



Hochschule **RheinMain**
University of Applied Sciences
Wiesbaden Rüsselsheim



Für eine lebenswerte Zukunft

Fachbereich Architektur und Bauingenieurwesen

Studiengang Umweltmanagement und Stadtplanung in Ballungsräumen

(UMSB)

Masterthesis in Kooperation mit dem Hessischen Landesamt für Naturschutz,
Umwelt und Geologie (HLNUG)

**Möglichkeiten zur Bewertung der Zusammensetzung der
Gewässerbiozönose unter dem Einfluss von Schadstoffen am
Beispiel des SPEAR-Index**

Name	Michaela Loske
Matrikelnummer	782164
Behörde	Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
Gutachter	Prof. Dr.-Ing. Heinz Eckhardt Prof. Dr. Thomas Schmid
Unterstützt von	Frau Dr. Mechthild Banning

Danksagung

Hiermit möchte ich mich beim Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie und ganz besonders bei allen Mitarbeitern des Dezernats W 1 ganz herzlich bedanken für die Möglichkeit zu einem in Wissenschaft und Verwaltung aktuellen Thema eine Arbeit erstellen zu können und hierfür die notwendigen Daten erhalten zu haben. Darüber hinaus konnte ich einen guten Einblick in die Arbeit des Dezernats gewinnen.

Für die kompetente und freundliche Betreuung danke ich insbesondere Frau Dr. Mechthild Banning.

Versicherung

Hiermit versichere ich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und ohne unzulässige Hilfe Dritter verfasst habe.

Die aus fremden Quellen direkt oder indirekt übernommenen Texte, Gedankengänge, Konzepte usw. in meinen Ausführungen habe ich als solche eindeutig gekennzeichnet und mit vollständigen Verweisen auf die jeweilige Urheberschaft und Quelle versehen.

Alle weiteren Inhalte wie Textteile, Abbildungen, Tabellen etc. ohne entsprechende Verweise stammen im urheberrechtlichen Sinn von mir. Die vorliegende Arbeit wurde bisher weder im In- noch im Ausland in gleicher oder ähnlicher Form einer anderen Prüfungsbehörde vorgelegt.

Mir ist bekannt, dass ein Täuschungsversuch vorliegt, wenn sich eine der vorstehenden Versicherungen als unrichtig erweist.

Wiesbaden den 10.07.2017, _____

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Gesetzlicher Hintergrund	5
3	Biologische Qualitätskomponente: Makrozoobenthos	12
4	Pflanzenschutzmittel	22
4.1	Emittenten von Pflanzenschutzmitteln	29
4.1.1	Kläranlage	30
4.1.2	Landwirtschaft.....	33
4.1.3	Sonstige	33
5	Korrelation zwischen Pflanzenschutzmitteleintrag/-exposition und Erscheinungsbild der Gewässerbiozönose: Der SPEAR-Index	34
6	Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index	39
6.1	Chemisch-physikalische Qualitätskomponenten	41
6.2	Faktor Fließgewässertyp	44
6.3	Faktor Substrat.....	47
6.4	Faktor Gewässerstrukturgüte (Strukturkartierung und Habitatindex)	48
6.5	Faktor Flächennutzung	52
6.6	Faktor Bodenerosion.....	57
6.7	Faktor Klimawandel	63
7	Datenauswertung.....	65
7.1	Datengrundlage.....	65
7.2	Auswertungsmethoden	72
8	Darstellung und Diskussion der Ergebnisse	76
9	Maßnahmen zur Verringerung der PSM-Belastung	119
10	Zusammenfassung	121
11	Ausblick	124

12 Literaturverzeichnis..... 127

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Der ökologische Zustand/ das ökologische Potential der Wasserkörper in Hessen (2004-2015).....	2
Abbildung 2: Hessisches Überwachungsnetz Fließgewässer Chemie	6
Abbildung 3: Hessisches Überwachungsnetz Fließgewässer Biologie	8
Abbildung 4: Ökologischer Zustand/Potenzial Biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos Hessen	13
Abbildung 5: Sensitivität gängiger Ordnungen des Makrozoobenthos gegenüber Schadstoffen	17
Abbildung 6: Entwicklungsstadium und Empfindlichkeit einer Köcherfliege gegenüber einwirkendem Faktor.....	21
Abbildung 7: Umweltqualitätsnormen nach OGewV für flussgebietspezifische Schadstoffe mit Relevanz für hessische Fließgewässer	25
Abbildung 8: In Hessen ermittelte Pflanzenschutzmittelbelastungen der Jahre 2012 bis 2014	26
Abbildung 9: Wasserkörper mit Über- und Unterschreitungen der Umweltqualitätsnormen für Pflanzenschutzmittel (flussgebietspezifische Schadstoffe), 2007-2012.....	26
Abbildung 10: Hessische Oberflächengewässer und ihre Belastung mit PSM (2012-2014)...	27
Abbildung 11: Abweichung des Mittelwerts der PSM-Konzentrationen von der Umweltqualitätsnorm in den einzelnen Regionen Hessens (2012-2017)	28
Abbildung 12: Darstellung diffuser und punktueller Quellen.....	29
Abbildung 13: Jahresablauffrachten [t/Jahr] des Parameters N Gesamt, anorganisch hessischer Kläranlagen	31
Abbildung 14: Jahresablauffrachten [t/Jahr] des Parameters P Gesamt hessischer Kläranlagen	31
Abbildung 15: Physiologische Empfindlichkeit von Makroinvertebraten-Ordnungen in Relation zu Daphnia magna	35
Abbildung 16: Jahresgang von Orthophosphat korrespondierend zum Chlorophyllgehalt im Main bei Bischofsheim im Jahr 2006.....	42
Abbildung 17: Einträge Gesamtphosphor in Hessen 2010 - 2013	43
Abbildung 18: Fließgewässertypen der BRD.....	45
Abbildung 19: Fließgewässertypen in Hessen	46
Abbildung 20: Lebensraum Benthal und Interstitial	47

Abbildung 21: Flächennutzungen in den Flusseinzugsgebieten Rhein und Weser 2013	52
Abbildung 22: Anzahl der Probestellen mit Nachweis von Pflanzenschutzmitteln: Konventioneller und ökologischer Anbau im Vergleich.....	54
Abbildung 23: Landnutzung in den Flussgebietseinheiten Rhein und Weser	56
Abbildung 24: Konservierende landwirtschaftliche Bodenbearbeitung	59
Abbildung 25: Begrünter Gewässerrandstreifen und Hangrinnen	60
Abbildung 26: Mittlere jährliche Summe des Bodeneintrags von den angebundenen Flächen in Oberflächengewässer pro Wasserkörperfläche	61
Abbildung 27: Niederschlagswasserabfluss bei verschiedenen Bearbeitungsverfahren.....	63
Abbildung 28: Probennahmeprotokoll (Feldprotokoll) mit Erläuterung der Substrattypen	66
Abbildung 29: Beispielhafte Verortung von Makrozoobenthos-Teilproben nach der Methode des Multi-Habitat-Samplings	67
Abbildung 30: Gewässerüberwachungskonzept	68
Abbildung 31: Jahresgang des o-Phosphatgehalts im Schwarzbach bei Astheim (2016).....	70
Abbildung 32: Jahresgang des Arsengehalts im Schwarzbach bei Astheim (2016)	70
Abbildung 33: Jahresgang des Bleigehalts im Schwarzbach bei Astheim (2016).....	71
Abbildung 34: Bewertungsschema der ASTERICS-Software.....	73
Abbildung 35: Zusammenhang zwischen SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber Ökologischer Zustandsklasse Saprobie (Klassenherleitung vgl. Tab. 9, Seite 74).....	77
Abbildung 36: Box-Whisker Plot zu Saprobienindex mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber Summenwert Insektizide 90-Perzentil.....	79
Abbildung 37: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%- Perzentil gegenüber der Fließgeschwindigkeit [in m/s] und dem Strömungsbild	82
Abbildung 38: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%- Perzentil gegenüber den in Hessen vorkommenden Fließgewässertypen.....	83
Abbildung 39: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Prozent [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%- Perzentil gegenüber den in Hessen vorkommenden Fließgewässertypen.....	84
Abbildung 40: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%- Perzentil gegenüber der Ökologischen Zustandsklasse EPT (Klassenherleitung vgl. Tab. 9, Seite 74).....	86

Abbildung 41: Box-Whisker Plot zu EPT-Prozent (HK) [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der Ökologischen Zustandsklasse Saprobie (Klassenherleitung vgl. Tab. 9, Seite 74)	87
Abbildung 42: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Taxon Crustacea	88
Abbildung 43: Box-Whisker Plot zu Crustacea [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Fließgewässertyp	89
Abbildung 44: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der RK-Relationship.....	90
Abbildung 45: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Faunaindex (Klassenherleitung vgl. Tab. 9, Seite 74).....	91
Abbildung 46: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der Artenvielfalt/m ²	92
Abbildung 47: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der ökologischen Zustandsklasse der Allgemeinen Degradation (Klassenherleitung vgl. Tab. 9, Seite 74)	93
Abbildung 48: Korrelation des Spear-Pesticides [in %] mit der Allgemeinen Degradation....	94
Abbildung 49: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Substrat	95
Abbildung 50: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der Strukturgütekartierung Parameter Uferbewuchs (500 m Breite) (Strukturgüteparameter 5.1)	97
Abbildung 51: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der Strukturgütekartierung Parameter Gewässerrandstreifen (500 m Breite) (Parameter 6.2)	98
Abbildung 52: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Habitatindex-Teilparameter Strömung	100
Abbildung 53: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Habitatindex-Teilparameter Gewässersohle.....	101
Abbildung 54: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Habitatindex-Teilparameter Ufer	102
Abbildung 55: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Habitatindex gesamt	103

Abbildung 56: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Landnutzungsindex im Bereich eines Pufferstreifens von 500 m Breite um die Gewässermite für den Gewässerabschnitt 0-5000 m oberhalb der Messstelle (LUI_500_5000).....	104
Abbildung 57: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Landnutzungsindex im Bereich eines Pufferstreifens von 500 m Breite um die Gewässermite für den Gewässerabschnitt 0-5000 m oberhalb der Messstelle (LUI_100_500).....	105
Abbildung 58: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Ackeranteil aus dem Landnutzungsindex im Bereich eines Pufferstreifens von 500 m Breite um die Gewässermite für den Gewässerabschnitt 0-5000 m oberhalb der Messstelle (LUI_500_5000).....	106
Abbildung 59: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der Siedlungsfläche aus dem Landnutzungsindex im Bereich eines Pufferstreifens von 500 m Breite um die Gewässermite für den Gewässerabschnitt 0-5000 m oberhalb der Messstelle (LUI_500_5000).....	107
Abbildung 60: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der Größe des Einzugsgebietes.....	108
Abbildung 61: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Prozent [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der Größe des Einzugsgebietes.....	109
Abbildung 62: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Sauerstoffgehalt	112
Abbildung 63: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Chloridgehalt	113
Abbildung 64: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Ammoniumgehalt	114
Abbildung 65: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem o-Phosphatgehalt	115
Abbildung 66: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Abstand der Messstellen zu einer Kläranlage in km	117
Abbildung 67: Korrelation zwischen Spear-Pesticides [in %] und Abwasseranteil bezogen auf MNQ [in %]	118
Abbildung 68: Sachkunde Pflanzenschutz	119

Abbildung 69: Instrumentarien der Internetplattform ISIP 119

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Einstufung von Arten in ihrer Sensitivität gegenüber Pflanzenschutzmitteln	16
Tabelle 2: Möglichkeiten der Dispersion des Makrozoobenthos	18
Tabelle 3: Mittelwerte der Schmutzwasserabflusskonzentration aus hessischen Kläranlagen	30
Tabelle 4: Indexwerte des SPEAR _{pesticides} und Gewässerbelastung	36
Tabelle 5: Einflussfaktoren auf den Zustand der Gewässerbiozönose und den quantitativen Eintrag von Pflanzenschutzmitteln (PN= Probennahme, MS= Messstelle).....	40
Tabelle 6: Fließgewässertypologie nach Einzugsgebietsgröße	44
Tabelle 7: Schadstoffbindung im Boden	59
Tabelle 8: Empfohlene Messfrequenz für Schadstoffe	69
Tabelle 9: Einordnung des Multimetrischen Indexes in ökologische Qualitätsklassen	74
Tabelle 10: Schwellenwerte der Abundanzsumme der Indikatortaxa des Faunaindexes	74
Tabelle 11: Korrelationen verschiedener Parameter mit dem Spear-Pesticides.....	81
Tabelle 12: Fließgewässertypspezifische Orientierungswerte (Typ 5) für die einzelnen ökologischen Zustandsklassen nach OGewV	110
Tabelle 13: Korrelationen chemisch-physikalischer Parameter mit dem SPEAR-Pesticides	111

Abkürzungsverzeichnis

AFS	Abfiltrierbare Stoffe
ATKIS	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem
BSB	Biologischer Sauerstoffbedarf
CSB	Chemischer Sauerstoffbedarf
DIN	Deutsches Institut für Normung
EPT	Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera (Eintags-, Stein- und Köcherfliegen)
HI	Habitatindex
HLNUG	Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie
HMUELV	Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
HMUKLV	Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
ISIP	Informationssystem Integrierte Pflanzenproduktion
LC	Letale Konzentration
LUI	Land-Use-Index
MNQ	Mittlerer Niedrigwasserabfluss
MQ	Mittlerer Abfluss
MS	Messstelle
MZB	Makrozoobenthos
PAK	Polyzyklische aromatische Kohlenstoffe
PN	Probennahme
PSM	Pflanzenschutzmittel
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
RAK	regulatorisch akzeptable Konzentration
SPEAR	SPEcies At Risk
TOC	Total organic carbon
TU	Toxic Unit
UBA	Umweltbundesamt
UQN	Umweltqualitätsnorm
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 Einleitung

Für Emittenten von gewässerrelevanten (Schad-)Stoffen ergibt sich eine besondere Verantwortung für die Sicherung bzw. das Erreichen des in der Wasserrahmenrichtlinie geforderten guten chemischen und ökologischen Zustands der zum gesetzlichen Schutzgut Wasser zählenden 433 hessischen Fließgewässer¹ mit einer Gesamtlänge von 8400 km (HMUKLV 2015: 11). Da kleine Gewässer im Vergleich zu ihrem Wasservolumen über eine große Kontaktfläche zum Umland verfügen, haben eingewaschene Stoffe aus ihrer Umwelt einen großen Einfluss auf die Zusammensetzung des Bachwassers (Rüppell/Liess 1988: 2/ 40). Pflanzenschutzmittel stellen neben den Nährstoffen Nitrat und Phosphor eine der wesentlichen Belastungen aus diffusen und punktuellen Quellen für Fließgewässer dar. Über das Grundwasser bzw. direkt durch diffuse Einträge in Folge von Abschwemmungen aus landwirtschaftlichen Flächen oder punktuell über Kläranlagen gelangen sie in die Oberflächengewässer (HMUKLV 2015: 28/33/299 und Thiery et al. 2016: 345). Ihre Wirkung variiert in Abhängigkeit von der Empfindlichkeit der exponierten Organismen, den Umweltsystemen und der Dosis bzw. Stoffkombination (Helmholtzzentrum für Umweltforschung 2017).

Die Erfassung des chemischen und ökologischen Zustands hessischer Fließgewässer im Zuge der Erstellung des Bewirtschaftungsplans zeigt, dass alle hessischen Oberflächengewässer den von der Wasserrahmenrichtlinie angestrebten guten chemischen Zustand verfehlen, da es bei den persistenten, bioakkumulierbaren und toxischen Stoffen Quecksilber, Benzo(a)pyren (PAK) und BDE flächendeckend zur Überschreitung der Umweltqualitätsnorm kommt² (HMUKLV 2015: 73/142).

Der in der WRRL angestrebte gute ökologische Zustand wird gemäß Abb. 1 im Großteil der hessischen Gewässer ebenfalls nicht erreicht. Für das Saarland diskutieren Thiery et al. (2016: 346ff) die Gründe für das Verfehlen des guten Zustands bei 95% der Oberflächengewässer,

¹Fließgewässer definieren sich als offene Ökosysteme mit einem durch die Strömung bedingten Stoffdurchlauf in Form von Energie- und Nährstoffen (Patt et al.1998: 77). Bei dem angegebenen Umfang an Gewässern handelt es sich um nach der WRRL zu untersuchende Gewässer ab einer Einzugsgebietsgröße > 10km².

² Ohne Berücksichtigung dieser Stoffe verfehlen nur 10 hessische Oberflächenwasserkörper den guten Zustand (HMUKLV 2015: 73).

Einleitung

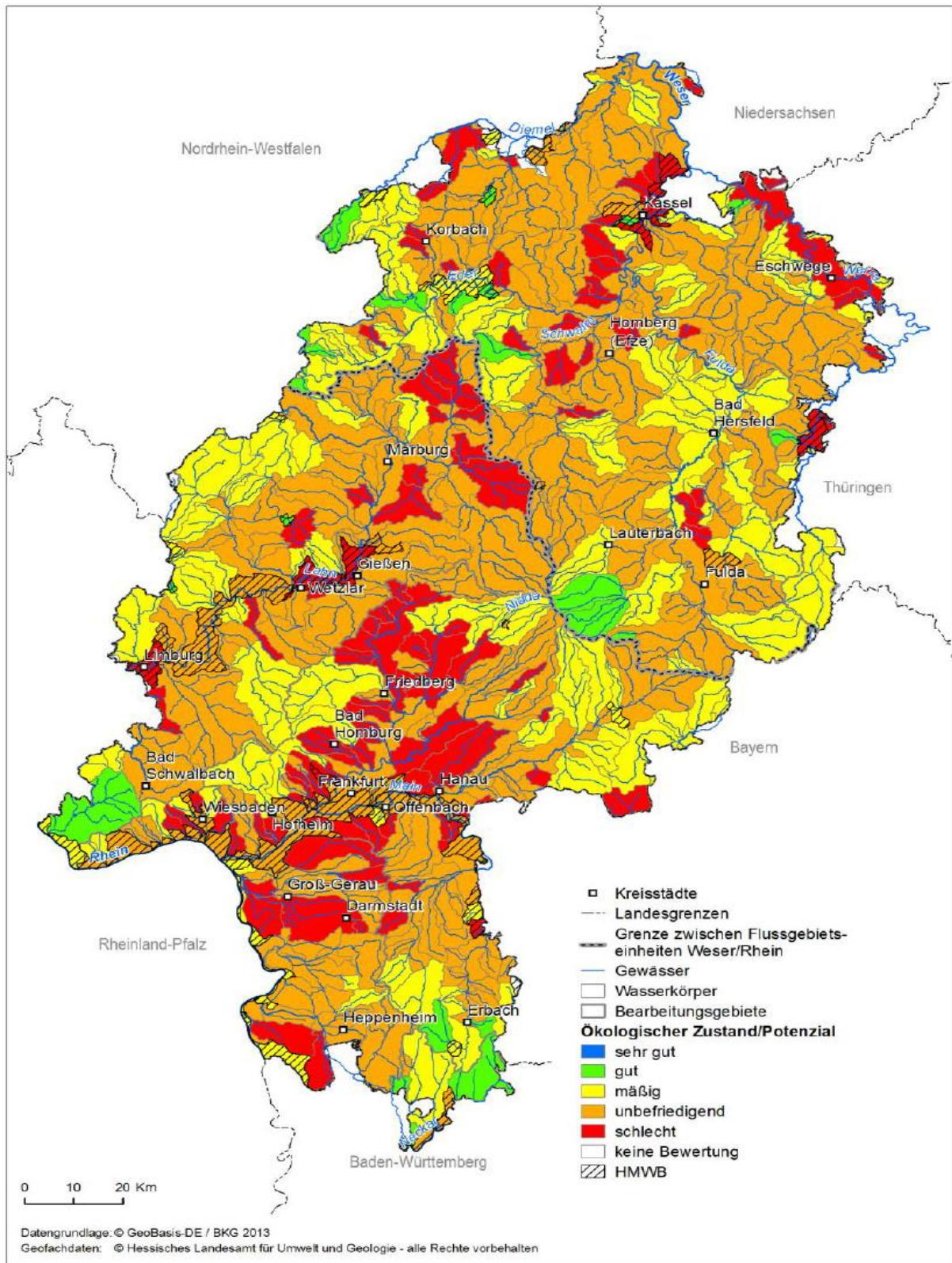


Abbildung 1: Der ökologische Zustand/ das ökologische Potential der Wasserkörper in Hessen (2004-2015)

Quelle: HMUKLV 2015: 140

Einleitung

welches nach Thiery et al. (2016: 346ff) hauptsächlich am schlechten Abschneiden der Qualitätskomponente Makrozoobenthos liegt: Während zu Beginn der Geltung der WRRL Irmer/Von Keitz (2002: 143) die Gefährdung des guten Zustands der Gewässer trotz partieller Überschreitungen der Umweltqualitätsnormen bei Schadstoffen, eher nicht durch diese verursacht sehen, sondern von einer Beeinträchtigung der biologischen Komponente durch hydromorphologisch wirksame Veränderungen ausgehen, beobachten Thiery et al. im Jahr 2016: 346 trotz bereits erfolgter hydromorphologischer Verbesserungen einen weiterhin mäßigen bis schlechten Zustand der Gewässerbiozönose. Hier stellt sich die Frage, ob es bisher unterschätzte oder unbemerkte weitere Einflussfaktoren gibt? Der Bewirtschaftungsplan für Hessen hat zwar einen Rückgang der Belastungssituation im Hinblick auf Pflanzenschutzmittel in Hessen festgestellt (HMUKLV 2015: 31), dennoch sehen Thiery et al. 2016: 346 den Grund für den nicht guten Zustand des Makrozoobenthos neben punktuellen Einträgen z. B. aus Regenwasserentlastungen, sowie Nährstoffeinträgen diffuser Art in Pflanzenschutzmitteln und deren Transformationsprodukten als Verursacher von Problemen, die durch die behördliche Überwachung sogar oft unbemerkt bleiben: Wegen einer Untersuchung der Einzugsgebiete erst ab $> 10 \text{ km}^2$ (nach WRRL, OGewV) wird der Wegfall von für eine Resilienz des Ökosystems wichtigen Regenerationsräumen in Form der Quellgebiete oft gar nicht bemerkt, da bei Messungen in unteren Gewässerabschnitten die ehemals hohen PSM-Werte durch Verdünnung nicht mehr nachweisbar sind. Sichtbar ist hier oft nur die Verarmung der gesamten Gewässerbiozönose (Thiery et al. 2016: 346).

Aus diesem Grund sind die Interaktion von Pflanzenschutzmitteln und die Verteilung von Taxa des Makrozoobenthos in Gewässern in den Fokus des wissenschaftlichen Interesses gerückt. Eine diesen Zusammenhang beschreibende Größe ist der SPEAR-Index: Initialisiert wurde das dem Saprobienindex ähnliche biologische Indikatorsystem mit langfristiger Aussagekraft über die gesamte Generationsdauer der Taxa des Makrozoobenthos durch das UFZ-Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung GmbH im Jahr 2005, als von anderen Umweltbedingungen und –stressoren weitgehend unabhängige Größe, die einen Nachweis auch für unregelmäßig in das Gewässer eingetragene Schadstoffe mit kurzer Verweildauer liefert. Es handelt sich um das erste biologische Indikatorsystem zum Nachweis toxischer Belastungen (Liess et al. 2001: III-8).

Bei der praktischen Anwendung in den Bundesländern stellte sich jedoch die Frage, ob nicht doch Abhängigkeiten der als monokausal beschriebenen Größe von weiteren Variablen der abiotischen und biotischen Umwelt bestehen, also dass es statt des monokausalen

Einleitung

Zusammenhangs der Belastung eines Gewässers mit Pflanzenschutzmitteln und des damit unmittelbar zusammenhängenden Zustandsbildes des Makrozoobenthos weitere Einflussfaktoren gibt (LAWA-Expertenkreis Biologie Fließgewässer 2016). Zu diesen multikausalen Abhängigkeiten des SPEAR-Index könnten u. a. der Einfluss der Saprobie, der Struktur und der Landnutzung zählen. Die vorliegende Ausarbeitung soll mit Hilfe von statistischen Analysen von Daten zur Zusammensetzung des Makrozoobenthos des repräsentativen Monitorings aus hessischen Fließgewässern aus den Jahren 2004 bis 2014 mit dem Bewertungsverfahren PERLODES sowie dem Programm Statistica die Frage nach möglichen Korrelationen multikausaler Art mit abiotischen und biotischen Umweltfaktoren beantworten. Es soll eine gewässertypspezifische Einschätzung dazu erfolgen, ob von dem nur auf Biozönoseerhebung gestützten Daten des SPEAR-Index zweifelsfrei und eindeutig auf den Pflanzenschutzmittelgehalt rückgeschlossen werden kann oder ob die Ausprägung des Makrozoobenthos hierzu zu stark von anderen Faktoren beeinflusst wird. Laut Arbeitskreis Biologie Fließgewässer ist diese Aufgabe zunächst vorrangig zu sehen vor der Berücksichtigung der Refugialarten, die in einer Vielzahl von Fließgewässertypen mit entsprechender Fauna differieren (LAWA-Expertenkreis Biologie Fließgewässer 2016: 1, Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung, Internet: <https://www.ufz.de/index.php?de=38122> (14.02.2017) und Liess et al. 2001: I-3/III-1 f). Liess/ Van der Ohe (2005: 954) betonen dagegen die wichtige Rolle der Refugialräume, die als Teil des ökologischen Pfades mit einbezogen werden müssen bei der Einschätzung des ökologischen Risikos des Schadstoffeintrags.

Die Ermittlung der Ursachen des Qualitätsdefizits der Biozönose, wozu diese Arbeit einen Teil beitragen soll, ist wichtig für die zu wählenden Zielsetzungen des Maßnahmenprogramms nach der WRRL (Irmer/von Keitz et al. 2002: 127).

Zur Beantwortung der Fragestellung sollen im Folgenden die gesetzlichen Grundlagen im Bereich des Gewässerschutzes, insbesondere die Wasserrahmenrichtlinie als Impulsgeber für das Ziel eines guten Zustands der Oberflächengewässer vorgestellt werden. Auch die wichtigsten Komponenten des SPEAR-Index sowie die den SPEAR-Index beeinflussenden multikausalen Faktoren wie u. a. Flächennutzung, Gewässerstruktur, Saprobie, die räumliche Lage der Kläranlagen sollen vorgestellt und das Ausmaß ihrer Korrelation zum SPEAR-Index ermittelt werden. Die Ergebnisse werden anschließend diskutiert und es erfolgt ein Ausblick.

2 Gesetzlicher Hintergrund

Die Verhinderung bzw. Begrenzung diffuser und punktueller Stoffeinträge wird durch einen Katalog an Gesetzen geregelt aus dem Bereich Wasserwirtschaft, Landwirtschaft, Naturschutz, Immissionsschutz, Chemikalienrecht, Bodenschutzrecht und Arbeitsschutzrecht (HMUKLV 2015: 292).

Die im Jahr 2000 in Kraft getretene Wasserrahmenrichtlinie verfolgt das Ziel die Gewässer der Mitgliedsstaaten in einen guten Zustand zu bringen bzw. diesen zu erhalten zur Erfüllung des Anspruchs einer langfristigen Nutzbarkeit für den Menschen bei gleichzeitiger Sicherung von Funktion und Bedeutung des Ökosystems als Lebensraum für Tiere und Pflanzen. Der gute Zustand setzt sich aus den Komponenten chemischer und ökologischer Zustand zusammen. Der chemische Zustand nimmt Bezug auf den Gehalt prioritärer Stoffe, für die rechtlich verbindliche Umweltqualitätsnormen existieren. Der ökologische Zustand teilt sich in Bezug auf den Referenzzustand eines anthropogen weitgehend unbeeinflussten Gewässers³ je nach der Abweichung von diesem Zustand in fünf beschreibende Klassen auf (Anhang V WRRL). Die Bewertung der biologischen, hydromorphologischen und physikalisch-chemischen Qualitätskomponente erfolgt vordergründig über die Beurteilung des Erscheinungsbilds der Gewässerbiozönose, da dieses ein integriertes Resultat aller Einflussfaktoren darstellt. Das biologische Kriterium ist also das Leitkriterium. Bewertet werden die Zusammensetzung und Abundanz der Gewässerflora und der benthischen wirbellosen Fauna sowie der Fischfauna (bei letzterem zählt auch die Altersstruktur zu den wesentlichen Merkmalen). Die letztendliche ökologische Einstufung richtet sich nach der am schlechtesten bewerteten Qualitätskomponente. Es existiert ein Verschlechterungsverbot in Art. 4 (1). Die Erhebung und Dokumentation des Zustands der Gewässer zur Ermittlung von „signifikanten anthropogenen Belastungen [wie u. a. Stoffeinleitungen aus diffusen Quellen] und der Einschätzung ihrer Auswirkungen auf den ökologischen Zustand“ (Quast et al./Schmalholz 2002: 17) findet gemäß Anhang II im Rahmen der alle sechs Jahre zu erneuernden Erstellung des Bewirtschaftungsplans statt (Bewirtschaftungsplanzyklus 2009-2015, 2015-2021 und 2021-2027). Über das Überwachungsnetz Chemie (vgl. Abb. 2) sowie Biologie (vgl. Abb. 3) werden

³ Weitgehend unbelastete Referenzgewässer verfügen über 2 bis 5% semivoltine Arten und 15 bis 20% bi- bis plurivoltine Arten. Geringe und seltene PSM-Belastungen sind möglich, sind jedoch auch bei Peakmessungen kaum darstellbar (Liess et al. 2001: IX-13).

Gesetzlicher Hintergrund

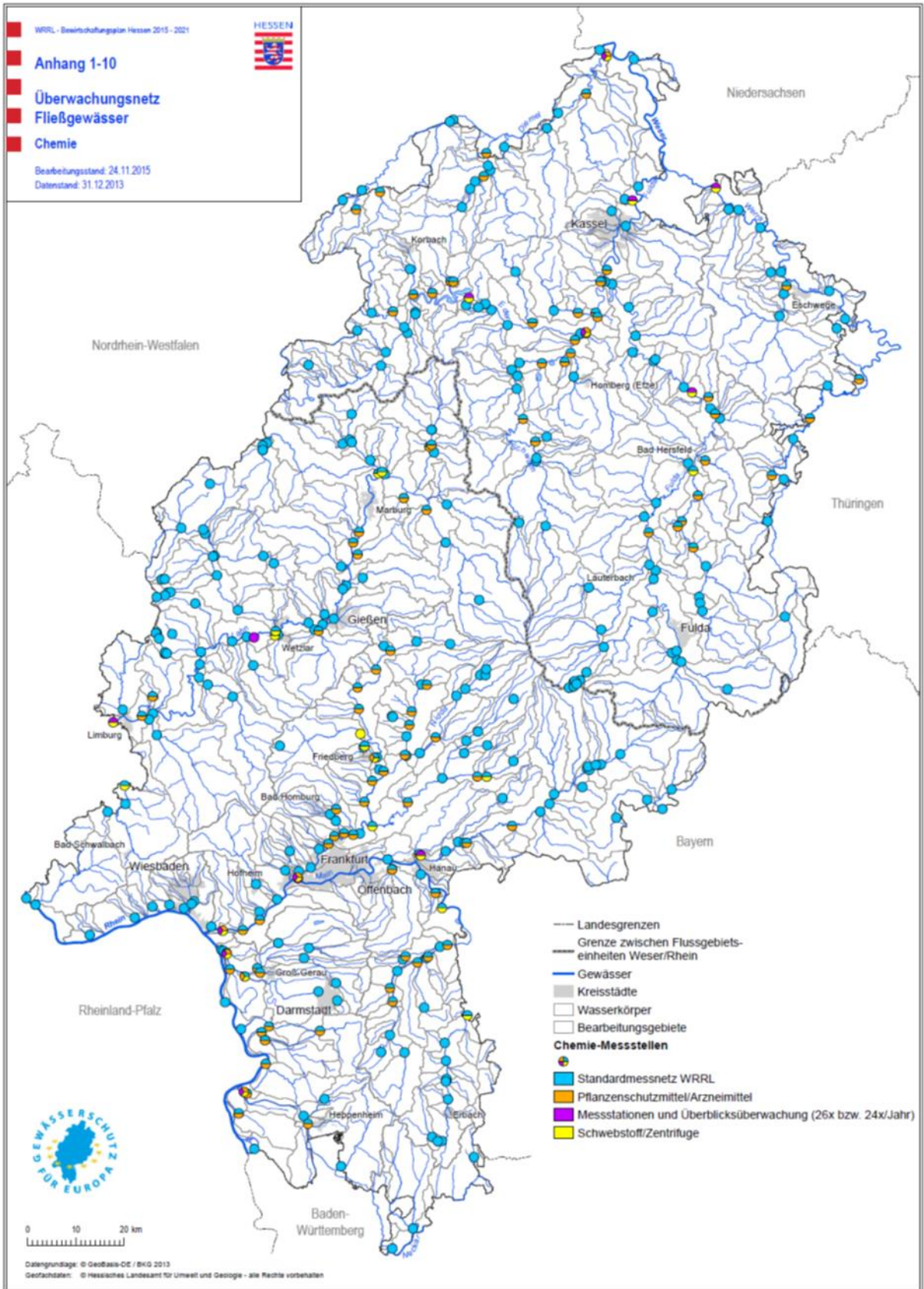


Abbildung 2: Hessisches Überwachungsnetz Fließgewässer Chemie

Quelle: HMUKLV 2015

Gesetzlicher Hintergrund

vom Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie hessenweit Daten u. a. auch zu Schadstoffeinträgen und Makrozoobenthos erhoben (HMUKLV 2015: 1 und Quast et al./Schmalholz 2002: 17ff/33, Irmer/ Quast et al. 2002: 111f/122ff, Borchardt/Mohaupt 2002: 90 und OGewV 2016: 1375). Aus diesen Erhebungen stammen auch die in der vorliegenden Ausarbeitung statistisch aufzubereitenden Daten. Über die gewonnenen Daten zu signifikanten Belastungen nach Anhang II und die Beurteilung der Auswirkungen in dem Sinne, ob sie einen Beitrag zur Verfehlung des guten Zustands leisten, werden nötige Überwachungsprogramme (Art. 8 WRRL) und Maßnahmen (Art. 11 WRRL) u. a. auch zum Bereich Einleitung von gefährlichen Stoffen aus diffusen Quellen identifiziert. In diesem Sinne handelt es sich bei einer signifikanten Belastung, um jene bei denen begründet negative Auswirkungen auf den ökologischen Zustand zu erwarten sind (Borchardt/Mohaupt 2002: 92f und HMUKLV 2015: 5). Grundsätzlich stellt jede Schadstoffbelastung nach Art. 2 Nr. 31 eine potentielle Gefährdung des guten Gewässerzustands dar. Kritisch wird eine Verschmutzung durch einen Verursacher, die mehr als 10% zur Gesamtverschmutzung eines Schadstoffes beiträgt oder zu mehr als 20% ein Qualitätsziel ausschöpft. Werden die Qualitätsziele eingehalten, ist die gute Gewässerqualität i. d. R. nicht gefährdet (Borchardt/Mohaupt 2002: 101).

Die aus dem Zustand des Makrozoobenthos abzuleitende Interpretation der Daten hinsichtlich der Ursachen eines schlechten Gewässerzustands ist wichtig für die Aufstellung einer entsprechenden Bewirtschaftung und eines Maßnahmenprogramms (Irmer/Quast et al. 2002: 127).

Gesetzlicher Hintergrund

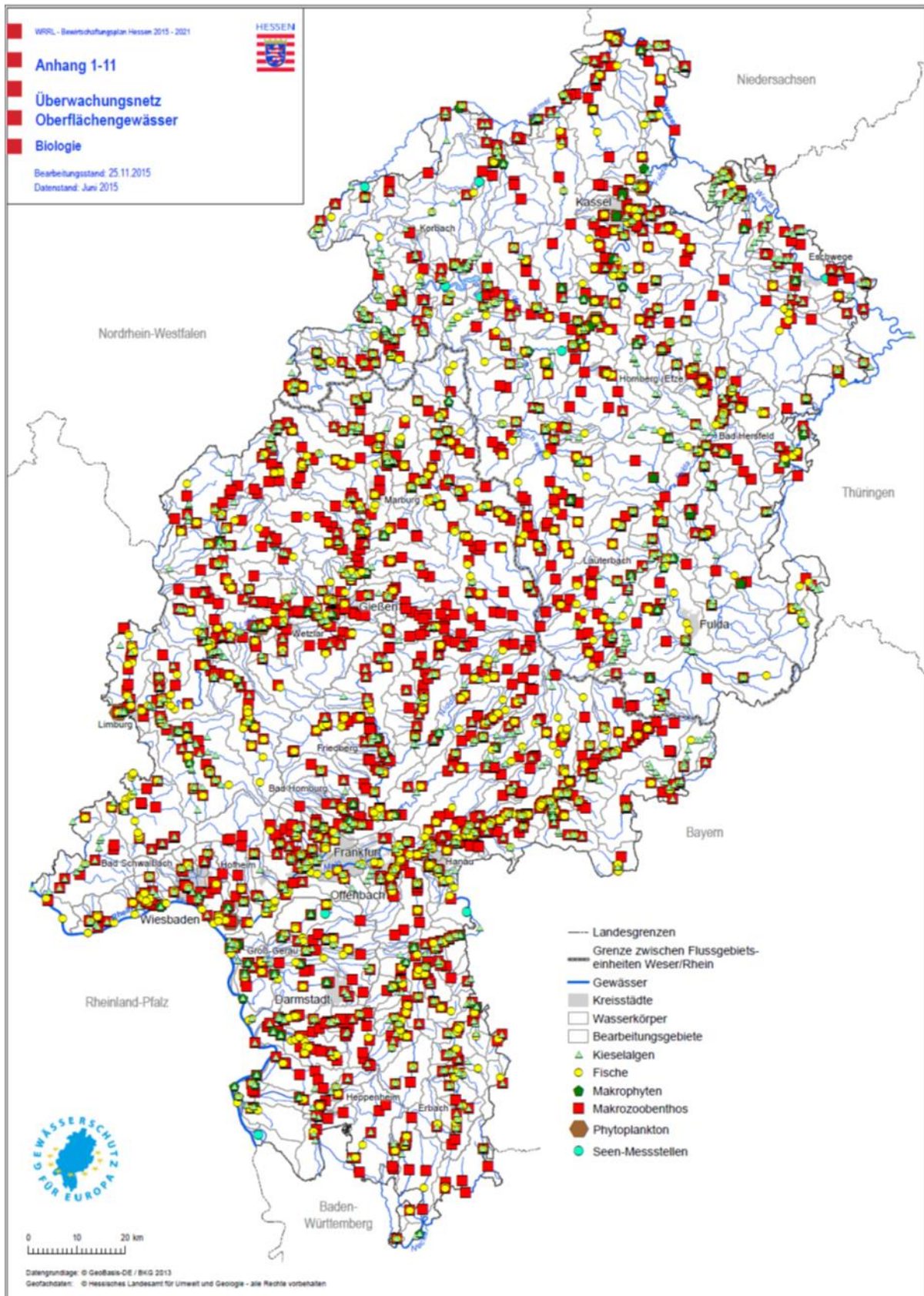


Abbildung 3: Hessisches Überwachungsnetz Fließgewässer Biologie

Quelle: HMuKLV 2015

Gesetzlicher Hintergrund

Auch der Schutz der Gewässer vor Verschmutzungen durch flussgebietsspezifische Schadstoffe (ökologische Gewässerqualität), die in signifikanten Mengen in die Gewässer eingetragen werden und durch prioritäre gefährliche Stoffe (chemische Gewässerqualität) (Auflistung in Anlage 8 OGWV) ist auf EU-Ebene in der Wasserrahmenrichtlinie (Liste prioritärer Stoffe in Anhang X) geregelt. Bei Nichteinhaltung der Umweltqualitätsnormen der in Anlage 6 OGWV gelisteten (spezifisch synthetischen und spezifisch nichtsynthetischen) flussgebietsspezifischen Schadstoffe (ökologischer Status) kann auch bei einem höheren Wert für den Zustand der Gewässerbiozönose, insgesamt nur ein mäßiger Zustand erreicht werden⁴. Die Festlegung der Zielwerte für die Schadstoffe in signifikanten Mengen erfolgt unter Orientierung am nationalen und internationalen Chemikalien- und Pflanzenschutzmittelrecht und bewertet die aquatische Ökotoxizität. Sie sind nur relevant und werden gemessen, wenn die Überschreitung der durch die Mitgliedsstaaten festgelegten Norm signifikant ist, was z. B. bei hohem Acker- oder Abwasseranteil im Einzugsgebiet naheliegend ist. Nährstoffe werden nicht in Umweltqualitätsnormen bilanziert, da der Zustand der Biozönose den Wert widerspiegelt (Irmer/Quast et al. 2002: 129ff/143 und HMUKLV 2015: 87/320 OGWV 2016: 1374). Der chemische Zustand eines Gewässers im Hinblick auf die prioritären Stoffe wird durch EU-weit unmittelbar gültige Umweltqualitätsnormen (Anhang 8 OGWV) bestimmt und mit „gut“ bzw. „nicht gut“ als Grenzwert für die Auslösung von Maßnahmen im Maßnahmenprogramm bewertet. Ihre Messung muss bei vermutetem Eintrag aus diffusen und punktförmigen Quellen erfolgen (Irmer/ Quast et al. 2002: 140/143 und HMUKLV 2015: 320).

Die unter Artikel 4 (1) a) gelisteten Umweltziele beinhalten unter Punkt iv) die Aufforderung (Art. 10) an die Mitgliedstaaten auf Grundlage der besten verfügbaren Technologie, der Festlegung von Emissionsgrenzwerten und der besten verfügbaren Umweltpraxis Maßnahmen durchzuführen, um die Einleitung, Emission und den Verlust prioritärer gefährlicher Stoffe zu beenden (gemäß Artikel 16 Absätze 1 und 8). Nach Artikel 16 werden die Maßnahmen⁵ vom Europäischen Parlament und vom Europarat beschlossen und beziehen sich auf Stoffe, die je nach ihrem Risiko für oder durch die aquatische Umwelt auf die Liste gefährlicher prioritärer Stoffe aufgenommen werden, die alle 4 Jahre überprüft wird. Ausschlaggebend für die

⁴ Der sehr gute ökologische Zustand im Hinblick auf die Konzentration bestimmter synthetischer Schadstoffe ist die gerade noch zum Zeitpunkt der Festlegung mit der verfügbaren Technik ermittelbare Nachweisgrenze.

⁵ Die Bewirtschaftungspläne enthalten eine Zusammenfassung der Maßnahmen, die gemäß Artikel 16 im Hinblick auf prioritäre Stoffe ergriffen werden.

Gesetzlicher Hintergrund

Risikobewertung sind die Gefährlichkeit, die Humantoxizität sowie eine weite Verbreitung (Umfang der Produktion, Anwendung).

Nach Art. 2 WRRL werden unter gefährlichen Stoffen Stoffe oder Gruppen von Stoffen verstanden, die „toxisch, persistent und bioakkumulierbar sind, und sonstige Stoffe oder Gruppen von Stoffen, die in ähnlichem Maße Anlass zu Besorgnis geben“. Unter dem Begriff Schadstoff werden alle Stoffe zusammengefasst, die zu einer Verschmutzung führen können, insbesondere Stoffe der Liste des Anhangs VIII, unter denen auch Biozide und Pflanzenschutzmittel gelistet sind.

Art. 11 h) schreibt für diffuse Quellen, die Verschmutzungen verursachen können, regelmäßig zu überprüfende und falls notwendig zu aktualisierende Begrenzungen in Form von Vorschriften vor, die auf eine vorherige Regelung, wie etwa ein Verbot der Einleitung von Schadstoffen, eine vorherige Genehmigung oder eine Registrierung nach allgemein verbindlichen Regeln folgt. Die direkte Einleitung von Schadstoffen in das Grundwasser ist verboten (Art. 11 j).

Im Katastrophenfall sollen durch die Verhinderung der Freisetzung signifikanter Schadstoffmengen die Auswirkungen für die aquatische Lebensgemeinschaft verringert werden (Art. 11 l)). In Form von Überschwemmungen auf an Gewässer angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen, kann dies auch Auswirkungen auf den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in das Gewässer haben (WRRL 2000).

Verunreinigungen in Kleinstgewässern bleiben allerdings oftmals unbemerkt, da die Oberflächengewässerverordnung eine behördliche Gewässerüberwachung erst ab einem Einzugsgebiet von potentiell $> 10 \text{ km}^2$ und eine Beschränkung auf bestimmte Schadstoffe vorsieht. Dies ergibt wegen der intensiven Wirkung von Schadstoffen gerade im Quellbereich und in kleinen Oberläufen ein unvollständiges Bild der Situation (Thiery et al. 2016: 346).

Im Maßnahmenprogramm für den zweiten Bewirtschaftungszeitraum sind nach Liess et al. (2017: 9) zur Verminderung des Pestizideintrags u.a. ein wasserkörperbezogenes Monitoring der wesentlichen PSM-Belastungen, Untersuchungen in Kleineinzugsgebieten zur Verminderung von Sediment- und PSM-Einträgen und eine Beratung der Landwirte vorzusehen.

Gesetzlicher Hintergrund

Das Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) erteilt situationsabhängig je nach Schädlingsbefall Notfallgenehmigungen nach Art. 53 sowie Vorschriften für die Art der Anwendung und die Menge und Dauer der Ausbringung von Schädlingsbekämpfungsmitteln. Veröffentlicht werden diese sowie ackerbauliche Prognosesysteme auf der Webseite ISIP (Informationssystem Integrierte Pflanzenproduktion). Eine Mitteilung vom Februar 2017 beinhaltet z. B. die Genehmigung das Mittel Velifer bei Befall von Freilandkartoffeln in der Zeit vom 15.02. bis 14.06.2017 anzuwenden. Begrenzt ist diese Genehmigung durch die Gesamtmenge von bundesweit 7500 l, welche für 5000 ha ausreicht.

Die Agrarzahlungen-Verpflichtungsverordnung des Bundes regelt den Umbruch von bodenbedeckenden, vor Erosion schützenden, Schad- wie auch Nährstoffe bindenden Winterkulturen (vgl. Kap. 6.6). Diese müssen bis zum 15. Februar auf dem Feld belassen werden. Den Landesregierungen bleibt es vorbehalten, diesen Termin aus Gründen der Witterung und des Pflanzenschutzes etc. vorzuverlegen, wie dies z. B. durch die rheinlandpfälzische Landesregierung erfolgt ist (15. Januar 2017). In Hessen bleibt es weiterhin bei dem vom Bund vorgeschriebenen Stichtag (ISIP, Internet: <https://www.isip.de/isip/servlet/page/deutschland/> (13.02.2017)).

Für die Thematik relevant sind weiterhin die Richtlinie über Pflanzenschutzmittel (91/414/EWG), die Biozid-Richtlinie (98/8/EG), das Bundes-Bodenschutzgesetz mit Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung, die gute fachliche Praxis der Landwirtschaft im Umgang mit dem Boden, das Pflanzenschutzgesetz und das Düngegesetz u. a. mit Düngemittel- und Düngeverordnung, die PSM-Inverkehrbringungsverordnung EG Nr. 1107/2009 und Biozid-Verordnung EU Nr. 528/2012 (http://www.smul.sachsen.de/lfulg/download/LfULG-Rollup_WRRL_web-neu.pdf). Zur Umsetzung der Pflanzenschutz-Rahmenrichtlinie 2009/128 EG wurde im Jahr 2013 der Nationale Aktionsplan zur Nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (NAP) beschlossen. Es handelt sich hierbei nicht um ein Gesetz, sondern eher um eine Selbstverpflichtung (LHW Sachsen-Anhalt 2015).

3 Biologische Qualitätskomponente: Makrozoobenthos

Nach Anlage 3 der OGewV zählt die benthische wirbellose Gewässerfauna zu den biologischen Qualitätskomponenten, deren Parameter Artenzusammensetzung und Artenhäufigkeit zur Einstufung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials eines Gewässers dienen (vgl. Abb. 4) (HMUELV 2012: 39f, OGewV 2016: 1383). Beim Makrozoobenthos handelt es sich um die Gesamtheit der das Gewässerbett besiedelnden Tiere, deren Individuen oder Kolonien ohne besondere optische Hilfsmittel wahrnehmbar sind⁶ (DIN 38410 2014:6f, Idus GmbH und Thiery et al. 2016: 347). Ihre große Relevanz für die Beurteilung des Gewässerzustands leitet sich aus ihrer Eigenschaft als „tragende Säule des Gewässerökosystems“ (LAWA 2000: 102) ab.

⁶ Makro= mit dem Auge sichtbar, Zoo= Tier, Benthos= lebt auf dem Boden

Biologische Qualitätskomponente: Makrozoobenthos

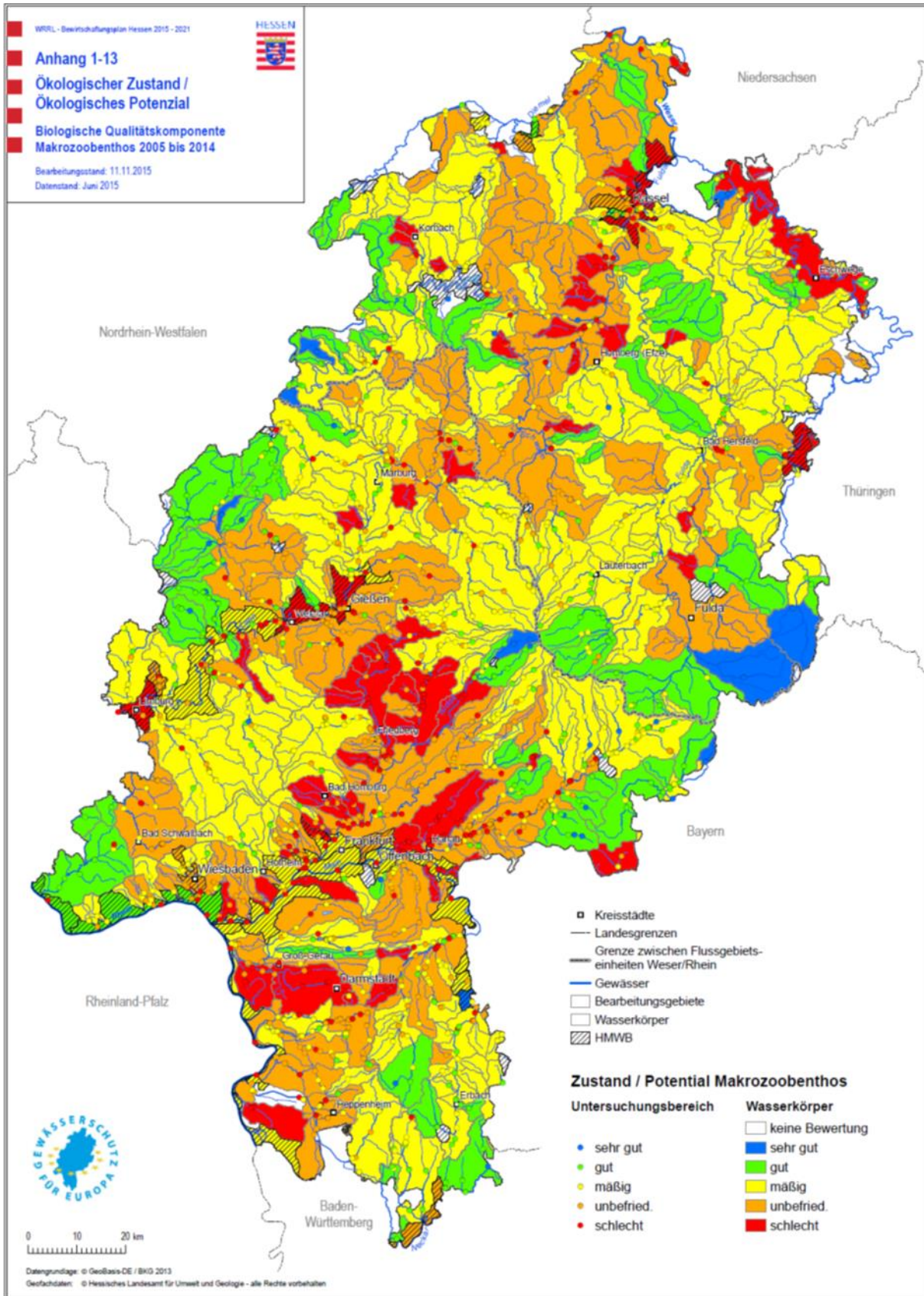


Abbildung 4: Ökologischer Zustand/Potenzial Biologische Qualitätskomponente Makrozoobenthos Hessen

Quelle: HMUKLV 2015

Die Organismen des Makrozoobenthos eignen sich als Indikatororganismen für die Gewässerbeurteilung zunächst im Hinblick auf den Sauerstoffgehalt (Saprobie) und die Trophie des Gewässers (Rüppell/Liess 1988: 11). Der SPEAR-Index ist das erste biologische Indikatorsystem für Belastungen von Gewässern mit toxischen Stoffen. In seiner Eigenschaft das Ausmaß der Belastung über Vorkommen und Abundanz des Makrozoobenthos zu quantifizieren, ähnelt er dem seit 1902 bestehenden Saprobienindex (Liess et al. 2001: III-8). Der Saprobienindex beschreibt das Ausmaß der biologisch abbaubaren, organischen Verschmutzung eines Gewässers, deren Abbau unter Verbrauch von Sauerstoff geschieht.

$$S = \frac{\sum_{i=1}^n s_i \cdot A_i \cdot G_i}{\sum_{i=1}^n A_i \cdot G_i}$$

s = Saprobiewert

A = Abundanzziffer

G = Indikationsgewicht

n = Anzahl der Indikator taxa

i = Laufindex (i-tes Taxon)

(Quelle: fließgewaesserbewertung.de 01.06.2017)

Anhand des Vorkommens und der Häufigkeit von Indikatororganismen des Makrozoobenthos mit einem artspezifischen, engen Toleranzbereich bezüglich des Sauerstoffgehalts des Wassers können Rückschlüsse auf die saprobielle in 5 Klassen eingeteilte Gewässergüte gezogen werden. Je höher der Index dabei ist, desto größer sind die organischen Verschmutzungen sowie die Sauerstoffdefizite, was eine Verschiebung der Lebensgemeinschaft hin zu weniger sensitiven Arten bewirkt: Unbelastetes Wasser hat einen Index von 1,0, sehr stark verschmutztes Wasser einen maximalen Index von 4,0. Ein Indexwert (s_i) und ein artspezifischer Gewichtungsfaktor (G_i) werden den Organismen zugeordnet, die sich bei den entsprechenden Bedingungen im Gewässer aufhalten (DIN 38410 2004: 4, fließgewaesserbewertung.de 01.06.2017, HMUELV 2012: 42 und Patt et al. 1998: 113).

Zur Beurteilung des Zustandsbilds des Makrozoobenthos als Indikator für die Bewertung der Fließgewässer wurde die Software ASTERICS mit dem deutschlandweit gängigen Bewertungsverfahren PERLODES entwickelt: Beurteilungsparameter sind gewässertypspezifisch die Module Saprobie, Allgemeine Degradation mit Metrics wie z. B.

Biologische Qualitätskomponente: Makrozoobenthos

Faunaindex, EPT, Rheoindex und in den silikatischen Mittelgebirgsbächen zusätzlich das Modul Versauerung. Für eine Bewertung heranzuziehende sensitive Arten müssen naturnah sowie gewässertypspezifisch vorkommen und bewertungsrelevant sein (OGewV 2016: 1397, UBA 2007: 79 und Foerster 2016: 22). Für jeden Gewässertyp existiert ein Referenzzustand, der die Ausprägung der Artengemeinschaft im natürlichen vom Menschen unberührten Zustand wiedergibt (HMUEL V 2012: 40 und OGewV 2016: Anlage 4).

Grundlage der Bestimmung und Bewertung des Makrozoobenthos ist die „Operationelle Taxaliste für Fließgewässer in Deutschland“, eine „Liste mit standardisierten Mindestanforderungen an die Bestimmung des Makrozoobenthos aus Fließgewässern zum Zweck der einheitlichen Umsetzung der EG-WRRL in Deutschland“. Sie bestimmt welche Organismen zur Gewässerbewertung herangezogen werden und dient der Sicherstellung von Qualität, Reproduzierbarkeit, Vergleichbarkeit und der Vereinheitlichung von Makrozoobenthosbeprobungen (fließgewässerbewertung.de (01.06.2017)). Durch Liess wurden insgesamt 6639 Arten (vgl. Tab. 1) in die Kategorien sensitiv gegenüber Pflanzenschutzmitteln bzw. nicht sensitiv eingestuft oder es erfolgte keine Einstufung (vgl. hierzu auch Kap. 5). Diese Liste wurde in der Software Asterics Version 4.04 hinterlegt und durch das Bewertungsverfahren Perloides bei den dieser Arbeit zugrundeliegenden Berechnungen berücksichtigt.

Biologische Qualitätskomponente: Makrozoobenthos

Taxonomische Gruppe	Anzahl nicht sensitiv eingestufte Arten	Anzahl sensitiv eingestufte Arten	prozentualer Anteil sensitiv eingestufte Arten
Bivalvia	71		0,0
Coleoptera	1844		0,0
Crustacea	120	12	9,1
Diptera	1772	870	32,9
Ephemeroptera	2	218	99,1
Gastropoda	148		0,0
Heteroptera	121		0,0
Hirudinea	79		0,0
Odonata	110	38	25,7
Oligochaeta	203		0,0
Plecoptera		175	100,0
Trichoptera	43	475	91,7
Turbellaria	50		0,0
weitere Gruppen	266	22	
Summe	4829	1810	27,3
		6639	

Tabelle 1: Einstufung von Arten in ihrer Sensitivität gegenüber Pflanzenschutzmitteln

Quelle: Datenauszug aus ASTERICS Version (V4.0.4, Oktober 2014)

Die Taxa des Makrozoobenthos zeigen auf Grund ihrer ökologischen Empfindlichkeit, der Dauer und dem zeitlichen Muster des Generationszyklus sowie der Wiederbesiedlungsfähigkeit eine unterschiedliche Empfindlichkeit gegenüber dem Eintrag von Schadstoffen in das Gewässer (vgl. Abb. 5).

Biologische Qualitätskomponente: Makrozoobenthos

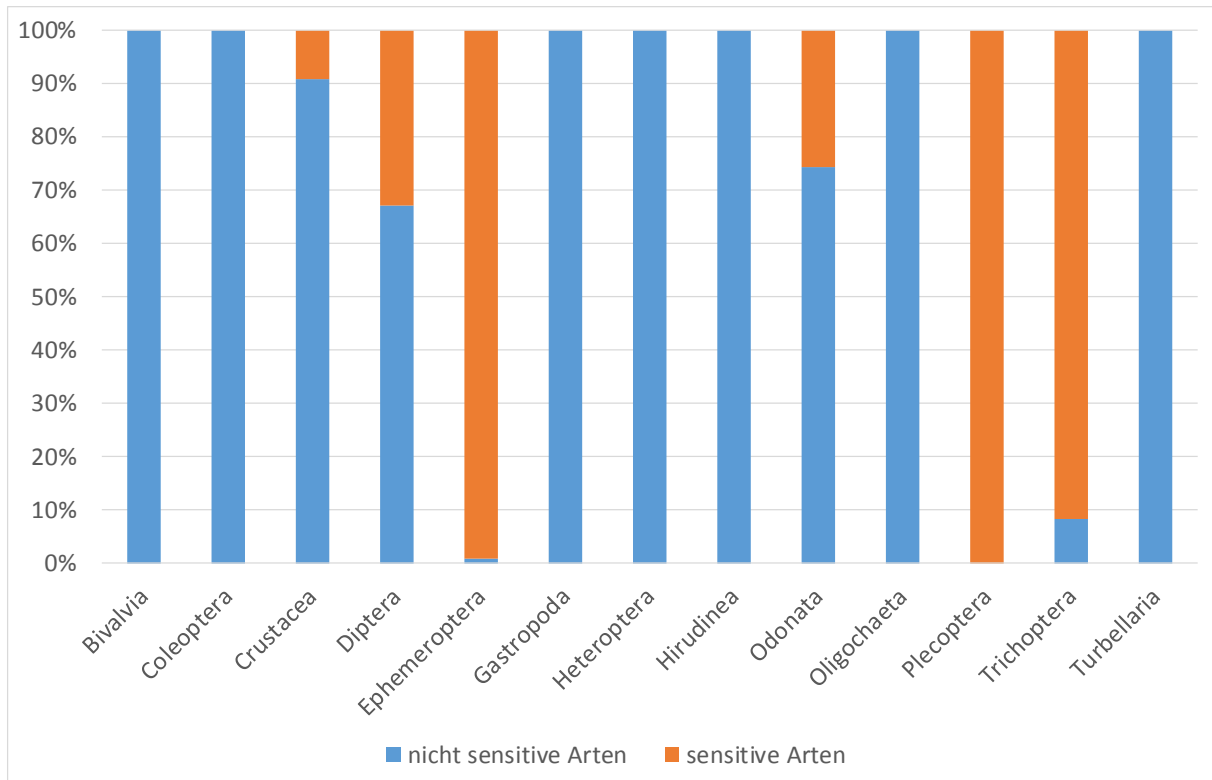


Abbildung 5: Sensitivität gängiger Ordnungen des Makrozoobenthos gegenüber Schadstoffen

0 = nicht sensitive Arten

1 = sensitive Arten

Quelle: Datenauszug aus ASTERICS Version (V4.0.4, Oktober 2014)

Als Ursache für das Ausmaß der ökologischen Empfindlichkeit gilt der die physiologische Disposition bestimmende phylogenetische Verwandtschaftsgrad, also die Abstammung der einzelnen Taxa. Gründe für eine stärkere Widerstandsfähigkeit sind morphologische Eigenschaften wie eine starke Sklerotisierung der Körperoberfläche (z. B. Coleoptera), das Atmen von Luftsauerstoff statt Kiemenatmung (Coleoptera, Heteroptera, viele Diptera) und unterschiedlich ausgeprägte Entgiftungssysteme (Liess et al. 2001: III-7). Weitere Vermeidungsstrategien sind das Verschließen von Gehäusen, ein früherer Schlupf bzw. das temporäre Verlassen des Gewässers (LHW Sachsen-Anhalt 2015). Zudem spielt es eine Rolle, ob es sich bei den Organismen um r- oder k-Strategen handelt. R-Strategen sind Vermehrungsstrategen mit einer kurzen Generationsdauer, die ihren Bestand durch die häufige Reproduktion mit hohen Nachkommenzahlen sichern. Häufig verhalten sie sich gegenüber (negativen) Umwelteinflüssen als Generalisten mit einem weiten Toleranzbereich und

reagieren mit hohen Populationsschwankungen. Sie sind Besiedler früher Sukzessionsstadien und verhalten sich im Sinne des Spear-Index als nicht sensitive Arten. K-Strategen sind Spezialisten mit einer langen Lebensdauer und wenigen Nachkommen, die bezüglich der einwirkenden Umweltfaktoren auf einen engen Toleranzbereich zur optimalen Ausnutzung speziell angepasst sind. Sie haben keine großen Populationsschwankungen und besiedeln im Rahmen der natürlichen Sukzession weitgehend stabile Lebensräume. Bei ihnen handelt es sich im Sinne des Spear-Index um gegenüber Schadstoffen sensitive Arten (Kratochwill/ Schwabe 2001: 28ff).

Da in vielen Gewässern der Zustand der Strukturgüte nur noch abschnittsweise naturnah ist bzw. durch Renaturierung wieder zu verbessern ist, kommt der Migrationsfähigkeit der Organismen eine entscheidende Bedeutung zu. Die Dispersions⁷, also Ausbreitungsfähigkeit und Mobilität ist die Voraussetzung für den Nutzen von Refugialräumen (Strahlursprung) und die Überwindung des zwischen zwei Räumen gelegenen Strahlweges (Strahlursprungskonzept) (Raschke 2011 und UBA 2014: 110). Nach der UBA-Studie werden vier Dispersionsmöglichkeiten in den Medien Wasser und Luft unterschieden, von denen ein Individuum auch mehrere nutzen kann (vgl. Tab. 2). Bei der Ausbreitung über die Luft können größere Distanzen zurückgelegt werden (UBA 2014: 110f, 116). Die Ausbreitungsfähigkeit der Arten liegt dabei zwischen 500 m und maximal 5000 m (merolimnisches MZB (isotrope Ausbreitung flussauf- und flussabwärts im Wasserkörper und über Land) und hololimnisches MZB (anisotrope Ausbreitung im Wasserkörper) (UBA 2014: 144). Danach richtet sich die Ausgestaltung des Strahlwirkungskonzepts. Entsprechend darf der Strahlweg zwischen zwei naturnahen Strahlursprüngen nicht länger als diese Distanz betragen (vgl. auch Kap. 6.4) (Raschke 2011).

Kategorie	Beispiel
Aquatisch aktiv	aktive (Aufwärts-)Wanderung, aktives Schwimmen
Aquatisch passiv	Drift, passive Verbreitung durch Vektoren, Samenausbreitung
Luft aktiv	Flugausbreitung
Luft passiv	passive Verbreitung durch Vektoren wie z.B. Wasservögel

Tabelle 2: Möglichkeiten der Dispersion des Makrozoobenthos

Quelle: UBA 2014: 111

⁷ Dispersion beschreibt in der Ökologie „die Ausbreitung von Individuen in einem artspezifischen Radius zur Vernetzung von Lebensräumen und Besiedlung neuer Habitate“ (UBA 2014: 110).

Ein statistischer Indikator, welcher u. a. den Grad der Strukturvielfalt und die daraus resultierende Naturnähe der Artenzusammensetzung widerspiegelt, ist der EPT [%] (HK). Er berechnet die relative Abundanz der drei gegenüber Störungen ihrer Umwelt sensiblen und an ihr Habitat meist anspruchsvollen Taxa auf der Grundlage von Häufigkeitsklassen:

$$\%EPT = \frac{\sum \text{Abundanzklassen der EPT - Taxa}}{\sum \text{Abundanzklassen aller Taxa}}$$

(Quelle: fließgewaesserbewertung.de 01.06.2017)

Liegt der EPT-Wert (Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Steinfliegen (Plecoptera), Köcherfliegen (Trichoptera)) in einem silikatischen Mittelgebirgsbach bei > 50% ist eine naturnahe ungestörte Besiedlung in einem strukturreichen Gewässer vorhanden; bei Werten unter 50% gibt es Defizite und Verschiebungen in der Zusammensetzung der drei Leitarten als Reaktion auf die Beeinträchtigung der Wasserqualität und der Gewässermorphologie. Dieser Grenzwert ist je nach Fließgewässertyp verschieden. Der Wert des Metrics sinkt also bei zunehmender Belastung. Mit dem Metric EPT korrelieren bei den in Hessen anstehenden Fließgewässertypen wiederum die Umweltvariablen Ackeranteil, Siedlungsanteil, Strömungsdiversität und Tiefenvarianz. Der EPT ist einer der verlässlichsten und empfindlichsten Indikatoren für Veränderungen der Gewässerqualität (Meier et al. 2006, Pottgiesser/Sommerhäuser 2008 und fliessgewaesserbewertung.de (01.06.2017)).

Eine weitere Maßzahl zur Einschätzung des ökologischen Gewässerzustandes über das Makrozoobenthos ist der Deutsche Faunaindex. Er bezieht sich auf die Toleranz der Organismen gegenüber verschiedenen Belastungen und stellt die Frage wie sich die allgemeine Degradation auf die Gewässerlebensgemeinschaft auswirkt. Unter allgemeiner Degradation wird dabei zum einen die Verschlechterung direkt im Gewässer auf Habitatebene verstanden und zum anderen als Resultat der Veränderung des Einzugsgebietes, z. B. durch verstärkte Sedimentation aus intensiver landwirtschaftlicher Nutzung. Für die Berechnung wird den Taxa des Makrozoobenthos je nach Gewässertyp ein Indikatorwert (sc) zugeordnet, welcher zwischen -2 (Taxon bevorzugt stark degradierte Gewässer) und + 2 (Taxon bevorzugt ungestörte natürliche Gewässer) liegt.

Biologische Qualitätskomponente: Makrozoobenthos

$$\text{Gesamtwert} = \frac{\sum_{i=1}^n sc_i \cdot a_i}{\sum_{i=1}^n a_i}$$

i = Nummer des Indikator-taxons n = Gesamtzahl der Indikator-taxa sc_i = Wert des i^{ten} Taxons a_i = Abundanzklasse des i^{ten} Taxons

(Quelle: fließgewaesserbewertung.de 01.06.2017)

Ein hoher Gesamtwert des Faunaindexes (z. B. > 0,49 beim Gewässertyp 5) weist entsprechend des Vorkommens von empfindlichem Makrozoobenthos auf naturnahe Verhältnisse hin. Ursachen für eine Abnahme des Faunaindexes können neben strukturellen auch z. B. saprobielle Defizite sein (<http://www.fliessgewaesserbewertung.de/kurzdarstellungen/core-metrics/fauna-index/> (01.06.2017)).

Auf dem Weg zur Entwicklung des Spear-Indexes untersuchten Rüppell/Liess 1988 Gruppen wie Turbellaria, Hirudinea, Mollusca, Crustacea, Ephemeroptera, Trichoptera, Plecoptera, Coleoptera, Megaloptera (Rüppell/Liess 1988: 25).

Dabei stellten sie fest, dass der Zeitpunkt der Probennahme entscheidend für die Erfassung der Auswirkung von Pflanzenschutzmitteln auf das Makrozoobenthos ist (vgl. Kap. 7.1): Die wiederholte Begutachtung des Makrozoobenthos innerhalb eines Jahres ist wegen unterschiedlicher Abundanzmaxima und der unterschiedlich großen Relevanz und Beeinflussung durch auf das System einwirkende Faktoren im Jahresverlauf notwendig (Rüppell/Liess 1988: 11).

Weiterhin ist es wichtig in welchem Entwicklungsstadium des Makrozoobenthos die Proben entnommen werden. Bei einer Beschränkung auf ein frühes Entwicklungsstadium bleibt der Großteil des Lebenszyklus mit den entsprechenden Reaktionen auf die einwirkenden Faktoren unberücksichtigt. Bei Erfassung der Abundanz des letzten Larvenstadiums erhält man das Resultat der differenzierten Wirkung des Faktors auf alle Entwicklungsstadien zuvor. Die Komplexität erhöht sich weiterhin durch eine Vielzahl gleichzeitig einwirkender Faktoren (Rüppell/Liess 1988: 45) (vgl. Abb. 6).

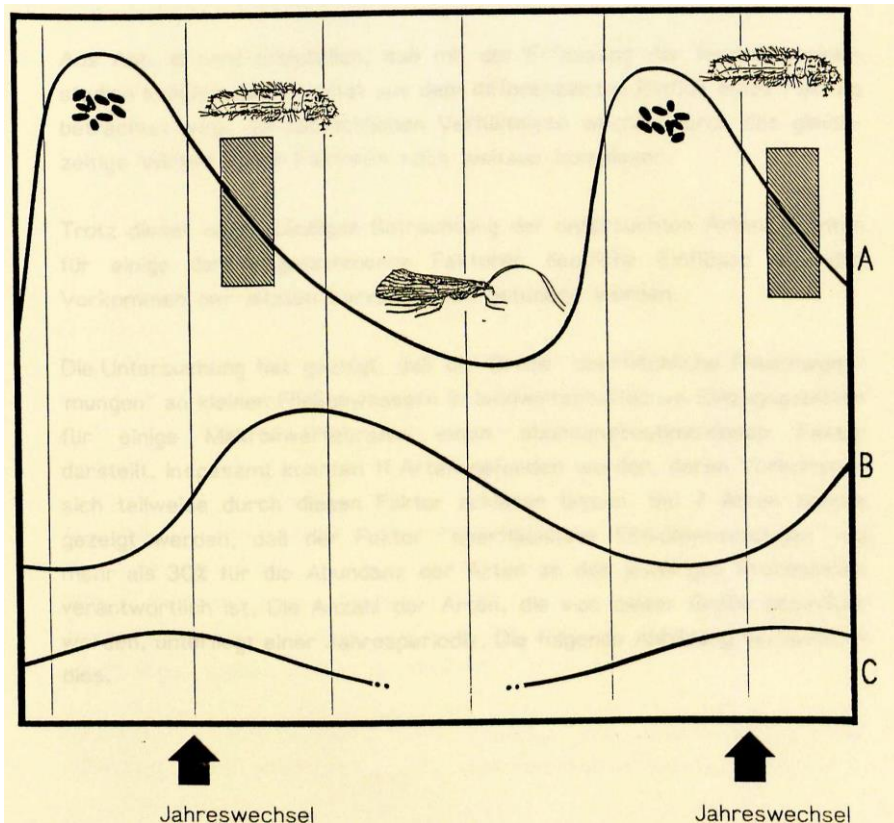


Abbildung 6: Entwicklungsstadium und Empfindlichkeit einer Köcherfliege gegenüber einwirkendem Faktor

A=Veränderung der Population einer Köcherfliege

B= Veränderung eines einwirkenden Faktors/Jahresgang eines auf die Larven der Art wirkenden hypothetischen Faktors

C= Empfindlichkeit (Sterberate) der Entwicklungsstadien auf den Faktor

schraffierte Rechtecke= Zeitraum mit Auftreten des letzten Larvenstadiums

Quelle: Rüppell/Liess 1988: 43

Der Faktor „oberflächliche Einschwemmung“ in ein Gewässer wurde in einer Untersuchung von Rüppell/ Liess im Jahr 1988 als Summenvariable in drei Faktoren aufgegliedert: Strömungsgeschwindigkeit, anorganische Drift und Pestizidkonzentration (Rüppell/ Liess 1988: 49). Im Frühjahr und Frühsommer, also dann wenn die Einschwemmungen am höchsten sind, werden die meisten Artenabundanzen durch oberflächliche Einschwemmungen erniedrigt (negative Abhängigkeit): Arten deren Abundanzmaximum des letzten Larvenstadiums im Frühjahr liegt, sind am stärksten von den oberflächlichen Einschwemmungen betroffen (Rüppell/Liess 1988: 45f).

4 Pflanzenschutzmittel

Nach Anlage 2 der OGewV zählen Art und Ausmaß von Biozid- und Pflanzenschutzmittelwirkstoffen kommunaler, landwirtschaftlicher und industrieller Emittenten zu den zu erfassenden und in ihren Auswirkungen zu beurteilenden Gewässerbelastungen (OGewV 2016: 1382).

Biozide, also Pflanzenschutz- und Unkrautbekämpfungsmittel, Benetzungsmittel, Halmverkürzer und Blattfallförderer schützen Kulturpflanzen vor der schädlichen Wirkung von Krankheiten, Schädlingsbefall und vor um Nährstoffe und Licht konkurrierenden Unkräutern und sichern somit den Ertrag und die Ernährungssicherheit. Es handelt sich bei ihnen um xenoorganische, also in der Natur nicht vorkommende organische Substanzen (LfULG Sachsen 2015 (09.02.2017) und Scheffer/Schachtschabel 1998: 361). Ihre Anwendung hat für den Landwirt auch eine wichtige ökonomische Komponente und sichert ihm Ertrag und Qualität und somit den Absatz seiner Produkte. Sie richtet sich nach der wirtschaftlichen Schadensschwelle, also jenem Punkt an dem die Schadenshöhe/Ertragsminderung durch die vorhandene Populationsdichte eines Schädlings oder das Ausmaß einer Erkrankung/ eines Unkrautbefalls dieselben Kosten nach sich zieht wie ihre Bekämpfung durch den Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. Eine weitere Maßzahl ist die Erreichung der Bekämpfungsschwelle, also jener Punkt an dem eine Bekämpfung zur Vermeidung des Erreichens der Schadensschwelle, notwendig ist. Die Festsetzung der Schwellenwerte richtet sich u. a. nach Art, Alter und Entwicklungsstadium der Kulturpflanze und der sie gefährdenden Schädlinge sowie nach den äußeren Einflüssen durch die Witterung und den Kosten für mögliche Maßnahmen sowie den Erlösen aus der Ernte der Kulturpflanze (Liess et al. 2001: V-2 und Heitefuss 2000: 28). Man unterscheidet je nach der Verortung der Aufbringung von Pflanzenschutzmitteln und ihrer Wirkungsweise eradikative, protektive, und kurative Verfahren. Erstere werden außerhalb der Kulturpflanze, also auf deren Oberfläche oder auf dem Boden verteilt aufgetragen. Hierzu zählt auch die Unkrautbekämpfung durch Herbizide. Protektive residuale Mittel bilden einen Schutzfilm auf oder in der Pflanze. Der Wirkstoff haftet also äußerlich an der Pflanze an oder dringt (systemische Wirkstoffe) in diese ein. Er dient zur Abtötung von Insekten, Nematoden und Pilzen. Kurative Verfahren kommen bei bereits erfolgtem Schädlingsbefall durch Eindringen in die Pflanze zum Einsatz. Bei den Fungiziden sind die Begriffe eradikativ und kurativ auch oft deckungsgleich. Systemische Mittel können

sowohl einem akuten Befall entgegenwirken als auch gegen künftige vorbeugen (Heitefuss 2000: 119f). Zu den vielfältigen Anforderungen an Pflanzenschutzmittel zählen u. a. Effizienz in der Vernichtung des Schadorganismus (LD 50 als Kennzeichen), die Verträglichkeit für die Kulturpflanze und den Verbraucher (möglichst geringe chronische Toxizität) sowie für die Umwelt, insbesondere das Oberflächen-, Grund- und Trinkwasser sowie Kosteneffizienz und Wirtschaftlichkeit. Insbesondere an Insektizide⁸ richtet sich die Forderung der selektiven⁹ Wirksamkeit nur auf den Schadorganismus und eines möglichst geringen Einflusses auf die übrige terrestrische und aquatische Biozönose. Häufige Wirkungsmechanismen von Pflanzenschutzmitteln beziehen sich auf die Störung von der für Stoffwechselforgänge wichtigen Enzymaktivität. Bei Pflanzen wird die Photosynthese gehemmt, bei tierischen Organismen erfolgt der Eingriff in das Nervensystem; weitere Ziele sind die Atmungskette oder Fortpflanzungsmechanismen (Heitefuss 2000: 120ff). Die Wirksamkeit von Herbiziden ist besonders bei Anwendung auf noch gering mit Vegetation bedecktem Boden gegeben, was dann aber auch ein erhöhtes Erosionsrisiko mit sich bringt und durch Abschwemmung Stoffe wie z. B. Nicosulfuron, Diflufenican, Terbutylazin, Quinmerac, Metazachlor und Isoproturon in Gewässern nachweisbar macht (LfULG Sachsen 2015 (09.02.2017)). Die WRRL fordert bei Bedenken zu den Risiken, ein Pflanzenschutzmittel erst dann zuzulassen, wenn unter Feldbedingungen Entwarnung für die Gewässerbiozönose gegeben werden kann. Das Problem hierbei ist, dass es sich bei den meisten Studien um Labor- oder Semifeldstudien handelt. So ist das genaue Ausmaß der durch Pflanzenschutzmittel verursachten Populationsveränderungen noch unklar; lediglich bei Insektiziden konnte eine Beziehung zur Sterblichkeit beim Makrozoobenthos aber auch eine Erholung innerhalb eines Jahres nachgewiesen werden (Liess/Von der Ohe 2005: 954).

Das Gegenmodell der ökologischen Landwirtschaft verwendet entweder nur im stark eingeschränkten Maße Mittel natürlicher Herkunft bzw. ersetzt diese ganz durch vorbeugende Maßnahmen im Rahmen der Fruchtfolge, der Sortenwahl, der Saatzeit und Bodenbearbeitung, durch nicht chemische Bekämpfungsmaßnahmen und Förderung von Nützlingen (Liess et al. 2001: V-2).

⁸ Insektizide wie zum Beispiel Neonicotinoide werden in eher geringen Mengen angewendet, sind aber sehr mobil und wirken auf wirbellose Tiere toxisch (Liess et al. 2017: 49).

⁹ Unter Selektivität wird das „unterschiedliche Ausmaß der Aktivität eines Pflanzenschutzmittels gegenüber Organismen verschiedener Rassen, Arten, Gattungen, Klassen, usw. bezeichnet“ (Heitefuss 2000: 126).

Pflanzenschutzmittel

Im Wesentlichen werden folgende Wirkstoffe gefunden: Diuron und Isoproturon, Atrazin (prioritäre Stoffe nach Anlage 8 OGewV) (HMUKLV 2015: 30f/141 und OGewV 2016).

An flussgebietspezifischen Schadstoffen nach Anhang 6 OGewV werden z. B. Bentazon, Dimethoat, Dichlorprop, MCPA, Mecoprop, Chloridazon, Metazachlor, Metolachlor, Metribuzin nachgewiesen. Bei allen Stoffen handelt es sich um herbizide Stoffe mit Ausnahme des Insektizids Dimethoat. Die Herbizide Isoproturon, Diflufeniac und Flufenacet werden in Kombination beim Getreideanbau in der Herbstbehandlung angewendet. Während es in den Jahren 1996-1998 Überschreitungen der Qualitätsziele an Messstellen im LAWA-Messnetz bei acht Pestiziden (2,4-D, Dichlorprop, Dimethoat, Disulfoton, MCPA, Mecoprop, Mevinphos, Bentazon) gab, war die Belastungssituation in Hessen mit PSM in den letzten Jahren rückläufig. Diuron belastet die Gewässer fast nicht mehr wegen Zulassungseinschränkungen (HMUKLV 2015: 30f, Irmer/ Quast et al. 2002: 132 und OGewV 2016). Der Abbau der Pflanzenschutzmittel bringt Metabolite mit geänderten Eigenschaften (teilweise noch größerer Ökotoxizität und Persistenz) (Thiery et al. 2016: 345ff).

Das Bewirtschaftungsziel für Schadstoffe in Gewässern bemisst sich nach den in der OGewV vorgegebenen Umweltqualitätsnormen (UQN) (vgl. Abb. 7). Die zu den flussgebietspezifischen Schadstoffen zählenden Pflanzenschutzmittel sind in der Anlage 6 OGewV verzeichnet, die prioritären Schadstoffen befinden sich in der Anlage 8 OGewV (HMUKLV 2015: 320 und OGewV 2016).

Pflanzenschutzmittel

Parameter	Maßeinheit	UQN OGewV
Pflanzenschutzmittelwirkstoffe		
Mecoprop (MCP)	µg/l	0,1
Dichlorprop (2,4-DP)	µg/l	0,1
MCPA	µg/l	0,1
Bentazon	µg/l	0,1
n-Chloridazon	µg/l	0,1
Terbutylazin	µg/l	0,5
Dimethoat	µg/l	0,1
Metolachlor	µg/l	0,2
Metazachlor	µg/l	0,4
Metribuzin	µg/l	0,1
Propiconazol	µg/l	1
2,4-D	µg/l	0,1
Schwermetalle		
Arsen	mg/kg	40
Chrom	mg/kg	640
Kupfer	mg/kg	160
Zink	mg/kg	800
organische Spurenverunreinigungen		
PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180	µg/kg	jeweils 20
Dibutylzinn (DBT)	µg/kg	100

Abbildung 7: Umweltqualitätsnormen nach OGewV für flussgebietspezifische Schadstoffe mit Relevanz für hessische Fließgewässer

Quelle: HMUKLV 2015: 130

Die Situation in Hessen sieht folgendermaßen aus: Besonders hohe PSM-Konzentrationen lassen sich im Fulda-Diemel-Gebiet und am Main nachweisen (vgl. Abb. 9), dabei sind die höchsten Konzentrationen u. a. bei den Stoffen Betazon, Dichlorprop, MCPA, Mecoprop, Dimethoat nachzuweisen (vgl. Abb. 8). Man unterscheidet zwischen den in der OGewV durch Umweltqualitätsnormen geregelten Schadstoffen und den unregulierten Schadstoffen (vgl. Abb. 10) (HMUKLV 2015: 131).

Pflanzenschutzmittel

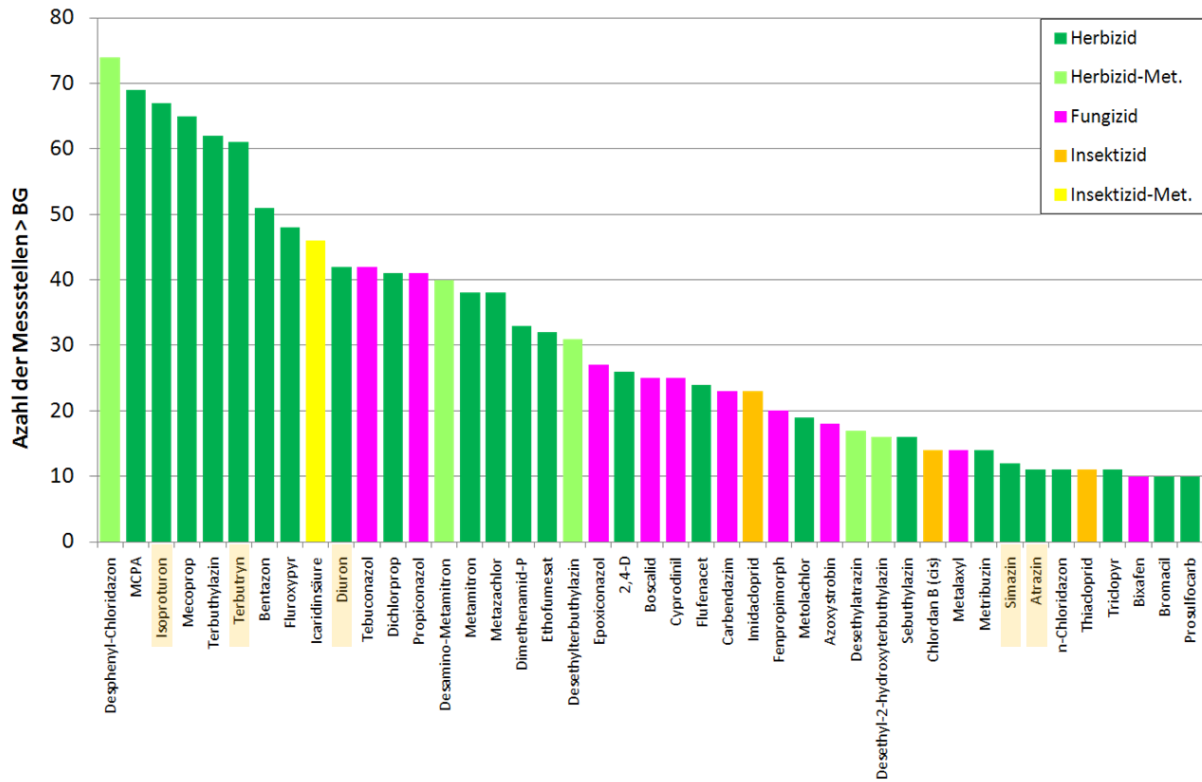


Abbildung 8: In Hessen ermittelte Pflanzenschutzmittelbelastungen der Jahre 2012 bis 2014

Quelle: HLNUG 2017: 38

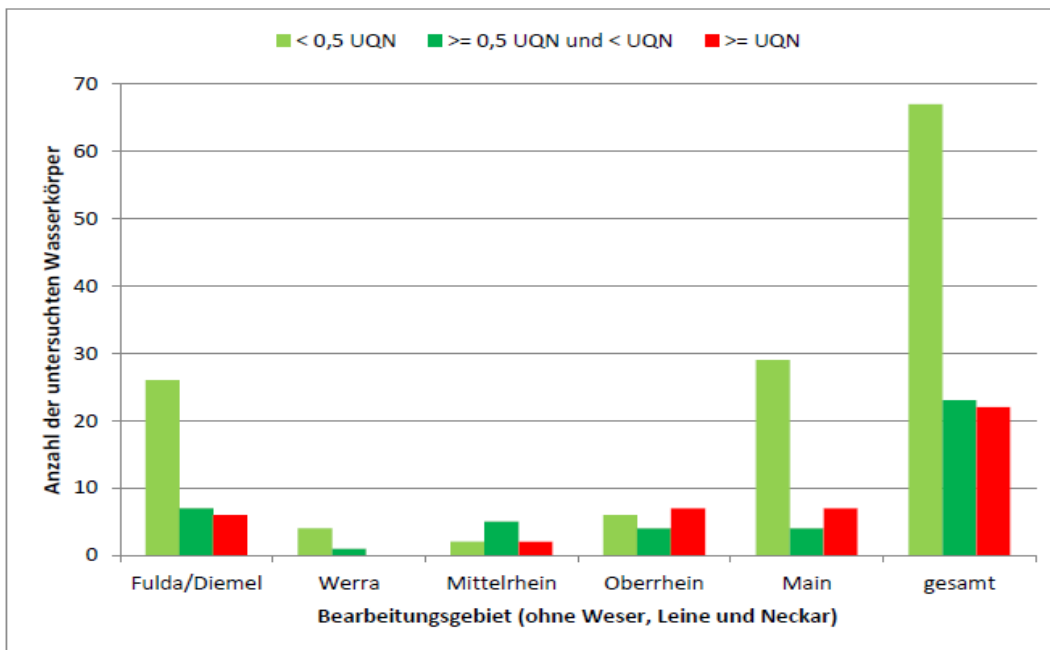


Abbildung 9: Wasserkörper mit Über- und Unterschreitungen der Umweltqualitätsnormen für Pflanzenschutzmittel (flussgebietsspezifische Schadstoffe), 2007-2012

Quelle: HMUKLV 2015: 132

Pflanzenschutzmittel

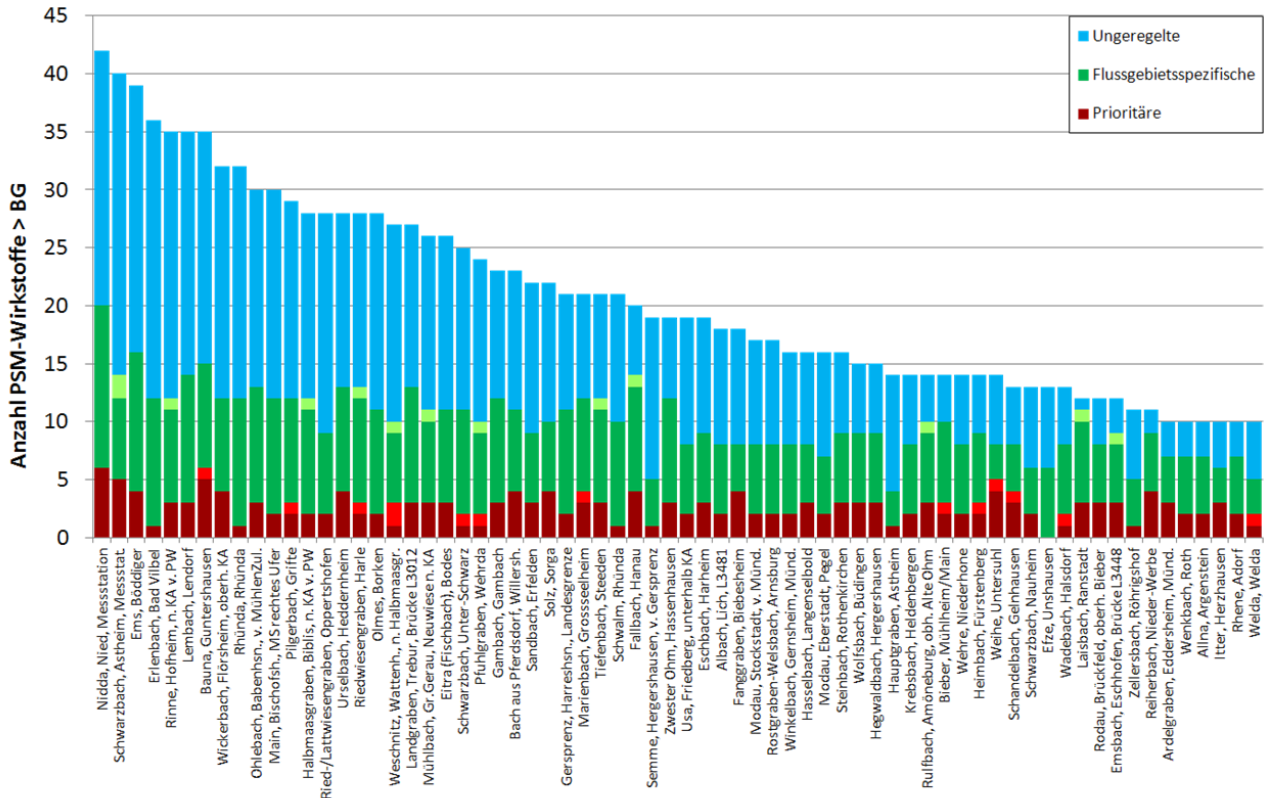


Abbildung 10: Hessische Oberflächengewässer und ihre Belastung mit PSM (2012-2014)

Quelle: HLNUG 2017: 37

Pflanzenschutzmittel

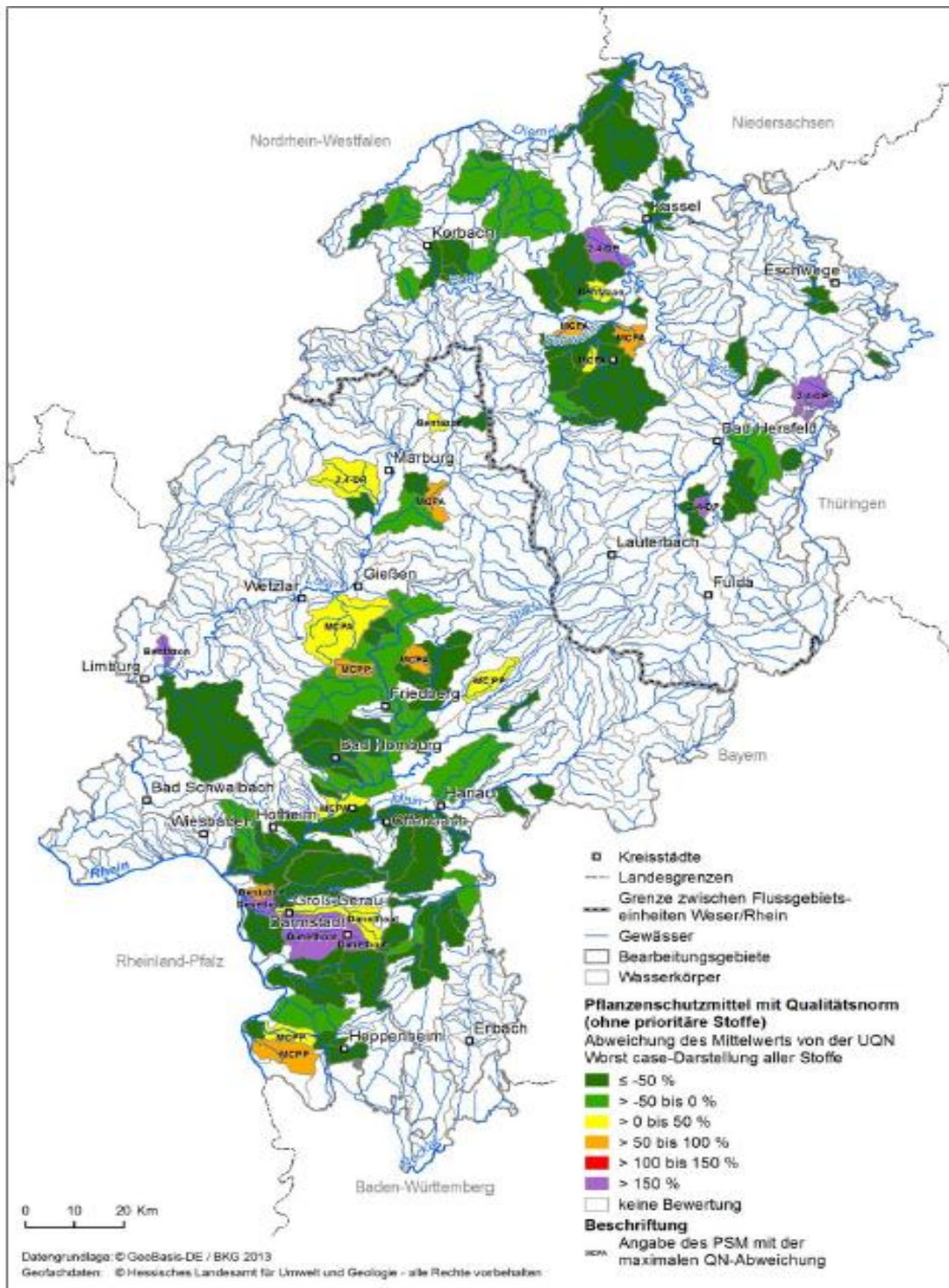


Abbildung 11: Abweichung des Mittelwerts der PSM-Konzentrationen von der Umweltqualitätsnorm in den einzelnen Regionen Hessens (2012-2017)

Quelle: HMUKLV 2015: 133

Die zu den Spurenstoffen zählenden Pflanzenschutzmittel werden über Wasser-, Schwebstoff- und Biotaprobe ermittelt. In Hessen werden bezüglich der Pflanzenschutzmittel 160 Parameter

überwacht (HLNUG 2017: 36). Bei der Probennahme sollte das zu analysierende Stoffspektrum der Pflanzenschutzmittel bei möglichst genauer Kenntnis der vor Ort eingesetzten Pflanzenschutzmittel gewählt werden. Dabei sollte eine Orientierung an aktuellen Empfehlungen für den Pflanzenschutz in der Landwirtschaft erfolgen (z. B. Webseite der ISIP) und Transformationsprodukte miteinbezogen werden (Thiery et al. 2016: 348ff).

Entsprechend des Vorgehens von Liess et al., welches nicht in Hessen praktiziert wird, ist die Probennahme abhängig von den Zeichen Wasserstand und Leitfähigkeit und erfolgt mit Hilfe von Hochwasser- und Schwebstoffsammlern und einer späteren Gaschromatographie/Massenspektroskopie. Es wird dabei für die Dauer einer Stunde alle 8 Minuten gemessen, wenn ein Leitfähigkeitsverlust von 10 % innerhalb von 10 Minuten oder eine Wasserstandserhöhung um 5 cm festgestellt wird (Beschreibung in Liess et al. 2001: u.a. V-7 und Liess/Von der Ohe 2005: 956).

4.1 Emittenten von Pflanzenschutzmitteln

Pflanzenschutzmittel erreichen als diffuse oder punktuelle Stoffeinträge die Gewässer (vgl. Abb.12). Quellen diffuser Emissionen sind Siedlungen, Verkehr, Industrie oder Landwirtschaft,

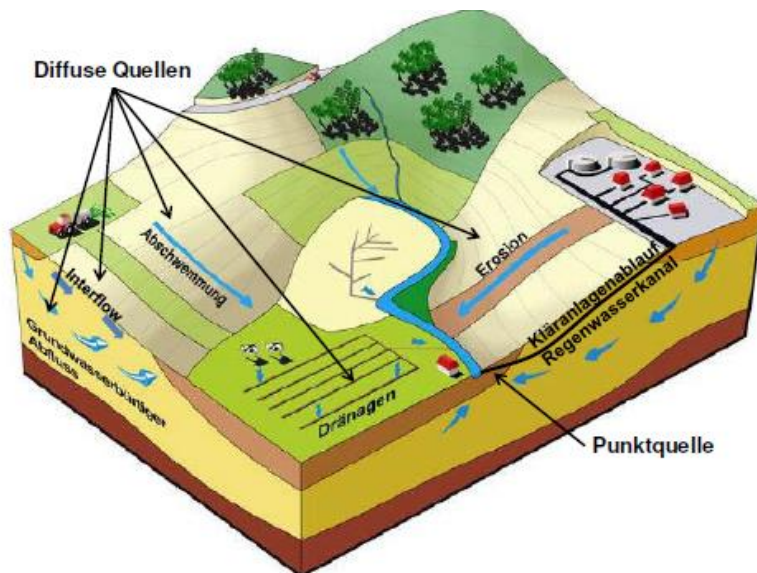


Abbildung 12: Darstellung diffuser und punktueller Quellen

Quelle: Pecoroni 2013: 21

da sie keine gezielte Gewässerbenutzung nach § 3 WHG sind. Einen großen Anteil machen landwirtschaftliche Emissionen durch Abschwemmung, Erosion oder Versickerung aus. Auch über den Niederschlag, der direkt auf das Gewässer fällt, werden diffus Stoffe eingetragen (Borchardt/Mohaupt 2002: 93ff). Ein punktueller Eintrag entsteht an Kläranlagen.

4.1.1 Kläranlage

Kläranlagenbetreiber müssen sich hinsichtlich ihrer Emissionen an die Anforderungen der Abwasserverordnung (AbwV) und für die Mischwasserentlastungen an die Anforderungen (z. B. SMUSI-Kriterien zu Entlastungsfrachten, -häufigkeiten sowie -dauern) in Hessen halten. Für die Verminderung bzw. Vermeidung der Immission derartiger Stoffe in die Gewässer gelten insbesondere das WHG, das Hessische Wassergesetz (HWG; Hessen, 2010a), die Abwasserverordnung (AbwV; Bund, 2004) sowie die OGewV (HMUELV 2012: 22).

Einleitungen von Abwässern im Bereich oberhalb natürlicher Quellen sowie 150 m unterhalb sind unzulässig (HMUELV 2012: 71). Tab. 3 enthält die Mittelwerte der Konzentrationen der wichtigsten Inhaltsstoffe des Kläranlagenabflusses.

Parameter	AFS	BSB ₅	CSB	TOC	NH ₄ -N	PO ₄ -P
Mittlere Konzentration im Schmutzwasserabfluss	400 mg/l	300 mg/l	600 mg/l	200 mg/l	22 mg/l	15 mg/l

Tabelle 3: Mittelwerte der Schmutzwasserabflusskonzentration aus hessischen Kläranlagen

Quelle: HMUELV 2012: 110

Die Abbildung 13 lässt anhand der Ablauffracht an Stickstoff eine Verringerung um 60% seit dem Jahr 1996 erkennen. Auch bei Phosphor sind auf Grund der Vorschriften der WRRL weitere Rückgänge bei der Einleitung aus den Kläranlagen zu verzeichnen. Insgesamt erreichten Kläranlagen ab 2000 Einwohnern im Jahr 2013 eine Eliminationsrate von 98% für BSB₅, 95% für CSB, 76% für N Gesamt anorganisch und 89% für P_{ges.} (HMUKLV 2015: 13f).

Pflanzenschutzmittel

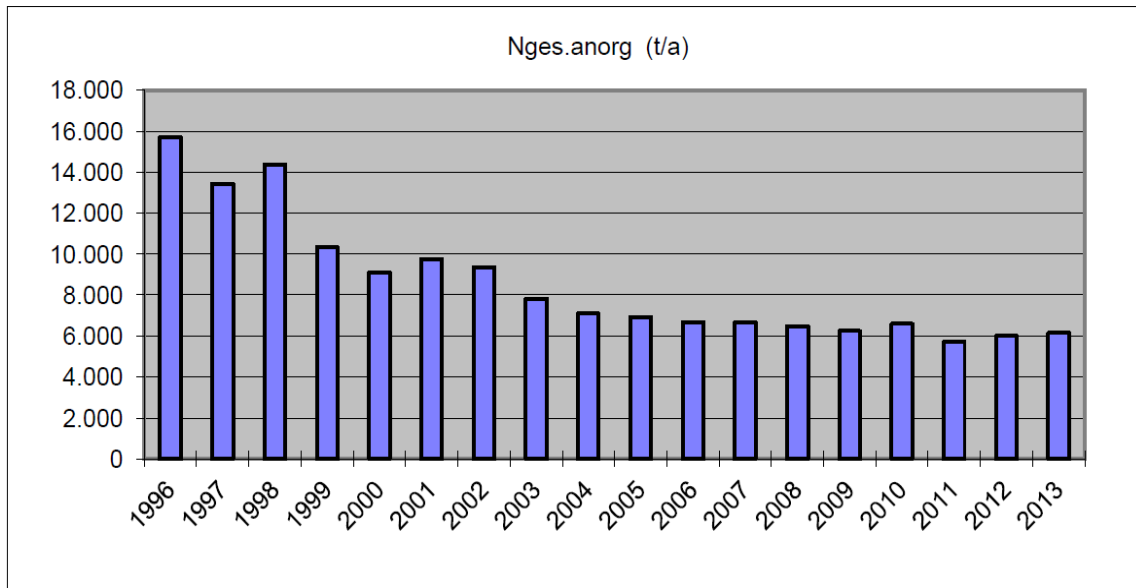


Abbildung 13: Jahresablauffrachten [t/Jahr] des Parameters N Gesamt, anorganisch hessischer Kläranlagen

Quelle: HMUKLV 2015: 13

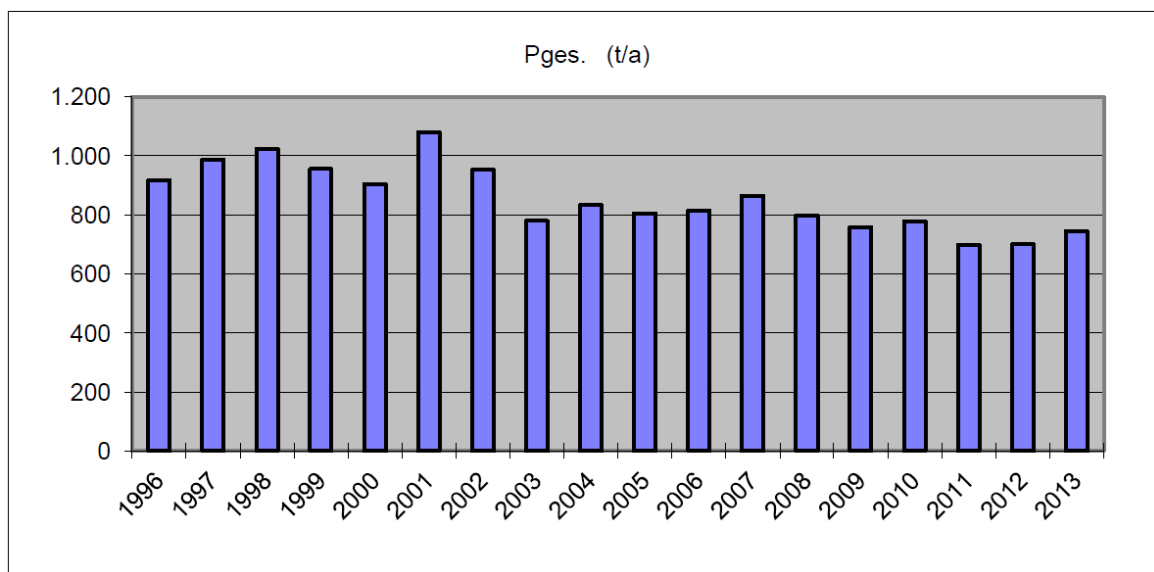


Abbildung 14: Jahresablauffrachten [t/Jahr] des Parameters P Gesamt hessischer Kläranlagen

Quelle: HMUKLV 2015: 13

Über die Kläranlage gelangen ebenfalls Pflanzenschutzmittel in die Umwelt durch rechtswidrige Reinigung und Entleerung von Pflanzenschutzgeräten durch einzelne Landwirte (Hofabläufe) sowie durch Straßenentwässerung und Mischwassereinleitung. Hinzu kommt die Erosion von an Bodenpartikeln anhaftenden PSM durch Niederschlag oder Wind. Nichtsachgemäße Anwendung von PSM durch sachunkundige Personen auch auf befestigten

Flächen im öffentlichen und privaten Bereich führen ebenfalls zum Eintrag in das Kanalnetz und damit über die Kläranlage wieder in das Gewässer. Ebenfalls belastend wirken Mischwassereinleitungen, welche als stoßartige, unregelmäßige Einzelereignisse erfolgen, was bei kleinen Gewässern zu starken Konzentrationsschwankungen der Pflanzenschutzmittel führen kann (HMUKLV 2015: 28/227 und LHW Sachsen-Anhalt 2015). Zusätzlich verschieben Abläufe von Kläranlagen mit ihren organischen unter Sauerstoffverbrauch abbaubaren Emissionen die Zusammensetzung des Makrozoobenthos (Saprobie), also der Berechnungsgrundlage des SPEAR-Index in ihrer unmittelbaren Nähe: Hinter einer punktuellen Abwassereinleitung befindet sich eine sauerstofffreie Zone der Gewässergüteklasse IV mit wenigen Arten in großer Individuenzahl (r-Strategen), da ein Überangebot an organischen Nährstoffen vorhanden ist, welches von den Bakterien mineralisiert wird (v.a. Ammonium). Die Energie für diesen Prozess stammt aus dem Abwasser. Der Abbau führt zu einem totalen Sauerstoffverbrauch, so dass aerobe Arten hier nicht mehr leben können.

Da Nitrat und Phosphor das Wasser „düngen“, findet zudem ein starkes Algenwachstum statt. Sie binden anorganische Nährstoffe aus dem Abwasser in den Pflanzenkörper und produzieren tagsüber Sauerstoff. Dadurch und infolge eines physikalischen Sauerstoffeintrags verbessern sich die Selbstreinigungsfähigkeit und die Gewässergüte im Längsverlauf des Gewässers auf die Klasse III mit den entsprechenden Primär- und Folgekonsumenten. Wird die Güteklasse II erreicht, verschwinden Bakterien- und Folgekonsumenten und es stellen sich sauerstoffliebende Arten ein. In sehr sauberem Wasser der Klasse I findet sich auch die Brut von Forellen (Patt et al. 1998: 100f).

Abwassereinleitungen haben zudem eine hydraulische Wirkung auf ein Fließgewässer, da sie die Fließgeschwindigkeiten und die Sohlschubspannung verändern. Hierdurch können einzelne Organismen (Reduzierung der Abundanz) und ganze Arten verdriftet sowie die Gewässersohle samt darin befindlicher Lebewesen in Bewegung gesetzt werden. Die Nachhaltigkeit dieser Einwirkungen ist abhängig von der Resilienz eines jeden Gewässers, also der Fähigkeit durch ein entsprechendes durch die Gewässerstruktur bestimmtes Wiederbesiedlungspotential wieder zum ursprünglichen Zustand zurück zu kehren (HMUELV 2012: 73/ 77f).

In Kap. 8 wird das Abwasser bei MNQ (mittlerer Niedrigwasserabfluss) in Bezug zum SPEAR-Pesticides gesetzt, da die Abwassereinleitung bei einem niedrigen Abfluss am stärksten konzentriert ist, also prozentual den höchsten Anteil am Gesamtabfluss und damit den größten

Einfluss auf das Gewässer hat. Ein einjähriges Niederschlagsereignis wird mit einer 95%-igen Wahrscheinlichkeit auf einen Gewässerabfluss treffen, der größer als MNQ ist. Damit ist der Ansatz einen Bezug des Abwassers zum MNQ zu stellen zu 95% sicher (HMUELV 2012: 106).

4.1.2 Landwirtschaft

Bei landwirtschaftlichen Flächen bewirken aus Abflussprozessen mobilisierbare Überschüsse aus Dünger- und Wirkstoffapplikationen (Pflanzenschutzmittel) oder eine Mobilisierung von Stoffen aus dem Bodenpool durch Bewirtschaftungsmaßnahmen den Stoffaustrag (Quast et al. 2002: 181) (vgl. Kap. 6.6).

4.1.3 Sonstige

Biozide sind ebenfalls in Anti-Fouling-Anstrichen wie Fassaden-Anstrichen (z. B. Terbutryn) enthalten und können bei Niederschlag ausgewaschen und in den Vorfluter geschwemmt werden (HMUKLV 2015: 28).

5 Korrelation zwischen Pflanzenschutzmitteleintrag/-exposition und Erscheinungsbild der Gewässerbiozönose: Der SPEAR-Index

Der SPEAR-Index basiert genauso wie der Saprobienindex auf dem als Bioindikator fungierendem Erscheinungsbild des Makrozoobenthos. Die Taxa verfügen über eine bekannte Toleranz gegenüber dem störenden Umweltfaktor und ermöglichen so durch ihre Häufigkeitsverteilung und das Besiedlungsmuster Rückschlüsse auf die Belastungssituation mit Pflanzenschutzmitteln. Der Vorteil gegenüber Messungen chemisch-physikalischer Parameter, die nur eine punktuelle Auskunft über den momentan gerade vorherrschenden Zustand geben, besteht in der langfristigen Aussagekraft über die gesamte Generationsdauer einer Indikatorart von bis zu einem Jahr („ökologisches Gedächtnis“). Gerade für den Nachweis unregelmäßigen Eintrags von toxischen Stoffen mit kurzer Verweildauer, ist diese Eigenschaft besonders geeignet. Die Entwicklung des SPEAR-Index ist das erste biologische Indikatorsystem zum Nachweis toxischer Belastungen eines Gewässers mit Schadstoffen. Hierzu wurde ebenfalls erstmals eine Einteilung der Taxa nach ihrer Empfindlichkeit gegenüber toxischen Stoffen vorgenommen (vgl. Kap. 3) (Liess/Von der Ohe 2005: 954, Liess et al. 2001: III-1f und IDUS GmbH).

Der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln (Insektizide, Herbizide und Fungizide) verändert die Zusammensetzung des Artenspektrums von Fließgewässern. Die Makrozoobenthosarten der Gewässerbiozönose sind dabei je nach ihren autökologischen Eigenschaften, also je nach ihrer Toleranz gegenüber Schadstoffen, ihrer Physiologie, ihrer Regenerationszeit, ihrem Lebenszyklus/Generationsdauer, ihrer Abundanz und ihrem Entwicklungsstand während des maximalen Schadstoffeintrags oder ihrem Verhalten (z. B. Migration) klassifizierbar in gegenüber den Schadstoffen empfindlichere bzw. unempfindlichere Arten. Ab einer Generationszeit von einem halben Jahr gilt eine Art als empfindlich, da sie sich nur langsam erholen kann. Arten, die das Erwachsenenstadium vor Mai, also der Hauptausbringungszeit der Pestizide erreicht haben, sind unempfindlicher. Ebenso trifft dies auf gute Migranten wie z. B. *Gammarus pulex*, *Limnephilus lunatus* und *Anabolia nervosa* zu. Die Klassifikation erfolgt in

Korrelation zwischen Pflanzenschutzmitteleintrag/-exposition und Erscheinungsbild der Gewässerbiozönose: Der SPEAR-Index

Relation zur LC 50 (48 h mittlere letale Konzentration) der Referenzart *Daphnia magna*¹⁰ (vgl. Abb. 15).

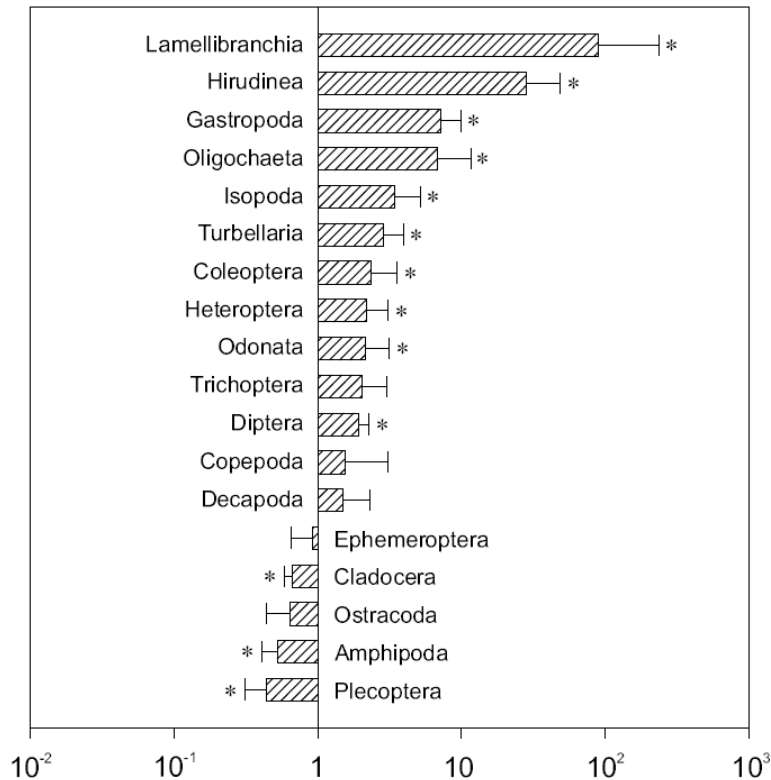


Abbildung 15: Physiologische Empfindlichkeit von Makroinvertebraten-Ordnungen¹¹ in Relation zu *Daphnia magna*

(Die Kennzeichnung mit einem * zeigt eine signifikante Differenz an).

Quelle: Liess et al. 2001: III-6

Entsprechend ist das Verhältnis im Vorkommen sensibler bzw. nicht sensibler Arten ein Bioindikator für die Intensität kurzzeitiger, diskontinuierlicher Belastung toxisch wirkender Substanzen wie z. B. Pflanzenschutzmitteln, welche in Toxic Units ausgedrückt wird und eine

¹⁰ Bei einer Konzentration von 1:10 der binnen 48 h für *Daphnia magna* zu erwartenden letalen Konzentration ist mit kurz- bis langfristigen Reaktionen der Lebensgemeinschaft zu rechnen. Steigt die Konzentration auf 1:100 sind die Konsequenzen langfristiger Natur. Der TU-Wert berechnet sich aus dem Logarithmus der Konzentration des anstehenden Pestizids dividiert durch die LC-50-Konzentration desselben Stoffes für *D. magna*. Die LC-50 Konzentration ist jene Dosis, bei der 50% der Organismen innerhalb eines bestimmten Zeitraums absterben (Heitefuss 2000: 120, Liess/Von der Ohe 2005: 954/ 956).

¹¹ Die Arten stammen aus den Toxizitätsdaten der amerikanischen Datenbank „Aquire“ mit den Charakteristika Immunität, Vergiftung, Sterblichkeit und Reproduktion. Der statistische Vergleich des Auftretens bestimmter Artengruppen bei einer bestimmten Schadstoffbelastung war die Basis für die Errechnung des SPEAR-Indexes, als aufsummierte Toxizität der nachgewiesenen Schadstoffe. Der statistische Zusammenhang zwischen beiden Größen ist mit $R = 0,85$ und $p < 0,0001$ sehr hoch (Liess et al. 2001: I-1ff.)

Korrelation zwischen Pflanzenschutzmitteleintrag/-exposition und Erscheinungsbild der Gewässerbiozönose: Der SPEAR-Index

Vergleichbarkeit zwischen den verschiedenen Gewässern ermöglicht. Eine hohe Belastung führt zur Abnahme der empfindlichen Arten (SPECies At Risk) gegenüber unempfindlicheren Arten (SPECies not At Risk). Der SPEAR-Wert berechnet sich nach der relativen Häufigkeit/Dichte (Abundanz) sensibler Arten gegenüber nicht sensiblen Arten an einer Probestelle. Zusammenfassend bezieht er die taxonomische Zusammensetzung (Diversität) der Gemeinschaft, die Abundanzen und den Anteil störungsempfindlicher Taxa mit ein.

$$SPEAR = \frac{\sum_{i=1}^n \log(x_i + 1) y}{\sum_{i=1}^n \log(x_i + 1)}$$

i= Nummer des Taxons

n = Anzahl der Taxa

x_i = Abundanz des Taxon i

y = 1 wenn Taxon i als empfindlich klassifiziert ist

y = 0 wenn Taxon i als unempfindlich klassifiziert ist.

(Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, Liess et al. 2001: IX-11, Liess /Von der Ohe 2005: 954ff, Thiery et al. 2016: 347).

Der SPEAR_{pesticides} ist eine Weiterentwicklung des SPEAR-Indexes, welcher speziell die Reaktion des Makrozoobenthos auf die Einwirkung von Insektiziden, bzw. in geringerem Umfang auch Fungiziden und anderen PSM mit kurzfristiger Pulsbelastung und deren Langzeitauswirkungen widerspiegelt. Er kann Werte im Bereich von 0 bis 100 annehmen. Dabei gilt, je geringer der Indexwert, umso stärker ist die Belastung (vgl. Tab. 4).

Wert SPEAR _{pesticides}	Gewässerbelastung mit Pestiziden
< 20	Stärker belastet
< 40	Deutlich belastet
> 40	Unbelastet

Tabelle 4: Indexwerte des SPEAR_{pesticides} und Gewässerbelastung

Quelle: Thiery et al. 2016: 347

Korrelation zwischen Pflanzenschutzmitteleintrag/-exposition und Erscheinungsbild der Gewässerbiozönose: Der SPEAR-Index

Der SPEAR [%] ist eine insbesondere für große Flüsse und Ströme vorgenommene Weiterentwicklung und Vereinfachung des $\text{SPEAR}_{\text{pesticides}}$: Unbelastete Stellen weisen einen Wert $> 50\%$ aus. Niedrigere Prozentzahlen weisen auf eine stärkere Präsenz von gegenüber Pflanzenschutzmitteln resistenten Arten hin, also auf eine stärkere Belastung. Die allgemeine, meist kontinuierliche Belastung von Gewässern mit organischen, toxischen Umweltschadstoffen kommt im $\text{SPEAR}_{\text{organic}}$ zum Ausdruck, dessen Wert umso kleiner ist, je stärker die Belastung ist. Der $\text{SPEAR}_{\text{organic}}$ ist unabhängig von anorganischen Schadstoffen wie Nitrat und anderen Nährstoffen (Thiery et al. 2016: 347f).

Bei der initialen Entwicklung des SPEAR-Index ab dem Jahr 2000 durch Liess et al. war die Zielsetzung eine möglichst eindeutige kausale Belastungs-Wirkungs-Beziehung zwischen den Faktoren Pflanzenschutzmittel und Ausprägung der Gewässerbiozönose abzubilden: Auf die Stärke der Pflanzenschutzmitteleinwirkung (insbesondere von Insektiziden) bzw. organisch toxischen Stoffe kann über die Biozönose rückgeschlossen werden. Sie ist die einzige Variable, die in die Formel des SPEAR-Index miteinbezogen wird. Die Frage ist jedoch, ob ein solch eindeutiger Rückschluss möglich ist. Es kann keine vollständige Isolierung dieser Faktoren gelingen, da weitere Stressfaktoren wie die Gewässerstruktur, Nährstoffe und organische Stoffe und viele weitere Parameter (z. B. Gewässerunterhaltung, Temperatur) das System beeinflussen. Damit ist ein Beweis einer eindeutigen monokausalen Bedeutung eines Einflussfaktors (Pflanzenschutzmittel) nach Meinung der Autoren Liess et al. auf die Biozönose nicht möglich. Die isolierte Rekonstruktion von Teilen des Ökosystems im Labor oder in künstlich geschaffenen vereinfachten Mesokosmen als Alternative bildet nicht die gesamte Realität des komplexen Systems ab. Für eine größtmögliche Annäherung wurden die Probennahmemethoden weiter verfeinert um die je nach Gewässertyp typische gemeinsame Reaktion der Biozönose zu identifizieren. Da Belastungen mit Pflanzenschutzmitteln stoßartige, räumlich und temporär nicht vorhersagbare Ereignisse sind, wurde durch Liess eine elektronisch gesteuerte ereignisbezogene Messung durchgeführt. Als Ergebnis wurden in 75% der untersuchten Gewässer der Pilotregion Braunschweiger Umland Insektizide, Herbizide und Fungizide gemessen (Liess et al. 2001: I-1ff.).

Bei der statistischen Auswertung der Versuchsreihe aus dem Jahr 2001 wurden die Substratdiversität der Gewässersohle, die Laufentwicklung und der Nitratgehalt neben der durch Pflanzenschutzmittel bedingten Gesamttoxizität als Einflussfaktoren mit signifikanter

Korrelation zwischen Pflanzenschutzmitteleintrag/-exposition und Erscheinungsbild der Gewässerbiozönose: Der SPEAR-Index

linearer Korrelation auf die Ausprägung des SPEAR-Index identifiziert. Besonders hoch war die Korrelation jedoch mit der Gesamttoxizität. Da auch zwischen den einzelnen Faktoren hohe Interkorrelationen bestanden, musste eine evtl. Überbewertung des stärksten Einflussfaktors ausgeschlossen werden. Eine Einzelkorrelation von 0,419 des Faktors Gesamttoxizität bestätigte jedoch den dominanten Einfluss des Schadstoffeintrags auf die Höhe des SPEAR-Index (Liess et al. 2001: IV-32f). Nachgewiesen wurden v. a. Fungizide und Herbizide, seltener Insektizide. Dies lässt sich mit der effizienten Wirkung und daher einer niedrigeren benötigten Konzentration sowie einer hohen Sedimentanbindung und niedrigen Wasserlöslichkeit von Insektiziden begründen (Liess et al. 2001: IV-34f). Nach Meinung der Autoren Liess und Von der Ohe spielen Refugialräume eine wichtige Rolle bei der Wiederbesiedlung und damit erheblichen Verbesserung von Zahl und Häufigkeit der empfindlichen Arten. Somit halten sie es für unverzichtbar zur Einschätzung des ökologischen Risikos von Schadstoffeinträgen ökologische Pfade und Wiederbesiedlungsprozesse zu berücksichtigen (Liess/ Von der Ohe 2005: 954). Das Wiederbesiedlungspotential hängt dabei vom Vorhandensein entsprechender Besiedlungsquellen, der Erreichbarkeit des auszuwertenden Gewässerabschnittes und der Ausbreitungsfähigkeit der Arten ab (UBA 2014: 79).

6 Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index

Das Zustandsbild des Makrozoobenthos ist das Resultat eines komplexen Zusammenspiels verschiedener Faktoren, wobei andere biotische und abiotische Umweltfaktoren die durch den SPEAR-Index widerzuspiegelnde Auswirkung von Pflanzenschutzmitteln maskieren können. Sie müssen daher mit den biotischen Daten gewässertypspezifisch in Bezug gesetzt werden.

Die Qualität und Quantität sämtlicher Stoffeinträge in Fließgewässer als eine Umweltvariable wird u. a. über die Struktur und Nutzung des Einzugsgebietes bestimmt und hängt grundsätzlich von mehreren Stressoren ab, was ebenfalls die Bewertung eines einzelnen Faktors erschwert (Liess/ Von der Ohe 2005: 954/956, Liess et al. 2001: V-3 und UBA 2007: 79f).

Die zu den Stoffeinträgen zählenden Pflanzenschutzmittel erreichen über diffuse und punktuelle Quellen die Gewässer. Die Exposition eines Gewässers für Pflanzenschutzmittel und damit die Frage nach der Quantität der wirksam werdenden Pflanzenschutzmittel hängt u. a. von folgenden abiotischen und biotischen Faktoren ab: Generell bestimmen u. a. die Bodenart, der Grad der Bodenbedeckung, das Vorhandensein eines Gehölzsaumes, die topographische Ausprägung, Landnutzung/Siedlungsdichte und die Entfernung von Kläranlagen, die im folgenden Kapitel vorgestellt werden sollen die Größe des Eintrags (HMUKLV 2015: 33, Pecoroni 2013: 23). Zur Ableitung von Minderungsmaßnahmen müssen Stoffaustragsflächen den belasteten Gewässern zugeordnet und ein entsprechendes Stoffaustragspotential flächendifferenziert ermittelt werden. Die Auswirkungen dieses Potentials müssen durch die Kenntnis von Transitzeiten und des Stoffabbaus während des Transits eingeschätzt werden (Quast et al. 2002: 179). Um sich einen Überblick über ein Untersuchungsgebiet zu machen, sollten die Flächenanteile von Wald, Acker, Grünland, Siedlungen und Sonderkulturen (Wein, Gemüse, Obst, ect.) z. B. aus ATKIS entnommen werden. Darüber hinaus ist der Anteil an Hackfrüchten über MONERIS oder die Gemeindestatistik zu bestimmen (Borchardt/Mohaupt 2002: 97). Flächen mit starkem Oberflächenabfluss, erosionsgefährdete Flächen, gedränte Flächen und gewässernahe Flächen sind generell für hohe Austräge verantwortlich (Quast et al. 2002: 180).

Hessenweit existieren 17.000 landwirtschaftliche Betriebe, die sich gleichmäßig auf die beiden großen Einzugsgebiete Rhein und Weser verteilen mit einem Schwerpunkt um Fulda. Mit 70%

Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index

der gesamten Ackerfläche ist der Getreideanbau dominant; es folgen mit 10 bis 18% Ölfrüchte und Hackfrüchte (10 bis 15%) (HMUKLV 2015: 25).

Wie eine Studie des Umweltbundesamtes zur Identifizierung von Wiederbesiedlungsquellen als optimierender Faktor für Renaturierungsmaßnahmen zeigt, ist zu erwarten, dass Gewässer des Mittelgebirges und deren Oberläufe bessere Refugialräume darstellen und weniger gewässerchemisch beeinflusst sind als Tieflandgewässer, deren Nutzungshistorie generell intensiver ist (UBA 2014: 98).

Umweltvariable		
Chemisch-physikalische Qualitätskomponente/Anthropogene Einwirkung		
Nährstoffe Stickstoff: Ammonium-Stickstoff Nitrit-Stickstoff		Kap. 61
Nährstoff Phosphor: Ortho-Phosphat Gesamtphosphor		Kap. 6.1
Wassertemperatur		Kap 6.1
Abwasseranteil		Kap. 4.1.1
Entfernung Kläranlage		Kap. 4.1.1
Hydromorphologische Qualitätskomponente		
Fließgewässertyp	(MS)	Kap. 6.2
Substrat	(PN)	Kap. 6.3
Gewässerstrukturgüte/ Habitatindex		Kap. 6.4
Strömung (Einfluss auf Substrat)	(PN)	Kap. 6.4
Einzugsgebietsgröße		
Beschattung	(PN)	Kap. 6.4
Biologische Qualitätskomponente		
Saprobienindex	(PN)	Kap. 3
RK-Relationship		Kap. 3
EPT [%] (HK) (Anteil der Arten Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera -Eintagsfliegen, Steinfliegen, Köcherfliegen)		Kap. 3
Deutscher Faunaindex		Kap. 3
Allgemeine Degradation	(PN)	Kap. 3/7.2
Anthropogene Einwirkung		
Flächennutzung (Landnutzungsindex)		Kap. 6.5
Bodenerosion (durch Landwirtschaft)	(PN)	Kap. 6.6
Klimawandel		Kap. 6.7

Tabelle 5: Einflussfaktoren auf den Zustand der Gewässerbiozönose und den quantitativen Eintrag von Pflanzenschutzmitteln (PN= Probennahme, MS= Messstelle)

Quelle: Eigener Entwurf

Diese Vermutungen gilt es über die Auswertung der statistischen Daten zu verifizieren und in ihrem Ausmaß zu quantifizieren.

Eine gute Möglichkeit zur Abschätzung der Auswirkungen von Umweltfaktoren auf die Quantität von Pestizideinträgen bieten ATKIS, Corine Landcover-Daten u. a.: Hier sind Daten zur Hangneigung, Bodeneigenschaften, Anbaufrüchten, Witterung und über mögliche Gewässerrandstreifen vorhanden. Wechselwirkungen mit anderen verstärkenden Faktoren sind ebenso zu erkennen wie mit vermindernden Faktoren, wie als Refugialgebiete dienende Wälder. Relevante Informationen werden in Synthesemodellen wie dem LanduseInformer zusammengefasst, aus dem Empfehlungen für eine Reduzierung der Emissionen abgeleitet werden können (Helmholtz Zentrum für Umweltforschung, Internet: <https://www.ufz.de/index.php?de=40921> (04.04.2017)).

6.1 Chemisch-physikalische Qualitätskomponenten

Der Sauerstoffgehalt ist eine der entscheidenden Variablen für das Überleben des Makrozoobenthos. Er ist wiederum abhängig von zahlreichen weiteren Einflussfaktoren wie dem Stickstoff- (Sauerstoffverbrauch durch Umsetzung von Ammonium zu Nitrat und Nitrit (Nitrifikation)) und Phosphorkreislauf, der Eutrophierung des Gewässers, der Wassertemperatur, dem pH-Wert, der Wiederbelüftung und der Sonneneinstrahlung (HMUELV 2012: 80f).

Gewässer sind von Natur aus sehr nährstoffarm mit den anorganischen Hauptnährstoffen Phosphor- und Stickstoffverbindungen als Minimumfaktor. Daher wäre von Natur aus auch meist genügend Sauerstoff vorhanden und das Wasser zur „Selbstreinigung“ fähig (Patt et al. 1998: 76f). Heute sind die Nährstoffverhältnisse in nahezu jedem Gewässer durch anthropogene Einleitung von organischen Abwässern sowie aus landwirtschaftlichen Quellen durch anorganische Nährstoffe wie Phosphor und Ammonium verändert.

Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index

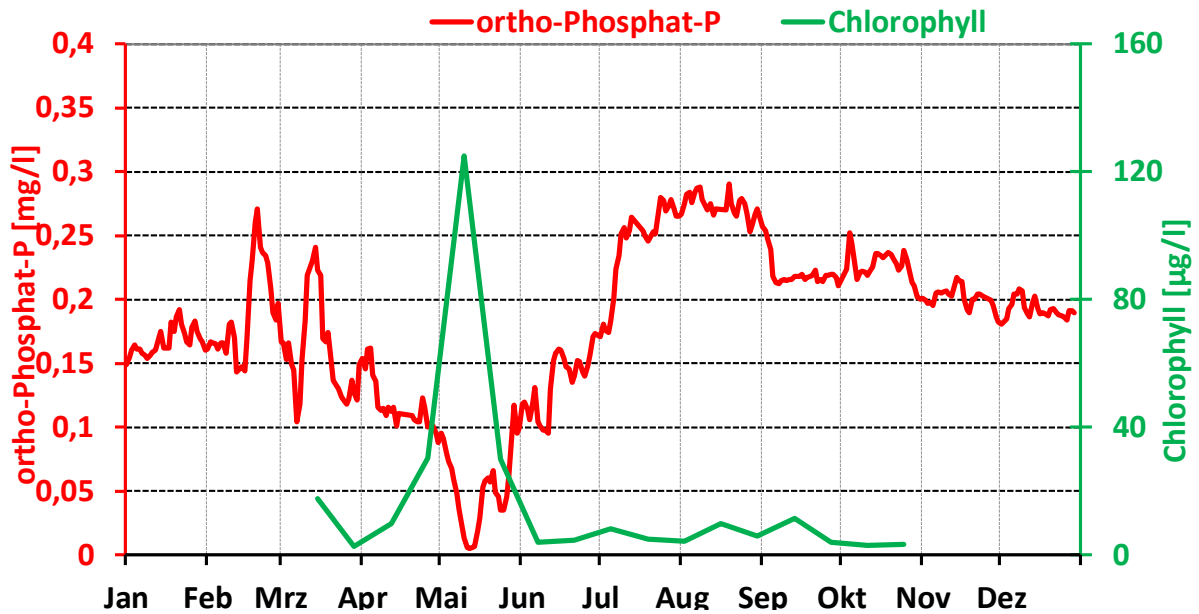


Abbildung 16: Jahresgang von Orthophosphat korrespondierend zum Chlorophyllgehalt im Main bei Bischofsheim im Jahr 2006

Quelle: HLNUG 2017: 27

Die aus der Eutrophierung folgende erhöhte Primärproduktion an pflanzlicher Biomasse (Orthophosphat ist pflanzenverfügbar) (vgl. Abb. 16) und die organischen Substanzen aus dem Abwasser stellen größere Mengen organischen Materials dar, welches von den Destruenten unter erhöhtem Sauerstoffverbrauch abgebaut wird. Der Sauerstoffhaushalt wird dabei negativ beeinflusst, so dass es zu Sauerstoffdefiziten bis hin zur Entstehung anaerober, also sauerstofffreier Bereiche kommt.

Da sich sauerstoffliebende Arten dann nicht mehr ansiedeln können, kann es zur biologischen Verödung des Gewässers kommen (Patt et al. 1998: 99f).

Stickstoff stammt dabei v. a. aus diffuser Einleitung landwirtschaftlicher Herkunft (Düngung), kann aber lokal auch in erheblichen Mengen über punktuelle Quellen eingetragen werden (HMUELV 2012: 81). Seine Umsetzung (Nitrifikation) ist pH- und temperaturabhängig und erfolgt unter Verbrauch von Sauerstoff. Ammonium (NH_4) entsteht beim Abbau organischen Stickstoffs (Ammonifikation). Nitrit als Zwischenprodukt der Nitrifikation entfaltet seine Toxizität in Abhängigkeit von der Chlorid- und Sauerstoffkonzentration im Gewässer. Nitrat ist wegen seiner schlechten Absorption an die Oberfläche der Bodenkolloide eher ein Problem des Grundwassers und wird während der Passage durch die Kläranlage im Rahmen der Denitrifikation umgewandelt (HMUELV 2012: 82/ 90).

Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index

Phosphor erreicht die Gewässer u. a. über den punktuellen Eintrag einer Kläranlage, über die diffusen Eintragspfade Bodenerosion und Abfluss (abgeschwemmte Düngemittel) sowie über industrielle Direkteinleiter (vgl. Abb. 17) (HLNUG 2017: 28, HMUELV 2012: 82 und Pecoroni 2013: 22).

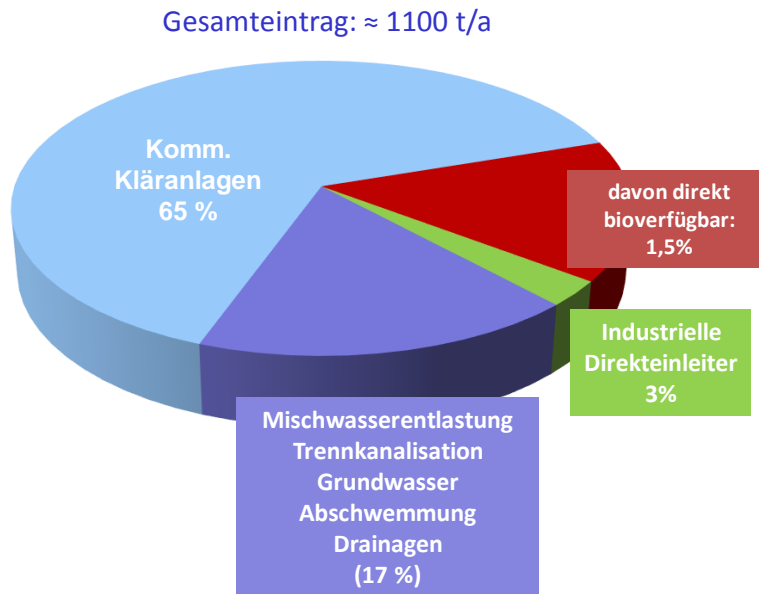


Abbildung 17: Einträge Gesamtphosphor in Hessen 2010 - 2013

Quelle: HLNUG 2017: 28

Im Boden vorhandenes erosionsbürtiges Phosphor ist nur zu 10% bioverfügbar, da der größere Teil als immobilisierbare Phase des Bodens (vgl. Tab. 7, Kap. 6.6) mineralisch gebunden ist, weshalb der Anteil der Erosion an den Phosphoreinträgen in die Gewässer gering ist. Je nach Einzugsgebiet stammt ein Anteil zwischen 50 bis 85% des Phosphors aus dem Ablauf der Kläranlagen (HLNUG 2017: 28). Während in der Natur v. a. das vollständig oxidierte Phosphor vorkommt, enthält Abwasser überwiegend anorganisch gelöstes Ortho-Phosphat ($H_nPO_4^{n-3}$) und Polyphosphat. Ersteres ist dabei die einzige Phosphorform, die von den Algen metabolisiert werden kann. Im Abwasser stehen Ortho-Phosphat und Gesamtphosphor im Verhältnis 0,7:1 zueinander (HMUELV 2012: 82).

Absorptiv gebundene Schadstoffe und andere abfiltrierbare Stoffe wirken sich negativ auf das Makrozoobenthos aus durch die Verstopfung des Interstitials (Hohlräume im Gewässersubstrat), was die Sauerstoffversorgung des Makrozoobenthos mindert (HMUKLV 2015: 32, HMUELV 2012: 82).

6.2 Faktor Fließgewässertyp

Landschaftsräume mit gleichem geologischen (Substrat) und geomorphologischen (Relief) Merkmalen werden zu Gewässerlandschaften zusammengefasst, durch ihre Talform charakterisiert und nach ihrer Biozönose typisiert (Irmer/von Keitz 2002: 113). Die Einteilung der Fließgewässer in Typen (vgl. Abb. 18) erfolgt auf der Grundlage der auf der Einzugsgebietsgröße beruhenden Fließgewässertypologie der WRRL und wird in der OGewV aufgeführt (vgl. Tab. 6) (Pottgiesser/ Sommerhäuser 2008: Begleittext). Nach der DIN-Norm 38410 sind Gewässertypen „idealisierte Zusammenfassungen individueller Fließgewässer nach definierten gemeinsamen Merkmalen“. Diese Merkmale können morphologischen, physikalischen, chemischen, hydrologischen oder biozönotischen Charakters sein oder es handelt sich um die Typen natürlicher Gewässer (DIN 38410 (2004: 7).

Fließgewässertyp	Einzugsgebietsgröße [in km²]
Bach	>10 bis 100
Kleiner Fluss	100 bis 1.000
Großer Fluss	1.000 bis 10.000
Strom	>10.000

Tabelle 6: Fließgewässertypologie nach Einzugsgebietsgröße

Quelle: Eigener Entwurf nach OGewV (2016: 1379)

Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index

Typ / Kurzname	Ökoregion	Längszonierung			
		Bach	Kl. Fluss	Gr. Fluss	Strom
Typ 01.1: Bäche der Kalkalpen	4				
Typ 01.2: Kleine Flüsse der Kalkalpen	4				
Typ 02.1: Bäche des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 02.2: Kleine Flüsse des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 03.1: Bäche der Jungmoräne des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 03.2: Kleine Flüsse der Jungmoräne des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 04: Große Flüsse des Alpenvorlandes	9(8)				
Typ 05: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	9(8)				
Typ 05.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche	9(8)				
Typ 06: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	9(8)				
Typ 06_K: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche (Keuper)	9(8)				
Typ 07: Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche	9(8)				
Typ 09: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	9(8)				
Typ 09.1: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse	9(8)				
Typ 09.1_K: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse (Keuper)	9(8)				
Typ 09.2: Große Flüsse des Mittelgebirges	9(8)				
Typ 10: Kiesgeprägte Ströme	9(8)				
Typ 11: Organisch geprägte Bäche	u				
Typ 12: Organisch geprägte Flüsse	u				
Typ 14: Sandgeprägte Tieflandbäche	14				
Typ 15: Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	14				
Typ 15_groß: Große sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse	14				
Typ 16: Kiesgeprägte Tieflandbäche	14				
Typ 17: Kiesgeprägte Tieflandflüsse	14				
Typ 18: Löss-lehmgeprägte Tieflandbäche	14				
Typ 19: Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern	u				
Typ 20: Sandgeprägte Ströme	14				
Typ 21_N: Seeausflussgeprägte Fließgewässer (Nord)	u				
Typ 21_S: Seeausflussgeprägte Fließgewässer (Süd)	u				
Typ 22: Marschengewässer	14				
Typ 23: Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse	14				

Abbildung 18: Fließgewässertypen der BRD

Ökoregionen nach EU-WRRL (Anhang XI)

4= Alpen

8= westliches Mittelgebirge

9= zentrales Mittelgebirge

14= zentrales Flachland

u= unabhängig von der Ökoregion

Quelle: Software_Handbuch ASTERICS (2013: 9)

Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index

In Hessen kommen neun verschiedene Fließgewässertypen vor. Es überwiegen aber deutlich die silikatischen Mittelgebirgsbäche (vgl. Abb. 19). Allein die Hälfte der Gewässer gehört mit einer Gesamtlänge von 3738 km zum Typ des grobmaterialreichen silikatischen Mittelgebirgsbach (Typ 5) (HMUKLV 2015: 7).

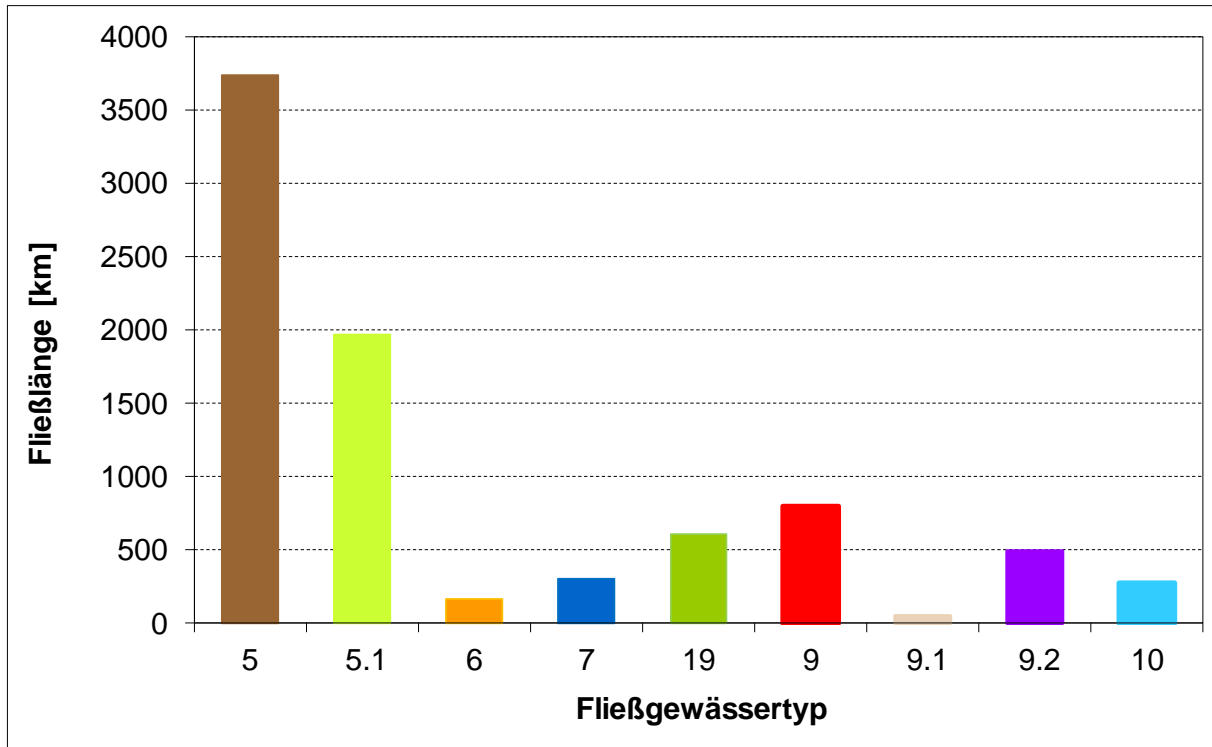


Abbildung 19: Fließgewässertypen in Hessen

Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche

Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche

Typ 6: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche

Typ 7: Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche

Typ 19: Kleine Niederungsfließgewässer in Fluss- und Stromtälern

Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse

Typ 9.1: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse

Typ 9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges

Typ 10: Kiesgeprägte Ströme

Quelle: HMUKLV 2015: 7

Der Fließgewässertyp 5 kommt in geologischen Formationen wie Schiefer, Gneis, Granit oder Vulkangebieten vor, bildet ein Kerb-, Mulden- oder Sohlental mit geradem, gewundenem oder mäandrierendem Verlauf. Die Gewässersohle besteht aus einem ausgeprägten Interstitial mit

Grobmaterial, Steinen und Kiesen sowie lokal anstehenden Schotterbänken und Felsrippen, die sich mit feinkörnigem Substrat in schwächer durchströmten Bereichen wie z. B. Gleithängen abwechseln. In den relativ flachen Profilen wechseln flache schnell - und tiefe langsam durchströmte Gewässerstrecken. Die Einzugsgebiete haben eine Größe von 10 bis 100 km² bei einem Gefälle von 10 bis 50 ‰. Die elektrische Leitfähigkeit liegt zwischen 50-300 µs/cm, der pH-Wert bei 6,5 bis 8, die Karbonathärte bei <1 bis 6°dH, die Gesamthärte bei 1-10°dH. Im Jahresverlauf kann es zu großen Abflussschwankungen kommen mit einzelnen extremen Abflüssen bei Hochwasserereignissen (Pottgiesser/Sommerhäuser 2008).

6.3 Faktor Substrat

Unter dem Substrat versteht man den „Bestandteil des Gewässerbettes, das von Organismen besiedelt werden kann“ (DIN 38410 2004: 9).

Das Makrozoobenthos besiedelt, wie der Name „benthos“ bereits ausdrückt, als „Substratbewohner“ die Gewässersohle (Benthal) und das Interstitial (vgl. Abb. 20).

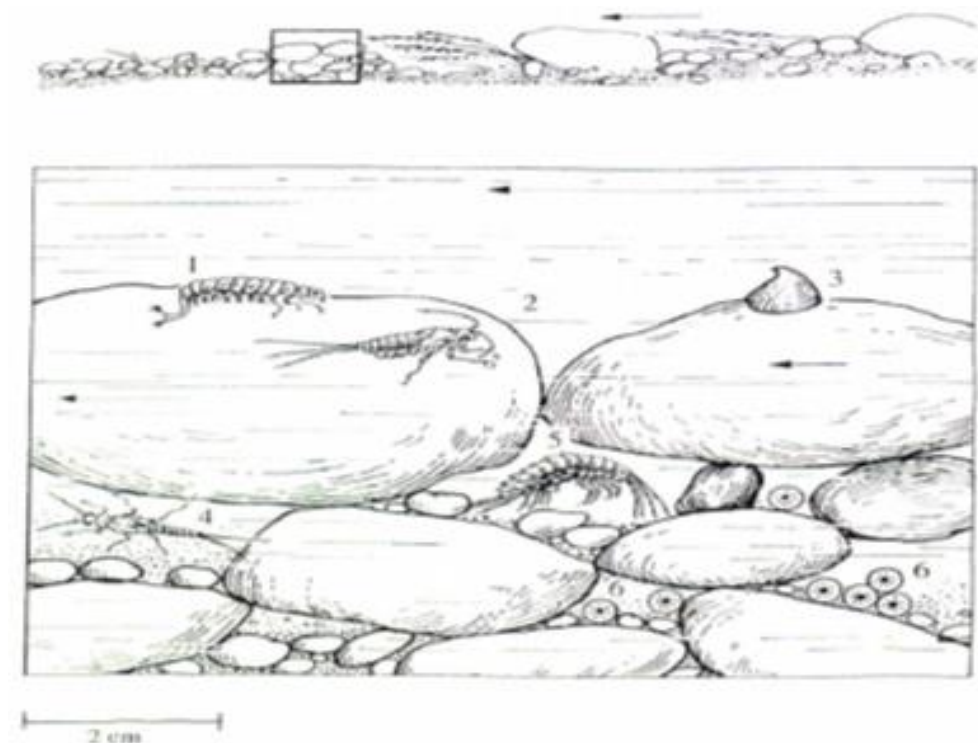


Abbildung 20: Lebensraum Benthal und Interstitial

Quelle: Patt et al. 1998: 74 und HUKLV 2015: 33

Je nach Größe der Hohlräume und der Organismenaktivität kann es im Interstitial schnell zu Sauerstoffdefiziten kommen (HMUKLV 2015: 33 und UBA 2014: 51f). Große sauerstoffgefüllte Hohlräume sind aber ein wichtiger Lebensraum für das Makrozoobenthos und den Laich der Fische. Eine Unterversorgung mit Sauerstoff z. B. durch eingetragene landwirtschaftliche Sedimente kann zum Absterben von Organismen und damit einer Verringerung der Artenvielfalt führen (HMUKLV 2015: 32f). Der Anteil sich dynamisch mit der Strömung bewegenden bzw. lagestabilen Substrats entscheidet wesentlich mit über die Besiedlung durch Fauna und Flora (UBA 2014: 52). Totholz und Makrophyten sorgen für eine naturnahe Differenzierung der Strömungs- und Tiefenverhältnisse und schaffen so Lebensräume für das Makrozoobenthos (UBA 2014: 52).

Die einzelnen Arten mineralischen (z. B. Sand, Kies, Steine) und organischen Substrats (z. B. Torf, Totholz, Falllaub, Makrophyten) (DIN 38410 2004: 9), werden in der vorliegenden Ausarbeitung unter dem Kap. 7.1 im Zusammenhang mit der Makrozoobenthosbeprobung, dem sog. Multihabitatsampling vorgestellt.

6.4 Faktor Gewässerstrukturgüte (Strukturkartierung und Habitatindex)

Für den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln relevante Größen der Gewässerstrukturgütekartierung sind der Gewässerrandstreifen (Breite, Beschaffenheit) und der Uferbewuchs.

Die Kartierung der Gewässerstrukturgüte sollte von Oktober bis April stattfinden, da wegen des geringen Uferbewuchses zu diesem Zeitpunkt bessere Sichtverhältnisse herrschen (HMUELV 2012: 65). Es wird anhand der sechs Hauptparameter Laufentwicklung, Längsprofil, Sohlenstruktur, Querprofil, Uferstruktur und Gewässerumfeld bewertet, die wiederum zu den Bereichen Sohle, Ufer und Land zusammengefasst werden können (LAWA 2000: 3). Im Kartierungsbogen werden für das rechte und linke Ufer getrennte Angaben gemacht, aus denen der Mittelwert gebildet wird. Für jedes Ufer kann beim Parameter 5.1 (Uferbewuchs) nur ein Merkmal genannt werden, nämlich jener Vegetationsbestand, der überwiegend (Mindestbedeckung des Ufers bei 50%) vorhanden ist. Bei dem Parameter 6.2 (Gewässerrandstreifen) sind Mehrfachnennungen mit Schätzung des prozentualen Anteils möglich. Gegenstand des Parameters 5.1 „Uferbewuchs“ sind Art und Umfang des Gehölzbestands und der Bodenvegetation an der Uferböschung und auf der Böschungskrone.

Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index

Aus der Dichte und dem Bestand an gewässertypischen (bodenständigen) Arten wie Erlen, Eschen und Weiden lässt sich der Nutzungsdruck aus dem Hinterland ablesen. Zudem wird ein Rückschluss auf die Naturnähe der bisherigen Entwicklung des Gewässers möglich, da diese Arten von positiver Wirkung für das Gewässerbett und das Gewässerbiotop sind. Die uferbegleitende Bodenvegetation ist wichtig zum Schutz vor Sedimentation und Erosion. Die Bäume erhöhen die strukturelle Vielfalt des Uferbereiches und spenden Schatten. Das Falllaub stellt im Herbst allerdings einen Eintrag organischer Substanz in das Gewässer dar, welche unter Sauerstoffverbrauch abgebaut werden muss. Die genannten gewässerökologischen Funktionen können nur z. T. oder gar nicht von nicht bodenständigen (gewässeruntypischen) Arten erfüllt werden (LAWA 2000: 121). Der Parameter 6.2 „Gewässerrandstreifen“ bezieht sich auf einen unmittelbar an die Oberkante der Uferböschung anschließenden Geländestreifen, der selbst nicht Bestandteil der Uferböschung ist, sich im Gewässervorland befindet und bei einem natürlichen bis naturnahen Gewässer uneingeschränkt der Gewässerentwicklung zur Verfügung stehen muss, also augenscheinlich ungenutzt ist. D. h. es darf sich um keine landwirtschaftlich oder anderweitig anthropogen genutzte Fläche (z. B. Weide, Wege, Gärten oder nicht bodenständige Forstkulturen) handeln. Der Streifen ermöglicht, wenn er der natürlichen Sukzession überlassen und ausreichend breit ist, eine natürliche Entfaltung der Gewässerformung durch Erosion, Hochwasser und durch Ufergehölze. Wächst auf dem Gewässerrandstreifen ein Auesaumwald, so fördert er die Artenvielfalt, da er ein weiteres an das Gewässer anschließendes Habitat darstellt (Anlaufpunkt für migrierende Arten des Makrozoobenthos) (LAWA 2000: 138f).

Gerade in landwirtschaftlichen Gebieten kommt es zwecks der besseren technischen Bearbeitbarkeit oft zu einem Verlust an struktureller Vielfalt bei den Gewässern: Es werden Gewässerbegradigungen, Ausbau- oder Unterhaltungsmaßnahmen getroffen (Liess et al. 2001: IV-3). So zeigte eine Untersuchung durch Liess et al. (2001: V-19) hinsichtlich der Gewässerstruktur die signifikant schlechtere Einstufung der Gebiete mit konventionellem Ackerbau gegenüber jenen mit ökologischem Anbau.

Veränderungen der Gewässerstrukturgüte wie Habitatverluste, Degradation und Fragmentation und ihr Einfluss auf die Biodiversität werden über die statistische Größe des Habitatindex ausgedrückt, der den Zusammenhang zwischen hydromorphologischem und ökologischem Zustand besser ausdrückt als die Gewässerstrukturgüte. Der Habitatindex gesamt bzw. die sechs Hauptparameter beschreiben die Qualität der hydromorphologischen Komponenten eines Gewässers im Hinblick auf ihren Wert für die Gewässerbiozönose. Datengrundlage ist dabei

Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index

die Gewässerstrukturgütekartierung, aus der für die Biozönose relevante Parameter zu den Komponenten Strömung, Sohle und Ufer extrahiert werden.

$$\text{Habitatindex} = (\text{Strömung} + \text{Sohle} + \text{Ufer}) / 3$$

Die ausgewählten Parameter dürfen dabei, mit Ausnahme von Strömungsdiversität und Tiefenvarianz, nur schwach miteinander korrelieren, damit möglichst umfassende und unterschiedliche hydromorphologische Aspekte abgedeckt sind. Weitere Bedingungen für eine Aufnahme in die Berechnung sind, dass die Kartierung in 100 m-Abschnitten erfolgt und das Vorhandensein aller Einzelparameter-Indexwerte (Foerster 2016).

Die relevanten Einzelparameter der Kategorien Strömung, Sohle und Ufer sind z. B. für die Strömung das Vorhandensein bzw. Fehlen von Rückstau hinter Querbauwerken, welcher eine geringere Fließgeschwindigkeit und Durchmischung und somit einen geringeren Sauerstoffeintrag verursacht. Ähnlich negativ wirken Ausleitungen von Wasser. Querbänke, eine hohe Strömungsdiversität und Tiefenvarianz hingegen sorgen für eine ökologisch wertvolle Differenzierung der Sohlensedimente und erhöhen die Artenvielfalt (LAWA 2000: 65ff).

Unter der Kategorie Sohlsubstrat wird das die Sohle bildende Material, sein Ursprung (mineralisch oder organisch) und seine Korngröße zusammengefasst. Zudem fließen die Substratdiversität und evtl. anthropogen bedingte Sohlenbelastungen (z. B. Abfälle, Einleitungen, Nutzung als Fahrrinne) mit ein (HLNUG 2017) (zur Bedeutung des Substrats für das Makrozoobenthos vgl. auch Kap. 6.3).

Die Kategorie Ufer beinhaltet den Uferbewuchs (vgl. Beschreibung des Parameters 5.1 in diesem Kapitel), die Anzahl besonderer Uferstrukturen (Baumumlauf, Prallbaum, Sturzbaum, Holzsammlung, Unterstand, Steilwand), das Vorhandensein von Uferbelastungen durch anthropogene Tätigkeiten/Abfälle sowie den Grad der Beschattung (HLNUG 2017 und LAWA 2000: 120ff). Das Vorhandensein vieler Uferstrukturen ist ein Ausdruck der Naturnähe eines Gewässers. Sie tragen zu einer Ablenkung des Stromstrichs zu einem Ufer bei Hochwasser bei und lassen so weitere ökologisch wertvolle Strukturen entstehen. Die entstehende vielfältige Gewässermorphologie und Substratdiversität sowie ihre Rolle als Teilbiotop sind positiv für die Entwicklung eines artenreichen Makrozoobenthos (LAWA 2000: 130). Der Faktor Beschattung bzw. Lichteinfall bestimmt das Ausmaß der pflanzlichen Biomasseproduktion, was sich über die Photosynthese sauerstoffanreichernd auf das Gewässer auswirkt, ihm aber

auch über die nächtliche Dunkelatmung und den Abbau nach Absterben der Pflanzenmasse Sauerstoff entzieht. Zudem bestimmt die Wassertemperatur über den Sättigungswert den maximal möglichen Sauerstoffgehalt. Uferstrandstreifen haben zudem die Eigenschaft Nährstoffe, Sedimente und Schadstoffe wie eben auch Pflanzenschutzmittel zurückzuhalten sowie durch Laubfall abzubauen organische Substanz in das Gewässer einzubringen (HLNUG 2017: 23).

Für die vorliegende Ausarbeitung wird bei der Uferstruktur und beim Gewässerumfeld ein Mittelwert der Messstellen auf einer Länge von 0 bis 500 m oberhalb der Messstellen in Anlehnung an das Strahlwirkungskonzept und seine Umsetzung in Nordrhein-Westfalen (Raschke 2011) gewählt. Hier wird eine Gewässerstrecke von 500 m als von Organismen durchwanderbarer Strahlweg zwischen zwei Strahlursprüngen/Refugialräumen angesehen. Im Strahlursprung herrscht eine dem Referenzzustand entsprechende naturnahe Gewässerstrukturgüte, die entsprechend des Migrations- und Wiederbesiedlungspotenzials des Makrozoobenthos diesen Organismen auch in strukturell schwächeren Gebieten wie dem Strahlweg eine Ausbreitung erlaubt (Raschke 2011). Refugialräume verbessern als „Besiedlungsquellen“ mit einer hohen Zahl an fließgewässertypspezifischen sensitiven Arten die Zahl und Häufigkeit der empfindlichen Arten und somit auch den SPEAR-Index erheblich, da sie den Organismen die Entfaltung ihrer Migrations- und Wiederbesiedlungsfähigkeiten in andere Gewässerabschnitte ermöglichen. Deshalb ist es notwendig bei einer Einschätzung des ökologischen Risikos bestimmter Schadstoffeinträge die ökologischen Pfade und Wiederbesiedlungsprozesse zu betrachten (Liess/ Von der Ohe 2005: 954 und UBA 2014: 79). Auch eine Studie des UBA zeigt, dass von den Organismen des Makrozoobenthos eine Gewässerstrecke von 500 m bis maximal 5000 m durchwandert werden kann (UBA 2014: 144). Zum Erreichen des guten ökologischen Zustands müssen mindestens 35% der Gewässerabschnitte in einem Wasserkörper hochwertige Strukturen aufweisen bzw. die morphologischen Umweltziele erfüllen. Eine gleichmäßige Verteilung der hochwertigen Gebiete ist für ihre Funktion als Trittstein für die Gewässerorganismen wichtig (HMUELV 2012: 45).

Verbesserungen für die Wasserqualität würden sich durch das Anlegen eines uferbegleitenden Gehölzsaums oder eines Gewässerrandstreifens mit ausreichender Breite ergeben. Dies gilt für das gesamte Gewässer, aber im Besonderen für den Oberlauf und den Quellbereich. 5 bis 15 m Breite reichen insbesondere bei Quellen mit lateralem Eintrag mittels Interflow nicht aus (Thiery et al. 2016: 345ff).

Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index

Insgesamt gilt, dass die Vereinheitlichung der Ufer, die Beseitigung typischer Gewässerbettstrukturen, die Homogenisierung der Strömung und der Sohlsubstrate eine Abnahme spezialisierter empfindlicher Arten (K-Strategen) und die Zunahme ubiquitärer Arten (r-Strategen) bewirkt. Auch Ausleitungen und Abwassereinleitungen verändern das Abflussregime und die Strömung mit negativer Wirkung für das Makrozoobenthos (HMUKLV 2015: 35/47). Die Wiederbelüftungsrate, also der Eintrag von gelöstem Sauerstoff aus der Atmosphäre ist umso größer, je höher die Fließgeschwindigkeit des Gewässers ist (HMUEL 2012: 88).

6.5 Faktor Flächennutzung

Über die Landnutzung können Rückschlüsse auf die Belastungssituation der Gewässer gezogen werden. An Bächen in Waldstandorten z. B. ist eine geringere Belastung durch Pflanzenschutzmittel und andere Stressoren zu erwarten als an landwirtschaftlichen Standorten. Es ist eine bessere Gewässerstrukturgüte und eine höhere Beschattung vorhanden (Thiery et al. 2016: 351).

Flusseinzugsgebiet	Einwohner (30. 06. 2013)	Fläche km ²	landwirtsch. Nutzfläche %	Wald %	Siedlung, Verkehr %	Gewässer %	Sonstige %
Rhein (hess. Teil)	4.761.582	12.119	43	43	13	1	0
Weser (hess. Teil)	1.263.461	8.996	48	43	8	1	0
Hessen	6.025.043	21.115	45	43	11	1	0

Abbildung 21: Flächennutzungen in den Flusseinzugsgebieten Rhein und Weser 2013

Quelle: HMUKLV 2015: 21

Insgesamt sind in Hessen für das Jahr 2013 6000 km² Ackerfläche, 3500 km² Grünlandfläche, 4700 km² Mischwald und 2400 km² Nadelwald ausgewiesen. Je nach Region variiert der vorherrschende Landnutzungsanteil. Generell ist das Weser-Einzugsgebiet jedoch ländlicher geprägt als das dicht besiedelte Rhein-Main-Gebiet (vgl. Abb. 21) (HMUKLV 2015: 22).

Eine visuelle Darstellung des Ausmaßes der einzelnen Nutzungsarten im Teileinzugsgebiet (TEGZ) oberhalb des Gewässers und deren räumliche Verortung sowie die Beziehung der einzelnen Wirkgrößen zueinander, lässt sich mit Hilfe geographischer Informationssysteme

erzielen. Datengrundlage sind die im Vektorformat vorliegenden CORINE Land Cover-Daten¹² (CLC) zur Landbedeckung und -nutzung in der Vegetationsperiode des Jahres 2012 zu den Kategorien Städtische Nutzung, Ackerland, Grünland und Wald in einem 100 m bzw. 500 m breiten Pufferstreifen um das Gewässer. Sie fließen in den Landnutzungsindex (LUI) ein, der eine statistische Größe für die Intensität, u. a. der landwirtschaftlichen Nutzung ist und Werte von 0 bis 400 annehmen kann:

Landnutzungsindex (LUI) = $1 \cdot \text{Grünland} + 2 \cdot \text{Ackerland} + 4 \cdot \text{Städtische Nutzung}$ ¹³

Je höher dieser ausfällt, umso intensiver ist die landwirtschaftliche bzw. städtische Nutzung und das entsprechende Belastungspotential (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2016: 3f, UBA 2014: 123/125 und Berthold/Kolster 2007: 55f). Für die vorliegende Ausarbeitung wird ein Pufferstreifen von insgesamt 100 m Breite (je 50 m Breite an jedem Ufer) für den Gewässerabschnitt 0 bis 500 m (LUI_100_500) oberhalb der Messstelle und ein Pufferstreifen von 500 m Breite (je 250 m breit am rechten und linken Ufer des Gewässers) für den Gewässerabschnitt 0 bis 5000 m (LUI_500_5000) oberhalb der Messstelle gewählt. Diese Auswahl wird zum einen getroffen, da eine Vergleichbarkeit mit den weiteren zur Korrelationsberechnung herangezogenen Parametern angestrebt wird. Zum anderen hat eine bereits erfolgte Untersuchung des Umweltbundesamtes zur Beeinflussung des Ergebnisses für das Makrozoobenthos durch die Umweltvariablen Landnutzung bei Parzellen mit einer ausgewählten Breite von 500 m auf einer Länge von 5000 m (LUI_500_5000) gerade für Bäche eine hohe Einflussstärke in den Synthesemodellen sowie eine hohe Sicherheit, ausgedrückt über den LUI für Mittelgebirgsgemeinschaften, angezeigt. In den Flüssen ist die Beeinflussung durch chemische Parameter in der Synthese höher (UBA 2014: 128ff). Entsprechend sind für die überwiegend kleinen Gewässer der vorliegenden Ausarbeitung hohe Korrelationen des Makrozoobenthoszustands mit der Landnutzung zu erwarten. Die sichersten Aussagen sind dabei möglich bei der Wahl von 500 m breiten Pufferstreifen auf einer Länge von 5000 m.

¹² Die Bodenbedeckung wurde mit Hilfe von Satellitenbildern erfasst, die Landnutzung wurde aus den ATKIS (Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem)-Nutzungsdaten übernommen und zum Landbedeckungsmodell Deutschland entwickelt (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2016: 4)

¹³ Die Kategorie Städtische Nutzung umfasst Daten zu städtisch geprägten Flächen, Industrie-, Gewerbe- und Verkehrsflächen, Abbauf Flächen, Deponien und Baustellen sowie anthropogen geschaffenen Grünflächen.

Die Kategorie Ackerland umfasst neben Ackerflächen auch Dauerkulturen (Wein-, Obstbau) sowie heterogene landwirtschaftliche Flächen mit komplexer Parzellenstruktur sowie landwirtschaftlicher Nutzung und natürlicher Bodenbedeckung nebeneinander.

Bei der Kategorie Grünland (Wiesen und Weiden) handelt es sich nicht um eine Sammelkategorie (Bundesamt für Kartographie und Geodäsie 2016: 8).

Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index

Grenzt eine landwirtschaftliche Fläche unmittelbar an ein Gewässer an, so ist es stärker vom Schadstoffeintrag betroffen, was sich besonders in Quellbereichen und Oberläufen gravierend auswirkt, da diese als Retentionsräume einen wesentlichen Beitrag für die Fähigkeit eines Gewässers zur Resilienz (Rückkehr zum Ausgangszustand eines Systems nach erfolgter Störung) leisten. Durch die behördlichen Gütemessungen fällt dieser Umstand oft gar nicht auf, da nach WRRL und OGewV erst ab einer Einzugsgebietsgröße > 10 km² gemessen wird und die im Unterlauf sichtbare Verarmung der Gewässerbiozönose auf Grund der Schadstoffe im Oberlauf durch Messungen im Unterlauf infolge starker Verdünnung nicht mehr nachweisbar sind. Allerdings wären Auswertungen mit dem SPEAR-Index in einigen Quellbereichen und Kleingewässern, insbesondere solchen, die periodisch trockenfallen, wegen der dort eher geringen Artenzahl und Individuenhäufigkeit nicht aussagekräftig genug (Thiery et al. 2016: 345ff).

Eine Untersuchung durch Liess et al. (2001: V-16) zeigt die Differenzierung der erfolgten PSM-Nachweise je nach Umlandnutzung: Während bei integrierter Bewirtschaftung eine Vielzahl von Pestiziden nachgewiesen wurden, wurde bei ökologischer Nutzung oder Weidewirtschaft nur ein Fungizid nachgewiesen (vgl. Abb. 22).

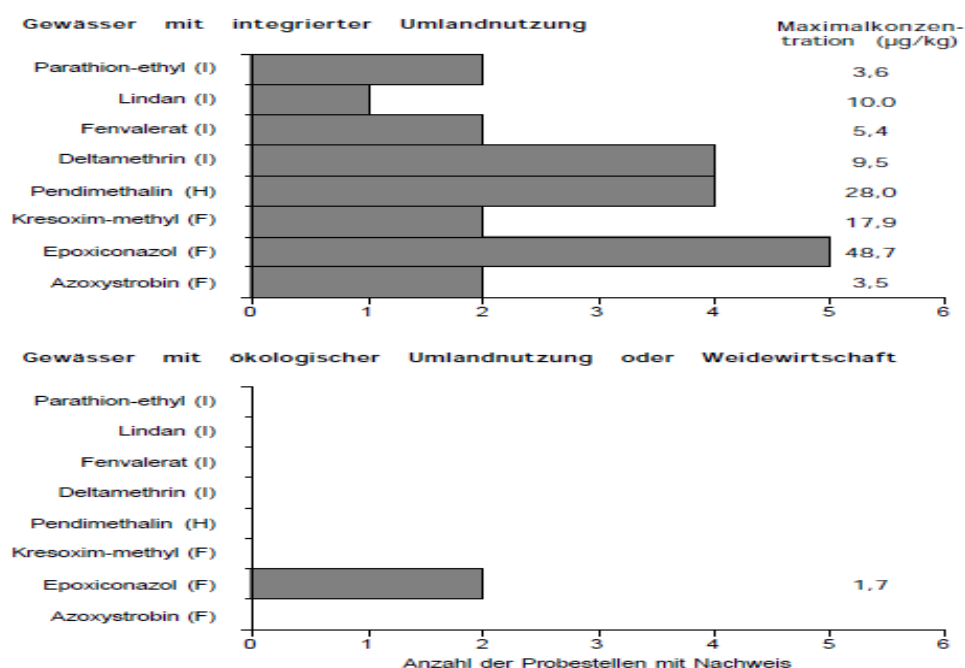


Abbildung 22: Anzahl der Probestellen mit Nachweis von Pflanzenschutzmitteln: Konventioneller und ökologischer Anbau im Vergleich

(H= Herbizide, I=Insektizide, F= Fungizide)

Quelle: Liess et al. 2001: V-16

Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index

Die mittlere Artenzahl und der Saprobienindex unterschieden sich bei beiden Nutzungsformen jedoch nicht signifikant. Die Struktur der Gemeinschaft, also die Anteile sensibler und weniger sensibler Arten, ausgedrückt in Form des SPEAR-Indexes, wiesen jedoch signifikante Unterschiede auf. Bei konventioneller Landwirtschaft im Umland dominierten weniger sensitive Arten. Allerdings bestimmen auch Strömung und Substrat mit über das Niveau des SPEAR-Index (Liess et al. 2001: V-23). Auch die Art der landwirtschaftlichen Nutzung wirkt sich auf den quantitativen Pestizideinsatz aus: Sonderkulturen wie Wein-, Obst, Hopfen oder Gemüse erfordern den starken Einsatz von Pestiziden und eine intensive Bodenbearbeitung. Hackfrüchte bilden erst im späten Frühjahr eine geschlossene, die Bodenerosion verhindernde Blattdecke. Besonders gefährdet sind Gewässer bei Sonderkulturen in Hanglagen, auf leichten Böden, bei Fehlen von Gewässerrandstreifen und bei regelmäßiger Gewässerunterhaltung (Borchardt/Mohaupt 2002: 103). Signifikante Gefährdungen durch diffuse Quellen sind bei > 50% Ackerfläche, > 10-20% Hackfruchtfläche bzw. >2-5% Sonderkulturfläche zu erwarten (Borchardt/Mohaupt 2002: 105). Von Relevanz sind dabei die Landnutzungen in einem Bereich von 50 m flußauf- (u. a. wegen möglicher Refugialräume) und abwärts (Liess / Von der Ohe 2005: 956).

Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index

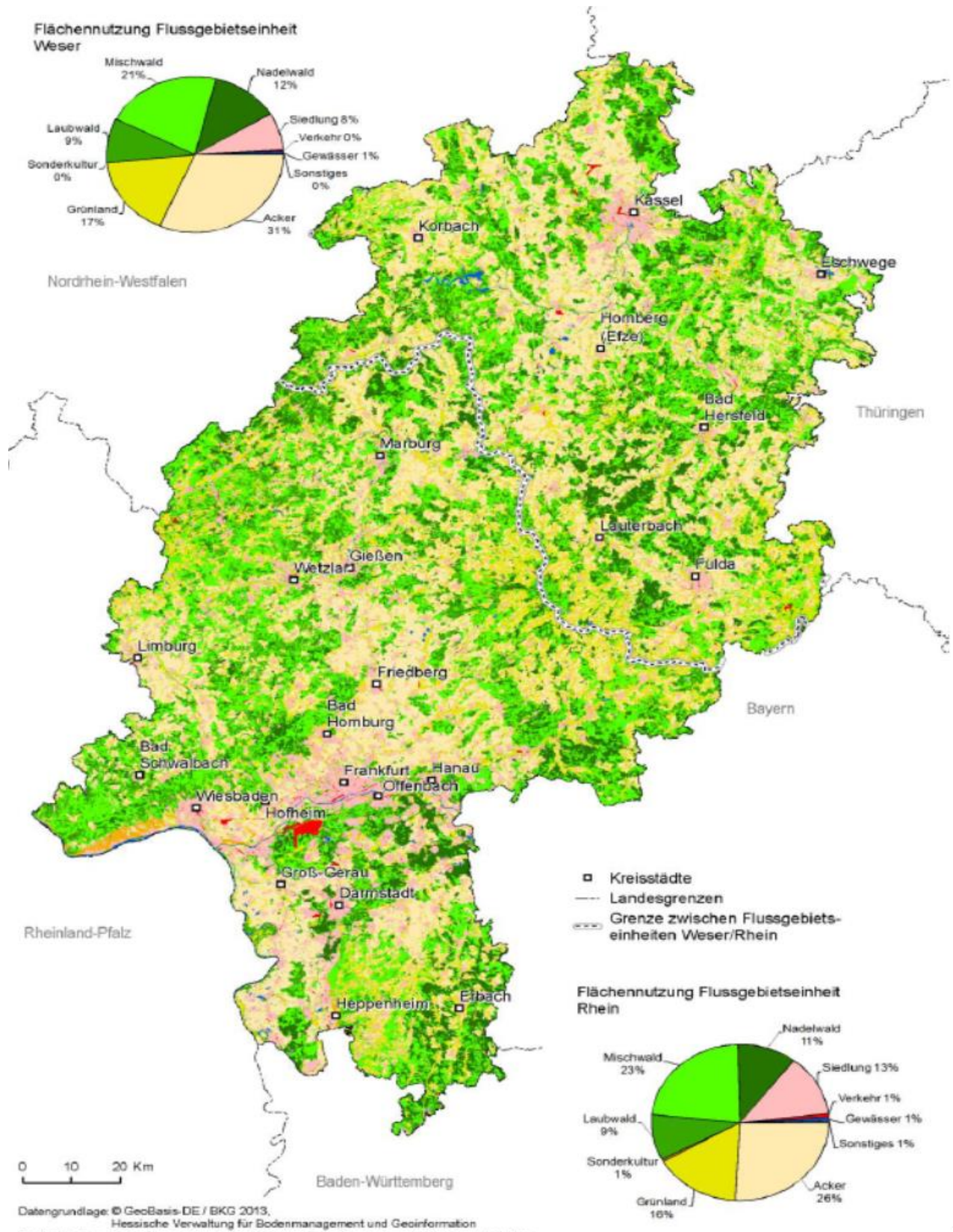


Abbildung 23: Landnutzung in den Flussgebietseinheiten Rhein und Weser

Quelle: HMUKLV 2015: 23

6.6 Faktor Bodenerosion

Das Bundesbodenschutzgesetz schreibt die gute fachliche Praxis in der landwirtschaftlichen Bodennutzung vor (LfULG Sachsen 2015 (09.02.2017)). Von Relevanz für den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln/Schadstoffen ist dabei v. a. die Verhinderung des Bodenabtrags/Erosion, wobei an Bodenpartikeln haftende Schadstoffe und Nährstoffe mit in das Gewässer eingeschwemmt werden können. Dies ist insbesondere bei den durch den Klimawandel sich häufenden Starkniederschlägen der Fall, die die Bodenerosion um etwa 10% ansteigen lassen. Insbesondere Herbizide werden wegen ihrer besseren Wirksamkeit auf dem noch unbewachsenen Boden angewandt, was die Gefahr der Abschwemmung steigert (LfULG Sachsen 2015 (09.02.2017) und HMUKLV 2015: 69f). Böden stellen ein komplexes Element im Stoffkreislauf der Ökosphäre dar, welches mit den Niederschlägen eingewaschene Stoffe speichern, filtern, puffern und transformieren kann. Somit können auch Schadstoffe wie Pflanzenschutzmittel aufgenommen und durch Bindung bis zu einem bestimmten Maße in ihrer schädlichen Wirkung der Umwelt entzogen werden. Auch die Böden der Gewässersohle selbst können diese Aufgabe bis zu einem bestimmten Grad erfüllen. Die auf die Erdoberfläche aufgebrachten Pflanzenschutzmittel und andere Schadstoffe erreichen das System Boden und werden dort unterschiedlich stabil und langfristig gebunden: Zur mobilen bzw. schnell mobilisierbaren Fraktion (vgl. Tab. 7) zählen der in Lösung verbleibende oder schnell wieder überführbare Schadstoffanteil. Er kann über das Grundwasser in das Gewässernetz gelangen und ist somit ökologisch relevant. Auch suspendierte Partikel werden durch Filterung mechanisch gebunden und sind schnell mobilisierbar. Dabei richtet sich die Filterleistung nach dem Porendurchmesser. Sie ist in grobkörnigen Sand- und Kiesböden am höchsten und nimmt mit zunehmender Füllung der Wasserleitbahnen ab. Eine stabilere aber dennoch mobilisierbare Bindung liegt bei der Adsorption bzw. chemischen Fällung gasförmiger und v. a. gelöster Schadstoffe an die Bodenaustauscher vor. Diese Pufferleistung ist bei Bodenarten mit hohem Tongehalt höher. Eine Immobilisierung, d. h. eine Entfernung aus dem System Boden ist durch (photo-) chemische Transformation organischer Schadstoffe zudem bei Ablagerung auf der Bodenoberfläche möglich. Beim biologischen Abbau spielen Mikroorganismen eine wichtige Rolle für die Transformation organischer Substanz in andere Aggregatzustände mit veränderter chemischer Zusammensetzung und meist auch geringerer Gefährlichkeit für die Umwelt. Eine Umverteilung über größere Distanzen kann neben dem Transport durch das Grundwasser durch oberflächlichen Abfluss, fluviale und äolische Erosion und Verdriftung kontaminierten Bodens erfolgen (Scheffer/Schachtschabel 1998: 320f). Die Verortung der durch den Landwirt

Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index

aufgebrachten Pflanzenschutzmittel ist abhängig von ihrem unterschiedlichen Aufbau, ihrer Funktion und ihrer Aufnahme durch die Pflanzen. Während Insektizide und Fungizide eher auf den Blättern der Pflanze aufgebracht werden und auch dort wirken sollen, werden Herbizide über die Pflanzenwurzel aufgenommen und sind daher im Erdreich (überwiegend im Humus) gebunden. Bei Niederschlägen können die erstgenannten Stoffgruppen aber ebenfalls in das Erdreich gelangen. Von jenen in das Erdreich gelangenden Stoffen sind im Gewässer die mobile und die schnell mobilisierbare Phase sofort verfügbar. Auch die stabiler gebundene mobilisierbare Phase, also die adsorbierten Schadstoffe, können sich von den Bodenpartikeln lösen. Es handelt sich dabei nicht um einen chemischen Lösungsvorgang, sondern einen mechanischen (Dr. Vorderbrügge, Gespräch vom 25.04.2017).

Bindungsart von Stoffen im Boden	Erläuterung	Gewässerverfügbarkeit
Mobile Phase	-Schadstoffanteil in Lösung, für Pflanzen/ andere Organismen potenziell verfügbar	-Mit Sickerwasser verlagerbare Schadstofffraktion -Transport über Grundwasser oder Oberflächenabfluss
Mobil bis leicht mobilisierbare Phase	-gefilterte, mechanisch gebundene Schadstoff-Partikel in Böden mit hohem Sandanteil	Bei räumlicher Verdriftung sofort im Gewässer verfügbar
Mobilisierbare Phase (Nachlieferung möglich)	-adsorbierte/chemisch gefällte Schadstoff-Partikel an Bodenaustauschern (z. B. Kationenaustauschkapazität), pH-Abhängigkeit: im sauren Milieu höhere KAK, Gewässer haben einen eher alkalischen pH-Wert von 6,5 bis 8	Transport bei Bodenerosion

Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index

	-reaktive Reservefraktion: Nachlieferung durch Mobilisierungsvorgänge	
Immobilisierungsphase (nicht reaktiv)	-durch Pflanzen aufgenommene Schadstoffe -ebenfalls Exit aus System durch chemischen Zerfall, mikrobiellen, und photochemischen Abbau	Schadstoffe sind gebunden Nicht gewässerverfügbar

Tabelle 7: Schadstoffbindung im Boden

Quellen: Eigener Entwurf nach Scheffer/Schachtschabel 1998: 320f

Unter dem Begriff Bodenerosion versteht man die Abtragung des Bodens durch Wasser und Wind¹⁴; hierbei überwiegt linearer Abtrag durch fließendes Wasser (Fluvialerosion). Demgegenüber steht der Begriff der Denudation (flächenhafte Abtragung). Begünstigt oder verursacht über das natürliche Ausmaß hinaus wird die Erosion durch landwirtschaftliche Bearbeitung. Die mit der Erosion korrelierenden Randbedingungen sind die Georeliefgestaltung, die Bodenstruktur, der Niederschlag (Intensität, Menge, Verteilung), die Kulturpflanzendecke bzw. die Art und Weise der Bodenbearbeitung (Leser 2001: 100, 183).

Hessenweit befinden sich ca. 14.100 ha stark bzw. sehr stark erosionsgefährdeter

Ackerflächen in direkter hydrologischer Anbindung an ein Gewässer (HMUKLV 2015: 299).



Abbildung 24: Konservierende landwirtschaftliche Bodenbearbeitung

Quelle: LfULG Sachsen 2015 (09.02.2017)

¹⁴ Bei hohem Feinsedimentanteil auf brachliegender Fläche.

Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index

Zu den die Bodenerosion fördernden Eigenschaften zählen ein hügeliges Relief, das Vorhandensein von Lockergestein (Löss, Sand) als Bodenausgangssubstrat sowie eine durch die landwirtschaftliche Bearbeitung degradierte Bodenstruktur (SLULG o. J.).

Bereits im Jahr 1988 stellen Rüppell/Liess (1988: 2) einen seit langem bekannten „Handlungsbedarf auf dem Gebiet des Erosionsschutzes“ fest. Eine

Abbildung 25: Begrünter Gewässerrandstreifen und Hangrinnen

Quelle: LfULG Sachsen 2015



Verminderung der Bodenerosion in Folge oberflächlichen Abflusses von Niederschlag oder äolisch

bedingter Abtragung und damit einer Mobilmachung von an den Bodenpartikeln haftender Schadstoffe ist eines der wichtigsten Ziele zur Reduzierung der Phosphoreinträge und dient gleichzeitig der Verminderung diffuser Pflanzenschutzmitteleinträge in Oberflächengewässer. Dies bedeutet, dass der Boden und auch das abfließende Niederschlagswasser in situ, also am Ort gehalten werden sollten, sei es durch die Bedeckung des Bodens (Strohmulch), die Aufnahme des Wassers und Stabilisierung des Bodens durch die Vegetation (Anbau von Zwischenfrüchten), durch Infiltration des Wassers in das Porensystem des Bodens (Beseitigung von Bodenverdichtung) oder in anthropogen geschaffenen Auffangbecken oder angepflanzten Gehölzstreifen.

Die Bodenerosion hat zudem mechanisch einen Einfluss auf das Makrozoobenthos, indem über den Eintrag von Sedimenten die (im guten Zustand) sauerstoffgefüllten Hohlräume der Gewässersohle verfüllt werden und somit als Lebensraum für das Makrozoobenthos entfallen (HMUKLV 2015: 32f, HLNUG 2017: 28, Liess et al. 2001: V-29 und UBA 2014: 51).

Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index

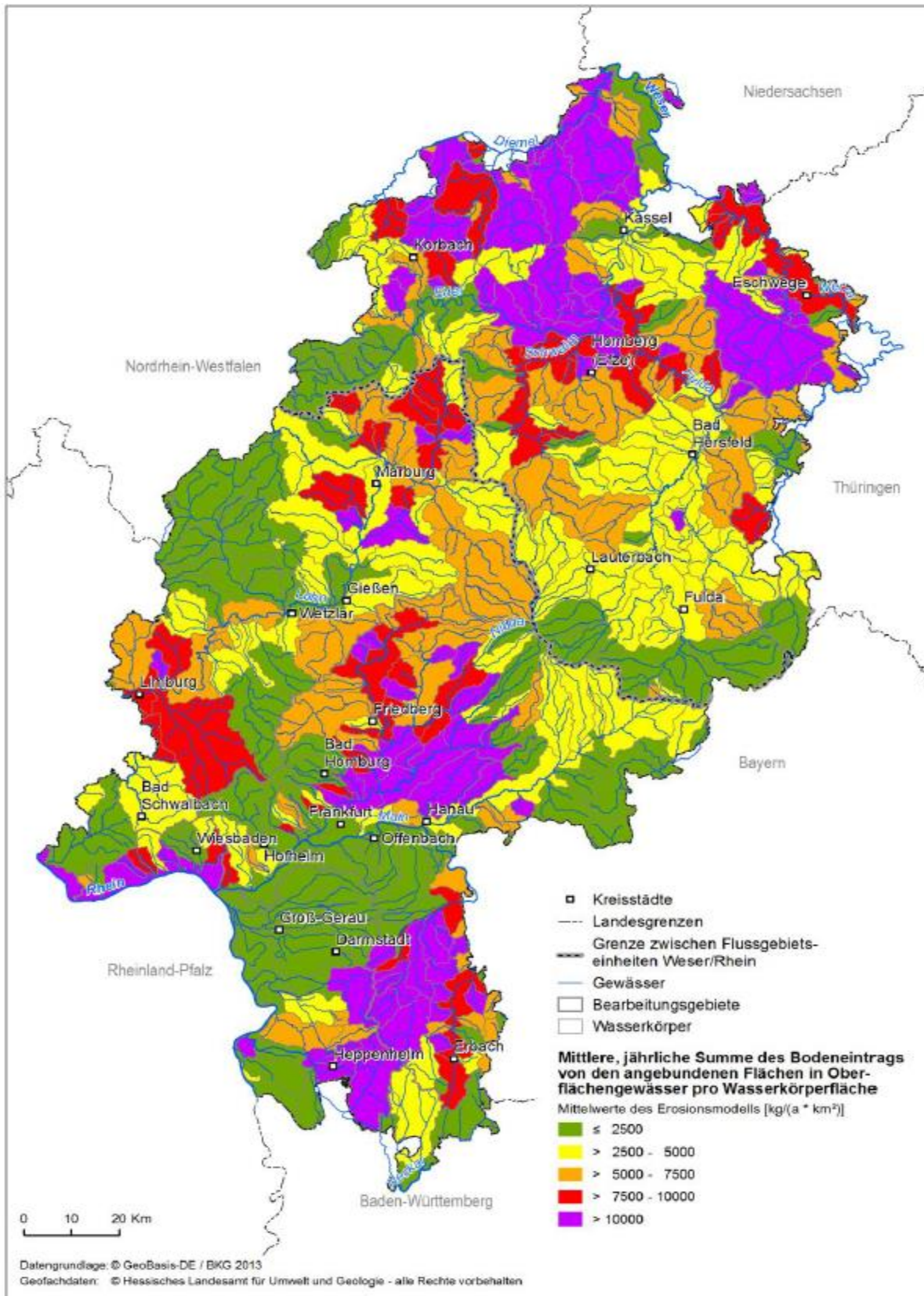


Abbildung 26: Mittlere jährliche Summe des Bodeneintrags von den angebundenen Flächen in Oberflächengewässer pro Wasserkörperfläche

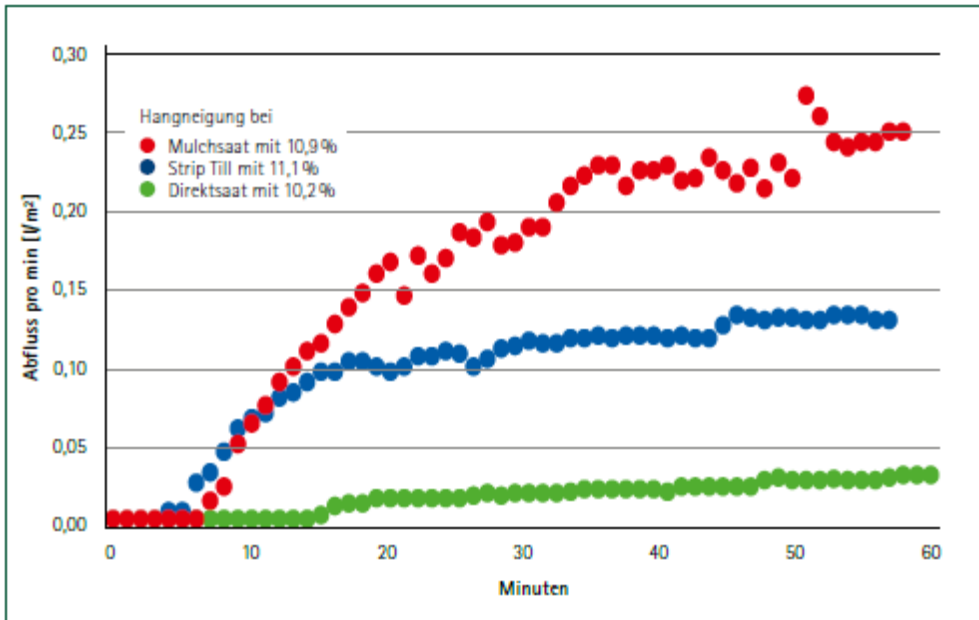
Quelle: HMUKLV 2015: 34

Eine konservierende Bodenbearbeitung (vgl. Abb. 24) bzw. Direktsaat belässt den Boden in seiner ursprünglichen stabilen Struktur und vermindert die Angriffsfläche für Abtragungen durch den Wind und die zu Verschlammung führende Vernässung. Das Unterlassen des Pflügens erhöht zudem den Anteil von Makroporen durch Bioturbation (Durchmischung) durch das Edaphon (Gesamtheit der im Boden lebenden Organismen), wie z. B. Regenwürmer und verbessert die Durchwurzelung. Windschutzstreifen, Erosionsschutzstreifen und begrünte Gewässerrandstreifen (vgl. Abb. 25) schaffen einen zusätzlichen Erosionsschutz bzw. eine räumliche Trennung (Pufferzone) der Ackerfläche zum Gewässer. Ist das Geländere relief von Rinnen geprägt, so kann sich hier viel Wasser sammeln, welches mit hoher Geschwindigkeit und einem hohem Erosionspotential abfließt. Die Begrünung der Hangrinnen erbringt eine Abflussminderung von 70 bis 90% und einen Rückhalt an Sedimenten von 80 bis 95%. Einige der hier genannten Maßnahmen, wie z. B. Grünland auf Ackerstreifen, Direktsaat, Anbau von Zwischenfrüchten und überwinternde Stoppel sowie die Anlage von Gewässer- und Erosionsschutzstreifen werden nach der Förderrichtlinie Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUK/2015) sowie dem Hessischen Programm für Agrarumwelt- und Landschaftspflegemaßnahmen (HALM) gefördert. An geographischen Schwerpunkten mit hoher Erosionsgefahr wird eine intensive Beratung und Kontrolle der guten fachlichen Praxis und des integrierten Pflanzenbaus angeboten.

Im Frühjahr bei Starkregen bewirken die kinetischen Kräfte der Niederschläge auf dem noch nicht vegetationsbedeckten Acker eine besonders starke Abschwemmung. Hoch ist die Erosionsgefahr insbesondere auf frisch bearbeiteten geneigten Flächen bei Kulturen mit weitem Reihenabstand wie Kartoffeln, Mais oder Zuckerrüben. (LfULG Sachsen 2015 (09.02.2017), Rüppell/Liess 1988: 1, Voß et al. 2010: 28 und HMUKLV 2015: 32/299). Die insbesondere im Frühjahr und Frühsommer starke „oberflächliche Einschwemmung“ wurde in einer Untersuchung von Rüppell/ Liess im Jahr 1988 als Summenvariable in drei Faktoren aufgegliedert: Strömungsgeschwindigkeit, anorganische Drift und Pestizidkonzentration (Rüppell/ Liess 1988: 49).

Auch die Bodentypen mit ihren Bodenarten bestimmen über Ausmaß und Geschwindigkeit des Bodenaustrags. Während es bei lehmig/tonigen Böden wegen hohem Infiltrationswiderstand eher zu Oberflächenabflussereignissen kommt, ist die Infiltrationsrate auf sandigen Böden höher (Quast et al. 2002: 183 und Rüppell/Liess 1988: 4, Scheffer/Schachtschabel 1998: 194).

Das spezielle Verfahren der Streifenbearbeitung (strip till) trägt durch unbearbeitete Bereiche zwischen den einzelnen Saatreihen zur Stabilisierung des Bodens vor Erosion bei und vermindert den notwendigen Einsatz von Pflanzenschutzmitteln. Insgesamt ist die Direktsaat



aber noch vorteilhafter in Bezug auf die Reduzierung des Wasserabflusses (vgl. Abb. 27).

Abbildung 27: Niederschlagswasserabfluss bei verschiedenen Bearbeitungsverfahren

Quelle: LfULG Sachsen 2015 (09.02.2017)

6.7 Faktor Klimawandel

Direkt mit dem Boden im Zusammenhang steht der Einfluss des Klimawandels auf den Pestizideintrag und damit auf die Größe des SPEAR-Indexes. Eine durch den Klimawandel ungleichmäßigere Verteilung des Niederschlags führt zu längeren Trockenperioden auf der einen Seite sowie Starkniederschlägen auf der anderen Seite, welche die Bodenerosion um bis zu 10% steigern und den Lebensraum Interstitial am Gewässerboden durch Verschließung der Gesteinsporen zerstören. Die ungleichmäßige Niederschlagszufuhr führt zu dem Makrozoobenthos betreffenden hydraulischem Stress, gerade in Oberläufen und Quellgebieten mit kleinem Einzugsgebiet. Hier kann es zu reduzierten Abflüssen oder Trockenfallen auf der einen Seite sowie zu Hochwassern wegen Regen und Mischwasserentlastungen auf der anderen Seite kommen. Zudem erhöhen sich die Wassertemperaturen, so dass Kaltwasserarten des Makrozoobenthos nur noch in den Oberläufen vorkommen (HMUKLV 2015: 69f). Bei kleinen

Einflussfaktoren auf den SPEAR-Index

Gewässern mit hoher Hangneigung, mit Ackerflächen oder erosionsgefährdeten Böden besteht eine negative Korrelation zwischen der Anzahl an wirbellosen Arten und der Niederschlagsmenge (Liess et al. 2001: V-3).

7 Datenauswertung

Im Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie liegen für die vorliegende Ausarbeitung zu verwendende Daten zur Situation des Makrozoobenthos in hessischen Fließgewässern aus den Jahren 2004 bis 2014 von insgesamt über 2240 Untersuchungen an 1742 Messstellen aus dem Messnetz in Hessen vor (vgl. Abb. 3 in Kap. 2). Dabei handelt es sich um reine Untersuchungen des Makrozoobenthos, zu denen in den meisten Fällen keine parallelen Messungen der Pestizidkonzentration vorliegen. Das Chemiemessnetz besteht aus 819 überwiegend an den Mündungen der Bäche und Flüsse gelegenen Messstationen. Eine Chemiemessstation kann jeweils mehreren biologischen Messstellen zugeordnet werden und wird nicht in jedem Jahr angefahren. Die Aussagekraft der folgenden Analysen ist auf Grund der langjährig erhobenen hohen Zahl an Daten in ganz Hessen gegeben.

Die den Spear-Index direkt kennzeichnenden Faktoren Makrozoobenthos und Pflanzenschutzmittel und die Formeln zur Berechnung der zu ihrer Zustandseinschätzung dienenden Metrics wurden in den Kapiteln 3 und 4 vorgestellt. Alle weiteren biotischen und abiotischen, tw. auch anthropogenen Faktoren sind Thema des Kapitels 6.

7.1 Datengrundlage

Die Methoden zur Besammlung des Makrozoobenthos müssen sich für eine verlässliche Interpretation nach den Bestimmungen der WRRL richten. Sie sind im „Methodischen Handbuch Fließgewässerbewertung“ (ASTERICS-Software Handbuch 2013: 15) und im Handbuch Hessen (2007) zusammengefasst: Da sich die Besiedlung des Gewässers durch das Makrozoobenthos u. a. wesentlich nach dem Substrat richtet, kommt das sogenannte Multi-Habitat-Sampling zum Einsatz, welches die Beprobung der Substrate proportional zu ihrem Vorkommen vorsieht. Hierbei werden im Rahmen einer Substratkartierung in einem 20 bis 100 m langen Untersuchungsbereich die Anteile (Deckungsgrade) der verschiedenen Substrattypen (vgl. Abb. 28) in 5 %-Schritten abgeschätzt.

Datenauswertung

„Multi-Habitat-Sampling“ - Festlegung der Teilproben			
ID-Gis	Datum	Bearbeiter	
Angaben in 5%-Stufen, Auftreten von Substrattypen mit geringerem Deckungsgrad mit „x“ kennzeichnen			
MINERALISCHE SUBSTRATE	Deckungsgrad (5% Stufen)	Anzahl der Teilproben	Bemerkungen
Hygropetrische Zonen Dünne Wasserschicht auf mineralischen Substraten			
Megalithal (> 40 cm) Oberseite von großen Steinen und Blöcken, anstehender Fels.			
Makrolithal (> 20 cm - 40 cm) Größtkorn: Steine von Kopfgröße, mit variablem Anteil kleinerer Korngrößen.			
Mesolithal (> 6 cm - 20 cm) Größtkorn: Faustgroße Steine, mit variablem Anteil kleinerer Korngrößen.			
Mikrolithal (> 2 cm - 6 cm) Größtkorn: Grobkies (von der Größe eines Taubeneis bis zur Größe einer Kinderfaust), mit variablem Anteil kleinerer Korngrößen.			
Akal (> 0,2 cm - 2 cm) Fein- bis Mittelkies.			
Psammal / Psammopelal (> 6 µm - 2 mm) Sand und/oder (mineralischer) Schlamm.			
Argyllal (< 6 µm) Lehm und Ton (bindiges Material, z.B. Auenlehm)			
Technolithal 1 (Künstliche Substrate) Steinschüttungen.			
Technolithal 2 (Künstliche Substrate) Geschlossener Verbau (z.B. betonierte Sohle).			
ORGANISCHE SUBSTRATE (ist mineralisches Substrat von organischem Material bedeckt, so ist das organische Material ausschlaggebend)			
Algen Filamentöse Algen, Algenbüschel.			
Submerse Makrophyten Makrophyten, inkl. Moose und Characeae.			
Emerse Makrophyten z.B. <i>Typha</i> , <i>Carex</i> , <i>Phragmites</i> .			
Lebende Teile terrestrischer Pflanzen Feinwurzeln, schwimmende Ufervegetation.			
Xylal (Holz) Baumstämme, Totholz, Aste, größere Wurzeln.			
CPOM Ablagerungen von grobpartikulärem organischem Material, z.B. Falllaub.			
Abwasserbakterien und -pilze, Sapropel Abwasserbedingter Aufwuchs (z.B. <i>Sphaerotilus</i>) und/oder organischer Schlamm.			
Debris In Uferzone abgelagertes organisches und anorganisches Material (z.B. durch Wellenbewegung abgelagerte Molluskenschalen).			
Summe	100%	20	
Notizen:			
Konservierter Anteil der Probe im Gelände	1/1	1/2	1/4

Abbildung 28: Probennahmeprotokoll (Feldprotokoll) mit Erläuterung der Substrattypen

Quelle: HLNUG 2007: 26

Datenauswertung

Je 5% Deckungsgrad erfolgt pro Substrattyp jeweils eine von 20 Makrozoobenthos-Teilproben (vgl. Abb. 29). Eine Teilprobe wird auf einer Fläche von 0,25 m* 0,25 m mit Hilfe eines Keschers am unteren Ende des Untersuchungsgebietes beginnend entnommen.

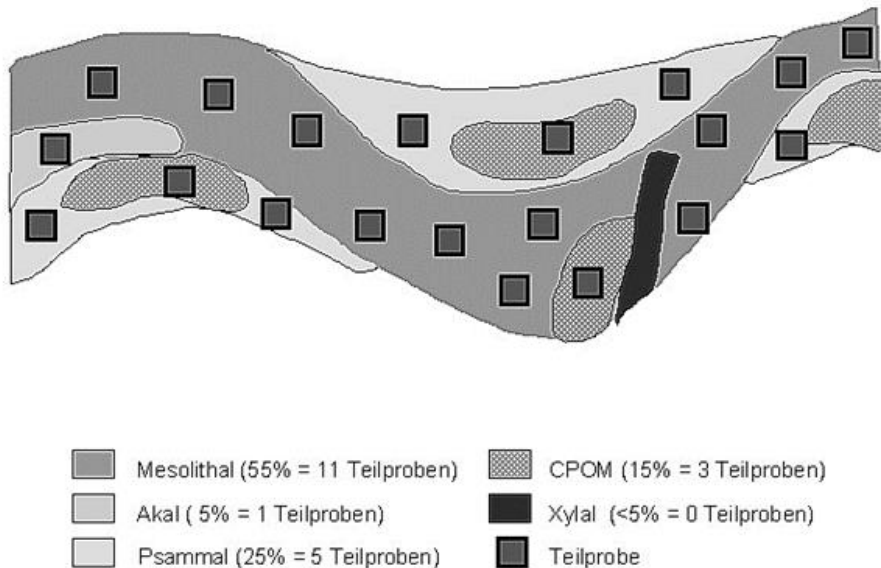


Abbildung 29: Beispielhafte Verortung von Makrozoobenthos-Teilproben nach der Methode des Multi-Habitat-Samplings

Quelle: HLNUG 2007: 27

Dabei sollte bei einem hohen Anteil eines Substrates auf eine ausgewogene Verteilung der Probennahmen im Ufer- und Sohlenbereich sowie im schnell und ruhig strömenden Wasser geachtet werden.

Anschließend werden die Proben durch Sieben und Abtrennen der mineralischen Fraktion, einer ersten Lebendbestimmung im Gelände und der Weiterbearbeitung des konservierten organischen Materials im Labor ausgewertet (HLNUG 2007: 25ff und fliessgewaesserbewertung.de (19.05.2017)).

Datenauswertung

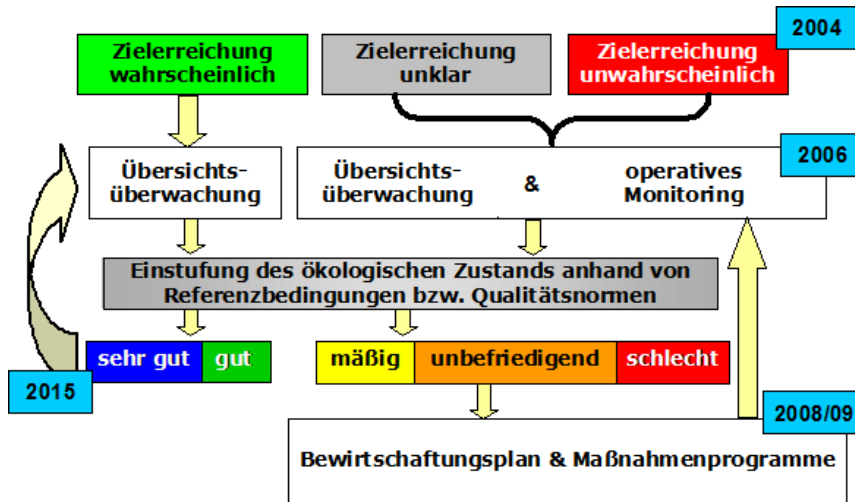


Abbildung 30: Gewässerüberwachungskonzept

Quelle: HLNUG 2007: 24

Die Überwachung der Gewässer (vgl. Abb. 30) findet in einem einheitlichen Abschnitt eines Wasserkörpers, in dem der Gewässertyp nicht wechselt und eine ähnliche anthropogene Belastung vorliegt, statt. Sie dient der Ergänzung und Überprüfung natürlich und anthropogen bedingter Veränderungen (HLNUG 2007: 23f). Zur Überwachung wird für Fließgewässer eine alle 3 Jahre, also 2-mal im sechsjährigen Bewirtschaftungszeitraum stattfindende Messung empfohlen. Sinnvoll ist eine Messung vor der Pflanzenschutzmittel-Ausbringung bis ca. Ende März (spiegelt Langzeiteffekt des Pestizideintrags des Vorjahres wider) und nach der ersten PSM-Ausbringung bis Ende Juni. Im Mai und im Juni kann von den höchsten aktuellen Pestizidkonzentrationen ausgegangen und ihre kurzzeitigen Effekte auf das Makrozoobenthos beobachtet werden. Dabei ist der Messzeitpunkt abhängig von der Ökoregion und der Ausbringungsstrategie der Landwirte. Der Zeitpunkt muss zudem an die Dynamik der Veränderungen der Gewässerfauna angepasst werden. So ist die Ordnung Plecoptera (Steinfliegen) als Indikatorart für eine gute Gewässerqualität nur im Frühjahr vor dem Schlüpfen in kleineren Gewässern (Bäche definiert nach OGewV bis 100 km² Einzugsgebiet) anzutreffen und ab Mai nicht mehr feststellbar, da sie das Gewässer verlässt. Aus diesem Grund lautet die Empfehlung des nationalen Bewertungsverfahrens (Perlodes) sämtliche Erhebungen an Bächen von Mitte Februar bis April/Mitte Mai umzusetzen. Als verfahrenskonform wird eine Beprobung bis August angesehen. In Flüssen (nach OGewV definiert ab einem Einzugsgebiet > 100 km²) wird von Mai bis Mitte Juli gemessen. Dies ist auch gleichzeitig die Zeit der größten Pestizideinwirkung (LAWA-Expertenkreis Biologie Fließgewässer 2016: 1, LHW Sachsen-Anhalt 2015). Es müssen nicht alle Messstellen eines Wasserkörpers im selben Jahr untersucht werden, eine Verteilung über mehrere Jahre erhöht sogar noch die Aussagekraft

Datenauswertung

(HLNUG 2007: 28 f und OGewV 2016: Anlage 1: 1379). Dabei sind die biologischen Messstellen nicht identisch mit den chemischen Messstellen. Die Chemiemessstellen befinden sich meist am Ende des Wasserkörpers in der Nähe der Mündung. Zudem werden hier nicht überall Pflanzenschutzmittelkonzentrationen gemessen. Die biologischen Messstellen befinden sich weiter flussaufwärts.

Hinzu kommt die operative Überwachung an Gewässerabschnitten, in die gegebenenfalls prioritäre Schadstoffe oder flussgebietspezifische Schadstoffe in signifikanten Mengen eingeleitet werden (HLNUG 2007: 23/ 25).

Für flussgebietspezifische Schadstoffe nach den Anhängen IX und X werden folgende Messfrequenzen empfohlen:

Komponenten	Messfrequenz
Anhang IX und X	13x/a
Flussgebietspezifische Schadstoffe > UQN	4-13x/a *
Flussgebietspezifische Schadstoffe > UQN und > 0,5 UQN	4x/a; falls Frachtberechnungen erforderlich 13x/a
Sonstige Schadstoffe 0,5 UQN mit Berichtspflicht an den jeweiligen Messstellen (z.B. Deutsches Untersuchungsprogramm Rhein)	Entsprechend der jeweiligen Berichtspflicht

Tabelle 8: Empfohlene Messfrequenz für Schadstoffe

Quelle: HLNUG 2007

Für die nachfolgenden Auswertungen wurden jeweils Makrozoobenthos-Daten mit den Chemiedaten des Vorjahres in Zusammenhang gebracht. Dieses Vorgehen wurde diskutiert, da es sich bei chemischen Messungen um eine Momentaufnahme handelt, die im Gegensatz zu biologischen Messungen (z. B. Saprobienindex) keine langfristigen Aussagen ermöglicht und man möglicherweise zwischen den Messungen stattfindende Spitzeneinträge nicht registrieren kann, diese von Jahr zu Jahr variieren und sich aber auf das Makrozoobenthos auswirken (IDUS GmbH). Um dies auszuschließen soll ein typischer Jahrgang zeigen, dass der Schadstoff- bzw. Nährstoffeintrag über ein Jahr relativ gleichmäßig und frei von Spitzenereignissen ist. Dies gelingt bis auf jeweils einen bis zwei Ausreißer (vgl. Abb. 31, 32, 33).

Datenauswertung

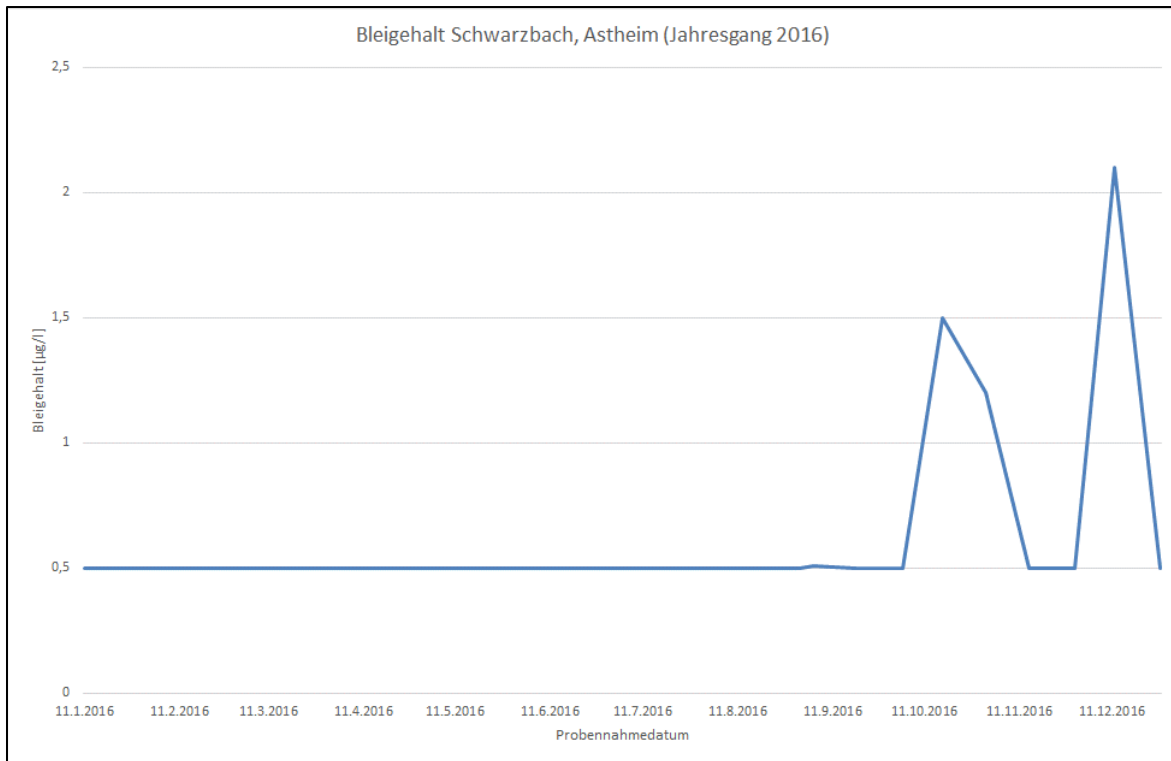


Abbildung 33: Jahresgang des Bleigehalts im Schwarzbach bei Astheim (2016)

Quelle: Eigene Darstellung nach Daten des HLNUG

Durch den Abfluss im Gewässer und aus Transformation resultierenden Metaboliten der eingetragenen Pflanzenschutzmittel verändert sich die Situation zusätzlich. Die Gegenargumente, die letztlich zur getroffenen Entscheidung führten sind, dass mit dem genannten Vorgehen sichergestellt werden kann, dass die chemische Situation zeitlich vor der ökologischen Situation untersucht wird. Zudem überleben einige Taxa des Makrozoobenthos den Winter und können so als Langzeitindikatoren auch mit der Schadstoffsituation des Vorjahres in Relation gebracht werden. Das LHW Sachsen-Anhalt kommt in einem Workshop (2015) zu dem Schluss, dass das Makrozoobenthos langfristige Belastungen integriert und daher nicht jeder Peak im Ausmaß der chemischen Belastungen gefunden werden muß. Ein Beispiel für langfristig überlebende Arten sind Libellen. Weiterhin lagern sich v. a. hydrophobe Substanzen wie z. B. Pendimethalin langfristig im Gewässersediment ab. Hydrophile Schadstoffe wie Chlormequat, Metazachlor ESA oder Metolachlor können dort hingegen meist nur kurzfristig nachgewiesen werden, bevor sie sich durch Desorption lösen (Liess et al. 2017: 45f und LHW Sachsen-Anhalt 2015).

Die bei einigen Auswertungsgrafiken im Vergleich zu den ökologischen Daten relativ geringe Anzahl an chemischen Daten ist zum einen mit der geringeren Zahl an Chemiemessstellen zu

begründen und zum anderen damit, dass die Messstellen Chemie und Biologie in einem sinnvollen räumlichen Bezug zueinander liegen müssen. An der Mündung gelegene Chemiemessstellen können z. B. nicht in Bezug zu deutlich gewässeraufwärts gelegenen Biomessstellen gesetzt werden (Übertragbarkeitsproblem).

7.2 Auswertungsmethoden

Zur statistischen Auswertung der Daten werden die Programme Excel, Access (Verschneidung der Excel-Tabellen), ASTERICS mit dem Bewertungsverfahren PERLODES¹⁵ und Statistica zur grafischen Darstellung von Zusammenhängen jeweils zweier Parameter verwendet.

Der Aufbau von ASTERICS, welches das nationale Bewertungsverfahren für benthische wirbellose Fauna PERLODES enthält, ist modular und ermöglicht die Gesamtbewertung in Form der Ökologischen Zustandsklasse und die Berechnung ökologischer Qualitätsklassen aus gewässertypspezifischen Indices: Es handelt sich um Module wie der Saprobie und der Allgemeinen Degradation sowie verschiedene Metrics z. B. dem Deutschen Fauna-Index (DFI), dem Spear-Index, dem EPT [%] (HK) (relativer Anteil der Eintags-, Stein- und Köcherfliegen), dem Rheoindex und dem Epirhithral [%] mit einer anschließenden Bewertung in Bezug auf das Leitbild eines natürlichen Referenzgewässers des jeweiligen Fließgewässertyps. Für die Bewertung können verschiedene Stressoren integriert bzw. extrahiert werden (vgl. Abb. 34) (Software-Handbuch ASTERICS 2013: 10/ 12). Die Auswertung erfolgt ausgehend von dem Zustand eines natürlichen Wasserkörpers (Referenzgewässer) in Relation zum Ziel des guten ökologischen Zustands.

Ebenfalls können mit ASTERICS durch anthropogene Nutzung erheblich veränderte Wasserkörper (HMWB) vor dem Hintergrund eines guten ökologischen Potentials bewertet werden, was in der vorliegenden Ausarbeitung allerdings keine Anwendung findet (Software-Handbuch ASTERICS 2013: 13ff und HMUKLV 2015: 96).

¹⁵ Bei Asterics handelt es sich um eine Software „zur Bewertung der ökologischen Qualität von Fließgewässern anhand des Makrozoobenthos gemäß PERLODES“ (fliessgewaesserbewertung.de/gewaesserbewertung 01.06.2017).

Datenauswertung

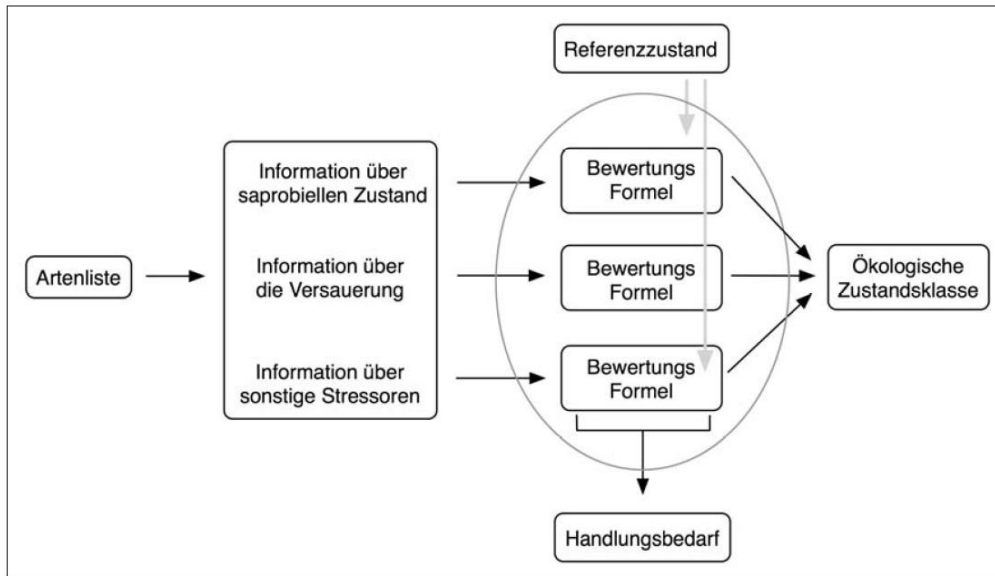


Abbildung 34: Bewertungsschema der ASTERICS-Software

Quelle: Software-Handbuch ASTERICS 2013: 12

Die Allgemeine Degradation gibt als multimetrischer Index die Auswirkungen verschiedener Stressoren wieder. Sie setzt sich aus den Core-Metrics (Einzelindices) wie z. B. dem Faunaindex (bewertet Auswirkungen einer allgemeinen Degradation auf Habitat oder Einzugsgebietsebene), dem EPT [%] (HK) (Anteil steht für hohe Strukturvielfalt, natürliche Habitatzusammensetzung), Hyporhithralbesiedlern und Rheoindex (Verhältnis rheophiler und rheobionter Arten zu Arten langsam fließender oder stehender Gewässer, bewertet Störungen bei Gewässeraufstau) zusammen (Banning 1998, Braukmann 2014: 46). Über die Core-Metrics ist die Verrechnung verschiedener Metrics mit unterschiedlicher Ausprägung über den Bezug zu gewässertypisch festgelegten Ankerpunkten möglich. Der obere Ankerpunkt (95%-Perzentil) nimmt den Wert 1 an und entspricht der Situation im besten, also dem Referenzzustand und der untere Ankerpunkt (5%-Perzentil) entspricht mit dem Wert 0 dem schlechtesten Zustand. Mit der Formel

$$\text{Score} = \frac{\text{Metric-Wert} - \text{unterer Ankerpunkt}}{\text{oberer Ankerpunkt} - \text{unterer Ankerpunkt}}$$

kann jeder Metric auf den einheitlichen Wert/ Score zwischen Null und Eins umgerechnet werden (Meier 2008: 21/23). Anhand der Einordnung der Einzelmodule in die Qualitätsklassen erfolgt die abschließende Zuordnung in die ökologische Zustandsklasse (vgl. Tab. 9).

Datenauswertung

Werte, die außerhalb des Bereiches 0 bis 1 liegen, werden gleich 0 bzw. 1 gesetzt.

Das Ergebnis der oben stehenden Formel wird anhand von 5 Qualitätsklassen gemäß WRRL dargestellt:

Qualitätsklasse / ökologische Zustandsklasse	Wert (Multimetrischer Index)
1 = sehr gut	>0,8
2 = gut	>0,6-0,8
3 = mäßig	>0,4-0,6
4 = unbefriedigend	>0,2-0,4
5 = schlecht	<0,2

Tabelle 9: Einordnung des Multimetrischen Indexes in ökologische Qualitätsklassen

Quelle: Meier et al. 2005: 83f

Dabei bestimmt das Modul (Saprobie, Allgemeine Degradation und ggf. Versauerung) mit dem schlechtesten Ergebnis das Gesamtergebnis (Software-Handbuch ASTERICS 2013: 10ff). Grundlage aller Auswertungen ist eine Taxa-Liste mit autökologischen Informationen zu Ernährung, Habitatpräferenz, ect. (Software-Handbuch ASTERICS 2013: 3). Sie dient der Berechnung der ökologischen Qualität von Fließgewässern gemäß der WRRL anhand des Bioindikators Makroinvertebraten und bezieht sich auf 21 deutsche Fließgewässertypen (Software-Handbuch ASTERICS 2013: 8). Das Modul „Allgemeine Degradation“ ist in der Lage, die Bewertungsparameter der EG-WRRL abzudecken (taxonomische Zusammensetzung, Abundanz, Verhältnis störungsempfindlicher zu robusten Taxa, Vielfalt) (Meier 2008: 4).

Ein Ergebnis wird dann als gesichert angesehen, wenn die Abundanzsumme der Indikator taxa des Faunaindexes einen bestimmten Schwellenwert übersteigt. Seit der Version 3.3 sind die Schwellenwerte dynamisch und hängen ab von der sich ergebenden Qualitätsklasse im Modul „Allgemeine Degradation“. Die Ableitungsvorschrift sieht wie folgt aus:

Naturraum (Gewässertypen)	Qualitätsklasse					Abundanzsumme
Alpen/Alpenvorland/ Mittelgebirge (Typen 1-9)	sehr gut	gut	mäßig			20
				unbefr.	schlecht	15
Tiefland (Typen 11-19)	sehr gut	gut	mäßig			15
				unbefr.	schlecht	10

Tabelle 10: Schwellenwerte der Abundanzsumme der Indikator taxa des Faunaindexes

Quelle: Software Handbuch ASTERICS 2013: 36

Datenauswertung

Hintergrund der Auswertungen ist die Abundanz der Arten an einer Probestelle als multikausales Resultat aus mehreren einwirkenden Faktoren. Jeder Faktor ist mit einem unterschiedlichen Prozent-Anteil an der Erklärung beteiligt (Rüppell/ Liess 1988: 28). Der Vergleich der erhobenen biologischen Ergebnisse mit den abiotischen Faktoren erfolgt mit Hilfe der multiplen, linearen Regression. Eine positive Abhängigkeit zeigt die Abundanzerrhöhung einer Art bei starker Ausprägung des Faktors, eine negative Abhängigkeit zeigt die Abundanzerniedrigung einer Art bei starker Ausprägung des Faktors an (Rüppell/Liess 1988: 35).

8 Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Die Ergebnisse der vorangegangenen statistischen Analysen werden im Folgenden anhand von Box-Whisker Plots und Korrelationsmatrizen präsentiert, die ein mögliches Vorhandensein eines Einflusses einer Umweltvariablen auf den Spear-Index (Ordinaten-Achse) und dessen Ausmaß anzeigen. Die mit dem SPEAR-Index zu korrelierende Variable auf der Abszissen-Achse ist für die Erstellung der Boxplots zu gruppieren (ökologische Zustandsklassen entsprechen einer Gruppierung der Variablen), während für die Korrelationsmatrizen die ungruppierten Werte verwendet wurden. Ein Boxplot stellt die durch statistische Kenngrößen (Quantile¹⁶) in vier Einheiten unterteilten Daten der Ordinaten-Achse und ihre Ausprägung je Gruppe der beeinflussenden Umweltvariable der Abszissen-Achse grafisch dar. Wird ein Quantil in Prozent ausgedrückt, handelt es sich um ein Perzentil. Zu den darstellbaren Quantilen zählen das Minimum (0%-Perzentil), das 25%-Perzentil (25% der Werte liegen unter dieser Marke, 75% darüber), der jeweils mit einem Symbol dargestellte Median¹⁷ (50%-Perzentil), das 75%-Perzentil (25% der Werte liegen darüber) und das Maximum (100%-Perzentil). Das Minimum und das Maximum werden in den für die vorliegende Arbeit verwendeten Grafiken nicht dargestellt, da sie nicht für die Feststellung möglicher Korrelationen relevant sind (<http://www.crashkurs-statistik.de/boxplots/> (22.05.2017)). Box-Whisker-Plots transportieren Informationen anhand der Position der einzelnen Box im Koordinatensystem, anhand der Position des Medians innerhalb der Box, der Länge der Box sowie des Gesamtbilds der Lage der Boxen zueinander und im Koordinatensystem.

Zum besseren Verständnis sollen im Folgenden anhand des Beispiels der Korrelation des SPEAR-Pesticides und des Saprobien-Index die Aussagen eines Box-Whisker-Plots genau erläutert werden:

¹⁶ Bei Quantilen handelt es sich um quantitative Variablen, die geordnete Datenreihen in Gruppen von darunter und über dem Quantil liegenden Prozentsätze teilt (Duller 2007: 102).

¹⁷ Der Median teilt eine nach der Größe geordnete Datenreihe in der Mitte in einen unteren Zahlenbereich und einen gleich viele Werte enthaltenden oberen Zahlenbereich. Letztere 50% der Werte sind also mindestens so groß wie der Median. Ersterer Zahlenbereich enthält Werte, die höchstens so groß wie der Median sind. Er ist somit ein 0,5-Quantil. Als Lageparameter macht er eine Aussage über die Lage einer Verteilung (Duller 2007: 98).

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

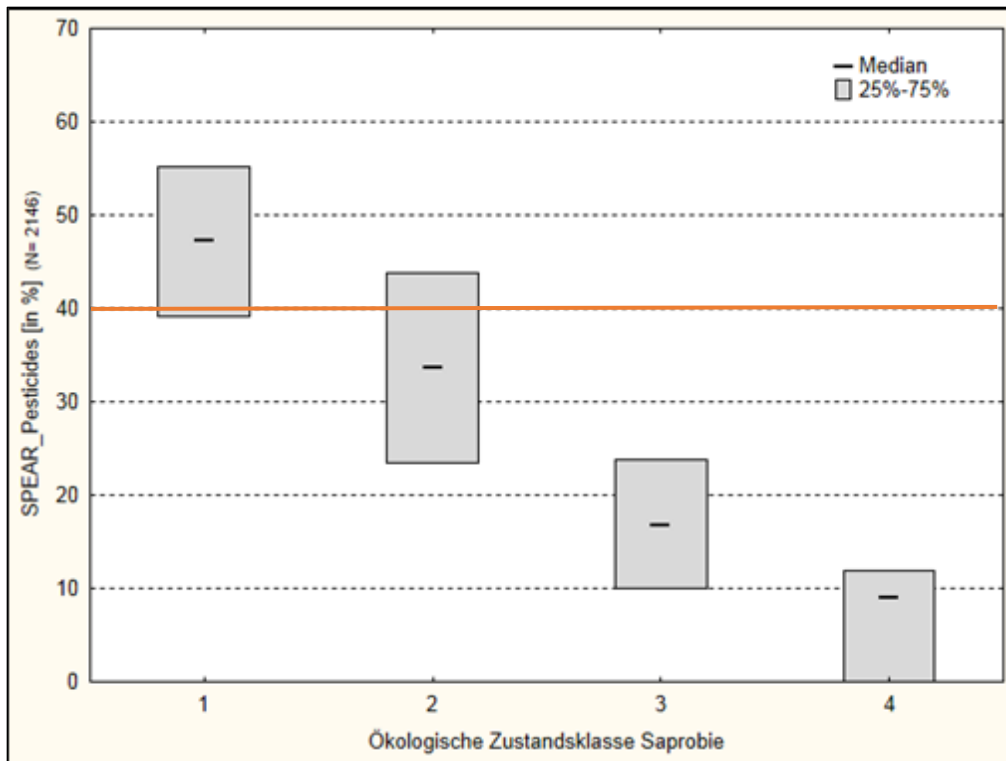


Abbildung 35: Zusammenhang zwischen SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber Ökologischer Zustandsklasse Saprobie (Klassenherleitung vgl. Tab. 9, Seite 74)

(mit Kennzeichnung bei 40% als Grenze zwischen dem mit Pflanzenschutzmitteln belasteten und unbelasteten Zustand)

Klasse 1= sehr guter ökologischer Zustand im Modul Saprobie

Klasse 2= guter ökologischer Zustand im Modul Saprobie

Klasse 3= mäßiger ökologischer Zustand im Modul Saprobie

Klasse 4= unbefriedigender ökologischer Zustand im Modul Saprobie

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten (N= 2146) des HLNUG aus den Jahren 2004-2014

Der mittlere Wert (Median) aller aus den Makrozoobenthos-Erhebungen berechneten SPEAR-Pesticides-Werte für Gewässer mit einer Saprobieklasse von 1 (=sehr gut), liegt bei etwa 48%. Da SPEAR-Pesticides-Werte > 40% auf eine mit Pestiziden unbelastete Probe hindeuten (vgl. hierzu Tab. 4 in Kap. 5), passt dieses Ergebnis zu der durch den Saprobienindex dargestellten sehr guten Gewässergüte. 25% der SPEAR-Pesticides-Werte liegen jedoch auch bei der Saprobieklasse von 1 unter 39%, 25% der Werte liegen bei einem SPEAR-Pesticides von > 55%. Also bestätigt die Grafik den Zusammenhang, dass bei Gewässern mit dem Saprobienindex von 1 überwiegend keine Pestizidbelastung durch den Spear-Index angezeigt wird. Dabei zeigen die Überlappungen der Boxen bei den SPEAR-Pesticides-Werten zwischen

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

39% und 43% an, dass diese sowohl in Gewässern mit der saprobiellen Güte 1 und 2 ermittelt wurden.

Über die Länge der Boxen wird ebenfalls die Streuung der Werte angezeigt. Bei der saprobiellen Güte von 4 liegt der Median relativ weit oben in der Box, d. h. die oberen 50% der Werte streuen nur in sehr geringem Umfang, während die unteren 50% stärker streuen. Das Gesamtbild der Boxen zeigt grafisch, ob eine gute Korrelation besteht mit möglichst wenigen Überlappungen der einzelnen Boxen. Bei dem vorliegenden Beispiel der Korrelation des Saprobienindex mit dem SPEAR-Pesticides wird das zutreffende entlang einer Gerade verlaufende Bild gezeichnet eines hohen SPEAR-Pesticides bei gleichzeitig sehr guter Saprobie bis hin zu einem schlechten Saprobienwert und einem gleichzeitig niedrigen SPEAR-Pesticides. Die Anzahl der verwendeten Werte N ist auf der Ordinaten-Achse verzeichnet.

Bei der beschriebenen Korrelation zwischen den Parametern Saprobienindex und SPEAR-Pesticides handelt es sich zudem um einen speziellen in der Wissenschaft und Praxis kontrovers diskutierten Zusammenhang. Die Ähnlichkeit der beiden Indices liegt vermutlich u. a. daran, dass für beide Größen das Makrozoobenthos als Bioindikator fungiert. Nach Feststellungen der Universität Duisburg-Essen (Feld, Workshop LHW Sachsen-Anhalt 2015) und Meinung des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (2015) zeigt der SPEAR-Pesticides zu 50% auch eine organische Belastung an¹⁸, während eine Arbeitsgruppe des Helmholtz-Institutes umgekehrt feststellt, dass der Saprobien-Index auch das Vorhandensein von Pflanzenschutzmitteln anzeigt. Wäre beides zutreffend, würde dies bedeuten, dass es sich beim SPEAR-Pesticides und dem Saprobien-Index zumindest zu 50% um das von der Aussage her Gleiche handeln würde (LHW Sachsen-Anhalt 2015 und 10.05.2017 (E-Mail), Liess et al. 2017: 55). Nach Liess et al. (2017: 55) liegen die Gründe für eine Reaktion beider Indices auf toxische Belastung (Korrelation Saprobien-Index und SPEAR-Index) im zeitgleichen Auftreten mehrerer Faktoren aus Siedlung und Landwirtschaft wie z. B. Nährstoffe, Verschlechterung der Strukturgüte, Pestizide und Abwasser. Für die Aussage der Reaktion des Saprobienindex auf die Pestizidbelastung liefern Liess et al. keine Begründung aber die Empfehlung für eine weitere Untersuchung mit einem größeren Umfang an

¹⁸ Pflanzenschutzmittel selbst stellen eine toxische, jedoch keine organische unter Sauerstoffverbrauch abbaubare Belastung dar (Dr. Banning). Es handelt sich oft um xenoorganische, also in der Natur nicht vorkommende organische Substanzen (vgl. auch Kap. 4) (Scheffer/Schachtschabel 1998: 361).

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Probestellen. Abb. 36 zeigt jedoch am Beispiel von Insektiziden, dass deren Eintrag in keinerlei Zusammenhang mit dem Saprobienindex steht. Gleiches gilt für den Eintrag von Fungiziden und Herbiziden. Der in der Klasse 4 zwar zu erkennende im 25-Perzentil und im Median erhöhte Wert ist auf die in dieser Klasse nur sehr geringe Anzahl von Untersuchungen zurückzuführen. Während in den Klassen 1 bis 3 14, 24 bzw. 157 Einzelwerte vorliegen, liegen aus der Klasse 4 nur 3 Einzelergebnisse vor.

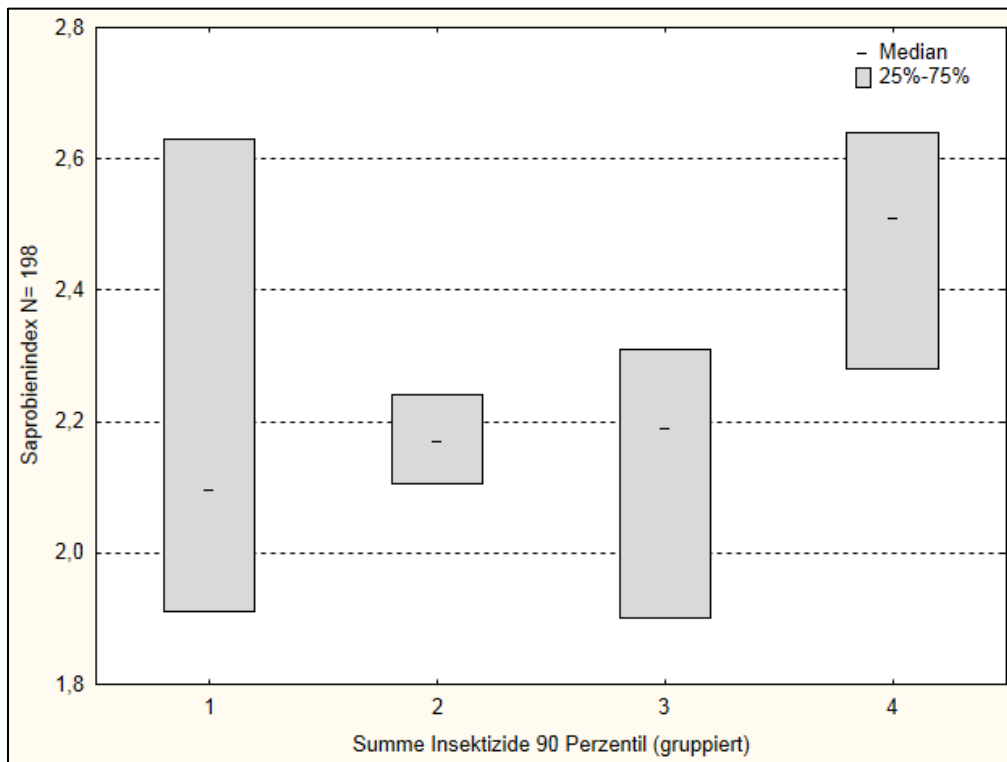


Abbildung 36: Box-Whisker Plot zu Saprobienindex mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber Summenwert Insektizide 90-Perzentil

Klasse 1: $\leq 0,2 \mu\text{g/l}$

Klasse 2: $>0,2-0,5 \mu\text{g/l}$

Klasse 3: $>0,5-1,0 \mu\text{g/l}$

Klasse 4: $>1,0 \mu\text{g/l}$

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG aus den Jahren 2004-2014

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Im Folgenden werden weitere Ergebnisse der Auswertungen der in Kapitel 3, 4 und 6 beschriebenen Einflussfaktoren vorgestellt:

	SPEAR-Pesticides	N
Saprobienindex (Makrozoobenthos, Multi-Habitatsampling)	-0,737004	2016
RK-Relationship	-0,542721	2016
Crustacea [in %]	-0,303985	2016
Diptera[in %]	-0,220962	2016
Gastropoda [in %]	-0,185415	2016
Strukturgüte-Umfeld-GESIS	-0,173321	2016
Bivalvia [in %]	-0,162201	2016
Einzugsgebiet-Gesamt	-0,147262	2016
Abundanz	0,040751	2016
Coleoptera [in %]	0,214406	2016
Plecoptera [in %]	0,481280	2016
Trichoptera [in %]	0,484343	2016
Ephemeroptera [in %]	0,565212	2016
Anzahl Taxa	0,612409	2016
Faunaindex	0,640328	2016
Degradation_Makrozoobenthos	0,765366	2016
SPEAR-Prozent	0,924906	2016
Spear-Organic	0,471394	
Ökologische Zustandsklasse EPT [%] (HK) (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera)	0,925479	2016
Fließgewässer-Typ	-0,024016	2147
Strömung	0,401029	1992
Substrat	0,181185	2917
Habitatindex-Strömung	-0,045803	2005
Habitatindex Sohle	-0,021521	2161

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Habitatindex Ufer	-0,154213	2067
Habitatindex Gesamt	-0,098008	2005
LUI_100_500	-0,202971	2065
LUI_500_5000	-0,502593	2067
Acker-Gesamt(LUI)	0,027829	2067
Acker Prozent	-0,020806	2067
Siedlungsanteil (LUI)	0,181237	2067

Tabelle 11: Korrelationen¹⁹ verschiedener Parameter mit dem Spear-Pesticides

Quelle: Eigene Darstellung mit dem Programm Statistica nach Daten des HLNUG aus den Jahren 2004 bis 2014

(rote Markierungen= signifikante Korrelationen)

Die Strömung korreliert ähnlich wie die Saprobie mit dem Spear-Pesticides (vgl. Abb. 37), da der physikalische Sauerstoffeintrag über die Atmosphäre umso höher ist, je turbulenter und schneller das Wasser fließt (größere Durchmischung). Die Strömung hat so Einfluss auf die räumliche Verteilung des Substrats und des Makrozoobenthos (vgl. Kap. 6.4). Entsprechend kommen bei starker Strömung (Klasse 5 bis 7) Arten vor, die gleichzeitig auf eine geringere Pflanzenschutzmittelbelastung hinweisen, als bei geringer Strömung. Eine Homogenisierung der Strömung führt zu einer Abnahme empfindlicher K-Strategen. Die Wiederbelüftungsrate,

¹⁹ Der Zusammenhang zweier metrischer Merkmale wird mit Hilfe des Korrelationskoeffizienten von Bravais-Pearson dargestellt. Da zwei Variablen verwendet werden, handelt es sich bei der Kovarianz um ein zweidimensionales Streuungsmaß. Der Korrelationskoeffizient r bewegt sich im Wertebereich von -1 bis + 1. Für $r=0$ gilt, dass kein linearer Zusammenhang zwischen den Variablen besteht. Bei $r < 0$ besteht ein gegensinniger linearer Zusammenhang (grafisch: fallende Gerade), bei $r > 0$ besteht ein gleichsinniger linearer Zusammenhang (grafisch: steigende Gerade). Je stärker dabei ein bestehender linearer Zusammenhang ist – grafisch ausgedrückt je eher ihre Lage das Bild einer Geraden zeichnet, desto näher liegt $|r|$ bei 1. Wenn $|r|$ genau 1 entspricht, liegen alle Punkte exakt auf einer Geraden. Dabei kann mit Hilfe des Korrelationskoeffizienten nur ein möglicher linearer, kein quadratischer Zusammenhang untersucht werden. Zudem sind aus der Höhe der Kennzahl nicht das Vorhandensein bzw. das Ausmaß von tatsächlicher Ursache und Wirkung zwischen den korrelierten Variablen ersichtlich. So kann auch eine statistische Korrelation bestehen ohne direkten inhaltlichen kausalen Zusammenhang zweier Variablen. Diese besteht erst über eine dritte Einflussgröße (Scheinkorrelation) (Duller 2007: 133ff). Interpretationshilfen für Korrelationskoeffizienten:

$r=0$ kein Zusammenhang

$0 < |r| < 0,3$ schwacher Zusammenhang

$0,3 < |r| < 0,7$ mittlerer Zusammenhang

$0,7 < |r| < 1$ starker Zusammenhang

$|r|= 1$ vollständiger Zusammenhang

Die Richtung des Zusammenhangs ergibt sich aus dem Vorzeichen (Duller 2007: 135)

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

also der Eintrag von gelöstem Sauerstoff aus der Atmosphäre ist umso größer, je höher die Fließgeschwindigkeit des Gewässers ist (vgl. Kap. 6.4).

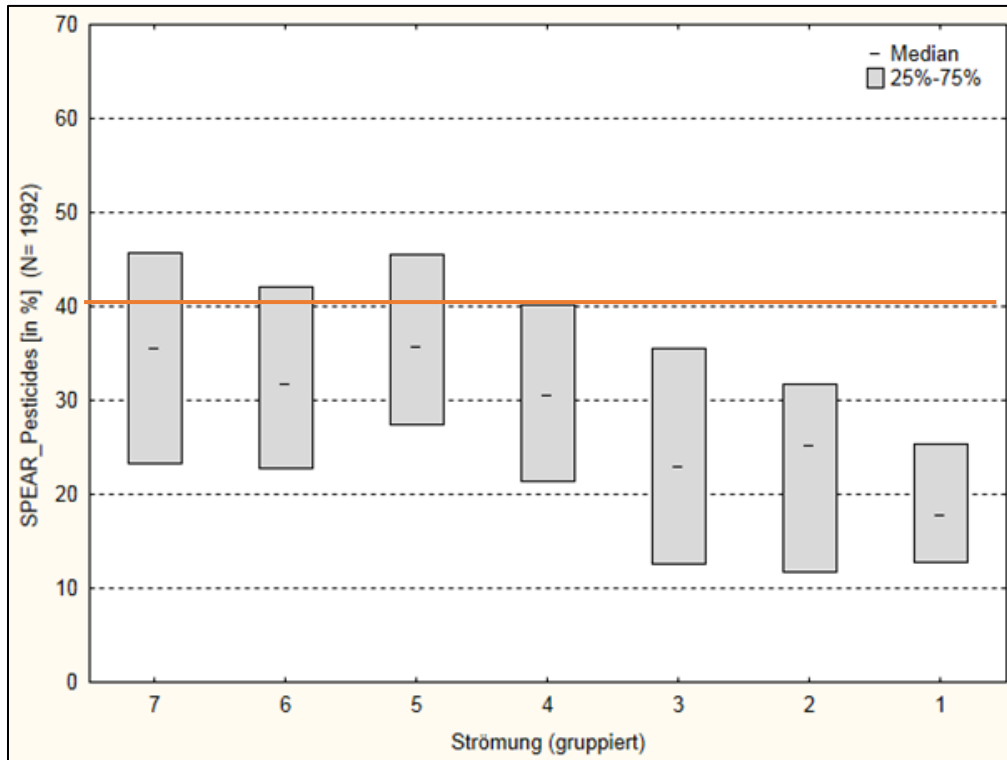


Abbildung 37: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der Fließgeschwindigkeit [in m/s] und dem Strömungsbild

- Klasse 1: <0,1 nicht erkennbar, fast stehend
- Klasse 2: 0,1-0,2 fast stehend
- Klasse 3: <0,2 ruhig fließend
- Klasse 4: 0,2-0,4 ruhig-fließend
- Klasse 5: 0,2-0,4 fließend-turbulent bis turbulent
- Klasse 6: 0,4-0,8 ruhig fließend
- Klasse 7: >0,4 fließend-turbulent bis sehr turbulent

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG aus den Jahren 2004-2014 (Feldprotokolle)

Der Spear-Pesticides zeigt in Bezug auf die in Hessen vorkommenden Fließgewässertypen (vgl. Kap. 6.2) eine stärkere Pestizidbelastung (der Median liegt unter 20%) für die Typen 19, 6 und

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

10 an (vgl. Abb. 38). Der speziell für größere Ströme des Typs 10 (z. B. Rhein, Main, Weser) geeignete Spear-Prozent (vgl. Kap. 5) zeigt jedoch ebenfalls Werte unter 20% für diesen Typ und damit eine hohe Pestizidbelastung an. Da auf Grund der hohen Verdünnung der Pestizidgehalt hier aber eher gering ist, ist die Eignung des Spear-Indexes für große Ströme fraglich (vgl. Abb. 39).

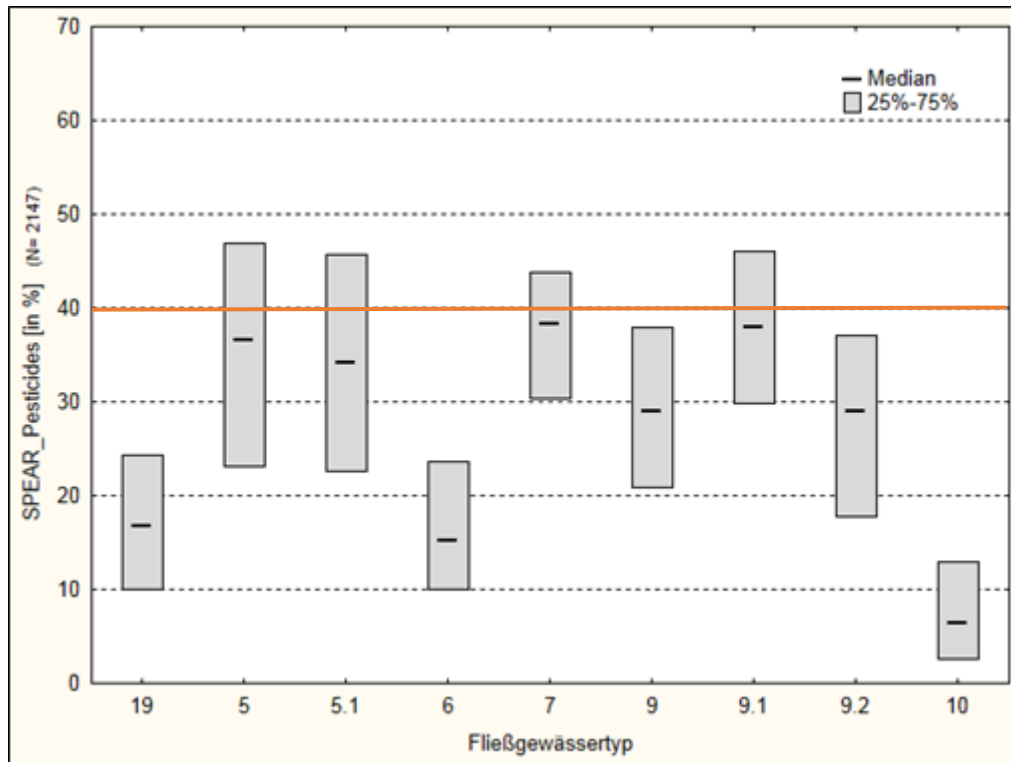


Abbildung 38: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber den in Hessen vorkommenden Fließgewässertypen

Typ 19: Kleine Niederungfließgewässer in Fluss- und Stromtälern

Typ 5: Grobmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche

Typ 5.1: Feinmaterialreiche, silikatische Mittelgebirgsbäche

Typ 6: Feinmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche

Typ 7: Grobmaterialreiche, karbonatische Mittelgebirgsbäche

Typ 9: Silikatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse

Typ 9.1: Karbonatische, fein- bis grobmaterialreiche Mittelgebirgsflüsse

Typ 9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges

Typ 10: Kiesgeprägte Ströme

(vgl. hierzu auch Abb. 18, Kap. 6.2)

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

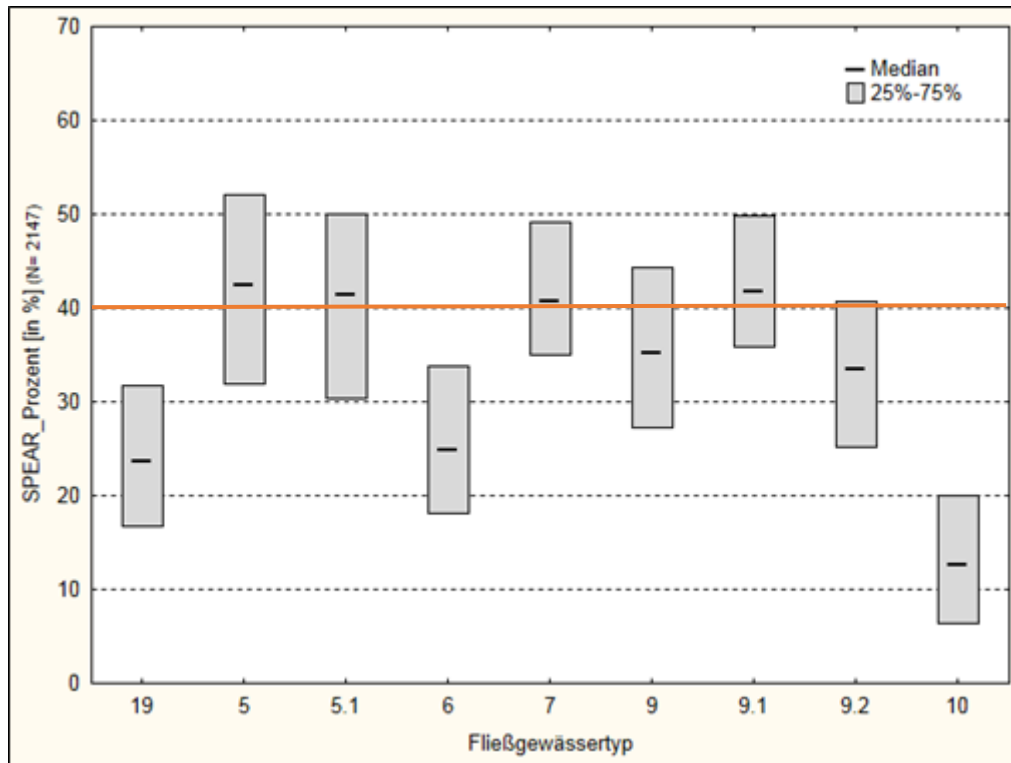


Abbildung 39: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Prozent [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber den in Hessen vorkommenden Fließgewässertypen

Fließgewässertypen vgl. Abb. 38

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014

Setzt man die Makrozoobenthos-Fauna in Relation zum SPEAR-Pestizid, so ergibt sich auf Grund der Berechnung des SPEAR über die Zusammensetzung des Makrozoobenthos eine sehr eindeutige Korrelation. Sowohl der Faunaindex, die RK-Relationship, die ökologische Zustandsklasse EPT (sensitive Taxa Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera) und auch die Gegenüberstellung mit weiteren Einzeltaxa ergeben signifikante gegensinnige Korrelationen. Die Artenvielfalt zeigt das Bild einer signifikanten gleichsinnigen Korrelation: Je geringer die Pestizidbelastung ist, desto größer ist die Vielfalt der Arten.

Der EPT (vgl. Kap. 3) berechnet sich über die Relation der drei sehr sensitiven Taxa Ephemeroptera, Plecoptera und Trichoptera zur Gesamtheit der eingestuften Makrozoobenthos-Organismen. Tab. 1 (vgl. Kap. 3) zeigt, dass durch Liess 218 von insgesamt 220 Arten der Ephemeroptera, sowie 175 Arten (=100%) der Plecoptera und 475, also 91,7% der Trichoptera als sensitiv gegenüber Pflanzenschutzmitteln eingestuft wurden. Je höher der EPT-Anteil ist, desto exakter gleichen sich die in die Formeln des SPEAR (Relation aller sensitiven

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Organismen zur Gesamtheit der vorkommenden Makrozoobenthos-Organismen) und des EPT einzusetzenden Werte. Hohe Anteile der drei EPT-Arten weisen auf ein ungestörtes, naturnahes und strukturreiches Gewässer hin, wozu die weitgehende Abwesenheit von Pflanzenschutzmitteln ebenfalls eine unabdingbare Voraussetzung ist. Deshalb bewegen sich die Spear-Pesticides-Werte bei einer ökologischen Zustandsklasse EPT von 1 auch mit einem 25%-Perzentil von etwa 47% bei einem Median von etwa 56 % und auch bei der Zustandsklasse 2 deutlich oberhalb eines Spear-Index von 40%, welcher einen mit Pestiziden unbelasteten Bereich anzeigt (vgl. Abb. 40). Ein weitgehendes Fehlen der EPT-Organismen hingegen geht einher mit niedrigen Spear-Werten (EPT-Klassen 4 und 5). Wie in Kap. 3 bereits beschrieben, korreliert der EPT bei den in Hessen vorhandenen Fließgewässertypen wiederum mit den Umweltvariablen Ackeranteil, Siedlungsanteil, Strömungsdiversität und Tiefenvarianz. Durch den unmittelbaren Zusammenhang der EPT-Arten mit dem Spear-Pesticides, ist eine signifikante Korrelation des Spear mit den genannten Faktoren zu erwarten. Die Korrelation des EPT mit dem Spear-Index wird in die vorliegende Arbeit aufgenommen, da es sich bei dem EPT um einen der verlässlichsten und empfindlichsten Indikatoren handelt (vgl. Kap. 3, Tab. 1). Auffallend ist, dass er etwas besser mit dem Spear-Pesticides korreliert, als der Spear-Pesticides mit dem Spear-Prozent (vgl. Tab. 11). Neben strukturellen und toxischen Einflüssen, kann der EPT analog zum Spear-Pesticides allerdings auch von saprobiellen Faktoren beeinflusst werden (Korrelation mit Saprobienindex) (vgl. Abb. 41). Ein hoher Anteil der EPT-Arten geht immer auch mit einem sehr guten saprobiellen Zustand einher.

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

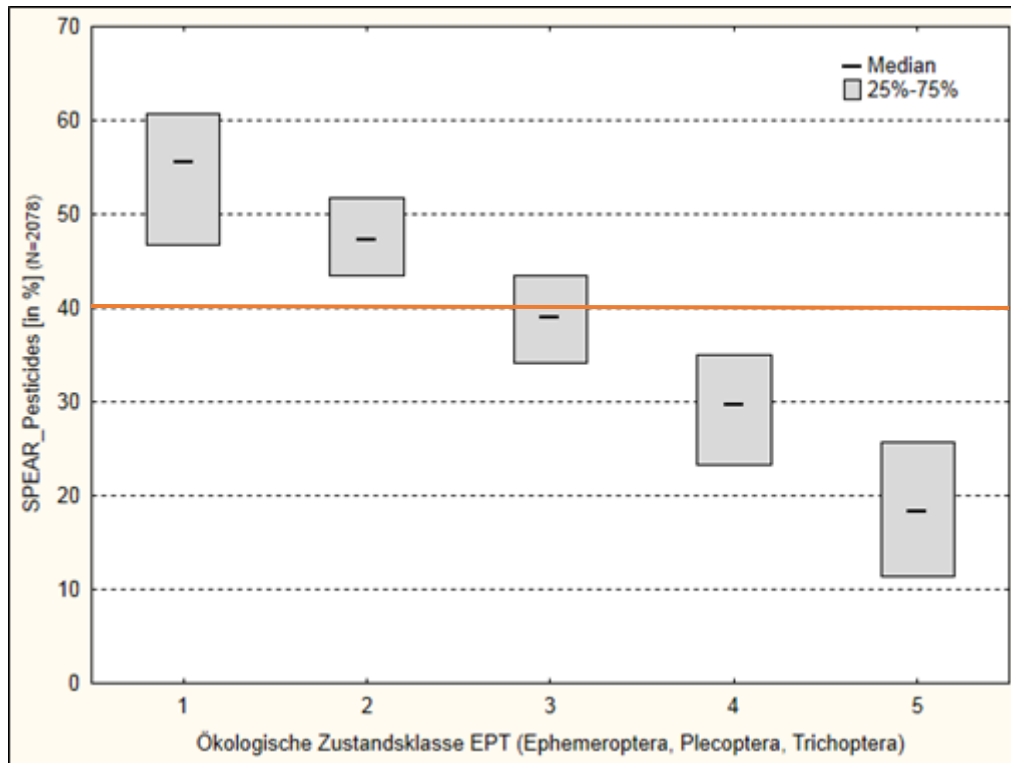


Abbildung 40: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der Ökologischen Zustandsklasse EPT (Klassenherleitung vgl. Tab. 9, Seite 74)

Klasse 1: sehr gut

Klasse 2: gut

Klasse 3: mäßig

Klasse 4: unbefriedigend

Klasse 5: schlecht

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

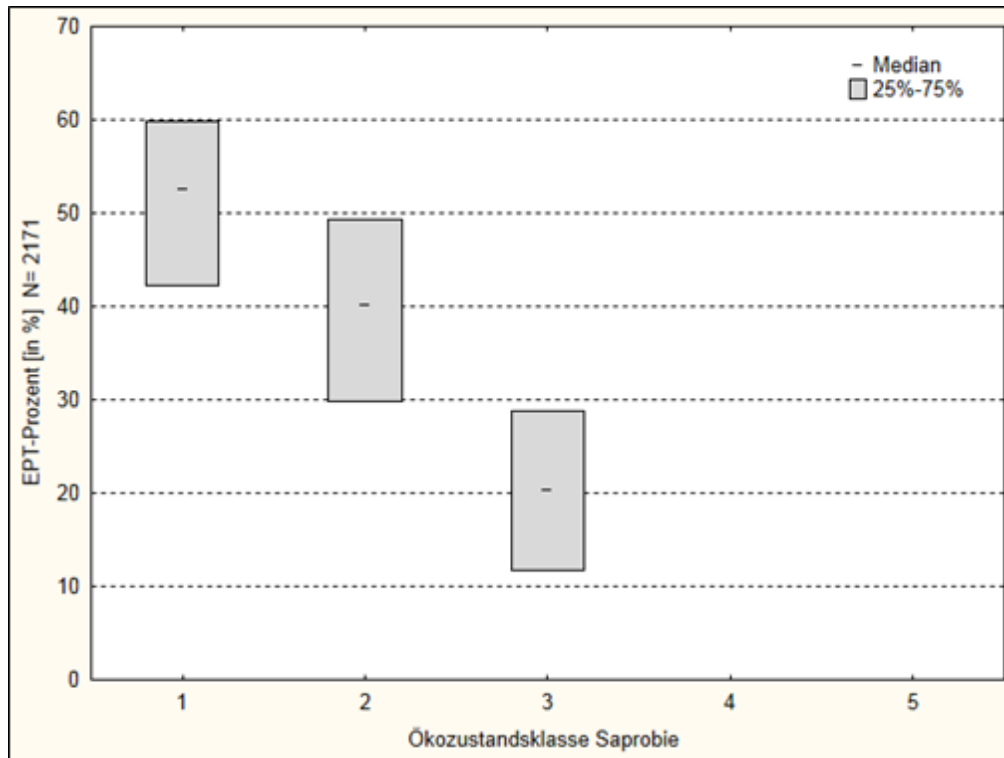


Abbildung 41: Box-Whisker Plot zu EPT-Prozent (HK) [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der Ökologischen Zustandsklasse Saprobie (Klassenherleitung vgl. Tab. 9, Seite 74)

Klasse 1: sehr gut

Klasse 2: gut

Klasse 3: mäßig

Klasse 4: unbefriedigend

Klasse 5: schlecht

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014

Abb. 42 stellt mit der Korrelation zwischen dem Spear-Index und der Gruppe der Crustaceen den gegenteiligen Sachverhalt zum EPT dar, nämlich den Zusammenhang mit einer gegen Pflanzenschutzmittel sehr unempfindlichen Art. Über 90% (120 Arten) der Crustaceen wurden von Liess zu den gegenüber Pflanzenschutzmitteln nicht sensitiven Arten eingestuft (vgl. Kap. 3, Tab. 1). Entsprechend geht ein hoher Anteil an Crustaceen am Makrozoobenthos einher mit einem niedrigen Spear-Pesticides (vgl. Abb. 42), der für eine hohe Pestizidbelastung steht, und mit einem Verbreitungsschwerpunkt in den Fließgewässertypen, die nach Abb. 38 als Typen mit niedrigen Spear-Pesticides-Werten identifiziert wurden (Typen 19, 6 und insbesondere 10) (vgl. Abb. 43).

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

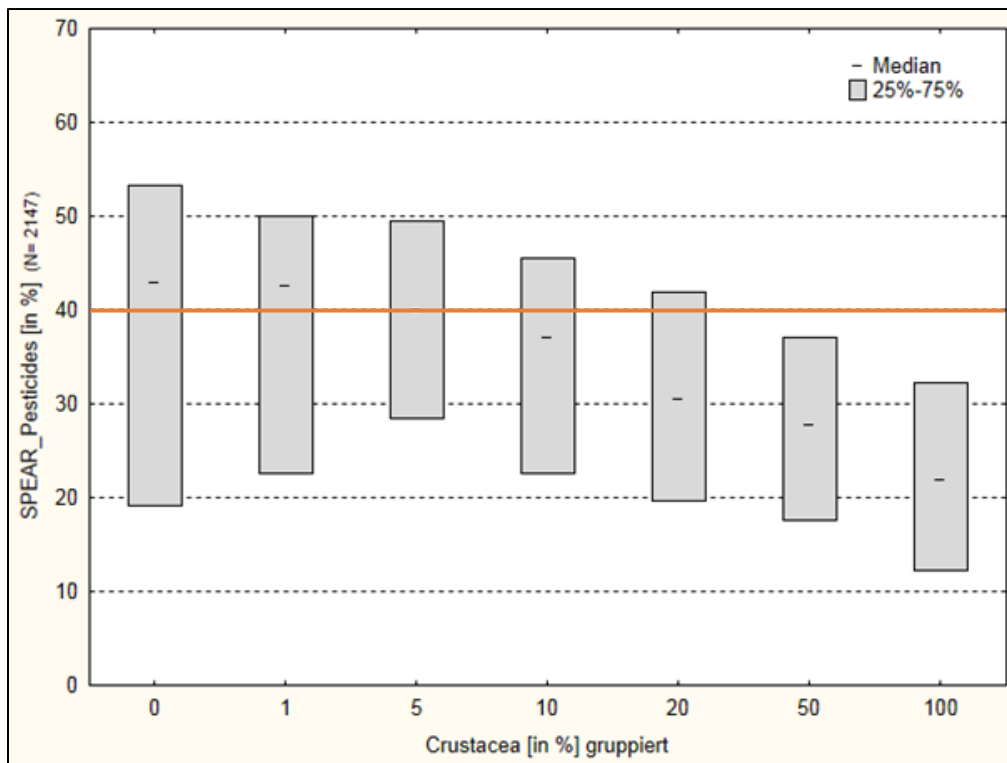


Abbildung 42: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Taxon Crustacea

Klasse 1: 0-1%

Klasse 5: 1-5%

Klasse 10: 5-10%

Klasse 20: 10-20%

Klasse 50: 20-50%

Klasse 100: 50-100%

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

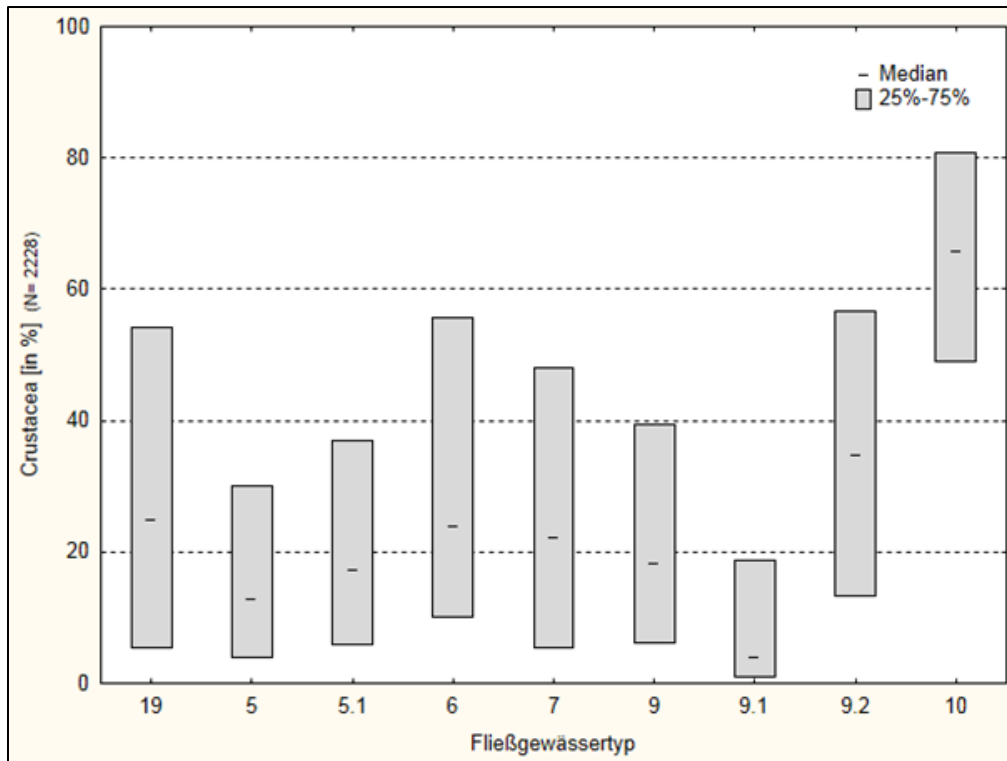


Abbildung 43: Box-Whisker Plot zu Crustacea [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Fließgewässertyp

Fließgewässertypen vgl. Abb. 38

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014

Die RK-Relationship (vgl. Kap. 3) spiegelt die Relation zwischen den weitgehend nach den Kriterien des Spear gegenüber toxischen Stoffen insensitiven r-Strategen (hohe Nachkommenzahl, kurze Generationsdauer) und den sensitiven K-Strategen (wenige Nachkommen, lange Generationsdauer) wider²⁰. Abb. 44 zeigt, dass ein niedriger Anteil von r-Strategen (Klasse 1= 0-0,05) mit einem Median von 44% bei den Spear-Pesticides-Werten, also Spear-Pesticides-Werten, die eine geringe toxische Belastung anzeigen, einhergeht. Klasse 2, also ein Anteil von r-Strategen von 0,05 bis 0,1 geht mit niedrigeren Spear-Pesticides-Werten einher, der Median und das 25%-Perzentil befinden sich schon im Bereich deutlicher Pestizidbelastung < 40%.

Beide Metrics korrelieren also gut mit dem Spear-Pesticides, wobei der EPT aber noch ein Stück empfindlicher ist als die RK-Relationship.

²⁰ Jedoch wurden die Coleopteren zu 100% als gegenüber Pestiziden nicht sensitiv eingestuft (vgl. Tab. 1 und Abb. 5, Kap. 3), obwohl die überwiegende Zahl der Wasserkäferarten K-Strategen sind.

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

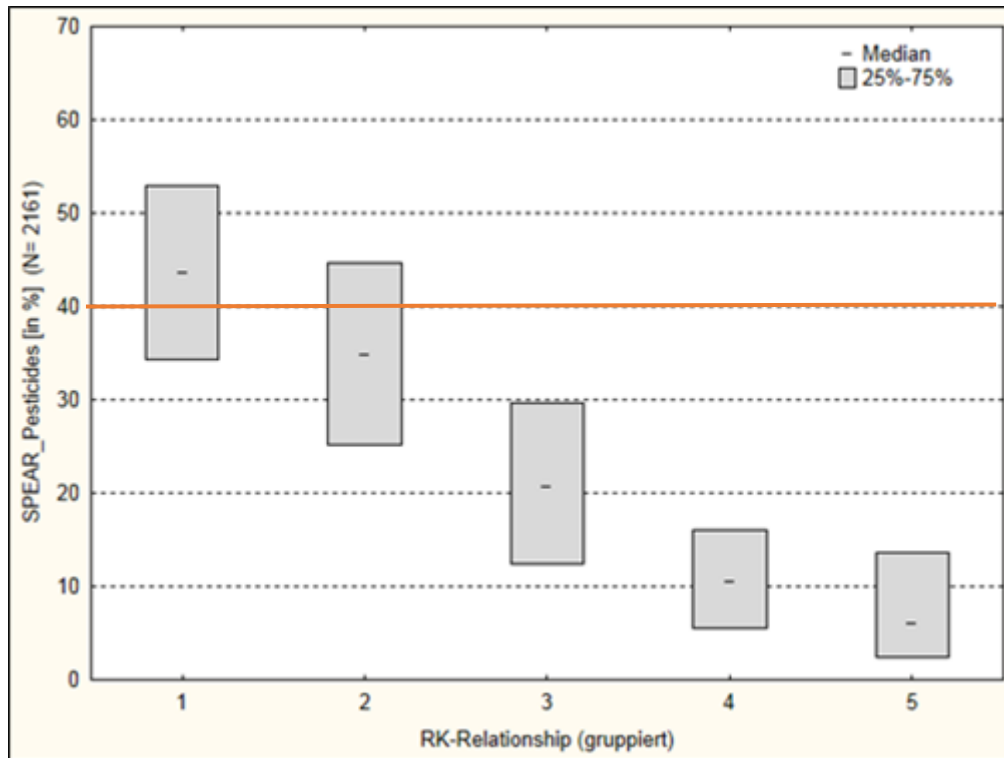


Abbildung 44: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der RK-Relationship

Klasse 1: 0-0,05

Klasse 2: 0,05-0,1

Klasse 3: 0,1-0,2

Klasse 4: 0,2-0,3

Klasse 5: >0,3

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014

Der Faunaindex (vgl. Kap. 3) beschreibt die Reaktion des Makrozoobenthos in Form von Vorkommen und Abundanz der Taxa auf Belastungen wie z. B. der Allgemeinen Degradation (Verschlechterung im Gewässer auf Habitatabene und solche außerhalb des Gewässers im Einzugsgebiet verursachte Einflüsse wie z. B. Sedimentation aus landwirtschaftlichen Gebieten).

Hohe Werte weisen auf anspruchsvolle Organismen hin, die zudem nur in mit toxischen Stoffen unbelasteten Gewässern vorkommen können. Dies ist auch anhand der Abbildung 45 zu erkennen.

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

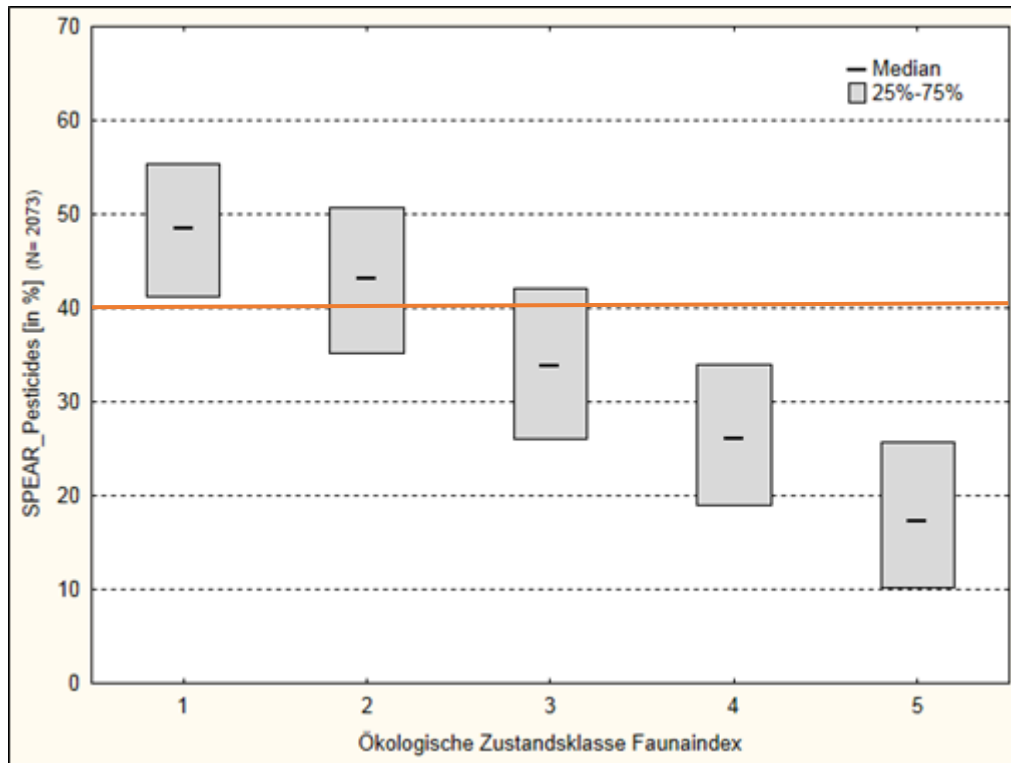


Abbildung 45: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Faunaindex (Klassenherleitung vgl. Tab. 9, Seite 74)

Klasse 1: sehr gut

Klasse 2: gut

Klasse 3: mäßig

Klasse 4: unbefriedigend

Klasse 5: schlecht

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

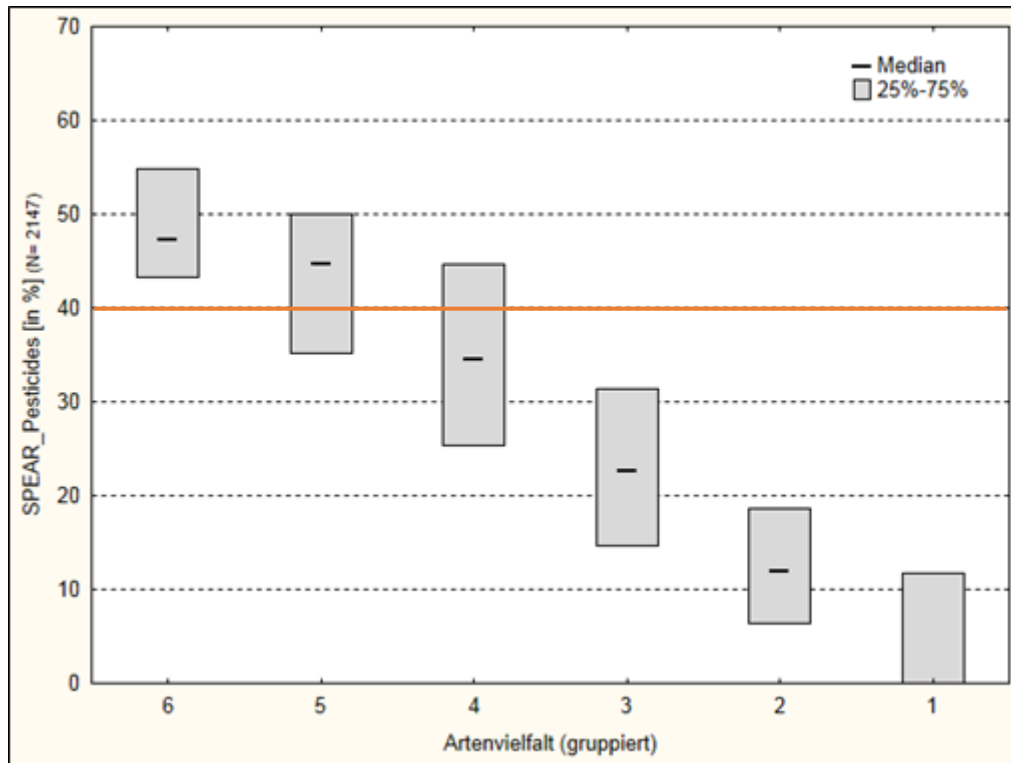


Abbildung 46: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der Artvielfalt/m²

Klasse 1: >10 Taxa

Klasse 2: 10-20 Taxa

Klasse 3: 20-30 Taxa

Klasse 4: 30-50 Taxa

Klasse 5: 50-70 Taxa

Klasse 6: > 70 Taxa

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014

Der die ökologischen Eigenschaften als Reaktion auf Zustandsverschlechterungen²¹ im Gewässer zusammenfassende multimetrische Index Allgemeine Degradation (vgl. Kap. 7.2) zeigt ebenfalls eine signifikante gleichsinnige Korrelation zum Spear-Pesticides, da er aus zahlreichen Einzelindices (z. B. EPT, Fauna-Index) besteht, die schon einzeln stark mit dem Spear-Index korrelieren und das Makrozoobenthos als Indikator sowohl für die Allgemeine Degradation als auch für den Spear-Index dient.

²¹ Der Index bezieht sich auf Zustandsverschlechterungen, die ihre Ursache innerhalb und außerhalb des Gewässers haben.

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

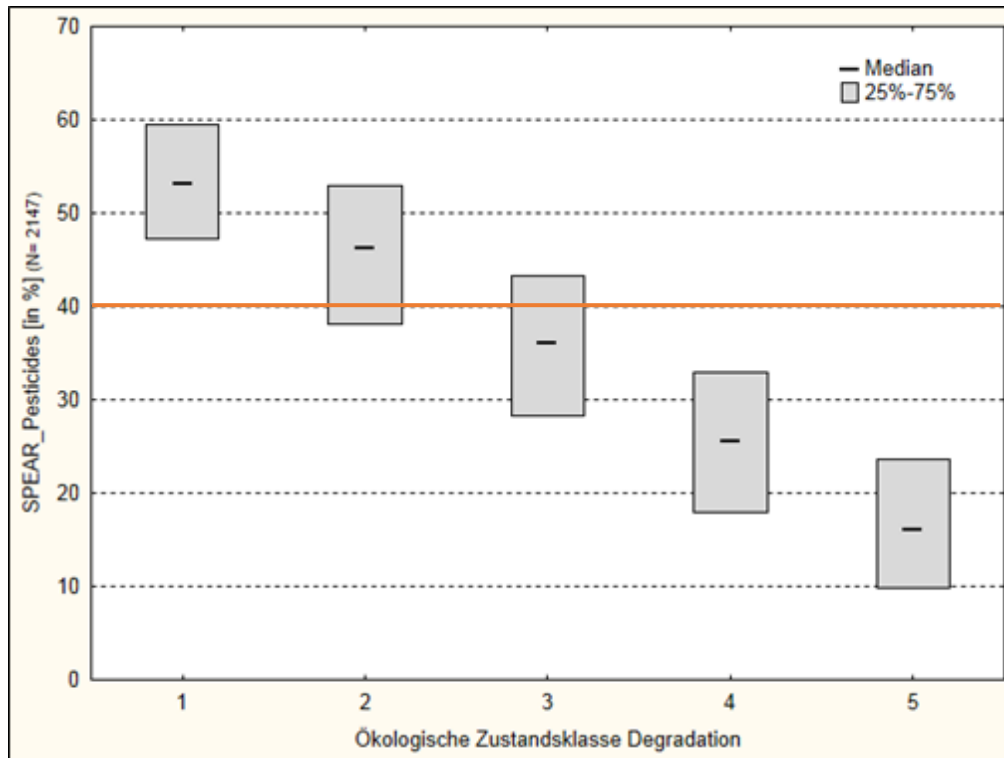


Abbildung 47: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der ökologischen Zustandsklasse der Allgemeinen Degradation (Klassenerleitung vgl. Tab. 9, Seite 74)

Klasse 1: sehr guter Zustand

Klasse 2: guter Zustand

Klasse 3: mäßiger Zustand

Klasse 4: unbefriedigender Zustand

Klasse 5: schlechter Zustand

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014

Abb. 48 zeigt, dass der Schnittpunkt des guten Zustands der Allgemeinen Degradation und der 40% des Spear-Pesticides (Übergang zum unbelasteten Zustand $> 40\%$) genau auf der Geraden liegt.

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

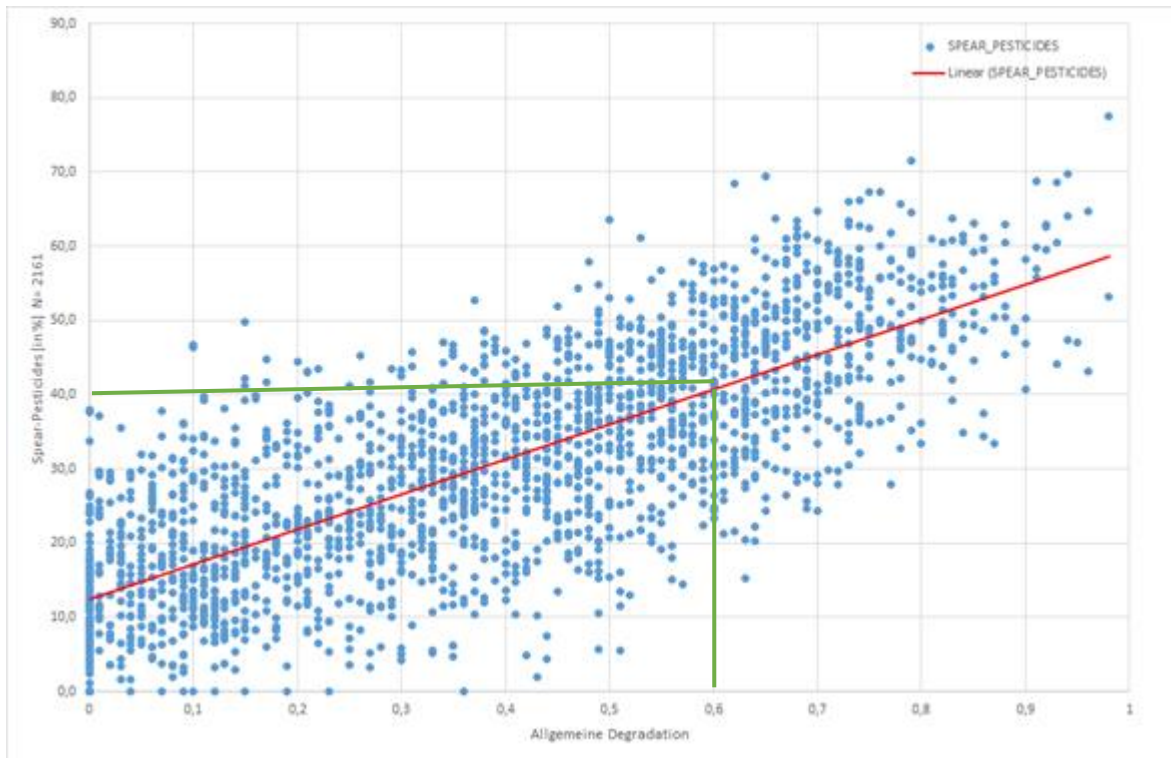


Abbildung 48: Korrelation des Spear-Pesticides [in %] mit der Allgemeinen Degradation

Einordnung des Multimetrischen Indexes in ökologische Qualitätsklassen (vgl. Tab. 9, Seite 74)

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014

Zwischen dem Spear-Pesticides und dem Substrat besteht ein Zusammenhang durch die über die Korngröße des Substrats bedingte Ausprägung des Makrozoobenthos. Grobkörniges bzw. aus Steinen bestehendes Substrat geht einher mit einer Gewässerbiozönose, die eher auf ein weniger belastetes Gewässer schließen lässt. Stärkere Belastungen zeigen hingegen viele Arten, welche Substrate kleinerer Korngrößen wie Sand, Lehm, Ton als auch organische Substrate bevorzugt besiedeln. Dies ist mit der Größe der Hohlräume des jeweiligen Substrats zu begründen. Empfindliche Arten des Makrozoobenthos benötigen große sauerstoffgefüllte Hohlräume. Feinsedimente hingegen setzen diese Hohlräume zu. Auch künstliche Sedimente wie Beton oder Steinschüttungen haben eine hohe Dichte und kaum Hohlräume. Über einen weiteren Faktor, nämlich die landwirtschaftliche Nutzung, können durch Bodenerosion Sedimente in das Gewässer gelangen und die Poren des Gewässersubstrats zusetzen (HMUKLV 2015: 32f und HLNUG 2017: 28). Das Vorhandensein organischer Substrate beeinflusst das Makrozoobenthos in der Weise, dass seine Ausprägung für den Spear-Pesticides eher schlechtere, einer Belastung mit Pestiziden entsprechende Werte anzeigt. Dies ist neben

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

dem eigentlich eher positiven Einfluss der Photosynthese zu begründen mit dem Sauerstoffverbrauch durch die nächtliche Dunkelatmung und v. a. durch den Abbau der organischen Substanz nach dem Absterben der Pflanzen (Baur 1998: 80 f).

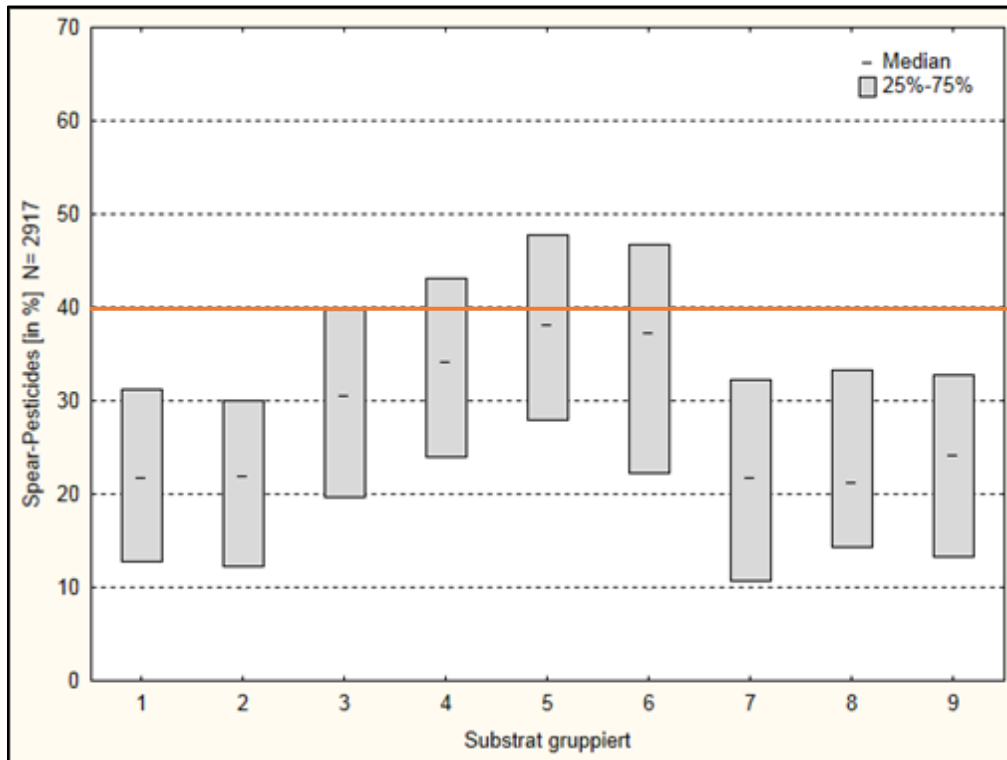


Abbildung 49: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Substrat

Klasse 1: Argyllal (Lehm und Ton)

Klasse 2: Psammal/Psammopelal (Sand und/oder (mineralischer) Schlamm)

Klasse 3: Akal (Fein- bis Mittelkies)

Klasse 4: Mikrolithal (Grobkies)

Klasse 5: Mesolithal (Faustgroße Steine mit variablem Anteil kleinerer Korngrößen)

Klasse 6: Megalithal (Oberseite von großen Steinen und Blöcken, anstehender Fels) und Makrolithal: Steine von Kopfgröße mit kleineren Steinen vermischt

Klasse 7: Künstliche Substrate (z. B. Steinsschüttungen, Beton)

Klasse 8: Algen, Submerse und emerse Makrophyten

Klasse 9: Lebende Teile terrestrischer Pflanzen, Holz und abgelagertes abgestorbenes organisches Material

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG von 2004 bis 2014

Die Ergebnisse der Korrelation des Spear-Pesticides mit den Parametern der Strukturkartierung (vgl. Abb. 50 und 51) zeigen, dass die Zusammensetzung der Biozönose beim Uferbewuchs (Böschung und Böschungskrone) (Strukturgüteparameter 5.1) immer mit einem eher schlechten Spear-Pesticides einhergeht. Lediglich beim Galeriewald und den Gebüschern überschreitet das 75%-Perzentil die 40% Marke des Spear-Index hin zum unbelasteten Zustand (Abb.50). Beim Parameter Gewässerrandstreifen (Strukturgüteparameter 6.2) überschreiten die Klassen 2-4 (Saum, Gewässerrandstreifen, Wald) leicht die Grenze von 40% zum unbelasteten Zustand des Spear-Index. Diese Anzeige einer Belastung trotz guter Strukturgüte kann auf einen hohen Eintrag an Pestiziden hinweisen. Da die Ufervegetation eigentlich das Gewässer vor Erosion und pestizidbelastetem diffusen Sedimenteintrag z. B. aus der Landwirtschaft schützt, müsste die Korrelation hier mit einem höheren Spear-Pesticides, also einer geringeren Belastung einhergehen. Die Tatsache, dass dies nicht so ist, lässt den Rückschluss zu, dass entweder die vom Uferbewuchs erhoffte schützende Wirkung vor diffusen Einträgen von Pflanzenschutzmitteln durch die Landwirtschaft nicht so groß ist wie gedacht oder dass der Hauptteil der Pflanzenschutzmittel, die das Gewässer erreichen nicht aus diffusen Einträgen stammt, sondern aus punktuellen Quellen wie z. B. Kläranlagen, zu deren Abhaltung der Uferbewuchs wirkungslos ist.

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

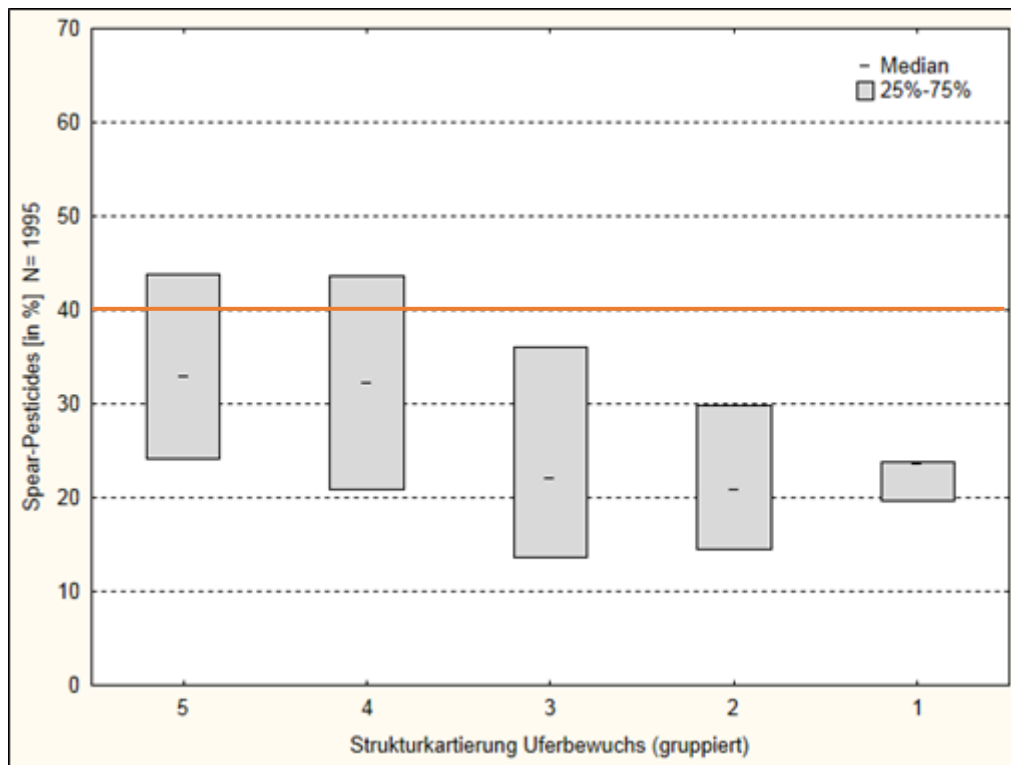


Abbildung 50: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der Strukturgütekartierung Parameter Uferbewuchs (500 m Breite) (Strukturgüteparameter 5.1)

Klasse 1: kein Uferbewuchs

Klasse 2: Schotter, Pionierfluren, Rasen

Klasse 3: Stauden, Krautflur

Klasse 4: Gebüsche, Einzelgehölze

Klasse 5: Galerie

(Klasse 6: Wald)

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014, Klassen nach LAWA 2000: 122ff

Der Gewässerrandstreifen (Parameter 6.2) ermöglicht eine natürliche Gewässerentwicklung und bietet gerade, wenn sich darauf Wald befindet ein weiteres Habitat oder eine Rückzugsfunktion für aus dem Gewässer migrierende Arten. Insofern trägt er ebenfalls wie der Uferbewuchs (Parameter 5.1) eigentlich zur Vergrößerung der Artenvielfalt bei. Zudem hält er diffuse Einträge von Pflanzenschutzmitteln z. B. aus der Landwirtschaft auf. Es wäre daher zu erwarten, dass der Spear-Pesticides sich in Bezug auf die Klassen 3 und 4 verbessern und die Gewässerbiozönose eine unbelastete Gewässersituation anzeigen müsste. Auch hier liegt deshalb die Vermutung einer anderen Schadstoffquelle als die diffuse meist landwirtschaftliche Belastung nahe.

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

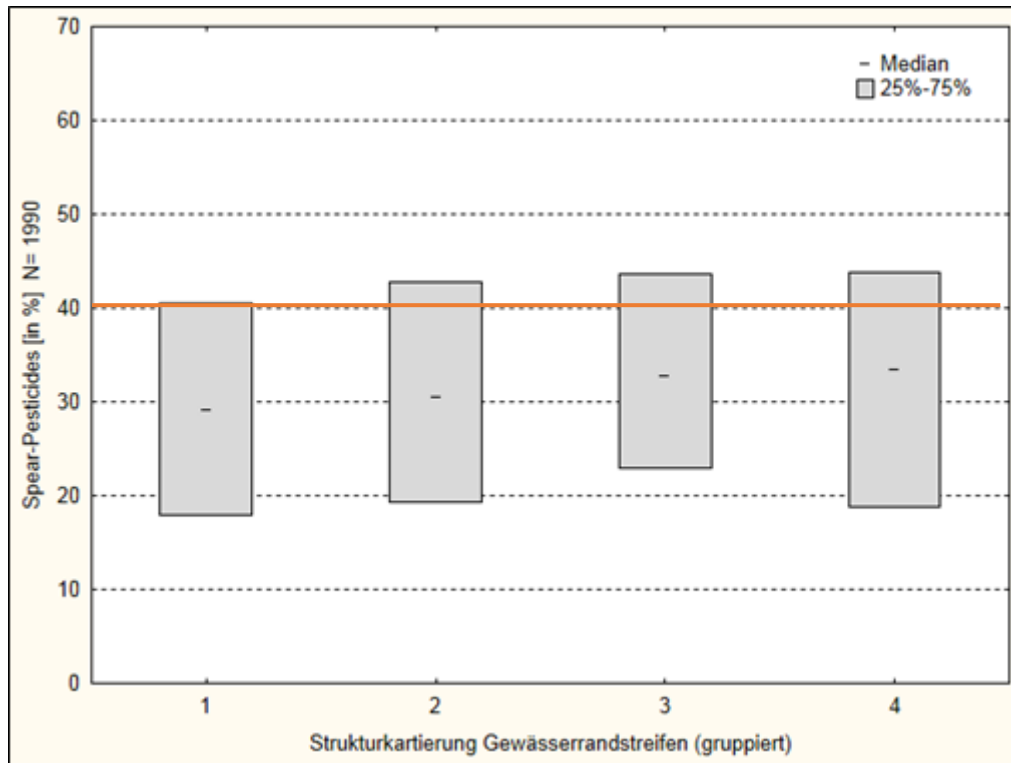


Abbildung 51: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der Strukturkartierung Parameter Gewässerrandstreifen (500 m Breite) (Parameter 6.2)

Klasse 1: dominierend kein Randstreifen (anthropogene Nutzung bis unmittelbar an das Gewässerbett)

Klasse 2: dominierend Saumstreifen (naturbelassene Sukzessionsfluren entlang des Gewässers auf einer Breite von 2-5 m, keine anthropogene Nutzung)

Klasse 3: dominierend Gewässerrandstreifen (bodenständiger Wald oder naturbelassene Sukzessionsflächen auf einer Breite von 5-20 m)

Klasse 4: dominierend Wald (bodenständiger naturnaher Wald oder naturbelassene Sukzessionsflächen auf einer Breite > 20m)

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014, Klassen nach LAWA 2000: 140f

Der Habitatindex beinhaltet solche Parameter der Strukturkartierung, welche von unmittelbarer Relevanz für die biologischen Qualitätskomponenten sind und damit die hydromorphologische Habitatqualität auch für das Makrozoobenthos beschreibt. Naheliegender wäre hier also eine höhere Korrelation zum Spear-Pesticides als es in den Abb. 50 und 51 der Fall ist. Der Habitatindex ist der Mittelwert aus den 3 Index-Werten Strömung, Sohle und Ufer, welche wiederum aus Einzelwerten bestehen.

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Die Strömung ist die Summe aus den Erhebungen zu Rückstau (EP 2.3), Querbänken (EP 2.4), Strömungsdiversität (EP 2.5), Tiefenvarianz (EP 2.6) und Ausleitung (EP 2.7).

Der Index-Wert Sohle setzt sich zusammen aus dem Sohlsubstrat (EP 3.1), der Substratdiversität (EP 3.2), den besonderen Sohlenstrukturen (EP 3.4) und den besonderen Sohlenbelastungen (EP 3.01).

Unter dem Index-Wert Ufer werden der Uferbewuchs (EP 5.1), die besonderen Uferstrukturen (EP 5.3), besondere Uferbelastungen (EP 5.01) und die Beschattung (EP 5.02) zusammengefasst.

Die Ausprägung jedes einzelnen Parameters wird bei der Erfassung der Strukturgröße in Form von bis zu 7 Klassen codiert. Die Werte werden in ihrer Ausprägung für jeden einzelnen 100 m-Abschnitt erhoben und es wird der Mittelwert gebildet.

Eine hohe Strömungsdiversität und Tiefenvarianz und das Vorhandensein von Querbänken und Fehlen von Ausleitungen sind wegen eines höheren Sauerstoffgehalts des Wassers und einer höheren Substratdiversität positiv für die Vielfalt und Abundanz von Organismen des Makrozoobenthos. Entsprechend müssten diese Merkmale der Klassen 1 und 2 auch mit einem hohen Spear-Index korrelieren. Auch Ausleitungen verändern das Abflussregime und die Strömung mit negativer Wirkung für das Makrozoobenthos, was die Abnahme sensitiver Organismen bewirkt (vgl. Kap. 6.4) (HMUKLV 2015: 35/47).

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

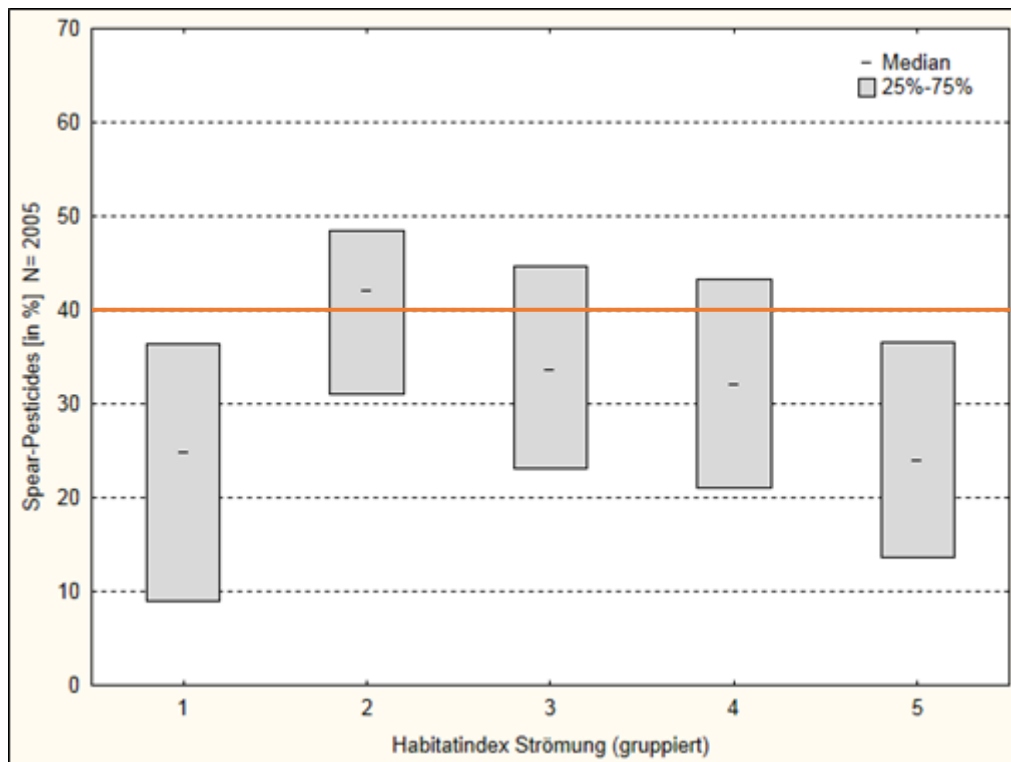


Abbildung 52: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Habitatindex-Teilparameter Strömung

Klasse 1: 1-1,5 sehr guter Zustand

Klasse 2: 1,5 – 2 guter Zustand

Klasse 3: 2-4 mäßiger Zustand

Klasse 4: 4-6 unbefriedigender Zustand

Klasse 5: >6 schlechter Zustand

Klassifizierung nach LAWA 2000: 16

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014

Klasse 1 auffallend schlecht, Ursache: kleines N=23

Unter der Kategorie Sohlsubstrat wird das die Sohle bildende Material, sein Ursprung (mineralisch oder organisch) und seine Korngröße zusammengefasst. Dabei gilt, dass ein grobkörniges Material mit vielen Hohlräumen wegen des hohen Sauerstoffgehalts positiv für das Makrozoobenthos ist. Bei der einfließenden Substratdiversität ist eine hohe Diversität ebenso förderlich. Anthropogen bedingte Sohlenbelastungen (z. B. Abfälle, Einleitungen, Nutzung als Fahrrinne) sind jedoch negativ zu sehen, da z. B. der Abbau organischen Materials

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Sauerstoff verbraucht. Entsprechend korrelieren die Klassen 1 und 2, welche keine besonderen Belastungen beinhalten auch mit einer guten Ausprägung der Gewässerbiozönose, welche mit einem höheren Spear-Index auch eine niedrigere Belastung mit Pflanzenschutzmitteln anzeigt.

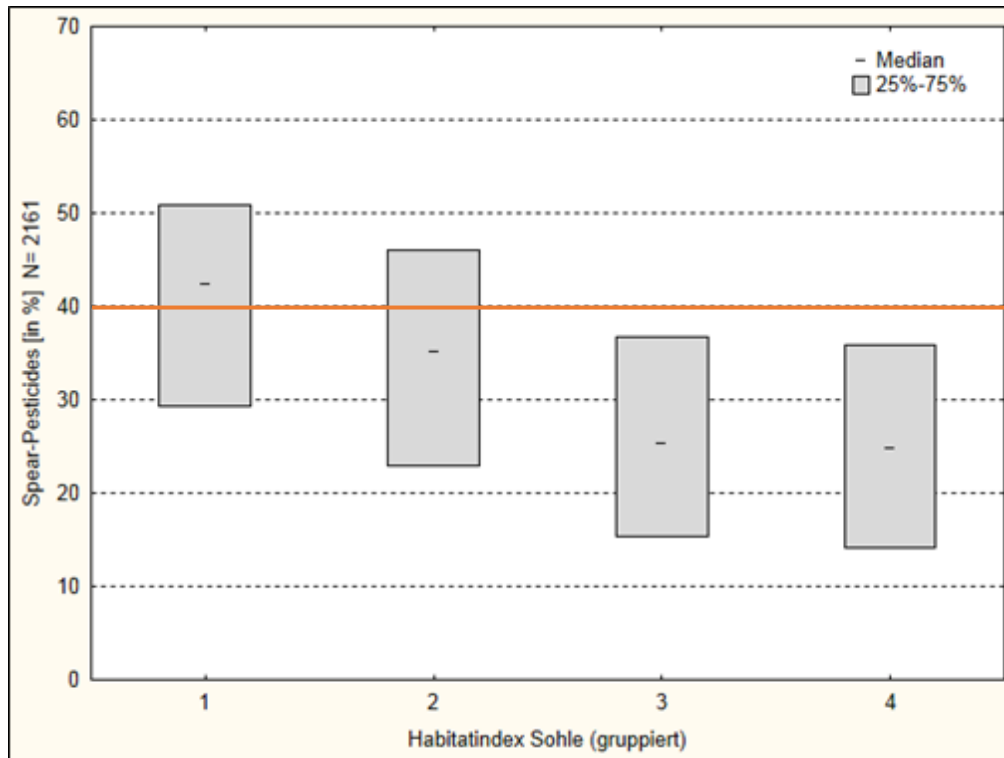


Abbildung 53: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Habitatindex-Teilparameter Gewässersohle

Klasse 1: 1-1,5 sehr guter Zustand

Klasse 2: 1,5 – 2 guter Zustand

Klasse 3: 2-4 mäßiger Zustand

Klasse 4: 4-6 unbefriedigender Zustand

Klasse 5: >6 schlechter Zustand

Klassifizierung nach LAWA 2000: 16

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014

Die Kategorie Ufer fasst den Uferbewuchs, die Anzahl besonderer Uferstrukturen, das Vorhandensein von Uferbelastungen durch anthropogene Tätigkeiten/Abfälle sowie den Grad der Beschattung zusammen (HLNUG 2017 und LAWA 2000: 120ff). Da eine möglichst bodenständige Ufervegetation (hält Schadstoffe zurück), vielfältige naturnahe Uferstrukturen (vielfältigere Gewässermorphologie und Substratdiversität) sowie ein hoher Grad der

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Beschattung (kälteres Wasser mit höherem Sauerstoffgehalt) sich positiv auf die Qualitätskomponente Makrozoobenthos auswirken und neue Teilbiotope schaffen, korreliert eine gute Ausprägung dieser Aspekte mit einem hohen über das Makrozoobenthos angezeigten Spear-Pesticides.

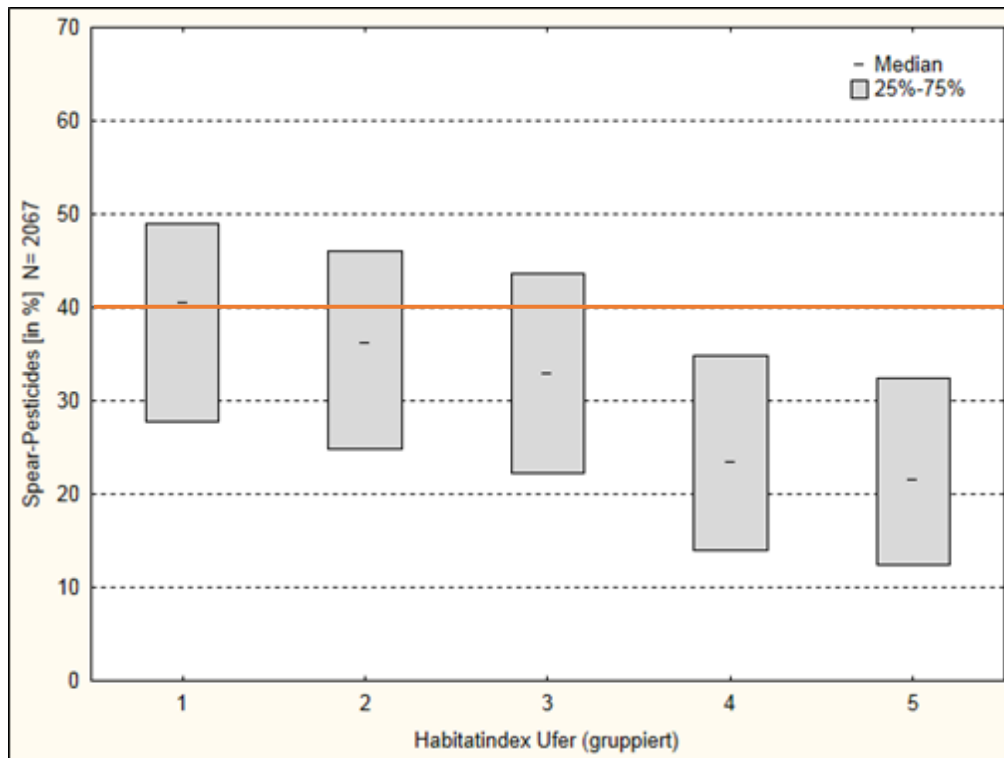


Abbildung 54: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Habitatindex-Teilparameter Ufer

Klasse 1: 1-1,5 sehr guter Zustand

Klasse 2: 1,5 – 2 guter Zustand

Klasse 3: 2-4 mäßiger Zustand

Klasse 4: 4-6 unbefriedigender Zustand

Klasse 5: >6 schlechter Zustand

Klassifizierung nach LAWA 2000: 16

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014

Der Habitatindex Gesamt fasst die Ausprägung der drei Parameter Sohle, Strömung und Ufer zusammen. Insgesamt gilt, dass die Vereinheitlichung der Ufer, die Beseitigung typischer Gewässerbettstrukturen, die Homogenisierung der Strömung und der Sohlsubstrate eine Abnahme spezialisierter empfindlicher Arten (K-Strategen) und die Zunahme ubiquitärer Arten

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

(r-Strategen) bewirkt (vgl. Kap. 6.4). Je naturbelassener der Zustand ist, umso eher sind Spear-Werte von > 40% zu erwarten. Da insgesamt aber über alle Klassen der Spear-Index einen belasteten Zustand anzeigt, muss die Quelle für den möglichen Pflanzenschutzmitteleintrag eine andere tw. von der Gewässerstrukturgüte unabhängige Quelle sein.

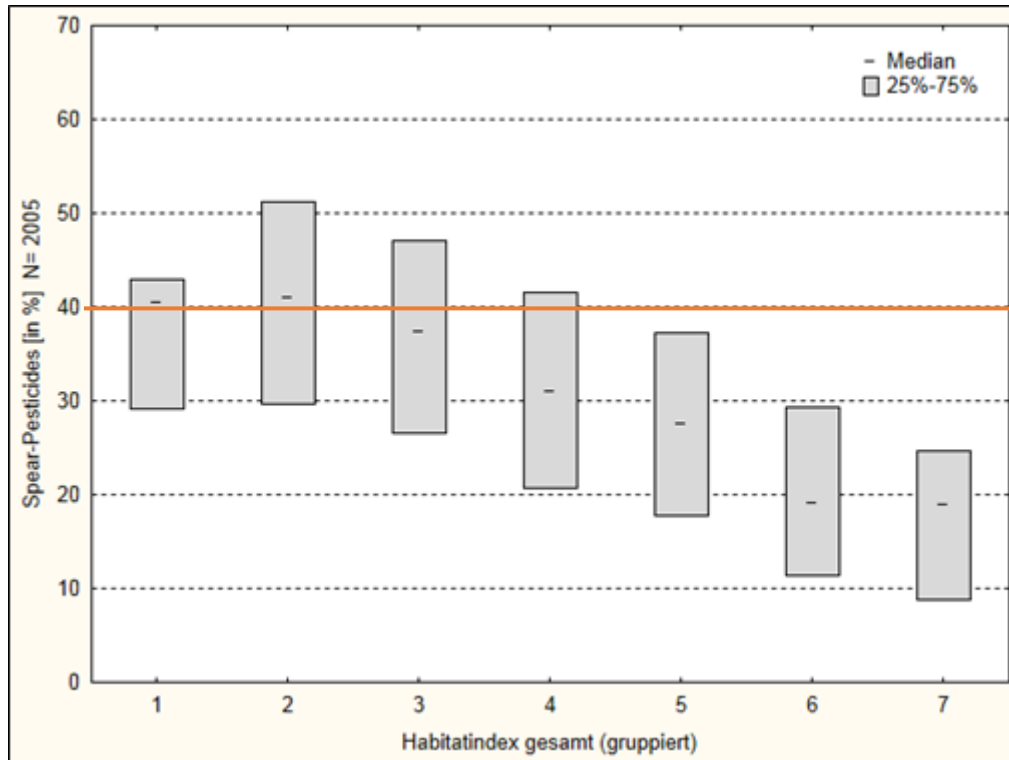


Abbildung 55: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Habitatindex gesamt

Klasse 1: < 1,50 unveränderter Naturzustand

Klasse 2: 1,50-2,50 gering verändert

Klasse 3: 2,50-3,50 mäßig verändert

Klasse 4: 3,50-4,50 deutlich verändert

Klasse 5: 4,50-5,50 stark verändert

Klasse 6: 5,50-6,50 sehr stark verändert

Klasse 7: > 6,50 vollständig verändert

Klassifizierung nach LAWA 2000: 16

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

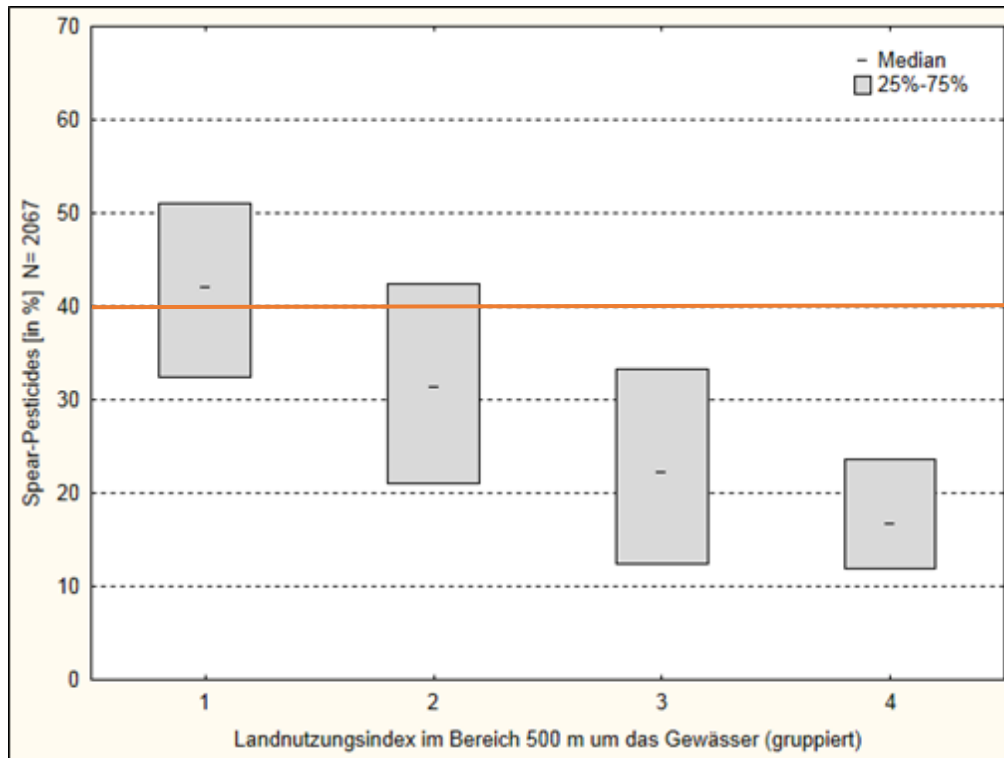


Abbildung 56: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Landnutzungsindex im Bereich eines Pufferstreifens von 500 m Breite um die Gewässermittle für den Gewässerabschnitt 0-5000 m oberhalb der Messstelle (LUI_500_5000)

Klasse 1: 0-50% (überwiegend Wald)

Klasse 2: >50-100% (überwiegend Grünland)

Klasse 2: >100-200% (überwiegend Ackerfläche)

Klasse 3: >200-300% (überwiegend Ackerfläche und Städtische Nutzung)

Klasse 4: >300-400% (überwiegend Städtische Nutzung)

Vgl. hierzu auch Kap. 6.5: Je höher der Landnutzungsindex ausfällt, umso größer ist das Belastungspotential für das Gewässer (Berthold/Kolster 2007: 55)

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG von 2004 bis 2014

Der Landnutzungsindex nimmt Werte von 0-400 an. Je höher seine Ausprägung ist, umso größer ist der Anteil an landwirtschaftlicher Nutzung (Klasse 2 und 3) und schließlich an städtischer Bebauung (Klasse 4) (vgl. auch Kap. 6.5).

Abbildung 56 zeigt, dass ein geringerer Landnutzungsindex (Klasse 1), also ein geringer Anteil städtischer Bebauung und Ackerfläche einher geht mit einem Median des Spear-Pesticides im unbelasteten Bereich über 40%. Die hier vorherrschende Landnutzungskategorie „Wald“ und „Grünland“ zeigt also anhand des Spear-Pesticides eine geringe Emission an Pflanzenschutzmitteln an. Sowie die Anteile gleichermaßen von Ackerflächen als auch

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

städtischer Bebauung in den Klassen 2- bis 4 steigen, sinkt der Spear-Pesticides in Bereiche deutlicher (< 40%) bis starker (<20%) Belastung. Ackerflächen, aber noch stärker städtische Bebauung (Einsatz von Pflanzenschutzmitteln in Parks/Grünanlagen, privaten Grundstücken und Gehwegen, Emissionen aus Kläranlagen) gehen scheinbar mit hohen Pestizideinträgen für die Oberflächengewässer einher. Im Vergleich mit dem LUI 100_500 (Abb. 57) bestätigt sich die in Kap. 6.5 erläuterte höhere Aussagekraft des LUI 500_5000 bei der Berechnung. Letzterer korreliert stärker mit dem Spear-Pesticides: Der LUI 500_5000 hat einen Korrelationskoeffizienten von -0,502593, während der LUI 100_500 einen Koeffizienten von -0,202971 hat.

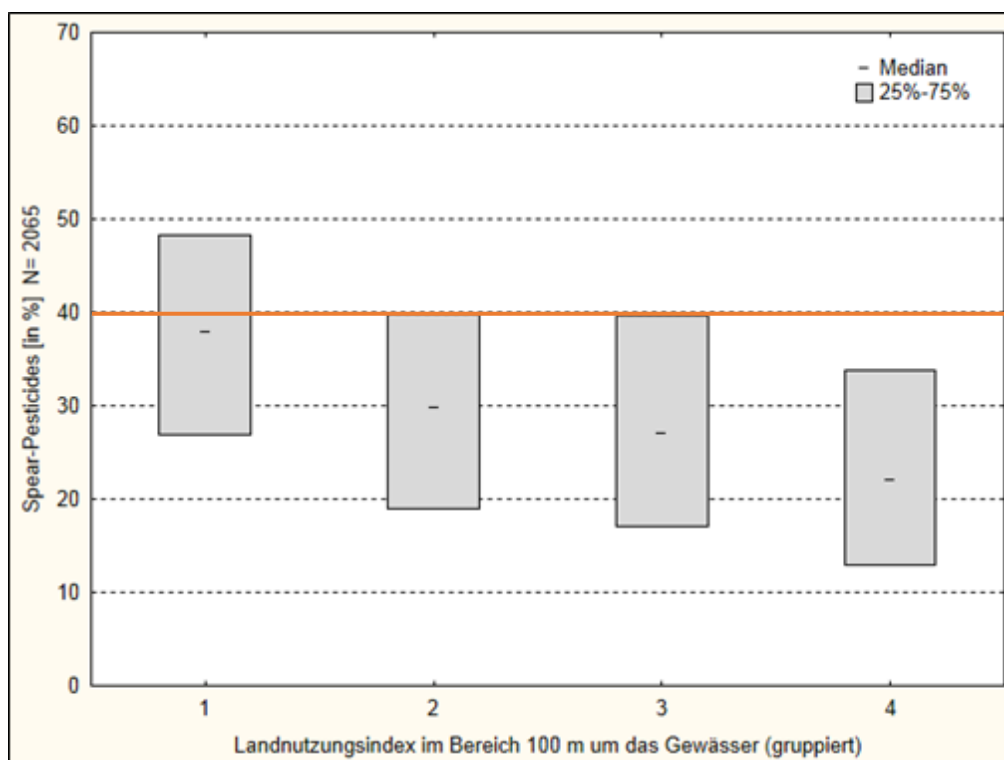


Abbildung 57: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Landnutzungsindex im Bereich eines Pufferstreifens von 500 m Breite um die Gewässermite für den Gewässerabschnitt 0-5000 m oberhalb der Messstelle (LUI_100_500)

Klassen: Vgl. Abb. 56

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG von 2004 bis 2014

Wird der Ackeranteil aus dem LUI 500_5000 separat mit dem Spear-Pesticides korreliert (vgl. Abb. 58), wird deutlich, dass es keinen richtigen Zusammenhang zur landwirtschaftlichen Nutzung der dem Gewässer benachbarten Fläche gibt. Auch bei der Korrelation mit verschiedenen Intensitäten landwirtschaftlicher Nutzung, bleibt die Ausprägung des Spear-

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Index in einem ähnlich niedrigen Bereich. Auch der Korrelationskoeffizient ist mit 0,027829 nicht signifikant.

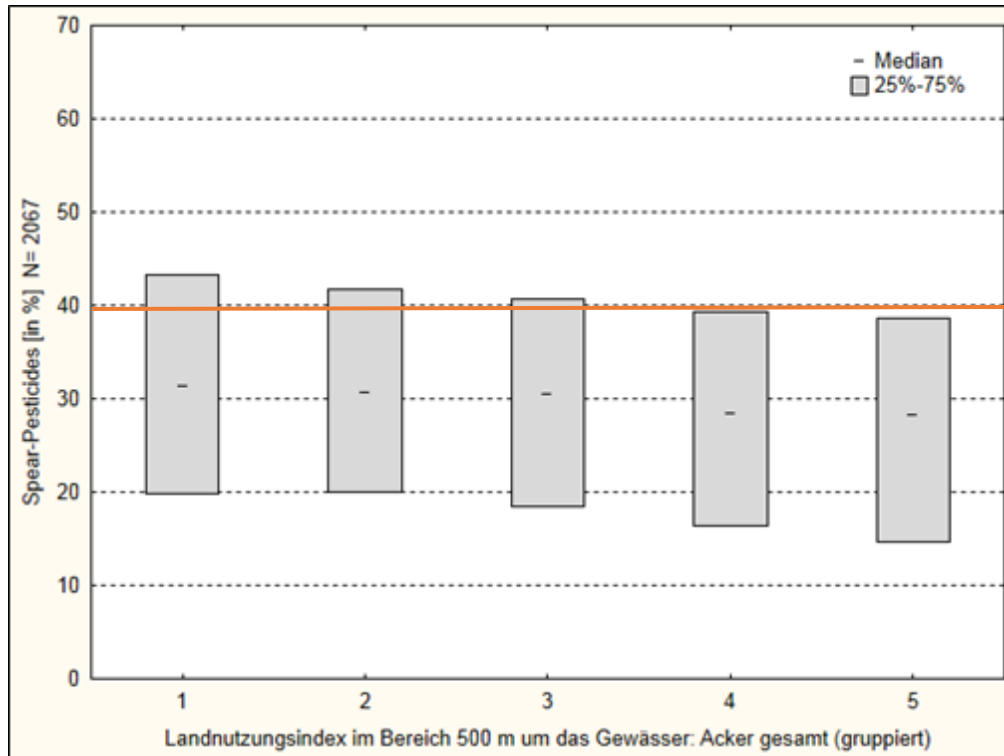


Abbildung 58: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Ackeranteil aus dem Landnutzungsindex im Bereich eines Pufferstreifens von 500 m Breite um die Gewässermittle für den Gewässerabschnitt 0-5000 m oberhalb der Messstelle (LUI_500_5000)

Klasse 1: 0-10%

Klasse 2: 20-40%

Klasse 3: 40-60%

Klasse 4: 60-80%

Klasse 5: 80-100%

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG von 2004 bis 2014

Zur Ausprägung der Siedlungsfläche (vgl. Abb. 59) besteht hingegen mit einem Koeffizienten von 0,181237 eine geringe signifikante Korrelation zum Spear-Index.

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

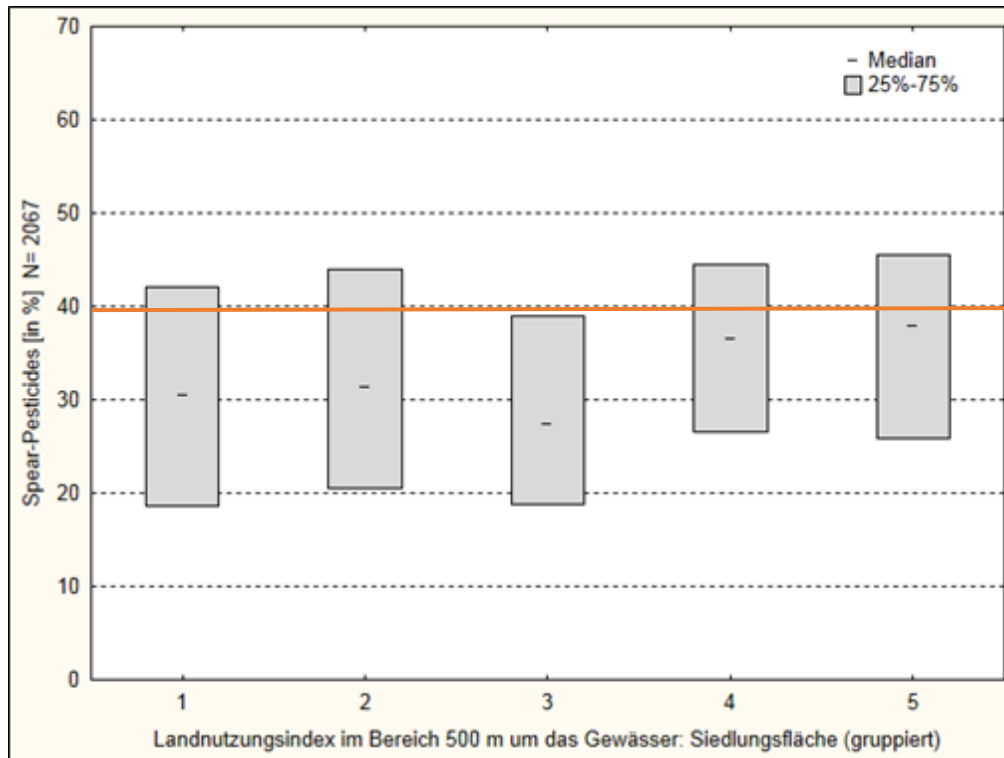


Abbildung 59: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der Siedlungsfläche aus dem Landnutzungsindex im Bereich eines Pufferstreifens von 500 m Breite um die Gewässermittle für den Gewässerabschnitt 0-5000 m oberhalb der Messstelle (LUI_500_5000)

Klasse 1: 0-10%

Klasse 2: 20-40%

Klasse 3: 40-60%

Klasse 4: 60-80%

Klasse 5: 80-100%

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG von 2004 bis 2014

Je größer dabei das Einzugsgebiet einer Messstelle ist, umso schlechter fällt der Spear-Pesticides aus. Dies ist zum Teil mit der höheren Wahrscheinlichkeit der Existenz urbaner bzw. landwirtschaftlicher Beeinflussung und damit einer höheren Pflanzenschutzmittelbelastung in einem größeren Einzugsgebiet zu begründen.

Zwischen den kleineren Einzugsgebieten der Klassen 1 bis 4 bestehen kaum Unterschiede in der Ausprägung des Spear-Index (vgl. Abb. 60), weil es letztendlich nicht nur auf die äußere Form (=Größe) des Einzugsgebiets ankommt, sondern vielmehr auf seinen „Inhalt“, die Flächennutzung. Andererseits ist in einem großen Einzugsgebiet auch die Wassermenge, also die Verdünnung größer, weshalb der Spear-Pesticides eigentlich dann größer sein müsste.

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

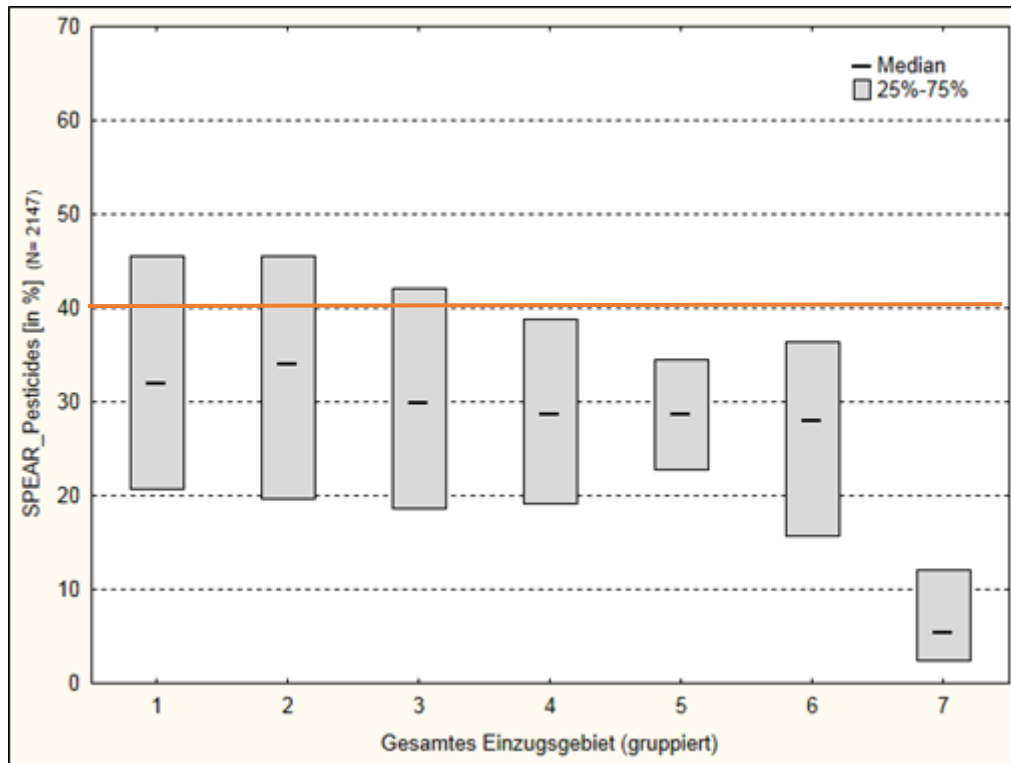


Abbildung 60: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der Größe des Einzugsgebietes

Klasse 1: <10 km²

Klasse 2: 10-50 km²

Klasse 3: 50-100 km²

Klasse 4: 100-500 km²

Klasse 5: 500-1000 km²

Klasse 6: 1000-10.000 km² (Fließgewässertyp 9.2)

Klasse 7: >10.000 km² (Fließgewässertyp 10)

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014

Erneut zeigt sich, wie bei der Korrelation des Fließgewässertyps zum Spear-Prozent, dass der Spear-Prozent entgegen den Beschreibungen in der Literatur weniger gut geeignet ist für größere Flüsse und Ströme (vgl. Abb. 61). Trotz der größeren Verdünnung durch die größere Wassermenge, wird ein besonders schlechter Wert für den Spear-Pesticides angezeigt. Demgegenüber fällt der Median eines kleinen Einzugsgebietes < 10 km² nahezu mit der 40%-Grenze des Spear-Pesticides hin zu einem unbelasteten Zustand zusammen. Quellgebiete und Kleinstgewässer haben eine wichtige Rolle als Ursprung und Refugialgebiet für Makrozoobenthosarten.

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

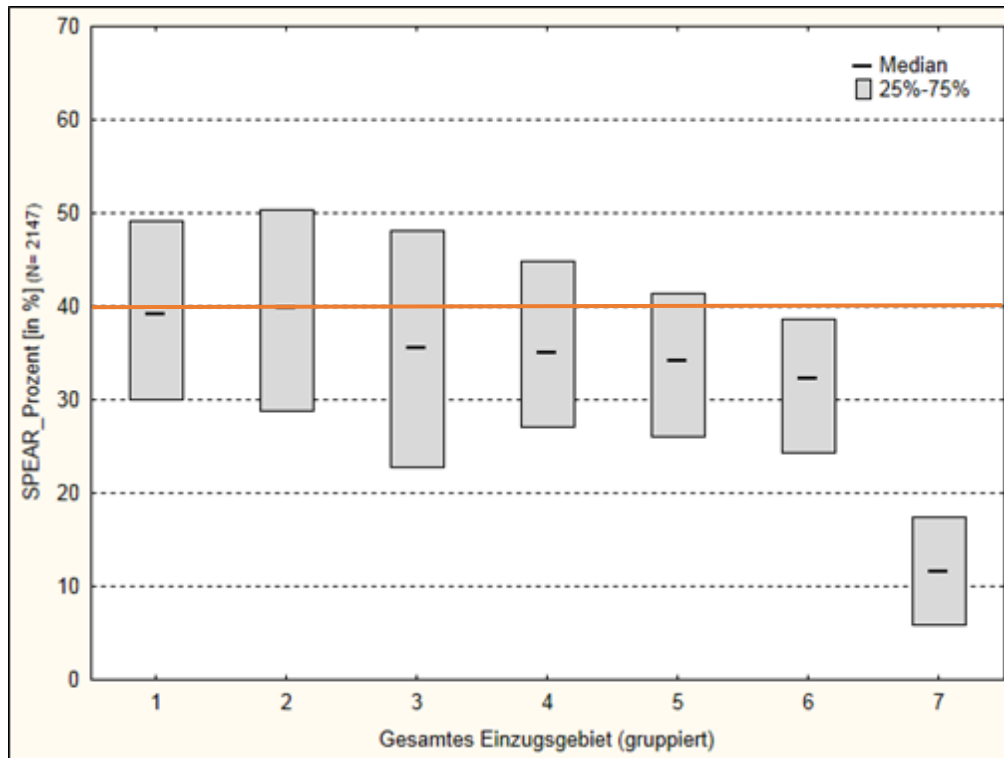


Abbildung 61: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Prozent [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber der Größe des Einzugsgebietes

Klasse 1: <10 km²

Klasse 2: 10-50 km²

Klasse 3: 50-100 km²

Klasse 4: 100-500 km²

Klasse 5: 500-1000 km²

Klasse 6: 1000-10.000 km² (Fließgewässertyp 9.2)

Klasse 7: >10.000 km² (Fließgewässertyp 10)

Quelle: Eigener Entwurf nach Daten des HLNUG 2004 bis 2014

Die Gruppierung der zu analysierenden chemisch-physikalischen Parameter wurde entsprechend der fließgewässertypspezifischen Orientierungswerte des sehr guten und des guten ökologischen Zustands nach der OGewV vorgenommen (vgl. Tab. 12). Einem LAWA-Projekt zufolge sind 200 mg/l Chlorid für die Güteklasse II sogar zu hoch angesetzt. Es wird für die hessischen Fließgewässertypen ein Wert von 50 mg empfohlen (Umweltbüro Essen&Chromgruen (2014: 74).

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

	Temperatur [in C°]	Sauerstoff [in mg/l]	Chlorid [in mg/l]	Ammonium [in mg/l]	O- Phos- phat [in mg/l]	P- Gesamt [in mg/l]
Klasse 1=sehr guter ökologischer Zustand	< 18	>9	<50	<0,04	<0,02	<0,05
Klasse 2= guter ökologischer Zustand	< 20	>8	<200	<0,1	<0,07	<0,1
Klasse 3= mäßiger ökologischer Zustand	< 21,5	>7	<400	<0,2	<0,14	<0,2
Klasse 4= unbefriedigender ökologischer Zustand	< 23	>6	<600	<0,3	<0,21	<0,3
Klasse 5= schlechter ökologischer Zustand	>23	<6	>600	>0,3	>0,21	>0,3

Tabelle 12: Fließgewässertypspezifische Orientierungswerte (Typ 5) für die einzelnen ökologischen Zustandsklassen nach OGewV

Quelle: Eigene Darstellung nach OGewV (2016: 1415f/ 1419f)

Die anschließende Analyse des SPEAR-Pesticides auf einen möglichen Zusammenhang mit den chemisch-physikalischen Parametern (vgl. Tab. 13) zeigte bei der Wassertemperatur und beim Chlorid keine signifikanten Abhängigkeiten. Allerdings müssten empfindliche Arten auch auf einen zu hohen Chlorid-Gehalt im Wasser reagieren. Beim Sauerstoffgehalt hingegen besteht eine gleichsinnige Korrelation (vgl. Abb. 62) (beim Saprobien-Index zeigt das Ausmaß der gegensinnigen Korrelation aber einen stärkeren Zusammenhang an, da das Makrozoobenthos hier bei beiden Indices direkt als Bioindikator dient (vgl. Tab. 11)).

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

	SPEAR_PESTICIDES	N
Sauerstoff (Min/a)	0,297358	63
Ammonium (Mittelwert/a)	-0,241993	87
Chlorid (Mittelwert/a)	-0,200369	88
o-Phosphat (Mittelwert/a)	-0,408979	89
P-Gesamt (Mittelwert/a)	-0,338208	62
Temperatur (Maximum/a)	-0,162367	65
Abstand zur nächstgelegenen Kläranlage	0,240274	1263
Abwasser_in_MQ	-0,393572	419
Abwasser_bei_MNQ	-0,442287	2243
PSM_Fungizid75Perz	0,038374	419
PSM_Herbizid75Perz	-0,186797	419
PSM_Herbizid_Metabolit75Perz	-0,068143	419
PSM_Insektizid75Perz	-0,185576	419
PSM_Insektizid_Metabolit75Perz	-0,232576	419
PSM_Fungizid90Perz	-0,032682	419
PSM_Herbizid90Perz	-0,184130	419
PSM_Herbizid_Metabolit_90Perz	-0,172086	419
PSM_Insektizid90Perz	-0,187055	419
PSM_Insektizid_Metabolit_90Perz	-0,301855	419

Tabelle 13:
Korrelationen chemisch-physikalischer Parameter mit dem SPEAR-Pesticides

(rote Markierungen=signifikante Korrelationen)

Quelle: Eigene Darstellung mit dem Programm Statistica nach Daten des HLNUG aus den Jahren 2008 bis 2016

Der Sauerstoffgehalt ist eigentlich eine Grundvoraussetzung für die Existenz von Leben im Gewässer, soll aber nur vergleichsweise wenig die Anzeige des Pflanzenschutzmittelgehalts durch das Makrozoobenthos (Spear-Pesticides) beeinflussen. Unabhängig von seiner Ausprägung soll sich eine Gewässerbiozönose einstellen, die eher einen mit Schadstoffen belasteten Zustand darstellt. Sehr niedrige Sauerstoffwerte der Klassen 4 und 5 korrelieren jedoch mit der Anzeige einer deutlichen bzw. stärkeren Belastung durch Pflanzenschutzmittel. Ein hoher Sauerstoffgehalt bedeutet aber nicht gleichzeitig, dass auch sensitive Organismen vorkommen, die mit einer niedrigen Pflanzenschutzmittelbelastung einhergehen.

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

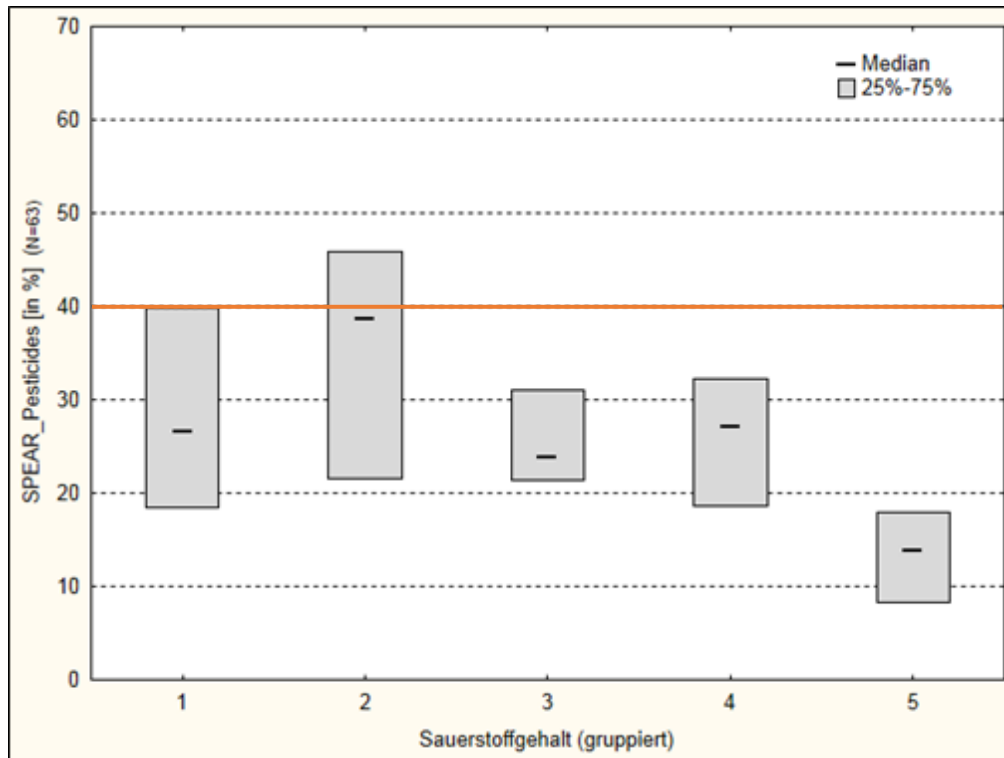


Abbildung 62: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Sauerstoffgehalt

Klasse 1: >9 mg/l

Klasse 2: >8 mg/l

Klasse 3: >7mg/l

Klasse 4: > 6 mg/l

Klasse 5: < 6 mg/l

Quelle: Eigene Darstellung nach Daten des HLNUG aus den Jahren 2004 bis 2014

Der Chloridgehalt korreliert gemäß Tab. 13 nicht mit dem Spear-Pesticides. Allerdings müssten (auch gegenüber Pflanzenschutzmitteln) empfindliche Arten ebenso empfindlich auf Chlorid reagieren. Abb. 63 zeigt, dass der höhere Chloridgehalt der Klassen 2, 3 und 5 mit einer Besiedlung durch Organismen einhergeht, die auch eine stärkere Belastung mit Pflanzenschutzmitteln anzeigen.

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

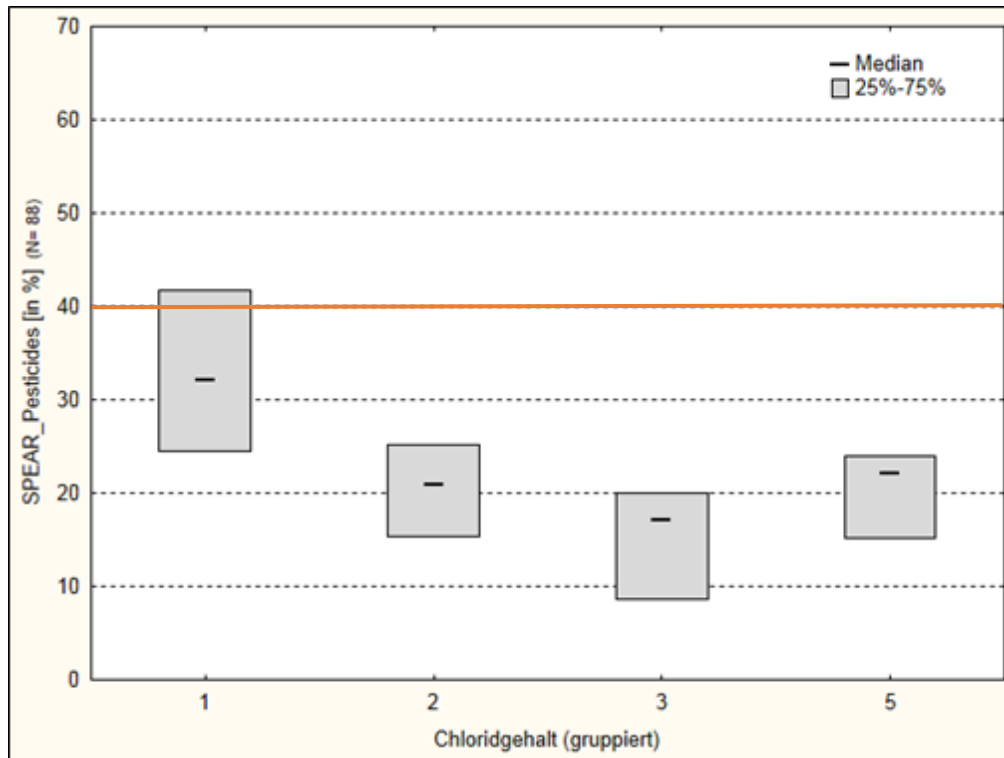


Abbildung 63: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Chloridgehalt

Klasse 1: < 50 mg/l

Klasse 2: <200 mg/l

Klasse 3: < 400 mg/l

(Klasse 4: < 600 mg/l)

Klasse 5: >600 mg/l

Quelle: Eigene Darstellung nach Daten des HLNUG aus den Jahren 2004 bis 2014

Beim Ammoniumgehalt besteht eine gegensinnige Korrelation, da empfindliche Arten des Makrozoobenthos bei einem zu hohen Ammoniumgehalt nicht mehr überleben können. Die weitere Umsetzung des Ammoniums (Nitrifikation) geschieht unter Sauerstoffverbrauch (vgl. Kap. 6.1), weshalb das Vorkommen von Ammonium mit einer Biozönose einhergeht, deren Zusammensetzung gleichzeitig eine (Schein-)Belastung mit Pestiziden anzeigt.

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

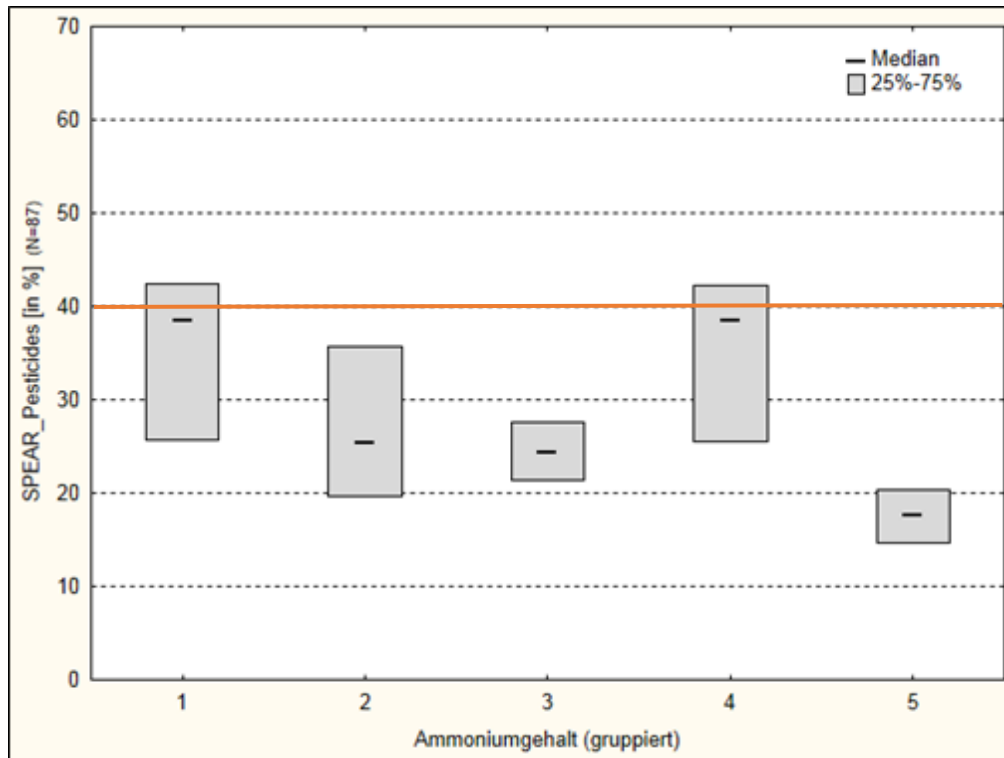


Abbildung 64: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Ammoniumgehalt

Klasse 1: $<0,04$

Klasse 2: $<0,1$

Klasse 3: $<0,2$

Klasse 4: $<0,3$

Klasse 5: $>0,3$

Quelle: Eigene Darstellung nach Daten des HLNUG aus den Jahren 2004 bis 2014

Beide Phosphorwerte, also der o-Phosphatgehalt und der Gesamt-Phosphorgehalt (vgl. auch Kap. 6.1) korrelieren gegenseitig mit dem Spear-Pesticides, stellen also einen zusätzlichen Einfluss auf Diversität und Abundanz des Makrozoobenthos dar. Dabei korreliert der o-Phosphatgehalt, welcher im Durchschnitt auch 70% des Gesamt-Phosphors ausmacht und als einzige Phosphorform von den Algen metabolisiert werden kann –und daher über das Pflanzenwachstum für einen Zuwachs an abzubauenender organischer Substanz sorgt, stärker mit dem SPEAR-Pesticides, als der Gesamtphosphor. Letzterer besteht neben dem o-Phosphat aus gebundenem und daher nicht löslichem Phosphor. Auch kann der Phosphor-Gehalt abhängig von der Interaktion mit dem Herbizidgehalt sein.

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

Grund hierfür ist, dass ein durch Phosphor gesteigertes Algenwachstum durch Herbizideintrag gemindert werden kann. Gleichzeitig sollte dann – bedingt durch die Herbizide- der SPEAR-Index sinken.

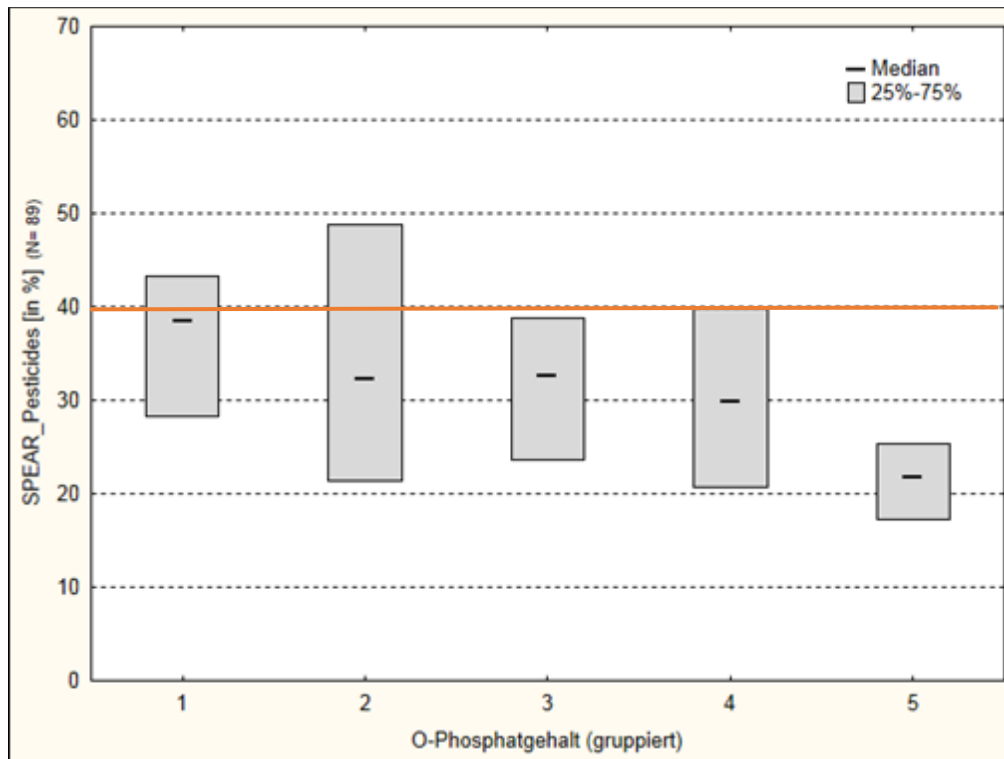


Abbildung 65: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem o-Phosphatgehalt

Klasse 1: <0,02

Klasse 2: <0,07

Klasse 3: <0,14

Klasse 4: <0,21

Klasse 5: >0,21

Quelle: Eigene Darstellung nach Daten des HLNUG aus den Jahren 2004 bis 2014

Untersuchungen haben gezeigt, dass der Spear-Pesticides von den drei Pflanzenschutzmittelarten am unempfindlichsten gegenüber Herbiziden reagiert, da das Makrozoobenthos hier am tolerantesten ist (Liess et al. 2017 a). Die stärkste Reaktion besteht auf Insektizide und nachfolgend auf Fungizide (LHW Sachsen-Anhalt 2015). Dies bestätigt sich durch einen Korrelationskoeffizienten r bei der Relation Spear-Pesticides und Insektizide

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

von -0,420721, bei Fungiziden -0,379743 und bei Herbiziden nur von -0,187071. Zudem besteht eine stärkere Beeinträchtigung durch Insektizid-Metabolite (90-Perzentil) ($r = -0,3$) als durch die Insektizide (90 Perzentil) selbst ($r = -0,19$). Hiermit lässt sich belegen, dass Metabolite und Transformationsprodukte eine stärkere Wirkung haben können, die tw. sogar schädlicher ist als die der Ausgangsstoffe selbst (Kümmerer 2010).

U. a. Phosphor und Nitrat aber auch Pflanzenschutzmittel sind Inhaltsstoffe des Abwassers aus der Kläranlage. Nitrat erreicht die Gewässer auch über diffusen Eintrag aus der Landwirtschaft (vgl. Kap. 4.1.1 und 6.1). Der durch die Einträge aus der Kläranlage über den Abbau der organischen Substanz bzw. der gesamten oxidierbaren Substanz verursachte Sauerstoffverbrauch wird über den BSB₅ bzw. CSB quantifiziert. Entsprechend geht die Einleitung einer in unmittelbarer Nähe und auch bis zu 20 km entfernten Kläranlage immer mit der Anzeige einer deutlichen Pestizidbelastung (Spear Index bei 20 bis 40%) einher (vgl. Abb. 66). Befindet sich die Kläranlage in einer Distanz von < 1 km, zeigt der Spear-Pesticides über das Makrozoobenthos die kleinsten Werte an (< 20%) an. Der Korrelationskoeffizient ist mit 0,240274 signifikant. Einen negativen Einfluss auf die Gewässerorganismen haben Abwassereinleitungen aber insbesondere durch sauerstoffzehrende Stoffe und Phosphat sowie über die Veränderung des Abflussregimes und die Erhöhung der Temperatur. Die beiden letztgenannten Faktoren werden auch über stoßartig erfolgende Mischwasserentlastungen beeinflusst (HMUKLV 2015: 35).

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

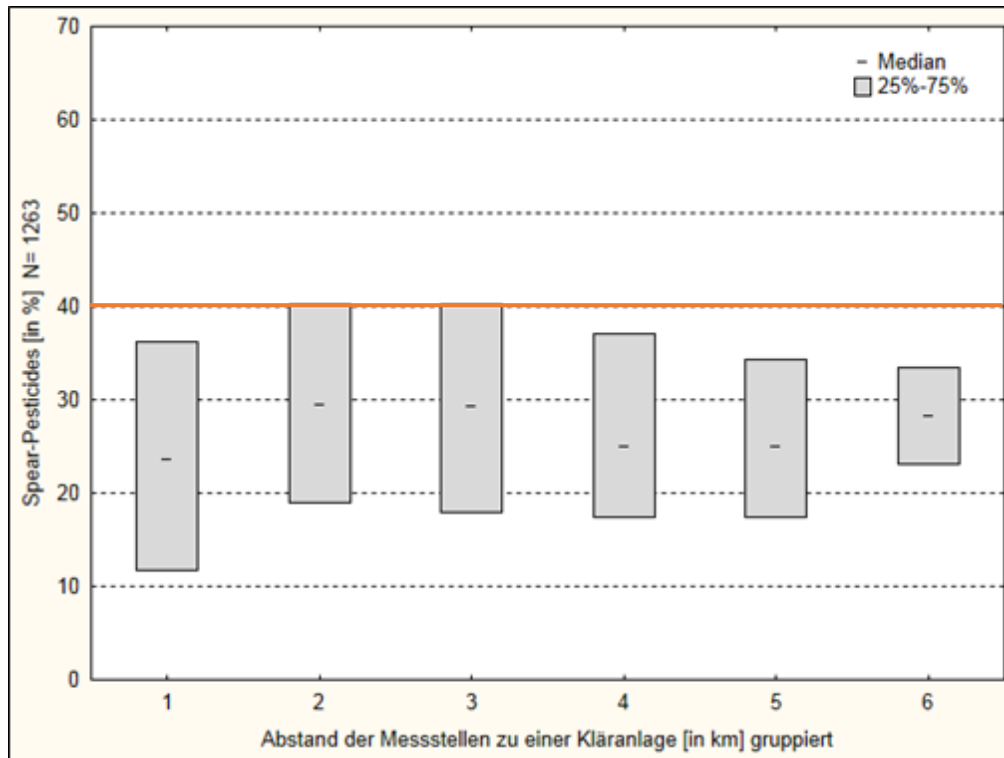


Abbildung 66: Box-Whisker Plot zu SPEAR-Pesticides [in %] mit Median, sowie 25% bis 75%-Perzentil gegenüber dem Abstand der Messstellen zu einer Kläranlage in km

Klasse 6: > 20 km

Klasse 5: 15-20 km

Klasse 4: 10-15 km

Klasse 3: 5-10 km

Klasse 2: 1-5 km

Klasse 1: < 1 km

Quelle: Eigene Darstellung nach Daten des HLNUG aus den Jahren 2004 bis 2014

Der Abwasseranteil ist in Abb. 67 bezogen auf das MNQ, d. h. auf den mittleren Niedrigwasserabfluss dargestellt. Da es hier relativ gesehen den höchsten Anteil hat, ist sein Einfluss auch am größten (vgl. auch Kap. 4.1.1). Entsprechend korrelieren hohe Abflussanteile auch mit der Anzeige einer deutlichen bzw. tw. auch stärkeren Belastung durch Pflanzenschutzmittel. Dies ist bedingt durch die Beeinflussung der Biozönose durch Pflanzenschutzmitteleinträge und über den sauerstoffverbrauchenden Abbau organischer Inhaltsstoffe des Abwassers. Auch hier ist die Korrelation mit $-0,442287$ signifikant (mittlerer Zusammenhang).

Darstellung und Diskussion der Ergebnisse

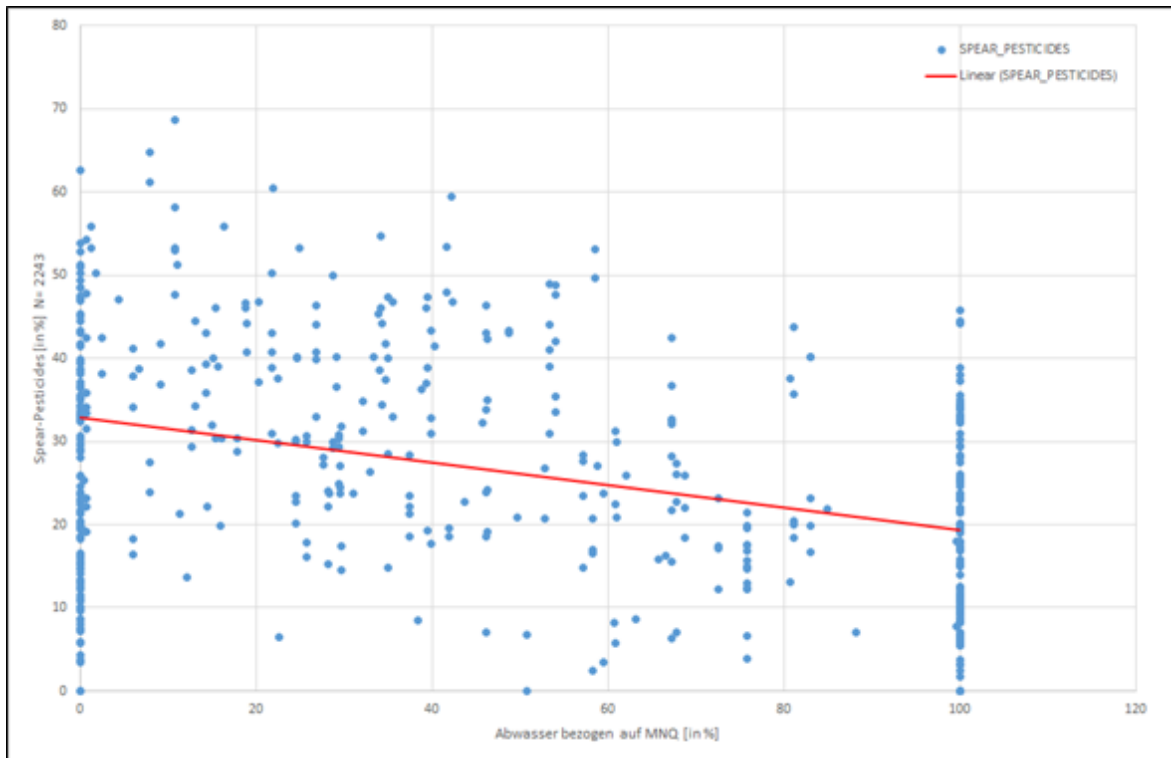


Abbildung 67: Korrelation zwischen Spear-Pesticides [in %] und Abwasseranteil bezogen auf MNQ [in %]

Quelle: Eigene Darstellung nach Daten des HLNUG aus den Jahren 2004 bis 2014

9 Maßnahmen zur Verringerung der PSM-Belastung

Vorsorgemaßnahmen und Risikobewertungen helfen von der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln ausgehende Gefahren für die Schutzgüter Mensch, Luft, Wasser, Boden, Tiere und Pflanzen zu erkennen und abzuwehren (LfULG Sachsen 2015 (09.02.2017)).



Abbildung 68: Sachkunde Pflanzenschutz

Quelle: ISIP (13.02.2017)

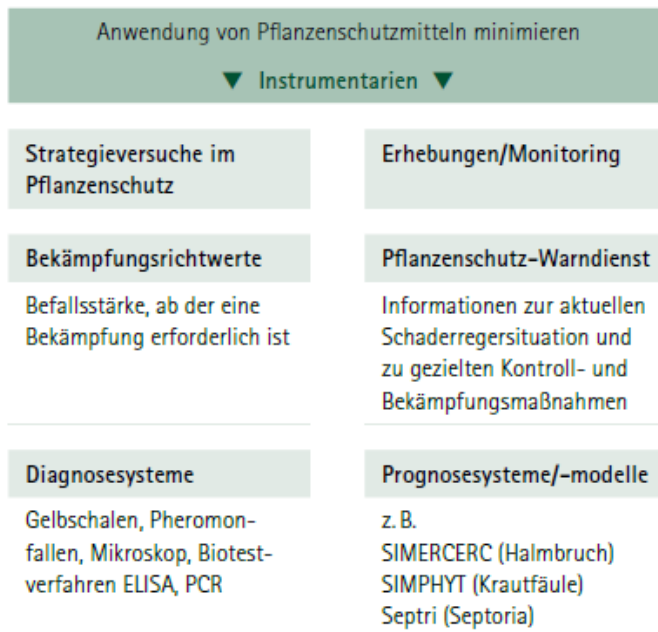


Abbildung 69: Instrumentarien der Internetplattform ISIP

zur Minimierung der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln

Quelle: LfULG Sachsen 2015 (09.02.2017)

Die Pflicht zum Besitz der Sachkunde Pflanzenschutz (vgl. Abb. 68) und regelmäßige Weiterbildungen für alle Personengruppen, die beruflich mit Pflanzenschutzmitteln in Kontakt kommen, sowie Workshops, mit theoretischen und praktischen Inhalten zur Vermeidung von

Maßnahmen zur Verringerung der PSM-Belastung

Pflanzenschutzmitteleinträgen sollen einen nachhaltigen Einsatz von PSM ermöglichen. Der nationale Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln soll den integrierten Pflanzenschutz mit dem Ziel die Risiken für die abiotische und biotische Umwelt bis 2023 um 30% zu verringern, in die Praxis implementieren. Die Internetplattform ISIP ist ein (Beratungs-)Angebot der Bundesländer an die Landwirte und zeigt Optionen für den Einsatz, die Reduzierung bzw. Vermeidung von PSM auf. Es handelt sich um eine Kombination aus Maßnahmen zur Herabsetzung der Schadenswahrscheinlichkeit wie z.B. die Wahl der Fruchtfolge, die Sortenwahl, die Art der Bodenbearbeitung, Pflegemaßnahmen und die Beachtung der wirtschaftlichen Schadensschwelle (vgl. hierzu auch Heitefuss 2000: 46 ff).

Biologischen, biotechnischen, pflanzenzüchterischen und anbautechnischen Maßnahmen soll dabei Vorrang gewährt werden (vgl. Abb. 69). (LfULG Sachsen 2015 (09.02.2017)).

Ein hessisches Leuchtturmprojekt zur Vermeidung von Pflanzenschutzmitteleinträgen ist die hessische Erosionsschutzberatung (HMUKLV 2015: 320).

Es sollte darauf geachtet werden, dass am Ende der Vegetationsperiode keine auswaschungsgefährdeten Stoffe mehr im Boden vorhanden sind. Gut durchfeuchtete Böden sind während der Vegetationsperiode wichtig sowie eine Abstimmung mit dem Wachstumsstadium der Kulturpflanze und den Nährstoffen im Bodenpool (Quast et al. 2002: 183). Weiterhin sollen mit Zwischenfruchtanbau die vegetationslose Zeit verringert und im Rahmen des Pufferzonenmanagements Gewässerrandstreifen angelegt werden. Diese acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen eignen sich am besten innerhalb des von der WRRL geforderten Zeitraums von 10 bis 20 Jahren Verbesserungen zu erzielen (Quast et al. 2002: 196f). Ausgehend von der Annahme, dass anthropogene Maßnahmen die Stoffrückhaltekapazität vermindern und einen Stoffabfluss eher noch beschleunigen, ist es daher wichtig die Stoffrückhaltekapazität der Landschaft zu verbessern (Quast et al. 2002: 208).

Eine Haftbarmachung für diffuse Stoffeinträge in Gewässer nach dem Verursacherprinzip gestaltet sich jedoch als schwierig, da der Bezug zu einem Gewässer, der geomorphologische und hydrogeologische Landschaftscharakter bei gleichem Schadstoffeintrag jeweils andere Einträge in ein Gewässer zur Folge hat (Quast et al. 2002: 195).

Entsprechend der Ergebnisse aus dem Kapitel 8 müssten aber ebenfalls die Bemühungen zur Absenkung der im urbanen Kontext verursachten und sich in den Kläranlagen sammelnden Schadstoffeinleitungen intensiviert werden.

10 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wurde der Spear-Index, als Zeiger der Belastung von Fließgewässern mit Pflanzenschutzmitteln anhand des Bioindikators Makrozoobenthos auf weitere multikausale Einflussfaktoren biotischer, abiotischer und anthropogener Art hin überprüft. Zur Beantwortung der eingangs gestellten Frage nach dem kausalen mit Hilfe des Spear-Index ausgedrückten Zusammenhang zwischen dem Makrozoobenthos und dem Eintrag von Pflanzenschutzmitteln, kann ein vielfältiger Einfluss weiterer Faktoren festgestellt werden. Ein Ökosystem wird immer durch die Interaktion unterschiedlichster belastender Faktoren, die auch untereinander interagieren, bestimmt.

Im Folgenden sollen die Ergebnisse der Korrelationsanalysen kurz zusammengefasst werden: Alle Werte, die sich ebenfalls wie der Spear-Index auf das Makrozoobenthos als Bioindikator beziehen wie der EPT [%] (HK), die Saprobie, die RK-Relationship, der Faunaindex, die Artenvielfalt wie auch die Gegenüberstellung mit einzelnen Arten korrelieren stark mit dem Spear-Pesticides, dessen Ausprägung ebenfalls durch Abundanz und Vielfalt des Makrozoobenthos bestimmt wird. Grund dafür ist, dass das Makrozoobenthos für alle diese Parameter gleichermaßen als Bioindikator dient. Insbesondere der EPT [%] (HK) korreliert stark mit dem Spear-Index, da er eine der verlässlichsten und empfindlichsten Indikatoren für Veränderungen der Gewässerqualität darstellt. Der EPT [%] (HK) korreliert zudem gut mit dem Anteil an Acker- und Siedlungsflächen. Auch der Spear-Index zeigt hohe Korrelationen zum Landnutzungsindex an. Der EPT [%] (HK) korreliert zudem etwas besser mit dem Spear-Pesticides, als dieser mit dem Spear-Prozent.

Die gut mit dem Spear-Pesticides korrelierenden Parameter Strömung und Substrat, also die Strukturgüteelemente innerhalb des Gewässers üben über den Faktor Sauerstoffgehalt einen wichtigen Einfluss auf das Makrozoobenthos aus: Über den physikalischen Sauerstoffeintrag hat die Strömung (relativ hoher Korrelationskoeffizient von 0,401029) einen ähnlichen Zusammenhang mit dem Spear-Pesticides wie der Saprobien-Index. Ähnlich verhält es sich mit der positiven Wirkung eines grobkörnigen, mit sauerstoffgefüllten Hohlräumen durchsetzten Substrats auf das Makrozoobenthos.

Die beiden Elemente der Gewässerstrukturkartierung, die sich außerhalb des Gewässers befinden, also Uferbewuchs und Gewässerrandstreifen und auch tw. der Habitatindex

Zusammenfassung

korrelieren hingegen relativ wenig mit dem Spear-Index, obwohl der Gewässerrandstreifen Habitat und Zufluchtsort für migrierende Gewässerorganismen ist und damit einen Beitrag zur Artenvielfalt leistet. Zum anderen hat er eine das Gewässer schützende Wirkung vor diffusem Eintrag von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln aus der Landwirtschaft, die sich in einem höheren Spear-Pesticides, also einer geringeren Schadstoffbelastung und auch einer höheren Korrelation des Spear-Index zur Strukturgüte ausdrücken müsste.

Da dies nicht der Fall ist, stellt sich hinsichtlich der Verursachung der PSM-Belastung eines Gewässers die Frage, ob die Schutzwirkung des Gewässerrandstreifens gegenüber von außerhalb des Gewässers stammenden diffusen Einträgen doch nicht so wirkungsvoll wie gedacht ist; oder ob punktuelle Einleitungen, wie z. B. aus den Kläranlagen Hauptverursacher der Einträge an Pflanzenschutzmitteln sind.

Ein weiterer Hinweis darauf, dass die Pflanzenschutzmittel in Hessen v. a. aus dem urbanen Umfeld stammen und über die Kläranlagenabläufe das Gewässer erreichen oder dass der Spear-Index hierauf zumindest besser anspricht, ist die stärkere Korrelation der bebauten Flächen ($r=0,181237$) als der landwirtschaftlichen Fläche ($r=0,027829$) mit einem niedrigen Spear-Pesticides. Quellen von Pflanzenschutzmitteln im urbanen Bereich können rechtswidrige Reinigung und Entleerung von Pflanzenschutzgeräten durch einzelne Landwirte (Hofabläufe) sein oder die Verwendung entsprechender Mittel in Gärten und Grünanlagen. Nichtsachgemäße Anwendung von PSM durch sachunkundige Personen auch auf befestigten Flächen im öffentlichen und privaten Bereich führen ebenfalls zum Eintrag in das Kanalnetz und damit über die Kläranlage wieder in das Gewässer.

Die gute Wirkung des Substrats lässt sich auch mit der unterschiedlichen Anbindung von Schadstoffen an das die Gewässersohle bildende Material begründen. Eine höhere Strömung sorgt für einen schnelleren Abtransport von Schadstoffen.

Im Bereich der chemischen Daten, bestehen keine signifikanten Abhängigkeiten zur Wassertemperatur oder zum Chlorid. Gelangen Ammonium oder Phosphor (insbesondere o-Phosphat) –ersteres meist als Bestandteil diffuser Einträge aus der Landwirtschaft und letzteres als punktueller Eintrag aus der Kläranlage - in das Gewässer, so hat dies auf Grund der durch diese Nährstoffe entstandenen Eutrophierung und einer übermäßigen Vermehrung der Biomasse, die nach ihrem Absterben organisch abgebaut werden muss sowie aufgrund der Nitrifikation, einen hohen Sauerstoffverbrauch zur Folge. Die im Ablauf der Kläranlage enthaltenen Stoffe belasten die Gewässer also in zweifacher Hinsicht, einmal durch den

Zusammenfassung

Sauerstoffentzug durch den im Gewässer notwendigen Abbau organischer Stoffe und zum anderen als Sammel- und Einleitestelle von in das Abwassersystem gelangter Schadstoffe wie Pflanzenschutzmittel. Unter den Pflanzenschutzmitteln besteht eine besondere Empfindlichkeit des Makrozoobenthos gegenüber Insektiziden, weniger gegenüber Herbiziden. Dabei ist die Schadwirkung von Metaboliten und Transformationsprodukten sogar noch größer, als von den ursprünglichen Stoffen, was anhand von Insektiziden gezeigt werden konnte.

Es konnte zudem veranschaulicht werden, dass Insektizide, Fungizide und Herbizide in keinem Zusammenhang mit dem Saprobienindex stehen.

Zudem wurde in der Arbeit die Aussagekraft des weiteren Parameters Spear-Prozent beleuchtet: Die Aussagekraft des Parameters wird in Frage gestellt wegen seiner Anzeige einer hohen Pflanzenschutzmittelbelastung für große Ströme, also für diejenigen Gewässer, für die der Spear-Prozent eigens entwickelt wurde. Wegen der größeren Verdünnung aufgrund größerer Wassermengen, verfügen Flüsse und Ströme eigentlich über keine hohe PSM-Belastung. Eine weitere Unstimmigkeit ist bei der Gegenüberstellung des Spear-Indexes mit der Größe des Einzugsgebietes festzustellen. Ein großes Einzugsgebiet, wie es bei Flüssen und Strömen üblich ist, korreliert auch hier trotz der hohen Verdünnung mit niedrigen Spear-Werten. Ein möglicher Grund ist, dass die Gewässerbiozönose in großen Strömen einfach anders zusammengesetzt ist, als in Bächen. Der insbesondere in den Strömen hohe Anteil an Neozoen beeinflusst hier das Ergebnis des Spear-Index scheinbar deutlich und zeigt fälschlicherweise eine Belastung mit Pflanzenschutzmitteln an.

11 Ausblick

Im Hinblick auf die Etablierung eines Pflanzenschutzmittel-Monitorings im Rahmen des Nationalen Aktionsprogramms zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln können aus den in dieser Arbeit durchgeführten Analysen folgende Hinweise abgeleitet werden: Generell gilt, dass es eine Vielzahl von das Makrozoobenthos belastenden Faktoren gibt, die den Spear-Index beeinflussen. Bei der Festlegung der PSM-Monitoringstellen sollten deshalb zur besseren Vergleichbarkeit für das jeweilige Gewässer und die Ökoregion möglichst repräsentative Messstellen mit gleichwertiger Ausprägung der natürlichen Ausstattung gewählt werden. Z. B. sollte die Gewässerstrukturgüte ähnlich sein, da z. B. Wald als Uferbewuchs Pflanzenschutzmittel zurückhält bzw. diese dort gar nicht erst angewendet werden, während an anderer Stelle mit fehlender Ufervegetation eine Schädigung auf das Ökosystem sichtbar wird.

Die PSM-Messstellen sollten sich in unmittelbarer Nähe zu den Makrozoobenthos-Messstellen befinden, um einen Zusammenhang zwischen den Ergebnissen zu erhalten.

Eine geeignete Messstelle zur Untersuchung eines Faktors ist dort, wo möglichst alle weiteren beeinflussenden Faktoren fehlen. Um z. B. den Einfluss der landwirtschaftlichen Nutzung auf den Pflanzenschutzmitteleintrag zu untersuchen, wäre eine Stelle mit vermuteter hoher Pestizidbelastung trotz guter Gewässerstrukturgüte bei einem geringen Abwasseranteil geeignet.

Im Hinblick auf die am Beginn der Arbeit bereits angesprochene wichtige Rolle der Quellgebiete als Ursprung und Refugialraum für das Makrozoobenthos ist eine Untersuchung von Gewässern mit kleinem Einzugsgebiet ($< 10 \text{ km}^2$) auch im Hinblick auf den Natur- und Artenschutz empfehlenswert. Bei einem großen Einzugsgebiet allerdings, also für Ströme und Flüsse, ist die Anwendung des Spear-Pesticides und des eigens dafür entwickelten Spear-Prozent nicht zu empfehlen. Generell sollte das PSM-Monitoring eher in Oberläufen stattfinden und nicht identisch mit dem WRRL-Monitoring an den Mündungen sein, da Pflanzenschutzmittel hier möglicherweise nicht mehr nachweisbar sind, aber dennoch in Form des Wegfalls von Refugialräumen die Lebensgemeinschaft im gesamten Gewässer beeinflussen. Zusammengefasst sollten die Kriterien für die Verortung der PSM- und Makrozoobenthos-Messstellen nach Empfehlungen des LHW Sachsen-Anhalt 2015 folgende sein: Ein

Ausblick

repräsentativer Abschnitt eines Kleingewässers mit einem Einzugsgebiet $< 30 \text{ km}^2$ sowie einem Anteil an Landwirtschaft $> 40\%$ und keiner Kläranlage im Oberlauf.

Zudem muss eine Abstimmung der Messungen getroffen werden auf die aktuell empfohlenen und verwendeten Pflanzenschutzmittel, auf ihre chemische Stabilität, die entsprechenden Transformationsprodukte und den Zeitpunkt sowie die Häufigkeit der Ausbringung. Zielen sollten die Messungen v. a. auf die Untersuchung der am stärksten auf das Makrozoobenthos und den Spear-Index wirksamen Gruppe der Insektizide (höherer Korrelationskoeffizient zu Spear-Pesticides). Möchte man bestimmte Makrozoobenthos-Organismen in die Untersuchung integrieren, muss ebenfalls auf deren Lebenszyklus geachtet werden. Beispielsweise verlassen viele Steinfliegenarten als eine der drei Komponenten des EPT [%] (HK) bereits ab Mai das Gewässer und können daher zu einem späteren Zeitpunkt nicht mehr festgestellt werden. Denkbar und förderlich ist hier auch eine Kooperation mit dem Naturschutz über die Verwendung derselben Indikatorarten (Feld 2017).

Ebenfalls in Fachkreisen diskutiert werden die Orientierungswerte, nach denen sich das Bewirtschaftungsziel für Schadstoffe in Gewässern bemisst: Anstelle der in der OGewV vorgegebenen Umweltqualitätsnormen schlägt das LHW Sachsen-Anhalt (2015) die niedrigeren RAK²² (regulatorisch akzeptable Konzentration) als Bestimmungsgrenze vor.

Zudem sollten bei der Messung die sich aus Witterung und Klima ergebenden die Empfindlichkeit gegenüber Pflanzenschutzmitteln erhöhenden Stressoren für das Makrozoobenthos berücksichtigt werden, beispielsweise die Einflüsse der sich durch den Klimawandel häufenden Starkniederschläge (Erosion), aber auch längeren Trockenperioden (Verringerung des Abflusses führt zu prozentual höherem Anteil an Abwasser) sowie steigende Temperaturen (höhere Wassertemperatur führt zu niedrigerem Sauerstoffgehalt). Zu diesem Thema wird seitens der Bundesländer Bayern, Baden-Württemberg und Rheinland-Pfalz ein Projekt unter dem Namen „Kooperationsvorhaben Klimaveränderung und Konsequenzen für die Wasserwirtschaft (KLIWA)“ konzeptioniert. Voraussichtlich wird sich Hessen an diesem Klimafolgenmonitoring beteiligen.

Die Ansprache des Spear-Index auf hohe Anteile von Siedlungsflächen sollte näher untersucht werden, so dass entsprechenden Maßnahmen ergriffen werden können. Zudem ist zu beleuchten, warum der Spear-Index gerade auf die genannten Faktoren so stark anspricht. D. h.

²² Gesetzlich zulässige Konzentrationen von Pestiziden in Wasser zur Gewährleistung des Schutzes aquatischer Organismen (European Food Safety Authority 2013).

Ausblick

der durch den Spear-Index angezeigte negative Einfluss von Abwässern ist daraufhin zu untersuchen, ob es die Pestizide sind, auf deren Anteil im Kläranlagenablauf der Spear-Index anspricht oder ob weitere im Ablauf enthaltene Stoffe wie weitere Schadstoffe, Medikamentenrückstände und organische unter Sauerstoffverbrauch abzubauen Abfälle, die Veränderung des Abflussregimes oder die höheren Temperaturen infolge der Einleitung (kein signifikanter Korrelationskoeffizient: $-0,162367$) des Kläranlagenablaufs ebenfalls den Spear-Index beeinflussen. Hier wäre auch die relativ hohe Korrelation des Spear zu Phosphor ($-0,338208$) bzw. o-Phosphat ($-0,408979$) zu nennen. Die Vielzahl der das Makrozoobenthos beeinflussenden Faktoren erschwert eine eindeutige Aussage über die kausalen Zusammenhänge hinsichtlich der Reaktion des Makrozoobenthos und der Verursachung des Pestizideintrags.

12 Literaturverzeichnis

-ASTERICS Version (V4.0.4, Oktober 2014)

- Banning, Mechthild (1998): Auswirkungen des Aufstaus größerer Flüsse auf das Makrozoobenthos - dargestellt am Beispiel der Donau. - Essener Ökologische Schriften, 9, 285 S. (Westarp-Wissenschaften).

-Baur, Werner H. (1998): Gewässergüte bestimmen und beurteilen. Berlin.

-Berthold, Georg und Hubertus Kolster (2007): Das Belastungspotenzial landwirtschaftlich genutzter Flächen hinsichtlich diffuser Einträge in das Grundwasser. Jahresbericht 2017. Internet: http://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/das_hlug/jahresbericht/2007/2007_055-062.pdf (13.04.2017).

-Braukmann, Ulrich und Werner Haaß (2014): Erfolgskontrollen bei Renaturierungsmaßnahmen nach WRRL –Eine kritische Bestandsaufnahme. Internet: https://www.gfg-fortbildung.de/web/images/stories/BT/BT18_2014/14_bt18_v5-braukmann-haass.pdf (01.04.2017).

-Borchardt, Dietrich und Volker Mohaupt (2002): Ermittlung signifikanter Belastungen von Oberflächengewässern. In: Von Keitz, Stephan und Michael Schmalholz (Hrsg.) (2002): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Berlin. S. 87-106.

-Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2016): CORINE Land Cover Daten 10 ha. Leipzig.

-Crashkurs Statistik: Boxplots. Internet: <http://www.crashkurs-statistik.de/boxplots/> (22.05.2017).

-Deutsches Institut für Normung (DIN) (2004): Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammuntersuchung- Biologisch-ökologische Gewässeruntersuchung (Gruppe M) – Teil 1: Bestimmung des Saprobienindex in Fließgewässern (M1). Berlin.

-Duller, Christine (2007): Einführung in die Statistik mit Excel und SPSS. Heidelberg.

- European Food Safety Authority (2013): Pestizide und aquatische Organismen – EFSA veröffentlicht neue Leitlinien. Internet: <https://www.efsa.europa.eu/de/topics/topic/pesticides> (20.06.2017).

Literaturverzeichnis

- Feld, Christian K. (2017): Mögliche Anforderungen an das Kleingewässermonitoring-Erfahrungen aus 15 Jahren Gewässerbewertung. Universität Duisburg/Essen.
- Fließgewässerbewertung, Internet:
<http://www.fliessgewaesserbewertung.de/gewaesserbewertung/probenahme/> (19.05.2017).
- Fließgewässerbewertung (2011): Operationelle Taxaliste und Informationstext zur Operationellen Taxaliste. Internet:
<http://fliessgewaesserbewertung.de/download/bestimmung/index.php> (01.06.2017).
- Dr. Foerster, Julia (2016): Zum Zusammenhang zwischen biologischer Bewertung und Gewässerstruktur: der neu entwickelte „Habitatindex“ für kleine und mittelgroße Gewässer in NRW.
- Frey, Wolfgang und Rainer Lösch (1998): Lehrbuch der Geobotanik. Stuttgart.
- Heitefuss, Rudolf (2000): Pflanzenschutz. Stuttgart, New York.
- Helmholtz Zentrum für Umweltforschung UfZ: Effektmonitoring (SPEAR). Internet:
<https://www.ufz.de/index.php?de=38122> (14.02.2017).
- Helmholtz Zentrum für Umweltforschung UfZ: Ökosystemanalyse. Internet:
<https://www.ufz.de/index.php?de=40921> (04.04.2017).
- Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (2017): Dr. Banning, Mechthild und Dr. Jens Mayer: Gewässerüberwachung und Maßnahmenplanung in Hessen zur Erreichung der Ziele gemäß EU-WRRL.
- Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (2007): Handbuch Hessen – Fachliche Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen.
- Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV) (2015): Bewirtschaftungsplan 2015-2021. Internet:
<http://flussgebiete.hessen.de/information/bewirtschaftungsplan-2015-2021.html> (17.02.2017).
- Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV) (2015): Beseitigung von kommunalen Abwässern in Hessen, Lagebericht 2014. Wiesbaden.
- Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUEL) (2012): Leitfaden zum Erkennen ökologisch kritischer Gewässerbelastungen durch Abwassereinleitungen. Wiesbaden.

Literaturverzeichnis

- IDUS GmbH: Biologisch Analytisches Umweltlabor GmbH. Internet:
<http://www.idus.de/biologische-analytik/zoobenthos/> (02.03.2017).
- Informationssystem Integrierte Pflanzenproduktion (ISIP):
<https://www.isip.de/isip/servlet/page/deutschland/> (13.02.2017)
- Irmer, Ulrich und Stephan von Keitz (2002): Die Anforderungen an den Schutz der Oberflächengewässer. In: Von Keitz, Stephan und Michael Schmalholz (Hrsg.) (2002): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Berlin. S. 109-143
- Kratochwil, Anselm und Angelika Schwabe (2001): Ökologie der Lebensgemeinschaften. Stuttgart.
- Kümmerer, Klaus (2010): Neuartige Spurenstoffe in Wasser. Internet:
http://www.leuphana.de/fileadmin/user_upload/PERSONALPAGES/_ijkl/kuemmerer_klaus/files/HyWa-Neuartige_Spurenstoffe_im_Wasser.pdf (06.07.2017).
- Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen Anhalt (2015): Workshop Belastung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft - Bestandsaufnahme der vorhandenen Daten. Koblenz.
- Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft (LHW-) Sachsen-Anhalt Jährling, Martina: E-Mail vom 10.05.2017 und 09.06.2017.
- Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie Sachsen (LfULG) (10.2015): Landwirtschaft und Wasserrahmenrichtlinie. Internet:
http://www.smul.sachsen.de/lfulg/download/LfULG-Rollup_WRRL_web-neu.pdf
(09.02.2017)
- LAWA-Expertenkreis Biologie Fließgewässer 19.12.2016: Internes Papier zur Beiratssitzung zum FuE-Vorhaben „Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden“ am 08.12.2016 im Umweltbundesamt in Berlin
- Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) (2000): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Schwerin.
- Leser, Hartmut (2001): Wörterbuch Allgemeine Geographie. München.
- Liess, Matthias, Knillmann, Saskia, Kaske, Oliver, Krauss, Martin, Gunold, Roman und Werner Brack (2017): Konzept zur Erarbeitung von Maßnahmen zur Reduktion diffuser

Literaturverzeichnis

Einträge von Pflanzenschutzmitteln (PSM) in Oberflächengewässer am Beispiel des Pilotgebietes Querne/Weida. Leipzig.

-Liess, Matthias, Foit, Kaarina, Knillmann, Saskia, Paulus, Anne, Dreßler, Olivia, Schäfer, Ralf und Andreas Scharmüller (2017a): Konzept zur begleitenden biologischen Untersuchung im Hinblick auf die ökologische Bewertung der PSM-Belastung (SPEAR). Koblenz.

-Liess, Matthias und Peter Carsten von der Ohe (2005): Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. In: Environmental Toxicology and chemistry, Vol. 24, Nr. 4: Seite 954-965.

-Liess, Matthias, Schulz, Ralf, Berenzen, Norbert, Nanko-Drees, Jakob und Jörn Wogram (2001): Pflanzenschutzmittelbelastung und Lebensgemeinschaften in Fließgewässern mit landwirtschaftlich genutztem Umfeld. In: Umweltforschungsplan des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Texte 65/01.

-Mathebibel: Median, Internet: <http://www.mathebibel.de/median> (19.05.2017).

-Meier, Carolin (2008): Die Bewertung der Degradation deutscher Fließgewässer mit dem Makrozoobenthos. Duisburg, Essen.

-Meier, C., Böhmer, J., Rolaufts P. und D.Hering (2006): Kurzdarstellungen „Bewertung Makrozoobenthos“ & „Core Metrics Makrozoobenthos“ Internet: <http://fliessgewaesserbewertung.de/kurzdarstellungen/core-metrics-phytoplankton/literatur/> (19.05.2017).

-Meier, Carolin et al. (2005): Die Bewertung von Fließgewässern mit dem Makrozoobenthos. In: Feld, Christian K., Rödiger, Silke, Sommerhäuser, Marion und Günter Friedrich (2005): Limnologie aktuell Band 11: Typologie, Bewertung, Management von Oberflächengewässern. Stuttgart.

-Meilinger, Petra (2003): Makrophyten als Bioindikatoren zur leitbildbezogenen Bewertung von Fließgewässern. München.

-Patt, H., Jürging, P. und W. Kraus (1998): Naturnaher Wasserbau. Berlin. Heidelberg.

Literaturverzeichnis

- Pecoroni, Dominik (2013): Auswertungen zu Phosphorgehalten aus Bodenbestandsdaten in Hessen und Vergleich methodischer Ansätze zur Modellierung des erosionsbedingten P-Eintrags in Fließgewässer. Gießen.
- Pottgiesser, Tanja und Dr. Mario Sommerhäuser (2008): Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen – Steckbriefe und Anhang. Dessau.
- Oberflächengewässerverordnung (OGewV) vom 20. Juni 2016. Internet: https://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/ogewv_2016/gesamt.pdf (20.04.2017).
- Raschke, Monika (2011): Das Strahlwirkungskonzept in Nordrhein-Westfalen und Konsequenzen für die Maßnahmenableitung. Landesamt für Natur-, Umwelt- und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Internet: http://flussgebiete.hessen.de/fileadmin/dokumente/5_service/nrw_raschke_strahlwirkung_2010405.pdf (20.04.2017).
- Quast, Joachim, Steidl, Jörg, Müller, Klaus und Hubert Wiggering (2002): Minderung diffuser Stoffeinträge. In: Von Keitz, Stephan und Michael Schmalholz (Hrsg.) (2002): Handbuch der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Berlin. S. 179-219.
- Rüppell, G. und M. Ließ (1988): Nährstoffdynamik und Makroinvertebraten-Gemeinschaften in Fließgewässern landwirtschaftlich genutzter Gebiete. Braunschweig.
- Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (SLULG) (o. J.): Veränderte Pflanzenschutzmittel- und Nährstoffausträge bei bodenschonender Bewirtschaftung – Risikoanalyse und –vorsorge. Internet: <https://www.landwirtschaft.sachsen.de/landwirtschaft/11019.htm> (21.04.2017).
- Scheffer/Schachtschabel (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Stuttgart.
- Software-Handbuch ASTERICS (2013): ASTERICS –einschließlich Perloides (deutsches Bewertungssystem auf Grundlage des Makrozoobenthos)
- Thiery, Ann-Cathrin, Weber, Gero, Kubiniok, Jochen und Dieter Martens (2016): Pestizide und Makrozoobenthos in Quell- und Oberläufen. In: Korrespondenz Wasserwirtschaft 2016 (9), Nr. 6.
- Umweltbundesamt (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer – Renaturierungsmaßnahmen und ihre Erfolgskontrolle. Internet:

Literaturverzeichnis

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/strategien-zur-optimierung-von-flie遝sgewaesser> (04.04.2017)

-Umweltbüro Essen&Chromgruen (2014): „Korrelationen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen chemischen und physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern. Essen.

-Dr. Vorderbrügge (Dezernat G 3 Boden und Altlasten): Gespräch vom 25.04.2017

-Voß, Jörg, Schwan, Annette, Heyne, Werner und Nicole Müller (2010): Erosionsschutz in reliefbedingten Abflussbahnen. In: Schriftenreihe des LfULG. Heft13/2010.

-WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Internet: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/?uri=CELEX:32000L0060> (07.02.2017)