

Abschlussbericht

Pestizide in Schutzgebieten: Vorkommen, Bewertung, Maßnahmen

DBU-Förderinitiative Pestizide

AZ - 35919 (Laufzeit: 1.1.2021 - 31.3.2022)



Kleines Fließgewässer im Biosphärenreservat Pfälzerwald (Foto: R. Schulz)

Projektkoordination: Prof. Dr. Ralf Schulz

Bearbeitung: Jakob Wolfram, Sebastian Stehle, Sascha Bub, Larissa Herrmann, Lara L. Petschick, Ralf Schulz

iES Landau, Institut für Umweltwissenschaften

Universität Koblenz-Landau

Fortstraße 7

76829 Landau in der Pfalz

Inhalt

Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse.....	3
1 Einleitung	4
2 Material und Methoden	6
2.1 Arbeitsblöcke	6
2.2 Arbeitsblock 1: Analyse Pestizidbelastungsdaten.....	6
2.3 Arbeitsblock 2: Auswertung von Verordnungstexten zu Schutzgebieten.....	9
2.4 Arbeitsblock 3: Pestizidmessungen - Fallbeispiel Biosphärenreservat Pfälzerwald	10
3 Ergebnisse und Diskussion.....	11
3.1 Analyse Pestizidbelastungsdaten	11
3.2 Auswertung von Verordnungstexten zu Schutzgebieten	23
3.3 Pestizidmessungen - Fallbeispiel Biosphärenreservat Pfälzerwald.....	26
4 Ausblick konkrete Maßnahmen zur Reduktion des Pestizideinsatzes.....	28
5 Literaturverzeichnis.....	29

Zusammenfassende Darstellung der Ergebnisse

Im vorliegenden Projekt AZ - 35919 (Laufzeit: 1.1.2021 bis 31.3.2022) wurde die Pestizidbelastung von Gewässern in Schutzgebieten in Deutschland untersucht, welche, trotz vermutlich hoher Relevanz, in dieser Weise bisher nicht betrachtet wurde. Die Pestizidbelastung in Gewässern in Naturschutzgebieten (NSGs) wurde primär anhand umfangreicher Anwendungs- und Monitoringdaten für das Bundesland Sachsen beurteilt. Aufgrund erheblicher Verzögerungen bei der Datenbereitstellung wurde, anders als im ursprünglichen Projektantrag angestrebt, am Beispiel von Sachsen exemplarisch eine detaillierte Situationsanalyse durchgeführt. Dabei zeigte sich, dass die Belastung der Gewässer in NSG durch Pestizide geringer ist als die von Gewässern, die sich in Gebieten ohne gesonderten Schutzstatuts befanden (NNSGs). Sowohl die Nachweisrate (Anteil Proben mit Pestizidfunden an den Gesamtproben) von Pestiziden, als auch die nachgewiesenen Pestizidkonzentrationen waren in NSG geringer als in NNSG. Im Gegensatz dazu ergeben die Pestizidnachweise allerdings sehr ähnliche ökotoxikologische Risikoprofile in NSG und NNSG. Diese Ergebnisse zeigen, dass eine Betrachtung der ökotoxikologischen Risiken der eingesetzten Pestizide sehr sinnvoll erscheint. Eine mögliche Beeinträchtigung der Umwelt durch Pestizide findet also in ähnlichem Maße in NSG und NNSG statt, trotz der unterschiedlich intensiven Schutzbemühungen.

Multivariate Analysen der Landnutzungsparameter in den Gewässereinzugsgebieten ergaben, dass die landwirtschaftliche Nutzung die primäre Eintragsquelle für Pestizide in NSG darstellt und das ökotoxikologische Risiko am stärksten bestimmt. Urbane und industrielle Eintragsquellen spielten hingegen nur eine untergeordnete Rolle. Weitere geostatistische Analysen zeigten auf, dass eine landwirtschaftliche Nutzung (z.B. Ackerbau, Obstbau) in NSGs, sowohl in Sachsen als auch im gesamten Bundesgebiet, nur in einem sehr geringen Maße stattfindet und die dort vorkommenden Nutzungen außerdem zu den weniger pestizidintensiven Kulturen zählen (z.B. Grasland). Somit sind die Quellen für den Eintrag von Pestiziden in NSG vermutlich häufig nicht in den Schutzgebieten selbst verortet und Einträge über einfließende Gewässer oder atmosphärischen Transport spielen vermutlich eine wichtige Rolle. Dies steht in Einklang mit den zuvor durchgeführten multivariaten Raumanalysen.

Die Machine-Learning gestützte Auswertung von Schutzgebietsverordnungstexten wurde anders als ursprünglich geplant durchgeführt. Einerseits wurden, was vorher nicht bekannt war, zeitgleich zum vorliegenden Projekt umfassende Aufarbeitungen von Schutzgebietsverordnungen im Auftrag des UBA durchgeführt (Mühlenberg et al. 2021) und somit das Thema bereits bearbeitet, andererseits deutet die oben dargelegte geringe Prävalenz von direkten Pestizidanwendungen in Schutzgebieten darauf hin, dass eine umfangreiche Analyse von Verordnungstexten mit Bezug zum Thema „Regelungen zum Pestizideinsatz“ nicht zielführend ist. Schließlich wies eine

teilautomatisierte Textanalyse eine hohe Ähnlichkeit in den Verordnungstexten zu Schutzgebieten nach, die eine schlechte Voraussetzung für einen Machine-Learning Ansatz darstellt.

Erste eigene Freilandanalysen (Biosphärenreservat Pfälzerwald) unterstützten die Annahme eines Transportes von Pestiziden in Schutzgebiete, wobei sich hier andeutet, dass v.a. der atmosphärische Transport von Pestiziden ein wesentlicher Eintragspfad sein könnte. Somit ergeben sich komplexe Expositionsdynamiken für Schutzgebiete, die ihren Ursprung häufig in angrenzenden oder weiter entfernt liegenden Räumen finden und dringend näher untersucht werden sollten.

Insgesamt konnte im vorliegenden Projekt bereits ein relevanter Einblick in die Pestizidbelastung von Oberflächengewässern in Schutzgebieten erarbeitet werden. Das Projekt lieferte zudem erste Abschätzungen zu den Quellen bzw. Dynamiken dieser Belastungen. Auf der Basis der bisherigen Informationen sind insbesondere Verdriftung von Pestiziden in Schutzgebiete, atmosphärischer Transport, fluvialer Transport über Fließgewässer und das ökotoxikologische Risikoprofil der eingesetzten Pestizide als konkrete Punkte zu nennen, an denen eine Risikominderung ansetzen kann. Die entwickelte Methodik stellt gleichsam einen Rahmen zur Verfügung, der zukünftig für weitere Auswertungen in anderen Bundesländern und mit Fokus auf andere Schutzgebietskategorien verwendbar ist.

1 Einleitung

Der Mensch nutzt mittlerweile einen vorherrschenden Teil der terrestrischen Erdoberfläche für Landwirtschaft (Foley et al. 2011). Dies hat, neben zahlreichen weiteren Implikationen, dazu geführt, dass der Einsatz von Pestiziden seit den 1960er Jahren global stärker ansteigt als zahlreiche andere Indikatoren für globalen Wandel, wie z.B. die CO₂-Konzentration in der Atmosphäre, Nährstoffbelastung, Habitatzerstörung oder der Verlust an Biodiversität (Bernhardt et al. 2017). Die Hinweise, dass damit auch Belastungen von Nichtzielökosystemen wie Gewässern (Stehle & Schulz 2015), bzw. Auswirkungen auf die Biodiversität verbunden sind (Beketov et al. 2013; Schäffer et al. 2018), mehren sich.

Der Mensch bemüht sich andererseits durch Schutzgebiete unterschiedlicher Ausprägung, die dort vorhandenen Lebensgemeinschaften, die durch sie repräsentierte Biodiversität und spezifische Schutzgüter, wie beispielsweise das Grundwasser, auf besondere Weise vor anthropogenen Einflüssen, zu denen auch chemische Belastungen zählen, zu bewahren (Le Saout et al 2013). Zudem erbringen gerade Schutzgebiete für den Menschen erhebliche

Ökosystemdienstleistungen, zu denen unter anderem die Bereitstellung von Rohwasser für die Trinkwasserversorgung zählt.

Der Pestizideinsatz in der Landwirtschaft führt durch den in den letzten Jahren umfassend in der wissenschaftlichen Literatur dokumentierten Eintrag in Nichtzielökosysteme auch zu einer möglichen chemischen Belastung von Schutzgebieten. Die Gründe hierfür liegen einerseits in der direkten Ausbringung von Pestiziden in Schutzgebieten, hiervon sind in Deutschland z.B. über 125 Tsd ha Landwirtschaft (ohne Grasland) sowie fast 16 Tsd ha im Obst- bzw. Weinbau betroffen (mündl. Mitteilung UBA/BfN). Andererseits können die mangelnde Einhaltung bzw. Umsetzung von Anwendungsbestimmungen für Pestizide auch Schutzgebiete betreffen. Ein aktuelles Beispiel sind Glyphosatanwendungen im Weinbau in Rheinland-Pfalz (siehe hierzu DLR 2018). Schließlich kommt es aufgrund von fluvialem oder atmosphärischem Transport zur Verfrachtung von Pestiziden aus landwirtschaftlichen Gebieten in von Anwendungen ausgenommene Schutzgebiete (Tsaboula et al. 2018). Im vorliegenden Projekt wurde im Gebiet des Biosphärenreservat Pfälzerwald-Nordvogesen (Praxispartner) gearbeitet, in dem Weinbau einen erheblichen Flächenanteil hat, sowie bedeutende Wasser- und Naturschutzgebiete vorhanden sind.

In jüngster Zeit gibt es sowohl national als auch international Hinweise auf erhebliche Verluste von Biodiversität in Schutzgebieten (Hallmann et al. 2017; Laurence et al. 2012). Hinsichtlich der stofflichen Belastungen in verschiedenen Umweltkompartimenten in Schutzgebieten (Rodriguez-Jorquera et al. 2016) ist aktuell, abgesehen von wenigen Studien in der „grauen“ Literatur, wenig bekannt. Auch die Wasserversorgung in Deutschland hat teilweise erhebliche Probleme mit Pestiziden in Grund- und Oberflächengewässern in Trinkwassereinzugsgebieten (SWR 2018). Es fehlt allerdings an einer systematischen Untersuchung dieses Phänomens. Eine beispielhafte, vorläufige Auswertung basierend auf Daten aus Szoecs et al. (2017), die auch auf der Fachtagung der DBU zu diesem Thema im Juli 2019 präsentiert wurden, zeigt, dass die Pestizidbelastungen in Oberflächengewässern in Schutzgebieten verschiedener Kategorien in Deutschland praktisch nicht von der Belastung in Gewässern außerhalb von Schutzgebieten zu unterscheiden ist. Diese Auswertungen sollen im Rahmen des vorliegenden Projektes anhand von kommerziellen Anwendungsdaten sowie Pestizidfunden in verschiedenen Umweltkompartimenten (insbesondere in Oberflächengewässern) im Detail durchgeführt und mit Eigenschaften von Schutzgebieten, regionalen Besonderheiten, zeitlichen Trends, usw. in Beziehung gebracht werden. Im Mai 2020 erschien der Bericht *Die Lage der Natur in Deutschland* (BMU 2020), in dem die Problematik von Pestiziden in Schutzgebieten dezidiert benannt wird.

Das vorliegende Projekt AZ - 35919 fokussiert auf das Thema „Pestizide in Schutzgebieten“, versucht das Ausmaß des Phänomens abzuschätzen, die Situation zu bewerten und in Kooperation mit den entsprechenden Praxispartnern Maßnahmen zur Adressierung dieser

Problematik umzusetzen. Neben den Pestiziden kommen hier auch andere Stoffgruppen, wie Pharmakawirkstoffe (Richmond et al. 2018), in Betracht. Das vorliegende Projekt stellt allerdings Pestizide in den Mittelpunkt, da diese Substanzen weiträumig ausgebracht werden und eine hohe ökotoxikologische Relevanz aufweisen.

2 Material und Methoden

2.1 Arbeitsblöcke

Drei Arbeitsblöcke (AB1-3) beschreiben das Vorhaben des vorliegenden Projekts AZ -35919.

- Auswertungen der Pestizidbelastungsdaten von Oberflächengewässern in Schutzgebieten mittels Monitoringdaten am Beispiel von Sachsen (AB1)
- Auswertung von Verordnungstexten zu Schutzgebieten (AB2)
- Pestizidmessungen - Fallbeispiel Biosphärenreservat Pfälzerwald (AB3)

2.2 Arbeitsblock 1: Analyse Pestizidbelastungsdaten

Pestizidbelastungsdaten (Monitoring)

Monitoringdaten zur Pestizidbelastung von aquatischen Kompartimenten (Wasser, Sediment, Biota) wurden für die vier Bundesländer Baden-Württemberg, Rheinland-Pfalz, Sachsen und Schleswig-Holstein von den verantwortlichen Behörden nach Anfrage zur Verfügung gestellt. Daten aus Rheinland-Pfalz wurden dem Projekt leider erst am 11.11.2021 und Daten aus Baden-Württemberg erst am 2.12.2021 zur Verfügung gestellt. Somit befasst sich der vorliegende Abschlussbericht primär mit den Daten aus Sachsen, welche frühzeitig zur Verfügung standen und deutlich umfangreicher als die Daten aus Schleswig-Holstein sind (Tab. 1). In dieser Phase des Projektes wurde deswegen entschieden, exemplarisch die Daten aus Sachsen aufzuarbeiten und somit eine Art Blaupause für ein Auswerteschema von Daten aus anderen Bundesländern in späteren Projekten zu erstellen. Die Monitoringdaten wurden umfassend aufbereitet, verknüpft, harmonisiert, fehlerbereinigt und validiert. Messungen zur Belastung von Sedimenten (und Schwebstoffen) bzw. Biota lagen nur in geringem Umfang vor, weshalb hier der Fokus auf die Belastungen in der Wasserphase gelegt wurde. Folglich wurden alle Belastungsdaten, die nicht im Wasser gelöste Konzentrationen beschrieben, für den vorliegenden Bericht nicht weiter betrachtet. Eine Übersicht zentraler Kennzahlen zu den beiden Monitoringdatensätzen (nach Datenbereinigung) aus Sachsen und Schleswig-Holstein ist in Tabelle 1 aufgeführt. Organische Schadstoffe wurden anhand der vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und

Geologie (LfULG) genutzten Klassifizierung in Schadstoffgruppen (z.B. Pestizide, Lösungsmittel) und Chemikaliengruppen (z.B. Neonikotinoide) eingeteilt.

Tabelle 1: Kennzahlen der behördlichen Monitoringdaten von Oberflächengewässern für Sachsen (LfULG) und Schleswig-Holstein (LLUR). Kennzahlen beziehen sich auf Messungen von Pestiziden in der Wasserphase (gelöst), in Sedimenten/Schwebstoffen bzw. in Biota. Im vorliegenden Projekt wurden die Daten aus Sachsen ausgewertet.

	Sachsen	Schleswig-Holstein
Zeitraum	1998-2020	1993-2020
Messungen in Wasserphase	3,781,687	696,194
davon Nachweise	290,241	34,563
Anzahl Pestizide	205	202
Messungen Sediment/Schwebstoffe	80,274	keine gesicherten Angaben
Messungen Biota	4,408	keine gesicherten Angaben
Anzahl andere org. Schadstoffe	285	keine gesicherten Angaben
Messstationen	1,371	930

Geographische Informationen

Hydrographische Daten (z.B. Einzugsgebiete) sowie Daten zur Landnutzung des Landesamts für Umwelt in Sachsen (LfULG) wurden aufbereitet und mit den Pestizidmonitoringdatensätzen räumlich verschnitten. Diese Daten wurden dazu genutzt, Belastungsdaten mit dem Gewässernetz und den umliegenden Räumen in Verbindung zu setzen. Dazu wurden für alle räumlich expliziten Messstationen das Einzugsgebiet des GewässerOberlaufs bestimmt, um mögliche Schadstoffquellen und den Einfluss verschiedener Landnutzungscharakteristika abzuleiten (recursive string-pattern matching, siehe Wolfram et al. 2021, Supporting Information).

Für die Analyse des räumlichen Einflusses der Landnutzung (in Einzugsgebieten der Probestelle in Schutzgebieten) auf das ökotoxikologische Risiko wurden Landnutzungsinformationen über den CORINE Landnutzungs-Layer (Raster, 100 m cells; Stand 2012; <https://gdz.bkg.bund.de>), welcher 42 Kategorien der Landnutzung beschreibt, verschnitten. Landnutzungskategorien wurden für die Analysen in fünf Kategorien zusammengefasst (landwirtschaftliche Nutzung (inklusive Grasland), natürlich (keine besondere Nutzung), urbane, industrielle und forstwirtschaftliche Nutzung).

Um den Einfluss von Landnutzungscharakteristika auf die Belastung von Oberflächengewässern durch Pflanzenschutzmittel abzuleiten, wurden multivariate Analysen in Form von principal component analysis (PCA) durchgeführt. PCAs wurden ebenfalls dafür genutzt, den Einfluss unterschiedlicher Landnutzungsform auf das in Gewässern beobachtete ökotoxikologische Risiko abzuleiten.

Für geostatistische Analyse der Landnutzung in den NSGs und ihrer unmittelbaren Umgebung wurden hochaufgelöste Fernerkundungsdaten (10–30 m), welche das Vorkommen von 24 Kultur(-gruppen) für die Jahre 2017–2019 beschreiben vom Thünen-Institut genutzt (www.agraratlas.de). Grasland ist in den Abbildungen aufgeführt, wurde aber in den Auswertungen nicht als landwirtschaftliche Fläche angesehen. Naturschutzgebiete (hier NSG), wurden den globalen WDPA-Daten (<https://www.protectedplanet.net/en/thematic-areas/wdpa?tab=WDPA>) entnommen und die Übereinstimmung mit den Angaben des LfULG Sachsen abgeglichen. Räumlich explizite Messstellen der Monitoringprogramme konnten so NSG zugeordnet werden.

Ökotoxikologische Effektdaten

Akute und chronische regulatorische Kennwerte (Regulatorisch akzeptable Konzentrationen, RAK) für drei aquatische Organismengruppen (aquatische Invertebraten, Fische, aquatische Pflanzen) wurden entsprechend geltender Richtlinien der Umweltrisikobewertung im Zuge des Zulassungsverfahrens von Pflanzenschutzmitteln (EC-1107/2009) in der EU abgeleitet (siehe EFSA 2013). Als primäre Quelle für die akuten und chronischen Effektkonzentrationen diente die EFSA OpenFoodTox Datenbank, welche alle im Zulassungsprozess validierten Effektpunkte enthält (Dorne et al. 2017). Zusätzlich wurde die Pesticide Properties Database (PPDB; Lewis et al. 2019) genutzt, wenn Effektdaten für ein spezifisches Pestizid fehlten. Daten aus der PPDB wurden nur dann genutzt, wenn diese mit einem hohen Qualitätsmerkmal versehen waren (Qualitätsstufe > 4), was eine offizielle Nutzung in Zulassungsverfahren indiziert. Regulatorische Kennwerte, welche einen hohen Einfluss auf das ökotoxikologische Risiko haben, wurden zusätzlich händisch durch einen Abgleich mit den offiziellen Zulassungsdokumenten geprüft. Dieser manuelle Validierungsschritt stellte sicher, dass die Identifikation ökotoxikologischer Risiken entsprechend der im Zulassungsprozess geltenden Bewertungsgrundlagen erfolgt. Insgesamt wurden 269 Effektpunkte (für 114 Herbizide, 101 Fungizide, 52 Insektizide und zwei Molluskizide) recherchiert und im Projekt angewendet. Akute und chronische RAKs ergeben sich letztendlich aus der Verrechnung der akuten und chronischen Effektpunkte mit Sicherheitsfaktoren (siehe Tabelle 2), wobei die Effektpunkte für die unterschiedlichen aquatischen Gruppen durch die jeweiligen akuten und chronischen Sicherheitsfaktoren geteilt werden.

Tabelle 2: Aquatische Organismengruppen und Sicherheitsfaktoren für die Herleitung von regulatorischen Kennwerten.

Organismengruppe	Sicherheitsfaktor (akut)	Sicherheitsfaktor(chronisch)
Aquatische Invertebraten	100	10
Fische	100	10
Aquatische Pflanzen	-	10

Anwendungsdaten Pestizide

Pestizidanwendungsdaten (n = 15,532) wurden von GfK Kynetec für Sachsen erworben. Die Anwendungsdaten beschreiben die ausgebrachten Mengen von 152 Pestiziden (74 Herbizide, 25 Insektizide und 53 Fungizide) auf Regierungsbezirksebene, die zwischen 2004-2020 in 31 Feldkultur(-gruppen) angewendet wurden. In Verbindung mit den räumlichen Feldkulturdaten konnte eine Projektion der Anwendungsmengen in den Raum in 10-30 m Auflösung vorgenommen werden. Die Anwendungsdaten wurden eingehend geprüft und Duplikate entfernt, wobei bei der Beurteilung der Datenqualität keine Fehler auffielen. Wirkstoffe, die nicht zur Schädlings- bzw. Unkrautbekämpfung eingesetzt werden (z.B. Wachstumsstimulatoren), sind nicht in dem o.g. Datensatz enthalten.

2.3 Arbeitsblock 2: Auswertung von Verordnungstexten zu Schutzgebieten

Schutzgebietsverordnungstexte wurden für sächsische Schutzgebiete recherchiert bzw. erworben, um Informationen zur genehmigten Anwendung von Pestiziden in den jeweiligen Schutzgebieten zu erhalten. Zunächst wurden die Verordnungstexte, so wie sie von Mühlenberg et al. (2021) als Grundlage für die Herleitung der Regelungskategorien angegeben wurden, so weit möglich, akquiriert. Die Verordnungstexte der Naturschutzgebiete stehen nicht digitalisiert zur Verfügung. Diese wurden analog zur Methodik von Mühlenberg et al. (2021) für den im Archivbestand des Saxonia Verlages Dresden verfügbaren Zeitraum von 1999-2018 zusammengestellt. Dieser Archivbestand beinhaltet die sächsischen Amtsblätter und Sonderdrucke und die sächsischen Gesetz- und Verordnungsblätter, in welchen die Verordnungstexte der sächsischen Naturschutzgebiete veröffentlicht sind. Der hierdurch erhaltene Verordnungsbestand und die dadurch abgedeckten Naturschutzgebiete wurden daraufhin mit der offiziellen Übersicht „Naturschutzgebiete in Sachsen“, veröffentlicht durch das Sächsische Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (Stand 01.01.2021, <https://www.natur.sachsen.de/download/natur/nsg.zip>), abgeglichen. Im Verlauf unserer Untersuchung der Schutzgebietsverordnungen wurde der Fokus auf Naturschutzgebiete gelegt, welche ja auch in der oben dargestellten Analyse von Pestizidbelastungsdaten betrachtet

wurden. Deshalb bezieht sich die folgende Beschreibung auf die Verordnungen für Naturschutzgebiete.

In Vorbereitung für die Verwendung der Verordnungstexte in einem Machine-Learning Modell wurden die verfügbaren Verordnungstexte aus den Veröffentlichungsmedien (z.B. Amtsblatt) extrahiert und mittels Adobe® Acrobat®Reader DC (Adobe, Version 2021.007.20099) in Textdokumente konvertiert. Diese Dokumente wurden schließlich mit Python und TensorFlow (Python Software Foundation, Version 3.9; Abadi et al. 2016, Version 2.6.0) tokenisiert (<https://nlp.stanford.edu/IR-book/html/htmledition/tokenization-1.html>).

Der geringe Umfang des Textkorpus (lediglich 82 Texte konnten gemäß der hier beschriebenen Methodik gesammelt werden) ließ im Rahmen dieses Projekts die Auswertung mittels Machine-Learning nicht zu, da hierfür wesentlich größere Grundgesamtheiten benötigt werden. Somit konnte auch kein Modell generiert werden, welches anschließend auf die Schutzgebietsverordnungen anderer Bundesländer angewendet werden konnte. Wie sich im Projektverlauf ergab und weiter unten dargestellt ist, ist der Einsatz von Pestiziden in der Landwirtschaft in NSG ohnehin sehr gering und insofern erscheint die ursprünglich mit dem Machine-Learning-Ansatz angestrebte Fragestellung auch aus diesem Blickwinkel im Gegensatz zur Situation bei Antragstellung heute nicht mehr sinnvoll. Um dennoch Aussagen über die verfügbaren Verordnungstexte für Sachsen treffen zu können, wurde eine Ähnlichkeitsanalyse durchgeführt. Hierzu wurde das Vorkommen der 1000 häufigsten Tokens in den Texten binär („One-Hot“-Kodierung) und basierend auf ihrer relativen Relevanz innerhalb eines Textes bezogen auf den Textkorpus der 82 Verordnungen (TF-IDF-Kodierung) bestimmt. Basierend auf den resultierenden Matrizen wurden in R (RStudio V. 2021.09.0 als Benutzeroberfläche; RStudio Team, 2020; R Core Team, 2010) die Distanzen der Matrixeinträge basierend auf der euklidischen Distanz errechnet. Mithilfe einer Clusteranalyse wurden die 82 Verordnungstexte anhand ihrer Distanzmatrizen schließlich in vier Cluster eingeteilt. Zufällige Stichproben ($n = 4$) wurden aus den 82 Verordnungstexten gezogen, um die Plausibilität dieser Ähnlichkeitsanalyse anhand des Vergleichs der ausgewählten Verordnungen mit ihrer Verortung in der Clusteranalyse zu überprüfen.

2.4 Arbeitsblock 3: Pestizidmessungen - Fallbeispiel

Biosphärenreservat Pfälzerwald

Die Gewässerbelastung kleiner Fließgewässer durch Pestizide wurde im UNESCO Biosphärenreservat Pfälzerwald mittels Freilandhebungen (Wasserproben) erfasst. Dazu wurde im Gewässersystem der Queich sowie entlang des Hainbachs an insgesamt sieben Probestellen ein ereignisbezogenes Pestizidmonitoring während eines Starkregenereignisses

(07.08.2019) durchgeführt. Die Probestellen liegen in den Gewässeroberläufen im Pfälzerwald in Gebieten ohne direkte Pestizidanwendung, sowie flussabwärts in Gebieten mit intensiver Pestizidanwendung im Wein- und Ackerbau. Die analytische Bestimmung der Pestizidkonzentrationen in den Wasserproben wurde mittels LC-MS/MS durchgeführt. Eine ökotoxikologische Risikobewertung der Pestizidbelastung der Gewässer erfolgte mittels regulatorisch akzeptabler Konzentrationen (RAKs; UBA RAK Liste) für Deutschland und anhand der Mischungstoxizität (RQmix) für Fische, Invertebraten und Primärproduzenten (Algen, aquatische Makrophyten).

3 Ergebnisse und Diskussion

3.1 Analyse Pestizidbelastungsdaten

Vergleich von NSG mit NNSG-Flächen

Die für Sachsen verfügbaren Monitoringdaten zur Pestizidbelastung (n = 205 Pestizide) wurden zwischen 1998 – 2020 an 1,371 Messstellen mittels 3,781,687 Messungen (290,241 Nachweise) erfasst (Tab. 1). Der sächsische Datensatz stellt, verglichen mit den anderen drei Bundesländern, den umfassendsten und am besten raum-zeitlich aufgelösten Datensatz zur Pestizidbelastung von Gewässern in NSGs und NNSGs dar. Insgesamt nahm die Anzahl an jährlichen Messungen über die Zeit zu. Zwischen 2015 und 2020 wurden durchschnittlich ca. 300,000 Pestizidmessungen pro Jahr durchgeführt. Die im Gesamtdatensatz durchgeführten Messungen bezogen sich primär auf Herbizide (n = 1,473,390) und Insektizide (n = 1,062,648), wohingegen Fungizide (n = 623,379), Metabolite (n = 612,786) und andere Pestizide (n = 9,484) in geringeren Umfang untersucht wurden. Dabei ist jedoch zu beachten, dass die untersuchten Pestizide im sächsischen Gewässermonitoring nicht vollständig die in der Landwirtschaft eingesetzten Pestizide abdecken. So wurde ab 2010 zwar der Großteil des deutschen Herbizidmarktes (gemessen an der in Umlauf gebrachten Tonnage, BVL; https://www.bvl.bund.de/DE/Arbeitsbereiche/04_Pflanzenschutzmittel/01_Aufgaben/02_ZulassungPSM/03_PSMInlandsabsatzAusfuhr/psm_PSMInlandsabsatzAusfuhr_node.html) auch durch das sächsische Monitoring berücksichtigt (siehe Abb. 1), wohingegen jedoch bei Insektiziden und besonders Fungiziden die Abdeckung weit weniger vollständig ausfiel (siehe Abb. 1). Somit ergeben sich Unsicherheiten hinsichtlich der Beurteilung des ökotoxikologischen Risikos in aquatischen Systemen, die bei der Interpretation berücksichtigt werden sollten.

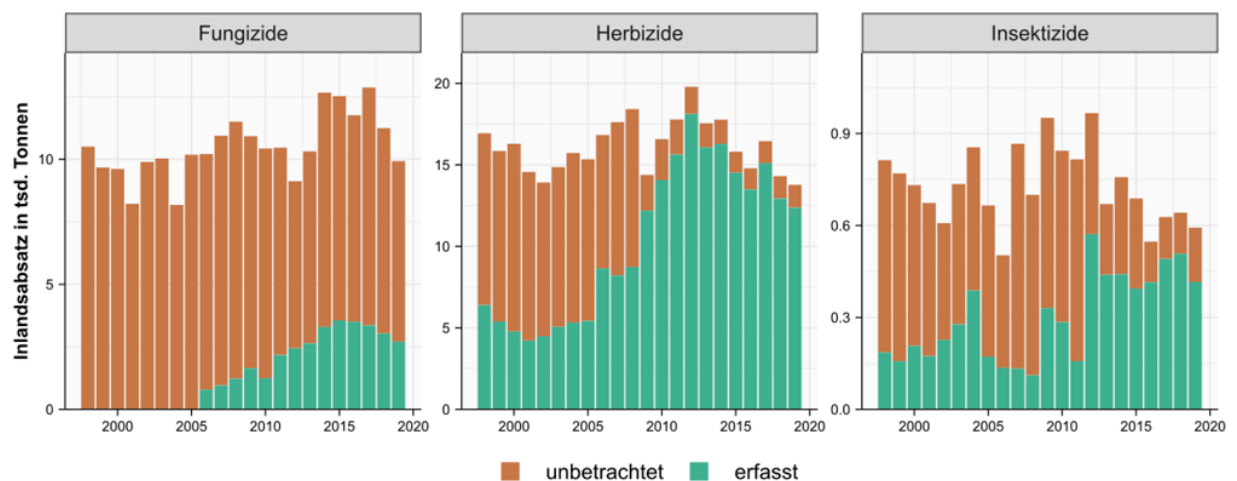


Abbildung 1: Inlandsabsatz von Fungiziden, Herbiziden und Insektiziden in Deutschland zwischen 1998 - 2020 (BVL). Der grün dargestellte Bereich deutet an, welcher Teil der in Deutschland insgesamt eingesetzten Tonnage derjenigen entspricht, die sich aus Pestizidwirkstoffen zusammensetzt, die im Gewässermonitoring in Sachsen berücksichtigt wurden.

Weitere Quellen möglicher Unsicherheiten, die bei der Interpretation des Datensatzes zu berücksichtigen sind, betreffen die im Monitoring verwendete zeitliche Auflösung der Probenahmen. So wurden im Median 4-6 Proben pro Jahr und Messstelle genommen, so dass die Wahrscheinlichkeit, Peakkonzentrationen, z.B. von einigen Insektizidwirkstoffen, zu finden, deutlich reduziert ist (Stehle et al., 2013, Wolfram et al., 2018). Dieser Befund wurde ebenfalls durch weitere, hier nicht gesondert aufgeführte, multivariate Analysen (PCA) bestätigt, welche außerdem zeigten, dass die Nachweiswahrscheinlichkeit negativ mit der Zeit zwischen Probennahmen korreliert. Nichtsdestotrotz handelt es sich hierbei um Unsicherheiten, die allen großräumigen Monitoringdatensätzen zugrunde liegen und deren Nutzung nicht ausschließen (Wolfram et al. 2021, Stehle & Schulz 2015, Wolfram et al 2018).

Die mittleren Nachweisraten für Fungizide, Herbizide, Insektizide und Metabolite zeigten im zeitlichen Verlauf starke Ähnlichkeiten zwischen NSGs und NNSGs ($R^2 = 82\% - 99\%$; siehe Abb. 2). Damit konnten keine grundlegenden Unterschiede zwischen den beiden Systemen hinsichtlich der Nachweise von Pestiziden in Gewässern im Zeitverlauf festgestellt werden. Für alle Substanzklassen zeigen die Daten jedoch, dass obwohl der zeitliche Verlauf zwar sehr ähnlich ist, die mittlere Nachweisrate in NSGs über längere Zeiträume geringer ausfällt. Somit sind Gewässer in NSGs vermutlich weniger häufig gegenüber Pestiziden exponiert.

Trotz der Ähnlichkeiten in den zeitlichen Verläufen der Nachweisraten in NSGs und NNSGs, wiesen die dort jeweils gemessenen Konzentrationen Unterschiede auf. Bei Herbiziden war die geringste Übereinkunft (gemessen an den mittleren Konzentrationen pro Substanz, siehe Abb. 3) zu beobachten, da in NNSGs überwiegend höhere Herbizidexpositionen gemessen wurden. Bei Fungiziden, Insektiziden und Metaboliten waren die Konzentrationen – ähnlich wie bei den

Nachweishäufigkeiten – jedoch zwischen NSGs und NNSGs vergleichbarer, obgleich sich auch hier eine Tendenz für geringere Belastungen in NSGs zeigte. Speziell bei Metaboliten fielen die mittleren Konzentrationen hochgradig ähnlich aus ($R^2 = 80\%$). Eine Betrachtung der Konzentrationen zeigt somit, dass die Pestizidexposition von NSGs derjenigen in NNSGs insgesamt relativ ähnlich ist.

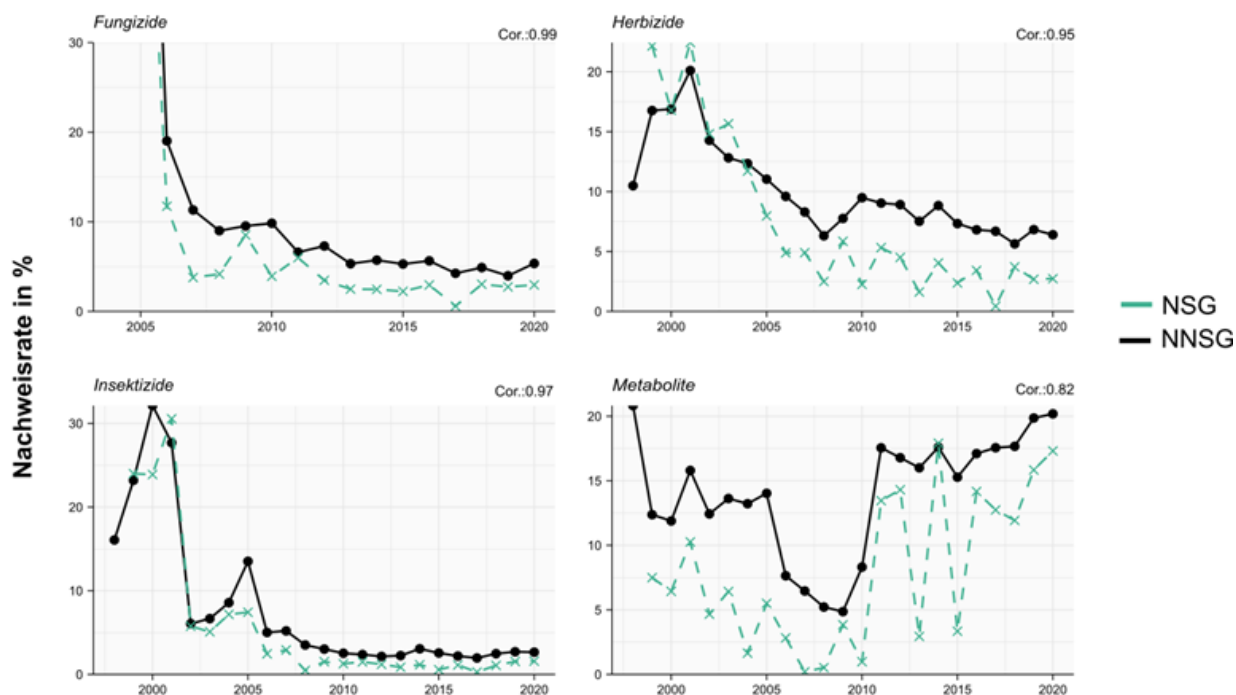


Abbildung 2: Zeitlicher Verlauf der mittleren Nachweisrate in Prozent über die Zeit (1998 - 2020) für Fungizide, Herbizide, Insektizide und Metabolite in Sachsen, aufgeteilt nach Messungen in NSGs (grün) und NNSGs (schwarz). Der Grad der Korrelation über die Zeit wurde nach Pearson berechnet.

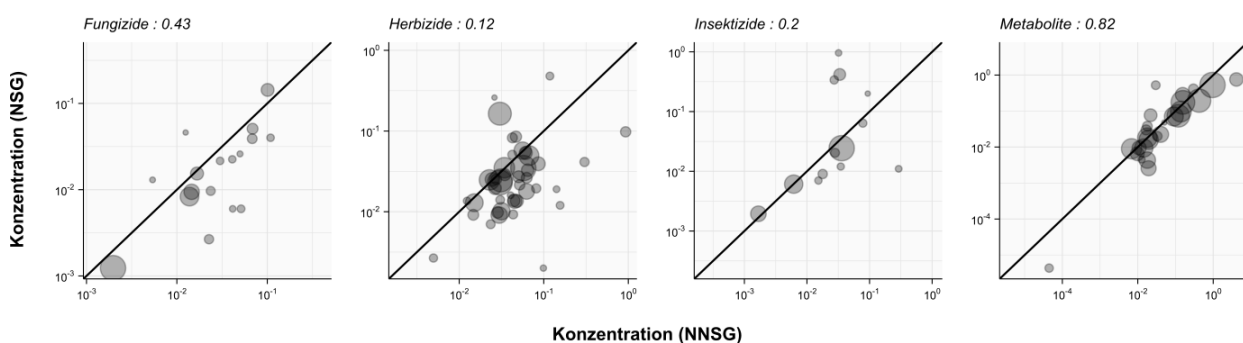


Abbildung 3: Vergleich der mittleren Konzentrationen pro Substanz zwischen NSGs und NNSGs für Fungizide, Herbizide, Insektizide und Metabolite. Die Größe der Punkte deutet die Anzahl der zugrunde liegenden Messungen an. Je näher ein Punkt an der 1:1-Diagonalen liegt, desto ähnlicher sind sich die mittleren Konzentrationen zwischen NSGs und NNSGs. Werte unterhalb der Diagonalen zeigen höhere Konzentrationen in NNSG, solcher oberhalb der Diagonalen höhere Konzentrationen in NSG an.

Das ökotoxikologische Risiko wurde mit Hilfe der Summentoxizität (sumTU) beschrieben, also der Summe der Verhältnisse von Einzelkonzentrationen zu deren regulatorischen Grenzwerten (RAKs). Es wurde basierend auf der Summentoxizität aller Einzelmessungen und der maximalen Summentoxizität pro Messstelle und Jahr (Jahresmaximalbelastung) bewertet (Abb. 4). Das ökotoxikologische Risiko erweist sich demnach insgesamt als recht ähnlich zwischen NSGs und NNSGs. Während bei den Fischen eine leichte Tendenz für einen höheren Anteil von Risiken in NNSGs zu finden ist (Werte rechts von der senkrechten Linie in Abb. 4), liegt dieser Anteil bei den aquatischen Wirbellosen in NSGs leicht höher. Interessanterweise kann auch bei aquatischen Pflanzen eine hohe Deckung der Risikoverteilungen in NSG und NNSGs beobachtet werden, obwohl die Herbizidkonzentrationen (siehe Abb. 3) die größten Unterschiede zwischen NSGs und NNSGs aufwiesen. Das ökotoxikologische Risiko bei aquatischen Pflanzen wird primär durch Herbizide definiert und nur in weitaus geringerem Maße durch andere Pestizidgruppen. Die Ähnlichkeit der Risikoprofile für aquatische Pflanzen ist darauf zurückzuführen, dass Substanzen wie z.B. Diuron, Biphenyl, Terbutylazin und Atrazin sowohl in NSGs als auch in NNSGs das Risiko am häufigsten definieren. Somit waren zwar starke Unterschiede in den Expositionsprofilen von vielen Herbiziden vorzufinden (siehe Abb. 3), die ökotoxikologisch einflussreichsten Substanzen wurden jedoch in vergleichbaren Konzentrationen gemessen. Daraus ergab sich eine Ähnlichkeit der Risikoprofile (gemessen an der Überschneidung der Dichteverteilungen) von ca. 85.4% und 79.4% für die Summentoxizität der Einzelmessungen bzw. der jährlichen Maximalbelastungen.

Insgesamt zeigen die Monitoringdaten für Sachsen, dass eher geringere Nachweisraten und über das gesamte Wirkstoffspektrum betrachtet auch geringere Konzentrationen in NSGs gemessen wurden. Das aus diesen Messwerten resultierende ökotoxikologische Risiko in NSGs und NNSGs ist insgesamt jedoch sehr ähnlich.

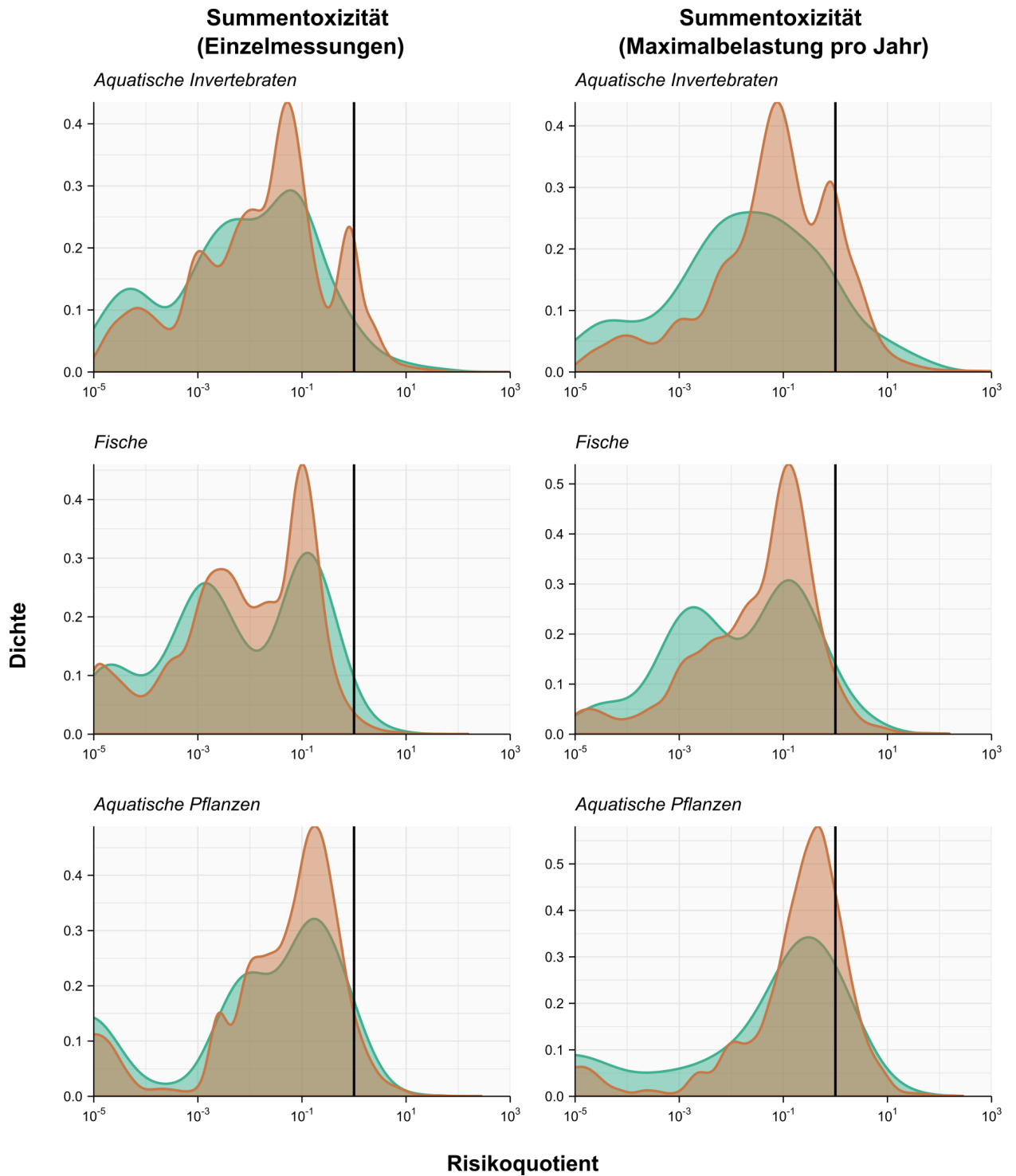


Abbildung 4: Dichteverteilungen der Risikoquotienten (d.h. Konzentration zu RAK-Verhältnisse) in NSGs (grün) und NNSGs (orange) für die Summe der Einzelmessungen pro Ort \times Tag (links) bzw. die Maximalbelastung der Summentoxizität pro Ort \times Jahr (rechts). Die senkrechte Linie markiert einen Risikoquotienten von 1, d.h. die als (Summen- oder Maximal-)Toxizität ausgedrückte Konzentration liegt hier genau beim RAK. Werte rechts von der senkrechten Linie stellen somit besonders kritische Risikoquotienten dar.

Räumliche Einflussfaktoren auf das ökotoxikologische Risiko

Für die insgesamt 38 in sächsischen NSGs gelegenen Probestellen konnten die Einzugsgebiete der Oberläufe aus den Geodaten abgeleitet werden. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass diese Einzugsgebiete oftmals ihren größten Flächenanteil außerhalb des eigentlichen NSG haben. Insofern unterscheidet sich die Landnutzung hier bisweilen auch erheblich von derjenigen innerhalb der NSGs, von der im nachfolgenden Unterkapitel die Rede ist. Der Anteil der anthropogenen (urban, industriell, landwirtschaftlich) und vorwiegend natürlichen (natürlich, Wald) Landnutzung in den Einzugsgebieten unterschied sich stark zwischen einzelnen NSGs (siehe Abb. 5). Beispielsweise besteht das Einzugsgebiet von Messstelle OBF40631 zu 76.3% und 23.7% aus Wäldern und natürlichen Flächen, wohingegen OBF32206 zu 93.1%, 0.4% und 2.5% landwirtschaftliche, industrielle und urbane Landnutzung aufweist. Somit bilden die Einzugsgebiete der hier beprobten NSG-Probestellen sehr unterschiedliche Landnutzungscharakteristika ab, d.h. ein ausgeprägter Gradient von größtenteils natürlichen bis hin zu intensiv landwirtschaftlich-urban genutzten Einzugsgebieten ist im Datensatz enthalten (Abb. 5).

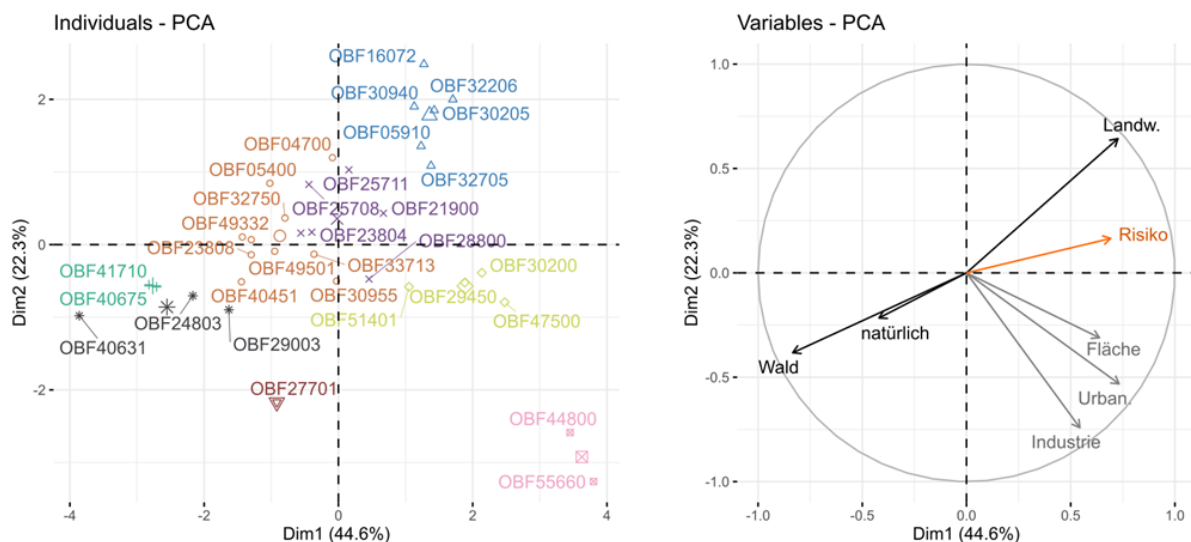


Abbildung 5: Principal Component Analysis (PCA) und k-means clustering der 38 Messstellen in NSGs in Sachsen anhand der Landnutzung innerhalb der Einzugsgebiete, welche oftmals zu einem großen Flächenanteil außerhalb des NSG liegen. Links gezeigt sind die 38 Messstellen. Rechts abgebildet sind die Vektoren der Landnutzung und des potentiell von Pestiziden resultierenden ökotoxikologischen Risikos für aquatische Pflanzen. Die Ausrichtung der Vektoren bietet Aufschluss darüber, wie sich Landnutzungscharakteristika zueinander verhalten: Orthogonalität zeigt Unabhängigkeit an (z.B. Industrie und Risiko), wohingegen Diametralität eine negative Korrelation indiziert (z.B. Wald und Risiko). Ähnlich ausgerichtete Vektoren deuten eine Korrelation der Attribute an (z.B. Landwirtschaft und Risiko). Die Position eines individuellen NSG in der PCA (links) gibt Aufschluss darüber, wie sich die Landnutzung in dessen Einzugsgebiet zusammensetzt.

Zwischen 63,2% und 66,9% der Varianz des ökotoxikologischen Risikos und der Landnutzungsformen, konnte auf den ersten beiden principle components (PC) abgebildet

werden (Abb. 5). Abbildung 5 zeigt exemplarisch die Ergebnisse für aquatische Pflanzen, da für alle drei Organismengruppen ein sehr ähnliches Bild entstand. Das ökotoxikologische Risiko ist primär auf der waagrecht dargestellten PC1 abgebildet (40,8% - 44,6% der Varianz). Anthropogene Landnutzung ist hier (in Bezug auf das Risiko) der natürlichen Landnutzung gegenübergestellt (siehe PC1 in Abb. 5). Das ökotoxikologische Risiko ist weiterhin am nächsten mit dem Grad der landwirtschaftlichen Nutzung im Einzugsgebiet korreliert (vgl. Abb. 5, Risikovektor und Landwirtschaftsvektor weisen in eine ähnliche Richtung) und nur im geringen Maße mit der urbanen oder industriellen Nutzung. Folglich hängt das mit den Pestizidmessungen in NSGs zusammenhängende Risiko für Gewässerorganismen primär mit der landwirtschaftlichen Landnutzung zusammen, wohingegen die anderen anthropogenen Nutzungsformen eine untergeordnete Rolle spielen. Außerdem legen diese Ergebnisse nahe, dass das ökotoxikologische Risiko in NSGs mit überwiegend natürlicher Landnutzung im Einzugsgebiet deutlich verringert ist, da diese ebenfalls diametral der landwirtschaftlichen Nutzung gegenüberstehen. Dieser Aspekt wurde hier aber nicht weiter im Detail betrachtet. Insgesamt belegen diese Analysen, dass die Landnutzung in den Einzugsgebieten von in NSG befindlichen Gewässern ein wichtiger Faktor für die Belastung und das ökotoxikologische Risiko der Gewässer mit Pestiziden darstellt. Dies legt zudem nahe, dass Pestizide aus den Oberläufen in Naturschutzgebiete durch fluvialen Transport eingetragen werden (siehe auch weiter unten). Diese Konnektivität von NSGs mit nicht besonders geschützten Gebieten (z.B. landwirtschaftlichen Flächen) in den oberhalb gelegenen Einzugsgebieten sollte bei entsprechenden weiteren Betrachtungen berücksichtigt werden.

Geostatistische Analysen zur Landnutzung in Naturschutzgebieten

Aufgrund des klaren Einflusses landwirtschaftlicher Landnutzung auf das ökotoxikologische Risiko in den Gewässern von Naturschutzgebieten wurde die genaue Zusammensetzung der Anbaukulturen in den NSGs in Sachsen für die Jahre 2017 – 2019 näher betrachtet. Diese Auswertungen wurden sowohl für Sachsen (n = 238 NSGs) als auch für das gesamte Bundesgebiet (n = 8,839 NSGs) durchgeführt. Dabei stellte sich heraus, dass innerhalb von NSGs landwirtschaftliche Flächen (hier: Feldkulturen und Raumkulturen, Obst Weinbau, Hopfen etc.; kein Grasland) nur in sehr geringem Umfang vorhanden sind. Während 37.3% und 33.0% landwirtschaftlich genutzter Fläche in Sachsen bzw. in Deutschland insgesamt vorhanden sind, beträgt der Anteil landwirtschaftlicher Flächen in NSG lediglich 3,6% bzw. 4,5% (Abb. 6 - 10). Der Anteil landwirtschaftlicher Flächen ist somit in NSG um einen Faktor von ca. 10 bzw. 7 geringer als in der gesamten Landesfläche von Sachsen bzw. von Deutschland. Diese Zahlen legen nahe, dass sowohl in Sachsen, als auch in Deutschland insgesamt, die Ausweisung von NSG in aller Regel in Gebieten erfolgt, in denen kaum landwirtschaftliche Nutzung zu finden ist. Ein direkter Flächenkonflikt zwischen Landwirtschaft und Naturschutz liegt mithin in Schutzgebieten vermutlich kaum vor. Umgekehrt legen diese Ergebnisse nahe, dass weitere Flächen für die

Ausweisung von NSGs kaum zur Verfügung stehen dürften, wenn versiegelte Flächen, wie Straßen und Siedlungen, forstwirtschaftlich genutzte Wälder und landwirtschaftlich genutzten Flächen hierfür nicht weiter infrage kommen. Eine weitere mögliche Schlussfolgerung wäre, dass eine Ausweisung von NSG in den entsprechenden Flächen gar zu einer Verringerung der landwirtschaftlichen Flächennutzung führen könnte.

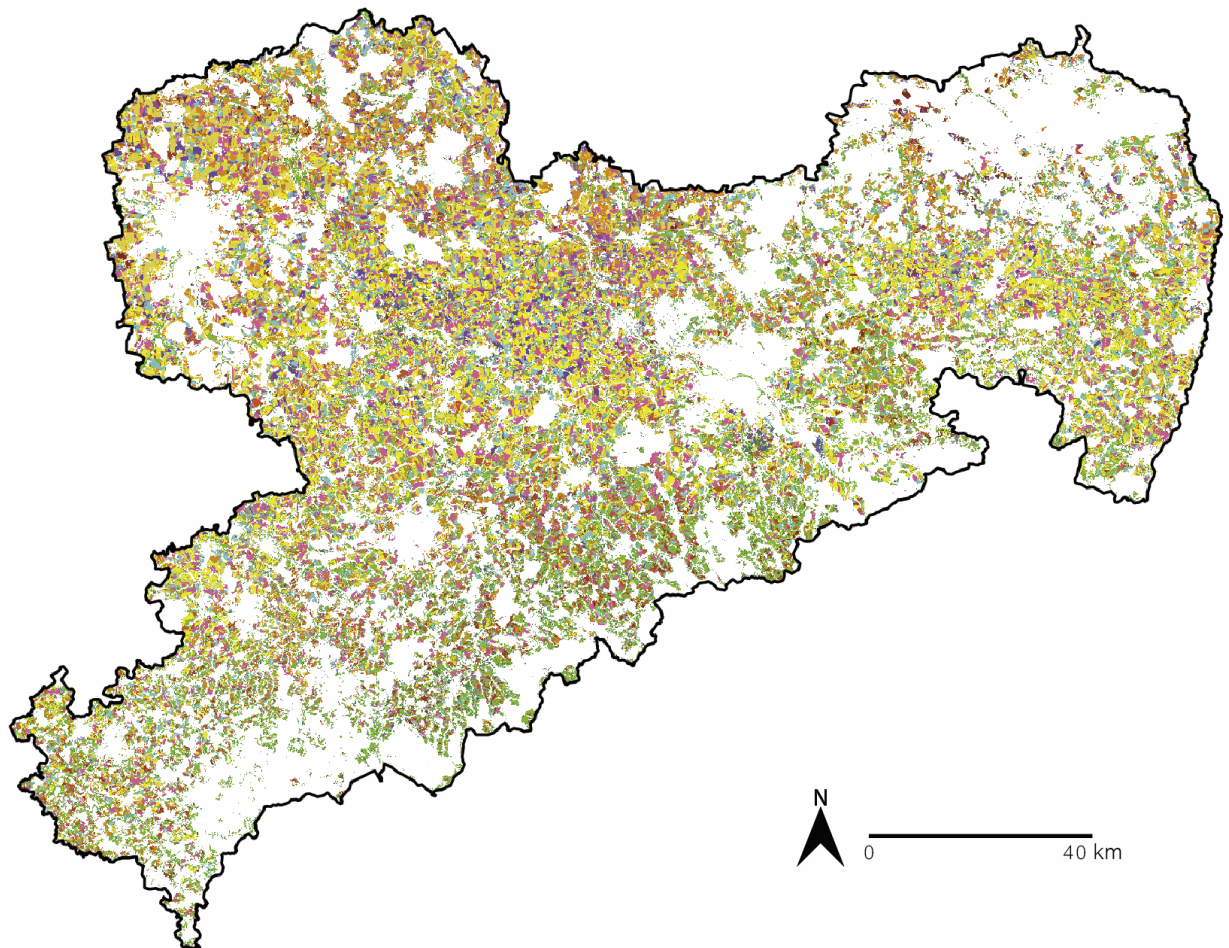


Abbildung 6: Anbaukulturen und Grasland in Sachsen.

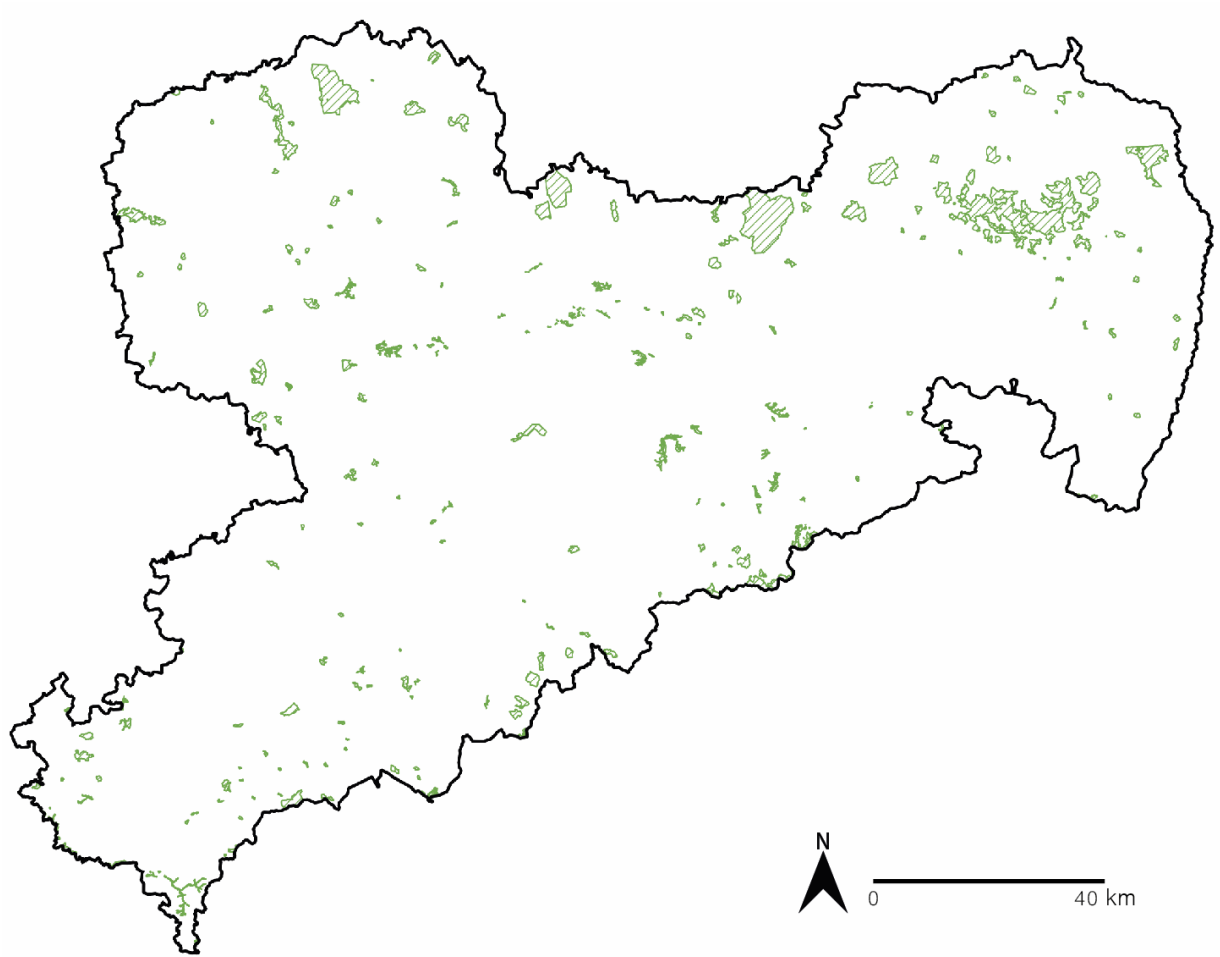


Abbildung 7: NSG in Sachsen.

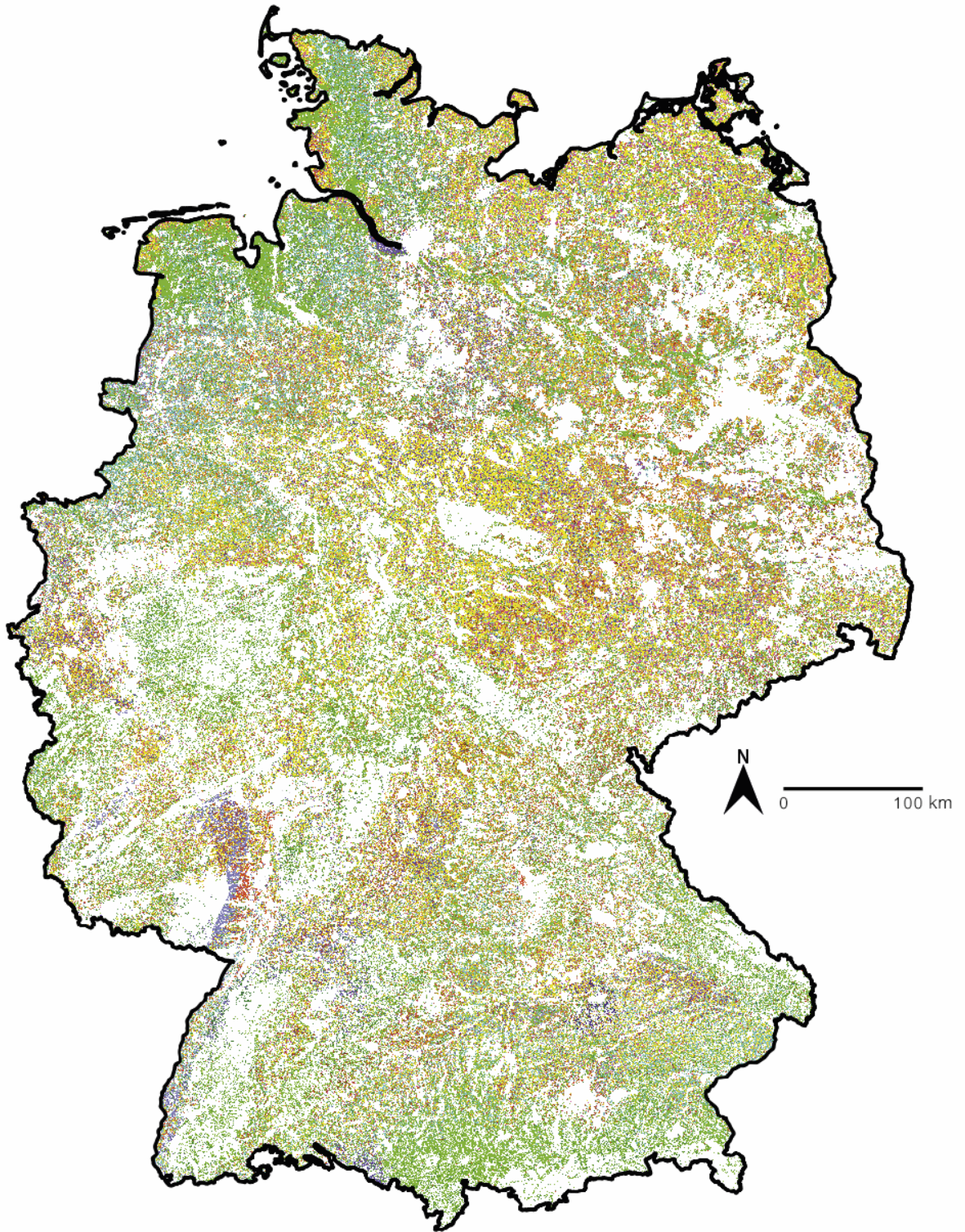


Abbildung 8: Anbaukulturen und Grasland in Deutschland.

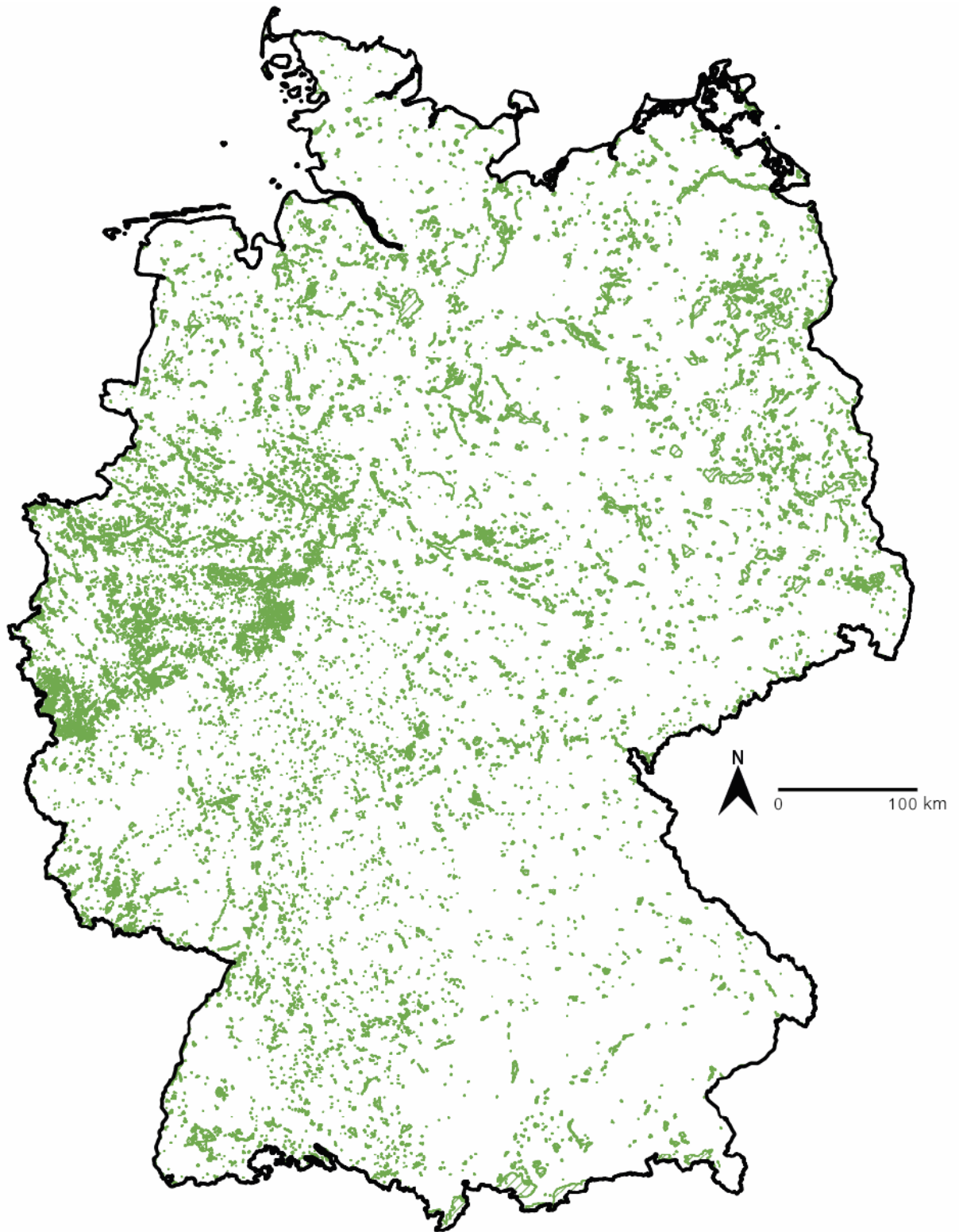


Abbildung 9: NSG in Deutschland.

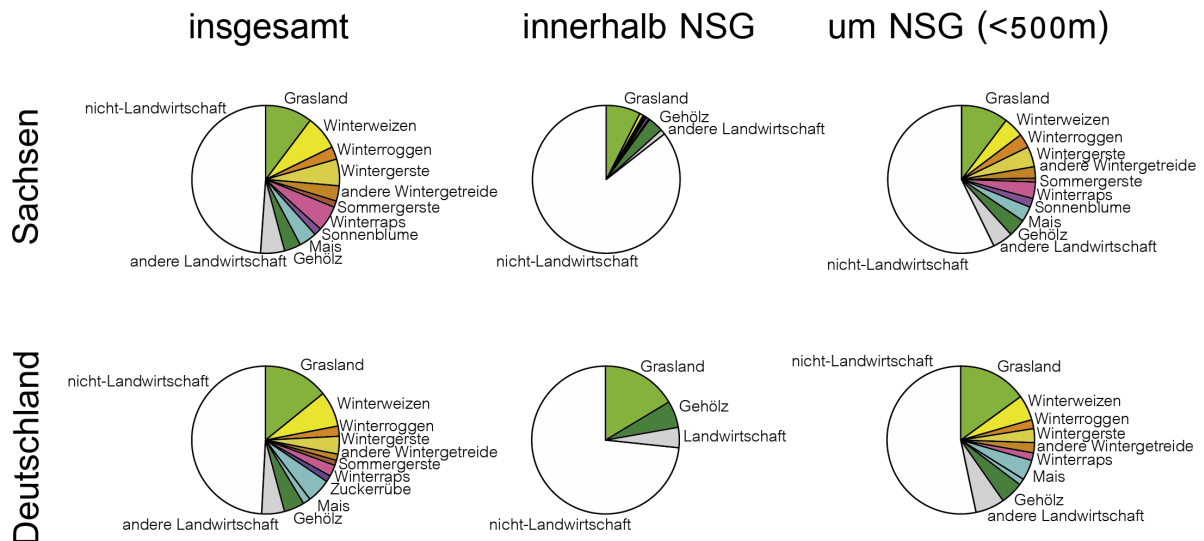


Abbildung 10: Flächenanteile wichtiger Feldkulturen, Grasland, Gehölze und nicht-Landwirtschaft in Sachsen und Deutschland insgesamt, in NSG innerhalb Sachsens und Deutschlands und innerhalb von 500-m Ringen um NSG in Sachsen und Deutschland.

Auf der Basis der kommerziell erworbenen Anwendungsdaten zu Pestiziden und der Landnutzungsdaten vom Thünen-Institut wurde errechnet, ob sich die Intensität der Anwendung von Pestiziden (kg/ha) bezogen auf die Gesamtfläche der Landwirtschaft (inklusive Grasland) in NSGs von den NNSG-Bereichen unterscheidet. Hierbei zeigte sich, dass die Feldkulturen in NSGs mit weniger intensiven Behandlungen von Pestiziden assoziiert sind. Für die Jahre 2017 – 2019 unterschied sich das Verhältnis der Anwendungsintensitäten in Sachsen um einen Faktor von 12,7 (sd = 0,75, Fungizide), 14,1 (sd = 0,31, Herbizide) und 15,8 (sd = 0,20, Insektizide) zwischen NSGs und NNSGs. Dieser deutliche Unterschied in der Anwendungsintensität lässt sich vermutlich vor allem auf die Zusammensetzung der Feldkulturen in NSGs, welche mit weniger intensiven Pestizidapplikationen assoziiert sind, zurückführen. Auch für das gesamte Bundesgebiet kann ein ähnlich starker Unterschied in der Anwendungsintensität zwischen NSGs und NNSGs angenommen werden, da sich die Zusammensetzung der Feldkulturen in NNSGs ($R^2 = 89\%$, $n = 8$) und NSGs ($R^2 = 99\%$, $n = 8$) sehr stark ähnelt.

Die Ergebnisse unterstreichen daher, dass die maßgeblichen Quellen für den Eintrag von Pestiziden nicht in Naturschutzgebieten zu finden sind, sondern von landwirtschaftlichen Flächen außerhalb der NSGs durch Transportprozesse in die NSGs eingetragen werden (siehe auch Kap. „Einflussfaktoren auf das ökotoxikologische Risiko“). Dabei bleibt anzumerken, dass detaillierte Feldkulturdaten nur für die Jahre 2017–2019 verfügbar somit repräsentativ sind. Es besteht somit die Möglichkeit, dass in früheren Jahren eine intensivere landwirtschaftliche Nutzung in NSGs stattgefunden hat.

Die Betrachtung der direkten Umgebung (bis zu 500 m) von NSGs ergab landwirtschaftliche Nutzungsmuster, die sich von den Verteilungen für ganz Sachsen bzw. Deutschland nicht mehr wesentlich unterscheiden (Abb. 10). Somit sind Naturschutzgebiete sowohl in Sachsen als auch im bundesdeutschen Gebiet unmittelbar von intensiver Landwirtschaft umgeben. Die Verfrachtung von Pestiziden aus der unmittelbaren Umgebung von NSGs durch kleinräumige Transportprozesse, z.B. Sprühabdrift oder Run-off, in NSGs ist daher sehr wahrscheinlich.

3.2 Auswertung von Verordnungstexten zu Schutzgebieten

Der Vergleich der im vorliegenden Projekt identifizierten Verordnungstexte für sächsische Naturschutzgebiete mit der vom Sächsischen Landesamt veröffentlichten Übersichtsliste der Naturschutzgebiete ergab eine Abdeckung von 82 der insgesamt 226 Naturschutzgebietsverordnungen (Tab. 3).

Tabelle 3: Naturschutzgebiete (n = 82), für welche Verordnungstexte gemäß der beschriebenen Methodik verwendet werden konnten. Die für die Überprüfung der angewandten Methode zufällig ausgewählten Texte sind fett markiert.

1 Alte Haide - Dolomitgebiet Ostrau	26 Hermannsdorfer Wiesen
2 Alte See - Ruhmberg	27 Hofehübel Bärenfels
3 Altenteich Moritzburg	28 Hohe Dubrau
4 Am nördlichen Zeisigwald	29 Hormersdorfer Hochmoor
5 Am Rümpfwald	30 Innenkippe Nochten
6 Am Scheidebach	31 Jahna-Auenwälder
7 Bockwitz	32 Jonsdorfer Felsenstadt
8 Chemnitzau bei Draisdorf	33 Jägersgrüner Hochmoor
9 Dippelsdorfer Teich	34 Kirstenmühle-Schanzenbachtal
10 Dresdner Elbtalhänge	Kleiner Kranichsee, Butterwegmoor
11 Döbener Wald	35 und Henneberger Hang
12 Elbinseln Pillnitz und Gauernitz	36 Kulkwitzer Lachen
Elbtalhänge zwischen Rottewitz und	37 Kutschgeteich Moritzburg
13 Zadel	38 Landeskrone
14 Fichtelberg	39 Langes Holz- Radeland
15 Frauenteich Moritzburg	40 Lausche
16 Geierswalder Heide	41 Lehmlache Lauer
17 Geisingberg	42 Linzer Wasseer
18 Gimmlitztal	43 Lugteich bei Grüngräbchen
Gohrschheide und	44 Luppeaue
19 Elbniederterrasse Zeithain	Mittelgebirgslandschaft um
Grenzwiesen Fürstenau und	45 Oelsen
20 Fürstenwalde	46 Molkenbornteiche Stölpchen
21 Großer Kranichsee	47 Moore südlich von Schönheide
22 Halbmeiler Wiesen	Moorwald am Pechfluss bei
23 Hartensteiner Wald	48 Medingen
24 Heide und Moorwald am Filzteich	49 Mothäuser Heide
25 Hengstberg	Niederspreer Teichgebiet und
	50 Kleine Heide Hähnichen

51	Paupitzscher See	68	Südbereich Braunsteich
52	Pfarrholz Groitzsch		Trockenhänge südöstlich
53	Polenzwald	69	Lommatzsch
	Presseler Heidewald- und	70	Um den Eibsee
54	Moorgebiet	71	Unteres Zinsbachtal
55	Radener Runze		Vereinigte Mulde Eilenburg - Bad
56	Reudnitz	72	Düben
57	Rutschung P	73	Vierteich Freitelsdorf
58	Röderwald Zabelritz	74	Vordere Aue
59	Rückhaltebecken Stöhna	75	Waldmoore bei Großdittmannsdorf
60	Schleife	76	Waschteich Reuth
61	Schmielteich Polenz	77	Windberg Freital
62	Schwarzwassertal	78	Winzerwiese und Gosebruch
63	Schönbrunner Berg	79	Zeidelweide und Pfaffenloh
64	Seußlitzer und Gauernitzer Gründe	80	Ziegeleigruben Prohlis und Torna
65	Spannteich Knappenrode	81	Ziegenbuschhänge bei Oberau
66	Steinbach	82	Zwönitzer Moosheide
67	Syrau-Kauschwitz Heide		

Die verfügbaren Verordnungstexte wurden gemäß der beschriebenen Methodik tokenisiert. Die Dokumente vermittelten bereits nach manueller Durchsicht den Eindruck, inhaltlich nur in geringem Maß voneinander abzuweichen, was für eine Analyse mittels Machine-Learning keine gute Voraussetzung darstellt. Um die Annahme einer hohen Textähnlichkeit, unabhängig von der Relevanz von Begriffen wie Landwirtschaft oder Pflanzenschutz, zu überprüfen, wurde eine Ähnlichkeitsanalyse durchgeführt und die 82 Verordnungstexte in vier Clustern kategorisiert (Abb. 11). Es wurde die kleinstmögliche Anzahl Cluster basierend auf einer erklärten prozentualen Variabilität der Verordnungstexte von > 40% gewählt. Die Clusteranalyse basierend auf der binären Zuordnung der Tokens zu den 82 Verordnungstexten ergab eine erklärte Variabilität von 43.7% (Abb. 11A), während die auf TF-IDF-klassifizierten Tokens beruhende Analyse eine erklärte Variabilität von 47.3% (Abb. 11B) bei je vier Clustern ergab. Es wurden vier zufällige Stichproben aus den 82 Verordnungstexten gezogen (Textindizes: 6, 30, 45, 49; siehe Abbildung 11). Hierbei zeigen die Texte 6 (Verordnung zur Festsetzung des Naturschutzgebietes „Am Scheidebach“ von 2018) und 30 (Verordnung zur Festsetzung des Naturschutzgebietes „Innenkippe Nochten“ von 2002) nach beiden Tokenisierungsmethoden die größte Distanz in der Dimension der höchsten erklärten Variabilität zueinander und befinden sich in unterschiedlichen Clustern. Diese Texte stammen aus unterschiedlichen Veröffentlichungsmedien (Text 6: Gesetzesblatt; Text 30: Amtsblatt), wodurch sich in Aufbau und Betitelung der Paragraphen bereits formelle und inhaltliche Unterschiede ergeben können.

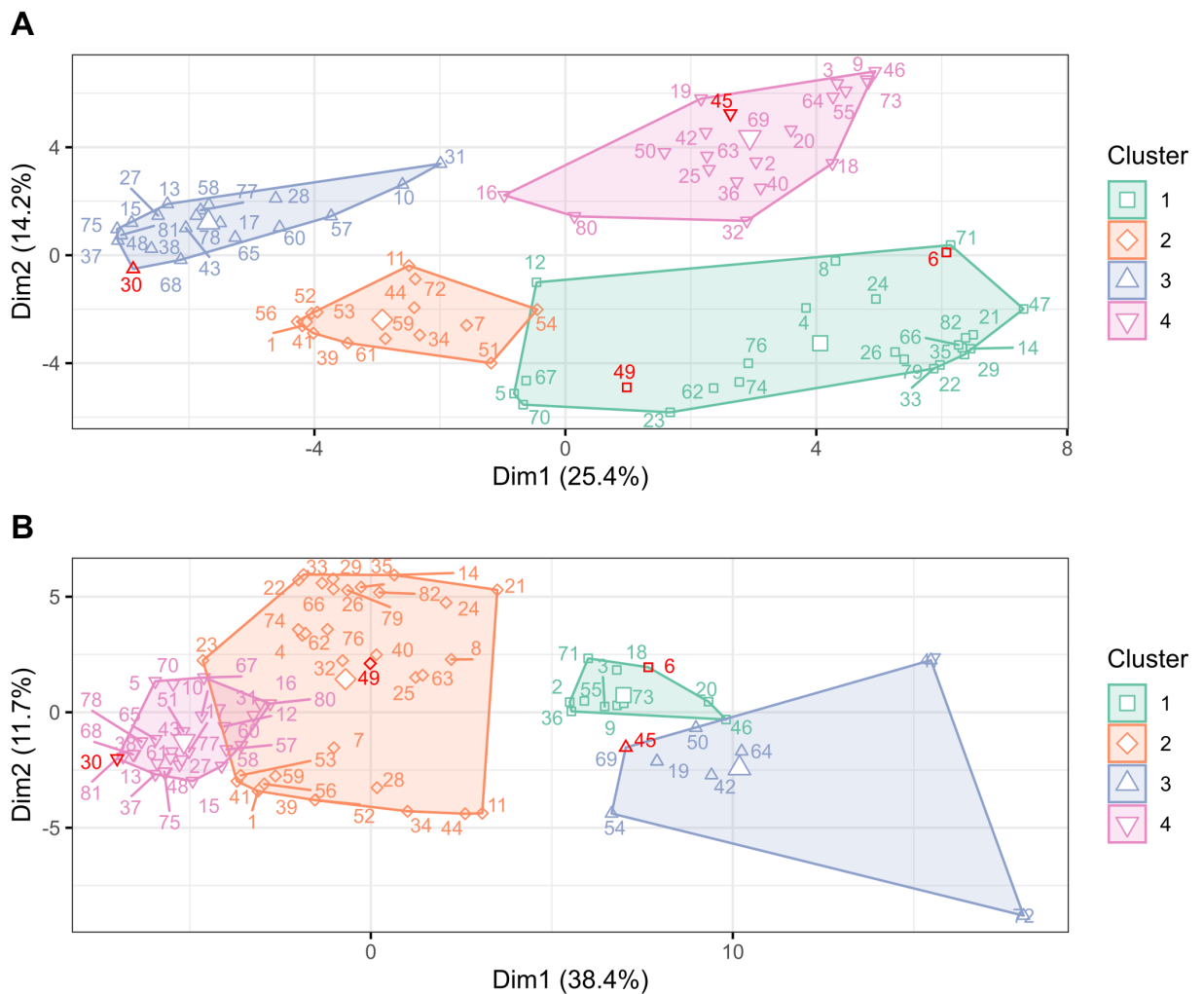


Abbildung 11: Cluster-Analyse (k = 4) der 82 Verordnungstexte (hier indiziert, siehe Tabelle 3) basierend auf der euklidischen Distanz der 1000 häufigsten Tokens (vergleichbar mit Begriffen), deren Vorkommen in den Verordnungstexten (A) binär („One-Hot“) und (B) basierend auf ihrer Relevanz in Relation auf den Einzeltext im Kontext des Textkorpus („TF-IDF“) ermittelt wurden. In den Achsenbeschriftungen ist der prozentuale Anteil der Variabilität, die durch die dargestellten Dimensionen erklärt wird, angegeben. Die vier Stichproben aus den Verordnungstexten (siehe auch Tabelle 3) sind rot markiert. Die Analyse bezieht sich ganz allgemein auf die Textähnlichkeit, unabhängig von der Relevanz von Begriffen wie Landwirtschaft oder Pflanzenschutz.

Zusammenfassend unterscheiden sich die 82 Verordnungstexte insgesamt nicht in einem Umfang, der im Vergleich der Stichproben eindeutig im Text erkennbar war, was ebenfalls durch die insgesamt <50 % erklärte Variabilität aus der Clusteranalyse unterstützt wird. Nichtsdestotrotz konnten Unterschiede in Umfang und Strukturierung zwischen verschiedenen Texten entdeckt werden, die die Ergebnisse der Clusteranalyse unterstützen, die jedoch aufgrund der geringeren Unterschiede innerhalb der Texte wiederum die fehlende Anwendbarkeit eines Machine-Learning basierten Ansatzes unterstreichen. Vor dem Hintergrund dieser hohen Textähnlichkeit und der geringen Rolle, welche landwirtschaftliche Fläche mit Pestizideinsatz in Naturschutzgebieten spielen, wurde von einer weitergehenden Analyse der Verordnungstexte von

Naturschutzgebieten auf konkrete Aspekte hin, wie Landwirtschaft oder Pflanzenschutz, abgesehen.

3.3 Pestizidmessungen - Fallbeispiel Biosphärenreservat Pfälzerwald

Insgesamt wurden 16 Pestizide (3 Insektizide und 13 Fungizide) in den Wasserproben der sieben Standorte gefunden (Tab. 4). Pestizide wurden an allen Probestellen detektiert, wobei die meisten Pestizide (zwischen 12 - 15) an den im Wein- und Ackerbau gelegenen Stellen gemessen wurden. An den beiden Stellen im Pfälzerwald ohne Pestizidanwendungen im Einzugsgebiet (Probestellen 1 und 4) wurden ein bzw. acht Pestizidwirkstoffe gefunden (Tab. 4). An fünf der sieben Stellen gab es RAK-Überschreitungen, jedoch keine an den beiden im Pfälzerwald gelegenen Stellen. Die im Wald gelegene Probestelle 1 wies jedoch eine Konzentration in der Höhe der RAK auf.

Die Bewertung der Mischungstoxizität zeigte ein hohes Risiko ($RQ_{mix} > 1$) für mindestens eine taxonomische Gruppe an vier der sieben Stellen (Tabelle 2). An den Stellen im Pfälzerwald lag die Mischungstoxizität immer unter 1. Im Untersuchungsgebiet war die Mischungstoxizität insgesamt am höchsten für aquatische Invertebraten (vier Stellen mit $RQ_{mix} > 1$), gefolgt von Fischen (drei Stellen) und Primärproduzenten (zwei Stellen). Diese Ergebnisse stimmen mit den unter 3.1 angeführten Resultaten insofern überein, dass unabhängig vom Schutzstatus eine Pestizidbelastung in Gewässern gezeigt werden konnte, die zudem in Gewässerabschnitten ohne landwirtschaftliche Nutzung in der direkten Umgebung geringer ausfallen.

Die Messstellen im Pfälzerwald liegen in naturbelassenen Gebieten ohne landwirtschaftliche Nutzung und Punktquellen, z.B. Kläranlagen. Trotzdem wurden dort bis zu acht Pestizide gefunden (Tab. 4). Als Quelle der Pestizidbelastung dieser Stellen scheint stattdessen der atmosphärische Transport aus in der Umgebung befindlichen Gebieten mit intensiver Landwirtschaft wahrscheinlich. Die trockene und nasse Deposition atmosphärisch transportierter Pestizide wurde bereits in Naturschutzgebieten in den USA (LeNoir et al. 1999; Hagemann et al. 2006; Bradford et al. 2010) wiederholt nachgewiesen. Diese Ergebnisse untermauern die bereits in Kap 3.1 angedeuteten Sachverhalte und legen nahe, dass für die umfängliche Analyse der Situation von Gewässern in Schutzgebieten in Bezug auf Pestizide ein umfassender systemischer Ansatz unter Einbeziehung vielfältiger möglicher Eintragspfade sinnvoll ist.

Anders als in Kapitel 3.1 für NSG in Sachsen dargestellt, gibt es in Biosphärenreservaten, und somit auch im Biosphärenreservat Pfälzerwald, landwirtschaftlich genutzte Flächen, in denen auch Pestizidanwendungen stattfinden. Im Biosphärenreservat Pfälzerwald sind dies insbesondere Weinbauflächen mit umfangreichen Anwendungen von Fungiziden. Dieses trifft jedoch nicht auf die Stellen 1 und 4 zu, die einzig Wald in ihrem Einzugsgebiet aufweisen. Konkret liegen diese beiden Probestellen mindestens 7 km (Probestelle 1) und 2 km (Probestelle 4) Luftlinie von den nächsten Weinbauflächen in Richtung Osten und mindestens 25 km (Probestelle

1) und 30 km (Probestelle 4) Luftlinie von den nächsten landwirtschaftlichen Flächen in Richtung Westen (Hauptwindrichtung) entfernt.

Tabelle 4: Pestizidkonzentrationen in der Wasserphase ($\mu\text{g/L}$) und ökotoxikologisches Risiko in kleinen Gewässern in der Südpfalz. Probestelle 1 und 4 liegen im Pfälzerwald und im Biosphärenreservat, die anderen fünf Probestellen liegen außerhalb des Biosphärenreservats und grenzen an intensive Landwirtschaft. Rot und fett dargestellte Konzentrationen überschreiten die RAK, orangene und kursiv dargestellte Konzentrationen liegen in der Höhe der RAK. $\text{RQ}_{\text{mix}} > 1$ (rot und fett) zeigt ein Risiko für Mischungstoxizität an der Probestelle für die jeweilige taxonomische Gruppe an.

Pestizid ¹	Probestelle							RAK ² ($\mu\text{g/L}$)
	2	6	9	11	14	16	17	
Azoxystrobin (F)								0,55
Boscalid (F)	0,0663	0,5119	0,5681		4,1	8	4,92	12,5
Chlorpyrifos-methyl (I)						6,4		0,1
Cyazofamid (F)					0,0173			0,77
Cyprodinil (F)						0,1453		0,75
Difenoconazol (F)			5,5		0,0373	6,9	0,204	0,36
Dimethoate (I)	0,0013	0,0122	0,0078		0,0197	0,0088	3,1	4
Dimethomorph (F)	0,0063	0,0594	0,0753		1,6	0,5253	3,4	5,6
Fludioxonil (F)								1,8
Fluxapyroxad (F)		0,0143			2,5	0,3573	0,1773	3,59
Indoxacarb (I)								0,54
Iprovalicarb (F)	0,0042	0,0231	0,0048		0,3	0,0255	0,0357	189
Kresoxim-methyl (F)		0,0323	2,7		0,0099	0,9	1,9	1,3
Metalaxyl (F)	<i>0,1</i>	1	2,7		0,0326	0,5	0,0865	0,1
Metrafenon (F)	0,0183	0,0464			0,063	1,9		22,5
Myclobutanil (F)	0,0243	0,1432	0,5107	0,037	2,9	2,4	0,4597	2,4
Propiconazole (F)			0,0436			0,0289	0,1234	2
Pyrimethanil (F)								7,7
Tebuconazole (F)	0,0316		0,0481		0,0787	0,4812	0,6859	0,625
Trifloxystrobin (F)								0,0862
Imidacloprid (I)		NQ	NQ			NQ	NQ	0,009
Thiacloprid (I)								0,004
Anzahl Pestizide	8	10	11	1	12	15	12	
RAK-Überschreitungen	0	1	3	0	1	3	2	
RQ_{mix} (Fische)	0,017	0,157	2,253	0,002	0,886	3,466	1,357	
RQ_{mix} (Invertebraten)	0,036	0,301	10,1	0,015	1,455	1075	4,847	
RQ_{mix} (Primärproduzenten)	0,005	0,033	2,224	0,0001	0,102	2,559	0,480	

¹: F: Fungizid; I: Insektizid, NQ: Nachgewiesen, aber nicht quantifiziert

²: Regulatorisch akzeptable Konzentration

4 Ausblick konkrete Maßnahmen zur Reduktion des Pestizideinsatzes

Die im Rahmen des vorliegenden Projektes am Beispiel von Sachsen erarbeiteten Auswertungsroutinen können hervorragend dazu genutzt werden, das Thema Pestizidbelastung in Gewässern in Schutzgebieten umfangreicher zu analysieren. Somit würde auch der Einfluss unterschiedlicher Verfügbarkeit von Daten, von Unterschieden in der Landnutzung oder dem Pestizideinsatz bzw. von Unterschieden in naturräumlichen Gegebenheiten möglich werden.

Die Ergebnisse der vorliegenden Studie legen nahe, dass Maßnahmen zur Reduktion des Vorkommens von Pestiziden in Gewässern in Schutzgebieten notwendig sind. Auch wenn sich die Prozesse, die zu diesen Belastungen führen, bisher noch nicht quantifizieren und miteinander vergleichen lassen, so können die folgenden Aspekte genannt werden:

- Verdriftung von Pestiziden in die Schutzgebiete, atmosphärischer Transport
- Fluvialer Transport in Fließgewässern in die Schutzgebiete
- Risikoprofil eingesetzter Pestizide

Da in der direkten Umgebung von Schutzgebieten oftmals bereits eine landwirtschaftliche Nutzung stattfindet, die mit der allgemeinen Nutzungsintensität vergleichbar ist, könnten Pufferzonen ohne Pestizideinsatz um die Schutzgebiete herum sinnvoll sein. Solche Pufferzonen könnten z.B. für ökologischen Landbau genutzt werden, für den sich eine weitestgehende räumliche Abtrennung von konventioneller Landwirtschaft ebenfalls als sinnvoll darstellt und die so, zumindest zum Teil, erreicht werden könnte. Das Problem der Einträge über atmosphärischen Transport lässt sich allerdings über derartige Maßnahmen nur in sehr geringem Maße adressieren. Gleichwohl sollte dieser Eintragspfad noch deutlich besser quantifiziert und hinsichtlich konkreter Prozessvariablen im Landschaftsmaßstab identifiziert werden, um so ggf. gezielte Maßnahmen formulieren zu können.

Der Transport in Fließgewässern hängt neben den Einträgen in die Gewässer von der Kapazität der Selbstreinigung in Bezug auf Pestizide ab. Insofern sind konkrete Maßnahmen zur Reduktion der Einträge in die Gewässer z.B. über Runoff, Abdrift oder Drainage an erster Stelle zu nennen. Zahlreiche Studien geben hier umfangreiche Beispiele (Bereswill et al. 2014; Schulz 2004; Stehle et al. 2011), wobei anzumerken ist, dass die positive Wirkung einer Maßnahme, wie z.B. der Anlage von Pufferstreifen (Randstreifen) für die Verringerung des Pestizideintrages in Gewässer, von deutlich geringerer Bedeutung sein kann, als in der behördlichen Risikobewertung angenommen (Bereswill et al. 2012; Bereswill et al. 2013; Stehle et al. 2016). Da sich Einträge in Gewässer bei weitgehender Fortführung der landwirtschaftlichen Praxis kaum komplett vermeiden lassen (Schulz 2004), kommt der Gewässerstruktur und damit der Kapazität

aquatischer Lebensräume zum Abbau von Pestiziden und Umweltchemikalien insgesamt eine ganz wesentliche Rolle zu. Ein ganz entscheidender Faktor, der konkret auch mit Bezug zu Fließgewässern und Pestiziden als wesentlich identifiziert wurde, ist das Vorhandensein aquatischer Vegetation (emerser und submerser Pflanzen im Gewässer). Diese halten zum Teil Einträge direkt fern, bieten aber vor allem, entsprechend der von Schilfkläranlagen seit langem bekannten Prozesse, eine große Oberfläche für den Aufbau von Biofilmen, die Sorption und den Abbau von Pestiziden an (Bennett et al. 2005; Elsaesser et al. 2011; Moore et al. 2002; Schulz et al. 2001; Schulz et al. 2003; Stang et al. 2013; Stehle et al. 2011). Ihre positive Wirkung wurde auch für Gewässer im Weinbau und Fungizide gezeigt (Bundschuh et al. 2016). Im für das vorliegende Projekt verwendeten Untersuchungsgebiet wurde vor einigen Jahren in einem Abschnitt der Queich ein zweiter Gewässerarm als renaturierter Abschnitt mit Flachwasserbereichen und Wasserpflanzenpolstern geschaffen. Dieser verläuft auf ca. 700 m Länge parallel zum ebenfalls noch vorhandenen, ursprünglichen, nicht renaturierten und weitestgehend strukturlosen Gewässerarm der Queich ohne Wasserpflanzen. Ein Vergleich der Pestizidbelastung und des möglichen Pestizidrückhalts in beiden Gewässerarmen könnte helfen, das Reduktionspotential naturnaher Gewässerstrukturen konkret zu quantifizieren und entsprechende Maßnahmen für die Praxis zu konzipieren.

Zur Quantifizierung des Risikoprofils wurden parallel zu den hier vorgestellten Ergebnissen Daten zum Einsatz von Pestiziden in Deutschland hinsichtlich ihrer möglichen Toxizität gegenüber verschiedenen Gruppen von Organismen (aquatische Wirbellose, Fische, aquatische Pflanzen, Bestäuber, Bodenorganismen, sonstige terrestrische Arthropoden, Vögel, Säugetiere, terrestrische Pflanzen) eingeordnet. Dieses Vorgehen folgt dem Ansatz der Total Applied Toxicity (TAT), der kürzlich anhand von Daten aus den USA entwickelt wurde (Schulz et al. 2021). Entsprechende Auswertungen können für Deutschland nach Vorliegen weiterer Anwendungsdaten von Pestiziden aus mehreren Bundesländern ebenfalls erfolgen und konkret für eine Ableitung von Maßnahmen zur Reduktion derjenigen Wirkstoffe verwendet werden, von denen das größte Risikopotential für bestimmte Organismengruppen ausgeht.

Die Ergebnisse aus dem vorliegenden Projekt werden aktuell für mindestens zwei Veröffentlichungen in internationalen Fachzeitschriften mit peer-review vorbereitet.

5 Literaturverzeichnis

Beketov, M.A., Kefford, B.J., Schafer, R.B., Liess, M. (2013) Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings National Academy of Sciences of the United States of America* 110, 11039-11043.

- Bennett ER, Moore MT, Cooper CM, Smith Jr. S, Shields Jr. FD, Drouillard KG, Schulz R. (2005) Vegetated agricultural drainage ditches for the mitigation of pyrethroid associated runoff. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24:2121-2127.
- Bereswill R, Golla B, Streloke M, Schulz R. (2012) Entry and toxicity of organic pesticides and copper in vineyard streams: Erosion rills jeopardise the efficiency of riparian buffer strips. *Agriculture Ecosystems and Environment* 148, 81-92.
- Bereswill R, Streloke M, Schulz R. (2013) Current-use pesticides in stream water and suspended particles following runoff: Exposure, effects, and mitigation requirements. *Environmental Toxicology and Chemistry* 32, 1254-1263.
- Bereswill, R.; Streloke, M.; Schulz, R. (2014) Risk mitigation measures for diffuse pesticide entry into aquatic ecosystems: proposal of a guide to identify appropriate measures on a catchment scale. *Integrated Environmental Assessment and Management* 10, 286-298.
- BMU (2020) *Die Lage der Natur in Deutschland*. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit: Berlin, p 38.
- Bernhardt, E.S., Rosi, E.J., Gessner, M.O. (2017) Synthetic chemicals as agents of global change. *Frontiers in Ecology and the Environment* 15, 84-90.
- Bradford, D.F., Heithmar, E.M., Tallent-Halsell, N.G., Momplaisir, G.-M., Rosal, C.G., Varner, K.E., Nash, M.S., Riddick, L.A. (2010). Temporal Patterns and Sources of Atmospherically Deposited Pesticides in Alpine Lakes of the Sierra Nevada, California, U.S.A. *Environmental Science & Technology* 44, 4609-4614.
- Bundschuh M, Elsaesser D, Stang C, Schulz R. (2016) Mitigation of fungicide pollution in detention ponds and vegetated ditches within a vine growing area in Germany. *Ecological Engineering* 89:121-130.
- DLR Rheinland-Pfalz 2018: Rebschutz- und Weinbauinformationsdienst Pfalz, Sondermitteilung Nr. 3 vom 22.06.2018.
- Dorne JL, Richardson J, Kass G, Georgiadis N, Monguidi M, Pasinato L, Cappe S, Verhagen H, Robinson T. (2017) OpenFoodTox: EFSA's open source toxicological database on chemical hazards in food and feed. *EFSA Journal*:e15011.
- EFSA. 2013. Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. *EFSA Journal* 11:3290.
- Elsaesser D, Buseth Blankenberg AG, Geist A, Mæhlum T, Schulz R. (2011) Assessing the influence of vegetation on reduction of pesticide concentration in experimental surface flow constructed wetlands: application of the toxic units approach. *Ecological Engineering* 37:955-962.
- Foley, J.A., Ramankutty, N., Brauman, K.A., Cassidy, E.S., Gerber, J.S., Johnston, M., Mueller, N.D., O'Connell, C., Ray, D.K., West, P.C., Balzer, C., Bennett, E.M., Carpenter, S.R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockstrom, J., Sheehan, J., Siebert, S., Tilman, D., Zaks, D.P.M. (2011) Solutions for a cultivated planet. *Nature* 478, 337-342.
- Hageman, K.J., Simonich, S.L., Campbell, D.H., Wilson, G.R., Landers, D.H. (2006) Atmospheric Deposition of Current-Use and Historic-Use Pesticides in Snow at National Parks in the Western United States. *Environmental Science & Technology* 40, 3174-3180.

- Hallmann, C.A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Muller, A., Sumser, H., Horren, T., Goulson, D., de Kroon, H. (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLOS One* 12.
- Hieber Ruiz, M.; Christ, A.; Schulz, R. (2013) Aktion Blau Plus - Gewässerentwicklung im 21. Jahrhundert. *Korrespondenz Abwasser* 6, 324-330.
- Laurence, W.F., et al. (2012) Averting biodiversity collapse in tropical protected areas. *Nature* 489, 290-294.
- LeNoir, J.S., McConnell, L.L., Fellers, G.M., Cahill, T.M., & Seiber, J.N. (1999) Summertime transport of current-use pesticides from California's Central Valley to the Sierra Nevada Mountain Range, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 18, 2715-2722.
- Le Saout, S., Hoffmann, M., Shi, Y.C., Hughes, A., Bernard, C., Brooks, T.M., Bertzky, B., Butchart, S.H.M., Stuart, S.N., Badman, T., Rodrigues, A.S.L. (2013) Protected Areas and Effective Biodiversity Conservation. *Science* 342, 803-805.
- Lewis KA, Tzilivakis J, Warner DJ, Green A. (2016) An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment* 22:1050-1064.
- Moore MT, Schulz R, Cooper CM, Smith Jr. S, Rodgers Jr. JH. (2002) Mitigation of chlorpyrifos runoff using constructed wetlands. *Chemosphere* 46:827-835.
- Mühlenberg H, Möckel S, Sattler C. (2021) Regelungen zur Anwendung von Pestiziden in Schutzgebieten. *UBA-Texte* 49/2021:161.
- Perry, E. D.; Ciliberto, F.; Hennessy, D. A.; Moschini, G. (2016) Genetically engineered crops and pesticide use in U.S. maize and soybeans. *Science Advances* 2, e1600850.
- Richmond, E.K., Rosi, E.J., Walters, D.M., Fick, J., Hamilton, S.K., Brodin, T., Sundelin, A., Grace, M.R. (2018) A diverse suite of pharmaceuticals contaminates stream and riparian food webs. *Nature Communications* 9, 4491.
- Rodriguez-Jorquera, I.A., Silva-Sanchez, C., Strynar, M., Denslow, N.D., Toor, G.S. (2016) Footprints of urban micro-pollution in protected areas: Investigating the longitudinal distribution of perfluoroalkyl acids in wildlife preserves. *PLoS ONE* 11(2): e0148654.
- Schäffer, A., Filser, J., Frische, T., Gessner, M.O., Köck, W., Kratz, W., Liess, M., Nuppenau, E.-A., Roß-Nickoll, M., Schäfer, R.B., Scheringer, M. (2018) *Der stumme Frühling – Zur Notwendigkeit eines umweltverträglichen Pflanzenschutzes, Diskussion Nr. 16*. Nationale Akademie der Wissenschaften - Leopoldina, Halle (Saale).
- Schulz R. (2004) Field studies on exposure, effects, and risk mitigation of aquatic nonpoint-source insecticide pollution: a review. *Journal of Environmental Quality* 33, 419-448.
- Schulz R, Bub S, Petschick LL, Stehle S, Wolfram J. (2021) Applied pesticide toxicity shifts towards plants and invertebrates, even in GM crops. *Science* 372:81-84.
- Schulz R, Hahn C, Bennett ER, Dabrowski JM, Thiery G, Peall SKC. (2003) Fate and effects of azinphosmethyl in a flow-through wetland in South Africa. *Environmental Science & Technology* 37:2139-2144.
- Schulz R, Peall SKC. (2001) Effectiveness of a constructed wetland for retention of nonpoint-source pesticide pollution in the Lourens River Catchment, South Africa. *Environmental Science & Technology* 35:422-426.

- Stang C, Elsaesser D, Bundschuh M, Ternes TA, Schulz R. (2013) Mitigation of biocides and fungicide concentrations in flow-through vegetated stream mesocosms. *Journal of Environmental Quality* 42:1889-1895.
- Szoecs, E.; Brinke, M.; Karaoglan, B.; Schaefer, R. B. (2017) Large Scale Risks from Agricultural Pesticides in Small Streams. *Environmental Science & Technology* 51, 7378-7385.
- Stehle S, Dabrowski JM, Bangert U, Schulz R. (2016) Erosion rills offset the efficacy of vegetated buffer strips to mitigate pesticide exposure in surface waters. *Science of the Total Environment* 545-546, 171-183.
- Stehle S, Elsaesser D, Gregoire C, Imfeld G, Niehaus E, Passeur E, Payraudeau S, Schäfer RB, Tournebize J, Schulz R. (2011) Pesticide risk mitigation by vegetated treatment systems: A Meta-analysis. *Journal of Environmental Quality* 40, 1068-1080.
- Stehle, S.; Knaebel, A.; Schulz, R. (2013) Probabilistic Risk Assessment of Insecticide Concentrations in Agricultural Surface Waters: A Critical Appraisal. *Environmental Monitoring and Assessment* 185, 6295-6310.
- Stehle, S., Schulz, R. (2015) Agricultural insecticides threaten surface waters at the global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112, 5750-5755.
- SWR 2018: SWR Fernsehen – Zur Sache Baden-Württemberg „Pestizide im Essen, Nitrat im Grundwasser“ Sendung vom 12.7.2018.
- Tsaboula, A.D., Papadakis, E.-N.S., Vryzas, Z.G., Kotopoulou, A.G., Kintzikoglou, K.E., Papadopoulou-Mourkidou, E. (2019) Assessment and management of pesticide pollution at a river basin level Part I: Aquatic ecotoxicological quality indices. *Science of the Total Environment* 653, 1597-1611.
- Wolfram, J.; Stehle, S.; Bub, S.; L.L., P.; Schulz, R., Meta-analysis of Insecticides in U.S. Surface Waters: Status and Future Implications. *Environmental Science & Technology* 2018, 52, 14452-14460.
- Wolfram J, Petschick LL, Bub S, Stehle S, Schulz R. (2021) Water quality and ecological risks in European surface waters – Monitoring improves while water quality decreases. *Environment International* 152:106479.