

ABSCHLUSSBERICHT

DECIDE - Entwicklung und Evaluierung eines ökotoxikologischen, wasserrahmenrichtlinienkonformen Bewertungssystems für Fließgewässer

Projektlaufzeit: 01.02.2021–30.09.2024

Autoren:

PD Dr. Matthias Oetken | Prof. Dr. Andrea Sundermann | Prof. Dr. Peter Ebke

Zuwendungsempfänger:
Goethe-Universität Frankfurt am Main

Förderkennzeichen:
35663/01



Verbundkoordinator

PD Dr. Matthias Oetken

Goethe-Universität Frankfurt am Main

Abteilung Aquatische Ökotoxikologie

Max-von-Laue-Str. 13, 60438 Frankfurt am Main

Verbundpartner

- Goethe-Universität Frankfurt, Abteilung Aquatische Ökotoxikologie, Frankfurt/Main (MSc. Delia Hof, PD Dr. Matthias Oetken)
 - Senckenberg Gesellschaft für Naturforschung Frankfurt/ Main (MSc. Sebastian Heß, Prof. Dr. Andrea Sundermann)
 - Mesocosm GmbH – Institut für Gewässerschutz Homberg/Ohm (MSc. Thomas Bing, Prof. Dr. Peter Ebke)
-

Unterauftragnehmer

- ChemLab - Gesellschaft für Analytik und Umweltberatung mbh, Bensheim
-

Praxispartner

- Regierungspräsidium Darmstadt, Dezernat IV
 - Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Wiesbaden
-



Inhaltsverzeichnis

1. Zusammenfassung	4
2. Einleitung	5
2.1 Motivation	5
2.2 Zielsetzung	8
3. Methoden	13
3.1 Untersuchungsgebiet.....	13
3.2 Chemische Analytik	14
3.3 Ökologische Bewertungsverfahren	15
3.4 Ökotoxikologische Testverfahren.....	16
3.4.1 Probenahme.....	17
3.4.2 In-vitro-Assays.....	17
3.4.3 In-vivo-Assays.....	19
3.4.4 Ableitung von Klassengrenzen	22
4. Ergebnisse	26
4.1 Gewässerstruktur und Ökologische Zustandsklasse.....	26
4.2 Ökotoxikologischer Gewässerzustand.....	27
4.3 Plausibilitätsprüfung der ökotoxikologischen Zustandsklassen.....	28
5. Ableitung der ökotoxikologischen Zustandsklasse	32
6. Transfer in die Praxis	36
6.1 Anwenderworkshop im LANUV (Duisburg).....	36
6.2 VDI-Expertenempfehlung (VDI-EE)	39
7. Referenzen.....	41
8. Anhang.....	46

1. Zusammenfassung

Aktuell sind die meisten Fließgewässer multiplen Belastungen ausgesetzt, die zu erheblichen Biodiversitätsverlusten in und am Gewässer führen. Fließgewässer zählen zu den weltweit am stärksten gefährdeten Ökosystemen und weisen einen überproportionalen Rückgang der biologischen Vielfalt auf. So stuft das Bundesamt für Naturschutz 37 % der heimischen Fischarten und 23 % der Amphibien als "gefährdet", "stark gefährdet" oder "vom Aussterben bedroht" ein. Ähnlich wie die Wirbeltiere sind auch viele Wirbellose in ihrem Bestand stark gefährdet (z.B. Weichtiere 23 %, Steinfliegen 46 %, Eintagsfliegen 41 %). Dieser Entwicklung steuert die europäische Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) entgegen. Sie verfolgt das Ziel, dass bis zum Jahr 2027 alle oberirdischen Gewässer in Europa einen guten ökologischen Zustand aufweisen. Derzeit erreichen rund 10 % der Gewässer in Deutschland diesen angestrebten Status. Als primäre Ursachen gelten eine Belastung mit Nährstoffen und Umweltschadstoffen sowie eine morphologische Degradation infolge einer intensiven Umlandnutzung.

In *DECIDE* wurde ein ökotoxikologisches und wasserrahmenrichtlinien-konformes Bewertungssystem entwickelt, um wasserwirtschaftliche Maßnahmen priorisieren zu können und letztlich eine Entscheidungshilfe zu haben, ob stoffliche Belastungen oder eine defizitäre Gewässerstruktur die Hauptursache dafür sind, dass der gute ökologische Zustand nicht erreicht wird. Vor diesem Hintergrund wurden an insgesamt 30 Gewässerabschnitten effektbasierte Monitoringmethoden systematisch entwickelt und angewendet. Dabei kamen eine Vielzahl von In-vitro- und In-vivo-Ansätzen mit unterschiedlichen Modellorganismen zum Einsatz, darunter Algen, wirbellose Tiere und Wirbeltiere. Diese Verfahren ermöglichten eine umfangreiche Erfassung des endokrinen, dioxin-ähnlichen, gentoxischen und neurotoxischen Potentials von Wasser- und Sedimentproben. Die Ergebnisse der ökotoxikologischen Bewertung der 30 untersuchten Gewässerabschnitte zeigten in unterschiedlichem Ausmaß deutliche Auffälligkeiten. Diese Befunde deuten darauf hin, dass die stoffliche Belastung der untersuchten Standorte eine zentrale Rolle bei der Ausbildung der aquatischen Artengemeinschaften spielt und somit wesentlich zum Verfehlen des guten ökologischen Zustands beiträgt, wie er gemäß der EU-WRRL angestrebt wird. Obwohl im Rahmen des Projekts nur eine begrenzte Anzahl von Probestellen untersucht wurde, legen die Ergebnisse nahe, dass der Bedeutung der stofflichen Belastung in Gewässern verstärkt Beachtung geschenkt werden sollte. Die vorliegenden Daten deuten darauf hin, dass chemische Belastungen potenziell eine größere Relevanz für das Erreichen des guten ökologischen Zustands besitzen könnten, als dies bislang angenommen wurde.

2. Einleitung

2.1 Motivation

Aktuell erfüllen etwa 90 % der deutschen Oberflächengewässer nicht die Ziele der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL). Auf nationaler Ebene gelten insbesondere die morphologische Degradation und die diffuse Wasserverschmutzung infolge einer intensiven Landnutzung zu den weit verbreiteten Stressoren (BMUB/UBA 2022). So werden im aktuellen Bewirtschaftungszyklus zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie 41,5 % aller geplanten Maßnahmen in Deutschland dem Belastungsschwerpunkt „Abflussregulierungen und morphologische Veränderungen“ (Gewässerstruktur) und 38 % dem Belastungsschwerpunkt „Diffuse Quellen“ zugeordnet (BMUB/UBA 2022).

Für die Beurteilung des Zustands der Oberflächengewässer spielen in der EU-WRRL die biologischen Qualitätskomponenten eine zentrale Rolle. Diese geben bei Nicht-Erreichen des guten ökologischen Zustands allerdings nur bedingt Rückschlüsse auf die Ursache(n) der Defizite. Um geeignete Maßnahmen(kombinationen) zur Verbesserung des ökologischen Zustands ableiten zu können, bedarf es daher tiefergehender Analysen. So muss für jeden Wasserkörper separat ermittelt werden, welche Stressoren von zentraler Bedeutung sind.

Hierbei können defizitäre **Gewässerstrukturen** mittels der zur Verfügung stehenden Tools bereits vergleichsweise gut erfasst und bewertet werden. So wurden in einem bundesweiten Forschungsprojekt gewässermorphologische Steckbriefe entwickelt und festgelegt, welcher gewässermorphologischen Elemente es bedarf, damit die Voraussetzungen für einen guten ökologischen Zustand gegeben sind (Dahm et al. 2014). Hier setzen die in den letzten Jahren umgesetzten Renaturierungs- und Revitalisierungsmaßnahmen zur Erreichung der WRRL-Vorgaben an. Allerdings hat sich gezeigt, dass eine morphologische Verbesserung des Gewässers nicht automatisch mit einer Verbesserung des ökologischen Zustands einhergeht (Sundermann et al. 2011a, Haase et al. 2013, Leps et al. 2016). In einigen Fällen unterblieben Wiederbesiedlungen in den renaturierten Bereichen, weil beispielsweise Quellpopulationen zu weit entfernt lagen (Sundermann et al. 2011b). Für die Mehrzahl der gewässerstrukturellen Maßnahmen mit ausbleibendem Erfolg sind jedoch andere, auch nach der Sanierung weiter bestehende Belastungen verantwortlich. Die Ergebnisse aus den Untersuchungen von Sundermann et al. (2013) weisen darauf hin, dass die Wasserqualität ähnlich relevant für Störungen der Makrozoobenthos-Zusammensetzung ist, wie die lokale Habitatstruktur. Inwiefern Nährstoffe für eine defizitäre Besiedlung der Gewässerabschnitte verantwortlich sind,

kann über den Abgleich gemessener Werte mit Orientierungswerten (LAWA-AO 2015, Halle & Müller 2014) vergleichsweise gut bewertet werden.

Anders verhält es sich jedoch mit der Abschätzung der Bedeutung der **Schadstoffbelastung** eines Wasserkörpers für das Verfehlen des guten ökologischen Zustands. Die chemisch-analytischen Messprogramme in Oberflächengewässern berücksichtigen derzeit vorwiegend ausgewählte Substanzen aus der Liste der Prioritären Stoffe der EU-WRRL (2013/39/EU) und der flussgebietsspezifischen Schadstoffe der Oberflächengewässerverordnung (OgewV) (OgewV (2011)). In der praktischen Umsetzung des Routinemonitorings der Bundesländer werden häufig unter erheblichem Kosten- und Zeitaufwand deutlich mehr Substanzen erfasst. Angesichts der Tatsache, dass in der EU mehr als 70.000 Verbindungen im täglichen Gebrauch sind (EINECS, European Inventory of Existing Commercial Chemical Substances), kann jedoch in der Praxis stets nur ein begrenzter Anteil der in Gewässern vorkommenden Substanzen untersucht werden. Diese Einschränkung gewinnt besonders an Bedeutung, da in den letzten Jahren zunehmend sogenannte *Neue Umweltschadstoffe* (new emerging pollutants), z.B. Arznei- und Körperpflegemittel, Biozide und Lebensmittelinhaltsstoffe, als umweltrelevant identifiziert wurden. Sie sind durch eine oft hohe biologische Aktivität und eine schlechte Abbaubarkeit gekennzeichnet (Schwarzenbach et al. 2006). Obwohl sie bisher kaum in den überarbeiteten Listen Prioritärer Stoffe der EU-WRRL (2013/39/EU) und flussgebietsspezifischer Schadstoffe der OgewV (OgewV 2011) aufgenommen wurden, konnte gezeigt werden, dass sie die Zusammensetzung des Makrozoobenthos (MZB) (auf dem Gewässergrund lebende Wirbellose) durch den Wegfall sensitiver Arten (Englert et al. 2013; Stalter et al. 2013, Harth et al. 2018) oder die Gesundheit einzelner Arten negativ beeinflussen (Galluba & Oehlmann 2012; Englert et al. 2013; Peschke et al. 2014). Aufgrund der Vielzahl der im Gewässer vorkommenden Schadstoffe ist die Abschätzung einer möglichen Belastung durch das Messen all dieser Schadstoffe in der Praxis kaum möglich und würde zudem keine Aussagen über die Kombinationswirkungen des komplexen Cocktails erlauben.

Eine vielversprechende Methode zur Abschätzung der Kombinationswirkung von Stoffgemischen stellt der Einsatz wirkungsbasierter Monitoringmethoden (Effektbasiertes-Gewässermonitoring, **EGM**) dar. Dieser ergänzende Screening-Ansatz ermöglicht die Bewertung der Mischtoxizität durch die Berücksichtigung und Integration der Effekte aller ökotoxikologisch relevanten Substanzen. Dadurch leistet das EGM einen wesentlichen Beitrag zu einer differenzierten und umfassenden Beurteilung des ökotoxikologischen Zustands von Gewässern und trägt zur Erreichung der Zielvorgaben der Wasserrahmenrichtlinie (WFD) bei (Brack et al., 2019; Hof et al., 2024; Wernersson et al., 2015).

Der Einsatz des EGM im Rahmen der (behördlichen) Gewässerüberwachung wird zwar zunehmend diskutiert und es stehen mehrere wirkungsbasierte Methoden zur Verfügung (Triebkorn et al. 2022, Kienle 2023), eine breite Berücksichtigung des EGM in den einschlägigen Vorschriften zur Bewertung der Qualität von Oberflächengewässern und Abwässern in ganz Europa findet aktuell jedoch kaum statt (lediglich die Europäische Kommission spielt im aktuellen Vorschlag zur Änderung der EU-WRRL eine Vorreiterrolle, indem sie das EGM zur Bewertung des Vorhandenseins estrogener Hormone in Wasserkörpern einbezieht (EC, 2022)). Begründet wird dies unter anderem mit dem Fehlen von Standards für verschiedene methodische Techniken (z.B. Probenvorbereitung, Anreicherungsverfahren, Extraktion) sowie dem Mangel an Grenz- bzw. Triggerwerten für einzelne effektbasierte Methoden. Um dieses Problem anzugehen, wurden im Rahmen von DECIDE nicht nur diverse wirkungsbasierte Methoden eingesetzt (Kap. 3.4.2 und 3.4.3), um komplexe Wasserverschmutzungen zu charakterisieren, sondern auch effektbasierte Triggerwerte abgeleitet (Kap. 3.4.4) und die Ergebnisse der einzelnen Biotests zu einer wasserrahmenrichtlinien-konformen ökotoxikologischen Belastungsklasse miteinander verrechnet (Kap. 5).

Mit Blick auf einen Transfer des EGM bzw. des Verfahrens zur Ableitung der ökotoxikologischen Zustandsklasse in die wasserwirtschaftliche Praxis fand im Oktober 2023 ein Workshop im Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (LANUV) in Duisburg statt (Kap. 6.1). Basierend auf den Erkenntnissen dieses Workshops wurde im Jahr 2024 mit der Erarbeitung einer VDI-Expertenempfehlung (VDI-EE) als Umsetzungshilfe für ein erfolgreiches EGM begonnen (Kap. 6.2). Die VDI-EE ist eine Art Vorstufe der VDI-Richtlinien. Sie haben nicht den Anspruch, eine allgemein anerkannte Regel der Technik zu sein oder zu werden, sondern stellen vielmehr Empfehlungen dar, die vor allem dann zum Einsatz kommen, wenn ein Thema besonders schnell bearbeitet werden muss. Daraus ergibt sich die Möglichkeit, zeitnah zu reagieren und mit der Fachöffentlichkeit ins Gespräch zu kommen.

Einschub: *Effektbasiertes Gewässermonitoring (EGM)*

In Ergänzung zur chemischen Analytik, bei der bekannte Wasserinhaltsstoffe gezielt identifiziert und quantifiziert, jedoch unbekannte Stoffe oder Transformationsprodukte in der Regel nicht erfasst werden, bietet das EGM auf der (sub-)organismischen Ebene einen integrativen Ansatz, um eine schädliche Belastung durch alle in einem Gewässer wirkenden Stoffe aufzuzeigen. Unterschieden wird dabei in ein passives Monitoring, bei dem Organismen aus lokalen Populationen an der Probestelle (in-situ) entnommen und taxonomisch bestimmt werden und einem aktiven Monitoring (In-vivo-Verfahren), bei dem Organismen aus einer Zucht oder Referenzgewässer) an einer Probestelle im Gewässer über einen definierten Zeitraum den dortigen Umweltbedingungen ausgesetzt und anschließend im Labor (in-situ) untersucht oder im Labor unter kontrollierten Bedingungen gegenüber Wasser- oder Sedimentproben (ex-situ) exponiert werden. Zudem lässt sich mit Hilfe von In-vitro-Verfahren das endokrine (estrogene, anti-estrogene, androgene und anti-androgene), dioxin-ähnliche, genotoxische sowie neurotoxische Potential von Wasser- und Sedimentproben abbilden.

2.2 Zielsetzung

Ziel des Projekts war die Entwicklung eines ökotoxikologischen Bewertungssystems, um die stoffliche Belastung in Fließgewässern und deren Bedeutung für die Artengemeinschaften besser abschätzen und zukünftig wasserwirtschaftliche Maßnahmen zielgerichteter, nachhaltiger und kosteneffizienter planen und umsetzen zu können. Dieses System sollte mit den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie konform sein und idealerweise auf einer Auswahl verschiedener Biotests basieren, die unterschiedliche Wirkmechanismen abdecken, wie beispielsweise Genotoxizität, Neurotoxizität oder endokrine Wirkungen. Neben tierischen sollten für eine umfassende Bewertung der stofflichen Belastung von Oberflächengewässern zusätzlich pflanzliche Organismen herangezogen werden. Am Ende des Projektes sollte das System eine selektierte und wissenschaftlich fundierte Auswahl an Biotests aus der umfangreichen Palette verfügbarer Testmethoden enthalten. Diese Tests sollten hinsichtlich ihres Aufwands so optimiert sein, dass ihre Anwendung im routinemäßigen Gewässermonitoring realistisch und effizient umsetzbar ist. Darüber hinaus sollte die Verrechnung der einzelnen Biotests miteinander erprobt werden und ein Vorschlag abgeleitet werden, mittels dessen die Ergebnisse der ökotoxikologischen Bewertung in fünf Zustandsklassen dargestellt werden können.

Konkret wurden im Rahmen von DECIDE folgende Fragen bzw. Themenkomplexe adressiert, die in mehrere Publikationen gemündet sind:

In welchem Zeitraum sollte die Probennahme stattfinden?

Um ein erweitertes ökotoxikologisches Bewertungssystem für Oberflächengewässer entwickeln zu können, stellte sich zunächst die Frage nach der zeitlichen und räumlichen Variation ökotoxikologischer Effekte bzw. in welchem Zeitraum die Probennahme stattfinden sollte. Dazu untersuchten Hof et al. (2024) Wasserproben von 15 verschiedenen Standorten im Einzugsgebiet der Gersprenz über den Zeitraum von einem Jahr mit verschiedenen In-vitro-Assays. Die Autoren empfehlen mögliche zeitliche Schwankungen, z.B. aufgrund von Saisonalität oder Wetterbedingungen bei der Bewertung der Ökotoxizität von Wasserproben zu berücksichtigen, insbesondere an Probenahmestellen mit vielen potenziellen diffusen Verschmutzungsquellen. Idealerweise sollten mehrere Stichproben pro Jahr durchgeführt werden, um inter- und intrasaisonale Schwankungen an einer Probenahmestelle zu erfassen. Wenn eine Mehrfachbeprobung nicht möglich ist, sollte zumindest ein einheitlicher Probenahmezeitraum gewählt werden, um die Variabilität der Ergebnisse so gering wie möglich zu halten und damit die Vergleichbarkeit zwischen den Standorten innerhalb eines Jahres zu gewährleisten. Darüber hinaus könnte eine ereignisbezogene Überwachung effektiver sein, wenn es um die Bewertung der chemischen Belastung beziehungsweise deren Auswirkungen während extremen Wetterereignissen geht. Starke Regenereignisse können zu kurzzeitigen hohen Spitzenkonzentrationen führen, z. B. durch das Abfließen von Straßen oder versiegelten Flächen nach längeren Trockenperioden.

Hof D, Bing T, Heß S, Mayer J, Oehlmann J, Oetken M (2024): Temporal and spatial variations in the effect-based ecotoxicological assessment of streams. Environ. Sci. Europe 36, 167.

Wie lassen sich ökotoxikologische Schwellenwerte ableiten?

Eine abschließende Erläuterung und Darstellung des definitiven Bewertungssystems liegt zum Zeitpunkt der Berichtlegung als Manuskript (Hof et al. 2025a) vor.

Hof D, Bing T, Heß S, Oehlmann J, Oetken M (2025a): Developing an Effect-Based Ecotoxicological Assessment System for Surface Waters. Integr. Environ. Assess and Management (in prep.).

Lässt sich auf Basis der Umlandnutzung eine geeignete Testpalette definieren?

Mikroschadstoffe gelangen über verschiedene Eintragspfade in die Umwelt. Für eine zielgerichtete Priorisierung von Maßnahmen zur Reduktion stofflicher Belastungen in aquatischen Ökosystemen ist die Identifizierung von Schadstoffquellen im Gewässer von

großem Vorteil. Ziel der Untersuchungen von Hof et al. 2025b (aktuell im Review-Prozess) war es daher, die in verschiedenen In-vivo- und In-vitro-Tests gemessenen Effekte bestimmten anthropogenen Schadstoffquellen zuzuordnen. Dieses Wissen sollte eine gezieltere Auswahl von Testsystemen für die Bewertung von Freilandproben ermöglichen. Zu diesem Zweck wurden 30 Wasser- und Sedimentproben untersucht und die umgebende Landnutzung (städtisch, landwirtschaftlich, Wiesen/Weiden und Wald) auf Basis des Corine Land Cover 5 Datensatzes erfasst. Zur Bewertung der Proben wurden zunächst die ökotoxikologischen Effekte mit der vorherrschenden Landnutzung verglichen. Anschließend wurden einfache und multiple Regressionsmodelle verwendet, um den Einfluss verschiedener Umweltfaktoren auf die aquatische Ökotoxizität zu erfassen. Dieser Ansatz ermöglichte es, die wichtigsten Umweltvariablen zu identifizieren, die die gemessenen Effekte der EGMs erklären. Auf der Basis dieses exemplarischen Datensatzes konnte zudem eine Reduktion des ursprünglichen Testspektrums vorgenommen werden. Die Ergebnisse der einzelnen EGMs konnten nur unzureichend mit einer bestimmten Landnutzung in Verbindung gebracht werden, vielmehr waren die gemessenen Effekte auf multiple Variablen zurückzuführen. Landwirtschaftliche Schadstoffe wurden möglicherweise unterschätzt, da sie oft nicht durch sogenannte grab samples erfasst werden. Ein signifikanter Einfluss von Kläranlageneinleitungen auf die gemessene Toxizität der Wasserphase konnte jedoch für nahezu alle Tests festgestellt werden.

Hof D, Bing T, Glock G, Heß S, Oehlmann J, Oetken M (2025b): In Search of the Smoking Gun: Linking results of effect-based assessment to anthropogenic land-use factors. (under review)

Wie lässt sich das ökotoxikologische Bewertungssystem darstellen?

Hof et al. (2023) stellen zunächst eine vorläufige Version des Bewertungssystems vor. Es ermöglicht bereits einen Vergleich ökologischer und ökotoxikologischer Zustände eines Gewässers. Dazu wurden die Daten von 28 Probenahmestellen im Hessischen Ried (Schwarzbach- und Modau-System) und der benachbarten Untermainebene (Gersprenz-System) sowie 2 weitgehend naturbelassenen Probenahmestellen im Taunus (nördlich von Frankfurt) ausgewertet. Es zeigte sich, dass die stoffliche Belastung vor allem unterhalb von Kläranlageneinleitern, größeren Siedlungsflächen sowie intensiver landwirtschaftlicher Umlandnutzung ansteigt und dies mittels eines EGMs messbar ist. Insbesondere die Differenzierung des ökotoxikologischen Zustandes über ein EGM, das Aussagen zu spezifischen Wirkmechanismen erlaubt, ermöglicht eine zielgerichtete Analyse potenzieller Einzelsubstanzen mittels einer nachgeschalteten chemischen Analytik. Im Rahmen des weiteren Verlaufs des Projekts DECIDE wurde dieses Bewertungssystem fortentwickelt, indem

weitere Wirkmechanismen (z.B. oxidativer Stress, Phytotoxizität) zusätzlich berücksichtigt wurden.

Hof D, Heß S, Bing T, Ebke P, Oehlmann J, Oetken M (2023): Effektbasiertes Biomonitoring zur ökotoxikologischen Bewertung von Fließgewässern. Gefahrstoffe 83, 97-100.

Welche Rolle spielt die stoffliche Belastung unter allen Stressoren?

Um wirksame Maßnahmen zur Verbesserung des ökologischen Zustand auszuwählen, sind Kenntnisse über die Hierarchie der Stressoren und die individuellen und gemeinsamen Auswirkungen erforderlich. Im Vergleich zu häufigen Stressoren wie Nährstoffanreicherung und morphologischer Degradation ist die relative Bedeutung von Mikroschadstoffe wie Pestiziden und Pharmazeutika weitgehend unberücksichtigt. **Heß et al. 2023** haben in dem Zusammenhang Monitoringdaten aus Sachsen verwendet, um die Bedeutung von 85 Umweltvariablen (einschließlich 34 Mikroschadstoffen) für benthische Invertebraten an 108 Standorten abzuschätzen. Die Umweltvariablen wurden in fünf Gruppen eingeteilt (natürliche Faktoren, Nährstoffanreicherung, Metalle, Mikroschadstoffe und morphologische Degradation) und nach ihrer relativen Bedeutung als Gruppe und individuell innerhalb und zwischen den Gruppen untersucht. Insgesamt trugen die natürlichen Faktoren am meisten zur erklärten Gesamtabweichung der Modelle bei. Diese Variablengruppe repräsentierte nicht nur typologische Unterschiede zwischen den Probenahmestellen, sondern auch einen Gradienten des menschlichen Einflusses durch stark anthropogen beeinflusste Variablen wie die elektrische Leitfähigkeit und den gelösten Sauerstoff. Diese großräumigen Effekte können die individuelle Bedeutung der anderen Variablengruppen überdecken, die möglicherweise spezifischer auf eine Untergruppe von Standorten wirken. Dementsprechend wurden die Mikroschadstoffe nicht durch einige wenige dominante Variablen repräsentiert, sondern durch eine vielfältige Palette von verschiedenen Chemikalien mit ähnlichem Beitrag. Als Gruppe trugen Mikroschadstoffe in ähnlichem Maße wie Metalle, Nährstoff Nährstoffanreicherung und morphologische Degradation zu einer Veränderung der benthischen Invertebraten bei. Die Bedeutung von Mikroschadstoffen könnte jedoch aufgrund der derzeitigen chemischen Überwachungspraktiken unterschätzt werden.

Heß S, Hof D, Oetken M, Sundermann A (2023): Effects of multiple stressors on benthic invertebrates using Water Framework Directive monitoring data. Sci. Total Environ. 878, 162952.

Lassen sich die ökotoxikologischen Befunde auf der Gemeinschaftsebene abbilden?

Zur Beantwortung dieser Frage verknüpfen **Heß et al. (2024)** ökologische und ökotoxikologische Daten miteinander. Im Einzelnen wurden die Basistoxizität, Mutagenität, dioxin-ähnliche und estrogene Aktivität von Wasser- und Sedimentproben von 30 Probestellen in Südhessen mit vier In-vitro-Assays quantifiziert. Zusätzlich wurden die Makrozoobenthos-Gemeinschaften an diesen Standorten anhand von 16 taxonomischen und funktionellen Metrics untersucht. Die statistische Analyse ergab eine Zunahme der Toxizität entlang eines gemeinsamen Gradienten von Chemikalien mit unterschiedlichen Wirkmechanismen. Dieser Toxizitätsgradient war mit einem Rückgang der biologischen Vielfalt und der ökologischen Qualität sowie mit erheblichen Veränderungen der taxonomischen und funktionellen Zusammensetzung verbunden. Die Stärke der Effekte deutet auf eine starke Auswirkung der chemischen Verschmutzung hin und unterstreicht die Eignung des EGM, um ökologisch relevante Auswirkungen zu erkennen.

Heß S, Hof D, Oetken M, Sundermann A (2024): Macroinvertebrate communities respond strongly but non-specifically to a toxicity gradient derived by effect-based methods. Environ. Pollut. 356, 124330.

3. Methoden

3.1 Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungen wurden an 30 verschiedenen Probestellen in vier Fließgewässersystemen in Südhessen durchgeführt. Davon wurden im Einzugsgebiet (EZG) der Gersprenz 15 (Unterrainebene), der Modau acht (Hessisches Ried), des Schwarzbachs fünf (Hessisches Ried) sowie als Referenz im Taunus zwei Probestellen berücksichtigt (Abb. 1). Das Hessische Ried fungiert als wichtiges Trinkwassergewinnungsgebiet, insbesondere für die Metropolregion Rhein-Main. Im Jahr 2018 wurde vom Land Hessen eine Strategie zur Vermeidung und Verminderung des Spurenstoffeintrags in die Gewässer des Rieds entwickelt (HMUKLV, 2018). Ziel dieser Spurenstoffstrategie *Hessisches Ried* ist es, durch geeignete Maßnahmen die stoffliche Belastung der Fließgewässer im Ried zu vermindern sowie die Grundwasservorkommen im Ried langfristig für die Trinkwassernutzung zu schützen.

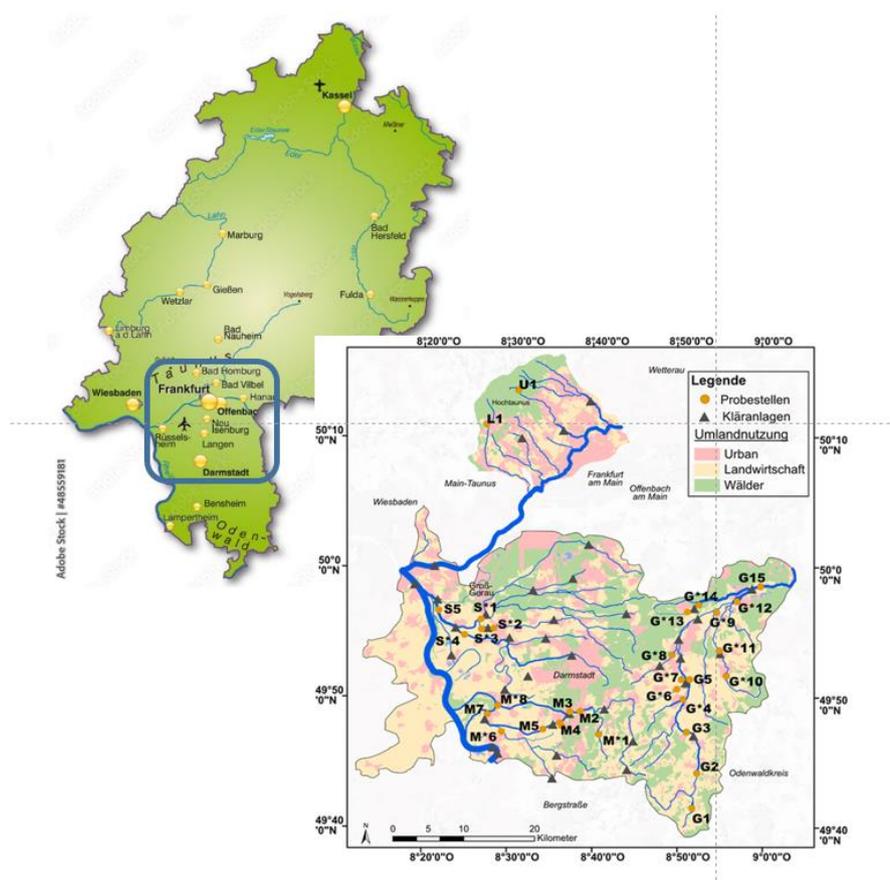


Abbildung 1: Lage der 28 Probestellen in der Modellregion Hessisches Ried / Unterrainebene sowie zwei Probestellen im Referenzgebiet Taunus (U bzw. L). Die Untersuchungen konzentrieren sich auf die Einzugsgebiete der östlichen Rheinzufüsse Schwarzbach (S) und Modau (M) sowie der Gersprenz (G) als westlichem Mainzufluss. Berücksichtigt sind zudem die Lage von Kläranlagen sowie die Umlandnutzung.

Das Hessische Ried erstreckt sich über eine Fläche von ca. 1.200 km² und wird durch den Main im Norden, den Odenwald im Osten, den Neckar im Süden und den Rhein im Westen begrenzt (Abb. 1). Das Untersuchungsgebiet ist als nördlicher Teil des Oberrheingrabens wegen seiner natürlichen Gegebenheiten ein riesiger Grundwasserspeicher. Es war einst überwiegend sumpfig und wurde häufig von Hochwässern des Rheins und der Weschnitz überschwemmt. In den 30er- und 40er-Jahren des 20. Jahrhunderts fand im Ried ein großflächiges Meliorationsprogramm statt, das eine starke Degradation der Gewässerstruktur im Zuge von Verbauung und Veränderungen des Fließquerschnitts zur Folge hatte (BMU, 2008). Fließgewässer wurden begradigt und die ehemaligen Überflutungsflächen entwässert, wodurch zunehmend Acker- und Siedlungsflächen entstanden. Die Einwohnerzahl in den 36 Städten und Gemeinden in diesem Gebiet, zu dem Darmstadt, Groß-Gerau und Teile Frankfurts am Main zählen, beläuft sich zurzeit auf etwa 800.000 Menschen, deren Abwässer in zahlreichen kommunalen Kläranlagen gereinigt werden.

Da viele Mikroschadstoffe in konventionellen Kläranlagen nur unzureichend entfernt werden, gelangt ein Teil in die Fließgewässer und kann zu adversen Effekten bei der dort lebenden Biozönose führen. Hinzu kommt die Belastung mit Stoffen aus industriellen Einleitern (z.B. Merck KgaA, Darmstadt, Vorfluter Darmbach, Gewässersystem Schwarzbach) und zahlreichen Mischwassereinleitern (Quednow & Püttmann, 2009). Darüber hinaus ist diese Region niederschlagsarm (550-700 mm/a), wodurch der Anteil gereinigten Abwassers im Sommer bei Niedrigwasser zeitweise 100 % betragen kann (Keil, 2006). Des Weiteren fließen diese Gewässer durch ein stark landwirtschaftlich genutztes Gebiet und nehmen somit eine Vielzahl von anthropogenen Spurenstoffen auf, vor allem Pflanzenschutzmittel, die verstärkt nach Starkregenereignissen eingetragen werden (Ratz, 2019, Betz-Koch et al. 2023), aber auch Tierarzneimittel. Schließlich wird dieses Gebiet von zahlreichen Verkehrswegen durchzogen, zu denen unter anderen die Autobahnen A5 und A67 gehören und die ebenfalls ins Ried entwässern. Insgesamt werden somit die Fließgewässer in der Modellregion über diverse Eintragspfade belastet.

3.2 Chemische Analytik

Die chemischen Analysen von verschiedenen Schadstoffgruppen wie PAK, PCB, Schwermetallen und Pestiziden in Sedimenten aller Probestellen im Gesprenzgebiet sowie in den Untersuchungsgebieten von Modau und Schwarzbach sind von der Firma Chemlab in Bensheim durchgeführt worden. Die dabei verwendeten Analysemethoden und die gemessenen chemischen Werte befinden sich in Tabelle A3 im Anhang.

3.3 Ökologische Bewertungsverfahren

Gewässerstrukturgütekartierung

An den Untersuchungsstellen wurden gewässerstrukturelle Aufnahmen durchgeführt. Die Aufnahme und Bewertung der Gewässerstrukturgüte erfolgte nach der Kartieranleitung des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen für die kleinen bis großen Fließgewässer (LANUV NRW 2018). Die Bewertungsergebnisse basieren dabei ausschließlich auf den indexgestützten Berechnungen.

Probenahme des Makrozoobenthos nach EU-WRRL (passives Monitoring)

An allen Probestellen wurde im Frühjahr 2021 und 2022 (März – April) parallel zum aktiven Monitoring eine Aufnahme des Makrozoobenthos durchgeführt. Zusätzlich wurden in Anlehnung an die nationale Vorschrift Flussstellen (Einzugsgebiet > 100 km²) auch im Sommer beprobt (Meier et al. 2006). Zur Erfassung des Makrozoobenthos wurde auf die bundesweite Standardmethode zurückgegriffen (Haase et al. 2004). Die Methode sieht vor, die Habitate proportional zu ihrem Vorkommen an der Probestelle (100 m Abschnitt) zu beproben (Multi-Habitat-Sampling). Hierzu wurden zunächst alle Habitate in 5 %-Stufen kartiert. Jedes 5 %-Habitat entsprach einer Teilprobe; insgesamt besteht die Gesamtprobe aus 20 Teilproben, die gemeinsam ausgewertet wurden. Die Größe einer Teilprobe umfasste eine Fläche von 0,25 x 0,25 m. Die Gesamtfläche aller 20 Teilproben beträgt daher 1,25 m². Die Probenahme erfolgte im Wesentlichen nach der Methode des Kicksampling. Mit Hilfe einer Schwemmtechnik wurde die mineralische Fraktion abgetrennt und noch im Gelände verworfen. Das verbliebene Probenmaterial wurde konserviert und zur weiteren Bearbeitung ins Labor gebracht. Im Labor wurde aus der organischen Fraktion (inkl. der Organismen) eine Grobfraktion (≥ 2 mm) abgetrennt. Aus einer Unterprobe der Grobfraktion wurden sämtliche Organismen nach taxonomischen Einheiten getrennt ausgelesen, wobei der Umfang der Unterprobe mindestens 1/6 der Gesamtprobe und mindestens 400 Individuen entsprach. Weitere Details zur Probenahme und –bearbeitung finden sich bei Meier et al. (2006). Die Bestimmung der Organismen richtete sich nach den Kriterien der Operationellen Taxaliste (Haase et al. 2006). Zur weiteren Auswertung wurden die Individuenzahlen der ausgelesenen und bestimmten Taxa der Unterprobe auf die Gesamtprobe hochgerechnet. Die Berechnung des ökologischen Zustands und weiterer Indizes aus der Gesamtprobe erfolgte unter Zugrundelegung der aktuellen Fassung des Online-Tools Perlodes Version 5.0.8 (www.gewaesser-bewertung-berechnung.de).

3.4 Ökotoxikologische Testverfahren

Mit Blick auf die ökotoxikologische Bewertung der Wasser- und Sedimentproben wurde eine Vielzahl unterschiedlicher Assays eingesetzt, wobei Tabelle 1 dazu einen Überblick gibt.

Tabelle 1: Übersicht der in DECIDE verwendeten In-vitro- und In-vivo-Testsysteme zum Nachweis ökotoxikologischer Wirkpotentiale (** im aktiven Monitoring (*in situ*) eingesetzt)

	Testsystem	Effekt/Endpunkt	Spezies/Zelllinie	Art der Probe	
In-vitro-Assays	Mikrotox-Assay (Interne SOP)	Basistoxizität (Leuchthemmung)	<i>Aliivibrio fischeri</i>	Extrakt der Wasser und der Sedimentproben	
	Ames-Fluktuationstest (Interne SOP)	Gentoxizität	<i>Salmonella typhimurium</i>		
	AREc32 Assay (Interne SOP)	Oxidativer Stress			
	Yeast Estrogen Screen (YES) (Interne SOP)	Estrogenität	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	Native Wasserprobe und Sediment-extrakte	
	Yeast Dioxin Screen (YDS) (Interne SOP)	Dioxin-ähnliche Wirkung			
	Yeast Anti-Estrogen Screen (YAES) (Interne SOP)	Anti-estrogenität	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>		
Yeast Anti-Androgen Screen (YAAS) (Interne SOP)	Anti-androgenität				
In-Vivo-Assays	Fisch-Embryo-Akut-Toxizität-Test (FET) (OECD 212)	Mortalität und Entwicklungstoxizität	<i>Danio rerio</i>		Extrakt Sedimentprobe
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i> Reproduktions-Test (OECD 242)	Mortalität/Reproduktion	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>		Kombinierte Wasser/Sedimentprobe
	Toxizitätstest mit <i>Gammarus</i> sp. (Interne SOP)	Mortalität/Reproduktion	<i>Gammarus fossarum</i>		
	<i>Chironomus</i> Toxizitätstest (OECD 218)	Mortalität/Schlupfverlauf	<i>Chironomus riparius</i>		
	<i>Lumbriculus</i> Toxizitätstest (OECD 225)	Mortalität/Biomasse	<i>Lumbriculus variegatus</i>		
	Wachstumshemmtest mit <i>Lemna</i> (OECD 221)	Wachstum	<i>Lemna</i> spp.	Extrakt Wasserproben	
	Wachstumshemmtest <i>Myriophyllum</i> (modifiziert nach OECD239)	Wachstum	<i>Myriophyllum spicatum</i> **	Extrakt Wasserproben	

3.4.1 Probenahme

Je Probestelle wurden 2 L Wasser in Schottflaschen entnommen, unter Kühlung ins Labor gebracht und maximal 24 h in Dunkelheit bei 4°C gelagert. Anschließend wurden die Wasserproben auf OASIS HLB Festphasenkartuschen (6cc, 200 mg, Waters, Milford, MA, USA) 5.000-fach angereichert (Giebner et al. 2018). Nach Trocknung der Kartuschen erfolgte die Elution durch Dimethylsulfoxid (DMSO), anschließend wurde das Eluat bis zur Testung in den In-vitro-Assays bei -25°C gelagert. Im Falle des YAES und des YAAS wurden native Wasserproben verwendet (Tab. 1).

Zur Erfassung der Sedimenttoxizität wurden an allen Probestellen Sedimente entnommen. Die für die Sedimentanalysen benötigten Proben wurden an mehreren Stellen im Längs- und Querverlauf einer Probestelle genommen (dabei wurden nur maximal die obersten 5 cm des Sediments berücksichtigt) und anschließend zu einer Mischprobe zusammengeführt. Um alle sich in der Sedimentprobe befindenden Lebewesen abzutöten, wurden die Sedimente im Labor bei -25 °C tiefgefroren. Für die Sedimentextrakte wurden je 10 g Sediment gefriergetrocknet (Martin Christ, Osterode), anschließend in 100 mL Braunglasflaschen gefüllt und 50 mL Methanol hinzugegeben. Die Flaschen wurden über 1 h geschüttelt und danach für 10 min im Ultraschallbad behandelt. Die Lösung wurde anschließend zentrifugiert, abdekantiert und das Methanol im Rotationsverdampfer abgezogen. Nach Zugabe von 500 µL DMSO wurden die Proben bis zur Weiterverwendung im Gefrierschrank gelagert.

3.4.2 In-vitro-Assays

Mikrotox-Assay (unspezifische Basistoxizität)

Zur Beurteilung der zyto- bzw. basistoxischen Wirkung der Wasserinhaltsstoffe wurde das Bakterium *Allivibrio fischeri* eingesetzt. Durch toxische Stoffe kann die Intensität der Lumineszenz über zahlreiche Faktoren, z.B. durch Störung des Wachstums sowie Metabolismus des Bakteriums, beeinflusst werden. Als nicht spezifischer Endpunkt wurde die Hemmung der Lumineszenz als standardisiertes EN ISO 11348-Verfahren zur Bewertung der Wasserqualität berücksichtigt, wobei für die Beurteilung der Toxizität ein modifizierter Ansatz nach Escher et al. (2008) herangezogen wurde. Indem der Test in 96-Well-Platten durchgeführt wurde, konnte in einem kurzen Zeitraum mit dem Einsatz von geringen Proben-Volumina eine große Probenanzahl in Verdünnungsreihen getestet werden. Die Auswertung erfolgte mit einem Mikrotiterplattenphotometer (Tecan, Schweiz). Die Basistoxizität von Sedimenten wurde ebenfalls mit Hilfe des Mikrotox-Assays nach ISO 11348-3 ermittelt und für 96-Wellplatten abgewandelt (Völker und Dombrowski, 2022). Durch die methanolische Extraktion wurden

(Schad-)Stoffe aus dem Sediment herausgelöst und als Extrakte zu den Bakterien *Alivibrio fischeri* gegeben. Anschließend sowie nach einer Inkubationszeit von 30 min. wurde jeweils die Lumineszenz gemessen. Proben, die eine Lumineszenzinhibition von mehr als 20% aufwiesen, wurden als (bakterien-)toxisch bezeichnet.

Ames-Test (gentoxische Wirkung)

Die Gentoxizität der Extrakte wurde anhand des Ames-Fluktuationstests mit Hilfe einer internen SOP (Wagner und Dombrowski, 2020) mit dem Bakterium *Salmonella typhimurium* (Stämme YG 1041 und YG 1042) überprüft (Hagiwara et al., 1993). Da bei einigen Stoffen das mutagene Potential erst durch den Metabolismus aktiviert wird, wurden die vier genannten Stämme sowohl mit als auch ohne S9-Mix getestet. Bei dem S9-Mix handelt es sich um ein Rattenleber-Extrakt, welches den Metabolismus einer Leber simuliert (Shao et al., 2020).

AREc32-Assay (Oxidativer Stress)

Der zellbasierte AREc32-Assay wurde nach Völker und Dombrowski (2017) sowie nach Escher et al. (2012) durchgeführt und eingesetzt, um oxidativen Stress und die Zytotoxizität einer Probe zu bestimmen. Die Messung beruht auf der Induktion der Nrf2-vermittelten oxidativen Stressantwort auf zellulärer Ebene. Die so ausgelöste Transkription und Exprimierung von bestimmten Genen kann über eine Lumineszenzmessung quantitativ bestimmt werden. Weiterhin lässt sich eine mögliche Zytotoxizität von Substanzen ermitteln, indem die Stoffwechselleistung der Stellen nach Zugabe der Probe überprüft wird. Weist die Probe im Vergleich zur Negativkontrolle eine mindestens 1,5-fach (Wasserproben) bzw. 3,5-fach (Sedimentproben) erhöhte Induktionsrate (IR) auf, wird dies als Effekt gewertet und die Ergebnisse sind als Effektkonzentrationen (ECIR 1,5 bzw. 3,5) dargestellt.

Hefereporterassays (endokrine Wirkung)

Die rekombinanten Hefereporterassays YES, YAES, YAAS (Tab. 1) wurden nach Wagner und Dombrowski (2019) sowie nach Giebner et al. (2018), Brettschneider et al. (2019) und Abbas et al. (2019) durchgeführt. Dabei wurden die gemessenen Aktivitäten als Äquivalent-Konzentrationen (EQ) ausgedrückt. Die Nachweisgrenze (LOD) wurde aus dem Mittelwert und der dreifachen Standardabweichung der Negativkontrolle ermittelt.

Hefereporterassays (dioxin-ähnliche Wirkung)

Die hergestellten Extrakte wurden auf dioxin-ähnliche Effekte (Yeast Dioxin Screen (YDS)) nach Stalter et al. (2011) getestet.

3.4.3 In-vivo-Assays

Aktives Effektmonitoring (in-situ)

Das aktive Monitoring wurde mit aquatischen Schnecken (*Potamopyrgus antipodarum*) und aquatischen Crustaceen (*Gammarus fossarum*) durchgeführt (Tabelle 1). Beide Testspezies eignen sich für ein aktives Monitoring, indem sie ein breites Spektrum an physikochemischen Bedingungen tolerieren und sensitiv gegenüber verschiedenen Stoffen in niedrigen Konzentrationsbereichen sind (Duft et al. 2007, Brettschneider et al. 2019). Beide Arten wurden sowohl im Rahmen des aktiven Monitorings (AM) im Freiland (in-situ) an den jeweiligen Probestellen eingesetzt, als auch parallel im Laborexperiment (LE) (ex-situ) einem kombinierten Sediment-Wasser-System der Probestellen exponiert. Das AM erfolgte 2021 nach Brettschneider et al. (2019) über einen Zeitraum von je 28 Tagen, wobei es im Gersprenz-EZG in zwei Messkampagnen aufgeteilt wurde. Im Folgejahr wurde an acht (L1, U1, S1, S2, S3, S4 und S5) der insgesamt 15 Probestellen ein AM über 28 Tage mit beiden Taxa durchgeführt. Hierbei wurden zwei Käfige (45 cm x 7,5 cm x 13 cm) mit je 3 Teeeiern (4,5 cm x 3,5 cm, Maschengröße 0,7 mm mit 12 Individuen) an jeder Probestelle ausgebracht. Zusätzlich wurde die Wassertemperatur an jeder Probestelle hochaufgelöst aufgenommen (HOBO Pendant®, Onset, Bourne, USA). Nach 28 Tagen wurden die Mortalität sowie die Reproduktion bei beiden Spezies erfasst (Details in Brettschneider et al. 2019).

Einsatz von Wasserpflanzen

Beim AM mit Wasserpflanzen wurden die submersen Spezies *Myriophyllum spicatum*, die schwimmende Gattung *Lemna sp.* sowie Periphyton berücksichtigt. Die Expositionsgefäße waren handelsübliche Wasserpflanzengefäße aus Plastik (LxBxH: ca. 19x19x9 cm) für Periphyton und *Lemna sp.* und ca. 60 cm lange Acryl-Röhren für *M. spicatum*. Um Umweltfaktoren besser auszuschließen, wurden als Parallel-Kontrollen die gleichen oben beschriebenen Expositionsgefäße verwendet, jedoch mit einer Aktivkohlefiltermatte (Dicke ca. 12 mm, Aktivkohleauflage 500 g/m², Benzoladsorption ca. 10 mg/cm²) ummantelt bzw. verschlossen. Die Aktivkohle sollte Schadstoffe adsorbieren, wohingegen die Pflanzen in den „nicht geschützten“ Körben möglichen Schadstoffen ausgesetzt waren. Insgesamt wurden pro Probenahmestelle (U1, L1 und S1-5) folgende Wasserpflanzen und Substrate für 28 Tage exponiert:

- *Myriophyllum spicatum* (2 Röhren a 4 Sprosse a 10 cm)
- *Lemna sp.* (2 Expositionsgefäße mit 4 Kammern a 10 Fronds)
- Periphytonscheiben (2 Expositionsgefäße a 3 PE-Platten)

Für die Makrophyten wurde an Tag 0 und an Tag 28 das Wachstum der Haupt- und Seitensprosse gemessen. An Tag 28 wurde die Biomasse (Frisch- und Trockengewicht) für jeden Spross erfasst. Bei *Lemna sp.* wurden die Fronds an Tag 0 und an Tag 28 gezählt, ebenso wurde die Biomasse erfasst (Frisch- und Trockengewicht). Die eingesetzten Makrophyten entstammen aus einer Teichhaltung aus dem Forschungszentrum Neu-Ulrichstein (FNU). Die Periphyton-Proben wurden an Tag 28 mit Hilfe eines DF-Spektrometers (DF: Delayed Fluorescence) analysiert.

Toxizitätstests im Labor (ex-situ)

Fisch-Embryo-Akut-Toxizität

Der Fisch-Embryo-Akut-Toxizitäts Test (FET) basiert auf der toxikologischen Wirkung von Fremdstoffen auf die frühen Entwicklungsphasen von Fischembryonen. Dabei werden befruchtete Eier des Zebraäbrblings (*Danio rerio*) unter einer Schadstoffexposition über 96 h untersucht. Während der Embryonalentwicklung werden mögliche letale Effekte, wie die Koagulation des befruchteten Eis, das Fehlen der Somitenanlage, ein fehlender Herzschlag und die fehlende Ablösung des Schwanzes vom Dottersack nach 96 h, sowie nicht-letale Effekte wie beispielsweise Ödeme oder das Fehlen der Augenanlage dokumentiert. Die Durchführung des FET erfolgte in Anlehnung an die OECD 236 (OECD 2013) und wurde für die Testung von Sedimentextrakten auf 96-well Platten angepasst.

*Toxizitätstest mit *Potamopyrgus antipodarum**

Das 28-tägige Laborexperiment (LE) wurde ebenfalls nach Brettschneider et al. (2019) und in Anlehnung an die OECD Guideline 242 (OECD, 2016) durchgeführt, wobei sechs Replikate pro Probestelle eingesetzt wurden. Dazu wurden jeweils 500 mL Gläser mit jeweils 400 mL Wasser und 40 g Sediment der Probestellen befüllt, pro Glas 12 *P. antipodarum* eingesetzt und belüftet. Einmal wöchentlich wurde das Wasser in diesen Standsystemen durch neue Wasserproben aus dem Freiland ersetzt. Die Tiere wurden dreimal pro Woche mit 70 µg/Tier/Tag gefüttert (TetraPhyll®, TetraGmbH, Melle). Nach 28 Tagen wurden die Mortalität sowie die Reproduktion erfasst.

*Toxizitätstest mit *Gammarus fossarum**

Die Versuche mit *G. fossarum* wurden analog in 250 mL Gläsern durchgeführt, wobei hier 200 mL und 50 g Sediment eingesetzt wurden. Als Nahrungsquelle wurden eingeweichte Blätter von *Alnus glutinosa* ad libitum hinzugegeben. Auch hier wurde einmal wöchentlich das Wasser in diesen Standsystemen durch neue Wasserproben aus dem Freiland ersetzt. Nach 28 Tagen

wurde die Mortalität aufgenommen und *G. fossarum* in Ethanol fixiert, um die Reproduktionsleistung zu bestimmen (Details in Brettschneider et al. 2019).

Sedimenttoxizitätstest mit Lumbriculus variegatus

Der Sedimenttoxizitätstest mit dem Glanzwurm wurde nach der OECD Richtlinie 225 (OECD 2007) durchgeführt.

Sedimenttoxizitätstest mit Chironomus riparius

Der Versuch mit der Zuckmücke *C. riparius* wurde in Anlehnung an die OECD Richtlinien 218 (spiked sediment) und OECD 219 (spiked water) (OECD 2004a,b) durchgeführt. Berücksichtigte Endpunkte waren die Emergenz, der Schlupfverzug und das Geschlechterverhältnis. Grundsätzlich war der Test valide, wenn eine Emergenz von mindestens 70% in den Negativkontrollen vorlag. Sowohl *L. variegatus*, als auch *C. riparius* erwiesen sich im ersten Projektjahr 2021 als zu wenig sensitiv zur Ermittlung ökotoxikologischer Effekte in nativen Freilandproben. Daher wurden diese beiden Testorganismen in den Folgejahren 2022 und 2023 nicht mehr verwendet.

Wachstumshemmungstest mit Lemna gibba

Der Lemnatest wurde angelehnt an die OECD Test Guideline 221 (OECD 2006) durchgeführt. Als Testpflanze wurde *L. gibba* aus der eigenen Laborzucht verwendet. Der Test wurde in 20X AAP-Wachstumsmedium in Kristallschalen durchgeführt. Pro Probestelle wurden jeweils 3 Replikate, eine unbehandelte Kontrolle und eine Lösemittelkontrolle mit DMSO verwendet. Pro Kristallschale wurden in 200 mL Medium inklusive 40 µL Wasserextrakt (in DMSO) der jeweiligen Probenahmestelle 12 Lemna-Fronds eingesetzt und mit Uhrglasschalen abgedeckt. Die Testpflanzen wurden für 7 Tage, bei 3400 – 4500 Lux, 64% relativer Luftfeuchte und $24 \pm 2^\circ\text{C}$ in einem Inkubator exponiert. An Tag 3, 6 und 7 wurden die Fronds jeder Schale gezählt. Bei Testauflösung (Tag 7) wurde das Trockengewicht der Pflanzen pro Kristallglas ermittelt. Das durchschnittliche Trockengewicht von 10 Replikaten mit jeweils 12 Fronds aus der Zucht wurde bestimmt, um damit den Biomasse-Zuwachs berechnen zu können.

Wachstumshemmungstest mit Myriophyllum spicatum

Der Myriophyllum-Labortest wurde in Anlehnung an die Test Guideline OECD 239 (OECD 2014) in miniaturisierter Form durchgeführt, da die Menge an vorhandenem Wasserextrakt in DMSO für den Test in größeren Gefäßen nicht ausreichend war. Daher wurden stattdessen hohe 200 mL Gläser verwendet. Für den Test wurden im Labor vorkultivierte 6 cm lange Sprosse von *M. spicatum* eingesetzt. Diese wurden in mit OECD-Sediment befüllte Plastikgläser gepflanzt (3cm im Sediment und 3 cm oberhalb des Sediments) und dann in die mit 200 mL Smart und Barko-Medium befüllten Gläser gesetzt. Zum Medium wurde wie beim

Lemna-Test 40 µL Extrakt pro 200 mL je Testeinheit gegeben. Endpunkte waren das Frisch- und Trockengewicht von Spross und Wurzel, sowie Länge des Sprosses und der Seitensprosse. Etwaige Krankheiten oder Auffälligkeiten wurden notiert (z.B. Chlorose). Für jede Probenahmestelle, Lösemittelkontrolle und unbehandelte Kontrolle wurden jeweils 4 Testeinheiten a 1 Spross in 200 mL Medium verwendet.

3.4.4 Ableitung von Klassengrenzen

Das Hauptziel von DECIDE war die Entwicklung einer Bewertungsmethode zu Erfassung des ökotoxikologischen Zustandes von Gewässern. Um eine bessere Akzeptanz bei potentiellen Anwendern zu erreichen, sollte diese Bewertung in Anlehnung an bereits existierende Bewertungsverfahren der Wasserrahmenrichtlinie erfolgen. In DECIDE wurden verschiedene ökotoxikologische Endpunkte in vivo und in vitro erfasst und anschließend in ein 5-stufiges Bewertungsschema überführt. Mit Blick auf die In-vivo-Tests mit den Spezies *P. antipodarum* und *G. fossarum* orientierten sich die Klassengrenzen an der Arbeit von Brettschneider et al. (2019). Im Fall der Pflanzentests mit *L. gibba* und *M. spicatum* wurde für die Effektklassifizierung der t-Wert bzw. das Signifikanzniveau als ein Maß der Abweichung der Mittelwerte von Probestelle (Behandlungsgruppe) zu Referenzstelle (Kontrolle) verwendet. Ein hoher t-Wert bzw. ein niedriges Signifikanzniveau zeigen daher einen größeren Unterschied an. Mit Hilfe einer t-Wert Tabelle und entsprechenden Freiheitsgraden kann der p-Wert (Signifikanzniveau) ermittelt werden (Tab. 2).

Tabelle 2: Wachstumshemmtest mit *L. gibba* – Einteilung in Zustandsklassen mittels t-Test bzw. nach Signifikanz-Niveau

Klasse	t-Wert bei df=7	Signifikanz-Niveau (einseitig)
I	$x < 1,119$	$0,15 > p$
II	$1,119 < x < 1,415$	$0,15 > p > 0,1$
III	$1,415 < x < 1,895$	$0,1 > p > 0,05$
IV	$1,895 < x < 3,499$	$0,05 > p > 0,005$
V	$3,499 < x$	$p < 0,005$

Bei der Bewertung von In-vitro-Tests wurde sich, soweit möglich, an bereits existierenden Richtwerten orientiert. Dies war aktuell jedoch nur für den YES-Assay möglich, für dessen verwendete Referenzsubstanz ein Vorschlag für eine Umweltqualitätsnorm (UQN) von 0,4 ng/l 17-β-Estradiol bereits existiert. Für alle anderen Fälle schlagen Brettschneider et al. (2019) die Verwendung eines iterativen Verfahrens zur Ableitung von Klassengrenzen vor. In dem Zusammenhang wurde für jedes In-vitro-Verfahren eine Datenbank erstellt, in die die jeweiligen

Ergebnisse verschiedener Projekte der letzten Jahre der Arbeitsgruppe Aquatische Ökotoxikologie (Goethe Universität) eingetragen wurden. Eingegangen sind dabei Daten aus nationalen und internationalen Projekten, wobei ein Gesamtdatensatz entstanden ist, welcher sowohl belastete, als auch unbelastete Probestellen umfasst. Voraussetzung war, dass die Probenbehandlung der Wasser- bzw. Sedimentproben identisch abgelaufen ist und die verwendeten In-vitro-Tests mit denselben standardisierten Verfahren durchgeführt wurden. Mit Blick auf die Wasserproben gingen insgesamt 73 (Mikrotox), 110 (YDS) und 82 (YAES) Datensätze aus bis zu 12 unterschiedlichen Projekten in die Datenbank ein. Bei den Sedimentproben konnten 249 (Mikrotox), 138 (YES), 232 (YDS) sowie 107 (YAES) Datensätze für die weitere Berechnung von Normalwerten nach Erhardt et al. (1996) berücksichtigt werden. Diese iterative Methode zur Bestimmung der Klassengrenzen wurde bereits behördlich für die Bewertung von Schwermetallbelastungen in der Umwelt eingesetzt wird (LUBW 2005; Schröder et al. 2010; Weiss 1999). Hierzu wurde der Mittelwert (MW) einer Messreihe berechnet und dessen 1,96-fache Standardabweichung addiert (SD). Alle Werte der Messreihe, die über diesem errechneten Wert liegen, wurden aus dem Datensatz gelöscht und die verbliebenen Werte bildeten die neue Berechnungsgrundlage. Dieses Verfahren wurde schrittweise wiederholt, bis keiner der Werte mehr diesen Grenzwert überschreiten. Das Ergebnis bildet eine von Extremwerten bereinigte Messwertgruppe, deren Mittelwert den Normalwert (NW) angibt. Mittels des NW und dessen SD konnten nun Klassengrenzen definiert werden (Abbildung 2).

Klasse	Definition	Klassengrenzen
I	Sehr gut	$x < \text{NW} - \text{SD}$
II	Gut	$\text{NW} - \text{SD} < x < \text{NW} + \text{SD}$
III	Mäßig	$\text{NW} + \text{SD} < x < \text{NW} + 3\text{SD}$
IV	Unbefriedigend	$\text{NW} + 3\text{SD} < x < \text{NW} + 6\text{SD}$
V	Schlecht	$\text{NW} + 6\text{SD} < x$

Abbildung 2: Definition der Zustandsklassen für In-vitro-Testungen, basierend auf dem Normalwert (NW) und der Standardabweichung (SD) einer Messreihe.

Die Klassengrenzen für den YES-Assay basieren auf der vorgeschlagenen UQN von 0,4 ng/l 17-β-Estradiol. Dabei stellt die UQN die Grenze zwischen einem guten (Klasse 2) und moderatem (Klasse 3) Zustand dar. Klasse 1 ist als ½ UQN definiert, ab Überschreitung der doppelten UQN wird die Klasse 4 und ab einer dreifachen Überschreitung die Klasse 5 vergeben. Ein Vergleich der basierend auf der UQN hergeleiteten Klassengrenzen für den YES (Abb. 3A) mit denen, die über das iterative Verfahren nach Erhardt et al. (1996) für

Wasserproben (n=104) berechnet wurden (Abb. 3B) zeigt eine gute Übereinstimmung der Daten.

A) Bewertung der Estrogenität → Basierend auf UQN	
Zustandsklasse	E-EQ [ng/l]
Sehr gut	< 0,2
Gut	0,2 - 0,4
Mäßig	0,4 - 0,8
Unbefriedigend	0,8 - 1,2
Schlecht	> 1,2

B) Bewertung der Estrogenität → Berechnet nach Erhardt et al. (1996)	
Zustandsklasse	E-EQ [ng/l]
Sehr gut	< 0,1
Gut	0,1 - 0,4
Mäßig	0,4 - 0,7
Unbefriedigend	0,7 - 1,1
Schlecht	> 1,1

Abbildung 3: Zustandsklassen des Yeast estrogen Assay (YES), basierend auf der vorgeschlagenen Umweltqualitätsnorm (UQN) (A) und der Berechnung (n=104 Datensätze) über das iterative Verfahren nach Erhardt et al. (1996) (B). Ab einer Überschreitung der UQN von 0,4 ng/l 17- β -Estradiol wird die Zustandsklasse 3 oder schlechter vergeben, da hier ein Erreichen des guten Zustandes nicht mehr angenommen wird.

Nach Anwendung des iterativen Verfahrens nach Erhardt et al. (1996) konnten somit Klassengrenzen für die Testsysteme YES, YAES, YDS und den Mikrotox-Assay (MT) sowohl für Wasserproben, als auch für Sedimente berechnet werden. Eine Übersicht dazu gibt Abbildung 4. Die Einteilung der Mutagenität (Ames-Assay) einer Probe erfolgt nur zweistufig in „gut“ (Klasse 2) oder „schlecht“ (Klasse 5).

Wasserproben

A YES		LOD = 0,133	B YAES		LOD = 1,0 n = 82
Zustandsklasse	E-EQ [ng/l]		Zustandsklasse	OHT-EQ [mg/l]	
Sehr gut	< 0,2		Sehr gut	< 1,1	
Gut	0,2 – 0,4		Gut	1,1 – 8,5	
Mäßig	0,4 – 0,8	▶	Mäßig	8,5 – 15,8	▶
Unbefriedigend	0,8 – 1,2		Unbefriedigend	15,8 – 26,8	
Schlecht	> 1,2		Schlecht	> 26,8	

C YDS		LOD = 0,03 n = 110	D Mikrotox		NTL = 300 n = 73
Zustandsklasse	βNF-EQ [µg/l]		Zustandsklasse	Basistoxizität [REF]	
Sehr gut	< 0,03		Sehr gut	> 187	
Gut	0,03 – 0,14		Gut	115 – 187	
Mäßig	0,14 – 0,25	▶	Mäßig	77 – 115	▶
Unbefriedigend	0,25 – 0,41		Unbefriedigend	38 – 77	
Schlecht	> 0,41		Schlecht	< 38	

Sedimentproben

E YES		LOD = 0,22 n = 138	F YAES		LOD = 0,18 n = 107
Zustandsklasse	E-EQ [ng/g]		Zustandsklasse	OHT-EQ [mg/g]	
Sehr gut	< 0,2		Sehr gut	< 0,1	
Gut	0,2 – 0,6		Gut	0,1 – 0,6	
Mäßig	0,6 – 1,0	▶	Mäßig	0,6 – 1,2	▶
Unbefriedigend	1,0 – 1,5		Unbefriedigend	1,2 – 1,9	
Schlecht	> 1,5		Schlecht	> 1,9	

G YDS		LOD = 0,11 n = 232	H Mikrotox		NTL = 200 n = 249
Zustandsklasse	βNF-EQ [µg/g]		Zustandsklasse	Basistoxizität [mg-SEQ]	
Sehr gut	< 0,1		Sehr gut	> 187	
Gut	0,1 – 0,4		Gut	125 – 187	
Mäßig	0,4 – 0,7	▶	Mäßig	84 – 125	▶
Unbefriedigend	0,7 – 1,2		Unbefriedigend	42 – 84	
Schlecht	> 1,2		Schlecht	< 42	

Abbildung 4: Zustandsklassen für In-vitro-Testungen von **Wasser (A-D)- und Sedimentproben (E-H)**. Berechnet wurden Zustandsklassen für die Assays Yeast estrogen (YES), Yeast anti-estrogen (YAES), Yeast dioxin (YDS) und Mikrotox (MT). Angegeben sind jeweils die durchschnittliche Nachweisgrenze (LOD) bzw. das nicht-toxische Limit (NTL) für die entsprechenden Test, sowie die Anzahl der Proben auf denen die Berechnungen basieren. (mg-SEQ = mg-Sedimentäquivalent).

4. Ergebnisse

4.1 Gewässerstruktur und Ökologische Zustandsklasse

Im Projekt wurden insgesamt 30 Probestellen in vier unterschiedlichen Gewässereinzugsgebieten untersucht (Gersprenz (15), Schwarzbach (5), Modau (8) und Taunus (2)). Dabei ist ein deutlicher Gradient der ökologischen Zustandsklasse im Längsverlauf der namensgebenden Hauptgewässer zu verzeichnen (Abb. 5). Während die Oberläufe von Gersprenz und Modau einen guten ökologischen Gewässerzustand aufweisen, verschlechtert dieser sich mit zunehmender Fließstrecke bis zur Güteklasse 5. Besonders auffällig ist eine sprunghafte Verschlechterung unterhalb von Kläranlagen im Vergleich zur direkt oberhalb liegenden Probestelle (G6/G7; G10/G11, G13/G14 und M4/M5). Dies deutet bereits auf stoffliche Ursachen hin, wird aber in der Berechnung lediglich im Modul *Allgemeine Degradation* abgebildet. Die Strukturgüte ist mit Ausnahme von G13, U1 und M1 ebenfalls in einem defizitären Zustand.

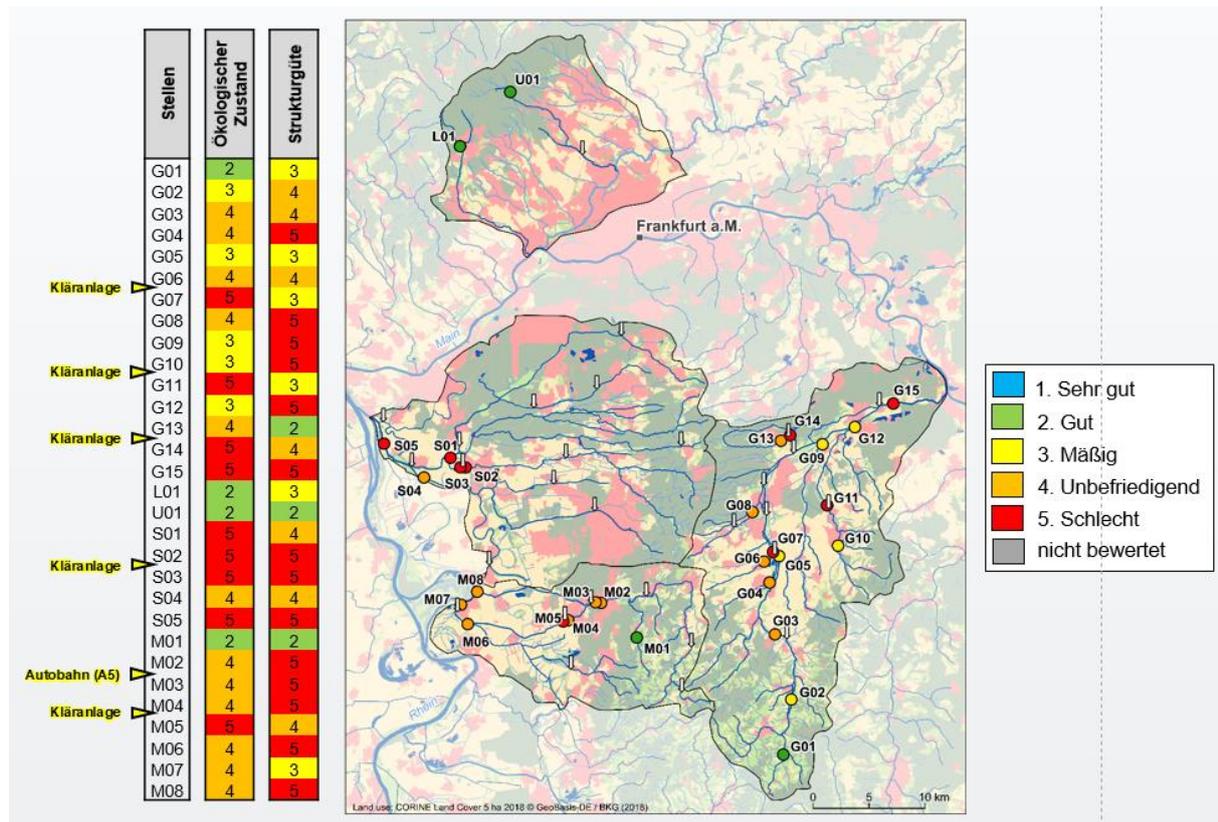


Abbildung 5: Ökologischer Zustand nach EU-WRRL sowie die Strukturgüte von 30 Probestellen im Untersuchungsgebiet.

4.2 Ökotoxikologischer Gewässerzustand

In Abbildung 6 ist der mit Hilfe der In-vitro- und In-vivo-Verfahren ermittelte ökotoxikologische Gewässerzustand (differenziert nach Wasser und Sediment) an verschiedenen Probestellen in den Einzugsgebieten von Gersprenz, Modau und Schwarzbach dargestellt. Insgesamt fällt auch hier eine (deutliche) Verschlechterung der Zustandsklasse unterhalb von Punkteinleitern (Kläranlagen) auf. Für einen Teil der Proben liegen keine Daten vor (n.b.), da entweder die Testorganismen zu wenig sensitiv waren (*L. variegatus* bzw. *C. riparius*) und daher in weiteren Tests nicht mehr berücksichtigt wurden oder es stand nicht ausreichend Probematerial zur Verfügung. Sortiert man die Daten entsprechend einem Gradienten der ökologischen Zustandsklasse (Abb. 7), so weisen die Oberläufe mit Ausnahme der Sedimente einen überwiegend guten bis sehr guten ökotoxikologischen Zustand auf. Mit zunehmender Verschlechterung des ökologischen Zustands geht auch eine Verschlechterung des ökotoxikologischen Zustands einher.

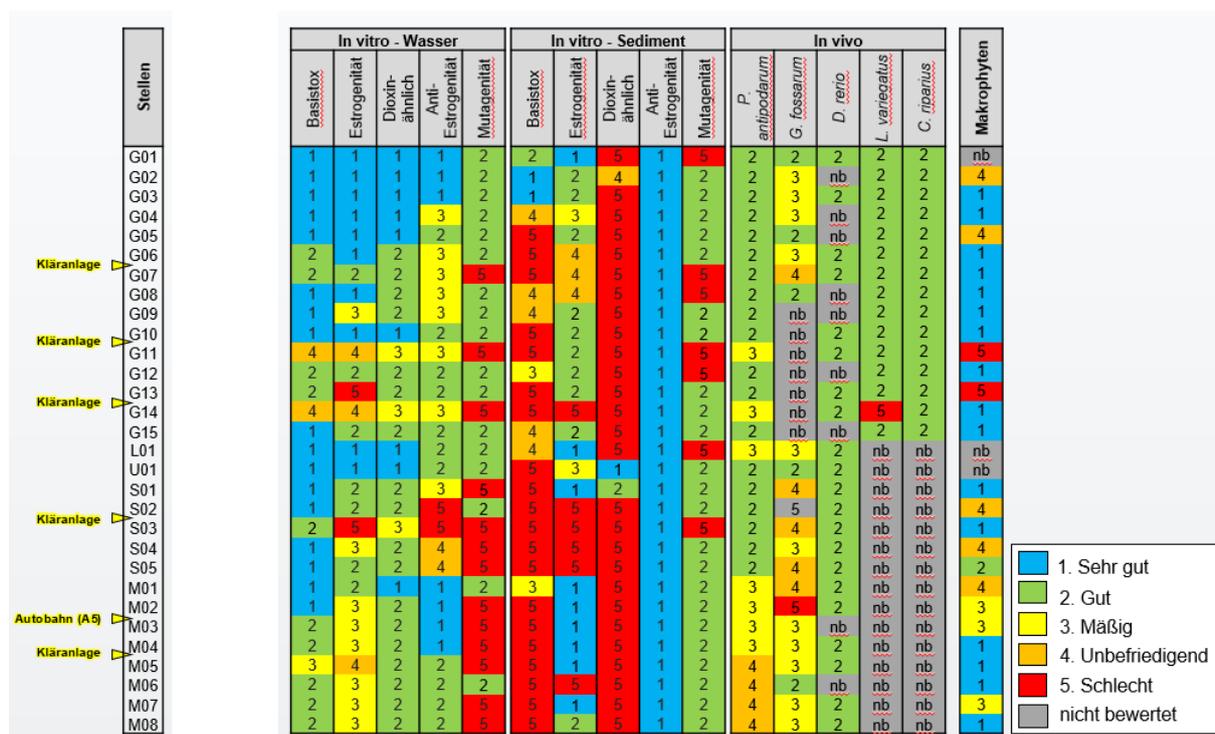


Abbildung 6: Ökotoxikologischer Zustand bzw. ökotoxikologisches Potential (Wasser und Sediment) von 28 Probestellen im Hessischen Ried und zwei Referenzstellen im Taunus (n.b. = nicht bewertet), sortiert nach der Reihenfolge der Probestellen in den jeweiligen Einzugsgebieten.

Stellen	Ökologischer Zustand	Strukturgüte	In vitro - Wasser					In vitro - Sediment					In vivo					Makrophyten
			Basistox	Estrogenität	Dioxin-ähnlich	Anti-Estrogenität	Mutagenität	Basistox	Estrogenität	Dioxin-ähnlich	Anti-Estrogenität	Mutagenität	<i>P. antipodarum</i>	<i>G. fossarum</i>	<i>D. rerio</i>	<i>L. variegatus</i>	<i>C. riparius</i>	
G01	2	3	1	1	1	1	2	2	1	5	1	5	2	2	2	2	2	nb
U01	2	2	1	1	1	2	2	5	3	1	1	2	2	2	2	nb	nb	nb
M01	2	2	1	2	1	1	2	3	1	5	1	2	3	4	2	nb	nb	4
L01	2	3	1	1	1	2	2	4	1	5	1	5	3	3	2	nb	nb	nb
G02	3	4	1	1	1	1	2	1	2	4	1	2	2	3	nb	2	2	4
G10	3	5	1	1	1	2	2	5	2	5	1	2	2	nb	2	2	2	1
G05	3	3	1	1	1	2	2	5	2	5	1	2	2	2	nb	2	2	4
G12	3	5	2	2	2	2	2	3	2	5	1	5	2	nb	nb	2	2	1
G09	3	5	1	3	2	3	2	4	2	5	1	2	2	nb	nb	2	2	1
G03	4	4	1	1	1	1	2	1	2	5	1	2	2	3	2	2	2	1
G04	4	5	1	1	1	3	2	4	3	5	1	2	2	3	nb	2	2	1
G08	4	5	1	1	2	3	2	4	4	5	1	5	2	2	nb	2	2	1
G06	4	4	2	1	2	3	2	5	4	5	1	2	2	3	2	2	2	1
M06	4	5	2	3	2	2	2	5	5	5	1	2	4	2	nb	nb	nb	1
M02	4	5	1	3	2	1	5	5	1	5	1	2	3	5	2	nb	nb	3
G13	4	2	2	5	2	2	2	5	2	5	1	2	2	nb	2	2	2	5
M04	4	5	2	3	2	1	5	5	1	5	1	2	3	3	2	nb	nb	1
M03	4	5	2	3	2	1	5	5	1	5	1	2	3	3	nb	nb	nb	3
M07	4	3	2	3	2	2	5	5	1	5	1	2	4	3	2	nb	nb	3
M08	4	5	2	3	2	2	5	5	2	5	1	2	4	3	2	nb	nb	1
S04	4	4	1	3	2	4	5	5	5	5	1	2	2	3	2	nb	nb	4
G15	5	5	1	2	2	2	2	4	2	5	1	2	2	nb	nb	2	2	1
G07	5	3	2	2	2	3	5	4	4	5	1	5	2	4	2	2	2	1
S02	5	5	1	2	2	5	2	5	5	5	1	2	2	5	2	nb	nb	4
S01	5	4	1	2	2	3	5	5	1	2	1	2	2	4	2	nb	nb	1
G11	5	3	4	4	3	3	5	5	2	5	1	5	3	nb	2	2	2	5
S05	5	5	1	2	2	4	5	5	5	5	1	2	2	4	2	nb	nb	2
M05	5	4	3	4	2	2	5	5	1	5	1	2	4	3	2	nb	nb	1
G14	5	4	4	4	3	3	5	5	5	5	1	2	3	nb	2	5	2	1
S03	5	5	2	5	3	5	5	5	5	5	1	5	2	4	2	nb	nb	1



Abbildung 7: Ökotoxikologischer Zustand bzw. ökotoxikologisches Potential (Wasser und Sediment) von 30 Probestellen im Untersuchungsgebiet (n.b. = nicht bewertet) sortiert nach deren ökologischer Zustandsklasse.

4.3 Plausibilitätsprüfung der ökotoxikologischen Zustandsklassen

Um die abgeleiteten Zustandsklassen der In-vitro-Assays auf ihre Plausibilität hin zu überprüfen, wurden die ökologischen Zustandsklassen für das Makrozoobenthos mit den ökotoxikologischen Zustandsklassen verglichen. Dies betrifft die estrogenen (YES), die antiestrogenen (YAES), die dioxin-ähnliche Wirkung (YDS) und die Basistoxizität (Mikrotox) der Proben. Die hier durchgeführte Plausibilitätsprüfung erfolgte unter der Annahme, dass der ökologische Zustand eines Gewässers negativ von einer erhöhten Toxizität beeinflusst ist. Daher sollte im Idealfall der ökologische Zustand nicht besser ausfallen, als der jeweilige ökotoxikologische Zustand. In keinem Fall sollte ab einem mäßigen (Klasse 3) oder schlechteren ökotoxikologischen Zustand noch ein guter ökologischer Zustand (Klasse 2) möglich sein. Ein guter ökotoxikologischer Zustand bei einem gleichzeitig auftretenden defizitären ökologischen Zustand würde dafür sprechen, dass andere negative Einflüsse (z.B. morphologische Stressoren) auf das Gewässer einwirken.

In-vitro-Tests (Wasser)

Abbildung 8 zeigt, dass die ökotoxikologischen Zustandsklassen der untersuchten 30 Probestellen gut mit den ökologischen Zuständen vereinbar sind. Lediglich in einem Fall (Abb. 8A, YES) wurde ein schlechterer ökotoxikologischer Zustand (Klasse 5) als ökologischer Zustand (Klasse 4) ermittelt. Jedoch liegen die ermittelten Zustände nur um eine Klasse auseinander. An allen übrigen Probestellen lag ein schlechterer ökologischer als ökotoxikologischer Zustand vor, was vermutlich an den multiplen Stressoren liegt, die auf die Gewässer einwirken.

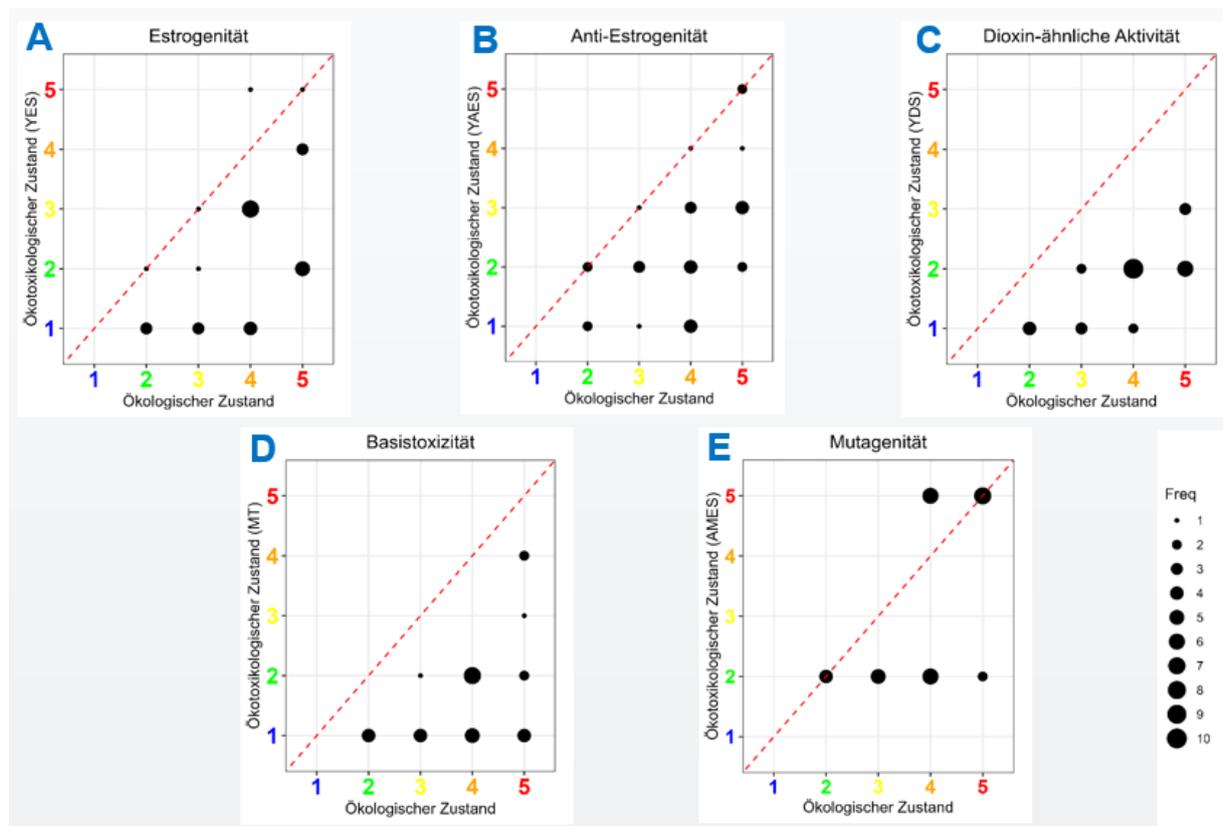


Abbildung 8: Vergleich des ökologischen und ökotoxikologischen Gewässerzustandes. Der ökologische Zustand wurde basierend auf dem vorkommenden Makrozoobenthos ermittelt (Meier et al. 2006). Für die Ökotoxikologie wurden die In-vitro-Ergebnisse der **Wasserphase** verwendet und separate Zustände für die einzelnen Assays YES (A), YAES (B), YDS (C), Mikrotox (D) und Ames (E) abgeleitet. Dargestellt sind die Ergebnisse der insgesamt 30 untersuchten Probestellen, wobei die Größe der Punkte die Häufigkeit dieser Zustandskombinationen von Ökologie und Ökotoxikologie wiedergibt.

In-vitro-Tests (Sediment)

Mit Blick auf das Sediment fällt auf, dass die ökologischen Zustandsklassen bei der Bewertung der Estrogenität und Anti-Estrogenität bis auf einzelne Ausnahmen gut mit der ökotoxikologischen Bewertung vereinbar sind (Abb. 9A,B). Im Gegensatz dazu wird bei der Betrachtung der Basistoxizität, der dioxin-ähnlichen Wirkung und der Mutagenität (9C-E) der ökotoxikologische Zustand mehrfach schlechter als der ökologische Zustand bewertet.

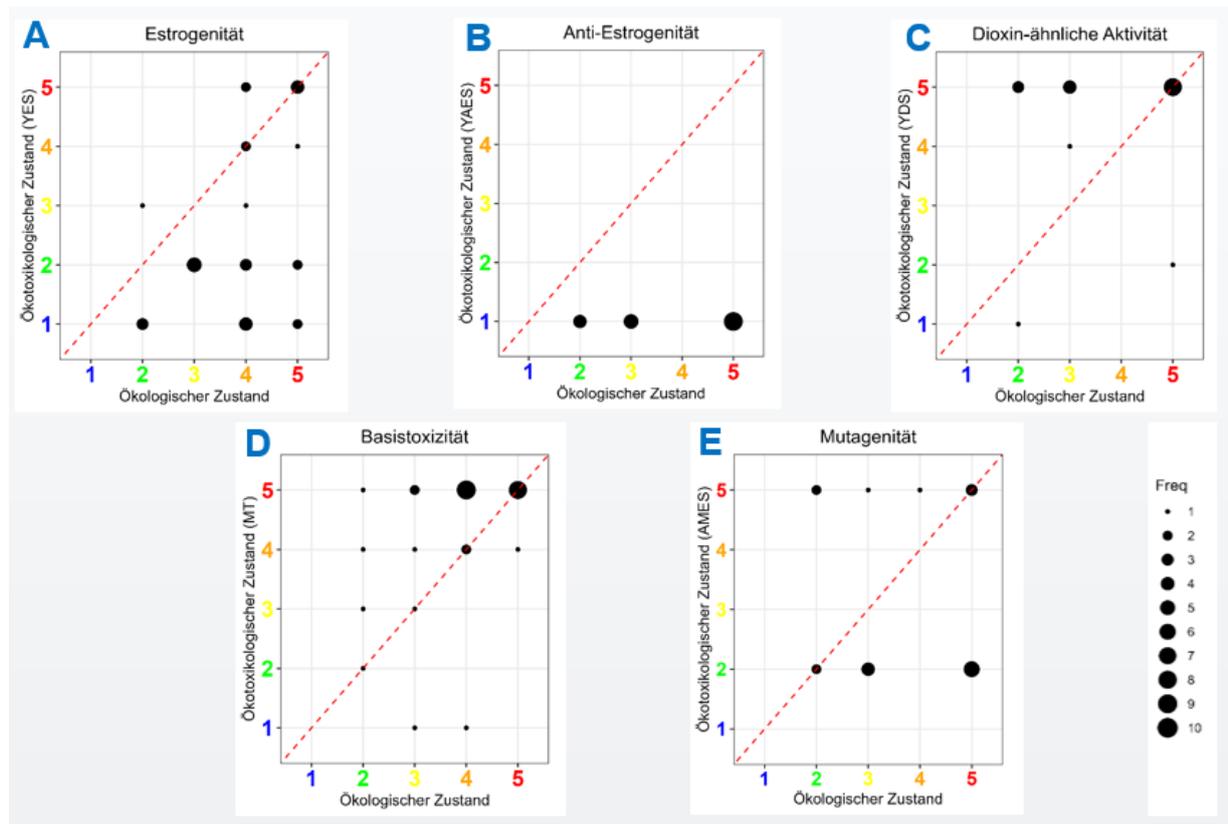


Abbildung 9: Vergleich des ökologischen und ökotoxikologischen Gewässerzustandes. Der ökologische Zustand wurde basierend auf dem vorkommenden Makrozoobenthos ermittelt (Meier et al. 2006). Für die Ökotoxikologie wurden die In-vitro-Ergebnisse der **Sedimente** verwendet und separate Zustände für die einzelnen Assays YES (A), YAES (B), YDS (C), Mikrotox (D) und Ames (E) abgeleitet. Dargestellt sind die Ergebnisse der insgesamt 30 untersuchten Probestellen, wobei die Größe der Punkte die Häufigkeit dieser Zustandskombinationen von Ökologie und Ökotoxikologie wiedergibt.

In-vivo-Tests (Wasser-Sediment)

Betrachtet man schließlich den ökotoxikologischen Zustand der Gewässer, der auf Basis der Ergebnisse mit den In-vivo-Tests mit *Gammarus fossarum* (Abb. 10A) und *Potamopyrgus antipodarum* (Abb. 10B) abgeleitet wurde mit dem jeweiligen ökologischen Zustand, so wird Letzterer in der weit überwiegenden Zahl der Fälle schlechter als der ökotoxikologische Zustand bewertet.

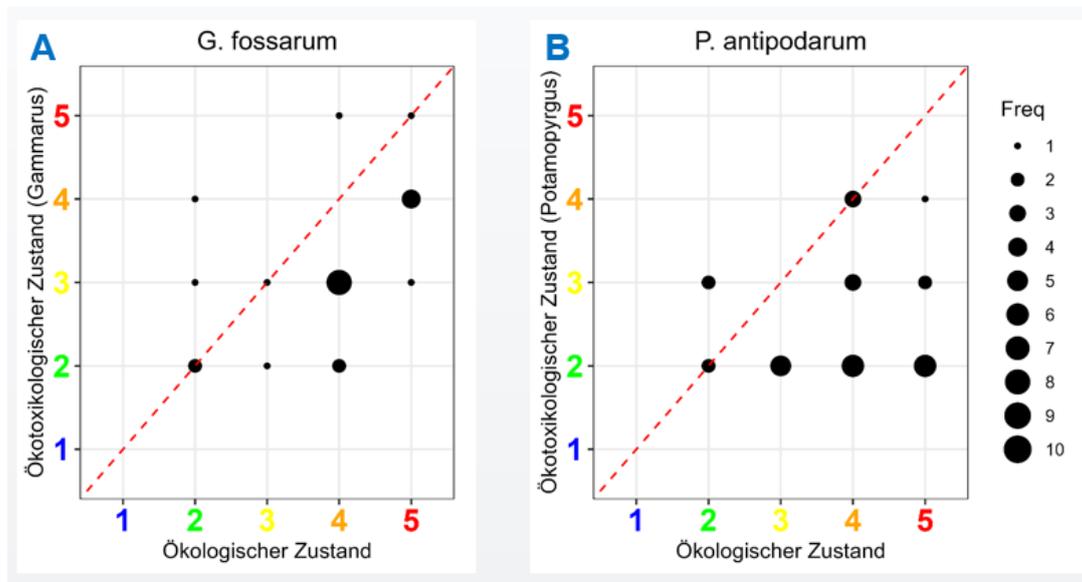


Abbildung 10: Vergleich des ökologischen und ökotoxikologischen Gewässerzustandes. Der ökologische Zustand wurde basierend auf dem vorkommenden Makrozoobenthos ermittelt (Meier et al. 2006). Für die Ökotoxikologie wurden die Ergebnisse der **In-vivo-Tests** der kombinierten Wasser-/Sedimentuntersuchungen verwendet und separate Zustände für die beiden Spezies *Gammarus fossarum* (A) und *Potamopyrgus antipodarum* (B) abgeleitet. Dargestellt sind die Ergebnisse der insgesamt 30 untersuchten Probestellen, wobei die Größe der Punkte die Häufigkeit dieser Zustandskombinationen von Ökologie und Ökotoxikologie wiedergibt.

5. Ableitung der ökotoxikologischen Zustandsklasse

Nachdem für die einzelnen Testverfahren ökotoxikologische Belastungsklassen abgeleitet wurden, stellt sich die Frage, wie die Einzelergebnisse für eine Probestelle zu einer ökotoxikologischen Gesamtzustandsklasse zusammengeführt werden können, so dass diese letztlich mit der ökologischen Zustandsklasse nach EU-WRRL verglichen werden kann. Diesbezüglich kommen verschiedene Methoden in Betracht, beispielsweise die *minimale Aggregation* (Worst-case-Prinzip) oder die *additive Aggregation*, bei der ein gewichtetes arithmetisches Mittel errechnet wird. Letztlich befindet sich dieser Aspekt noch in der Abstimmung und wird zukünftig in entsprechenden Fachgremien diskutiert werden.

Anhand eines Beispiels wird im Folgenden sowohl die Darstellung der stofflichen Belastung mit Hilfe eines Nightingale-Diagramms als auch Ableitung der (Gesamt-)ökotoxikologischen Zustandsklasse erläutert.

Fallbeispiel

Die beiden Probestellen G10 und G11 befinden sich im Gersprenz-EZG (Abb. 11). Die Probestelle G10 befindet sich oberhalb einer Kleinstadt mit etwa 21.000 Einwohnern. Das Umland an G10 wird intensiv landwirtschaftlich genutzt, die Gefährdung einer Bodenerosion ist hoch, der Gewässerrandstreifen ist lückig und relativ schmal. Die ökologische Zustandsklasse nach EU-WRRL wurde an dieser Stelle mit „mäßig“ (Klasse 3) bewertet, wobei diese Einstufung auf dem Modul Allgemeine Degradation beruht (vgl. Tab. A1 im Anhang). Die Gewässerstruktur ist in diesem Bereich mit „schlecht“ (Klasse 5) kategorisiert. Für die Nährstoffe und weitere allgemeine chemische Parameter (ACP) liegt eine Überschreitung der Orientierungswerte vor, so dass sich ebenfalls die Zustandsklasse „schlecht“ ergibt. Die stoffliche Belastung der Wasserphase wurde mit mindestens „gut“ (Klasse 2) bewertet, das Sediment wies vereinzelt stärkere stoffliche Belastungen (Basistoxizität und das dioxin-ähnliche Potential des Sediments zeigten Auffälligkeiten), die sich jedoch nicht auf der In-vivo-Ebene widerspiegelten.

Die Probestelle G11 befindet sich vier km flussabwärts und direkt unterhalb des Ablaufs einer Kläranlage mit 35.000 Einwohnerwerten. Der ökologische Zustand nach EU-WRRL in diesem Bereich wurde als „schlecht“ (Klasse 5) eingeordnet, was wiederum auf dem Modul Allgemeine Degradation beruht (vgl. Tab. 1A im Anhang). Die Gewässerstruktur wurde mit „mäßig“ bewertet und damit im Vergleich zur oberhalb liegenden Probestelle um zwei Klassen besser. Auch an G11 lag eine Überschreitung der Nährstoffe und der ACP vor, was zur Einstufung in die Zustandsklasse „schlecht“ führte (Abb. 11).

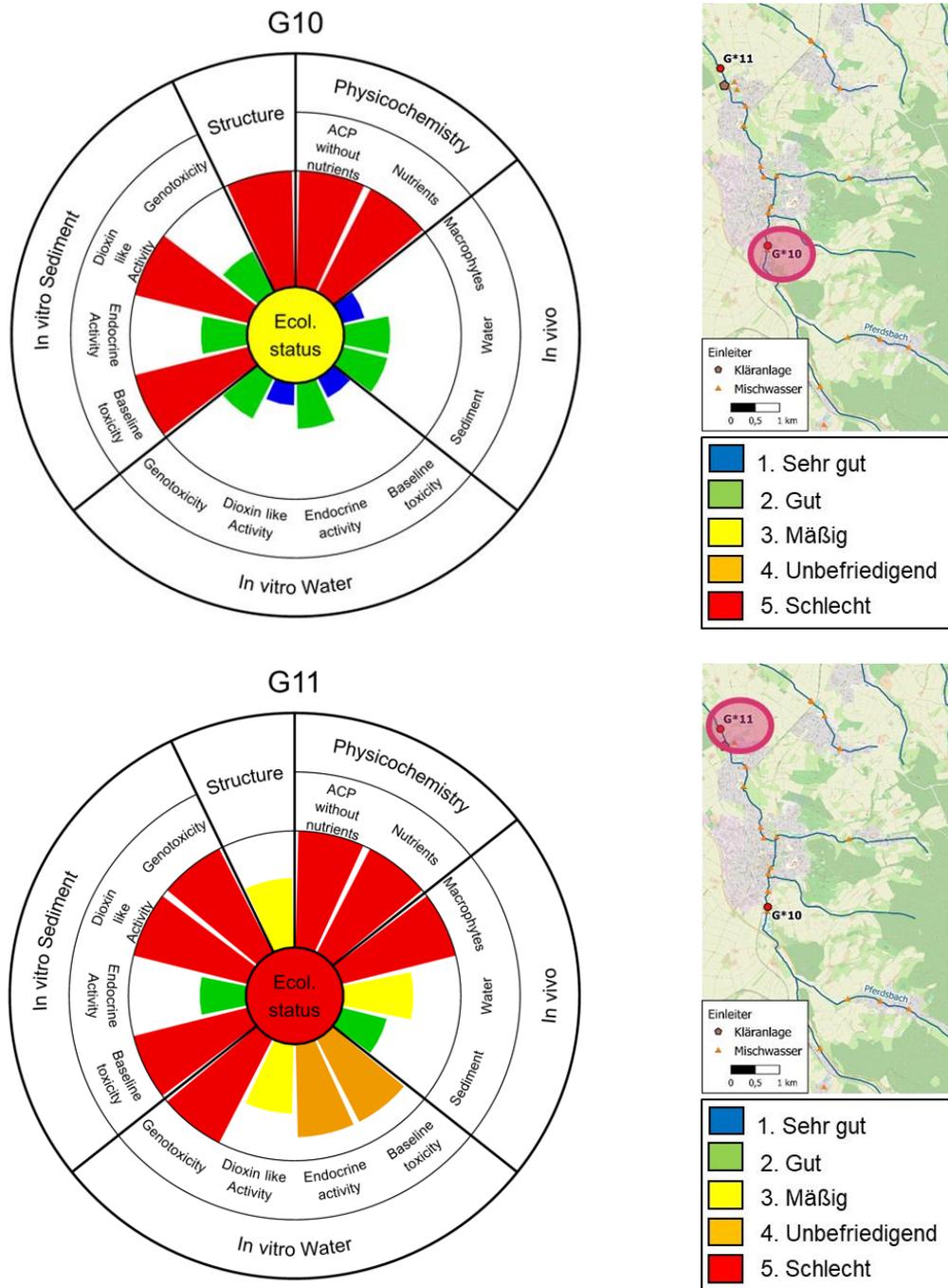


Abbildung 11: Vergleich des ökologischen und ökotoxikologischen Zustandes oberhalb (G10) und unterhalb (G11) einer hessischen Kläranlage. Der ökologische Zustand wurde basierend auf dem vorkommenden Makrozoobenthos ermittelt (Meier et al. 2006), die Strukturwerte wurde mittels der LAWA-Strukturwertkartierung (Zumbroich und Müller 1999) bestimmt. Für die Ökotoxikologie wurden die in-vitro- und die in-vivo-Ergebnisse der Wasser-/Sedimentuntersuchungen verwendet und separate Zustände für die pflanzliche und tierische Spezies abgeleitet.

Die ökotoxikologischen Bewertungen des Wassers und des Sediments wurden mit Ausnahme des dioxin-ähnlichen sowie endokrinen Potentials als „unbefriedigend“ und „schlecht“

klassifiziert und damit um bis zu drei Klassen schlechter im Vergleich zur oberhalb liegenden Probestelle G10. In der Wasserphase erreichte keiner der getesteten Endpunkte einen guten Zustand. Bei der Testung der Sedimentextrakte wurden insbesondere basistoxische, dioxin-ähnliche und gentoxische Effekte gefunden, zusätzlich zeigten sich auf der In-vivo-Ebene insbesondere bei den Makrophyten adverse Effekte.

Um nun den ökotoxikologischen Zustand auf einen Wert zu verdichten, so ergibt sich unter Berücksichtigung der *additiven Aggregation* (arithmetisches Mittel) der Daten im Gesamtergebnis an der oberhalb der Ortschaft liegenden Probestelle G10 ein Wert von durchschnittlich 2,27 und damit die ökotoxikologische Zustandsklasse „mäßig“. Unterhalb ergibt sich an G11 ein mittlerer Wert von 3,91 und damit die ökotoxikologische Zustandsklasse „unbefriedigend“.

Interpretation der Befunde

An der Probestelle G10 ist der strukturelle Zustand des Gewässers stark defizitär. Zudem traten aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Umlandnutzung hohe Nährstoffkonzentrationen in den Gewässern auf, die wiederum ein Überschreiten einiger ACP (z.B. Sauerstoffgehalt) zur Folge hatten. Da nahezu alle ökotoxikologischen Testverfahren (mit Ausnahme der Basistoxizität und des dioxin-ähnlichen Potentials) unauffällige Ergebnisse hervorbrachten, ist davon auszugehen, dass die Schadstoffbelastung von Wasser und Sediment vergleichsweise gering ist. Demzufolge werden an dieser Probestelle Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstruktur (z.B. Anlage ein gewässerbegleitenden Gehölzstreifens bzw. Gewässerrandstreifens zur Reduktion von Nährstoffeinträgen und einer Absenkung der Wassertemperatur) zielführend sein.

Im Gegensatz dazu sind an der Probestelle G11 die strukturellen Defizite weniger ausgeprägt, hier weicht die Gewässerstrukturgüteklasse lediglich um eine Stufe vom guten Zustand ab. Dennoch ergab die ökologische Bewertung die Zustandsklasse „schlecht“, was sich eindeutig mit einer stofflichen Belastung begründen lässt. Somit würden vorrangig technische Maßnahmen, wie beispielweise die Ertüchtigung der Kläranlage mit einer erweiterten Abwasserreinigung (4. Reinigungsstufe) zu einer effektiven Verbesserung des Gewässers führen (UBA, 2015). Um tatsächlich einen guten ökologischen Zustand zu erreichen, können nachrangig auch strukturelle Maßnahmen des „stark veränderten“ Gewässers sowie eine Reduktion des Nährstoffeintrags zielführend sein. Des Weiteren erscheint es sinnvoll, auf Basis der gefundenen ökotoxikologischen Effekte eine spezifische chemische Analytik als Nachuntersuchung durchzuführen. So können chemische Substanzen identifiziert werden, die

eine noch genauere Ursachenrückverfolgung ermöglichen. Wichtig ist in jedem Fall eine Priorisierung von Maßnahmen.

6. Transfer in die Praxis

Das im Rahmen dieses Projektes entwickelte ökotoxikologische Bewertungsverfahren zur Abschätzung der stofflichen Belastung eines Gewässerabschnittes soll zukünftig in der wasserwirtschaftlichen Praxis eingesetzt werden, um letztlich Renaturierungsmaßnahmen an jeder Probestelle bzw. jedem Gewässerabschnitt maßgeschneidert anzupassen. Dies setzt eine nationale bzw. internationale Harmonisierung der eingesetzten ökotoxikologischen Verfahren und Methoden der Datenauswertung voraus. In dem Zusammenhang wurde während der Projektlaufzeit im Oktober 2023 ein Anwenderworkshop "Effektbasiertes Gewässermonitoring (EGM)" beim Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Verkehr (LANUV) Nordrhein-Westfalens in Duisburg veranstaltet.

6.1 Anwenderworkshop im LANUV (Duisburg)

Im Rahmen des Themenworkshops "Effektbasiertes Gewässermonitoring (EGM)" erläuterten insgesamt 22 internationale und nationale TeilnehmerInnen aus diversen Forschungseinrichtungen sowie Bundes- und Landesbehörden ihre jeweiligen Erwartungen an die Veranstaltung und nannten Gründe, weshalb das EGM aus ihrer Sicht aktuell noch nicht ausreichend in der wasserwirtschaftlichen Praxis etabliert ist. Auf Basis mehrerer Impulsvorträge und einer sich anschließenden Diskussion wurden zudem Forschungsdefizite identifiziert, der Standardisierungsbedarf im EGM benannt und sowie der Frage nachgegangen, wie der Transfer und die Etablierung des EGM in der wasserwirtschaftlichen Praxis gelingen kann.

Primär erwarteten die TeilnehmerInnen eine bessere Vernetzung der beteiligten Akteure und einen intensiven Wissenstransfer im Hinblick auf neue Methoden (validierte Tests, Triggerwerte), die zukünftige Rolle der chemischen Analytik und derzeitige Einsatzmöglichkeiten des EGM in der Regulatorik. Zudem erhofften sich die TeilnehmerInnen, dass der Workshop als Ausgangspunkt für fach- bzw. institutionsübergreifende Arbeitstreffen und Kooperationsprojekte mit Anwendungsbezug dient, so dass eine gemeinschaftliche Stellungnahme für Stakeholder in naher Zukunft realisierbar wird. Nicht zuletzt könnte der Workshop zur Entwicklung einer Strategie zur besseren Verankerung des EGM in der Regulatorik dienen.

Alle TeilnehmerInnen wurden vor Beginn des Workshops gebeten, Gründe zu benennen, warum das EGM in der Wasserwirtschaft noch nicht (voll) etabliert ist. Dabei wurden folgende Aspekte benannt:

- Eine fehlende regulatorische Akzeptanz, wobei dies mit einer historisch gewachsenen Priorisierung chemischer Analyseverfahren, die oftmals als einfacher, genauer und sicherer angesehen werden sowie mit dem häufig nicht vorhandenen Wissen um die Vorteile des EGM (höhere Sensitivität; integrierend für Mischungen) begründet wird. Als weitere Gründe werden Zweifel an Robustheit der Daten und ihrer (ökologischen) Relevanz angesehen. Auch wurden diesbezüglich die Angst vor Neuem und die fehlende Kenntnis hinsichtlich der notwendigen Infrastruktur in Behörden genannt.
- Die Kommunikation zum EGM erfolgt in der Regel in wissenschaftlichen Zeitschriften, die die Behörden oft nicht erreichen.
- Es mangelt an einer einheitlichen Positionierung der Wissenschaft zu priorisierten Tests bzw. Testhierarchien.
- Grenzwerte bzw. Triggerwerte sind bislang nur teilweise definiert und in der wissenschaftlichen Literatur publiziert, ein einheitliches, standardisiertes Verfahren zur Festlegung von Triggerwerten (wie UQN) fehlt.
- Es fehlen bislang Standards für einige methodische Aspekte, z.B. für Anreicherungsverfahren.
- Werden Informationen zu für die beobachteten Effekte verantwortlichen Substanzen benötigt, ist eine effekt-dirigierte Analytik notwendig. Labors, die eine solche anbieten, sollten benannt und veröffentlicht werden.
- Die chemische Analytik wird oft als Konkurrenz und weniger als erklärendes Instrument für die beobachteten Effekte gesehen.
- Das EGM ist bislang in der EU-Wasserrahmenrichtlinie nur unzureichend verankert.
- Es fehlt an personellen und finanziellen Ressourcen und Erfahrungen bei Behörden.
- Schließlich fehlen in der Regel die gesetzlichen Grundlagen bzw. Verpflichtungen für ein EGM.
- Insgesamt mangelt es an einer Vernetzung von Aktivitäten auf verschiedenen Ebenen (z.B. Ringversuche im Rahmen von ISO/TC, Aktivitäten in EU-PARC).

Weiterhin wurden im Vorfeld des Workshops von den TeilnehmerInnen Vorschläge erbeten, wie die Akzeptanz effektbasierter Methoden in der Wasserwirtschaft erhöht und eine breitere Anwendung ermöglicht werden könnte. Dazu wurden folgende Meinungen geäußert:

- Durch eine intensivere Kommunikation zwischen Wissenschaft und Behörden lassen sich die Vorteile des EGM im Vergleich zur chemischen Analytik besser darstellen. Dabei kann die Bildung einer Task-Force für EGM eine entsprechende Unterstützung leisten.
- Wichtig ist eine gemeinschaftliche Stellungnahme von Experten zu empfohlenen Tests / modularen Testbatterien / Grenzwerten, die den Behörden / Stakeholdern in Beiträgen in deutschsprachigen Zeitschriften (z.B. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft) vorgestellt werden.
- Die (behördliche) Akzeptanz kann auch mit Hilfe gut koordinierter Pilot-/Kooperationsprojekte (Praxistests), die eine empfohlene Testbatterie berücksichtigen, erhöht werden.
- Die Wasserwirtschaft sollte vorrangig externe Labore (*Best-Practice Labore*) mit der Durchführung von Tests beauftragen, gleichzeitig aber auch die entsprechenden Verfahren durchführen können, um die Testergebnisse auch beurteilen zu können.
- Die Testorganismen müssen in ausreichender Quantität und Qualität erhältlich sein.

- Das EGM sollte in Regelwerken zur Beurteilung der Gewässerqualität verankert werden. Beispielsweise sollte das EGM bei einer Revision der EU-Wasserrahmenrichtlinie verpflichtend aufgenommen werden.
- Um eine wirkungsbasierte Überwachung zu ermöglichen, ist die Ableitung von Umweltqualitätsnormen für Stoffgruppen mit derselben Wirkung notwendig.

Im Rahmen von zwei einleitenden Kurzvorträgen von Rita Tribskorn (Universität Tübingen) und Matthias Oetken (Universität Frankfurt am Main), die als Basis für die sich anschließende Diskussion im Plenum dienten, wurde zunächst auf Möglichkeiten zum Biomonitoring mit Fischen (VDI 2018, 2019) sowie mit aquatischen Wirbellosen (VDI 2024) hingewiesen. In einem weiteren Kurzvortrag von Cornelia Kienle (Ökotoxzentrum Dübendorf, Schweiz) wurde auch der Einsatz von *in-vitro-Verfahren* thematisiert sowie ein konkretes Beispiel für eine Anwendung einer Biotestbatterie zur ökotoxikologischen Beurteilung der Wasserqualität in Schweizer Fließgewässern vorgestellt (publiziert in Kienle et al. 2023).

Der zweite Teil des Workshops begann mit der Vorstellung einer Literaturstudie zu Auswirkungen von Spurenstoffen auf aquatische Organismen in Fließgewässern (Tribskorn et al. 2022), wobei deutlich wurde, dass bereits viele Methoden für das EGM vorhanden sind. Diese Verfahren sind in der Regel im Laborbereich standardisiert, weniger jedoch im Freiland Einsatz. Zudem werden in der Literaturstudie Hinweise zu Anwendungsbereichen und Störfaktoren, zum Etablierungsgrad der Tests in Behörden sowie Empfehlungen für Testbatterien gegeben. Anschließend stellte Andrea Sundermann (Senckenberg, Frankfurt am Main) ein konkretes Beispiel für den Einsatz von *In-vivo-* und *In-vitro-Tests* sowie zur anschließenden Zustandsbewertung von Oberflächengewässern mit Bezug zur Publikation von Brettschneider et al. (2019) vor. Vor Beginn der eigentlichen Diskussion im Plenum wurden in einem abschließenden Vortrag von Jochen Kuckelkorn (UBA Bad Elster) Erfahrungen aus der Trinkwasserbewertung für die Bewertung von Oberflächen- und Abwasser mitgeteilt.

Take home messages

Eine Verankerung des EGM in der Regulatorik bzw. wasserwirtschaftlichen Praxis wird innerhalb der kommenden 10 Jahre angestrebt. Um dieses Ziel realisieren zu können, wird mehrheitlich nicht nur die Notwendigkeit einer intensiven Kommunikation zwischen der Wissenschaft und den beteiligten Behörden gesehen, sondern auch zwischen der EU und den jeweiligen nationalen Administrationen. Als ein wichtiger Baustein wird in diesem Zusammenhang die Einrichtung von Kompetenzzentren (etwa nach dem Vorbild des Ökotox-Zentrums in der Schweiz) vorgeschlagen, die der Beratung und Vernetzung aller beteiligten Akteure und nicht zuletzt auch der Abstimmung mit bereits vorhandenen Initiativen dienen. Als eine weitere Möglichkeit werden Publikationen von Beiträgen zum EGM in deutschsprachigen

Zeitschriften (z.B. KW Korrespondenz Wasserwirtschaft) anstelle von Abschlussberichten zu entsprechenden Projekten genannt.

Mit Blick auf gerichtsfeste Ergebnisse im EGM, wird u.a. die begründete Ableitung von Toxizitätsschwellenwerten (entsprechend Escher und Neale, 2021; Brion et al., 2019) zur Kategorisierung der Belastung als dringlich angesehen. Weiterhin wird eine Standardisierung technischer Verfahren (z.B. Probenvorbereitung, Extraktion) sowie die Durchführung von Ringtests in verschiedenen Laboren empfohlen, um auf diese Weise nicht nur die Variabilität der erhobenen Daten abschätzen zu können, sondern auch die angewandten Methoden zu verbreiten (Multiplikationseffekt). Hinsichtlich der Auswahl entsprechender Testverfahren werden verschiedene Publikationen genannt (Brettschneider et al. 2019, Triebkorn et al. 2022, Kienle et al. 2023). Die definitive Auswahl an Tests sollte ein entsprechendes Expertengremium (*Task-Force*) übernehmen.

6.2 VDI-Expertenempfehlung (VDI-EE)

Unter dem Schirm des Vereins Deutscher Ingenieure e.V. (VDI) fand am 27. November 2024 die konstituierende Sitzung eines (inter-)nationalen Experten-Gremiums mit Vertretern aus Wissenschaft (RPTU Kaiserslautern-Landau, Umweltforschungszentrum Halle/Leipzig, Universität Frankfurt, Universität Tübingen, Ökotoxzentrum Dübendorf/Schweiz), Verwaltung (LANUV Essen, Umweltbundesamt Dessau, Bayerisches Landesamt für Umwelt Augsburg) und kleinen, mittelständischen Unternehmen (Mesocosm GmbH Homberg/Ohm, Ecosa Starnberg) mit dem Ziel statt, zeitnah eine Expertenempfehlung als Umsetzungshilfe für das EGM zu verfassen.

Im Vordergrund der deutschsprachigen Expertenempfehlung, deren primäre Zielgruppe Entscheidungsträger in unterschiedlichen Behörden sind, sollen methodische Standards zur Durchführung eines EGM sowie zur Beurteilung der gewonnenen Daten stehen. Dabei sollen zunächst technische Verfahren (z.B. Probenahme, Anreicherung, Extraktion, Lagerung) detailliert dargestellt und anschließend geeignete Tests bzw. modulare Testbatterien identifiziert werden, die unterschiedliche Wirkmechanismen (endokrine, dioxin-ähnliche, gentoxische, neurotoxische und phytotoxische Effekte) von Schadstoffen in Fließgewässern berücksichtigen. Dabei soll nicht nur die eigentliche Durchführung erläutert, sondern es sollen auch Toxizitätsschwellenwerte begründet vorgeschlagen werden, wobei die stoffliche Belastung von Fließgewässern entsprechend der EU-Wasserrahmenrichtlinie kategorisiert wird. Die Expertenempfehlung soll im Sommer 2026 verfügbar sein und dann über den VDI als

VDI-EE 4230 Blatt 7 „Biologische Verfahren zur Erfassung von Umweltbelastungen“ zu beziehen sein.

7. Referenzen

- Abbas A, Schneider I, Bollmann A, Funke J, Oehlmann J, Prasse C, Schulte-Oehlmann U, Seitz W, Ternes T, Weber M, Wesely H, Wagner M (2019): What you extract is what you see: Optimising the preparation of water and wastewater samples for in vitro bioassays. *Water Research* 152, 47–60. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.12.049>
- Betz-Koch S, Jacobs B, Oehlmann J, Ratz D, Reutter C, Wick A, Oetken M (2023): Pesticide dynamics in three small agricultural creeks in Hesse, Germany. *PeerJ* 11, e15650.
- BMEL (2016): Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373), die zuletzt durch Artikel 2 Absatz 4 des Gesetzes vom 9. Dezember 2020 (BGBl. I S. 2873) geändert worden ist. OGEWV, revised 12/9/2020.
- BMU (2008): Grundwasser in Deutschland. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), 11055 Berlin.
- BMUV/UBA 2022. Die Wasserrahmenrichtlinie – Gewässer in Deutschland 2021. Fortschritte und Herausforderungen. Bonn, Dessau.
- Brack W, Ait-Aissa S, Backhaus T, Dulio V, Escher B I, Faust M, Hilscherová K, Hollender J, Hollert H, Müller C, Munthe J, Posthuma L, Seiler T-B, Slobodnik J, Teodorović I, Tindall A J, De Aragão Umbuzeiro G, Zhang X, Altenburger R (2019): Effect-based methods are key. The European Collaborative Project SOLUTIONS recommends integrating effect-based methods for diagnosis and monitoring of water quality. *Environmental Sciences Europe* 31(1). DOI:10.1186/s12302-019-0192-2
- Brettschneider DJ, Misovic A, Schulte-Oehlmann U, Oetken M, Oehlmann J (2019): Detection of chemically induced ecotoxicological effects in rivers of the Nidda catchment (Hessen, Germany) and development of an ecotoxicological, Water Framework Directive-compliant assessment system. *Environmental Sciences Europe* 31, 7.
- Brion F, De Gussem V, Buchinger S, Hollert H, Carere M, Porcher M-C, Piccini B, Féray C, Dulio V, Könemann S, Simon E, Werner I, Kase R, Ait-Aïssa S (2019): Monitoring estrogenic activities of waste and surface waters using a novel in vivo zebrafish embryonic (EASZY) assay: Comparison with in vitro cell-based assays and determination of effect-based trigger values. *Environment International* 130: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.06.006>
- Dahm V, Döbbelt-Grüne S, Haase P, Hartmann Ch, Kappes H, Koenzen U, Kupilas B, Leps M, Reuvers Ch, Rolaufts P, Sundermann A, Wagner F, Zellmer U, Zins C, Hering D (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. Schriftenreihe des Umweltbundesamtes, Reihe Texte, 43/2014.
- Duft M, Schmitt C, Bachmann J, Brandelik C, Schulte-Oehlmann U, Oehlmann J (2007): Prosobranch snails as test organisms for the assessment of endocrine active chemicals--an overview and a guideline proposal for a reproduction test with the freshwater mudsnail *P. antipodarum*. *Ecotoxicology* 16 (1), S. 169–182.
- EEA (2007): Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. EEA Technical Report, 11/2007, Kopenhagen, DK, 182 S.
- Englert D, Zubrod JP, Schulz R, Bundschuh M (2013): Effects of municipal wastewater on aquatic ecosystem structure and function in the receiving stream. *Science of the Total Environment* 454, 401-410.
- Erhardt W, Höpker KA, Fischer I, (1996): Bewertungsverfahren Verfahren zur Bewertung von immissionsbedingten Stoffanreicherungen in standardisierten Graskulturen. UWSF - Z Umweltchem Ökotox 8, 237–240. <https://doi.org/10.1007/BF02940467>
- Escher BI, Neale PA (2021): Effect-Based Trigger Values for Mixtures of Chemicals in Surface Water Detected with In Vitro Bioassays. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40: 487-499. <https://doi.org/10.1002/etc.4944>

- Escher BI, Bramaz N, Mueller JF, Quayle P, Rutishauser S, Vermeirssen ELM (2008): Toxic equivalent concentrations (TEQs) for baseline toxicity and specific modes of action as a tool to improve interpretation of ecotoxicity testing of environmental samples. *Journal of Environmental Monitoring* 10, 612. <https://doi.org/10.1039/b800949j>
- Escher BI, Dutt M, Maylin E, Tang JYM, Toze S, Wolf CR, Lang M (2012): Water quality assessment using the AREc32 reporter gene assay indicative of the oxidative stress response pathway. *Journal of Environmental Monitoring* 14, 2877. <https://doi.org/10.1039/c2em30506b>
- European Commission (2022): Proposal for a Directive amending the Water Framework Directive, the Groundwater Directive and the Environmental Quality Standards Directive. https://environment.ec.europa.eu/publications/proposal-amending-water-directives_en
- Galluba S, Oehlmann J (2012): Widespread endocrine activity in river sediments in Hesse, Germany, assessed by a combination of in vitro and in vivo bioassays. *Journal of Soils and Sediments* 12, 252-264.
- Giebner S, Ostermann S, Straskraba S, Oetken M, Oehlmann J, Wagner M (2018): Effectivity of advanced wastewater treatment: reduction of in vitro endocrine activity and mutagenicity but not of in vivo reproductive toxicity. *Environmental Science and Pollution Research* 25, 3965–3976. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7540-1>
- Haase P, Lohse S, Pauls S, Schindehütte K, Sundermann A, Rolaufts P, Hering D (2004): Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: development of a practical standardised protocol for macroinvertebrate sampling and sorting. *Limnologica* 34 (4): 349-365.
- Haase, P.,A. Sundermann, K. Schindehütte (2006): Informationstext zur Operationellen Taxaliste als Mindestanforderung an die Bestimmung von Makrozoobenthosproben aus Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland - Stand März 2006. Forschungsinstitut Senckenberg, Frankfurt am Main.
- Haase P, Hering D, Jähnig SC, Lorenz AW, Sundermann A (2013): The impact of hydromorphological restoration on river ecological status: a comparison of fish, benthic invertebrates, and macrophytes. *Hydrobiologia* 704, 475-488.
- Hagiwara Y, Watanabe M, Oda Y, Sofuni T, Nohmi T (1993): Specificity and sensitivity of *Salmonella typhimurium* YG1041 and YG1042 strains possessing elevated levels of both nitroreductase and acetyltransferase activity. *Mutation Research/Environmental Mutagenesis and Related Subjects* 291, 171–180. [https://doi.org/10.1016/0165-1161\(93\)90157-U](https://doi.org/10.1016/0165-1161(93)90157-U)
- Halle M, Müller A (2014): Korrelationen zwischen biologischen Qualitätskomponenten und allgemeinen chemischen und physikalisch-chemischen Parametern in Fließgewässern. Endbericht Projekt O 3.12 des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall“ 2012. (http://gewaesserbewertung.de/files/lawa_acp_projekt_o3.12_endbericht_17apr2014.pdf)
- Harth FUR, Arras C, Brettschneider DJ, Misovic M, Oehlmann J, Schulte-Oehlmann U, Oetken M (2018): Small but with big impact? Ecotoxicological effects of a municipal wastewater effluent on a small creek. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 53, 1149-1160.
- Heß S, Hof D, Oetken M, Sundermann A (2023): Effects of multiple stressors on benthic invertebrates using Water Framework Directive monitoring data. *Science of the Total Environment* 878, 162952.
- Heß S, Hof D, Oetken M, Sundermann A (2024): Macroinvertebrate communities respond strongly but non-specifically to a toxicity gradient derived by effect-based methods. *Environmental Pollution* 356, 124330.
- HMUKLV (2018): Spurenstoffstrategie Hessisches Ried. Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Wiesbaden. 2. Auflage vom 27. August 2018.
- Hof D, Bing T, Glock G, Heß S, Mayer J, Oehlmann J, Oetken M (2025): In Search of the Smoking Gun: Linking results of effect-based assessment to anthropogenic land-use factors. (under review).
- Hof D, Bing T, Heß S, Mayer J, Oehlmann J, Oetken M (2024): Temporal and spatial variations in the effect-based ecotoxicological assessment of streams. *Environmental Sciences Europe* 36, 167.

- Hof D, Bing T, Heß S, Oehlmann J, Oetken M (2025a): Developing an Effect-Based Ecotoxicological Assessment System for Surface Waters. Integrated Environmental Assessment and Management (in prep.).
- Hof D, Heß S, Bing T, Ebke P, Oehlmann J, Oetken M (2023): Effektbasiertes Biomonitoring zur ökotoxikologischen Bewertung von Fließgewässern. Gefahrstoffe 83, 97-100.
- Keil F (2006): Das MOMUS-Forschungsprojekt INTAFERE – Integrierte Analyse von mobilen, organischen Fremdstoffen in Fließgewässern. Tagung "Herausforderung transdisziplinäre Umweltwissenschaften" am 24. Januar 2006. Frankfurt am Main.
- Kienle C, Bramaz N, Schifferli A, Olbrich D, Werner I, Vermeirssen E (2023): Beurteilung der Wasserqualität mit einer Biotestbatterie. Aqua & Gas 103(4), 24-33.
- LANUV (2018): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen – Kartieranleitung für kleine bis große Fließgewässer. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW. LANUV-Arbeitsblatt 18. 2. überarbeitete Auflage
- LAWA-AO (2015) RaKon Teil B Arbeitspapier II: Hintergrund- und Orientierungswerte für physikalisch-chemische Qualitätskomponenten zur unterstützenden Bewertung von Wasserkörpern entsprechend EG-WRRL.
- Leps M, Sundermann A, Tonkin JD, Lorenz AW, Haase P (2016): Time is no healer: increasing restoration age does not lead to improved benthic invertebrate communities in restored river reaches. Science of the Total Environment 557, 722-732.
- LUBW (2005): Signale aus der Natur: 20 Jahre biologische Umweltbeobachtung, 1. Aufl. ed. Landesanstalt f. Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, Baden.
- Meier C, Haase P, Rolauffs P, Schindehütte K, Schöll F, Sundermann A, Hering D (2006): Methodisches Handbuch Fließgewässerbewertung - Handbuch zur Untersuchung und Bewertung von Fließgewässern auf der Basis des Makrozoobenthos vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie. www.fliessgewaesserbewertung.de
- OECD (2004a): Sediment-water chironomid toxicity test using spiked sediment. Organisation for Economic Co-operation and Development Test No. 218, Paris
- OECD (2004b): Sediment-water chironomid toxicity test using spiked water. Organisation for Economic Co-operation and Development Test No. 219, Paris
- OECD (2006): Lemna sp. Growth Inhibition Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, Test No. 221, Paris
- OECD (2007): Sediment-Water Lumbriculus Toxicity Test Using Spiked Sediment. Organisation for Economic Co-operation and Development Test No. 225, Paris
- OECD (2013): Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test. Organisation for Economic Co-operation and Development Test No. 236, Paris
- OECD (2014), Test No. 239: Water-Sediment *Myriophyllum Spicatum* Toxicity Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing, Paris
- OECD (2016): *Potamopyrgus antipodarum* reproduction test. Organisation for Economic Co-operation and Development Test No. 242, Paris
- OgGV (2011): Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV). Bundesgesetzblatt Jahrgang 2011 Teil I Nr. 37, ausgegeben zu Bonn am 25. Juli 2011.
- Peschke K, Geburzi J, Köhler H-R, Wurm K, Triebkorn R (2014): Invertebrates as indicators for chemical stress in sewage-influenced stream systems: Toxic and endocrine effects in gammarids and reactions at the community level in two tributaries of Lake Constance, Schussen and Argen. Ecotoxicology and Environmental Safety 106, 115-125.
- Quednow K, Puettmann W (2009): Temporal concentration changes of DEET, TCEP, terbutryn, and nonylphenols in freshwater streams of Hesse, Germany: possible influence of mandatory regulations

- and voluntary environmental agreements. *Environmental Science and Pollution Research* 16, 630-640.
- Ratz D (2019): An assessment of pesticides in small running waters in areas intensively used for agriculture using in vivo and in vitro assays. Master thesis, Goethe-Universität Frankfurt am Main.
- Schröder W, Pesch R, Kratz W, Holy M, Zechmeister H, Harmens H, Fagerli H, Ilyin I (2010): Atmosphärische Deposition und Anreicherung von Schwermetallen und Stickstoff in Natura-2000-Gebieten Deutschlands. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung (UWSF)* 22, 711–720. <https://doi.org/10.1007/s12302-010-0145-2>
- Schwarzenbach RP, Escher BI, Fenner K, Hofstetter TB, Johnson CA, von Gunten U, Wehrli B (2006): The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science* 313, 1072-1077.
- Shao Y, Schiwy A, Glauch L, Henneberger L, König M, Mühlenbrink M, Xiao H, Thalmann B, Schlichting R, Hollert H, Escher BI (2020): Optimization of a pre-metabolization procedure using rat liver S9 and cell-extracted S9 in the Ames fluctuation test. *Science of The Total Environment* 749, 141468. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141468>
- Stalter D, Magdeburg A, Quednow K, Botzat A, Oehlmann J (2013): Do contaminants originating from state-of-the-art treated wastewater impact the ecological quality of surface waters? *PLoS ONE* 8 (4), e60616.
- Stalter D, Magdeburg A, Wagner M, Oehlmann J (2011) Ozonation and activated carbon treatment of sewage effluents: removal of endocrine activity and cytotoxicity. *Water Research* 45(3):1015–1024.
- Sundermann A, Antons C, Cron N, Lorenz A, Hering D, Haase P (2011a): Hydromorphological restoration of running waters: effects on benthic invertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 56, 1689-1702.
- Sundermann A, Stoll S, Haase P (2011b): River restoration success depends on the species pool of the immediate surroundings. *Ecological Applications* 21, 1962-1971.
- Sundermann A, Gerhardt M, Kappes H, Haase P (2013): Stressor prioritization in riverine ecosystems: Which environmental factors shape benthic invertebrate assemblage metrics? *Ecological Indicators* 27, 83-96.
- Triebskorn R, Wilhelm S, Wurm K (2022): Abschlussbericht: Literaturstudie zu Auswirkungen von Spurenstoffen auf aquatische Organismen in Fließgewässern und Empfehlungen für ein effektbasiertes Spurenstoffmonitoring. Projekt O 8.20 des Länderfinanzierungsprogramms "Wasser, Boden und Abfall" 2020.
- UBA (2015): Organische Mikroverunreinigungen in Gewässern – Vierte Reinigungsstufe für weniger Einträge. Umweltbundesamt Dessau-Roßlau, 26S.
- VDI (2018): Biologische Verfahren zur Erfassung von Umweltbelastungen (Biomonitoring) Fische als Wirkungsindikatoren im Monitoring VDI 4230, Blatt 5. Verein Deutscher Ingenieure e.V. Düsseldorf.
- VDI (2019): Biologische Verfahren zur Erfassung von Umweltbelastungen (Bioindikation) - Passives Biomonitoring mit Fischen als Akkumulationsindikatoren – Probenahme. Verein Deutscher Ingenieure e.V. Düsseldorf.
- VDI (2024): Biologische Verfahren zur Erfassung von Umweltbelastungen (Biomonitoring) Wirbellose als Wirkungsindikatoren im Monitoring VDI 4230, Blatt 6. Verein Deutscher Ingenieure e.V. Düsseldorf.
- Völker J, Dombrowski A (2017): AREc32-Assay zur Induktion von oxidativem Stress und Zytotoxizität. Standard Operation Procedure, Goethe Universität Frankfurt am Main.
- Völker J, Dombrowski A (2022): Bakterientoxizitätstest mit *Allivibrio fischeri*. Standard Operation Procedure, Goethe Universität Frankfurt am Main.
- Wagner M, Dombrowski A (2019): Rekombinante Hefereportergergenassays (SOP). Goethe Universität Frankfurt am Main.
- Weiss P (1999): Elementgehalte von Fichtennadeln, Pappel- und Ahornblättern. Umweltbundesamt Österreich, Wien. ISBN 3-85457-485-1

Wernersson AS, Carere M, Maggi, Tusil P, Soldan P, James A, Sanchez W, Dulio V, Broeg K, Reifferscheid G, Buchinger S, Maas H, Van Der Grinten E, O'Toole S, Ausili A, Manfra L, Marziali L, Polesello S, Lacchetti I, Mancini L, Lilja K, Linderoth M, Lundeberg T, Fjällborg B, Porsbring T, Larsson DG J, Bengtsson-Palme J, Förlin L, Kienle C, Kunz P, Vermeirssen E, Werner I, Robinson C D, Lyons B, Katsiadaki I, Whalley C, den Haan K, Messiaen M, Clayton H, Lettier Ti, Negrão Carvalho R, Gawlik B M, Hollert H, Di Paolo C, Brack W, Kammann U & Kase R (2015): The European technical report on aquatic effect-based monitoring tools under the water framework directive. Environmental Sciences Europe volume 27, 7.

8. Anhang

Tabelle A1: Bewertungsergebnisse des Makrozoobenthos aus den Frühjahrsprobennahmen. Das Ergebnis der ökologischen Zustandsklasse ergibt sich aus den Ergebnissen der drei Module Saprobie, allgemeine Degradation (multimetrischer Index) und Versauerung. Definition der ökologischen Zustandsklasse: 2 = gut, 3 = mäßig, 4 = unbefriedigend, 5 = schlecht.

Probestelle	Gewässer- typ	Ökologischer Zustand	Saprobien- index	Multimetrischer Index	Allgemeine Versauerung
G1	5	2	1,62	0,67	1
G2	5	3	1,73	0,47	1
G3	9	4	1,94	0,28	n.r.
G*4	6	4	1,90	0,25	n.r.
G5	9	3	1,80	0,40	n.r.
G*6	6	4	2,30	0,35	n.r.
G*7	19	5	2,38	0,16	n.r.
G*8	6	4	2,13	0,25	n.r.
G*9	19	3	2,05	0,42	n.r.
G*10	19	3	2,02	0,51	n.r.
G*11	19	5	2,62	0,00	n.r.
G*12	19	3	2,10	0,60	n.r.
G*13	19	4	2,22	0,37	n.r.
G*14	19	5	2,55	0,05	n.r.
G15	9	5	2,08	0,16	n.r.
M*1	5	2	1,63	0,62	1
M2	5	4	1,79	0,36	1
M3	5	4	1,93	0,20	1
M4	19	4	1,97	0,35	n.r.
M5	19	5	2,13	0,16	n.r.
M*6	19	4	2,21	0,22	n.r.
M7	19	4	1,96	0,27	n.r.
M*8	19	4	2,05	0,23	n.r.
S1	9	5	2,21	0,05	n.r.
S*2	19	5	2,41	0,18	n.r.
S*3	19	5	2,44	0,04	n.r.
S*4	19	4	2,14	0,30	n.r.
S5	9	5	2,10	0,02	n.r.
L1	5	2	1,46	0,71	1
U1	5	2	1,51	0,79	1

n.r. nicht relevant

Tabelle A2: Gesamt-Taxaliste.

Gruppe	Taxon	Anz. Stellen	Abundanz (Ind./ m ²)	
			Mittelwert	Maximum
Bivalvia	<i>Corbicula fluminea</i>	5	5,80	101
	<i>Musculium lacustre</i>	1	0,32	9,60
	<i>Pisidium</i> sp.	16	108	1.618
	<i>Sphaerium corneum</i>	2	1,79	39,2
	<i>Sphaerium</i> sp.	6	10,6	250
Coelenterata	Hydrozoa Gen. sp.	1	0,05	1,60
Coleoptera	<i>Anacaena bipustulata</i> Ad.	1	0,16	4,80
	<i>Dryops</i> sp. Lv.	3	1,71	32,0
	Dytiscidae Gen. sp. Lv.	4	2,61	56,0
	<i>Elmis aenea/mauguetii/rietscheli/rioloides</i> Ad.	7	11,5	117
	<i>Elmis</i> sp. Ad.	2	0,05	0,80
	<i>Elmis</i> sp. Lv.	8	10,6	96,0
	<i>Elodes marginata</i> Lv.	2	0,90	19,2
	<i>Elodes</i> sp. Lv.	6	0,79	11,2
	<i>Esolus angustatus</i> Ad.	1	0,96	28,8
	<i>Esolus parallelepipedus</i> Ad.	1	0,08	2,40
	<i>Esolus</i> sp. Ad.	3	0,40	4,80
	<i>Esolus</i> sp. Lv.	2	2,64	76,8
	<i>Haliphus</i> sp. Lv.	1	0,32	9,60
	<i>Helophorus brevipalpis</i> Ad.	1	0,03	0,80
	<i>Hydraena gracilis</i> Ad.	5	3,49	73,6
	<i>Hydraena minutissima</i> Ad.	1	0,13	4,00
	<i>Hydraena</i> sp. Ad.	6	4,65	106
	<i>Hydrocyphon deflexicollis</i> Lv.	2	1,45	38,4
	Hydroporinae Gen. sp. Lv.	1	0,38	11,5
	<i>Limnius perrisi</i> Ad.	3	0,35	4,80
	<i>Limnius</i> sp. Ad.	6	2,65	54,4
	<i>Limnius</i> sp. Lv.	10	25,1	307
	<i>Limnius volckmari</i> Ad.	7	3,47	38,4
	<i>Orectochilus villosus</i> Lv.	6	1,65	15,2
	<i>Oreodytes sanmarkii</i> Ad.	1	0,03	0,80
	<i>Oulimnius</i> sp. Ad.	1	0,16	4,80
	<i>Oulimnius</i> sp. Lv.	5	1,03	9,60
	<i>Platambus maculatus</i> Lv.	2	1,07	31,2
	<i>Riolus</i> sp. Lv.	1	0,32	9,60
Crustacea	Asellidae Gen. sp.	3	3,36	57,6
	<i>Asellus aquaticus</i>	17	94,0	2.214
	<i>Crangonyx pseudogracilis</i>	1	0,16	4,80
	<i>Crangonyx/Niphargus</i> sp.	3	1,89	48,0
	Decapoda Gen. sp.	1	0,32	9,60
	Gammaroidea Gen. sp.	3	1,31	24,0
	<i>Gammarus fossarum</i>	10	210	5.269
	<i>Gammarus pulex</i>	23	137	1.712
	<i>Gammarus roeselii</i>	12	88,1	759
	<i>Gammarus</i> sp.	25	153	773
	<i>Gammarus tigrinus</i>	3	13,8	326
<i>Proasellus coxalis</i>	5	8,91	149	
Diptera	<i>Atrichops crassipes</i>	1	0,03	0,80
	Ceratopogoninae/Palpomyiinae Gen. sp.	15	21,4	163
	<i>Chelifera</i> sp.	1	0,09	2,60
	Chironomidae Gen. sp.	23	405	5.674
	Chironominae Gen. sp.	2	0,35	8,00
	Chironomini Gen. sp.	25	269	1.493
	<i>Chrysopilus</i> sp.	1	0,16	4,80
	<i>Chrysops</i> sp.	3	0,83	14,4
	Clinocerinae Gen. sp.	4	0,93	9,60
	Culicidae Gen. sp.	2	0,34	5,30

<i>Dasyhelea</i> sp.	2	2,72	72,0
<i>Dicranota</i> sp.	9	5,11	72,0
<i>Dixa</i> sp.	2	0,49	9,60
Dolichopodidae Gen. sp.	3	1,92	28,8

Gruppe	Taxon	Anz. Stellen	Abundanz (Ind./ m ²)	
			Mittelwert	Maximum
Diptera	<i>Eloeophila</i> sp.	5	2,80	38,4
	<i>Hemerodromia</i> sp.	4	0,88	9,60
	<i>Ibisia marginata</i>	2	0,57	14,4
	Limoniidae Gen. sp.	4	0,57	4,80
	<i>Lispe</i> sp.	1	0,16	4,80
	<i>Pedicia</i> sp.	1	1,44	43,2
	<i>Pilaria</i> sp.	3	0,57	9,60
	<i>Prodiamesa olivacea</i>	24	145	941
	<i>Prosimulium</i> sp.	9	26,0	461
	<i>Prosimulium tomosvaryi</i>	2	0,25	4,80
	Psychodidae Gen. sp.	6	1,20	14,4
	<i>Ptychoptera</i> sp.	3	1,36	19,2
	<i>Simulium (Wilhelmia)</i> sp.	1	0,09	2,60
	<i>Simulium latipes</i>	2	0,48	9,60
	<i>Simulium monticola</i>	1	0,09	2,60
	<i>Simulium ornatum</i> -Gr.	4	0,93	20,0
	<i>Simulium</i> sp.	18	34,7	259
	<i>Simulium vernum</i> -Gr.	1	0,16	4,80
	Stratiomyidae Gen. sp.	7	1,17	9,60
	Tabanidae Gen. sp.	3	0,55	9,60
Tanypodinae Gen. sp.	24	180	2.670	
Tanytarsini Gen. sp.	29	399	1.819	
<i>Tipula</i> sp.	9	3,39	43,2	
Ephemeroptera	Baetidae Gen. sp.	10	1,75	12,0
	<i>Baetis alpinus/lutheri/melanonyx/vardarensis</i>	1	0,09	2,60
	<i>Baetis buceratus</i>	2	0,10	2,20
	<i>Baetis lutheri</i>	1	0,16	4,80
	<i>Baetis muticus</i>	2	2,81	81,6
	<i>Baetis nexus</i>	6	0,96	17,6
	<i>Baetis niger</i>	1	0,32	9,60
	<i>Baetis rhodani</i>	12	38,5	485
	<i>Baetis</i> sp.	13	12,8	120
	<i>Baetis vernus</i>	4	0,45	4,80
	<i>Caenis luctuosa</i>	1	0,16	4,80
	<i>Caenis luctuosa/macrura</i>	1	0,80	24,0
	<i>Caenis</i> sp.	3	0,64	9,60
	<i>Centroptilum luteolum</i>	3	0,53	14,4
	<i>Cloeon dipterum</i>	2	7,04	190
	<i>Cloeon</i> sp.	1	0,32	9,60
	<i>Ecdyonurus</i> sp.	1	0,08	2,40
	<i>Ecdyonurus venosus</i> -Gr.	1	0,21	6,40
	<i>Epeorus assimilis</i>	3	6,36	187
	<i>Ephemerella danica</i>	11	5,81	72,0
	<i>Ephemerella</i> sp.	2	1,44	38,4
	<i>Ephemerella mucronata</i>	1	1,71	51,2
	<i>Ephemerella</i> sp.	1	0,48	14,4
	<i>Habroleptoides confusa</i>	4	3,02	43,5
	<i>Habrophlebia lauta</i>	1	1,60	48,0
	<i>Habrophlebia</i> sp.	1	0,09	2,60
	<i>Heptagenia flava</i>	1	0,05	1,60
	Heptageniidae Gen. sp.	2	4,16	115
	Leptophlebiidae Gen. sp.	2	3,07	81,6
	<i>Metreletus balcanicus</i>	2	1,66	42,7

	<i>Paraleptophlebia</i> sp.	1	0,16	4,80
	<i>Rhithrogena semicolorata</i> -Gr.	8	21,1	178
	<i>Rhithrogena</i> sp.	6	3,76	48,0
Gastropoda	<i>Acroloxus lacustris</i>	1	0,64	19,2
	<i>Ancylus fluviatilis</i>	4	1,09	19,2
	<i>Bithynia tentaculata</i>	3	1,27	28,8
	<i>Galba truncatula</i>	2	0,25	4,80
	<i>Gyraulus</i> sp.	1	0,32	9,60

Gruppe	Taxon	Anz. Stellen	Abundanz (Ind./ m ²)	
			Mittelwert	Maximum
Gastropoda	<i>Physa fontinalis</i>	1	0,32	9,60
	<i>Physella</i> sp.	4	2,14	43,2
	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	5	8,68	178
	<i>Radix balthica/labiata</i>	5	1,31	14,4
	<i>Radix</i> sp.	2	0,19	4,80
Heteroptera	<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	4	0,59	15,2
	Corixidae Gen. sp.	4	2,21	46,4
	Heteroptera Gen. sp.	1	0,09	2,60
	<i>Nepa cinerea</i>	2	0,05	0,80
Hirudinea	<i>Alboglossiphonia heteroclita</i>	3	1,12	14,4
	<i>Dina lineata</i>	1	0,16	4,80
	<i>Erpobdella octoculata</i>	7	12,6	283
	<i>Erpobdella testacea</i>	1	0,16	4,80
	<i>Glossiphonia complanata</i>	4	0,64	4,80
	<i>Glossiphonia concolor</i>	1	0,16	4,80
	<i>Glossiphonia nebulosa/verrucata</i>	1	0,16	4,80
	<i>Glossiphonia</i> sp.	1	0,16	4,80
	<i>Helobdella stagnalis</i>	6	5,79	120
Megaloptera	<i>Sialis lutaria</i>	2	0,37	10,4
Odonata	Anisoptera Gen. sp.	1	0,03	0,80
	<i>Calopteryx</i> sp.	4	0,93	12,0
	<i>Calopteryx splendens</i>	5	1,48	16,8
	<i>Calopteryx virgo</i>	4	0,27	5,60
	Coenagrionidae Gen. sp.	4	2,21	53,6
	<i>Cordulegaster boltonii</i>	1	0,11	3,20
	<i>Cordulegaster</i> sp.	1	0,08	2,40
	<i>Gomphus vulgatissimus</i>	1	0,03	0,80
	<i>Libellula fulva</i>	1	0,03	0,80
	Libellulidae Gen. sp.	1	0,16	4,80
	<i>Onychogomphus forcipatus forcipatus</i>	2	0,05	0,80
	<i>Onychogomphus/Ophiogomphus</i> sp.	1	0,03	0,80
	<i>Ophiogomphus cecilia</i>	2	0,05	0,80
	<i>Orthetrum</i> sp.	1	0,03	0,80
	<i>Platycnemis pennipes</i>	7	1,91	14,4
	Zygoptera Gen. sp.	3	0,95	14,4
Oligochaeta	<i>Branchiura sowerbyi</i>	1	1,12	33,6
	<i>Eiseniella tetraedra</i>	21	17,9	139
	Enchytraeidae Gen. sp.	2	62,9	1.882
	<i>Haplotaxis gordioides</i>	10	23,8	614
	Lumbriculidae Gen. sp.	12	110	2.496
	<i>Lumbriculus variegatus</i>	3	2,08	33,6
	Naididae/Tubificidae Gen. sp.	28	415	2.765
	Oligochaeta Gen. sp.	26	582	5.376
	<i>Stylodrilus heringianus</i>	6	9,67	160
Plecoptera	<i>Amphinemura</i> sp.	2	7,59	202
	<i>Brachyptera risi</i>	4	6,09	92,8
	<i>Brachyptera seticornis</i>	2	0,40	11,3
	<i>Brachyptera</i> sp.	2	0,82	19,9
	<i>Isoperla</i> sp.	2	2,24	44,0

	<i>Leuctra nigra</i>	2	1,21	33,6
	<i>Leuctra</i> sp.	2	6,14	163
	<i>Nemoura</i> sp.	2	2,50	38,4
	<i>Perlodes</i> sp.	1	0,03	0,80
	Perlodidae Gen. sp.	1	0,09	2,60
	<i>Protonemura</i> sp.	6	6,37	96,0
	<i>Siphonoperla</i> sp.	2	5,48	149
Trichoptera	<i>Anabolia brevipennis</i>	1	0,16	4,80
	<i>Anabolia nervosa</i>	3	0,45	5,60
	<i>Athripsodes bilineatus bilineatus</i>	2	0,40	7,20
	<i>Athripsodes</i> sp.	3	0,83	15,2
Gruppe	Taxon	Anz. Stellen	Abundanz (Ind./ m ²)	
			Mittelwert	Maximum
Trichoptera	Chaetopterygini/Stenophylacini Gen. sp.	12	12,3	126
	<i>Chaetopteryx villosa villosa</i>	1	0,03	0,80
	<i>Crunoecia irrorata irrorata</i>	1	0,09	2,60
	<i>Cyrnus trimaculatus</i>	1	0,13	4,00
	<i>Drusus annulatus/biguttatus</i>	1	0,03	0,80
	<i>Glossosoma conformis</i>	1	0,19	5,60
	<i>Glyphotaelius pellucidus</i>	3	0,35	4,80
	<i>Goera pilosa</i>	1	0,16	4,80
	<i>Halesus</i> sp.	6	2,30	24,0
	<i>Hydropsyche angustipennis angustipennis</i>	5	1,08	12,8
	<i>Hydropsyche fulvipes</i>	1	0,16	4,80
	<i>Hydropsyche instabilis</i>	3	0,92	13,1
	<i>Hydropsyche pellucidula-Gr.</i>	2	0,16	4,00
	<i>Hydropsyche saxonica</i>	2	1,20	35,2
	<i>Hydropsyche siltalai</i>	6	5,68	70,4
	<i>Hydropsyche</i> sp.	10	4,92	56,0
	<i>Hydroptila</i> sp.	7	8,23	186
	Hydroptilidae Gen. sp.	1	0,16	4,80
	<i>Ironoquia dubia</i>	1	0,03	0,80
	<i>Lepidostoma basale</i>	6	2,61	32,0
	Limnephilidae Gen. sp.	12	9,90	206
	Limnephilini Gen. sp.	18	16,3	162
	<i>Lype</i> sp.	7	1,15	14,4
	<i>Micrasema longulum</i>	1	0,08	2,40
	<i>Mystacides azurea</i>	3	0,31	4,40
	<i>Mystacides longicornis/nigra</i>	2	0,41	9,60
	<i>Mystacides</i> sp.	1	0,05	1,60
	<i>Odontocerum albicorne</i>	1	0,21	6,40
	<i>Philopotamus montanus montanus</i>	2	0,53	9,50
	<i>Philopotamus</i> sp.	1	0,08	2,40
	<i>Plectrocnemia</i> sp.	3	0,48	7,90
	Polycentropodidae Gen. sp.	4	0,80	10,5
	<i>Polycentropus flavomaculatus flavomaculatus</i>	1	0,03	0,80
	<i>Polycentropus</i> sp.	2	0,19	4,80
	<i>Potamophylax cingulatus/latipennis/luctuosus</i>	4	1,87	34,4
	<i>Potamophylax rotundipennis</i>	2	0,21	5,60
	<i>Potamophylax</i> sp.	2	0,19	4,80
	<i>Psychomyia pusilla</i>	4	1,81	28,8
	<i>Rhyacophila (Rhyacophila) sp.</i>	8	2,09	28,8
	<i>Rhyacophila</i> sp.	2	0,38	10,5
	<i>Sericostoma</i> sp.	6	1,55	14,4
	<i>Silo pallipes</i>	5	1,57	20,0
	<i>Tinodes</i> sp.	2	0,25	4,80
Turbellaria	<i>Dugesia gonocephala</i>	1	0,64	19,2
	<i>Dugesia lugubris/polychroa</i>	6	3,18	38,4
	<i>Dugesia</i> sp.	4	1,15	19,2
	<i>Polycelis</i> sp.	1	0,32	9,60
	Turbellaria Gen. sp.	6	1,04	7,20

Tabelle A3: Chemisch-physikalische Analysen von Sedimenten der Fließgewässer-einzugsgebiete Gersprenz, Schwarzbach und Modau.

Analytiknummer:				22053112.1	22053112.2	22053112.3	22053112.4	22053112.5
Probenart:				Sediment	Sediment	Sediment	Sediment	Sediment
Probenbezeichnung:				G 1	G 2	G 3	G 4	G 5
Parameter	Einheit	Verfahren	BG					
Trockensubstanz	%	DIN ISO 11465	0,1	99,0	99,4	99,2	99,0	99,4
TOC	%	DIN EN 13137	0,05	0,49	0,34	0,55	0,69	0,43
PAK								
Naphthalin	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acenaphtylen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acenaphten	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fluoren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,02	<0,01
Phenanthren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	0,02	0,03	0,03
Anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01
Fluoranthen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,02	0,01	0,05	0,12	0,10
Pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,02	<0,01	0,03	0,10	0,08
Benz(a)anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,02	<0,02	0,04	0,09	0,09
Chrysen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	<0,02	<0,02	0,03	0,07	0,06
Benzo(b)fluoranthen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,03	<0,02	0,04	0,07	0,07
Benzo(k)fluoranthen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,03	0,04
Benzo(a)pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	<0,02	<0,02	0,03	0,07	0,07
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,06	<0,02	0,05	0,03	0,10
Dibenz(a,h)anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,02	<0,02	0,03	<0,02	0,05
Benzo(g,h,i)perylene	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,03	<0,02	0,04	0,03	0,07
Summe PAK	mg/kg			0,20	0,01	0,36	0,67	0,77
PCB								
PCB 28	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 52	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 101	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 118	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 153	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 138	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 180	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Summe (PCB)	mg/kg							
Blei	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	12,7	6,4	10,8	15,0	13,5
Cadmium	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,05	0,12	<0,05	<0,05	0,13	0,07
Eisen	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	50	16800	10900	14400	13900	13600
Kupfer	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	11,5	6,9	9,7	15,1	8,6
Mangan	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	10	990	604	585	667	362
Nickel	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	14,6	7,1	12,6	17,2	12,0
Quecksilber	mg/kg	DIN EN 1483	0,03	0,08	0,07	0,05	0,08	0,05
Zinn	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	6,2	0,5	1,2	1,4	1,0
Zink	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,2	59,3	42,7	67,1	103	68,7
Pestizide								
2, 4, 5-T	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

2, 4-D	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichlorprop	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Aldicarb	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Atrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Azinphos-methyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bentazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bifenox	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Boscalid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bromacil	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Carbamazepin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Carbetamide	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Carbofuran	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chloridazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chloridazon-Desphenyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chlortoluron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Desethylatrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Desethylterbutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Desisopropylatrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichlorbenzamid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichlorvos	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Diclofenac	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Diflubenzuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dikegulac	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimefuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethachlor-Sulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethenamid-P	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethomorph	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethylsulfamid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Diuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Ethidimuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Etrifos	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenitrothion	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenoxycarb	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenthion	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Flazasulfuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Flumioxazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1
Fluopyram	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Flusilazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Hexazinon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Imidacloprid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Isoproturon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Cyhalothrin, lambda-	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Lenacil	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Linuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
MCPA	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Mecoprop	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metalaxyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metamitron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metazachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metazachlorsulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metazachlorcarbonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Methabenzthiazuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Methyldesphenylchloridazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metobromuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metolachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
S-Metolachlor-Sulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
S-Metolachlor-Carbonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metribuzin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Monuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Parathionethyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Phenmedipham	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Prometryn	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Propazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Propiconazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Sebutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Simazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Tebuconazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Terbutryn	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Terbutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

				G 6	G 7	G 8	G 9	G 10
Trockensubstanz	%	DIN ISO 11465	0,1	98,1	98,2	99,3	99,3	98,8
TOC	%	DIN EN 13137	0,05	1,49	1,04	0,52	0,53	0,52
PAK								
Naphthalin	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acenaphtylen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acenaphten	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fluoren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	0,07	<0,01	<0,01	<0,01
Phenanthren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,02	0,16	0,08	0,02	0,03
Anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	0,07	0,03	0,01	0,02
Fluoranthen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,08	0,42	0,27	0,07	0,09
Pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,06	0,32	0,19	0,05	0,07
Benz(a)anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,06	0,33	0,19	0,06	0,08
Chrysen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,05	0,27	0,14	0,04	0,05
Benzo(b)fluoranthen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,06	0,34	0,15	0,05	0,07
Benzo(k)fluoranthen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	<0,02	0,13	<0,02	0,02	0,03
Benzo(a)pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,05	0,30	0,14	0,05	0,07
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,03	0,32	0,04	0,07	0,10
Dibenz(a,h)anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	<0,02	0,19	<0,02	0,04	0,05
Benzo(g,h,i)perylen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	<0,02	0,31	0,05	0,06	0,08
Summe PAK	mg/kg			0,41	3,23	1,28	0,54	0,74
PCB								
PCB 28	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 52	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 101	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 118	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 153	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	0,004	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 138	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	0,004	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 180	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	0,005	<0,001	<0,001	<0,001
Summe (PCB)	mg/kg				0,013			
Blei	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	20,3	33,0	12,1	7,1	11,9
Cadmium	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,05	0,22	0,29	0,10	0,06	0,08
Eisen	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	50	15700	21700	9010	7990	14400
Kupfer	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	17,2	21,5	15,0	7,1	10,2
Mangan	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	10	724	642	423	675	374
Nickel	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	19,9	26,2	14,2	8,7	17,7
Quecksilber	mg/kg	DIN EN 1483	0,03	0,06	0,11	0,07	0,04	0,04
Zinn	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	1,6	2,0	1,4	0,6	1,1
Zink	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,2	90,3	121	96,6	43,4	46,5
Pestizide								
2, 4, 5-T	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
2, 4-D	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichlorprop	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Aldicarb	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Atrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Azinphos-methyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bentazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bifenox	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Boscalid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bromacil	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Carbamazepin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Carbetamide	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Carbofuran	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chloridazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chloridazon-Desphenyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chlortoluron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Desethylatrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Desethylterbutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Desisopropylatrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichlorbenzamid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichlorvos	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Diclofenac	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Diflubenzuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dikegulac	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimefuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethachlor-Sulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethenamid-P	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethomorph	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethylsulfamid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Diuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Ethidimuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Etrimfos	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenitrothion	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenoxycarb	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenthion	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Flazasulfuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Flumioxazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	0,2	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fluopyram	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Flusilazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Hexazinon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Imidacloprid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Isoproturon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Cyhalothrin, lambda-	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Lenacil	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Linuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
MCPA	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Mecoprop	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metalaxyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metamitron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metazachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metazachlorsulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metazachlorcarbonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Methabenzthiazuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Methyldesphenylchloridazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metobromuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metolachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
S-Metolachlor-Sulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
S-Metolachlor-Carbonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metribuzin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Monuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Parathionethyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Phenmedipham	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Prometryn	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Propazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Propiconazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Sebutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Simazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Tebuconazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Terbutryn	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Terbutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

				G 11	G 12	G 13	G 14	G 15
Trockensubstanz	%	DIN ISO 11465	0,1	98,6	99,5	99,0	97,0	99,2
TOC	%	DIN EN 13137	0,05	0,71	0,49	0,95	3,91	0,69
PAK								
Naphthalin	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03	<0,01

Acenaphtylen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01
Acenaphten	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,01	<0,01
Fluoren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,01	0,03	<0,01	<0,01	<0,01
Phenanthren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,02	0,13	0,02	0,13	<0,01
Anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	0,05	<0,01	0,09	<0,01
Fluoranthen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,07	0,28	0,08	0,39	0,03
Pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,05	0,21	0,06	0,27	0,03
Benz(a)anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,05	0,23	0,05	0,24	0,02
Chrysen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,04	0,18	0,05	0,21	<0,02
Benzo(b)fluoranthen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,05	0,24	0,04	0,16	<0,02
Benzo(k)fluoranthen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	<0,02	0,10	<0,02	0,13	<0,02
Benzo(a)pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,04	0,20	0,04	0,13	<0,02
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,06	0,22	<0,02	<0,02	<0,02
Dibenz(a,h)anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,03	0,13	<0,02	<0,02	<0,02
Benzo(g,h,i)perylen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,05	0,20	<0,02	<0,02	<0,02
Summe PAK	mg/kg			0,47	2,21	0,34	1,80	0,08
PCB								
PCB 28	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 52	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 101	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	0,001	0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 118	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 153	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	0,003	0,002	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 138	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	0,002	0,002	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 180	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	0,003	0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Summe (PCB)	mg/kg			0,009	0,006			
Blei	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	12,6	21,7	28,0	41,6	10,3
Cadmium	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,05	0,11	0,10	0,18	0,49	0,09
Eisen	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	50	18400	10200	7090	10100	9630
Kupfer	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	15,9	13,1	22,2	174	13,6
Mangan	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	10	1470	281	172	124	373
Nickel	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	20,4	12,6	13,5	29,5	11,8
Quecksilber	mg/kg	DIN EN 1483	0,03	0,05	0,08	0,17	0,23	0,07
Zinn	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	1,3	1,5	4,6	12,3	1,7
Zink	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,2	79,1	85,4	118	696	78,7
Pestizide								
2, 4, 5-T	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
2, 4-D	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichlorprop	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Aldicarb	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Atrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Azinphos-methyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bentazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bifenoxy	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Boscalid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Bromacil	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Carbamazepin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Carbetamide	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Carbofuran	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chloridazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chloridazon-Desphenyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chlortoluron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Desethylatrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Desethylterbutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Desisopropylatrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichlorbenzamid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichlorvos	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Diclofenac	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	0,1	<0,1	0,8	<0,1
Diflubenzuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dikegulac	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimefuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethachlor-Sulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethenamid-P	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethomorph	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethylsulfamid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Diuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Ethidimuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Etrifos	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenitrothion	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenoxycarb	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenthion	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Flazasulfuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Flumioxazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fluopyram	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Flusilazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Hexazinon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Imidacloprid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Isoproturon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Cyhalothrin, lambda-	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Lenacil	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Linuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
MCPA	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Mecoprop	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metalaxyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metamitron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metazachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metazachlorsulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metazachlorcarbonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Methabenzthiazuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Methyldephenylchloridazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metobromuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metolachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
S-Metolachlor-Sulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
S-Metolachlor-Carbonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metribuzin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Monuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Parathionethyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Phenmedipham	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Prometryn	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Propazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Propiconazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Sebutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Simazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Tebuconazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Terbutryn	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Terbutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

				M 1	M 2	M 3	M 4	M 5
Trockensubstanz	%	DIN ISO 11465	0,1	99,8	99,8	99,9	100,0	99,8
TOC	%	DIN EN 13137	0,05	0,24	0,12	0,22	0,20	0,21
PAK								
Naphthalin	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acenaphtylen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acenaphten	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fluoren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,03
Phenanthren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,04	0,10	0,07	0,02	0,05
Anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,02	0,06	0,04	0,01	0,02
Fluoranthren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,12	0,25	0,25	0,06	0,16

Pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,09	0,18	0,18	0,04	0,12
Benz(a)anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,08	0,19	0,18	0,05	0,12
Chrysen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,07	0,13	0,14	0,03	0,09
Benzo(b)fluoranthen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,07	0,16	0,17	0,05	0,13
Benzo(k)fluoranthen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,03	0,08	0,05	<0,02	0,05
Benzo(a)pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,06	0,15	0,16	0,05	0,11
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,08	0,18	0,18	0,07	0,15
Dibenz(a,h)anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,04	0,1	0,11	0,04	0,09
Benzo(g,h,i)perylene	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,06	0,16	0,16	0,06	0,13
Summe PAK	mg/kg			0,76	1,74	1,69	0,48	1,25
PCB								
PCB 28	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 52	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 101	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,006
PCB 118	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 153	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,001
PCB 138	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,001
PCB 180	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
Summe (PCB)	mg/kg							0,008
Blei	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	8,2	40,8	31,1	15,8	11,2
Cadmium	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,05	0,05	<0,05	<0,05	0,05	0,07
Eisen	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	50	15600	22200	21500	12200	8390
Kupfer	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	8,7	16,5	12,7	11,4	15,4
Mangan	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	10	351	291	310	260	160
Nickel	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	12,0	21,4	22,6	17,2	8,3
Quecksilber	mg/kg	DIN EN 1483	0,03	0,04	0,04	0,08	0,07	0,06
Zinn	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	0,5	9,6	0,6	4,8	1,2
Zink	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,2	36,7	78,9	95,8	84,2	76,0
Pestizide								
2, 4, 5-T	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
2, 4-D	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichlorprop	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Aldicarb	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Atrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Azinphos-methyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bentazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bifenox	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Boscalid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bromacil	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Carbamazepin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Carbetamide	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Carbofuran	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Chloridazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chloridazon-Desphenyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chlortoluron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Desethylatrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Desethylterbutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Desisopropylatrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichlorbenzamid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichlorvos	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Diclofenac	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1
Diflubenzuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dikegulac	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimefuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethachlor-Sulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethenamid-P	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethomorph	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethylsulfamid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Diuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Ethidimuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Etrifos	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenitrothion	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenoxycarb	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenthion	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Flazasulfuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Flumioxazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fluopyram	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Flusilazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Hexazinon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Imidacloprid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Isoproturon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Cyhalothrin, lambda-	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Lenacil	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Linuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
MCPA	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Mecoprop	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Metalaxyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metamitron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metazachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metazachlorsulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metazachlorcarbonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Methabenzthiazuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Methyldesphenylchloridazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metobromuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metolachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
S-Metolachlor-Sulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
S-Metolachlor-Carbonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metribuzin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Monuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Parathionethyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Phenmedipham	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Prometryn	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Propazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Propiconazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Sebutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Simazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Tebuconazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Terbutryn	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Terbutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

				M 6	M 7	M 8	L 1	S 1
Trockensubstanz	%	DIN ISO 11465	0,1	99,8	99,8	99,8	99,9	100,0
TOC	%	DIN EN 13137	0,05	0,30	0,31	0,24	0,24	0,14
PAK								
Naphthalin	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acenaphtylen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acenaphten	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fluoren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	<0,01
Phenanthren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	0,02	0,04	0,13	0,03
Anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,09	0,01
Fluoranthen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,02	0,07	0,10	0,42	0,09
Pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,01	0,06	0,07	0,31	0,06
Benz(a)anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	<0,02	0,06	0,04	0,32	0,07
Chrysen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	<0,02	0,04	0,03	0,24	0,05
Benzo(b)fluoranthen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	<0,02	0,06	0,04	0,30	0,05
Benzo(k)fluoranthen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,10	<0,02
Benzo(a)pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	<0,02	0,05	0,04	0,27	0,05

Indeno(1,2,3,c,d)pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,02	0,08	<0,02	0,29	0,05
Dibenz(a,h)anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	<0,02	0,04	<0,02	0,16	0,03
Benzo(g,h,i)perylene	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	<0,02	0,07	<0,02	0,27	0,04
Summe PAK	mg/kg			0,05	0,56	0,36	2,91	0,53
PCB								
PCB 28	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
PCB 52	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,002	<0,001
PCB 101	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,013	<0,001
PCB 118	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,005	<0,001
PCB 153	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	0,001	<0,001	0,022	<0,001
PCB 138	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	0,001	<0,001	0,022	<0,001
PCB 180	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	0,001	<0,001	0,014	<0,001
Summe (PCB)	mg/kg				0,003		0,078	
Blei	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	7,9	11,1	16,8	16,7	3,1
Cadmium	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,05	<0,05	0,08	0,08	0,44	0,22
Eisen	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	50	3950	9310	11100	10400	1760
Kupfer	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	5,2	10,9	10,6	14,2	5,3
Mangan	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	10	80	180	180	711	60
Nickel	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	5,5	12,2	11,6	20,8	2,2
Quecksilber	mg/kg	DIN EN 1483	0,03	0,04	0,08	0,08	0,03	0,03
Zinn	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	2,5	0,8	0,8	1,1	<0,5
Zink	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,2	31,2	77,9	93,2	75,7	39,4
Pestizide								
2, 4, 5-T	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
2, 4-D	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichlorprop	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Aldicarb	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Atrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Azinphos-methyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bentazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bifenox	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Boscalid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bromacil	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Carbamazepin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Carbetamide	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Carbofuran	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chloridazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chloridazon-Desphenyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chlortoluron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Desethylatrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Desethylterbutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Desisopropylatrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichlorbenzamid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichlorvos	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Diclofenac	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	0,1	0,1	<0,1	<0,1
Diflubenzuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dikegulac	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimefuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethachlor-Sulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethenamid-P	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethomorph	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethylsulfamid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Diuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Ethidimuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Etrinfos	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenitrothion	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenoxycarb	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenthion	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Flazasulfuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Flumioxazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fluopyram	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Flusilazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Hexazinon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Imidacloprid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Isoproturon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Cyhalothrin, lambda-	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Lenacil	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Linuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
MCPA	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Mecoprop	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metaxyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metamitron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metazachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metazachlorsulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Metazachlorcarbonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Methabenzthiazuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Methyldephenylchloridazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metobromuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metolachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
S-Metolachlor-Sulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
S-Metolachlor-Carbonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metribuzin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Monuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Parathionethyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Phenmedipham	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Prometryn	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Propazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Propiconazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Sebutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Simazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Tebuconazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Terbutryn	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Terbutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

				S 2	S 3	S 4	S 5	U 1
Trockensubstanz	%	DIN ISO 11465	0,1	99,9	99,9	99,8	99,5	99,8
TOC	%	DIN EN 13137	0,05	0,26	0,26	0,30	0,49	0,28
PAK								
Naphthalin	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acenaphtylen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Acenaphten	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Fluoren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Phenanthren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,04	0,06	0,01	0,03	0,01
Anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	<0,01	0,01	<0,01	0,01	<0,01
Fluoranthen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,08	0,13	0,06	0,12	0,03
Pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,01	0,06	0,10	0,05	0,10	0,02
Benz(a)anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,06	0,08	0,05	0,10	0,02
Chrysen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,04	0,07	0,03	0,07	<0,02
Benzo(b)fluoranthen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,07	0,11	0,06	0,13	0,03
Benzo(k)fluoranthen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,02	0,05	<0,02	0,07	<0,02
Benzo(a)pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,06	0,10	0,06	0,12	0,04
Indeno(1,2,3,c,d)pyren	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,10	0,07	0,04	0,09	0,03
Dibenz(a,h)anthracen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,06	0,02	<0,02	0,03	<0,02
Benzo(g,h,i)perylen	mg/kg	DIN ISO 18287	0,02	0,09	0,08	0,04	0,09	0,03
Summe PAK	mg/kg			0,70	0,88	0,40	0,96	0,21
PCB								
PCB 28	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

PCB 52	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	0,001	<0,001	<0,001	0,001	<0,001
PCB 101	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	0,008	<0,001	<0,001	0,002	<0,001
PCB 118	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	0,003	<0,001	<0,001	0,001	<0,001
PCB 153	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	0,025	0,001	0,001	0,006	<0,001
PCB 138	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	0,021	0,001	0,001	0,006	<0,001
PCB 180	mg/kg	DIN EN 15308	0,001	0,025	0,001	0,001	0,006	<0,001
Summe (PCB)	mg/kg			0,083	0,003	0,003	0,022	
Blei	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	11,1	5,7	11,0	25,7	8,1
Cadmium	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,05	0,14	0,08	0,33	0,80	0,34
Eisen	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	50	3060	3480	4330	5370	8380
Kupfer	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	14,8	10,4	9,8	23,2	4,5
Mangan	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	10	60	70	160	131	391
Nickel	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	5,4	4,9	11,1	16,4	11,9
Quecksilber	mg/kg	DIN EN 1483	0,03	0,08	<0,03	0,50	0,97	0,05
Zinn	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,5	1,2	2,0	1,3	3,2	0,5
Zink	mg/kg	DIN EN ISO 17294-2	0,2	99,9	87,1	90,2	128	33,2
Pestizide								
2, 4, 5-T	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
2, 4-D	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0,1	<0,1
Dichlorprop	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Aldicarb	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Atrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Azinphos-methyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bentazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bifenox	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Boscalid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Bromacil	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	0,3	<0,1	<0,1	<0,1
Carbamazepin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Carbetamide	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Carbofuran	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chloridazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chloridazon-Desphenyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Chlortoluron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Desethylatrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Desethylterbutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Desisopropylatrazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichlorbenzamid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dichlorvos	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Diclofenac	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Diflubenzuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dikegulac	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimefuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethachlor-Sulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethenamid-P	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethomorph	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Dimethylsulfamid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Diuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Ethidimuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Etrimfos	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenitrothion	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenoxycarb	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fenthion	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Flazasulfuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Flumioxazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Fluopyram	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Flusilazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Hexazinon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Imidacloprid	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Isoproturon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Cyhalothrin, lambda-	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Lenacil	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Linuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
MCPA	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Mecoprop	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metalaxyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metamitron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metazachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metazachlorsulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metazachlorcarbonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Methabenzthiazuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Methyldephenylchloridazon	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metobromuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Metolachlor	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
S-Metolachlor-Sulfonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
S-Metolachlor-Carbonsäure	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Metribuzin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Monuron	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Parathionethyl	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Phenmedipham	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Prometryn	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Propazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Propiconazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Sebutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Simazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Tebuconazol	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Terbutryn	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Terbutylazin	µg/kg	EN ISO 11369 (F12)	0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Sichtbarkeit

Publikationen

- Heß S, Hof D, Oetken M, Sundermann A (2023): Effects of multiple stressors on benthic invertebrates using Water Framework Directive monitoring data. *Sci. Total Environ.* 878, 162952.
- Heß S, Hof D, Oetken M, Sundermann A (2024): Macroinvertebrate communities respond strongly but non-specifically to a toxicity gradient derived by effect-based methods. *Environ. Pollut.* 356, 124330.
- Hof D, Heß S, Bing T, Ebke P, Oehlmann J, Oetken M (2023): Effektbasiertes Biomonitoring zur ökotoxikologischen Bewertung von Fließgewässern. *Gefahrstoffe* 83, 05-06, 97-100.
- Hof D, Bing T, Heß S, Mayer J, Oehlmann J, Oetken M (2024): Temporal and spatial variations in the effect-based ecotoxicological assessment of streams. *Environ. Sci. Europe* 36, 167.
- Hof D, Bing T, Glock G, Heß S, Mayer J, Oehlmann J, Oetken M (2025): In Search of the Smoking Gun: Linking results of effect-based assessment to anthropogenic land-use factors. (under review).

Tagungsbeiträge

- Heß S, Bing T, Ebke P, Hof D, Oetken M, Sundermann A (2022): DECIDE - Entwicklung und Evaluierung eines ökotoxikologischen, wasserrahmenrichtlinienkonformen Bewertungssystems für Fließgewässer. 37. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie in Konstanz (Vortrag).
- Heß S, Hof D, Oetken M, Sundermann A (2023): Ecology meets toxicology: Investigating changes in benthic invertebrate communities along toxicity gradients. 13th Symposium for European Freshwater Sciences in Newcastle (England) (Vortrag).
- Heß S, Hof D, Oetken M, Sundermann A (2023): Ökologie trifft auf Toxikologie: Veränderungen der Makrozoobenthosgemeinschaft entlang von Toxizitätsgradienten. 38. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) in Köln (Vortrag).
- Heß S, Hof D, Oetken M, Sundermann A (2024): From Ecotoxicology to Ecology: Changes in Macroinvertebrate Communities Along a Toxicity Gradient. SETAC Europe 34th Annual Meeting in Sevilla (Spanien).

- Hof D, Bing T, Ebke P, Heß S, Oehlmann J, Sundermann A, Oetken M (2021): DECIDE Entwicklung eines ökotoxikologischen Bewertungssystems für Fließgewässer. Umwelt 2021 (25. Jahrestagung der SETAC GLB und GDCh), Online (Vortrag).
- Hof D, Bing T, Ebke P, Heß S, Oehlmann J, Sundermann A, Oetken M (2023): DECIDE – An ecotoxicological assessment system for rivers. SETAC Europe 33rd Annual Meeting in Dublin, Ireland (Vortrag).
- Hof D, Bing T, Ebke P, Heß S, Oehlmann J, Sundermann A, Oetken M (2023): Stadt, Land, Fluss – Lässt sich ein Zusammenhang zwischen der Umlandnutzung und dem ökotoxikologischen Zustand in Fließgewässern herstellen? Umwelt 2023 (gemeinsame Jahrestagung der SETAC GLB und GDCh) in Muttenz, Schweiz (Vortrag).
- Hof D, Bing T, Ebke P, Heß S, Oehlmann J, Sundermann A, Oetken M (2023): Ökotoxikologische Bewertung von Fließgewässern. SETAC-GLB-Jahrestagung in Muttenz, Schweiz (Poster).
- Hof D, Bing T, Ebke P, Heß S, Oehlmann J, Sundermann A, Oetken M (2024) How land-use influences aquatic ecotoxicity. SETAC Europe 34rd Annual Meeting in Seville, Spain (Poster).
- Hof D, Bing T, Ebke P, Heß S, Oehlmann J, Sundermann A, Oetken M (2024): Presentations of existing evaluation concepts - Concept of Frankfurt University. Workshop “Overall evaluation and integration of data from multiple lines of evidence for biomonitoring”, online (Vortrag)
- Hof D, Bing T, Ebke P, Heß S, Oehlmann J, Sundermann A, Oetken M (2023): How land use influences aquatic ecotoxicity. SETAC North America 45th Annual Meeting in Fort Worth, USA (Poster).
- Hof D, Bing T, Ebke P, Heß S, Oehlmann J, Sundermann A, Oetken M (2023): DECIDE – An ecotoxicological assessment system for rivers. SETAC Europe 33rd Annual Meeting in Dublin, Ireland (Vortrag).
- Hof D, Bing T, Ebke P, Heß S, Oehlmann J, Sundermann A, Oetken M (2023): Stadt, Land, Fluss – Lässt sich ein Zusammenhang zwischen der Umlandnutzung und dem ökotoxikologischen Zustand in Fließgewässern herstellen? Umwelt 2023 (gemeinsame Jahrestagung der SETAC GLB und GDCh) in Muttenz, Schweiz (Vortrag)
- Hof D, Bing T, Ebke P, Heß S, Oehlmann J, Sundermann A, Oetken M (2023): Ökotoxikologische Bewertung von Fließgewässern. SETAC-GLB-Jahrestagung in Muttenz, Schweiz (Poster)

- Hof D, Bing T, Ebke P, Heß S, Oehlmann J, Sundermann A, Oetken M (2023): Stadt, Land, Fluss – Lässt sich ein Zusammenhang zwischen der Umlandnutzung und dem ökotoxikologischen Zustand in Fließgewässern herstellen? 38. Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) in Köln (Vortrag).
- Hof D, Bing T, Ebke P, Heß S, Oehlmann J, Sundermann A, Oetken M (2024) Effect-based assessment: Seasonal differences in streams. SETAC Europe 34rd Annual Meeting in Seville, Spain (Poster).
- Projekthomepage (<https://www.decide-effektmon.de/>)