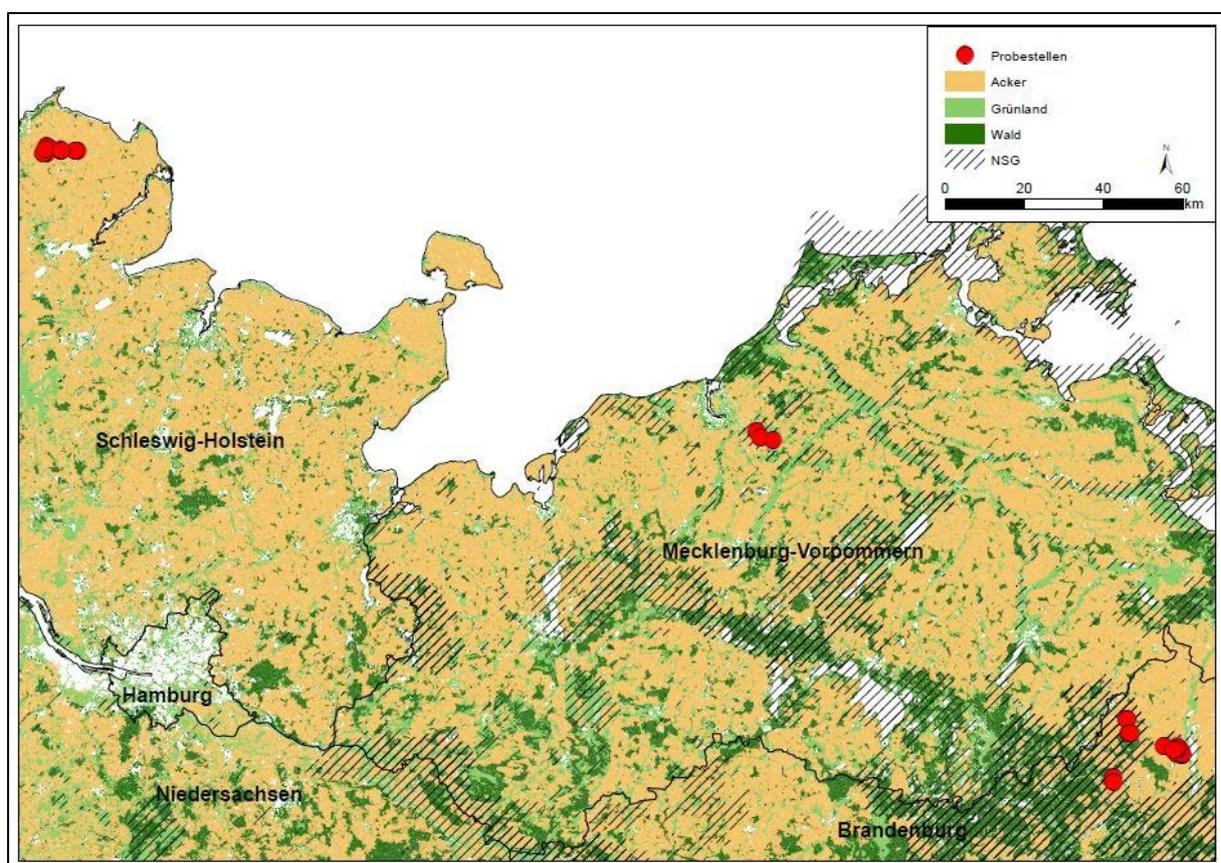
Hierbei wird davon ausgegangen, dass die Gesamtbelastung einer Probe durch das PSM mit höchster Toxizität geprägt ist. Der Ansatz der  $TU_{max}$  wurde gewählt, da in detaillierten Freilanduntersuchungen an Fließgewässern gezeigt werden konnte, dass zwischen  $TU_{max}$  und der Gemeinschaftsstruktur des MZB eine sehr gute Korrelation besteht (Liess und von der Ohe, 2005; Schäfer et al., 2013).

## 3 Ergebnisse und Diskussion

### 3.1 Übersicht Datenlage

Für die vorliegende Analyse wurden PSM- sowie MZB-Daten an insgesamt 37 Messstellen in 3 Bundesländern und 11 kleinräumigen Gebieten zur Verfügung gestellt. Abbildung 1 zeigt die räumliche Verteilung der PSM- und MZB-Messstellen (weiteres Kartenmaterial zur Charakterisierung der Messstellen, s. Kapitel 3).

Abbildung 1: Übersicht der insgesamt 37 PSM- und MZB-Messstellen, verteilt über die drei Bundesländer Brandenburg, Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein sowie Darstellung der umgebenden Landnutzung und Naturschutzgebiete.



Quelle: eigene Darstellung, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)

Der PSM-Datensatz umfasst insgesamt 37 Messstellen, die im Zeitraum 3/2015 bis 8/2016 beprobt wurden (Tabelle 1). Über die beiden Jahre wurden an allen 37 Messstellen insgesamt 42 Probenahmen durchgeführt. Jede Probenahme wurde in der Analytik auf durchschnittlich 66 PSM-Substanzen untersucht, mit einer mittleren Anzahl von 7 Positivbefunden.

Der MZB-Datensatz umfasste dieselben 37 Messstellen, die im Zeitraum 3/2015 bis 5/2016 beprobt wurden (Tabelle 2). Über die beiden Jahre wurden an allen 37 Messstellen insgesamt 42 Probenahmen durchgeführt. Je Probenahme wurden durchschnittlich 41 Taxa bestimmt, wovon ca. 9 Arten den Insekten-Ordnungen Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera angehörten, die für ihre allgemeine Empfindlichkeit gegenüber PSM und anderen anthropogenen Stressoren bekannt sind.

**Tabelle 1: Übersicht zum PSM-Monitoring der Standgewässer im Zeitraum 2015–2016.**

Bundesland	Jahr	Beginn	Ende	Anzahl MS	Anzahl Proben	Anzahl PSM-Stoffe*	Anzahl Positivbefunde*
Brandenburg	2015	07.04.2015	02.09.2015	11	14	47	9
Brandenburg	2016	13.04.2016	27.04.2016	13	13	80	5
Mecklenburg-Vorpommern	2015	30.03.2015	02.10.2015	3	5	46	11
Schleswig-Holstein	2016	05.07.2016	17.08.2016	10	10	92	5
<b>Gesamt</b>		<b>30.03.2015</b>	<b>17.08.2016</b>	<b>37</b>	<b>42</b>	<b>66</b>	<b>7.5</b>

\* mittlere Anzahl pro Messstelle und Probenahme

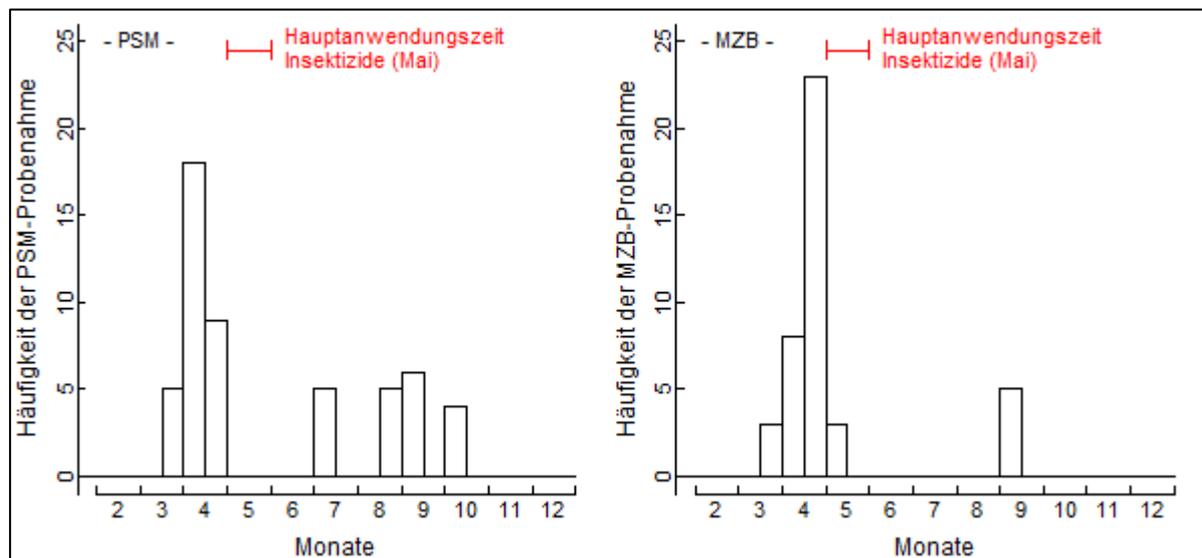
**Tabelle 2: Übersicht zum MZB-Monitoring der Standgewässer im Zeitraum 2015–2016.**

Bundesland	Jahr	Beginn	Ende	Anzahl MS	Anzahl Proben*	Anzahl Taxa	Anzahl EPT
Brandenburg	2015	07.04.2015	02.09.2015	11	14	51	15
Brandenburg	2016	21.04.2016	03.05.2016	13	13	44	6
Mecklenburg-Vorpommern	2015	30.03.2015	01.09.2015	3	5	31	6
Schleswig-Holstein	2016	19.04.2016	20.04.2016	10	10	40	9
<b>Gesamt</b>		<b>30.03.2015</b>	<b>03.05.2016</b>	<b>37</b>	<b>42</b>	<b>41</b>	<b>9</b>

\* mittlere Anzahl pro Messstelle und Probenahme

Sowohl das PSM- als auch das MZB-Monitoring fanden hauptsächlich im Frühjahr statt, mit einem zeitlichen Schwerpunkt im April (s. Abbildung 2). Der Zeitpunkt entspricht den allgemeinen Empfehlungen (Brauns et al., 2016). Allerdings ist dieser Zeitpunkt ungünstig für die Erfassung der ökologisch besonders wirksamen Insektizidbelastung und ihren Auswirkungen auf die Gemeinschaftsstruktur des MZB. Insektizide werden schwerpunktmäßig im Mai eingesetzt (Knillmann, 2015) und in Kombination mit Starkregenereignissen ist in diesem Zeitraum mit den höchsten ökologisch relevanten PSM-Belastungen des Jahres zu rechnen (Liess et al., 1999). Abbildung 2B zeigt, dass bei den vorliegenden MZB-Monitoring 73% der Probenahme vor der Hauptanwendungszeit von Insektiziden erhoben wurden. Optimal wäre allerdings eine Probenahme während oder direkt im Anschluss an die Hauptanwendungszeit von Insektiziden, also im Zeitraum Mai bis Juni.

**Abbildung 2:** Zeitliche Verteilung der chemischen (PSM) und biologischen (MZB) Probenahmen über das Jahr. Links: PSM-Probenahmen mit einem Anteil von 0 % der Probenahmen in der Hauptanwendungszeit von Insektiziden (Mai). Rechts: MZB-Probenahmen mit einem Anteil von 7 % der Probenahmen in der Hauptanwendungszeit von Insektiziden (Mai).



Quelle: eigene Darstellung, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)

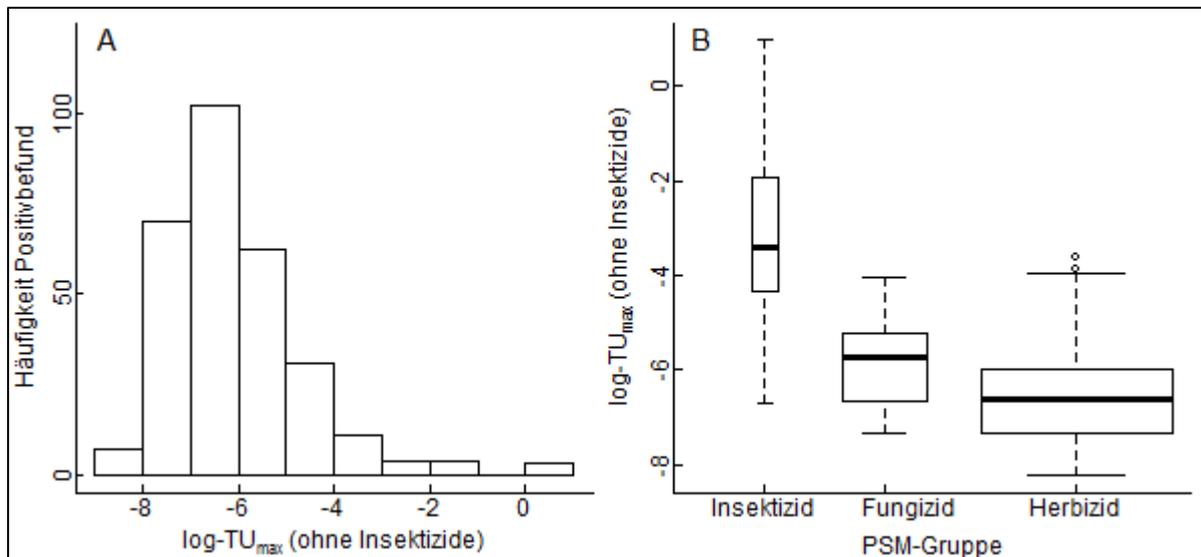
### 3.2 Einschätzung der Belastungssituation

Wie bereits in Abschnitt 2 erläutert, traten die gemessenen Wirkstoffe in Substanzmischungen auf und es wurde das Konzept der ‚Toxic Units‘ (s. Abschnitt 2.3) angewendet, um die Konzentrationen verschiedener Wirkstoffe vergleichen und normieren zu können. Abbildung 3A zeigt die Verteilung der im Datensatz detektierten Toxizitätswerte. Die Toxizität der Positivbefunde ist insgesamt niedrig. Die Toxizitätswerte liegen im Durchschnitt bei einer TU von  $10^{-6}$ , d.h. bei Konzentrationen von 1/1000.000tel der 48h-LC<sub>50</sub> *Daphnia magna*. In diesem niedrigen Wertebereich ist generell von keinen direkten letalen Effekten auf die Gemeinschaftsstruktur des MZB auszugehen. Lediglich 4% der gemessenen Konzentrationen liegen in einem ökologisch relevanten Bereich von  $TU \geq 10^{-3}$ , d.h. über einer Konzentrationen von 1/1000tel des 48h-LC<sub>50</sub> *Daphnia magna*. Abbildung 3B zeigt die Verteilung der Toxizitätswerte hinsichtlich der PSM-Gruppen Insektizide, Fungizide und Herbizide. Die durchschnittlich höchsten Toxizitätswerte wurden von den Insektiziden erreicht, gefolgt von Fungiziden und Herbiziden. Sämtliche ökologisch relevante Toxizitätswerte mit einer  $TU \geq 10^{-3}$  wurden durch gemessene Insektizidbelastungen verursacht. Allerdings wurden die Insektizide nur selten detektiert. Die Häufigkeit der Positivbefunde in den Hauptgruppen ist durch die Breite der Boxplot visualisiert und nur ein Anteil von 9% aller Positivbefunde wird durch Insektizide ausgemacht.

Wir erklären die Tatsache der wenigen Insektizidbefunde mit dem zu früh gewählten Beprobungszeitraums für das PSM-Monitoring (s. Abschnitt 3.1). Daraus ergibt sich allerdings die Problematik einer uneinheitlich erfassten PSM-Belastung, was zu erheblichen Verzerrung der nachfolgenden Analysen führen konnte. So wurden in der Hälfte der 20 Agrar-Sölle keine Insektizide nachgewiesen, was zu einer vergleichsweise geringen berechneten PSM-Belastung gemäß Datenlage führte. Da diese Verzerrung des PSM-Belastungszustands in den nachfolgenden Auswertungen zu falschen Schlussfolgerungen führen könnte, entschieden wir uns dafür, die PSM-Belastung einer Messstelle ohne Einbezug der Insektizide zu bewerten. Dieser Schritt wurde im Folgenden mit ‚TU<sub>max</sub> (ohne Insektizide)‘ bezeichnet. Die PSM-Belastung ohne Einbeziehung von Insektiziden stellt daher eine Proxy-Variable für die reale

Freilandbelastung dar, die in ihrer Toxizität wahrscheinlich um mindestens 3 Größenordnungen höher lag (vgl. Toxizitätsunterschiede in Abbildung 3B).

**Abbildung 3: Verteilung der Toxizitätswerte der PSM-Proben ausgedrückt als logarithmierte TU-Werte der Einzelbefunde. (A) Häufigkeitsverteilung, (B) Verteilung innerhalb der Hauptgruppen der PSM.**



Quelle: eigene Darstellung, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)

### 3.3 Zusammenhang von Belastung und Ökologie

#### 3.3.1 Einschränkung des Datensatzes

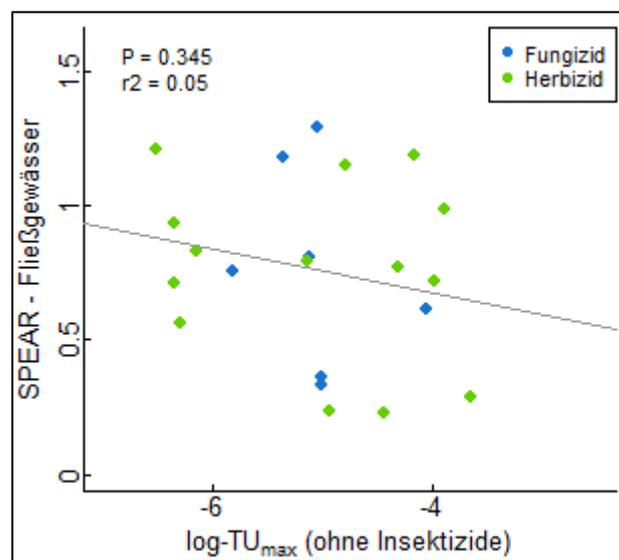
Um den Zusammenhang zwischen PSM-Belastung und ökologischen Effekten zu untersuchen und dafür den Einfluss von Kovariaten möglichst zu reduzieren, wurde der Datensatz wie folgt eingeschränkt. In einem ersten Schritt wurden 7 der 37 Messstellen entfernt, die nur periodisch Wasser führten. Es ist bekannt, dass Austrocknung eine stark verändernde Auswirkung auf die Gemeinschaftsstruktur des MZB hat (Boulton & Lake, 2008). Im vorliegenden Datensatz bestätigte sich, dass die mittlere Taxaanzahl in periodisch austrocknenden Söllen (Mittelwert = 33) deutlich niedriger ist als bei permanenter Wasserführung (Mittelwert = 45; Welch Two Sample t-test,  $df = 3.2$ ,  $p = 0.003$ ), was die angestrebte Analyse des PSM-Einflusses erschwert hätte. In einem zweiten Schritt wurde der Datensatz auf Sölle mit einer Maximalgröße von 0,01 km<sup>2</sup> eingegrenzt, was den Ausschluss von 4 Kleinseen zur Folge hatte. Dieser Schritt führte zu einer weiteren Harmonisierung des Datensatzes, da auch hier erste Analysen einen erheblichen Einfluss der Gewässergröße auf die Gemeinschaftsstruktur des MZB zeigten und die mittlere Taxaanzahl in Kleinseen (Mittelwert = 69) deutlich höher war als in Söllen (Mittelwert = 40; Welch Two Sample t-test,  $df = 3.8$ ,  $p = 0.009$ ). In einem letzten Vorbereitungsschritt wurden Messstellen mit sehr früher MZB-Beprobung, vor dem 15. April des jeweiligen Jahres, ausgeschlossen (weitere 5 Messstellen). Mit diesem Schritt wurde ein möglichst ähnlicher Zeitraum angestrebt, in dem sich die PSM-Belastung des Frühjahrs auf die Gemeinschaftsstruktur des MZB einer Messstelle ausprägen konnte. Durch die beschriebenen Einschränkungen des Datensatzes verblieben für die nachfolgende Analyse insgesamt 21 Messstellen an kleinen Söllen, die sich über die Bundesländer Brandenburg (12 Sölle) und Schleswig-Holstein (9 Sölle) verteilten.

### 3.3.2 Entwicklungsvorschläge eines SPEAR-Indikators für Sölle

In einem ersten Schritt wurde der bestehende SPEAR-Indikator für Fließgewässer unverändert auf den vorliegenden MZB-Datensatz angewendet. Wie in Abbildung 4 zu sehen, ist der bestehende SPEAR-Indikator für Fließgewässer allerdings nicht geeignet, ökologische Effekte durch PSM in kleinen Standgewässern (Söllen) anzuzeigen (lineare Regression;  $p = 0.3$ ,  $r^2 = 0.05$ ).

Die Weiterentwicklung des SPEAR-Indikators für Fließgewässer zur Anwendung auf ‚Sölle‘ basiert grundsätzlich auf der Annahme, dass auch bei Standgewässern die Arteeigenschaften ‚Sensitivität‘, ‚Generationszeit‘ sowie ‚allgemeines Expositionspotential‘ von zentraler Bedeutung für die Anzeige von PSM-Effekten sind. Die Funktionsweise dieser Arteeigenschaften zur Anzeige von PSM-Effekten wurde bereits im Kapitel 2.3 erläutert. Eine Überprüfung dieser drei zentralen SPEAR-Arteeigenschaften wurde daher nicht durchgeführt.

**Abbildung 4:** Zusammenhang zwischen den ökologischen Effekten gemäß Anwendung des SPEAR-Indikators für Fließgewässer und der Toxizität der Probestellen ausgedrückt als logarithmierte  $TU_{max}$  ohne Berücksichtigung der Insektizide (lineare Regression;  $p = 0.3$ ,  $r^2 = 0.05$ ).



Quelle: eigene Darstellung, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)

Im Gegensatz dazu ist bei der vierten Arteeigenschaft, der ‚Wiederbesiedlungsfähigkeit aus nahegelegenen Refugien‘ davon auszugehen, dass diese Fähigkeit schwerpunktmäßig bei Fließgewässern von Bedeutung ist. In der dazugehörigen Analyse von Knillmann et al. (2018) wurden sogenannte ‚Refugientaxa‘ identifiziert, die ausgehend von Refugien im Oberlauf (z.B. Waldbereiche) stromabwärts einwandern und an PSM-belasteten Standorten ansiedeln. Die elf identifizierten ‚Refugientaxa‘ im SPEAR-Indikator für Fließgewässer gehören zu den Ordnungen Ephemeroptera (Ephemerellidae, Ephemeridae, Leptophlebiidae), Plecoptera (Nemouridae), Trichoptera (*Anabolia nervosa*, *Ironoquia dubia*, *Silo* sp., Leptoceridae, Sericostomatidae), Diptera (Tabanidae) sowie Seriata (Dendrocoelidae); für weitere Details s. Knillmann et al. (2018). Da diese Einwanderung von Refugien bei Söllen nur durch Flug, nicht aber durch Drift mit der Fließrichtung möglich ist, wurde die Eignung dieser Arteeigenschaft überprüft. Dafür wurde der SPEAR-Indikator in 2 Varianten berechnet, mit ‚Refugientaxa‘ und ohne ‚Refugientaxa‘ als SPEAR-unempfindlich eingestufte Taxa, und die Änderung der Korrelation zwischen SPEAR-Werten und PSM-Belastung quantifiziert. Es zeigte sich, dass sich durch den Ausschluss dieser Arteeigenschaft der Zusammenhang zwischen den ökologischen Effekten als SPEAR-Wert und der PSM-Be-

lastung als ‚TU<sub>max</sub> (ohne Insektizide)‘ signifikant verbesserte (lineare Regression; mit Berücksichtigung der ‚Refugientaxa‘ als SPEAR-unempfindlich,  $p = 0.17$ ,  $r^2 = 0.04$ ; ohne Berücksichtigung der ‚Refugientaxa‘ als SPEAR-unempfindlich,  $p = 0.05$ ,  $r^2 = 0.14$ ). Im Folgenden wurde daher die Arteigenschaft der ‚Wiederbesiedlungsfähigkeit aus nahgelegenen Refugien‘ in der weiteren Entwicklung eines SPEAR-Indikators für Sölle nicht berücksichtigt.

In einem nächsten Schritt wurden Arteigenschaften untersucht, die potentiell die Konkurrenzstärke von Arten beeinflussen können. Sölle unterliegen bekanntermaßen oft starken Schwankungen von Umweltfaktoren, insbesondere des Wasserspiegels bis hin zur temporärer Austrocknung (Lischeid und Kalettka, 2012; Lischeid et al., 2017). Es ist anzunehmen, dass Arten, die in temporären Gewässern überdauern können, vergleichsweise konkurrenzstärker sind, die MZB-Gemeinschaft dominieren und sich nach PSM-Belastungen schneller wiedererholen können. Informationen zur Arteigenschaft des ‚Vorkommen in temporären Gewässern‘ stammen von Schmidt-Kloiber und Hering (2018; [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info)). Auf Basis dieser Informationen wurden 7 Arten identifiziert, die ebenfalls in den Söllen des vorliegenden Monitoring-Datensatzes vorkommen und aufgrund der anderen SPEAR-Arteigenschaften als sensitiv eingestuft sind. Neben *Anabolia brevipennis* gehören alle sechs weiteren Arten zur Gattung *Limnephilus* sp. (*Limnephilus flavicornis*, *Limnephilus decipiens*, *Limnephilus binotatus*, *Limnephilus vittatus*, *Limnephilus coenosus*, *Limnephilus bipunctatus*). Ergänzt wurde die Liste der *Limnephilus*-Arten durch *Limnephilus nigriceps*, *Limnephilus stigma* und *Limnephilus affinis/incisus* aufgrund ihres häufigen Vorkommens im vorliegenden MZB-Datensatz (s. Tabelle 3). Das häufige Vorkommen in den Probenahmen deutet darauf hin, dass bei den zusätzlich ausgewählten *Limnephilus*-Arten ebenfalls ein hoher Grad der Anpassung an Sölle und damit an temporäre Gewässer vorliegt. Auf Basis dieser Ergebnisse wurden *Anabolia brevipennis* und die genannten Arten der Gattung *Limnephilus* sp. für einen ersten Vorschlag eines SPEAR-Indikators für Sölle auf unempfindlich gesetzt (s. Spalte ‚SPEAR Sölle‘, kodiert mit 0).

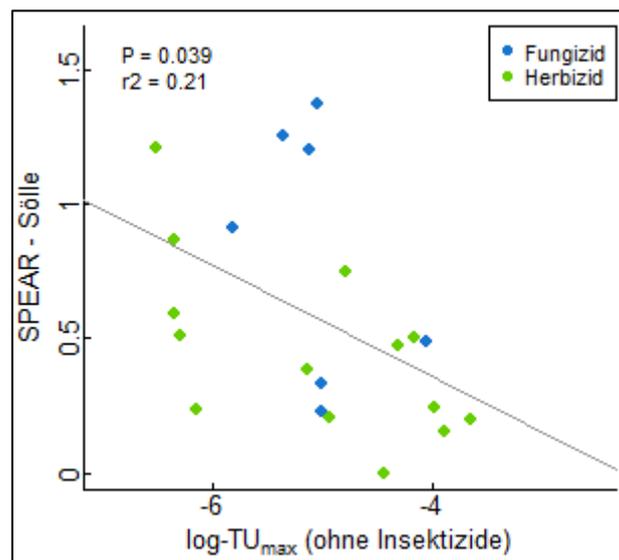
**Tabelle 3: Übersicht über das Vorkommen von Arten der Gattung *Limnephilus* sp. in den vorliegenden Daten zu Söllen sowie die Einordnung der Artempfindlichkeit zur Berechnung der SPEAR-Werte für Sölle.**

	Vorkommen an Messstellen (%)	SPEAR Fließgewässer	SPEAR Sölle
<i>Limnephilus flavicornis</i>	71.4	1	0
<i>Limnephilus nigriceps</i>	26.2	1	0
<i>Limnephilus binotatus</i>	23.8	1	0
<i>Limnephilus decipiens</i>	23.8	1	0
<i>Limnephilus lunatus</i>	23.8	1	0
<i>Limnephilus stigma</i>	23.8	1	0
<i>Limnephilus vittatus</i>	23.8	1	0
<i>Limnephilus affinis/incisus</i>	21.4	1	0
<i>Limnephilus germanus</i>	19	1	1
<i>Limnephilus tauricus</i>	9.5	1	1
<i>Limnephilus bipunctatus</i>	7.1	1	0
<i>Limnephilus coenosus</i>	7.1	1	0

	Vorkommen an Messstellen (%)	SPEAR Fließ-gewässer	SPEAR Sölle
<i>Limnephilus fuscicornis</i>	7.1	1	0
<i>Limnephilus rhombicus</i>	7.1	1	1
<i>Limnephilus politus</i>	4.8	1	1
<i>Limnephilus auricula</i>	2.4	0	0
<i>Limnephilus extricatus</i>	2.4	1	1

Als weitere Arteigenschaften wurden die ‚Größe‘ und ‚Biomasse‘ sowie der ‚Ernährungstyp Prädation‘ als mögliche Proxy-Variable für die interspezifische Konkurrenzstärke untersucht (Datenquelle der ausgewählten Arteigenschaften: Schmidt-Kloiber & Hering, 2018). Eine Berücksichtigung dieser Arteigenschaften führte allerdings zu keiner Verbesserung des Zusammenhangs zwischen SPEAR-Werten und PSM-Belastung.

**Abbildung 5:** Zusammenhang zwischen den ökologischen Effekten gemäß Anwendung des vorläufigen SPEAR-Indikators für Sölle und der Toxizität der Probestellen ausgedrückt als logarithmierte  $TU_{max}$  ohne Berücksichtigung der Insektizide (lineare Regression;  $p < 0.05$ ,  $r^2 = 0.21$ ).

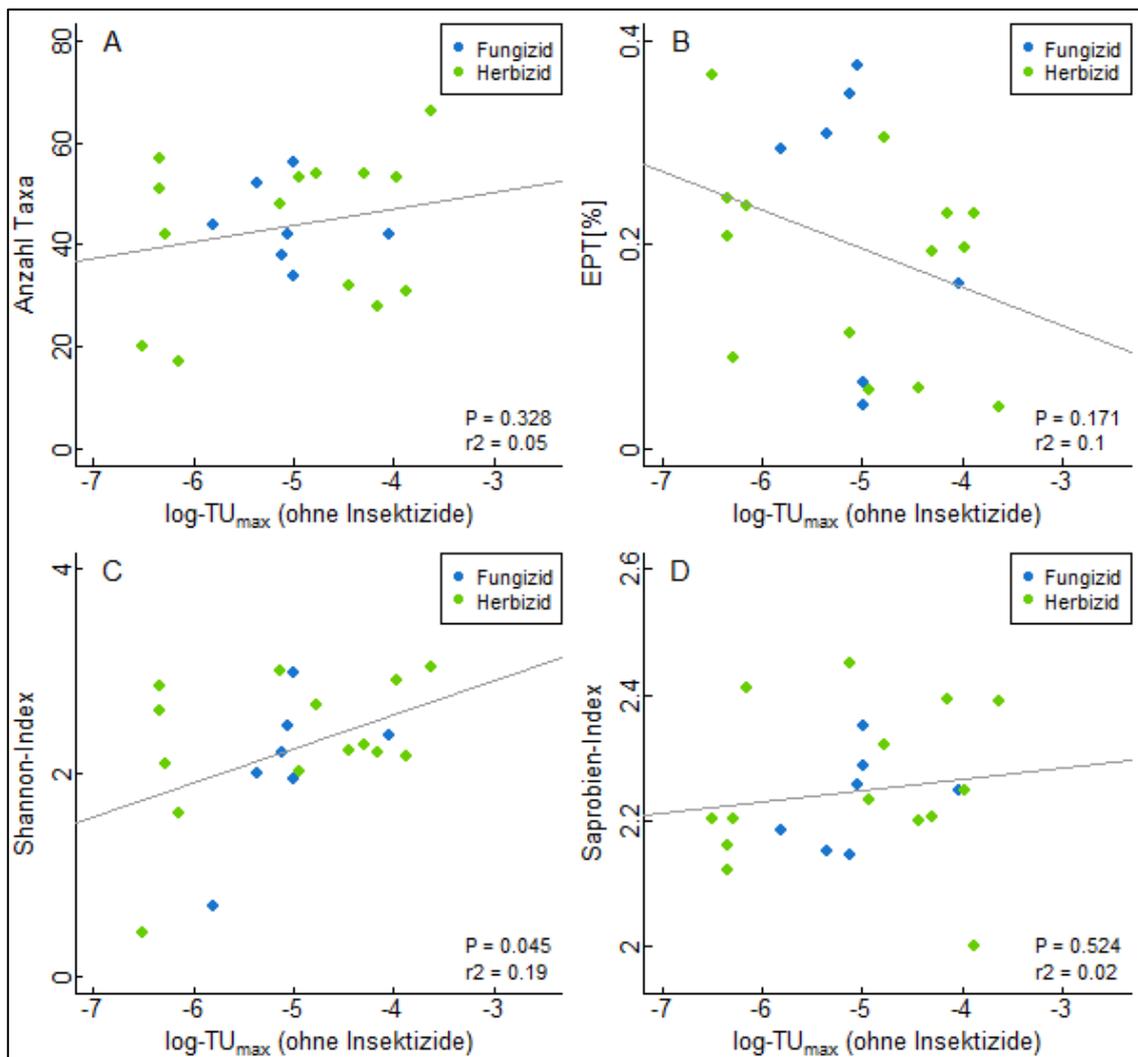


Quelle: eigene Darstellung, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)

Wie in Abbildung 5 ersichtlich, führten die beschriebenen Änderungsvorschläge zu einem signifikanten Zusammenhang zwischen SPEAR-Werten und PSM-Belastung als ‚ $TU_{max}$  (ohne Insektizide)‘ in Söllen (lineare Regression;  $p = 0.04$ ,  $r^2 = 0.21$ ). Abbildung 6 zeigt im Vergleich zum SPEAR-Indikator den Zusammenhang zwischen PSM-Belastung und weiterer ökologischer Indizes. Der vorläufige SPEAR-Indikator für Sölle ist im Vergleich zum EPT[%] und zum Saprobienindex tendenziell besser geeignet, ökologische Effekte durch PSM-Belastung anzuzeigen (lineare Regression, EPT-Index:  $p = 0.17$ ,  $r^2 = 0.1$ ; Saprobienindex:  $p = 0.52$ ,  $r^2 = 0.02$ ). Bei Anwendung des Shannon-Wiener-Index wird ein gleich hoher Anteil der Varianz wie mit dem SPEAR-Indikator erklärt ( $p = 0.045$ ,  $r^2 = 0.19$ ).

Allerdings ist an dieser Stelle darauf hinzuweisen, dass die in Abbildung 4 bis 6 dargestellten Zusammenhänge von einer zutreffenden Abschätzung der PSM-Belastung abhängen. Hier lag allerdings, wie in Abschnitt 3.1 erläutert die Schwierigkeit vor, dass die Insektizidbelastung aufgrund des frühen Beprobungszeitraums im April nur teilweise erfasst wurde und wegen der allgemein hohen Toxizitätswerten und der hohen ökologische Relevanz aus der Berechnung der PSM-Belastung ausgeschlossen wurde. Die dargestellte PSM-Belastung auf Basis der detektierten Fungizide und Herbizide stellt damit eine Proxy-Variable der tatsächlichen Freilandbelastung durch PSM dar und die vorgestellten Entwicklungsvorschläge sowie die Indikatorleistungen von SPEAR sowie der anderen ökologischen Indizes konnten nicht abschließen überprüft werden. Die vorgestellten Ergebnisse sind daher als vorläufig anzusehen und mit weiteren Datensätzen zu überprüfen.

**Abbildung 6:** Zusammenhang zwischen vier weiteren ökologischen Bioindikatoren und der Toxizität der Probestellen ausgedrückt als logarithmierte TU<sub>max</sub> ohne Berücksichtigung der Insektizide. Die ökologischen Bioindikatoren umfassen die (A) Anzahl der MZB-Taxa, (B) EPT[%], (C) Shannon-Index und (D) Saprobienindex.

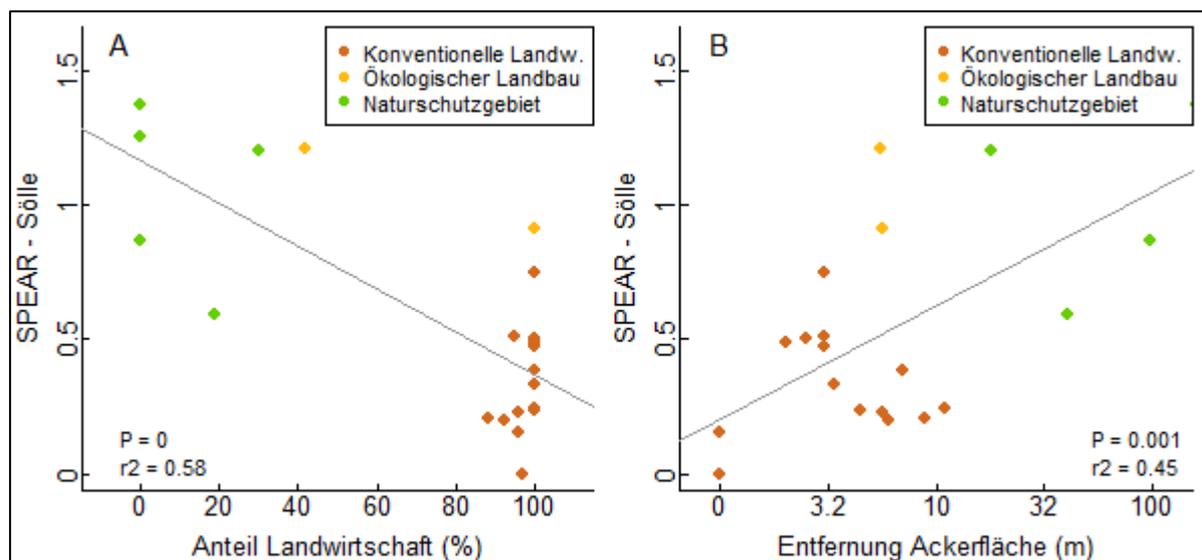


Quelle: eigene Darstellung, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)

### 3.3.3 Einfluss von Landschaftsparametern

Wie in Abschnitt 3.1 dargestellt, handelt es sich bei der in dieser Studie verwendeten PSM-Toxizität der Probestellen auf Basis der detektierten Fungizide und Herbizide um eine Proxy-Variable der tatsächlichen ökologisch relevanten PSM-Belastung inklusive Insektizide. Um den Einfluss der Landnutzung in direkter Umgebung zum Soll zu beurteilen und als weitere Möglichkeit einer Proxy-Variable zur PSM-Belastung wurden folgende Landschaftsfaktoren anhand von digitalen Kartenmaterialien erhoben: Landnutzung im 100 m-Radius (Prozentualer Anteil von Landwirtschaft, Wald und Grünland), sowie kürzeste gemessene Entfernung zwischen Soll und angrenzender Ackerfläche (m). Zur Landnutzung im 100 m-Radius ist in Abbildung 7 der prozentuale Anteil der Landwirtschaft dargestellt. Sowohl der Anteil Landwirtschaft als auch die Entfernung zur angrenzenden Ackerfläche korrelieren signifikant mit den vorläufigen SPEAR-Werten zu Söllen ( $p \leq 0.001$ ,  $r^2 \geq 0.45$ ). Durch die Korrelation beider Variablen bestätigt sich der generelle Einfluss der Landwirtschaft auf die ökologische Qualität der Sölle. Eine ähnlich hohe Korrelation lag zwischen den SPEAR-Werten zu Söllen und dem prozentualen Anteil von Grünflächen vor ( $p < 0.001$ ,  $r^2 = 0.41$ ), wobei der Flächenanteil ‚Landwirtschaft‘ und ‚Grünfläche‘ stark interkorrelierte ( $r^2 = 0.86$ ). Für den Flächenanteil ‚Wald‘ lag keine signifikante Korrelation mit den SPEAR-Werten zu Söllen vor ( $p = 0.1$ ,  $r^2 = 0.14$ ).

**Abbildung 7:** Zusammenhang zwischen den ökologischen Effekten gemäß Anwendung des vorläufigen SPEAR-Indikators für Sölle und der Landnutzung in direkter Umgebung (A, lineare Regression,  $p < 0.001$ ,  $r^2 = 0.58$ ) sowie der kürzesten gemessenen Entfernung zwischen Soll und angrenzender Ackerfläche (B, lineare Regression,  $p = 0.001$ ,  $r^2 = 0.45$ ).



Quelle: eigene Darstellung, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)

### 3.3.4 Einfluss von weiteren Umweltfaktoren

Tabelle 4 zeigt im Überblick alle weiteren Umweltfaktoren, die mit linearer Regression hinsichtlich eines Zusammenhangs zu SPEAR-Werten für Sölle getestet wurden. Die Bedeutung der weiteren Umweltfaktoren für die Erklärung der SPEAR-Werte für Söllen wurde anschließend mittels multipler Regression abgeschätzt. Im Ausgangsmodell der multiplen Regression wurden die SPEAR-Werte für Sölle erklärt durch die PSM-Belastung als logarithmierte ‚ $TU_{max}$  (ohne Insektizide)‘ sowie alle Umweltfaktoren, die in den linearen Regressionen einen signifikanten Zusam-

menhang aufwiesen. Dazu zählten der prozentuale Deckungsgrad von Schlamm der Habitatbeschreibung ( $p = 0.014$ ,  $r^2 = 0.28$ ), die Dichte von Cyanobakterien ( $p = 0.015$ ,  $r^2 = 0.27$ ) sowie der Sauerstoffgehalt ( $p = 0.039$ ,  $r^2 = 0.21$ ). Nach Modellvereinfachung verblieben zur Erklärung der SPEAR-Werte ( $r^2 = 0.5$ ) die logarithmierte ‚TU<sub>max</sub> (ohne Insektizide)‘ (Steigung = -0.16,  $p = 0.05$ , Anteil an der erklärten Varianz (EV) = 27 %), der prozentuale Deckungsgrad von Schlamm (Steigung = 3.01,  $p < 0.05$ , EV = 40 %) sowie die Dichte von Cyanobakterien (Steigung = -0.015,  $p < 0.05$ , EV = 33 %). Gemäß vorliegender Daten wird der Zusammenhang zwischen SPEAR-Werten und PSM-Belastung als logarithmierte ‚TU<sub>max</sub> (ohne Insektizide)‘ überprägt durch die genannten zwei weiteren Umweltfaktoren. Die Bedeutung des Umweltfaktors ‚prozentuale Deckungsgrad von Schlamm‘ könnte darauf hinweisen, dass lipophile PSM-Substanzen, insbesondere die sehr umweltrelevante Insektizidgruppe der Pyrethroide (quantifiziert als n-Octanol-Wasser-Verteilungskoeffizient, log Kow von ca. 4.5 - 7), in Söllen mit hohem Anteil organischem Material am Sediment binden und sich dadurch die negativen Effekte der (aus Probenahmen der Wassersäule) ermittelten TU<sub>max</sub> auf das MZB mildern. Beprobungen des Sedimentes hinsichtlich PSM-Belastungen wurden jedoch nicht durchgeführt. Allerdings ist abschließend nochmals darauf hinzuweisen, dass aufgrund der beschriebenen Schwierigkeiten des Datensatzes (s. Abschnitt 3.1), die vorgestellten Entwicklungsvorschläge und Ergebnisse zum SPEAR-Indikator für Sölle nicht abschließend überprüft werden konnten und daher als vorläufig anzusehen sind.

**Tabelle 4: Übersicht signifikanten Zusammenhänge zwischen untersuchten Umweltfaktoren und Werten des vorläufigen SPEAR-Indikators für Sölle sowie Werten der weiteren ökologischen Indizes EPT[%], Shannon-Index und Saprobienindex (lineare Regression). Nur Zusammenhänge mit  $p \leq 0.05$  sind dargestellt ( $r^2$  in Klammern).**

Umweltfaktor	SPEAR-Sölle	EPT [%]	Shannon-Index	Saprobien-Index
PSM (log TU <sub>max</sub> ohne Insektizide)	0.039 (0.21)	-	0.045 (0.19)	-
Anteil Landwirtschaft (%)	0 (0.58)	0.007 (0.33)	-	0.05 (0.19)
Kürzeste Entfernung zum Acker (m)	0.001 (0.45)	0.045 (0.2)	-	-
Gewässergröße (m <sup>2</sup> )	-	-	-	-
Habitat Schlamm (%)	0.014 (0.28)	-	-	-
Habitat Material grobpartikulär (%)	-	-	-	-
Habitat Emerse Makrophyten (%)	-	-	-	0.034 (0.22)
Habitat Submerse Makrophyten (%)	-	-	-	-
Habitat Totholz (%)	-	-	-	-
Habitat Wurzeln (%)	-	-	-	-
Ufergestaltung Wiese (%)	-	-	-	-
Ufergestaltung Schilf (%)	-	-	-	-
Ufergestaltung Bäume (%)	-	-	-	-
Cyanobakterien-Chlorophyll a (µg/L)	0.015 (0.27)	0.01 (0.3)	-	-
Gesamtchlorophyll a (µg/L)	-	-	-	-
Trübung (NTU)	-	-	-	-
Temperatur (°C)	-	-	-	-
elektr. Leitfähigkeit (µS/cm)	-	-	-	-
pH	-	-	-	-
Sauerstoff (mg/L)	0.039 (0.21)	0.012 (0.29)	-	-

TEXTE Ist der SPEAR-Index zur Abschätzung der Pflanzenschutzmittelbelastung übertragbar auf Standgewässer der Agrarlandschaft?

---

Phosphat (mg/L)	-	-	-	-
Ammonium (mg/L)	-	-	-	-
Nitrat (mg/L)	-	-	-	-
Nitrit (mg/L)	-	-	-	-

## 4 Ausblick

Kleingewässer sind wichtige Elemente zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität in der Agrarlandschaft. Nach Céréghino et al. (2008) stellen solche kleinen Standgewässer Hot Spots der Biodiversität auf Landschaftsebene dar. Im Vergleich zu anderen Gewässertypen wie Flüsse, Seen oder Gräben weisen sie die höchste Biodiversität und Anzahl seltener Arten auf (Davies et al., 2008; Williams et al., 2004). Sölle haben einen hohen Wert für die Arten- und Strukturvielfalt, als Refugium bedrohter Arten sowie für den Biotopverbund (Kalettka, 1996).

Für die Erfassung des Belastungszustands von Kleingewässern der Agrarlandschaft wurde durch UBA (2018) die Konzeption eines repräsentativen Monitorings erarbeitet. Ziel des dort beschriebenen biologischen Monitorings ist es, die ökologischen Auswirkungen von PSM-Wirkstoffen explizit sowohl in Fließ- als auch Standgewässern quantitativ abzuschätzen. Für kleine Fließgewässer der Agrarlandschaft wird die Erhebung des Makrozoobenthos nach Meier et al. (2006) empfohlen, was dem Erhebungsstandard gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) entspricht. UBA (2018) gibt jedoch keinerlei Empfehlungen hinsichtlich einer biologischen Probenahme in kleinen Standgewässern. Während die durch die Länder verwendete WRRL-Methode uneingeschränkt zur Erfassung des Makrozoobenthos in kleinen Fließgewässern übertragen werden kann, existiert auf nationaler Ebene bisher keine abgestimmte Methode zur Erfassung des Makrozoobenthos in kleinen Standgewässern. Die von JKI in diesem Projekt verwendete Methode zur Erfassung des Makrozoobenthos orientierte sich an der AESHNA-Probenahme zur habitatspezifischen Erfassung des Makrozoobenthos in Seen (Böhmer, 2017), an der kleinere Adaptierungen vorgenommen wurden.

Diese vom JKI durchgeführte ressourcenintensive Probenahme in kleinen Standgewässern ist durch Länderbehörden jedoch nicht zu leisten, so dass für zukünftige praxistaugliche biologische Untersuchungen eine deutlich vereinfachte Erfassungsmethode entwickelt werden müsste. Für den Gewässertyp der kleinen Standgewässer bietet sich die Erprobung der Übertragbarkeit bereits entwickelter Zeitsammelmethode an (z.B. Porst et al. 2016), um biologische Untersuchungen ressourcensparend umsetzen zu können. Die Entwicklung einer Sammelmethode speziell für kleine Standgewässer könnte unabhängig vom derzeit für die WRRL empfohlenen Beprobungszeitraum für das Makrozoobenthos in Seen (Brauns et al. 2016) erfolgen, so dass eine Übereinstimmung mit der Erfassung der ökologisch besonders wirksamen Insektizidbelastung und ihren Auswirkungen auf die Gemeinschaftsstruktur des MZB (Knillmann, 2015; Liess et al., 1999) erreicht werden könnte.

Hierzu wäre – basierend auf einem neu zu erhebenden Datensatz – abschließend eine erneute Überprüfung der Übertragbarkeit des SPEAR-Index auf Standgewässer der Agrarlandschaft zur Abschätzung der Pflanzenschutzmittelbelastung notwendig. Diese Weiterentwicklung des SPEAR-Indikators wird als aussichtsreich empfohlen. Die dafür notwendigen chemischen Untersuchungen sollten sich an der von UBA (2018) empfohlenen Stoffliste für ein Monitoring von Kleingewässern orientieren, um eine Vergleichbarkeit zur Belastungssituation in Fließgewässern zu gewährleisten. Weiterhin erscheint es sinnvoll, die erneute Überprüfung der Übertragbarkeit des SPEAR-Index separat für temporär und permanent wasserführende kleine Standgewässer durchzuführen.

Für zukünftige Untersuchungen in kleinen Standgewässern sollten die Betretungsrechte für die landwirtschaftlichen Flächen, auf denen die Standgewässer liegen, geklärt werden. Hierbei kann – genauso wie für die chemischen und biologische Beprobungen – die Erfahrung des JKI genutzt werden. Diese Untersuchungen sind jedoch erfahrungsgemäß ohne personelle und finanzielle Entlastung (zum Beispiel im Rahmen eines Begleitvorhaben) in den Ländern nur schwer umsetzbar.

## 5 Quellenverzeichnis

- ATKIS. 2010. Digitales Landschaftsmodell (DML) 25. In: Deutschland AdVdLdB (Hrsg.), Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem (ATKIS), Bundesamt für Kartographie und Geodäsie
- Beketov MA, Liess M. 2008. An indicator for effects of organic toxicants on lotic invertebrate communities: Independence of confounding environmental factors over an extensive river continuum. *Environmental Pollution* 156(3):980-987.
- 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.
- Boulton AJ, Lake PS. 2008. Effects of drought on stream insects and its ecological consequences. *Aquatic Insects: Challenges to populations*. CAB International, Cambridge (MA), USA.
- Brauns M, Miler O, Garcia X-F, Pusch M. 2016. Vorschrift für die standardisierte Probenahme des biologischen Qualitätselementes „Makrozoobenthos“ im Eulitoral von Seen. Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei, im Auftrag der Senatsentwicklung für Gesundheit, Umwelt und Verbraucherschutz Berlin und der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Stand April 2016, 60 S.
- Céréghino R, Biggs J, Oertli B, Declerck S. 2008. The ecology of European ponds: defining the characteristics of a neglected freshwater habitat. *Hydrobiologia* 597:1-6.
- Davies B, Biggs J, Williams P, Whitfield M, Nicolet P, Sear D, Bray S, Maund S. 2008. Comparative biodiversity of aquatic habitats in the European agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 125:1-8
- DeShon J. 1995. Development and application of the invertebrate community index (ICI). Davis W, Simon T, editors: Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- Kaletka T. 1996. Die Problematik der Sölle (Kleinhohlformen) im Jungmoränengebiet Nordostdeutschlands. *Naturschutz u. Landschaftspflege in Brandenburg Sonderheft „Sölle“*, 4-12.
- Knillmann S. 2015. Klimavariabilität und Insektizid-Anwendung - Indikatoren für kurz- und langfristige Expositionsvorhersagen. Tagungsband der 20. Jahrestagung SETAC GLB: Ökotoxikologie und Umweltchemie - von der Forschung in die Praxis. 7.-10. September 2015, Zürich.
- Knillmann S, Orlinskiy P, Kaske O, Foit K, Liess M. 2018. Indication of pesticide effects and recolonization in streams. *Science of the Total Environment* 630:1619-1627.
- Kolkwitz R, Marsson M. 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie* 2:126-152.
- Lewis K, Tzilivakis J, Green A, Warner D. 2006. Pesticide Properties DataBase (PPDB), Data set/Database, University of Hertfordshire.
- Liess M, Schulz R, Liess MHD, Rother B, Kreuzig R. 1999. Determination of insecticide contamination in agricultural headwater streams. *Water Res* 33, 239-247.
- Liess M, Beketov M. 2011. Traits and stress: keys to identify community effects of low levels of toxicants in test systems. *Ecotoxicology* 20(6):1328-1340.
- Liess M, Schafer RB, Schriever CA. 2008. The footprint of pesticide stress in communities-Species traits reveal community effects of toxicants. *Science of the Total Environment* 406(3):484-490.
- Liess M, von der Ohe PC. 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24(4):954-965.

Lischeid G, Kalettka T. 2012. Grasping the heterogeneity of kettle hole water quality in Northeast Germany. *Hydrobiologia* 689, 63–77.

Lischeid G, Kalettka T, Holländer M, Steidl J, Merz C, Dannowski R, Hohenbrink T, Lehr C, Onandia G, Revere F, Pätzig M, 2017. Natural ponds in an agricultural landscape: External drivers, internal processes, and the role of the terrestrial-aquatic interface. *Limnologica* 1–12.

Meier C, Haase P, Rolauffs P, Schindehütte K, Schöll F, A. S, Hering D. 2006. Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung – Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie.

Muenze R, Hannemann C, Orlinskiy P, Gunold R, Paschke A, Foit K, Becker J, Kaske O, Paulsson E, Peterson M, Jernstedt H, Kreuger J, Schueuermann G, Liess M. 2017. Pesticides from wastewater treatment plant effluents affect invertebrate communities. *Science of the Total Environment* 599, 387-399.

NAP. 2013. Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 10. April 2013.

OECD. 2004. OECD Guidelines for testing of chemicals 202: *Daphnia* sp. Acute Immobilisation Test..

Porst G, Miler O, Donohue L, Jurca T, Pilotto F, Brauns M, Solimini A, Pusch M. 2016. Efficient sampling methodologies for lake littoral invertebrates in compliance with the European Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 767:207-220.

Richardson R. 1928. The bottom fauna of the Middle Illinois River, 1913-1925. *Illinois Natural History Survey Bulletin*(17):387-475.

Rolauffs P, Hering D, Sommerhäuser M, Jähmig S, Rödiger S. 2003. Entwicklung eines leitbildorientierten Saprobienindex für die biologische Fließgewässerbewertung. *Umweltbundesamt Texte* 11/03. Forschungsbericht 200 24 227.

Schäfer RB, Gerner N, Kefford BJ, Rasmussen JJ, Beketov MA, de Zwart D, Liess M, von der Ohe PC. 2013. How to Characterize Chemical Exposure to Predict Ecologic Effects on Aquatic Communities? *Environmental Science & Technology* 47(14):7996-8004.

Schäfer R, Caquet T, Siimes K, Mueller, R, Lagadic L, Liess M. 2007. Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe. *Science of the Total Environment*, 382, 2-3, 272-285.

Schmidt-Kloiber A, Hering D. 2018. [www.freshwaterecology.info](http://www.freshwaterecology.info) - the taxa and autecology database for freshwater organisms, version 7.0 (accessed on 23.05.2018).

Schreiber J, Brauns M. 2010. How much is enough? Adequate sample size for littoral macroinvertebrates in lowland lakes. *Hydrobiologia*, 649, 365–373.

Spellerberg IF, Fedor PJ. 2003. A tribute to Claude Shannon (1916-2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon-Wiener' Index. *Global Ecology and Biogeography* 12(3):177-179.

Sprague J. 1970. Measurement of Pollutant Toxicity to Fish. 2. Utilizing and Applying Bioassay Results. *Water Research* 4:3-32.

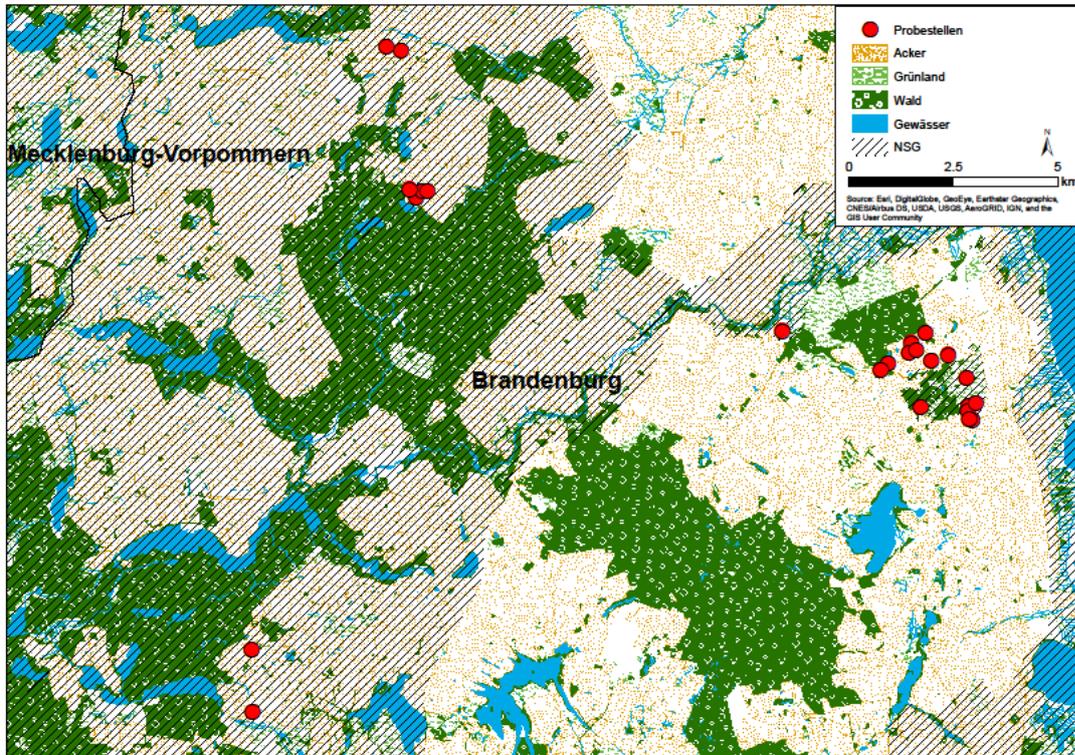
UBA. 2018. Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden Teil 2 - Konzeption eines repräsentativen Monitorings zur Belastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft. Forschungsbericht, 154 Seiten, Forschungskennzahl 3714 67 404 2.

Von Der Ohe PC, Liess M. 2004. Relative sensitivity distribution of aquatic invertebrates to organic and metal compounds. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23(1):150-156.

Williams P, Whitfield M, Biggs J, Bray S, Fox G, Nicolet P, Sear D. 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape in Southern England. *Biological Conservation* 115:329-341.

## A Verwendete Kartenmaterialien zu den Messstellen

### A.1 Messstellen in Brandenburg

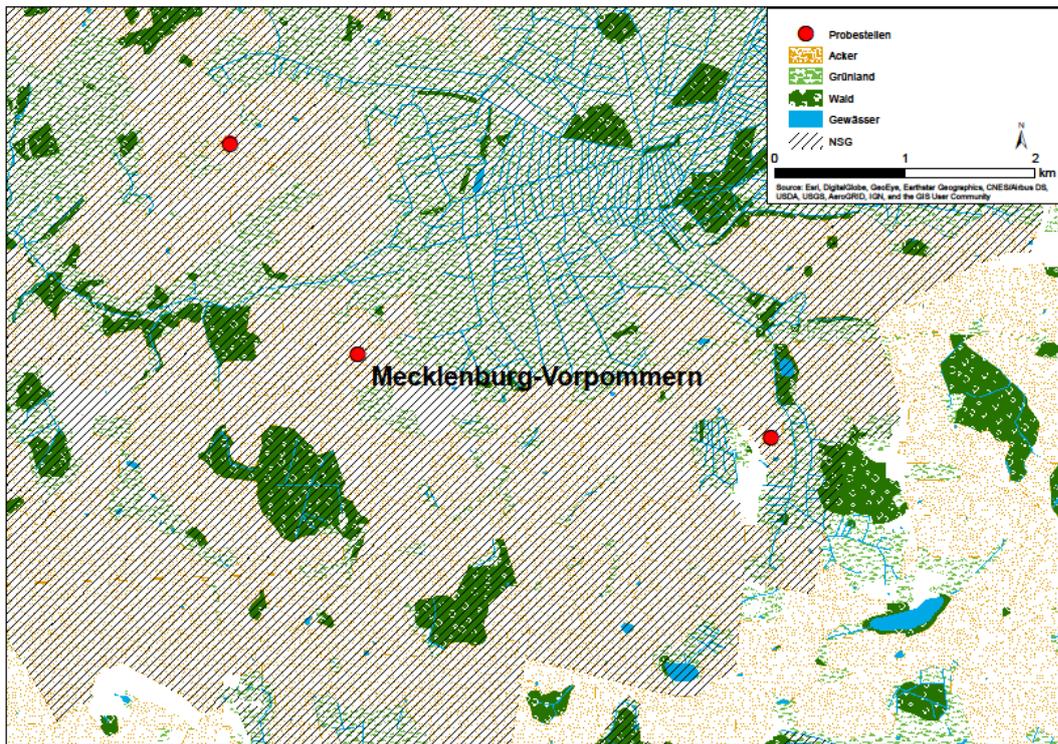


Quelle: eigene Darstellung, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)

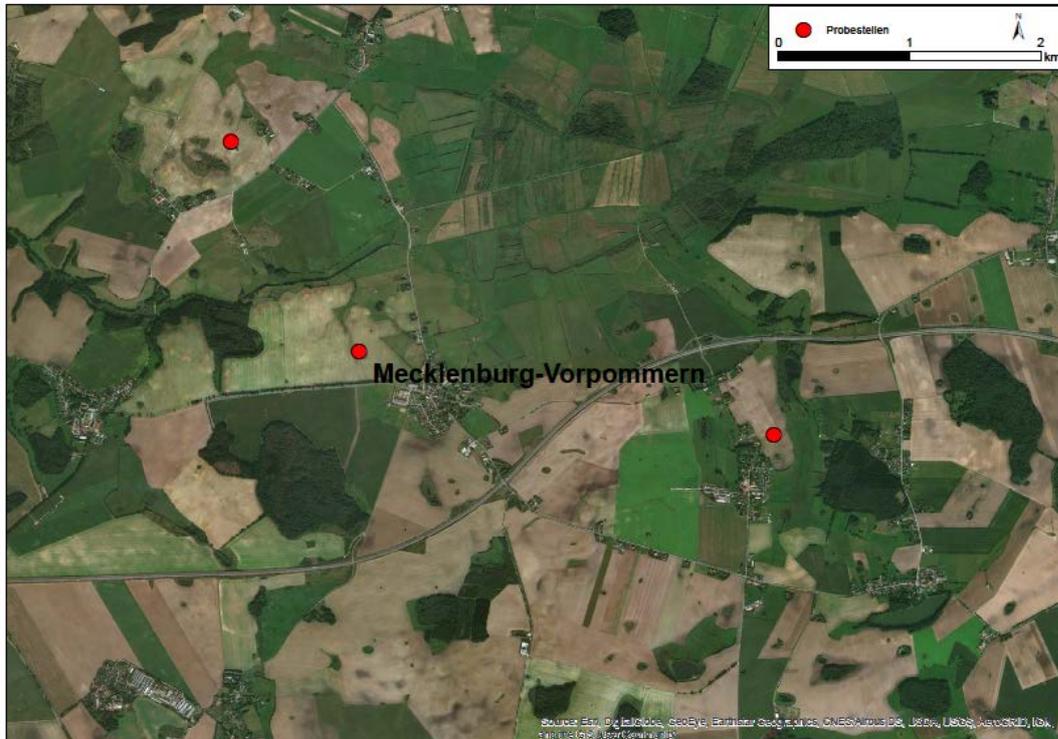


Quelle: eigene Darstellung, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)

## A.2 Messstellen in Mecklenburg-Vorpommern

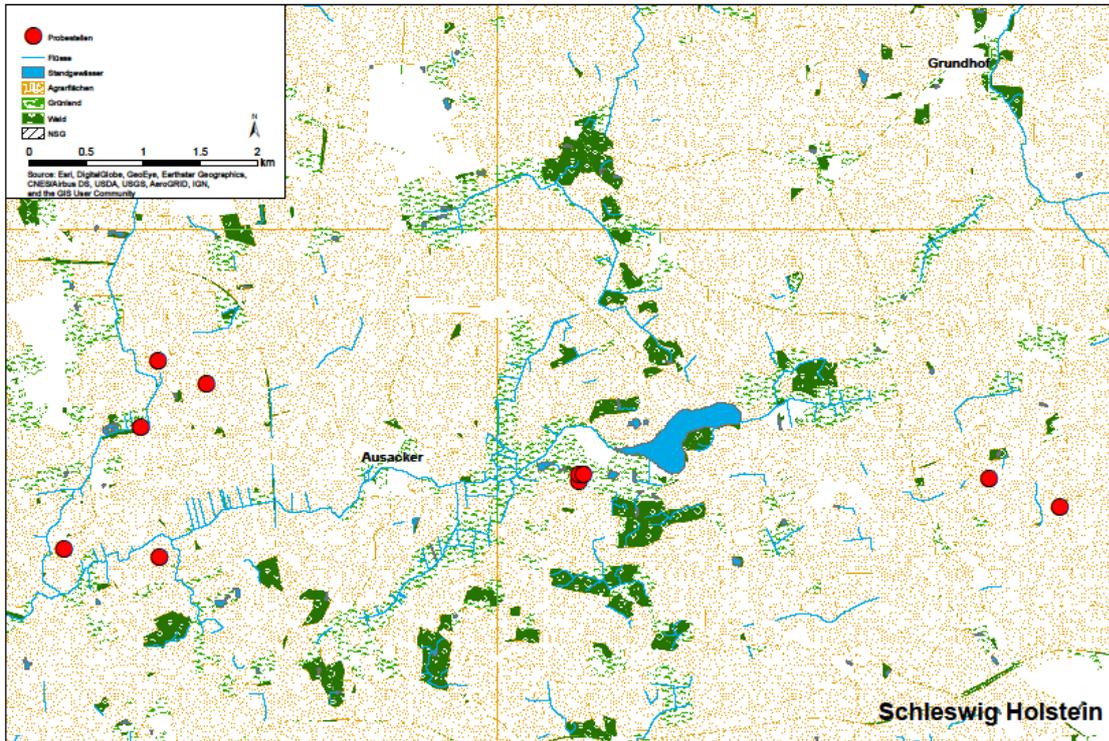


Quelle: eigene Darstellung, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)



Quelle: eigene Darstellung, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)

### A.3 Messstellen in Schleswig-Holstein



Quelle: eigene Darstellung, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)



Quelle: eigene Darstellung, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung (UFZ)

## B Wirkstoffübersicht

### B.1 Wirkstoffliste

2015		2016		
alpha-Cypermethrin	MCPA	Acetamiprid	Flumioxazin	Proquinazide
Aminopyralid	Metazachlor	Aclonifen	Fluopicolide	Prosulfocarb
Azoxystrobin	Metconazol	Amisulbrom	Flupyrsulfuron-methyl	Prosulfuron
beta-Cyfluthrin	Napropamid	beta-Cyfluthrin	Fluquinconazol	Prothioconazol
Bitertanol	Paclobutrazol	beta-Cypermethrin	Foramsulfuron	Pymetrozin
Boscalid	Pendimethalin	Bifenox	Imazosulfuron	Pyraclostrobin
Bromoxynil	Picloram	Chlorantraniliprole	Iodosulfuron-methyl	Pyraflufen-ethyl
Chlortoluron	Picoxystrobin	Chlorpyrifos	Isoproturon	Pyroxulam
Clomazone	Pirimicarb	Chlortoluron	Isopyrazam	S-Metolachlor
Clopyralid	Prochloraz	Clothianidin	lambda-Cyhalothrin	Spinosyn A
Cyflufenamid	Propaquizafop	Cyazofamid	Mesosulfuron-methyl	Spiroxamine
Diflufenican	Propiconazole	Difenoconazole	Metazachlor	tau-Fluvalinate
Dimethachlor	Propyzamide	Diflufenican	Methiocarb	Tebuconazol
Dimethenamid-P	Proquinazide	Dimethachlor	Metosulam	Tefluthrin
Epoxiconazol	Prothioconazole	Dimethenamid-P	Metribuzin	Terbuthylazin
Fenhexamid	Pyraclostrobin	Dimoxystrobin	Metsulfuron-methyl	Thiacloprid
Fenpropimorph	Quinmerac	Epoxiconazole	Napropamid	Thifensulfuron-methyl
Florasulam	S-Metolachlor	Esfenvalerate	Nicosulfuron	Triasulfuron
Flufenacet	Tebuconazol	Etofenprox	Pendimethalin	Trifloxystrobin
Fluoxapyroxad	Tembotrione	Famoxadone	Picolinafen	Zoxamide
Flupyrsulfuron-methyl	Terbuthylazin	Fenpropidin	Picoxystrobin	
Fluroxypyr	Terbutryn	Fenpropimorph	Pirimicarb	
Flurtamone	Thiacloprid	Florasulam	Prochloraz	
Isoproturon	Trinexapac-ethyl	Fludioxonil	Propamocarb	
lambda-Cyhalothrin		Flufenacet	Propyzamide	



## C Übersicht über die untersuchten agrarisch beeinflussten kleinen Standgewässer. Angaben zur Wasserführung basieren auf Beobachtungen der Jahre 2015/2016.

Tabellenkopf	Tabellenkopf	Tabellenkopf	Tabellenkopf	Tabellenkopf
Brandenburg				
Ch_1	1303,62	Soll	Extensive Beweidung /NSG	Vermutlich periodisch
Ch_2	1288,39			permanent
Ch_3	2368,83			Vermutlich periodisch
Ch_4	869,57			permanent
Ch_5	2924,53			permanent
Ch_6	5654,14			permanent
Ch_7	1138,95			permanent
Ch_8	711,62			permanent
Gr. Sandsee	17647,67	Kleinsee	Wald	permanent
Gr. Rathsee	39876,24			permanent
Kl. Rathsee	18725,89			permanent
KH_1	3814,09	Soll	Konventionelle Landwirtschaft	periodisch
KH_2	2364,21			permanent
KH_3	2477,12			permanent
KH_4	1985,66			permanent
GS_3	24383,74	Soll / Kleinsee	Grünland	permanent
HA_1	8476,63	Soll	Konventionelle Landwirtschaft	permanent
HA_2	1309,33			permanent
ST_1	779,13			periodisch
ST_2	1635,37			periodisch
ST_3	144,38			permanent
ST_4	151,00			permanent
SH_1	1166,69			permanent
SH_2	1938,39			permanent
Mecklenburg-Vorpommern				

Tabellenkopf	Tabellenkopf	Tabellenkopf	Tabellenkopf	Tabellenkopf	
6.06	305,25	Soll	Konventionelle Landwirtschaft	permanent	
5.3.2	2216,67			permanent	
4.2.1	2246,76			periodisch	
Schleswig-Holstein					
A2	419,69	Soll	Konventionelle Landwirtschaft	permanent	
A3	481,12			permanent	
A4	588,99			permanent	
A6	77,06			permanent	
A7	194,33			permanent	
R1	811,00			Ökologischer Landbau	permanent
R3	664,37				permanent
R6	1566,18		Extensive Beweidung /NSG		permanent
R7	145,70			Vermutlich periodisch	
R8	658,54			permanent	