

MIKROMODELL

ENTWICKLUNG

EINES STOFFFLUSSMODELLS

UND LEITFADENS

ZUR EMISSIONSMINDERUNG

VON MIKROSCHADSTOFFEN

IM HINBLICK AUF DIE WASSERQUALITÄT



SCHLUSSBERICHT

Entwicklung eines Stoffflussmodells und Leitfadens zur Emissionsminderung von Mikroschadstoffen im Hinblick auf die Wasserqualität

Verbundprojekt

koordiniert durch

Technische Universität Dresden

in Kooperation mit

Stadtentwässerung Dresden GmbH

eins energie in sachsen GmbH & Co. KG

Zweckverband Wasser und Abwasser Vogtland

Technische Universität Bergakademie Freiberg

gefördert durch

Deutsche Bundesstiftung Umwelt – DBU

Sächsisches Staatsministerium für Energie, Klimaschutz,
Umwelt und Landwirtschaft – SMEKUL

Gelsenwasser AG

Hrsg.

Peter Krebs, Gunda Röstel

1. Auflage, Juli 2021

ISBN (??)

Copyright Informationen ...

OPEN ACCESS

Online veröffentlicht über **Qucosa**, den sächsischen Dokumenten- und Publikationsserver

DOI:

<https://doi.org/>

Entwicklung eines Stoffflussmodells und Leitfadens zur Emissionsminderung von Mikroschadstoffen im Hinblick auf die Wasserqualität (MikroModell)

Peter Krebs¹, Markus Ahnert¹, Mandy Arndt^{2,3}, Matthias Barth², Stephan Beil⁴, Hilmar Börnick⁴, Mareike Braeckevelt¹, Michael Carvalho Silva¹, Joachim Fauler⁵, Stefanie Fischer⁶, Gerold Fritsche^{1,2}, Edeltraud Günther^{7,8}, Björn Helm¹, Liv Jaeckel⁶, Dirk Jungmann⁹, Christian Koch¹, Theresa Krannich⁵, Norbert Lucke², Cathleen Matthjies², Lisa Minor², Sina Ostermann⁹, Anke Rödel¹⁰, Jessica Rosolowski⁹, Julia Rossmann⁵, Thomas Schalk¹, Henning Scharch¹¹, Sara Schubert^{5,9}, Jörg Seegert¹, Christin Seifert⁷, Anne-Kathrin Sundheim¹⁰, Geovanni Teran Velasquez¹, Sabine Zihang⁶, Gunda Röstel²

¹Technische Universität Dresden, Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft

²Stadtentwässerung Dresden GmbH

³Technische Universität Dresden, Fakultät Umweltwissenschaften

⁴Technische Universität Dresden, Institut für Hydrochemie und Wassertechnologie

⁵Technische Universität Dresden, Institut für Klinische Pharmakologie

⁶Technische Universität Bergakademie Freiberg, Professur Technik- und Umweltrecht

⁷Technische Universität Dresden, Professur Betriebliche Umweltökonomie

⁸United Nations University, Institute for Integrated Management of Material Fluxes and of Resources

⁹Technische Universität Dresden, Institut für Hydrobiologie

¹⁰eins energie in sachsen, Chemnitz

¹¹Zweckverband Wasser und Abwasser Vogtland, Plauen

Dank

Das Forschungsvorhaben "Entwicklung eines Stoffflussmodells und Leitfadens zur Emissionsminderung von Mikroschadstoffen im Hinblick auf die Wasserqualität" (kurz MikroModell) wurde im Zeitraum von Oktober 2015 bis Juni 2020 durchgeführt und gemeinsam von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, dem Sächsischen Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft sowie der Gelsenwasser AG gefördert.

Unser großer Dank gilt deshalb allen fördernden Institutionen, die dieses Projekt ermöglicht haben, und namentlich ihren Vertretern, Herrn Heidenreich, Herrn Dr. Eckardt und Herrn Ontyd, die uns stets konstruktiv begleitet haben. Wir wissen es auch besonders zu schätzen, dass nach längerem Ausfall des wichtigsten Analysegerätes während der ersten beiden Messkampagnen im September 2016 und Februar 2017 sogar eine zusätzliche Förderung bereitgestellt wurde, um den Fortgang des Projektes zu gewährleisten. Damit konnte die zwingend notwendige eigene Datengrundlage durch zwei weitere Messkampagnen im Herbst 2018 und Winter 2019 erweitert und die Unsicherheiten reduziert werden.

Neben den in vier Messkampagnen selbst erhobenen Daten wurden uns vom Sächsischen Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie eine Fülle an gewässerbezogenen Daten sowie von der örtlichen Allgemeinen Ortskrankenkasse (AOK) umfangreiche Verschreibungsdaten für ausgewählte Medikamente zur Verfügung gestellt. Wir danken beiden Institutionen für Ihre Unterstützung sowie den verantwortlichen Fachkollegen für die unbürokratische Kooperation sowie für erläuternde Anregungen zur Bearbeitung.

Die vielseitige Herausforderung unseres Verbundvorhabens konnte nur durch ein interdisziplinäres Team aus Wissenschaft und Wasserwirtschaft bewältigt werden. Dazu gehörten in MikroModell insbesondere die Betreiber der Abwassersysteme in Dresden, Chemnitz und Plauen, die das Projekt nicht nur von Beginn an vorangetrieben und maßgeblich unterstützt haben, sondern auch ihre Logistik, ihr Know-How und nennenswerte Eigenanteile eingebracht haben. Auch dafür möchten wir uns herzlich bedanken! Gleiches gilt für die Südsachsen Wasser GmbH, die kurzfristig als Partner gewonnen werden konnte und die Analytik der beiden letzten Messkampagnen maßgeblich mitbestritten hat.

Ein großer Dank geht auch an den Beirat, der das Projekt über die gesamte Laufzeit wohlwollend kritisch begleitet und damit besser gemacht hat, sowie an viele weitere Fachkolleg:innen aus Forschung und Praxis, die uns motiviert, beraten und unterstützt haben.

Abschließend danken wir allen Wissenschaftler:innen aus den Arbeitsgruppen der Siedlungswasserwirtschaft, Hydrobiologie, Ökotoxikologie, Wasserchemie, Umweltökonomie und klinischen Pharmakologie der Technischen Universität Dresden sowie des Technik- und Umweltrechts an der Technischen Universität Bergakademie Freiberg, die sich oft über Gebühr für das Projekt engagiert haben.

Vorwort

Alexander Bonde,
Generalsekretär der
Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU)



Anthropogene Spurenstoffe besitzen eine ausgeprägte Umweltrelevanz. Dieses verdeutlichen die rechtlichen Vorgaben hinsichtlich des Umgangs mit prioritären Stoffen. Da die Mikroschadstoffe über Arzneimittel und Industrieprodukte in Abwassersysteme und teilweise in die Gewässer gelangen, ist die Umweltrelevanz nicht nur regional für das betreffende Einzugsgebiet gegeben, sondern muss großflächig betrachtet werden. Durch die Bewertung der Eintragspfade und die Identifikation potentieller Hot-Spots besteht die Möglichkeit, Einfluss auf den Einsatz relevanter Schadstoffe zu nehmen.

In dem Projekt wurde am Beispiel unterschiedlich dicht besiedelter sächsischer Regionen in Chemnitz, Plauen und Dresden ermittelt, welche Rolle Kläranlagen und Auslässe aus der Kanalisation bei der Gewässergüteentwicklung – bezogen auf die Liste prioritärer Stoffe und der Umweltqualitätsnormen (UQN) – einnehmen. Es wurde erarbeitet, welche Verbesserungen für die Gewässergüteentwicklung durch Maßnahmen im Abwassersystem bzw. Reduktionsmaßnahmen erzielt werden können. Die kontinuierliche Weiterentwicklung der Liste prioritärer Stoffe macht es unabdingbar, auch die bereits stark diskutierte Schadstoffgruppe der Pharmaka in den Betrachtungen zu berücksichtigen. Zur Bewertung von Maßnahmen wurde ein umfangreiches Stoffflussmodell aufgesetzt, das Unsicherheiten in den Daten, in den Prozessen und in der Vorhersage berücksichtigte. Es diente als Werkzeug zum Vergleich verschiedener Varianten und der Robustheit der Aussagen bei verschiedenen Szenarien. Die geltenden administrativen, technischen und rechtlichen Randbedingungen bildeten die Grundlage für die Erstellung eines Leitfadens zur Emissionsminderung von Schadstoffen aus urbanen Siedlungsgebieten. Ein weiteres Projektziel war, nach dem Verursacherprinzip Maßnahmen jenseits von End-of-Pipe-Lösungen vergleichend gegenüberzustellen und Schadstoffbehandlungen an der Quelle zu benennen.

Mithilfe des Leitfadens können Erfolg versprechende Herangehensweisen und ggf. auch Lösungen auf andere urbane Entwässerungsgebiete übertragen und adaptiert sowie die Strategiebildung zum Schutz von Fließgewässern unterstützt werden. Darüber hinaus werden Ideen, Instrumente, Vorgehensweisen identifiziert und in ihrer rechtlichen Umsetzbarkeit bewertet, die auf nationaler und europäischer Ebene im Sinne der Eintragsvermeidung und Verminderung von Schadstoffen Relevanz haben. Über eine offene und transparente Kommunikation wurden Bürgerinnen und Bürger, Unternehmen und mögliche Verursacher in vielen Veranstaltungen und Aktionen eingebunden.

Das Projekt ergänzte die Förderarbeit der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU), so die DBU-Förderinitiative „Nachhaltige Pharmazie“, verschiedene Förderprojekte zur 4. Reinigungsstufe sowie produktionsintegrierte, innerbetriebliche Maßnahmen bei Indirektleitern wie z. B. Krankenhäusern. Das Projekt ging über die bis dato bekannten Projektansätze und -ergebnisse deutlich hinaus. Im Ergebnis der umfangreichen Arbeiten steht nunmehr ein handhabbares Werkzeug zur Bewertung zukünftiger Strategien zum Umgang mit Mikroschadstoffen im Abwasserbereich. Das Projekt trägt maßgeblich zu einem zielgerichteten und effizienten Mitteleinsatz im Bereich stofflicher Belastungen von Gewässern und Umwelt bei.

Mein ausdrücklicher Dank gilt dem Konsortium, das interdisziplinär hervorragend aufgestellt war, unter Federführung des Instituts für Siedlungs- und Industrier Wasserwirtschaft (ISI) der Technischen Universität (TU) Dresden, Professor Peter Krebs, und der Stadtentwässerung Dresden, Frau Gunda Röstel, sowie den vielen beteiligten Kooperationspartnern. Die DBU dankt des Weiteren dem Freistaat Sachsen, vertreten durch das Sächsische Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft, der Gelsenwasser AG sowie dem Zweckverband Wasser und Abwasser Vogtland und der eins energie in sachsen GmbH & Co. KG, die das Projekt wesentlich mit finanziert haben sowie der AOK PLUS in Sachsen für die Bereitstellung von Daten.

Vorwort

Wolfram Günther,

Staatsminister für Energie, Klimaschutz,
Umwelt und Landwirtschaft,
Freistaat Sachsen



Mikroschadstoffe, auch Spurenstoffe genannt, sind seit vielen Jahren national und international Gegenstand fachlicher und umweltpolitischer Debatten sowie der Forschung.

Spurenstoffe gelangen auf unterschiedlichen Wegen in die Umwelt und können auf unterschiedlichen Wegen reduziert werden. Sie stammen aus verschiedenen Produkten, wie zum Beispiel Human- und Tierarzneimitteln, Bioziden, Pflanzenschutzmitteln, Industriechemikalien oder Körperpflege- und Waschmitteln. Der aus Umweltsicht nachhaltigste Weg zur Reduzierung – und damit das primäre Ziel – ist die Vermeidung beziehungsweise Minimierung von Spurenstoffen bereits an der Quelle sowie bei der Anwendung (Verursacherprinzip). Die letzte Barriere vor dem Eintrag von Spurenstoffen in die aquatische Umwelt ist die Entfernung in der Kläranlage (sog. End-of-Pipe-Maßnahme).

Dieses Thema bleibt auch für das Sächsische Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft fachlich und politisch hoch relevant. Daher unterstützte der Freistaat Sachsen das Vorhaben „MikroModell – Entwicklung eines Stoffflussmodells und Leitfadens zur Emissionsminderung von Mikroschadstoffen im Hinblick auf die Wasserqualität“, neben der Bundesstiftung Umwelt (DBU) und der Gelsenwasser AG, mit mehr als einer halben Million Euro. In dem abgeschlossenen Projekt wurde ein Handlungsleitfaden mit Empfehlungen zur Emissionsminderung erstellt, für den Gewässergütedaten des Landesmessprogrammes, Erkenntnisse der Stoffflussmodellierung und Messdaten aus dem Projekt genutzt wurden.

Konkrete Bewertungs- und Handlungsmöglichkeiten im Umgang mit Mikroschadstoffen wurden für drei Beispielgebiete identifiziert und bewertet.

Mit dem entwickelten Stoffflussmodell lassen sich Quellen und Fließwege sowie Wirkungen ausgewählter Reduzierungsmaßnahmen für bestimmte Spurenstoffe beschreiben. Darüber hinaus umfasste das Vorhaben eine ganzheitliche Analyse der einzelnen Rechtsgebiete, zum Beispiel des Arzneimittel-, Chemikalien- und Düngerechts. So konnten die Besonderheiten der Herstellung und Verwendung der Stoffe und ihrer rechtlichen Regulierung herausgearbeitet werden. Weiterhin wurden wirtschaftliche Handlungsspielräume untersucht.

Die Ergebnisse des Projektes zeigen recht eindeutig, dass die Wirksamkeit potentieller Maßnahmen im Hinblick auf die Gewässerbelastung ausschließlich mit Bezug zur konkreten Einleit- und Gewässersituation beurteilt werden kann.

Wegen der guten Datenlage wurden ausgewählte Arzneimittel näher betrachtet. Dabei wurde beispielsweise für Diclofenac ein erheblicher Reduktionsbedarf festgestellt. Arzneimittel werden wesentlich über häusliche Abwässer in Gewässer eingeleitet. Der Bericht MikroModell zeigt auf, dass für häuslich anzuwendende Präparate Maßnahmen an der Quelle (z. B. Stoffaustausch) beziehungsweise andere nach dem Vorsorgeprinzip angelegte Minderungsstrategien (insbesondere bei der Anwendung) kurzfristig nur in Einzelfällen Minderungspotentiale erwarten lassen. Bei Humanmedikamenten gilt auch in Zukunft, dass die medizinische Wirkung Vorrang vor der Umweltverträglichkeit hat.

Der Umgang mit Spurenstoffen stellt in der Öffentlichkeit ein sensibles Thema dar, das Transparenz, Information und Kommunikation erfordert.

Eine fachlich fundierte Risikokommunikation – untermauert durch aktuelle, qualifizierte Forschungserkenntnisse – ist für das weitere Vorgehen wichtig. Sie muss die wesentlichen Akteure auf der politischen und der fachlichen Ebene sowie die Öffentlichkeit einschließen, um mit einer ganzheitlichen Betrachtung eine nachhaltige Abwasser- und Wasserwirtschaft sicherzustellen. Die Diskussion zum Umgang mit Spurenstoffen kann nicht ausschließlich auf die Frage der weiteren Ausrüstung von Kläranlagen reduziert werden, da diese nur ein Teil der Spurenstoffstrategie sein kann.

Sachsen wird die Projektergebnisse in die Bund-Länder-Diskussion einbringen. Mit diesen Forschungsergebnissen liegen uns sehr gute Ansätze vor, die auch eine Bereicherung für den bundesweit geführten Spurenstoff-Dialog und die Diskussion um die Weiterentwicklung der Abwasserabgabe darstellen.

Im Rahmen der Arbeiten an der Spurenstoffstrategie des Bundes wurde ein Orientierungsrahmen zur Abschätzung des Handlungsbedarfs beim Ausbau von Kläranlagen entwickelt. Dieser geht von der Belastungssituation der Gewässer mit Spurenstoffen aus. Weiterhin wurden runde Tische eingerichtet, um Maßnahmen an der Quelle und bei der Anwendung mit den Stakeholdern zu analysieren. Der Freistaat Sachsen beteiligt sich aktiv in der Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) an der Befassung mit der Spurenstoffstrategie.

Vorwort

Henning R. Deters,

Vorstandsvorsitzender der Gelsenwasser AG



Als Unternehmen der kommunalen Daseinsvorsorge ist unser Engagement auf einen vorbeugenden Boden- und Gewässerschutz gerichtet.

Natürliche, möglichst gering belastete Gewässer sind die Grundlage einer naturnahen Trinkwassergewinnung. Darum setzt sich Gelsenwasser seit vielen Jahrzehnten aktiv für den Schutz der Ressource Wasser ein. Auch in der Abwasserbehandlung werden Umweltbelastungen durch Maßnahmen bereits an der Quelle vermieden.

Dies gilt insbesondere für Spurenstoffe, die aus zahlreichen Quellen und vielfältigen Anwendungen in die Umwelt eingetragen werden. Auch hier gelten das Vorsorgeprinzip (Vermeidung von Einträgen in die Umwelt) und das Verursacherprinzip (Verantwortung für die Schadensminimierung).

Emissionsminderung von Spuren- oder Mikroschadstoffen im Hinblick auf die Wasserqualität ist auch das Kernziel des Projekts MikroModell. Deshalb haben wir von Anfang an die Projektidee unterstützt und eine fachliche und finanzielle Beteiligung zugesichert.

In Bund und Ländern wird viel zu oft nur über End-of-pipe-Lösungen unter dem Schlagwort „vierte Reinigungsstufe“ diskutiert. Das ist aber aus unserer Sicht viel zu kurz gegriffen und kann, höchstens im Einzelfall, nur Teil einer Gesamtstrategie sein.

Umso erfreulicher sind die Ergebnisse des vorliegenden Projektberichts. Auf Basis der durchgeführten wissenschaftlichen Untersuchungen werden eine Vielzahl konkreter, praktischer Maßnahmen aufgezeigt, die zu einer nachhaltigen Gesamtstrategie im Kontext der Spurenstoffthematik führen können. Mit dem Handlungsleitfaden wird Entscheidungsträgern und Betreiberorganisationen eine praxisnahe Arbeitshilfe bereitgestellt.

Die grundsätzliche Übertragbarkeit von der Modellregion in Sachsen auf andere Regionen war ein wesentlicher Projektansatz. Insofern sind nun alle Projektbeteiligten gefordert, die wesentlichen Erkenntnisse in Deutschland und den europäischen Nachbarländern zu verbreiten. Gelsenwasser wird gerne seinen Beitrag dazu leisten.

Wir danken allen Projektbeteiligten für die engagierte Mitarbeit über mehrere Jahre hinweg.

Kurzfassung

Das Forschungsvorhaben "Entwicklung eines Stoffflussmodells und Leitfadens zur Emissionsminderung von Mikroschadstoffen im Hinblick auf die Wasserqualität" (MikroModell) wurde im Zeitraum von Oktober 2015 bis Juni 2020 von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt, dem Sächsischen Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (heute Sächsisches Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft) sowie der Gelsenwasser AG gefördert. An dem interdisziplinären Projektkonsortium waren neben den Betreibern der Abwassersysteme und -anlagen in Dresden, Chemnitz und Plauen Wissenschaftler:innen aus den Bereichen der Siedlungswasserwirtschaft, Hydrobiologie, Ökotoxikologie, Wasserchemie, Umweltökonomie, Pharmakologie an der Technischen Universität Dresden sowie des Wirtschafts- und Regulierungsrechts an der Technischen Universität Bergakademie Freiberg beteiligt.

In MikroModell wurde anhand unterschiedlich dicht besiedelter sächsischer Regionen untersucht, welche Verbesserungen der Gewässerqualität durch technologische Maßnahmen im Abwassersystem, durch Reduktionsmaßnahmen an der Quelle und in der Anwendung, durch rechtliche Steuerungsmaßnahmen auf EU-, Bundes- und Landesebene sowie durch Aktivitäten im Rahmen einer regional fokussierten Öffentlichkeitsarbeit erzielt werden können, um so eine effiziente und nachhaltige Entwicklung zu befördern. Dazu wurden sowohl Substanzen der Liste prioritärer Stoffe als auch weitere Spurenstoffe an Hand verfügbarer Umweltqualitätsnormen (UQN) bewertet.

Der Bericht ist in zwei Teilen organisiert.

- Teil A beinhaltet den Handlungsleitfaden und richtet sich an Entscheidungsträger und Betreiberorganisationen, beschreibt also die praxisrelevanten Folgerungen aus den Untersuchungen.
- In Teil B werden die wissenschaftlichen Grundlagen und die Untersuchungsmethoden detailliert erläutert sowie ausgewählte Ergebnisse diskutiert.

In **Teil A** wird eine systematische Vorgehensweise zur Bewertung der Relevanz von abwasserbürtigen Mikroschadstoffen und zur Entscheidungsfindung bzgl. Optionen zur Reduktion der Gewässerbelastung mit Mikroschadstoffen vorgestellt (Kapitel A-2). Die Durchführungsempfehlung ist in einem Prozessschema zusammengefasst, das die Maßnahmenfindung als gemeinsamen Weg von Aufgabenträgern und Behörden beschreibt.

Grundlage für die Bewertung der aktuellen Situation bildet die Auswertung der Gewässergütedaten des LfULG (2009 – 2018) und zweier 21-Tage Monitoringkampagnen an den Kläranlagen-Standorten Dresden, Chemnitz und Plauen.

Die Auswirkungen von Maßnahmen im technologischen Bereich und an der Quelle werden mittels Stoffflussmodellierung aufgezeigt. In Teil A werden dazu Simulationsergebnisse für Dresden, Chemnitz und Plauen herangezogen, die zeigen, dass sich für unterschiedliche Einzugsgebiete und Stoffe unterschiedliche Maßnahmen als effektiv erweisen (Kapitel A-3). Darüber hinaus erweist sich auch die Definition der Zielgrößen als maßgebend für die Priorisierung von Maßnahmen. Es gilt den Diskurs dazu anzustoßen.

Neben konkreten technologischen Handlungsoptionen und Bewirtschaftungsansätzen an der Quelle werden auch rechtliche Handlungsoptionen in die Betrachtung miteinbezogen (Kapitel A-4). Um die Verwendungen und den Eintrag von Mikroschadstoffen aus Pflanzenschutzmitteln, Arzneimitteln sowie Industrie- und Haushaltschemikalien mittel- und langfristig zu vermindern, wurden konkrete Empfehlungen zur Anwendung bzw. zu Anpassungen in den Bereichen des Wasser-, Arzneimittel- (Human- & Tierarzneimittelrecht), Chemikalien-, Düngemittel-, Pflanzenschutz- und Biozidrechts herausgearbeitet.

Schließlich werden flankierende Aktivitäten zur Information ausgewählter Multiplikatoren und zur Aufklärung der Öffentlichkeit als unerlässlich erkannt und beschrieben (Kapitel A-5). Neben Maßnahmen zur Sensibilisierung der Bürger wurden insbesondere Kommunikationsveranstaltungen mit Ärzten und Apothekern durchgeführt. Dabei wurde zielgerichtet ein Verständnis für den nachhaltigen Einsatz und die gesicherte Entsorgung von Arzneimitteln vermittelt und allgemein das Bewusstsein geschärft, dass verschriebene Wirksubstanzen als solche oder metabolisiert/transformiert im Abwasser und ggf. im Gewässer wiederzufinden sind. Die Zusammenarbeit mit der Ärzteschaft erscheint nicht nur als zentraler Baustein zukunftsgerichteten Handelns wichtig, sondern wird auch als erfolgsversprechend angesehen.

Der in Teil A vorgestellte Handlungsleitfaden vermittelt letztlich keine absolute Priorisierung von Handlungsoptionen, da sich für unterschiedliche Zielsetzungen und unterschiedliche Bedingungen eine veränderte Priorisierung ergibt. Es wird aber der Weg hin zur Identifikation der unter den gegebenen Bedingungen besten Handlungsoption bzw. einer erfolgsversprechenden Kombination von Handlungsoptionen aufgezeigt. Dieses systematische Vorgehen wurde zwar am Beispiel von drei Pilotgebieten durchgespielt und für Sachsen flächendeckend aufbereitet, ist aber letztlich übertragbar auf andere Gebiete Deutschlands oder Europas.

In **Teil B** werden die wissenschaftlichen Grundlagen sowie ausgewählte Ergebnisse des Projektes erläutert – sofern sie nicht schon in Teil A, den Handlungsleitfaden, eingeflossen sind (siehe den rechtlichen Handlungsrahmen sowie die Empfehlungen für die Öffentlichkeitsarbeit). Teil B ist in drei Kapitel unterteilt: Monitoring und Untersuchungen vor Ort (Kapitel B-1), Reduktionsmaßnahmen im Umgang mit Mikroschadstoffen (Kapitel B-2), Erstellung und Kalibrierung des Stoffflussmodells sowie die Entwicklungsszenarien zur exemplarischen Anwendung des Modells (Kapitel B-3).

Kapitel B-1 umfasst das methodische Vorgehen zur Auswahl der Substanzen mit erhöhter Priorität an allen drei Standorten sowie eine Bewertung der Entwicklungstrends der Verschreibungsmengen für verschiedene Arzneistoffgruppen. Die Ergebnisse der vier Monitoringkampagnen, die mit kombinierten chemischen und ökotoxikologischen Analysen verbunden waren, werden zusammengefasst und ergänzende Untersuchungen zur Bewertung der Mischwasserentlastungen erläutert.

Die in Kapitel B-2 beschriebenen Untersuchungen zu Reduktionsmaßnahmen im Umgang mit Mikroschadstoffen beinhalten neben einer Übersicht zu den Kosten einer 4. Reinigungsstufe die Bewertung verschiedener Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen (Pulveraktivkohle, Ozonierung und Sandfiltration) auf Grundlage von Laborversuchen. Zudem werden die Einträge industrieller und gewerblicher Einleiter in die Kanalnetze der Modellregionen und schließlich die Möglichkeiten von Reduktions- und Vermeidungsmaßnahmen auf Grundlage einer Literaturrecherche sowie von Experteninterviews mit verschiedenen Akteuren und Multiplikatoren bewertet.

In Kapitel B-3 werden die Methoden zur Verschneidung der verschiedensten verfügbaren Informationen zur Stoffflussmodellierung beschrieben. Die verfügbaren, auf 186 vierstellige Postleitzahlbereiche bezogenen Daten zur Medikamentenverschreibung werden mit den 429 Gemeinden verschnitten, die Bevölkerung wird den Kläranlagen zugeordnet, die Kläranlagenabläufe müssen an den Fließgewässern verortet werden und sämtliche vom Land verfügbaren Informationen von Abfluss- und Qualitätsmessstellen müssen derart prozessiert werden, dass sie mit den modellierten Kläranlagenablaufwerten sinnvoll kombiniert werden können. Schließlich erfolgt die Kalibrierung und Validierung sowie die Anwendung des Stoffflussmodells zur Untersuchung von Entwicklungsszenarien und Handlungsoptionen. Die methodischen Grundlagen sind damit für eine erweiterte Anwendung und eine Übertragung auf andere Gebiete gegeben.

Abstract

The research project „Development of a Compounds Flux Model and a Compendium for reducing Micro-pollutants with regard to receiving Water Quality“ (MikroModell) was funded by the German Federal Environmental Foundation (Deutsche Bundesstiftung Umwelt, DBU), the Saxon State Ministry of Environment and Agriculture (today: Saxon State Ministry of Energy, Climate Protection, Environment and Agriculture) and by Gelsenwasser AG, from October 2015 to June 2020. In the interdisciplinary consortium, the following project partners were included: the operators of the wastewater systems of the cities of Dresden, Chemnitz and Plauen, as well as scientists from urban water management, eco-toxicology, aquatic chemistry, environmental economy and pharmacology of TU Dresden and from technology and environmental law of TU Bergakademie Freiberg.

The purpose of MikroModell was to investigate the relevance of wastewater treatment plants and discharges from sewer systems regarding priority substances and Environmental Quality Indicators (EQI) based on analysing three Saxon regions with different population densities and receiving water capacities. Specific aims were to elucidate the potentials for water quality improvement through technological measures in the wastewater system, through reduction measures at the sources, through legal regulation measures on the EU, federal and county levels as well as through adequate activities in public relations. The investigations were carried out on a regional scale in order to foster the development of an efficient and sustainable micro-pollutants management.

The report is organised in two parts.

- Part A includes the compendium and is addressing decision makers and operators, and thus describes the conclusions from the investigations relevant to practice.
- In Part B, the scientific basis and the investigation methodology are described and selected results are discussed.

In **Part A**, a systematic approach is introduced to evaluate the relevance of wastewater-borne micro-pollutants and to support decision making on potential options to reduce the resulting surface water impacts (Chapter A-2). The recommendations are summarised in a “process scheme”, in which the identification of appropriate measures is described as a common effort between operators and authorities, based on the information provided from (scientific) investigations.

The basis for the assessment of the current status is the analysis of water quality data referring to the years 2008 to 2018, provided by the Saxon State Office for Environment, Agriculture and Geology (LfULG), as well as of two 21 days monitoring campaigns around the wastewater treatment plants of Dresden, Chemnitz and Plauen.

The effects of technological and source-control measures are estimated and projected by means of compounds flux modelling. In Part A, simulation results for the regions of Dresden, Chemnitz and Plauen are introduced in order to show that different measures prove efficient for different (sub-) catchment characteristics and different compounds (chapter A-3). Moreover, the definition of the goal function turns out to be decisive for the prioritisation of measures. It is necessary to initiate the respective discourse.

Besides technological options and source control through management approaches, legal options for action are taken into consideration, too (Chapter A-4). In order to reduce the consumption and the input of micro-pollutants from pesticides and herbicides, pharmaceuticals as well as industrial and household chemicals on mid- and long-term basis, concrete recommendations were elaborated on the interpretation and the application of the laws on water, human and veterinary pharmaceuticals, chemicals, as well as fertiliser, plant protection and biocide legislation.

Finally, complementary activities on the information of and communication with selected multipliers and the education of the public were recognised as crucial (Chapter A-5). Besides raising the awareness as well as sensitising the citizens, namely communication events with medical doctors and pharmacists were organised. The goal of these events was to foster the understanding for a sustainable handling and a safe disposal of pharmaceuticals in particular and in general to sharpen the awareness that prescribed medical products are excreted in the original or in metabolised form to wastewaters and ultimately to natural water compartments. The co-operation with the medical doctors does not only seem to be a central element of future-oriented action, but more than that, it is also seen as a promising initiative.

The action guideline introduced in Part A does not convey an absolute prioritisation of measures, since this is depending on the goal function, on the catchment characteristics and on the compound to deal with. Nevertheless, it does show a systematic procedure to identify the best option or a promising combination of options. This procedure is processed for the three pilot catchments and the basics are prepared for doing this for entire Saxony. Ultimately, the procedure can be transferred to other catchments in Germany or in Europe, however, this necessarily requires decent input information and a time-consuming data and information pre-processing.

In **Part B**, the scientific background and selected results are elucidated and discussed, as far as they are not fed into Part A (see some results of the compounds flux simulations, the legal scope for action, and the recommendations for public outreach). Part B is divided into three Chapters: Monitoring and *in situ* investigations (Chapter B-1), measures to reduce the impact of micro-pollutants (Chapter B-2), building and calibration of the compounds flux model as well as the development scenarios for which the model was applied (Chapter B-3).

In Chapter B-1, the methodological procedure to select the relevant substances with high priority for all three pilot regions is introduced, as well as an assessment of the trends in prescription for various groups of pharmaceuticals. The measurements of the four three-weeks measurement campaigns are introduced, the chemical and eco-toxicological analysis results are aggregated and discussed. Besides, supplementary investigations on the evaluation of combined sewer overflows are illustrated.

Chapter B-2 comprises the investigations on reduction measures regarding micro-pollutants management. Beside mesoscale experiments on the efficiency of tertiary treatment (powder activated carbon, ozonation, sand filtration), a survey on costs of these additional treatments was carried out. Moreover, the inputs from industrial and other commercial sources into the sewer systems of the pilot regions are evaluated, and the perception of the potential for reduction and prevention measures is studied on the basis of a systematic literature review and of experts interviews with stakeholders and multipliers.

In Chapter B-3, first, the pre-processing and the aggregation of the enormous amount of data and the various information sources serving as input for the compounds flux modelling is introduced. The available data are referenced to the 186 sub-regions for the prescription data input and are combined with the 429 municipalities. The population was allocated to the numerous wastewater treatment plants, while their effluents were becoming geo-referenced inputs to the receiving waters. All the data on river flow and quality received from the LfULG had to be processed with sophisticated interpolation algorithms in order to get a meaningful combination with the input information from treatment plant effluents. Built on this, model calibration and validation were carried out, and finally the compounds flux model was applied to investigate the efficiency of the defined development options. With this procedure, the methodological basis is provided to extend the application options and to transfer the approach to other catchments or states.

Inhaltsverzeichnis Teil A

1	Einführung.....	1
1.1	Motivation und Problemstellung.....	1
1.2	Zielstellung	3
1.3	Untersuchungsstandorte und -regionen	4
1.4	Betrachtete Substanzgruppen und Substanzen	7
1.5	Struktur des Projektes und des Schlussberichtes.....	10
2	Durchführungsempfehlung zur Bewertung von Mikroschadstoffen und Maßnahmen zur Reduktion	15
2.1	Einführung.....	15
2.2	Methode und Zielgruppen.....	16
2.3	Übersicht des Prozessschemas.....	19
2.4	Erläuterungen zur Vorgehensweise und Anwendung.....	20
2.4.1	Erarbeitung der Entscheidungsgrundlagen	20
2.4.1.1	Politik/Gesetzgebung.....	20
2.4.1.2	Beschreibung des Ist-Zustandes des Umfelds.....	21
2.4.1.3	Methoden und Werkzeuge zur Entscheidungsfindung	22
2.4.2	Prüfungen zur Entscheidungsfindung	23
2.4.2.1	Voraussetzungen für die Bedarfsprüfung.....	23
2.4.2.2	Bedarfsprüfung (Defizitanalyse)	24
2.4.2.3	Ursachenfindung	24
2.4.2.4	Prozessabschluss	25
2.4.3	Umsetzung.....	26
2.4.3.1	Maßnahmenprüfung	26
2.4.3.2	Bewertung der Planungsgrundlage.....	27
2.4.3.3	Maßnahmenplanung und -umsetzung	27
2.4.4	Detailschema zur Umsetzung – Auswahl von Maßnahmen.....	27
2.5	Anpassungen und Ausblick	29
2.5.1	Überarbeitungen des Leitfadens	29
2.5.2	Offene Fragestellungen und Forschungsbedarf.....	30
2.6	Zusammenfassende Empfehlungen	31
2.7	Anwendung des Prozessschemas auf die drei Untersuchungsgebiete	32

2.7.1	Einführende Erläuterungen	32
2.7.2	Lage der ausgewerteten Chemikalien-Messdaten.....	35
2.7.3	Ist-Zustand als Entscheidungsgrundlage (Datenauswertung).....	36
2.7.3.1	Auswertungen der UQN-Überschreitungen von LfULG-Daten.....	36
2.7.3.2	Fazit aus den Daten des LfULG	49
2.7.3.3	Auswertungen der UQN-Überschreitungen aus dem 3. und 4. Monitoring.....	50
2.7.3.4	Fazit aus der Auswertung der Daten aus dem Projekt MikroModell.....	57
2.7.3.5	Verwendung der ökotoxikologischen Informationen	57
2.7.4	Weitere Abarbeitung des Schemas	58
2.7.5	Ergebnis der Bearbeitung	62
3	Bewertung von Maßnahmen zur Belastungsminderung mit dem Stoffflussmodell für Sachsen	67
3.1	Einleitung.....	67
3.2	Methode und Zielgruppen.....	67
3.3	Ergebnisse.....	68
3.3.1	Dresden	69
3.3.2	Chemnitz	73
3.3.3	Plauen.....	77
3.4	Schlussfolgerungen und Ausblick	81
4	Rechtliche Handlungsrahmen und -empfehlungen.....	85
4.1	Methode und Zielgruppen.....	85
4.2	Wasserrecht.....	85
4.3	Arzneimittelrecht.....	93
4.3.1	Humanarzneimittelrecht.....	94
4.3.1.1	Derzeitiges Recht	94
4.3.1.2	Veränderungsvorschläge	96
4.3.2	Tierarzneimittelrecht.....	99
4.4	Chemikalienrecht	103
4.5	Düngemittelrecht	107
4.6	Pflanzenschutzrecht.....	113
4.7	Biozidrecht.....	120

5	Öffentlichkeitsarbeit.....	125
5.1	Einführung.....	125
5.2	Methode und Zielgruppen.....	126
5.2.1	Allgemeine Öffentlichkeit	129
5.2.2	Bürger im Einzugsgebiet der Betreiber	131
5.2.3	Kommunalpolitiker und lokale Entsorgungsunternehmen.....	134
5.2.4	Institutionen im Gesundheitsbereich wie Krankenhäuser, Pflegeeinrichtungen sowie die Anwendergruppen Ärzte und Apotheker	135
5.2.5	Landwirte, Tierärzte.....	137
5.2.6	Schulen und Kindereinrichtungen, Lehrer.....	137
5.3	Zusammenfassung und Empfehlungen	138
6	Literatur – Teil A	141
7	Anhang – Teil A	143
7.1	Prozessdefinition als Ergebnis des Stakeholder-Dialogs	143
7.2	Beispiele für mögliche Maßnahmen.....	144
7.2.1	Maßnahmen an der Quelle (Vermeidungsprinzip)	144
7.2.1.1	Substitution kritischer Stoffe bei Arzneimitteln, Industriechemikalien, Pflanzenschutzmitteln durch:	144
7.2.1.2	Vermeidungs-/Verminderungsstrategien in Haushalt, Industrie, Gewerbe und Medizin durch:.....	144
7.2.1.3	Vor- und weitergehende mögliche Behandlung der Abwässer an Punktquellen wie Krankenhaus- und Industriekläranlagen durch	144
7.2.1.4	Maßnahmen zur Minimierung (diffuser) Einträge aus der Landwirtschaft	145
7.2.2	<i>End-of-Pipe</i> Maßnahmen (Nachsorgeprinzip).....	145
7.3	Verwendete Messstellen bei der UQN-Auswertung.....	146
7.4	Auswertung der JD_UQN-Überschreitungen der Monitoring-Daten aus MikroModell	147
7.5	Auswertung der JD_UQN-Überschreitungen der LfULG-Daten	148
7.5.1	Dresden – Ausfüllung der JD_UQN an Messstellen ober- und unterhalb der Kläranlage (2008-2018)	148
7.5.2	Dresden – Anteile an Proben unter der Bestimmungsgrenze bzw. mit dem Analyseergebnis „nicht nachweisbar“	149
7.5.3	Chemnitz – Ausfüllung der JD_UQN an Messstellen ober- und unterhalb der Kläranlage (2008-2018)	150

7.5.4	Chemnitz – Anteile an Proben unter Bestimmungsgrenze bzw. mit dem Analysenergebnis „nicht nachweisbar“	151
7.5.5	Plauen – Ausfüllung der JD_UQN an Messstellen ober- und unterhalb der Kläranlage (2008-2018)	152
7.5.6	Plauen – Anteile an Proben unter Bestimmungsgrenze bzw. mit dem Analysenergebnis „nicht nachweisbar“	153
7.6	Ergebnisse des 3. und 4. Monitorings im Projekt MikroModell	154
7.6.1	Anstieg der mittleren Nickelkonzentration (OGewV, Anlage 8, Tabelle 1 & Tabelle 2, Nr. 23) unterhalb der KA Dresden-Kaditz im 3. Monitoring.....	154
7.6.2	Überschreitung der Beobachtungswürdigkeit (halbe JD-UQN) von Terbutryn (OGewV, Anlage 8, Tabelle 1 & Tabelle 2, Nr. 45) unterhalb der KA Chemnitz im 3. Monitoring.....	155
7.6.3	Überschreitung der halben JD-UQN des Makrolid-Antibiotikums Erythromycin (EU 2018/840) stromab der KA Chemnitz im 3. Monitoring	156
7.6.4	Überschreitung der JD-UQN von Nicosulfuron (OGewV, Anlage 6, Nr. 42) in der Weißen Elster im 3. Monitoring.....	157
7.6.5	Überschreitung der rechtlich nicht relevanten JD-UQN von 11 ng/l für Ibuprofen oberhalb und unterhalb der KA Chemnitz im 4. Monitoring.....	158
7.6.6	Messungen im Fluss Chemnitz im 3. Monitoring für Ibuprofen:	159
7.7	Medienspiegel	161
7.7.1	Presseartikel zum Projekt	161
7.7.2	Artikel in Fachzeitschriften	162
7.7.3	Tagungen.....	163
7.7.4	Vorträge.....	163
7.7.5	Radiosendung.....	165
7.7.6	Fernsehbeiträge	165

Inhaltsverzeichnis Teil B

8	Monitoring und Untersuchungen vor Ort	169
8.1	Bewertung von Entwicklungstrends der Verschreibungsmengen für verschiedene Arzneistoffgruppen	169
8.1.1	Trendanalyse	169
8.1.2	Regionale Analyse	170
8.1.3	Zeitliche und räumliche Muster der Verschreibungsmengen	170
8.1.3.1	Carbamazepin und Gabapentin.....	170
8.1.3.2	Ciprofloxacin und Sulfamethoxazol	173
8.1.3.3	Erythromycin und Clarithromycin	176
8.2	Auswahl der Substanzen mit erhöhter Priorität an den drei Standorten..	177
8.3	Zusammenfassung und Bewertung der Monitoringergebnisse einschließlich Charakterisierung der drei Modellanlagen bzw. Kläranlagenabläufe	180
8.3.1	Methode der Probenahmekampagnen	180
8.3.2	Einordnung der Kläranlagen und ihrer Gewässer	184
8.3.3	Durchführung und Auswertung der chemischen und biologischen Analysen	186
8.3.4	Einordnung der Spurenstoffelimination der Kläranlagen.....	197
8.3.5	Bewertung hinsichtlich der Einhaltung der Umweltqualitätsnormen	198
8.3.6	Ökotoxikologische Bewertung: effektbasiertes Monitoring der Kläranlagen	200
8.4	Ergänzende Untersuchung und Bewertung von Mischwasserentlastungen.....	206
8.4.1	Hintergrund und Zielstellung	206
8.4.2	Charakterisierung der Einzugsgebiete und Untersuchungsobjekte	207
8.4.3	Durchgeführte Untersuchungen	208
8.4.4	Ausgewählte Ergebnisse der Mischwasserbeprobungen.....	208
8.4.4.1	Hydraulische Ereigniskennwerte	208
8.4.4.2	Stoffliche Ereigniskennwerte (Spurenstoffe).....	209
8.4.4.3	Ökotoxikologische Ereigniskennwerte.....	211
8.4.5	Einordnung der erzielten Ergebnisse.....	213

9	Reduktionsmaßnahmen.....	215
9.1	Literaturrecherche und Umfrage zu Kosten einer 4. Reinigungsstufe	215
9.1.1	Einführung und Zielstellung.....	215
9.1.2	Methodisches Vorgehen.....	216
9.1.3	Inhalte der Literatur	217
9.2	Interviews zu Erfahrungen kommunaler Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe	218
9.2.1	Methode der Datenerhebung und Ergebnisse der Befragungen	218
9.2.2	Erfahrungen/Hemmnisse bei Planung, Bau Betrieb einer 4. Reinigungsstufe	219
9.2.3	Kosten einer 4. Reinigungsstufe.....	221
9.2.3.1	Gebührenveränderung als Folge des Baus einer 4. Reinigungsstufe in Kläranlagen.....	223
9.2.3.2	Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung.....	224
9.2.4	Fazit.....	224
9.3	Laborversuche zur 4. Reinigungsstufe	225
9.3.1	Einführung	225
9.3.2	Versuchsaufbau und Durchführung	227
9.3.2.1	Pulveraktivkohleversuche.....	227
9.3.2.2	Versuche zur Ozonbehandlung und Sandfiltration.....	228
9.3.3	Angewendete analytische Verfahren.....	229
9.3.3.1	Summenparameter – DOC und CSB	229
9.3.3.2	Spurenstoffanalytik	229
9.3.3.3	Ökotoxikologische Analyse	229
9.3.4	Übersicht des durchgeführten Versuchsprogrammes	230
9.3.5	Ergebnisse der Versuche	231
9.3.5.1	Eliminationsleistung hinsichtlich der organischen Belastung	231
9.3.5.2	Eliminationsleistung der verschiedenen Verfahren bezüglich der untersuchten Mikroschadstoffe	234
9.3.6	Ergebnisse der ökotoxikologischen Biotests (effektbasierte Methoden) nach den verschiedenen Abwasserbehandlungen	236
9.3.6.1	Ökotoxikologische Untersuchung der nativen Abwasserproben	236
9.3.6.2	Ökotoxikologische Untersuchung der angereicherten Abwasserproben (Extrakte).....	237
9.3.7	Einordnung und Bewertung der Ergebnisse	240
9.3.7.1	Betriebsparameter (Summenparameter der organischen Belastung)	240

9.3.7.2	Spurenstoffelimination	240
9.3.7.3	Ökotoxikologische Untersuchungen	241
9.3.8	„Scale-up“ für die betrachteten Standorte (Dimensionierung)	242
9.3.9	Dimensionierung.....	244
9.3.10	Einordnung der angesetzten hydraulischen Verweilzeit und Bewertung der zu behandelnden Wassermenge	247
9.4	Eintragspfade der betrachteten Substanzen in die Kanalnetze der Modellregionen	250
9.4.1	Einführung	250
9.4.2	Bewertung von industriellen und gewerblichen Einleitungen anhand des Indirekteinleiterkatasters	251
9.4.2.1	Datengrundlage	251
9.4.2.2	Auswertung.....	253
9.4.2.3	Fazit.....	255
9.4.3	Bewertung von industriellen Indirekteinleitungen durch Messkampagnen	255
9.4.3.1	Veranlassung und orientierende Untersuchungen.....	255
9.4.3.2	Messkampagne	257
9.4.3.3	Fazit der Messkampagne	266
9.4.4	Minderungsstrategien für Medikamentenwirkstoffe – Zusammenfassung des Projektes SAUBER+	266
9.4.5	Zusammenfassung.....	268
9.5	Bewertung von Reduktions- und Vermeidungsmaßnahmen.....	270
9.5.1	Einführung	270
9.5.2	Datengrundlage – Literaturrecherche, Identifikation relevanter Akteure und Experteninterviews	270
9.5.3	Ergebnisse der empirischen Datenerhebung	272
9.5.4	Ausblick	278
10	Stoffflussmodellierung	281
10.1	Erstellung und Kalibrierung des Stoffflussmodells.....	281
10.1.1	Herangehensweise.....	281
10.1.2	Untersuchungsgebiet	283
10.1.3	Geodaten.....	284
10.1.4	Durchflussdaten.....	284

10.1.5	Wasserqualitätsdaten und Mikroschadstoffauswahl zum Aufbau des Stoffflussmodells.....	285
10.1.6	Charakterisierung der ausgewählten Arzneistoffe	285
10.1.7	Bevölkerung und Verschreibungsmengen.....	287
10.1.8	Kläranlagen.....	288
10.1.8.1	Kläranlagen-spezifische Arzneistofffrachten	288
10.1.8.2	Arzneimittelfrachten aus Konzentrationsmessungen als Randbedingungen.....	289
10.1.9	Modellansatz	290
10.1.10	Datenaufbereitung bezüglich des Gewässernetzes.....	290
10.1.11	Interpolation von Durchflussprofilen.....	292
10.1.12	Stoffflussmodell	293
10.1.13	Kalibrierung und Validierung.....	295
10.1.13.1	Durchfluss Q.....	295
10.1.13.2	Arzneistofffrachten – Stoffflussmodell	296
10.1.14	Plausibilisierung von Durchflusswerten.....	297
10.1.14.1	Frachtkalibrierung und -validierung des Stoffflussmodells	299
10.1.15	Ciprofloxacin als zusätzliches Arzneimittel.....	302
10.1.16	Ausblick	302
10.2	Erstellung von Entwicklungsszenarien zur exemplarischen Anwendung des Stoffflussmodells	303
10.2.1	Gebietsbeschreibung.....	304
10.2.2	Datengrundlage und weitere Datenaufbereitung	304
10.2.2.1	MNQ-Durchflussdaten	304
10.2.2.2	Eintragsverminderung bei Arzneistoffen.....	305
10.2.3	Bewertung des Gewässerzustands und der Entwicklungsszenarien.....	306
10.2.3.1	Ergebnisse für den Ist-Zustand	308
10.2.3.2	Szenarienanalyse	310
10.2.4	Ausblick	315
11	Literatur – Teil B.....	317
12	Anhang – Teil B	333
12.1	Anlage 1: Liste der betrachteten Substanzen.....	333
12.2	Anlage 2: Auswahl der Stoffe hinsichtlich einer Überschreitung der UQN	334

12.3	Anlage 3: Auswahl der Stoffe, deren Kläranlagenablauffracht für das Gewässer relevant ist.....	335
12.4	Anlage 4: Verfahrensskizzen ¹ und Kenndatenblätter der Kläranlage Dresden-Kaditz.....	336
12.5	Anlage 5: Verfahrensskizzen und Kenndatenblätter der Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf.....	338
12.6	Anlage 6: Verfahrensskizzen und Kenndatenblätter der Kläranlage Plauen.....	340
12.7	Anlage 7: Übersicht der Anreicherungsfaktoren der in <i>in vitro</i> -Biotests eingesetzten Proben	342
12.8	Anlage 8: Forschungsberichte und wissenschaftliche Artikel mit Kosten für die 4. Reinigungsstufe.....	343
12.9	Anlage 9: Jährliche Betriebskosten pro EW für 4. Stufen bei den befragten Kläranlagenbetreibern	344
12.10	Anlage 10: Laborexperiment: Sandfiltration zur biologischen Nachbehandlung nach Ozonierung	345
12.11	Anlage 11: Ermittlung der Kennwerte für Trockenwetter	346
12.12	Anlage 12: Ermittlung der Dimensionierungswassermenge (QA)	349
12.13	Anlage 13: Dimensionierungsübersicht zur 4. Reinigungsstufe.....	350
12.14	Anlage 14: DOC-Ablaufkonzentrationen während der Monitoringkampagnen	351
12.15	Anlage 15: Fragebogen.....	352
12.16	Anlage 16: Übersicht der Visitenkarten für ausgewählte Arzneimittel (9 Stoffgruppen mit 17 Arzneimitteln).....	353
12.17	Anlage 17: Ablauf der F&E-Phase (Quelle: Novartis).....	354
12.18	Anlage 18: Phasen der Medikamentenentwicklung durch pharmazeutische Unternehmen (mit Zeit- und Ressourcenbedarf)	355

Abkürzungen

aaO.	am angegebenen Ort
AbfKlärV	Klärschlammverordnung
abg.	Abgerufen
ABl.	Amtsblatt
Abs.	Absatz
AbwAG	Abwasserabgabengesetz
AbwVO	Abwasserverordnung
AgrarZahl-VerpflG	Agrarzahlungen-Verpflichtungsgesetz
AMG	Arzneimittelgesetz
Art.	Artikel
Aufl.	Auflage
BAFU	Bundesamt für Umwelt
BAnz AT	Bundesanzeiger Amtlicher Teil
BDEW	Bundesverband der deutschen Energie- und Wasserwirtschaft e.V.
Beschl.	Beschluss
bezgl.	bezüglich
BfR	Bundesinstitut für Risikobewertung
BMEL	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BT-Drs.	Bundestagsdrucksache
BUND	Bund für Umwelt und Naturschutz Deutschland
BVerwG	Bundesverwaltungsgericht
BVL	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
BVT	Beste verfügbare Techniken
bzw.	beziehungsweise
ChemG	Chemikaliengesetz
Cefic	Verband der Europäischen chemischen Industrie
CLP	Classification Labelling Packaging
COM	Europäische Kommission
DDD	Defined Daily Dose; definierte Tagesdosis
DE	Deutschland
DEHP	Diethylhexylphthalat
dies.	dieselbe
diesbzgl.	diesbezüglich
DOC	gelöster organische Kohlenstoff, <i>dissolved organic carbon</i>
docs	documents
Drucks.	Drucksache

DSADS	Den Spurenstoffen auf der Spur
dt.	deutsch
DüMV	Düngemittelverordnung
DüngG	Düngegesetz
DüV	Düngeverordnung
DVBl.	Deutsches Verwaltungsblatt
ECHA	European Chemicals Agency
EEA	European Environment Agency
EFSA	European Food Safety Agency
EG	Europäische Gemeinschaft
EL	Ergänzungslieferung
EMA	European Medicines Agency
EMEA	European Medicines Evaluation Agency
EU	Europäische Union
EuG	Europäisches Gericht
EuGH	Europäischer Gerichtshof
europ	europäisch
EurUP	Zeitschrift für europäisches Umwelt- und Planungsrecht
e.V.	eingetragener Verein
EWG	Europäische Wirtschaftsgemeinschaft
f.	folgend
FAO	UN Food and Agriculture Organisation
FAZ	Frankfurter Allgemeine Zeitung
ff.	fortfolgende
Fn.	Fußnote
GAK	Granulierte Aktivkohle
GAP	Gemeinsame Agrarpolitik
ggf.	gegebenenfalls
GrundwasserRL	Grundwasser-Richtlinie
GrwVO	Grundwasserverordnung
Hrsg	Herausgeber
Htm	Hypertext Markup Language
http	hypertext transfer protocol
I+E	Zeitschrift für Immissionsschutzrecht und Emissionshandel
insb.	insbesondere
iVm.	in Verbindung mit
JD_UQN	Zulässige Jahresdurchschnittskonzentration nach Umweltqualitätsnorm
kg	Kilogramm
kons.	konsolidiert

KrWG	Kreislaufwirtschaftsgesetz
L	Liter
LfJULG	Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
lit.	litera
LKV	Landes- und Kommunalverwaltung
mg	Milligramm
MS	Meilenstein
mwN	mit weiteren Nachweisen
Nr.	Nummer
NRKP	Nationaler Rückstandskontrollplan
NRW	Nordrhein-Westfalen
NuR	Natur und Recht
NVwZ	Neue Zeitschrift für Verwaltungsrecht
OGewV	Oberflächengewässerverordnung
OVG	Oberverwaltungsgericht
OVG NW	Oberverwaltungsgericht für das Land Nordrhein-Westfalen
PAK	Pulverförmige Aktivkohle
PBT	persistenter, bioakkumulierbarer und toxischer Stoff
pdf	Portable Document Format
PflSchAnwVO	Pflanzenschutz-Anwendungsverordnung
PflSchG	Pflanzenschutzgesetz
PIC	Pharmaceutical Inspection Convention
POP	persistenter organischer Schadstoff
Rdnr.	Randnummer
REACH	register, evaluation and authorization of chemicals
rev	recovery volume
RL	Richtlinie
Rs.	Rechtssache
Rz.	Randziffer
SächsGemO	Sächsische Gemeindeordnung
SächsWG	Sächsisches Wassergesetz
sog.	sogenannte
StoffR	Zeitschrift für Stoffrecht
tpa	tons per annum
u.	und
u.a.	unter anderem
UAbs.	Unterabsatz
UBA	Umweltbundesamt
UQN	Umweltqualitätsnorm

UQN-RL	Umweltqualitätsnorm-Richtlinie
Urt.	Urteil
v.	vom
VCH	Verband Chemiehandel e.V.
VCI	Verband der chemischen Industrie e.V.
VG	Verwaltungsgericht
vgl.	vergleiche
VICH	International Cooperation on Harmonisation of Technical Requirements of Registration of Veterinary Medicinal Products
vPvB	sehr persistenter und sehr bioakkumulierbarer Stoff
VO	Verordnung
W+B	Zeitschrift für Deutsches und Europäisches Wasser-, Abwasser- und Bodenschutzrecht
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WHO	World Health Organisation
WP	Word Processing
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie
www	world wide web
z.B.	zum Beispiel
ZfW	Zeitschrift für Wasserrecht
ZHK_UQN	Zulässige Höchstkonzentration nach Umweltqualitätsnorm
Ziff.	Ziffer
ZUR	Zeitschrift für Umweltrecht

Abbildungen – Teil A

Abbildung 1:	Kläranlagen von Dresden, Chemnitz und Plauen (von links nach rechts).....	5
Abbildung 2:	An die untersuchten Kläranlagen angeschlossene Einwohner (E), die Belastung der Kläranlagen anhand des einwohnerspezifischen CSB-Äquivalents (EW), des bilanzierten Industrieanteils (EWG) und des täglichen Abwasserstroms (Q_d) zu den Kläranlagen.....	6
Abbildung 3:	Summenganglinie für das tägliche Verhältnis von Kläranlagen- und Gewässerdurchfluss für die Jahre 2013 bis 2018.....	6
Abbildung 4:	Auswahlprozess für die Entwicklung der Stoffliste	8
Abbildung 5:	Auflistung und Kategorisierung der ausgewählten Stoffe. Farbkodierungen (siehe auch Abbildung 12): ● relevant aufgrund vorhandener UQN; ● relevant aufgrund hoher Fracht an den Kläranlagen; ● relevant für weitere Betrachtungen.....	9
Abbildung 6:	Herkunft und Pfade stofflicher Einträge in Oberflächengewässer.....	15
Abbildung 7:	Abgrenzung der Einflussnahme über die siedlungswasserwirtschaftliche Infrastruktur.....	16
Abbildung 8:	Übersicht der Zielgruppen des Sächsischen Handlungsleitfadens	17
Abbildung 9:	Prozessschema zur Identifikation und Umsetzung von Maßnahmen zur Minimierung des Eintrags von Mikroschadstoffen in Gewässer.....	19
Abbildung 10:	Detailschema zur Maßnahmenauswahl.....	29
Abbildung 11:	Anzahl Messwerte je Jahr für die Untersuchung von organischen Spurenstoffen und ausgewählten Schwermetallen (gemäß Stoffliste) in der Elbe, dem Fluss Chemnitz und der Weißen Elster (Anzahl Messstellen: Elbe 8, Fluss Chemnitz 3, Weiße Elster 5 – siehe Anlage 7.3).....	37
Abbildung 12:	Farbcode für die Substanzen der Stoffliste.....	37
Abbildung 13:	Systematisierung der Eintragungspfade der als relevant eingestuften Stoffe in Verbindung mit deren gegebener Gesetzlichkeit und Siedlungsrelevanz („aus Sicht des Gewässers“)	60
Abbildung 14:	Zuordnung möglicher geeigneter Maßnahmen und Ableitung einer aktuellen allgemeingültigen Empfehlung für die einzelnen Stoffgruppen.....	64
Abbildung 15:	Gewässerzustand bzgl. a) Carbamazepin (CBZ) und b) Ciprofloxacin (CIP) bei mittlerer KA-Ablauf-Konzentration und MNQ Bedingungen im Jahr 2014 für das Elbe-Einzugsgebiet im Ist-Zustand (links) und für den Ausbau aller Kläranlagen, die nach der Einleitung eine mindestens zweifache	

	Überschreitung der Umweltqualitätsnorm JD_UQN bei MNQ verursachen (rechts).	72
Abbildung 16:	Gewässerzustand bzgl. a) Carbamazepin (CBZ) und b) Ciprofloxacin (CIP) bei mittlerer KA-Ablauf-Konzentration und MNQ Bedingungen im Jahr 2014 für das Einzugsgebiet des Flusses Chemnitz im Ist-Zustand (links) und für den Ausbau aller Kläranlagen, die nach ihrer Einleitung eine mindestens zweifache Überschreitung der Umweltqualitätsnorm JD_UQN bei MNQ verursachen (rechts).	76
Abbildung 17:	Gewässerzustand bzgl. a) Carbamazepin (CBZ) und b) Ciprofloxacin (CIP) bei mittlerer KA-Ablauf-Konzentration und MNQ Bedingungen im Jahr 2014 für das Einzugsgebiet Plauen im Ist-Zustand (links) und für den Ausbau aller Kläranlagen, die nach ihrer Einleitung eine mindestens zweifache Überschreitung der Umweltqualitätsnorm JD_UQN bei MNQ verursachen (rechts).	80
Abbildung 18:	Vorgehen im Arbeitspaket Öffentlichkeitsarbeit.....	128
Abbildung 19:	Informationsflyer des Verbundvorhabens MikroModell.	129
Abbildung 20:	Screenshot von www.mikro-modell.de	130
Abbildung 21:	Imagefilm zu MikroModell (Screenshot).....	131
Abbildung 22:	„Reimscheißer-Demo“ in der Dresdner Innenstadt.....	132
Abbildung 23:	Toilettenwagen der SEDD.....	132
Abbildung 24:	Müllfahrzeug der SRD mit Kampagnenplakat der SEDD.....	134
Abbildung 25:	Vorder- und Rückseite des Medikamentenentsorgungsbeutels.....	135
Abbildung 26:	Jugendliche bei einem Experiment im Rahmen des Schülerlabors der SEDD.....	138

Abbildungen – Teil B

Abbildung 27:	Räumliche Verteilung der vierstelligen Postleitzahlengebiete und zugeordnete Einwohnerzahlen.....	170
Abbildung 28:	Relative Entwicklung der Verschreibungsmenge im Vergleich zum Jahr 2008 von Carbamazepin (links) und Gabapentin (rechts) in Dresden und Umland, Chemnitz und Plauen für die Jahre 2008-2014.....	171
Abbildung 29:	Verschreibungsmenge von Carbamazepin (links in g) und Gabapentin (rechts in kg) im Einzugsgebiet der Kläranlage Dresden-Kaditz in den Kalenderwochen des Jahres 2008	172
Abbildung 30:	Einwohnerspezifische Verschreibungsmenge für Carbamazepin in Sachsen für 2014	172
Abbildung 31:	Einwohnerspezifische Verschreibungsmenge für Gabapentin in Sachsen für 2014.....	173
Abbildung 32:	Relative Entwicklung der Verschreibungsmenge im Vergleich zum Jahr 2008 von Ciprofloxacin (links) und Sulfamethoxazol (rechts) in Dresden und Umland, Chemnitz und Plauen für die Jahre 2008-2014.....	174
Abbildung 33:	Verschreibungsmenge von Ciprofloxacin (links) und Sulfamethoxazol (rechts) im Einzugsgebiet der Kläranlage Dresden-Kaditz in den Kalenderwochen des Jahres 2008	174
Abbildung 34:	Einwohnerspezifische Verschreibungsmenge für Ciprofloxacin (oben) und Sulfamethoxazol (unten) in Sachsen für das Jahr 2014.....	175
Abbildung 35:	Relative Entwicklung der Verschreibungsmenge im Vergleich zum Jahr 2008 von Clarithromycin (links) und Erythromycin (rechts) in Dresden und Umland, Chemnitz und Plauen für die Jahre 2008-2014.....	176
Abbildung 36:	Verschreibungsmenge von Clarithromycin (links) und Erythromycin (rechts) im Einzugsgebiet der Kläranlage Dresden Kaditz in den Kalenderwochen des Jahres 2008	176
Abbildung 37:	Lage der LfULG-Messstellen (grün) und Kläranlagen (rot) von Chemnitz (links), Dresden (mittig) und Plauen (rechts).....	178
Abbildung 38:	Methodik zur Auswahl der Substanzen mit erhöhter Priorität an den drei Standorten.....	179
Abbildung 39:	Iomeprolkonzentrationen im Rahmen der 4. Monitoringkampagne am Standort Chemnitz (Wochenenden gelb unterlegt)	193
Abbildung 40:	Metazachlor-ESA-Konzentrationen im Rahmen der 4. Monitoring-Kampagne am Standort Chemnitz	193

Abbildung 41:	Metazachlor-ESA-Konzentrationen im Rahmen der 4. Monitoring-Kampagne am Standort Dresden.....	194
Abbildung 42:	Metazachlor-ESA-Gewässerfracht im Rahmen der 4. Monitoring-Kampagne in der Weißen Elster am Standort Plauen oberhalb und unterhalb der Kläranlage.....	194
Abbildung 43:	Metazachlor-ESA-Gewässerfracht im Rahmen der 4. Monitoring-Kampagne in der Elbe am Standort Dresden oberhalb und unterhalb der Kläranlage.....	195
Abbildung 44:	Metazachlor-ESA-Konzentrationen: Unterschiede zwischen links- und rechtseibischer Messung unterhalb der Kläranlage Dresden-Kaditz im 4. Monitoring.....	196
Abbildung 45:	Nachweis endokriner Potentiale in Abwasserextrakten (24h-Mischproben n=21; außer Anti-Androgenes Potential Wochenmischproben n=3); Sommer: ohne Muster, Winter: gestreift, im Uhrzeigersinn Sommer 2016 Mon I, Winter 2017 Mon II, Sommer 2018 Mon III, Winter 2019 Mon IV; schwarz: Zytotoxizität; grau: Messungen < Bestimmungsgrenze; n.a.: nicht analysiert; DZ: Kläranlage Dresden Zulauf; DA: Kläranlage Dresden Ablauf; CZ: Kläranlage Chemnitz Zulauf; CA: Kläranlage Chemnitz Ablauf; PZ: Kläranlage Plauen Zulauf; PA: Kläranlage Plauen Ablauf	202
Abbildung 46:	Östrogenes Potential (Mittelwert + Standardabweichung, n = 21) dargestellt als 17 β -Estradiol-Äquivalent (E-EQ) im Zulauf (A) und Ablauf (B) der Kläranlagen (Extrakte) in den 4 Monitoring-Kampagnen (von links nach rechts: Sommer 2016, Winter 2017, Sommer 2018, Winter 2019; Winter jeweils gestreift).	203
Abbildung 47:	Östrogenes Potential (Mittelwert + Standardabweichung, n = 8) dargestellt als 17 β -Estradiol-Äquivalent (E-EQ) im Ablauf (Extrakte) der Kläranlage Plauen über 21 Tage in den vier Monitoring-Kampagnen; grüner Punkt: Wert liegt unterhalb der Nachweisgrenze.	205
Abbildung 48:	Dioxin-ähnliches Potential (Mittelwert + Standardabweichung, n = 8) dargestellt als β -Naphthoflavon-Äquivalent in den Abläufen der Kläranlagen über 21 Tage in den ersten beiden Monitoring-Kampagnen Sommer 2016 (orange) und Winter 2017 (blau).....	206
Abbildung 49:	Entlastungs-, Kläranlagenablauf- und Gewässerdurchflussvolumen während der Zeit der Mischwasserentlastung (Δt = Zeit Klarlauf RÜB Dresden-Kaditz)	209
Abbildung 50:	Mittlere Ereignisfracht und Standardabweichung der Mischwasserabschläge des RÜB Dresden-Kaditz bzw. Tagesfracht des Kläranlagenablaufes der KA Dresden-Kaditz.....	210

Abbildung 51:	Bisphenol A in ng/L in 3 Mischwasserabschlägen an der KA Dresden-Kaditz: Zu- und Abläufe (24h-Mischprobe) sowie Mischwasserabschläge des RÜB (2h-Mischprobe), mittlere Elimination (Mittelwert±SD) der 3 Abschläge entspricht abschlagsbezogener mittlerer Eliminationsrate.....	211
Abbildung 52:	Östrogenes Potential (E-EQ; 17β-Estradiol-Equivalent in ng/L; Mittelwert±SD) in angereichertem Abwasser der KA Dresden-Kaditz: Zu- und Abläufe (24h-Mischprobe) sowie Mischwasserabschläge des Regenüberlaufbeckens (RÜB; 2h-Mischprobe), mittlere Elimination der 3 Abschläge entspricht der abschlagsbezogenen mittleren Eliminations- bzw. Verdünnungsrate.....	212
Abbildung 53:	Anti-Östrogenes Potential (OHT-EQ; 4-Hydroxytamoxifen-Equivalent in µg/L; Mittelwert±SD) in angereichertem Abwasser der KA Dresden-Kaditz: Zu- und Abläufe (24h-Mischprobe) sowie Mischwasserabschläge des Regenüberlaufbeckens (RÜB; 2h-Mischprobe), mittlere Elimination der 3 Abschläge entspricht der abschlagsbezogenen mittleren Eliminations- bzw. Verdünnungsrate.....	212
Abbildung 54:	Ungleichmäßige Überregnung des Einzugsgebietes der Kläranlage Dresden-Kaditz für das Entlastungsereignis vom 10.08.2017.....	213
Abbildung 55:	Ökonomisch-ökologische Bewertung von Entscheidungen	215
Abbildung 56:	Forschungsprojekte sowie wissenschaftliche Artikel zu den Kosten einer 4. Reinigungsstufe (Artikel sind mit * gekennzeichnet).....	217
Abbildung 57:	Investitionskosten einer 4. Reinigungsstufe – Angaben aus den Interviews ...	222
Abbildung 58:	Gebührenveränderungen – Angaben aus den Interviews.....	224
Abbildung 59:	Ausgangskonzentrationen sowie mittlere Eliminationsleistungen (MW) und deren Standardabweichungen für DOC und CSB _{mf} bei einer PAK-Behandlung von 30 min mit einer spez. Dosierung von 3 mg PAK / mg DOC	232
Abbildung 60:	Ausgangskonzentrationen sowie mittlere Eliminationsleistungen (MW) und deren Standardabweichungen für DOC und CSB _{mf} bei einer Ozonbehandlung von 12 min und einer spez. Dosierung von 0,7 mg O ₃ / mg DOC sowie anschließender Filtration.....	232
Abbildung 61:	Erreichbare DOC-Ablaufkonzentration bei Behandlung der gleichen Ablaufprobe mit 3 mg PAK bzw. 0,7 mg O ₃ je mg DOC	233
Abbildung 62:	Erreichbare Ablaufkonzentration des membranfiltrierten CSB bei Behandlung der gleichen Ablaufprobe mit 3 mg PAK bzw. 0,7 mg O ₃ je mg DOC	233

Abbildung 63:	Eliminationsleistungen von Ozonierung und Pulveraktivkohle (30 min) für den Ablauf der Kläranlage Dresden (sortiert nach Eliminationsraten der Ozonierung); rote Linie = 80 % Eliminationsziel	235
Abbildung 64:	Eliminationsleistungen von Ozonierung und Pulveraktivkohle (30 min) für den Ablauf der Kläranlage Chemnitz (sortiert nach Eliminationsraten der Ozonierung); rote Linie = 80 % Eliminationsziel	235
Abbildung 65:	Eliminationsleistungen von Ozonierung und Pulveraktivkohle (30 min) für den Ablauf der Kläranlage Plauen (sortiert nach Eliminationsraten der Ozonierung); rote Linie = 80 % Eliminationsziel	235
Abbildung 66:	Vergleich der Eliminationsleistungen zwischen den Standorten bei Anwendung von Ozon und anschließender Filtration (sortiert nach Eliminationsrate; rote Linie = 80 % Eliminationsziel).....	236
Abbildung 67:	Östrogenes Potential E-EQ (17 β -Estradiol-Equivalent in ng/L) und Anti-Östrogenes Potential OHT-EQ (4-Hydroxytamoxifen-Equivalent in μ g/L) dargestellt als Mittelwert \pm Standardabweichung in angereicherten Abwasserproben; konventionell gereinigtes Abwasser (Ablauf roh) nach Behandlung mit (I) Ozon (O ₃) und anschließender Sandfiltration (O ₃ + SF) sowie (II) Pulveraktivkohle-Behandlung nach 5 min (PAK 5min) und 30 min (PAK 30min) Kontaktzeit, Blank entspricht einer Referenzprobe mit bidestilliertem Wasser	237
Abbildung 68:	Dioxin-ähnliches Potential (β -NF-EQ; β -Naphthoflavon-Equivalent in μ g/L) dargestellt als Mittelwert \pm Standardabweichung in angereicherten Abwasserproben; A: konventionell gereinigtes Abwasser (Ablauf roh) nach Behandlung mit (I) Ozon (O ₃) und anschließender Sandfiltration (O ₃ + SF) sowie (II) Pulveraktivkohle-Behandlung nach 5 min (PAK 5min) und 30 min (PAK 30min) Kontaktzeit, Blank entspricht einer Methodenreferenz der PAK Behandlung mit bidestilliertem Wasser, entspricht einer zytotoxischen Probe; B: Einzelversuch mit Ozonbehandlung, September 2017; Eliminationsrate in % im Vergleich zum Ablauf roh im Graph abgebildet	239
Abbildung 69:	Verhältnis von membranfiltrierten CSB (CSB _{mf}) und gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) während der Monitoringkampagnen	241
Abbildung 70:	Saisonal bedingter Fremdwasseranteil Q _F für die Kläranlage Dresden-Kaditz ermittelt nach der Methode des gleitenden 21d-Tage-Miniums (DWA-A 198) mit Q _s = const.....	243
Abbildung 71:	Durchflussschwankung im Zulauf der Kläranlage Dresden-Kaditz im Tagesgang bei rechnerischem Fremdwasseranteil (Q _{F,d,M}) von 0 l/s im Tagesmittel (Trockenwetter)	244

Abbildung 72:	Jahreszeitliche Schwankungen des mittleren stündlichen Trockenwettermaximums ($Q_{T,h,max}$) unter Berücksichtigung der Betrachtungsjahre 2016 bis 2018 für die Kläranlage Dresden-Kaditz	247
Abbildung 73:	Summenganglinie für die sich einstellende Kontaktzeit einer Pulveraktivkohlebehandlung bei mittleren stündlichen Durchflüssen der Kläranlage Dresden-Kaditz (2015 – 2018) bei Behandlung des gesamten bzw. 75%igen Mischwasserdurchflusses (Q_M).....	248
Abbildung 74:	Konzentrations- $c(NH_4)$ und Frachtentwicklung $B(NH_4)$ für Ammonium während eines Mischwasserereignisses (27.02.2019) und die dabei aufgezeichnete Ablaufvolumenstrom Q_{Ab}	249
Abbildung 75:	Gruppierung der im Indirekteinleiterkataster von Chemnitz erfassten Betriebe (aktive Stammdatensätze).....	252
Abbildung 76:	Gruppierung der im Indirekteinleiterkataster von Dresden erfassten Betriebe (aktive Stammdatensätze).....	253
Abbildung 77:	Gruppierung der in Plauen ausgewählten Betriebe	253
Abbildung 78:	Brancheneinteilung und Anzahl der in Dresden angeschriebenen Betriebe.....	254
Abbildung 79:	Brancheneinteilung und Anzahl der in Dresden antwortenden Betriebe.....	254
Abbildung 80:	24 1-h-Mischproben aus der Brauerei.....	259
Abbildung 81:	Tagesgänge Brauereiabwasser während der Messkampagne 2019.....	260
Abbildung 82:	CSB_{hom} -Konzentrationen in den entnommenen 6-h-Mischproben	261
Abbildung 83:	Konzentrationsniveau der Einzelsubstanzen im Abwasser der Brauerei und im Kläranlagenzulauf (24-h-Mischproben), grau hinterlegt: BPA-Gehalt durch Probenahme beeinflusst	263
Abbildung 84:	Konzentrationsniveau der Einzelsubstanzen im Brauereiabwasser (6-h-Mischproben), grau hinterlegt: BPA-Gehalt durch Probenahme beeinflusst	263
Abbildung 85:	Tagesfrachten der Einzelsubstanzen im Brauereiabwasser und im Kläranlagenzulauf (24-h-Mischproben), grau hinterlegt: BPA-Gehalt durch Probenahme beeinflusst	264
Abbildung 86:	Relativer Anteil der im Brauereiabwasser enthaltenen Einzelsubstanzen an deren Gesamt-Konzentration im Zulauf zur Kläranlage, grau hinterlegt: BPA-Gehalt durch Probenahme beeinflusst.....	265
Abbildung 87:	Östrogene Potentiale E-EQ (17β -Estradiol) in angereicherten Abwasserproben der Brauerei (6h- und 24h-Mischproben) und des	

	Kläranlagen-Zulaufes (24h-Mischprobe); mean \pm SD entspricht Mittelwert \pm Standardabweichung, ‡ entspricht zytotoxischen Proben, * entspricht Messung < Bestimmungsgrenze	265
Abbildung 88:	Produktlebenszyklus eines Medikamentes (Drerup, 2013)	271
Abbildung 89:	Lebensweg eines Medikaments inklusive Maßnahmen (für Metformin)	272
Abbildung 90:	Ablaufschema für Humanarzneimittel vom Patienten zum Gewässer (vereinfacht)	282
Abbildung 91:	Freistaat Sachsen mit den auf das Betrachtungsgebiet zugeschnittenen Geodaten (LfULG, 2016a)	283
Abbildung 92:	PLZ-Gebiete (4-stellig) und Gemeinden in Sachsen (Ausschnitt) (BKG / Open StreetMap contributors / Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2017)	284
Abbildung 93:	Korrelationen zwischen Ausgabemengen von Antiepileptika und Krankenhausbetten-Anzahl.....	288
Abbildung 94:	Mögliche Fehler im Gewässernetzwerk.....	291
Abbildung 95:	Berechnung der Anteile der jeweiligen RCA-Fläche (Peterson, 2019)	292
Abbildung 96:	Matrix für ein Beispielszenario mit fünf Kläranlagen (Ort et al. 2010).....	295
Abbildung 97:	Zeitraumuntergliederung für Kalibrierung und Validierung	296
Abbildung 98:	Durchflussschätzung durch räumliche Interpolation.....	298
Abbildung 99:	Pegelanzahl mit mittlerem relativem Fehler (links); Vergleich von beobachteten und modellierten Durchflusswerten aller Pegel in Sachsen (rechts)	298
Abbildung 100:	Carbamazepin-Frachtkalibrierung (links) und -validierung (rechts) für das Einzugsgebiet der Elbe.....	299
Abbildung 101:	Gabapentin-Frachtkalibrierung (links) und -validierung (rechts) für das Einzugsgebiet der Elbe.....	300
Abbildung 102:	Carbamazepin-Konzentrationsganglinie an der Messstelle „Dommitzsch“	300
Abbildung 103:	Gabapentin-Konzentrationsganglinie an der Messstelle „Dommitzsch“	301
Abbildung 104:	Räumliche Verteilung der prozentualen Abweichungen (%PBIAS) zwischen modellierten und gemessenen Konzentrationen für Carbamazepin an Messstellen im Einzugsgebiet der Elbe.....	301

Abbildung 105:	Räumliche Verteilung der prozentualen Abweichungen (%PBIAS) zwischen modellierten und gemessenen Konzentrationen für Gabapentin an Messstellen im Einzugsgebiet der Elbe.....	302
Abbildung 106:	MNQ-Werte, Stand: 01.04.2016 (LfULG, 2018)	304
Abbildung 107:	Ist-Zustand für Carbamazepin: Anzahlverteilung von Kläranlagen-, WQMST und 1000m-Punkten im Elbe-Einzugsgebiet anhand von mittlerer Konzentration und JD-UQN im Jahr 2014 mit J-MQ (oben) und MNQ (unten).....	309
Abbildung 108:	Ist-Zustand für Gabapentin : Anzahlverteilung von Kläranlagen-, WQMST und 1000m-Punkten im Elbe-Einzugsgebiet anhand von mittlerer Konzentration und PNEC im Jahr 2014 mit J-MQ (oben) und MNQ (unten)	309
Abbildung 109:	Ist-Zustand für Carbamazepin: räumlicher Gewässerzustand im Elbe-Einzugsgebiet anhand von MNQ-Bedingungen, mittlerer Konzentration und JD-UQN (2014)	310
Abbildung 110:	Ist-Zustand für Gabapentin: räumlicher Gewässerzustand im Elbe-Einzugsgebiet anhand von MNQ-Bedingungen, mittlerer Konzentration und JD-UQN (2014)	310
Abbildung 111:	Entwicklungsszenarien für Carbamazepin: Anzahlverteilung von Kläranlagen, WQMST und Flusskilometern (1000 m-Punkte) im Elbe-Einzugsgebiet nach Überschreitungsgrad der JD-UQN durch die mittlere Konzentration im Jahr 2014	312
Abbildung 112:	Entwicklungsszenarien für Gabapentin: Anzahlverteilung von Kläranlagen, WQMST und Flusskilometern (1000 m-Punkte) im Elbe-Einzugsgebiet nach Überschreitungsgrad der JD-UQN durch die mittlere Konzentration im Jahr 2014	313
Abbildung 113:	Gewässerzustand im Elbe-EZG anhand von mittlerer Konzentration und JD_UQN für Carbamazepin im Jahr 2014 bei Vermeidung an der Quelle durch Substitution (hier 50 % des Carbamazepin-Verbrauchs durch Gabapentin ersetzt).....	314
Abbildung 114:	Gewässerzustand im Elbe-Einzugsgebiet anhand von mittlerer Konzentration und JD_UQN für Gabapentin im Jahr 2014 bei Vermeidung an der Quelle durch Substitution (hier 50 % des Carbamazepin-Verbrauchs durch Gabapentin ersetzt)	314

Tabellen – Teil A

Tabelle 1:	Hydrologische Hauptwerte MQ (mittlerer Abfluss) und mittlerer Niedrigwasserabfluss (MNQ) der betrachteten Gewässer	5
Tabelle 2:	Zur Beurteilung der Gewässersituation angewendete Umweltqualitätsnormen und -kriterien (Arbeitsstand 30.09.2019)	33
Tabelle 3:	Ausgewertete Messstellen der LfULG-Überwachung (Entfernungsangaben entsprechen dem abgeschätzten Fließweg ab dem Kläranlageneinlauf in den Vorfluter)	35
Tabelle 4:	Messstellen im Rahmen des Monitorings des Projekts MikroModell (Entfernungsangaben entsprechen dem abgeschätzten Abstand zum Kläranlageneinlauf in den Vorfluter)	36
Tabelle 5:	Anzahl der Stoffe, deren gemessene Konzentrationen die JD_UQN zu 50 % bzw. zu 100 % überschreiten	39
Tabelle 6:	Anteile und Anzahl an Jahren für Dresden, in denen das Jahresmittel aus den Gewässergütedaten von 2008 bis 2018 die JD_UQN überschreitet	40
Tabelle 7:	Anteile und Anzahl an Jahren für Chemnitz, in denen das Jahresmittel aus den Gewässergütedaten von 2008 bis 2018 die JD_UQN überschreitet	41
Tabelle 8:	Anteile und Anzahl an Jahren für Plauen, in denen das Jahresmittel aus den Gewässergütedaten von 2008 bis 2018 die JD_UQN überschreitet	42
Tabelle 9:	Stoffe mit Überschreitungen der gesetzlichen JD_UQN für Dresden	43
Tabelle 10:	Stoffe mit Überschreitungen der gesetzlichen JD_UQN für Chemnitz	45
Tabelle 11:	Stoffe mit Überschreitungen der gesetzlichen JD_UQN für Plauen	46
Tabelle 12:	Charakterisierung der Parameter mit Überschreitung für das Siedlungsgebiet (SG) von Dresden	47
Tabelle 13:	Charakterisierung der Parameter mit Überschreitung für das Siedlungsgebiet (SG) von Chemnitz	48
Tabelle 14:	Charakterisierung der Parameter mit Überschreitung für das Siedlungsgebiet (SG) von Plauen	49
Tabelle 15:	Zusammenfassung problematischer Auslastungen der JD_UQN aus den Monitoring-Daten des LfULG	50
Tabelle 16:	Anzahl Messwerte unter BG, Überschreitungen von JD_UKN und der halben zulässigen ZHK_UQN	52

Tabelle 17:	Diclofenac: Überschreitung bzw. Ausfüllung der halben ZHK_UQN im 3. Monitoring	54
Tabelle 18:	Diclofenac: Überschreitung bzw. Ausfüllung der halben ZHK_UQN im 4. Monitoring	55
Tabelle 19:	Zusammenfassung der Auslastungen der JD_UQN aus dem 3. und 4. Monitoring von MikroModell	56
Tabelle 20:	Zuordnung der Herkunftsart innerhalb des Siedlungsgebiets („aus Sicht der Kläranlage“)	59
Tabelle 21:	Zusammenführung der Anzahl an Stoffen mit Ausfüllung der JD_UQN aus beiden Datenquellen	65
Tabelle 22:	Gewässerzustand bzgl. Carbamazepin und Ciprofloxacin im Untersuchungsgebiet Dresden bei mittlerer KA-Ablauf-Konzentration und MNQ Bedingungen im Jahr 2014 für den Ist-Zustand und für Verbesserungsmaßnahmen. Die grau hinterlegten Zellen deuten auf die jeweils effizienteste(n) Maßnahme(n) hin.	70
Tabelle 23:	Gewässerzustand bzgl. Carbamazepin und Ciprofloxacin im Untersuchungsgebiet Chemnitz bei mittlerer KA-Ablauf-Konzentration und MNQ Bedingungen im Jahr 2014 für den Ist-Zustand und für Verbesserungsmaßnahmen. Die grau hinterlegten Zellen deuten auf die jeweils effizienteste(n) Maßnahme(n) hin.	74
Tabelle 24:	Gewässerzustand bzgl. Carbamazepin und Ciprofloxacin im Untersuchungsgebiet Plauen bei mittlerer KA-Ablauf-Konzentration und MNQ Bedingungen im Jahr 2014 für den Ist-Zustand und für Verbesserungsmaßnahmen. Die grau hinterlegten Zellen deuten auf die jeweils effizienteste(n) Maßnahme(n) hin.	78
Tabelle 25:	Übersicht der verwendeten Messstellen zur Datenauswertung der LfULG-Routinebeprobung	146

Tabellen – Teil B

Tabelle 26:	Probenahmestellen im Vorfluter an den drei Kläranlagenstandorten	183
Tabelle 27:	Übersicht der Zeiträume der einzelnen Monitoring-Kampagnen und der jeweils durchgeführten Analysenmethoden	187
Tabelle 28:	Übersicht aller für die Monitoring-Kampagnen durchgeführten <i>in vitro</i> -Biotests	188
Tabelle 29:	Grobe Kategorisierung von Stoffen aufgrund deren Sorptionsneigung und Elimination	190
Tabelle 30:	Übersicht der Eliminationswerte der 3. und 4. Monitoringkampagnen (LOQ = <i>Level of Quantification</i>)	191
Tabelle 31:	Gewässerfrachten (B) des Pflanzenschutzmittelmetaboliten Metazachlor-ESA und der siedlungsrelevanten Stoffe Diclofenac und Benzotriazol	196
Tabelle 32:	Spezifische Zulauffrachten für ausgewählte Arzneimittel (Diclofenac und Paracetamol) und Industrie- und Haushaltschemikalien (Benzo- und Tolyltriazol)	197
Tabelle 33:	Betriebs- und Durchflussdaten zum Monitoring	198
Tabelle 34:	Übersicht der registrierten Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen (UQN) im Jahresdurchschnitt (JD) und bezüglich der zulässigen Höchstkonzentration (ZHK) für das 3. Monitoring; links Mittelwert der Messungen / JD_UQN; rechts Anzahl Überschreitungen der ZHK_UQN	199
Tabelle 35:	Übersicht der registrierten Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen (UQN) im Jahresdurchschnitt (JD) und bezüglich der zulässigen Höchstkonzentration (ZHK) für das 4. Monitoring	200
Tabelle 36:	Übersicht der einzugsgebietsspezifischen Kennwerte von Dresden, Chemnitz und Plauen in Bezug auf die Mischwasserbehandlung	207
Tabelle 37:	In die Datenerhebung einbezogene Kläranlagen	219
Tabelle 38:	Investitionskosten der befragten Kläranlagen für die 4. Reinigungsstufe	222
Tabelle 39:	Betriebskosten einer 4. Reinigungsstufe - Angaben aus den Interviews	223
Tabelle 40:	Auswahl von großtechnisch eingesetzten Verfahren bzw. halb- und großtechnischen Versuchen zur Spurenstoffelimination	225
Tabelle 41:	Vorschläge für die spezifische Dosierung von Ozon und Pulveraktivkohle auf Grundlage des gelösten organischen Kohlestoffs (DOC)	226

Tabelle 42:	Ablauf und Probenahmestrategie: Ozonierung und biologische Nachbehandlung	228
Tabelle 43:	Ermittlung der notwendigen Dosierung von Ozon und Pulveraktivkohle	234
Tabelle 44:	Übersicht der mittleren Kenndaten zum Durchfluss	244
Tabelle 45:	Gewählte Dimensionierungsparameter für eine nachgeschaltete Pulveraktivkohlebehandlung inkl. einer Filtrationsstufe	245
Tabelle 46:	Gewählte Dimensionierungsparameter für eine Ozonierung inkl. Filtrationsstufe	245
Tabelle 47:	Notwendige Beckenkubatur und Flächenbedarf für eine Spurenstoffelimination	246
Tabelle 48:	Jährlicher Pulveraktivkohle- oder Ozonbedarf einer 4. Reinigungsstufe auf der KA Dresden-Kaditz bei einer betrieblich genutzten Behandlungskapazität von $Q_{T,h,max}$ (56 % Q_M), 75 % Q_M und 100 % Q_M	249
Tabelle 49:	Östrogenes Potential E-EQ (17 β -Estradiol Equivalent) in angereicherten Abwasserproben (24h-Mischproben)	257
Tabelle 50:	Brauereiprozesse zum Zeitpunkt der Probenahme	258
Tabelle 51:	Anteil der Brauerei an der Kläranlagenbelastung	260
Tabelle 52:	CSB _{hom.} - und Nährstoffverhältnisse im Brauereiabwasser	261
Tabelle 53:	Während des Brauereimonitorings untersuchte Einzelsubstanzen	262
Tabelle 54:	Übersicht untersuchter Akteure (s. auch <i>Steckbriefe, EM-Anlagen 11 bis 23</i>)	274
Tabelle 55:	Übersicht der zum Modellaufbau betrachteten Mikroschadstoffe Carbamazepin und Gabapentin	285
Tabelle 56:	Ausscheidungsraten der untersuchten Arzneistoffe	286
Tabelle 57:	Eliminationsraten untersuchter Arzneistoffe in konventionellen Kläranlagen	287
Tabelle 58:	Übersicht aller Korrelationsmodelle in SSN (Hoef et al., 2014)	293
Tabelle 59:	Inputdaten Stoffflussmodell	294
Tabelle 60:	Bereiche der Kalibrierungsparameter für Carbamazepin und Gabapentin	297
Tabelle 61:	Kalibrierungszeiträume und finale Parameter für das Elbe-Einzugsgebiet	299
Tabelle 62:	Eliminationsraten der untersuchten Arzneistoffe bei der Ozonung	305
Tabelle 63:	Eliminationsraten der untersuchten Arzneistoffe beim Einsatz von PAK	306

Tabelle 64:	Übersicht der Entwicklungsszenarien im Stoffflussmodell	307
-------------	---	-----

1 Einführung

1.1 Motivation und Problemstellung

Schmutzwasser und Regenwasser aus Siedlungen sowie Abschwemmungen aus der Landwirtschaft und allgemein von Oberflächen aus dem gesamten Einzugsgebietes belasten die Gewässer. Bis vor wenigen Jahrzehnten wurde diese Belastung vorwiegend mit der Einleitung von organischen Stoffen und Nährstoffen aus dem Schmutzwasser beschrieben. In der Folge befasste sich die Abwasserentsorgung neben der gefahrlosen Ableitung von Schmutz- und Regenwasser vor allem mit der Reduktion von diesen Stoffgruppen in Kläranlagen. Nachdem die Abwassereinigung mit weitergehender Nährstoffelimination sowie das Phosphatverbot in Waschmitteln in Deutschland eingeführt waren, konnte mit Modellen zur groben Beschreibung der entsprechenden Stoffeinträge unter anderem gezeigt werden, dass in den neunziger Jahren des zwanzigsten Jahrhunderts die in die Gewässer gelangenden Jahresfrachten an Stickstoff und Phosphor aus der Landwirtschaft dominant waren. Durch bedarfsgerechtere Düngung und durch den weiteren Ausbau von Kläranlagen zur vermehrten Nährstoffelimination konnte die Gewässerqualität deutlich verbessert werden. In landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten werden immer noch zu hohe Nitratgehalte im Grundwasser und abschnittsweise in Fließgewässern nachgewiesen, während durch Mischwasserentlastungen bei ungünstigen Randbedingungen im Fließgewässer Ammonium-Konzentrationsspitzen entstehen können.

Heute liegt der Fokus des Gewässerschutzes auf anderen Stoffgruppen. Mikroschadstoffe und Schwermetalle stehen im Vordergrund, während Mikroplastik in der Fachwelt und der Öffentlichkeit zunehmend diskutiert wird. Humanpharmazeutika gelangen über das Schmutzwasser in die Kanalisation und die Kläranlage. Bei Trockenwetterbedingungen werden sie nach einer teilweisen Elimination im Reinigungsprozess ins Gewässer eingeleitet, bei Regenwetterbedingungen gelangen sie im Mischsystemen zusätzlich über Mischwasserentlastungen und ggf. aus Mischwasserrückhaltebecken („Regenüberlaufbecken“) ins Gewässer. Wesentliche Stofffrachten werden mit dem Regenwasserabfluss von Oberflächen abgeschwemmt. Im urbanen Raum werden sie in die Kanalisation eingetragen und von da vorwiegend über Mischwasserentlastungen oder aus dem Regenwassersystem ins Gewässer geleitet. Von Straßen werden einerseits nennenswerte Frachten an Schwermetallen eingetragen, andererseits ubiquitär vorhandene Stoffe wie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), die ebenso großflächig aus dem Flusseinzugsgebiet diffus in die Gewässer geschwemmt werden. Aus landwirtschaftlichen Gebieten werden Stickstoff über den Grundwasserpfad und Phosphor bei Regen oberflächlich diffus eingetragen. Insgesamt ergibt sich ein komplexes Bild der stofflichen Belastung von Fließgewässern, das bei der Bewertung von Maßnahmen zur Verbesserung von Gewässerqualität stets zu berücksichtigen ist.

Aufgrund des toxischen Potenzials wurden für Deutschland zunächst Schwermetalle (Pb, Ni, Cd, Hg) als siedlungsrelevante prioritäre Stoffe identifiziert, während Pestizide (Diuron und Isoproturon), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und Tributylzinn-Verbindungen als kritische Stoffe aus dem Flächeneintrag eingeschätzt wurden (UBA 2007). Mit der Entwicklung der Liste prioritärer Stoffe (2008/105/EG bzw. später 2013/39/EU) und den damit verknüpften Umweltqualitätsnormen (UQN) wurden die Herausforderungen für den Umgang mit Mikroschadstoffen auf europäischer Ebene konkretisiert und die Diskussion in der Politik, unter Betreibern, in den sogenannten Verursacherindustrien sowie in der Wissenschaft intensiviert.

Anders als bei den meisten Chemikalien der Liste prioritärer Stoffe sind die Emissionspfade pharmazeutischer Mikroschadstoffe wesentlich den Siedlungsgebieten und damit den Abwassersystemen zuzuordnen. Mit der ersten Beobachtungsliste (*Watch List*) auf europäischer Ebene (EU 2015/495) und mit der letzten Anpassung (2018/840) werden verstärkt Pharmazeutika adressiert, die bisher keiner gesetzlichen Regulierung aus Sicht der Gewässer unterliegen. Es ist zu erwarten, dass diese in naher Zukunft vermehrt einer Regulierung unterliegen. Der Spurenstoffdialog unter Federführung des Bundesumweltministeriums verdeutlicht dies auf nationaler Ebene. Vor diesem Hintergrund müssen diese entsprechenden Stoffeinträge in die Gewässer ebenso bewertet und die Frage nach möglichen Strategien zu deren Verminderung beantwortet werden. Maßnahmen an der Quelle und bei der Anwendung sind dabei gleichwertig in die Diskussion einzubeziehen wie die Einführung der so genannten 4. Reinigungsstufe als klassische *End-of-Pipe* Maßnahme.

Im Projekt MikroModell wurde dieser Frage nach Strategien zur effizienten Verminderung von Stoffeinträgen am Beispiel der drei Standorte Dresden, Chemnitz und Plauen, die sich durch die Verhältnisse zwischen dem abgeleiteten Abwasser und dem Abfluss in den Vorflutgewässern signifikant unterscheiden, nachgegangen. Als Ausgangslage wurde vor gut 10 Jahren festgestellt, dass die Elbe und der Fluss Chemnitz vorwiegend wegen Grenzwertüberschreitungen durch PAKs und Pflanzenschutzmittel den guten chemischen Zustand nicht erreichten, während die weiße Elster im Raum Plauen mit den damals gültigen Stofflisten und den verfügbaren Analysemethoden einen guten Zustand aufwies (IKSE 2009; LfULG 2009). Basis der aktuellen Beurteilung in MikroModell sind selbst durchgeführte, umfangreiche Messkampagnen sowie die Analyse vorhandener Daten der drei Gewässerkörper. In den durchgeführten Messkampagnen wurden alle relevanten und zuverlässig messbaren Mikroschadstoffe untersucht, in der Stoffflussmodellierung zur Abbildung des Pharmazeutika-Transportes und zur Bewertung von Maßnahmen wurden die gesamten zugehörigen Einzugsgebiete mit abgebildet. Während sich konkrete Mess- und Simulationsresultate explizit auf die drei untersuchten Einzugsgebiete beziehen, sollen die im Projekt entwickelten Methoden auf andere Gebiete übertragbar sein. Die Zielstellung von MikroModell wird im Abschnitt 1.2 konkretisiert.

1.2 Zielstellung

In MikroModell wird anhand unterschiedlich dicht besiedelter sächsischer Regionen ermittelt, welche Rolle Kläranlagen und Auslässe aus der Kanalisation bei der Gewässergüteentwicklung bezogen auf Spurenstoffe und deren UQN-Vorschläge einnehmen. Es ist zu klären, welche Verbesserungen für die Gewässergüteentwicklung durch Maßnahmen im Abwassersystem bzw. Reduktionsmaßnahmen auf einer höheren Ebene (EU, Bund, Fließgewässereinzugsgebiet, Kommune) erzielt werden können, um so eine effiziente und nachhaltige Entwicklung zu befördern.

Die kontinuierliche Weiterentwicklung der Liste prioritärer Stoffe macht es unabdingbar, der bereits in Diskussion stehenden Schadstoffgruppe der Pharmazeutika in den Betrachtungen mehr Bedeutung beizumessen, zumal diese im Abwasser prominent vertreten sind. Es soll die Frage geklärt werden, mit welchen Maßnahmen die Emissionen von Mikroschadstoffen und insbesondere von Pharmazeutika effektiv vermindert werden können. Dazu werden unterschiedliche Maßnahmen in den drei Modellregionen mittels Stoffflussmodellierung untersucht und hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Verbesserung der chemischen Qualität der Fließgewässer in den Einzugsgebieten bewertet. Im dazu entwickelten Stoffflussmodell werden Unsicherheiten in den Daten, in den Prozessen und in der Vorhersage berücksichtigt. Es dient als Werkzeug zum Vergleich verschiedener Varianten und der Robustheit verschiedener Szenarien.

Die geltenden administrativen, technischen und rechtlichen Randbedingungen fließen in die Machbarkeitsstudie ein und bilden die Grundlage für die Erstellung eines Leitfadens zur Emissionsminderung von Schadstoffen aus urbanen Siedlungsgebieten. Aufgrund der nach ökonomischen Gesichtspunkten begrenzten Eliminationsleistung (Prozessmitteleinsatz) der zwei Verfahren (Ozonierung bzw. Einsatz von Pulveraktivkohle) besteht das Ziel des Projektes darin, der 4. Reinigungsstufe Maßnahmen jenseits der *End-of-Pipe* Lösung gegenüberzustellen und in die Diskussion der Schadstoffproblematik einzubringen. Es ist die Frage zu klären, inwieweit eine Vielfalt quellenbasierter Lösungen mit Blick auf die Produktion und den Gebrauch problematischer Stoffe einen relevanten Beitrag zur Minderung von Schadstoffemissionen leisten kann und sich dies angesichts der Alternative einer 4. Reinigungsstufe als ökonomisch und ökologisch sinnvoll, im gesellschaftlichen Kontext als machbar und insgesamt als nachhaltiger Lösungsweg darstellt.

I.E. werden mit dem o.a. Vorgehen folgende Untersuchungsziele verfolgt bzw. Schwerpunkte untersucht, die als Grundlage für den vorliegenden Handlungsleitfaden zum Umgang mit Mikroschadstoffen dienen:

- Betrachtung von relevanten Einzelspurenstoffen in den Gewässern und den Kläranlagen der Untersuchungsgebiete mittels zeitlich hoch aufgelöster Monitoringkampagnen;

- Ökotoxikologische Effektanalyse an den Kläranlagen und Bewertung;
- Untersuchungen zur 4. Reinigungsstufe im Labormaßstab zur Ermittlung von Unterschieden zwischen den Standorten mit dem Fokus auf ökotoxikologische Effekte;
- Ermittlung und Bewertung der Relevanz unterschiedlicher Stoffquellen an Hand von Indirekteinleiterkatastern;
- Bewertung von Handlungsmaßnahmen an der Quelle;
- Untersuchung und Bewertung der Leistungssteigerung von Kläranlagen;
- Erstellung eines Stoffflussmodells mit Hilfe von postleitzahlbezogenen Verschreibungsdaten für ausgewählte Arzneimittel und Daten des sächsischen Gewässergütemonitorings;
- Erarbeitung von rechtlichen Handlungsempfehlungen, u.a. im Rahmen des Arzneimittel- und Pflanzenschutzmittelrechts zur Verminderung oder Vermeidung von Einträgen an der Quelle;
- Erarbeitung eines Prozessablaufes zur Bewertung von Gewässerbelastungen und zur Identifikation von Handlungsmaßnahmen unter Berücksichtigung des immissions- und emissionsseitigen Gewässerschutzes;
- Entwicklung und Durchführung von Maßnahmen zur Information und Sensibilisierung von Öffentlichkeit sowie von ausgewählten Berufsgruppen aus den Bereichen Gesundheit (Ärzte, Apotheker), Pflege, Bildung, Abfallwirtschaft.

Zur Erfüllung dieses anspruchsvollen Zieles setzt sich das Projektkonsortium interdisziplinär aus den drei Betreibern der Abwassersysteme in Dresden, Chemnitz und Plauen sowie Wissenschaftlern/innen aus den Bereichen der Siedlungswasserwirtschaft, Hydrobiologie, Ökotoxikologie, Wasserchemie, Umweltökonomie, Pharmakologie sowie des Wirtschafts- und Regulierungsrechts zusammen.

1.3 Untersuchungsstandorte und -regionen

Untersuchungs- und Bewertungsgrundlage im Projekt MikroModell bilden die drei städtischen Einzugsgebiete von Dresden, Chemnitz und Plauen mit ihren Fließgewässern Elbe, Chemnitz und Weiße Elster. Die als Vorfluter genutzten Gewässer unterscheiden sich dabei hinsichtlich der für die Spurenstoffbetrachtung relevanten hydrologischen Hauptwerte, dem mittleren Abfluss (MQ) und dem mittleren Niedrigwasserabfluss (MNQ) deutlich (vgl. Tabelle 1).

Tabelle 1: Hydrologische Hauptwerte MQ (mittlerer Abfluss) und mittlerer Niedrigwasserabfluss (MNQ) der betrachteten Gewässer

Hydrologische Hauptwerte ¹	Elbe Pegel Dresden	Fluss Chemnitz Pegel Chemnitz 1	Weißer Elster Pegel Straßberg
MQ	331 m ³ /s	4,07 m ³ /s	5,08 m ³ /s
MNQ	110 m ³ /s	0,66 m ³ /s	1,18 m ³ /s



Abbildung 1: Kläranlagen von Dresden, Chemnitz und Plauen (von links nach rechts)

Obwohl sich die Kläranlagen von Dresden-Kaditz, Chemnitz-Heinersdorf und Plauen (vgl. Abbildung 1) hinsichtlich ihrer genehmigten Größenklasse (GK 5) nicht unterscheiden, variiert die Anzahl der angeschlossenen Einwohner deutlich. Dabei muss zwischen den statistisch angeschlossenen Einwohnern (physisch) und der CSB-bezogenen Belastung der Anlagen anhand von Einwohnerwerten (EW)² unterschieden werden. Aus der Differenz beider Größen ergeben sich in vereinfachter Bilanz die Einwohner- bzw. Einwohnergleichwerte (EWG) für die industrielle Belastung der Kläranlagen (vgl. Abbildung 2).

Neben der stofflichen Belastung der Kläranlagen unterscheiden sich diese in Hinblick auf ihren mittleren täglichen Durchfluss (Q_d), den mittleren Trockenwetterdurchfluss (Q_T) und den maximalen behandelbaren Mischwasserzufluss im Regenwetterfall Q_M . Als Maß für die Gewässerbelastung bietet sich u.a. das Verhältnis des Kläranlagen- und Gewässerdurchflusses an.

Ein Vergleich der Abflüsse der Kläranlagen und der zugehörigen Gewässer für die Jahre 2013 bis 2015 zeigt eine starke spezifische Belastung des Fließgewässers Chemnitz mit gereinigtem Abwasser (vgl. Abbildung 3). Die geringste spezifische Abwasserbelastung der Gewässer liegt für die größte untersuchte Kläranlage, Dresden-Kaditz, und ihren Vorfluter Elbe vor. Plauen mit der Weißen Elster ordnet sich dazwischen ein.

¹ Stand: September 2019, www.umwelt.sachsen.de

² Einwohnerspezifische Frachten nach DWA-A 131 (2016)

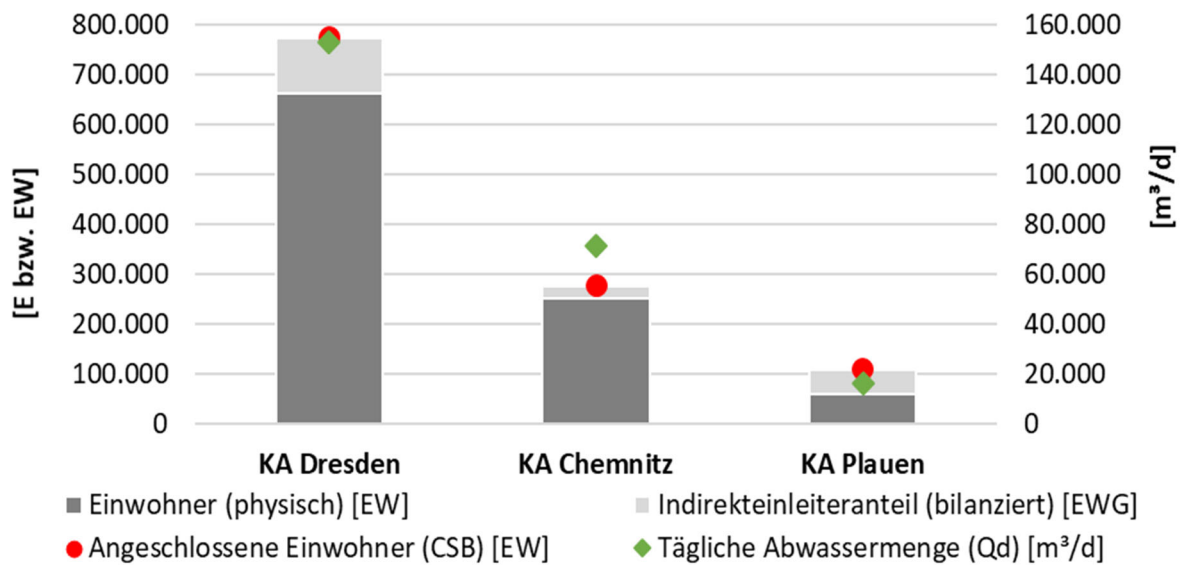


Abbildung 2: An die untersuchten Kläranlagen angeschlossene Einwohner (E), die Belastung der Kläranlagen anhand des einwohnerspezifischen CSB-Äquivalents (EW), des bilanzierten Industrieanteils (EWG) und des täglichen Abwasserstroms (Q_d) zu den Kläranlagen

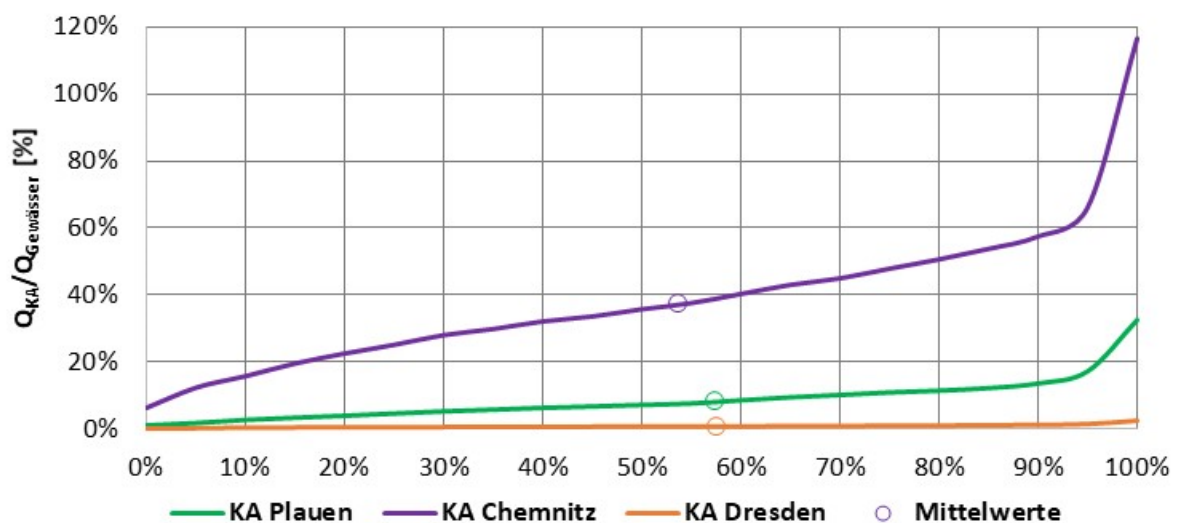


Abbildung 3: Summenganglinie für das tägliche Verhältnis von Kläranlagen- und Gewässerdurchfluss für die Jahre 2013 bis 2018

Unter Berücksichtigung des mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ) und des mittleren Trockenwetterabflusses ist eine Extremwertbetrachtung für die Fließgewässer möglich. Danach ergibt sich für den statistischen Niedrigwasserabfluss des Fließgewässers Chemnitz ein Verhältnis von Q_T zu MNQ von 145 %. Für die Weiße Elster erhöht sich die trockenwetterbedingte Abwasserbelastung des Gewässers auf 20 % (Q_T /MNQ). Für Dresden liegt

die spezifische Abwasserbelastung mit 2 % nur unwesentlich höher als für den Betrachtungszeitraum nach Abbildung 3. Eine detaillierte Charakterisierung der drei untersuchten Kläranlagen erfolgt in Teil B, Abschnitt 8.1.3 und den Anlagen 12.4, 12.5 und 12.6.

Insgesamt erweisen sich die drei gewählten Standorte wegen ihrer unterschiedlichen Mischungsverhältnisse, der unterschiedlichen Lage der großen Kläranlagen im jeweiligen Einzugsgebiet, des Ausbaus der Kläranlagen entsprechend des Standes der Technik und ihrer guten Datenlage als sehr geeignet, um flussgebietsbezogen Bedarfe identifizieren und geeignete Maßnahmen beurteilen zu können. Da sich die Bedingungen in den Flussgebieten mit den drei Beispielkläranlagen deutlich unterscheiden, können letztlich Folgerungen gezogen werden, die über die individuelle Betrachtung einer Anlage hinausgehen.

1.4 Betrachtete Substanzgruppen und Substanzen

Um eine Gewässerbewertung an den Standorten von Dresden, Chemnitz und Plauen durchführen zu können, war neben den ökotoxikologischen Bewertungsmethoden eine Auswahl von relevanten Substanzen notwendig.

Aus einer Liste von 156 Stoffen, die sich aus der Liste der prioritären Stoffe (2008/105/EG & 2013/39/EU), Substanzen der Oberflächengewässerverordnung und der internationalen Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE) zusammensetzt, wurden 53 Stoffe für eine Betrachtung ausgewählt und im Laufe des Projektes um sechs weitere (Watchlist, wissenschaftliche Diskussion) ergänzt. Grundlage für die Auswahl bildeten im Wesentlichen

- eine Relevanz hinsichtlich der Umweltqualitätsnormen (Jahresdurchschnitt und zulässige Höchstkonzentration),
- ein hoher frachtbezogener Eintrag aus den Kläranlagen,
- und fachliche Empfehlungen in Folge veränderten Einsatzes bzw. Verwendung.

In Bezug auf letzteres wurden die untersuchten Arzneimittel, neben einer Relevanz hinsichtlich der UQN, unter Berücksichtigung einer veränderten Verschreibungscharakteristik (fallend/steigend), vorhandener Saisonalität, regionaler Besonderheiten, hoher konstanter Verschreibungsmengen und der Verfügbarkeit von Gewässermessungen (Gewässergütemonitoring des LfULG) ausgewählt.

Der Auswahlprozess ist in Abbildung 4 schematisch dargestellt.

Die in MikroModell entwickelte Stoffliste setzt sich aus den nachfolgend erläuterten und in Abbildung 5 aufgeführten 59 Substanzen zusammen. Irgarol M1 und 4HPFOS (6:2-FTS) konnten wegen fehlender Standards nicht gemessen bzw. nur über die Gewässergütedaten des LfULG berücksichtigt werden; sie sind unten kursiv aufgelistet.



Abbildung 4: Auswahlprozess für die Entwicklung der Stoffliste

Industrie- und Haushaltschemikalien

Benzotriazol (Korrosionsschutzmittel), Tolyltriazol (Korrosionsschutzmittel), Nonylphenol (chemischer Grundstoff u.a. in Textilprodukten), Bisphenol A (chemischer Grundstoff u.a. in Kunststoffprodukten und Thermopapieren), *Triclosan* (Konservierungsmittel u.a. Kosmetika)

Perfluorierte Tenside (Industriechemikalien)

Perfluorooctansulfonat (PFOS)³ und Perfluorooctanat (PFOA)⁷ (chemische Grundstoffe in der Oberflächenveredelung), *4HPFOS* (Ersatzprodukt für PFOS)

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

Fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(ghi)perylen, Indeno(1.2.3-cd)pyren, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)anthracen, Pyren

Schwermetalle

Cadmium, Quecksilber, Nickel

Arzneimittel und Medizinprodukte

Ibuprofen (Analgetikum), Diclofenac (Analgetikum), Paracetamol (Analgetikum), Naproxen (Analgetikum), Metoprolol (Betablocker), Sulfamethoxazol (Antibiotikum), Erythromycin (Antibiotikum), Clarithromycin (Antibiotikum), Ciprofloxacin (Antibiotikum), Bezafibrat (Lipidsenker), Gabapentin (Antiepileptikum), Carbamazepin (Antiepileptikum), Metformin (Antidiabetikum), Iomeprol (Röntgenkontrastmittel)⁴, Fluoxetin (Antidepressivum), 17 β -Estradiol (Hormon), 17 α -Ethinylestradiol (Hormon), Oxipurinol (Wirksamer Hauptmetabolit von Allopurinol – Urikostatikum)

³ Weitgehendes Anwendungsverbot mit wenigen Ausnahmen

⁴ Medizinprodukt, kein Arzneimittel

7 Industrie- und Haushaltschemikalien Perfluorooctansulfonat (PFT) ● Perfluorooctanoat (PFT) ● Benzotriazol (Korrosionsinhibitor) ● Tolyltriazol (Korrosionsinhibitor) ● 4-Nonylphenol ● <i>Bisphenol A (Weichmacher)</i> ● <i>4HPFOS (PFT)</i> ●	16 Arzneimittel Ibuprofen ●● Diclofenac ● Paracetamol ●● Naproxen ●● Metoprolol ●● Sulfamethoxazol ●● Erythromycin ● Clarithromycin ● Ciprofloxacin ● Bezafibrat ●● Gabapentin ●● Carbamazepin ● Metformin ●● lomeprol ●● Fluoxetin ●● <i>Oxipurinol (LfULG)</i> ● 2 Hormone 17β-Estradiol ● 17α-Ethinylestradiol ●	21 Pflanzenschutzmittel und Biozide Diuron (Herbizid) ● Isoproturon (Herbizid) ● Terbutryn (Biozid) ● Metazachlorsäure (Herbizid) ● Metazachlorsulfonsäure (Herbizid) ● Metolachlorsulfonsäure (Herbizid) ● Dimethachlorsäure (Herbizid) ● Dimethachlorsulfonsäure (Herbizid) ● 2-Hydroxy-Terbuthylazin (Herbizid) ● Imidacloprid (Insektizid) ● Dimethoat (Insektizid) ● Nicosulfuron (Herbizid) ● p,p-DDT (Insektizid) ● pp-DDE (Insektizid) ● p,p-DDD (Insektizid) ● o,p-DDD (Insektizid) ● Dicofol (Akarizid) ● Hexachlorbenzen (Fungizid) ● Irgarol (Biozid/Fungizid) ● <i>Flufenacet (Vorlaufherbizid)</i> ● <i>Triclosan (Biozid)</i> ●
8 PAK Fluoranthen ● Benzo(a)pyren ● Benzo(b)fluoranthen ● Benzo(ghi)perylene ● Benzo(k)fluoranthen ● Benzo(a)athracen ● Pyren ● Indeno(1.2.3-cd)pyren ●		
3 Schwermetalle Cadmium ● Nickel ● Quecksilber ●		
		1 Lebensmittelzusatzstoff Acesulfam (Süßstoff) ●

Abbildung 5: Auflistung und Kategorisierung der ausgewählten Stoffe. Farbkodierungen (siehe auch Abbildung 12): ● relevant aufgrund vorhandener UQN; ● relevant aufgrund hoher Fracht an den Kläranlagen; ● relevant für weitere Betrachtungen

Pflanzenschutzmittel, Biozide und deren Metabolite

p,p-DDT⁵ (Insektizid), Hexachlorbenzen³ (Fungizid), Dicofol³ (Akarizid), Dimethoat⁶ (Insektizid), Imidacloprid (Insektizid), Irgarol³ (Fungizid, Biozid), *Irgarol M1 (Fungizid – Metabolit)*, p,p-DDE³ (Insektizid – DDT), o,p-DDD³ (Insektizid – DDT), p,p-DDD³ (Insektizid – DDT), Metazachlorsäure (Herbizid – Metabolit), Metazachlorsulfonsäure (Herbizid – Metabolit), Metolachlorsulfonsäure (Herbizid – Metabolit), Dimethachlorsäure (Herbizid – Metabolit), Dimethachlorsulfonsäure (Herbizid – Metabolit), Terbutylazin, 2-Hydroxy (Herbizid – Metabolit), Nicosulfuron (Herbizid), Flufenacet (Herbizid), Diuron⁷ (Herbizid, Biozid), Isoproturon⁸ (Herbizid, Biozid), Terbutryn³ (Herbizid)

Lebensmittelzusatzstoff

Acesulfam (Süßstoff)

⁵ Allg. Anwendungsverbot

⁶ Seit Juli 2019 keine Pflanzenschutzmittel mit diesem Wirkstoff in Deutschland zugelassen

⁷ Nur als Biozid in Fassadenanstrichen zugelassen

⁸ Nicht mehr als Pflanzenschutzmittel zugelassen

1.5 Struktur des Projektes und des Schlussberichtes

Die Projektstruktur beinhaltet im Antrag die im Folgenden kurz beschriebenen vier **Produkte**.

Für die Erstellung des ersten Produktes **Handlungsleitfaden mit Empfehlungen zur Emissionsminderung** wurden Gewässergütedaten des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG) zu prioritären und prioritär gefährlichen Stoffen, Erkenntnisse aus der Stoffflussmodellierung (zweites Produkt) sowie Messdaten eines eigenen Fließgewässer- und Kläranlagenmonitorings genutzt. Insgesamt wurden vier Messkampagnen durchgeführt, um mögliche Unterschiede beim jahreszeitlichen Eintrag von Mikroschadstoffen ausweisen zu können. Dabei umfassen das erste und zweite Monitoring (Sommer- und Winterzeitraum) jeweils ökotoxikologische und GC-MS basierte chemische Untersuchungen. Im dritten und vierten Monitoring (Sommer- und Winterzeitraum) wurden wiederholt ökotoxikologische Analysen durchgeführt, die von einer chemischen Analytik auf Basis von GC-MS und LC-MS/MS begleitet wurden. In allen vier Monitoringkampagnen wurden ergänzenden Untersuchungen zu Schwermetallen mit Hilfe der Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) durchgeführt.

Mögliche Handlungsoptionen wurden konkret für die drei Beispielgebiete Dresden, Chemnitz und Plauen identifiziert und bewertet. Die Bewertung erfolgte emissionsseitig mit Hilfe des Stoffflussmodells, immissionsseitig durch Biomonitore, die auch Wirkungen von akuten Belastungen z.B. aus Mischwasserentlastungen und von Abbauprodukten integrativ berücksichtigen. Die dabei entwickelte Methode kann auf andere Gebiete übertragen werden.

Das Ziel des zweiten Produktes bestand in der Entwicklung eines **Stoffflussmodells**, mit dem die Quellen und Fließwege von Pharmazeutika beschrieben werden können, um den Eintrag von Mikroschadstoffen in die jeweiligen Gewässer zu erfassen. Neben den hoch aufgelösten Modellen für die Entwässerungsgebiete von Chemnitz, Dresden und Plauen wurde Gesamtsachsen im Modell in mehr als 400 Gemeindebereiche aufgelöst.

Das Stoffflussmodell wurde anhand von Arzneimitteln erstellt, kalibriert und – so weit möglich – validiert. Für Arzneistoffeinträge konnte auf die Daten der AOK PLUS zurückgegriffen werden. Für weitere Mikroschadstoffe aus der Industrie wurden Informationen aus dem Indirekteinleiterkataster und entsprechender Fachliteratur zusammengestellt, die aber aufgrund zu hoher Unsicherheiten in der Flächeninformation nicht für die Modellierung genutzt werden konnten. Im Stoffflussmodell wurden die resultierenden Emissionen in die Gewässer aus den Kläranlagenabläufen abgebildet. Die räumliche, georeferenzierte Auflösung wurde aus der Verschneidung der Verschreibungsdaten mit den Gewässereinzugsgebieten generiert. Damit wurde ein Werkzeug zum Vergleich verschiedener Handlungsoptionen geschaffen.

Das Ziel des Projektes, elementare Handlungswege im Umgang mit Mikroschadstoffen aufzuzeigen, wirft auch umfangreiche rechtliche Fragestellungen auf. Aufgrund der Komplexität des vorherrschenden Rechtsraumes zu diesem Thema wurden im dritten Produkt die **rechtlichen Handlungsrahmen** und –empfehlungen sowie die **wirtschaftlichen Handlungsspielräume** untersucht.

Die Ergebnisse sollen sowohl die fachliche wie auch die politische Diskussion auf nationaler und europäischer Ebene unterstützen. Die Empfehlungen sind dabei als umsetzungsorientierte Anregungen zu verstehen, die sowohl im Kontext des nationalen Spurenstoffdialoges und des nationalen Wasserdialoges als auch in der europäischen Diskussion zu relevanten Rechtsrahmen Bedeutung erlangen sollen. Neben den rechtlichen Grundlagen für eine 4. Reinigungsstufe werden dabei insbesondere rechtliche Ansatzpunkte betont, die zur Vermeidung oder Minderung von Mikroschadstoffeinträgen an der Quelle – in der Produktion respektive im Gebrauch von Produkten – beitragen und darüber hinaus den Forderungen nach einer verursachergerechten Kostenbeteiligung genügen.

Mikroschadstoffe stellen in der Öffentlichkeit ein sensibles Thema dar. Akzeptanz für Maßnahmen kann nur durch Transparenz, offene Information und Kommunikationsbereitschaft sowie politische Zielstellungen und Vorgaben geschaffen werden. Dabei ist sowohl der Dialog mit der begleitenden Kommunal- und Landespolitik als auch mit den Bürgern gewünscht und im Sinne der Reduktion oder Vermeidung möglicher Eintragspfade auch erforderlich. Deshalb wurden von Beginn an im vierten Produkt zur **Öffentlichkeitsarbeit** über geeignete Medien und Instrumente verschiedene Zielgruppen adressiert, um über Information und Sensibilisierung Aufklärung zum bewussten Umgang mit Mikroschadstoffen zu schaffen und daraus abgeleitet im eigenen Umfeld Möglichkeiten zur Reduzierung potentiell schädlicher Einträge zu identifizieren und zu erproben. In entsprechenden Kampagnen sowie in diversen, teilweise öffentlichen Veranstaltungen wurden sowohl die Bevölkerung als auch Multiplikatoren (z.B. Ärzte-, Apotheker-, Lehrerschaft) in den Kommunikationsprozess zur Aufklärung über das Thema eingebunden.

Die Dokumentation der Ergebnisse des Projektes sowie der daraus resultierenden Handlungsempfehlungen erfolgt in zwei Berichtsteilen.

Teil A ist explizit an Betreiber und Behörden, politische Entscheidungsträger, verschiedene Ziel- und Berufsgruppen als Multiplikatoren sowie an die Öffentlichkeit gerichtet. Teil A beinhaltet die Darstellung eines formalen Vorgehens zur Entscheidungsfindung bzgl. Maßnahmen zur Reduktion von Mikroschadstoff-Einleitungen, eine Zusammenfassung der Ergebnisse der Stoffflussmodellierung, eine Beschreibung des rechtlichen Handlungsrahmens sowie Empfehlungen für die Öffentlichkeitsarbeit.

In **Teil B** werden die wissenschaftlichen Grundlagen sowie ausgewählte Ergebnisse des Projektes erläutert und diskutiert, die nicht schon in Teil A eingeflossen sind. Teil B gliedert

sich in drei übergeordnete Kapitel zum Monitoring und den Untersuchungen vor Ort, zu den Reduktionsmaßnahmen im Umgang mit Mikroschadstoffen sowie zur Erstellung und Kalibrierung des Stoffflussmodells inklusive der Entwicklungsszenarien zur exemplarischen Anwendung des Modells. Die Kapitel sind grundsätzlich ähnlich strukturiert und umfassen Hintergrund und Zielstellung der jeweiligen Arbeitspakete, die wissenschaftlichen Methoden sowie die wesentlichen Ergebnisse und schließen mit einem Ausblick ab. Der Schwerpunkt liegt auf der Darstellung der Methoden, um die entsprechenden Projektergebnisse auch wissenschaftlich nachvollziehen zu können und Möglichkeiten zur Übertragung auf andere Gebiete und für weitere Projekte zu eröffnen.

Teil A – Handlungsleitfaden

Übersicht

Im Handlungsleitfaden wird ein Vorgehen zur Entscheidungsfindung und zu flankierenden Maßnahmen bei der Reduktion der Gewässerbelastung durch Mikroschadstoffe dargestellt. Teil A beinhaltet die folgenden Kapitel:

- Eine Vorgehensweise zur Entscheidungsfindung. Der Prozessablauf ist abstrahiert und formalisiert, sodass die Durchführungsempfehlung zur Bewertung von Mikroschadstoffen und Maßnahmen zur Reduktion ergebnisoffen auch für andere Einzugsgebiete als die Beispielsgebiete, an Hand derer der Leitfaden entwickelt wurde, verwendet werden kann (Kapitel 2).
- Die Vorstellung des im Rahmen von MikroModell entwickelten Stoffflussmodells, mit dessen Hilfe Maßnahmen zur Belastungsminderung im Hinblick auf Stoffkonzentrationen in den Gewässern überprüft und bewertet werden können. Das Stoffflussmodell wurde georeferenziert für Sachsen entwickelt (Abschnitt 3). Mit der prinzipiellen Methode und verfügbaren Inputinformationen lässt sich das Modell auch für andere Gebiete aufbauen (Kapitel 3).
- Mit dem rechtlichen Handlungsrahmen werden – ausgehend von nationalem und Europäischem Recht – Möglichkeiten zur Steuerung von Eintragsverminderung und -vermeidung vorgestellt und erörtert (Kapitel 4).
- Empfehlungen für die Öffentlichkeitsarbeit, die Wege zu einem konstruktiven Dialog mit Behörden, Betreibern und politischen Entscheidungsträgern aufzeigen sowie ein Vorgehen zur transparenten Kommunikation mit Bürgerinnen und Bürgern erläutert (Kapitel 5).

2 Durchführungsempfehlung zur Bewertung von Mikroschadstoffen und Maßnahmen zur Reduktion

2.1 Einführung

Die Minimierung der Einträge potentiell schädlicher Substanzen aus Siedlungsgebieten in unsere Oberflächengewässer ist ein vorrangiges Ziel zur Sicherung natürlicher Ressourcen und zur Erreichung des von der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, Richtlinie 2000/60/EG) geforderten guten ökologischen Zustandes. Diese Aufgabe ist aufgrund der Komplexität und Vielzahl der Stoffe, Eintragspfade und -dynamiken sowie der beteiligten Stakeholder nur interdisziplinär lösbar. Abbildung 6 zeigt dabei alle wesentlichen Quellen und Pfade für mögliche Belastungseinträge in ein Oberflächengewässer.

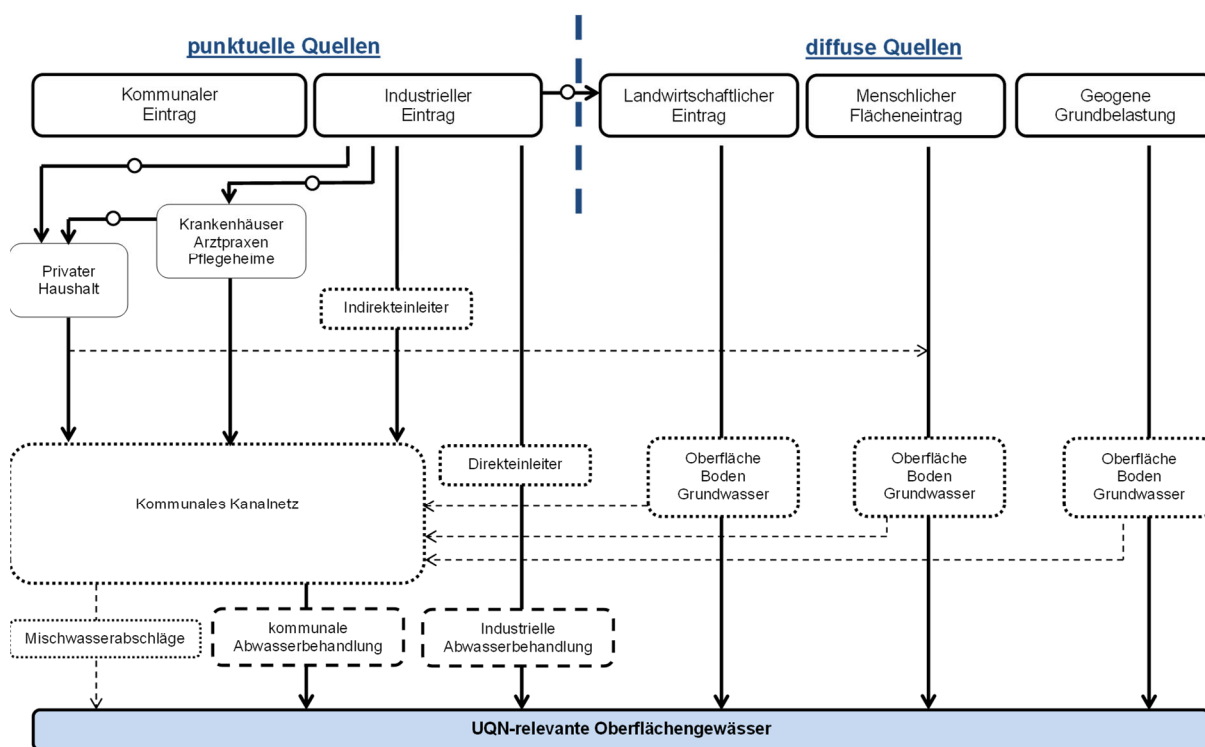


Abbildung 6: Herkunft und Pfade stofflicher Einträge in Oberflächengewässer

Im Rahmen des Projekts MikroModell wurden vorwiegend die siedlungswasserwirtschaftlichen Aspekte, also die linke Seite von Abbildung 6, näher untersucht. Die Vorschläge zum systematischen Vorgehen bei der Einschätzung von Stoffflüssen, von in den Gewässern entstehenden Konzentrationen an Mikroschadstoffen, von Handlungsoptionen und deren Auswirkungen wurden auf verfügbaren Messungen, auf eigenen chemischen und biologischen Messkampagnen, auf Stoffflussmodellierung und auf den Untersuchungen rechtlicher Rahmenbedingungen und ökonomischer Werkzeuge aufgebaut.

An den Beispielen der drei Kommunen Dresden, Chemnitz und Plauen wurden Methoden und Maßnahmen mit der Stoffflussmodellierung durchgespielt. Während diffuse Quellen nicht explizit in die räumlich aufgelöste Untersuchung einbezogen werden konnten, ist es trotzdem möglich, aus den Messungen in den Gewässern Rückschlüsse auf deren Bedeutung zu ziehen. Um eine ähnliche räumliche Auflösung und Abbildung entsprechender Stoffflüsse erzielen zu können, wie dies für den urbanen Raum erreicht wurde, sind allerdings umfangreiche Datenerhebungen zum Eintrag der Stoffe (Verbrauchs- und/oder Verschreibungsdaten) in Bezug zum betrachteten Oberflächenwasserkörper erforderlich. In Abbildung 7 ist der reduzierte Bilanzrahmen für die Untersuchungen von MikroModell dargestellt. Während dieser sich auf den Belastungstyp „Punktquellen“ beschränkt, wird der landwirtschaftliche Eintrag indirekt über Konzentrationsmessungen im Gewässer berücksichtigt.

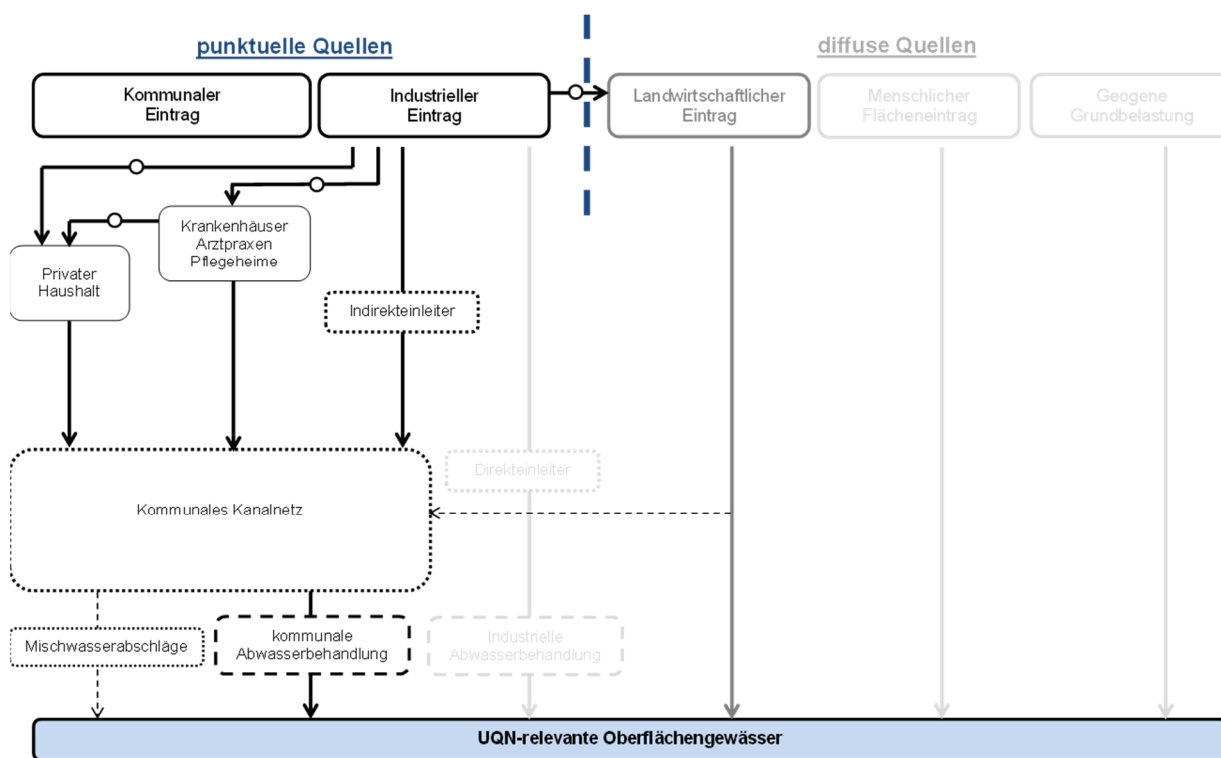


Abbildung 7: Abgrenzung der Einflussnahme über die siedlungswasserwirtschaftliche Infrastruktur.

2.2 Methode und Zielgruppen

In der folgenden Beschreibung einer Methode zur Analyse und Planung von Maßnahmen zur Minimierung von Mikroschadstoffeinträgen in Gewässer findet sich diese Beschränkung auf die punktuellen Quellen wieder. Eine spätere Erweiterung unter Nutzung neuer Erkenntnisse ist dabei möglich und gewünscht.

Zielgruppen dieses Leitfadens sind die wesentlichen Akteure (siehe dazu auch Abbildung 8) für eine Belastungsverursachung resp. -minimierung von Oberflächengewässern: namentlich die politischen Entscheidungsträger und zuständigen Behörden, die wesentlichen Verursacherindustrien wie Pharma- und Chemieindustrie (die Landwirtschaft als weiterer wesentlicher Verursacherbereich wurde in diesem Projekt als überwiegend diffuse Eintragsquelle lediglich über Konzentrationsmessungen im Gewässer betrachtet), die Aufgabenträger der Abwasserbeseitigung und weitere betroffene Nutzer (Verursacher von Belastungen, z.B. industrielle Einleiter) eines Gewässers. Abgrenzend zu den bereits durch die WRRL in Gang gesetzten Prozessen der Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplanungen für die Flusseinzugsgebiete ist das im Folgenden erläuterte Handlungsschema auf die Akteure im siedlungswasserwirtschaftlichen und urbanen Kontext fokussiert.



Abbildung 8: Übersicht der Zielgruppen des Sächsischen Handlungsleitfadens

Parallelen und Anlehnungen an bereits existierende Ausarbeitungen und Handlungsanleitungen (z.B. LfULG 2015a und 2015b) sind aufgrund des identischen fachlichen Schwerpunkts nicht zu vermeiden und aus Gründen der leichteren Anwendbarkeit notwendig. Aufgrund des vorgesehenen Aktualisierungsintervalls der Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenprogramme für die Flussgebietseinheiten von 6 Jahren wird angestrebt, die Aktualisierung der nachfolgenden Verfahrensschritte mindestens in einem ähnlichen zeitlichen Rahmen vorzunehmen, wenn nicht spezifische Randbedingungen eine noch häufigere Prüfung und Bewertung erforderlich machen.

Eine Kurzübersicht über das konkrete Vorgehen in Sachsen hinsichtlich der Bewertung und Umsetzung von Maßnahmen basierend auf den Anforderungen der WRRL findet sich in Abschnitt 3.1.

Es wird angestrebt, das Einzugsgebiet nach emissions- und immissionsbasierten Prinzipien gemäß den gültigen rechtlichen Vorgaben zu bewerten. Damit soll ein räumlich konkreter Beitrag zu den Bewirtschaftungsplänen und Maßnahmenprogrammen der Fluss-

gebietseinheit Elbe erarbeitet werden. Eine Übertragung und Anwendung der entwickelten Vorgehensweise und Methoden auf andere Flussgebietseinheiten ist wünschenswert und notwendig, um gebietspezifisch die Auswirkungen von Maßnahmen auf die Gewässerqualität beurteilen zu können. Die gemeinsame Strategie in der Vorgehensweise orientiert sich an folgenden drei wesentlichen Punkten:



zielorientiert



ausgewogen



nachhaltig

in urbanen Systemen



Es wird Wert auf eine sinnvolle und ausgewogene Entwicklung von Maßnahmen gelegt; sowohl möglichst nahe an der Quelle (schadstoffarme Produktion, Gebrauch schadstoffarmer Produkte) als auch – wenn (noch) keine geeigneten Maßnahmen an der Quelle denkbar und verfügbar sind – an sensiblen Gewässerpunkten bzw. –abschnitten nachgeschaltet und auf Technologie basierend. Diese Vorgehensweise berücksichtigt in sinnvoller Kopplung sowohl Verursacher- als auch Nachsorgeprinzip.

Das im Projektverlauf entwickelte Prozessschema (Abbildung 9) gliedert sich in drei Ebenen:

- 1. Erarbeitung der Entscheidungsgrundlagen** – Basis aller Entscheidungen hinsichtlich durchzuführender Maßnahmen sind die gesetzlichen bzw. politischen Vorgaben unter Nutzung der verfügbaren Informationen. Diese Vorgaben werden neuen wissenschaftlichen Erkenntnissen laufend angepasst und sind in der Entscheidungsfindung zu berücksichtigen.
- 2. Prüfungen zur Entscheidungsfindung** – Ausgehend von der aktuellen Gewässersituation und den Nutzungsanforderungen wird entschieden, ob Handlungsbedarfe zur Reduktion der Gewässerbelastung vorliegen. Für diese Bedarfe werden Maßnahmen-Optionen entwickelt und hinsichtlich verschiedener Kriterien bewertet.
- 3. Umsetzung** – Nach der grundsätzlichen Entscheidungsfindung erfolgt die Maßnahmenauswahl und -umsetzung laut separatem, in Abbildung 10 dargestelltem Prozessschema.

Die Prozessstruktur ist auf eine **regelmäßige Wiederholung** bei Änderung der Randbedingungen oder Belastungssituation bzw. nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie ausgelegt. Die in Abbildung 9 angelegten Elemente und Prozessschritte werden in den nachfolgenden Kapiteln erläutert.

2.3 Übersicht des Prozessschemas

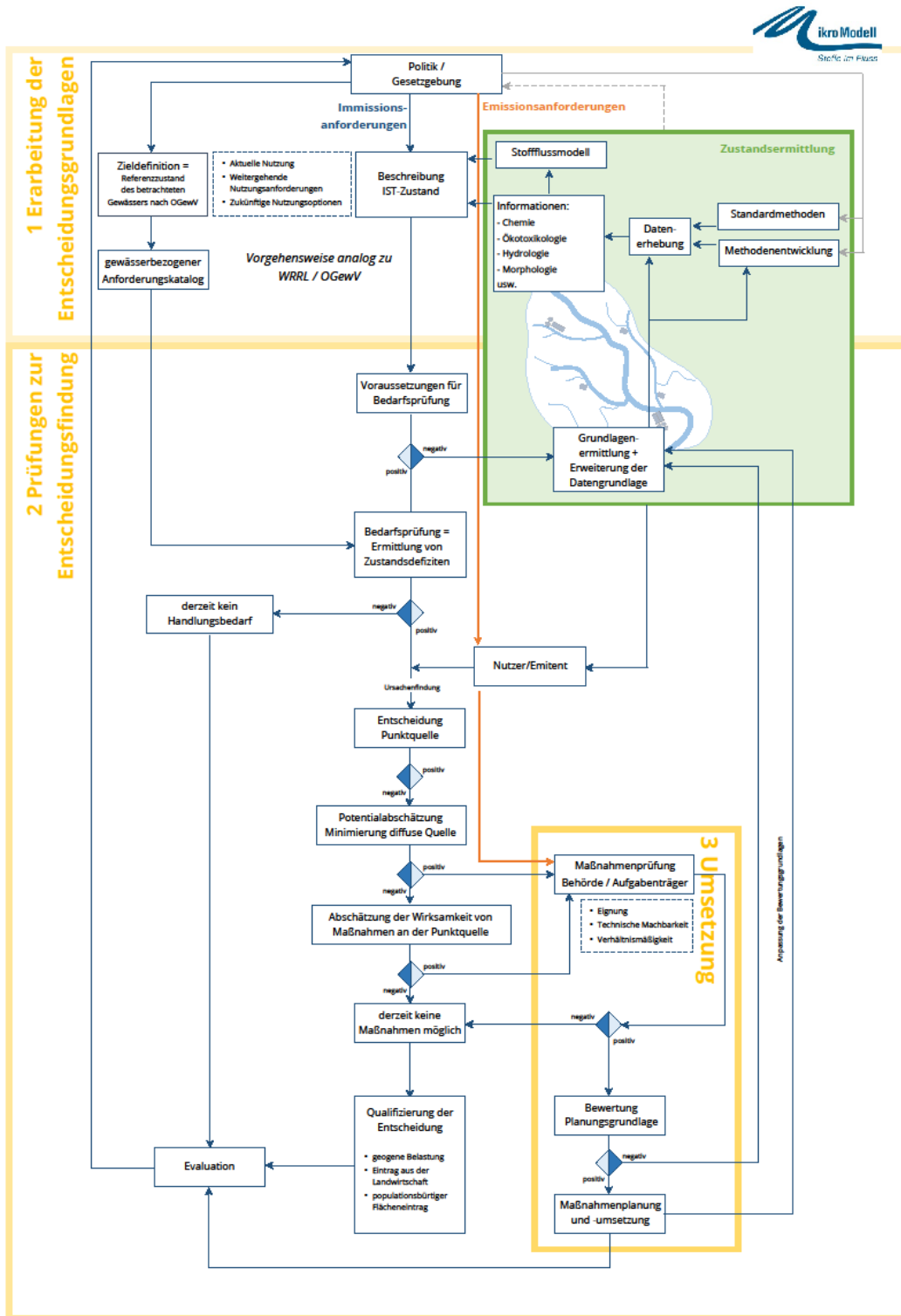


Abbildung 9: Prozessschema zur Identifikation und Umsetzung von Maßnahmen zur Minimierung des Eintrags von Mikroschadstoffen in Gewässer.

2.4 Erläuterungen zur Vorgehensweise und Anwendung

2.4.1 Erarbeitung der Entscheidungsgrundlagen

2.4.1.1 Politik/Gesetzgebung

Basis der gesamten Prozessstruktur ist die Vorgabe von Emissions- und Immissionsanforderungen für die Nutzer eines Gewässerkörpers. Dies ist bereits seit langem gängige Praxis in Bezug auf die sog. konventionellen Schadstoffe und in entsprechenden Rechtsvorschriften geregelt (WRRL, WHG). Während durch nationale bzw. EU-weite Rechtsvorschriften die Mindestanforderungen an die Einleitung von Abwässern (z.B. Wasserhaushaltsgesetz mit Vorgabe der Kriterien für die Erlaubnis einer Einleitung basierend auf konkreten Überwachungswerten der Abwasserverordnung) definiert sind, wurde durch Einführung der zusätzlichen immissionsbezogenen Kriterien ein Qualitätsziel für das empfangende Gewässer definiert. In Anlehnung an bereits in mehreren Überarbeitungsstufen vorliegende Bewirtschaftungspläne und Maßnahmenkataloge, welche in der WRRL bzw. der OGewV unter Einbeziehung der LAWA-Erarbeitungen festgeschrieben sind, wurde ein Vorgehen zur Bewertung der Bearbeitungsgebiete der Oberflächengewässerkörper etabliert. Diese methodische Vorgehensweise hat sich bewährt und ist in Abbildung 9 vorrangig im Bereich 1 (Erarbeitung der Entscheidungsgrundlagen) wiederzufinden.

Folgende Rahmenbedingungen definieren die mikroschadstoffbezogenen Immissionsanforderungen:

- Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie)
- Richtlinie 2008/105/EG (Umweltqualitätsnormen)
- Richtlinie 2013/39/EU (Anhang I - Liste prioritärer Stoffe)
- Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016, Liste Anlage 6 und Anlage 8)

Im Projekt MikroModell wurde die Stoffliste (vgl. Abschnitt 1.4) auf chemische Parameter hin ausgerichtet, die der derzeitigen Mess- und Analysepraxis sowie dem diesbezüglichen Stand der Technik entsprechen. Aufgrund des fortschreitenden wissenschaftlichen Erkenntnisgewinns in der Analytik sowie über Schadwirkungen ist eine ständige Anpassung notwendig.

Da es bei zunehmender Stoffvielfalt immer schwieriger wird, alle Einzelstoffe und deren Transformationsprodukte zu verfolgen, würde sich die Integration ökotoxikologischer Methoden in den Anforderungskatalog anbieten. Durch diese Methoden können Effekte der Einleitung eines Stoffgemisches auf das aquatische Ökosystem sowie Veränderungen dieser Effekte als Folge von Maßnahmen im Einzugsgebiet nachgewiesen werden, ohne

notwendigerweise alle Einzelstoffe im Gemisch zu kennen. Allerdings stellen ökotoxikologische Methoden noch keinen allgemeingültigen Stand der Technik dar (vgl. Abschnitt 2.5.2).

Aus den rechtlichen Rahmenbedingungen und den daraus abgeleiteten stofflichen Zielsetzungen in Form von Grenzwerten für chemische Parameter ergeben sich die Anforderungen für die Fließgewässerqualität und die Leistung des Abwassersystems. Für die Zukunft sind Erweiterungen um ökotoxikologische Summenparameter anzustreben.

Nach aktuellen rechtlichen Vorgaben sind nicht für alle in der Liste des Projekts MikroModell enthaltenen Stoffe Umweltqualitätsnormen (UQN) bindend. Daher können die im Prozessschema vorgesehenen Überschreitungsprüfungen nur für die Stoffe mit UQN durchgeführt werden, um im rechtlichen Sinn notwendige Maßnahmen zu erarbeiten. In Anbetracht der fortlaufenden Veränderungen in der Liste der geregelten Stoffe ist es sinnvoll, das grundsätzliche Vorgehen auch für zurzeit noch nicht gelistete Stoffe anzulegen. Es ist zu erwarten, dass die Liste der Stoffe mit UQN laufend erweitert wird.

Die aus der Zieldefinition gewonnene Beschreibung des Referenzzustandes des betrachteten Gewässers geht in nachfolgenden Prozessschritten in den Vergleich mit dem Ist-Zustand (vgl. Abschnitt 2.4.1.2) ein und führt zur Feststellung möglicher Defizite (vgl. Abschnitt 2.4.2.2).

Die weitere Abarbeitung des Schemas beschreibt im Wesentlichen den immissionsbasierten Pfad zur Einschätzung des Gewässerzustandes bzgl. Mikroschadstoffen. Um aus den Erkenntnissen zum Gewässerzustand Emissions-Vorgaben abzuleiten fehlen bis heute Erfahrung und mechanistische Zusammenhänge. Emissions-Vorgaben sind in Abbildung 9 aber angelegt über den orange dargestellten Pfad, ausgehend von der Gesetzgebung zu den Nutzern bzw. Emittenten.

Damit sind im Sinne des Vorsorgeprinzips umzusetzende Maßnahmen verbunden, um Mindestanforderungen zu erfüllen. Diese Vorgehensweise würde der bei klassischen Überwachungsparametern gewählten Praxis mit den Mindestanforderungen nach Anhang 1 der Abwasserverordnung (AbwVO) entsprechen.

2.4.1.2 Beschreibung des Ist-Zustandes des Umfelds

Basierend auf den Informationen aus der Zustandsermittlung erfolgt die Beschreibung des Ist-Zustandes der Randbedingungen eines betrachteten Gewässerkörpers. Die verfügbaren Daten und Informationen werden zusammengeführt. In die Charakterisierung des Ist-Zustandes der Randbedingungen fließen folgende Kriterien ein:

- urbane Struktur des Einzugsgebiets
- Art, Anzahl und Umfang der Einleiter

- Analyse der Stakeholder (= Gewässernutzer, z.B. Kommunen, Naturschutz, Trinkwassergewinnung, Landwirtschaft, Fischereiwirtschaft, touristische Nutzung usw.)
- Vorbelastung des als Vorfluter dienenden Fließgewässers

Für alle Nutzer und definierten Bewirtschaftungs- und Schutzziele sind die entsprechenden Rechtsgrundlagen zusammenzuführen (z.B. Bergrecht, Badegewässerverordnung, naturschutzrechtliche Belange usw.). Die resultierenden Anforderungen werden mit den grundlegenden gesetzlichen Anforderungen aus Abschnitt 2.4.1.1 kombiniert.

Bei der Zieldefinition ist nicht nur das aktuelle bzw. unmittelbar geplante Nutzungsprofil zu beachten sondern in gleicher Weise zu berücksichtigen, welche weitergehenden Nutzungsanforderungen zukünftig entstehen können. Außerdem ist zu prüfen, ob als Folge aktueller Nutzungen zukünftige Nutzungsoptionen entfallen.

2.4.1.3 Methoden und Werkzeuge zur Entscheidungsfindung

Wesentliches Element der dargestellten Prozessstruktur sind die verwendeten Methoden und Werkzeuge. Diese sind im Schema in Abbildung 9 im grünen Block zusammengefasst und beinhalten die Schritte zur Gewinnung der erforderlichen Informationen. Methoden sollten nicht ausschließlich festgeschrieben werden, da deren Spektrum laufend erweitert wird. Dies gilt in besonderem Maß für die chemische Analytik durch verbesserte und genauere Bestimmungsmethoden. Auch neue Erkenntnisse in Bezug auf die Wirkung problematischer Substanzen sollten jederzeit in das Methodenspektrum aufgenommen werden. Eine Beschreibung zum methodischen Vorgehen im Projekt MikroModell, zu den ökotoxikologischen Untersuchungen, zum Aufbau des Stoffflussmodells sowie zu weiteren fachlichen Details finden sich im Berichtsteil B.

Die für Sachsen aktuell vorliegenden Daten stammen aus der Überwachung der Oberflächengewässer durch das LfULG. Über die Datenbankanwendung iDA (interdisziplinäre Daten und Auswertungen)⁹ können alle verfügbaren Messstellen und gemessenen Parameter in historischen Zeitreihen ausgelesen und weiterverarbeitet werden.

Die erhobenen Daten bilden die Grundlage für die Bewertung der chemischen Gewässerqualität und damit für alle darauf aufbauenden Entscheidungen bei Bewirtschaftungs- und Maßnahmenplanung.

Je nach Gewässerzustand können neben der chemischen Gewässerqualität noch weitere Komponenten maßgeblich sein. Die Nutzung eines Stoffflussmodells ermöglicht dabei

⁹ <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/ida/index.xhtml>

auch für unbeobachtete Gewässerabschnitte und Zeiträume eine Bewertung der chemischen Gewässerqualität. (vgl. Kapitel 3). Der Beitrag einzelner Emittenten kann so für den gesamten betrachteten Gewässerkörper bewertet werden.

Die DIN-Analysemethoden sind noch nicht in jeder Hinsicht ausgereift. Eine konkrete noch zu lösende Herausforderung stellt die Methode zum Probenaufschluss dar, um neben den gelösten auch die gebundenen Anteile der gesuchten Substanzen zuverlässig quantifizieren zu können. Die dafür notwendigen Methodenentwicklungen befinden sich in einem intensiven Forschungsstadium. Zwecks Vergleichbarkeit wurde in MikroModell die HPLC-MS/MS-Methode nach DIN 38407-47 für gereinigtes Abwasser, Oberflächenwasser sowie adaptiert für rohes Abwasser angewandt. Alle Proben wurden durch Filtration über 0,20 µm Spritzenvorsatzfilter (regenerierte Zellulose) für die Analytik vorbereitet. Dies steht im Widerspruch zur notwendigen Standardisierung bzw. Zertifizierung von Mess- und Analyseverfahren zur Sicherstellung der Vergleichbarkeit mit anderen Laboren sowie als Bezug zu den in den rechtlichen Vorgaben festgelegten Parametergrenzen (z.B. UQN). Eine möglichst zeitnahe Überführung neuer sinnvoller Methoden in den Stand der Technik ist somit anzustreben.

Die Methoden und Werkzeuge sind mit der Gesetzgebung verknüpft. Einerseits erweitert der wissenschaftliche Fortschritt die Entscheidungsbasis durch umfassendere Informationen über die Wirkung von Substanzen im Wasserkörper. Andererseits formuliert die Gesetzgebung Anforderungen an Werkzeuge und Methoden, um offene Fragestellungen beantworten zu können.

Im Ergebnis des ersten Blocks des dargestellten Schemas stehen alle relevanten Informationen für die Entscheidungsfindung hinsichtlich potenzieller Maßnahmen zur Verfügung.

2.4.2 Prüfungen zur Entscheidungsfindung

2.4.2.1 Voraussetzungen für die Bedarfsprüfung

Aus den Routinedaten des LfULG sowie zukünftig auch aus weiteren Datenquellen bzw. Informationen bspw. aus Intensivmessprogrammen werden alle Datensätze für zugehörige Messstellen des betrachteten Oberflächenwasserkörpers und des gewässerbezogenen Anforderungskataloges (vgl. Abschnitt 2.4.1.3) zusammengeführt und mit den vorliegenden UQN abgeglichen.

Die Überwachungsfrequenzen für verschiedene Stoffe sind in der OGewV in Anlage 10 definiert mit Bezug zu den Stofflisten in Anlage 8. Dies hängt von den Eigenschaften der Stoffe ab sowie von der zu erwartenden Signifikanz der Einleitung. Einleitungen oder Einträge sind bereits dann signifikant, wenn zu erwarten ist, dass der halbe Wert der Umweltqualitätsnorm überschritten wird. Ab diesem Wert ist der Stoff zu überwachen.

Die Gewässergütedaten des LfULG werden nun hinsichtlich der Verwertbarkeit geprüft. Neben der erforderlichen Probenanzahl pro Jahr ist auch eine Plausibilitätsprüfung erforderlich (inkl. Ausreißeranalyse). Methoden, die zu gesicherten Ergebnissen mit geringer Unsicherheit führen, sind derzeit noch nicht allgemein anerkannt etabliert. Aufgrund der stark variierenden Konzentration, gepaart mit hydrologischer Variabilität und Analysenunsicherheiten, erscheint dies methodisch mit vertretbarem Aufwand auch höchst schwierig.

Falls die notwendigen Voraussetzungen nicht gegeben sind, muss die Datengrundlage erweitert und der vorherige Prozesszyklus aktualisierend erneut durchlaufen werden.

2.4.2.2 Bedarfsprüfung (Defizitanalyse)

Sind die Voraussetzungen für die Datenauswertung erfüllt, steht die eigentliche Bedarfsprüfung für umzusetzende Maßnahmen an. Dazu wird der gewässerbezogene Anforderungskatalog mit den ermittelten Umweltqualitätsinformationen (UQI) der für den betrachteten Wasserkörper relevanten Messstellen verglichen. Dieser Schritt entspricht den Ergebnissen des Stakeholderdialoges (vgl. Anlage 7.1) bzgl. der Festlegung von „Belastung und Schutzbedürftigkeit“ des Gewässers.

Ist kein Handlungsbedarf gegeben, wird das in Abbildung 9 dargestellte Prozessschema bei der nächsten anstehenden Bedarfsprüfung durchlaufen. Das Wiederholungsintervall richtet sich dabei nach rechtlichen Vorgaben und signifikanten Änderungen des Ist-Zustandes bzw. der Zieldefinition (vgl. Abschnitt 2.4.1.2).

Sind die Anforderungen nicht erfüllt wird die Ursachenfindung (vgl. 2.4.2.3) eingeleitet.

2.4.2.3 Ursachenfindung

Die Ursachenfindung ist im Dialog zwischen den überwachenden Behörden, den beteiligten Einleitern und den Nutzern zu gestalten und stellt die Basis für die Konzeptentwicklung zur Verbesserung der Gewässerqualität dar. Die Ursache für Überschreitungen kann (auch analog zu Abbildung 6) sowohl punktförmigen als auch diffusen Quellen zugeordnet werden. Die für die Gewässeraufsicht zuständige Institution (i.d.R. die untere Wasserbehörde) sollte bei entsprechender Notwendigkeit übergeordnete Behörden hinzuziehen.

Obwohl das Projekt MikroModell sich vorgabegemäß den Punktquellen aus urbanen Gebieten gewidmet hat, ist im Rahmen einer generellen Vorgehensweise auch der Einfluss diffuser Eintragspfade mit zu berücksichtigen.

Die hier dargestellte Vorgehensweise ist bewusst abweichend von der üblichen Vorgehensweise gemäß der rechtlichen, flussgebietsbezogenen Vorgaben gewählt worden. Dort werden nach Feststellung von Zustandsdefiziten aus dem bestehenden Maßnahmenkatalog geeignete Maßnahmen ausgewählt und mit diesen die weitere Bearbeitung gestartet. Aus Sicht des Projekts MikroModell ist (letztlich aufgrund der Fokussierung auf

Punktquellen) zuerst eine Zuordnung möglicher Verursacher der Belastung durchzuführen. Dann können wesentlich spezifischere Maßnahmen ausgewählt bzw. entwickelt werden und eine differenziertere Herangehensweise wird möglich.

Es erfolgt daher zuerst die Prüfung, ob es sich bei der betreffenden Substanz um eine vorwiegend punktuell eingetragene Belastung handelt. Dazu erfolgt zunächst eine Recherche hinsichtlich der Eigenschaften, Produktion, Verwendung und Eintragspfad des betrachteten Stoffs basierend auf verfügbaren Informationen. Sind die Pfade unklar, ist ein auf die Belastung ausgerichtetes Monitoring durchzuführen (Dauer, Intervall und Häufigkeit in Abhängigkeit von der zu erwartenden Auftretensdynamik). Für die Ursachenfindung kann auf die gleichen Werkzeuge und Methoden (vgl. Abschnitt 2.4.1.3) zurückgegriffen werden wie bei der Zustandsermittlung des betrachteten Gewässerkörpers.

Wenn eine Substanz als Punktquelle zugeordnet werden kann, schließt sich direkt die Maßnahmenprüfung zur Minimierung des Eintrages an (vgl. Abschnitt 2.4.3.1).

Wird ein Stoff diffusen Eintragspfaden zugeordnet, sind potentielle Frachtminderungen von Maßnahmen bzgl. diffuser Quellen abzuschätzen. Zu dieser Abschätzung werden Literaturinformationen zu Ausmaß und Dynamik des Stoffeintrages genutzt. Zur Zuordnung der möglichen Verursacher können wiederum die Werkzeuge und Methoden aus der Zustandsermittlung genutzt werden, allerdings ist aus Wirtschaftlichkeitsgründen ein auf diffuse Belastungen hin ausgerichtetes Probenahmekonzept zu erarbeiten.

Bei Zuordnung des Eintragspfades vorwiegend zu diffusen Quellen schließt sich wie für die Stoffe aus Punktquellen die Maßnahmenprüfung an (vgl. Abschnitt 2.4.3.1). Können Stoffe nicht eindeutig punktförmigen oder diffusen Quellen zugeordnet werden, ist die Effizienz von Maßnahmen bzgl. aller identifizierter Pfade zu vergleichen, um eine Unterschreitung der vorgegebenen UQN wahrscheinlich werden lassen.

2.4.2.4 Prozessabschluss

Kann mit den verfügbaren Maßnahmen der Stoffeintrag nicht ausreichend reduziert werden (vgl. Abschnitt 2.4.3.1), ist diese Folgerung zu begründen, zu evaluieren und zu dokumentieren. Der Prozesszyklus sollte in diesem Fall in einem vergleichsweise kurzen Aktualisierungsintervall durchlaufen und das Monitoring ggf. hinsichtlich der problematischen Substanzen intensiviert werden, um u.a. ein besseres Verständnis der Stoffpfade (quellorientierte Stoffflussanalyse) zu erlangen. Es kann ggf. sinnvoll sein, bei Weiterentwicklungen in abgrenzbaren Bereichen (z.B. Verbesserungen der Einleitsituation bei Indirekteinleitern) bestimmte Bereiche des Schemas nur vereinfacht zu durchlaufen, um die Bearbeitungseffizienz zu erhöhen. Eine weiterhin zu berücksichtigende Gleichwertigkeitsprüfung von Maßnahmen an der Quelle sowie *End-of-Pipe* Lösungen ist trotzdem beizubehalten. Mit dem wissenschaftlich-technischen Fortschritt wird sich auch die Art und Anzahl der verfügbaren Maßnahmen erhöhen und somit zukünftig zusätzliche Optionen und

Wege eröffnen. Daher kann eine Wiederholung des Zyklus auch an Forschungserfolge gekoppelt werden.

Nach der Umsetzung von Maßnahmen (vgl. Abschnitt 2.4.3) sind die Erkenntnisse und Ergebnisse zu dokumentieren und deren Erfolg turnusmäßig zu evaluieren.

In jedem Fall ist eine Evaluation des durchlaufenen Prozesses erforderlich, die von der überwachenden Behörde geleitet wird. Die Häufigkeit der Evaluation richtet sich nach der Relevanz der Substanz, den Eintragsfrachten und der Eintragsdynamik sowie der Akkumulationsrate im Gewässer.

2.4.3 Umsetzung

2.4.3.1 Maßnahmenprüfung

Nachdem die oben beschriebenen Prozessschritte durchlaufen sowie die Notwendigkeit und grundsätzliche Machbarkeit von Maßnahmen zur Belastungsminderung festgestellt wurden, beginnt die Identifikation und Bewertung von Maßnahmen (Maßnahmenkatalog vgl. Anlage 1.1). Eine umfassende Auflistung von Maßnahmen findet sich z.B. im LAWA-BLANO Maßnahmenkatalog (LAWA, 2015). Das Vorgehen in MikroModell wird in Abschnitt 2.4.4 erläutert.

Bevor eine Maßnahme in die Evaluierung mit einbezogen wird, muss sie auf folgende Kriterien geprüft werden:

Feststellung der generellen Eignung einer Maßnahme

- Ist die Maßnahme geeignet, die Belastung langfristig und möglicherweise nachhaltig zu reduzieren?
- Gibt es mehrere gleichwertige bzw. vergleichbare Maßnahmen?

Nachweis der technischen Machbarkeit

- Entsprechen die festgestellten Maßnahmen (s. oben) dem Stand der Technik?
- Sind festgestellte Maßnahmen kurz-/mittelfristig anwendungsreif?

Bewertung der Verhältnismäßigkeit

Sind festgestellte Maßnahmen unter

- ökologischen,
- ökonomischen sowie
- gesellschaftspolitischen (u.a. Akzeptanz, Nachhaltigkeitswirkung) Gesichtspunkten

verhältnismäßig?

Bei positivem Abschluss dieser Maßnahmenprüfung erfolgt die Bewertung der vorläufigen Planungsgrundlage, die der/den identifizierten Maßnahme(n) zugrunde liegt. Falls

keine Maßnahme die obigen Kriterien erfüllt, wird der Prozess abgeschlossen, das Monitoring intensiviert und ein kurzfristiger Überprüfungszyklus angesetzt (vgl. Abschnitt 2.4.2.4).

Diese Prinzipien orientieren sich an den bereits in den Verträgen zur Gründung der europäischen Gemeinschaft formulierten Grundsätzen (Artikel 191 in der aktuell gültigen Fassung; EU 2009).

2.4.3.2 Bewertung der Planungsgrundlage

Für die Realisierung bzw. tatsächliche Umsetzung einer technischen und/oder administrativen Maßnahme ist zu prüfen, ob die dafür erforderlichen Informationen in ausreichender Menge und Qualität vorliegen. Ist dies nicht der Fall, müssen die Planungsgrundlagen z.B. in Form von zusätzlichen Messkampagnen verdichtet und verbessert werden. Danach kann mit der tatsächlichen planerischen Umsetzung und technischen Realisierung bzw. der praktischen Durchführung begonnen werden. Damit stellt dieser Schritt eine wesentliche Voraussetzung für die folgenden Prozessschritte dar.

2.4.3.3 Maßnahmenplanung und -umsetzung

Dieser Prozessschritt stellt den technischen Realisierungsprozess dar. Dabei werden die in Kapitel 2.4.3.1 für geeignet befundenen Maßnahmen bewertet und verglichen (vgl. Anlage 1.1). Für die Bestvariante, die sich auch durch eine Maßnahmenkombination ergeben kann, erfolgt eine detaillierte Planung. Die Umsetzung der Bestvariante stellt den vorläufigen Abschluss des Prozesszyklus dar.

Da die erfolgreiche Realisierung/Umsetzung von Maßnahmen einen Schlüsselprozess des gesamten Prozessschemas darstellt, ist das Prozessschema auf diesen Schritt ausgerichtet. Die nachfolgende Evaluierung des Erfolgs der Maßnahme(n) dient der Überprüfung der Nachhaltigkeit des Erfolges und der Optimierung zukünftiger Durchläufe.

2.4.4 Detailschema zur Umsetzung – Auswahl von Maßnahmen

Das Detailschema in Abbildung 10 stellt systematisch die Belastungspfade und die zugehörigen Elemente zur Belastungsreduzierung dar.

Während die verschiedenen diffusen Verursacher zu einer direkten oder indirekten Einleitung schädlicher Substanzen führen können, die durch siedlungswasserwirtschaftliche Maßnahmen nicht beeinflusst werden kann, stehen für die Punktquellen vielfältige, quellspezifische Maßnahmen zur Verfügung. Für die Beurteilung der Maßnahmen stellt der jeweilige Oberflächenwasserkörper die Zielgröße dar.

Sind verschiedene Maßnahmen bzgl. deren Wirksamkeit, Umsetzbarkeit und Verhältnismäßigkeit (vgl. Abschnitt 2.4.3.1) vergleichbar, sind diejenigen, die auf dem Vorsorgeprinzip (Verursacherprinzip) basieren, den *End-of-Pipe* Lösungen, die eine Nachsorge darstellen, vorzuziehen. Diese Vorgehensweise wurde bereits in den ursprünglichen Verträgen bei der Gründung der europäischen Gemeinschaft im Bereich des Umweltrechts explizit in den Vertragstext formuliert (EU, 2009 Artikel 191). Die Vergleichbarkeit ist über das Nichtdiskriminierungsgebot, welches in der Mitteilung der europäischen Kommission (KOM 2000) zur Anwendbarkeit des Vorsorgeprinzips erläutert ist, gewährleistet. Ungeachtet dessen werden Schwierigkeiten in der praktischen Umsetzung erwartet, die durch einen entsprechenden Dialog der beteiligten Institutionen zu klären sind.

Punktquellen können grundsätzlich einem industriellen oder kommunalen Eintragspfad zugeordnet werden. Die industriellen Einleitungen erfolgen dabei entweder indirekt über das Kanalnetz und die Abwasserbehandlungsstufe (Indirekteinleitung) oder direkt nach einer separaten Behandlung in eigenen Industriekläranlagen (Direkteinleitung).

Kommunale Eintragspfade können insbesondere für Mikroschadstoffe in häusliche Einleitungen und Einträge aus Einrichtungen des Gesundheitswesens unterschieden werden. In beiden Fällen erfolgt i.d.R. eine Einleitung in ein Kanalnetz mit anschließender Behandlung. Bei Einleitung in Mischsysteme ist mit einer niederschlagsbedingten Entlastung von ungereinigtem Abwasser inklusive Mikroschadstoffen zu rechnen. Die Quantifizierung dieser Gewässerbelastung kann mittels Schmutzfrachtberechnungen bzw. mit dem Stoffflussmodell (vgl. Abschnitt 2.4.1.3 sowie Kapitel 3) erfolgen. Für Indirekteinleiter bzw. kommunale Einträge stehen neben den teilweise wirksamen *End-of-Pipe* Technologien auch verschiedene Maßnahmen an der Quelle zur Belastungsreduzierung zur Verfügung (vgl. Anlage 1.1). Bei industriellen Einträgen sind weiterhin Maßnahmen des produktionsintegrierten Umweltschutzes (PIUS) in die Bewertung aufzunehmen.

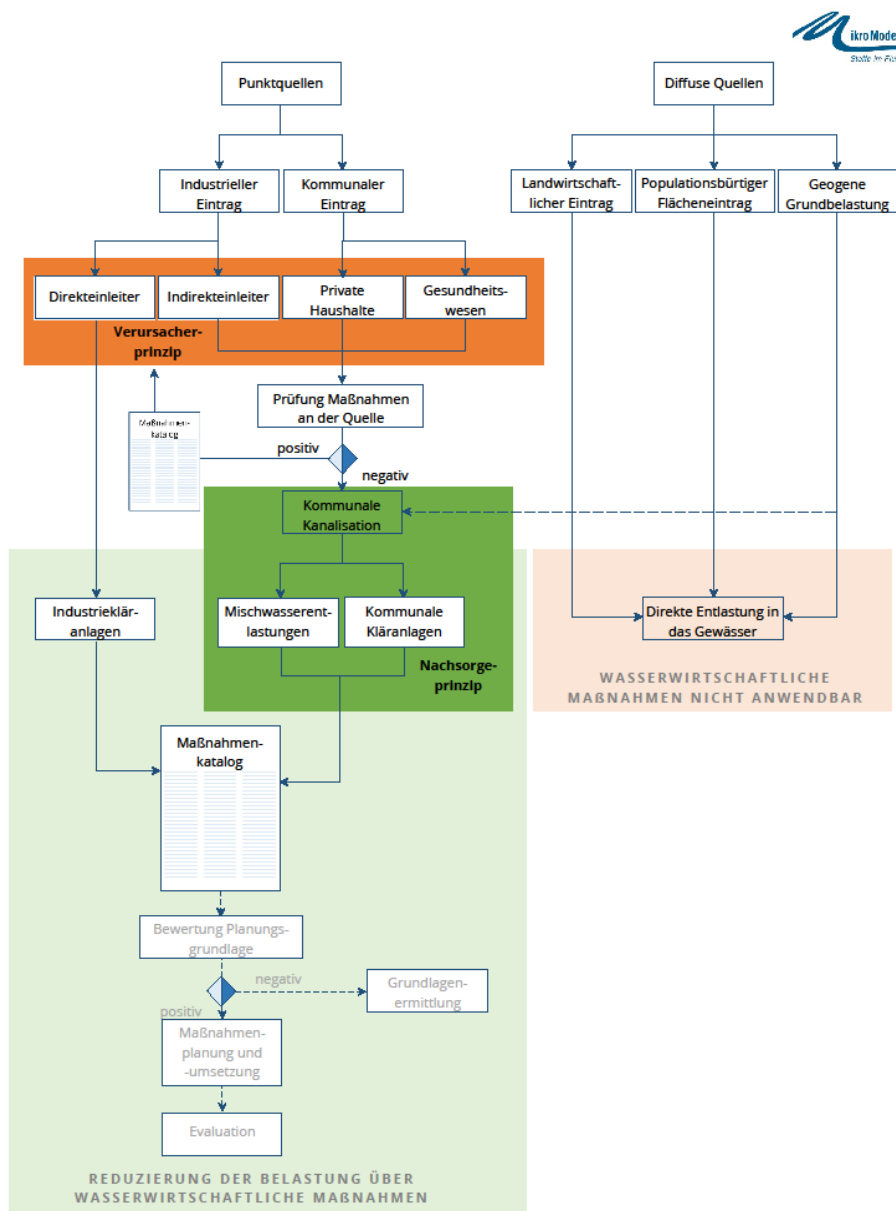


Abbildung 10: Detailschema zur Maßnahmenauswahl

2.5 Anpassungen und Ausblick

2.5.1 Überarbeitungen des Leitfadens

Der Leitfaden ist nicht als abgeschlossenes Dokument zu verstehen, sondern soll mit fortschreitender Erfahrung angepasst und ergänzt werden, um möglicherweise noch nicht bekannten Problemstellungen zukünftig begegnen zu können. Bei der Überarbeitung ist ein Zusammenwirken von Behördenvertretern und Betreibern sowie Akteuren aus der Forschung anzustreben, um den Anforderungen an eine zukunftsfähige Strategie zum Umgang mit Mikroschadstoffen gerecht zu werden.

2.5.2 Offene Fragestellungen und Forschungsbedarf

Die Projektbearbeitung durch die Partner des Forschungsverbundes MikroModell hat zu neuen Erkenntnissen geführt sowie neue oder bereits bekannte, aber ungelöste Fragestellungen erzeugt. Diese können durch den Leitfaden zwar nicht gelöst werden, sollten aber als Defizite und Unsicherheiten identifiziert werden, deren Verringerung in zukünftigen Untersuchungen anzustreben ist. Im Folgenden sind einige dieser im Verlauf des Projektes zu Tage getretenen Wissensdefizite erläutert:

Erweiterung der Methoden für die Analysenvorbereitung zur genaueren Messung adsorbierter bzw. an Feststoffe gebundener Anteile

Entsprechend der eingesetzten DIN-Methoden (vgl. Abschnitt B-1.3.3) für die Bestimmung organischer Spurenstoffe muss konstatiert werden, dass ausschließlich der gelöste Anteil der Gesamtprobe bestimmt wird. Im Hinblick auf die Vorgaben der OGewV zur Überprüfung von festgeschriebenen Umweltqualitätsnormen ist außer für die Schwermetalle Cadmium, Blei, Quecksilber und Nickel die UQN als Gesamtkonzentration in der Wasserprobe ausgedrückt (OGewV, S.69). Die standardisierten analytischen Verfahren müssen also um Aufbereitungsmethoden erweitert werden, die eine Bestimmung der Gesamtkonzentration inklusive der adsorbierten Stoffe ermöglichen. Entsprechende methodische Ansätze zur Probenvorbereitung unter Verwendung von EDTA können dem Abschnitt B-1.3.3 bzw. aus Schubert (2014) entnommen werden.

Die Relevanz einer angepassten Probenvorbereitung ist besonders für Substanzen mit hohem Adsorptionsvermögen hoch. Die adsorbierten Stoffmengen sind dann als Funktion des Schwebstoffgehaltes im Gewässer bzw. in der Probe zu beschreiben.

Bilanzierfähigkeit von ökotoxikologischen Größen

Die Probenaufbereitung für ökotoxikologische Tests beinhaltet eine Anreicherung der Probeninhaltsstoffe über Festphasenextraktion. Die Anreicherung von Mikroschadstoffen ermöglicht, dass die Wirkschwellen der angewendeten hefebasierten Reporterassays erreicht werden. Die Probenextrakte werden bei -20°C gelagert, um Transformationsprozesse während der Lagerung zu minimieren und eine Untersuchung über einen längeren Zeitraum zu ermöglichen. Des Weiteren werden durch die Festphasenextraktion potenzielle Matrixeffekte (vor allem in Abwasser-, z.T. auch in Gewässerproben) deutlich reduziert. Diese können bei den für die Tests verwendeten Zellen bzw. Organismen zu Wachstumshemmungen (Zytotoxizität) führen und so die Aussagekraft der Tests schmälern. Die Festphasenextraktion hat andererseits den Nachteil, dass ein Verlust von Stoffen möglich ist. In der ersten und zweiten Monitoringkampagne wurden parallel zu den aufkonzentrierten auch native Proben für die ökotoxikologischen Tests verwendet. Es zeigte sich dabei, dass diese Proben testbedingt verdünnt werden müssen, dass teilweise Bakterienwachstum auftrat und Matrixeffekte zu Zytotoxizität führten. Insgesamt war es deshalb nicht möglich mit nativen Proben belastbare Ergebnisse zu erzielen.

Weiterhin wäre im Labor ein Test mit nativen Proben aufgrund der langen Dauer nur alle 2 Tage möglich, sodass keine kontinuierliche Datengewinnung möglich ist. Daher wird generell eine Untersuchung über Extrakte empfohlen. Die Ableitung der Bio-Äquivalente ist allerdings zurzeit nicht abschließend geklärt; eine ISO-Norm wird dazu erst verfasst. Der Hintergrund ist, dass den Hefereportergergenassays sigmoidale Konzentrations-Wirkungsbeziehungen zu Grunde gelegt werden, deren Bewertung mittels Berücksichtigung des Anreicherungs-faktors der Probenextrakte nur im linearen Bereich verlässlich ist (Könemann et al. 2018; Kunz et al. 2017). Für die Anwendung der ökotoxikologischen Tests als Standardmessverfahren ist eine Verbesserung der Vergleichbarkeit der Bewertungen bei verschiedenen Anreicherungsverfahren notwendig.

Rechtsgrundlage zur Bewertung und Vergleichbarkeit von Maßnahmen an der Quelle

Der Vergleich von Maßnahmen an der Quelle und *End-of-Pipe* Lösungen stellt eine große Herausforderung dar. Es ergibt sich die Forderung nach einer verbindlichen gesetzlichen Vorgabe für Medikamente analog der REACH-Vorgaben für die Chemische Industrie, um die Inhaltsstoffe, deren Verbleib und die Anwendung besser charakterisieren zu können. Die Relevanz dieser Fragestellung in Kombination mit der enthaltenen Komplexität verlangt nach einer Zusammenarbeit der Wissenschaft, der Legislative und der Exekutive.

Verknüpfung von klassischen Schmutzfrachtberechnungsmethoden mit Betrachtungen zu Mikroschadstoffen

Schmutzfrachtberechnungen mittels einfacher oder komplexer Modelle sind für die Planung von Mischwasser- und Niederschlagswasserbehandlungsmaßnahmen ein etabliertes Werkzeug. Diese Modellansätze können grundsätzlich auch für die dynamische Beschreibung der Stoffströme von Mikroschadstoffen erweitert werden. Neben dem Stoffflussmodell als wesentlichem Element des Projektes MikroModell wurde beispielhaft eine Schmutzfrachtsimulation für zwei Medikamente mit dem Kanalnetzmodell der Stadt Dresden durchgeführt. Die genutzten Modellansätze können um Module zur Beschreibung des diffusen Eintrags über die Fläche erweitert werden, um so diese Belastungskomponenten ebenfalls dynamisch zu beschreiben. Somit würde dann ein Werkzeugkasten mit unterschiedlichen Komplexitätsstufen zur Verfügung stehen, mit dem sich die Minimierung der Mikroschadstoffeinträge und –spitzen in die Vorfluter vorantreiben lässt. Es sind aber weitere Entwicklungsarbeiten erforderlich, um diese Werkzeuge tatsächlich in den Stand der Technik zu überführen.

2.6 Zusammenfassende Empfehlungen

Das vorgestellte Prozessschema stellt eine Vorgehensweise zur Minimierung der Mikroschadstoffeinträge in Oberflächengewässer dar und soll als Diskussionsbasis für alle

am Prozess beteiligten Akteure dienen. Das Verständnis für die zugrundeliegenden Zusammenhänge ist dabei von hoher Relevanz. Aus ähnlichen Prozessen im Bereich der Überarbeitung der Mischwasserkonzeptionen in Sachsen hat sich gezeigt, dass ein frühzeitiger transparenter Dialog hilfreich ist und die Zielerreichung beschleunigen kann.

Basis des Entscheidungsprozesses sind die zugrundeliegenden Informationen, die aus der Vielzahl an bereits vorhandenen und ggf. zusätzlich zu erhebenden Daten generiert wurden. Die Vielfalt an Stoffen und die i.d.R. niedrigen Konzentrationsniveaus bedingen eine aufwändige Probenahme-, Aufbereitungs- und Analyseverfahren. Es ist wünschenswert, dass alle Akteure in diesem Feld zukünftig noch stärker zusammenarbeiten, um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten, die Effizienz der Messungen und die Qualität der Informationen zu verbessern sowie dadurch die Unsicherheiten zu minimieren.

Im Rahmen des Projekts konnte das große Potenzial ökotoxikologischer Tests zur Beschreibung und Bewertung der Wasserqualität und der Auswirkungen für das aquatische Ökosystem gezeigt werden. Ebenso konnte die Methode erfolgreich auf verschiedene Einleiter und Reinigungsstufen angewendet werden, um die Effekte verschiedenster Prozesse charakterisieren zu können. Als wünschenswertes Ziel bleibt anzustreben, dass die ökotoxikologischen Untersuchungen mit begrenztem Aufwand einen Summenparameter mit umfassender Aussagekraft ergeben.

2.7 Anwendung des Prozessschemas auf die drei Untersuchungsgebiete

2.7.1 Einführende Erläuterungen

Neben dem systematischen Vorgehen zur Entscheidungsfindung zur Minderung von Mikroschadstoffeinleitungen ins Gewässer ist eine Anwendung des Prozessschemas mit den im Projekt gewonnenen Daten auch zur praxisrelevanten Identifikation von Besonderheiten, Schlüsselprozessen und offenen Fragestellungen geeignet.

Folgende Annahmen und Vereinfachungen werden für den Einstieg in das Prozessschema vorgenommen:

- Beschränkung auf Immissionsanforderungen da keine Emissionsanforderungen verfügbar sind
- Zieldefinition ausschließlich für Gewässer mit Einleitungen aus Siedlungsgebieten (Kläranlagenabläufe und Mischwasserentlastungen)
- Als gewässerbezogener Anforderungskatalog wurde die Stoffliste des Projekts MikroModell herangezogen.
- Vergleiche mit Umweltqualitätsnormen (JD & ZHK) bzw. Vorschlägen zu Umweltqualitätskriterien wurden entsprechend deren Verfügbarkeit nach der folgenden Hierarchie durchgeführt:

1. Rechtlich bindende Umweltqualitätsnormen¹⁰
 2. Vorschläge zu Umweltqualitätsnormen aus dem Informationssystem „Ökotoxikologie und Umweltqualitätsziele (ETOX)“ des Umweltbundesamtes mit Anwendung des Wertes nach aktuellster Erkenntnislage (zumeist Angaben zu AA-QS_freshwater/MAC-QS des Ökotoxizentrums der Schweiz) oder dem niedrigsten Wert¹¹
 3. Sonstige literaturbezogene Vorschläge zu Qualitätskriterien bzw. der Adaptation von Qualitätskriterien einer Muttersubstanz für betrachtete Hauptmetabolite¹²
- Darüber hinaus wurde keine weitere Nutzeranalyse durchgeführt.

Für den Vergleich der für die Gewässer verfügbaren Messdaten (s.u.) werden die in Tabelle 2 aufgeführten Umweltqualitätsnormen bzw. Vorschläge für Qualitätskriterien angewendet.

Die Beschreibung des IST-Zustandes erfolgt mit zwei verschiedenen Datensätzen:

1. Daten aus zwei 21 Tage dauernden Messkampagnen (3. und 4. Monitoring auf Basis der LC-MS/MS-Analytik) aus dem Projekt MikroModell
2. Daten aus der iDA-Datenbank des LfULG aus dem sachsenweiten Routinemonitoring

Dabei ist der Besonderheit Rechnung zu tragen, dass die beiden aufgeführten Datenquellen wesentliche strukturelle Unterschiede aufweisen. Die Daten des LfULG liegen i.d.R. über einen langen Zeitraum, allerdings nur in Form von einigen Stichproben pro Jahr vor. Die MikroModell-Daten stammen aus mehreren zusammenhängenden Messkampagnen, allerdings nur über einen begrenzten Zeitraum von jeweils drei Wochen. Für die nachfolgenden Betrachtungen ist dies vorteilhaft, da die jeweiligen Nachteile ausgeglichen werden können. Diese Vorgehensweise ist aus Aufwandsgründen natürlich für eine spätere Regelanwendung nicht nutzbar. Es wird allerdings als sinnvoll eingeschätzt, das Routinemonitoring des LfULG bei begründeten Verdachtsmomenten um zeitlich begrenzte Messkampagnen mit kontinuierlicher Beprobung zu ergänzen, wie dies bereits aktuell vereinzelt durchgeführt wird.

Es wird darauf hingewiesen, dass die Beschreibung des IST-Zustandes aufgrund des Vergleichs der in Tabelle 2 aufgeführten Qualitätskriterien mit Messdaten von Chemikalienkonzentrationen im Gewässer erfolgt. Eine Anwendung der Qualitätskriterien auf den Ablauf der Kläranlagen ist weder sinnvoll noch entspricht dies den zum Zeitpunkt der Auswertung gegebenen gesetzlichen Grundlagen (Vgl. §2 Abs. 1 OGewV und §3 Abs. 1 WHG).

¹⁰ Anhang II Richtlinie 2013/39/EU bzw. Anlage 8 OGewV, Anlage 6 OGewV

¹¹ UQN-V für Carbamazepin

¹² Metazachlor, Metolachlor, Dimethachlor

Tabelle 2: Zur Beurteilung der Gewässersituation angewendete Umweltqualitätsnormen und -kriterien (Arbeitsstand 30.09.2019)

Stoff	Jahresdurchschnittskonzentration (JD)			Zulässige Höchstkonzentration (ZHK)		
	[ng/l]	Bez.	Quelle	[ng/l]	Bez.	Quelle
Cadmium ^a	150	JD-UQN	OGewV, Anlage 8, Tab. 2	900	ZHK-UQN	OGewV, Anlage 8, Tab. 2
Nickel	4.000	JD-UQN	OGewV, Anlage 8, Tab. 2	34.000	ZHK-UQN	OGewV, Anlage 8, Tab. 2
Dimethoat	70	JD-UQN	OGewV, Anlage 6	977	MAC-QS	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}
Imidacloprid	2	JD-UQN	OGewV, Anlage 6	100	ZHK-UQN	OGewV, Anlage 6
Irgarol	3	JD-UQN	OGewV, Anlage 8, Tab. 2	16	ZHK-UQN	OGewV, Anlage 8, Tab. 2
Metazachlorsäure ^b	400	JD-UQN ^b	OGewV, Anlage 6	n.v.	-	-
Metazachlorsulfonsäure ^b	400	JD-UQN ^b	OGewV, Anlage 6	n.v.	-	-
Metolachlorsulfonsäure ^b	200	JD-UQN ^b	OGewV, Anlage 6	n.v.	-	-
Dimethachlorsäure ^b	50	JD-UQN ^b	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^c	350	ZHK-UQN ^b	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^c
Dimethachlorsulfonsäure ^b	50	JD-UQN ^b	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^c	350	ZHK-UQN ^b	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^c
Terbutylazin, 2-Hydroxy	500	JD-UQN	OGewV, Anlage 6	-	-	-
Nicosulfuron	9	JD-UQN	OGewV, Anlage 6	90	JD-UQN	OGewV, Anlage 6
Ibuprofen	11	AA-QS_freshwater	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^c	1.700.000	MAC-QS	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}
Diclofenac	50	AA-QS_freshwater	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^c	100	UQN-V	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,e}
Paracetamol	1.000	PNEC	UBA TEXTE 66/2001	-	-	-
Naproxen	1.700	AA-QS_freshwater	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}	860.000	MAC-QS	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}
Metoprolol	8.600	AA-QS_freshwater	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}	75.000	MAC-QS	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}
Sulfamethoxazol	600	AA-QS_freshwater	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}	2.700	MAC-QS	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}
Erythromycin	40	AA-QS_freshwater	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}	2.300	MAC-QS	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}
Clarithromycin	120	AA-QS_freshwater	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}	190	MAC-QS	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}
Ciprofloxacin	89	AA-QS_freshwater	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}	363	MAC-QS	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}
Bezafibrat	2.300	AA-QS_freshwater	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}	4.000.000	MAC-QS	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}
Gabapentin	10.000	PNEC	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^c	-	-	-
Carbamazepin	500	QS_fw, eco	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^c	1.999.000	MAC-QS_fw, eco	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^c
Metformin	160.000	AA-QS_freshwater	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}	640.000	MAC-QS	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}
Iomeprol	n.v.	-	-	n.v.	-	-
Fluoxetin	12	PNEC	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^c	-	-	-
Acesulfam	n.v.	-	-	n.v.	-	-
17β-Estradiol	0,40	AA-QS_freshwater	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}	n.v.	-	-
17α-Ethinylestradiol	0,04	AA-QS_freshwater	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}	n.v.	-	-
Diuron	200	JD-UQN	OGewV, Anlage 8, Tab. 2	1.800	ZHK-UQN	OGewV, Anlage 8, Tab. 2
Isoproturon	300	JD-UQN	OGewV, Anlage 8, Tab. 2	1.000	ZHK-UQN	OGewV, Anlage 8, Tab. 2
Terbutryn	65	JD-UQN	OGewV, Anlage 8, Tab. 2	340	ZHK-UQN	OGewV, Anlage 8, Tab. 2
Benzotriazol	19.000	AA-QS_freshwater	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}	160.000	MAC-QS	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}
Tolyltriazol	20.000	AA-QS_freshwater	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}	430.000	MAC-QS	Umweltbundesamt ETOX-Datenbank ^{c,d}
Nonylphenol	300	JD-UQN	OGewV, Anlage 8, Tab. 2	2.000	ZHK-UQN	OGewV, Anlage 8, Tab. 2
Flufenacet	40	JD-UQN	OGewV, Anlage 6	200	ZHK-UQN	OGewV, Anlage 6
Oxipurinol	n.v.	-	-	n.v.	-	-
Triclosan	20	JD-UQN	OGewV, Anlage 6	200	ZHK-UQN	OGewV, Anlage 6

a Annahme Härteklasse 4
 b Verwendung der UQN der Ausgangssubstanz aufgrund mangels eigener UQN (Vorsorgeprinzip)
 c ETOX: Informationssystem Ökotoxikologie und Umweltqualitätsziele
 d Vorschlag nach dem Ökotoxzentrum der Schweiz
 e Adaption der UQN-V als maximal Höchstkonzentration (2* AA-QS_freshwater)

Die im Rahmen der Monitoringkampagnen ermittelten ökotoxikologischen Daten werden für das Prozessschema nicht verwendet. Dies hat folgende Gründe:

- Ökotoxikologische Untersuchungen in den Gewässern wurden aufgrund begrenzter finanzieller bzw. technischer Ressourcen nicht durchgeführt und stehen damit nicht zur Verfügung.
- Für die u.a. im Ablauf der Kläranlagen in den Monitoringkampagnen durchgeführten Untersuchungen fehlen allgemein gültige Leitparameter (Grenzwerte) zur Beurteilung der Ergebnisse.

- Aufgrund der fehlenden Informationen zur ökotoxikologischen Gewässerbelastung oberhalb der Einleitung der Kläranlage können zudem die gewonnenen ökotoxikologischen Daten des Kläranlagenablaufs nicht in die Hintergrundbelastung des Fließgewässers eingeordnet (bilanziert) werden.

An dieser Stelle wird darauf hingewiesen, dass unter der Voraussetzung verfügbarer ökotoxikologischer Leitparameter (bzw. adäquater Orientierungswerte) sowie vorhandener Gewässeruntersuchungen eine Bewertung der Gewässergüte notwendigerweise anhand der Gesamtmatrix einer Probe – und nicht stoffspezifisch – durchgeführt wird. Dies macht die ökotoxikologische Herangehensweise andererseits interessant: ohne Messung einer Vielzahl an Einzelstoffen könnte eine Aussage zur Gewässerqualität getroffen werden. Der Umstand, dass die im Projekt gewonnenen Ökotox-Daten zurzeit im Prozessschema nicht verwendet werden, ist also eine Folge fehlender Standards und hängt nicht damit zusammen, dass diese grundsätzlich als nicht aussagekräftig eingeschätzt werden. Wenn ein entsprechender Rahmen verfügbar ist, sollten ökotoxikologische Informationen unbedingt Verwendung finden.

2.7.2 Lage der ausgewerteten Chemikalien-Messdaten

Aus der Datenbasis des LfULG der Gewässermessstellen des landesweiten Überwachungsprogramms (vgl. Abschnitt 2.4.1.3) wurden für jedes betrachtete Gebiet Messstellen vor und nach der Kläranlage am entsprechenden Vorfluter ausgewählt. Eine Übersicht über deren Lage gibt Tabelle 3.

Diese Daten enthalten nur Konzentrationsmessungen aus Wasserproben. Eine Analyse von Sediment-, Schwebstoff- oder Biotaprobe (wie in der OGewV gefordert) wurde nicht durchgeführt, weil die diesbezüglichen Daten an den genutzten Messstellen unzureichend waren. Die Messstellen für die Elbe und die weiße Elster liegen sehr weit ober- bzw. unterhalb der Kläranlage, für den Fluss Chemnitz ist nur eine unzureichende zeitliche Dichte an Daten ausschließlich aus quartalsweisen Sammelproben vorhanden. Damit ist es schwierig, einen Oberflächengewässerkörper zur Analyse des Einflusses aus den Siedlungsgebieten abzugrenzen und zu bilanzieren.

Die aus dem 3. und 4. Monitoring des Projekts MikroModell (vgl. Abschnitt B-1.3) genutzten Analyseergebnisse durch LC-MS/MS bestehen aus zwei Zeiträumen mit jeweils 21 lückenlosen Tagesdatensätzen. Damit ist eine sehr hohe Datendichte gegeben.

Tabelle 3: Ausgewertete Messstellen der LfULG-Überwachung¹³ (Entfernungsangaben entsprechen dem abgeschätzten Fließweg ab dem Kläranlageneinlauf in den Vorfluter)

Standort	Messstellen vor KA	nach KA
Dresden	Pirna, links & rechts (29 km) (OBF00400 & OBF00500)	Gohlis, links & rechts (3,8 km) (OBF01200 & OBF01300)
	Pillnitz, links & rechts (19 km) (OBF00600 & OBF00700)	Scharfenberg, links & rechts (13,5 km) (OBF01500 & OBF01600)
Chemnitz	Vor KA Glösa (2,2 km) (OBF44700)	Göritzchain (21 km) (OBF45000)
		Göritzchain, Brücke (20 km) (OBF45010)
Plauen	Weischlitz (14,5 km) (OBF50090)	Unterhalb Plauen (1,3 km) (OBF50200)
	Pegel, Straßberg (9,5 km) (OBF50100)	Plauen, Brücke Barthmühle (4,3 km) (OBF50190)
		Oberhalb Elsterberg (11 km) (OBF50210)

Tabelle 4: Messstellen im Rahmen des Monitorings des Projekts MikroModell (Entfernungsangaben entsprechen dem abgeschätzten Abstand zum Kläranlageneinlauf in den Vorfluter)

Standort	Messstellen vor KA	nach KA
Dresden	Albertbrücke Dresden (8,5 km)	Gohlis, links & rechts, OBF01200 & OBF01300 (3,8 km)
Chemnitz	nach Mündung Bahrebach (1,4 km)	Wittgensdorf, OBF44800 (1,2 km)
Plauen	Friesenbrücke Plauen (2,1 km)	uh. Plauen, OBF50200 (1,3 km)

2.7.3 Ist-Zustand als Entscheidungsgrundlage (Datenauswertung)

2.7.3.1 Auswertungen der UQN-Überschreitungen von LfULG-Daten

Der aus der Datenbank iDA extrahierte Datensatz (Zeitraum 2008 – 2018) für die Oberflächenwasserkörper-Messstellen (OWK) der drei Untersuchungsgebiete zeigt deutliche Unterschiede in der Probenanzahl pro Jahr und Messstelle. Im Mittel liegen die Probenanzahlen im durch die OGewV (Anlage 10) vorgegebenen Bereich (vgl. Abbildung 11). Die Sinnhaftigkeit der Mindest-Probenahmefrequenz von vier pro Jahr ist aber vor dem Hintergrund statistischer Auswertungen fragwürdig.

¹³ Datenquelle für Messstellennummern und weitere Informationen über das Webportal iDA (interdisziplinäre Daten und Auswertungen) <https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/ida/q/6S>

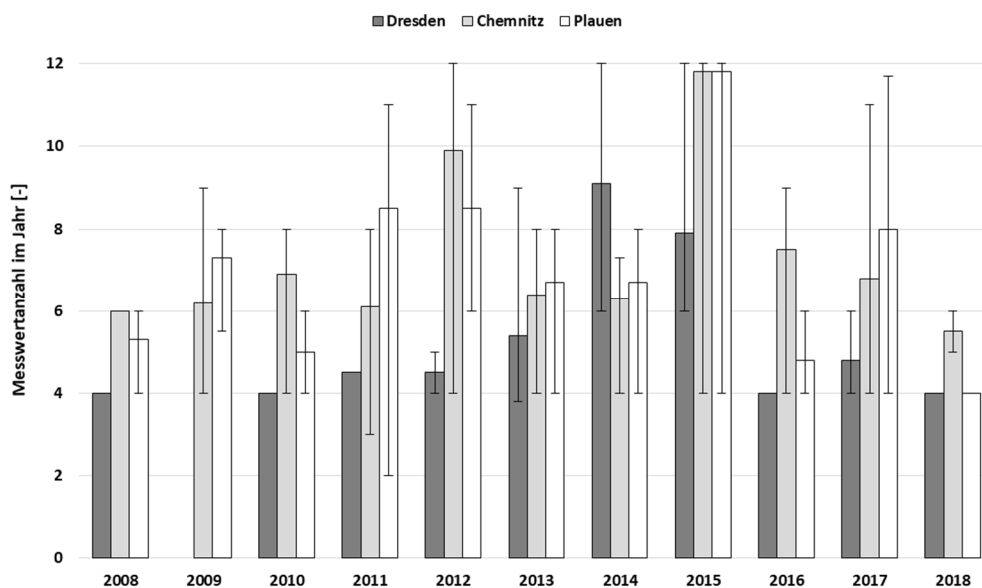


Abbildung 11: Anzahl Messwerte je Jahr für die Untersuchung von organischen Spurenstoffen und ausgewählten Schwermetallen (gemäß Stoffliste) in der Elbe, dem Fluss Chemnitz und der Weißen Elster (Anzahl Messstellen: Elbe 8, Fluss Chemnitz 3, Weiße Elster 5 – siehe Anlage 7.3)

Für die nachfolgenden parameterbezogenen Darstellungen wurde für die Substanzen der Stoffliste ein vereinfachender Farbcode festgelegt, siehe dazu Abbildung 12.

Schwermetalle
Pflanzenschutzmittel / Metabolite
Polyzkl. aromat. Kohlenwasserst.
Arzneimittel
Industrie- und Haushaltschemikalien

Abbildung 12: Farbcode für die Substanzen der Stoffliste

Die folgenden Darstellungen und Auswertungen beziehen sich auf die Überschreitungen der Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm JD_UQN. Die Überschreitung der UQN für die zulässige Höchstkonzentration (ZHK_UQN) wurde analog analysiert, aber aus Gründen der Übersichtlichkeit sowie praktisch identischer Aussagen in diesen Ausführungen nicht aufgeführt und diskutiert. Es erfolgt eine Klassifizierung der Ausfüllung der JD_UQN gemäß den Erläuterungen in Abschnitt 3.3:

< 0,5 JD_UQN	gering belastet
0,5 – 1 JD_UQN	mäßig belastet
1 – 2 JD_UQN	kritisch belastet
> 2 JD_UQN	stark belastet

Zur Einschätzung des Einflusses des jeweiligen Siedlungsgebiets auf die Gewässerqualität wird zwischen Überschreitungen ober- (oh.) und unterhalb (uh.) der KA unterschieden. In

Tabelle 6 bis Tabelle 8 sind statistische Auswertungen der verfügbaren Daten hinsichtlich Überschreitungen der JD_UQN für Dresden, Chemnitz und Plauen dargestellt. Die Auswertungen wurden für den betrachteten Zeitraum von 11 Jahren einzeln für jede Jahrescheibe und alle 16 Messstellen (siehe Die aus dem 3. und 4. Monitoring des Projekts MikroModell (vgl. Abschnitt B-1.3) genutzten Analyseergebnisse durch LC-MS/MS bestehen aus zwei Zeiträumen mit jeweils 21 lückenlosen Tagesdatensätzen. Damit ist eine sehr hohe Datendichte gegeben.

Tabelle 3) durchgeführt, so dass insgesamt 11 x 16 einzelne Tabellen vorliegen (teilaggregiert in Anhang 7.5.1 bis 7.5.6). Um die enthaltenen Informationen übersichtlicher darstellen und interpretieren zu können, wurden sie folgendermaßen aggregiert:

- Ermittlung der Anzahl der Überschreitungen der 50- bzw. 100 % JD_UQN für jeden Parameter in jedem Jahr und an jeder Messstelle
- Ermittlung der Anzahl Jahre, bei denen für jeden Parameter Messwerte vorliegen
- Zusammenfassung aller Messstellen vor (oh. KA) und nach (uh. KA) der Kläranlageneinleitung pro Betrachtungsgebiet
- Berechnung des Verhältnisses aus Jahren mit Überschreitung der 50- bzw. 100 % JD_UQN und der Anzahl Jahre mit vorliegenden Messwerten für jeden Parameter

In Tabelle 6 bis Tabelle 8 sind in den beiden linken Spalten (2 und 3) diese Verhältnisse für die 50 %ige Überschreitung der JD_UQN aufgeführt, getrennt nach Messungen ober- und unterhalb (oh. KA / uh. KA) der Kläranlage. Die Spalten 4 und 5 zeigen die Ergebnisse analog für die 100 %ige Überschreitung der JD_UQN durch das Jahresmittel (JD = Jahresdurchschnitt) der Messwerte. Am Bsp. von Metazachlorsulfonsäure lässt sich ablesen, dass eine 50 %ige Überschreitung der JD_UQN oberhalb der Kläranlage in einem Jahr und unterhalb der Kläranlage in drei Jahren aufgetreten ist. In Bezug auf die Jahre mit vorliegenden Messwerten wird die 50 %ige JD_UQN in allen diesen überschritten (oh. KA und uh. KA jeweils 100 %). Dagegen wird die volle JD_UQN unterhalb der KA (uh. KA) nur in einem Jahr überschritten. Das entspricht 1/3 bzw. 33 % der Jahre, für die Messwerte vorliegen.

Die farbigen Markierungen in der dritten und vierten Datenspalte zeigen an, dass in mindestens 50 % der Jahre, in denen Messwerte für den jeweiligen Parameter vorlagen, eine Überschreitung der JD_UQN auftrat. Die farbigen Markierungen in Datenspalte 7 und 8 deuten auf Parameter hin, für die über mehr als fünf Jahre Datensätze vorliegen. Mit diesen beiden statistischen Auswertungen kann eine JD_UQN-Überschreitung festgestellt und deren Relevanz (im Sinne einer Häufung des Auftretens von Überschreitungen) bewertet werden. Bei einer hohen Anzahl an gemessenen Jahren UND einem hohen Anteil mit Überschreitungen liegt eine hohe Relevanz vor.

Bei einem hohen Anteil an Jahren mit Überschreitung bei einer geringen Anzahl an Jahren mit Messwerten kann ebenfalls eine hohe Relevanz vorliegen, was aber durch weitere Messungen bestätigt werden muss. Für das Beispiel Diclofenac in Dresden wurde nur ein

Jahr mit auswertbaren Messdaten vorgefunden. Da in diesem Jahr die JD_UQN überschritten wurde und dieses Medikament gleichmäßig angewendet wird, ist davon auszugehen, dass es auch in anderen Jahren zu einer Überschreitung kommt.

Durch den Vergleich der Spalten ober- und unterstrom der Einleitungen der Siedlungsgebiete (Kläranlagen) kann nun deren direkter Einfluss abgeleitet werden. Beispielhaft kann aus Tabelle 7 für Nickel entnommen werden, dass oberhalb des Siedlungsgebiets der Stadt Chemnitz in 30 % der Jahre mit vorhandenen Messwerten eine 100 %ige Ausfüllung der JD_UQN erfolgte. Unterhalb der Einleitung des Kläranlagenablaufs ist dieser Wert auf 64 % angestiegen.

Die Anzahl der Stoffe mit 50- und 100%iger Überschreitung der JD_UQN für die drei Standorte sind in Tabelle 5 dargestellt. Insgesamt 6 Stoffe weisen für Dresden in den betrachteten 11 Jahren relevante Überschreitungen der Jahresdurchschnitts-UQN auf, für Chemnitz wurden 14 Stoffe und für Plauen ebenfalls 6 Stoffe ermittelt. Die Anzahl der Überschreitungen ohne Berücksichtigung der beschriebenen Relevanz ist entsprechend höher (Bezugspunkt nach Einleitung durch das Siedlungsgebiet). Bei Betrachtung der Differenzen zwischen ober- und unterhalb gelegenen Messstellen ist für Dresden eine Zunahme um 2 Stoffe, für Chemnitz um 9 Stoffe und für Plauen um 5 Stoffe zu verzeichnen.

Tabelle 5: Anzahl der Stoffe, deren gemessene Konzentrationen die JD_UQN zu 50 % bzw. zu 100 % überschreiten

		gesamt		relevant
		50% Üb.	100% Üb.	100% Üb.
DRESDEN	oh. KA	11	4	4
	uh. KA	21	14	6
CHEMNITZ	oh. KA	22	15	5
	uh. KA	30	22	14
PLAUEN	oh. KA	13	10	1
	uh. KA	19	14	6

Nach diesen Kriterien wird durch die Einleitungen der Kläranlagenabläufe die Anzahl der relevanten Stoffe erhöht. In Dresden ist dies weniger signifikant der Fall als an den anderen beiden Standorten. Während die Anzahl der relevanten Stoffe, die oberhalb der Kläranlagen identifiziert wurde, von der Eintragscharakteristik im obenliegenden Einzugsgebiet abhängt, wird die Zunahme der Anzahl relevanter Stoffe – bei Annahme einer ähnlichen Reinigungsleistung – vor allem durch die Verdünnung des Kläranlagenablaufs durch das Fließgewässer beeinflusst.

Tabelle 6: Anteile und Anzahl an Jahren für Dresden, in denen das Jahresmittel aus den Gewässergütedaten von 2008 bis 2018 die JD_UQN überschreitet

Auffüllung:	Markierung 100% Überschreitung ab ... Anteil Jahre: 50%				Markierung 100% Üb. ab ... Jahren: 5			
	Anteil Jahre mit Üb. 50/100% JD_UQN / Jahre mit Messwerten				Anzahl Jahre mit Überschreitung 50/100% JD_UQN			
	50%		100%		50%		100%	
	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA
Cadmium	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Quecksilber					0	0	0	0
Nickel	82%	73%	0%	0%	9	8	0	0
p,p-DDT	0%	11%	0%	0%	0	1	0	0
Hexachlorbenzen	25%	0%	0%	0%	2	0	0	0
Dicofol					0	0	0	0
Dimethoat					0	0	0	0
Imidacloprid		100%		0%	0	2	0	0
Irgarol	17%	22%	0%	11%	1	2	0	1
p,p-DDE		0%		0%	0	0	0	0
o,p-DDD (o,p TDE)		0%		0%	0	0	0	0
p,p-DDD (p,p TDE)	33%	44%	0%	11%	1	4	0	1
Metazachlorsäure		33%		0%	0	1	0	0
Metazachlorsulfonsäure	100%	100%	0%	33%	1	3	0	1
Metolachlorsulfonsäure	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Dimethachlorsäure		0%		0%	0	0	0	0
Dimethachlorsulfonsäure		67%		0%	0	2	0	0
Terbutylazin, 2-Hydroxy		0%		0%	0	0	0	0
Nicosulfuron		50%		50%	0	2	0	2
Perfluorooctansulfonat		100%		100%	0	5	0	5
Perfluorooctanat		100%		100%	0	5	0	5
Fluoranthen	100%	100%	100%	100%	8	10	8	10
Benzo(a)pyren	100%	100%	100%	100%	8	10	8	10
Benzo(a)anthracen	100%	100%	100%	100%	8	10	8	10
Pyren	100%	100%	100%	100%	8	10	8	10
Ibuprofen		100%		100%	0	1	0	1
Diclofenac		100%		100%	0	1	0	1
Paracetamol		0%		0%	0	0	0	0
Naproxen		0%		0%	0	0	0	0
Metoprolol		0%		0%	0	0	0	0
Sulfamethoxazol		0%		0%	0	0	0	0
Erythromycin		0%		0%	0	0	0	0
Clarithromycin		0%		0%	0	0	0	0
Ciprofloxacin		0%		0%	0	0	0	0
Bezafibrat		0%		0%	0	0	0	0
Gabapentin		0%		0%	0	0	0	0
Carbamazepin	0%	10%	0%	0%	0	1	0	0
Metformin		0%		0%	0	0	0	0
Fluoxetin					0	0	0	0
17β-Estradiol					0	0	0	0
17α-Ethinylestradiol					0	0	0	0
Diuron	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Isoproturon	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Terbutryn	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Benzotriazol		0%		0%	0	0	0	0
Tolyltriazol		0%		0%	0	0	0	0
Nonylphenol		0%		0%	0	0	0	0
Bisphenol A	25%	11%	0%	0%	2	1	0	0
Triclosan	43%	57%	0%	29%	3	4	0	2
Flufenacet	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
4HPFOS		100%		100%	0	1	0	1
Irgarol M1					0	0	0	0

Tabelle 7: Anteile und Anzahl an Jahren für Chemnitz, in denen das Jahresmittel aus den Gewässergütedaten von 2008 bis 2018 die JD_UQN überschreitet

Auffüllung:	Markierung 100% Überschreitung ab ... Anteil Jahre: 50%				Markierung 100% Ü. ab ... Jahren: 5			
	Anteil Jahre mit Üb. 50/100% JD_UQN / Jahre mit Messwerten				Anzahl Jahre mit Überschreitung 50/100% JD_UQN			
	50%		100%		50%		100%	
	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA
Cadmium	10%	0%	0%	0%	1	0	0	0
Quecksilber	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Nickel	100%	100%	30%	64%	10	11	3	7
p,p-DDT	22%	45%	0%	36%	2	5	0	4
Hexachlorbenzen	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Dicofol		20%		20%	0	1	0	1
Dimethoat	50%	25%	0%	0%	1	1	0	0
Imidacloprid	100%	100%	100%	50%	1	6	1	3
Irgarol	17%	13%	0%	0%	1	1	0	0
p,p-DDE	0%	13%	0%	13%	0	1	0	1
o,p-DDD (o,p TDE)	0%	90%	0%	50%	0	9	0	5
p,p-DDD (p,p TDE)	40%	100%	40%	82%	2	11	2	9
Metazachlorsäure	100%	50%	0%	13%	4	4	0	1
Metazachlorsulfonsäure	100%	100%	100%	78%	5	9	5	7
Metolachlorsulfonsäure	20%	33%	0%	0%	1	3	0	0
Dimethachlorsäure		0%		0%	0	0	0	0
Dimethachlorsulfonsäure	100%	100%	75%	88%	4	8	3	7
Terbutylazin, 2-Hydroxy	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Nicosulfuron	75%	67%	75%	50%	3	4	3	3
Perfluorooctansulfonat	67%	100%	0%	63%	2	8	0	5
Perfluorooctanat	100%	100%	75%	100%	4	10	3	10
Fluoranthen	100%	100%	100%	91%	9	11	9	10
Benzo(a)pyren	100%	100%	100%	100%	9	11	9	11
Benzo(a)anthracen	100%	100%	100%	73%	9	11	9	8
Pyren	100%	100%	100%	100%	9	11	9	11
Ibuprofen	100%	100%	100%	100%	3	9	3	9
Diclofenac	100%	100%	100%	100%	3	9	3	9
Paracetamol	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Naproxen	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Metoprolol	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Sulfamethoxazol	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Erythromycin	0%	67%	0%	22%	0	6	0	2
Clarithromycin	0%	25%	0%	0%	0	2	0	0
Ciprofloxacin	0%	25%	0%	0%	0	2	0	0
Bezafibrat	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Gabapentin	0%	11%	0%	0%	0	1	0	0
Carbamazepin	0%	100%	0%	9%	0	11	0	1
Metformin	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Fluoxetin		0%		0%	0	0	0	0
17β-Estradiol		100%		0%	0	1	0	0
17α-Ethinylestradiol					0	0	0	0
Diuron	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Isoproturon	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Terbutryn	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Benzotriazol	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Tolyltriazol	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Nonylphenol	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Bisphenol A	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Triclosan	57%	50%	14%	50%	4	5	1	5
Flufenacet	14%	0%	14%	0%	1	0	1	0
4HPFOS		100%		0%	0	2	0	0
Irgarol M1					0	0	0	0

Tabelle 8: Anteile und Anzahl an Jahren für Plauen, in denen das Jahresmittel aus den Gewässergütedaten von 2008 bis 2018 die JD_UQN überschreitet

Auffüllung:	Anteil Jahre: 50%				Markierung 100% Ü. ab ... Jahren: 5			
	Anteil Jahre mit Ü. 50/100% JD_UQN / Jahre mit Messwerten				Anzahl Jahre mit Überschreitung 50/100% JD_UQN			
	50%		100%		50%		100%	
	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA
Cadmium	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Quecksilber	25%	44%	0%	0%	1	4	0	0
Nickel	100%	100%	27%	18%	11	11	3	2
p,p-DDT	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Hexachlorbenzen	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Dicofol					0	0	0	0
Dimethoat					0	0	0	0
Imidacloprid	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Irgarol		0%		0%	0	0	0	0
p,p-DDE	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
o,p-DDD (o,p TDE)		100%		0%	0	1	0	0
p,p-DDD (p,p TDE)	0%	33%	0%	33%	0	1	0	1
Metazachlorsäure	50%	67%	0%	0%	2	4	0	0
Metazachlorsulfonsäure	100%	100%	100%	100%	4	6	4	6
Metolachlorsulfonsäure	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Dimethachlorsäure		0%		0%	0	0	0	0
Dimethachlorsulfonsäure	50%	100%	50%	67%	2	6	2	4
Terbutylazin, 2-Hydroxy	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Nicosulfuron	25%	60%	25%	20%	1	3	1	1
Perfluorooctansulfonat	0%	67%	0%	50%	0	4	0	3
Perfluorooctanat	0%	100%	0%	100%	0	7	0	7
Fluoranthen	67%	91%	33%	36%	4	10	2	4
Benzo(a)pyren	100%	100%	83%	100%	6	11	5	11
Benzo(a)anthracen	50%	82%	17%	27%	3	9	1	3
Pyren	100%	91%	67%	91%	6	10	4	10
Ibuprofen	100%	89%	40%	78%	5	8	2	7
Diclofenac	100%	100%	40%	89%	5	9	2	8
Paracetamol	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Naproxen	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Metoprolol	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Sulfamethoxazol	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Erythromycin	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Clarithromycin	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Ciprofloxacin	0%	20%	0%	0%	0	1	0	0
Bezafibrat	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Gabapentin	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Carbamazepin	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Metformin	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Fluoxetin					0	0	0	0
17β-Estradiol		100%		100%	0	1	0	1
17α-Ethinylestradiol					0	0	0	0
Diuron	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Isoproturon	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Terbutryn		0%		0%	0	0	0	0
Benzotriazol	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Tolytriazol	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Nonylphenol					0	0	0	0
Bisphenol A	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
Triclosan	50%	50%	0%	0%	1	5	0	0
Flufenacet	0%	0%	0%	0%	0	0	0	0
4HPFOS					0	0	0	0
Irgarol M1					0	0	0	0

Die Substanzen mit Überschreitung der JD_UQN auf einer gesetzlichen Grundlage (Ibuprofen und 4HPFOS weisen keinen gesetzlich vorgegebenen JD_UQN-Wert auf, sondern nur einen wissenschaftlich belegten) sind in Tabelle 9 dargestellt. Davon wurden Irgarol, p,p-DDD, Metazachlorsulfonsäure, Nicosulfuron, Triclosan und Diclofenac (mit obiger Einschränkung) als nicht relevant eingestuft.

Tabelle 9: Stoffe mit Überschreitungen der gesetzlichen JD_UQN für Dresden

Stoff	Quelle/ Verwendung	Bemerkungen
Irgarol	Biozid, Fungizid	nur einmalige Überschreitung JD_UQN, sehr viele Werte n.n., wenige hohe Werte ergeben Überschreitung
p,p-DDD (p,p TDE)	Metabolit von DDT, Altsubstanz	nur einmalige Überschreitung JD_UQN, sehr wenige hohe Werte ergeben bei niedriger UQN die Überschreitung
Metazachlorsulfonsäure	Herbizid-Metabolit	nur einmalige Überschreitung JD_UQN
Nicosulfuron	Herizid	nur zweimalige Überschreitung JD_UQN
Perfluorooctansulfonat	Altsubsubstanz bzw. aus Galvanik und Löschschäumen	mehrfach Überschreitung der JD_UQN
Perfluorooctanat	Altsubstanz bzw. Galvanik	mehrfach Überschreitung der JD_UQN
Fluoranthen	PAK aus Verbrennungsprozessen	dauerhafte Überschreitung der JD_UQN
Benzo(a)pyren	PAK aus Verbrennungsprozessen	dauerhafte Überschreitung der JD_UQN
Benzo(a)anthracen	PAK aus Verbrennungsprozessen	dauerhafte Überschreitung der JD_UQN
Pyren	PAK aus Verbrennungsprozessen	dauerhafte Überschreitung der JD_UQN
Triclosan	Kosmetik, Desinfektion, Biozid	nur zweimalige Überschreitung JD_UQN
Diclofenac ¹⁴	Analgetika zur Schmerz- und Entzündungsbehandlung	nur einmalige Überschreitung JD_UQN, allerdings nur Messwerte in einem Jahr vorhanden

Es verbleiben also folgende Stoffe, die für Dresden als relevant eingestuft wurden:

- Perfluorooctansulfonat

¹⁴ Diclofenac war Bestandteil der Beobachtungsliste im Durchführungsbeschluss (EU) 2015/495, auf der Liste der aktualisierten Fassung 2018/840 ist der Stoff nicht mehr enthalten. Dieses Vorgehen deutet auf eine baldige Überführung in entsprechende Rechtsgrundlagen (auf die Liste der prioritären Stoffe) hin, daher wurde Diclofenac den Stoffen der OGewV gleichgestellt.

- Perfluorooctanat
- Fluoranthen
- Benzo(a)pyren
- Benzo(a)anthracen
- Pyren
- Diclofenac (eingeschränkt, da nur ein Jahr mit Messwerten)

Insgesamt 22 Stoffe weisen für Chemnitz in den betrachteten 11 Jahren mindestens einmal eine Überschreitung der Jahresdurchschnitts-UQN auf (vgl. Tabelle 10). Für Chemnitz wurden folgende Substanzen als relevant eingestuft:

- Nickel
- Imidacloprid (eingeschränkt, da wenige Jahre mit Messwerten)
- o,p-DDD (o,p TDE)
- p,p-DDD (p,p TDE)
- Metazachlorsulfonsäure
- Dimethachlorsulfonsäure
- Perfluorooctansulfonat
- Perfluorooctanat
- Fluoranthen
- Benzo(a)pyren
- Benzo(a)anthracen
- Pyren
- Triclosan
- Diclofenac

Tabelle 10: Stoffe mit Überschreitungen der gesetzlichen JD_UQN für Chemnitz

Stoff	Quelle / Verwendung	Bemerkungen
Nickel	Schwermetall, breite Anwendung/Vorkommen	mehrfach Überschreitung der JD_UQN
Dicofol	Akarizid (Insektizid) auf Basis von DDT, mittlere Anwendungsverbote	nur einmalige Überschreitung JD_UQN, sehr wenige hohe Werte ergeben bei niedriger UQN die Überschreitung
Imidacloprid	Neonikotinoid (Insektizid)	wenige Überschreitungen JD_UQN, sehr wenige hohe Werte ergeben bei niedriger UQN die Überschreitung
p,p-DDE	Metabolit von DDT, Altsubstanz	nur einmalige Überschreitung JD_UQN, sehr wenige hohe Werte ergeben bei niedriger UQN die Überschreitung
o,p-DDD (o,p TDE)	Metabolit von DDT, Altsubstanz	mehrfache Überschreitung JD_UQN, sehr wenige hohe Werte ergeben bei niedriger UQN die Überschreitung
p,p-DDD (p,p TDE)	Metabolit von DDT, Altsubstanz	dauerhafte Überschreitung JD_UQN, sehr wenige hohe Werte ergeben bei niedriger UQN die Überschreitung
Metazachlorsäure	Herbizid-Metabolit	nur einmalige Überschreitung JD_UQN
Metazachlorsulfonsäure	Herbizid-Metabolit	mehrfache Überschreitung JD_UQN
Dimethachlorsulfonsäure	Herbizid-Metabolit	mehrfache Überschreitung JD_UQN
Perfluorooctansulfonat	Altsubstanz bzw. aus Galvanik und Löserschäumen	mehrfach Überschreitung der JD_UQN
Perfluorooctanat	Altsubstanz bzw. Galvanik	dauerhafte Überschreitung JD_UQN
Fluoranthren	PAK aus Verbrennungsprozessen	dauerhafte Überschreitung JD_UQN
Benzo(a)pyren	PAK aus Verbrennungsprozessen	dauerhafte Überschreitung JD_UQN
Benzo(a)anthracen	PAK aus Verbrennungsprozessen	dauerhafte Überschreitung JD_UQN
Pyren	PAK aus Verbrennungsprozessen	dauerhafte Überschreitung JD_UQN
Triclosan	Kosmetik, Desinfektion, Biozid	mehrfach Überschreitung der JD_UQN
Diclofenac	Analgetika zur Schmerz- und Entzündungsbehandlung	dauerhafte Überschreitung JD_UQN

Insgesamt 14 Stoffe weisen für Plauen in den betrachteten 11 Jahren mindestens einmal eine Überschreitung der Jahresdurchschnitts-UQN auf (vgl. Tabelle 11).

Tabelle 11: Stoffe mit Überschreitungen der gesetzlichen JD_UQN für Plauen

Stoff	Quelle / Verwendung	Bemerkungen
Nickel	Schwermetall, breite Anwendung/Vorkommen	wenige Überschreitungen der JD_UQN
p,p-DDD (p,p TDE)	Metabolit von DDT, Altsubstanz	nur einmalige Überschreitung JD_UQN, sehr wenige hohe Werte ergeben bei niedriger UQN die Überschreitung
Metazachlorsulfonsäure	Herbizid-Metabolit	mehrfach Überschreitung JD_UQN
Dimethachlorsulfonsäure	Herbizid-Metabolit	mehrfach Überschreitung JD_UQN
Perfluorooctansulfonat	Altsubstanz bzw. aus Galvanik und Löschschäumen	wenige Überschreitungen der JD_UQN
Perfluorooctanat	Altsubstanz bzw. Galvanik	mehrfach Überschreitung der JD_UQN
Fluoranthren	PAK aus Verbrennungsprozessen	wenige Überschreitungen der JD_UQN
Benzo(a)pyren	PAK aus Verbrennungsprozessen	dauerhafte Überschreitung der JD_UQN
Benzo(a)anthracen	PAK aus Verbrennungsprozessen	wenige Überschreitungen der JD_UQN
Pyren	PAK aus Verbrennungsprozessen	dauerhaft Überschreitung der JD_UQN
Diclofenac	Analgetika zur Schmerz- und Entzündungsbehandlung	mehrfach Überschreitung der JD_UQN
17 β -Estradiol	Hormon	nur einmalige Überschreitung

Als relevant für Plauen wurden folgende Substanzen eingestuft:

- Metazachlorsulfonsäure
- Dimethachlorsulfonsäure (eingeschränkt, da wenige Jahre mit Messwerten)
- Perfluorooctansulfonat (eingeschränkt, da wenige Jahre mit Messwerten)
- Perfluorooctanat
- Benzo(a)pyren
- Pyren
- Diclofenac

Aus obigen Ausführungen und Tabellen können bisher nur weiter zu betrachtende Substanzen entnommen werden. Es ist für eine Bewertung der Notwendigkeit und ggf. auch Verhältnismäßigkeit von Interesse, in welchem Umfang eine Überschreitung der JD_UQN vorliegt. Weiterhin sollten in eine Bewertung die mögliche zeitliche Entwicklung sowie weitere Faktoren einfließen.

In Anlage 1.1 sind für die drei Standorte jeweils umfangreiche Tabellen bereitgestellt, die für alle betrachteten Gewässergütemessstellen und den Zeitraum getrennt nach Jahren von 2008 bis 2018 den Quotienten aus gemessenen Jahresmittelwerten und JD_UQN darstellen. Ein Quotient von 0,7 bedeutet somit, dass der gemessene Jahresmittelwert 70% der JD_UQN beträgt. Eine Substanz ist zu beobachten, sobald dieser Quotient den Wert

von 0,5 (50 %) überschreitet. Die Farbcodierung entspricht der Festlegung in Kapitel 2.7.3.1.

Die Tabellen können genutzt werden, um zum einen den Unterschied zwischen Ober- und Unterlauf der Kläranlageneinleitung zu charakterisieren und somit den Einfluss der siedlungsrelevanten Einleitung bewerten zu können. Zum anderen kann über die Größe des errechneten Faktors eine zusätzliche Relevanz abgeleitet werden. Zusätzlich ist über die Betrachtung möglicher zeitlicher Veränderungen die Zu- oder Abnahme der Relevanz einzuschätzen.

Weiterhin enthalten die Tabellen in Abschnitt 1.1 den Anteil von Analyseergebnissen mit den Merkmalen n.n. (nicht nachweisbar) bzw. unter der Bestimmungsgrenze. Diese Auswertung ist für Grenzfälle der Relevanz hinzuzuziehen, um einen ggf. notwendigen Bedarf für zusätzliche Beprobungen und eine Analytik mit höherer Empfindlichkeit zu ermitteln. Die orange hervorgehobenen Zellen zeigen Parameter und Messstellen auf, bei denen mehr als 75 % der Werte unter die Bestimmungsgrenze fallen. Ein Wert von 1,0 bedeutet, dass 100 % der Proben nicht nachweisbar bzw. unterhalb der Bestimmungsgrenze waren.

Aus der detaillierten Betrachtung der relevanten Substanzen (s. Tabellen in Anhang 7.5) ergeben sich für die drei Standorte die Einschätzungen nach Tabelle 12 bis Tabelle 14.

Tabelle 12: Charakterisierung der Parameter mit Überschreitung für das Siedlungsgebiet (SG) von Dresden

Substanz	Aufstockung durch SG	eindeutige Quelle zu erwarten
Perfluorooctansulfonat	keine Daten im Oberlauf des SG	ggf. Indirekteinleiter
Perfluorooctanat	keine Daten im Oberlauf des SG	ggf. Indirekteinleiter
Fluoranthren	Vorbelastung vorhanden, zeitlich abnehmende Aufstockung durch SG	nein
Benzo(a)pyren	sehr hohe Belastung, Einfluss durch SG eindeutig vorhanden, ebenso sehr hohe Vorbelastung	nein
Benzo(a)anthracen	leichte Erhöhung der Vorbelastung durch SG	nein
Pyren	hohe Belastung, Einfluss durch SG eindeutig vorhanden, ebenso hohe Vorbelastung	nein
Diclofenac	keine Daten im Oberlauf des SG	nein

Tabelle 13: Charakterisierung der Parameter mit Überschreitung für das Siedlungsgebiet (SG) von Chemnitz

Substanz	Aufstockung durch SG?	eindeutige Quelle zu erwarten
Nickel	zeitlich abnehmender Trend, Unterschreitung der 100% JD_UQN nimmt zu, geringfügige Erhöhung durch SG-Einleitung	nein, ggf. Indirekteinleiter
Imidacloprid	erst seit 2012 regelmäßig nachweisbar, geringfügige Aufstockung durch SG-Einleitung, im Bereich der 100% JD_UQN	nein, ggf. Punktanwendung (Gartenbau)
o,p-DDD (o,p TDE)	keine Werte im Oberlauf, zeitlicher Trend leicht ansteigend bzw. stagnierend im Bereich der 100% JD_UQN	nein
p,p-DDD (p,p TDE)	keine Werte im Oberlauf, zeitlicher Trend sehr schwankend	nein
Metazachlorsulfonsäure	keine signifikante Aufstockung nachweisbar, stark schwankend	nein
Dimethachlorsulfonsäure	keine signifikante Aufstockung nachweisbar, stark schwankend	nein
Perfluorooctansulfonat	Aufstockung durch KA-Einleitung nachweisbar, ansteigender zeitlicher Trend	ggf. Indirekteinleiter
Perfluorooctanat	Aufstockung durch KA-Einleitung nachweisbar, ansteigender zeitlicher Trend	ggf. Indirekteinleiter
Fluoranthen	teilweise hohe Vorbelastung, eher verdünnende Wirkung durch SG-Einleitung	nein
Benzo(a)pyren	sehr hohe Vorbelastung, teilweise Verdünnung durch SG-Einleitung	nein
Benzo(a)anthracen	teilweise hohe Vorbelastung, eher verdünnende Wirkung durch SG-Einleitung	nein
Pyren	teilweise hohe Vorbelastung, eher verdünnende Wirkung durch SG-Einleitung	nein
Triclosan	Aufstockung durch SG-Einleitung vorhanden, zeitlicher Trend abnehmend mit Unterschreitung der 100%-JD_UQN	nein
Diclofenac	eindeutige Aufstockung, sehr hohe siedlungsbürtige Belastung	nein

Tabelle 14: Charakterisierung der Parameter mit Überschreitung für das Siedlungsgebiet (SG) von Plauen

Substanz	Aufstockung durch SG?	eindeutige Quelle zu erwarten
Metazachlorsulfonsäure	geringfügige Aufstockung durch SG-Einleitung	nein
Dimethachlorsulfonsäure	geringfügige Aufstockung durch SG-Einleitung	nein
Perfluorooctansulfonat	keine Werte im Oberlauf vorhanden	ggf. Indirekteinleiter
Perfluorooctanat	keine Werte im Oberlauf vorhanden	ggf. Indirekteinleiter
Benzo(a)pyren	sehr hohe Belastung, Einfluss durch SG eindeutig vorhanden, ebenso sehr hohe Vorbelastung	nein
Pyren	Aufstockung durch SG-Einleitung nachweisbar	nein
Diclofenac	sehr hohe Belastung, Einfluss durch KA eindeutig vorhanden	nein

Aus den Zusammenfassungen ist ersichtlich, dass der Großteil der Substanzen aus den Gruppen Pflanzenschutzmittel oder PAK stammt. Diese können nur in sehr geringem Umfang dem Schmutzwasserpfad zugeordnet werden. Pflanzenschutzmittel werden zum überwiegenden Teil aus landwirtschaftlichen Abschwemmungen eingetragen, PAKs bei Regenwetter mit dem Oberflächenabfluss aus städtischen und ländlichen Siedlungsgebieten.

2.7.3.2 Fazit aus den Daten des LfULG

Generell zeigt sich bei den Voraussetzungen für die Bedarfsprüfung, dass Defizite in der Datendichte bzw. der Abdeckung an den betrachteten Messstellen bestehen. Die Auswertung wird dadurch erschwert bzw. erfordert mehrere Durchläufe und Prüfungen. Die gleichzeitig vorhandene Fülle an Messstellen und der in der Datenbank enthaltene lange Zeitraum ermöglichen aber trotzdem umfangreiche Auswertungen. Durch die Analyse eines möglicherweise vorhandenen zeitlichen Trends kann die Relevanz zusätzlich untermauert werden. Für die als relevant eingestufteten Stoffe sollte auf eine vollständige Datenerfassung und auf eine Messung oberstrom der Einleitungen aus der Stadt geachtet werden. Es wird weiter empfohlen, basierend auf dem vorhandenen Messkonzept und den daraus resultierenden Daten eine Methode in Kombination mit ökotoxikologischen Methoden zu entwickeln, um eine Mehraussage bezüglich der Auswirkungen auf das aquatische Ökosystem treffen zu können (vgl. Abschnitt 2.6).

In Tabelle 15 werden die Mikroschadstoffe mit kritischer und starker Belastung entsprechend der Klassifizierung, die zu Beginn dieses Abschnittes eingeführt wurde, zugeordnet.

Tabelle 15: Zusammenfassung problematischer Auslastungen der JD_UQN aus den Monitoring-Daten des LfULG

Standort	mäßige Auslastung: 0,5 – 1 JD_UQN	kritische Auslastung: 1 – 2 JD_UQN	starke Auslastung: > 2 JD_UQN
Dresden	Triclosan * ¹⁾ p,p-DDD (p,p TDE) * ¹⁾ Nickel * ²⁾	Perfluorooctanat Benzo(a)anthracen * ³⁾ Fluoranthen Benzo(a)anthracen	Perfluorooctansulfonat Benzo(a)pyren Pyren
Chemnitz	Nickel * ¹⁾ * ²⁾ p,p-DDT * ¹⁾ Carbamazepin * ²⁾ Triclosan * ¹⁾	Imidacloprid o,p-DDD (o,p TDE) p,p-DDD (p,p TDE) * ³⁾	Perfluorooctansulfonat Perfluorooctanat Fluoranthen Benzo(a)pyren Pyren Diclofenac
Plauen	Quecksilber * ¹⁾ Nickel * ²⁾ Metazachlorsäure * ²⁾ Dimethachlorsulfonsäure * ¹⁾ Perfluorooctansulfonat Fluoranthen * ²⁾ Triclosan * ¹⁾	Metazachlorsulfonsäure * ³⁾ Perfluorooctanat* ¹⁾ Benzo(a)anthracen * ¹⁾ Pyren * ¹⁾ * ³⁾	Benzo(a)pyren Diclofenac

*¹⁾ Rückläufiger Trend

*²⁾ Übergangsbereich mäßige/kritische Auslastung

*³⁾ Übergangsbereich kritische/starke Auslastung

2.7.3.3 Auswertungen der UQN-Überschreitungen aus dem 3. und 4. Monitoring

Auf die Auswertung der GC-MS basierten Analytik wird im Folgenden verzichtet. Dies umfasst u.a. folgende Stoffe:

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK)

- Fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(ghi)perylen, Indeno(1.2.3-cd)pyren, Benzo(k)fluoranthen, Benzo(a)anthracen, Pyren

Pflanzenschutzmittel und deren Metabolite

- p,p-DDT¹⁵ (Insektizid), Hexachlorbenzen³ (Fungizid), Dicofol³ (Akarizid), p,p-DDE³ (Insektizid – DDT), o,p-DDD³ (Insektizid – DDT), p,p-DDD³ (Insektizid – DDT)

Die polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) liegen als unpolare Stoffe weitgehend an der Festphase (Schwebstoff) gebunden vor. Der wesentliche Eintragspfad,

¹⁵ Allgemeines Anwendungsverbot

in Folge atmosphärischer Deposition, findet über die Abspülung von Oberflächen statt. Neben den punktuellen Quellen der Mischwasser- und Regenwasserauslässe (Trennsystem) sind die Einträge als diffus einzuordnen. Gezielte Maßnahmen bei der Ertüchtigung der dezentralen Mischwasserbehandlung bzw. Regenwasserbehandlung sind u.a. in UBA Texte 60/2016 beschrieben. Für die Umsetzung und Planung von Maßnahmen wird auf das zukünftige DWA-Arbeitsblatt DWA-A 102 und die Berücksichtigung des Bemessungsparameters AFS_{63} (Trennsystem) verwiesen.

Die nicht in der Auswertung berücksichtigten Pflanzenschutzmittel und deren Metabolite (s.o.) sind Substanzen, für die seit mehreren Jahrzehnten ein Anwendungsverbot vorliegt. Ihr Auftreten in den Gewässern ist auf die hohe Persistenz der Stoffe und die Depotwirkung auf der Eintragsseite zurückzuführen. Die durch diese Stoffe hervorgerufenen UQN-Überschreitungen sind rückläufig (vgl. Anlage 1.1).

Im Gegensatz zu den LfULG-Daten ist die Bedarfsprüfung mittels der Messkampagnen grundsätzlich durchführbar, da durch den Umfang und die Länge der erfassten Zeitreihe von einer ausreichenden Wertedichte ausgegangen wird. Allerdings sind mögliche saisonale Effekte wegen des engen beprobten Zeitfensters nicht enthalten. Einzig der Temperatureinfluss zwischen Sommer und Winter ist durch die zeitliche Einordnung der Monitoringkampagnen gegeben.

Die Auswertungen der UQN-Überschreitungen für den Jahresdurchschnitt sowie die zulässigen Höchstkonzentrationen sind in Tabelle 16 zusammengefasst. Die Darstellung beinhaltet alle Standorte mit den Messpunkten jeweils ober- und unterhalb der Kläranlageneinleitung. Es werden für alle Standorte 3 Auswertungen dargestellt:

1. Anzahl der Messungen unterhalb der Bestimmungsgrenze BG (grau markierte Bereiche, wenn weniger als 6 der beprobten 21 Tage unterhalb der BG lagen und somit mehr als 75 % über BG lagen, also im Großteil der Zeit nachweisbare Konzentrationen vorlagen)
2. Ausfüllung der JD_UQN als Faktor mit Farbcodierung nach Kapitel 2.7.3.1; Werte wurden nur eingetragen, wenn Messungen oberhalb der Bestimmungsgrenze verfügbar waren
3. Anzahl der Überschreitungen der 50 %igen ZHK_UQN

Tabelle 16: Anzahl Messwerte unter BG, Überschreitungen von JD_UQN und der halben zulässigen ZHK_UQN

ohne Iomeprol und Acesulfam

3. Monitoring

4. Monitoring

	JD UQN [ng/l]	ZHK UQN [ng/l]	Messung unterhalb BG [-]						Ausfüllung JD-UQN als Faktor [-]						Überschreitung 50 % ZHK-UQN [-]						Messung unterhalb BG [-]						Ausfüllung JD-UQN als Faktor [-]						Überschreitung 50 % ZHK-UQN [-]					
			oberhalb KA			unterhalb KA			oberhalb KA			unterhalb KA			oberhalb KA			unterhalb KA			oberhalb KA			unterhalb KA			oberhalb KA			unterhalb KA			oberhalb KA			unterhalb KA		
			DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL
Cadmium	150	900	15	4	21	12	12	19	0,2	0,6	0,2	0,2	0,2	0,2	1						7	10	1	9	0,3	1,0	0,3	0,4	0,8	0,3								
Nickel	4.000	34.000	12	8	7	2	6	12	0,5	0,9	0,6	0,6	0,6	0,5	1						7	2	2	6	3	0,6	0,9	1,3	0,6	0,8	1,1							
Dimethoat	70	977	21	21	21	21	21	21													21	21	21	21	21	21												
Imidacloprid ¹	2	100	21	21	21	20	21	21			1,3										21	21	21	21	21	21												
Irgarol	3	16	21	21	21	20	21	21			0,3										21	21	21	21	21	21												
Metazachlorsäure	400		9	21	7		21	7	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1												0,4	0,9	1,0	0,4	0,8	1,1							
Metazachlorsulfonsäure	400								0,7	0,8	1,2	0,7	0,8	1,2												0,9	2,6	3,2	1,1	2,4	3,3							
Metolachlorsulfonsäure	200		21	21	7	21	21	3			0,3			0,4				1								0,5	0,8	1,0	0,5	0,6	0,9							
Dimethachlorsäure	50	350	21	21	21	21	21	21										21	21	21	21	21	21															
Dimethachlorsulfonsäure	50	350	21	4	21	21	17	21			1,2		0,4							18		21	6	21	0,3	1,2		0,9	0,9									
Terbutylazin, 2-Hydroxy	500								0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0						1				0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0									
Nicosulfuron	9	90	21	21		21	21				8,3		7,6				21		21				21	21	21	1,9												
Ibuprofen	11	1.700.000	21	21	21	21	21	21							1	13	5	15	21	21										16	21	15	21	21	21			
Diclofenac	50	100	7	2	5				0,4	1,6	0,7	1,2	23,7	6,2							2	1		3,7	2,5	2,2	3,6	17,9	3,1									
Paracetamol	1.000		21	21	17	21	21	19			0,0		0,0							7	17		7	19	0,1	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0								
Naproxen	1.700	860.000	21	21	21	21	7	20					0,0	0,0							5	8	21	2	1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0								
Metoprolol	8.600	75.000			1				0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0							1					0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0							
Sulfamethoxazol	600	2.700		4	4		2		0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,1							21	19		2	18	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0							
Erythromycin	40	2.300	21	21	21	21	6	20					0,6	0,3							21	21	21	21	17	21			0,3									
Clarithromycin	120	190	21	20	21	21		18		0,1			0,4	0,1								21	21		17	0,5		0,5	0,5	0,1			3					
Ciprofloxacin	89	363	21	21	21	21	21	21													21	21	21	21	21	21												
Bezafibrat	2.300	4.000.000	21	20	21	21		21		0,0			0,0							21	10	21	21		11		0,0		0,0	0,0								
Gabapentin	10.000	0							0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1												0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1							
Carbamazepin	500	1.999.000							0,1	0,3	0,1	0,2	1,1	0,3							1					0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,1							
Metformin	160.000	640.000							0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0												0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0							
Fluoxetin	12		21	21	21	21	21	21													21	21	21	21	21	21												
17β-Estradiol	0,4		13	10	5	6	3	6	0,6	0,6	0,9	1,0	1,5	0,8				20	13	14	3	12	1	0,3	0,5	0,7	0,5	0,7	1,3									
17α-Ethinylestradiol ¹	0,04		21	21	21	21	21	21													21	21	21	21	20	21			12,4									
Diuron	200	1.800	21	21	20	21	21	21			0,1										21	21	21	21	21	21												
Isoproturon	300	1.000	21	19	21	21	17	21		0,0			0,0							21	21	21	21	21	21													
Terbutryn	65	340	20	18	21	21	2	21	0,2	0,2			0,5							21	21	21	21	21	21													
Benzotriazol	19000	160000							0,0	0,1	0,0	0,0	0,3	0,0												0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0							
Tolytriazol	20000	430000							0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0						1						0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0							
Nonylphenol	300	2000	7	7	7	7	7	7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0				7	7	7	7	7	7			0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0							
Flufenacet	40	200	21	21	21	21	21	21										21	21	21	21	21	21															
Oxipurinol									0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0							2	2		1	1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0							
Triclosan	20	200	21	21	21	21	21	21										21	21	21	21	21	21															

¹einmalige Messung über Bestimmungsgrenze (BG) in 21 d

Verwendung der UQN der Ausgangssubstanz mangels eigener UQN (Vorsorgeprinzip)

Mehr als 75 % der Messwerte über BG / Ausfüllung von mindestens der halben UQN / Überschreitung ZHK-UQN

Schwermetalle
Pflanzenschutzmittel / Metabolite
Arzneimittel
Industrie- und Haushaltschemikalien

Folgende Stoffe mit gesetzlich relevanter UQN sind mit Überschreitung der 50 %-Grenze bzw. Überschreitungen der ZHK_UQN auffällig:

- Cadmium
- Nickel
- Imidacloprid
- Metazachlor-Metaboliten
- Nicosulfuron
- Terbutryn

Cadmium wird im Fluss Chemnitz vor der Kläranlage mit einer Ausfüllung der JD_UQN nachgewiesen (Wintermonitoring), im Sommer ist eine geringere Vorbelastung vorhanden. Durch die Einleitung über die Kläranlage erfolgt dann eine leichte Verringerung, der Stoff ist also nicht signifikant durch die Siedlungseinleitung beeinflusst.

Nickel findet sich in allen Standorten (außer Dresden im Sommermonitoring) unterhalb der KA in geringeren Konzentrationen als oberhalb, eine Beeinflussung durch die Einleitungen ist also ausgeschlossen. Eine Bewertung hinsichtlich des Anstieges der Nickel-Konzentration für den Standort Dresden nach der KA Dresden-Kaditz ist dem Anhang 7.6.1 zu entnehmen.

Imidacloprid wurde lediglich im Sommermonitoring in Dresden mit einer Ausfüllung der JD_UQN festgestellt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass die hervorgerufene Überschreitung sich durch eine einmalige Bestimmung (Bestimmungsgrenze 5 ng/l) am 08.09.2018 in Höhe von 10 ng/l an der linkselbigen Probenahmestelle ergibt. 83 von 84 Messungen aus dem 3. und 4. Monitoring (links- und rechtselbig, stromabwärts der KA Dresden-Kaditz) liegen unterhalb der analytischen Bestimmungsgrenze. Die sich aus der halben Bestimmungsgrenze von 2,5 ng/l rechnerisch ergebende JD-UQN-Überschreitung (JD-UQN = 2 ng/l) wird nicht berücksichtigt.

Die weiteren in den Tabellen grün dargestellten Pflanzenschutzmittel bzw. deren Metabolite werden durch KA-Einleitungen nicht oder nur unwesentlich beeinflusst, wie es für eher flächenbürtige Stoffe aus diffusen Eintragsquellen auch zu erwarten ist.

Nicosulfuron überschreitet an der weißen Elster vor und nach der Kläranlage die JD_UQN erheblich. Die ZHK_UQN wird an allen Tagen zu 50 % ausgefüllt (oh. KA im Mittel > 80 % und uh. KA im Mittel > 75 %). Eine Steigerung der Konzentration durch die Siedlungseinleitung ist nicht nachweisbar, die Dominanz des diffusen Flächeneintrages ist offensichtlich. Die detaillierte Bewertung ist dem Anhang 7.6.4 zu entnehmen.

Terbutryn (als Algizid in Farben eingesetzt, Anwendung als Herbizid nicht zugelassen) weist nur eine Überschreitung der Grenze für die Beobachtungswürdigkeit in Chemnitz

auf und wird daher nicht als relevant eingestuft. Die detaillierte Bewertung ist dem Anhang 7.6.2 zu entnehmen.

Neben den bisher dargestellten Stoffen mit rechtlich vorgegebenen UQN wurden mit den Monitoring-Daten auch weitere nicht gesetzlich relevante UQN ausgewertet. Diese lassen sich gliedern in

Gruppe A) Stoffe der Watchlist (EU 2018/840):

- Diclofenac (nur in (EU) 2015/495 enthalten, Überführung in WRRL bzw. nachgeordnet in OGewV ist zu erwarten)
- Erythromycin
- Clarithromycin
- 17 α -Ethinylestradiol
- 17 β -Estradiol

Gruppe B) Weitere Stoffe mit UQN-Überschreitungen

- Ibuprofen
- Carbamazepin

Diclofenac wird an allen Standorten durch einen wesentlichen Eintrag aus dem Siedlungsgebiet charakterisiert. Die Auffüllung der JD_UQN-Überschreitung ist unterhalb der Kläranlagen um ein Vielfaches höher als die bereits vorhandene erhöhte Vorbelastung der jeweiligen Vorfluter. Neben den JD_UQN wurde auch eine große Anzahl an Überschreitungen der ZHK_UQN festgestellt (vgl. Tabelle 17 und Tabelle 18).

Tabelle 17: Diclofenac: Überschreitung bzw. Ausfüllung der halben ZHK_UQN im 3. Monitoring

	<i>oh. KA</i>		<i>uh. KA</i>	
	n ZHK_UQN (100%)	n ZHK_UQN (50%)	n ZHK_UQN (100%)	n ZHK_UQN (50%)
Dresden	1	1	2	15
Chemnitz	5	13	21	21
Plauen	0	5	19	21

Damit besteht für Diclofenac auf jeden Fall ein erheblicher Reduktionsbedarf. Innerhalb des urbanen Systems erfolgt ein diffuser Eintrag über die menschlichen Ausscheidungen. Eine punktuelle Belastung z.B. durch eine industrielle Einleitung ist unwahrscheinlich.

Tabelle 18: Diclofenac: Überschreitung bzw. Ausfüllung der halben ZHK_UQN im 4. Monitoring

	<i>oh. KA</i>		<i>uh. KA</i>	
	n ZHK_UQN (100%)	n ZHK_UQN (50%)	n ZHK_UQN (100%)	n ZHK_UQN (50%)
Dresden	1	16	6	21
Chemnitz	15	21	21	21
Plauen	4	15	21	21

Erythromycin wurde im Fluss Chemnitz nur einmalig unterhalb der KA über dem Beobachtungsniveau registriert. Die detaillierte Bewertung der Überschreitung im 3. Monitoring ist der Anlage 7.6.3 zu entnehmen.

Clarithromycin zeigt im 4. Monitoring (Winter) für einige Anlagen Werte über dem Beobachtungsniveau sowohl vor als auch nach der Kläranlage, in Chemnitz nur im Unterlauf der Kläranlage. Dort wurden auch an drei Tagen Überschreitungen der ZHK_UQN festgestellt.

17 α -Ethinylestradiol liegt einmalig in Chemnitz über der JD_UQN. Dies resultiert aus einem einzigen Messwert über der Bestimmungsgrenze. In Kombination mit einem sehr niedrigen JD_UQN-Wert kann daher nicht von einer relevanten Überschreitung der UQN ausgegangen werden.

17 β -Estradiol wird in fast allen Messungen vor und nach den KA nachgewiesen. Eine geringfügige Erhöhung der Werte ist durch den Siedlungseinfluss eindeutig nachweisbar. Diese Verbindungen werden gemeinsam mit einigen anderen über das östrogene Potential aus einem der verwendeten ökotoxikologischen Tests als Östrogen-Equivalent bestimmt.

Ibuprofen wird lediglich in Winterproben sowohl vor als auch nach den KA nachgewiesen. Während die Erhöhung der Überschreitung durch den Siedlungseinfluss für Dresden nicht und für Plauen nur geringfügig nachweisbar ist, ergibt sich für den Fluss Chemnitz eine sehr starke Aufstockung durch die Einleitung gereinigten Abwassers.

Eine Auswertung der Eliminationsraten der einzelnen Kläranlagen zeigt für den Zeitraum der Beprobung für Dresden und Plauen mit > 95 % eine weitgehende Entfernung, während in Chemnitz eine Eliminationsrate von lediglich 85 % des eigentlich sehr gut abbaubaren Medikamentes ermittelt wurde. Im Zusammenhang mit dem sehr niedrigen JD_UQN-Vorgabewert von 11 ng/L für Ibuprofen ergibt sich die resultierende signifikante Erhöhung. Eine Darstellung der ermittelten Gewässerkonzentrationen und deren Einordnung ist der Anlage 7.6.5 zu entnehmen.

Carbamazepin zeigt eine einmalige Überschreitung der JD_UQN in Chemnitz. Aufgrund der eher schlechten Abbaubarkeit in konventionellen Kläranlagen sind erwartungsgemäß keine wesentlichen Unterschiede in der Eliminationsrate aufgetreten.

Unter Anwendung der in Abschnitt 2.7.3.1 vorgeschlagenen Klassifizierung ergeben sich für folgende Substanzen kritische und starke Auslastungen der JD_UQN an den einzelnen Standorten (vgl. Tabelle 19). Dabei wurden nur die Stoffe berücksichtigt, für die eine Steigerung der Auslastung durch das Siedlungsgebiet nachgewiesen wurde, also eine höhere Auslastung unterhalb als oberhalb der Einleitungen nachgewiesen wurde. Es gibt weitere Stoffe, deren Konzentrationen bereits oberhalb der Kläranlage die JD_UQN teilweise überschreiten und durch die Einleitung nicht wesentlich gesteigert werden.

Tabelle 19: Zusammenfassung der Auslastungen der JD_UQN aus dem 3. und 4. Monitoring von MikroModell

Standort	mäßige Auslastung 0,5 – 1 JD_UQN	kritische Auslastung 1 – 2 JD_UQN	starke Auslastung > 2 JD_UQN
Dresden	Metazachlorsulfonsäure ^{*2)} 17β-Estradiol	Diclofenac	Ibuprofen ^{*1)}
Chemnitz	Metazachlorsulfonsäure ^{*1)} Erythromycin Terbutryn	17β-Estradiol Carbamazepin	Diclofenac Ibuprofen
Plauen		Metazachlorsulfonsäure ^{*1)} Metazachlorsäure 17β-Estradiol	Diclofenac Ibuprofen

^{*1)} starke Auslastung der UQN im Wintermonitoring, aber keine Erhöhung über Siedlungseinleitung

^{*2)} Erhöhung wird durch die links-elbige Messung u.h. der KA verursacht, die landwirtschaftlich geprägt ist. Keine Erhöhung durch die KA vorhanden.

2.7.3.4 Fazit aus der Auswertung der Daten aus dem Projekt MikroModell

Die Datenbasis hat sich grundsätzlich als sehr gut geeignet herausgestellt. Der damit verbundene hohe Aufwand hinsichtlich Probenahme und Analytik war somit gerechtfertigt. Im Vergleich zu den LfULG-Proben haben sich keine widersprüchlichen Erkenntnisse ergeben, die Aussagen wurden allerdings geschärft. Als sehr vorteilhaft hat sich die Zeitreihenanalyse erwiesen. Durch die quasi lückenlosen Datenreihen sind einzelne Werte mit starken Abweichungen in beide Richtungen gegenüber den benachbarten Tagen sehr gut zu identifizieren. Damit sind wesentlich einfacher Plausibilitätstests mit den Daten durchführbar. Dies ist so mit den Routinedaten aus der LfULG-Beprobung nicht durchführbar. Es wird daher empfohlen, zukünftig bei der Feststellung möglicherweise problematischer Belastungen an einer Messstelle eine kombinierte Beprobungsvariante unter Einbeziehung eines zeitlich begrenzten Intensivmessprogramms zu etablieren. Dabei kann zur Begrenzung des Analysenumfanges mittels ökotoxikologischer Verfahren eine Grobeingrenzung der Belastung vorgenommen werden, um dann gezielte Einzelstoffanalysen nachzuschalten.

Die Auswertemethode weist einige Vorteile gegenüber der in Abschnitt 2.7.3.1 verwendeten Herangehensweise auf und mindert etwas die iterative Analyse der Informationen. Trotzdem ist bei festgestellten vermeintlichen Überschreitungen der UQN zuerst eine Plausibilitäts- und Relevanzprüfung durchzuführen.

2.7.3.5 Verwendung der ökotoxikologischen Informationen

Die vorliegenden Datenauswertungen für die Anwendung des Prozessschemas zum Umgang mit Mikroschadstoffen basieren ausschließlich auf den Daten von chemischen Gewässergütemessungen. Eine Berücksichtigung der ökotoxikologischen Informationen ist aktuell noch nicht möglich. Dies hat rechtliche und methodische Gründe.

Im Moment gibt es keine gesetzlichen Vorgaben bzw. Rechtsvorschriften, die Daten ökotoxikologischer Verfahren als Basis für Entscheidungsvorgaben verwenden. Deshalb liegen gegenwärtig keine Vorgaben zu Immissions- oder ggf. auch Emissionsanforderungen vor, die sich auf ökotoxikologische Bewertungsmethoden der Wasserqualität beziehen. Daraus folgt, dass zum gegebenen Zeitpunkt eine Bewertung der Auswirkungen von Einleitungen für das Gewässer-Ökosystem nicht möglich ist.

Neben fehlenden Kriterien der Bewertung (Leitparameter/Grenzwerte für Gewässer und Kläranlage) ist zudem unklar, inwieweit eine ermittelte „Konzentration“ oder „Fracht“ eines ökotoxikologischen Summenparameters im Ablauf der Kläranlage oder im Fließgewässer durch einzelne Eintragspfade beeinflusst wird. Im Sinne einer behördlichen Entscheidungsfindung auf Basis ökotoxikologischer Summenparameter muss durch eine Stoffbilanz Transparenz geschaffen werden, ob eine angedachte Maßnahme die Voraussetzungen für die Wirksamkeit und Verhältnismäßigkeit (vgl. Abschnitt 2.4.3.1) erfüllt (die

Umsetzbarkeit wird dabei vorausgesetzt). Die wasserwirtschaftliche Bilanz am Bewertungsort gibt in dem Zusammenhang Aufschluss über die Zusammensetzung einer ermittelten Gesamtfracht B eines beliebigen ökotoxikologischen Summenparameters X :

$$\begin{aligned}
 B_{\text{Ökotox} \sum X, \text{Gewässer}} &= B_{\text{Ökotox} \sum X_1, \text{KA}} + B_{\text{Ökotox} \sum X_2, \text{LW}} + B_{\text{Ökotox} \sum X_3, \text{AO}} + B_{\text{Ökotox} \sum X_4, \text{ADD}} \\
 &+ B_{\text{Ökotox} \sum X_5, \text{NAT}}
 \end{aligned}$$

mit

KA = Kläranlage bzw. Summe aller Einträge durch Einleitung gereinigten Abwassers

LW = Landwirtschaft

AO = Abspülung von der Oberfläche

ADD = Atmosphärische Direktdeposition in das Gewässer

NAT = Einträge natürlichen Ursprungs (geogener und pflanzlicher Ursprung, etc.)

Die fehlenden rechtlichen Voraussetzungen für eine Bewertung anhand ökotoxikologischer Summenparameter stehen in direktem Zusammenhang mit den methodischen Gründen im vorliegenden Fall. In MikroModell wurden ökotoxikologische Methoden zur Überprüfung der Wirksamkeit der 4. Reinigungsstufe für den Kläranlagenablauf entwickelt und angewandt. Damit kann in der obigen Gleichung der Term $B_{\text{Ökotox} \sum X_1, \text{KA}}$ bestimmt, aber nicht eine Immissionsbewertung zur Überprüfung der Wirksamkeit und Verhältnismäßigkeit durchgeführt werden.

Obwohl die ökotoxikologische Analytik mit einem vglw. geringen Aufwand sehr schnell sehr breit nutzbare und aussagenstarke Ergebnisse liefert, unterliegen diese einigen Unsicherheiten, die eine Alternativenanwendung gegenüber der chemischen Einzelstoffanwendung stark einschränken. Ökotoxikologische Messungen können aber unabhängig davon hervorragend genutzt werden, um Hinweise auf potenzielle Belastungen zu gewinnen. So können z.B. bei Feststellung eines hohen östrogenen Potentials durch ein anschließendes substanz-spezifisches Monitoring mit einer begrenzten Stoffauswahl schnell und effizient mögliche Quellen oder Verursacher eingrenzt werden.

2.7.4 Weitere Abarbeitung des Schemas

Nach Durchführung der Beschreibung des Ist-Zustandes und der Prüfung der Voraussetzungen für die Bedarfsprüfung (unter Ansatz des gewässerbezogenen Anforderungskataloges basierend auf der Stoffliste des Projekts MikroModell und den gesetzlich festgelegten UQN) ergeben sich insgesamt 15 Stoffe, die im Weiteren untersucht werden müssen. Diese Stoffe sind allerdings nicht für alle Standorte in gleichem Maße relevant.

Aufgrund der UQN-Überschreitung ergibt sich die Notwendigkeit einer Bedarfsprüfung mit der anschließenden Prüfung der Herkunft (punktuell/diffus). In Tabelle 20 ist eine

diesbezügliche Unterscheidung vorgenommen worden. Es ist zu beachten, dass *die Zuordnung der Herkunft im Hinblick auf das Siedlungsgebiet erfolgt*. Somit ist eine diffuse Einleitung z.B. über Abschwemmungen von Straßenoberflächen ein diffuser Eintrag bezüglich der Kläranlage, für das Gewässer handelt es sich um Punktquellen durch die Einleitung aus der Kläranlage bzw. über die Mischwasser-Entlastungen.

Tabelle 20: Zuordnung der Herkunftsart innerhalb des Siedlungsgebiets („aus Sicht der Kläranlage“)

Parameter	Punktförmiger Eintrag	Diffuser Eintrag	Bemerkungen
Perfluorooctansulfonat	x	(x)	bei vorw. industr. Eintrag
Perfluorooctanat	x	(x)	bei vorw. industr. Eintrag
Fluoranthren		x	vorwiegend über atmosphärische Deposition
Benzo(a)pyren		x	vorwiegend über atmosphärische Deposition
Indeno(1.2.3-cd)pyren		x	vorwiegend über atmosphärische Deposition
Benzo(a)anthracen		x	vorwiegend über atmosphärische Deposition
Pyren		x	vorwiegend über atmosphärische Deposition
Nickel	x	x	diffuser Flächeneintrag oder aus industriellen Prozessen
DDT-Transformationsprodukte		x	vorrangig Eintrag als Altsubstanz, ggf. auch punktuell bei Standorten mit Sanierungsbedarf
Metazachlorsulfonsäure		x	flächenbürtiger Eintrag
Dimethachlorsulfonsäure		x	flächenbürtiger Eintrag
Triclosan		x	flächenbürtiger Eintrag
Diclofenac		x	Eintrag durch menschliche Ausscheidungen
Nicosulfuron		x	Eintrag durch menschliche Ausscheidungen
17 β -Estradiol		x	Eintrag durch menschliche Ausscheidungen
Ibuprofen		x	Eintrag durch menschliche Ausscheidungen

Die relevanten Stoffe gelangen quasi vollständig über diffuse Einträge in das System der Siedlungsentwässerung, d.h. verteilt über das Siedlungsgebiet. Eine zusammenfassende Systematisierung der Details aus Tabelle 20 sowie der nachfolgenden Erläuterungen zu den Stoffgruppen ist in Abbildung 13 dargestellt.

	Diffuser Eintrag	Punktuelle Eintrag	
Schwermetalle			
Nickel, Cadmium	☒	⊗	
Pflanzenschutzmittel & Biozide			
Metabolite von Metaza- und Dimethachlor	☐		
Imidacloprid, Nicosulfuron	☒		<u>Gesetzlichkeit geg.</u>
Chloraromatische Verbindungen	☒	⊗	JA ✕ NEIN —
Arzneimittel			
Diclofenac, Ibuprofen, Carbamazepin,...		⊗	<u>Siedlungsrelevanz</u>
Industrie-/Haushaltschemikalien			JA ▬ NEIN ▭
PFOA, PFOS, Triclosan		⊗	
PAK			
Benzo(a)pyren, ...	☒	⊗	

Abbildung 13: Systematisierung der Eintragspfade der als relevant eingestuften Stoffe in Verbindung mit deren gegebener Gesetzlichkeit und Siedlungsrelevanz („aus Sicht des Gewässers“)

Die folgende Ursachen- bzw. Quelleneingrenzung erfolgt teilweise für Stoffgruppen.

Schwermetalle sind grundsätzlich über die Adsorption in der Kläranlage mit konventioneller Reinigung und den Schlammfad eliminerbar, wenn sie aus dem Siedlungsgebiet stammen. Daher führen Kläranlageneinleitungen meist zu einer Verminderung der Konzentrationswerte im Gewässer aus geogener Hintergrundbelastung.

DDT-Derivate (keine relevanten Überschreitungen) stammen meist aus historisch vorhandenen Quellen, die über einen flächendominierten Eintrag in die Kanalisation gelangen. Durch die niedrigen UQN und vglw. wenige Analysenwerte besteht eine geringe Plausibilität und die Verhältnismäßigkeit für eine separate Behandlungsstufe ist dadurch nicht gegeben.

Der punktuelle Eintrag von **Pflanzenschutzmitteln** aus Siedlungsgebieten ist im Vergleich zur bestehenden Hintergrundbelastung in Gewässern aus diffusen Flächeneinträgen eher gering. Daher werden separate Behandlungsmaßnahmen in Form einer 4. RGS nicht als verhältnismäßig eingeschätzt. Über Maßnahmen der Öffentlichkeitsarbeit hinsichtlich Verminderung der Anwendung im privaten Bereich sowie zur korrekten Entsorgung von Reststoffen werden aktivierbare Minimierungspotentiale als ausreichend eingeschätzt.

Perfluorierte Verbindungen unterliegen mittlerweile einem weitgehenden Anwendungsverbot. Daher ist ein Eintragsrückgang zu erwarten, wie es sich an einzelnen Anlagen bereits abzeichnet. Aus diesem Grund sind separate Behandlungsmaßnahmen nicht als verhältnismäßig zu bewerten. Zur Absicherung dieser Entscheidung ist jedoch auf noch erlaubte Einzelanwendungen bei Indirekteinleitern zu prüfen und sind dort ggf. produktionsinterne Maßnahmen durchzuführen. Zu beachten ist zukünftig der Stoff 1H,1H,2H,2H-Perfluoroctanesulfonsäure, der als Substitut eingesetzt wird und aktuell noch keine gesetzlich vorgegebene UQN besitzt.

Atmosphärische Depositionen von **polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen** aus Verbrennungsprozessen werden über Flächenabtrag in die Kanalisation transportiert. Diese Verbindungen weisen eine i.d.R. hohe Adsorptionsfähigkeit auf und sind somit weitgehend partikelgebunden. Deren Eintrag in Gewässer ist im Zusammenhang mit Niederschlagsereignissen zu sehen und kann somit über eine zukünftig angepasste Niederschlagswasserbehandlung minimiert werden. Dies steht im Zusammenhang mit den Vorgaben aus der Aktualisierung des entsprechenden DWA-Regelwerks (DWA A 102).

Es wird daher davon ausgegangen, dass zukünftig solche Verbindungen in geringerem Umfang in die Gewässer gelangen werden. Daher ist das Erfordernis einer separaten Behandlungsstufe auch hier eher unverhältnismäßig. Ansätze zur Niederschlagswasser- bzw. Mischwasserbehandlung vor einer Einleitung/Entlastung in das Gewässer sind hingegen als geeignete Maßnahme einer konkreten Prüfung und Bewertung zu unterziehen.

Arzneimittel werden wesentlich über die Kläranlagen in Gewässer eingeleitet. Daher sind bei UQN-Überschreitungen entsprechende Maßnahmen erforderlich. Maßnahmen an der Quelle bzw. andere nach dem Vorsorgeprinzip angelegte Minderungsstrategien (z.B. Öffentlichkeits- und zielgruppenspezifische Arbeit zum sorgsamem Umgang, Substitution, Grundstoffforschung) lassen kurzfristig nur bedingt Minderungspotentiale erwarten. Grundsätzlich gilt sicherlich auch für die Zukunft, dass, wenn sich Umweltverträglichkeit und gesundheitliche Wirkung nicht gleichberechtigt vereinen lassen in einem Arzneimittel, die medizinische Wirkung im Vordergrund steht. Dennoch sollte im Interesse nachhaltiger Lösungen einer umweltverträglicheren Grundstoffforschung im Arzneimittelbereich ebenso deutlich mehr Bedeutung beigemessen werden wie dem sorgsamem und ganzheitlichen Umgang mit Medikationen. Bei Überschreitung zukünftig erwartbarer, gesetzlich vorgegebener UQN ist eine separate Behandlungsstufe in Kläranlagen an sensiblen Gewässerpunkten ein sinnvoller Weg mittelfristiger Eintragsreduzierung. Im Moment ist diese Bedingung lediglich für Diclofenac zukünftig zu erwarten, inwieweit andere Medikamente von der EU-Watchlist (2018/840) in geltendes Recht zur Minderung überführt werden, ist nicht abzusehen.

Gleichzeitig ist trotz fehlender rechtlicher Vorgaben die negative Auswirkung von Medikamenten und hormonell aktiven Substanzen im Gewässer unbestritten, so dass, basierend

auf dem Vorsorgeprinzip, eine politische bzw. gesellschaftliche Vorgabe für eine Eintragsminderung an sensiblen Gewässerpunkten gerechtfertigt ist. Eine diesbezügliche Entscheidung ist allerdings rechtlich und gesellschaftlich umzusetzen und vor allem fachlich korrekt und nachvollziehbar zu kommunizieren.

Die letztlich relevanten Stoffe werden also vorwiegend diffus eingeleitet. Daher muss geprüft werden, ob alternativ durch Maßnahmen zur Minimierung des diffusen Eintrages in Verursachernähe eine Wirkung erzielt werden kann. Zur Wirksamkeitsprüfung bietet sich die Verwendung von Stoffflussmodellen an (vgl. Abschnitt 3.3). Als Referenzmaßnahme steht bei der Maßnahmenprüfung immer noch die separate Behandlungsstufe (4. Reinigungsstufe) zur Verfügung, die im Rahmen der Bewertung mit einbezogen werden muss.

Die Prüfung auf Eignung von Maßnahmen zur Erreichung relevanter Verbesserungen der Gewässerqualität sowie deren technische oder gesellschaftspolitische Machbarkeit und Verhältnismäßigkeit erfordert in diesem Zusammenhang ein Zusammenspiel aller beteiligten Akteure.

2.7.5 Ergebnis der Bearbeitung

Unter Berücksichtigung der Bewertung der Relevanz der Stoffe mit einer **Überschreitung gesetzlicher Umweltqualitätsnormen** ergibt sich ein grundsätzlich einheitliches Bild für die drei betrachteten Standorte mit geringfügigen Abstufungen.

Punktuelle Einleitung aus dem urbanen Raum

Relevante Mikroschadstoffeinträge aus den Siedlungsgebieten stammen aus dem Bereich der Medikamente, im wesentlichen Diclofenac. Weitere Medikamente sind teilweise ebenfalls auffällig, aktuell aber (noch) nicht gesetzlich reguliert. Die Entfernung dieser Stoffe ist in signifikanter Größenordnung wahrscheinlich nur über den Einsatz einer separaten Reinigungsstufe kurz- bzw. mittelfristig realisierbar. Weitere Maßnahmen im Bereich der Vorsorge (Maßnahmen an der Quelle) lassen nur eine mittel- und langfristige Wirksamkeit erwarten. Insbesondere vor dem Hintergrund, dass Diclofenac und Ibuprofen als nicht verschreibungspflichtige Analgetika weitgehend nicht der ärztlichen Verordnung (*Over-the-counter*) unterliegen, ist eine Lenkungswirkung durch diese nicht vorhanden bzw. schwer zu quantifizieren. Abhilfe wäre durch die generelle Einführung der Verschreibungspflicht für umweltkritische Substanzen zu schaffen. Dies wäre auch die einzig mögliche Basis, um im Vergleich umweltverträglichere Substitute zu finden. Als vergleichsweise kurzfristig wirkungsvolle Maßnahme könnte sich zudem die Sensibilisierung und Information der Ärzte- und Apothekerschaft zu umweltkritischen Substanzen/Medikamenten erweisen. Im Kontext des Produktes Öffentlichkeits- und Zielgruppenarbeit wurde wiederholt deutlich, dass eine diesbezüglich wissensbasierte Entscheidungsfähigkeit des medizinischen Fachpersonals noch wenig ausgeprägt, aber Gesprächsbereitschaft weitgehend vorhanden, ist.

Zur Überprüfung der Wirksamkeit der Maßnahmen für einen Gewässerabschnitt bzw. ein zu betrachtendes Gewässereinzugsgebiet ist die Verwendung des Stoffflussmodells ein probates Mittel (vgl. Abschnitt 3.3).

Diffuse Einträge

Weiterhin auffällig sind Stoffe (Pflanzenschutzmittel – PSM, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe – PAK), die über flächenhafte Einträge aus der Landwirtschaft (Pflanzenschutzmittel) bzw. aus dem Siedlungsgebiet in die Gewässer gelangen können. Die vereinzelt festgestellte Steigerung der PSM-Konzentrationen durch die Siedlungseinleitung kann nur über gartenbauliche oder private Aktivitäten verursacht werden, wenn ein grundsätzlich sorgsamer Umgang, z.B. bei der Entsorgung, vorausgesetzt wird. An dieser Stelle können Maßnahmen der Öffentlichkeitsarbeit (Aufklärung, Einsatzberatung) als mittel- und langfristiges Werkzeug hilfreich sein. Eine separate Behandlungsstufe ist daher für diese Stoffe keine erfolgversprechende Minderungsstrategie.

Durch Einsatz alternativer Maßnahmen (Niederschlagswasserbehandlung, vermehrter Feststoffrückhalt in Kläranlagen) kann eine signifikante Minderung von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen erzielt und gleichzeitig andere siedlungswasserwirtschaftliche Probleme adressiert werden. Durch Öffentlichkeitsarbeit könnte die Aufklärung über die Wirkung von Hausfeuerungsanlagen auf die Emission von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (atmosphärische Deposition) und deren Verminderung durch den Einsatz von Feinstaubfiltern bei Öfen erfolgen, was sich mittelfristig emissionsmindernd auswirken würde. Eine Übersicht dazu ist u.a. im Bericht des Umweltbundesamtes (2010) über kleine und mittlere Feuerungsanlagen enthalten. In welchem Umfang der klimawandelbedingte Ausstieg aus konventionellen Energieträgern wie Kohle, Erdöl und Erdgas auch in der weiterverarbeitenden Produktion (u.a. Koks, Teer, Benzine, Wachse, Öle) zu Minderungen von PAK-Emissionen führt, kann noch nicht abgeschätzt werden.

Im Bereich der Minderung von Einträgen aus der Landwirtschaft sind verschiedene Maßnahmen denkbar. Ob und inwieweit Verbote dem Ziel eines ganzheitlichen Gewässerschutzes genüge tragen, muss aufgrund der stofflichen Eigenschaften möglicher Substitute genauestens geprüft werden. Da ein vollständiger Verzicht auf Pflanzenschutzmittel in der Landwirtschaft kaum möglich ist, müssen zukünftige Ersatzprodukte in der Zulassung stärker auf wasserspezifische Schutzkriterien geprüft werden. Weitergehende Anforderungen zur Zulassung von Pflanzenschutzmitteln sind Kapitel 4 (Unterpunkt 26) zu entnehmen. Neben Verboten sind eine abwechselnde Fruchtfolge bzw. eine auf die Witterung abgestimmte Ausbringung zur Verminderung des Einsatzes bzw. der Einträge geeignete Maßnahmen. Um das Vorhandensein von Vorlaufherbiziden (u.a. Flufenacet) zu überprüfen bzw. die sich ergebenden Umweltkonzentrationen in der Wasserphase zu ermitteln und zu bewerten, sind Kenntnisse über den Einsatzzeitraum und -ort notwendig.

Dementsprechend ist zur Ableitung von Handlungsmaßnahmen in diesem Bereich eine Abstimmung zwischen Einsatz und Gewässermonitoring zwingend erforderlich. Als Werkzeug der Wirksamkeitsüberprüfung der gewählten Maßnahmen bietet sich bei verfügbaren Daten die Verwendung eines Stoffflussmodells an (vgl. Abschnitt 3.3).

		Maßnahmen an der Quelle	Nachgeschaltete Maßnahmen	Aktuelle Empfehlung
UQN rechtlich verankert	Schwermetalle	<i>geogener Hintergrund! Materialsubstitution</i>	<i>Regenwasser- behandlung</i>	<i>Grundlagenermittlung zur Potentialbewertung</i>
	Pflanzenschutz- mittel ¹	<i>Aufklärung, Substitution, Verbote</i>	-	<i>Aufklärung & Weiterbildung intensivieren (langfristig)</i>
	Biozide	<i>Flächensanierung</i>	<i>Regenwasser- behandlung</i>	<i>Grundlagenermittlung zur Potentialbewertung</i>
	Chemikalien	<i>Ausbindung, Substitution, Verbote</i>	<i>Zusätzliche Reinigungsstufe Kläranlage</i>	<i>PFOA/PFOS anwendungsbeschränkt Direkt- und Indirekteinleiterkontrolle</i>
	PAK	<i>Aufklärung zu Nachrüstungen (Partikelfilter)</i>	<i>Regenwasser- behandlung</i>	<i>Grundlagenermittlung zur Potentialbewertung</i>
	Arzneimittel	<i>Aufklärung, Substitution, Neuentwicklung</i>	<i>Zusätzliche Reinigungsstufe Kläranlage</i>	<i>Keine UQN-basierte Rechtsgrundlage Frachtreduzierung nur über Reinigungsstufe erreichbar</i>

¹keine bindende UQN für PSM-Metabolite

Abbildung 14: Zuordnung möglicher geeigneter Maßnahmen und Ableitung einer aktuellen allgemeingültigen Empfehlung für die einzelnen Stoffgruppen

Für die einzelnen Stoffgruppen konnten im Rahmen des Projekts verschiedene verallgemeinerbare Handlungsoptionen erarbeitet werden, die sich in Maßnahmen an der Quelle und nachgeschaltete Maßnahmen zur Verringerung eingeleiteter Stoffe gliedern lassen. Aufgrund des damit möglicherweise verbundenen Aufwandes (Verhältnismäßigkeit), des unklaren Wirkungserfolges bzw. der zeitlichen Komponente wird für einige Stoffgruppen eine Verbesserung des Informationsstandes empfohlen, um qualifizierte Entscheidungen treffen zu können.

Im Vergleich der drei betrachteten Projektstandorte bleibt aus den zusammengeführten Ergebnissen der Auswertung beider Datenquellen (siehe Tabelle 15 und Tabelle 19) festzuhalten, dass in Chemnitz aufgrund der vergleichsweise hohen Anzahl an siedlungsbedingten UQN-Überschreitungen in einen relativ kleinen Vorfluter eine separate Behandlungsstufe zur Mikroschadstoffelimination den größten Effekt erwarten lässt.

Tabelle 21: Zusammenführung der Anzahl an Stoffen mit Ausfüllung der JD_UQN aus beiden Datenquellen

Standort	mäßige Auslastung 0,5 - 1 JD_UQN	kritische Auslastung 1 - 2 JD_UQN	starke Auslastung > 2 JD_UQN
Dresden	3 (2)	5	3 (1)
Chemnitz	2 (5)	5	7
Plauen	3 (3)	3 (3)	3

(x) Anzahl Stoffe mit rückläufigem Trend

Dies lässt sich an den Zahlen in Tabelle 21 belegen. Es wurden die in Tabelle 15 und Tabelle 19 aufgelisteten und kategorisierten Stoffe addiert, um eine Kombination der ermittelten negativen Einflüsse der Siedlungseinleitungen zu generieren. Für mäßige und kritische Auslastung ergibt sich für alle betrachteten Standorte eine ähnliche Anzahl. Allerdings weist Chemnitz bei den starken Auslastungen (> 2 JD_UQN) eine mehr als doppelt so hohe Anzahl wie Dresden oder Plauen auf. Da es sich bei den problematischen Stoffen in Chemnitz im Wesentlichen um PAK und Arzneimittel handelt, lassen sich die eingeleiteten Frachten mit einer vglw. hohen Wirksamkeit durch eine 4. Reinigungsstufe (Arzneimittel) bzw. durch Maßnahmen der Niederschlagswasserbehandlung (PAK) verringern. Die Reduktion dieser Belastungsquellen ist gerade im Hinblick auf den leistungsschwachen Vorfluter Chemnitz als vorrangig zu bewerten. Nur die Kombination einer 4. Reinigungsstufe mit bspw. der Nachschaltung von Retentionsbodenfiltern bei Überläufen von Regenbecken und Mischwasserüberläufen würde zu einer signifikanten Verbesserung der Gewässerqualität im Fluss Chemnitz führen.

Damit ist für das Betrachtungsgebiet Chemnitz im Prozessschema (Abbildung 9) der weitere Weg im Komplex 3 (Umsetzung) zu verfolgen. Für die Betrachtungsgebiete Dresden und Plauen ist hingegen aus dem Verfahren aktuell kein konkreter Handlungsbedarf ableitbar, so dass das gesamte Prozessschema nach Durchführung einer Evaluierung (mit besonderem Fokus auf den Daten) ggf. neu zu durchlaufen ist, wenn sich dafür eine Notwendigkeit erkennen lässt.

Für Chemnitz kann vor dem Hintergrund der relevanten Substanzen – wo genügend Information zu Stoffeinträgen ins System verfügbar ist – die Stoffflussmodellierung genutzt werden, um die Wirksamkeit von Maßnahmen für das gesamte Gewässereinzugsgebiet bzw. den Gewässerabschnitt zu bewerten. Insbesondere die Vorbelastungen aus der Zwönitz und Würschnitz machen eine modelltechnische Überprüfung der Maßnahmen notwendig. Für die Standorte Dresden und Plauen wird davon ausgegangen, dass andere Maßnahmen zumindest mittelfristig eine ausreichende Minderungswirkung erbringen können, um aus Gründen der Verhältnismäßigkeit auf eine separate Reinigungsstufe zu verzichten. Zur Ableitung von Handlungsempfehlungen bietet sich, bei Berücksichtigung des Immissionsprinzips, der vermehrte Einsatz und die Weiterentwicklung von ökotoxiko-

logischen Methoden in Kombination mit chemischer Analytik an, um nach einer Maßnahmenumsetzung deren Wirkung auf die Wasserqualität quantifizieren zu können und so einen weitergehenden Effekt als auf die betrachteten Einzelsubstanzen nachzuweisen.

Insgesamt ergibt sich aus dieser Vorgehensweise recht eindeutig, dass die Wirksamkeit potentieller Maßnahmen, darunter insbesondere der Ausbau mit 4. Reinigungsstufen, ausschließlich mit Bezug zur konkreten Einleit- und Gewässersituation beurteilt werden kann. Ein pauschales Vorgehen bspw. nach Größenklassen der Kläranlagen wird vor diesem Hintergrund als nicht zielführend bewertet (s.a. Kap. 3.4).

3 Bewertung von Maßnahmen zur Belastungsminderung mit dem Stoffflussmodell für Sachsen

3.1 Einleitung

Nach Vorgabe der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie folgen Bewirtschaftungspläne von Flussgebieten einem strukturierten Planungsprozess, der Zustandserfassung und -bewertung, Festlegung von Zielen sowie Maßnahmenplanung und -umsetzung umfasst. Die Bewirtschaftungspläne sollen den guten ökologischen und chemischen Zustand erreichen und dabei Nutzungsanforderungen an das Gewässer ermöglichen. Die Maßnahmenprogramme an sächsischen Fließgewässern (LfULG, 2015a) werden maßgeblich durch regionale Arbeitsgruppen für die Flussgebiete erstellt. Als Planungseinheiten dienen dabei die Teilbearbeitungsgebiete (TBG), die nach Teileinzugsgebieten mit homogenem Naturraum und Gewässerbelastungen untergliedert sind. Für die Stoffflussmodellierung wurden für Dresden, Chemnitz und Plauen Teilmodelle extrahiert, die an den TBG orientiert sind. Die Zustandsbewertung erfolgt für einzelne Fließgewässer-Wasserkörper innerhalb der TBG mit einer Mindestlänge von fünf Kilometern oder einer Einzugsgebietsfläche von zehn Quadratkilometern. In Sachsen erfolgt die Bewertung des chemischen Zustands für den gesamten Wasserkörper anhand der Ergebnisse der Überwachung an den Messstellen (LfULG, 2015b). Andere Landesämter (z.B. BLfU, 2015) nehmen eine Bewertung anteilig nach Gewässerkilometern vor.

3.2 Methode und Zielgruppen

Stoffflussmodelle können den Prozess der Bewirtschaftungsplanung bei der Zustandserfassung und Maßnahmenplanung unterstützen. Gegenwärtig nutzt das Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie die Ergebnisse des Modells STOFFBILANZ (Halbfaß et al., 2009) für die Ermittlung und Bewertung von Nährstoffbelastungen in sächsischen Fließgewässern (LfULG, 2015). Ein ausreichend diskretisiertes und kalibriertes Simulationsmodell ermöglicht es, den Systemzustand auch an unbeobachteten Orten und zu unbeobachteten Zeitpunkten zu beschreiben. Die Simulation von Minderungsmaßnahmen kann dazu dienen, die Auswirkungen verschiedener Handlungsoptionen zu vergleichen und besonders wirksame Maßnahmen auszuwählen (vgl. Abschnitt 2.4.3.3). Für die Entwicklung des Stoffflussmodells wurde auf die Betrachtung urbaner Punktquellen fokussiert. Dabei stehen Humanarzneimittel im Mittelpunkt.

Im vorliegenden Fall wurde das Stoffflussmodell beispielhaft für die Antiepileptika Carbamazepin und Gabapentin sowie für das Antibiotikum Ciprofloxacin implementiert. Die Stoffe wurden ausgewählt, da die Medikamentenverschreibungsdaten in hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung vorlagen, sie an den sächsischen Gewässermessstellen

häufig erfasst wurden und deren Konzentrationen dabei teilweise die vorgeschlagenen Umweltqualitätsnormen (UQN) bzw. erwartete unschädliche Konzentrationen des Umweltbundesamtes (Wenzel und Shemotyuk, 2014; Baumann et al., 2016) überschreiten. Die gemeinsame Betrachtung von Carbamazepin und Gabapentin ermöglicht zudem, die Substitution eines Wirkstoffes als Maßnahme an der Quelle abzubilden und die Folgen für beide Stoffe aufzuzeigen.

Eine ausführliche Beschreibung der Methode zur Aufbereitung der Eingangsdaten, Modellerstellung und -kalibrierung ist in Teil B, Kapitel 1, aufbereitet.

Zielgruppen der folgenden Abschnitte zur Bewertung des Gewässerzustandes sowie von Maßnahmen der Belastungsminderung auf Grundlage des Sächsischen Stoffflussmodells sind die wesentlichen Akteure für eine Belastungsminimierung von Oberflächengewässern, namentlich die zuständigen Behörden ebenso wie die politischen Entscheidungsträger, die Aufgabenträger der Abwasserbeseitigung und weitere betroffene Nutzer (Verursacher von Belastungen, z.B. industrielle Einleiter) eines Gewässers – analog zu denen des Handlungsleitfadens in Kapitel 2.

3.3 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Stoffstrommodellierung von Carbamazepin und von Ciprofloxacin für die drei Untersuchungsgebiete der Modellstandorte in MikroModell dargestellt.

Die Ergebnisse der Modellierung werden dabei für den Ist-Zustand und für die folgenden Maßnahmen zur Belastungsminderung verglichen:

- **Ist-Zustand**
- **AusGK4b** – Die Kläranlagen mit mehr als 50 000 Einwohnerwerten werden ausgebaut
- **AusQT24MNQ100** – Alle Kläranlagen, die bei mittlerem Niedrigwasserabfluss MNQ mehr als 50 % zum Gesamtabfluss beitragen, werden ausgebaut
- **AusGrenzw200** – Alle Kläranlagen, die unterstrom des Ablaufs im Gewässer bei MNG eine höhere Konzentration als 2 JD-UQN verursachen, werden ausgebaut
- **SubsCBZ50, RedCIP50** – Die Verschreibung des Wirkstoffes wird zu 50 % durch einen anderen Wirkstoff substituiert (z.B. Carbamazepin durch Gabapentin) bzw. um 50 % reduziert (Ciprofloxacin)
- **ohne KH** – Krankenhausabwässer werden ausgebunden, d.h. nicht in die Kanalisation eingeleitet

Als **Zielgrößen** für die Bewertung der Belastungsminderung dienen

- die Reduktion der Gesamtfracht am Auslass des Gebiets und

- die akkumulierte Länge der Gewässerkilometer, die einer bestimmten Belastungsklasse zugeordnet sind, bzw. zur Beurteilung von Maßnahmen die Gewässerkilometer, deren Güteklasse sich verbessert.

Die Konzentrationen wurden für die Einträge in das Gewässer im Jahr 2014 und unter den Abflussbedingungen des mittleren jährlichen Niedrigabflusses MNQ berechnet. Wie auch in Abschnitt 2.7, Tabelle 21, erfolgt die **Klassifizierung der modellierten Konzentrationen** in Anlehnung an analoge halbquantitative Kenngrößen nach folgenden Abstufungen:

- Gewässerabschnitte mit einer mittleren Konzentration kleiner als die halbe JD_UQN werden als gering belastet,
- Abschnitte mit der halben bis einfachen JD_UQN-Konzentration als mäßig belastet,
- Abschnitte mit ein- bis zweifacher JD_UQN-Konzentration als kritisch belastet, und
- Abschnitte mit mehr als der zweifachen JD_UQN-Konzentration werden als stark belastet klassifiziert.

Es gilt zu beachten, dass bei MNQ die Verdünnung am geringsten ist und dadurch die höchsten Konzentrationen im Jahresverlauf entstehen! Ergibt die Simulation also für einen Gewässerabschnitt die Klassifizierung „stark belastet“, bedeutet dies nicht, dass die entsprechende Stoffkonzentration permanent oder zu 50% über der zweifachen JD-UQN liegt. Diese Herangehensweise wurde gewählt, weil damit besonders sensitiv Verbesserungen aufgrund von Maßnahmen nachgewiesen werden können.

3.3.1 Dresden

Das Untersuchungsgebiet Elbe umfasst das Einzugsgebiet der Elbe und ihrer Nebengewässer (Elbeschlauch) innerhalb der Grenzen des Freistaates Sachsen und weist eine Fläche von 4.700 km² auf. Es beinhaltet die TBGe Elbestrom 1 und 2, zuzüglich kleiner Gebietsanteile von Zuflüssen aus Tschechien und Brandenburg, die jedoch bei Bewertung und Maßnahmenvergleich unberücksichtigt bleiben. Im Gebiet liegen 132 bewertungsrelevante Fließgewässer-Wasserkörper. Die südlichen Bereiche des Gebiets liegen im Osterzgebirge und dem Elbsandsteingebirge, anschließend durchfließen die Gewässer das Löss-Hügelland und im Norden liegt die Elbe-Elster-Niederung. Dresden ist mit 540.000 Einwohnern (für das im Stoffflussmodell betrachtete Jahr) die größte Stadt; Meißen, Riesa und Torgau sind weitere größere Ortschaften. Insgesamt leben 980.100 Einwohner im Gebiet.

Die gesamte Fließgewässerlänge im Gebiet beträgt 2.434 km, von denen im Stoffflussmodell aufgrund der Fokussierung auf den Eintrag von Arzneistoffen (d.h. keine erwartbaren Arzneistofffrachten stromaufwärts von Kläranlagen oder Wasserqualitäts-Messstellen) mit CBZ-Messungen 742 km bzw. mit CIP-Messungen 728 km explizit betrachtet wurden.

Mit dem Stoffflussmodell wurden die Gewässerbelastungen für die Elbe im Ist-Zustand und bei Anwendung der in Abschnitt 3.3 definierten Maßnahmen zur Belastungsminde- rung abgeschätzt. Die Resultate sind in Tabelle 22 zusammengefasst.

Tabelle 22: Gewässerzustand bzgl. Carbamazepin und Ciprofloxacin im Untersuchungsgebiet Dresden bei mittlerer KA-Ablauf-Konzentration und MNQ Bedingungen im Jahr 2014 für den Ist-Zustand und für Verbesserungsmaßnahmen. Die grau hinterleg- ten Zellen deuten auf die jeweils effizienteste(n) Maßnahme(n) hin.

Dresden	Ausgebaute Kläranlagen	Belastung in Fließgewässern				Frachtverringere- rung am Ge- bietsauslass		
		gering < 0,5 JD_UQN	mäßig 0,5 - 1 JD_UQN	kritisch 1 - 2 JD_UQN	stark > 2 JD_UQN	kg /a	%	
	Anzahl KA (EW)		Flusskilometer					
Carbamazepin	Ist-Zustand	-	441	127	93	81	-	-
	AusGK4b	3 (765900)	444	124	93	81	123,15	35,11
	AusQT24MNQ100	3 (23300)	462	126	100	54	5,99	1,71
	AusGrenzw200	19 (58000)	520	119	87	16	15,21	4,34
	SubsCBZ50	-	548	93	51	50	93,55	26,67
	ohne KH	-	452	119	90	81	9,09	2,59
Ciprofloxacin	Ist-Zustand	-	497	102	91	38	-	-
	AusGK4b	3 (765900)	499	100	91	38	12,06	14,03
	AusQT24MNQ100	3 (23300)	517	103	78	30	0,47	0,55
	AusGrenzw200	12 (41200)	525	108	82	13	0,93	1,09
	RedCIP50	-	571	82	50	25	7,99	9,30
	ohne KH	-	521	104	77	26	9,32	10,85

- Im **Ist-Zustand** sind bei mittleren Niedrigabflussbedingungen für Carbamazepin 174 km und für Ciprofloxacin 129 km kritisch bis stark belastet. Im Jahr 2014 wurden 350 kg Carbamazepin und 86 kg Ciprofloxacin in die Gewässer des Gebiets emittiert.
- **AusGK4b** – Bei Ausbau von Kläranlagen mit mehr als 50 000 Einwohnerwerten werden nur die Kläranlagen Dresden-Kaditz, Meißen und Riesa mit einer vierten Reinigungs- stufe ausgestattet. Im Modellresultat würde diese Maßnahme die Gesamtfracht der Elbe an der Grenze zwischen Sachsen und Sachsen-Anhalt für Carbamazepin um 35 %

und für Ciprofloxacin um 14 % reduzieren und lediglich 3 bzw. 2 Fließkilometer von einem „mäßig belasteten“ in einen „gering belasteten“ Zustand verbessern. Die Länge der „stark belasteten“ Gewässer würde nicht verändert.

- **AusQT24MNQ100** – Vom Ausbau von Kläranlagen, die bei Niedrigwasserabfluss MNQ mehr als 50 % zum Gesamtabfluss beitragen, sind die Anlagen Langenreichenbach, Seifersdorf und Hof betroffen. Dadurch verringert sich die Fracht an der Landesgrenze nur geringfügig um 2 bzw. 0,5 % (CBZ bzw. CIP). Die stark belasteten Fließkilometer verringern sich um 27 bzw. 8 km und die Strecke mit geringer Belastung nimmt um 21 bzw. 20 km zu.
- **AusGrenzW200** – Bei Anwendung des Kriteriums einer mindestens zweifachen Überschreitung der empfohlenen Umweltqualitätsnorm für Carbamazepin im empfangenden Gewässer bei MNQ würden die Anlagen Arzberg, Belgern, Domnitzsch, Elsnig-Vogelgesang, Eschdorf, Friedrichswalde-Ottendorf, Hohnstein, Langenreichenbach, Malkwitz, Neiden, Hausdorf, Hirschbach, Wilde Sau, Seifersdorf, Mügeln, Schmilka, Dahlen und Hof mit einer vierten Reinigungsstufe ausgerüstet. Dadurch werden insgesamt 79 bzw. 28 Fließkilometer (CBZ bzw. CIP) in einen gering belasteten Zustand überführt und die stark belasteten Flusskilometer werden um 65 bzw. 25 auf nur noch 16 bzw. 13 km reduziert. Die Gesamtfracht an der Landesgrenze wird dadurch aber lediglich um 4 bzw. 1 % verringert.
- **SubsCBZ50, RedCIP50** – Durch die 50 %ige Substitution von Carbamazepin durch Gabapentin werden 107 Flusskilometer in einen gering belasteten Zustand verbessert, während die Frachtverringerung an der Landesgrenze 27 % beträgt. Die 50 %ige Reduktion von Ciprofloxacin-Verschreibungen führt zu einer Verbesserung von 74 Fließkilometer in den gering belasteten Zustand, während die Fracht an der Landesgrenze um gut 9 % verringert wird.
- **ohne KH** – Die separate Behandlung oder der Rückhalt von spezifischen Krankenhauswässern führt für Carbamazepin zu einer Frachtminderung um 3 % und einer Verbesserung von 11 Fließkilometern vom kritisch und mäßig in den gering belasteten Zustand. Die entsprechenden Zahlen fallen für Ciprofloxacin deutlich besser aus: Es entstehen zusätzliche 24 gering belastete Fließkilometer und die Fracht wird um 11% reduziert.

Beispielhaft sind in Abbildung 15 die Zustandsklassifikationen im Ist-Zustand und bei Ausbau von Anlagen bei zweifacher Überschreitung der JD-UQN gegenübergestellt. Die 1.692 km Fließgewässer, die im Modell nicht berücksichtigt wurden, weil sie oberstrom der jeweils ersten Kläranlage liegen (weiße Punkte in Abbildung 15), können bzgl. der auftretenden Carbamazepin- und Ciprofloxacin-Konzentrationen der Kategorie „gering belastet“ zugeordnet werden, da Human-Pharmazeutika über den Abwasserpfad in die Gewässer eingetragen werden.

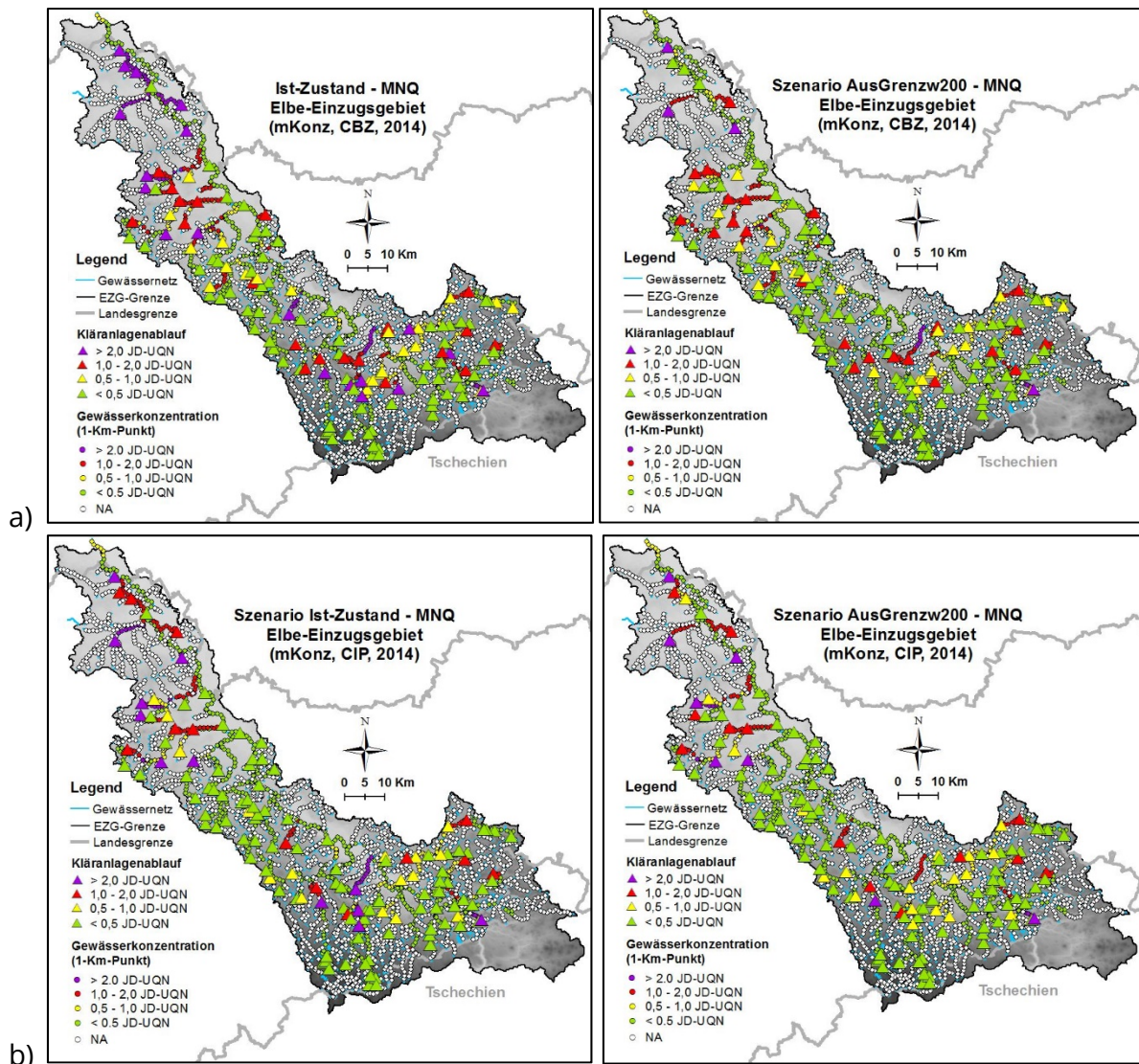


Abbildung 15: Gewässerzustand bzgl. a) Carbamazepin (CBZ) und b) Ciprofloxacin (CIP) bei mittlerer KA-Ablauf-Konzentration und MNQ Bedingungen im Jahr 2014 für das Elbe-Einzugsgebiet im Ist-Zustand (links) und für den Ausbau aller Kläranlagen, die nach der Einleitung eine mindestens zweifache Überschreitung der Umweltqualitätsnorm JD_UQN bei MNQ verursachen (rechts).

Bei der Ergebnisinterpretation fällt auf, dass der Ausbau kleiner Kläranlagen an den Oberläufen (**AusGrenzw200**) bzgl. auftretender Carbamazepin- und Ciprofloxacin-Konzentrationen insgesamt deutlich mehr Flusskilometer in einen besseren Zustand versetzt als der Ausbau der wenigen großen Anlagen. Auf der anderen Seite wird die Fracht am Gebietsauslass durch diese Maßnahme deutlich weniger reduziert. Aus einer 50 %-igen Substitution der Verschreibung von Carbamazepin mit Gabapentin (**SubsCBZ50** in Tabelle 22) resultiert die längste gesamte Fließgewässerstrecke mit geringer Belastung bei einer ebenfalls signifikanten Reduktion der Gesamtfracht am Punkt, an dem die Elbe Sachsen verlässt. Dies trifft für Ciprofloxacin ebenfalls zu. Das Muster der besten Maßnahmen ist für beide diskutierten Wirkstoffe dasselbe (s. graue Zellen in Tabelle 22). Es gibt aber trotzdem Unterschiede zwischen beiden Wirkstoffen. Da Carbamazepin ambulant und daher

entsprechend der Verteilung der Bevölkerung konsumiert wird, hat die Ausbindung von Krankenhausabwässern keinen nennenswerten Effekt, während für Ciprofloxacin aufgrund teilweise stationärer Verschreibung durch diese Maßnahme in Bezug auf sämtliche Erfolgskriterien eine signifikante Verbesserung nachgewiesen werden kann.

3.3.2 Chemnitz

Das Untersuchungsgebiet Chemnitz umfasst das Einzugsgebiet des Flusses Chemnitz und ihrer Nebengewässer bis zur Einmündung in die Zwickauer Mulde. Das Einzugsgebiet hat 533 km² Fläche, es deckt damit etwa ein Viertel des TBG Zwickauer Mulde ab und beinhaltet 15 bewertungsrelevante Fließgewässer-Wasserkörper. Das Gebiet ist im Süden durch das Erzgebirge begrenzt, nördlich davon schließen das Erzgebirgsvorland und Erzgebirgsbecken an.

Bei insgesamt 289.500 Einwohnern im Gebiet ist Chemnitz mit 246.000 Einwohnern die größte Stadt; Stollberg, Thalheim und Zwönitz sind weitere größere Ortschaften. Die gesamte Fließgewässerlänge im Gebiet beträgt 264 km, von denen im Stoffflussmodell aufgrund der Fokussierung auf den Eintrag von Arzneistoffen (d.h. keine erwartbaren Arzneistofffrachten stromaufwärts von Kläranlagen oder Messstellen der Wasserqualität) mit CBZ-Messungen 115 km bzw. mit CIP-Messungen 108 km explizit betrachtet wurden.

Mit dem Stoffflussmodell wurden die Gewässerbelastungen für den Fluss Chemnitz im Ist-Zustand und bei Anwendung der in Abschnitt 3.3 definierten Maßnahmen zur Belastungsminderung abgeschätzt. Die Resultate sind in Tabelle 23 zusammengefasst.

- Im **Ist-Zustand** sind bei mittleren Niedrigabflussbedingungen 44 bzw. 39 km kritisch bis stark mit Carbamazepin bzw. Ciprofloxacin belastet. Im Jahr 2014 wurden 56 kg Carbamazepin und 5 kg Ciprofloxacin in die Gewässer des Gebiets emittiert.
- **AusGK4b** – Kommt die Strategie zur Anwendung, alle Kläranlagen mit mehr als 50.000 Einwohnerwerten auszubauen, würde nur die Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf mit einer vierten Reinigungsstufe ausgestattet. Im Modellresultat würde diese Maßnahme die Gesamtfracht an Carbamazepin an der Mündung des Flusses Chemnitz in die Zwickauer Mulde um 73 % reduzieren und gleichzeitig 19 Fließkilometer von einem „stark belasteten“ in einen „mäßig belasteten“ Zustand verbessern. Für Ciprofloxacin ergibt sich mit dieser Maßnahme eine Frachtverminderung um 27 %, während die stark belasteten Fließkilometer nicht vermindert würden. Für beide Stoffe würde sich die Länge der „gering belasteten“ Gewässer nicht verändern.

Tabelle 23: Gewässerzustand bzgl. Carbamazepin und Ciprofloxacin im Untersuchungsgebiet Chemnitz bei mittlerer KA-Ablauf-Konzentration und MNQ Bedingungen im Jahr 2014 für den Ist-Zustand und für Verbesserungsmaßnahmen. Die grau hinterlegten Zellen deuten auf die jeweils effizienteste(n) Maßnahme(n) hin.

Chemnitz	Ausgebaute Kläranlagen	Belastung in Fließgewässern				Frachtverringereung am Gebietsauslass		
		gering < 0,5 JD_UQN	mäßig 0,5 - 1 JD_UQN	kritisch 1 - 2 JD_UQN	stark > 2 JD_UQN	kg /a	%	
	Anzahl KA (EW)		Flusskilometer					
Carbamazepin	Ist-Zustand	-	39	32	18	26	-	-
	AusGK4b	1 (246000)	39	51	18	7	40,95	72,73
	AusQT24MNQ100	2 (250400)	41	49	18	7	41,74	74,15
	AusGrenzw200	9 (282600)	88	17	5	5	47,83	84,95
	SubsCBZ50	-	68	18	23	6	26,13	46,41
	ohne KH	-	39	32	19	25	2,65	4,70
Ciprofloxacin	Ist-Zustand	-	53	16	27	12	-	-
	AusGK4b	1 (246000)	53	22	21	12	1,38	27,28
	AusQT24MNQ100	2 (250400)	53	22	21	12	1,40	27,68
	AusGrenzw200	1 (13500)	55	28	13	12	2,00	39,46
	RedCIP50	-	57	19	20	12	0,96	18,95
	ohne KH	-	53	36	7	12	2,40	47,38

- **AusQT24MNQ100** – Sollten Kläranlagen aufgerüstet werden, die bei Niedrigwasserabfluss mehr als 50 % zum Gesamtabfluss beitragen, wären die Anlagen Chemnitz-Heinersdorf und Thalheim betroffen. Dadurch würden die Frachten im Vergleich zur Maßnahme AusGK4b nur geringfügig weiter verringern, zudem würden für Carbamazepin lediglich zwei Fließkilometer vom „mäßig“ in den „gering belasteten“ Zustand überführt.
- **AusGrenzw200** – Wird als Ausbaukriterium eine mindestens zweifache Überschreitung der Umweltqualitätsnorm bei einem mittleren jährlichen Niedrigwasserabfluss herangezogen, müssten wegen Carbamazepin die 9 Anlagen Chemnitz-Heinersdorf, Niederdorf, Thalheim, Thalheim 3. AS, Burkhardtsdorf, Burgstädt/Mohsdorf, Königshain, Kirchland und Markersdorf mit der vierten Reinigungsstufe ausgerüstet werden,

wegen Ciprofloxacin hingegen nur die Anlage von Niederdorf! Für Carbamazepin werden dadurch 49 Fließkilometer in einen „gering belasteten“ Zustand verbessert, 21 km stark belastetes Fließgewässer vermieden und die Gesamtfracht um 85 % verringert. Die Aufrüstung der Anlage von Niederdorf hat dagegen im Hinblick auf Ciprofloxacin eine sehr geringe Wirkung.

- **SubsCBZ50, RedCIP50** – Die Substitution von 50 % der Carbamazepin-Verschreibung durch Gabapentin bewirkt eine Verbesserung für 29 Flusskilometer in einen gering belasteten Zustand, die Vermeidung 20 stark belasteter Fließkilometer und eine Frachtreduktion um immerhin 46 %. Bezüglich Ciprofloxacin ist der Effekt mit einer Verlängerung der gering belasteten Fließkilometer um gerade mal 4 km wiederum weniger ausgeprägt
- **ohne KH** – Die separate Behandlung oder der Rückhalt von Krankenhausabwässern (KH) führt für Carbamazepin zu einer Frachtminderung am Gebietsauslass um 5 % und zu keiner nennenswerten Verringerung der belasteten Gewässerkilometer. Lediglich 1 km Fließstrecke wird von einem stark in einen kritisch belasteten Zustand verbessert. Im Gegensatz dazu ist diese Maßnahme für Ciprofloxacin sehr wirksam; es wird eine Frachtreduktion um 47 % erreicht.

Der Vergleich der Maßnahmen zeigt vor allem in Bezug auf Carbamazepin die vorrangige Bedeutung der Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf für das Untersuchungsgebiet. Wegen des relativ kleinen Vorflutgewässers sollte sie im Hinblick auf Carbamazepin nicht nur wegen ihrer Größe, sondern auch wegen des Mischungsverhältnisses nach allen drei Auswahlkriterien mit einer vierten Reinigungsstufe ausgerüstet werden. Allerdings bewirkt erst der Ausbau kleinerer Kläranlagen im oberen Einzugsgebiet die Verbesserung längerer Gewässerabschnitte in einen gering belasteten Zustand. Eine 50 %-ige Substitution von Carbamazepin mit Gabapentin (**SubsCBZ50** in Tabelle 23) verbessert die Gewässerqualität in einem Ausmaß, das nur mit einem sehr weitgehenden Ausbau von Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe erreicht werden kann.

Am Beispiel Chemnitz lässt sich der unterschiedliche Effekt der Maßnahmen bzgl. Carbamazepin und Ciprofloxacin deutlicher nachweisen als am Beispiel Dresden. Vor allem die Ausbindung der Krankenhausabwässer (**ohne KH**) reduziert die Gesamt-Ciprofloxacin-Fracht am signifikantesten (s. Tabelle 23), während dies für Carbamazepin kaum Wirkung zeigt. Die Erklärung dafür liegt auf der Hand: Ciprofloxacin wird signifikant stationär verabreicht, Carbamazepin fast ausschließlich ambulant, so dass die Ausbindung der Krankenhausabwässer keinen nennenswerten Effekt haben kann.

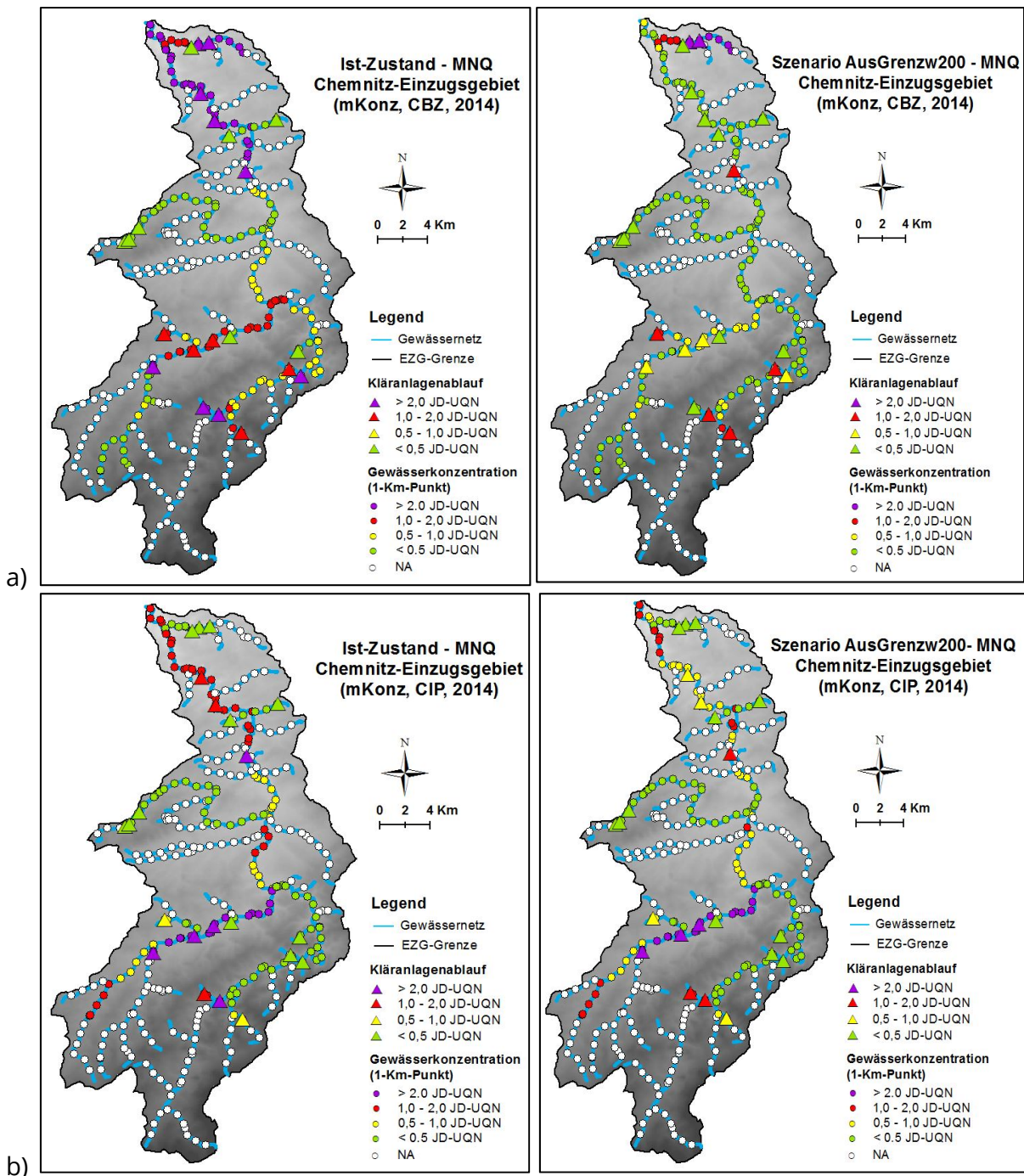


Abbildung 16: Gewässerzustand bzgl. a) Carbamazepin (CBZ) und b) Ciprofloxacin (CIP) bei mittlerer KA-Ablauf-Konzentration und MNQ Bedingungen im Jahr 2014 für das Einzugsgebiet des Flusses Chemnitz im Ist-Zustand (links) und für den Ausbau aller Kläranlagen, die nach ihrer Einleitung eine mindestens zweifache Überschreitung der Umweltqualitätsnorm JD_UQN bei MNQ verursachen (rechts).

In Abbildung 16 sind die Zustandsklassifikation im Ist-Zustand und bei Ausbau von Anlagen bei Überschreitung der zweifachen JD_UQN gegenübergestellt. Die 149 km bzw. die 156 km Fließgewässer, die im Modell für Carbamazepin bzw. Ciprofloxacin nicht berücksichtigt wurden, weil sie oberstrom der ersten Kläranlagen liegen (weiße Punkte in Abbildung 16), können bzgl. der auftretenden Konzentrationen der Kategorie „gering belastet“

zugeordnet werden, da Human-Pharmazeutika über den Abwasserpfad in die Gewässer eingetragen werden.

3.3.3 Plauen

Das Untersuchungsgebiet Weiße Elster umfasst das obere Einzugsgebiet der Weißen Elster und ihrer Nebengewässer bis an die Grenze des Landes Thüringen. Es stimmt weitgehend mit dem TBG Sächsische Weiße Elster / Eger überein und beinhaltet 36 bewertungsrelevante Fließgewässer-Wasserkörper, jedoch ohne die Göltzsch, die erst in Thüringen in die Weiße Elster mündet. Die Egerzuflüsse um Bad Brambach sind ebenfalls ausgenommen.

Die Gewässerabschnitte in Tschechien werden in der Modellierung mit abgebildet, bleiben jedoch bei Bewertung und Maßnahmenvergleich unberücksichtigt. Das Gebiet ist im Süden durch Westerzgebirge und Elstergebirge begrenzt, nördlich davon schließt das sächsische Vogtland an. Die Fläche beträgt 910 km². Plauen ist mit 58.000 Einwohnern die größte Stadt, Adorf, Oelsnitz und Treuen sind weitere größere Ortschaften. Insgesamt leben 102.950 Einwohner im Gebiet.

Die gesamte Fließgewässerlänge im Gebiet beträgt 532 km, von denen im Stoffflussmodell aufgrund der Fokussierung auf den Eintrag von Arzneistoffen (d.h. keine erwartbaren Arzneistofffrachten stromaufwärts von Kläranlagen oder Messstellen der Wasserqualität mit CBZ- und CIP-Messungen) für beide betrachteten Stoffe 132 km explizit abgebildet wurden.

Mit dem Stoffflussmodell wurden die Gewässerbelastungen für die Weiße Elster im Ist-Zustand und bei Anwendung der in Abschnitt 3.3 definierten Maßnahmen zur Belastungsminderung abgeschätzt. Die Resultate sind in Tabelle 24 zusammengefasst.

- Im **Ist-Zustand** bei mittleren Niedrigabflussbedingungen sind 22 km mit Carbamazepin und 43 km mit Ciprofloxacin kritisch bis stark belastet. Im Jahr 2014 wurden 17 kg Carbamazepin und 3,5 kg Ciprofloxacin in die Gewässer des Gebiets emittiert.
- **AusGK4b** – Bei Ausbau von Kläranlagen mit mehr als 50.000 Einwohnerwerten wird nur die Kläranlagen Plauen mit einer vierten Reinigungsstufe ausgestattet. Im Modellresultat reduziert diese Maßnahme die Carbamazepin-Gesamtfracht der Weißen Elster an der Grenze zwischen Sachsen und Thüringen um 56 % und verbessert lediglich drei Fließkilometer von einem „mäßig belasteten“ in einen „gering belasteten“ Zustand. Für Ciprofloxacin ist der Effekt geringer. Die resultierende Frachtreduktion beträgt 15 % und bei den Gewässergütekategorien kann kein Effekt nachgewiesen werden. Die Länge der „stark belasteten“ Gewässer wird für beide Wirkstoffe nicht verändert.

Tabelle 24: Gewässerzustand bzgl. Carbamazepin und Ciprofloxacin im Untersuchungsgebiet Plauen bei mittlerer KA-Ablauf-Konzentration und MNQ Bedingungen im Jahr 2014 für den Ist-Zustand und für Verbesserungsmaßnahmen. Die grau hinterlegten Zellen deuten auf die jeweils effizienteste(n) Maßnahme(n) hin.

Plauen	Ausgebaute Kläranlagen	Belastung in Fließgewässern				Frachtverringereung am Gebietsauslass		
		gering < 0,5 JD_UQN	mäßig 0,5 - 1 JD_UQN	kritisch 1 - 2 JD_UQN	stark > 2 JD_UQN	kg /a	%	
	Anzahl KA (EW)		Flusskilometer					
Ist-Zustand	-	88	22	11	11	-	-	
Carbamazepin	AusGK4b 1 (57500)	91	19	11	11	9,38	56,13	
	AusQT24MNQ100	0	88	22	11	0,00	0,00	
	AusGrenzw200 4 (5950)	102	18	12	0	0,85	5,09	
	SubsCBZ50	-	110	11	8	3	7,44	44,51
	ohne KH	-	92	18	16	6	1,00	5,96
Ist-Zustand	-	73	16	29	14	-	-	
Ciprofloxacin	AusGK4b 1 (57500)	73	16	29	14	0,51	14,83	
	AusQT24MNQ100	0	73	16	29	0,00	0,00	
	AusGrenzw200 1 (2900)	75	16	29	13	0,25	7,07	
	RedCIP50	-	86	20	16	10	1,10	31,07
	ohne KH	-	74	22	23	13	1,22	34,40

- **AusQT24MNQ100** – Dieses Szenario greift nicht beim Weiße-Elster-Einzugsgebiet. Keine Kläranlage trägt bei MNQ mehr als 50 % zum Abfluss im Fließgewässer bei. Damit ergibt sich auch keine Veränderung im Vergleich zum Ist-Zustand.
- **AusGrenzw200** – Bei Anwendung des Kriteriums einer mindestens zweifachen Überschreitung der empfohlenen Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm JD_UQN für Carbamazepin im empfangenden Gewässer bei MNQ würden die Anlagen Schöneck, Jocketa, Syrau und Tirpersdorf mit einer vierten Reinigungsstufe ausgerüstet. Für Ciprofloxacin würde dieses Ausbaukriterium nur auf Schöneck zutreffen. Dadurch werden für Carbamazepin insgesamt 14 Fließkilometer in einen gering belasteten Zustand überführt und es bleiben keine stark belasteten Flusskilometer mehr! Die Gesamtfracht an der Landesgrenze wird dadurch aber lediglich um 5 % verringert. Für Ciprofloxacin bringt der Ausbau der KA Schöneck lediglich einen untergeordneten Effekt mit sich.

- **SubsCBZ50, RedCIP50** – Durch die 50 %-ige Substitution von Carbamazepin durch Gabapentin werden 22 Flusskilometer in einen gering belasteten Zustand verbessert, während bei MNQ noch lediglich 3 Fließkilometer stark belastet sind. Die Frachtreduktion an der Landesgrenze beträgt 45 %. Die entsprechenden Werte für Ciprofloxacin sind wiederum weniger gut: bei MNQ ergeben sich zusätzliche 13 Fließkilometer in einem gering belasteten Zustand, 10 Fließkilometer sind immer noch stark belastet und die Frachtreduktion wurde mit 31% abgeschätzt.
- **ohne KH** – Die Verhinderung der Stoffeinträge aus Krankenhäusern führt zu einer Frachtminderung um 6 % für Carbamazepin und 34 % für Ciprofloxacin, was das beste Ergebnis für dieses Einzugsgebiet bedeutet. Die Verlängerung der bei MNQ gering belasteten Fließkilometer ist dagegen mit einer Zunahme von 4 km für Carbamazepin und 1 km für Ciprofloxacin wenig ausgeprägt.

Auch die Auswertung der Resultate für Plauen weist besonders für die Frachtreduktion von Carbamazepin auf das Potenzial des Kläranlagenausbaus hin. Da Ciprofloxacin vermehrt aus Krankenhäusern eingetragen wird und in konventionellen Kläranlagen mit einem deutlich höheren Wirkungsgrad entfernt wird, bringt ein Kläranlagenausbau für dieses Antibiotikum einen deutlich geringeren Effekt mit sich. Die Ausbindung von Krankenhausabwässern, die für Carbamazepin aufgrund der vorwiegend ambulanten Verschreibung von geringer Bedeutung ist, erzielt für Ciprofloxacin den größten Effekt bei der Frachtreduktion (s. Tabelle 24). Für beide Stoffe ist die Substitution bzw. die Reduktion der Verschreibung um 50 % die wirksamste Maßnahme bei der Schaffung von zusätzlichen gering belasteten Gewässerkilometern.

In Abbildung 17 sind die Zustandsklassifikation im Ist-Zustand und bei Ausbau von Anlagen bei Überschreitung der JD_UQN bei MNQ gegenübergestellt. Die 400 km Fließgewässer, die im Modell nicht berücksichtigt wurden, weil sie oberstrom der ersten Kläranlagen liegen (weiße Punkte in Abbildung 17), können bzgl. der auftretenden Stoffkonzentrationen der Kategorie „gering belastet“ zugeordnet werden, da Human-Pharmazeutika über den Abwasserpfad in die Gewässer eingetragen werden.

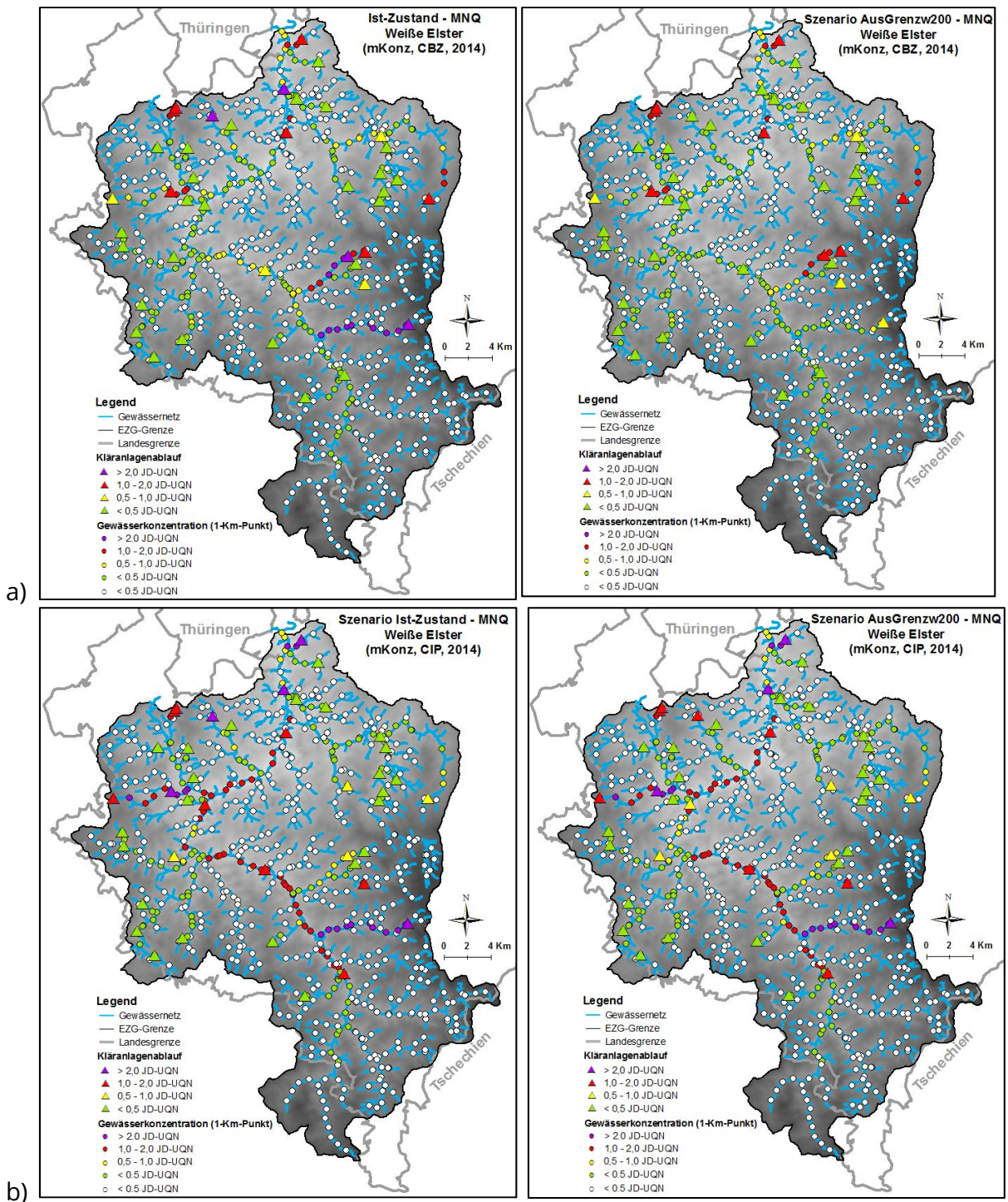


Abbildung 17: Gewässerzustand bzgl. a) Carbamazepin (CBZ) und b) Ciprofloxacin (CIP) bei mittlerer KA-Ablauf-Konzentration und MNQ Bedingungen im Jahr 2014 für das Einzugsgebiet Plauen im Ist-Zustand (links) und für den Ausbau aller Kläranlagen, die nach ihrer Einleitung eine mindestens zweifache Überschreitung der Umweltqualitätsnorm JD_UQN bei MNQ verursachen (rechts).

3.4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Anwendung des Stoffflussmodells in den drei Untersuchungsgebieten zeigt, dass die räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Modellierung von Mikroschadstoffen in den Flussgebieten den Prozess der Bewirtschaftungsplanung unterstützen kann. Bisher beschränkt sich dies auf die Modellierung von Pharmazeutika, für welche belastbare Inputdaten zur Verfügung standen. Die Identifikation von belasteten Gewässern liefert Hinweise für eine effiziente Planung der Überwachungsmaßnahmen und ist kompatibel mit der Bewertung der Fließgewässer-Wasserkörper. Die Planung und Wirkungsabschätzung von Maßnahmen der Belastungsminderung ist sowohl im Hinblick auf die Frachtreduktion als auch auf die Länge und Anzahl der Wasserkörper mit geringerer Belastung anwendbar.

Mit den Simulationen konnte deutlich gemacht werden, dass die Wirksamkeit und die Bewertung von Bewirtschaftungsmaßnahmen von den drei Faktoren Stoffeigenschaften, Einzugsgebietscharakteristik und Zielgröße abhängig sind.

Stoffeigenschaften

Die beiden untersuchten Stoffe Carbamazepin und Ciprofloxacin unterscheiden sich sowohl bzgl. der Art der Verschreibung als auch bzgl. ihrer Eliminierbarkeit. Carbamazepin wird annähernd proportional zur Bevölkerungsverteilung konsumiert und ist schlecht abbaubar, d.h. konventionelle Kläranlagen haben nur einen niedrigen Wirkungsgrad. Ciprofloxacin hingegen wird relativ häufig stationär verschrieben, d.h. im Krankenhaus konsumiert, und ist mittels konventioneller Behandlungsverfahren in der biologischen Stufe der Kläranlage relativ gut eliminierbar, wenn auch nicht abbaubar. Der gute Wirkungsgrad resultiert vor allem aus der Adsorption an den Schlammflocken. Das hat Folgen für die Effizienz von Maßnahmen.

- Die Ausbindung von Abwässern oder der stoffspezifische Rückhalt durch Krankenhäuser hat eine vernachlässigbare Wirkung für Carbamazepin, hat sich aber vor allem im Hinblick auf die Frachtverringerung von Ciprofloxacin als sehr wirkungsvolle Maßnahme erwiesen.
- Grundsätzlich ist ein Kläranlagenausbau für die Reduktion von Carbamazepin-Konzentrationen im Fließgewässer deutlich wirksamer als für Ciprofloxacin. Mit einer 4. Stufe wird für Carbamazepin eine Steigerung des Wirkungsgrades von im Mittel 10 % auf 90 % erreicht, für Ciprofloxacin hingegen von 70 bis 80 % auf ca. 90 % Wirkungsgrad. Der relative Effekt ist also für Ciprofloxacin deutlich geringer!

Einzugsgebietscharakteristik

Für die drei untersuchten Einzugsgebiete stellen sich unterschiedliche Maßnahmen als erfolgsversprechend heraus. Die Stadt Chemnitz stellt 85 % der EW des bilanzierten Einzugsgebietes und zudem wird der Kläranlagenablauf durch den Fluss Chemnitz nur unzureichend verdünnt.

- Entsprechend nimmt die Kläranlage Chemnitz für die Fließgewässerbelastung und die Frachtreduktion eine sehr zentrale Stellung ein.
- Für Dresden ist dieser Effekt deutlich geringer, da einerseits der relative Anteil an der Gesamtbevölkerung zwar immer noch hoch, aber doch geringer ist als in Chemnitz, und andererseits die Verdünnung des Kläranlagenablaufs durch die Elbe bei mittlerem Niedrigwasserabfluss MNQ um einen Faktor von ca. 70 höher ist als in Chemnitz. Aus diesem Grund hat die Kläranlage Dresden selbst für Carbamazepin sowohl auf die Frachtreduktion als auch auf die Verbesserung von Gewässerkilometern einen wesentlich weniger dominanten Einfluss als die Kläranlage Chemnitz auf die entstehenden Konzentrationen im Fluss Chemnitz.

Zielgröße

Die Frage nach der Zielgröße bestimmt zu einem erheblichen Grad, welche Maßnahme sich als besonders wirksam erweist. Die Frachtreduktion am Gebietsausgang und die Wasserqualitätsverbesserung in Fließkilometern wurden als zwei mögliche Zielgrößen gegenübergestellt.

- Die weitestgehende Frachtreduktion wird für Carbamazepin mittels Ausbau der großen Kläranlagen und für Ciprofloxacin auch mittels Ausbindung der Stofffrachten aus Krankenhäusern erzielt.
- Eine Verbesserung von möglichst vielen Flusskilometern in einen gering belasteten Zustand wird am besten durch eine Reduktion oder eine Substitution um 50 % für Ciprofloxacin bzw. Carbamazepin erreicht.

Diskussion der Maßnahmen

In allen drei Gebieten ist die Substitution von Carbamazepin durch Gabapentin bzw. die Reduktion der Ciprofloxacin-Verschreibung um 50 % (**SubsCBZ50** bzw. **RedCIP50**) eine sehr wirksame Maßnahme, wenn man Frachtreduktion und Zustandsbewertung der Fließgewässer zusammenfasst. Voraussetzung für eine Verschreibungsreduktion ist allerdings, dass dies aus medizinischer Sicht vertretbar ist bzw. dass ein von der Wirkung her gleichwertiger Ersatzstoff zur Verfügung steht. Dies konnte für den 50 %igen Ersatz von Carbamazepin durch Gabapentin durchgespielt werden. Für die Siedlungswasserwirtschaft ist diese Maßnahme nicht mit zusätzlichen Kosten verbunden. Auf medizinischer Seite entstehen aber sehr wohl Mehrkosten. 2014 lag der Preis für die definierte Tages-

dosis für Carbamazepin bei 0,55 Euro, während sie für Gabapentin mit 1,87 Euro veranschlagt wurde (Schwabe und Pfaffrath, 2015). Die dadurch ansteigenden Gabapentinkonzentrationen führten in keinem der Gebiete zu einer Verschlechterung des Gewässerzustands bzgl. der definierten Qualitätsklassen.

Im Gegensatz dazu wirkt die Vermeidung von Stoffströmen aus den Krankenhäusern (**ohne KH**) nur für Medikamente, die klinisch verschrieben werden. Da Carbamazepin lediglich zu einem geringen Teil in Krankenhäusern eingenommen wird, ergibt sich durch diese Maßnahme kein nennenswertes Verminderungspotenzial. Da Ciprofloxacin zu einem deutlich höheren Anteil klinisch verabreicht wird, erweist sich die Vermeidung von Krankenhauseinträgen als sehr wirkungsvolle Maßnahme. Um dies zu realisieren, sollte nicht nur eine Krankenhauskläranlage als Option geprüft werden, sondern ebenso andere Optionen wie Urinbeutel oder ein Sammeln des Urins entsprechender Patienten und Patientinnen in separaten Toiletten.

Der Ausbau von Kläranlagen mit Verfahren der vierten Reinigungsstufe kann nach verschiedenen Priorisierungsstrategien erfolgen. Mit dem vorrangigen Ausbau großer Anlagen wird in allen drei Gebieten eine substantielle Frachtreduzierung am Gebietsauslass erzielt. Für Dresden und Plauen ist diese Strategie (**AusGK4b**) am wirksamsten zur Carbamazepin-Frachtreduzierung. Dass diesbezüglich für Chemnitz die alternative Ausbaustrategie **AusGrenzW200** effizienter erscheint hängt damit zusammen, dass die Großkläranlage Chemnitz in dieser Ausbaustrategie auch mit vertreten ist, während die Kläranlagen Dresden und Plauen bei MNQ keine doppelte JD_UQN-Überschreitung verursachen und deshalb in **AusGrenzW200** nicht enthalten sind. Der Vergleich der Wirkung des Kläranlagenausbaus auf Carbamazepin und Ciprofloxacin zeigt deutlich, dass diese Maßnahme nur für in konventionellen Anlagen schlecht eliminierbare Stoffe effizient ist.

Der Ausbau von Kläranlagen, die unterstrom des Ablaufs eine hohe Gewässerbelastung verursachen (**AusGrenzW200**) ist bei der Zielsetzung, möglichst viele Gewässerkilometer in einen besseren Zustand zu versetzen, in allen drei Gebieten nach der Verschreibungsreduktion die zweitwirksamste Maßnahme. Häufig werden durch dieses Ausbaukriterium kleinere Kläranlagen am Oberlauf der Gewässer ertüchtigt. Technisch ist es herausfordernd, diese kleinen Anlagen mit komplexen Aufbereitungsverfahren auszustatten. Auf das gesamte Betrachtungsgebiet bezogen kann es trotzdem wirtschaftlich sinnvoll sein, das Abwasser weniger Einwohner aufwändig aufzubereiten, da die damit verbundenen Betriebskosten wesentlich vom behandelten Durchfluss abhängen und damit zwar spezifisch hoch sind, sich aber auf das gesamte Einzugsgebiet bezogen in Grenzen halten.

Die geringe Wirksamkeit des vorrangigen Ausbaus nach dem Anteil des Kläranlagenablaufs am Gewässerabfluss bei Niedrigwasser (**AusQT24MNQ100**) zeigt, dass die pauschale hydraulische Bewertung unzureichend ist. Das hierzu gewählte Verhältnis von Kläranla-

genablauf-Volumenstrom zu Niedrigwasserabfluss von eins führt dazu, dass wenige Anlagen ausgerüstet werden und diese nicht immer an signifikant belasteten Gewässern liegen.

Abschließende Bemerkungen

Die Stoffflusssimulation wurde beispielhaft für die Humanpharmazeutika Gabapentin, Carbamazepin und Ciprofloxacin durchgeführt. Die Liste der Stoffe mit häufigen oder permanenten Grenzwertüberschreitungen wird aber von diversen Pflanzenschutzmitteln und PAKs dominiert (vgl. Tabelle 16), welche vorwiegend über andere Pfade als über die Kläranlage ins Gewässer gelangen. Deshalb gilt es festzuhalten, dass der Kläranlagenausbau höchstens ein Teil einer übergeordneten Spurenstoffstrategie sein kann. Auch wenn der Ausbau für die Reduktion der Konzentration von gewissen Pharmazeutika im Gewässer effizient erscheint, gelingt es alleine damit nicht, die Gewässergüte-Einstufung insgesamt signifikant zu verbessern.

Mit den hier beschriebenen und diskutierten Simulationen konnte die Relevanz einer Stoffflussmodellierung für die Spurenstoffdiskussion demonstriert werden. Die Nutzung des Modells zur Simulation von Einträgen aus anderen Emissionsquellen und von höher reaktiv transportierten Stoffen konnte im Rahmen von MikroModell noch nicht umgesetzt werden. Eine besondere Herausforderung stellt die Abbildung feststoffsorbierter Substanzen dar, da für die Beschreibung ihres Transports auf Flussgebietsebene das Prozessverständnis noch zu rudimentär ist. Eine Erweiterung des Modells für andere Mikroschadstoffe und Eintragspfade ist aber möglich und sinnvoll. Voraussetzung dafür ist aber, dass Daten und Informationen zur Verwendung und zum Eintrag der Stoffe ins Gewässersystem verfügbar sind!

4 Rechtliche Handlungsrahmen und -empfehlungen

4.1 Methode und Zielgruppen

Im Zuge der interdisziplinären Bearbeitung des Projektes MikroModell sowie aufgrund der Komplexität des vorherrschenden Rechtsraumes wurde der Behandlung der rechtlichen Rahmenbedingungen besondere Bedeutung beigemessen. Das Ziel juristischer Gutachten ist die rechtliche Bewertung eines Lebens- oder Umweltsachverhalts, wobei im Kontext des Umgangs mit Mikroschadstoffen verschiedene Rechtsgebiete bewertet werden müssen – dies sind i.E. das Wasserrecht (Abschnitt 4.2), das Arzneimittelrecht (4.3), das Chemikalienrecht (0), das Düngemittelrecht (4.5), das Pflanzenschutzrecht (4.6) sowie das Biozidrecht (4.7), wobei in der Darstellung den ausführlichen Gutachten zu den Rechtsgebieten die entsprechend abgeleiteten Handlungsempfehlungen vorangestellt werden. Zielgruppen sind in diesem Zusammenhang politische Entscheidungsträger verschiedener Ebenen – i.d.R. verantwortlich für die nationale sowie europäische Gesetzgebung.

4.2 Wasserrecht

Handlungsempfehlungen zum Wasserrecht

1. Priorisierungsverfahren

Die EU-Kommission sollte aufgrund der Ergebnisse der Beobachtungsliste nach Art. 8b RL 2008/105/EG weitere Priorisierungsverfahren prüfen und durchführen. Die Bundesregierung sollte die Liste der flussgebietspezifischen Schadstoffe fortlaufend überprüfen und fortschreiben. Dabei sollten für die Liste der prioritären Stoffe wie auch für die Liste der flussgebietspezifischen Stoffe insb. Pflanzenschutzmittel und Biozide berücksichtigt werden, die in den Gewässern nachgewiesen werden und für die bislang keine gewässerspezifischen Regelungen bestehen.

2. Phasing-Out

Die EU-Kommission sollte gemäß Art. 16 Abs. 1 und 6 WRRL Vorschläge für ein *Phasing-out* prüfen und diese umsetzen.

3. Art. 7a RL 2008/105/EG

Die EU-Kommission und die Mitgliedstaaten sollten in ihrem jeweiligen Zuständigkeitsbereich bei Nichterreichung der für die prioritären Stoffe geltenden Umweltqualitätsnormen konsequent nach Art. 7a RL 2008/105/EG vorgehen und Maßnahmen nach dem jeweils einschlägigen Stoffrecht prüfen.

4. Strategischer Ansatz der EU-Kommission für Arzneimittel in der Umwelt (EU)

Die EU-Kommission sollte den strategischen Ansatz gegen die Verschmutzung von Gewässern durch pharmazeutische Stoffe umsetzen und laufend weiterentwickeln.

5. Trinkwasser (EU)

Der Vorschlag der Kommission zur Neujustierung verschiedener Chemikalienwerte anhand der WHO-Empfehlungen sollte durch Änderung der Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch 98/83/EG umgesetzt werden, COM(2017) 753 final v. 1.2.2018.

Die Regulierung des betroffenen Umweltmediums Wasser wird, wie auch andere Rechtsbereiche des Umweltrechts, stark durch das europäische Unionsrecht geprägt. Das grundlegende Regelungsinstrument bildet die Wasserrechtsrahmen-Richtlinie RL 2000/60/EG (im Folgenden WRRL), zu deren Kernzielen es gehört, eine weitere Verschlechterung des Zustandes der aquatischen Ökosysteme zu vermeiden und auf eine sukzessive Verbesserung hinzuwirken (Art. 1 u. 4 sowie Anhang V der RL), wobei die Richtlinie hinsichtlich der näheren Anforderungen nach Oberflächengewässer, Grundwasser und Schutzgebieten differenziert. Dabei kommt dem Verschlechterungsverbot und dem Verbesserungsgebot jeweils eine eigenständige Bedeutung zu.

Eine Verschlechterung liegt vor, wenn sich mindestens eine Qualitätskomponente des Anhangs V der WRRL um eine Klasse verschlechtert. Falls jedoch die betreffende Qualitätskomponente bereits in der niedrigsten Klasse eingeordnet ist, genügt jede Verschlechterung dieser Komponente.¹⁶ Ob hiervon auch Verschlechterungen im Bagatellumfang erfasst sind¹⁷, ob eine Kompensation innerhalb des Wasserkörpers möglich ist¹⁸ und welche Bedeutung den Ausnahmegesetzen zukommt,¹⁹ ist noch nicht abschließend geklärt. Eine Verschlechterung liegt nach der Rechtsprechung des BVerwG jedenfalls dann nicht vor, wenn eine Erlaubnis unmittelbar an eine vorangegangene Erlaubnis anschließt und keine höhere Schadstofffracht vorgesehen ist.²⁰ Einige der über diese Konstellation hinausreichenden Fragen sind zurzeit Gegenstand eines Vorabentscheidungsersuchens des BVerwG beim EuGH, das zudem auch die Frage der Übertragbarkeit auf den chemischen Zustand des Grundwassers zum Gegenstand hat.²¹ Hier wird sich bei künftiger weiterer Klärung zeigen, wie und in welchem Ausmaß sich das Verschlechterungsverbot auf stofflich relevante Zulassungsentscheidungen auswirken wird.

¹⁶ Zum Verschlechterungsverbot EuGH, Urt. v. 1.7.2015, Rs. C-461/13; BVerwG, Urteil vom 09.02.2017 -

7 A 2.15.

¹⁷ Hierzu Durner, Das „Verschlechterungsverbot“ und das „Verbesserungsgebot“, NuR 2019, 1, 4 und 9 mwN.; Kopp-Assenmacher/Dohmen, Folgen der jüngeren wasserrechtlichen Rechtsprechung, I+E 2018, 19, 22; Asemissen, Das wasserrechtliche Verschlechterungsverbot in der Vorhabenzulassung, I+E 2018, 10, 16 f.

¹⁸ Faßbender, Das Verschlechterungsverbot im Wasserrecht, ZUR 2016, 195, 201.

¹⁹ Durner, NuR 2019, 1, 7 ff., 10 f.; Kopp-Assenmacher/Dohmen, I+E 2018, 19, 28 ff.

²⁰ BVerwG, Urt. v. 2.11.2017, ZUR 2018, 281 Rz. 47 ff.

²¹ Zum Stand EuGH, IL u.a. gegen Land Nordrhein-Westfalen, Rs. C-535/18.

Im Unterschied zum Verschlechterungsverbot genügt es zur Erreichung eines guten Zustands (Verbesserungsgebot) nicht, allein auf die Reduzierung der bisher erlaubten Einleitungen abzustellen.²² Bei Oberflächengewässern (Art. 2 Nr. 1 WRRL)²³ haben die Mitgliedstaaten einen sowohl in ökologischer als auch in chemischer Hinsicht zumindest „guten“ Zustand zu erreichen (Art. 4 Abs. 1 lit. a) ii) iVm. Art. 2 Nr. 18 WRRL). Zentral für die Problematik der Mikroschadstoffe ist das Kriterium der Schadstoffkonzentration, das differenzierend in beiden Vorgaben enthalten ist.²⁴ So bildet für den ökologischen Zustand neben weiteren biologischen, hydromorphologischen, chemischen / physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten auch die Verschmutzung durch spezifische Schadstoffe ein Kriterium (Anlage V 1.1.1), wobei die Festlegung der diesbezüglichen Umweltqualitätsnormen flussgebietsspezifisch durch die Mitgliedstaaten erfolgt (Anlage V 1.2.1, 1.2.6).

In der (nicht erschöpfenden) Liste der Schadstoffe nach Anhang VIII werden Arzneimittel nicht eigens aufgeführt; sie können aber unter die allgemein gefassten Ziffern 4. und 5. des Anhangs fallen. Ein guter chemischer Zustand liegt nach Art. 2 Nr. 24 WRRL vor, wenn die Konzentration eines Schadstoffes nicht höher ist als in einer der gemäß Art. 16 Abs. 7 WRRL oder in anderen einschlägigen Rechtsvorschriften der Union festgelegten Umweltqualitätsnormen²⁵ bestimmt ist. Eine Konkretisierung erfolgte durch die RL 2008/105/EG (kons. Fassung v. 13.9.2013, im Folgenden UQN-RL), die in Anhang I Teil A für 45 Stoffe Jahresdurchschnittswerte für Binnen- und sonstige Oberflächengewässer und / oder Biota-Werte vorgibt, die zudem für etwa $\frac{3}{4}$ der Stoffe um Werte für zulässige Höchstkonzentrationen ergänzt werden, um zu hohe einzelne Spitzenwerte zu vermeiden.²⁶

Zu den 45 gelisteten Stoffen zählen insb. Industriechemikalien und einige Pflanzenschutzmittel. Freilich erweist sich in der Praxis als problematisch, dass ein beachtlicher Teil der vorgegebenen UQN auch auf längere Sicht nicht als erreichbar gilt, was auch den Hintergrund für das Zugeständnis einer getrennten Darstellungsmöglichkeit bestimmter Stoffe

²² BVerwG, Urt. v. 2.11.2017, ZUR 2018, 281 Rz. 59.

²³ Für künstliche und erheblich veränderte Oberflächenwasserkörper gilt der abgeschwächte Maßstab des lediglich guten ökologischen Potentials und guten chemischen Zustands (Art. 4 Abs. 1 lit. a) iii) WRRL).

²⁴ Freilich können sich aus den Konzentrationen der chemischen Stoffe auch Rückwirkungen auf die für die Bewertung des ökologischen Zustands ebenfalls bedeutsamen Parameter der aquatischen Fauna und Flora (Anhang V Nr. 1.2.1 WRRL) ergeben.

²⁵ Die zusätzlich in Anhang IX genannten Richtlinien sind mittlerweile durch die Richtlinie über Umweltqualitätsnormen (RL 2008/105/EG) außer Kraft gesetzt worden.

²⁶ Zur einheitlichen Umsetzung durch die Mitgliedstaaten hat die EU-Kommission Leitfäden herausgegeben, vgl. die Übersicht unter: http://ec.europa.eu/environment/water/water-framework/facts_figures/guidance_docs_en.htm (abg. am 3.4.2018).

nach Art. 8a UQN-RL bildet.²⁷ Bei absehbaren Zielverfehlungen stellt sich die Frage der Auswirkung auf künftige Zulassungsverfahren. Eine Versagung der Einleiterlaubnis könnte sich namentlich für Kläranlagen als großes Problem erweisen, ohne dass eine Alternative zur Verfügung stände. Hier ist eine Lösung wohl nur über eine kontinuierliche Nachbesserung der Bewirtschaftungskonzepte möglich.²⁸

Ein weiteres Problem besteht darin, dass eine Reihe von Pflanzenschutzmitteln sowie Arzneimittel gänzlich nicht aufgenommen sind. Einige dieser Stoffe werden jedoch auf einer Beobachtungsliste nach Art. 8b UQN-RL zwecks Datensammlung für künftige Priorisierungsverfahren geführt. Die ursprüngliche erste Liste wurde 2018 erneuert,²⁹ wobei einzelne Stoffe, darunter das Arzneimittel Diclofenac, wegen nunmehr ausreichender Datelage von der Liste gestrichen und andere, darunter weitere Arzneimittel, ergänzt wurden. Die EU-Kommission erwägt des Weiteren die Aufnahme von weiteren potentiell relevanten Arzneimitteln, wie insb. zytotoxischen Stoffen und Röntgenkontrastmitteln (sowie antimikrobiell resistente Mikroorganismen und diesbzgl. Gene), auf die Liste.³⁰ Priorisierungsverfahren wurden aufgrund der Ergebnisse der Beobachtungsliste bislang noch nicht durchgeführt.

21 von den 45 der in Anhang I Teil A der UQN-RL gelisteten Stoffe gehören zu den prioritären gefährlichen Stoffen,³¹ für die gemäß Art. 4 Abs. 1 lit. a) iv) iVm. Art. 16 Abs. 1, 6 WRRL die Beendigung oder schrittweise Einstellung von Einleitungen, Emissionen und Verlusten angestrebt wird. Es ist umstritten, ob diese sog. Phasing-Out-Verpflichtung in der WRRL bereits hinreichend konkretisiert ist. Angesichts des Wortlauts von Art. 16 Abs. 1 S. 3 und Abs. 6 WRRL geht die überwiegende Meinung, insb. die Rechtsprechung, davon aus, dass die Kommission zunächst einen Vorschlag zur Konkretisierung unterbreiten muss, der sodann von dem Europäischen Parlament und dem Rat verabschiedet werden

²⁷ Haneklaus, Winfried, Die neuen Umweltqualitätsnormen für prioritäre Stoffe, W+B 2014, 130, 133 f. mwN.

²⁸ Durner / Linnartz, Verschlechterungsverbot und Verbesserungsgebot in der Zulassungspraxis, W+B 2018, 75, 79 ff.; Faßbender, Das Verschlechterungsverbot im Wasserrecht, ZUR 2016, 195, 199; Durner, Das „Verschlechterungsverbot“ und das „Verbesserungsgebot“ im Wasserrecht, W+B 2018, 215 unter 6.

²⁹ Durchführungsbeschluss (EU) 2018/840 der EU-Kommission vom 5. Juni 2018.

³⁰ EU-Kommission „Strategic Approach to Pharmaceuticals in the Environment“ COM(2019) 128 final, 5.5.

³¹ Umweltbundesamt, <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/gewaesser/fluesse/ueberwachung-bewertung/chemisch#textpart-5> (abg. am 12.1.2018).

muss.³² Die Kommission hat hier bislang sehr zurückhaltend agiert und auf das fachliche Stoffrecht, insbes. die REACH-Verordnung (EG) Nr. 1907/2006, verwiesen.³³

Der stärkeren Verknüpfung mit dem Stoffrecht dient zudem Art. 7a der UQN-RL, der für prioritäre Stoffe, die unter die REACH-VO, die Pestizid-VO, die Biozid-VO oder die Industrieemissions-Richtlinie 2010/75 fallen, bei Nichterreichung der Umweltqualitätsnormen oder der Phasing-Out-Ziele Maßnahmen nach dem einschlägigen Stoffrecht (insb. zur Überprüfung, an die sich ggf. weitere Maßnahmen wie eine Änderung oder Aufhebung der Zulassung des Stoffes anschließen können) vorsieht. Allerdings betont Art. 7a Abs. 3 UAbs. 3 UQN-RL, dass bei der Entscheidung die stoffrechtlichen Risikobewertungen, die sozioökonomischen Auswirkungen, das Kosten-Nutzen-Verhältnis und die Verfügbarkeit von Alternativen zu beachten sind, so dass eine regulierende Maßnahme keineswegs zwangsläufig ist.

Nicht von Art. 7a UQN-RL erfasst werden pharmazeutische Stoffe; jedoch ist in Art. 8c UQN-RL eine Verpflichtung der Kommission vorgesehen, für diese Stoffe einen strategischen Ansatz zu entwickeln. Mit mehrjähriger Verspätung hat die EU-Kommission nunmehr einen Strategischen Ansatz für Arzneimittel in der Umwelt nach Art. 8c UQN-RL verabschiedet,³⁴ der in seinen Schwerpunkten auf Bewusstseinsbildung und vorsichtigen Umgang mit Arzneimitteln (5.1.), die Förderung umweltverträglicher Arzneimittel (5.2), die Stärkung und Überprüfung der Umweltrisikoprüfung für Arzneimittel, auch mit Blick auf die neue Verordnung zu Tierarzneimitteln³⁵ (5.3), die Reduzierung von Abfall sowie die Überprüfung der Abfall- und Abwasserbeseitigungssysteme (5.4.), die Ausweitung des Monitoring (5.5) und weitere Forschung, darunter sowohl zu den Auswirkungen der Stoffe in der Umwelt als auch zu Beseitigungsmaßnahmen, (5.6.) setzt. Der Natur des Strategischen Ansatzes entsprechend bleiben die Vorschläge eher im Allgemeinen, können bei ihrer konsequenten Umsetzung, gerade was die Stärkung der Forschung anbelangt, aber zur Grundlage weiterer Maßnahmen werden.

³² BVerwG, Urt. v. 2.11.2017, ZUR 2018, 281 Rz. 51 ff.; OVG Hamburg, Urt. v. 18.1.2013 ZUR 2013, 357, 366; OVG NRW, Urt. v. 1.12.2011, ZUR 2012, 372, 377; Durner, Wolfgang / Trillmich, Nela, Ausstieg aus der Kohlenutzung kraft europäischen Wasserrechts? DVBl. 2011, 517, 521 ff.; Faßbender, Kurt, Die Umweltziele der Wasserrahmenrichtlinie, EurUP 2015, 178, 195; Jekel, Heide / Munk, Hans-Hartmann, Phasing-out für prioritäre gefährliche Stoffe, ZUR 2013, 403; a.A. Ekardt, Felix / Steffenhagen, Larissa, Kohlekraftwerkbau, wasserrechtliche Bewirtschaftungsziele und das Klimaschutzrecht, NuR 2010, 705, 708; Köck, Wolfgang / Möckel, Stefan, Quecksilberbelastungen von Gewässern durch Kohlekraftwerke, NVwZ 2010, 1390, 1393.

³³ EU-Kommission, Bericht der Kommission über das Ergebnis der Überprüfung von Anhang X der Richtlinie 2000/60/EG, COM/2011/0875 final.

³⁴ EU-Kommission, Strategischer Ansatz für Arzneimittel in der Umwelt, COM (2019) 128 final v. 11.3.2019.

³⁵ Dazu im Folgenden beim Tierarzneimittelrecht.

Auch für das Grundwasser sind die Mitgliedstaaten verpflichtet, eine Verschlechterung zu verhindern³⁶ und einen guten Zustand zu erreichen (Art. 17 iVm. Art. 4 Abs. 1 lit. b) i) und ii) WRRL). Dies setzt mit Blick auf den guten chemischen Zustand voraus, dass die Schadstoffkonzentrationen der Tabelle 2.3.2. des Anhangs V WRRL i.V.m. der GrundwasserRL 2006/118/EG eingehalten werden. Anhang I der GrundwasserRL bestimmt hierfür Qualitätsnormen für Nitrat und Pestizide; darüber hinaus haben die Mitgliedstaaten gemäß Art. 3 Abs. 1 b) und Anhang II der Grundwasserrichtlinie Schwellenwerte zu bestimmen.

Weitere Ergänzungen enthalten spezielle Richtlinien wie die Industrieemissions-Richtlinie 2010/75/EU³⁷ mit ihrem Bezug auf abwasserseitige Emissionen und Industriekläranlagen, die Kommunalabwasserrichtlinie 91/271/EG und die Richtlinie über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch 98/83/EG (Trinkwasserrichtlinie). Zur Trinkwasserrichtlinie liegt derzeit ein Vorschlag der Kommission vor, der unter Berücksichtigung der aktuellen WHO-Empfehlungen verschiedene Werte für Chemikalien neu justiert.³⁸ Dabei sollen auch Parameter für Stoffe mit endokriner Wirkung, darunter auch der Arzneiwirkstoff β -Östradiol, aufgenommen werden.

In Deutschland wurde die europäischen Vorgaben maßgeblich durch das WHG und die zugehörigen Verordnungen umgesetzt. Die aus dem europäischen Recht in § 27 WHG übernommenen Verpflichtungen des Verschlechterungsverbots sowie des Zielerreichungsgebots werden durch die Oberflächengewässerverordnung näher konkretisiert,³⁹ die Vorgaben zu den flussgebietsspezifischen Stoffen nach § 5 Abs. 5 iVm. Anlage 3, 3.1 iVm. Anlage 6 und zu den prioritären Stoffen der UQN-RL zzgl. Nitrat nach § 6 iVm. Anlage 8 OGewV sowie Konkretisierungen der Überwachung und Einstufung von Gewässern, darunter auch die Monitoring-Pflichten hinsichtlich der Beobachtungsliste nach Art. 8b UQN-RL (dazu § 11 und Anlage 11 OGewV), enthält. Die Listen enthalten verschiedene Chemikalien, Pflanzenschutzmittel und Metalle; dennoch sind zahlreiche Mikroschadstoffe nicht erfasst, darunter insb. nahezu alle Arzneimittel (aufgenommen sind aber das als Tierarzneimittel verwendete Phoxim sowie die auch als Arzneimittel bzw. deren Ausgangsstoff verwendbare Chloressigsäure). Die im Rahmen des europäischen Rechts diskutierte Bedeutung des Verschlechterungsverbots und Verbesserungsgebots für Zulassungsentscheidungen kehren in Deutschland bei der Anwendung insb. der § 12, § 3 Nr. 10 und § 27 (bzw. § 47 für das Grundwasser) WHG wieder.⁴⁰ Für das Grundwasser sind in Umsetzung der Europäischen Vorgaben Schwellenwerte festgesetzt, §§ 5 – 7 iVm. Anlage 2

³⁶ Zur Auslegung des Vorabentscheidungsersuchen des BVerwG v. 25.04.2018 - 9 A 16/16.

³⁷ S. insb. Art. 14 Abs. 1 S. 2 sowie Art. 46 Abs. 3 iVm. Anhang VI Teil 5, Art. 46 Abs. 5, Art. 68 iVm. Anhang VIII Teil 1 der RL 2010/75/EU.

³⁸ COM(2017) 753 final v. 1.2.2018.

³⁹ Für das Grundwasser durch § 47 WHG und die Grundwasserverordnung.

⁴⁰ Asemissen, Das wasserrechtliche Verschlechterungsverbot in der Vorhabenzulassung, I+E 2018, 10, 12 ff.

GrwVO; zudem sind in Anlage 7 und 8 Stoffe aufgeführt, deren Eintrag durch Maßnahmenprogramme zu verhindern bzw. zu begrenzen ist, § 13 Abs. 1 u. 2 GrwVO. Sind diese Stoffe nur durch Eigenschaften beschrieben, können darunter auch Arzneimittel fallen.

Die Direkteinleitung von Abwässern in Gewässer, insb. auch aus Kläranlagen, ist erlaubnispflichtig und unterliegt den Maßgaben der §§ 12, 57 WHG und der AbwVO.⁴¹ Einer eigenständigen Genehmigungspflicht⁴² zur Anlagennutzung unterliegt die Indirekteinleitung in öffentliche Abwasseranlagen für solche Abwässer, an die in der Abwasserverordnung Anforderungen für den Ort des Anfalls des Abwassers oder vor seiner Vermischung festgelegt sind, § 58 Abs. 1 WHG. Maßstab gemäß § 58 Abs. 2 WHG sind die Anforderungen der Abwasserverordnung und die Erfüllbarkeit der Anforderungen an die Direkteinleitung, was es ermöglicht, auch Summationswirkungen mit Auswirkungen auf die anschließende Direkteinleitung durch den öffentlichen Anlagenbetreiber zu berücksichtigen.⁴³ Umstritten ist, ob weitergehende landesrechtliche Vorschriften nur hinsichtlich der Genehmigungsbedürftigkeit (§ 58 Abs. 1 WHG) oder aber darüber hinaus auch als inhaltliche Anforderungen an die Genehmigungsfähigkeit (§ 58 Abs. 2 WHG) möglich sind, was teilweise mit Blick auf den Wortlaut abgelehnt,⁴⁴ andererseits mit Blick auf BT-Drs. 16/12275⁴⁵ aber bejaht wird.⁴⁶ Nach letztgenannter Auffassung wären z.B. landesrechtliche Rechtsvorschriften für prioritäre Stoffe möglich, selbst wenn hierzu keine Vorgaben in der AbwVO und noch keine dem Stand der Technik entsprechenden Behandlungsverfahren bestehen.⁴⁷

Mit Blick auf die begrenzte Abweichungskompetenz der Länder und den Wortlaut des § 58 Abs. 2 WHG („Rechtsvorschriften“) ist darüber hinausgehend fraglich, ob landesrechtliche Behörden auch ohne das Vorliegen solcher Rechtsvorschriften strengere Werte durch Verwaltungsvorschriften oder Einzelentscheidungen verlangen können.⁴⁸

⁴¹ Dabei kann nach wohl überwiegender Meinung über diese Mindeststandards im Rahmen des behördlichen Bewirtschaftungsermessens hinausgegangen werden, OVG NW, Beschluss vom 30. September 2015 – 20 A 2660/12 –, juris, Rz 21 ff., 28; Durner, NuR 2019, 1, 6 Fn. 72; demgegenüber zurückhaltend Reinhardt, der das Ermessen im Sinne teleologischer Auslegung als Bewirtschaftungsermessen zum Ausgleich konfligierender Nutzungsinteressen, nicht aber als ökologisches Schutzeroemessen versteht.

⁴² Allerdings besteht eine Ermächtigung zum Ersatz durch eine Anzeigepflicht mittels Rechtsverordnung des Bundes oder durch Rechtsvorschriften der Länder, § 58 Abs. 1 S. 2 und 3 WHG.

⁴³ Ganske, in: Landmann/Rohmer, Umweltrecht, 86. EL April 2018, § 58 WHG Rz. 23.

⁴⁴ Zöllner, in: Sieder/Zeitler, WHG AbwAG, § 58 WHG Rz. 5.

50. EL Mai 2016

⁴⁵ Dort S. 69.

⁴⁶ Ganske, in: Landmann/Rohmer, Umweltrecht, 86. EL April 2018, § 58 WHG Rz. 21; Nisipeanu, Wasserrechtliche Anforderungen an Indirekteinleitungen, ZfW 2016, 77, 81.

⁴⁷ So ausdrücklich Nisipeanu, Wasserrechtliche Anforderungen an Indirekteinleitungen, ZfW 2016, 77, 81.

⁴⁸ So aber VG Arnsberg, Urt. v. 29.5.2015 – 12 K 2906/14; VG Düsseldorf; kritisch mit Blick auf die obigen Argumente hingegen Nisipeanu, ZfW 2016, 77, 97 ff.

Neben § 58 WHG bleiben begrenzte kommunale Regelungen möglich. Bei Abwasserbehandlungsanlagen handelt es sich um öffentliche Einrichtungen i.S.d. 10 Abs. 2 Sächs-GemO, deren Benutzungsverhältnis durch die Gemeinden zu regeln ist. Allerdings stehen den Kommunen keine wasserwirtschaftlichen Befugnisse zu. Dies gilt insbesondere, soweit durch das Wasserrecht bereits eine abschließende Regelung des Gewässerschutzes erfolgt ist, die den Stand der Technik konkretisiert.⁴⁹ Möglich sind strengere schadstoffbezogene Satzungsregelungen daher nur zur Erfüllung der kommunalen Abwasserbeseitigungspflicht, insbesondere zur Aufrechterhaltung des Betriebs der Abwasseranlage, dem Schutz ihrer Funktionsfähigkeit und des in der Anlage tätigen Personals und der Verwertbarkeit des Klärschlammes.⁵⁰

Eine 4. Reinigungsstufe, durch die mit Hilfe von Ozon oder Aktivkohle Mikroschadstoffe reduziert werden können, ist derzeit gesetzlich nicht vorgeschrieben. Ihr Einsatz sollte aus dem Gedanken des primären Verursacherprinzips nicht als pauschale Auffanglösung dergestalt dienen, dass das fachliche Stoffrecht (dazu sogleich) von Maßnahmen entlastet würde. Auch sollten jeweils technische Möglichkeiten zur Vorbehandlung oder Separation von Abwässern an zentralen Einrichtungen wie Krankenhäusern oder radiologischen Praxen unter technischen und ökonomischen Gesichtspunkten geprüft werden.⁵¹ Inwieweit die Kosten der freiwilligen Errichtung einer 4. Reinigungsstufe im Rahmen der Abwassergebühren ansatzfähig sind, wird derzeit diskutiert.⁵² Die Heranziehung eines erweiterten Verursacherkreises zu den Kosten wie etwa der (Pharma-)Industrieunternehmen oder Patienten ist nach der derzeitigen Gesetzeslage nicht möglich, da weder das allgemeine Verursacherprinzip noch der Kostendeckungsgrundsatz nach Art. 9 WRRL und § 6a WHG hinreichend konkrete Maßstäbe bieten.⁵³

⁴⁹ Cosack, Kommunale Abwasserbeseitigung und Abgabenerhebung, 1. Aufl., S. 169; Kloepfer, Umweltrecht, 4. Aufl., S. 855; Nisipeanu, NuR 2015, 526, 532; Wein, Grenzwerte in kommunalen Entwässerungssatzungen, 1. Aufl., S. 238.

⁵⁰ Dippel, Die Kommunen im Recht des Umweltschutzes, 1. Aufl., S. 127; Leutner, Das Recht der Abwasserbeseitigung, 1. Aufl., S. 243; Lübbe-Wolf/Wegener, Umweltschutz durch kommunales Satzungsrecht, 3. Aufl., S. 232; Zajonz, Kommunale Regelungskompetenzen für Indirekteinleitungen, 1. Aufl., S. 72 ff.; Nisipeanu, ZfW 2016, 77, 103 ff.

⁵¹ Kern, Katharina, Rechtliche Regulierung der Umweltrisiken von Human- und Tierarzneimitteln, 2010, S. 406 ff.

⁵² Beispielhaft Fischer, Henrik/Gawel, Erik, Ist die vierte Reinigungsstufe auf kommunalen Kläranlagen gebührenfähig?; NVwZ 2017, 932; Gawel, Erik/ Schindler, Harry, Mikroverunreinigungen, vierte Reinigungsstufe und das Verursacherprinzip, ZUR 2015, 387.

⁵³ Reinhardt, Michael, Demografischer Wandel im Wasserrecht – Rechtsrahmen für Daseinsvorsorge und Gewässerschutz, LKV 2018, 289, 298; s. auch im Folgenden unter II.1.b) (5).

4.3 Arzneimittelrecht

Handlungsempfehlungen zum Arzneimittelrecht

6. Umweltrisikoprüfung von Arzneimitteln: (EU)

Um schrittweise Erkenntnislücken zu Umweltrisiken von (Alt-)Arzneiwirkstoffen zu schließen, sollte die Umweltrisikobewertung gestärkt werden. Der sich in dem Entwurf zur Revision der Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use der Europäischen Arzneimittelagentur abzeichnende Tendenz, Generika nicht (mehr) von der Umweltrisikobewertung auszunehmen, sollte weiterverfolgt werden. Auch nach der Zulassung sollte ein systematisches Monitoring der Umweltauswirkungen stattfinden.

7. Auflagen im Rahmen der Zulassungsentscheidung (EU)

Durch Anpassung des europäischen und deutschen Rechts sollte der Erlass von Auflagen im Rahmen des Zulassungsprozesses ermöglicht werden, so dass eine Verschreibungspflicht oder die Vorgabe von Packungsgrößen aus Gründen des Umweltschutzes möglich sind.

8. Ausbildung der Ärzte (Bundesrepublik)

Die Ausbildung der Ärzte sollte dahingehend geändert werden, dass sowohl der Pharmakologie als auch der Umweltrelevanz von Arzneimitteln mehr Gewicht beigemessen werden, um die Ärzte zu befähigen, umweltfreundliche Alternativwirkstoffe unter Berücksichtigung der individuellen Patientenbedürfnisse zu empfehlen und zu verschreiben. Auch in der Ausbildung der Apotheker sollte die Umweltrelevanz von Arzneimitteln weiter gestärkt werden.

Darüber hinaus sollte die Zusammenarbeit von Ärzten und Apothekern mit Blick auf die Umweltrelevanz von Arzneiwirkstoffen gestärkt werden. Hierfür sollten Einrichtungen wie die des schon teilweise vorgeschriebenen oder erprobten Stationsapothekers oder auch die Einrichtung von pharmazeutischen Beratungsstellen für Ärzte fruchtbar gemacht werden.

9. Transparenz

Um die Ärzte und Apotheker in die Lage zu versetzen, unter den medizinisch geeigneten Arzneimitteln die umweltfreundlichen Präparate zu verschreiben bzw. zu empfehlen, sollten die europäischen und deutschen Regelungen zu Fachinformationen und Packungsbeilagen dahin geändert werden, dass Hinweise zur Umweltrelevanz der Wirkstoffe aufzunehmen sind. Informationen sollten so gestaltet werden, dass Patienten nicht beunruhigt werden und notwendige Medikamente nicht mehr einnehmen.

10. Aufklärung

Hinweise zur ordnungsgemäßen Entsorgung auf Verpackungen und Beipackzetteln sollten verpflichtend werden. Aufklärungskampagnen zur ordnungsgemäßen Entsorgung sollten fortgeführt und unterstützt werden.

11. Rücknahmesysteme (BRD)

Es sollten gesonderte Rücknahmesysteme für nicht verwendete oder abgelaufene Arzneimittel etabliert werden, um die Bevölkerung zur ordnungsgemäßen Entsorgung anzuhalten. Eine Etablierung getrennter Sammelsysteme seitens der Entsorgungsträger ist auf kommunaler Ebene über Landesrecht und zugehörige kommunale Satzung möglich, wobei sich Apotheken im Rahmen einer freiwilligen Vereinbarung beteiligen können. Weiterreichend könnte auch eine bundesweite Verpflichtung der Hersteller von Pharmazeutika und der Apotheken als Vertreiber zur Schaffung geeigneter Rücknahmesysteme durch Rechtsverordnung nach § 25 KrWG geschaffen werden. Zusätzlich könnten Anreizsysteme für die Wahrnehmung dieser Entsorgungswege geschaffen werden.

12. Anreize zur Entwicklung umweltfreundlicher Arzneimittel

Die Umweltfreundlichkeit sollte als positiver Zusatznutzen im Rahmen der frühen Nutzenbewertung von Arzneimitteln eingeführt werden. (Bundesrepublik)

Eine Möglichkeit zur Verlängerung der Patentlaufzeiten für umweltfreundliche Arzneimittel sollte geschaffen werden. (EU und Bundesrepublik)

Weiterhin sollte die Entwicklung umweltfreundlicher Arzneimittel gezielt gefördert werden. (EU und Bundesrepublik)

13. Verschreibungspflicht aus Umweltschutzgründen für Tierarzneimittel

Bei einer Überarbeitung der VO (EU) 2019/6 sollte eine ausdrückliche Verschreibungspflicht aus Umweltgründen in Art. 34 aufgenommen werden.

14. Studie zur Durchführbarkeit eines wirkstoffbasierten Prüfungssystems

Die Kommission sollte der Aufforderung nach Art. 156 VO (EU) 2019/6, bis zum 28.1.2022 eine Studie zur Durchführbarkeit eines wirkstoffbasierten Prüfungssystems (im Folgenden „Monographie“) und anderer denkbarer Alternativen zur Umweltverträglichkeitsprüfung von Tierarzneimitteln vorlegen, die bei Bedarf in einen Legislativvorschlag münden soll, fristgerecht nachkommen. Ziel sollte es sein, den Zugang zu Daten über die Umweltverträglichkeit eines Wirkstoffes zu vereinfachen und die Durchführung von Tierversuchen weiter zu verringern.

15. Einhaltung von Hygiene- und Gesundheitsschutzmaßnahmen (Tierhalter)

Tierhalter sollten zur Erhaltung der Tiergesundheit und zur Reduzierung des Einsatzes von Tierarzneimitteln in besonderem Maße auf die Hygiene und den Gesundheitsschutz von Tieren achten.

16. Forschung zur Verbrauchsreduzierung und zum Abbau von Tierarzneimitteln (EU und BRD)

Der Einfluss von Hygiene- und Monitoring-Maßnahmen in der Tierhaltung auf den Verbrauch von Tierarzneimitteln wie auch der Einfluss des Umgangs mit den Tierausscheidungen (Lagerung, Vergärung oder Kompostierung) auf den Abbau von verabreichten Tierarzneimitteln sollten weiter erforscht werden mit dem Ziel, Verhaltenspflichten unter Berücksichtigung ihrer Praxistauglichkeit und Wirtschaftlichkeit begründen zu können.

Im Arzneimittelrecht ist zwischen den Regelungen für Humanarzneimittel und Tierarzneimittel zu unterscheiden.

4.3.1 Humanarzneimittelrecht**4.3.1.1 Derzeitiges Recht**

Bei der Beurteilung von Humanarzneimitteln kommt Umweltgesichtspunkten bislang keine maßgebliche praktische Bedeutung zu. Der Zulassungsantrag muss zwar eine Bewertung der möglichen Umweltrisiken des Arzneimittels nebst Möglichkeiten zu ihrer Begrenzung sowie Angaben über potentielle Risiken für die Umwelt mit Blick auf etwaige Vorsichts- oder Sicherheitsmaßnahmen im Umgang mit dem Arzneimittel beinhalten (Art. 6 Abs. 1 UAbs. 1 S. 1 VO (EG) Nr. 726/2004/EG i. V. m. Art. 8 Abs. 3 UAbs. 1 ca) und g) RL 2001/83/EG; § 22 Abs. 3c AMG; zu Einzelheiten s. die *Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use* der Europäischen Arzneimittelagentur EMA). Allerdings müssen vor 2005 zugelassene Arzneimittel nicht systematisch überprüft werden. Auch bei Generika konnte bislang von einer Umweltprüfung abgesehen werden, wenn nicht zu erwarten war, dass die Umweltkonzentration des Medikaments ansteigen

würde.⁵⁴ Allerdings zeichnen sich aktuell in den jüngsten Entwürfen und Strategiepapieren der Europäischen Kommission und der EMA Tendenzen ab, die Umweltrisikobewertung zu stärken und Generika nicht (mehr) von der Umweltrisikobewertung auszunehmen.⁵⁵ Durch die Prüfung der Umweltrisiken von Generika könnten schrittweise Erkenntnislücken hinsichtlich der schon auf dem Markt befindlichen und nicht überprüfungspflichtigen Altwirkstoffe geschlossen werden.

Aber auch festgestellte Umweltrisiken bleiben bei der zu treffenden arzneimittelrechtlichen Zulassungsentscheidung zum gegenwärtigen Stand gänzlich unberücksichtigt (Art. 26 Abs. 1, Art. 1 Nr. 28, 28a RL 2001/83/EG, Art. 12 Abs. 1 VO 726/2004/EG; § 25 Abs. 2 S. 1 Nr. 5, § 4 Abs. 27a, Abs. 28 AMG). Selbst die Erteilung von Auflagen zum Schutz der Umwelt ist nur möglich, sofern dies nicht auf eine Einschränkung der Zulassung (durch Beeinflussung des Inverkehrbringens oder der Verfügbarkeit für die Patienten) hinausläuft.⁵⁶ Daher kommen derzeit nur sog. „schwache Auflagen“⁵⁷, wie Hinweise zur ordnungsmäßigen Verwendung, Lagerung und Entsorgung in Betracht,⁵⁸ nicht aber die Einführung einer Verschreibungspflicht.⁵⁹

Die Umhüllung oder Primärverpackung eines Arzneimittels muss nach Art. 54 Abs. 1 lit. j RL 2001/83/EG Informationen über besondere Vorsichtsmaßnahmen für die Beseitigung nicht verwendeter Arzneimittel oder des Abfalls von Arzneimitteln sowie einen Hinweis auf bestehende geeignete Sammelsysteme enthalten. Um die Einhaltung der Vorschriften durchzusetzen, ist gemäß Art. 64 RL 2001/83/EG nach einer erfolglosen Abmahnung eine Aussetzung der Genehmigung möglich, bis die Etikettierungs- und die Packungsbeilage-Vorschriften der RL eingehalten werden.

Hinsichtlich der Entsorgung haben die Mitgliedstaaten gemäß Art. 127b RL 2001/83/EG sicherzustellen, dass geeignete Sammelsysteme für nicht verwendete oder abgelaufene Arzneimittel bestehen. In der Bundesrepublik Deutschland wird hierfür die Entsorgung über den Hausmüll, der sodann verbrannt oder mechanisch-biologisch behandelt wird,

⁵⁴ EMA, Doc. Ref. EMEA/CHMP/SWP/4447/00 corr 2, 1.6.2006, S. 10.

⁵⁵ EU-Kommission „Strategic Approach to Pharmaceuticals in the Environment“, COM (2019) 128 final 5.3; Entwurf zur Revision der Guideline on the environmental risk assessment of medicinal products for human use: EMEA/CHMP/SWP/4447/00 Rev. 1 v. 15.11.2018, S. 4 Z. 91 f.

⁵⁶ Kern, Katharina, Rechtliche Regulierung der Umweltrisiken von Human- und Tierarzneimitteln, 2010, S. 105; Schraitle, Rose, in: Fuhrmann, Stefan / Klein, Bodo / Fleischfresser, Andreas, Arzneimittelrecht, 2. Aufl. 2014, § 6 Rdnr. 147.

⁵⁷ Kern, Rechtliche Regulierung, S. 100.

⁵⁸ EMA Guideline, Doc. Ref. EMEA/CHMP/SWP/4447/00 corr 2, 1.6.2006, S. 9 f.

⁵⁹ Art. 71 RL 2001/83/EG; § 48 Abs. 2 Nr. 2 a) AMG; weitere Nachweise bei Jaeckel, Liv, DVBl. 2018, S. 1384, 1386.

als ausreichend angesehen.⁶⁰ Einem ergänzenden freiwilligen Rücknahmesystem der pharmazeutischen Unternehmen, dem fast $\frac{3}{4}$ der Apotheken angeschlossen waren, wurde 2009 durch Veränderungen in der Verpackungsverordnung die finanzielle Grundlage entzogen. Zurzeit existieren verschiedene regionale Projekte, bei denen Apotheken auf freiwilliger Basis Altmedikamente zurücknehmen und der ordnungsgemäßen öffentlichen Entsorgung zuführen.⁶¹

4.3.1.2 Veränderungsvorschläge

Über das bestehende Recht hinausgehend wird von einigen Stimmen die Einführung der Umweltverträglichkeit als echte Zulassungsvoraussetzung vorgeschlagen.⁶² Dies würde allerdings neben einem Eingriff in die Grundrechte der Hersteller auch einen erheblichen Eingriff in die Grundrechte der Patienten auf körperliche Unversehrtheit und ggf. auch auf das Leben bedeuten, da ihnen ein ansonsten verfügbares Medikament entzogen würde. Eine Rechtfertigung für einen solchen Eingriff wäre auch in Abwägung mit dem Umweltschutz zumindest bei lebensbedrohlichen oder schwerwiegenden Erkrankungen grundrechtlichen Bedenken ausgesetzt.⁶³ Aber auch bei leichteren Erkrankungen ist zu berücksichtigen, dass für eine fachgerechte Behandlung bei verschiedenen individuellen Patientendispositionen unterschiedliche Wirkstoffe notwendig sein können. In der Zusammenschau stellen sich daher komplexe Gewichtungen, in die neben den Umweltschutzinteressen auch das Interesse der Patienten an einer wirksamen therapeutischen Behandlung und das Interesse der Allgemeinheit an einer qualitativ hochwertigen medizinischen Versorgung einfließen müssen.

Insbesondere müsste ein Zulassungsverbot, um verfassungsgemäß zu sein, in seiner Ausgestaltung dem Schutz von Leben und Gesundheit ausreichend Rechnung tragen, indem es hinreichend abwägungsoffen ist. Politisch besteht gegenüber einem Zulassungsverbot eine große Zurückhaltung.⁶⁴ Dies gilt gerade auch für den neuen strategischen Ansatz der EU-Kommission, die es ausdrücklich zu ihren Zielen zählt, dass der Zugang zu einer sicheren und effektiven pharmazeutischen Behandlung nicht gefährdet werden darf.⁶⁵ Daher

⁶⁰ Deutscher Bundestag, Drucks. 17/6708, 17. Wahlperiode Antwort auf Kleine Anfrage, 29. 07. 2011 Ziff. 3.

⁶¹ Übersicht unter <https://arzneimittelentsorgung.de/home/>, abg. am 17.5.2019.

⁶² Insb. Kern, Katharina, Die Apotheke im Gewässer, ZUR 2011, 9, 12; dies., Rechtliche Regulierung, S. 251 ff.; civity Management Consultants, Arzneimittelverbrauch im Spannungsfeld des demografischen Wandels, 2017, S. 39.

⁶³ Näher Jaeckel, Liv, Arzneimittelrückstände in Gewässern – Neue Ansätze zur Bewältigung, DVBl. 2018, S. 1384; dies., Mikroschadstoffe in Gewässern – Rechtliche Vorschläge zur Problemlösung am besonderen Beispiel der Arzneimittel, in: dies. (Hrsg.), Ressourcen im globalen Kontext, 2019 im Erscheinen.

⁶⁴ S. exemplarisch Bundesrat, 943. Sitzung, 18.3.2016, Tagesordnungspunkt 33, Empfehlungen, 627/1/15, S. 24 f.

⁶⁵ EU-Kommission, COM(2019) 128 final unter 3.

erscheint es vorzugswürdig, den Blick auf die folgenden anderen Maßnahmen zu richten, die die Einträge in die Gewässer reduzieren, aber zugleich den Patientenbedürfnissen Rechnung tragen:

(1) Auflagen

Die Einführung einer Verschreibungspflicht aus Umweltgründen wäre auch mit Blick auf die Grundrechte der Patienten auf Leben und Gesundheit verfassungsrechtlich zulässig, da dem Patienten der Zugang zum Medikament dann zwar nur über den Arzt möglich ist, aber nicht gänzlich versagt wird.⁶⁶ Gleiches gilt auch für weitere Auflagen aus Umweltschutzgründen, wie etwa Vorgaben zur Packungsgröße.⁶⁷

(2) Ärztliche und pharmazeutische Ausbildung

In der derzeitigen ärztlichen Ausbildung kommt der Umweltrelevanz von Arzneimitteln keine und in der pharmazeutischen Ausbildung nur wenig Bedeutung zu.⁶⁸ Hier sollte sowohl die Ausbildung in der Pharmakologie als auch der Umweltrelevanz von Arzneimitteln gestärkt werden, insb. um die Ärzte zu befähigen, umweltfreundliche Alternativwirkstoffe unter Berücksichtigung der individuellen Patientenbedürfnisse zu empfehlen und zu verschreiben.⁶⁹

Darüber hinaus sollte die Zusammenarbeit von Ärzten und Apothekern mit Blick auf die Umweltrelevanz von Arzneiwirkstoffen gestärkt werden. Hierfür sollten Einrichtungen wie die des schon teilweise vorgeschriebenen⁷⁰ oder erprobten⁷¹ Stationsapothekers oder auch die Einrichtung von pharmazeutischen Beratungsstellen für Ärzte fruchtbar gemacht werden.

(3) Transparenz

Um die Ärzte und Apotheker in die Lage zu versetzen, unter den medizinisch geeigneten Arzneimitteln die umweltfreundlichen Präparate zu verschreiben bzw. zu empfehlen, sollten die europäischen und deutschen Regelungen zu Fachinformationen und Packungsbeilagen so geändert werden, dass Hinweise zur Umweltrelevanz der Wirkstoffe aufzunehmen sind. Dies erfordert weitere Forschung zur Umweltwirksamkeit von Medikamenten.

⁶⁶ Kern, Rechtliche Regulierung, S. 267.

⁶⁷ In diesem Sinne auch EU-Kommission, Strategischer Ansatz für Arzneimittel in der Umwelt, COM(2019) 128 final v. 11.3.2019, unter 5.4.

⁶⁸ Approbationsordnung für Ärzte; hierzu Jaeckel, Liv, DVBl. 2018, S. 1384, 1387.

⁶⁹ In diesem Sinn auch der EU-Kommission, Strategischer Ansatz für Arzneimittel in der Umwelt, COM (2019) 128 final v. 11.3.2019, unter 5.1.

⁷⁰ So in Niedersachsen.

⁷¹ Exemplarisch am Universitätsklinikums Carl Gustav Carus Dresden.

Soweit darüber hinaus eine Einordnung der Umweltverträglichkeit von Arzneimitteln nach einem Ampelsystem wie in Schweden vorgeschlagen wird, ist zu beachten, dass hierfür nachvollziehbare und verhältnismäßige Kriterien geschaffen werden müssen und ausreichende Rechtsschutzmöglichkeiten eingeräumt werden. Zudem sollten Informationen so gestaltet werden, dass Patienten nicht beunruhigt werden und notwendige Medikamente nicht mehr einnehmen.

(4) Entsorgungshinweise und Aufklärung der Patienten

Der von Teilen der Bevölkerung noch immer falsch durchgeführten Entsorgung über das Abwasser sollte entgegengewirkt werden, indem eine Verpflichtung zum Aufdruck entsprechender Hinweise auf der Verpackung bzw. Packungsbeilage des Medikaments eingeführt wird. Zudem sollten Aufklärungskampagnen, die bereits erste Verhaltensänderungen bewirkt haben,⁷² weiter fortgeführt werden.

(5) Rücknahmesysteme

Durch die Etablierung gesonderter Rücknahmesysteme für nicht verwendete oder abgelaufene Arzneimittel könnte die Bevölkerung zusätzlich zur ordnungsgemäßen Entsorgung angehalten werden. Zudem könnte auf diese Weise sichergestellt werden, dass die Wirkstoffe in die Verbrennung gelangen, die gegenüber der mechanisch-biologischen Behandlung mit anschließender Deponierung vorzugswürdig erscheint. Eine Etablierung getrennter Sammelsysteme seitens der Entsorgungsträger ist auf kommunaler Ebene über Landesrecht und zugehörige kommunale Satzung möglich, wobei sich Apotheken im Rahmen einer freiwilligen Vereinbarung beteiligen können.⁷³ Weiterreichend könnte auch eine bundesweite Verpflichtung der Hersteller von Pharmazeutika und der Apotheken als Vertreiber zur Schaffung geeigneter Rücknahmesysteme durch Rechtsverordnung nach § 25 KrWG geschaffen werden. Ggf. könnten zusätzlich Anreizsysteme für die Wahrnehmung dieser Entsorgungswege eingerichtet werden.⁷⁴

(5) Finanzielle Anreize

Als finanzieller Negativanreiz wird von einigen Stimmen eine Abgabe der Arzneimittelhersteller vorgeschlagen, die zur Finanzierung einer vierten Reinigungsstufe verwendet werden soll.⁷⁵ Der Vorschlag ist insofern Bedenken ausgesetzt, da eine Sonderabgabe als Ausnahme von der grundgesetzlichen Finanzordnung gesondert begründet werden muss.

⁷² DSADS - Den Spurenstoffen auf der Spur in Dülmen, http://www.no-pills.eu/wp-content/uploads/2015/10/DSADS_Poster_DE.pdf, abg. am 22.5.2019.

⁷³ S. für Sachsen § 2 Sächsisches Kreislaufwirtschafts- und Bodenschutzgesetz sowie exemplarisch Abfallwirtschaftssatzung der Stadt Leipzig 2019/20, dort § 2 Abs. 6 und § 15 Abs. 3.

⁷⁴ Exemplarisch Binee, <https://www.binee.com/de/medibinee/> abg. am 22.5.2019.

⁷⁵ Gawel, Erik / Köck, Wolfgang u.a., Arzneimittelabgabe – Inpflichtnahme des Arzneimittelsektors für Maßnahmen zur Reduktion von Mikroschadstoffen in Gewässern, UBA-Texte 115/2017.

Mögliche Gründe können eine *gruppenspezifische* Verantwortung oder ein *gruppenspezifischer* Nutzen sein. Für eine pauschale gruppenbezogene Abgabe fehlt es aber an einer *kollektiven* Verantwortung der *Gruppe* der Hersteller, da sich die Arzneimittel der einzelnen Hersteller in ihrer Umweltverträglichkeit deutlich unterscheiden können. Auch der weitere mögliche Grund eines gruppenbezogenen Vorteils besteht nicht, wenn die Abgabe gerade nicht den Herstellern, sondern der Abwasserreinigung zugutekäme.⁷⁶ Möglich wäre aber eine Abgabe, die an die jeweilige Umweltbelastung der einzelnen Arzneimittel anknüpft. Freilich wäre bei der Bewertung der Umweltbelastung auch die Höhe der üblichen Dosis und ggf. auch der Nutzen für den Patienten und die Allgemeinheit (etwa bei Impfstoffen) zu berücksichtigen. Zudem erweist sich die Anreizwirkung im Verhältnis zu den hohen Entwicklungskosten eines Arzneimittels und der Möglichkeit, die Kosten für die Abgabe in den Bereich der durch die gesetzlichen Krankenkassen erstatteten Medikamente abzuwälzen als begrenzt.⁷⁷

Ein positiver Anreiz zur Entwicklung umweltfreundlicher Arzneimittel könnte dagegen gesetzt werden, wenn die Umweltfreundlichkeit als positiver Zusatznutzen im Rahmen der frühen Nutzenbewertung von Arzneimitteln eingeführt würde.⁷⁸

Weitere Forschungsanreize könnten durch eine Verlängerung der Patentlaufzeiten für umweltverträgliche Arzneimittel sowie durch eine gezielte Forschungsförderung für umweltverträgliche Arzneimittel vergleichbar der zur Entwicklung neuer Antibiotika gesetzt werden.

4.3.2 Tierarzneimittelrecht

Für Tierarzneimittel⁷⁹ gilt derzeit noch die RL 2001/82/EG, die mit Wirkung zum 28.01.2022 durch die VO (EU) 2019/6 abgelöst wird. Auch für Tierarzneimittel sind im Genehmigungsverfahren Unterlagen zur Umweltverträglichkeit vorzulegen (Art. 31 Abs. 1 VO (EG) Nr. 726/2004/EG iVm. Art. 12 Abs. 3 und Anhang I RL 2001/82/EG, ab 28.1.2022 Art. 8 Abs. 1 lit. b) iVm. Anhang II VO (EU) 2019/6).

Im Gegensatz zum Humanarzneimittelrecht kann eine Genehmigung im Tierarzneimittelrecht im zentralen europäischen Verfahren versagt werden, wenn das Nutzen-Risiko-Ver-

⁷⁶ Vertiefend zum Ganzen Jaeckel, Liv, DVBl. 2018, S. 1384, 1388 ff.

⁷⁷ Gawel / Köck, Arzneimittelabgabe, S. 69.

⁷⁸ Vertiefend Jaeckel, Liv, DVBl. 2018, S. 1384, 1390 ff.

⁷⁹ Zu Auswirkungen von Tierarzneimitteln auf die Umwelt UBA, Effekte von Antibiotika, Antiparasitika und Hormonen auf Nichtzielorganismen, 2017 <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/421/dokumente/effekte-tierarzneimittel-auf-nichtzielorganismen-lang.pdf> abg. am 6.6.2019.

hältnis des Tierarzneimittels unter den genehmigten Verwendungsbedingungen ungünstig ausfällt, wobei in die Beurteilung auch unerwünschte Auswirkungen auf die Umwelt und ab 28.1.2022 auch Risiken aufgrund von Resistenzentwicklungen einzubeziehen sind (Art. 30 UAbs. 2 lit. a iVm. Art. 1 Nr. 19, 20 RL 2001/82/EG; künftig Art. 37 Abs. 2 lit b) u. i) iVm. Art. 4 lit. 19, 20 VO (EU) 2019/6; zum dt. Recht: § 25 Abs. 2 S. 1 Nr. 5, § 4 Abs. 27b, Abs. 28 AMG).⁸⁰

Im Verfahren der gegenseitigen Anerkennung und im dezentralisierten Verfahren können Mitgliedstaaten die Zustimmung aus bestimmten Gründen verweigern, wobei zu diesen Gründen neben einer potenziellen schwerwiegenden Gefahr für die Gesundheit von Mensch oder Tier auch eine entsprechende Gefahr für die Umwelt zählt (Art. 33 Abs. 1 RL 2001/82/EG, künftig Art. 49 Abs. 5; Art. 52 Abs. 6 VO (EU) 2019/6).⁸¹ Die Beurteilung der Umweltverträglichkeit wird durch Leitlinien der Kommission und der EMA spezifiziert.⁸² Nach Ziff. 2.3. der Kommissionsleitlinien wird ein schwerwiegendes Risiko für die Umwelt bei einem „große(n) Risiko für einen oder mehrere Umweltbereiche (z.B. Luft, Wasser, Boden)“ festgestellt, wenn dieses „nicht durch Risikomanagementstrategien verringert werden kann (...), die sicherstellen, dass kein nicht annehmbares Risiko mit der Nutzung und Entsorgung dieses Produkts verbunden ist.“ Bislang wurde freilich nur wenigen Tierarzneimitteln die Zulassung aus Umweltschutzgründen versagt.⁸³

Die ab dem 28.01.2022 wirksam werdende VO (EU) 2019/6 zielt darauf, die Umweltverträglichkeitsprüfung zu stärken und stärker mit dem Wasserrecht zu verknüpfen (s. Erwägungsgründe 31, 32, 35). So sieht Art. 18 Abs. 7 der VO nunmehr ausdrücklich vor, dass die zuständige Behörde / Agentur für generische Tierarzneimittel Daten zur Umweltsicherheit verlangen kann, wenn das Referenztierarzneimittel vor dem 1.10.2005 zugelassen wurde (s. zudem auch Art. 72 VO (EU) 2019/6). Das bereits zuvor bestehende Pharmakovigilanz-System wird weiter ausgebaut; insb. sollen Meldungen zu mutmaßlich unerwünschten Ereignissen wie Beobachtungen von Umweltvorfällen (z.B. Bodenkontaminationen oder hohe Konzentrationen in aus Oberflächenwasser hergestelltem Trinkwasser)

⁸⁰ Zum Abwägungsvorgang näher Kern, *Rechtliche Regulierung*, S. 164 ff.

⁸¹ Dass in diesen Verfahren eine „schwerwiegende“ Gefahr erforderlich ist, ist auf die andere Rolle des Mitgliedstaates zurückzuführen, der nicht selbst für die Genehmigungserteilung oder den Referenzbericht zuständig ist, sondern Gründe vorbringen muss, weshalb er dem Vorschlag des zuständigen Mitgliedstaates nicht folgen will. Es schließen sich ein Koordinierungsverfahren sowie ein Verfahren vor der Kommission an, deren Entscheidung durch die europäische Gerichtsbarkeit überprüft werden kann.

⁸² EU-Kommission, Leitlinien zur Definition einer potenziellen schwerwiegenden Gefahr für die Gesundheit von Mensch und Tier oder die Umwelt im Sinne von Artikel 33 Absätze 1 und 2 der Richtlinie 2001/82/EG — März 2006 (2006/C 132/08), Amtsblatt der Europ Union C 132/32 v 7.6.2006; EMA, Guideline on environmental impact assessment for veterinary medicinal products in support of the VICH guidelines GL6 and GL38 v. 24.6.2016.

⁸³ UBA, Umweltaspekte bei der Zulassung von Tierarzneimitteln, <https://www.umweltbundesamt.de/umweltaspekte-bei-der-zulassung-von>, abg. am 6.6.2019.

nach Verabreichung eines Tierarzneimittels gesammelt werden (Art. 73 Abs. 2 lit. c; Erwägungsgrund 56 VO (EU) 2019/6).⁸⁴ Zudem soll die Kommission nach Art. 156 VO (EU) 2019/6 bis zum 28.1.2022 eine Studie zur Durchführbarkeit eines wirkstoffbasierten Prüfungssystems (im Folgenden „Monographie“) und anderer denkbarer Alternativen zur Umweltverträglichkeitsprüfung von Tierarzneimitteln vorlegen, der bei Bedarf in einen Legislativvorschlag münden soll. Hierdurch könnte der Zugang zu Daten über die Umweltverträglichkeit eines Wirkstoffes vereinfacht werden und die Durchführung von Tierversuchen verringert werden (Erwägungsgrund 35 der VO). Erwägungsgrund 32 betont zudem die Verknüpfung mit dem europäischen Wasser- und Industrieemissionsschutzrecht; insb. soll bei Bedarf eine Aufnahme in die Überwachungsliste oder in die Liste der prioritären Stoffe nach der UQN-RL geprüft sowie Maßnahmen zur Senkung der Emissionen des Stoffes in die Umwelt bestimmt werden. Als mögliche Maßnahme, um Emissionen bei der Produktion entgegenzuwirken, wird ausdrücklich auch die Befolgung der Besten Verfügbaren Techniken (BVT) nach der RL 2010/75/EU genannt.

Eine ausdrückliche Verschreibungspflicht aus Umweltgründen besteht nach Art. 34 Abs. 1 VO allerdings nicht; möglich ist aber eine Einstufung als verschreibungspflichtig, wenn die Fachinformation besondere Vorsichtsmaßnahmen enthält, unter die nach Art. 35 Abs. 1 lit. c) v auch besondere Vorsichtsmaßnahmen zum Schutz der Umwelt fallen.⁸⁵ Hier wäre die Aufnahme einer ausdrücklichen Verschreibungspflicht aus Umweltgründen wünschenswert.

Art. 123 Abs. 3 d) VO stellt nunmehr ausdrücklich klar, dass die Behörden bei ihren Kontrollen auch die Folgen für die Umwelt zu beachten haben. Bei Risiken, die sofortiges Handeln erfordern, sind befristete Sicherheitsbeschränkungen und bei einer nicht mehr positiven Risiko-Nutzen-Bilanz, die ja auch unerwünschte Auswirkungen auf die Umwelt einschließt, die Anordnung des Ruhens, der Widerruf der Zulassung und Verbote möglich (insb. Art. 129, 130, 134 VO). Zudem wird das Recht der Mitgliedstaaten betont, aus Umweltschutzgründen Bedingungen für den Einzelhandel festzulegen (Art. 103 Abs. 6 VO). Zudem müssen die Mitgliedstaaten nach Art. 117 VO (EU) 2019/6 geeignete Sammel- und Entsorgungssysteme für Alt-Tierarzneimittel sicherstellen.

Die zulässige Menge der verschriebenen Tierarzneimittel ist auf die zur Behandlung oder Therapie erforderliche Menge beschränkt (Art. 105 Abs. 6 VO (EU) 2019/6, zuvor schon Art.

⁸⁴ Derzeit noch Art. 73 UAbs. 4 RL 2001/82/EG.

⁸⁵ Zudem dürften viele der in der Praxis verwendeten Tierarzneimittel verschreibungspflichtig sein, weil sie für der Lebensmittelgewinnung dienende Tiere bestimmt sind, Art. 34 Abs. 1 lit. b). Zum dt. Recht s. § 48 Abs. 2 Nr. 2 lit. a) sowie zu möglichen Auflagen aus Umweltschutzgründen § 28 Abs. 1 AMG.

RL 2001/82/EG). Untersuchungen zu Tierarzneimittelrückständen in Lebensmitteln nach der RL 96/23/EG deuten zumindest für diesen Bereich auf hohe Einhaltungquoten hin.⁸⁶

Ein besonderes Augenmerk legt die VO (EU) 2019/6 zudem auf die Risiken durch Resistenzentwicklung gegenüber antimikrobiellen Wirkstoffen (insb. Art. 4 Nr. 19 lit. c); 37 Abs. 2 lit. f), die als gesonderte Problematik hier nicht vertieft werden kann.

Forschungsergebnisse zeigen zum einen den Einfluss von Hygiene- und Monitoring-Maßnahmen in der Tierhaltung auf den Verbrauch von Tierarzneimitteln wie auch den Umgang mit den Tierausscheidungen (Lagerung, Vergärung oder Kompostierung) auf den Abbau von verabreichten Tierarzneimitteln.⁸⁷ Hierzu sollte weiter geforscht werden mit dem Ziel, ggf. Verhaltenspflichten unter Berücksichtigung ihrer Praxistauglichkeit und Wirtschaftlichkeit begründen zu können.

⁸⁶ Efsa, Report for 2016 on the results from the monitoring of veterinary medicinal product residues and other substances in live animals and animal products v. 13.6.2018; Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit, Jahresbericht 2017 zum Nationalen Rückstandskontrollplan (NRKP), S. 5.

⁸⁷ Rodrigo Vidaurre u.a., in UBA (Hrsg.), Konzepte zur Minderung von Arzneimitteleinträgen aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung in die Umwelt, Nov. 2016, insb. S. 71 ff., 86 ff.

4.4 Chemikalienrecht

Handlungsempfehlungen zum Chemikalienrecht

17. Verbesserte Kontrolle der REACH-Registrierungsdossiers durch die Europäische Chemikalienagentur (ECHA)

Die ECHA sollte die Kontrolle der REACH-Registrierungsdossiers wirksamer und effizienter ausüben. Der Gemeinsame Aktionsplan von ECHA und EU-Kommission sollte umgesetzt werden.

18. Klarere Gestaltung der Anforderungen

Die Bewertungs- wie auch die Beschränkungs- und Zulassungsverfahren sollten effizienter gestaltet werden, u.a. sollten die Sicherheitsdatenblätter verbessert und für die Notwendigkeit von Tierversuchen und die Bewertung von Gefahren klarere Kriterien aufgestellt werden. Insbesondere für kleine und mittlere Unternehmen sollte die Hilfestellung seitens der ECHA verbessert werden. Insgesamt ist ein besonderes Augenmerk auf die besorgniserregenden Stoffe zu legen.

19. Erfüllung der Aktualisierungspflichten

Die Unternehmen sind aufgefordert, ihren Aktualisierungspflichten nachzukommen. Der Aktionsplan des europäischen Chemieverbands Cefic ist zu begrüßen. Ggf. sollten aber auch Sanktionsmöglichkeiten seitens der Behörden genutzt werden.

20. Nanomaterialien

Die EU-Kommission sollte überprüfen, ob die Jahresmengenschwellen speziell für Nanomaterialien angepasst werden sollten.

21. CLP-Verordnung

Mit Blick auf Art. 5 Abs. 1 S. 2 CLP-VO, der sich auch auf Umweltgefahren bezieht, sollten die Leitlinien der ECHA zur Anwendung der CLP-Kriterien dahin geändert werden, dass auch in Bezug auf Umweltgefahren möglichst die jeweils kleinste Partikelgröße eines Stoffes zugrunde zu legen ist.

Das Chemikalienrecht ist ebenfalls stark europarechtlich geprägt. Die in Deutschland unmittelbar geltende VO (EG) 1907/2006 (REACH-VO) sieht ein Registrierungs-, Bewertungs- und ggf. Zulassungsverfahren von Chemikalien vor, wobei Stoffe, die bereits einem anderen Rechtsregime unterliegen, darunter auch Arzneimittel, ganz oder von wesentlichen Teilen der VO ausgenommen sind, Art. 2 REACH-VO. Mit dem Ende der letzten Registrierungsphase zum 31.5.2018 für die in der EU vorhandenen bzw. hergestellten Altstoffe (phase-in-Stoffe) steht nun die Stoffbewertung mit möglichen anschließenden Zulassungserfordernissen (Art. 60 ff., Anhang XIV REACH-VO) oder Beschränkungsmaßnahmen (Art. 67 ff., Anhang XVII REACH-VO) im Vordergrund (Art. 48 REACH-VO).

Allerdings gibt es erhebliche Kritik an der Qualität der zugrunde zu legenden Registrierungsdossiers, die nach 2015 veröffentlichten Untersuchungen des Bundesinstituts für Risikobewertung und des Umweltbundesamtes zu einem beachtlichen Anteil nicht den

Anforderungen genügen sollen⁸⁸, wobei die Erfüllungsquote gerade im Hinblick auf die Aquatische Toxizität besonders gering ist (4 %).⁸⁹ Immerhin haben sich die Zahlen für 2018 verbessert,⁹⁰ es besteht aber, wie auch von der EU-Kommission eingeräumt wird,⁹¹ weiterhin Handlungsbedarf.⁹² Dabei gilt es u.a., die Bewertungs- wie auch die Beschränkungs- und Zulassungsverfahren effizienter zu gestalten, die Sicherheitsdatenblätter zu verbessern, für die Notwendigkeit von Tierversuchen und die Bewertung von Gefahren klarere Kriterien aufzustellen und die Unternehmen anzuhalten, ihren Aktualisierungspflichten nachzukommen, wobei ein besonderes Augenmerk auf die besorgniserregenden Stoffe zu legen ist.⁹³ Zur Verbesserung haben die EU-Kommission und die ECHA einen gemeinsamen Aktionsplan vorgelegt, der darauf zielt, dass alle bis zur Frist 2018 eingereichten Dossiers bis 2023 (für 100 tpa oder mehr) bzw. 2027 (für 1-100 tpa) von der ECHA durchgesehen sein werden.⁹⁴

Insbesondere sollen die Anforderungen an die Dossiers klarer gestaltet werden und die Mindestanzahl der Prüfungen der ECHA durch einen Vorschlag der Kommission zur Änderung von Art. 41 Abs. 5 RECh-VO von 5 % auf 20 % erhöht werden. Außerdem sind eine Kooperationsvereinbarung zwischen der ECHA und dem europäischen Chemieverband Cefic⁹⁵ sowie ein Aktionsplan der Chemieindustrie zur freiwilligen Überprüfung und ggf. Anpassung der Dossiers ins Leben gerufen worden.⁹⁶

Hinsichtlich des Zulassungsverfahrens zeigt sich, dass die jüngere europäische Rechtsprechung⁹⁷ die der RECh-VO zugrundeliegenden Ziele, die menschliche Gesundheit und die

⁸⁸ Daten für 2015: Bundesinstitut für Risikobewertung, Mitteilung Nr. 022/2015 v. 22. Juli 2015, S. 4 f. und UBA, REACH Compliance: Data Availability of REACH Registration, Part 1: Screening of chemicals > 1000 tpa, 2015: konform: 0,1%, nicht-konform: 58%, komplex und daher nicht abschließend bewertet: 42%; Daten für 2018: .

⁸⁹ Für 2015 Bundesinstitut für Risikobewertung, Mitteilung Nr. 022/2015 v. 22. Juli 2015, S. 4 f.

⁹⁰ Bundesinstitut für Risikobewertung, Mitteilung Nr. 030/2018 des BfR vom 25. September 2018: konform: 31 % (1000 tpa oder mehr) bzw. 44 % (100 bis 1000 tpa); nicht konform: durchschnittlich ca. 32 %

der Dossiers (1000 tpa oder mehr), ca. 19 % (100 und 1000 tpa).

⁹¹ EU-Kommission, Mitteilung v. 5.3.2018, COM (2018) 116 final.

⁹² BUND, Hintergrund und Erläuterungen zur REACH-Registrierung, 20.5.2019; hierzu die Stellungnahme des VCI, Presseinformation v. 21. 5.2019, der darauf hinweist, dass gerade die Notwendigkeit von Tierversuchen für die REACH-Dossiers sehr umstritten ist.

⁹³ EU-Kommission, Mitteilung v. 5.3.2018, COM (2018) 116 final; EU-Kommission, Optionen zur Regelung der Schnittstelle zwischen Chemikalien-, Produkt- und Abfallrecht, COM (2018) 32 final und SWD(2018) 20 final.

⁹⁴ ECHA-EU Kommission, REACH Evaluation Joint Action Plan v. 24.6.2019.

⁹⁵ ECHA-Cefic, Joint Statement v. 14.6.2018.

⁹⁶ VCI, Presseinformation v. 26.6.2019.

⁹⁷ EuG, T-837/16 v. 7.3.2019 (Kommission v. Schweden), Rechtsmittel noch anhängig: C-389/19 P; dazu Raupach, Michael, Rechtsunsicherheit bei REACH-Zulassung, Stoffrecht 2019, 26; EuGH, C-419/17 P (DEHP) .

Umwelt zu schützen und besorgniserregende Stoffe schrittweise durch umweltfreundlichere Alternativen zu ersetzen, ernst nimmt, und sich damit in die jüngeren umweltfreundlichen Tendenzen der Europäischen Gerichte auch zu anderen Rechtsgebieten einreicht.

Eine besondere Herausforderung stellen Stoffe in Nanogröße⁹⁸ dar, weil sie aufgrund quantenmechanischer Effekte und der stärker wirksam werdenden Oberflächeneigenschaften ganz andere Eigenschaften aufweisen können als derselbe Stoff in Makroform.⁹⁹ Dessen ungeachtet gab es bislang keine Verpflichtung der Registranten, eigens Informationen zur Nanoform eines Stoffes aufzunehmen.¹⁰⁰ Immerhin aber wurden Kohlenstoff und Grafit von der Liste der gut bekannten Stoffe mit minimalem Risiko nach Art. 2 Abs. 7 REACH-VO iVm. Anhang IV gestrichen, da aufgrund der zunehmenden Verwendung in Nanoform eine Ausnahme von den Registrierungspflichten nicht mehr gerechtfertigt sei.¹⁰¹

Allgemeiner sollen nano-skalige Stoffe nun mit der jüngeren Änderung der REACH-VO erfasst werden,¹⁰² die ab 1.1.2020 wirksam wird und insbesondere darauf zielt, die spezifischen Eigenschaften von Nanomaterialien im Rahmen der Testanforderungen zu berücksichtigen (darunter auch zur Wasserlöslichkeit).¹⁰³ Es müssen alle Nanoformen eines Stoffes im Stoffsicherheitsbericht aufgenommen werden. Allerdings bleiben die grundlegenden Jahreshemenschwellen bestehen, die von vielen Nanomaterialien nicht überschritten werden, mit der Folge, dass diese nicht registrierungspflichtig sind und damit keine Datenlage geschaffen wird.¹⁰⁴

Die VO (EG) 1272/2008 (CLP-VO) enthält in Umsetzung des weltweit harmonisierten UN-Globally Harmonized System of Classification, Labelling and Packaging of Chemicals Vorschriften zur Einstufung, Kennzeichnung und Verpackung von chemischen Stoffen. Wiederum sind bestimmte Bereiche (insb. Arzneimittel) nach Art. 1 Abs. 5 ausgenommen; Mengenschwellen bestehen nicht. Nanoformen sind nicht speziell erwähnt, jedoch bezie-

⁹⁸ Zur Definition von Nanomaterialien die Empfehlung der EU-Kommission 2011/696/EU, die auch der die REACH-VO abändernden VO (EU) 2018/1881 zugrundeliegt.

⁹⁹ Jaeckel, Gefahrenabwehrrecht und Risikodogmatik, 2010, S. 33 ff.

¹⁰⁰ ECHA, Decision of the Board of Appeal, 2.3.2017, Case A-011-2014, Rz. 63 ff.; Hermann, Andreas u.a., Rechtsfragen zur Anwendung des Stoffbegriffs auf Nanomaterialien im Rahmen der REACH-Verordnung, Endbericht im Auftrag des UBA v. 29.11.2012, 2.3.4., s. auch Callies/Stockhaus, DVBl. 2011, 921, 924; Raupach, StoffR 2012, 3, 7; Schenten, Rechtliche Gewährleistung eines hohen Schutzniveaus bei Nanomaterialien in REACH, 1. Aufl., S. 109; Pache, in Koch/Hofmann/Reese, Handbuch Umweltrecht, 5. Aufl., § 12, Rn. 88; Gross, StoffR 2014, 151, 155.

¹⁰¹ VO (EG) Nr. 987/2008, Erwägungsgrund 3.

¹⁰² VO (EU) 2018/1881.

¹⁰³ Künftig in Anhang VII 7.7 REACH-VO.

¹⁰⁴ Pache, in: Koch/Hofmann/Reese, Handbuch Umweltrecht, 5. Aufl., § 12, Rn. 70; Rucricreto, Nanomaterialien im Europäischen Stoffrecht, 1. Aufl., S. 127.

hen sich die Pflichten auf die jeweilige Form, in der ein Stoff in Verkehr gebracht und voraussichtlich verwendet wird.¹⁰⁵ Hinsichtlich der Gefahren für die menschliche Gesundheit gestehen die Leitlinien der ECHA¹⁰⁶ zu, dass nicht jede Form eines Stoffes eigens getestet werden kann, im Allgemeinen soll aber die jeweils kleinste Partikelgröße zugrunde gelegt werden, womit ggf. Nanoformen erfasst würden. Dagegen wird für die Einstufung eines Stoffes hinsichtlich der Umweltgefahren die Form als im Allgemeinen nicht entscheidend angesehen.¹⁰⁷ Hier wäre mit Blick auf Art. 5 Abs. 1 S. 2 CLP-VO, der sich auch auf Umweltgefahren bezieht, eine Anpassung der Leitlinien dahin wünschenswert, dass auch in Bezug auf Umweltgefahren die jeweils kleinste Partikelgröße eines Stoffes zugrunde zu legen ist.¹⁰⁸

¹⁰⁵ Art. 5 Abs. 1 UAbs. 2, Art. 6 Abs. 1 UAbs. 2, Art. 8 Abs. 6, Art. 9 Abs. 5 CLP-VO.

¹⁰⁶ ECHA, Guidance on the Application of the CLP Criteria, Version 5.0, July 2017, S. 58 f.

¹⁰⁷ ECHA, Guidance on the Application of the CLP Criteria, Version 5.0, July 2017, S. 59.

¹⁰⁸ Schenten, Julian, Rechtliche Gewährleistung eines hohen Schutzniveaus bei Nanomaterialien in REACH, 2017, S. 158; s. auch Rucricreto, Nanomaterialien im Europäischen Stoffrecht, 1. Aufl., S. 284 f.

4.5 Düngemittelrecht

Handlungsempfehlungen zum Düngemittelrecht

22. Umsetzung der Vorgaben der Nitratrichtlinie in das deutsche Recht

Den fortbestehenden Umsetzungsmängeln sollte angesichts der Bedeutung der Nitrat-Belastung für das Trinkwasser und die Kosten, die für dessen Aufbereitung entstehen, dringend abgeholfen und die seit Jahren überfällige Anpassung an die europäischen Vorgaben zeitnah vorgenommen werden; dies gilt insbesondere mit Blick auf das Erreichen des Ziels einer ausgewogenen Nährstoffbilanz, angemessene Berechnungsgrundlagen zur Bedarfsermittlung, die nötigen Sperrzeiten und ihre Differenzierung nach bodenklimatischen Zonen und anderen Umweltfaktoren, das Fassungsvermögen von Behältern zur Lagerung von Dung, die Beachtung der EU-Vorgaben zum Ausbringen von Düngemitteln auf geeigneten Flächen und des Verbots des Ausbringens auf gefrorenen Böden. Ergänzend sollten die Abstandsregeln zum Ausbringen von Düngemitteln in der Nähe von Gewässern auf fünf Meter ausgedehnt werden, wobei die Flächen als ökologische Vorrangflächen angerechnet werden könnten.

23. Instrumente zur Einhaltung der düngerechtlichen Vorgaben

Die Einhaltung des Düngerechts sollte stärker kontrolliert und Verstöße mit strengeren Sanktionen belegt werden. Technische/digitale Konzepte, die den Nährstoffgehalt natürlicher Dünger beim Ausbringen bestimmen und mit der Pflanzenart sowie den Boden- und Wetterbedingungen abgleichen, sollten gefördert werden.

24. Arzneimittelrückstände im Tierdung

Zur Verringerung von Arzneimittelrückständen, die mit dem ausgebrachten Tierdung auf die Felder und anschließend in die Gewässer gelangen, sind Überprüfungen der Rückstände und ggf. die Festsetzung von Grenzwerten und Ausbringungsbeschränkungen erforderlich. Dabei ist zu beachten, dass sich eine gezielte Lagerung des Dungs auf den Abbau von Tierarzneimitteln insb. durch Mikroorganismen auswirken kann.

Für das Düngemittel gilt, ebenso wie für die nachfolgend dargestellten Pflanzenschutzmittel und Biozide, dass die Einträge im Schwerpunkt nicht über die Kanalisation und Kläranlage – dies kann aber über Hofabläufe geschehen – entwässert werden, sondern über die Felder ausgewaschen werden und auf diese Weise in den Wasserhaushalt gelangen. Daher ist bei der Regulierung der Anwendung dieser Stoffe zu bedenken, dass keine Reinigung des betroffenen Gewässers durch die Kläranlage erfolgt.

Das Dünge- und Düngemittelrecht wird auf europäischer Ebene maßgeblich durch die VO (EG) 2003/2003 (Düngemittel-VO),¹⁰⁹ die laut Plan zum 16.7.2022 durch die neue EU-Düngeprodukte-VO (EU) 2019/1009 ersetzt werden wird, sowie durch die RL 86/278/EWG (Klärschlamm-RL)¹¹⁰ und die RL 91/676/EWG (Nitrat-RL)¹¹¹ geregelt.

¹⁰⁹ Verordnung (EG) Nr. 2003/2003 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 13. Oktober 2003 über Düngemittel, ABl. Nr. L 304 S.1 (EG-Düngemittel-VO).

¹¹⁰ Richtlinie des Rates vom 12. Juni 1986 über den Schutz der Umwelt und insbesondere der Böden bei der Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft (86/278/EWG), ABl. Nr. L 181 S. 6 (Klärschlamm-RL).

¹¹¹ Richtlinie des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen (91/676/EWG), ABl. Nr. L 375 S. 1 (EU-Nitratrichtlinie).

Die derzeit noch geltende VO (EG) 2003/2003 regelt die zum freien Verkehr innerhalb der EU zugelassen sog. EG-Düngemittel (Art. 3 iVm. Anhang I der VO). Zur Aufnahme eines Düngemitteltyps in Anhang I ist nach Art. 14 lit. c) VO (EG) 2003/2003 auch erforderlich, dass dieser keine schädlichen Wirkungen für die Gesundheit von Menschen, Tieren oder Pflanzen bzw. die Umwelt hat. Ammoniumnitratdünger mit hohem Stickstoffgehalt müssen neben den allgemeinen Anforderungen nach Art. 26 Abs. 1 auch den Bestimmungen des Anhangs III Abschnitt 1 der VO entsprechen. EG-Düngemittel dürfen von den Mitgliedstaaten weder verboten, beschränkt, noch behindert werden, vgl. Art. 5 VO, außer es besteht ein berechtigter Grund zu der Annahme, dass sie ein Risiko für die Sicherheit oder Gesundheit von Menschen, Tieren oder Pflanzen darstellen oder die Umwelt gefährden. In diesem Fall ist nach Art. 15 Abs. 1 VO (EG) 2003/2003 die vorläufige Untersagung oder Unterwerfung unter besondere Bedingungen zulässig, bis die Kommission eine Entscheidung im Sinne des Art. 15 Abs. 2 über die Angelegenheit getroffen hat.

Die neue EU-Düngeprodukte-VO steht stärker im Kontext der Kreislaufwirtschaft. Die Überarbeitungen haben zum einen das Ziel, den Binnenmarkt für innovative Düngeprodukte, insb. aus organischen Stoffen wie landwirtschaftlichen Nebenerzeugnissen und recycelten Bioabfällen, sowie für Produkte, die die Ernährungseffizienz von Pflanzen verbessern, zu öffnen.¹¹² Phosphat, das derzeit zu über 90% aus Nicht-EU-Staaten eingeführt wird, soll verstärkt aus Abfällen (insb. Klärschlamm) zurückzugewonnen werden.¹¹³

Zudem soll die Typzulassung für innovative anorganische Düngemittel vereinfacht werden.¹¹⁴ Das zweite Ziel besteht darin, der Kontamination von Böden, Binnengewässern, Meeren und Lebensmitteln zu begegnen und zu diesem Zweck einheitliche Grenzwerte, darunter für Cadmium und weitere Stoffe, die zu den prioritären Stoffen der UQN-RL gehören, festzulegen (Anhang I Teil II).

Durch die Klärschlamm-RL 86/278/EWG sollen schädliche Auswirkungen auf Böden, Vegetation, Tier und Mensch durch die Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft verhindert und zugleich eine einwandfreie Verwendung von Klärschlamm gefördert werden (Art. 1). Hierzu legt die RL in Art. 4 iVm. Anhang I Punkt A, B und C der RL 86/278/EWG Grenzwerte für die Konzentrationen von Schwermetallen fest, deren Überschreitung die Mitgliedstaaten nach Art. 5 Nr. 1 RL 86/278/EWG zur Untersagung der Klärschlammverwendung berechtigt. Eine Verwendung von Klärschlämmen muss gemäß Art. 8 Klärschlamm-RL darüber den Nährstoffbedürfnissen der Pflanzen Rechnung tragen und darf die Qualität des Bodens, des Oberflächen- und des Grundwassers nicht beeinträchtigen.

¹¹² Erwägungsgründe (1), (2) der VO; Begründungsvorschlag der EU-Kommission, COM (2016) 157 final, Ziff. 2 ff.

¹¹³ Begründungsvorschlag der EU-Kommission, COM (2016) 157 final, Ziff. 9.

¹¹⁴ Begründungsvorschlag der EU-Kommission, COM (2016) 157 final, Ziff. 10.

Über die Richtlinie hinausgehende, strengere Maßnahmen der Mitgliedstaaten sind gemäß Art. 12 Klärschlamm-RL möglich.

Die Nitrat-RL 91/676/EWG dient dem Gewässerschutz vor Nitratbelastungen aus landwirtschaftlichen Quellen. Neben Monitoring- und Berichtspflichten haben die Mitgliedstaaten nach Art. 4 Abs. 1 Nitrat-RL Regeln der guten fachlichen Praxis aufzustellen, die mindestens die Maßgaben des Anhangs II Punkt A der RL enthalten. Die Anwendung durch die Landwirte erfolgt freiwillig, wird aber (neben anderen Umwelt- und Klimamaßnahmen, darunter auch die aus den Aktionsprogrammen nach Art. 5 Nitrat-RL) im Rahmen von Cross-Compliance-Zahlungen honoriert.¹¹⁵ Zwecks besonderer Aktionsprogramme für nitratgefährdete Gebiete im Sinne von Art. 3 iVm. Anhang I Nitrat-RL haben die Mitgliedstaaten solche Gebiete auszuweisen, wobei eine Nitratkonzentration von mehr als 50 mg/l und die Eutrophierung, die maßgeblich durch Phosphoreinträge getriggert wird, entscheidend sind.¹¹⁶ Alternativ können die Mitgliedstaaten auch von der Ausweisung der Gebiete absehen, wenn sie die Aktionsprogramme in ihrem gesamten Gebiet durchführen.

Von dieser Option hat die Bundesrepublik Deutschland Gebrauch gemacht.¹¹⁷ Die Aktionsprogramme haben unter Berücksichtigung der verfügbaren wissenschaftlichen und technischen Daten und die Umweltbedingungen der jeweiligen Regionen die in Anhang III vorgesehenen Maßnahmen sowie die in den Regeln der guten Praxis festgelegten Maßnahmen zu enthalten, Art. 5 Abs. 3 und 4 Nitrat-RL. Anhang III sieht dabei insbesondere Vorschriften über die Zeiträume für das Ausbringen von Düngemitteln, das Fassungsvermögen von Behältern zur Lagerung von Dung, die Begrenzung des Ausbringens von Düngemitteln mit Blick auf ein anzustrebendes Gleichgewicht zwischen dem Stickstoffbedarf und der Stickstoffversorgung der Pflanzen sowie bestimmte Höchstmengen pro Jahr und Hektar vor. Darüber hinaus haben die Mitgliedstaaten nach Art. 5 Abs. 5 Nitrat-RL zusätzliche Maßnahmen zu ergreifen, wenn deutlich wird, dass die bisherigen Maßnahmen nicht ausreichen. Mindestens alle vier Jahre sind die Aktionsprogramme zu überprüfen und über den Fortschritt ist der Kommission zu berichten.

Die Bundesrepublik Deutschland hat die europäischen Vorgaben zur Anwendung von Düngemitteln insbesondere in dem Düngegesetz (DüngG), der Düngeverordnung (DüV) und der Klärschlammverordnung (AbfKlärV) umgesetzt. Zudem enthält die Düngemittelverordnung (DüMV) Vorgaben zur Zulassung von Nicht-EU-Düngemitteln. Während § 38 WHG in der Regelung zu Gewässerrandstreifen die Düngung gerade ausnimmt, enthält §

¹¹⁵ Art. 93 Abs. 1 und 2 iVm. Anhang II GAB 1 Vo (EU) 1306/2013; Umsetzung in Deutschland: § 2 AgrarZahlVerpflG.

¹¹⁶ Anhang I Nitrat-RL; s. auch Douhaire, Rechtsfragen der Düngung, 2018, S. 51.

¹¹⁷ BMUB/BMEL (Hrsg.), Nitratbericht 2016, Januar 2017, S. 1.

24 Abs. 3 Sächsisches Wassergesetz (wie auch andere Landeswassergesetze) eine strengere Regelung und verbietet eine Düngung in einer Breite von fünf Metern. Ungeachtet der tatsächlichen Auswirkungen wird in der Verwendung von Düngemitteln aber keine Gewässerbenutzung im Sinne des Wasserrechts gesehen.¹¹⁸

Wegen fehlender oder fehlerhafter Umsetzung der Nitrat-RL hat es europaweit zahlreiche Vertragsverletzungsverfahren gegeben. Auch die Bundesrepublik Deutschland ist 2002 und 2018 wegen unzureichender Umsetzung verurteilt worden,¹¹⁹ wobei Gegenstand des Verfahrens noch das vor der Novelle 2017 geltende Recht war.

Bei der zuletzt genannten Entscheidung war zum einen maßgeblich, dass Deutschland entgegen Art. 5 Abs. 5 Nitrat-RL keine zusätzlichen Maßnahmen ergriffen hat, obwohl sich das deutsche Aktionsprogramm als nicht ausreichend erwiesen hatte, um die Ziele des Art. 1 zu erreichen und zum anderen, dass Deutschland seiner Verpflichtung zur Fortschreibung des Aktionsprogramms nach den Ergebnissen der regelmäßigen Überprüfung gemäß Art. 5 Abs. 7 der RL nicht nachgekommen ist. Die einzelnen Verstöße sind zahlreich und betreffen insb. die Verpflichtung zur Begrenzung des Ausbringens von Düngemitteln anhand des tatsächlichen Bedarfs, des Weiteren die Verpflichtung zur Festlegung bestimmter Sperrzeiten und Bestimmungen über das Fassungsvermögen von Behältern zur Düngelagerung, die zulässige Höchstmenge des ausgebrachten Düngs, das Ausbringen auf stark geneigten Flächen sowie auf wassergesättigten, überschwemmten, gefrorenen oder schneebedeckten Böden.¹²⁰ Auch der Nitratbericht 2016 hat ergeben, dass im Zeitraum 2011-2014 zwar der Nitratgrenzwert von 50mg/l an allen ausgewerteten Oberflächengewässer-Messstellen eingehalten,¹²¹ jedoch bei 28 % der Grundwassermessstellen überschritten wurde.¹²² Zudem sind zahlreiche deutsche Gewässer eutrophiert.¹²³

Deutschland hat sein Düngerecht bereits 2017 und damit parallel zum EuGH-Verfahren novelliert. Allerdings werden die Änderungen mehrheitlich, insb. auch von der Europäischen Kommission, für nicht ausreichend gehalten,¹²⁴ die nunmehr gegen Deutschland

¹¹⁸ Zur diesbzgl. herrschenden Meinung die Nachweise bei Köck, Wasserwirtschaft und Gewässerschutz in Deutschland, ZUR 2012, 140, 148; s. auch § 46 WHG zur Freistellung der Gewässernutzung für den landwirtschaftlichen Hofbetrieb und die Bodenentwässerung landwirtschaftlicher Grundstücke.

¹¹⁹ EuGH, Urteil vom 14.03.2002, Rs. C-161/00; EuGH, Urteil vom 21.06.2018, Rs. C-543/16.

¹²⁰ EuGH, Urteil vom 21.06.2018, Rs. C-543/16 Rz. 87 ff.

¹²¹ BMUB/BMEL (Hrsg.), Nitratbericht 2016, Januar 2017, S. 2, 6.

¹²² BMUB/BMEL (Hrsg.), Nitratbericht 2016, Januar 2017, S. 1, 41.

¹²³ BMUB/BMEL (Hrsg.), Nitratbericht 2016, Januar 2017, S. 2, 11, 16, 26 f., 34 f.; Douhaire, ZUR 2018, 464.

¹²⁴ Zu einem diesbzgl. Brief der Kommission an das Agrar- und das Umweltministerium FAZ v. 21.5.2019 <https://www.faz.net/aktuell/wirtschaft/eu-droht-deutschland-mit-klage-im-guellestreit-16198223.html>, abg. 13.7.2019; s. ferner exemplarisch UBA, Auswertung des Urteils des Europäischen Gerichtshofs (EuGH) vom 21. Juni 2018 in der Rechtssache C-543/16 (Kommission gegen die

mit Mahnschreiben vom 25.7.2019 das Zweitverfahren eröffnet hat.¹²⁵ Insbesondere sind weiterhin eine über den Stickstoffbedarf hinausgehende Düngung von 50 kg pro Jahr und Hektar und eine über den Phosphatbedarf hinausgehende Düngung von 10 kg pro Jahr und Hektar möglich,¹²⁶ was dem Ziel einer ausgewogenen Nährstoffbilanz nicht gerecht wird; auch werden die Berechnungsgrundlagen zur Bedarfsermittlung angezweifelt.¹²⁷ Die Sperrzeiten nach § 6 Abs. 8 – 10 DüV differenzieren nicht, wie von der Kommission gefordert, nach bodenklimatischen Zonen und anderen Umweltfaktoren;¹²⁸ dies gilt auch angesichts der sachlichen Korrespondenz für die Vorschriften über das Fassungsvermögen von Behältern zur Lagerung von Dung.¹²⁹

Die Vorschriften zum Ausbringen auf geeigneten Flächen sind zwar strenger geworden, jedoch greifen sie entgegen der Forderung der Kommission weiterhin erst ab einer Hangneigung von 10% Neigung und enthalten auch kein Verbot der Düngung ab 15% Neigung.¹³⁰

Zudem ist entgegen der Forderung der Kommission nach § 5 Abs. 1 DüV weiterhin das Aufbringen von Düngemitteln auf gefrorenen Böden, die tagsüber auftauen, gestattet.¹³¹

Den Umsetzungsmängeln sollte angesichts der Bedeutung der Nitratbelastung für das Trinkwasser und die Kosten, die für dessen Aufbereitung entstehen,¹³² dringend abgehol-

Bundesrepublik Deutschland) wegen Vertragsverletzung (Nitratrictlinie 91/676/EWG), 2018; Klinck, Silke, Die Novellierung der Düngeverordnung und ihre Auswirkungen auf die Gewässer, ZfW 2016, 164, 172 ff.; Reinhardt, Michael, Schutz der Gewässer vor Nitratreinträgen aus landwirtschaftlicher Bodennutzung, NuR 2019, 217; Möckel, Stefan, Entspricht das neue deutsche Düngerecht den im EuGH-Urteil vom 21.6.2018 genannten Anforderungen?, NVwZ 2018, 1599; Douhaire, Caroline, Schon wieder eine Novelle des Düngerechts? Das EuGH-Urteil vom 21. Juni 2018 zur Nitratrictlinie und seine Folgen, ZUR 2018, 464.

¹²⁵ Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, Pressemitteilung v. 25.7.2019, <https://www.bmu.de/pressemitteilung/nitratrictlinie-deutschland-erhaelt-mahnschreiben/>, abg. am 28.7.2019.

¹²⁶ § 9 Abs. 2 S. 2 und Abs. 3 S. 2 DüV jeweils als Dreijahresmittelwert ab 2018; kritisch dazu Möckel, NVwZ 2018, 1599, 1602; Douhaire, ZUR 2018, 464, 466.

¹²⁷ Taube, Friedhelm, Expertise zur Bewertung des neuen Düngerechts (DüG, DüV, StoffBiV) von 2017 in Deutschland im Hinblick auf den Gewässerschutz, Studie im Auftrag von: BDEW – Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft eV, 2018, S. 4, 10 ff.

¹²⁸ UBA, Auswertung des Urteils des Europäischen Gerichtshofs (EuGH) vom 21. Juni 2018 in der Rechtssache C-543/16 (Kommission gegen die Bundesrepublik Deutschland) wegen Vertragsverletzung (Nitratrictlinie 91/676/EWG), S. 5.

¹²⁹ Douhaire, ZUR 2018, 464, 467.

¹³⁰ Reinhardt, NuR 2019, 217, 222.

¹³¹ UBA, Auswertung des Urteils des Europäischen Gerichtshofs, S. 10.

¹³² Dazu UBA, Quantifizierung der landwirtschaftlich verursachten Kosten zur Sicherung der Trinkwasserbereitstellung, 2017.

fen und die seit Jahren überfällige Anpassung an die europäischen Vorgaben zeitnah vorgenommen werden. Ergänzend wird empfohlen, die von dem EuGH-Verfahren nicht betroffenen Regelungen zum Ausbringen von Düngemitteln in der Nähe von Gewässern (wie derzeit schon in einigen Landesgesetzen vorgesehen) auf fünf Meter auszudehnen, wobei die Flächen als ökologische Vorrangflächen angerechnet werden könnten.¹³³ Die Einhaltung des Düngerechts sollte stärker kontrolliert und Verstöße mit strengeren Sanktionen belegt werden; insbesondere werden die meist nur geringfügigen Kürzungen der Direktzahlungen als nicht ausreichend angesehen.¹³⁴ Technische / digitale Konzepte, die den Nährstoffgehalt natürlicher Dünger beim Ausbringen bestimmen und mit der Pflanzenart sowie den Boden- und Wetterbedingungen abgleichen, sollten gefördert werden.

Weiterer Druck auf die Mitgliedstaaten zur korrekten Umsetzung der Nitrat-RL könnte entstehen, wenn der EuGH den Schlussanträgen der Generalanwältin in der Rs. C-197/18 v. 28.3.2019 folgen und künftig Klagen von Einzelpersonen, die von Grenzwertüberschreitungen etwa aufgrund der Nutzung von Brunnenwasser betroffen sind, für zulässig erklären wird.

Darüber hinausgehend enthalten weder die europäischen noch die deutschen Vorschriften bislang Vorschriften zu Arzneimittelrückständen in Düngemitteln, insb. nicht bezgl. des ausgebrachten Tierdungs. Hierzu sind Überprüfungen und ggf. die Festsetzung von Grenzwerten und Ausbringungsbeschränkungen erforderlich.¹³⁵ Dabei ist zu beachten, dass sich eine gezielte Lagerung des Dungs auf den Abbau von Tierarzneimitteln insb. durch Mikroorganismen auswirken kann.¹³⁶

¹³³ Klinck, ZfW 2016, 164, 173 f.; s. auch Douhaire, ZUR 2018, 464, 468.

¹³⁴ Köck, Wolfgang, Naturschutz und Landwirtschaft – eine Bilanz aus der Perspektive des Rechts, ZUR 2019, 67, 71 f.; Klinck, ZfW 2016, 164, 174 mwN.

¹³⁵ Klinck, ZfW 2016, 164, 173; Kern, Rechtliche Regulierung, S. 417 ff.; dies., NVwZ 2014, 256, 261

¹³⁶ UBA, Viele Faktoren sind bedeutend für den Abbau von Tierarzneimitteln, 10.1.2018, <https://www.umweltbundesamt.de/behandlung-von-wirtschaftsduengern#Landwirtschaft>, abg. 13.7.2019.

4.6 Pflanzenschutzrecht

Handlungsempfehlungen zum Pflanzenschutzrecht

25. Stärker differenzierte Wirkstoffgenehmigung und Pflanzenschutzmittelzulassung (EU und Mitgliedstaaten)

Die Verfügbarkeit von Pflanzenschutzmitteln mit geringem Risiko ist, wie auch vom Europäischen Parlament gefordert, zu verbessern. Dazu sollte die Liste der EU-Kommission zu Wirkstoffen, die möglicherweise als Stoffe mit geringem Risiko einzustufen sind (2018/C 265/02), konsequent und zügig abgearbeitet werden. Zudem sollte die Forschung zur Entwicklung und Bewertung dieser Wirkstoffe weiter gefördert und weitere Anreize im Rahmen des Wirkstoffgenehmigungs- und Pflanzenschutzmittelzulassungsverfahrens gesetzt werden. Parallel dazu sollten Substitutionskandidaten weiter ermittelt und die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln, die diese Stoffe enthalten, weiter beschränkt oder versagt werden. Dies gilt insbesondere für solche Stoffe, die zu den prioritär gefährlichen Stoffen nach Art. 4 Abs. 1 lit. a) iv) iVm. Art. 16 Abs. 1, 6 WRRL gehören.

26. Nationale Spielräume bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln

Die für die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln zuständigen Behörden (§ 34 PflSchG) sollten die ihnen zustehenden Ermessensspielräume konsequent im Sinne des Gewässerschutzes nutzen, dies gilt insb. auch für den Erlass von Anwendungsbestimmungen zum Schutz von Gewässern gemäß § 36 PflschG.

27. Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Schutzgebieten bzw. an oberirdischen Gewässern oder Küstengewässern

Das Verbot des § 12 Abs. 2 S. 2 PflSchG der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln unmittelbar an oberirdischen Gewässern und Küstengewässern sollte konkretisiert werden. Das Verbot des § 3 Abs. 2 iVm Anlage 3 Abschnitt B PflSchAnwVO der Anwendung bestimmter Pflanzenschutzmittel in Wasserschutzgebieten und Heilquellenschutzgebieten sollte auf alle umwelt- oder gesundheitsgefährdenden Pflanzenschutzmittel ausgedehnt werden. Zudem sollten die Bundesländer ihre Befugnisse nach § 22 Abs. 1 Nr. 1 PflschG, die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Schutzgebieten bzw. an oberirdischen Gewässern oder Küstengewässern zu regeln, konsequent zugunsten des Gewässerschutzes nutzen.

28. Verschärfung der Anwendungsbestimmungen für Pflanzenschutzmittel

Ähnlich dem Düngemittelrecht sollten auch für die Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln verbindliche Minimierungsgebote oder Obergrenzen festgelegt werden, wobei die unterschiedlichen Wirkstoffkonzentrationen zu berücksichtigen sind. Dabei könnten auch Zeit und Häufigkeit der Anwendungen sowie besondere Voraussetzungen für stark geneigte Flächen und die Anwendung präziser Techniken näher geregelt werden. Zudem sollten für den Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel Schadschwellen festgelegt werden, unterhalb derer diese Stoffe nicht zum Einsatz kommen dürfen. Dabei kann sowohl bzgl. der Obergrenzen als auch der Schadschwellen aufgrund ungewisser äußerer Umstände wie der Witterung oder des nicht immer sicher zu prognostizierenden Grads der Vermehrung von Schadorganismen durch gewisse Spielräume oder durch die Schaffung von Ausnahmegenehmigungen Rechnung getragen werden. Weitergehend könnten auch Anzeige- oder Genehmigungspflichten für Bewirtschaftungskonzepte eingeführt werden.

29. Maßnahmen des integrierten Pflanzenschutzes

Maßnahmen des integrierten, nicht-chemischen Pflanzenschutzes sollten weiter gestärkt werden. Neben der Schaffung von finanziellen Anreizen kommen dabei auch Verpflichtungen zur Nutzung eines Mindestmaßes an Maßnahmen des integrierten Pflanzenschutzes in Betracht. Diese sollten flexibel ausgestaltet werden, sodass zum einen dem Landwirt Wahlmöglichkeiten eingeräumt werden können und zum anderen dem Kostendruck in der Landwirtschaft, der den Einsatz der oft günstigeren chemischen Mittel befördert, angemessen Rechnung getragen werden kann.

Auf europäischer Ebene wird das Pflanzenschutz- und Biozidrecht zum einen durch stoffrechtliche Regelungen, insb. die Pflanzenschutzmittel-Verordnung (EG) 1107/2009 und die zugehörige DurchführungsVO (EU) 546/2011 und zum anderen durch anwendungsbezogene Regelungen, insb. die EU-Richtlinie 2009/128/EG über einen Aktionsrahmen der Gemeinschaft für die nachhaltige Verwendung von Pestiziden bestimmt.¹³⁷

Ziel ist die Gewährleistung eines hohen Schutzniveaus für die menschliche Gesundheit und die Umwelt, wobei neben dem Naturhaushalt im Allgemeinen und dem Erhalt der Biodiversität in einigen Bestimmungen auch die aquatische Lebenswelt spezifisch adressiert wird.

Bei der Zulassung wird zwischen der Genehmigung der Wirkstoffe, die unionsweit durch Verordnung erfolgt (Art. 4 ff., Art. 13 Pflanzenschutzmittel-VO), und der Zulassung der Pflanzenschutzmittelprodukte, die von den Mitgliedstaaten vorzunehmen ist (Art. 39 ff. Pflanzenschutzmittel-VO), unterschieden. Bezogen auf das Wasser legen die Kriterien des Art. 4 VO für die unionsweite Genehmigung des Wirkstoffs insb. fest, dass die Pflanzenschutzmittel und ihre Rückstände¹³⁸ – auch vermittelt über das Trinkwasser – keine schädlichen Auswirkungen für die Gesundheit von Menschen und Tieren und keine schädlichen Auswirkungen auf das Grundwasser sowie keine unannehmbaren Auswirkungen auf die Umwelt, auch mit Blick auf die Kontamination von Gewässern haben dürfen (Art. 4 Abs. 2 und 3).¹³⁹ Maßgeblich für die Bewertung sind dabei die einheitlichen Grundsätze nach Art. 4 Abs. 4 iVm. Art. 29 Abs. 6 iVm. dem Anhang der VO (EU) 546/2011.

Darüber hinaus sind die Kriterien nach Art. 4 Abs. 1 iVm. Anhang II einzuhalten, darunter insb. das Verbot von persistenten organischen Schadstoffen (POP), von persistenten, bioakkumulierbaren und toxischen Stoffen (PBT) und von sehr persistenten und sehr bioakkumulierbaren Stoffen (vPvB).¹⁴⁰

Für Wirkstoffe mit geringem Risiko bestehen besondere Anreize wie ein verlängerter Genehmigungs- und Datenschutzzeitraum und ein beschleunigtes Zulassungsverfahren (Art. 22, 47 Pflanzenschutzmittel-VO); gleichwohl machen die Wirkstoffe mit geringem Risiko

¹³⁷ S. weitergehend auch die Kennzeichnungsanforderungsverordnung (EU) 547/2011 und die Rückstandshöchstgehalte-Verordnung (EG) 396/2005 sowie auf internationaler Ebene der International Code of Conduct on Pesticide Management der FAO und zum internationalen Chemikalienhandel die Rotterdamer PIC-Konvention. Zum Biozidrecht s. im Folgenden unter VI.

¹³⁸ Mit Rückständen sind gemäß Art. 3 Nr. 1 Pflanzenschutzmittel-VO Stoffe gemeint, die in der Umwelt vorhanden sind und deren Vorhandensein von der Verwendung von Pflanzenschutzmitteln herrührt, einschließlich ihrer Metaboliten und Abbau- oder Reaktionsprodukte.

¹³⁹ Insb. Art. 4 Abs. 2a), Abs. 3b) und e)i.) Pflanzenschutzmittel-VO.

¹⁴⁰ Ziff. 3.7.1., 3.7.2 und 3.7.3 des Anhangs II.

nur einen kleinen Anteil der Gesamtzulassungen aus,¹⁴¹ obwohl bei weit mehr der derzeitigen Wirkstoffe die Kriterien erfüllt sein könnten.¹⁴² Zudem können Stoffe als Substitutionskandidaten zugelassen werden mit der Folge, dass die Mitgliedstaaten bei Pflanzenschutzmitteln, die diesen Stoff enthalten, die Zulassung von einer vergleichenden Bewertung der Sicherheit für Mensch oder Umwelt abhängig zu machen haben (Art. 24, 50 Pflanzenschutzmittel-VO).¹⁴³ Daher sollte die Verfügbarkeit von Pflanzenschutzmitteln mit geringem Risiko, wie auch vom Europäischen Parlament gefordert, verbessert werden. Hierzu sollte die Liste der EU-Kommission zu Wirkstoffen, die möglicherweise als Stoffe mit geringem Risiko einzustufen sind (2018/C 265/02), konsequent und zügig abgearbeitet werden. Zudem sollte die Forschung zur Entwicklung und Bewertung dieser Wirkstoffe weiter gefördert und weitere Anreize im Rahmen des Wirkstoffgenehmigungs- und Pflanzenschutzmittelzulassungsverfahrens gesetzt werden. Parallel dazu sollten Substitutionskandidaten weiter ermittelt und die Zulassung von Pflanzenschutzmitteln, die diese Stoffe enthalten, weiter beschränkt oder versagt werden. Dies gilt insbesondere für solche Stoffe, die zu den prioritär gefährlichen Stoffen nach Art. 4 Abs. 1 lit. a) iv) iVm. Art. 16 Abs. 1, 6 WRRL gehören.

Bei der mitgliedstaatlichen Zulassung der Produkte wird der Antrag durch einen berichtserstattenden Mitgliedstaat einer bestimmten Zone (nach Art. 3 Ziff. 17 iVm. Anhang I Pflanzenschutzmittel-VO) geprüft, und die weiteren Mitgliedstaaten der Zone treffen ihre Zulassungsentscheidung auf Basis der Schlussfolgerung des berichtserstattenden Mitgliedstaates; sie können aber weitergehende Maßnahmen zur Risikominderung, die sich aus den spezifischen Verwendungsbedingungen ergeben, festlegen und bei berechtigter Geltendmachung eines unannehmbaren Risikos für die Gesundheit von Mensch und Tier oder die Umwelt die Zulassung in ihrem Gebiet verweigern (Art. 36 Abs. 2 und 3 Pflanzenschutzmittel-VO). Der Zulassungsinhaber kann die Verkehrsfähigkeit des Produktes in anderen Mitgliedstaaten dann im Wege der gegenseitigen Anerkennung (Art. 40 ff. Pflanzenschutzmittel-VO) oder des Parallelhandels (Art. 52 Pflanzenschutzmittel-VO) erreichen. Bei ihrer Zulassungsentscheidung sind die Mitgliedstaaten an die Kriterien der Art. 29 Abs. 1 Pflanzenschutzmittel-VO gebunden, der wiederum auf die grundlegenden Anforderungen des Art. 4 Abs. 3 unter Berücksichtigung des neuesten Stands von Wissenschaft und

¹⁴¹ Zurzeit nur 16 von fast 500 zugelassenen Stoffen, VO (EU) 540/2011 Anhang D, s. auch EU-Kommission, Bericht über die nationalen Aktionspläne der Mitgliedstaaten und die Fortschritte bei der Umsetzung der Richtlinie 2009/128/EG über die nachhaltige Verwendung von Pestiziden, COM (2017) 587 final, 3.11; Entschließung des Europäischen Parlaments vom 15. Februar 2017 zu Pestiziden biologischen Ursprungs mit geringem Risiko (2016/2903(RSP)), ABl. 2018/C 252/18.

¹⁴² Bekanntmachung der Kommission zu einer Liste von Wirkstoffen, deren Verwendung in Pflanzenschutzmitteln genehmigt wurde und die möglicherweise als Stoffe mit geringem Risiko einzustufen sind, 2018/C 265/02.

¹⁴³ Derzeit nur 11 Wirkstoffe, VO (EU) 540/2011 Anhang E.

Technik verweist. Darüber hinaus sind die einheitlichen Grundsätze nach Art. 29 Absatz 6 Pflanzenschutzmittel-VO iVm. dem Anhang der VO (EU) 546/2011 einzuhalten, die u.a. Grenzwerte für den Wirkstoff und seine Rückstände in Bezug auf das Grundwasser, Oberflächenwasser und Wasserorganismen enthalten.¹⁴⁴

Die Entscheidung der Mitgliedstaaten über die Zulassung des Pflanzenschutzmittels ist nicht im Sinne eines Automatismus an die Genehmigung des Wirkstoffs auf europäischer Ebene gekoppelt, vielmehr verfügen die Mitgliedstaaten bei ihrer Entscheidung über einen Ermessensspielraum.¹⁴⁵

Um eine nachhaltige Anwendung der Pflanzenschutzmittel zu erreichen, verpflichtet die RL 2009/128/EG die Mitgliedstaaten zum Erlass von Nationalen Aktionsplänen. Ziele sind insb. die Verringerung der Risiken und Auswirkungen auf die menschliche Gesundheit und die Umwelt sowie die Förderung des integrierten Pflanzenschutzes und alternativer Methoden und Verfahren, Art. 4 Abs. 1 RL 2009/128/EG. Zu den Maßnahmen gehören insb. die Gewährleistung von Fortbildungsmaßnahmen der beruflichen Verwender, Vertreter und Berater, die Sicherstellung entsprechend ausgebildeten Verkaufspersonals, Informationsprogramme für die Öffentlichkeit, die regelmäßige Kontrolle der beruflich eingesetzten Anwendungsgeräte für Pflanzenschutzmittel, das grundsätzliche Verbot des Spritzens durch Luftfahrzeuge und angemessene Sanktionen für Verstöße.

Darüber hinaus sind spezifische Maßnahmen zum Schutz der aquatischen Umwelt und der Trinkwasserversorgung zu treffen, Art. 11 RL 2009/128/EG. Zudem sind eine geringe Pflanzenschutzmittelverwendung und nichtchemische Methoden durch Maßnahmen des integrierten Pflanzenschutzes wie Fruchtfolgen, Kultivierungs- und Hygienemaßnahmen und der Schutz von Nutzorganismen zu fördern, Art. 14 iVm. Anhang III RL 2009/128/EG. Ähnlich dem Düngerecht wird die Einhaltung der Grundsätze des integrierten Pflanzenschutzes und der guten Pflanzenschutzpraxis sowie der auf dem Etikett angegebenen Bedingungen durch Cross-Compliance-Zahlungen unterstützt.¹⁴⁶

Deutschland hat die europäischen Vorgaben im Pflanzenschutzgesetz (PflSchG) und den zugehörigen Verordnungen, insbes. der Pflanzenschutzmittel-VO und der Pflanzenschutz-AnwendungsVO,¹⁴⁷ sowie durch Erlass eines nationalen Aktionsplans¹⁴⁸ und der Grunds-

¹⁴⁴ Teil I C 2.5.1.2., 2.5.1.3., 2.5.2.2. Anhang der VO (EU) 546/2011 (weitere Bedingungen in Teil II für Mikroorganismen enthaltende Pflanzenschutzmittel).

¹⁴⁵ EuG T-600/15, Beschl. v. 28.9.2016.

¹⁴⁶ Art. 93 Abs. 1 und 2 iVm. Anhang II GAB 10 RL 1307/2013; Umsetzung in Deutschland: § 2 Agrar-ZahlVerpflG.

¹⁴⁷ Darüber hinaus gibt es eine Reihe weiterer Verordnungen, z.B. die PflanzenschutzgeräteVO und die Pflanzenschutz-SachkundeVO.

¹⁴⁸ BAnz AT 15.05.2013 B1.

ätze für die Durchführung der guten fachlichen Praxis im Pflanzenschutz umgesetzt. Dabei nimmt der Nationale Aktionsplan auf die Ziele der WRRL Bezug, gibt konkrete Ziele vor (keine Überschreitungen von 0,1 µg/l für alle Pflanzenschutzmittel und relevante Metabolite im Grundwasser und den Oberflächengewässern, die zur Trinkwassergewinnung dienen, sowie der UQN für prioritäre Pflanzenschutzmittelwirkstoffe und relevante Metabolite in Oberflächengewässern und Kleingewässern gemäß Oberflächengewässerverordnung; weitere Ziele wie z.B. die Schaffung von Gewässerrandstreifen und Pufferzonen) und benennt Maßnahmen zur Ermittlung und Vermeidung von Pflanzenschutzmitteleinträgen.

Derzeit stehen vor allem die Auswirkungen von Pestiziden auf den Naturhaushalt insgesamt und einzelne Pflanzen- und Tierarten („Insektensterben“)¹⁴⁹ im Fokus. Für die Gewässer sind in den letzten Jahrzehnten Verbesserungen zu verzeichnen, insb. nehmen die Belastungen durch seit Jahren verbotene Stoffe ab; es treten aber weiterhin Funde neuerer Wirkstoffe im Grundwasser und Oberflächengewässern, darunter auch in Kleingewässern, auf.¹⁵⁰ Daher sollten auf europäischer Ebene die Liste der prioritären Stoffe und auf deutscher Ebene die Liste der flussgebietsspezifischen Stoffe insb. um solche Pflanzenschutzmittel ergänzt werden, deren Rückstände in den Gewässern nachgewiesen werden und für die bislang keine gewässerspezifischen Regelungen bestehen.¹⁵¹ Zudem sollten die Bundesländer ihre Befugnisse nach § 22 Abs. 1 Nr. 1 PflSchG, die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Schutzgebieten bzw. an oberirdischen Gewässern oder Küstengewässern zu regeln, konsequent zugunsten des Gewässerschutzes nutzen. Während § 38 Abs. 4 Nr. 3 WHG die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in Gewässerrandstreifen ebenso wie auch von Düngemitteln nicht verbietet und das Verbot der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln unmittelbar an oberirdischen Gewässern und Küstengewässern nach § 12 Abs. 2 PflSchG nicht konkretisiert ist,¹⁵² bestehen in den Ländern weitergehende Regelungen; so ist nach § 24 Abs. 3 Nr. 1 SächsWG die Anwendung von Pflanzenschutzmitteln (wie auch von Düngemitteln) in einem Gewässerrandstreifen von 5 m verboten.

¹⁴⁹ Exemplarisch Douhaire, Caroline, EU-Pflanzenschutzmittelverordnung: Zur Berücksichtigung indirekter Biodiversitätseffekte bei der Zulassung von Pflanzenschutzmitteln, ZUR 2017, 393; Borwieck, Karoline, Chemischer Pflanzenschutz und Biodiversität, ZUR 2017, 387.

¹⁵⁰ UBA, Pflanzenschutzmittel in der Landwirtschaft, <https://www.umweltbundesamt.de/themen/boden-landwirtschaft/umweltbelastungen-der-landwirtschaft/pflanzenschutzmittel-in-der-landwirtschaft> (abg. 10.7.2019); UBA, Umsetzung des Nationalen Aktionsplans zur nachhaltigen Anwendung von Pestiziden, Bestandsaufnahme zur Erhebung von Daten zur Belastung von Kleingewässern der Agrarlandschaft, 2017, S. 15; s. auch Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, Zwischenbericht 2013-2016, Nationaler Aktionsplan zur nachhaltigen Anwendung von Pflanzenschutzmitteln, S. 10 ff. Zum Beitrag der Pestizide zur Zustandseinstufung der Gewässer s. auch European Environment Agency, European waters, Assessment of status and pressures 2018, S. 36 ff.

¹⁵¹ So insb. die Forderung des Bundesrates, Beschluss v. 18.3.2016, Drucksache 627/15, S. 17.

¹⁵² Kritisch dazu UBA (Hrsg.), 5-Punkte-Programm für einen nachhaltigen Pflanzenschutz, 2016, S. 23.

Für bestimmte Pflanzenschutzmittel ist die Anwendung in Wasserschutzgebieten und Heilquellenschutzgebieten grundsätzlich verboten, § 3 Abs. 2 iVm Anlage 3 Abschnitt B PflSchAnwVO. Hier wird in der Literatur zu Recht gefordert, das Verbot auf alle Pflanzenschutzmittel mit umwelt- oder gesundheitsgefährdenden Rückständen auszudehnen.¹⁵³

Darüber hinaus sind in der Literatur weitere Vorschläge zur Regulierung der Anwendung von Pflanzenschutzmitteln gemacht worden. So sollten, wie in der Literatur vorgeschlagen¹⁵⁴ Minimierungsgebote oder, wie im Düngemittelrecht bereits etabliert, Obergrenzen für die Gesamtmenge der ausgebrachten Pflanzenschutzmittel pro Hektar und Jahr festgelegt werden, wobei die unterschiedlichen Wirkstoffkonzentrationen zu berücksichtigen sind und auch Zeit und Häufigkeit der Anwendungen sowie besondere Voraussetzungen für stark geneigte Flächen und die Anwendung präziser Techniken näher geregelt werden könnten. Zudem sollten Maßnahmen des integrierten Pflanzenschutzes auch dadurch gestärkt werden, dass für den Einsatz chemischer Pflanzenschutzmittel Schadschwellen festgelegt werden, unterhalb derer diese Stoffe nicht zum Einsatz kommen dürfen.¹⁵⁵ Freilich wird es für Obergrenzen wie für Schadschwellen eines gewissen Spielraums oder der Schaffung von Ausnahmegenehmigungen bedürfen, da äußere Umstände wie die Witterung und der Grad der Vermehrung von Schadorganismen nicht immer sicher prognostiziert werden können.¹⁵⁶

Demgegenüber erscheint der Vorschlag, die Erlaubnisfreiheit, die gemäß § 46 Abs. 1 Nr. 2 WHG für die gewöhnliche Entwässerung landwirtschaftlich genutzter Grundstücke besteht, von einer Schadstoffobergrenze abhängig zu machen,¹⁵⁷ vom Anliegen her zwar begrüßenswert, angesichts der diffusen Entwässerung aber schwierig umzusetzen. Hier dürfte es deutlich einfacher sein, wie bereits zuvor vorgeschlagen, an die auf die Felder ausgebrachten Mengen anzuknüpfen als an die kaum zu bestimmenden Auswaschungen in die Gewässer.

Parallel sollten Maßnahmen des integrierten, nicht-chemischen Pflanzenschutzes gestärkt werden. Neben der Schaffung von finanziellen Anreizen kommen dabei auch Verpflichtungen zur Nutzung eines Mindestmaßes an Maßnahmen des integrierten Pflanzenschutzes in Betracht. Angesichts der besonderen Bedingungen aufgrund der Witterungs-

¹⁵³ Möckel, Stefan, Verbesserte Anforderungen an die gute fachliche Praxis der Landwirtschaft, ZUR 2014, 14, 20.

¹⁵⁴ UBA (Hrsg.), 5-Punkte-Programm für einen nachhaltigen Pflanzenschutz, 2016, S. 14 f.; Möckel, ZUR 2014, 14, 17.

¹⁵⁵ Möckel, ZUR 2014, 14, 20 mwN S. auch derzeit zum Umgang mit Krankheitserregern, Schädlingen und Unkräutern Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Gute fachliche Praxis im Pflanzenschutz, unter 6.

¹⁵⁶ S. hierzu auch mit Blick auf die Einhaltung des notwendigen Maßes Nationaler Aktionsplan 6.1.4., BAnz AT 15.05.2013 B1.

¹⁵⁷ Möckel, ZUR 2014, 14, 17 f.

und Bodenverhältnisse sollte die Regelung flexibel ausgestaltet werden, sodass zum einen dem Landwirt Wahlmöglichkeiten eingeräumt werden können¹⁵⁸ und zum anderen dem Kostendruck in der Landwirtschaft, der den Einsatz der oft günstigeren chemischen Mittel befördert,¹⁵⁹ angemessen Rechnung getragen werden kann.

Eine Kontrolle der Einhaltung von Obergrenzen, Schadschwellen und vorrangigem Einsatz von Maßnahmen des integrierten Pflanzenschutzes wäre anhand der Aufzeichnungspflichten der Landwirte gemäß des ggf. noch zu ergänzenden Art. 67 VO (EG) 1107/2009 möglich.¹⁶⁰

Weitergehend könnten auch Anzeige- oder Genehmigungspflichten für Bewirtschaftungskonzepte eingeführt werden.¹⁶¹

Insgesamt würden die vorgeschlagenen Maßnahmen nicht nur zum Gewässerschutz, sondern auch zum Schutz vor Resistenzen wie auch des Naturhaushaltes und der biologischen Vielfalt beitragen.

¹⁵⁸ Möckel, ZUR 2014, 14, 22.

¹⁵⁹ UBA (Hrsg.), 5-Punkte-Programm für einen nachhaltigen Pflanzenschutz, 2016, S. 15.

¹⁶⁰ Möckel, ZUR 2014, 14, 17.

¹⁶¹ Möckel, Stefan, Agrarumweltrecht heute und morgen, ZUR 2015, 131, 137. Darüber hinausgehende Vorschläge wie die Einführung eines Genehmigungsvorbehaltes für landwirtschaftliche Betriebe (Möckel, aaO.) bedürfen mit Blick auf ihre europarechtliche und verfassungsrechtliche Zulässigkeit und praktische Umsetzbarkeit einer eigenständigen vertieften Untersuchung.

4.7 Biozidrecht

Handlungsempfehlungen zum Biozidrecht

30. Fristgerechte Überprüfung der Altwirkstoffe

Die Überprüfung der Altwirkstoffe sollte fristgerecht bis 2024 abgeschlossen werden.

31. Weitere Erforschung

Angesichts der Vielfalt der Produkte und ihrer Verwendungen und der dementsprechend vielfältigen direkten oder indirekten Eintragungspfade von Bioziden und ihren Metaboliten in die Gewässer sind die weitere Erforschung mit Blick auf Nutzen und Risiko der Wirkstoffe, die konkrete Produktverwendung und die daraus resultierenden Eintragungspfade in die Gewässer zu fördern und ggf. gezielte Monitoring-Programme aufzulegen.

32. Stärker differenzierte Wirkstoffgenehmigung und Zulassung (EU und Mitgliedstaaten)

Ebenso wie bei den Pflanzenschutzmitteln sollte auch bei den Bioziden die Verfügbarkeit von Produkten mit unbedenklichen Wirkstoffen gefördert werden und parallel dazu die aufgrund ihrer Gefährlichkeit zu ersetzenden Stoffe weiter ermittelt und die Zulassung von Produkten, die diese Stoffe enthalten, weiter beschränkt oder versagt werden. Dabei sind Nutzen und nachteilige Auswirkungen der einzelnen Produkte sorgfältig in den Blick zu nehmen, damit eine Verlagerung von Risiken auf andere Umwelt- und Gesundheitsbereiche vermieden wird.

33. Berufsmäßige Verwendung von Bioziden

Zur nachhaltigen berufsmäßigen Verwendung von Bioziden sind die BVT-Merkblätter und Leitlinien kontinuierlich weiterzuentwickeln und anzupassen sowie die mit Bioziden befassten Mitarbeiter entsprechend produktspezifisch zu schulen und fortzubilden.

34. Nichtberufsmäßige Verwendung von Bioziden

Für nichtberufsmäßige Verwender sollten in allgemeinen Aufklärungsmaßnahmen Hinweise zur korrekten Verwendung und Entsorgung von Bioziden sowie Hinweise auf nichtchemische Schädlingsbekämpfungs- und Reinigungsmethoden gegeben werden. Dabei können Umweltzeichen eine Verbraucherorientierung bieten.

Biozide dienen der Bekämpfung von Schadorganismen wie tierischen Schädlinge, Pilzen, Algen oder Bakterien. In ihrer Funktion decken sie sich daher teilweise mit den Pflanzenschutzmitteln, ihr Einsatzspektrum reicht aber darüber hinaus. So werden Biozide auch zur Schädlingsbekämpfung im Haushalt oder als Desinfektionsmittel, als Holz- und Korrosionsschutzmittel, in Form antibakterieller Putzmittel, als Textilien mit Silberpartikeln oder seit einigen Jahren vermehrt auch in Fassadenbeschichtungen und Fassadenfarben eingesetzt.

Durch Auswaschungen und unsachgemäße Entsorgung gelangen Biozide in das Abwasser oder direkt in die Gewässer. Eine Reihe verschiedener Biozide können europaweit in Oberflächengewässern wie auch in Fischproben nachgewiesen werden.¹⁶² Angesichts der

¹⁶² UBA (Hrsg.), Sind Biozideinträge in die Umwelt von besorgniserregendem Ausmaß? Empfehlungen des Umweltbundesamtes für eine Vorgehensweise zur Untersuchung der Umweltbelastung durch Biozide, 2017, S. 12.

Vielfalt der Produkte und ihrer Verwendungen und der dementsprechend vielfältigen direkten oder indirekten Eintragspfade von Bioziden und ihren Rückständen in die Gewässer sind weitere Forschungen unerlässlich.¹⁶³

Auf europäischer Ebene werden Zulassung und Anwendung von Bioziden und mit Bioziden behandelten Waren insb. durch die VO (EU) 528/2012 (Biozid-VO) sowie delegierte Verordnungen wie die Verordnung (EU) 2017/2100 zur Festlegung wissenschaftlicher Kriterien für die Bestimmung endokrin schädigender Eigenschaften und die Verordnung (EU) Nr. 1062/2014 über das Arbeitsprogramm zur systematischen Prüfung aller in Biozidprodukten enthaltenen alten Wirkstoffe geregelt. Soweit Biozide zugleich Pflanzenschutzmittel darstellen, ist die Biozid-VO nicht anwendbar, vielmehr gilt die Pflanzenschutzmittel-Verordnung (EG) 1107/2009.¹⁶⁴

Den pflanzenschutzrechtlichen Regelungen im Grundsatz vergleichbar unterscheidet auch die Biozid-VO zwischen der Genehmigung der Wirkstoffe mit unionsweiter Wirkung (Art. 4 ff., Art. 9 Biozid-VO), und der Zulassung der Biozidprodukte (Art. 17 ff. Biozid-VO), die hier freilich neben dem nationalen Verfahren durch die Mitgliedstaaten mit gegenseitiger Anerkennung (Art. 29 ff., 32 ff. Biozid-VO) auch in einem unionsweiten Verfahren erfolgen kann (Art. 41 ff. Biozid-VO). Zudem gibt es spezielle Regelungen für die Überprüfung von Altwirkstoffen, die bis 2024 abgeschlossen sein soll (Art. 89 Biozid-VO; VO (EU) 1062/2014).

Maßgeblich für die Zulassung ist, dass Biozide – auch vermittelt über das Trinkwasser – keine schädlichen Auswirkungen für die Gesundheit von Menschen und Tieren und keine unannehmbaren Auswirkungen auf die Umwelt, auch mit Blick auf die Kontamination von Oberflächengewässern, Grundwasser und Trinkwasser haben dürfen (Art. 19 Abs. 1 lit b iii und iv).

Zur Überprüfung sind umfangreiche Daten, darunter z.B. auch zur Wirkung des Stoffs auf aquatische Organismen und zum Verbleib und Verhalten in Wasser (Anhang II Titel I Ziff. 9.1 und 10.1), vorzulegen. Für die Bewertung ist vorgegeben, dass durch die vorgesehene Verwendung des Biozidprodukts die Erreichung der Ziele insb. der WRRL, der Grundwasser-RL und der UQN-RL nicht verhindert werden dürfen (Anhang VI Nr. 67, s. auch Nr. 68 - 71). Für Produkte mit Nanomaterialien muss das Risiko für die Gesundheit von Mensch und Tier und für die Umwelt gesondert bewertet werden, Art. 9 Abs. 1 lit. f Biozid-VO. Zudem liegen mit der VO (EU) 2017/2100 nach der Untätigkeitsklage Schwedens gegen

¹⁶³ UBA (Hrsg.), Sind Biozideinträge in die Umwelt von besorgniserregendem Ausmaß? Empfehlungen des Umweltbundesamtes für eine Vorgehensweise zur Untersuchung der Umweltbelastung durch Biozide, 2017.

¹⁶⁴ Art. 2 Abs. 2 i) Biozid-VO.

die EU-Kommission¹⁶⁵ nunmehr Kriterien für die Bestimmung endokrinschädigender Eigenschaften von Stoffen vor.

Wie das Pflanzenschutzrecht enthält auch die Biozid-VO besondere Regelungen für Produkte, die ein geringes Risiko aufweisen und daher in einem vereinfachten Verfahren zugelassen werden können (Art. 25 ff. Biozid-VO) und für problematische Stoffe, die potentiell zu ersetzen sind (Art. 10 Biozid-VO). Ebenso wie bei den Pflanzenschutzmitteln sollte auch bei den Bioziden die Verfügbarkeit von Produkten mit unbedenklichen Wirkstoffen gefördert werden und parallel dazu die zu ersetzenden Stoffe weiter ermittelt und die Zulassung von Produkten, die diese Stoffe enthalten, weiter beschränkt oder versagt werden. Dabei sind Nutzen und nachteilige Auswirkungen der einzelnen Produkte sorgfältig in den Blick zu nehmen, so etwa die Bedeutung von Desinfektionsmitteln für das Gesundheitswesen oder der Einsatz von Bioziden zur Herstellung lösungsmittelfreier Farben.¹⁶⁶ Durch differenzierte Bewertungen des Stoffes und möglicher Alternativen sollte daher eine Verlagerung auf andere Umwelt- und Gesundheitsbereiche vermieden werden.¹⁶⁷

Angesichts der vielfältigen Produktverwendungen erweist sich die Regelung der Anwendung von Bioziden im Vergleich zu den in großem Umfang landwirtschaftlich genutzten Pflanzenschutzmitteln als komplexer, so dass keine vergleichbar dichten Anwendungsregelungen bestehen. Es wird aber eine nachhaltige Anwendung von Bioziden angestrebt, Art. 18 Biozid-VO.

Hierzu hat die Kommission einen Bericht vorgelegt, in dem insb. die Bedeutung der Genehmigungs- und Zulassungsverfahren und die dort festgelegten Bedingungen für die jeweilige Produktverwendung sowie für die industrielle und berufsmäßige Verwendung die Bedeutung von BVT-Merkblättern und Leitlinien und für die nichtberufsmäßige Verwendung die Bedeutung der Kennzeichnung¹⁶⁸ betont wird.¹⁶⁹

In Ergänzung der unmittelbar geltenden Biozid-VO enthält das deutsche ChemG in §§ 12a ff. u.a. Verordnungsermächtigungen über die Zulassungsfähigkeit und Verwendungsbestimmungen von Biozidprodukten, die Anordnung von Verwendungsverboten oder Beschränkungen im Einzelfall sowie über die Überwachung.

Neben differenzierten Genehmigungs- und Zulassungsentscheidungen mit entsprechenden Verwendungsbedingungen ist für die berufsmäßige Verwendung die kontinuierliche Weiterentwicklung und Anpassung der BVT-Merkblätter und Leitlinien sowie produktspe-

¹⁶⁵ EuG, T-521/14 Urt. v. 16.12.2015.

¹⁶⁶ VCI, Gemeinsame Position des VCI und des VCH, Nachhaltiger Einsatz von Biozidprodukten, 26.3.2014, S. 2 f.

¹⁶⁷ Hierzu auch UBA (Hrsg.) Prüfung und Empfehlung von Alternativen zur Biozid-Anwendung, Berichtsteil II, 2015.

¹⁶⁸ Hierfür gilt die VO (EG) 1272/2008 (CLP-VO).

¹⁶⁹ EU-Kommission, Bericht v. 17.3.2016, COM(2016) 151 final.

zifisch die Schulung und Fortbildung der Mitarbeiter von Bedeutung. Für nichtberufsmäßige Verwender sollten in allgemeinen Aufklärungsmaßnahmen Hinweise zur korrekten Verwendung und Entsorgung von Bioziden sowie Hinweise auf nichtchemische Schädlingsbekämpfungs- und Reinigungsmethoden, die im Haushalt gegenüber antibakteriellen Putzmitteln oder Textilien zu bevorzugen sind, gegeben werden.¹⁷⁰ Dabei können Umweltzeichen eine Verbraucherorientierung bieten.

¹⁷⁰ Exemplarisch Bundesamt für Umwelt der Schweiz, Umweltbelastung durch Biozide: Im Haushalt braucht es meistens keine Biozide v. 18.5.2016, <https://www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/chemikalien/dossiers/umweltbelastung-biozide.html#1455154333>, abg. 28.7.2019.

5 Öffentlichkeitsarbeit

5.1 Einführung

Mikroschadstoffe kommen überall dort vor, wo Menschen leben und arbeiten. Grundsätzlich besteht ein weitgehender Konsens darüber, dass sie unter den Beurteilungskriterien Persistenz, Mobilität sowie Öko- oder Humantoxizität bereits in geringen Konzentrationen eine schädigende Wirkung entfalten können. Dies gilt im Besonderen für die aquatischen Systeme, in welchen Mikroschadstoffe, vor allem aus dem Pharma-, Chemie- und Landwirtschaftssektor, mithilfe einer leistungsfähigen Analytik nachweisbar sind.

Rechtlich findet sich diese Thematik europäisch, national und auch regional in zahlreichen Gesetzen und Verordnungen unterschiedlicher Rechtsgebiete wieder (vgl. Kapitel 4). Politisch angestoßen wurde die Auseinandersetzung mit Mikroschadstoffen vor allem im Kontext der europäischen Wasserrahmenrichtlinie und deren Tochterrichtlinie "Liste prioritärer Stoffe", der Entwicklung und Festlegung von Umweltqualitätsnormen sowie zahlreicher Forschungsprojekte. Unter der Federführung des Bundesumweltministeriums und der wissenschaftlichen Begleitung von Fraunhofer ISI läuft in Deutschland seit über drei Jahren mit dem Spurenstoffdialog eine intensive Diskussion verschiedener Stakeholder mit den Zielen:

- eine klare und praktisch handhabbare Ableitung zur Beurteilung von Mikroschadstoffen zu entwickeln,
- im Dialog mit den Verursacherindustrien und der Landwirtschaft quellenbezogene Maßnahmen zur Verminderung und Vermeidung der Emissionen durch Mikroschadstoffen zu identifizieren,
- aus Gewässersicht die Notwendigkeit nachgeordneter Maßnahmen und Kriterien an der jeweiligen Gewässersituation orientiert abzuleiten sowie
- die Öffentlichkeit zu sensibilisieren.

Darüber hinaus wurden insbesondere auf Initiative der in den Verbänden organisierten Wasserwirtschaft, aber auch von einzelnen Wasser- und Abwasserunternehmen selbst bemerkenswerte und hilfreiche Projekte und Ansätze erarbeitet. Hervorzuheben sind hierbei beispielsweise die Studien des Bundesverbandes der Energie- und Wasserwirtschaft (BDEW) zur Prognose des Arzneimittelverbrauchs oder das Gutachten für ein Fondsmodell mit Lenkungswirkung zur Finanzierung von emissionsmindernden Folgemaßnahmen unter Inanspruchnahme der Verursacherindustrien. Bezogen auf einzelne Unternehmensaktivitäten wurden neben der fachlichen Arbeit vor allem das europäische Kooperationsprojekt „noPills in water“, an dem u.a. die Emschergenossenschaft/Lippeverband beteiligt war, das Projekt „PRiMaT – Präventives Risikomanagement in der Trinkwasserversorgung“ an dem u.a. die GELSENWASSER AG beteiligt war, oder das Projekt

„MIKRORUHR“, an dem u.a. der Ruhrverband mitarbeitete, in besonderer Weise öffentlichkeitswirksam. Von besonderem Interesse ist zudem ein aktuell noch laufendes Projekt der Universität Duisburg-Essen und des Ruhrverbandes, welches die Wirkung von konventionell gereinigtem und ozonbehandeltem Abwasser auf Makrozoobenthosorganismen untersucht.

In diese Aktivitäten ordnet sich das Projekt MikroModell mit einem bezogen auf die Öffentlichkeitsarbeit stark regionalem Fokus bestens ein. Für das Produkt Öffentlichkeitsarbeit im Rahmen von MikroModell lassen sich auch unter Hinzuziehung der Erfahrungen aus anderen Projekten folgende Feststellungen vorwegnehmen:

1. Ein wirklich nachhaltiger Umgang mit Mikroschadstoffen lässt sich nur gemeinsam als gesamtgesellschaftliche Herausforderung bewältigen, bedarf klarer politischer Zielvorgaben, verlässlicher Rahmen und mittel- bis langfristiger Anpassungszeiträume.
2. Forschung und Entwicklung, faktenbasierte Information und Aufklärung sowie eine breit angelegte öffentliche Information und Sensibilisierung schaffen die Grundlagen für Änderungen im Verbraucher- und Anwenderverhalten ebenso wie für eine umweltverträglichere Modifizierung von Produkten und Stoffen.
3. Die Wasserwirtschaft sollte in dieser Kommunikation an der Seite der Politik eine federführende Vermittlungsrolle übernehmen.

Orientiert an diesen Feststellungen leitete sich für das Produkt Öffentlichkeitsarbeit die Zielsetzung ab, in geeigneten Kommunikations- und Dialogformaten Instrumente und Maßnahmen zur Information, zur Aufklärung und Sensibilisierung zu entwickeln und zu erproben sowie, daraus abgeleitet, Ideen und Ansätze zur Emissionsminderung und -vermeidung anzustoßen. Obgleich der finanzielle Rahmen des Projektes selbst nur wenig Spielraum für Öffentlichkeitsarbeit ermöglichte, kommen dennoch interessante und vor allem auf Initiative der Betreiberpartner und der Wissenschaftsakteure zusätzlich erarbeitete Ideen zum Tragen, die sich übergreifend als erfolgversprechende Kommunikationsinstrumente nutzen lassen. Nicht zuletzt passen sich diese Erkenntnisse sehr gut in den Spurenstoffdialog des Bundesumweltministeriums ein.

5.2 Methode und Zielgruppen

Aufbauend auf den Handlungsprämissen Information, Sensibilisierung und Mitwirkung lassen sich die Aktivitäten insgesamt in allgemeine öffentliche und zielgruppenspezifische Kommunikationsmöglichkeiten aufgliedern. Beides bedingt zwar einander in gewisser Weise, allerdings wurde deutlich, dass die Sensibilisierung spezifischer Zielgruppen erfolgsversprechender verlief in der Folge einer öffentlichkeitswirksamen Kommunikation („Grundrauschen“). So erwiesen sich Apotheker im Rahmen kurzer Telefoninterviews in

Dresden, die zeitlich zufällig nach den bundesweit in die Schlagzeilen geratenen Messwerten zu multiresistenten Keimen in Fließgewässern in Niedersachsen durchgeführt wurden, zum Thema Mikroschadstoffe hoch sensibilisiert.

Ähnliche Reaktionen waren bei Dresdner Bürgern zu verzeichnen in der Folge eines stark öffentlichkeitswirksamen Kampagnenauftrittes unter der generellen Überschrift „Kein Müll ins Klo“ mit einer besonderen Schwerpunktsetzung auf den Umgang mit Restmedikamenten.

Daraus lässt sich die Empfehlung ableiten, dass wahrnehmbare öffentlichkeitswirksame Kommunikation über Medien oder Aktionen die Aufmerksamkeitsschwelle für zielgruppenspezifische Ansprachen reduziert und, daraus abgeleitet, das Potential Verhaltensänderungen erhöht.

Ohne dies repräsentativ untersetzen zu können, scheint sich die Herausforderung Mikroschadstoffe in der Öffentlichkeit allgemein jedoch bisher bestenfalls auf den Umgang mit Altmedikamenten zu reduzieren. Auch zielgruppenspezifisch fehlt es in der Regel an Informationen, die den Zusammenhang von Mikroschadstoffen und Umweltwirkungen transparent und nachvollziehbar verdeutlichen. Dies trifft insbesondere auf Verbraucher und Anwendergruppen zu, deren Blickwinkel wasserwirtschaftliche Aspekte typischerweise nicht umfasst.

So wurde in Gesprächen mit Apothekern und Ärzten im Rahmen von Interviews oder Veranstaltungen wiederholt deutlich, dass der auch demografisch bedingt steigende Medikamentenkonsum zwar unter gesundheitlichen oder Kostenaspekten kritisch gesehen wird, der Umweltzusammenhang jedoch kaum eine Rolle spielt.

Eine gewisse Ausnahme bildet thematisch die Stoffgruppe der Antibiotika, was sich unter anderem durch das breit kommunizierte Risiko der Resistenzbildung und gesetzliche Vorgaben, beispielsweise in der Tiermedizin, erklärt. Zielgruppenspezifisch kann davon ausgegangen werden, dass auch als Folge des nationalen Spurenstoffdialoges in den Verursacherindustrien dem Thema Mikroschadstoffe Interesse und Aufmerksamkeit entgegengebracht wird. Anstrengungen und Überlegungen in stoff- und quellenbezogene Vermeidung von Emissionen zu investieren, sind bisher als neuer strategischer Ansatz bspw. in der Arzneimittelforschung und -produktion von Pharma- oder Chemieunternehmen noch nicht praxisrelevant wahrnehmbar. Auf universitärer Ebene, so wie bspw. an der Leuphana Universität oder der TU Dresden, wachsen hingegen unter der Überschrift „Benign by Design“ (Prof. Klaus Kümmerer) Interesse und Anstrengungen für eine nachhaltige Medikamentenproduktion.

Hieraus lässt sich ableiten, dass öffentlich und auch zielgruppenspezifisch Unterschiede bestehen, die es in der Kommunikation zu berücksichtigen gilt. Auch im Hinblick auf die

notwendige Akzeptanz bei der Umsetzung potenzieller Maßnahmen sind die außerordentlich unterschiedlichen Informations- und Interessenlagen deshalb einzukalkulieren.

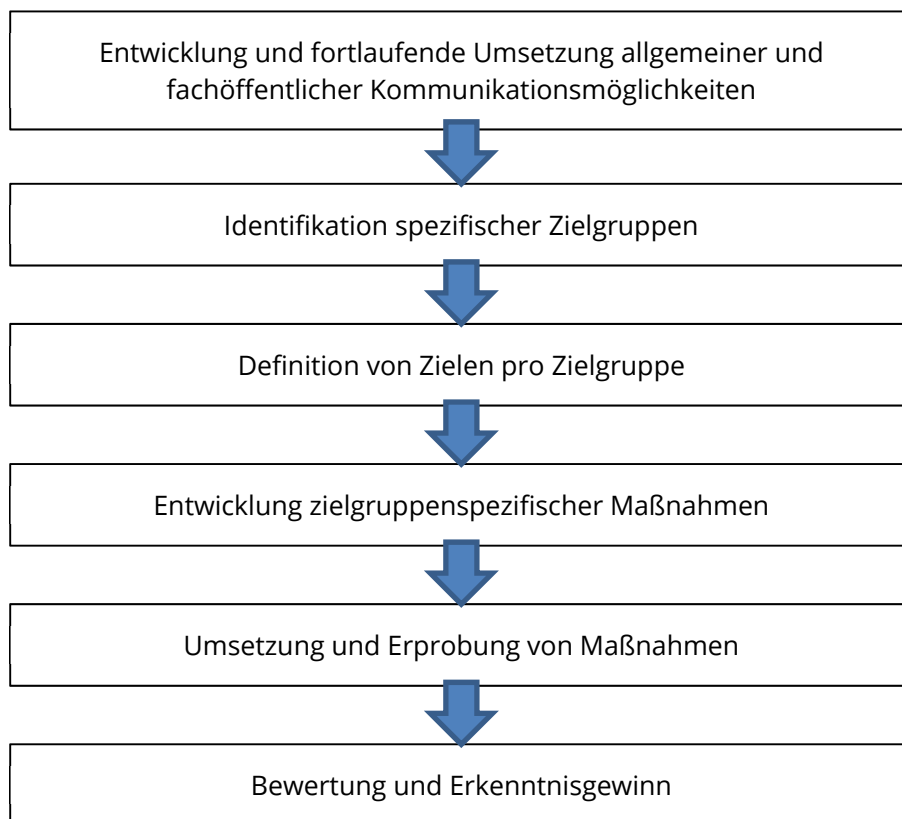


Abbildung 18: Vorgehen im Arbeitspaket Öffentlichkeitsarbeit.

Diese Überlegungen und erste Erfahrungen führten mit Blick auf die oben genannte Zielsetzung zu in Abbildung 18 beschriebenem Vorgehen bei der Öffentlichkeitsarbeit. Dabei kristallisierten sich in umfänglichen Diskussionen der Projektpartner, insbesondere auch für lokale bzw. regionale Aktivitäten, vor allem die folgenden Zielgruppen heraus:

1. Allgemeine Öffentlichkeit
2. Bürger im Einzugsgebiet der Betreiber
3. Kommunalpolitiker und lokale Entsorgungsunternehmen
4. Institutionen im Gesundheitsbereich wie Krankenhäuser, Pflegeeinrichtungen sowie die Anwendergruppen Apotheker und Ärzte
5. Landwirte, Tierärzte
6. Schulen und Kindereinrichtungen, Lehrer

5.2.1 Allgemeine Öffentlichkeit

Zielstellung: Information und Sensibilisierung zum Thema Mikroschadstoffe

In der frühen Projektphase nach Initiierung des Projektes Ende 2015 stand zunächst die allgemeine Aufklärung und Sensibilisierung zum Thema Mikroschadstoffe im Fokus der Aktivitäten. So fand im Januar 2016 eine gut besuchte **Auftaktveranstaltung** statt, bei welcher bereits die Einladung und deren Bewerbung auf vor allem wasserwirtschaftlichen Fachveranstaltungen eine gewisse Resonanz erzeugte. Ein **Flyer** mit den wesentlichen Informationen zum Projekt selbst erfährt bis heute eine weite Verbreitung und führte verschiedentlich zu Rückfragen und vertiefenden Ansprachen (Abbildung 19).

Förderer und Partner

Förderung durch
Deutsche Bundesstiftung Umwelt
Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft
GELSENWASSER AG

Förderzeitraum
10/2015 – 09/2018

Projektleitung
Technische Universität Dresden
Professur Siedlungswasserwirtschaft
Prof. Dr.-Ing. Peter Krebs

Partner innerhalb der TU Dresden
Professur Hydrobiologie
Prof. Dr. rer. nat. Thomas Berendonk
Professur Wasserchemie
Prof. Dr. rer. nat. Eckhard Wörch
Professur Klinische Pharmakologie und Therapie
Prof. Dr. med. Joachim Fauler
Professur für betriebliche Umweltökonomie
Prof. Dr. rer. pol. Edeltraud Günther

Externe Partner
Technische Universität Bergakademie Freiberg
Prof. Dr. iur. Liv Jaeckel

Stadtentwässerung Dresden GmbH
Gunda Röstel
Eins Energie Sachsen GmbH & Co KG
Anne-Kathrin Sundheim, Chemnitz
Zweckverband Wasser und Abwasser Vogtland
Henning Scharch, Plauen

Kontakt und Impressum

gefördert durch
DBU
Deutsche Bundesstiftung Umwelt
www.dbu.de

GELSENWASSER
GAS, STROM, NATÜRLICHES WASSER.

STAATSMINISTERIUM
FÜR UMWELT UND
LANDWIRTSCHAFT

Freistaat
SACHSEN

Ansprechpartner
Technische Universität Dresden
Institut für Siedlungs- u. Industrierwasserwirtschaft
Gerold Fritsche

Tel.: +49-(0)351-463 3 69 71
Fax: +49-(0)351-463 3 72 04
mikro.modell@mailbox.tu-dresden.de

TECHNISCHE UNIVERSITÄT DRESDEN

ZWAV

eins
energie in sachsen

Stadtentwässerung Dresden
WIR KLÄREN DAS FÜR SIE

www.mikro-modell.de

©Technische Universität Dresden, Stand: 27.10.2016, 1. Auflage: 500

MikroModell
Stoffe im Fluss

Forschungsprojekt
zum Umgang mit Mikroschadstoffen

www.mikro-modell.de

Abbildung 19: Informationsflyer des Verbundvorhabens MikroModell.

Korrelierend mit ersten zielgruppenspezifischen Aktivitäten und ersten Zwischenergebnissen entstand die **Homepage** (www.mikro-modell.de; Abbildung 20), welche bis heute als wichtige Informationsplattform vielfach genutzt und zur Grundlage tiefergehender Anfragen entwickelt wurde.

In Abstimmung mit den Projektförderern, darunter insbesondere mit dem sächsischen Staatsministerium für Energie, Klimaschutz, Umwelt und Landwirtschaft (SMEKUL), entstanden anlassbezogen verschiedene **Pressemitteilungen**, die nach Veröffentlichung ebenfalls zu Resonanz und Rückmeldungen führten (vgl. Pressespiegel). Gleichzeitig

wurde das Projekt in verschiedenen Newslettern und Fachzeitschriften angekündigt und beschrieben, sodass es von Anfang an auch selbst zum Stilmittel der Kommunikation wurde. Auch über die unmittelbare Unternehmenskommunikation der Betreiberpartner, darunter mit besonderer Bedeutung beispielsweise die **Mitarbeiterzeitungen** KLARO der SEDD oder die UNSEREINS in Chemnitz, die sich auch bei zahlreichen lokalen Partnern großer Beliebtheit erfreuen, entstand über die eigene Mitarbeiterebene hinaus auf direkter lokaler Ebene eine fortlaufende Information zum Projektverlauf und damit zum Thema Mikroschadstoffe.



Abbildung 20: Screenshot von www.mikro-modell.de.

In Chemnitz wurden außerdem Vorträge anlässlich von Veranstaltungen – wie der Technik-Tagung von inetz und dem Führungskräfte-Tag von eins und inetz – gehalten, um die Aufmerksamkeit auf die Herausforderungen der Zukunft und das Projekt MikroModell zu fokussieren. In Plauen wurde über das Projekt und seine Ziele beispielweise in der „Freien Presse“ berichtet, um so eine breite Öffentlichkeit zu erreichen und zu sensibilisieren.

Ergänzend zu diesen allgemeinen und über den gesamten Projektverlauf fortlaufenden Informationskanälen wirkten zielgerichtet initiierte **Artikel in Fachzeitschriften**, darunter WWT, EUWID, ZfK oder das sächsische Ärzteblatt (vgl. Abschnitt 7.7.2).

Durch die Förderung des Landesumweltministeriums wurde das Projekt in die Zukunftsinitiative SiMUL+ des Freistaates Sachsen aufgenommen. Die Initiative SiMUL+ stellt sich umwelt- und agrarpolitischen Herausforderungen und wurde anlässlich eines Zukunftsforums im August 2016 in Radebeul mehr als 230 Vertretern aus Wirtschaft, Wissenschaft

und Verwaltung vorgestellt. Dabei wurden innovative Leistungen sächsischer Akteure aus dem Umwelt- und Agrarbereich in den Blickpunkt der Öffentlichkeit gestellt.

Im Rahmen dieser Initiative konnte ein kurzer **Imagefilm** zu MikroModell produziert und präsentiert werden, der unter <https://youtu.be/UGzMofM0wgE> abgerufen werden kann (vgl. Abbildung 21).



Abbildung 21: Imagefilm zu MikroModell (Screenshot).

5.2.2 Bürger im Einzugsgebiet der Betreiber

Zielstellung: Information und Sensibilisierung zum Thema Mikroschadstoffe und Anregung umweltfreundlicher Verhaltensweisen in der Entsorgung von Altmedikamenten

Im weiteren Projektverlauf wurde, ebenfalls mit dem Ziel einer allgemeinen öffentlichen Sensibilisierung, das Thema Umgang mit Arzneimittelrückständen im Rahmen der von der SEDD gesondert entwickelten **Kampagne „Kein Müll ins Klo“** mit starker Öffentlichkeitswirksamkeit entwickelt und umgesetzt. Konzipiert zunächst für drei Jahre, vereint diese Kampagne sowohl allgemein öffentliche Informationen, Aufklärung und Sensibilisierung als auch die Ansprache spezifischer Zielgruppen. In der Vorgehensweise umfasste die Kampagne die folgenden, auf lokaler Ebene öffentlichkeitswirksamen Elemente: **Erlebnisorientierte Pressekonferenz; provokante Großplakataktion;** Nutzung und Verarbeitung der Plakatsbilder für **Freecards; WC-Plakate;** kurze, im Internet nutzbare **Werbe-filme; Mitmachaktionen** wie den „**Reimscheißerwettbewerb**“ oder eine eigens ausgerichtete **Demonstration** (vgl. Abbildung 22) inklusive **Kundgebung** und offenem **Poetryslam** und den für Stadt- und Stadtteilstellen verfügbaren **Toilettenwagen** mit entsprechend aufklärender Werbung. Die Resonanz und aktive Beteiligung der Dresdnerinnen und

Dresdner war beeindruckend. Allein im Reimwettbewerb wurden über 400 Beiträge eingereicht.



Abbildung 22: „Reimscheißer-Demo“ in der Dresdner Innenstadt.

Der Toilettenwagen (Abbildung 23) wird bei Bürger- und Stadtteilfesten gern genutzt, die plakative und provokante Gestaltung der Wände fordert zur inhaltlichen Auseinandersetzung und zum umweltfreundlichen Verhalten auf.



Abbildung 23: Toilettenwagen der SEDD.

In zahlreichen Gesprächen verdeutlichte sich, dass das Bewusstsein einer sachgerechten Entsorgung von Altmedikamenten nur begrenzt vorhanden ist und dringend einer Aufklärung bedarf. Als misslich bewertet wurde insbesondere seitens älterer Bürgerinnen und Bürger, dass in den Apotheken, anders als noch vor einigen Jahren, kein kostenloses Rück-

nahmesystem mehr besteht. Tatsache ist, dass der „regulierte“ lokale Umgang bundesweit einem Flickenteppich gleicht. In Abhängigkeit des jeweiligen Satzungsgebietes für die Regulierung der Abfälle bestehen unterschiedliche Rücknahme- und Behandlungssysteme. Die Rücknahme in Apotheken erfolgt einzelfallbezogen auf freiwilliger Basis und zu deren Kostenlast.

So besteht in Plauen wie in Dresden ein identischer Entsorgungsweg für Altmedikamente über den Restmüll. Eine geordnete Rücknahme über die Apotheken ist nicht möglich.

In Chemnitz ist die Rückführung von Altmedikamenten satzungsrechtlich als Entsorgung über den Restmüll ausgeschlossen. In den Jahren 2015 und 2016 wurden Altmedikamente lediglich über das Schadstoffmobil entgegengenommen. In den beiden Jahren wurden 1,41 t bzw. 1,37 t Altmedikamente auf diesem Weg eingesammelt. Ab dem 4. Quartal 2017 wurden zwei weitere Entsorgungswege für Altmedikamente in einem Pilotprojekt getestet. Chemnitz verfügt über 5 Wertstoffhöfe. Die kostenfreie Rücknahme von Medikamentenresten und Altmedikamenten wurde an allen 5 Standorten angeboten. Die Abgabemöglichkeit am Schadstoffmobil blieb erhalten und zusätzlich wurden in 33 Apotheken im Chemnitzer Stadtgebiet Rücknahmemöglichkeiten geschaffen. Über das Projekt wurde in einer Pressemitteilung informiert. Im Jahr 2017 konnten so bereits 2,0 t Medikamente eingesammelt werden, im Jahr 2018 bereits 3,8 t und die Hochrechnung für 2019 geht von 4,0 t Altmedikamenten aus, die die Chemnitzer Bürgerschaft umweltgerecht abgegeben hat.

Die Kombination dieser drei Rücknahmemöglichkeiten gilt damit als etabliertes Entsorgungssystem und wird in Chemnitz fortgeführt.

In Dresden erfolgt die Entsorgung der Altmedikamente aus den Haushalten über den Restmüll und eine entsprechende Behandlung in einer MBA (medizinisch-biologische Anlage). Sondermessungen verpresster und verflüssigter Restmedikamente in Verbindung mit anderem Hausmüll ergaben keine Notwendigkeit einer besonderen Aufbereitung. Vor dem Hintergrund zukünftig erwartbarer Investitionen oder Verbringungen in Verbrennungsanlagen konzentrierten sich die Kommunikationsaktivitäten auf die unaufwändige und bürgerfreundliche Entsorgung über die Hausmülltonne.

Generell kann die sachgerechte Entsorgung von Rest- und Altmedikamenten sehr gut für die generelle Sensibilisierung zum Thema Mikroschadstoffe genutzt werden.

5.2.3 Kommunalpolitiker und lokale Entsorgungsunternehmen

Zielstellung: Information und Sensibilisierung zum Thema Mikroschadstoffe und Gewinnung als Meinungsbildner sowie Unterstützer

Da sich das Engagement im Projekt „MikroModell“ sowohl öffentlichkeitswirksam als auch mit Arbeitszeit und Kosten bei den Betreibern niederschlug, lag es nahe, kommunale Verbündete zu gewinnen. Die **Projektvorstellung in den Fraktionen** des Stadtparlamentes, die **fortlaufende Berichterstattung in den Aufsichtsgremien** oder ein gesonderter **Austausch mit** den für die Themen Umwelt und Abfall **zuständigen Amtsträgern** verlief ausgesprochen positiv und ermutigend. Kommunikationsunterstützung boten dabei vor allem auch Auslagemöglichkeiten für **Infomaterial** im Rathaus, der **Tag der offenen Tür**, die Beteiligung mit **Informationsständen** bei Stadtfesten und die **Verlinkung der Internetauftritte**.

In Chemnitz wurde zusätzlich der Besuch des Mitglieds des Bundestages Frank Heinrich genutzt, um auch auf überregionaler Ebene auf die Herausforderungen zu verweisen, vor denen die Abwasserbranche steht. In Plauen wurden im Kreise der Verbandsversammlung des Zweckverbandes gezielt die Oberbürgermeister der Regionen über das Projekt informiert.

Die Stadtreinigung in Dresden engagierte sich darüber hinaus mit einem **Fachgespräch** und vor allem einer **Kampagnenfortsetzung** zur umweltgerechten Medikamentenentsorgung an der Seite der Stadtentwässerung Dresden (vgl. Abbildung 24). Die gute Preseresonanz auf allen Kanälen unterstützte dabei die öffentliche Wahrnehmung.



Abbildung 24: Müllfahrzeug der SRD mit Kampagnenplakat der SEDD.

5.2.4 Institutionen im Gesundheitsbereich wie Krankenhäuser, Pflegeeinrichtungen sowie die Anwendergruppen Ärzte und Apotheker

Zielstellung: Information und Sensibilisierung zum Thema Mikroschadstoffe und Berücksichtigung potenzieller Umweltfolgen im Umgang mit Medikamenten.

Dieser Zielgruppe kommt im Umgang mit dem auch aus demographischen Gründen weiter erwartbaren Anstieg des Medikamentenkonsums eine besondere Bedeutung zu. Einerseits besteht eine enge und in der Regel auch vertrauensvolle Verbindung mit Bürgern und Patienten. Andererseits ist diese Zielgruppe als Anwendergruppe für Medikamente auch in der Rückkoppelung zur Pharmaindustrie mit ihrem fachlichen Know-how von großer Bedeutung. Vor diesem Hintergrund wurden unterschiedliche Instrumente und Maßnahmen erprobt, die insgesamt als außerordentlich vielversprechend eine Fortsetzung und weite Verbreitung verdient haben. Hervorzuheben sind dabei die Erstellung eines **Flyers zur richtigen Arzneimittelentsorgung** sowie die **Bereitstellung eines recyclingfähigen „Entsorgungsbeutels“**, der mittels Aufdruck die umweltgerechte Entsorgung darstellt (Abbildung 25). Beide Informationselemente wurden flächendeckend den Apotheken in unterschiedlichen Aktionen und mit Begleitschreiben kostenlos lokal verfügbar gemacht und fanden sehr guten Anklang.



Abbildung 25: Vorder- und Rückseite des Medikamentenentsorgungsbeutels.

Verknüpft mit dem Anschreiben richtete sich die Bitte an die Apotheken, im Gespräch mit Patienten und Bürgern auf die richtige Entsorgung von Altmedikamenten hinzuweisen. Als ebenfalls sehr erfolgreich erwiesen sich **spezifische Fortbildungsveranstaltungen** sowohl **für Apotheker** als auch **für Ärzte**. Ein besonderer Partner bei diesen Fortbildungsveranstaltungen in Dresden war dabei das Universitätsklinikum Carl Gustav Carus mit dem zuständigen leitenden Fachapotheker des Klinikums. Für die Fortbildungsveranstaltung der Ärzte ist dabei zu beachten, dass ein gewisser Aufwand für die Zertifizierung als anerkannte Fortbildungsveranstaltung vonnöten ist. Dieser Aufwand wurde jedoch durch einen sehr guten Zuspruch, eine rege Diskussion und das Interesse am Thema sowie die Bereitschaft, dies zukünftig stärker in den Blick zu nehmen, mehr als gerechtfertigt.

Weil Ärzte und Apotheker sowie Pflegeeinrichtungen und Krankenhäuser eine besondere Multiplikatorenfunktion innehaben, wurde im Rahmen des Projektes eine umfängliche Dialogveranstaltung unter dem Motto „Medizin trifft Kläranlage“ organisiert. So kamen im April 2018 in Dresden über 130 Teilnehmende aus dem medizinischen Bereich, darunter auch Wissenschaftler und Vertreter des Pharmabereiches zusammen.

Die wesentlichen Themenstellungen der eintägigen Konferenz befassten sich mit den Fragen: Umgang mit steigendem Arzneimittelkonsum, umweltfreundlichere Entwicklung von Arzneimitteln, ganzheitliche gesundheitsfördernde Patientenberatung und Aufklärung und Kostenkonkurrenzen im Gesundheitssystem bei steigendem Arzneimittelkonsum. Von herausragendem Interesse waren Aussagen des Medizinischen Vorstandes des Universitätsklinikums, der auf der Basis des Modells des Stationsapothekers des UKD resümierte, dass Gesundheit fördern, Kosten einsparen und Umweltfreundlichkeit kein Widerspruch ist: „Unser Uniklinikum geht mit gutem Beispiel voran und stellt der Einzelklinik Stationsapotheker beratend zur Seite mit dem Ergebnis der Einsparung von Arzneimitteln von bis zu 40 %. Das ist gut für die Gesundheit der Patienten, das ist gut für die Kosten und es ist gut für die Umwelt.“, so Prof. Michael Albrecht.

Darüber hinaus wurde konkret angeregt, das Curriculum in der Ärzteausbildung wiederholend auch zu pharmakologischen Themen in späteren Studiensemestern aufzufrischen und zu erweitern, Medikamente nicht nur im Hinblick auf ihre gesundheitliche, sondern auch im Hinblick auf ihre Umweltwirkung zu entwickeln und zu beurteilen, Inhaltsstoffe transparent zu machen, die Medikationen nicht nur sensibel, sondern mit Wissenschaft und Forschung auch punktgenau zu gestalten und nicht zuletzt in Forschung und Wissenschaft auf die Substitution problematischer Stoffe und gegebenenfalls die Umstellung auf biogene Grundstoffe zu setzen.

Über eine Umfrage unter Ärzten und Apothekern im Vorfeld dieser Veranstaltung konnten darüber hinaus zwar nicht repräsentative, aber dennoch wichtige Informationen zum Meinungsbild und zur Kenntnis des Themas gewonnen werden. Diese Auswertung und verschiedene Anregungen flossen in die oben genannten Fortbildungsangebote ein. Insgesamt war nicht nur die Bereitschaft, sich mit der Herausforderung Mikroschadstoffe

auseinanderzusetzen, v.a. im Hinblick auf Medikamente bemerkenswert positiv. Auch die vielfältigen Anregungen verdienen eine bundesweite Umsetzung, nicht zuletzt vor dem Hintergrund von Kosteneffizienz und teilweise auch zeitnahe Umsetzbarkeit.

5.2.5 Landwirte, Tierärzte

Zielstellung: Information und Sensibilisierung zum Thema Mikroschadstoffe und Anregung eines sensiblen Umgangs bei problematischen Stoffgruppen

Die Landwirtschaft ist mit ihrem Einsatz von Pflanzenschutz-, Dünge- und Tierarzneimitteln nach dem Straßenverkehr eine der größten diffusen Eintragsquellen für Mikroschadstoffe in die aquatische Umwelt. Daher war es dem Projektteam ein Anliegen, sich auch mit Vertretern des sächsischen Landesbauernverbandes, Tierärzten sowie Landwirten in Sachsen auszutauschen.

In **Gesprächsrunden** und bei **Vor-Ort-Besuchen** (Milchbauer, Geflügelbauern, Biobauer) bestand eine vergleichsweise hohe Sensibilität zum Thema Mikroschadstoffe. Gesetzliche Reformen der letzten Jahre beispielsweise im Antibiotikabereich regulieren Transparenz und Gebrauch besser als früher. Faire Preise für nachhaltig erzeugte Lebensmittel (ökologisch orientierte Landwirtschaft/Kreislaufwirtschaft) und Wertschöpfungsketten zugunsten der Landwirte könnten dazu beitragen, mit geringeren Tierbeständen die Gülleinträge und die Einträge von Veterinärmedikamenten ebenso zu vermindern, wie die Pestizid- und Nitrat-Emissionen. Deutlich wurde in den Gesprächen jedoch auch, dass hierbei die Politik wichtige Weichen stellen muss und Verbraucher in umweltfreundlich erzeugte Ernährung mehr investieren müssen.

5.2.6 Schulen und Kindereinrichtungen, Lehrer

Zielstellung: Information und Sensibilisierung zum Thema Mikroschadstoffe und Verinnerlichung von Möglichkeiten des umweltschonenden Verhaltens

Aufbauend auf den Lehrplänen der Primar- und Sekundarstufe wurden Schwerpunkte für die Vermittlung der Thematik abgeleitet. Hierauf aufbauend entstanden **Lehrmodule** für beide Bildungsstufen, die im Zuge einer **Lehrerfortbildung** Anfang 2018 mit Unterstützung des Landesamtes für Schule und Bildung vorgestellt und zugänglich gemacht wurden. Inhaltlich traf dies auf großen Zuspruch seitens der Lehrerschaft und den Wunsch, lehrplanorientiert kostenloses Informations- und Arbeitsmaterial für den Unterricht zu erhalten.

Dies aufgreifend entwickelte die Stadtentwässerung Dresden mit ihrem **Schülerlabor „Aquamundi“** (Abbildung 26) und dem zuständigen Fachkollegen zielgerichtete und sehr gut wahrgenommene Angebote für alle Altersklassen vom Kindergarten bis zum gymnasii-

alen Bereich. **Projektstage**, einzelne **Unterrichtslektionen** und sogar **länderübergreifende Projektarbeit** bildeten das Thema in vielfältiger Weise ab. Wünschenswert wäre, wenn im Kontext einer Lehrplanüberarbeitung die Herausforderung Mikroschadstoffe altersgemäß Aufnahme finden würde.



Abbildung 26: Jugendliche bei einem Experiment im Rahmen des Schülerlabors der SEDD.

5.3 Zusammenfassung und Empfehlungen

Zusammenfassend kann eingeschätzt werden, dass sowohl in der allgemeinen Öffentlichkeit als auch zielgruppenspezifisch Informationen und Sensibilisierung notwendig sind, um der Herausforderung Mikroschadstoffe gerecht zu werden und Verhaltens- und Umgangsänderungen überhaupt erst zu ermöglichen. Darüber hinaus, als Folge dieser zahlreichen Aktivitäten, wurde jedoch ebenso deutlich, dass sowohl in der allgemeinen Öffentlichkeit als auch im Besonderen in den jeweiligen Zielgruppen eine große Bereitschaft und großes Interesse daran besteht, durch eigenes, umweltgerechtes Verhalten einen Beitrag zur Nachhaltigkeit zu leisten. Realistische Zielsetzungen und verlässliche politische Rahmen, Transparenz bei Produkten und die Diskussion und Umsetzung quellenbezogener Maßnahmen, die Emissionen vermeiden, scheinen neben einer breiten Öffentlichkeitskampagne gute Anregungen zu sein.

Von besonderer bundesweiter Bedeutung sind dabei die folgenden Maßnahmen und Anregungen:

- Sensibilisierung und Information der Öffentlichkeit über breit angelegte, längerfristig wirkende und wiederholende Kampagnen zur Herausforderung Mikroschadstoffe, dabei Interaktionsmöglichkeiten eröffnen zur Medikamentenentsorgung und zum verantwortlichen Medikamentengebrauch
- Bundesweite Strategie zur Substitution, zur Vermeidung und Verminderung kritischer Stoffe durch verstärkte Forschung und Entwicklung umweltverträglicher

Stoffe für den Pharma-, Chemie- und Landwirtschaftssektor, Schaffung spezifischer Forschungscluster

- Unterstützung dieser Strategie durch ordnungsrechtliche mittel- und langfristige Orientierung sowie deren Einbringung auf europäischer Ebene
- Entwicklung eines verursachergerechten Fondsmodells mit Lenkungswirkung unter Einbindung der Verursacherbereiche zur Finanzierung nachgeschalteter Maßnahmen
- Fortsetzung des Spurenstoffdialoges auf Bundesebene mit Verursacherbereichen unter klarer Zielsetzung auf Vermeidung und Verminderung von Einträgen und unter Einbindung des Gesundheits- und Landwirtschaftsministeriums
- Besondere Aufklärung und Qualifikation von Zielgruppen im medizinischen Sektor, v.a. Ärzte und Apotheker
- Rolle der pharmakologischen Beratung stationär wie für niedergelassene Fachärzte deutlich stärken und honorieren
- Kennzeichnung umweltschädigender Stoffe nach einfach erkennbarer Systematik ermöglichen
- Entwicklung von Kommunikationsleitfäden für Kläranlagenbetreiber, bei welchen an sensiblen Gewässerstützpunkten die Errichtung einer weitergehenden Abwasserreinigung (4. Reinigungsstufe) notwendig wird
- Erarbeitung von Länderempfehlungen zum Thema Mikroschadstoffe, die über die Kultusministerien Einzug in die Lehrpläne und Unterrichtsmaterialien erhalten

6 Literatur – Teil A

- Baumann, M., Weiß, K., Schüssler, W., Maletzki, D., Polleichtner, C., Schudoma, D., (2016). Zur Sonderstellung von Antibiotika bei der Gewässerbelastung durch Arzneimittel. *Mitt Umweltchem Ökotox* 2016, 97–100.
- BfUL (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (2015). Bewirtschaftungsplan für den bayerischen Anteil am Flussgebiet Donau - Bewirtschaftungszeitraum 2016-2021, München.
- DURCHFÜHRUNGSBESCHLUSS (EU) 2015/495 DER KOMMISSION vom 20. März 2015 zur Erstellung einer Beobachtungsliste von Stoffen für eine unionsweite Überwachung im Bereich der Wasserpolitik gemäß der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates
- DURCHFÜHRUNGSBESCHLUSS (EU) 2018/840 DER KOMMISSION vom 5. Juni 2018 zur Erstellung einer Beobachtungsliste von Stoffen für eine unionsweite Überwachung im Bereich der Wasserpolitik gemäß der Richtlinie 2008/105/EG des Europäischen Parlaments und des Rates und zur Aufhebung des Durchführungsbeschlusses (EU) 2015/495 der Kommission UBA Texte 60/2016 vom Juni 2016 Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer – Phase 2 vom Juni 2016
- Halbfaß, S., Gebel, M., Friese, H., Grunewald, K., Mannsfeld, K. (2009). Atlas der Nährstoffeinträge in sächsische Gewässer Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie, Dresden.
- Könemann, S., Kase, R., Simon, E., Swart, K., Buchinger, S., Schlüsener, M., Hollert, H., Escher, B., Werner, I., Aït-Aïssa, S., Vermeirssen, E., Dulio, V., Valsecchi, S., Polesello, S., Behnisch, P., Javurkova, B., Perceval, O., Di Paolo, C., Olbrich, D., Sychrova, E., Schlichting, R., Leborgne, L., Clara, M., Scheffknecht, C., Marneffe, Y., Chalon, C., Tušil, P., Soldán, P., von Danwitz, B., Schwaiger, J., San Martín Becares, M., Bersani, F., Hilscherová, K., Reifferscheid, G., Ternes, T., Carere, M. (2018). Effect-based and chemical analytical methods to monitor estrogens under the European Water Framework Directive. *Trends in Analytical Chemistry* 102, pp 225-235
- Kunz, K., Simon, E., Creusot, N., Sumith Jayasinghe, B., Kienle, C., Maletz, S., Schifferli, A., Schönlau, C., Aït-Aïssa, S., Denslow, N.D., Hollert, H., Werner, I., Vermeirssen, E. (2017). Effect-based tools for monitoring estrogenic mixtures: Evaluation of five in vitro bioassays. *Water Research* 110, pp 378-388
- LfULG (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) (2015a). Sächsische Beiträge zu den Maßnahmenprogrammen Elbe und Oder. Dresden
- LfULG (Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie) (2015b). Sächsische Beiträge zu den Bewirtschaftungsplänen Elbe und Oder. Dresden
- OGewV Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373)
- Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik

Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG in Bezug auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik

Schwabe, Ulrich, and Dieter Paffrath (2015). *Arzneiverordnungs-Report 2015: Aktuelle Zahlen, Kosten, Trends und Kommentare*. Springer-Verlag.

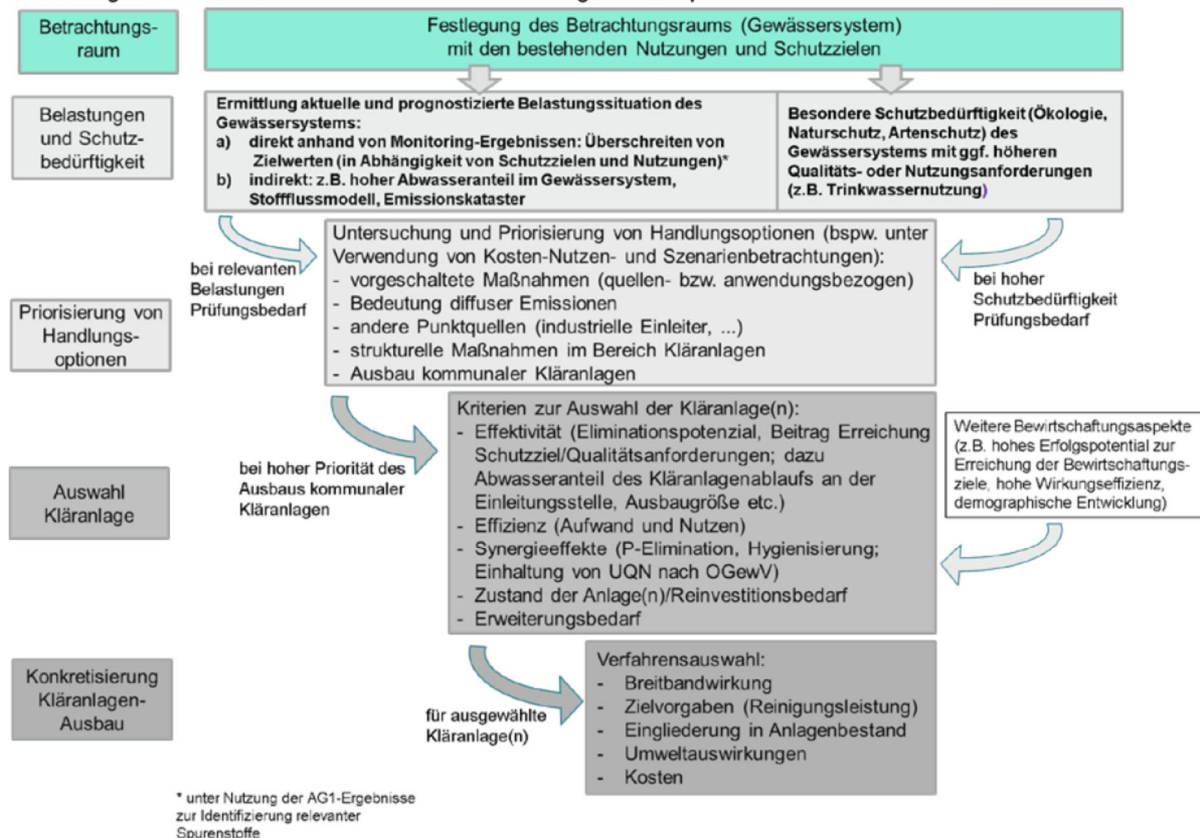
UBA Texte 60/2016. *Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer – Phase 2 vom Juni 2016*. Herausgeber: Umweltbundesamt.

Wenzel, A., und Shemotyuk, L. (2014). 'Environmental Quality Standard Proposal - Data Sheet'. Umweltbundesamt. Accessed 17 December 2019. <https://webetox.uba.de/webETOX/public/basics/literatur/download.do?id=12>.

7 Anhang – Teil A

7.1 Prozessdefinition als Ergebnis des Stakeholder-Dialogs

Ablaufschema: Systematische Vorgehensweise zur Prüfung einer weitergehenden Abwasserbehandlung zur Spurenstoffreduktion



Quelle: BMU (2019). Ergebnisse der Phase 2 des Stakeholder-Dialogs „Spurenstoffstrategie des Bundes“ zur Umsetzung von Maßnahmen für die Reduktion von Spurenstoffeinträgen in die Gewässer. März 2019, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit, Umweltbundesamt.

https://www.bmu.de/fileadmin/Daten_BMU/Download_PDF/Binnengewasser/ergebnispapier_stakeholder_dialog_phase2_bf.pdf

7.2 Beispiele für mögliche Maßnahmen

Diese Auflistung dient als beispielhafte Übersicht einiger wesentlicher Maßnahmen. Erläuterungen sowie weitere Beispiele finden sich in verschiedenen Teilen der Berichte zum Projekt MikroModell sowie in der Literatur (z.B. UBA-Texte 60/2016).

7.2.1 Maßnahmen an der Quelle (Vermeidungsprinzip)

7.2.1.1 Substitution kritischer Stoffe bei Arzneimitteln, Industriechemikalien, Pflanzenschutzmitteln durch:

- Verstärkte Forschungsanstrengungen zur Entwicklung innovativer und umweltverträglicher Grundstoffproduktion
- Verstärkte Forschungsanstrengungen zur Entwicklung punktgenauer Medikation
- Umweltverträglichkeit als Innovationstreiber und Marktvorteil vermitteln und politisch unterstützen
- Ordnungspolitische Vorgaben und Orientierungen
- Kennzeichnung von Produkten mit umweltschädlichen Stoffen
- Medikamente mit umweltschädlichen Stoffen als rezeptpflichtig adressieren, um alternative Beratung überhaupt zu ermöglichen
- Schaffung verlässlicher Rahmen und Begleitung/ Unterstützung der Unternehmen in einem solch längerfristigen Umbau
- Erarbeitung eines gemeinsamen Vorgehens auf europäischer Ebene

7.2.1.2 Vermeidungs-/Verminderungsstrategien in Haushalt, Industrie, Gewerbe und Medizin durch:

- Öffentlichkeitsarbeit, Sensibilisierung, Bildung
- Pharmakologie im Curriculum des Medizinstudiums stärken
- Rolle der Apothekerschaft in der Beratung der Facharztbereiche stationär wie niedergelassen deutlich stärken und über die Krankenkassen honorieren
- Aufklärung der Patienten bei Verschreibung, Ausgabe, Verkauf u.a. zur Umweltverträglichkeit von Produkten, zur Entsorgung, zum Thema Kontraindikation
- Schaffung eines verursachergerechten Anreizinstrumentes (siehe Fondsmodell BDEW) zur Finanzierung nachgeordneter Maßnahmen
- Stakeholderdialog von Produzenten, Vertrieb, Nutzern, Verantwortlichen auf allen öffentlichen Ebenen

7.2.1.3 Vor- und weitergehende mögliche Behandlung der Abwässer an Punktquellen wie Krankenhaus- und Industriekläranlagen durch

- Errichtung von Kläranlagen
- Ausbau mit weitergehenden technischen Aufbereitungsverfahren (4. Reinigungsstufe)

- Stoffstromtrennung (z.B. temporärer Einsatz von Urinbeuteln)
- Dezentrale oder semizentrale Lösungen
- Sanierungsmaßnahmen (Exfiltrationsvermeidung)

7.2.1.4 Maßnahmen zur Minimierung (diffuser) Einträge aus der Landwirtschaft

- Umbau in Richtung ökologisch orientierte Landwirtschaft (Kreislaufwirtschaft!) fördern
- Weiterführende Aufklärung der Landwirte hinsichtlich der Anwendung und Ausbringung von Pflanzenschutzmitteln
- Anwendungsreduktion
 - Eintragsreduktion durch Begrenzung des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln in der Nähe von Oberflächengewässern
 - Eintragsoptimierung durch deren bedarfsangepassten Einsatz
 - Eintragsoptimierung durch deren zeitlich optimierten Einsatz
- Substitution von Substanzen
- Fassung und Behandlung von Sickerwässern
- Aufklärung zur sachgerechten Entleerung und Reinigung der Behälter

7.2.2 *End-of-Pipe* Maßnahmen (Nachsorgeprinzip)

- 4. Reinigungsstufe in Kläranlagen
- Mischwasser- bzw. Niederschlagswasserbehandlung im Kanalnetz
- thermische Klärschlammbehandlung

7.3 Verwendete Messstellen bei der UQN-Auswertung

Tabelle 25: Übersicht der verwendeten Messstellen zur Datenauswertung der LfULG-Routinebeprobung

Messstellen Nr.	Name	Ort	Lage
OBF00400	Pirna, links	Dresden	oh. KA
OBF00500	Pirna, rechts	Dresden	oh. KA
OBF00600	Pillnitz, links	Dresden	oh. KA
OBF00700	Pillnitz, rechts	Dresden	oh. KA
OBF01200	Gohlis, links	Dresden	uh. KA
OBF01300	Gohlis, rechts	Dresden	uh. KA
OBF01500	Scharfenberg, links	Dresden	uh. KA
OBF01600	Scharfenberg, rechts	Dresden	uh. KA
OBF50090	Weischlitz	Plauen	oh. KA
OBF50100	Pegel Straßberg	Plauen	oh. KA
OBF50200	uh. Plauen	Plauen	uh. KA
OBF50190	Plauen, Brücke Barthmühle	Plauen	uh. KA
OBF50300	uh. Elsterberg	Plauen	uh. KA
OBF44700	vor KA Glösa	Chemnitz	oh. KA
OBF45000	Göritzchain	Chemnitz	uh. KA
OBF45010	Göritzchain, Brücke	Chemnitz	uh. KA

7.4 Auswertung der JD_UQN-Überschreitungen der Monitoring-Daten aus MikroModell

ohne Iomeprol und Acesulfam

3. Monitoring

4. Monitoring

	JD UQN [ng/l]	ZHK UQN [ng/l]	Messung unterhalb BG [-]						Ausfüllung JD-UQN als Faktor [-]						Überschreitung 50 % ZHK-UQN [-]								
			oberhalb KA			unterhalb KA			oberhalb KA			unterhalb KA			oberhalb KA			unterhalb KA					
			DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL
Cadmium	150	900	15	4	21	12	12	19	0,2	0,6	0,1	0,2	0,2	0,2									
Nickel	4.000	34.000	12	8	7	2	6	12	0,5	0,9	0,6	0,6	0,6	0,5	1								
Dimethoat	70	977	21	21	21	21	21	21	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1									
Imidacloprid ¹	2	100	21	21	21	20	21	21	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3	1,3									
Irgarol	3	16	21	21	21	20	21	21	0,2	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2									
Metazachlorsäure	400		9	21	7			21	7	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1								
Metazachlorsulfonsäure	400									0,7	0,8	1,2	0,7	0,8	1,2								
Metolachlorsulfonsäure	200		21	21	7	21	21	3	0,1	0,1	0,3	0,1	0,1	0,4									
Dimethachlorsäure	50	350	21	21	21	21	21	21	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5									
Dimethachlorsulfonsäure	50	350	21	4	21	21	17	21	0,2	1,2	0,2	0,2	0,4	0,2									
Terbutylazin, 2-Hydroxy	500								0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0									
Nicosulfuron	9	90	21	21		21	21		1,1	1,1	8,3	1,1	1,1	7,6			21				21		
Ibuprofen	11	1.700.000	21	21	21	21	21	21	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5									
Diclofenac	50	100	7	2	5				0,4	1,6	0,7	1,2	23,7	6,2	1	13	5	15	21	21			
Paracetamol	1.000		21	21	17	21	21	19	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0									
Naproxen	1.700	860.000	21	21	21	21	7	20	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0									
Metoprolol	8.600	75.000			1				0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0									
Sulfamethoxazol	600	2.700	4	4		2			0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,1									
Erythromycin	40	2.300	21	21	21	21	6	20	0,3	0,3	0,3	0,3	0,6	0,3									
Clarithromycin	120	190	21	20	21	21		18	0,1	0,1	0,1	0,1	0,4	0,1									
Ciprofloxacin	89	363	21	21	21	21	21	21	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3								3	
Bezafibrat	2.300	4.000.000	21	20	21	21		21	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0									
Gabapentin	10.000	0							0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1									
Carbamazepin	500	1.999.000							0,1	0,3	0,1	0,2	1,1	0,3									
Metformin	160.000	640.000							0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0									
Fluoxetin	12		21	21	21	21	21	21	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8									
17β-Estradiol	0,4		13	10	5	6	3	6	0,6	0,6	0,9	1,0	1,5	0,8									
17α-Ethinylestradiol ¹	0,04		21	21	21	21	21	21	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1	4,1									
Diuron	200	1.800	21	21	20	21	21	21	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1									
Isoproturon	300	1.000	21	19	21	21	17	21	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0									
Terbutryn	65	340	20	18	21	21	2	21	0,2	0,2	0,2	0,2	0,5	0,2									
Benzotriazol	19000	160000							0,0	0,1	0,0	0,0	0,3	0,0									
Tolyltriazol	20000	430000							0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0									
Nonylphenol	300	2000	7	7	7	7	7	7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0									
Flufenacet	40	200	21	21	21	21	21	21	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3									
Oxipurinol									0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0									
Triclosan	20	200	21	21	21	21	21	21	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5									

¹einmalige Messung über Bestimmungsgrenze (BG) in 21 d

Verwendung der UQN der Ausgangssubstanz aufgrund mangels eigener UQN (Vorsorgeprinzip)

Mehr als 75 % der Messwerte über BG / Ausfüllung von mindestens der halben UQN / Überschreitung ZHK-UQN

Schwermetalle
Pflanzenschutzmittel / Metabolite
Arzneimittel
Industrie- und Haushaltschemikalien

7.5.3 Chemnitz – Ausfüllung der JD_UQN an Messstellen ober- und unterhalb der Kläranlage (2008-2018)

Ausfüllung JD-UQN als Faktor [-]

Nr	JD_UQN [ng/l]	2008		2009		2010		2011		2012		2013		2014		2015		2016		2017		2018			
		vor KAGlisa		Göritzahn		vor KAGlisa		Göritzahn		vor KAGlisa		Göritzahn		vor KAGlisa		Göritzahn		vor KAGlisa		Göritzahn		vor KAGlisa		Göritzahn	
		oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA	oh. KA	uh. KA
1	Cadmium	150,00	0,3	0,3	0,4	0,3	0,4	0,3	0,9	0,3	0,3	0,4	0,3	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2	0,2	0,2	0,1	0,4	0,2	0,3	0,3
2	Quecksilber	50,00			0,4	0,2			0,4	0,4				0,4	0,5	0,4	0,2	0,4	0,2	0,3		0,4	0,2	0,2	
3	Nickel	4000,00	1,0	1,2	1,1	1,3	1,0	0,8	1,2	1,5	3,5	1,2	1,1	0,7	1,2	1,3	0,8	1,1	1,1	0,7	0,6	0,8	0,7	0,6	0,7
4	p,p-DDT	10,00	0,7	0,5	0,0	1,1	0,4	0,2	0,8	0,1	0,3	0,0	0,7	0,1	1,1	0,1	0,1	1,8	0,0	18,5		0,2	0,0	0,1	
5	Hexachlorbenzen	10,00	0,0	0,0		0,0	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		0,0	0,0	0,0	
6	Dicofol	1,30									0,3					0,3	0,5			1,5		0,4			
7	Dimethoat	70,00	0,8	0,7							0,1			0,0				0,4		0,0	0,0				
8	Imidacloprid	2,00									1,6				0,8		1,3	1,9		0,6		0,6		2,1	
9	Irgarol	2,50	0,7	0,5	0,5	0,9	0,3	0,3	0,1	0,4	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
10	p,p-DDE	1,00									0,5	0,4	0,4	0,3	0,5	0,5	0,1		5,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,3	
11	o,p-DDD (o,p TDE)	1,00		0,8			0,4	0,3	0,5	2,1	2,1	1,3	2,1	1,6	1,5	0,3	1,4		1,2	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	
12	p,p-DDD (p,p TDE)	1,00	3,0	4,1		3,2	0,4	1,2	2,1	0,7	2,7	2,5	0,3	2,7	1,5	0,1	3,8		11,8	1,0	1,0	1,0	1,2	1,2	
13	Metazachlorsäure	400,00								0,2	0,0	0,7	0,6	0,5	0,4	0,5	0,5	1,0	1,0	1,0	1,0	1,2	0,3	0,3	
14	Metazachlorsulfonsäure	400,00					1,2	1,0	0,7	0,7	0,6	1,3	1,6	1,5	1,3	1,7	1,8	2,2	2,3	3,0	3,0	1,2	1,2	1,2	
15	Metolachlorsulfonsäure	200,00					0,1	0,1	0,5	0,5	0,1	0,2	0,3	0,3	0,3	0,2	0,3	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,3	
16	Dimethachlorsäure	50,00											0,1												
17	Dimethachlorsulfonsäure	50,00							2,5		1,5	1,5	1,8	1,8	1,7	1,3	1,1	0,9	0,9		1,6		1,2	1,2	
18	Terbutylazin, 2-Hydroxy	500,00								0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
19	Nicosulfuron	9,00										1,1	1,7	1,4	1,2	1,7	2,4	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	0,1	
20	Perfluorooctansulfonat	0,65				3,5					1,0	0,4	5,8	0,6	0,6	0,8	4,8	0,9	0,9	0,9	2,8	2,8	1,0	2,8	
21	Perfluorooctanat	0,65				5,8			5,6		1,0	0,8	2,3	7,7	7,7	2,1	3,7	2,8	2,8	2,8	4,6	3,1	5,9	5,9	
22	Fluoranthren	6,30	2,1	1,2	4,3	1,4	2,3	2,9	2,9	1,0	3,7	9,1	3,5	1,8	1,3	0,6	1,4	0,8	1,8	2,0	3,5	2,6	1,7	1,7	
23	Benzo(a)pyren	0,17	25,0	9,8	65,7	11,3	29,4	49,6	42,4	8,0	52,5	124,3	51,7	21,6	17,2	6,6	17,4	8,3	20,8	18,0	68,2	55,1	24,2	24,2	
28	Benzo(a)anthracen	2,00	2,2	1,0	7,0	1,4	2,7	3,4	3,2	0,7	4,7	12,5	5,2	2,3	1,6	0,8	1,8	0,8	2,2	2,1	5,1	4,4	2,0	2,0	
29	Pyren	2,30	4,6	2,8	10,9	3,3	5,2	6,8	6,5	2,6	8,8	20,7	8,3	4,3	3,1	1,6	3,1	1,8	4,2	5,0	8,7	7,2	4,2	4,2	
30	Ibuprofen	11,00									3,5	11,9	3,5	1,7	1,7	2,1	1,4	1,8	1,8	1,8	3,7	3,7	22,7	22,7	
31	Didlofenac	50,00									7,6	12,6	7,3	11,5	11,5	2,0	9,3	1,9	9,0	9,0	8,9	8,9	24,1	24,1	
32	Paracetamol	1000,00									0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
33	Naproxen	1700,00									0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
34	Metoprolol	8600,00					0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	
35	Sulfamethoxazol	600,00					0,1	0,1	0,2	0,2	0,0	0,1	0,1	0,1	0,3	0,1	0,2	0,0	0,2	0,0	0,2	0,2	0,3	0,3	
36	Erythromycin	40,00					0,5	0,4	1,2	0,6	0,6	0,1	0,6	0,4	1,1	0,1	0,2	0,6	0,0	0,3	0,3	0,3	0,7	0,7	
37	Clarithromycin	120,00					0,1	0,5	0,3	0,3	0,0	0,2	0,1	0,3	0,0	0,1	0,3	0,0	0,1	0,0	0,3	0,3	0,6	0,6	
38	Ciprofloxacin	89,00					0,2	0,8	0,2	0,8	0,3	0,2	0,1	0,2	0,1	0,0	0,1	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	
39	Bezafibrat	2300,00									0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	
40	Gabapentin	10000,00					0,2	0,1	0,4	0,4	0,1	0,1	0,4	0,2	0,8	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1	0,2	0,1	0,2	0,2	
41	Carbamazepin	500,00	0,4	1,1	0,3	0,8	0,2	0,6	0,2	0,6	0,9	0,1	0,6	0,3	0,8	1,0	0,2	0,6	0,1	0,5	0,5	0,5	1,0	1,0	
42	Metformin	160000,00									0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
44	Fluoxetin	12,00														0,0								0,1	
46	17β-Estradiol	0,40																						0,1	
47	17α-Ethinylestradiol	0,04																						0,1	
48	Diuron	200,00					0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	
49	Isoproturon	300,00					0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	
50	Terbutryn	65,00	0,1	0,2	0,1	0,2	0,0	0,2	0,1	0,2	0,2	0,0	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2	0,0	0,2	0,2	0,1	0,3	0,3	
51	Benzotriazol	19000,00												0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,2	0,2	
52	Tolyltriazol	20000,00												0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	
53	Nonylphenol	300,00					0,0				0,0													0,0	
54	Bisphenol A	240,00	0,1	0,2	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	
55	Triclosan	20,00	0,7	1,6	1,1	1,7	1,0	1,8	0,7	1,8	2,2	0,3	0,1	0,0	0,4	0,4	0,0	0,1	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4	0,4	
57	Flufenacet	40,00			0,1	0,1	0,0	0,1	0,0	0,0	0,2	0,3	0,1	0,0					0,0	0,1	0,2	2,3	0,1	0,1	
58	4HPFOS	0,65																			0,6			0,6	
59	Irgarol M1	2,50																						0,6	

- Schwermetalle
- Pflanzenschutzmittel / Metabolite
- Polyzkl. aromat. Kohlenwasserst.
- Arzneimittel
- Industrie- und Haushaltschemikalien

7.5.4 Chemnitz – Anteile an Proben unter Bestimmungsgrenze bzw. mit dem Analyseergebnis „nicht nachweisbar“

Anteil Analysen uBG oder n.n.			2008		2009		2010		2011		2012		2013		2014		2015		2016		2017		2018					
Nr	OBH4700		OBH5000 OBH5010		OBH4700		OBH5000 OBH5010		OBH4700		OBH5000 OBH5010		OBH4700		OBH5000 OBH5010		OBH4700		OBH5000 OBH5010		OBH4700		OBH5000 OBH5010					
	vor KA Glösa	Göritz/zhain, Brücke	vor KA Glösa	Göritz/zhain, Brücke	vor KA Glösa	Göritz/zhain, Brücke	vor KA Glösa	Göritz/zhain, Brücke	vor KA Glösa	Göritz/zhain, Brücke	vor KA Glösa	Göritz/zhain, Brücke	vor KA Glösa	Göritz/zhain, Brücke	vor KA Glösa	Göritz/zhain, Brücke	vor KA Glösa	Göritz/zhain, Brücke	vor KA Glösa	Göritz/zhain, Brücke	vor KA Glösa	Göritz/zhain, Brücke	vor KA Glösa	Göritz/zhain, Brücke				
	oh.	uh.	oh.	uh.	oh.	uh.	oh.	uh.	oh.	uh.	oh.	uh.	oh.	uh.	oh.	uh.	oh.	uh.	oh.	uh.	oh.	uh.	oh.	uh.				
1 Cadmium	0,40	0,43	0,40	0,37	0,00	0,14	0,17	0,35	0,08	0,25	0,25	0,08	0,25	0,25	0,25	0,39	0,35	0,29	0,31	0,33	0,35	0,50	0,27	0,39	0,33	0,35		
2 Quecksilber			0,33	0,48			0,29	0,15		0,31	0,25	0,40		0,33	0,50	0,48	0,50	0,48	0,50	0,47		0,39	0,39	0,50	0,50	0,50		
3 Nickel	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,09	0,10	0,08	0,08		
4 p,p-DDT	0,63	0,63	0,80	0,63	0,60	0,60	0,67	0,77	0,50	0,80	0,53	0,75	0,47	0,57	0,79	0,53	0,79	0,53	0,86	0,56		0,57	0,57	0,50	0,25	0,50		
5 Hexachlorbenzen	0,63	1,00	1,00	0,86	0,50	0,59	0,57	0,69	0,85	0,75	0,73	0,33	0,75	0,67	0,44	0,67	0,44	0,67	0,86	1,00		0,50	0,50	0,50	0,50	0,50		
6 Dicolof	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,86	0,80	1,00	0,92	1,00	0,92	1,00	0,92	1,00	1,00	0,92	1,00	
7 Dimethoat	0,83	0,83	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,92	0,92	1,00	0,92	1,00	0,92	1,00	0,92	1,00	1,00	0,92	1,00	
8 Imidacloprid																												
9 Irgarol	0,60	0,67	0,67	0,56	0,60	0,69	0,71	0,54	0,83	0,75	0,69	0,83	0,92	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,83	0,83
10 p,p-DDE	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,92	1,00	1,00	0,79	0,80	0,80	0,86	0,75	1,00	1,00	0,92	1,00	0,92	1,00	0,79	0,75	0,75	0,50	0,75	0,50	0,50	0,50	
11 o,p-DDD (o,p TDE)	1,00	0,83	1,00	1,00	1,00	0,80	0,83	0,73	0,52	1,00	0,56	1,00	0,50	0,50	0,86	0,63	1,00	0,59	1,00	0,59	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60	0,60
12 p,p-DDD (p,p TDE)	0,83	0,57	1,00	0,83	0,80	0,60	0,67	0,69	0,47	1,00	0,58	0,86	0,48	0,50	0,92	0,56	1,00	0,60	1,00	0,60	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63	0,63
13 Metazachlorsäure									0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
14 Metazachlorsulfonsäure					0,00	0,00			0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
15 Metolachlorsulfonsäure					0,40	0,25			0,20	0,20	0,17	0,14	0,17	0,08	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
16 Dimethachlorsäure									1,00	1,00	0,86	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
17 Dimethachlorsulfonsäure							0,00		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
18 Terbutylazin, 2-Hydroxy									0,25	0,40	0,50	0,00	0,00	0,00	0,35	0,35	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	
19 Nicosulfuron										0,50	0,29	0,33	0,43	0,38	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33	0,33
20 Perfluorooctansulfonat				0,75	1,00	1,00	0,80	0,80	0,33	0,80	0,33	0,57	0,63	0,41	0,56	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67	0,67
21 Perfluorooctan				0,25	0,38	0,38	0,67	0,25	0,00	0,67	0,50	0,00	0,44	0,23	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25	0,25
22 Fluoranthen	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
23 Benzo(a)pyren	0,14	0,17	0,00	0,31	0,25	0,29	0,00	0,31	0,17	0,20	0,47	0,00	0,21	0,40	0,15	0,36	0,00	0,29	0,00	0,29	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17	0,17
28 Benzo(a)anthracen	0,00	0,00	0,00	0,14	0,20	0,27	0,00	0,15	0,08	0,00	0,00	0,00	0,14	0,20	0,00	0,25	0,00	0,08	0,00	0,08	0,17	0,20	0,14	0,20	0,14	0,20	0,14	0,20
29 Pyren	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
30 Ibuprofen						0,25	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,20	0,15	0,27	0,00	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14	0,14
31 Diclofenac					0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
32 Paracetamol					0,25	0,00	0,43	0,25	0,43	0,25	0,43	0,29	0,17	0,14	0,17	0,38	0,35	0,38	0,35	0,38	0,35	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	0,46	
33 Naproxen							0,00	0,00	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,14	0,00	0,14	0,00	0,14	0,00	0,14	0,00	0,14	0,00	0,14	
34 Metoprolol							0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
35 Sulfamethoxazol					0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,14	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
36 Erythromycin					0,33	0,00	0,00	0,00	0,00	0,67	0,14	0,14	0,17	0,29	0,00	0,75	0,15	0,00	0,75	0,15	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
37 Clarithromycin					0,00	0,00	0,08	0,67	0,14	0,33	0,00	0,52	0,00	0,52	0,00	0,40	0,00	0,40	0,00	0,40	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
38 Ciprofloxacin					0,50	0,33	0,75	1,00	0,67	0,63	0,29	0,67	0,43	1,00	0,69	0,69	0,69	0,69	0,69	0,69	0,69	0,69	0,69	0,69	0,69	0,69	0,69	0,69
39 Bezafibrat							0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,17	0,00	0,17	0,00	0,17	0,00	0,17	0,00	0,17	
40 Gabapentin							0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
41 Carbamazepin	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
42 Metformin							0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
44 Fluoxetin							1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	0,86	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
46 17β-Estradiol																												
47 17α-Ethinylestradiol							0,80	0,40	0,33	0,21	0,21	0,20	0,27	0,14	0,00	0,00	0,41	0,29	0,33	0,25	0,33	0,25	0,33	0,25	0,33	0,25	0,33	
48 Diuron					0,25	0,08	0,43	0,17	0,08	0,50	0,25	0,50	0,25	0,33	0,08													

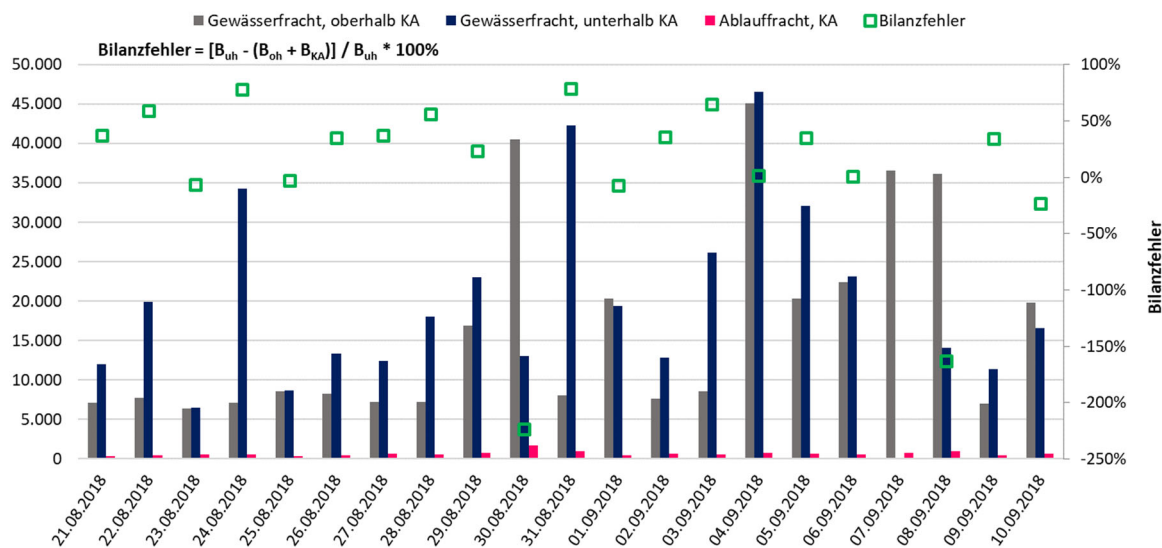
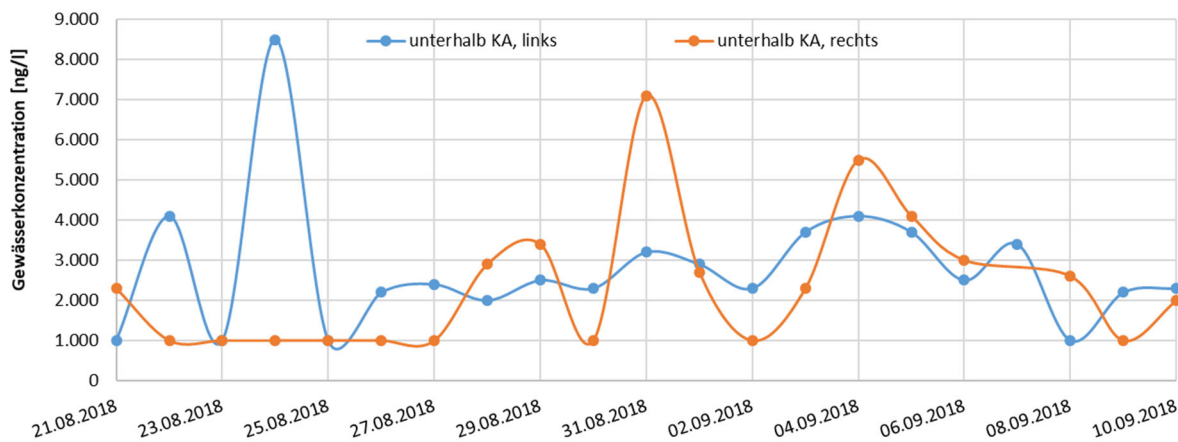
7.5.5 Plauen – Ausfüllung der JD_UQN an Messstellen ober- und unterhalb der Kläranlage (2008-2018)

Ausfüllung JD-UQN als Faktor [-]		2008		2009		2010		2011		2012		2013		2014		2015		2016		2017		2018	
Nr	JD_UQN [µg/l]	Weischlitz		Pegel Straßberg		Weischlitz		Pegel Straßberg		Weischlitz		Pegel Straßberg		Weischlitz		Pegel Straßberg		Weischlitz		Pegel Straßberg		Weischlitz	
		sh. KA	uh. KA	sh. KA	uh. KA	sh. KA	uh. KA	sh. KA	uh. KA	sh. KA	uh. KA	sh. KA	uh. KA	sh. KA	uh. KA	sh. KA	uh. KA	sh. KA	uh. KA	sh. KA	uh. KA	sh. KA	uh. KA
1	Cadmium	150,00	0,2		0,2	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,1	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
2	Quecksilber	50,00	0,7		0,7	0,5	0,5	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
3	Nickel	4000,00	0,7		0,7	0,8	0,8	0,8	1,4	1,0	1,6	1,7	1,1	1,1	1,0	0,6	0,7	0,7	0,7	0,8	0,6	0,6	0,6
4	p,p-DDT	10,00			0,4			0,0		0,0		0,2	0,0	0,1		0,3							
5	Hexachlorbenzen	10,00						0,0		0,0		0,0	0,0	0,0		0,0							
6	Dicofol	1,30						0,0		0,0		0,0	0,0	0,0		0,0							
7	Dimethoat	70,00																					
8	Imidacloprid	2,00												0,0								0,4	0,2
9	Irgarol	2,50						0,2															
10	p,p-DDE	1,00											0,1										
11	o,p-DDD (o,p TDE)	1,00			0,9																		
12	p,p-DDD (p,p TDE)	1,00			3,1																		
13	Metachlorsäure	400,00						0,3		0,5		0,3	0,5	0,6	1,0		0,8				0,5	0,6	0,6
14	Metachlorsulfonsäure	400,00						1,1		1,4		1,5	1,7	1,9	2,6		2,2				1,8	2,2	2,3
15	Metachlorsulfonsäure	200,00						0,1		0,2		0,2	0,3	0,3	0,3		0,3				0,4	0,5	0,4
16	Dimethachlorsäure	50,00																					
17	Dimethachlorsulfonsäure	50,00								1,3		2,0		1,8	1,3		1,6	2,6		1,2		0,5	0,6
18	Terbutylazin, 2-Hydroxy	500,00										0,0	0,0	0,0	0,0		0,0				0,3	0,3	0,5
19	Nicosulfuron	9,00										0,1		0,4	0,9		1,5				0,2	0,2	0,1
20	Perfluorooctansulfonat	0,65				1,5				7,3				0,3								0,4	1,0
21	Perfluorooctan	0,65				2,4		1,3		4,6				1,5							0,4	1,9	1,1
22	Fluoranthren	6,30	1,3	1,7		1,4	0,5	0,7		1,1		1,5	1,1	0,8	1,0	0,6	0,8	0,6	0,4	0,6	0,6	0,6	0,6
23	Benzo(a)pyren	0,17	8,8	20,6		8,0	0,7	4,4	2,5	13,4	10,8	7,4	4,4	3,4	8,8	4,4	2,0	6,9	4,4	7,9	4,1	7,4	6,4
28	Benzo(a)anthracen	2,00	0,9	1,5		1,1	0,2	0,4	0,5	1,6	1,3	0,8	0,8	0,5	0,9	0,6	0,3	0,7	0,7	0,5	0,9	0,8	0,8
29	Pyren	2,30	2,6	3,6		2,9	1,5	2,0	2,0	3,4	2,7	2,0	2,2	1,2	2,0	1,4	0,8	1,4	1,4	0,9	1,5	1,3	1,3
30	Ibuprofen	11,00				0,3		3,8		4,2	1,0	3,8		3,8		1,5		0,6	1,0		2,3	2,8	0,5
31	Diclofenac	50,00				1,0		3,2		2,5	0,7	3,2		3,2		0,9		7,1		6,8	1,6	6,0	2,9
32	Paracetamol	1000,00				1,1		0,6		0,6		0,6		0,6		0,6		0,6		0,6		0,6	0,6
33	Naproxen	1700,00																					
34	Metoprolol	8600,00						0,0		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
35	Sulfamethoxazol	600,00						0,0		0,1		0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
36	Erythromycin	40,00						0,1		0,1		0,1	0,1	0,0	0,3	0,2	0,0	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
37	Clarithromycin	120,00								0,0		0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
38	Ciprofloxacin	89,00								0,1		0,1		0,0	0,2	0,3	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7
39	Bezafibrat	2300,00								0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
40	Gabapentin	10000,00								0,1		0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
41	Carbamazepin	500,00	0,3	0,3		0,5	0,1	0,2		0,2		0,5	0,1	0,3	0,2	0,5	0,2	0,5	0,2	0,5	0,2	0,5	0,2
42	Metformin	160000,00																					
44	Fluoxetin	12,00																					
46	17β-Estradiol	0,40																					
47	17α-Ethinylestradiol	0,04																					1,6
48	Diuron	200,00						0,0		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
49	Isoproturon	300,00						0,0		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
50	Terbutryn	65,00						0,0		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
51	Benzfthiazol	19000,00																					
52	Tolytriazol	20000,00																					
53	Nonylphenol	300,00																					
54	Bisphenol A	240,00	0,0	0,0		0,0		0,0		0,2		0,0	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
55	Triclosan	20,00	0,7	0,6		1,0	0,4	0,7		0,8		0,8		0,1	0,1	0,1	0,1	0,3		0,1	0,1	0,1	0,1
57	Flufenacet	40,00				0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0
58	4HPFOS	0,65																					
59	Irgarol M1	2,50																					

Schwermetalle
 Pflanzenschutzmittel / Metabolite
 Polyzkl. arom. Kohlenwasserst.
 Arzneimittel
 Industrie- und Haushaltschemikalien

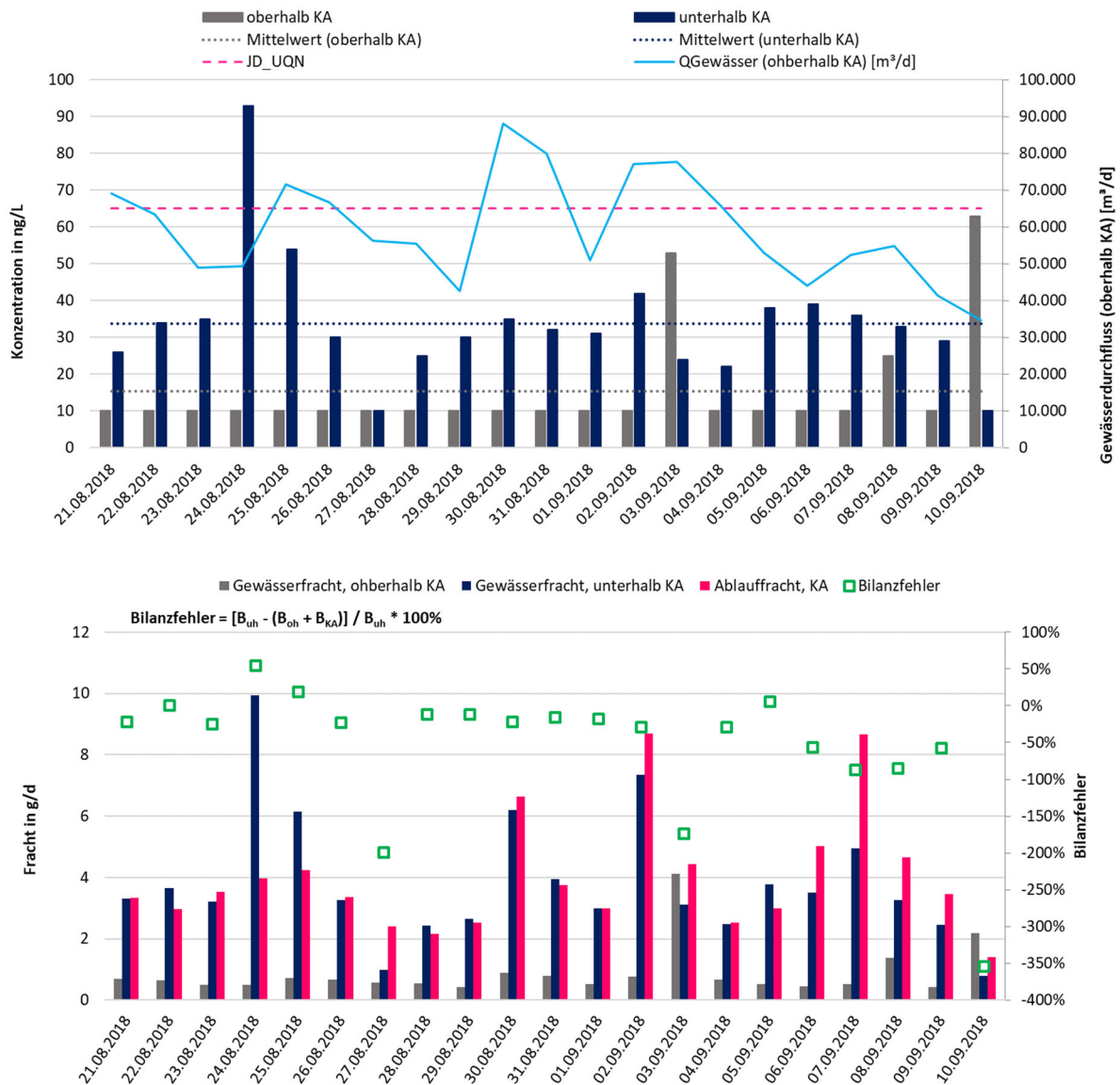
7.6 Ergebnisse des 3. und 4. Monitorings im Projekt MikroModell

7.6.1 Anstieg der mittleren Nickelkonzentration (OGewV, Anlage 8, Tabelle 1 & Tabelle 2, Nr. 23) unterhalb der KA Dresden-Kaditz im 3. Monitoring



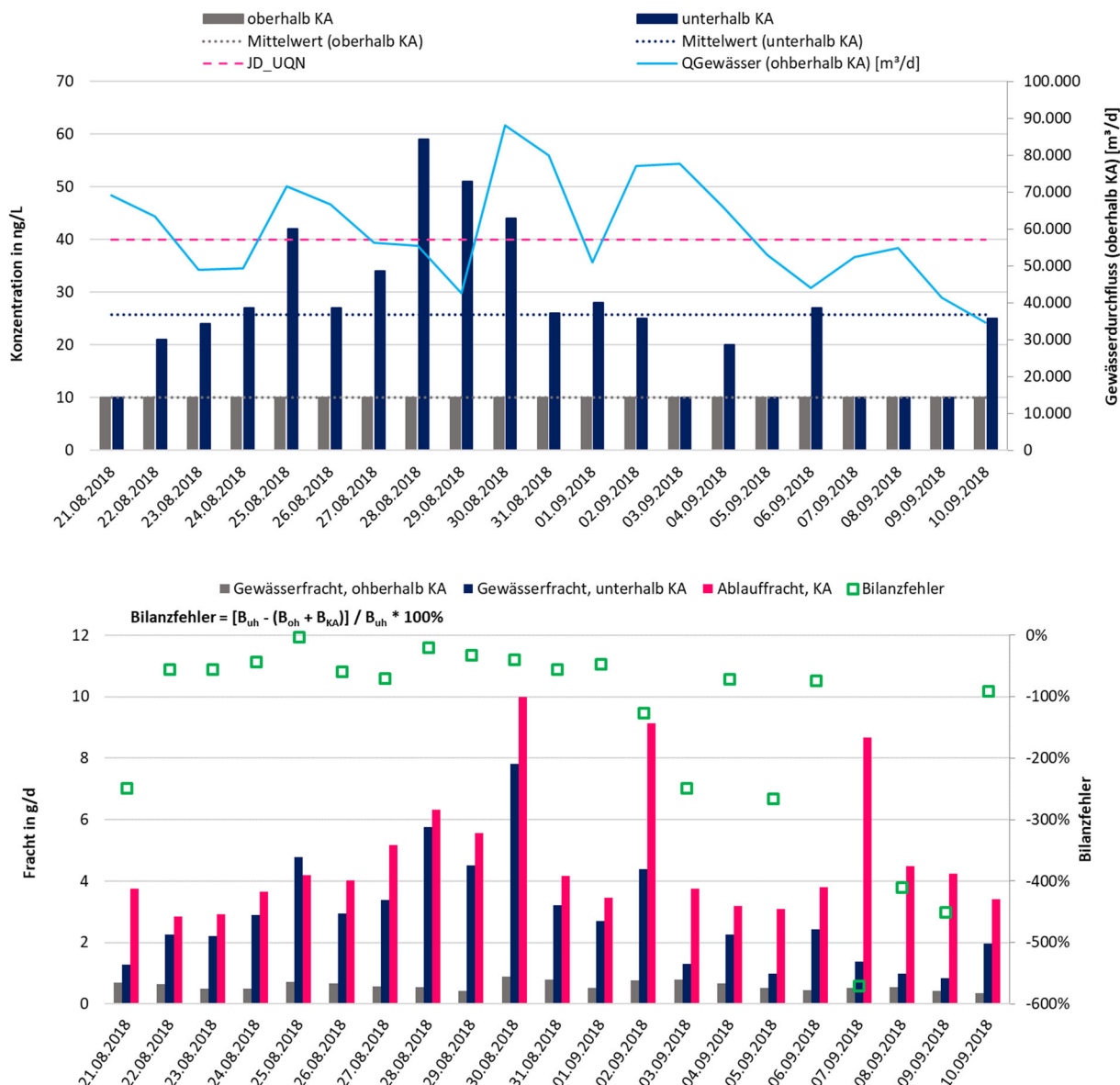
⇒ Anstieg der Konzentration bzw. der mittleren Fracht kann nicht durch den Eintrag der KA Dresden-Kaditz begründet werden. Es ist zu berücksichtigen, dass keine Stofffahne zwischen links- und rechtseibiger Messung erkennbar ist und die Einleitung der Weißeritz nicht berücksichtigt wird.

7.6.2 Überschreitung der Beobachtungswürdigkeit (halbe JD-UQN) von Terbutryn (OGewV, Anlage 8, Tabelle 1 & Tabelle 2, Nr. 45) unterhalb der KA Chemnitz im 3. Monitoring



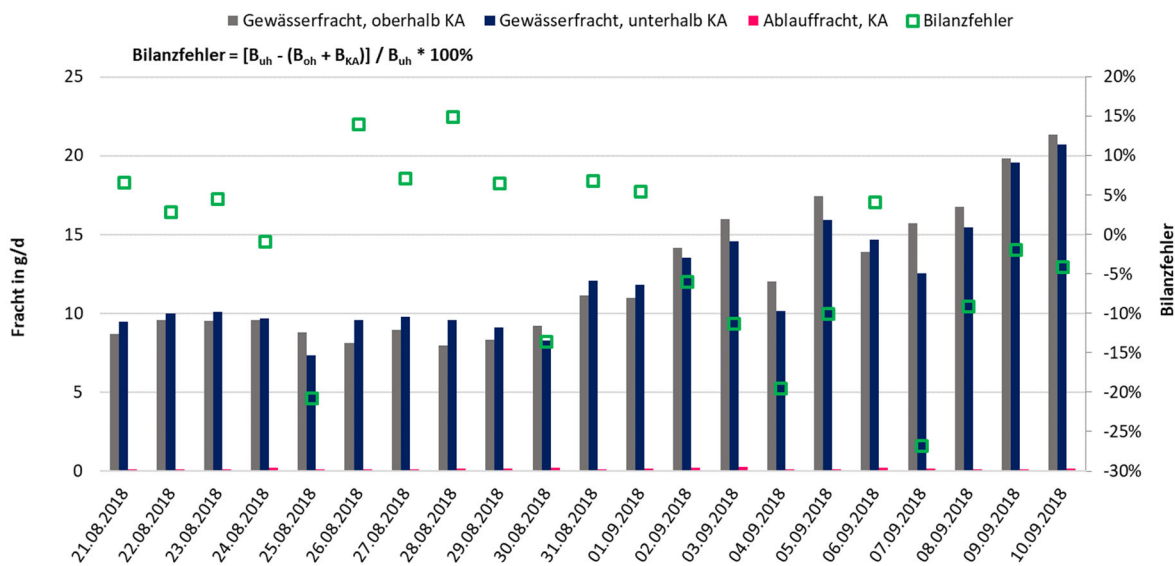
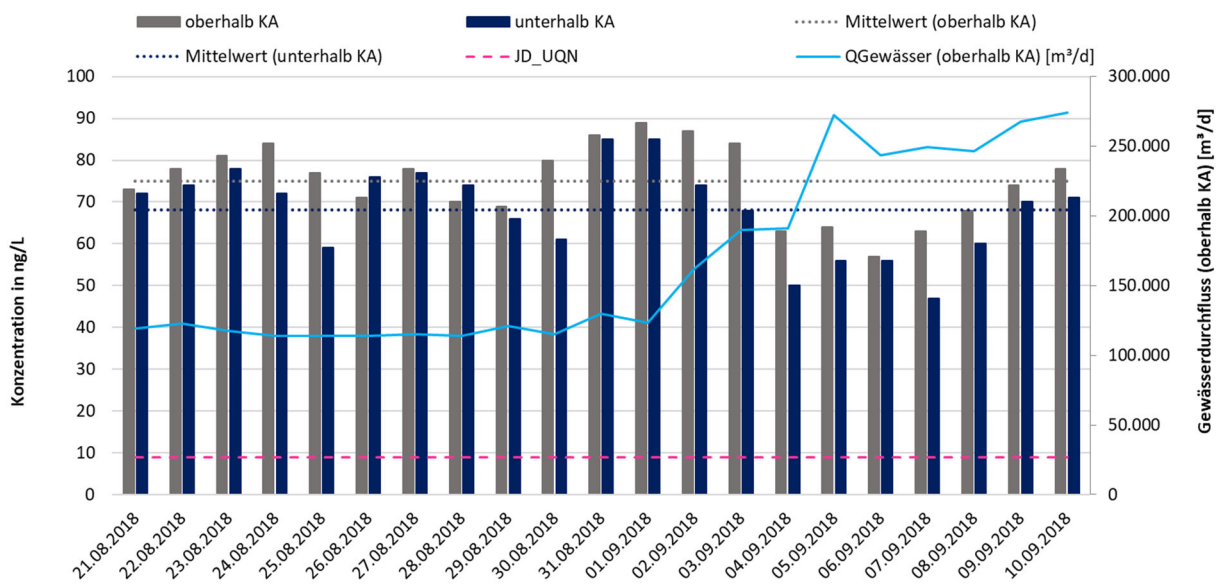
⇒ Einfluss durch die Kläranlage ist deutlich ersichtlich, da Terbutryn u.a. aus den Anstrichen von Hausfassaden kontinuierlich ausgewaschen wird. Die gemessenen Gewässerkonzentrationen unterhalb der KA befinden sich deutlich unter der Umweltqualitätsnorm, wobei aufgrund der Gewässermessung vom 24.08.2018, die nicht im Einklang mit der ermittelten Ablauffracht der KA steht, der Mittelwert überschätzt wird. Da weder der Durchfluss des Flusses Chemnitz noch der Kläranlage Chemnitz einen Anhaltspunkt für einen Frachtstoß liefern, ist die Probe als Ausreißer zu betrachten. Die ZHK-UQN mit 340 ng/l wird an keinem Tag erreicht bzw. zur Hälfte überschritten.

7.6.3 Überschreitung der halben JD-UQN des Makrolid-Antibiotikums Erythromycin (EU 2018/840) stromab der KA Chemnitz im 3. Monitoring



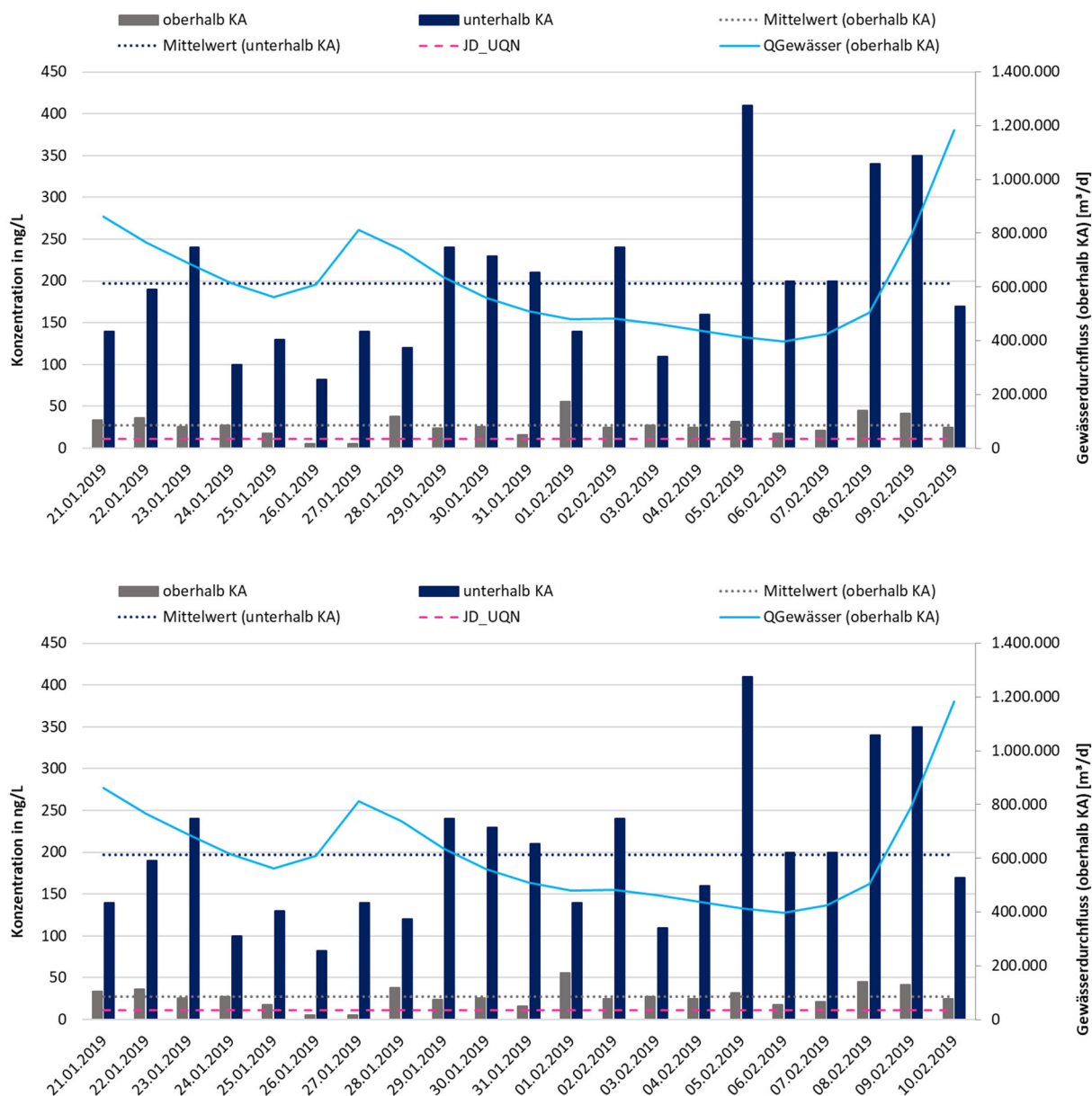
⇒ Einfluss durch die Kläranlage ist deutlich ersichtlich. Die gemessenen Gewässerkonzentrationen unterhalb der KA befinden sich weitgehend unter der Umweltqualitätsnorm, wobei vom 28.08 bis 30.08.2018 Konzentrationen oberhalb der Jahresdurchschnitts-UQN gemessen werden. Da es am 28.08.2018 zu einem Mischwasserereignis gekommen ist, wurde in der Kläranlage gespeicherte Trockenwetterfracht in Folge der schlechten Elimination in den Ablauf verdrängt. Bis zum 01.09.2018 passen die errechneten Frachten unterhalb der KA und die des Kläranlagenablaufs zueinander. Ab dem 01.09.2018 wird die Gewässerfracht unterschätzt bzw. die Kläranlagenfracht überschätzt. Die ZHK-UQN mit 2.300 ng/l wird an keinem Tag überschritten bzw. zur Hälfte erreicht.

7.6.4 Überschreitung der JD-UQN von Nicosulfuron (OGewV, Anlage 6, Nr. 42) in der Weißen Elster im 3. Monitoring



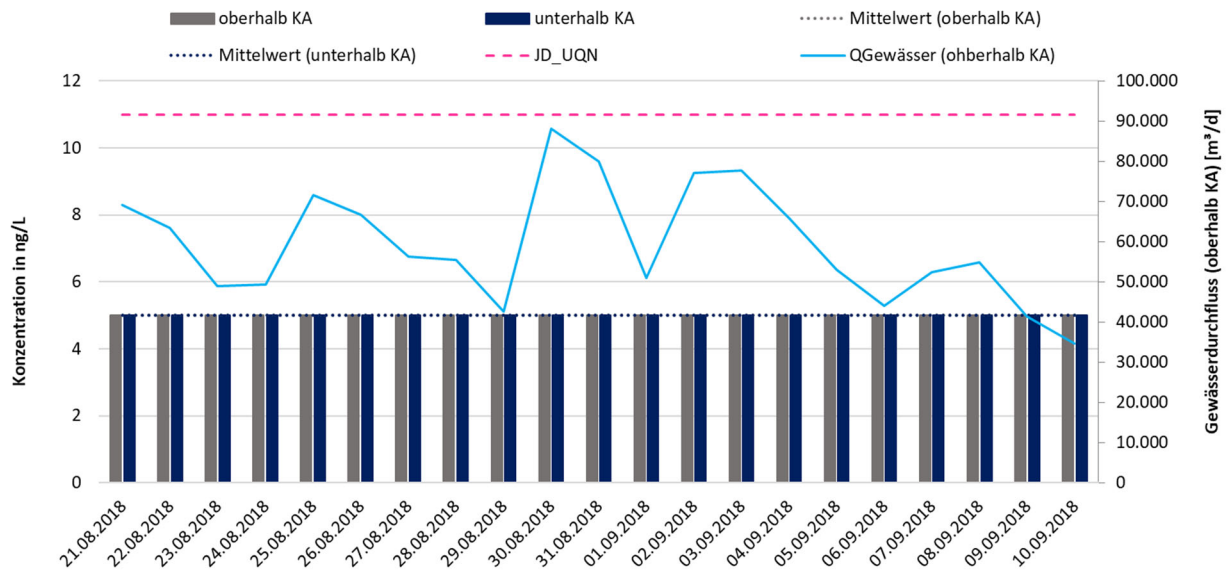
- ⇒ Kein Einfluss durch die Kläranlage vorhanden. Die JD-UQN wird bereits in der Weißen Elster an der Messstelle vor der KA Plauen durchgängig überschritten. Durch die KA Plauen erfolgt eine leichte Verdünnung, die sich in den Messungen wiederfindet, aber nur zu einer kleinen Verringerung der Überschreitung führt.
- ⇒ Zur Einhaltung der UQN sind Maßnahmen hinsichtlich diffuser Einträge im EZG der Weißen Elster notwendig.

7.6.5 Überschreitung der rechtlich nicht relevanten JD-UQN von 11 ng/l für Ibuprofen oberhalb und unterhalb der KA Chemnitz im 4. Monitoring



- ⇒ Trotz einer mittleren Eliminationsleistung der KA Chemnitz hinsichtlich Ibuprofen von 85 % ist der Einfluss durch die Kläranlage deutlich ersichtlich. Die gemessenen Gewässerkonzentrationen oberhalb und unterhalb der KA befinden sich immer oberhalb der Umweltqualitätsnorm (JD-UQN). Die ZHK-UQN von 1.700.00 ng/l wird nicht überschritten oder zur Hälfte ausgefüllt.
- ⇒ Im Sommermonitoring wurde aufgrund höherer Eliminationsleistung in den Kläranlagen oberhalb der KA Chemnitz und in der KA Chemnitz die JD-UQN nicht überschritten. Alle Messungen befinden sich unterhalb der Bestimmungsgrenze

7.6.6 Messungen im Fluss Chemnitz im 3. Monitoring für Ibuprofen:



7.7 Medienspiegel

7.7.1 Presseartikel zum Projekt

- GFA-Servicegesellschaft der DWA vom 28.01.2016: Auftakt des Forschungsverbundvorhabens „MikroModell“
- Dresdner Neuste Nachrichten vom 30.01.2016: 446.000 Euro Förderung für TU-Projekt
- Dresden Fernsehen Nachrichten vom 30.01.2016: 446.000 Euro für Forschungsvorhaben der TU Dresden
- Dresdner Morgenpost vom 02.02.2016: Eine TU-Studie sorgt für Aufsehen: Sie ahnen ja nicht, was sich alles in unserem Abwasser befindet
- Morgenpost 24 (online) vom 02.02.2016: Dieser gefährliche Gift-Cocktail lauert im Trinkwasser
- Sächsische Zeitung vom 08.02.2016: Ideen für sauberes Wasser
- Freie Presse (Reichenbacher Zeitung) vom 16.02.2016: Verband sagt winzigen Schadstoffen Kampf an
- Pressebüro Jürgen Kroll vom 17.02.2016: ZV Vogtland untersucht das Verhindern von Mikroschadstoffen
- Freie Presse (Chemnitz) vom 11.05.2016: Zentrale Kläranlage: Was vorn rein- und hinten rauskommt
- Freie Presse vom 01.06.2016: 40 Prozent der unverbrauchten Arzneimittel landen im Klo
- Sächsische Zeitung vom 10.07.2016: Pillen-Hormone in der Elbe
- Sächsische Zeitung vom 12.09.2016: Die Pille im Trinkwasser
- GELSENWASSER NETZ.WERK 06/2016: Stoffe im Fluss – Wie gehen wir damit um?
- Technische Universität Dresden zum Arbeits-, Umwelt- und Gesundheitsschutz 2016 vom 13.04.2016
- DBU aktuell Nr. 2 | 2016, Stoffflussmodell für Pharmarückstände in Gewässern
- brand eins / Corporate Publishing / Sachsen machen! / 11/2016: Saubere Sache – Medikamentenreste und Nanopartikel gefährden weltweit die Qualität des Wassers. Und nun? In Dresden wird nach Antworten gesucht.

<https://www.brandeins.de/corporate-publishing/sachsen-machen/saubere-sache>

- Chemnitzer Morgenpost vom 20.09.2017: So schlecht steht's um unsere Gewässer
- Life PR vom 15.01.2020: Wie lässt sich die Verbreitung von Schadstoffen vermeiden? Das Projekt „MikroModell“ hat Eintragspfade in das Wasser aufgespürt
- Sächsische Zeitung vom 15.01.2020: Neue Studie: So viel Schadstoff schwimmt in der Elbe
- Newsportal der TU Dresden (online) vom 15.01.2020: Das Projekt „MikroModell“ hat Eintragspfade in das Wasser ausgespürt
- Chemnitzer Zeitung vom 16.01.2020: Wie kommt das Schmerzmittel Diclofenac in Sachsens Flüsse?
- TAG24 (online) vom 16.01.2020: Die gute Nachricht zuerst: Das Wasser aus dem Hahn ist sauber – auch dank funktionierender Kläranlagen. Die schlechte: Damit das so bleibt, müssen alle mithelfen

7.7.2 Artikel in Fachzeitschriften

- EUWID Wasser und Abwasser 45.2015: TU Dresden: Start für Projekt zum Management von Mikroschadstoffen
- Korrespondenz Abwasser, Abfall (KA, DWA) 2016 (63) Nr. 3: Auftakt des Forschungsverbundvorhabens „MikroModell“
- Wasserwirtschaft Wassertechnik (wwt), Juni 2016: Stoffe des täglichen Lebens mit Risiken und Nebenwirkungen (S. 27 ff), Huss-Medien
- EUWID Wasser und Abwasser 6.2016: Forschungsverbundvorhaben „MikroModell“ gestartet
- EUWID Wasser und Abwasser 19.2018: Gunda Röstel: Minderung von Arzneimiteleinträgen nur im Dialog mit allen Stakeholdern möglich. Dialogveranstaltung in Dresden-Kaditz zeigt Dringlichkeit des Themas auf
- EUWID Wasser und Abwasser 6.2020: Spurenstoff-Diskussion sollte sich nicht auf Nachrüstung von Kläranlagen beschränken. Projekt „MikroModell“ abgeschlossen/ Hochauflösendes Stoffflussmodell
- gwf Wasser + Abwasser 2020, 161 (3), 14–17: „Mikroschadstoffe: Über ein Stoffstrommodell zu Handlungsempfehlungen“, Interview mit Peter Krebs
- Braeckevelt M., Beil S., Jungmann D., Krebs P., Fritsche G. und Röstel G. (2020). Das Verbundprojekt MikroModell: Verminderung von Mikroschadstoffeinträgen ins Gewässer – Teil 2. *DVGW – energie / wasser-praxis*, 11/2020, 22–26.
- Krebs P. und Braeckevelt M. (2020). Gewässerschutz durch nachhaltigen Umgang mit Pharmazeutika. *Management & Krankenhaus*, 12/2020, S. 26.

- Braeckevelt M., Beil S., Jaeckel L., Röstel G. und Krebs P. (2021). Gewässerschutz durch weniger Arzneimittelrückstände. Ärzteblatt Sachsen 1/2021, 21–25.

7.7.3 Tagungen

- 28.01.2016: Auftaktveranstaltung MikroModell, Vorträge des Projektkonsortiums
- 23.04.2018, Tagung „Medizin trifft Kläranlage“, Stadtentwässerung Dresden, Vorträge des Projektkonsortiums
- 11.10.2019, Ärztefortbildung „Arzneimittleinnahme und Gewässerschutz“, Stadtentwässerung Dresden
Vorträge von Gunda Röstel, Matthias Barth, Gerold Fritsche, Peter Krebs
- 15.01.2020, Abschlusskonferenz MikroModell, TU Dresden
Vorträge des Projektkonsortiums

7.7.4 Vorträge

- Dresdner Abwassertagung, 11.03.2016
Gunda Röstel: „Forschungsverbundvorhaben MikroModell. Stoffe im Fluss“
- Tagung „Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in NRW“, 20.01.2017, Veranstalter GELSEWASSER AG, Emschergenossenschaft/Lippeverband, Haltern am See
Peter Krebs: „Umgang mit Mikroschadstoffen in Sachsen – Pilotprojekt MikroModell“
- Dresdner Abwassertagung, 08.03.2017
Projektkonsortium: Vorstellung des Projektes MikroModell
- Messe Berlin, 28.03.2017
Gunda Röstel, „Gewässerschutz in der Zange...?“
- NonHazCity „Reduction of hazardous substances from urban sources“, 30./31.05.2017, Turku, Finnland
Jörg Seegert, Peter Krebs: “The MikroModell project: substance screening and modelling in Dresden, Chemnitz and Plauen, Germany”
- SEDD-Weiterbildung Lehrer, 26.06.2017
Mandy Arndt: „Lektionen Mikroschadstoffe“
- Gespräch SEDD-SRD, 24.08.2017
Gunda Röstel und Mandy Arndt: „Kampagne SEDD und Projekt MikroModell“
- World Water Week, Session „Benefits and risks of wastewater reuse“, 27.08.2017, Stockholm
Peter Krebs: “Interfaces of urban waters – on pathways of nutrients and micropollutants”

- Bochumer Workshop zur Siedlungswasserwirtschaft, 21.09.2017, Universität Bochum
Peter Krebs, Björn Helm: „Stoffflussmodellierung“
- BWK-Elbetag, 16.11.2017, Magdeburg
Peter Krebs: „Reduzierung von Mikroschadstoffen in Oberflächengewässern durch Maßnahmen in Abwassersystemen“
- Berufsschulzentrum Dresden, 16.11.2017
Mandy Arndt: „Mikroschadstoffe im Abwasser entdeckt... - Mir doch egal?!“
- 14. Sächsische Gewässertage, 28.11.2017, Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Sächsische Landesstiftung Natur und Umwelt, Dresden
Peter Krebs, Gerold Fritsche, Björn Helm, Michael Käseberg, Jörg Seegert, Stephan Beil, Hilmar Börnick, Sara Schubert, Dirk Jungmann: „Gewässereintrag von Mikroschadstoffen aus dem Abwassersystem“
- 14. Sächsische Gewässertage, 28.11.2017, Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, Sächsische Landesstiftung Natur und Umwelt, Dresden
MR Dr. Andreas Eckardt: „Spurenstoffe in Gewässern – Ansätze zum Schutz aus sächsischer Sicht“
- SEDD-Weiterbildung Lehrer, 15.01.2018
Mandy Arndt: „Lehrmodule für die Grundschule und die 8. Klasse zum Thema Mikroschadstoffe – Ein Angebot“
- Göttinger Abwassertagung, 20.02.2018
Gunda Röstel: „Abwasserwirtschaft im Spannungsfeld zwischen Tagesgeschäft und politischen Vorgaben“
- BDEW Abwassertreff Dresden, 05.06.2018
Vortrag Gunda Röstel: „MikroModell – Stoffe im Fluss: Forschungsprojekt zum zukünftigen Umgang mit Mikroschadstoffen auf lokaler und regionaler Ebene“
- Hamburger Kolloquium zur Siedlungswasserwirtschaft, 11.09.2018, TU Hamburg
Peter Krebs: „Antibiotika und Resistenz im urbanen Wasser“
- Fortbildungsveranstaltung des Bundesverbandes Deutscher Krankenhausapotheker, 19.09.2018, Medizinische Fakultät Carl Gustav Carus
Liv Jaeckel: „Arzneimittelrückstände in Gewässern – eine rechtliche Perspektive“
Peter Krebs: „Arzneimittelrückständen auf der Spur – MikroModell, ein Verbundprojekt“
- Dialog Landwirtschaft trifft Abwasserwirtschaft, 29.10.2018
Gunda Röstel: „Dialog ‚Landwirtschaft trifft Abwasserwirtschaft‘ zum Thema Arzneimittelrückstände“

- Veranstaltung der Landeshauptstadt Dresden, Vier Elemente, 06.11.2018
Gunda Röstel: „Medikamente im Abwasser“
- Transferworkshop XenoKat, 06.03.2019, TU Dresden
Peter Krebs, Markus Ahnert, Gerold Fritsche: „Xenobiotika aus Abwasser entfernen: Stand der Technik und Forschung“
- Wissenschaftliches Symposium „Antibiotika – weniger ist mehr?!\", 10.04.2019, Medizinische Fakultät Carl Gustav Carus
Peter Krebs: „Antibiotika im Abwasser – so what?“
- BWK-Bundeskongress, 19.09.2019, Radebeul
Gunda Röstel: „Segen oder Fluch der Entwicklung? Eine nachhaltige Spurenstoffstrategie verankern!“
Peter Krebs, Geovanni Teran Velasquez, Björn Helm: „Pharmazeutika – von der Verschreibung bis zur Einleitung ins Gewässer“
- Seminar an der Université Laval, 23.01.2020, Québec, Kanada
Peter Krebs: „Pharmaceuticals in the water system“
- hansewasser, 24.06.2020, GoTo
Peter Krebs und Dirk Jungmann: „Die Projekte MikroModell und ANTI-Resist“
- Aquabench, Prozessbenchmarking großer Kläranlagen, 30.09.2020, Cisco Webex
Peter Krebs: „Modellbasierte Beschreibung des Verhaltens von Pharmazeutika im urbanen Abwasser“
- DWA – Nord, Kläranlagen-Nachbarschaft „Großklärwerke“, 10.11.2020, GoTo
Peter Krebs: „Pharmazeutika im urbanen Abwasser“
- Münchner Stadtentwässerung, Seminar Mikroschadstoffe, 09.12.2020, Cisco Webex
Peter Krebs: „Pharmazeutika im Wasser“

7.7.5 Radiosendung

- Dienstags direkt | MDR SACHSEN – Das Sachsenradio | 19.11.2019 | 20 – 23 Uhr
Wenn Medikamente krank machen – Wie sorglos gehen wir mit Antibiotika um?
Studiogast, Diskussionsteilnehmer Peter Krebs. Podcast:
<https://www.mdr.de/sachsenradio/podcast/dienstags/audio-1225376.html>

7.7.6 Fernsehbeiträge

- 15.01.2020: MDR-Sachsenspiegel, Beitrag zur Abschlusskonferenz MikroModell

Teil B – Wissenschaftliche Grundlagen

Übersicht

Im Teil B des Schlussberichtes für das Verbundprojekt MikroModell werden, ergänzend zu Teil A – Handlungsleitfaden mit dem Vorgehen zur Entscheidungsfindung sowie flankierenden Maßnahmen, wissenschaftliche Grundlagen sowie ausgewählte Ergebnisse dargestellt. Teil B beinhaltet die folgenden Kapitel:

- **Monitoring und Untersuchungen vor Ort.** In Kapitel B-1 werden die Ergebnisse der chemischen und ökotoxikologischen Analysen der vier Monitoringkampagnen an den Standorten Dresden, Chemnitz und Plauen vorgestellt. Im Detail werden das methodische Vorgehen zur Auswahl der Substanzen mit hoher Priorität, die Probenahmestellen im Zu- und Ablauf der Kläranlagen, im Gewässer ober- und unterhalb des Kläranlagenablaufs sowie beispielhaft in einem Mischwasserspeicherbecken, die Durchführung der Messkampagnen sowie eine Bewertung der Entwicklungstrends der Verschreibungsmengen für verschiedene Arzneistoffgruppen erläutert.
- **Reduktions- und Vermeidungsmaßnahmen.** Die in Kapitel B-2 beschriebenen Untersuchungen zu möglichen Reduktionsmaßnahmen im Umgang mit Mikro-schadstoffen stellen neben einer Übersicht zu den Kosten einer 4. Reinigungsstufe die Bewertung verschiedener Verfahren zur Elimination von Spurenstoffen (Pul-veraktivkohle, Ozonierung und Sandfiltration) auf Grundlage von Laborversuchen dar. Zudem werden die Einträge industrieller und gewerblicher Einleiter in die Kanalnetze der Modellregionen und schließlich die Möglichkeiten von Reduktions- und Vermeidungsmaßnahmen auf Grundlage einer Literaturrecherche sowie von Experteninterviews mit verschiedenen Akteuren und Multiplikatoren bewertet.
- **Stoffflussmodellierung.** In Kapitel B-3 werden die methodischen Grundlagen zur Entwicklung des Stoffflussmodells beschrieben. Das beinhaltet die Georeferenzierung für Sachsen, die Methoden zur Verschneidung der verschiedenen verfügbaren Informationen zur Stoffflussmodellierung, die Kalibrierung und Validierung sowie die Anwendung des Stoffflussmodells zur Untersuchung von Entwicklungsszenarien und Handlungsoptionen. Mit der prinzipiellen Methode und verfügbaren Inputinformationen lässt sich das Modell auch für andere Gebiete aufbauen.

8 Monitoring und Untersuchungen vor Ort

8.1 Bewertung von Entwicklungstrends der Verschreibungsmengen für verschiedene Arzneistoffgruppen

In der Verordnung von Arzneimitteln unterliegen Ärzte und Ärztinnen einer Vielzahl von Reglementierungen. So hat die Politik seit 1996 17 Gesetze zur Begrenzung der jährlichen Ausgaben für Arzneimittel erlassen. Diese Regelungen schränken die Therapiefreiheit des Arztes erheblich ein. Darüber hinaus wird der Arzt durch die Kassenärztlichen Vereinigungen und die gesetzlichen Krankenkassen in seiner Verordnungsfreiheit weiter eingeschränkt, indem die Ausgaben für die Arzneimittel budgetiert werden. Überschreitet ein Arzt dieses Budget, so kann er persönlich regresspflichtig werden, d.h. er muss für die Zusatzkosten aufkommen. Vor diesem Hintergrund ist es offensichtlich, dass die Arzneimittelverordnungen im Wesentlichen monetär gesteuert sind.

Im Arzneiverordnungs-Report werden die Arzneimittelverordnungen zu Lasten der gesetzlichen Krankenkassen während eines Kalenderjahres im gesamten Bundesgebiet erfasst. Die Angaben erfolgen in „Defined Daily Dose“ Einheiten (DDD). Die DDD ist die typische Arzneimittelmenge, die ein Patient bei der Behandlung einer Erkrankung täglich einnimmt, d.h. es handelt sich um eine statistisch verwendbare Größe. Epidemiologische Untersuchungen an größeren Patientenkollektiven belegen, dass sich der Arzneimittelverbrauch mit der DDD sehr gut erfassen lässt.

Um die in das Abwassersystem eingetragenen Arzneimittelmengen abschätzen zu können, wurden die Verordnungsdaten der AOK-Sachsen analysiert. Es wurden ausschließlich Arzneimittel berücksichtigt, die der Verschreibungspflicht unterliegen. Die Analyse der räumlichen und zeitlichen Muster umfasst für einige Wirkstoffe ganz Sachsen, während die Auswertungen für die Einzugsgebiete der Kläranlagen in Dresden, Chemnitz und Plauen deutlich mehr Pharmazeutika beinhalteten. Die jahresübergreifenden Trends der Verschreibungsmengen wurden mit den bundesweiten Verordnungstrends verglichen, die jährlich im Arzneimittelreport publiziert werden.

8.1.1 Trendanalyse

In der vorliegenden Trendanalyse wurden die verordneten Arzneimittel für die Städte Dresden, Chemnitz und Plauen als kg Wirkstoffmenge pro Jahr nach Normierung mit den DDD im Bundesgebiet verglichen. Aus dieser Analyse können die Arzneimittelverordnungen der beiden Großstädte Dresden und Chemnitz denen der Kleinstadt Plauen gegenübergestellt werden. Darüber hinaus wurden die verordneten Wirkstoffmengen mit den DDDs aus dem Arzneimittelverordnungs-Report für Gesamtdeutschland verglichen. Da

die Arzneimittelmengen über die verschriebenen DDDs berechnet werden, kann ein direkter Vergleich der DDDs aus dem Arzneiverordnungs-Report mit den Werten für die Städte Dresden, Chemnitz und Plauen gezogen werden.

8.1.2 Regionale Analyse

Die regionale Analyse erfolgt auf Grundlage der auf vier Stellen aggregierten Postleitzahlen. So wurden für Sachsen 182 Auswertungsgebiete definiert, wobei im Vogtland drei die Landesgrenze zu Thüringen überschreitende Gebiete liegen. Für die Vergleichbarkeit zwischen den Teilgebieten werden die jährlichen Verschreibungsmengen auf die Anzahl der AOK-Versicherten normiert. Die Einwohner pro Gebiet sind in Abbildung 27 über die Graustufen angezeigt.

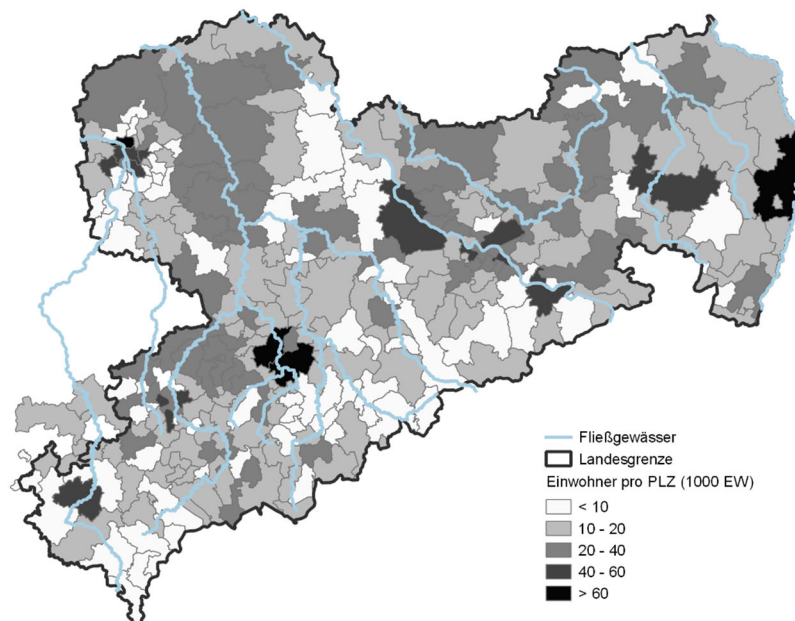


Abbildung 27: Räumliche Verteilung der vierstelligen Postleitzahlengebiete und zugeordnete Einwohnerzahlen

8.1.3 Zeitliche und räumliche Muster der Verschreibungsmengen

8.1.3.1 Carbamazepin und Gabapentin

Carbamazepin und Gabapentin sind Antiepileptika. Sie können beide auch zur Behandlung von neuropathischen Schmerzen und anderen Indikationen eingesetzt werden. Carbamazepin wurde 1964 eingeführt und zählt zu den älteren Antiepileptika. Die Anwendung von Carbamazepin ist schwierig, da die pharmakokinetischen Eigenschaften sehr komplex sind. Gabapentin wurde 1993 in den deutschen Markt eingeführt. Im Gegensatz

zu Carbamazepin ist die Pharmakokinetik von Gabapentin unkompliziert und Nebenwirkungen treten für Gabapentin wesentlich seltener auf als für Carbamazepin.

Seit 2003 stehen auch generische Präparate von Gabapentin zur Verfügung, was dazu führte, dass bei Neueinstellungen und bei Umstellungen wegen Nebenwirkungen von Carbamazepin immer häufiger Gabapentin und neuere Antiepileptika verwendet wurden. Auf Grund des hohen Potentials für Substitution von Carbamazepin durch Gabapentin eignen sich die Stoffe besonders für die Untersuchung der Umweltauswirkungen von Vermeidungs- bzw. Substitutionsstrategien. Für die Behandlung von Epilepsien sind für beide Wirkstoffe langfristige Anwendungsregime mit täglicher Dosierung vorgesehen. Behandlungsbeginn und -ende erfolgen mit langsamen Dosissteigerungen bzw. ausschleichend.

Abbildung 28 zeigt eine kontinuierliche Abnahme der Verordnungen von Carbamazepin in Dresden, Chemnitz und Plauen. Die Tendenz verläuft ähnlich wie der Trend der Verordnungen von Carbamazepin in der Bundesrepublik. In den Jahren 2008 – 2014 ist der Verbrauch von Carbamazepin in Dresden und Umland von 285,7 kg auf 176,4 kg zurückgegangen.

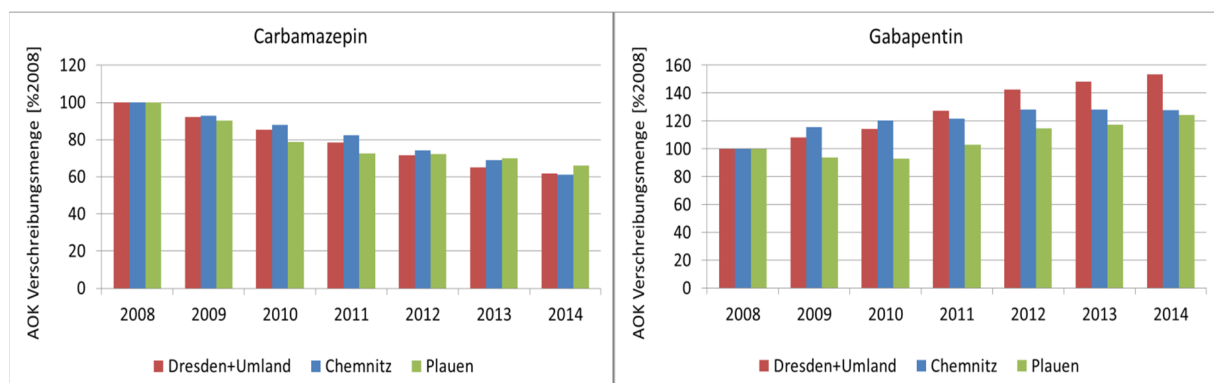


Abbildung 28: Relative Entwicklung der Verschreibungsmenge im Vergleich zum Jahr 2008 von Carbamazepin (links) und Gabapentin (rechts) in Dresden und Umland, Chemnitz und Plauen für die Jahre 2008-2014

Im Gegensatz dazu steigt der Verbrauch von Gabapentin in Dresden, Chemnitz und Plauen sowie in Gesamtdeutschland im gleichen Zeitraum an. Im Untersuchungszeitraum ist die Verschreibungsmenge von Gabapentin für Dresden und Umland von 293,6 kg auf 450,6 kg angestiegen. Dabei verhält sich der Verbrauch der beiden Wirkstoffe an den drei Standorten umgekehrt proportional. Dresden, mit dem stärksten Carbamazepinrückgang, weist die stärkste Zunahme bei Gabapentin auf.

Die Verschreibungsmengen von Carbamazepin und Gabapentin unterliegen auf Grund der Hauptindikation als Antiepileptikum und dem beschriebenen Dosierungsregime keiner nennenswerten saisonalen Schwankung. Der Verlauf der Verschreibung im Jahresgang ist für Dresden in Abbildung 29 beispielhaft dargestellt.

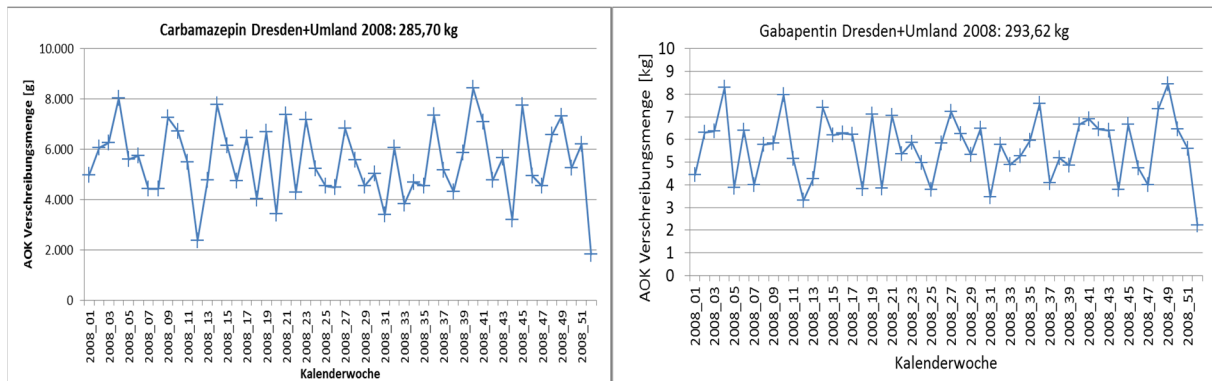


Abbildung 29: Verschreibungsmenge von Carbamazepin (links in g) und Gabapentin (rechts in kg) im Einzugsgebiet der Kläranlage Dresden-Kaditz in den Kalenderwochen des Jahres 2008

Für beide Antiepileptika besteht zwischen den einzelnen Postleitzahlengebieten eine bedeutende Variabilität in der einwohnerspezifischen Verschreibungsmenge (s. Abbildung 30 und Abbildung 31). Gebiete mit hohen Verschreibungsmengen weisen vier- bis fünfmal höhere Werte auf als Gebiete mit niedrigen Werten. Regionale Schwerpunkte liegen für beide Substanzen in Nordwestsachsen, dem Westerzgebirge und der Oberlausitz. Es besteht kein ausgeprägter Unterschied in der einwohnerspezifischen Verschreibungsmenge zwischen den Städten Plauen, Chemnitz und Dresden und ihrem jeweiligen Umland.

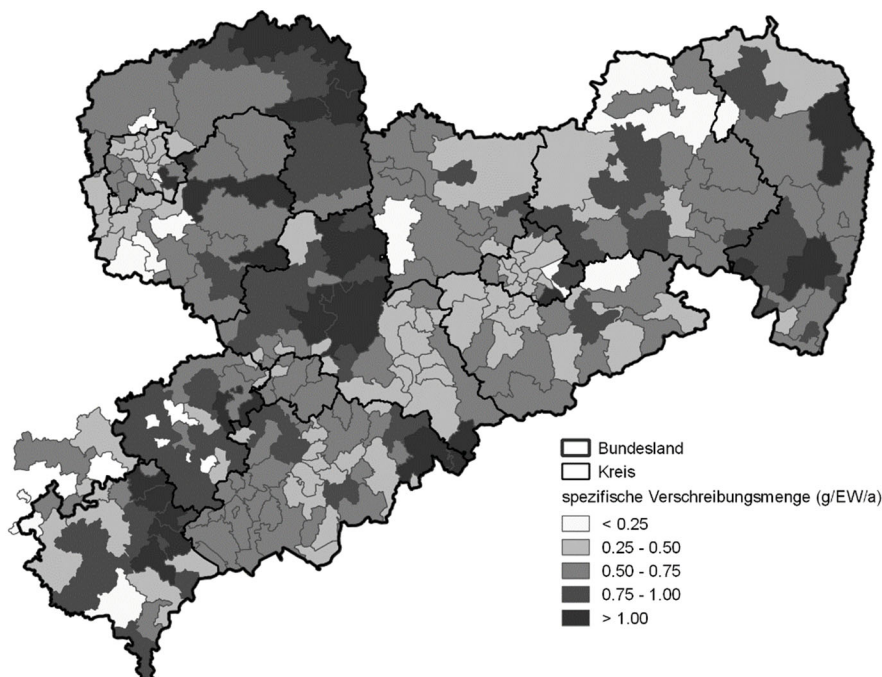


Abbildung 30: Einwohnerspezifische Verschreibungsmenge für Carbamazepin in Sachsen für 2014

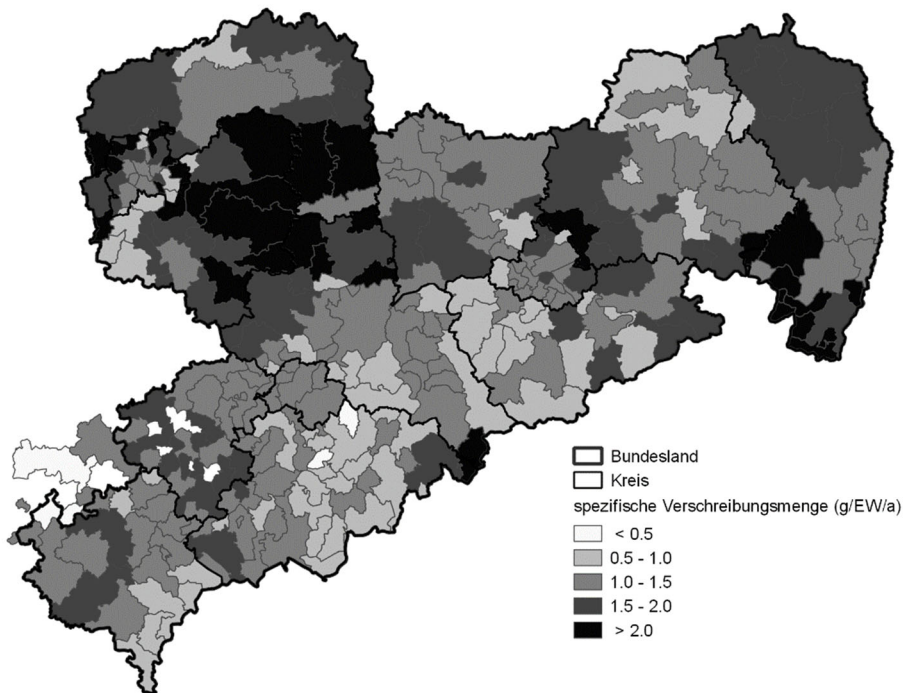


Abbildung 31: Einwohnerspezifische Verschreibungsmenge für Gabapentin in Sachsen für 2014

8.1.3.2 Ciprofloxacin und Sulfamethoxazol

Sulfamethoxazol und Ciprofloxacin sind Antibiotika, die häufig zur Behandlung bakterieller Infektionskrankheiten eingesetzt werden. Ein typisches Anwendungsgebiet sind Entzündungen der Harnwege, Atemwege und anderer Organe. Die Anwendungsdauer beträgt in der Regel sieben bis 14 Tage bei Ciprofloxacin und drei bis acht Tage bei Sulfamethoxazol. Durch die häufige Verordnung nehmen Resistenzen gegen beide Wirkstoffe zu.

Wie aus Abbildung 32 ersichtlich wird, ist die Verordnung von Ciprofloxacin in Dresden, Chemnitz und Plauen im untersuchten Zeitraum konstant. In Dresden und Umland schwankte der Verbrauch um einen mittleren Wert von ca. 50 kg pro Jahr. Im Gegensatz zur konstanten Verordnung in den sächsischen Städten nimmt die Verordnung in der gesamten Bundesrepublik insbesondere in den letzten Jahren zu. Sulfamethoxazol zeigt einen gleichmäßig abnehmenden Trend sowohl in Dresden, Chemnitz und Plauen als auch in der Bundesrepublik. Es wird erwartet, dass sich dieser Trend auf Grund der zunehmenden Resistenzentwicklung gegen Sulfamethoxazol fortsetzen wird. Die Verschreibungsmenge von Sulfamethoxazol ist im Untersuchungszeitraum von 2008 bis 2014 in Dresden und Umland von 71 kg um 42 % auf 41 kg gesunken.

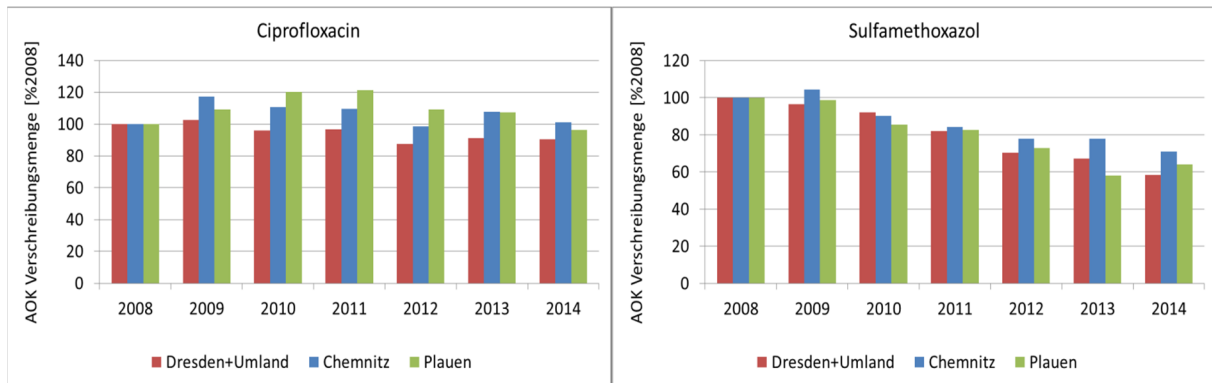


Abbildung 32: Relative Entwicklung der Verschreibungsmenge im Vergleich zum Jahr 2008 von Ciprofloxacin (links) und Sulfamethoxazol (rechts) in Dresden und Umland, Chemnitz und Plauen für die Jahre 2008-2014

Trotz der kürzeren Administrationsdauern unterliegen die Verschreibungsmengen im Jahresverlauf keinen nennenswerten Schwankungen (vgl. Abbildung 33).

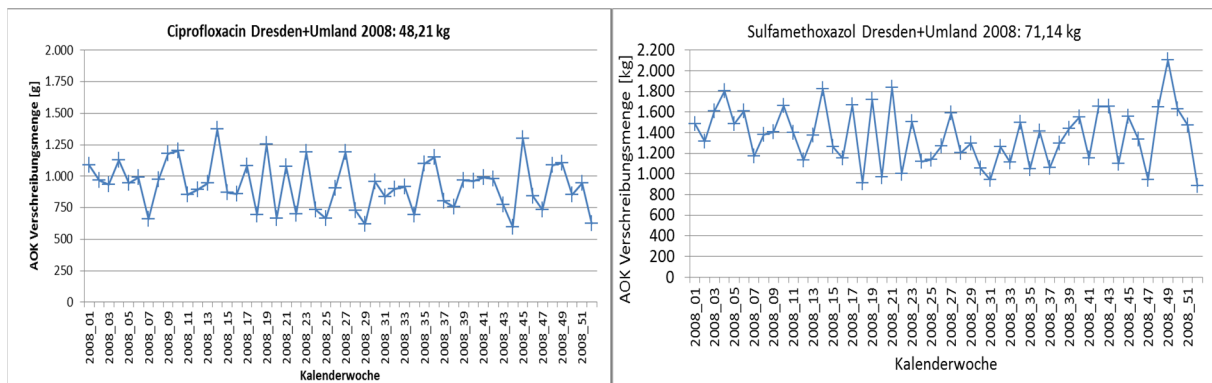


Abbildung 33: Verschreibungsmenge von Ciprofloxacin (links) und Sulfamethoxazol (rechts) im Einzugsgebiet der Kläranlage Dresden-Kaditz in den Kalenderwochen des Jahres 2008

Die räumliche Variabilität der Antibiotika zwischen den einzelnen Postleitzahlengebieten, dargestellt in Abbildung 34, ist mäßig ausgeprägt. Gebiete mit hohen einwohnerspezifischen Verschreibungsmengen weisen zwei- bis dreifach höhere Werte auf als Gebiete mit niedrigen Mengen. Regionale Schwerpunkte liegen für Ciprofloxacin im Elbsandsteingebirge und dem Erzgebirgsbecken. Für Sulfamethoxazol ist kein regionaler Schwerpunkt erkennbar. Für Ciprofloxacin besteht kein ausgeprägter Unterschied in der spezifischen Verschreibungsmenge zwischen den Städten Plauen, Chemnitz und Dresden und ihrem jeweiligen Umland. Sulfamethoxazol wird in den Städten tendenziell weniger häufig verschrieben als in ihrem Umland.

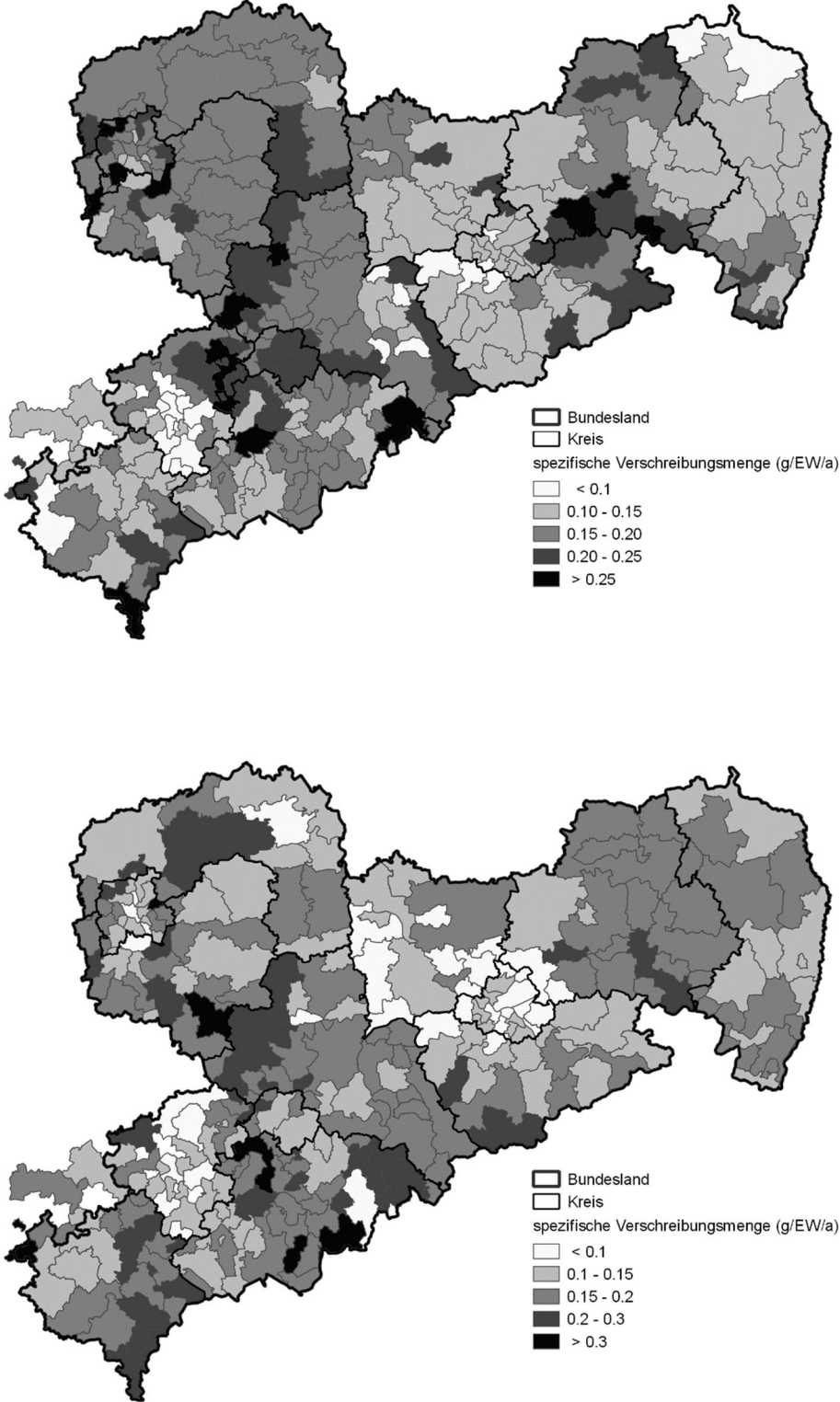


Abbildung 34: Einwohnerspezifische Verschreibungsmenge für Ciprofloxacin (oben) und Sulfamethoxazol (unten) in Sachsen für das Jahr 2014

8.1.3.3 Erythromycin und Clarithromycin

Erythromycin und Clarithromycin sind Antibiotika aus der Gruppe der Makrolide mit einem identischen pharmakologischen Wirkmechanismus. Sie unterscheiden sich aber bezüglich ihrer pharmakokinetischen Eigenschaften erheblich. Beide Wirkstoffe finden bei Atemwegs- und Hals-Nasen-Ohren-Infektionen oral Anwendung. Erythromycin wird zusätzlich in Salbenform bei Hautinfektionen eingesetzt. Die Anwendungsdauer beträgt bei oraler Administration für beide Wirkstoffe meist ein bis zwei Wochen.

Für Clarithromycin ist der Trend in den Städten Dresden, Chemnitz und Plauen abnehmend (Abbildung 35). Die Verschreibungsmenge des Clarithromycin ist im Untersuchungszeitraum von 2008 bis 2014 in Dresden und Umland von 33 kg auf 24 kg gesunken. Für Erythromycin ist die Verschreibungsmenge im Betrachtungszeitraum stärker schwankend, jedoch ab 2011 für alle drei Standorte rückläufig. Dies stimmt auch mit gesamtdeutschen Tendenzen überein.

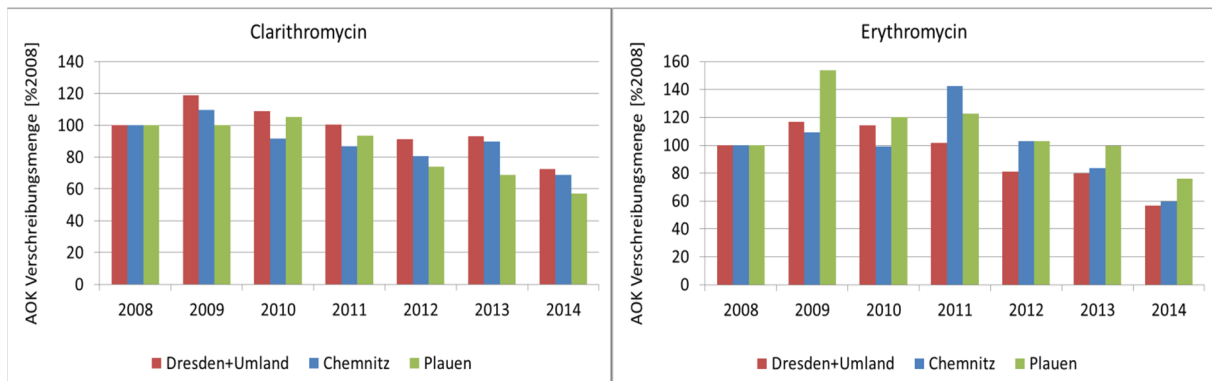


Abbildung 35: Relative Entwicklung der Verschreibungsmenge im Vergleich zum Jahr 2008 von Clarithromycin (links) und Erythromycin (rechts) in Dresden und Umland, Chemnitz und Plauen für die Jahre 2008-2014

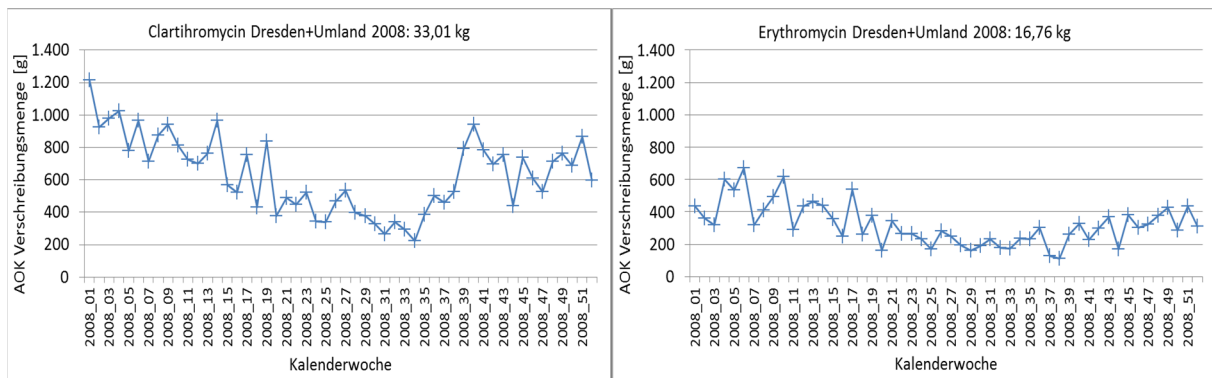


Abbildung 36: Verschreibungsmenge von Clarithromycin (links) und Erythromycin (rechts) im Einzugsgebiet der Kläranlage Dresden Kaditz in den Kalenderwochen des Jahres 2008

Im Gegensatz zu Erythromycin nimmt die Verordnung von Clarithromycin in Gesamtdeutschland zu. Untersuchungen zeigen, dass die Ärzte in den neuen Bundesländern Antibiotika insgesamt restriktiver verordnen als in den alten Bundesländern (Holstiege et al., 2019). Dies kann den einheitlichen, abweichenden Trend der untersuchten Städte im Vergleich zur Bundesrepublik erklären.

Da beide Antibiotika häufig gegen Erkältungskrankheiten (Atemwegserkrankungen, Bronchitis, Mandelentzündungen) verschrieben werden, weisen sie einen saisonalen Verlauf der Verschreibungsmenge auf (siehe Abbildung 36).

Auf Grund der unterschiedlichen Indikationen und Anwendungsformen weisen die vorgestellten Medikamente variable räumliche und zeitliche Muster der Verschreibungshäufigkeit auf. Darüber hinaus bewirkt die Weiterentwicklung von Wirkstoffen langfristige Tendenzen im Medikamenteneinsatz. Eine räumlich und zeitlich angemessene Auflösung der Verschreibungsdaten bei der Abschätzung von Wirkstoffströmen kann dazu beitragen, ihr Vorkommen in der Umwelt besser zu erklären und effiziente Minderungsstrategien zu entwickeln.

8.2 Auswahl der Substanzen mit erhöhter Priorität an den drei Standorten

Zur Vorbereitung des chemischen und ökotoxikologischen Monitorings im Rahmen des Projektes „MikroModell“ wurde für die drei Referenzgebiete Chemnitz, Dresden und Plauen eine Liste von zu betrachtenden Substanzen festgelegt. Als Datenbasis für die Auswahl der Stoffe dienen die Gewässergütemessdaten des LfULG und die Ergebnisse eines Sondermessprogrammes für die Ausläufe der Kläranlagen. Somit werden nicht nur die Vorfluter Chemnitz, Elbe und Weiße Elster in die Betrachtung einbezogen, sondern auch der spezifische Eintrag aus den Entwässerungsgebieten der jeweiligen Regionen. Die Vorfluter unterscheiden sich dabei stark hinsichtlich ihrer Belastung mit gereinigtem Abwasser (vgl. Teil A, Abschnitt 1.3).

Für die Auswahl der potentiell relevanten Substanzen wurden die Gewässergütedaten des LfULG (2008 – 2014) mit den Umweltqualitätsnormen (UQN) verglichen. Berücksichtigung fanden dabei die Messstellen des LfULG im Ober- und Unterlauf der drei Kläranlagen (vgl. Abbildung 37).

Um eine gesamtheitliche Liste von potentiell relevanten Stoffen zu erstellen, wurde eine Vielzahl von Informationsquellen berücksichtigt. Nach Abgleich von Doppelnennungen in den jeweiligen Listen ergab sich ein Umfang von 159 Substanzen. Ein Vergleich mit der Stoffliste des RiSKWa-Vorhabens (Jekel & Dott, 2013) ergab eine Überschneidung von 29 Substanzen.

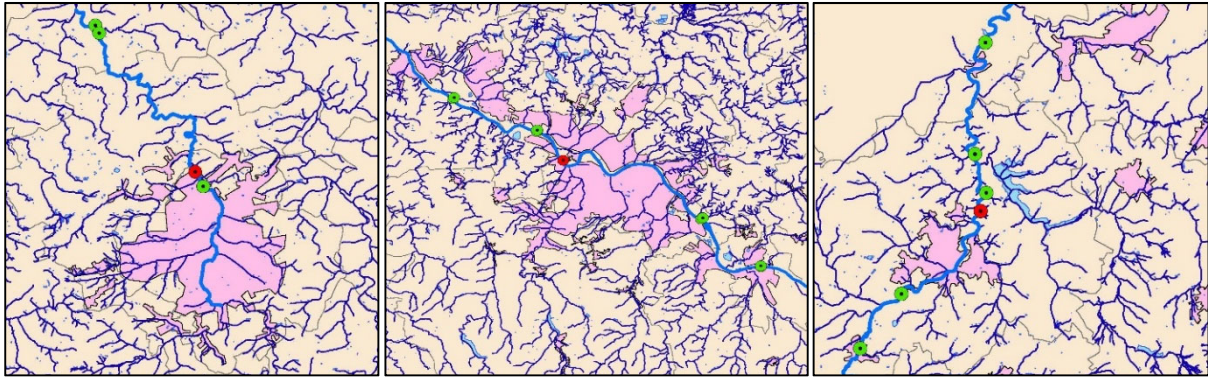


Abbildung 37: Lage der LfULG-Messstellen (grün) und Kläranlagen (rot) von Chemnitz (links), Dresden (mittig) und Plauen (rechts)

Damit werden 45 % der von Jekel & Dott (2013) erarbeiteten Stoffliste in der Betrachtung abgedeckt. Die Auswahl der für die 159 Stoffe relevanten UQNs erfolgte nach hierarchischen Prinzipien (vgl. Abschnitt 12.2, Anlage 2):

- UQN der WRRL und entsprechender Folgedokumente,
- UQN der Oberflächengewässerverordnung bzw. deren Neufassung,
- UQN aus der Ökotoxikologische Datenbank der Schweiz bzw. Einzelverweise aus der ETOX-Datenbank mit Auswahl der kleinsten angegebenen UQN.

Durch den Vergleich von Gewässer- und Kläranlagenfrachten (Sondermessprogramm des LfULG und der Betreiber) sollten zudem besonders siedlungsrelevante Substanzen Berücksichtigung finden, die wiederum keine UQN-Überschreitung aufweisen (vgl. 12.3, Anlage 3).

Im Vergleich der Gewässerkonzentrationen mit den zulässigen Jahresdurchschnittskonzentrationen (JD_UQN) bzw. zulässigen Höchstkonzentrationen (ZHK_UQN) wurde für 42 Stoffe mindestens eine Überschreitung der UQN-Werte festgestellt. In der weiteren Betrachtung werden nur 34 dieser Substanzen berücksichtigt. Gründe für den Ausschluss einzelner Stoffe sind u.a. eine schwierige messtechnische Erfassung in Folge sehr niedriger UQNs (Silber), eine hohe Feststoffsorption (HCH- α , - β , - γ , Tributylzinn) und eine kostenintensive Etablierung von Einzelmethoden (DEHP, HBCDD).

Um die Datengrundlage für die Modellierung des Stoffstrommodells zu verbessern, wurde die Betrachtungsliste um 12 Arzneimittel sowie um das als Tracer-Substanz verwendbare Acesulfam erweitert.

In der frachtbezogenen Auswertung zeigte sich für 18 zusätzliche Substanzen eine erhöhte Relevanz. Aufgrund trotzdem geringer Konzentrationen im Vergleich zur UQN (unter 5%) und aufgrund der messtechnischen Kriterien wurden davon sechs Stoffe in der weiteren Betrachtung berücksichtigt.

Die Liste der im Projekt MikroModell betrachteten Substanzen umfasste im Ergebnis schließlich 53 Stoffe. Die einzelnen Substanzen sind der Tabelle in Abschnitt 12.1, Anlage 1, zu entnehmen.

Neben dem Gewässer- und Kläranlagenmonitoring bildete die Stoffliste die Grundlage für eine gezielte ökonomische und rechtliche Betrachtung relevanter Stoffe bzw. relevanter Stoffgruppen. Die Einordnung der ausgewählten Substanzen in Stoffgruppen diente zudem der Auswahl von Hauptemittenten prioritärer und prioritär gefährlicher Stoffe. Mit diesen Informationen konnten unter Zuhilfenahme der Indirekteinleiterkataster in den jeweiligen Einzugsgebieten wesentliche Einzelemittenten ermittelt werden. Anhand dessen erfolgte die Bewertung von Maßnahmen zur Vermeidung bzw. zur Verminderung von Schadstoffemissionen.

Darüber hinaus eröffnete die Stoffliste auf Grundlage der Ergebnisse des Monitorings die Möglichkeit, mit Hilfe einzelner Stoffe die Wirksamkeit einer 4. Reinigungsstufe zu überprüfen. In Verbindung mit der Kläranlagencharakterisierung und der Berücksichtigung des Industrieanteils bzw. Emissionspotentials jedes Entwässerungsgebietes war eine Abgrenzung der Kläranlagenabläufe voneinander möglich.

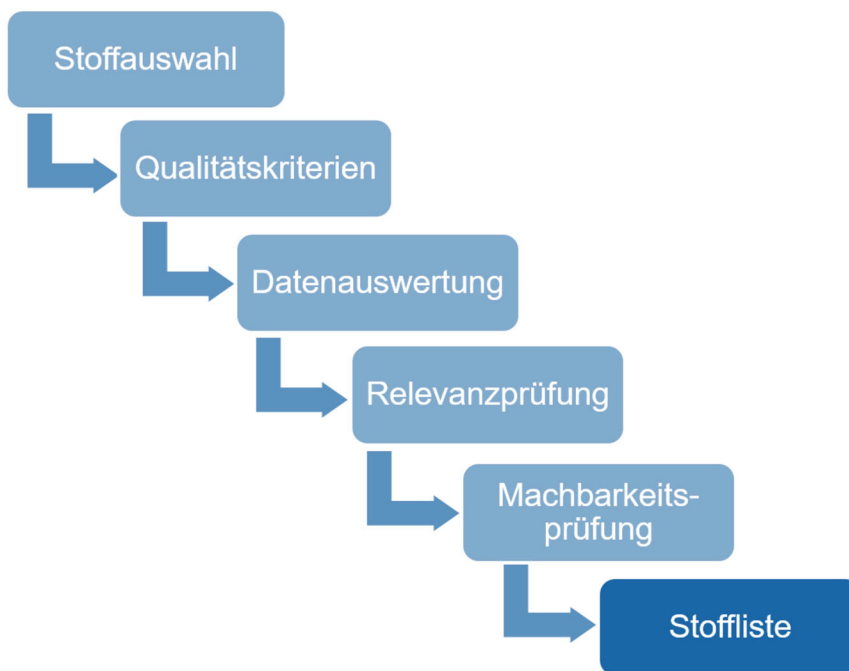


Abbildung 38: Methodik zur Auswahl der Substanzen mit erhöhter Priorität an den drei Standorten

8.3 Zusammenfassung und Bewertung der Monitoringergebnisse einschließlich Charakterisierung der drei Modellanlagen bzw. Kläranlagenabläufe

Als Datenbasis für die Erstellung des Stoffflussmodells sollen ergänzend zur Erweiterung der Daten des LfULG in mehreren 21-tägigen Monitoringkampagnen die Konzentrationen von mehr als 50 ausgewählten Mikroschadstoffen (vgl. Abschnitt 8.2) an den drei im Projekt betrachteten Kläranlagenstandorten Dresden, Chemnitz und Plauen bestimmt und ausgewertet werden. Dabei besteht das vordringliche Ziel darin, durch tägliche Probenahmen über mehrere Wochen hinweg eine bis dato noch nicht erreichte zeitliche Auflösung der Messwerte zu erhalten. Zu diesem Zweck wurden chemische Spurenstoffanalysen an den Zu- und Abläufen der betrachteten Kläranlagen sowie in den entsprechenden Vorflutern stromaufwärts und stromabwärts der Kläranlagenabläufe sowie ökotoxikologische Untersuchungen mit den jeweiligen Zu- und Ablaufproben der Kläranlagen durchgeführt.

Die Charakterisierung der Kläranlagen von Dresden, Chemnitz und Plauen bildet die Voraussetzung für eine vergleichende Bewertung der Kläranlagen nach dem Monitoring. Die Einordnung der Kläranlagen wurde für die Jahre 2013 bis 2015 u.a. auf Grundlage der Zulauffrachten, der Ablaufwerte, der Betriebsparameter und der Abwasserbelastung des Vorfluters vorgenommen. Besondere Berücksichtigung fanden Betriebsparameter wie das Schlammalter, die einen Einfluss auf die Elimination von Spurenstoffen haben (BAFU, 2012), und Stoffparameter, die für die Dimensionierung und den Betrieb einer Kläranlage und namentlich einer 4. Reinigungsstufe von Bedeutung sind – u.a. NO_2^- , AFS und Chemischer Sauerstoffbedarf CSB (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe NRW, 2015). Parameter wie DOC oder membranfiltrierter CSB standen im Rahmen der ausgewerteten Routinedaten (2013 bis 2015) nicht zur Verfügung.

8.3.1 Methode der Probenahmekampagnen

Es wurden insgesamt vier je 21-tägige Monitoringkampagnen durchgeführt, bei denen an jedem der drei Standorte täglich 24h-Mischproben aus dem Zu- und Ablauf der Kläranlage sowie morgendliche, qualifizierte Stichproben aus den dazugehörigen Vorflutern stromaufwärts und stromabwärts der Einleitung der Kläranlagenabläufe genommen wurden. Um jahreszeitlich bedingte Einflüsse abbilden zu können, wurden je zwei Kampagnen in einem Sommer- und einem Winterzeitraum ausgeführt.

Um reproduzierbare Ergebnisse der chemischen und ökotoxikologischen Analysen zu gewährleisten, wurden für Probenahme, -transport und -lagerung geeignete Rahmenbedingungen festgelegt. Hierdurch können abiotische und biotische Transformationsprozesse im Zeitraum zwischen der eigentlichen Probenahme und der Aufarbeitung im Labor minimiert werden. Dazu wurden folgende Maßnahmen ergriffen:

- *tagesaktuelle Probenaufarbeitung*: Während der 4 je 21-tägigen Monitoringkampagnen wurden alle Proben täglich von den Kläranlagen in die untersuchenden Labore gebracht und noch am selben Tag mit der Aufarbeitung begonnen.
- *Probenkühlung*: Sowohl in den automatischen zeit- bzw. volumenproportionalen Probenehmern für die 24h-Mischproben an den Kläranlagenzuläufen und -abläufen als auch während des Transportes wurden die Proben bis zur Ankunft im Labor stets gekühlt. Die Einhaltung der Kühlkette während des Transportes wurde durch Thermometer in den Transportboxen kontrolliert und sowohl bei der Probenahme als auch bei Ankunft in den Laboren dokumentiert.
- *Verwendung DIN-gerechter Probenahmegefäße*: Die Auswahl der Probenahmegefäße orientierte sich, soweit vorhanden, an entsprechenden DIN-Normen bzw. bei Fehlen solcher Regelungen an eigenen Erfahrungen und Ergebnissen der Fachliteratur, um eine Verfälschung der entsprechenden Analysen durch Kontaminationen bzw. Sorptionsprozesse an der Gefäßwandung zu verhindern. So wurden für Spurenstoffanalysen und ökotoxikologische Analysen stets Braunglasflaschen mit Schraubverschluss bzw. Glasstopfen verwendet, für Schwermetallbestimmungen mittels AAS hingegen Polypropylenflaschen. Bei Fremdvergabe gewisser Analysen (z.B. Hg-Bestimmung in der ersten Kampagne, LC/MS-Bestimmungen in der dritten und vierten Kampagne) wurden die Gefäße vom Fremdvergabe-Labor gestellt.
- *Verwendung interner Standards*: Für alle spurenanalytischen Methoden wurde den Proben stets unmittelbar nach Ankunft im Labor eine Mischung entsprechender interner Standard-Verbindungen (i.d.R. isopenmarkierte Surrogat-Standards) zugesetzt, um den möglichen weiteren Abbau nach Beginn der Aufarbeitung kalkulieren zu können.

Die tägliche Probenahme an den weit auseinanderliegenden Standorten in Plauen, Chemnitz und Dresden wurden zu großen Teilen durch die Mitarbeiter der Kläranlagen selbst und der anschließende Probentransport durch Fahrdienstleister durchgeführt. Es galt also eine Gefährdung des Kläranlagenpersonals auszuschließen und gleichzeitig zur Qualitätssicherung ein reproduzierbares und nachvollziehbares Probenahme-Prozedere sicherzustellen. Dafür wurde das folgende Vorgehen vorgegeben:

- *Verzicht auf Konservierungsmittel in den Probenahmegefäßen*: Die meisten Konservierungsmittel für Proben (z.B. Schwefelsäure für verschiedene Schwermetalle), die für gewöhnlich in den Probenahmegefäßen vorgelegt werden, bergen erhebliche Risiken (z.B. Verätzungsgefahr). Aus Sicherheitserwägungen wurde auf diese verzichtet.
- *standortspezifische Durchführungsanleitungen*: Für jeden Kläranlagenstandort, Transportdienstleister sowie Laborstandort wurden nach vorheriger Absprache zu jeder Kampagne individuelle Informationsmaterialien erarbeitet, welche die tägliche Organisation sowie Ansprechpartner der anderen Kampagnenteile enthielten.

- *standortspezifische Probenahme-Sets und Farbcodierung:* Alle Probenahmegefäße für eine Probenahmestelle wurden stets zusätzlich zur Beschriftung farbcodiert und in einer gemeinsamen Kühlbox untergebracht, um Verwechslungen vorzubeugen. Jedes Probenahme-Set wurde stets von einem individuellen Protokoll begleitet, auf dem jeder an der Probenahme beteiligte Mitarbeiter für seinen Teil entsprechende Angaben dokumentierte (z.B. Name des Mitarbeiters, Zeiten der Durchführung und Probenübergabe, Temperaturen in der Kühlbox, Liste der zu füllenden Gefäße).
- *Transportsicherung der Probenahmegefäße:* Bei der Auswahl der entsprechenden Gefäße wurde auf Bruchsicherheit geachtet. So wurde für Glasgefäße i.d.R. Borosilikatglas anstelle des preiswerteren Kalk-Soda-Glases verwendet. Die für den Transport stets verriegelten Kühlboxen wurden im Inneren umfangreich gepolstert und mit stark saugfähigen Matten ausgelegt, um im Falle eines Flüssigkeitsaustrittes diese aufzunehmen und dadurch den Kontakt der an Probenahme und -transport beteiligten Mitarbeiter insbesondere mit Kläranlagenzulauf zu vermeiden. Darüber hinaus erfolgte die übliche Ladungssicherung in den Transportfahrzeugen.

Die Auswahl geeigneter Probenahmestellen im Vorfluter erfolgte unter Berücksichtigung folgender Randbedingungen:

- *etablierte Probenahmestellen des LfULG:* Um ggf. einen Vergleich mit den langjährig erhobenen Daten des LfULG ziehen zu können, wurde nach Möglichkeit auf Probenahmestellen des LfULG zurückgegriffen.
- *Probenahme stromaufwärts möglichst nah am Kläranlagenablauf:* Damit der Einfluss der Kläranlage auf den Vorfluter möglichst unverfälscht analysiert werden kann, wurde darauf geachtet, dass die Probenahmestelle oberhalb des Kläranlagenablaufs nicht zu weit entfernt liegt, um zwischen der Probenahmestelle und dem Kläranlagenablauf keine Einmündungen in Kauf zu nehmen, welche die Interpretationen der Messungen verfälschen würden.
- *Probenahme stromabwärts nach ausreichender Durchmischung:* Unterhalb des Kläranlagenablaufs wurde hingegen auf ausreichende Distanz für eine weitgehend komplette Durchmischung des Kläranlagenablaufs mit dem Flusswasser geachtet.

Darauf basierend wurden die in Tabelle 26 dargestellten Probenahmestellen ausgewählt.

Tabelle 26: Probenahmestellen im Vorfluter an den drei Kläranlagenstandorten

Standort	Rel. Position zum KA-Ablauf	Bezeichnung	Koordinaten hoch	Koordinaten rechts	LfULG- PN-Stelle
Plauen	stromaufwärts	Friesenbrücke	5597494	4511621	nein
	stromabwärts	Lochbauer	5600000	4512400	ja
Chemnitz	stromaufwärts	Mündung Bahrebach	5637355	4563800	nein
	stromabwärts	Untere Hauptstraße	5640169	4563000	nein
Dresden	stromaufwärts	Albertbrücke	5659487	4623091	ja
	stromabwärts	Gohlis (rechts)	5663714	4615217	ja
	stromabwärts	Gohlis (links)	5663588	4615198	ja

Ein solch umfangreiches, tagesaktuelles Monitoring über mehrere Wochen hinweg stellt erhebliche Anforderungen an die effiziente Nutzung der zur Verfügung stehenden materiellen und personellen Ressourcen dar:

- *zeitliche Limitierungen der Probenvorbereitung:* Alle Probenaufarbeitungsschritte für die täglich genommenen Proben müssen binnen 24 h abgeschlossen sein, um die Proben des Folgetages bearbeiten zu können. Aufgrund dieser Bedingung konnten spurenanalytisch maximal drei Methoden parallel durchgeführt werden. Für einige ökotoxikologische Methoden beträgt die Aufarbeitungszeit deutlich mehr als 24 h. In diesen Fällen wurden native Proben im Zweitagesabstand untersucht. Parallel dazu wurden jeweils Extrakte zur längerfristigen Konservierung generiert, um auf deren Basis im Anschluss an die Monitoringkampagnen Werte zu jedem Probenahmetag bestimmen zu können.
- *Laufzeiten von Analysengeräten nicht deutlich länger als 24 h für die Proben eines Tages:* Nach erfolgter Probenaufarbeitung können Proben häufig auch für einen begrenzten Zeitraum gelagert werden, sodass die Messung an Analysengeräten nicht zwangsläufig vor Ankunft der folgenden Proben abgeschlossen sein muss. Jedoch ist die Haltbarkeit auch dann begrenzt, weshalb Messungen zeitnah erfolgen sollten. I.d.R. sollten die letzten Messungen maximal eine Woche nach Probenahmeabschluss beendet sein.
- *rotierender Einsatz von Probenahmegefäßen:* Zur Reduktion der insgesamt benötigten Probenahmegefäße wurden diese nach erfolgter Probenvorbereitung gereinigt, neu etikettiert und für anschließende Probenahmen wieder auf die Kläranlagen verteilt.

Darüber hinaus sind bei einem solch komplexen Ablauf Maßnahmen zur Absicherung gegen Störungen dringend erforderlich:

- *Rückstellproben:* Zu jedem Probenahme-Set gehörte stets auch eine 1L-Polypropylen-Flasche zur Entnahme einer lagerungsfähigen Rückstellprobe. Die Rückstellproben (ca. 300 pro Kampagne) wurden bei -15 °C tiefgefroren gelagert, um nach Auswertung aller Messergebnisse ggf. Proben nachmessen zu können.

Da diese Proben auch für ökotoxikologische Methoden verwendbar sein sollten, konnten weder Konservierungsstoffe noch interne Standards zugesetzt werden. Für einige Verbindungen ist in diesem Fall Tiefkühlung die beste Konservierungsvariante, jedoch ist bekannt, dass andere Verbindungen dabei Schaden nehmen. Daher wurden stets nach erfolgter Probenaufarbeitung auch Aliquote aller Proben bei 4 °C gekühlt aufbewahrt.

- *gekühlte Lagerkapazitäten auf den Kläranlagen:* Auf den Kläranlagen wurde sichergestellt, dass ausreichende Kühlmöglichkeiten zur Zwischenlagerung kompletter Probenahme-Sets vorhanden sind, um im Fall eines Transportausfalles die Proben auch einen Tag gekühlt aufbewahren zu können.
- *Reserve-Probenahme-Sets auf den Kläranlagen:* Um im Falle eines Transportausfalles dennoch die Probenahme am nächsten Tag absichern zu können, wurden auf jeder Kläranlage ausreichend zusätzliche Probenahme-Sets für einen weiteren Monitoringtag als Reserve gekühlt bereitgehalten.
- *tagesaktuelle Kontaktdaten/zentrale Koordination:* Für jeden Monitoringtag wurden Listen mit den Kontaktdaten aller an diesem Tag beteiligten Akteure erstellt und verteilt. Zusätzlich diente ein zentraler Ansprechpartner am Institut für Wasserchemie als ständig erreichbare Ansprechperson, um im Falle von Ablaufänderungen oder auftretenden Problemen vermitteln zu können.

8.3.2 Einordnung der Kläranlagen und ihrer Gewässer

Eine Verfahrensskizze der Kläranlagen Dresden-Kaditz, Chemnitz-Heinersdorf und Plauen sowie die zugehörigen Kennblätter aus der Betriebsdatenauswertung (2013 bis 2015) sind den Abschnitten 12.4, 12.5, 12.6, Anlage 4, Anlage 5 und Anlage 6 zu entnehmen.

Grundsätzlich handelt es sich bei den Kläranlagen um einstufige Belebungsanlagen der Größenklasse 5 mit vorgeschalteter Denitrifikation (VDN) und einer anschließenden anaeroben Klärschlammstabilisierung. Neben der VDN findet in den Schlaufenbecken der KA Dresden eine simultane Denitrifikation statt, die eine klare Trennung zwischen aeroben und anoxischen Zonen erschwert. Daher wird auf die Ermittlung des aeroben Schlammalters für den Auswertungszeitraum verzichtet.

Für die Kläranlagen Chemnitz und Plauen besteht die Möglichkeit der biologischen Phosphorelimination, die aber aktuell nicht zur Anwendung kommt. Die Belastung der Vorfluter mit Abwasser zeigt eine sehr differente Situation. Im Mittel betrug das Verhältnis (Q_{KA}/Q_{Vor}) im Betrachtungszeitraum für Plauen 8 % und für Dresden unter 1 %. In Chemnitz beträgt dieses Verhältnis jedoch 37 %.

Noch deutlicher fallen die Unterschiede bei einer Extremfallbetrachtung hinsichtlich des mittleren Niedrigwasserabflusses (MNQ) aus (in Anlehnung an Götz et al., 2012). Dabei kann der Anteil der Kläranlage Chemnitz (Trockenwetterfall) in Bezug auf den MNQ über 100 % betragen ($Q_{T,KA}/Q_{MNQ}$). Für Plauen und Dresden beträgt das Verhältnis 13 bzw. 2 %.

Aufgrund des schwachen Vorfluters liegen für die Kläranlage Chemnitz behördliche erhöhte Anforderungen für CSB, BSB₅ und Ammoniumstickstoff im Ablauf vor. Etwas moderatere erhöhte Anforderungen wurden für die Kläranlage Plauen bzgl. CSB formuliert. Die maximale Konzentration von 15 mg/L AFS (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe, NRW, 2015) im Ablauf wird durch alle Anlagen im Mittel eingehalten. Nitrit-Konzentrationen von 0,1 mg/L werden vorwiegend im Winter und Frühjahr überschritten.

Die vier Probenahmekampagnen konnten wie geplant durchgeführt werden. Täglich wurden um 7:00 Uhr gekühlte Probenahme-Sets für alle Kläranlagen an den zuständigen Fahrdienstleister übergeben, der diese im Anschluss auf die drei Kläranlagen in Plauen, Chemnitz und Dresden verteilte und im Gegenzug die gefüllten Probenahme-Sets des aktuellen Tages entgegennahm, um diese am frühen Nachmittag dem Institut für Wasserchemie zu übergeben. Dort wurden die Proben nach Analysemethoden sortiert und an die entsprechenden Institute und Fremdvergabe-Labore weitergeleitet, wobei gleichzeitig ein Austausch gegen gereinigte Probenahmegefäße erfolgte, die wiederum für die Verteilung am nächsten Morgen vorbereitet und in gekühlten Probenahme-Sets gelagert wurden.

An Wochenenden wurde der Probentransport durch Mitarbeiter der Kläranlagen und teilweise Mitarbeiter der untersuchenden Institute realisiert, da der Fahrdienstleister nur an Werktagen einen Transport anbieten konnte.

Die eingeplanten Maßnahmen zur Absicherung gegen Störungen erwiesen sich als effektiv und auch das Öfteren als notwendig. So musste aufgrund von Glasbruch gelegentlich auf Teile der Reserve zurückgegriffen werden, die anschließend jeweils wieder aufgefüllt wurde, um auf weitere Störungen vorbereitet zu sein. Transportausfälle konnten i.d.R. durch kurzfristigen Ersatz durch Mitarbeiter der Kläranlagen bzw. Mitarbeiter der untersuchenden Institute rechtzeitig kompensiert werden.

Das Analysenprogramm wurde nach Auswertung einzelner Monitoringkampagnen mehrfach angepasst. So wurde nach der 1. Kampagne im Weiteren auf die Quecksilber-Analytik verzichtet, da fast alle ermittelten Werte unter der Bestimmungsgrenze der Methode lagen und auch für folgende Kampagnen nicht mit höheren Werten zu rechnen war. Des Weiteren wurde aufgrund technischer Störungen am verwendeten LC/MS-Gerät nach den ersten beiden Kampagnen die Validität der erhaltenen Werte als nicht ausreichend betrachtet und infolgedessen für die 3. und 4. Monitoringkampagne eine Fremdvergabe zur Absicherung und Verdichtung der erhaltenen Messwerte vorgenommen.

Der tagesaktuelle Probentransport stellte logistisch und finanziell eine erhebliche Herausforderung dar; zusätzlich konnte selbst bei optimaler Durchführung die Veränderung der untersuchten Parameter infolge biotischer und abiotischer Transformationsprozesse

nicht vollständig vermieden werden. Daher wäre es vorteilhaft, für zukünftige Messkampagnen zentrale Teile der Probenaufarbeitung und ggf. bestimmte Messverfahren direkt vor Ort durchführen zu können, wobei eine weitgehende Automatisierung notwendig würde.

8.3.3 Durchführung und Auswertung der chemischen und biologischen Analysen

Zur Verbesserung der Datenbasis zur Generierung des Stoffflussmodells sollten für die ausgewählten Mikroschadstoffe (s. Abschnitt 8.2, sowie Anlage 1, Anlage 2 und Anlage 3) im Rahmen mehrerer Monitoringkampagnen Konzentrationen bestimmt werden. Dabei bestand ein vordringliches Ziel in der Ermittlung von Konzentrationen in hoher zeitlicher Auflösung - Daten in Tagesauflösung über jeweils 21 Tage - was eine erhebliche Herausforderung für die zu entwickelnden Probenaufarbeitungsmethoden darstellte. Zur Beurteilung des Einflusses der Kläranlagen auf den jeweiligen Vorfluter sowie des Verhaltens der einzelnen Mikroschadstoffe innerhalb der Kläranlagen wurden Messungen im Zu- und Ablauf der Kläranlagen sowie im korrespondierenden Vorfluter stromaufwärts und -abwärts des jeweiligen Kläranlagenablaufs untersucht. Diese sich stark unterscheidenden Matrices müssen bei der Entwicklung geeigneter spurenanalytischer Methoden maßgeblich berücksichtigt werden.

Neben der chemischen Einzelstoffanalytik wurden innerhalb des Projektes innovative, effektbasierte ökotoxikologische Untersuchungen durchgeführt, um die (toxischen) Auswirkungen von Mikroschadstoffen auf Gewässerorganismen summarisch zu erfassen. Ohne die Konzentrationen aller Stoffe und ggf. deren Transformationsprodukte im Wasser oder Abwasser zu kennen, kann damit eine integrale Aussage über den ökotoxikologischen Effekt getroffen werden. Damit stellt die Herangehensweise letztlich eine Abbildung des Immissionsprinzips dar.

In Vorbereitung auf eine erste 21-tägige Probenahmekampagne, deren Umsetzung im Zeitraum vom 22.08.2016 bis zum 11.09.2016 erfolgte, wurden spezielle spurenanalytische Methoden zur Bestimmung der ausgewählten Mikroschadstoffe entwickelt und etabliert:

- Zur Bestimmung von ausgewählten polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK), Pestiziden und deren Abbauprodukten sowie Nonylphenolen wurde eine gemeinsame GC/MS-Multimethode¹⁷¹ in Anlehnung an die Verfahren der US Environmental Protection Agency (EPA) 619, DIN EN ISO 6468-1 (F1), DIN 38407-2 (F2), DIN 38407-39 (F39) und DIN EN ISO 18857-1 (F31) entwickelt, wobei die Probenvorbereitung im

¹⁷¹ Gaschromatographie mit massenselektiver Detektion

Kern auf einer Flüssig-Flüssig-Extraktion gefolgt von einem *Clean-up*-Schritt an Florisil beruhte.

- Die Analytik ausgewählter Schwermetallgehalte erfolgt mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS), wobei für Cadmium (Cd) und Nickel (Ni) die DIN EN ISO 15586 (E4) und für Quecksilber (Hg) die DIN EN 1483 (E12) als Referenz diente.
- Die etablierte Bestimmung der perfluorierten Tenside PFOA und PFOS basierte auf dem von Labadie & Chevreuil (2011) beschriebenen Vorgehen, wobei nach Probenvorbereitung unter Nutzung einer schwachen Anionenaustauscher-Festphasenextraktion die Quantifizierung mittels LC-MS/MS realisiert wurde.
- Für alle polaren Analyten, wie bspw. Pharmaka, Pflanzenschutzmittel (PSM) -Transformationsprodukte und Korrosionsschutzmittel wurde eine LC-MS/MS-Multimethode¹⁷² mit Direktinjektion etabliert. Zur Orientierung dienten hierbei die Verfahren der US Environmental Protection Agency (EPA) 1694 sowie DIN EN ISO 38407-47 (F47). Um neben den gelösten Bestandteilen auch vorwiegend partikelgebundene Analyten so weit wie möglich erfassen zu können, wurden hierbei Teile der von Schubert (2014) beschriebenen Probenvorbereitung für Klärschlämme mittels Ethylendiamintetraessigsäure (EDTA) und Ultraschall berücksichtigt. Für die 3. und 4. Monitoringkampagne wurde die Bestimmung dieser Analyten in Fremdvergabe realisiert.

In Tabelle 27 sind die durchgeführten chemischen Analysenmethoden einer jeden Kampagne zusammengefasst.

Tabelle 27: Übersicht der Zeiträume der einzelnen Monitoring-Kampagnen und der jeweils durchgeführten Analysenmethoden

Kampagne	Zeitraum	Spurenstoffanalytik	Schwermetall-analytik	Fremdvergabe
1. Kampagne (Sommer)	22.08.2016 - 11.09.2016	LC/MS-Multimethode LC/MS PFOA/PFOS GC/MS-Multimethode	AAS (Nickel, Cadmium)	AAS (Quecksilber)
2. Kampagne (Winter)	27.02.2017 - 19.03.2017	LC/MS-Multimethode LC/MS PFOA/PFOS GC/MS-Multimethode	AAS (Nickel, Cadmium)	
3. Kampagne (Sommer)	21.08.2018 - 10.09.2018		AAS (Nickel, Cadmium)	LC/MS-Multimethode
4. Kampagne (Winter)	21.01.2019 - 10.02.2019		AAS (Nickel, Cadmium)	LC/MS-Multimethode

¹⁷² Flüssigkeitschromatographie mit Massenspektrometrie/Massenspektrometrie-Kopplung

In Vorbereitung auf die ökotoxikologischen Untersuchungen wurden am Institut für Hydrobiologie Tests zu Zytotoxizität und endokrinen Potentialen (YES-, YAS-, YAES-, YAAS- und YDS-Test) sowie zu mutagenem (Ames-Test) und gentoxischem Potential (Mikrokern-Test) etabliert (vgl. Tabelle 28).

Tabelle 28: Übersicht aller für die Monitoring-Kampagnen durchgeführten *in vitro*-Biotests

Biotest	Summarisches Potential	Wirkpoten- Substanzbeispiele
Hefereportergergen-Test mit gentechnisch veränderten <i>Saccharomyces cerevisiae</i> : ISO 19040-1 (YES) zur Erfassung von endokrinem Potential		
YES	Östrogenes Potential	E2, EE2, E1, E3, BPA, DEHP, 4-NP, OP, HCH, 2,3,7,8-TCDD, DDT, Isoflavone, Phthalate, PCBs, ...
YAES	Anti-Östrogenes Potential	4-Hydroxytamoxifen (4-OHT), HCH, 2,3,7,8-TCDD, Isoflavone, ...
YAS	Androgenes Potential	Testosteron, Trenbolon, Hexachlorbenol, TBT, ...
YAAS	Anti-Androgenes Potential	Flutamid, HCB, p,p'-DDE, DDT, DEHP, ...
YDS	Dioxin-ähnliches Potential	β-Naphthoflavon, B(a)P, Hexachlorbenzen, ...
Ames-Test (Bacterial reverse mutation test) mit gentechnisch veränderten <i>Salmonella typhimurium</i> : OECD 471, ISO/CD 11350:2012 zur Erfassung von Punktmutation		
Ames TA98	Rasterschubmutation	PAKs wie 2-Nitrofluoren, Phenole, Schwermetalle, 2-Aminoanthracen, ...
Ames TA100	Basenpaar-Substitution	PAKs, Phenole, Schwermetalle, Natriumazid, 2-Aminoanthracen, ...
Mikrokern-Test (<i>in vitro</i> Mammalian Cell Micronucleus Test) mit HepG2 (humane Leberkarzinomzellen): OECD 487, ISO 21427-2:2006 zur Erfassung von Gentoxizität		
Mikrokern	Chromosomenschäden, Schäden am Spindelapparat	Benzo(a)pyren, andere PAKs, Mitomycin C (Antibiotikum, Zytostatikum), andere Zytostatika, ...

Nach Probeneingang am Institut für Hydrobiologie wurden jeweils 500 mL der Kläranlagenzu- und -abläufe aufbereitet. Hierbei wurden die Proben für die Analyse in nativer Form unverzüglich sterilfiltriert (0,22 µm; TPP) und in den Tests eingesetzt. Für die Analyse in extrahierter Form wurden die Proben nach der Filtration über Glasfaserfilter (< 0,9 µm, 90 mm Durchmesser; Sartorius) zusätzlich einer Festphasenextraktion (SPE) mittels HLB Kartuschen (200 mg; Waters Oasis) unterzogen und als Extrakte bei -20 °C gelagert, bevor sie in den Biotests eingesetzt wurden. Im Zuge der Extraktion wurden die in der Probe enthaltenen Schadstoffe aufkonzentriert, woraus testspezifische Anreicherungsfaktoren der Proben resultierten. Die Abwasserproben wurden über SPE 5000-fach angereichert.

Im Hefereportergergen Test Yeast Estrogen Screen (YES-Test, ISO19040-1) wurden die Abwasserextrakte mit standardisierter 500-facher Verdünnung durch Kulturmedien sowie

durch weitere Verdünnung der Extrakte so verdünnt, dass sie zu keiner Zytotoxizität bei den YES-*Saccharomyces cerevisiae* (Hefen mit integriertem humanem Östrogenrezeptor ER α) führten.

Dies führte bspw. bei den Extrakten der Kläranlagenabläufe zu einer Testung von ca. 10-fach angereicherten Abwasserextrakten im YES-Test. Die je nach Test verschiedenen Anreicherungsstufen sind in Abschnitt 12.7, Anlage 7 tabellarisch zusammengefasst.

In dem Hefereporter-Test wird das summarische Wirkpotential nicht mit einer linearen, sondern mit einer sigmoidalen Konzentrations-Wirkungs-Beziehung abgebildet, die eine Vergleichbarkeit mit anderen Proben bei gleicher Anreicherungsstufe erlaubt. Eine Verrechnung der Anreicherungsstufe wird derzeit auf internationaler Ebene kritisch diskutiert und wurde bei der Ergebnisbetrachtung der Hefereporter-Tests berücksichtigt (Könemann et al. 2018, Kunz et al. 2017, Völker et al. 2016).

Materialien, die während der Filtration, Extraktion und Testung in direktem Kontakt mit der Probe standen, bestanden ausschließlich aus mit Lösungsmittel und Reinstwasser gespültem Teflon™ (PTFE), Glas, Edelstahl oder Keramik, um mögliche Verunreinigungen aus Kunststoffen auszuschließen.

Die beschriebenen spurenanalytischen Methoden konnten erfolgreich etabliert und im Rahmen der vier Monitoringkampagnen eingesetzt werden. Um einen Überblick bzgl. der Unterschiede zwischen den drei Kläranlagenstandorten und der jahreszeitlich bedingten Effekte zu geben, sind in Tabelle 30 die durchschnittlichen Eliminationsraten der untersuchten Spurenstoffe innerhalb der 3. und 4. Monitoring-Kampagne zusammengefasst.

Zur erleichterten Interpretation sind zudem die theoretisch berechneten K_{OC} -Werte der Analyten als Anhaltspunkt für deren Sorptionstendenz am Belebtschlamm oder äquivalenten organischen Partikeln aufgeführt. Die Berechnung erfolgte dabei auf Basis einer Quantitativen Struktur-Aktivitäts-Relation (QSAR) unter Verwendung des σ -Moment-Ansatzes mithilfe der Software COSMOquick.

Die Einteilung wurde entsprechend der Sorptions-Klassifizierung gemäß „EPA Sustainable Futures - P2 Framework Manual 2012 EPA-748-B12-001“ wie folgt vorgenommen:

$K_{OC} > 3.5$: starke bis sehr starke Sorption, kaum Verteilung zum Wasserkörper
 $3.5 > K_{OC} > 2.4$: moderate Sorption, schwache Verteilung zum Wasserkörper
 $K_{OC} < 2.4$: schwache oder keine Sorption, schnelle Verteilung zum Wasserkörper

Für die Klassifizierung der Elimination (R_{tot}) wird folgende Einteilung vorgenommen:

$R_{tot} > 80\%$: hohe bis sehr hohe Elimination (Schweizer Kriterium)

$80\% > R_{tot} > 40\%$: moderate Elimination

$R_{tot} < 40\%$: schwache oder keine Elimination

Die Ergebnisse können mit Hilfe des Schemas in Tabelle 29 interpretiert werden.

Tabelle 29: Grobe Kategorisierung von Stoffen aufgrund deren Sorptionsneigung und Elimination

	schwache Sorption	starke Sorption
hohe Elimination	Transformation der Verbindung wahrscheinlich	Sorption am Belebtschlamm wahrscheinlich
schwache Elimination	gelangt zu einem hohen Prozentsatz unverändert in den Vorfluter	ggf. hydrophiler/s Metabolit/Transformationsprodukt sorbiert nicht am Belebtschlamm und wird danach in die Ursprungssubstanz rekonjugiert

Bei näherer Betrachtung von Tabelle 30 lassen sich einige Grundaussagen treffen. Zum einen ist die Elimination im Winter tendenziell etwas schlechter als im Sommer, was aufgrund der verringerten biologischen Aktivität des Belebtschlammes den Erwartungen entspricht. Der Unterschied ist in Dresden etwas schwächer ausgeprägt als an den anderen Standorten.

Des Weiteren ist die Reihenfolge der Eliminationsraten aufgrund der stoffspezifischen Abbaubarkeit an allen 3 Kläranlagenstandorten recht ähnlich, jedoch ergeben sich einige standortspezifische Unterschiede. So ist etwa die Elimination für Bezafibrat in Plauen und Dresden sowohl im Sommer als auch im Winter signifikant höher als in Chemnitz.

Die zeitlich aufgelösten Ergebnisse können aufgrund der großen Datenmenge an dieser Stelle nur exemplarisch für ausgewählte Analyten diskutiert werden. Abbildung 39 verdeutlicht die gesteigerte Aussagekraft bei täglicher Messung anhand der Werte für das Röntgenkontrastmittel Iomeprol am Standort Chemnitz, welche im Rahmen der 4. Monitoringkampagne ermittelt wurden.

Tabelle 30: Übersicht der Eliminationswerte der 3. und 4. Monitoringkampagnen (LOQ = Level of Quantification)

Verbindung	Sorption K _{oc}	Elimination					
		Dresden		Chemnitz		Plauen	
		Sommer	Winter	Sommer	Winter	Sommer	Winter
Paracetamol	1,31	> 99,5 %	> 99,3 %	> 99,5 %	> 99,3 %	> 99,5 %	> 99,3 %
Ibuprofen (anionisch)	-5,27	> 99,8 %	99,2 %	> 99,8 %	85,0 %	> 99,8 %	96,2 %
Metformin	1,05	> 99,1 %	99,0 %	> 99,1 %	96,3 %	> 99,1 %	94,4 %
Ciprofloxacin (anionisch)	-9,36	81,8 %	88,7 %	84,5 %	89,6 %	74,6 %	64,8 %
Ciprofloxacin	1,71	81,8 %	88,7 %	84,5 %	89,6 %	74,6 %	64,8 %
Gabapentin	-1,57	90,0 %	83,9 %	89,3 %	6,8 %	85,3 %	25,1 %
Acesulfam (anionisch)	-4,79	96,0 %	82,0 %	94,6 %	39,8 %	95,1 %	22,7 %
Naproxen (anionisch)	-6,74	90,9 %	75,6 %	84,1 %	15,7 %	84,9 %	48,4 %
Sulfamethoxazol	2,07	56,1 %	71,5 %	19,6 %	24,7 %	-14,8 %	66,1 %
1H-Benzotriazol	1,17	55,3 %	69,8 %	58,6 %	27,5 %	64,9 %	16,4 %
Metolachlor-ESA (anionisch)	-5,42	< LOQ	65,7 %	< LOQ	27,8 %	< LOQ	-115,8 %
lomeprol	0,60	90,2 %	65,3 %	93,7 %	44,0 %	34,1 %	1,6 %
Bezafibrat (anionisch)	-5,24	89,6 %	34,7 %	77,8 %	0,1 %	91,9 %	31,6 %
Oxypurinol	-0,28	0,0 %	34,5 %	3,0 %	9,1 %	-4,1 %	25,5 %
Tolyltriazol	1,35	25,0 %	23,9 %	54,3 %	4,3 %	15,8 %	1,6 %
Metoprolol	2,36	71,8 %	19,7 %	42,6 %	-6,5 %	32,1 %	-5,6 %
Imidacloprid	1,58	< LOQ	17,5 %	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ
Metazachlor-ESA (anionisch)	-5,43	10,2 %	8,0 %	10,4 %	1,2 %	11,8 %	7,0 %
Metazachlor-ESA	2,01	10,2 %	8,0 %	10,4 %	1,2 %	11,8 %	7,0 %
Metazachlor-OA (anionisch)	-6,03	< LOQ	4,9 %	< LOQ	5,4 %	< LOQ	8,3 %
Terbutylazin-2-hydroxy	0,13	3,0 %	3,3 %	-47,7 %	-10,6 %	-6,7 %	-11,6 %
Diclofenac (anionisch)	-4,54	19,2 %	1,0 %	22,4 %	-5,9 %	9,0 %	-3,0 %
PFOA (anionisch)	-2,01	-4,3 %	-2,3 %	-41,0 %	-15,1 %	-59,2 %	-213,3 %
PFOS (anionisch)	-0,94	7,5 %	-32,5 %	31,3 %	-1,5 %	57,3 %	2,6 %
Dimethachlor-OA (anionisch)	-8,06	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ
Dimethachlor-ESA (anionisch)	-6,10	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ
Dimethoat	1,75	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ
Nicosulfuron	1,76	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ
Dimethachlor-ESA	2,03	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ
Dimethachlor-OA	2,31	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ
Ibuprofen	2,82	> 99,8 %	99,2 %	> 99,8 %	85,0 %	> 99,8 %	96,2 %
Naproxen	2,55	90,9 %	75,6 %	84,1 %	15,7 %	84,9 %	48,4 %
Metolachlor-ESA	2,54	< LOQ	65,7 %	< LOQ	27,8 %	< LOQ	-115,8 %
Bezafibrat	2,96	89,6 %	34,7 %	77,8 %	0,1 %	91,9 %	31,6 %
Terbutryn	3,40	37,5 %	20,2 %	35,4 %	< LOQ	23,5 %	< LOQ

Verbindung	Sorption		Elimination					
	K _{oc}	Dresden		Chemnitz		Plauen		
		Sommer	Winter	Sommer	Winter	Sommer	Winter	
Metazachlor-OA	2,42	< LOQ	4,9 %	< LOQ	5,4 %	< LOQ	8,3 %	
Carbamazepin	2,43	-9,4 %	-12,6 %	-3,8 %	-19,2 %	-1,9 %	-36,9 %	
Isoproturon	2,66	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	
Diuron	2,86	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	
Irgarol	3,47	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	
Benzo[g,h,i]perylen	4,49	< LOQ	> 96,0 %	< LOQ	> 96,0 %	< LOQ	> 96,0 %	
Indeno-[1,2,3-c,d]-pyren	4,56	> 99,8 %	> 90,0 %	> 99,8 %	> 90,0 %	> 99,8 %	> 90,0 %	
Benz(a)anthracen	4,05	96,7 %	94,8 %	97,9 %	92,8 %	98,4 %	98,0 %	
Erythromycin	4,85	5,9 %	-25,7 %	35,5 %	-1,8 %	25,3 %	7,9 %	
Clarithromycin	3,72	19,5 %	-35,7 %	50,4 %	-6,5 %	31,8 %	-18,4 %	
Pyren	3,60	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	
Fluoranthen	3,63	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	
Hexachlorobenzol	3,75	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	
4-Nonylphenol	3,94	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	
Benzo(a)pyren	4,28	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	
Benzo[b]- & [k]fluoranthen	4,32	86,5 %	< LOQ	92,5 %	< LOQ	86,3 %	< LOQ	
Fluoxetin	4,47	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	
p,p'-DDE	4,86	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	
Dicofol	4,87	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	
4,4-DDD	4,99	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	
2,4-DDD	5,02	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	
DDT	5,23	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	
Fluoxetin (kationisch)	8,12	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	< LOQ	

Aus Abbildung 39 wird beispielsweise ersichtlich, dass das Auftreten des Kontrastmittels im Kläranlagenzulauf einem Wochentrend folgt. Röntgenuntersuchungen erfolgen in den meisten Fällen in längerer Absprache mit dem Patienten und häufig in ambulanten Praxen. Daher sind die Einträge am Wochenende sehr viel niedriger als an Werktagen. Des Weiteren wird deutlich, dass die Konzentration im Fluss Chemnitz nach dem Kläranlagenablauf erkennbar ansteigt.

Abbildung 40 und Abbildung 41 stellen für das Pflanzenschutztransformationsprodukt Metazachlor-ESA die an den Standorten Chemnitz und Dresden ermittelten Werte in Kläranlage und Gewässer einander gegenüber. Es ist zu erkennen, dass der Eintrag dieses Mikroschadstoffes an beiden Standorten nicht vorwiegend über die kommunale Kläranlage erfolgt, sondern wie zu erwarten hauptsächlich über diffuse Einträge aus der Landwirtschaft. Der Fluss Chemnitz enthält als Vorfluter in einem eher ländlich geprägten

Raum wesentlich höhere Konzentrationen an Metazachlor-ESA als sowohl der Zu- und Ablauf der Kläranlage Chemnitz als auch die Elbe. Die Folge davon ist, dass der Kläranlagenablauf bezüglich dieses Stoffes auf das Gewässer verdünnend wirkt und damit die entsprechenden Konzentrationen reduziert. Denselben Effekt sieht man abgeschwächt auch für die Elbe, wenn die Konzentration oberhalb der Kläranlage mit der Konzentration unterhalb der Kläranlage auf der rechten Seite (rs) der Elbe verglichen wird. Die Kläranlage leitet rechts ein; bis zu den Messpunkten erfolgt keine Querdurchmischung.

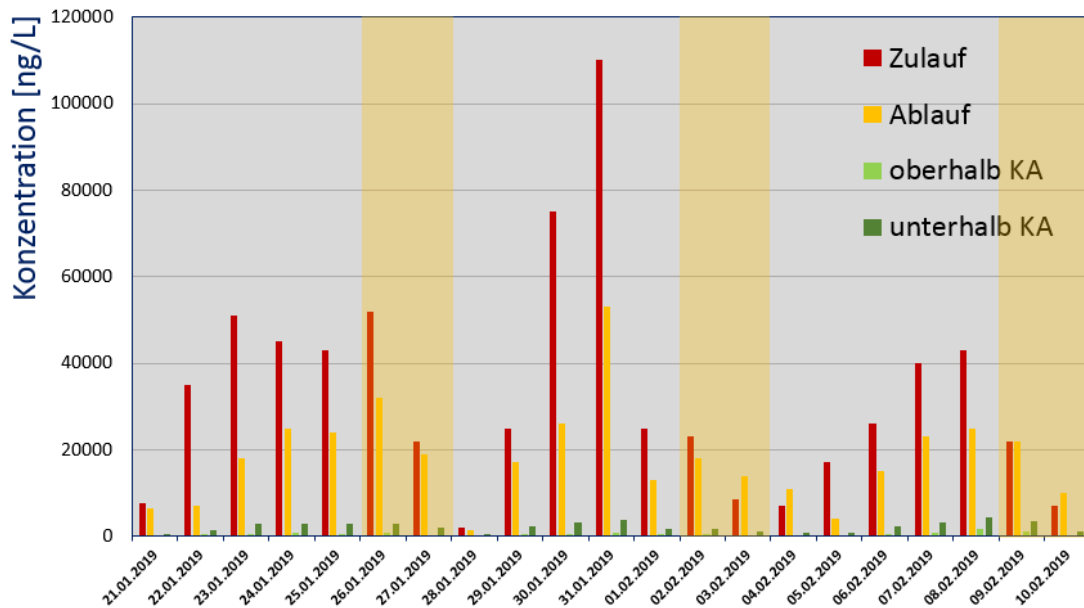


Abbildung 39: Iomeprolkonzentrationen im Rahmen der 4. Monitoringkampagne am Standort Chemnitz (Wochenenden gelb unterlegt)

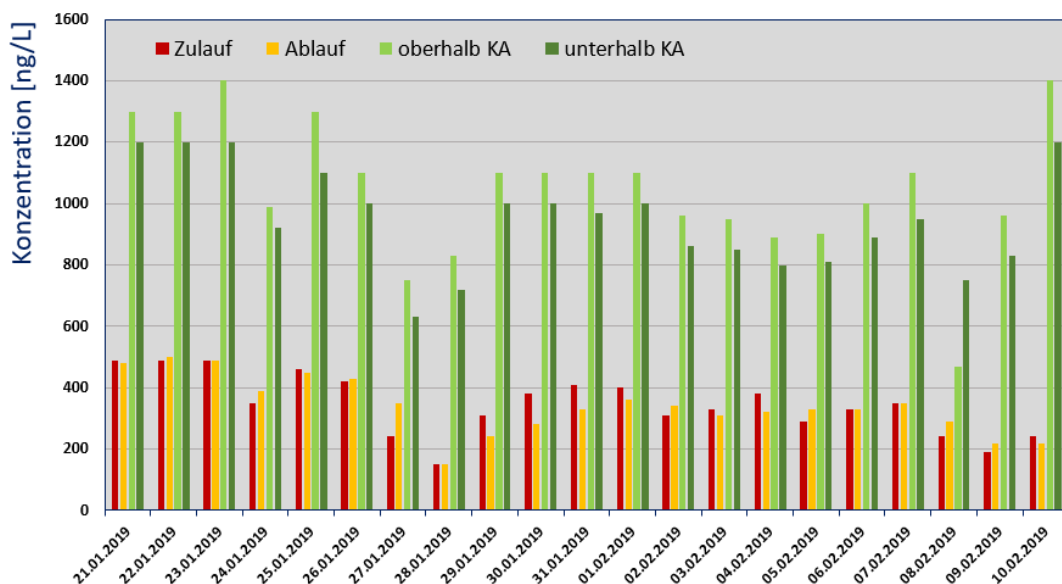


Abbildung 40: Metazachlor-ESA-Konzentrationen im Rahmen der 4. Monitoring-Kampagne am Standort Chemnitz

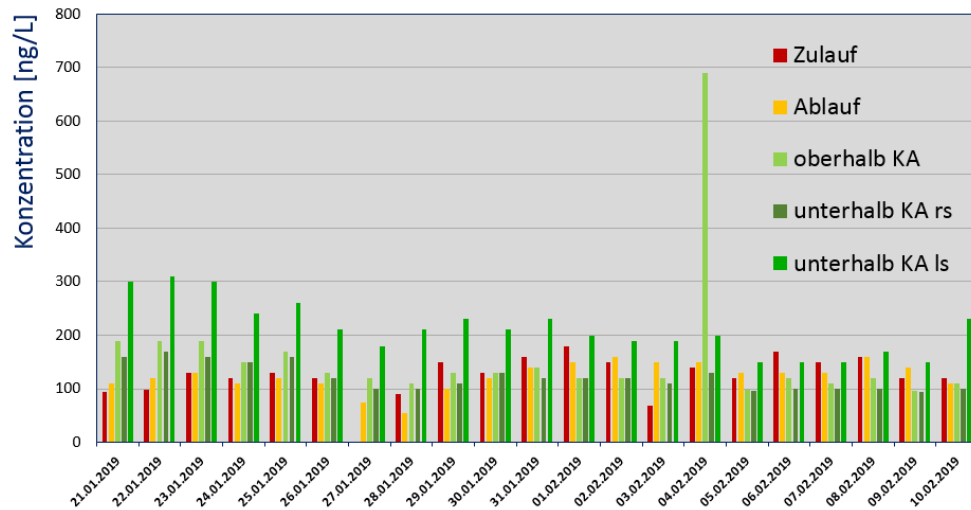


Abbildung 41: Metazachlor-ESA-Konzentrationen im Rahmen der 4. Monitoring-Kampagne am Standort Dresden

Werden im Unterschied zu Abbildung 40 und Abbildung 41, die Konzentrationen abbilden, tägliche Frachten von Metazachlor-ESA dargestellt, zeigt sich, dass der Beitrag aus den Kläranlagen in die Gewässer von geringer Bedeutung ist (s. Abbildung 42 und Abbildung 43). Die Frachten im Gewässer oberhalb der Kläranlagen sind deutlich höher als die durch die Kläranlagenabläufe eingetragenen Frachten. Der maßgebende Eintrag von Pflanzenschutzmitteln findet aus diffusen Quellen in den Einzugs- bzw. Teileinzugsgebieten der Gewässer statt.

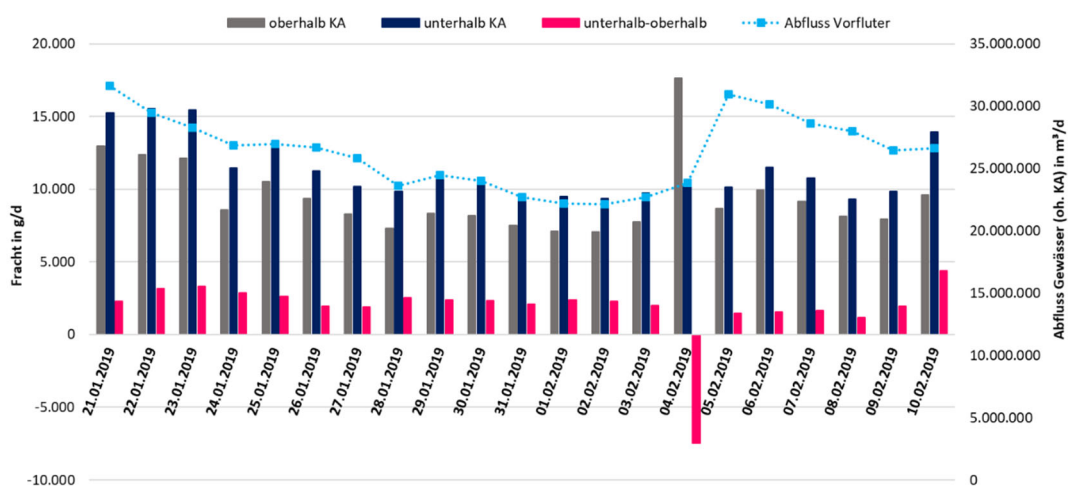


Abbildung 42: Metazachlor-ESA-Gewässerfracht im Rahmen der 4. Monitoring-Kampagne in der Weißen Elster am Standort Plauen oberhalb und unterhalb der Kläranlage

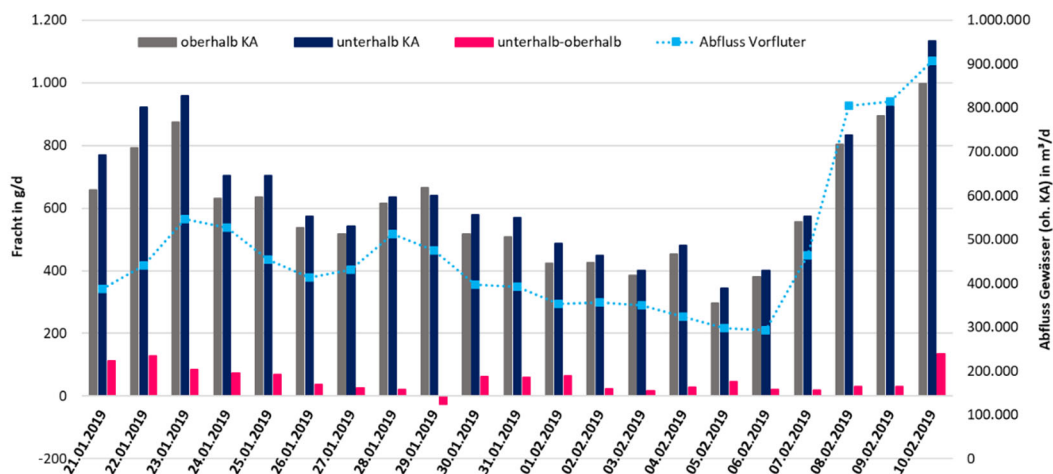


Abbildung 43: Metazachlor-ESA-Gewässerfracht im Rahmen der 4. Monitoring-Kampagne in der Elbe am Standort Dresden oberhalb und unterhalb der Kläranlage

Für den Untersuchungsstandort Plauen erzeugt Metazachlor-ESA im 4. Monitoring, nach dem Schwermetall Nickel und dem Antidiabetikum Metformin, im Gewässer mit im Mittel 599 g/d oberhalb bzw. 649 g/d unterhalb der Kläranlage die dritthöchste Fracht durch die betrachteten Spurenstoffe.

Für die Frachtermittlung unterhalb der Kläranlage Dresden-Kaditz ist zu berücksichtigen, dass die verwendete Konzentration sich als Mittelwert zwischen der links- und rechtselbischen Messung ergibt. Für Metazachlor-ESA zeigt sich ein deutlicher Unterschied für die beiden Messpunkte, wobei die von der Kläranlage unbeeinflusste linke Elbseite im Mittel um 61 % höhere Konzentrationen aufweist als die rechtselbische Probe (s. Abbildung 44). Es ist davon auszugehen, dass die Weißeritz, deren Einzugsgebiet landwirtschaftlich geprägt ist, auf der linken Seite eine signifikante Fracht beiträgt. Abbildung 41 und Abbildung 44 zeigen auch, dass die rechtselbischen Konzentrationen unterhalb der Kläranlage etwas niedriger sind als die Konzentrationen oberhalb der Kläranlage. Dies wird gestützt durch das Messergebnis, das für den Kläranlagenablauf stets eine geringere Konzentration zeigt als für die Elbe oberhalb der Kläranlage (Abbildung 41).

Für das siedlungsrelevante Diclofenac stellt sich der Unterschied zwischen links- und rechtselbischer Messung entgegengesetzt dar. Dabei unterscheidet sich die mittlere Konzentration oberhalb und links unterhalb der Kläranlage nur unwesentlich (+3 %), wogegen für die rechtselbische Messung ein deutlicher Einfluss durch die Stofffahne der Kläranlage Dresden-Kaditz (+ 60 %) festgestellt werden kann. Aufgrund fehlender Detailkenntnisse über Quer- und Längsdurchmischung unterhalb der Anlage wird für alle weiteren Berechnungen der Mittelwert aus links- und rechtselbischer Messung angesetzt.

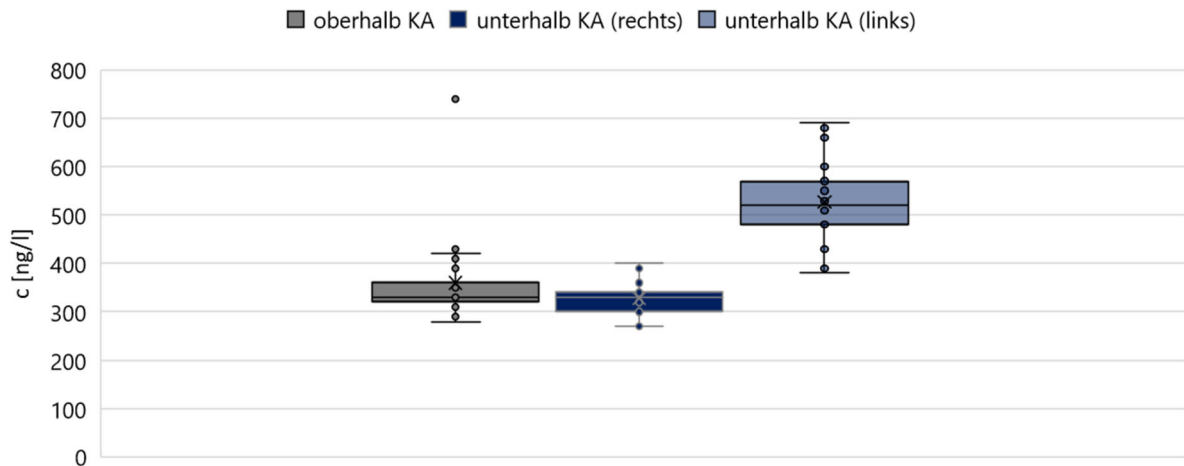


Abbildung 44: Metazachlor-ESA-Konzentrationen: Unterschiede zwischen links- und rechtseibischer Messung unterhalb der Kläranlage Dresden-Kaditz im 4. Monitoring

Für die zwei typischen siedlungsrelevanten Substanzen Diclofenac (Arzneimittel) und Benzotriazol (Korrosionsinhibitor) liegt im Gegensatz zu dem Pflanzenschutzmittelmetabolit Metazachlor-ESA ein hoher Frachtbezug zu den untersuchten Kläranlagen vor (s. Tabelle 31), wobei insbesondere für den Untersuchungsstandort Dresden eine erhebliche Vorbelastung durch siedlungsrelevante Stoffe in der Elbe vorhanden ist.

Tabelle 31: Gewässerfrachten (B) des Pflanzenschutzmittelmetaboliten Metazachlor-ESA und der siedlungsrelevanten Stoffe Diclofenac und Benzotriazol

	Dresden			Chemnitz			Plauen		
	oh. KA B [g/d]	uh. KA B [g/d]	Δ B	oh. KA B [g/d]	uh. KA B [g/d]	Δ B	oh. KA B [g/d]	uh. KA B [g/d]	Δ B
3. Monitoring									
Metaz.-ESA	2.047	2.130	4%	19	36	93%	85	90	6%
Diclofenac	165	475	188%	5	133	2629%	5	53	953%
Benzotriazol	3.938	4.907	25%	61	640	942%	45	88	97%
4. Monitoring									
Metaz.-ESA	9.450	11.302	20%	662	688	4%	599	649	8%
Diclofenac	1.746	2.316	33%	75	314	317%	35	83	139%
Benzotriazol	9.171	10.046	10%	278	1.677	504%	79	175	120%

Für das in der Kläranlage moderat eliminierbare Benzotriazol beträgt der berechnete Frachtanstieg für die Elbe im Mittel zwischen 10 und 25 %. Da aufgrund des verhältnismäßig kleinen Gewässereinzugsgebiets des Fließgewässers Chemnitz vor der Kläranlage Chemnitz nur eine geringe Vorbelastung vorhanden ist, resultiert durch den Kläranlagenablauf eine sehr hohe relative Frachtsteigerung. Plauen mit der Weißen Elster ordnet sich in Bezug auf siedlungsrelevante Substanzen dazwischen ein. Für eine Plausibilitätsbetrachtung herangezogene spezifischen Zulauffrachten je Einwohner zeigen, dass diese für alle drei Kläranlagen in einer ähnlichen Größenordnung liegen.

Bezüglich Diclofenac ergibt sich für den Standort Dresden-Kaditz in beiden Monitoringkampagnen eine geringfügig niedrigere einwohnerspezifische Fracht. Aufgrund der starken Adsorptivität von Diclofenac und der Analyseverfahren, mit der sich vorwiegend die Konzentrationen in der gelösten Phase bestimmen lassen, kann es zu einer stärkeren Unterschätzung der feststoffbezogenen Fracht in Dresden kommen, da hier das Kanalnetz länger und damit eine höhere Anlagerung an Kanalsedimente zu erwarten ist. Für das vorzugsweise in der gelösten Phase vorliegende Paracetamol liegen die Unterschiede bei den einwohnerspezifischen Frachten zwischen den Standorten unter 10 % (s. Tabelle 32).

Tabelle 32: Spezifische Zulauffrachten für ausgewählte Arzneimittel (Diclofenac und Paracetamol) und Industrie- und Haushaltschemikalien (Benzo- und Tolyltriazol)

		spez. Fracht [$\mu\text{g}/(\text{EW} \cdot \text{d})$]			Faktorisierung [-]		
		Dresden	Chemnitz	Plauen	Dresden	Chemnitz	Plauen
3. Monitoring	Diclofenac	707	900	955	1	1,27	1,35
	Paracetamol	1.844	1.739	1.789	1	0,94	0,97
	Benzotriazol	4.837	10.934	1.885	1	2,26	0,39
	Tolyltriazol	3.090	1.826	311	1	0,59	0,10
4. Monitoring	Diclofenac	814	1.063	1.127	1	1,31	1,38
	Paracetamol	4.120	3.925	4.151	1	0,95	1,01
	Benzotriazol	6.290	7.763	2.670	1	1,23	0,42
	Tolyltriazol	3.291	1.710	846	1	0,52	0,26

Für die Industrie- und Haushaltschemikalien Benzo- und Tolyltriazol unterscheiden sich die einwohnerspezifischen Frachten dagegen deutlich; sie fallen für Dresden wesentlich höher aus als für die anderen Städte. Diese Chemikalien werden u.a. in der Oberflächenveredelung verwendet und sind somit ein Indikator für Industrieanwendungen, die durch Einwohnereigenschaften nicht adäquat abgeschätzt werden können.

8.3.4 Einordnung der Spurenstoffelimination der Kläranlagen

Zwischen den Winter- und Sommerkampagnen konnten im Wesentlichen Unterschiede in den Abwassertemperaturen, den Fremdwassergehalten und der Anzahl der Trockenwettertage registriert werden (s. Tabelle 33). Sowohl ein vermehrtes Fremdwasseraufkommen an allen Standorten als auch die geringere Anzahl an Trockenwettertagen, die einen höheren Regenwasserzufluss Q_R induzieren, haben im Winter kürzere hydraulische Verweilzeiten in den Kläranlagen zur Folge. Der ermittelte Fremdwasseranteil (vgl. Tabelle 33) im Zulauf zu den Kläranlagen ist für Dresden wesentlich geringer als für die beiden anderen Städte.

Niedrigere Temperaturen erhöhen die Stabilität von Substanzen und führen zudem, eine biologische Abbaubarkeit vorausgesetzt, zu einer geringeren biologischen Degradation

und zu einem schlechteren Wirkungsgrad. Fremd- und Regenwasser führen zu niedrigeren Konzentrationen und vor allem Regenwasser erschwert infolge von Mischwasserentlastungen die Bilanzierung adsorbierter Substanzen (s.o.).

Signifikante jahreszeitliche Unterschiede in der Elimination (vgl. Tabelle 30) liegen vor allem für vorwiegend gelöste Substanzen wie Gabapentin (GBP), Acesulfam und Naproxen vor. Dabei ist der Unterschied der Eliminationsleistung zwischen der Kläranlage Dresden-Kaditz auf der einen Seite und den Kläranlagen von Chemnitz und Plauen auf der anderen Seite im Winter ausgeprägt. Die Abwassertemperatur ist eine mögliche Ursache dafür. Diese liegt im Winter für Dresden ca. 3°C höher als für Plauen und Chemnitz.

Tabelle 33: Betriebs- und Durchflussdaten zum Monitoring

		Sommer 2016 (I)			Sommer 2018 (III)			Winter 2017 (II)			Winter 2019 (IV)		
		DD	C	PL	DD ¹	C	PL	DD	C	PL	DD ¹	C	PL
Mittelwerte	T _{Zulauf} [°C]	19,9	-	19,1	20,8	-	19,6	13,5	-	10,0	12,4	-	9,5
	T _{Ablauf} [°C]	22,3	18,5	-	23,7	-	-	12,7	9,6	-	13,2	-	-
	SRT [d]	13,7	27,3	13,6	14,6	21,6	12,2	18,7	21,8	13,0	15,7	25,7	10,8
	HRT [d]	1,30	2,61	2,05	1,95	2,72	1,82	0,93	1,19	1,35	1,42	1,43	1,42
Q _{KA}	Mittel [m ³ /d]	136.193	54.657	13.866	121.528	52.436	15.573	190.103	120.151	20.983	167.141	99.935	19.940
	Median [m ³ /d]	122.360	48.592	13.203	111.415	45.710	13.534	172.850	107.107	17.854	149.872	86.898	18.120
Q _{IA,Monitoring}	Mittel Q _{T,21d} [m ³ /d]	124.038	47.142	12.856	109.668	43.425	13.201	163.195	101.891	16.427	142.406	78.928	16.706
	d _T [n]	12	15	16	11	6	11	9	9	9	9	9	9
	Mittel Q _{F,21d} [m ³ /d]	20.332	17.005	5.692	5.962	13.288	6.037	59.490	71.754	9.262	38.701	48.791	9.541
	Mittel Q _{F,21d} [%]	16%	36%	44%	5%	31%	46%	36%	70%	56%	27%	62%	57%

SRT = Schlammalter / HRT = hydraulische Verweilzeit / Q_{KA} = Durchfluss Kläranlage / Q_{T,Maximum} = Trockenwetterauswertung für 21 d
 Q_{T,21d} = Trockenwetterzufluss aus 21 d / d_T = Trockenwettertage / Q_{F,21d} = Fremdwasseranfall bzw. -anteil aus 21 d
¹ Inbetriebnahme neue vorgelagerte Denitrifikation, zusätzliches Volumen = 80.200 m³

Für schlecht eliminierbare und zudem gut adsorbierbare Substanzen (vgl. Tabelle 30) wie Diclofenac, Erythromycin und Clarithromycin ergibt sich für Chemnitz i.A. sowohl im Sommer als auch im Winter eine höhere Eliminationsleistung als in Dresden bzw. Plauen. Das höhere Schlammalter in Chemnitz könnte sich positiv auf die Elimination auswirken. Außer für Clarithromycin (Sommermonitoring) erzielt aber auch die Kläranlage Chemnitz lediglich eine „schwache Elimination“ (< 40 %, s. Tabelle 29).

8.3.5 Bewertung hinsichtlich der Einhaltung der Umweltqualitätsnormen

Tabelle 34 und Tabelle 35 enthalten eine Übersicht über die UQN-Überschreitungen, die in der 3. und der 4. Monitoringkampagne ermittelt wurden. Die linken Ergebnisspalten (mit farbigen Zahlen) basieren auf dem Vergleich der Mittelwerte der Messkampagne mit der Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm (JD_UQN) („Ausfüllung“), im rechten Teil wird die Anzahl der Überschreitungen über die zulässige Höchstkonzentration der Umweltqualitätsnorm ZHK_UQN aufgeführt. In Teil A, Abschnitt 2.7.3.2, werden diese Ergebnisse ausführlicher erläutert und diskutiert. Die Intensitäten der Belastung werden gemäß Teil A, Abschnitt 2.7.3.1, mit dem folgenden Farbcode charakterisiert:

- < 0,5 JD_UQN gering belastet
- 0,5 – 1 JD_UQN mäßig belastet
- 1 – 2 JD_UQN kritisch belastet
- > 2 JD_UQN stark belastet

Tabelle 34: Übersicht der registrierten Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen (UQN) im Jahresdurchschnitt (JD) und bezüglich der zulässigen Höchstkonzentration (ZHK) für das 3. Monitoring; links Mittelwert der Messungen / JD_UQN; rechts Anzahl Überschreitungen der ZHK_UQN

	JD UQN [ng/l]	ZHK UQN [ng/l]	Messung unterhalb BG [-]						Ausfüllung JD-UQN als Faktor						Überschr. 50 % ZHK-UQN [-]						
			oberhalb KA			unterhalb KA			oberhalb KA			unterhalb KA			oberhalb KA			unterhalb KA			
			DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	
Cadmium	150	900	15	4	21	12	12	19	0,2	0,6		0,2	0,2	0,2			1				
Nickel	4.000	34.000	12	8	7	2	6	12	0,5	0,9	0,6	0,6	0,6	0,5			1				
Imidacloprid ¹	2	100	21	21	21	20	21	21				1,3									
Metazachlorsäure	400		9	21	7		21	7	0,1		0,1	0,1		0,1							
Metazachlorsulfonsäure	400								0,7	0,8	1,2	0,7	0,8	1,2							
Metolachlorsulfonsäure	200		21	21	7	21	21	3			0,3			0,4							
Dimethachlorsulfonsäure	50	350	21	4	21	21	17	21		1,2			0,4								
Nicosulfuron	9	90	21	21		21	21				8,3		7,6			21			21		
Ibuprofen	11	1.700.000	21	21	21	21	21	21													
Diclofenac	50	100	7	2	5				0,4	1,6	0,7	1,2	23,7	6,2		1	13	5	15	21	21
Naproxen	1.700	860.000	21	21	21	21	7	20					0,0	0,0							
Erythromycin	40	2.300	21	21	21	21	6	20					0,6	0,3							
Clarithromycin	120	190	21	20	21	21		18		0,1			0,4	0,1							
Carbamazepin	500	1.999.000							0,1	0,3	0,1	0,2	1,1	0,3							
17β-Estradiol	0,4		13	10	5	6	3	6	0,6	0,6	0,9	1,0	1,5	0,8							
17α-Ethinylestradiol ¹	0,04		21	21	21	21	21	21													
Terbutryn	65	340	20	18	21	21	2	21	0,2	0,2			0,5								

Schwermetalle	¹ einmalige Messung über Bestimmungsgrenze (BG) in 21 d
Pflanzenschutzm./Metabolite	Verwendung der UQN der Ausgangssubstanz mangels eigener UQN (Vorsorgeprinzip)
Arzneimittel	Mehr als 75 % der Messwerte über BG / Überschreitung ZHK-UQN
Industrie- und Haushaltschem.	

Dabei ist zu berücksichtigen, dass zum gegenwärtigen Zeitpunkt nur für einen Teil der betrachteten Stoffe eine gesetzlich bindende UQN vorliegt. Für die Metabolite der Pflanzenschutzmittel Metazachlor, Metolachlor und Dimethachlor wird zur Bewertung die UQN der Ausgangssubstanz angewendet, da für die Metaboliten keine separate UQN definiert ist.

Das Schwermetall Nickel liegt in beiden Monitoringkampagnen für alle drei Standorte im „mäßig belasteten“ Bereich, in der 4. Kampagne für Plauen sogar im kritischen Bereich. Cadmium ist lediglich in Chemnitz vorwiegend der mäßigen Belastung zuzuordnen. In der dritten Messkampagne wird in Chemnitz oberhalb der Kläranlage auch je einmal die zulässige Höchstkonzentration ZHK_UQN überschritten. Auffallend ist zudem, dass die Werte unterhalb der Kläranlagen stets eine leicht geringere Belastung ausweisen als die Werte oberhalb der Kläranlagenauslässe. Das deutet vor allem für die weiße Elster auf eine geogene Hintergrundbelastung hin. An den beiden anderen Standorten wären auch industrielle Vorbelastungen denkbar.

Überschreitungen der gesetzlich nicht relevanten JD-UQN der Metabolite von PSM (Metazachlor-, Metolachlor- und Dimethachlorsulfonsäure) bis in die „starke Belastung“ sind in der Weißen Elster und im Fluss Chemnitz, vor allem in der 4. Kampagne im Winter, zu verzeichnen. Aufgrund der geringen Niederschläge im Sommer bzw. Herbst 2018 ist davon auszugehen, dass die ausgebrachten PSM im niederschlagsreicheren Winter 2018 / 2019 von den Bodenoberflächen abgespült und in die Gewässer eingetragen wurden.

Tabelle 35: Übersicht der registrierten Überschreitungen von Umweltqualitätsnormen (UQN) im Jahresdurchschnitt (JD) und bezüglich der zulässigen Höchstkonzentration (ZHK) für das 4. Monitoring

	JD UQN [ng/l]	ZHK UQN [ng/l]	Messung unterhalb BG [-]						Ausfüllung JD-UQN als Faktor [-]						Überschr. 50 % ZHK-UQN [-]					
			oberhalb KA			unterhalb KA			oberhalb KA			unterhalb KA			oberhalb KA			unterhalb KA		
			DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL	DD	C	PL
Cadmium	150	900	7	2	10	1		9	0,3	1,0	0,3	0,4	0,8	0,3						
Nickel	4.000	34.000	7	2	2	6	3		0,6	0,9	1,3	0,6	0,8	1,1						
Imidacloprid ¹	2	100	21	21	21	21	21	21												
Metazachlorsäure	400								0,4	0,9	1,0	0,4	0,8	1,1						
Metazachlorsulfonsäure	400								0,9	2,6	3,2	1,1	2,4	3,3						
Metolachlorsulfonsäure	200		1						0,5	0,8	1,0	0,5	0,6	0,9						
Dimethachlorsulfonsäure	50	350	18		21	6		21	0,3	1,2		0,9	0,9							
Nicosulfuron	9	90		21	21	21	21	21	1,9											
Ibuprofen	11	1.700.000		2	1				3,7	2,5	2,2	3,6	17,9	3,1						
Diclofenac	50	100							1,3	2,5	1,4	1,8	9,1	3,6	16	21	15	21	21	21
Naproxen	1.700	860.000	5	8	21	2		1	0,0	0,0		0,0	0,1	0,0						
Erythromycin	40	2.300	21	21	21	21	17	21					0,3							
Clarithromycin	120	190		21	21			17	0,5	0,1	0,1	0,5	0,5	0,1					3	
Carbamazepin	500	1.999.000			1				0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,1						
17β-Estradiol	0,4		20	13	14	3	12	1	0,3	0,5	0,7	0,5	0,7	1,3						
17α-Ethinylestradiol ¹	0,04		21	21	21	21	20	21					12,4							
Terbutryn	65	340	21	21	21	21	21	21												

Schwermetalle ¹einmalige Messung über Bestimmungsgrenze (BG) in 21 d

Pflanzenschutzm./Metabolit [Verwendung der UQN der Ausgangssubstanz mangels eigener UQN \(Vorsorgeprinzip\)](#)

Arzneimittel **Mehr als 75 % der Messwerte über BG / Überschreitung ZHK-UQN**

Industrie- und Haushaltschem.

Im Hinblick auf Diclofenac treten im Fließgewässer Chemnitz und in der Weißen Elster in beiden Monitoringkampagnen Überschreitungen der rechtlich nicht relevanten UQN auf (JD und zeitweise ZHK), wobei im 4. Monitoring sowohl die JD-UQN als auch die ZHK-UQN größtenteils sowohl vor als auch nach den Auslässen der Kläranlagen überschritten werden. Eine rechtlich nicht bindende JD_UQN für das u.a. zur Beurteilung von ökotoxikologischen Effekten relevante Referenzhormon 17β-Estradiol wird in Chemnitz im 3. Monitoring überschritten. Im 4. Monitoring wird eine rechtlich nicht bindende JD-UQN von 11 ng/l für Ibuprofen an allen Standorten überschritten, während im 3. Monitoring (Sommer) für Ibuprofen keine Überschreitungen feststellbar sind.

8.3.6 Ökotoxikologische Bewertung: effektbasiertes Monitoring der Kläranlagen

Als Maß für die Belastungssituation an den drei Kläranlagen aus ökotoxikologischer Sicht sind in Abbildung 45 die Häufigkeiten der Nachweise (> LOQ, Level of Quantification) en-

dokriner Potentiale über 21 Tage jeweils für den Zulauf und Ablauf während der vier Monitoringkampagnen (Extraktmessungen) sowie die Häufigkeit der Feststellung von Zytotoxizität dargestellt.

Hierbei ergeben sich **Standortunterschiede**. In den Zuläufen aller Kläranlagen wurde sowohl im Sommer als auch im Winter hauptsächlich östrogenes und androgenes Potential nachgewiesen. In der Kläranlage Plauen wurde zusätzlich anti-östrogenes Potential festgestellt. Zytotoxizität ist in den Zuläufen aller Kläranlagen in jeweils unterschiedlichen Tests und Kampagnen aufgetreten. Die Analyse der Abläufe zeigte, dass das androgene Potential in allen Kläranlagen weitestgehend eliminiert wurde. Das östrogene Potential wurde nur in der Kläranlage Chemnitz vollständig eliminiert, während in der Kläranlage Dresden noch nennenswertes Potential vorhanden ist und in der Kläranlage Plauen kaum eine Reduktion gemessen wurde. Zusätzlich wurde im Ablauf der Kläranlagen Dresden und Chemnitz anti-östrogenes Potential nachgewiesen, welches im Zulauf nur in der Kläranlage Plauen deutlich festgestellt und dort nicht vollständig eliminiert wurde.

Vergleicht man jeweils die in den vier Monitoringkampagnen festgestellten endokrinen Potentiale miteinander, ergibt sich darüber hinaus in einigen Fällen eine **Saisonalität**. Anti-östrogenes Potential wurde im Ablauf (bei der KA Plauen auch im Zulauf) deutlich häufiger im Winter festgestellt. Grund hierfür können die niedrigeren Temperaturen in der Winterzeit sein, die eine höhere Stabilität von u.a. besonders wärmeinstabilen hormonell wirksamen Substanzen bewirken (Bai et al. 2018; Petrie et al. 2017).

Weiterhin ist jeweils nur im Sommer Zytotoxizität in den Biotests für östrogenes und anti-östrogenes Potential im Zulauf sowie besonders stark in den Biotests für Dioxin-ähnliches Potential im Ablauf der Kläranlage Plauen aufgetreten. Da während der Sommerzeit ein geringerer Durchfluss vorliegt (s. Tabelle 33), ist die Verdünnung des Abwassers geringer und folglich die Konzentration an Schadstoffen höher. Entsprechend kann sich hierdurch das endokrine Potential erhöhen (Yu et al. 2013).

Gleichzeitig wirken sich aber auch **Wetterereignisse**, welche die Saisonalität maskieren können, auf die Ergebnisse aus, wie nachfolgend noch genauer erläutert wird (s. Abbildung 45 und Abbildung 46). So gab es während der 1. und 2. Kampagne Regenfälle, während die 3. und 4. Kampagne in eine trockene Wetterperiode gefallen sind und sich somit besser für Aussagen über saisonale Effekte eignen.

Da von allen untersuchten endokrinen Potentialen das **östrogene Potential** in den Zuläufen aller drei Kläranlagen am höchsten und häufig auch im Ablauf noch zu finden war, wird es exemplarisch im Hinblick auf die gemessene Effektstärke näher betrachtet (vgl. Abbildung 46). Während aus den Nachweisen über 21 Tage und dem Vergleich der Werte im Zulauf (Abbildung 46A) und im Ablauf (B) Hinweise auf die Eliminationsraten der Klär-

anlagen abgeleitet werden können, liefert die Darstellung der **Estradiol-Äquivalent-Konzentrationen** (mit verrechnetem Anreicherungsfaktor), welche den Nachweisen zu Grunde liegen, zusätzliche Informationen.

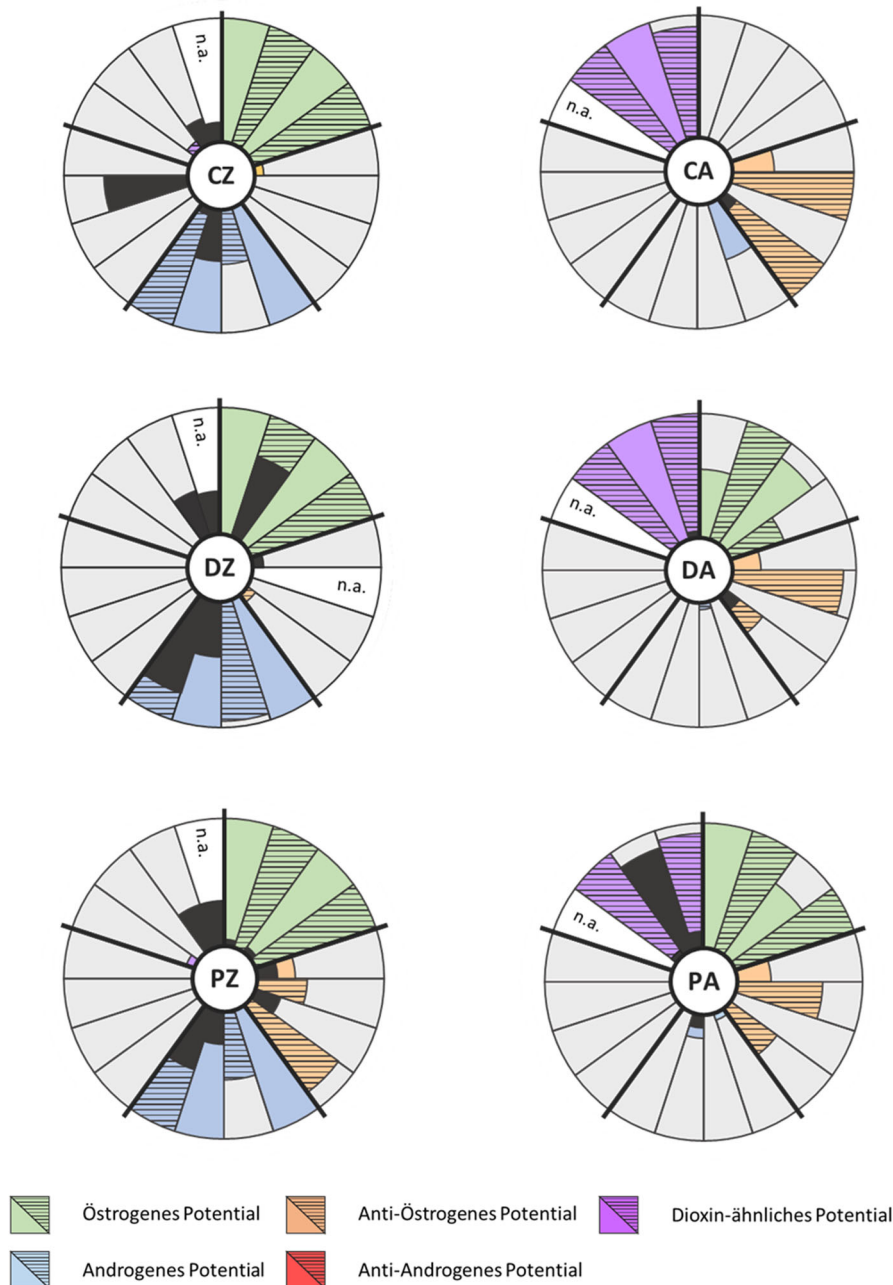


Abbildung 45: Nachweis endokriner Potentiale in Abwasserextrakten (24h-Mischproben n=21; außer Anti-Androgenes Potential Wochenmischproben n=3); Sommer: ohne Muster, Winter: gestreift, im Uhrzeigersinn Sommer 2016 Mon I, Winter 2017 Mon II, Sommer 2018 Mon III, Winter 2019 Mon IV; schwarz: Zytotoxizität; grau: Messungen < Bestimmungsgrenze; n.a.: nicht analysiert; DZ: Kläranlage Dresden Zulauf; DA: Kläranlage Dresden Ablauf; CZ: Kläranlage Chemnitz Zulauf; CA: Kläranlage Chemnitz Ablauf; PZ: Kläranlage Plauen Zulauf; PA: Kläranlage Plauen Ablauf

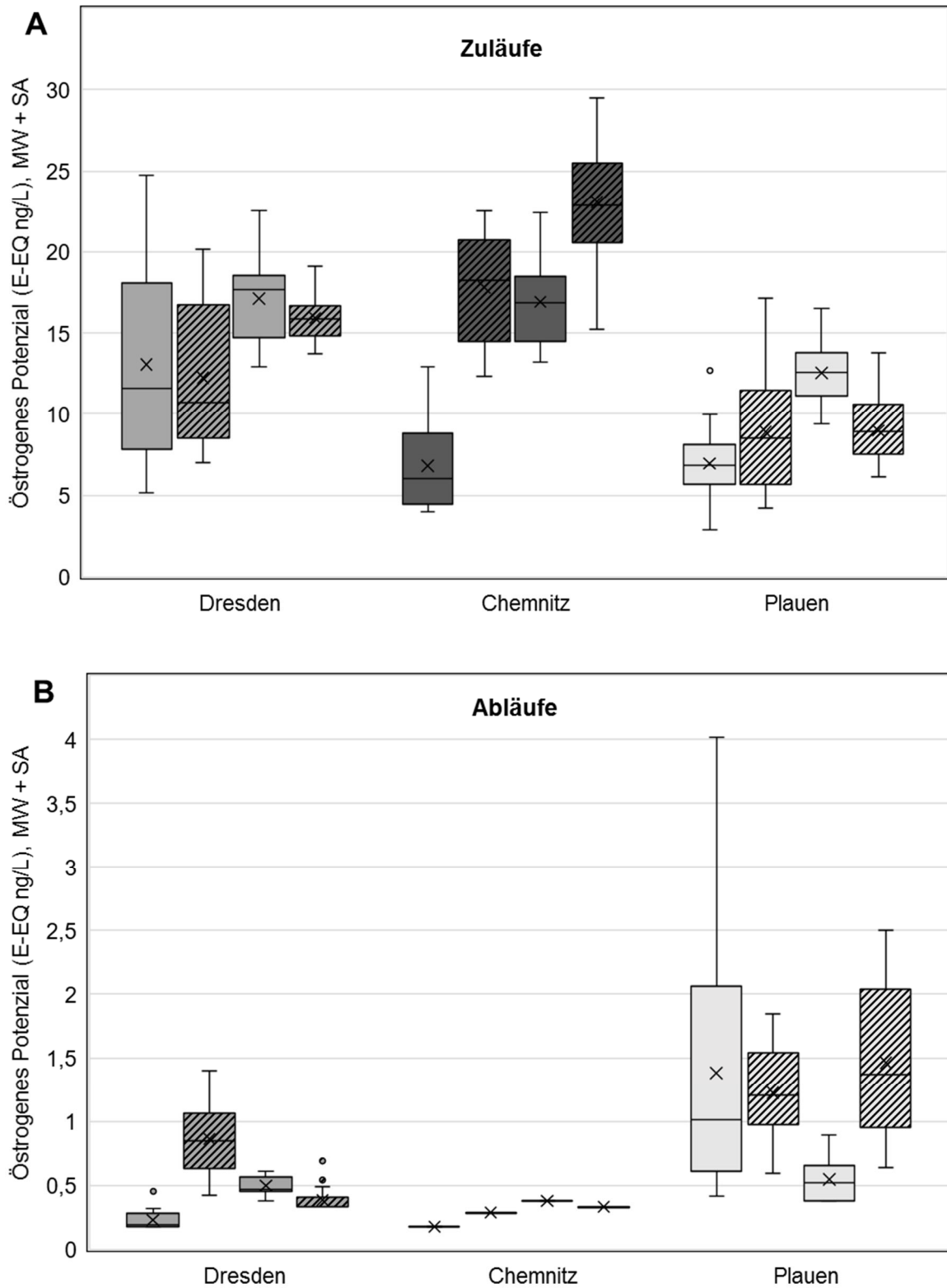


Abbildung 46: Östrogenes Potenzial (Mittelwert + Standardabweichung, $n = 21$) dargestellt als 17β -Estradiol-Äquivalent (E-EQ) im Zulauf (A) und Ablauf (B) der Kläranlagen (Extrakte) in den 4 Monitoring-Kampagnen (von links nach rechts: Sommer 2016, Winter 2017, Sommer 2018, Winter 2019; Winter jeweils gestreift).

So zeigt sich, dass die Belastung im Zulauf in der Kläranlage Dresden und Chemnitz höher ist als in der Kläranlage Plauen (vgl. Abbildung 46). Im Ablauf hingegen zeigt sich das gegenteilige Bild, was auf Unterschiede in der Eliminationsleistung der drei Anlagen hindeutet. Hinzu kommt, dass die Belastung durch östrogene Potentiale im Ablauf in der Kläranlage Plauen mit bis zu 4 ng/L 17 β -Estradiol-Äquivalent (E-EQ, vgl. Abbildung 46B) insgesamt deutlich höher ist als in Dresden, während die Potentiale in Chemnitz bis unterhalb der Nachweisgrenze eliminiert wurden (s.o. Abbildung 45).

Folglich können die Eliminationsraten für östrogene Potentiale in der Kläranlage Chemnitz mit „sehr gut“, in der Kläranlage Dresden mit „gut“ und in der Kläranlage Plauen mit „es besteht Handlungsbedarf“ bewertet werden. Ursache hierfür können die jeweiligen für das östrogene Potential verantwortlichen Substanzen sein, welche wiederum maßgeblich durch die kläranlagenspezifischen Einleitungen aus der Industrie beeinflusst werden. Die vergleichsweise geringe Eliminationsrate der Kläranlage Plauen verbunden mit dem erhöhten endokrinen Potential im Ablauf sowie die Kooperationsbereitschaft des ZWAV als Kläranlagenbetreiber waren schließlich Gründe dafür, diese Kläranlage für weitere Untersuchungen hinsichtlich potenzieller Eintragspfade endokrin wirksamer Substanzen im Kanalnetz auszuwählen (s. Abschnitt 9.4).

Bei **zeitlicher Auflösung der östrogenen Potentiale** exemplarisch für den Ablauf der Kläranlage Plauen (s. Abbildung 47) wird deutlich, dass sowohl im Winter als auch im Sommer innerhalb eines Zeitraumes von 21 Tagen große Schwankungen auftreten (bis zu > 3 ng/L E-EQ-Konzentrationsdifferenz innerhalb von drei Tagen). Ursache kann der geringere Durchfluss im Sommer sein (s. Tabelle 33), welcher eine geringere Verdünnung des gereinigten Abwassers bedeutet, so dass sich betriebsbedingte Veränderungen im Zufluss stärker auf den Ablauf auswirken können und Potentialspitzen wie im Sommer 2016 an Tag 4 möglich sind.

So hat in dieser Kampagne starker Regenfall an Tag 10 vermutlich das Potential der nachfolgenden Tage verdünnt. Innerhalb der durchweg trockenen Kampagne im Sommer 2018 traten solche Wetterereignisse nicht auf, so dass ein zeitlich konstanteres Potentiallevel abgebildet wurde, welches teils sogar unterhalb der Nachweisgrenze lag.

Im Winter treten Regenereignisse häufiger auf, so dass hier ein geringerer Schwankungsbereich zu erwarten ist. Insgesamt unterstreicht diese zeitliche Variabilität also wiederum die Notwendigkeit einer zeitlich hoch aufgelösten Beprobung, um potenzielle Schwankungen zu berücksichtigen.

Ähnlich dem östrogenen Potential, welches häufig in den Abläufen der Kläranlagen nachgewiesen wurde, ist auch das Dioxin-ähnliche Potential besonders relevant, da es quasi ubiquitär im Ablauf aller drei Kläranlagen über alle Kampagnen hinweg nachgewiesen wurde (s. Abbildung 48).

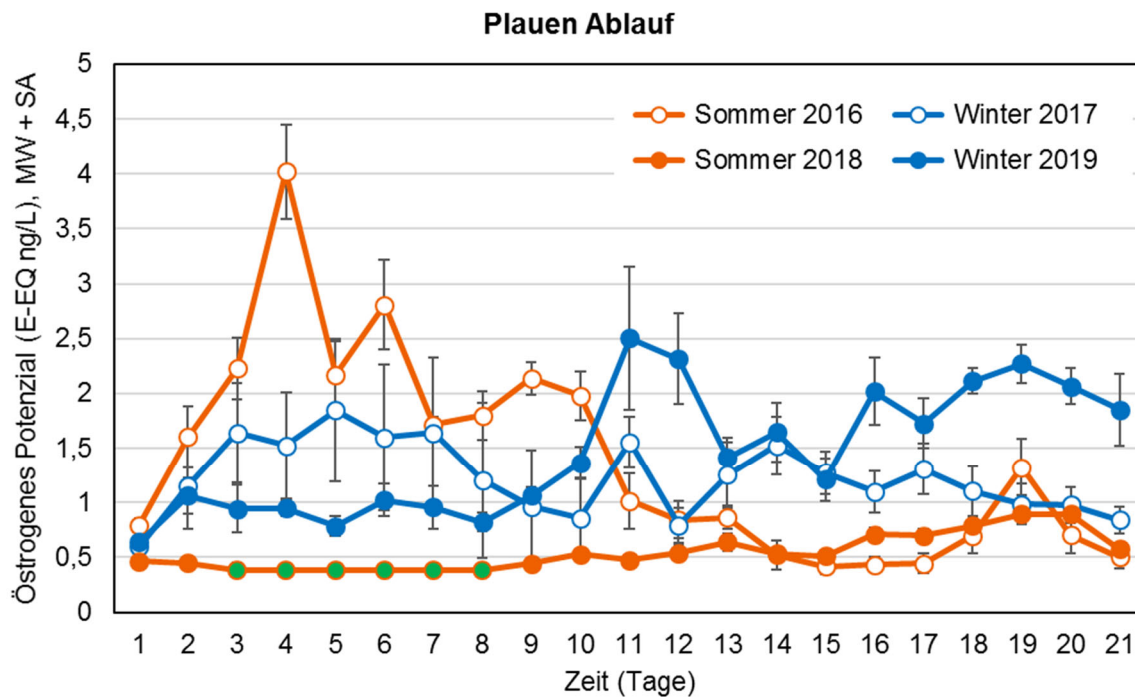


Abbildung 47: Östrogenes Potential (Mittelwert + Standardabweichung, $n = 8$) dargestellt als 17 β -Estradiol-Äquivalent (E-EQ) im Ablauf (Extrakte) der Kläranlage Plauen über 21 Tage in den vier Monitoring-Kampagnen; grüner Punkt: Wert liegt unterhalb der Nachweisgrenze.

Eine **zeitliche Auflösung der Dioxin-ähnlichen Potentiale** in den Abläufen der Kläranlagen, exemplarisch für die ersten beiden Monitoringkampagnen, zeigt hier ebenfalls Schwankungen, die im Sommer beträchtlich sein können (s. Abbildung 48). Regenereignisse können während einer Trockenperiode zu einem erhöhten Eintrag bestimmter Substanzgruppen über Oberflächenabfluss führen.

Dass Regenereignisse in diesem Zusammenhang zu einer Erhöhung des Potentials führen, ist speziell für Dioxin-ähnliche Substanzen wahrscheinlich, da sie beispielsweise für Autoreifen oder Fassaden verwendet werden und daher durch Oberflächenabfluss eingetragen werden können (Müller et al. 2020, Wagner et al. 2018, Wik et al. 2009).

Für die Kläranlagen Dresden und Chemnitz war das Potential im Sommer meist höher als für die Kläranlage Plauen, während für den Winter keine deutlichen Standortunterschiede ersichtlich waren.

Interessant ist, dass Dioxin-ähnliches Potential nur in den Abläufen der drei Kläranlagen nachgewiesen wurde, jedoch nicht in den Zuläufen (s. Abbildung 48). Dies kann einerseits darauf hindeuten, dass es durch systeminterne Prozesse entstehen kann.

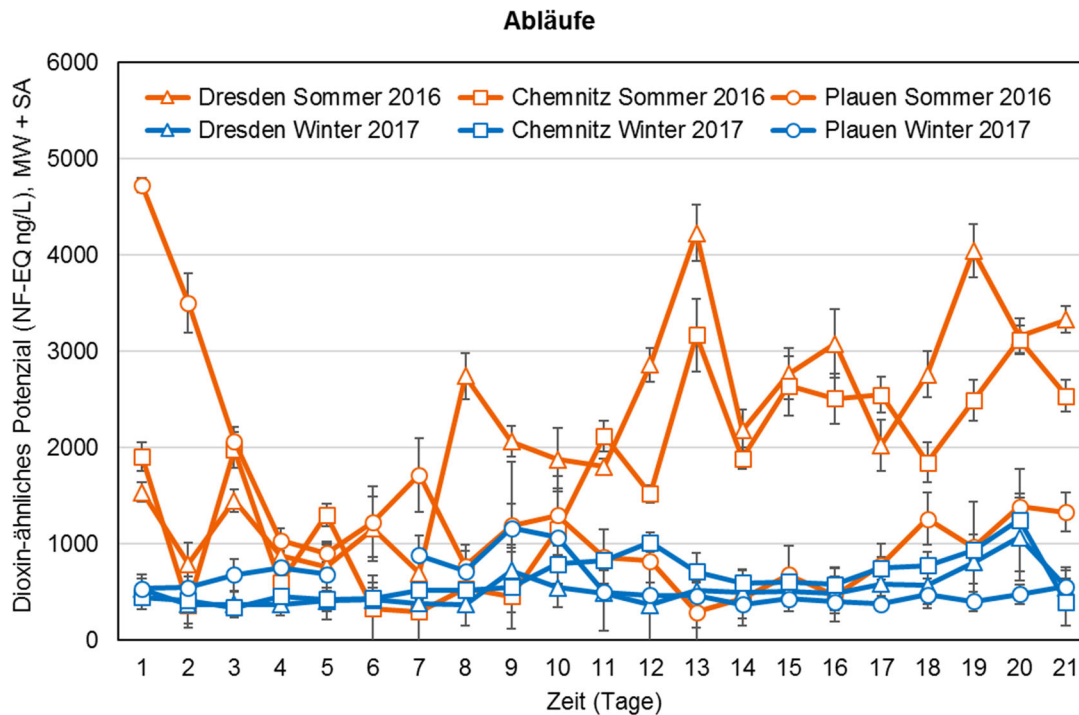


Abbildung 48: Dioxin-ähnliches Potential (Mittelwert + Standardabweichung, $n = 8$) dargestellt als β -Naphthoflavin-Äquivalent in den Abläufen der Kläranlagen über 21 Tage in den ersten beiden Monitoring-Kampagnen Sommer 2016 (orange) und Winter 2017 (blau).

Andererseits musste im hefebasierten Reporteragen-Assay für Dioxin-ähnliche Potentiale für die Zulaufproben ein geringerer Anreicherungsfaktor angewendet werden (s. 12.7, Anlage 7), um Zytotoxizität auszuschließen. Dies kann dazu geführt haben, dass Potentiale, welche möglicherweise bereits im Zulauf enthalten waren, die Wirkschwelle des Biotests nicht überschreiten konnten und somit nicht nachgewiesen wurden. Eine gezielte begleitende chemische Analytik kann an solcher Stelle Aufschluss geben.

8.4 Ergänzende Untersuchung und Bewertung von Mischwasserentlastungen

8.4.1 Hintergrund und Zielstellung

Neben der Einleitung von gereinigtem Abwasser durch die untersuchten Kläranlagen gelangt bei Starkregenereignissen Mischwasser aus Regenüberläufen (RÜ) und Regenüberlaufbecken (RÜB) in die Gewässer. Die Entlastung des mit Regenwasser (Q_R) stark verdünnten Abwassers (Schmutz- und Fremdwasser, Q_S und Q_F) in die Gewässer ist zum Schutz der Kläranlage vor hydraulischer Überlastung und damit Auswaschung von belebtem Schlamm unabdingbar.

Als bemessungs- bzw. genehmigungsrelevante Stoffgröße wird im Zusammenhang mit Mischwasserereignissen im Wesentlichen der Chemische Sauerstoffbedarf (CSB) betrach-

tet. Dieser setzt sich quellbezogen aus einem schmutzwasserbürtigen Anteil und regenwasserbedingten Abspülungen von befestigten und unbefestigten Oberflächen zusammen. Auch die bei Mischwasserentlastungen in die Gewässer eingetragenen Mikroschadstoffe unterscheiden sich hinsichtlich ihres Entstehungs- bzw. Eintragsortes in das Kanalnetz. Neben Arzneimitteln und Chemikalien aus kommunalem und industriellem Schmutzwasser sind insbesondere Substanzen von Interesse, die in Folge von Oberflächenabspülung eingetragen werden. Dazu zählen u.a. Schwermetalle wie Cadmium und Nickel, Mineralölkohlenwasserstoffe (MKW) sowie polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) (LANUV, 2012).

Wie auch bei der Untersuchung von Gewässer und Kläranlage bieten sich im Zusammenhang mit Mischwasserbeprobungen eine Kombination von chemischen und ökotoxikologischen Methoden zur Bewertung der Mischwassermatrix an.

8.4.2 Charakterisierung der Einzugsgebiete und Untersuchungsobjekte

Neben der in Abschnitt 8.3 bzw. 8.3.2 vorgenommenen Charakterisierung der Kläranlagen (s. 12.4 bis 12.6, Anlage 4, Anlage 5 und Anlage 6), u.a. mit dem maximalen Mischwasserzufluss (Q_M), ist für eine Einordnung der beprobten Mischwasserereignisse eine Beschreibung des jeweiligen Einzugsgebietes notwendig. Eine Übersicht der wesentlichen einzugsgebietsbezogenen Kenngrößen ist Tabelle 36 zu entnehmen.

Tabelle 36: Übersicht der einzugsgebietspezifischen Kennwerte von Dresden, Chemnitz und Plauen in Bezug auf die Mischwasserbehandlung

	Dresden	Chemnitz	Plauen
<i>Mischwasserrelevante Kennwerte der Einzugsgebiete und Kläranlagen</i>			
$A_{E,k}$ [ha]	12.160	6.300	1.711
$A_{E,b}$ [ha]	4.040	2.000	562
$V_{\text{Speicher}}^{173}$ [m³]	91.2002 ¹⁷⁴	13.600	7.744
$Q_{M,KA}$ [l/s]	4.000	2.625	750
<i>Untersuchte Regenüberlaufbecken vor der KA</i>			
Ausprägung¹⁷⁵	Durchlaufbecken		
Installation	Nebenschluss		
$V_{RÜB,KA}$ [m³]	24.000	6.000	3.600

$A_{E,k}$ = kanalisierte Einzugsgebietsfläche (ATV-DVWK, 2003), $A_{E,b}$ = befestigte Einzugsgebietsfläche (ATV-DVWK, 2003) = A_{red} [ha] (ATV, 1992)

¹⁷³ ausschließlich für das betrachtete Mischsystem der Städte

¹⁷⁴ Inkl. des durch Steuerung aktivierbaren Netzvolumens

¹⁷⁵ Beckenbefüllung am Standort Dresden mit Pumpen

Die zugrundeliegenden Mischwasserkonzepte unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Bemessungs- und Genehmigungssituation. Dabei folgen die Konzeptionen von Chemnitz und Plauen in Abstimmung mit den Genehmigungsbehörden weitgehend dem Nachweisverfahren gemäß ATV-A 128 (1992). Das Mischwasserkonzept von Dresden gründet auf der Einhaltung des simulativ nachzuweisenden Emissionsgrenzwertes von 250 kg CSB/(ha_{red}·a) und weitergehenden Anforderungen für die Gewässer 2. Ordnung mit Hilfe einer Verbundsteuerung.

8.4.3 Durchgeführte Untersuchungen

Insgesamt wurden je Standort drei Mischwasserereignisse in einem Zeitraum zwischen Juli 2017 und Januar 2018 beprobt. Die Probenahme aus dem Überlauf der RÜB erfolgte mit Beginn des Abschlags ins Gewässer als zeitproportionale Probe über eine definierte Zeit (als 2 h-Mischprobe in der Kläranlage Dresden) oder über das gesamte Abschlagereignis (Kläranlage Plauen und Kläranlage Chemnitz). Für die Standorte Chemnitz und Plauen liegen aufgrund fehlender Abgrenzbarkeit bzw. des Ausfalls der Messtechnik nur für zwei Ereignisse bewertbare Ergebnisse vor. Der Ablauf und Zulauf der jeweiligen Kläranlagen wurden an den Tagen der Mischwasserereignisse mit einer 24 h-Mischprobe zur vergleichenden Einordnung bezüglich der Monitoring-Kampagnen beprobt.

Neben einer quantitativen Einordnung der Ereignisse stehen Angaben zu Spurenstoffen aus der LC-MS/MS-Analytik, ökotoxikologische Ergebnisse und Leitfähigkeitsmessungen zur Verfügung. Die ökotoxikologischen Untersuchungen wurden sowohl an nativen als auch an extrahierten Abwasserproben durchgeführt. Für die Untersuchungen nativer Proben (Durchführung der Biotests am Tag der Probenahme nötig) wurden auf Grund der Erfahrungen aus den Monitoring-Kampagnen die Hefereportergergen-Assays YES und YAES (östrogenes und anti-östrogenes Potential) sowie die Ames-Tests mit den Stämmen TA98 und TA100 ausgewählt. Die Abwasserextrakte wurden in den Biotests untersucht, die auch in den Monitoringkampagnen zur Anwendung kamen (s. Abschnitt 8.3.3).

8.4.4 Ausgewählte Ergebnisse der Mischwasserbeprobungen

Aufgrund der Auswertbarkeit von drei Ereignissen am RÜB Dresden-Kaditz wird im Folgenden auf die Darstellung zweier Ereignisse von Chemnitz und Plauen verzichtet.

8.4.4.1 Hydraulische Ereigniskennwerte

Während der untersuchten Ereignisse am Standort Dresden-Kaditz war der Abfluss in der Elbe deutlich höher als die Volumenströme des Beckenüberlaufs und des Kläranlagenablaufs. In Abbildung 49 werden dazu die Abflussvolumina der Elbe mit den Überlauf- und Ablaufvolumina über die Dauer der Entlastung verglichen.

Der Anteil der abgegebenen Menge an gereinigtem Abwasser aus dem RÜB, in dem eine Sedimentation stattfindet, und der Kläranlage mit mechanisch-biologischer Reinigung beträgt im Verhältnis zum durchfließenden Gewässervolumen ($V_{\text{Ab,ges}}/V_{\text{Gewässer}}$) im Mittel 5 % über die drei Ereignisse. Unter alleiniger Berücksichtigung der Abschlagsmenge des RÜB Dresden-Kaditz beträgt das Verhältnis im Mittel 2 % ($V_{\text{Abschlag, RÜB}}/V_{\text{Gewässer}}$). Bezogen auf das gesamte Jahresentlastungsvolumen Dresdens in die Elbe von 2017, das 2.486 Tm³ betrug, lag der Anteil des RÜB Dresden-Kaditz in Bezug auf alle quantifizierten Entlastungsstellen bei 56 % (Stadtentwässerung Dresden GmbH, 2018). Demnach ist der wesentliche Teil der Mischwassereinleitungen in die Elbe im Bereich der Stadt Dresden auf das RÜB Dresden-Kaditz zurückzuführen.

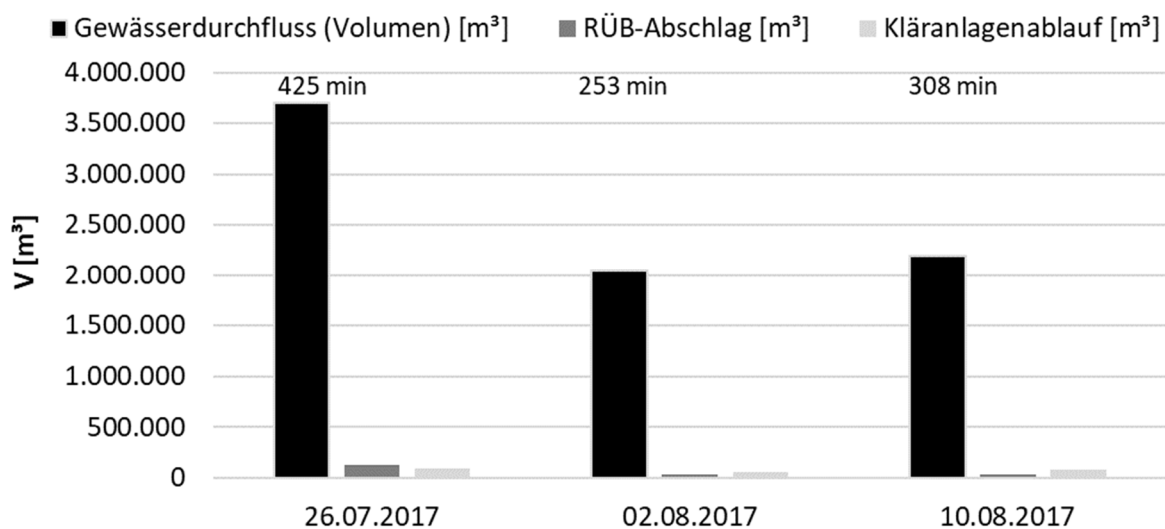


Abbildung 49: Entlastungs-, Kläranlagenablauf- und Gewässerdurchflussvolumen während der Zeit der Mischwasserentlastung ($\Delta t = \text{Zeit Klarlauf RÜB Dresden-Kaditz}$)

Aufgrund der geringeren Abflüsse im Fluss Chemnitz und in der Weißer Elster beträgt das Verhältnis der Abschlagsmengen der RÜB ($n = 2$) zu den jeweiligen Gewässerdurchflussvolumina über die Entlastungszeiten zwischen 35 % und 105 % ($V_{\text{Abschlag, RÜB}}/V_{\text{Gewässer}}$).

8.4.4.2 Stoffliche Ereigniskennwerte (Spurenstoffe)

Für die drei Abschlagsereignisse in Dresden wurden die Entlastungsfrachten des RÜB-Abschlages über die Dauer des Ereignisses der Tagesfracht des Kläranlagenablaufs (24h-Mischprobe) gegenübergestellt (vgl. Abbildung 50).

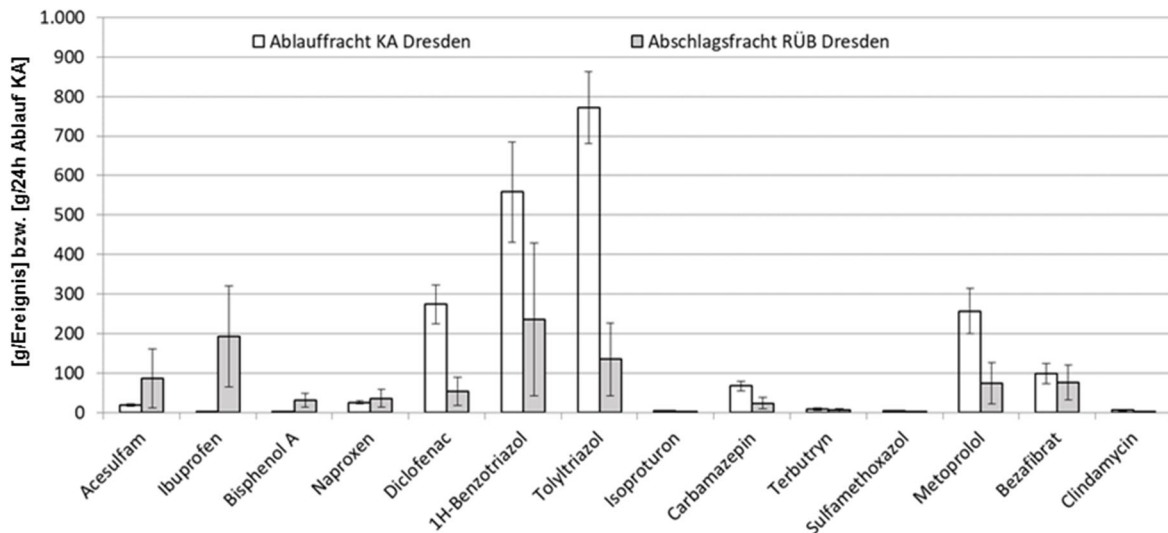


Abbildung 50: Mittlere Ereignisfracht und Standardabweichung der Mischwasserabschläge des RÜB Dresden-Kaditz bzw. Tagesfracht des Kläranlagenablaufes der KA Dresden-Kaditz

Insbesondere bei Stoffen mit schlechter Eliminationsleistung in der Kläranlage, wie Diclofenac, Benzotriazol, Tolyltriazol oder Carbamazepin (s. Tabelle 30), wird die vor dem Ereignis in die Kläranlage eingebrachte Trockenwetterfracht sowie der Frachtanteil, der zusätzlich während des Ereignisses in die Kläranlage transportiert wurde, während des Mischwasserereignisses in den Ablauf bzw. das Gewässer verlagert (s. Abschnitt 9.3.9). Relativ zur Tagesfracht im Kläranlagenablauf spielt der Abschlag des RÜB bei schlecht eliminierbaren Stoffen eine untergeordnete Rolle.

Für Substanzen mit einer guten Eliminationsleistung in der Kläranlage wie Acesulfam oder Ibuprofen ist die Entlastungsfracht durch das RÜB während des Mischwasserereignisses höher als die Tagesfracht des Kläranlagenablaufes. Insbesondere für (öko-)toxikologisch relevante Substanzen mit einer niedrigen UQN wie Bisphenol A (UQN-Vorschlag = 0,8 ng/l) kann der Abschlag aus dem RÜB durchaus relevant werden (vgl. Abbildung 51). Die Abbildung 51 zeigt ebenfalls, dass sich die einzelnen untersuchten Abschlagsereignisse deutlich voneinander unterscheiden. Bisphenol A wies in den ersten 2 h der Abschläge deutliche Konzentrationsunterschiede auf, die 24 h-Mischproben der Abläufe zeigten dagegen nur geringe Schwankungen, obwohl sich die Konzentrationen im Zulauf der Kläranlage ebenfalls deutlich unterschieden.

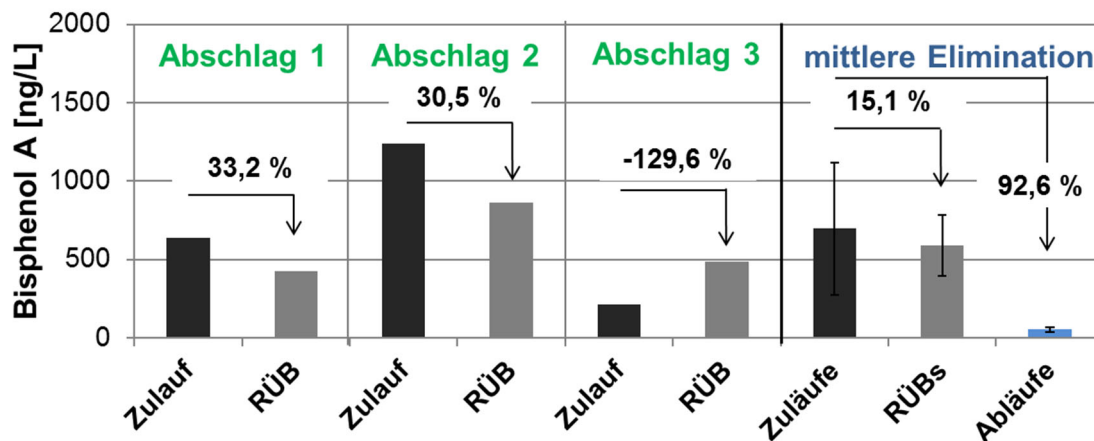


Abbildung 51: Bisphenol A in ng/L in 3 Mischwasserabschlägen an der KA Dresden-Kaditz: Zu- und Abläufe (24h-Mischprobe) sowie Mischwasserabschläge des RÜB (2h-Mischprobe), mittlere Elimination (Mittelwert \pm SD) der 3 Abschläge entspricht abschlagsbezogener mittlerer Eliminationsrate.

8.4.4.3 Ökotoxikologische Ereigniskennwerte

Die Resultate der angereicherten Abwasserproben (Extrakte) werden im Folgenden für die Mischwasserentlastungen der Kläranlage Dresden-Kaditz näher dargestellt. Alle untersuchten Entlastungen an dieser Kläranlage fanden im Sommer 2017 statt.

Östrogenes Potential konnte in einer der drei Proben des RÜB (2 h-Mischprobe) nachgewiesen werden (s. Abbildung 52), während dies in den drei 24h-Mischproben der Kläranlagenabläufe nicht gemessen wurde. Dies entspricht mehrheitlich den Resultaten der Monitoring-Kampagnen während der Sommermonate (vgl. Monitoring I Sommer 2016 und Monitoring III Sommer 2018 in Abbildung 46) im Ablauf der Kläranlage Dresden-Kaditz, wo östrogene Potentiale deutlich unter 1 ng/L E-EQ oder gar nicht nachgewiesen wurden. Dies zeigt, dass während des Sommers durch die Abschläge des RÜB (bis 4 ng/L E-EQ) kurzzeitig eine höhere östrogene Belastung ausgeübt wird als durch den Kläranlagenablauf.

Anti-östrogenes Potential wurde in zwei der drei Abschläge des RÜB der Kläranlage Dresden-Kaditz nachgewiesen (s. Abbildung 53). Im Mittel liegen die anti-östrogenen Potentiale im RÜB in ähnlichen Konzentrations-Äquivalenz-Bereichen wie in den dazugehörigen 24h-Mischproben der KA-Abläufe. Im Sommer-Monitoring (vgl. Monitoring I Sommer 2016 und Monitoring III Sommer 2018 in Abbildung 45) wurden im Ablauf der Kläranlage Dresden-Kaditz kaum anti-östrogene Potentiale nachgewiesen.

Die Untersuchung von anti-östrogenen Potentialen zeigt, dass eine höhere Belastung der Gewässer durch Mischwasserentlastungen kurzzeitig möglich ist. Welche Substanzen dies

vorwiegend verursacht haben, konnte mit der chemischen Analytik vorab festgelegter Spurenstoffe nicht geklärt werden.

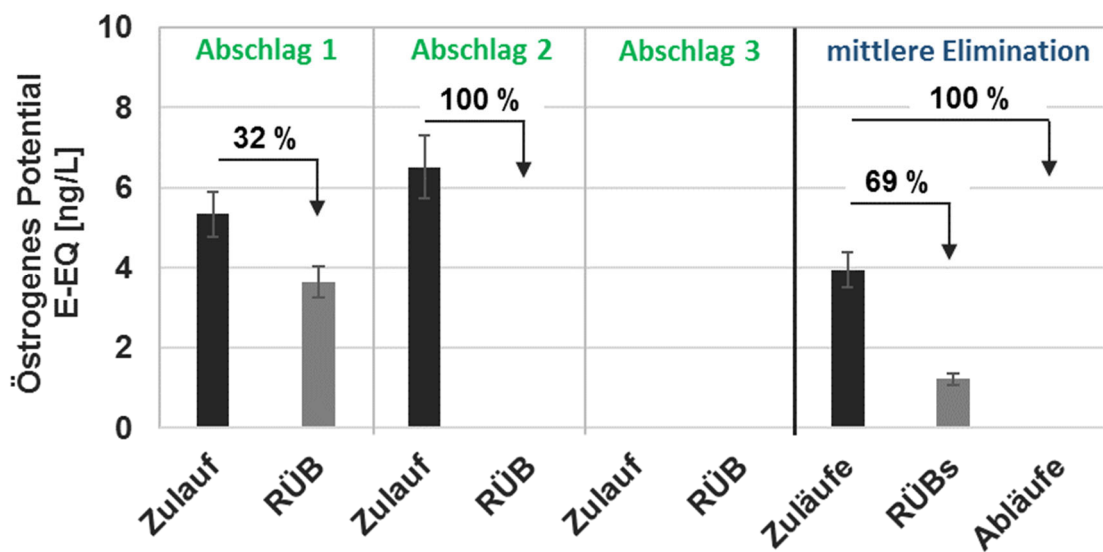


Abbildung 52: Östrogenes Potential (E-EQ; 17 β -Estradiol-Equivalent in ng/L; Mittelwert \pm SD) in angereichertem Abwasser der KA Dresden-Kaditz: Zu- und Abläufe (24h-Mischprobe) sowie Mischwasserabschläge des Regenüberlaufbeckens (RÜB; 2h-Mischprobe), mittlere Elimination der 3 Abschläge entspricht der abschlagsbezogenen mittleren Eliminations- bzw. Verdünnungsrate.

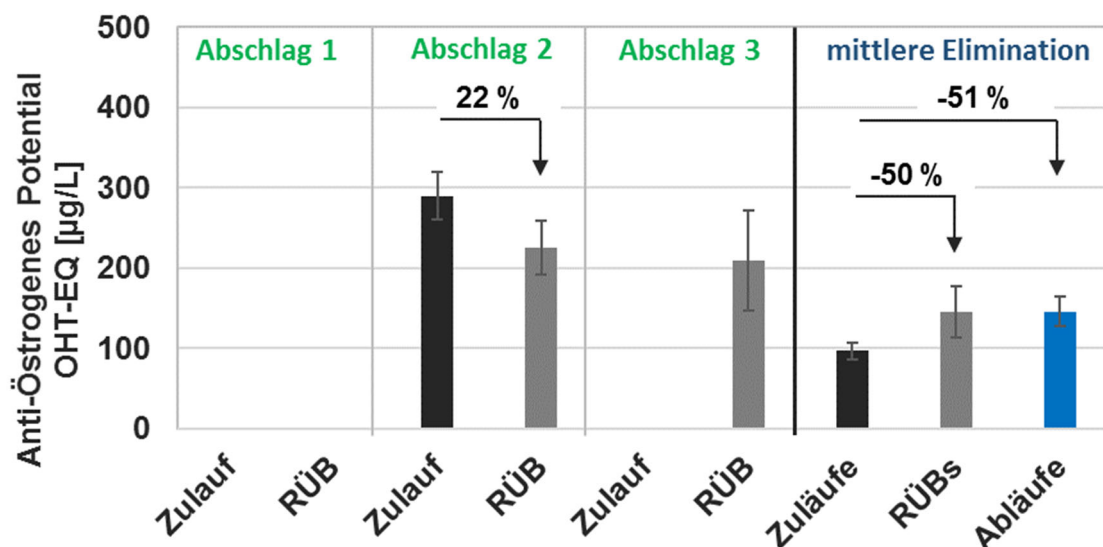


Abbildung 53: Anti-Östrogenes Potential (OHT-EQ; 4-Hydroxytamoxifen-Equivalent in μ g/L; Mittelwert \pm SD) in angereichertem Abwasser der KA Dresden-Kaditz: Zu- und Abläufe (24h-Mischprobe) sowie Mischwasserabschläge des Regenüberlaufbeckens (RÜB; 2h-Mischprobe), mittlere Elimination der 3 Abschläge entspricht der abschlagsbezogenen mittleren Eliminations- bzw. Verdünnungsrate.

Die **Mutagenität** (Ames-Tests TA98 und TA100) wurde sowohl in den nativen als auch in den extrahierten Abwasserproben untersucht. Für alle untersuchten Zulauf-, RÜB- und Ablaufproben der drei Standorte wurde keine Mutagenität festgestellt. Ein möglicher erhöhter Eintrag von Schwermetallen oder polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) konnte mit diesen Biotests nicht nachgewiesen werden.

8.4.5 Einordnung der erzielten Ergebnisse

Auch bei einer besseren Messwertdichte bzw. einer erhöhten Anzahl von untersuchten Ereignissen ist der Vergleich von verschiedenen Abschlagsereignissen eines Standortes bzw. verschiedener Standorte schwierig. Vor dem Hintergrund der großen Einzugsgebiete und langer Fließwege ist in Folge einer ungleichmäßigen Überregnung (z.B. durch Gewitterzellen) selten eine Vergleichbarkeit der Regenereignisse in einem Einzugsgebiet möglich (vgl. Abbildung 54).

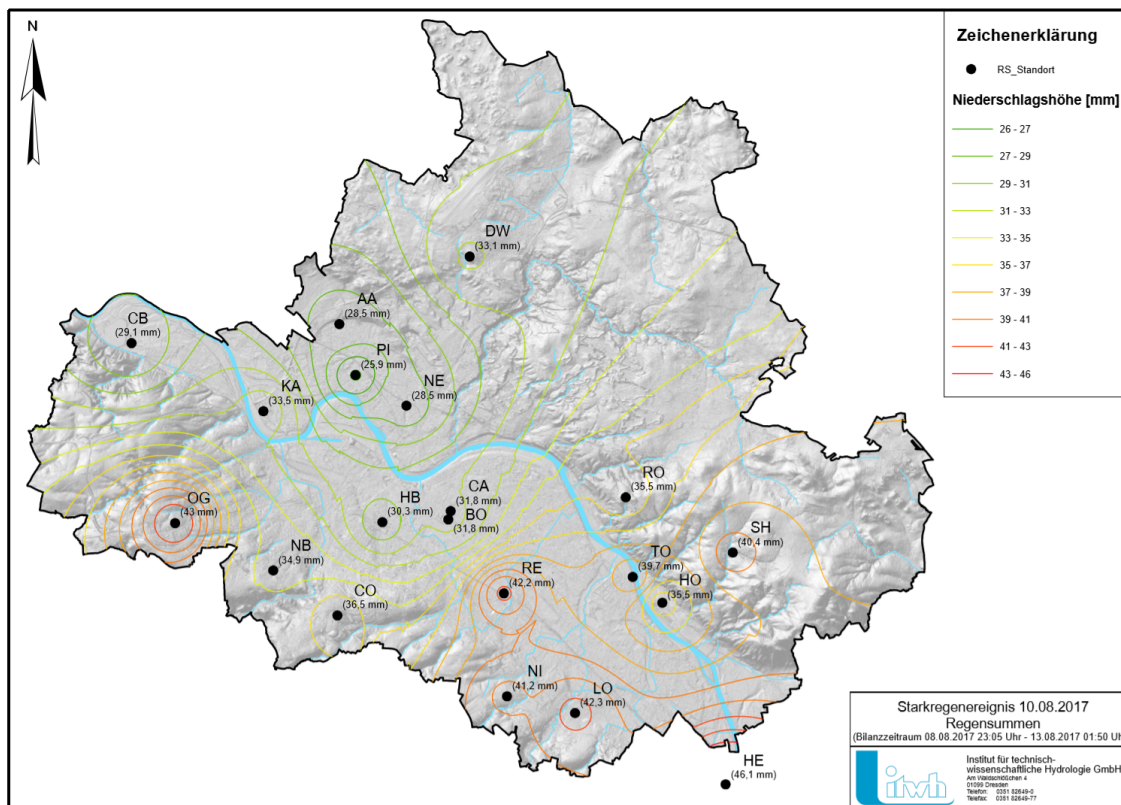


Abbildung 54: Ungleichmäßige Überregnung des Einzugsgebietes der Kläranlage Dresden-Kaditz für das Entlastungsereignis vom 10.08.2017.

Bei Substanzen wie Ibuprofen, die in Bezug auf Mischwasserereignisse eine erhöhte Relevanz besitzen, kann der Eintrag zu einer lokalen und zeitlich begrenzten Überschreitung des UQN-Wertes¹⁷⁶ führen. Bei einer mittleren täglichen Gewässerfracht von 39 g/d Ibuprofen (Sommer, Ergebnis 3. Monitoring) ergibt sich für die Dauer von 308 min des Abschlagsereignisses vom 10.08.2017 eine Fracht von 8,3 g in 308 min. Unter Berücksichtigung des Mischungsverhältnisses von Abschlag und Gewässer sowie der Ereignisfracht von 88,6 g (in 308 min) ergibt sich eine rechnerische Ibuprofen-Konzentration im Gewässer unter Volldurchmischung von 43 ng/l. Damit wird die zugrundeliegende UQN von 11

¹⁷⁶ gesetzlich nicht relevante UQN

ng/l fast um das 4-fache überschritten. Des Weiteren zeigten Ergebnisse vorangegangener Projekte, dass an Kanalnetzsediment gebundene Antibiotika wie Ciprofloxacin durch ein Starkregenereignis innerhalb weniger Minuten desorbieren, wieder in die wässrige Abwasserphase und bei einem Abschlagsereignis somit in erhöhten Konzentrationen ins Gewässer gelangen können (Käseberg et al. 2018).

Endokrine Potentiale werden durch Mischwasserentlastungen oft stark verdünnt in Gewässer abgeschlagen. Es zeigte sich in den Untersuchungen aber auch, dass bei einzelnen Abschlägen höhere endokrine Potentiale gemessen wurden als unter Normalbetrieb im Kläranlagenablauf. Welche Relevanz bspw. eine kurzzeitige Belastung durch östrogene Potentiale bis 4 ng/L E-EQ im Gewässer haben können, bleibt in diesem Projekt offen. Laborstudien eines anderen Projekts zeigten allerdings, dass schon eine einmalige 2h-Exposition von 3,8 ng/L 17 β -Estradiol im Embryonalstadium von Bachforellen (*Salmo trutta fario*) zu nachweislichen Beeinträchtigungen führen kann (Schubert et al. 2014).

Ursachen für die Unterschiede der endokrinen Potentiale zwischen der 24h-Mischprobe des Zulaufs und der Ereignis-spezifischen Mischprobe können bspw. in der unterschiedlichen zeitlichen Auflösung liegen. Dies wird auch bei den Untersuchungen von Prozess-spezifischen Mischproben eines Industrieleiters deutlich (s. Abbildung 87 in Abschnitt 9.4).

Ein abschließender Vergleich zwischen dem gewässerseitigen Einfluss der Abschlagsfracht des RÜB und der Ablauffracht der Kläranlage kann für in der Kläranlage schlecht eliminierbare Substanzen bei der gegebenen zeitlichen Auflösung nicht gezogen werden. So sind für die Probenahme aus dem Mischwasserabschlag, wie auch für die zeitlich zugehörige Probe des Kläranlagenzu- und -ablaufes 1h- oder 2h-Mischproben bzw. abschlags-spezifische Mischproben zu bilden. Eine volumenproportionale Probenahme aus dem Abschlag des RÜB wäre unbedingt wünschenswert, muss aber erst entwickelt werden. Neben volumetrischen Eingangssignalen ist das Potential aus der Messung der Leitfähigkeit zu ermitteln und ggf. in die Probenahmeautomatik mit einzubeziehen.

9 Reduktionsmaßnahmen

9.1 Literaturrecherche und Umfrage zu Kosten einer 4. Reinigungsstufe

9.1.1 Einführung und Zielstellung

Um eine Entscheidungsfindung von Akteuren in der Abwasserwirtschaft bezüglich der 4. Reinigungsstufe und ihrer Alternativen zu unterstützen, sollen objektivierbare Instrumente und Kriterien herangezogen werden. Neben Kriterien wie beispielsweise der Bewertung des gesundheitlichen Risikos trägt das Instrument der ökonomisch-ökologischen Bewertung wesentlich zur Entscheidungsfindung bei. Für diese Bewertung können Alternativen des Handelns und Möglichkeiten der Überwältzbarkeit sowie mögliche Konsequenzen des Nicht-Handels systematisiert werden (s. Abbildung 55). Mit Hilfe dieser Systematisierung können Alternativen verglichen und die Verteilung von Ressourcen überprüft werden. Schlussendlich werden die Aktionskosten um die überwältzbaren Kosten vermindert und dann mit den Kosten des Nicht-Handelns verglichen. Von den beiden Alternativen wird in der Regel diejenige gewählt, welche geringere Kosten erwarten lässt.

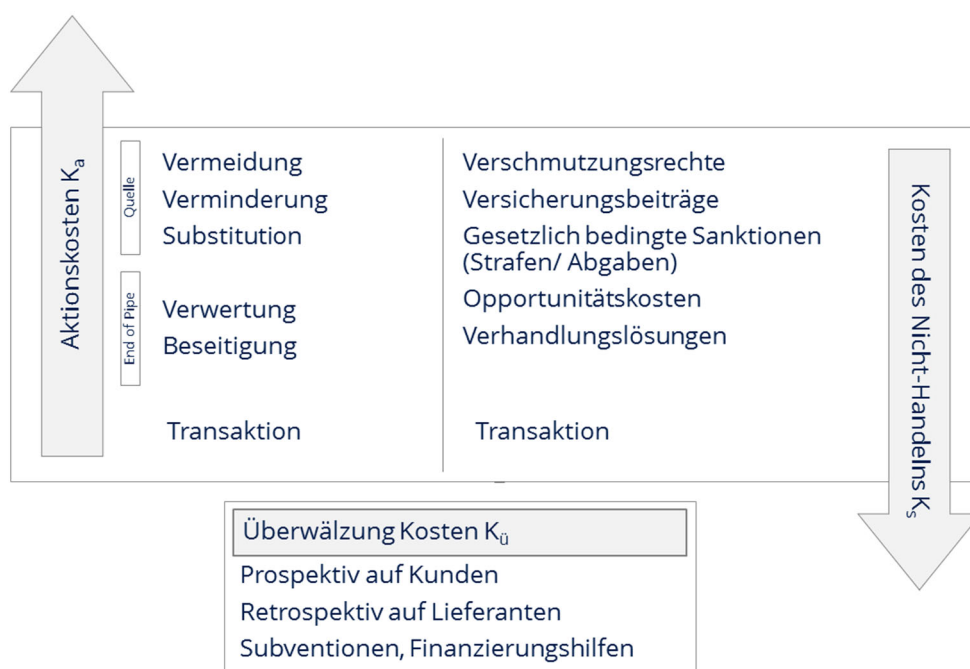


Abbildung 55: Ökonomisch-ökologische Bewertung von Entscheidungen

Startpunkt der Analyse im Rahmen des Forschungsprojektes war zunächst die Ermittlung der Kosten für Kläranlagen-Betreiber für die Implementierung verschiedener Verfahren der 4. Reinigungsstufe, d.h. Reinigung mit granulierter Aktivkohle (GAK), Pulveraktivkohle (PAK) oder Ozonung. Bestehende Kostenschätzungen wurden zunächst mittels einer systematischen Literaturrecherche aus bisherigen Forschungsergebnissen zusammengestellt.

Im nächsten Schritt wurden neben den Aktionskosten, die bei den Kläranlagen entstehen, die Kosten für alternative Maßnahmen des Handelns bei anderen Akteuren in der Gesellschaft betrachtet. Dabei wurden fehlende Daten aus anderen Quellen ermittelt, u.a. über weiterführende Experteninterviews.

9.1.2 Methodisches Vorgehen

Ziel einer systematischen Literaturrecherche (*Systematic Literature Review*) ist es, den Stand der Forschung intersubjektiv nachvollziehbar aufzuzeigen und so eine willkürliche Selektion betrachteter Forschungsprojekte zu vermeiden (Fink, 2010). Weitere Forschung kann somit vergleichsweise vollständig und direkt an den bisherigen Stand ansetzen und darauf aufbauen. Wesentliche Vorteile eines systematischen Literaturreviews gegenüber narrativen Reviews sind in der erhöhten Transparenz und Nachvollziehbarkeit der Methodik und Objektivität der Ergebnisse zu sehen (Tranfield et al. 2003; Fink 2010).

Um im Rahmen dieses Projektes eine Bewertung der Kosten für die verschiedenen Alternativen der 4. Reinigungsstufe vornehmen zu können, wurden in einem ersten Schritt in Fachzeitschriften veröffentlichte Forschungsergebnisse in wissenschaftlichen Datenbanken recherchiert. Mittels im Projektteam abgestimmter Suchbegriffe (z.B. eine Kombination der Synonyme für Kosten, Kläranlage und 4. Reinigungsstufe) wurden Trefferlisten generiert, die anschließend hinsichtlich der durchgeführten Kostenberechnungen systematisiert wurden. Es wurde eine gezielte Suche nach thematisch passenden Forschungsprojekten vorgenommen (u.a. in den Datenbanken CORDIS der Europäischen Kommission, GEPRIS, SAB, TIB, der Projektdatenbank des Bundesministeriums für Bildung und Forschung, Förderportal der Bundesregierung, Landesamt NRW). Hierbei wurden insbesondere die Abschlussberichte der identifizierten Projekte herangezogen. Dieses Vorgehen wurde gewählt, um die Ergebnisse aus Forschungsprojekten einzuschließen, die nicht immer auch in Fachzeitschriften publiziert werden.

Die Forschungsprojekte, welche sich mit den Kosten einer 4. Reinigungsstufe befassen, wurden in Visitenkarten pro Forschungsbericht aufbereitet. Dabei wurden Name des Projektes, Fördermittelgeber, Bearbeiter, Zeitraum, Bundesland, Vorgehen und empirische Grundlage sowie die untersuchte Technologie dargestellt. Der Fokus der Auswertung lag auf den Kosten (Investitions-, Kapital-, Betriebs- und Jahreskosten sowie den Investitions- und Betriebskosten für die Nachbehandlung). Außerdem wurden Kriterien ermittelt, die diese Kosten beeinflussen, sowie das Fazit der Forschungsprojekte notiert. Sollten die Autoren der jeweiligen Berichte weitere Maßnahmen zur Reduzierung von Mikroschadstoffen genannt haben, wurden diese ebenfalls vermerkt.

9.1.3 Inhalte der Literatur

Informationen zu Kosten einer 4. Reinigungsstufe konnten sowohl in Publikationen in Fachzeitschriften als auch in Abschlussberichten von Forschungsprojekten identifiziert werden. Durch die systematische Literaturrecherche wurden zehn Forschungsprojekte und sechs wissenschaftliche Artikel gefunden, die sich mit Kosten der 4. Reinigungsstufe beschäftigen (s. Abbildung 56 sowie 12.8, Anlage 8).

Die identifizierten Forschungsprojekte/wissenschaftlichen Artikel und deren zusammengefasste relevante Inhalte können detailliert in den einzelnen Protokollen eingesehen werden (s. *ergänzendes Material, EM_Anlage 1*). Zwei der jüngeren Forschungsprojekte befassen sich allgemein mit den Kosten einer flächendeckenden 4. Reinigungsstufe (Hillenbrand et al. 2015 und Schmitt et al. 2016). Dabei werden die anfallenden Kosten nicht für die verschiedenen Verfahren der 4. RS (GAK, PAK, Ozonung) differenziert. Drei Projekte untersuchen ausführlich die spezifischen Kosten der jeweiligen Verfahren Ozonung, GAK und PAK (Türk et al. 2013; Bolle et al. 2011, Mauer und Alt 2012). Alle weiteren Projekte betrachten jeweils zwei Verfahren parallel. Insbesondere Türk et al. (2013) liefern vergleichsweise ausführliche Kostenangaben, die für Kostenabschätzungen herangezogen werden können. Die nachfolgende Übersicht bzw. Abbildung 56 zeigt chronologisch die recherchierten Projekte bzw. Publikationen.

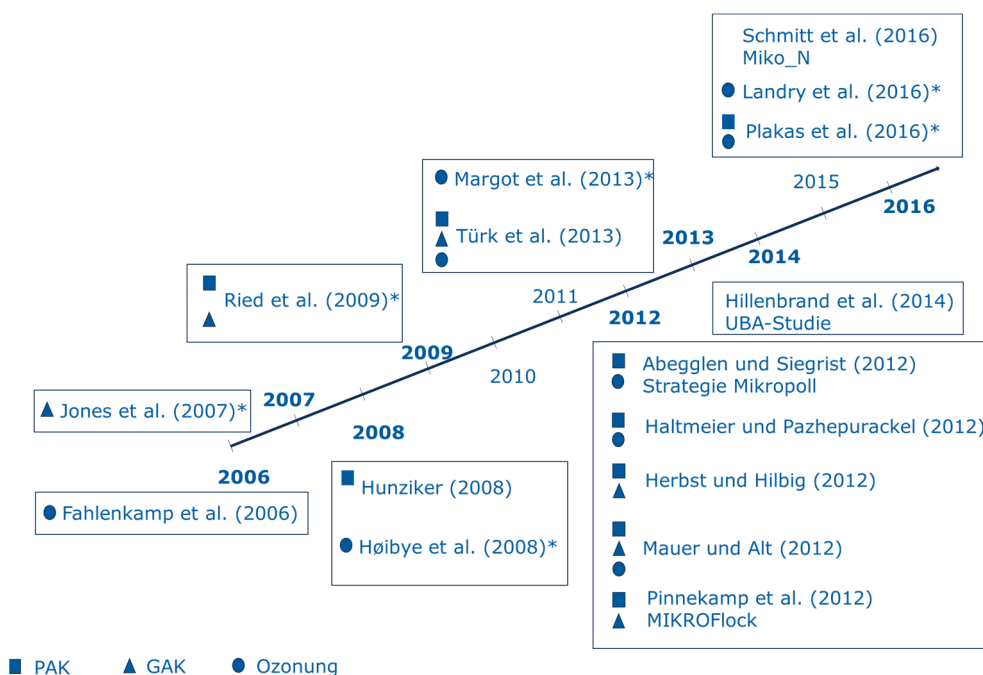


Abbildung 56: Forschungsprojekte sowie wissenschaftliche Artikel zu den Kosten einer 4. Reinigungsstufe (Artikel sind mit * gekennzeichnet)

Die **Kosten für die Verfahren** setzen sich aus verschiedenen Kostenarten zusammen. Die meisten Forschungsprojekte ermitteln Investitionskosten, jährliche Betriebskosten,

jährliche Kapitalkosten und die spezifischen Jahreskosten. Diese Kosten werden wesentlich durch die Größe der Kläranlage, die Dosierung mit Ozon und die Belastung des Abwassers, Filtration, Nutzungsdauer, Zinssatz und Energiekosten beeinflusst.

Neben den finanziellen Aspekten waren für die Projektpartner auch ökologische Aspekte der 4. Reinigungsstufe interessant. Deswegen wurde zusätzlich zum eigentlichen Inhalt dieses Arbeitspaketes eine Literaturrecherche durchgeführt mit dem Ziel, Ökobilanzen für die 4. Reinigungsstufe zu ermitteln. Eine **Ökobilanz** (auch Lebenszyklusanalyse) ist ein standardisiertes Instrument zur Bewertung von Umwelteinflüssen von Produkten und Prozessen. Die Dokumentation und Auswertung der Literatur zur Ökobilanzierung der 4. Reinigungsstufe (Hintergrund der Publikationen, betrachtete Verfahren der 4. Reinigungsstufe, betrachtete Lebenszyklusphasen, Wirkungskategorien und Fazit) findet sich im *ergänzenden Material, EM_Anlage 25*.

9.2 Interviews zu Erfahrungen kommunaler Kläranlagen mit einer vierten Reinigungsstufe

In Deutschland haben einige Kläranlagen insbesondere in Baden-Württemberg und Nordrhein-Westfalen bereits Verfahren der 4. Reinigungsstufe etabliert. Deren Erfahrungen bei Planung, Bau und Betrieb sind eine wertvolle Informationsquelle, die helfen kann zukünftige Prozesse zu optimieren. Zusätzlich zum eigentlichen Inhalt des Arbeitspaketes wurden mit einigen dieser Betreiber Interviews geführt.

9.2.1 Methode der Datenerhebung und Ergebnisse der Befragungen

Durch Befragungen wurden zu 15 kommunalen Kläranlagen, die eine 4. Reinigungsstufe betreiben, entsprechende Daten erhoben. In die Auswertung flossen die Aufnahmen von 14 Kläranlagen ein. Eine Aufnahme musste aussortiert werden, da die Qualität der Tonbandaufzeichnung so schlecht war, dass keine Transkription erfolgen konnte. Außerdem wurde den Kläranlagenbetreibern ein Steckbrief zu den Angaben der Kläranlage und ein Merkblatt zu den Angaben der Kosten zugesandt. Acht Kläranlagen sendeten die Datenschutzerklärung, sechs Kläranlagen den Steckbrief und sechs Kläranlagen das Merkblatt zu den Kosten ausgefüllt zurück.

Die Gesprächspartner waren vorwiegend Geschäftsleiter der Kläranlage oder im mittleren Management des Abwasserzweckverbandes tätig. Alle Interviewpartner arbeiteten schon seit vielen Jahren im Bereich Abwasserbehandlung. In Tabelle 37 sind die Daten der in diese Erhebung einbezogenen Kläranlagen dargestellt. Es sind zu jeder Kläranlage die Ausbaugröße in EW mit Größenklasse der Kläranlage, das Bundesland, sowie die Jahreszahlen für den Beginn der jeweiligen Phasen angegeben.

Tabelle 37: In die Datenerhebung einbezogene Kläranlagen

	Kläranlage	Bundesland	Größenklasse	EW	Zeitraum 4. RS		
					Planung	Bau	Betrieb
PAK	KA1P	NRW	GK 4A	12.000	2013	2017	2018
	KA2P	BW	GK 4B	49.500	2013	2016	2017
	KA3P	NRW	GK 4C	55.000	2013	2014	2015
	KA4P	BW		57.200	k.A.	1998	1999
	KA5P	BW	GK 5A	184.000	k.A.	2010	2013
	KA6P	BW	GK 5B	250.000	2008	2010	2011
	KA7P	BW		445.000	2009	2009	2015
GAK	KA8G	BW	GK 3	7.500	ca. 2004	ca. 2004	2011
	KA9G	BW	KG 4A	10.000	2010	2014	2016
	KA10G	NRW	GK 4C	78.500	2014	2016	2016
	KA11G	NRW	GK 5A	145.000	2011	2012	2012
	KA12G	NRW	GK 5B	380.000	2010	2011	2015
Ozon	KA13O	NRW	GK 4B	30.000	2010	2010	2011
	KA14O	NRW	GK 5B	450.000	2015	2017	2018

KA... Kläranlage; P... PAK/ Pulveraktivkohle, G... GAK/Granulierte Aktivkohle, O... Ozonung

9.2.2 Erfahrungen/Hemmnisse bei Planung, Bau und Betrieb einer 4. Reinigungsstufe

Fast alle befragten Kläranlagenbetreiber beschrieben die Planungs-, Bau- und Betriebsphase als arbeitsintensiv, jedoch angenehm. Die Hemmnisse und Einflussfaktoren in den verschiedenen Phasen der Umsetzung einer 4. Reinigungsstufe, aufgeteilt nach Verfahrensarten, werden nachfolgend dargestellt. „Hemmnisse“ werden dabei als Einflussfaktoren verstanden, welche sich aus Sicht der Befragten als hindernd in der jeweiligen Phase auswirkten.

Ebenen für Hemmnisse können sein:

- Technologie (technologische Einflussfaktoren: Dosierung, Sedimentation ...)
- Externe Umgebung (Zulieferer, Staat, Gesellschaft, Partner ...)
- Organisation (Organisationsstruktur, -größe, Ressourcen...)
- Gruppe (Teamstruktur, Teamklima, Führungsstil...)
- Individuum (Fähigkeiten und Einstellungen der Vorgesetzten und Mitarbeiter)

In der Planungsphase:

- Diskussion über Kapazität der Anlage, fehlende öffentliche Förderung führte zur Umsetzung der reduzierten Version aufgrund der geringeren Investitionskosten; erwies sich im Nachgang als zu klein
- Potentielle Notwendigkeit eines Brandschutzkonzeptes kann zu einem größeren Aufwand und zu höheren Kosten in der Planungsphase führen
- Suboptimale Planung von Standort/Positionierung der PAK-Dosierung (nicht ebenerdig)
- Insolvenz des Planungsbüros
- PAK: Gute Beratung des Dosierherstellers bzgl. der Dosierungsform- und -menge der PAK
- PAK: vor Bauphase bieten sich Experimente mit der Kohledosierung an, um das Verhalten der Kohle im Zusammenspiel mit dem Abwasser besser zu verstehen und um später mögliche Ablagerungen oder Geräteverschleiß zu vermeiden
- Gleiches muss auch bei der Ozonierung vorher getestet werden (z.B. das Strömungsverhältnis), um den erheblichen Zerfall des Ozons oder mögliche Transformationsprodukte zu vermeiden
- Minimale hausinterne Hemmnisse durch einzelne Mitarbeiter/Manager
- Ein 3D-Modell der Anlage kann die baulichen Arbeiten gut vorbereiten

Die meisten Punkte in der Planungsphase wurden jedoch als nicht hemmend wahrgenommen. Im Gegenteil, es wurde sogar eher die Zusammenarbeit zwischen Auftragnehmer, Gesellschaft, Partnern und Staat hervorgehoben. Für alle drei Verfahrensarten haben die Interviewten berichtet, dass während der Planungsphase eine gute Zusammenarbeit zwischen den Auftragnehmern, mit Zulieferern und Ingenieurbüros, den Partnern wie Hochschulen und Kompetenzzentren, dem Staat mit seinen Behörden und auch den Anwohnern vorherrschte.

In der Bauphase:

- Schwierigkeiten mit Auftragnehmern: Fehlende Fachkräfte, Kapazitätsmängel seitens der ausführenden Firmen, was zu Lieferschwierigkeiten und mangelnder Termintreue führte
- Technologische Hemmnisse bei allen drei Verfahrenstypen bezogen auf die Standortbedingungen (bspw. schlechte Baugrundverhältnisse oder hohe Grundwasserstände) oder Verfahrenstechnik;
- ungünstige Standortbedingungen konnten teilweise vorausgesehen und entsprechend schon in der Planung adressiert werden; in einem Fall läuft ein Gerichtsverfahren
- GAK: Austausch Sandfiltermaterial (Saugbagger) und Umprogrammierung bestehender Anlage auf GAK-Verfahren war herausfordernd
- weitere Hemmnisse durch höhere Gewalt, Wetterbedingungen (extremer Regen) etc. führten zu Verzögerungen

- gute Zusammenarbeit zwischen Auftragnehmern, Planungsbüros, Gewerken, Staat und Partnern; Lernen/Erfahrungsaustausch mit anderen Kläranlagenbetreibern war hilfreich

In der Betriebsphase:

Für Pulveraktivkohle:

- Schwierigkeiten bei der Dosierung der PAK in das Wasser führten häufig zu anfänglichen Störungen im Betrieb
- Probleme mit Schlammvolumen und der Sedimentation der PAK (kann bspw. zu Schlammabtrieb führen, Verschleiß der Dosier- und Fördereinrichtungen, u.a. wirkte Kohle in einigen Anlagen abrasiv wie Schleifpaste, teilweise anlagernd oder korrodierend – Wartung!)
- Umstellung der Anlage und Prozessleittechnik: arbeitsintensiv und nicht vollautomatisch

Für granuliert Aktivkohle:

- Schwierigkeiten bei Filterung und Spülen des Festbettadsorbers
- anfängliche Schwierigkeiten bei der Anwendung des normalen Filter- oder Spülprogramms
- Kohle ist leichter als vorheriges Filtermaterial, Filterung oder Spülung sollte nicht mit zu hohen Geschwindigkeiten stattfinden, sonst kann Filtermaterial (Kohle) ausgetragen werden

Für Ozonierung:

- Hemmnisse bei der Messtechnik (mit Partikeln zugesetzt), der Kühlung oder Dosierung
- Probemessstellen für Ozon müssen von Anfang an korrekt angebracht werden (Messsonden sollten nicht nach Turbulenzen (z.B. Pumpen) angebracht werden, weil dann Ozon nicht korrekt gemessen wird)
- toxische Transformationsprodukte wurden nicht nachgewiesen

Alle betonen die gute Zusammenarbeit mit anderen Akteuren, wie Planungsbüros oder Kompetenzzentren. Es wurde die Wichtigkeit von geeignetem Fachpersonal für die Einführung und den (anlaufenden) Betrieb erwähnt.

9.2.3 Kosten einer 4. Reinigungsstufe

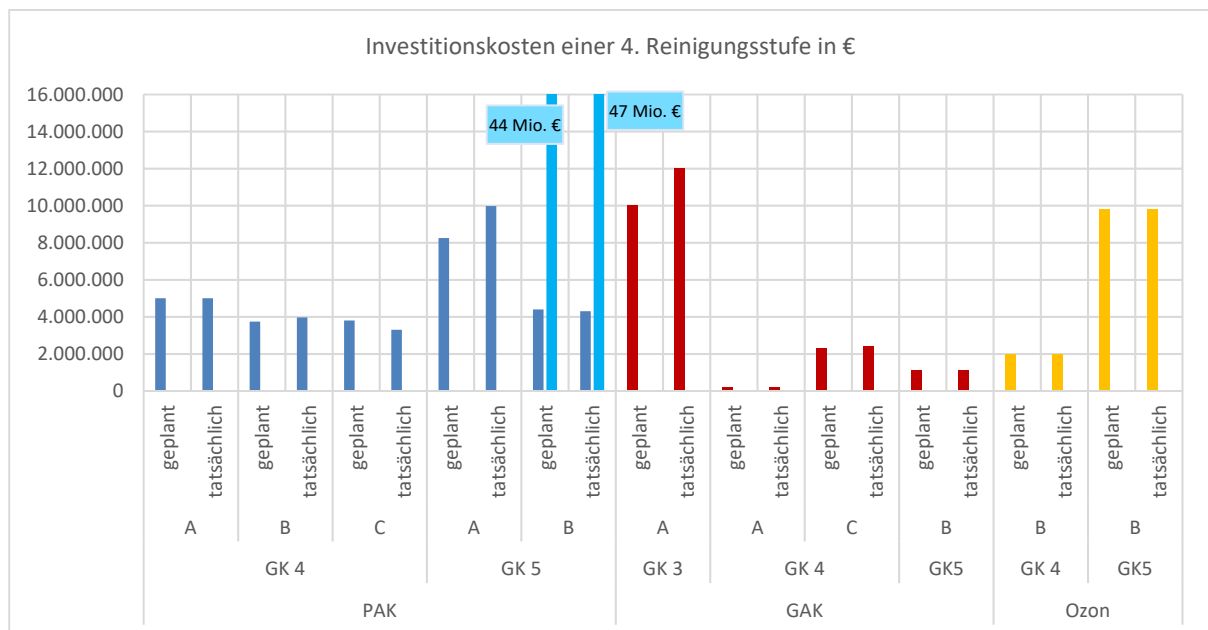
Mit den Anlagen, die sich an der Umfrage beteiligt hatten, wurde eine große Spannweite an Investitionskosten abgedeckt (0,2 bis 44 Mio Euro, s. Tabelle 38). Die Förderquote in Bezug auf die Investitionen lag für alle Anlagen im Bereich von 50 bis 70 %.

Naturgemäß sind die **Investitionskosten** für die Kläranlagen der Größenklasse 5 am höchsten (vgl. Abbildung 57). Eine Ausnahme bildet eine Kläranlage der GK 3 mit 7.500

Einwohnern, für die Investitionskosten von bis zu 12 Mio. € genannt wurden. Allerdings berichtete der Interviewpartner während des Gesprächs von dem gesamten Neubau der Kläranlage. Entsprechend kann diese Zahl nicht als Investition ausschließlich für den Bau der 4. Reinigungsstufe interpretiert werden. Die Investitionskosten einer in der Erhebung untersuchten PAK-Anlage (47 Mio. €) sind deutlich höher als die Kosten einer GAK-Kläranlage derselben Größenklasse. Eigentlich ist der Erwartungswert an Investition für die GAK-Anlage wegen der Notwendigkeit zusätzlicher Becken höher. Anhand der Gespräche kann nicht eindeutig beurteilt werden, wodurch dieser Kostenunterschied zustande kommt. Es ist aber davon auszugehen, dass die Kostenzuordnung noch nicht ausreichend standardisiert ist. Möglich ist weiterhin, dass verfügbare und nicht mehr anderweitig genutzte Becken zu deutlich niedrigeren Investitionskosten führen.

Tabelle 38: Investitionskosten der befragten Kläranlagen für die 4. Reinigungsstufe

Verfahren	Investitionskosten (in Euro)	Förderung (% der Investitionen)
PAK	3,7 - 44 Mio.	ca. 50 - 70
GAK	0,2 - 12 Mio.	ca. 80
Ozon	2 - 9,8 Mio.	ca. 70 - 80



Hinweis: Die Größenklasse 4 umfasst Ausbaugrößen von 10.000 EW bis 100.000 EW mit Unterteilung in die Unterstufen A (bis 20.000 EW), B (bis 50.000 EW) und C (bis 100.000 EW). Die Größenklasse 5 beinhaltet die Ausbaugrößen > 100.000 EW mit den Unterstufen A (bis 200.000 EW), B (bis 500.000 EW), C und D.

Abbildung 57: Investitionskosten einer 4. Reinigungsstufe – Angaben aus den Interviews

Vier Kläranlagenbetreiber gaben an, dass die geplanten und tatsächlichen Investitionskosten näherungsweise übereinstimmten. Weitere zwei Kläranlagen konnten keinerlei Angaben zu den geplanten Investitionskosten machen. Drei Kläranlagen hatten zum

Schluss geringere Investitionskosten als geplant. Fünf Kläranlagen wiesen eine Kostensteigerung im Vergleich zu den geplanten Investitionskosten auf. Die Differenz reicht dabei von 3 bis 18 %. Als Begründung wurde angegeben, dass „Dinge hinzukamen, die man nicht bedacht hatte“ (PAK). Bei einer weiteren PAK-Anlage führte während der Bauphase ein Preisanstieg für Tiefbau, Maschinen- und Elektrotechnik zu einem Kostenanstieg von ca. 260.000 €. Die schlechten Untergrundverhältnisse, welche in der Planung nur unzureichend beachtet wurden, führten bei einer dritten PAK-Anlage letztlich zu einem Kostenanstieg von 1,5 Mio. €, was 18 % entspricht.

In Tabelle 39 sind die **Betriebskosten** angegeben. Neun der befragten Kläranlagenbetreiber haben Angaben zur Höhe der Betriebskosten gemacht. Die Betriebskosten für Kläranlagen der Größenklasse 4 bewegen sich je nach gewähltem Verfahren zwischen 70.000 € (Ozonierung) und 260.000 € (PAK) pro Jahr.

Dabei wird deutlich, dass die Kosten für die Ozonierung wesentlich geringer sind als für PAK in einer vergleichbaren Größenklasse. Die Betriebskosten der Größenklasse 5 liegen zwischen 270.000 € (Ozonierung) und 400.000 € pro Jahr (PAK).

Tabelle 39: Betriebskosten einer 4. Reinigungsstufe - Angaben aus den Interviews

Betriebskosten pro Jahr			
Verfahren	Größenklasse	eingepplant	aktuell
PAK	GK 4A	100.000 €	100.000 €
	GK 4B	150.000 €	150.000 €
	GK 4C	150.000 €	120.000 €
		k.A.	261.500 €
	GK 5A	k.A.	372.233 €
	GK 5B	k.A.	396.000 €
GAK	GK 5B	700.000 €	300.000 €
Ozon	GK 4B	k.A.	70.000 €
	GK 5B	540.000 €	270.000 €

9.2.3.1 Gebührenveränderung als Folge des Baus einer 4. Reinigungsstufe in Kläranlagen

In den Interviews wurden die erwarteten und tatsächlich erfolgten Gebührenerhöhungen aufgrund des Baus einer 4. Reinigungsstufe abgefragt (Abbildung 58).

Bei den sechs Anlagen (zwei PAK, drei GAK und eine Ozon-Anlage), bei denen eine Erhöhung vorgenommen wurde, wurden die Gebühren zwischen 3 und 11 Cent pro Kubikmeter angehoben. Eine zu erwartende Gebührenerhöhung für die 4. Reinigungsstufe blieb bei 36% der Kläranlagen aus. 21% konnten darüber keine Auskunft geben.

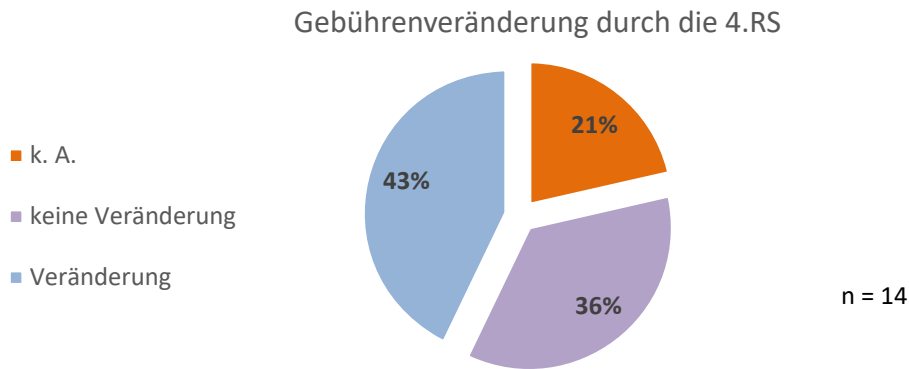


Abbildung 58: Gebührenveränderungen – Angaben aus den Interviews

9.2.3.2 Zahlungsbereitschaft der Bevölkerung

Fast alle Gesprächspartner waren der persönlichen Meinung, dass die Bevölkerung im Allgemeinen bereit ist mehr für den Gewässerschutz zu investieren. Allerdings unterliegt diese Bereitschaft Einschränkungen, was die Höhe der monetären Leistung betrifft. Hierzu gehen die Meinungen auseinander oder sind nicht eindeutig. Aber es werden Zahlen von einer Mehrbelastung pro Person im Jahr von zwei bis vier Euro genannt, welche als hinnehmbar gelten. Übereinstimmend wird allerdings geschildert, dass Politik und Kläranlage gemeinsam dazu beitragen können, das Bewusstsein und die entsprechende Bereitschaft in der Bevölkerung zu fördern.

9.2.4 Fazit

Die Umfragen zu Investitionskosten haben gezeigt, dass die Kostenzuordnung wenig standardisiert und deshalb schwer vergleichbar ist. Bei den Betriebskosten ergeben die wenigen Daten aus den Umfragen ein stimmigeres Bild. Vor allem bei den spezifischen Betriebskosten pro EW ergibt sich eine klare Aussage einer Economy of Scale, d. h. die spezifischen Kosten werden mit größeren Anlagen geringer (s. Abschnitt 12.9, Anlage 9).

Haupthemmnisse zur Implementation einer 4. Reinigungsstufe sind einerseits grundsätzlicher Art, wenn der Nutzen in Frage gestellt wird, oder aber technologischer Art. Die Ergebnisse der Experteninterviews unter den Kläranlagenbetreibern, die eine 4. Stufe bereits implementiert haben und entsprechend eher technologische Hemmnisse überwinden mussten, haben gezeigt, dass sich diese durch eine informierte und vorausschauende Planung beherrschen lassen. Als gute Unterstützung bei der Entwicklung von Lösungsstrategien und zur Reduzierung von Unsicherheiten erwiesen sich Partnerkläranlagen, Universitäten und erfahrene Ingenieurbüros.

Einschränkend muss ausgesagt werden, dass die Stichprobengröße für GAK und Ozon sehr gering ist, was verallgemeinerbare Aussagen nicht zulässt. Wir haben um Aussagen

der Interviewten gebeten, die entsprechend auch ein Abbild persönlicher Meinungen und Präferenzen sind. Die hohe Anzahl an Hemmnissen im technologischen Abschnitt könnte durch die eher technisch ausgerichteten Hintergründe der Interviewpartner im Unternehmen begründet sein.

9.3 Laborversuche zur 4. Reinigungsstufe

9.3.1 Einführung

In zahlreichen Studien wurden verschiedene Verfahren einer 4. Reinigungsstufe zur Spurenstoffelimination untersucht. Zudem gibt es bereits eine Reihe von in Betrieb befindlichen Anlagen, aus denen Betriebserfahrungen vorliegen (Tabelle 40). In Ergänzung zu diesen Studien wurden im Projekt Laborversuche mit den Abläufen der drei untersuchten Kläranlagen durchgeführt, in denen neben Veränderungen von Wirkungsgraden bzgl. Stoffelimination auch die Wirkung einzelner Verfahren (oder ihrer Kombination) auf ökotoxikologische Wirkpotentiale ermittelt wurde (vgl. Abschnitt 8.3.3).

Tabelle 40: Auswahl von großtechnisch eingesetzten Verfahren bzw. halb- und großtechnischen Versuchen zur Spurenstoffelimination

Verfahren	Umsetzung/Untersuchung
PAK	<ul style="list-style-type: none"> • Großtechnische Umsetzung, Kläranlage (KA) Ulm/Neu-Ulm (Hiller, 2016) • Halbtechnische Versuche zur Direktdosierung und nachgeschalteten Dosierung (Evers, et al., 2017)
GAK	<ul style="list-style-type: none"> • Großtechnische Versuche zur Eliminationsleistung, KA Gütersloh-Putzhausen (IWW, 2016) • Großtechnische Versuche zur Eliminationsleistung, ARA Bülach-Furt (CH) (Bitterwolf, et al., 2017)
O ₃ +SF	<ul style="list-style-type: none"> • Großtechnische Umsetzung/Versuche zur Ableitung von Auslegungskriterien, KA Duisburg-Vierlinden (Maus, et al., 2014) • Großtechnische Umsetzung, KA Weißenburg (Rödel, et al., 2019)
O ₃ +GAK	<ul style="list-style-type: none"> • Halbtechnische Versuche zur Eliminationsleistung, ARA Neugut (CH) (Böhler, et al., 2012) • Großtechnische Versuche zur Eliminationsleistung, KA Detmold (Alt, et al., 2017)

Um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten, wurden für die labortechnischen Versuche ausschließlich nachgeschaltete Verfahren berücksichtigt, die eine Behandlung von Nachklärbeckenabläufen vorsehen. Versuche zur Dosierung von PAK in den Belebtschlamm wurden in diesem Zusammenhang nicht betrachtet, da die geringere Konkurrenzadsorption im feststoffärmeren Ablauf von Vorteil ist. Zudem haben sich in Deutschland unter Verwendung von PAK bisher ausschließlich Anlagen mit einer nachgeschalteten Behandlung etabliert.

In einer Recherche wurden mit Stand 12/2018 21 Anlagen mit einer nachgeschalteten PAK-Behandlung identifiziert, die sich in Betrieb, Bau oder Planung befinden. Zur Abtrennung der PAK kommen bei allen Anwendungen verschiedene Kombinationen aus Sedimentationsbecken oder Schrägklärern und einer nachgeschalteten Filtration (Sand- oder Tuchfiltrationen) zum Einsatz.

Aufgrund des gleichen Wirkprinzips (mechanisch-physikalische Abtrennung) finden die einzelnen Kombinationen keine weitere Berücksichtigung in den Versuchen. Die Fokussierung liegt dementsprechend auf labortechnischen Versuchen zur Spurenstoffentfernung mit Ozon und anschließender biologischer Sandfiltration sowie der Behandlung mit PAK und Filtration. Beide Verfahren werden für die Nachklärbeckenabläufe der Kläranlagen Dresden, Chemnitz und Plauen angewendet.

Grundlage für die Anwendung der beiden Verfahren sind Kenntnisse zur notwendigen Dosierung von Ozon bzw. PAK. Die Dosierung des Ozons erfolgt spezifisch anhand des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC = *dissolved organic carbon*) im zu behandelnden Wasser. Zur Spurenstoffelimination mittels Ozon wird im kommunalen Bereich die in Tabelle 41 aufgeführte Dosierung vorgeschlagen bzw. angewandt.

Tabelle 41: Vorschläge für die spezifische Dosierung von Ozon und Pulveraktivkohle auf Grundlage des gelösten organischen Kohlestoffs (DOC)

Dosierungsvorgaben	Literaturverweis
<u>Pulveraktivkohle</u>	
2,5 bis 5 mg PAK/mg DOC	berechnet nach BAFU (2012) für die ARA Lausanne (CH)
1,7 bis 3,4 mg PAK/mg DOC	berechnet nach BAFU (2012) für die Versuchsanlage der Eawag (CH)
im Mittel 3,2 mg PAK/mg DOC	(Jekel & Ruhl, 2016)
1 bis 4 mg PAK/mg DOC (im Mittel 2 mg PAK/mg DOC)	(Böhler, et al., 2012)
Dosierungsvorgaben	Literaturverweis
<u>Ozonung</u>	
0,7 bis 0,9 mg O ₃ /mg DOC	(Abegglen & Siegrist, 2012)
0,6 bis 0,8 mg O ₃ /mg DOC	(Barjenbruch & Firk, 2014)
0,6 bis 1 mg O ₃ /mg DOC	(Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2015)

Nach dem Schweizer Bundesamt für Umwelt BAFU (2012) und dem Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2016) erfolgt die Zugabe von PAK im Bereich von 10 bis 20 mg PAK/L, jedoch ohne direkten Bezug zum DOC. Der Aspekt der Konkurrenzadsorption mit gelösten organischen Partikeln bleibt damit unberücksichtigt. In Jekel & Ruhl (2016) wird darauf verwiesen, dass auf Grundlage der erheblichen Konkurrenz zum DOC ein Bezug der eingebrachten Aktivkohlemenge auf den vorhandenen DOC-Gehalt notwendig ist. Im

Ergebnis ist eine Übertragbarkeit der Dosierungsempfehlungen auf verschiedene Kläranlagen möglich (Jekel & Dott, 2013). Entsprechend wird die Dosierung in mg PAK / mg DOC auf die mittlere DOC-Ablaufkonzentration (wenn vorhanden) bezogen (vgl. Tabelle 41).

9.3.2 Versuchsaufbau und Durchführung

9.3.2.1 Pulveraktivkohleversuche

Die PAK-Versuche erfolgten mit Laborschüttlern im Batchbetrieb. Für die Versuche wurden 1,5 Liter Braunglasflaschen mit einem Füllvolumen von einem Liter eingesetzt, um das notwendige Volumen von 650 ml für nachfolgende Biotests (vgl. Abschnitt 8.3.1) zu gewährleisten. Separate Kinetik-Versuche zur Bestimmung der Eliminationsleistung hinsichtlich der Einzelspurenstoffe und Summenparameter (DOC und membranfiltrierter CSB_{mf}) wurden durchgeführt, um Versuchsabläufe zu optimieren. In den folgenden Abschnitten wird auf die Versuche fokussiert, in denen Spurenstoffanalytik, Summenparameter und ökotoxikologische Untersuchungen integriert wurden.

Für die ökotoxikologischen Untersuchungen wurden Schüttelzeiten von 15 min und 30 min in der 1. Versuchsreihe sowie von 5 min und 30 min in der 2. und 3. Versuchsreihe gewählt, was sich an vorgeschlagenen hydraulischen Verweilzeiten im Kontaktbecken einer 4. Reinigungsstufe orientiert (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW, 2015). Die Auswahl der Aktivkohle erfolgte mit Hilfe vorab durchgeführter Isothermen- und Kinetikversuche. Auf dieser Grundlage wurde die PAK MP 25 (Fa. Jacobi Carbons GmbH, Deutschland), welche die beste Adsorptionsleistung zeigte, für die weiteren Untersuchungen ausgewählt.

Die PAK wurde der Ausgangsprobe (roher Ablauf) aus einer Stammlösung von 5 g/L hinzugefügt. Auf Grundlage der Dosiervorgaben in Tabelle 41 wurde eine spezifische PAK-Dosis von 3 mg PAK / mg DOC gewählt. Zum Vergleich wurden zudem Versuchsreihen mit einer konstanten Dosierung von 35 mg PAK/L durchgeführt (entspricht einem mittleren DOC-Gehalt von 11,5 mg/L). Ausgangsmaterial für die DOC-Bestimmung (s. Abschnitt 9.3.3) bzw. die Versuchsdurchführung (unfiltrierte Probe) lieferten die Ablaufstichproben (3 x 20 Liter HD-PE Kanister) der drei Kläranlagen. Die Abtrennung der PAK erfolgte mit Hilfe einer Kombination aus Papierfiltration und anschließender Membranfiltration (0,45 µm). Auf den Einsatz von Fällmittel wurde mit Rücksicht auf die anschließenden ökotoxikologischen Tests verzichtet.

Die eingesetzten Filter sowie Gefäße wurden vorab zweimal mit bidestilliertem Wasser gespült. Ein Einfluss der verwendeten Versuchsmaterialien auf die Biotests wurde parallel durch einen Blindversuch mit bidestilliertem Wasser (bspw. als Blank PAK 5min dargestellt) untersucht.

9.3.2.2 Versuche zur Ozonbehandlung und Sandfiltration

Die Ozonierung wurde im Durchlaufbetrieb durchgeführt. Der Eintrag des Ozons erfolgte über einen Injektor mit anschließender Kontaktschlaufe (Diffusor). Das Ozon-Wassergemisch gelangte im Anschluss in einen 3,6 Liter großen Kontaktreaktor. Der Durchfluss der Beschickungspumpe (Mikrozahnradschlepppumpe) wurde so gewählt, dass im Kontaktreaktor eine hydraulische Verweilzeit von 12 min gewährleistet wurde. Je Versuch wurde eine Menge von 20 Liter (Lagerung in HD-PE -Kanister) ozoniert. Der behandelte Ablauf wurde in einem 30 Liter HD-PE-Behälter aufgefangen. Um eine weitere Reaktion mit Restozon zu unterbinden, wurde in den Ablaufbehälter Stickstoff eingebracht. Das aus dem Kontaktreaktor und dem Ablaufbehälter erfasste Abgas wurde zur Entfernung des Restozons mit Kupfer-Mangan-Oxid und Aktivkohle behandelt.

Tabelle 42: Ablauf und Probenahmestrategie: Ozonierung und biologische Nachbehandlung

Behandlung	Zeitraum/Menge/Analytik
<i>biologische Aktivierung des Sandfilters</i>	<ul style="list-style-type: none"> I. bis IV. Woche (28 d) - 2 x 20 Liter roher Ablauf je KA (Kreislaufbetrieb) - keine Analytik
<i>Ozonierung</i>	<ul style="list-style-type: none"> - 29. Tag - 20 Liter Ablauf - Vor bzw. nach der Behandlung Analytik zu: <ul style="list-style-type: none"> ⇒ DOC, CSB_{mf}, LC-MS und ÖKOTOX
<i>biologische Nachbehandlung¹</i>	<ul style="list-style-type: none"> - 30. bis 33./34. Tag (4 d bzw. 5 d) - 3,2 Liter je Tag - Nach der Filtration (8 h) jeden Tag Analytik zu: <ul style="list-style-type: none"> ⇒ DOC, CSB_{mf}, LC-MS - Nach der Filtration am 31. Tag und 33. Tag Analytik zu: <ul style="list-style-type: none"> ⇒ ÖKOTOX

¹ Der Ablauf des 30. Tages (1. Tag biologische Nachbehandlung) ist für die Beurteilung der Wirksamkeit nicht repräsentativ, da der Rohablauf des Vorbetriebes ausgespült wird.

Zur biologischen Nachbehandlung wurde für jede Kläranlage eine Sandfiltration im Labormaßstab aufgebaut. Die technischen Spezifikationen können Abschnitt 12.10, Anlage 10 entnommen werden. Aufgrund der begrenzten Transport- und Behandlungskapazität für den Kläranlagenablauf wurde die Sandfiltration in einem diskontinuierlichen Durchlauf über 8 Stunden pro Tag betrieben. Während des Betriebes wurden die Filtersäulen (Glas) und die zugehörigen HD-PE-Schläuche mit Alufolie vor UV-Licht geschützt. Über einen ebenfalls lichtgeschützten Vorlagebehälter aus Glas (5 Liter) und Membranpumpen wurden die Säulen mit einem Durchfluss von 0,4 L/h beschickt. Der Ablauf der Säulen wurde während des Versuches in Glasbehältern mit einem Volumen von 5 Liter aufgefangen und lichtgeschützt gelagert. Die Säulen wurden 4 bis 5 Tage betrieben, um 20 Liter ozonierten Ablauf zu gewinnen. Die Probenahmestrategie kann Tabelle 42 entnommen werden.

Ein Einfluss der eingesetzten Vorlagebehälter, der Ozonungsanlage, der Sandfiltration und der Auffangbehälter auf die Biotests wurde vorab durch einen Blindversuch mit bidestilliertem Wasser untersucht.

9.3.3 Angewendete analytische Verfahren

9.3.3.1 Summenparameter – DOC und CSB

Zur Bestimmung der notwendigen Dosierung von Ozon und PAK wurde der DOC im Ablauf der Nachklärung nach der Membranfiltration über 0,45 µm mit der Methode für den *Total Organic Carbon* - TOC gemessen. Zur Anwendung kam vorrangig das Direktverfahren als NPOC sowie zur Verifikation die DOC-Analytik im LC-OCD-Verfahren. Zur Einordnung der entnommenen Abläufe und Beurteilung der Spurenstoffbehandlung wurde zudem der membranfiltrierte Chemische Sauerstoffbedarf (CSB_{mf}) bestimmt.

9.3.3.2 Spurenstoffanalytik

Zur Beurteilung der Eliminationsleistung der eingesetzten Verfahren zur 4. Reinigungsstufe sollten die unter Abschnitt 8.2 aufgeführten LC-MS-relevanten Spurenstoffe analysiert werden. Dies erfolgte per Direktinjektion über LC-MS/MS (Triple-Quadrupol). Als Probevolumen wurde aus den Versuchen 1 ml zur Verfügung gestellt, das nach 0,2 µm Sterilfiltration (vorgespülte Spritzenvorsatzfilter aus regenerierter Zellulose) mit einem internen Standardmix der Zielsubstanzen versetzt und bei 4° C bis zur Analytik gelagert wurde.

9.3.3.3 Ökotoxikologische Analyse

Zur ökotoxikologischen Bewertung der Laborversuche zur 4. Reinigungsstufe wurden die hefebasierten Reportengen-Assays (YES, YAES, YAS, YAAS, YDS) sowie der Ames Test (TA98 und TA100) angewendet (vgl. Methodenbeschreibung in Abschnitt 8.3.3). Es wurden sowohl native als auch angereicherte Abwasserproben (über Festphasenextraktion, s. ebenfalls Abschnitt 8.3.3; Extrakte) untersucht.

Eine Untersuchung der nativen Abwasserproben wurde am ersten Versuchstag mit den Rohabläufen der drei Kläranlagen durchgeführt. Um die Qualität und die Vergleichbarkeit zu den anderen ökotoxikologischen Biotests im Projekt gewährleisten zu können, wurden die Proben nur am ersten Versuchstag untersucht, deshalb entfällt die Untersuchung der nativen Abwässer nach Sandfiltration, die sich an die Ozonung anschließt. Desweiteren wurde bei den nativen Abwasseruntersuchungen auf die östrogenen und anti-östrogenen Potentiale fokussiert, da bei den anderen angewendeten Biotests im Monitoring keine endokrinen Potentiale festgestellt wurden (s. Monitoring: native Testergebnisse, Abschnitt 8.3.3).

Mit allen Proben der Versuchsreihe wurden taggleich Festphasenextraktionen durchgeführt (vgl. Abschnitt 8.3.3) und in 10,5-facher Anreicherung im Hefereporter-Gen-Assay sowie in 2,5-facher Anreicherung im Ames Test untersucht. Die Anreicherungsmethode wurde in den ersten Versuchen wie im Monitoring durchgeführt, im dargestellten Versuch (März 2018) wurde das Probenvolumen auf 250 ml verringert (statt 500 ml in der Messkampagne), da dies ein schnelleres Abfiltrieren der PAK ermöglichte.

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Versuche vom März 2018 detailliert beschrieben. Bei diesen Versuchen wurden die drei Rohabläufe parallel einer Behandlung mit PAK (nach Abfiltration) einerseits sowie mit Ozon und anschließender Sandfiltration andererseits unterzogen. Um mögliche toxische Potentiale zu erfassen, die während der Ozonung entstehen können (Magdeburg A, 2012), wurden Proben sowohl nach der Ozonung als auch nach der sich anschließenden Sandfiltration untersucht. Um mögliche Einflüsse der verwendeten PAK auf das Dioxin-ähnliche Potential auszuschließen, wurde die PAK-Stufe zusätzlich mit bidestilliertem Wasser beschickt und der Ablauf analysiert (Methodenreferenz, Blank PAK).

Nach der Ozonung wurden *zwei*, nach der anschließenden Sandfiltration *eine* Stichprobe ökotoxikologisch untersucht. Bei den PAK-Versuchen wurden 2 Replikate jeweils parallel behandelt. Im weiteren Ergebnisteil werden diese (Pseudo-)Replikate bei den ökotoxikologischen Bewertungen als Mittelwert dargestellt. Die Analyse der Biotest-Daten erfolgte wie in Abschnitt 8.3.3 beschrieben.

9.3.4 Übersicht des durchgeführten Versuchsprogrammes

Neben Schüttelversuchen mit PAK zur Ermittlung von Isothermen bzw. der Adsorptionskinetik wurden für ökotoxikologische Untersuchungen die folgenden drei Versuchsreihen durchgeführt:

- 1. Versuchsreihe (Mai/Juni 2017) für die Abläufe von Dresden, Chemnitz und Plauen jeweils sowohl mit einer DOC-spezifischen als auch mit einer konstanten PAK-Dosis von 35 mg PAK / L bei einer Kontaktzeit von 15 und 30 min.
- 2. Versuchsreihe (November/Dezember 2017) für die Abläufe von Dresden, Chemnitz und Plauen jeweils mit einer DOC-spezifischen¹⁷⁷ PAK-Dosis bei einer Kontaktzeit von 5 und 30 min.
- 3. Versuchsreihe (März 2018) für die Abläufe von Dresden, Chemnitz und Plauen jeweils mit einer DOC-spezifischen¹⁷⁷ PAK-Dosis bei Kontaktzeiten von 5 und 30 min.

¹⁷⁷ Die in der 1. Versuchsreihe eingesetzte konstante Dosierung von 35 mg PAK / L wurde in den zwei folgenden Versuchsreihen aus logistischen Gründen bzw. aufgrund fehlender Unterschiede zur jeweiligen spez. Dosierung nicht mehr betrachtet.

Im Rahmen des Projektes wurden vier Versuchsreihen zur Ozonierung und anschließenden Sandfiltration durchgeführt. Die 1. Versuchsreihe (O_3 + 5 Tage Sandfiltration) sollte die Durchführbarkeit und den Optimierungsbedarf hinsichtlich der Bestimmung der Eliminationsleistungen durch Spurenstoffanalytik und effektbasierte Biotests sowie der Betriebsparameter DOC und CSB_{mf} ermitteln.

In der letzten Versuchsreihe (März 2018) wurde für die gleichen Ablaufproben der jeweiligen Kläranlage die Leistungsfähigkeit der Ozonierung jener der Aktivkohlebehandlung im Hinblick auf die Ökotoxikologie gegenübergestellt.

9.3.5 Ergebnisse der Versuche

9.3.5.1 Eliminationsleistung hinsichtlich der organischen Belastung

9.3.5.1.1 Mittlere Eliminationsleistungen der Pulveraktivkohlebehandlung und der Ozonierung

Durch die Behandlung der Nachklärbeckenabläufe mit einer spezifischen Aktivkohledosierung von 3 mg PAK / mg DOC (Kontaktzeit 30 min) bzw. mit einer spezifischen Ozondosis von 0,7 mg O_3 / mg DOC und anschließender Filtration konnte eine mittlere DOC-Elimination von 27 % bzw. 34 % erreicht werden, in Bezug auf den CSB_{mf} betragen die mittleren Werte 29 % bzw. 34 %.

Die Untersuchungen mit PAK ergaben für die DOC-Elimination für die drei Kläranlagen mittlere Entfernungsgrade zwischen 24 % für Plauen und 30 % für Chemnitz (vgl. Abbildung 59), für die CSB_{mf} -Elimination wurden mittlere Wirkungsgrade zwischen 26 % für Dresden und um die 30 % für Chemnitz und Plauen ermittelt. Die Standardabweichungen in Abbildung 59 deuten an, dass der Schwankungsbereich der Wirkungsgrade für den Ablauf der KA Dresden für beide Parameter am geringsten war. Die mittleren Konzentrationen von DOC und CSB_{mf} lagen in den Ausgangsproben für den Ablauf der Kläranlage Plauen am höchsten.

Durch den Einsatz von Ozon und eine anschließende Filtration konnten bezüglich des DOC mittlere Eliminationsleistungen zwischen 31 % für Plauen und 37 % für Chemnitz erreicht werden (vgl. Abbildung 60), bezüglich CSB_{mf} wurden für Dresden und Chemnitz 32 %, für Plauen 38 % ermittelt. Auch hier war die Schwankungsbreite der Wirkungsgrade für Dresden am geringsten. Die in den Ausgangsproben gemessenen mittleren DOC-Konzentrationen lagen für alle drei Anlagen in einem Bereich um 11 mg/L, die mittleren CSB_{mf} -Konzentrationen zwischen 22 mg/L für Chemnitz und 25 mg/L für Plauen.

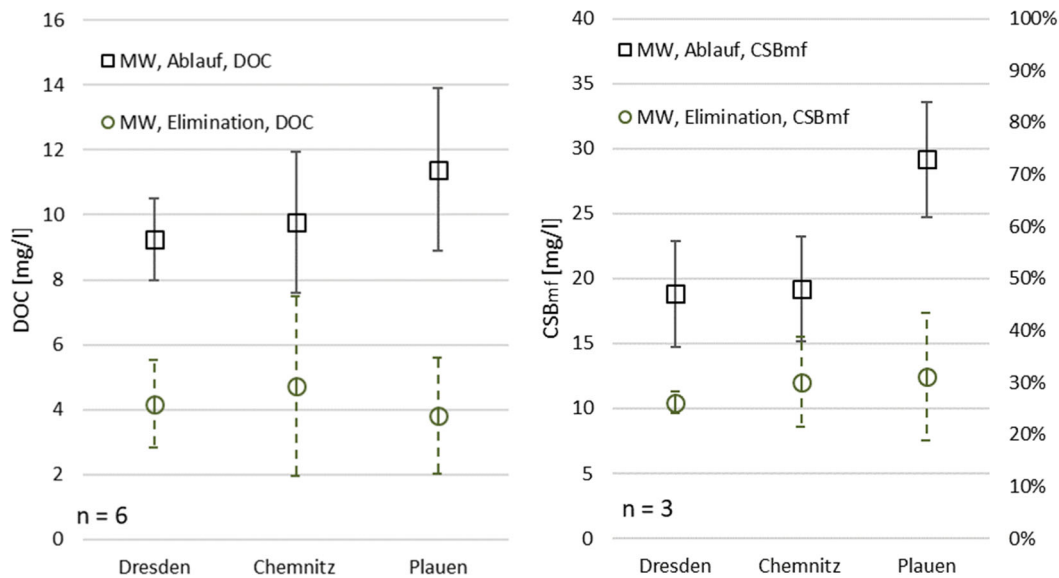


Abbildung 59: Ausgangskonzentrationen sowie mittlere Eliminationsleistungen (MW) und deren Standardabweichungen für DOC und CSB_{mf} bei einer PAK-Behandlung von 30 min mit einer spez. Dosierung von 3 mg PAK / mg DOC

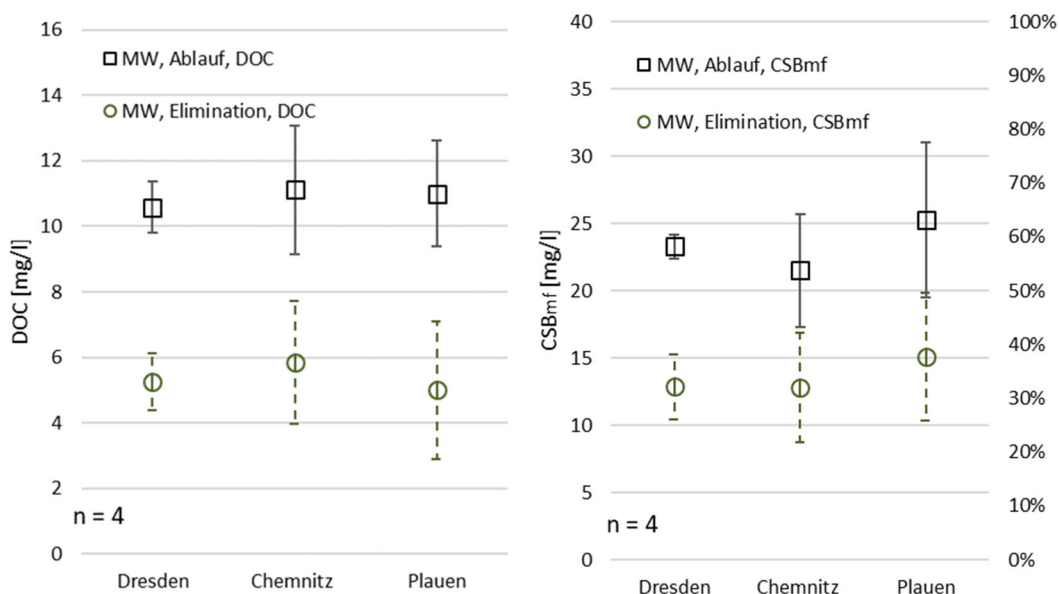


Abbildung 60: Ausgangskonzentrationen sowie mittlere Eliminationsleistungen (MW) und deren Standardabweichungen für DOC und CSB_{mf} bei einer Ozonbehandlung von 12 min und einer spez. Dosierung von 0,7 mg O_3 / mg DOC sowie anschließender Filtration

9.3.5.1.2 Vergleichsversuch zur Ozonierung und Pulveraktivkohlebehandlung (März 2018)

Unter Verwendung der gleichen Ablaufproben für die PAK- und O_3 -Behandlung inkl. Sandfiltration konnte bei beiden Verfahren eine ähnliche Eliminationsleistung für den DOC und für den CSB_{mf} erreicht werden (vgl. Abbildung 61 und Abbildung 62).

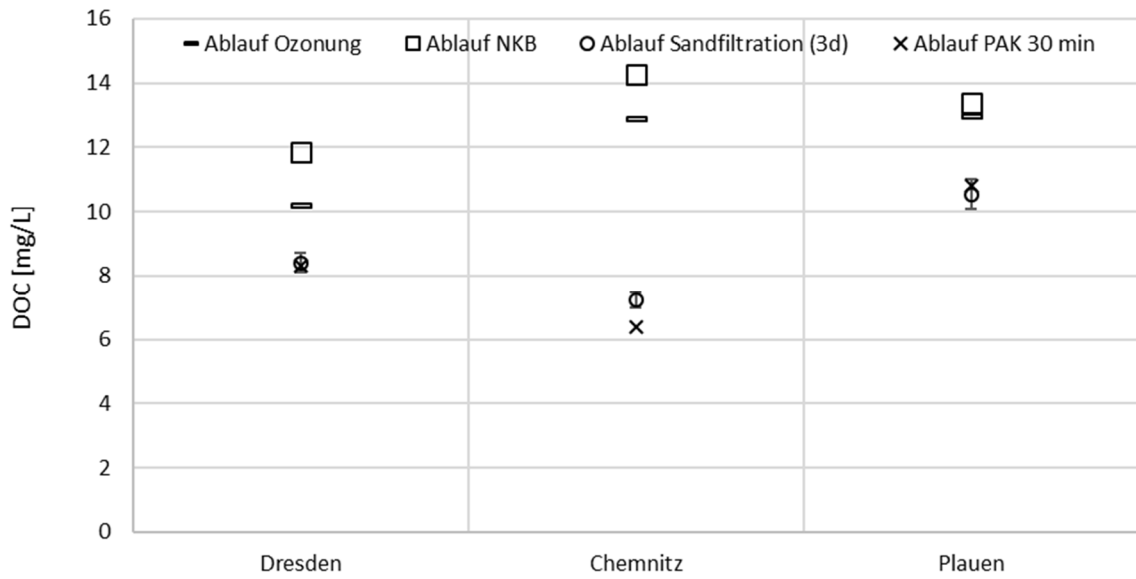


Abbildung 61: Erreichbare DOC-Ablaufkonzentration bei Behandlung der gleichen Ablaufprobe mit 3 mg PAK bzw. 0,7 mg O₃ je mg DOC

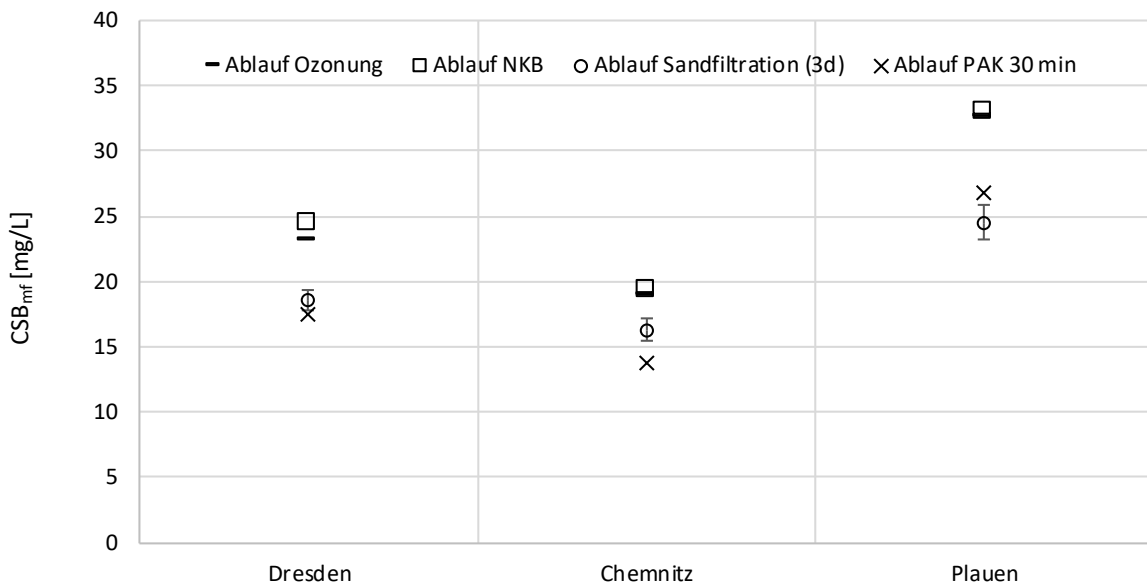


Abbildung 62: Erreichbare Ablaufkonzentration des membranfiltrierten CSB bei Behandlung der gleichen Ablaufprobe mit 3 mg PAK bzw. 0,7 mg O₃ je mg DOC

Durch Ozonierung und anschließende Sandfiltration wurde der DOC um 21 % (Plauen), 29 % (Dresden) bzw. 49 % (Chemnitz) reduziert. Durch den Einsatz von PAK wurden Entfernungsraten von 19 % (Plauen), 30 % (Dresden) und 55 % (Chemnitz) erreicht.

Entsprechend der Vorgaben zur spezifische Dosierung und der in den Ablaufproben bestimmten DOC-Konzentrationen (Doppelbestimmung) wurden die in Tabelle 43 aufgeführten Mengen an PAK bzw. O₃ eingetragen.

Tabelle 43: Ermittlung der notwendigen Dosierung von Ozon und Pulveraktivkohle

		Dresden	Chemnitz	Plauen
Ablauf	DOC-Konzentration	11,9 mg/L	14,3 mg/L	13,4 mg/L
	CSB _{mf} -Konzentration	24,5 mg/L	19,4 mg/L	33 mg/L
	CSB _{mf} /DOC	2,1	1,4	2,5
O ₃ +SF	O ₃ -Dosis	8,4 mg O ₃ /L	10 mg O ₃ /L	9,4 mg O ₃ /L
	CSB _{mf} /DOC	2,2	2,3	2,3
PAK	PAK-Dosis	35,7 mg PAK/L	42,9 mg PAK/L	40,2 mg PAK/L
	CSB _{mf} /DOC	2,1	2,1	2,5

9.3.5.2 Eliminationsleistung der verschiedenen Verfahren bezüglich der untersuchten Mikroschadstoffe

Die im Folgenden dargestellten Eliminationsleistungen (s. Abbildung 63, Abbildung 64 und Abbildung 65) wurden im Rahmen des Versuches im März 2018 ermittelt. Für die drei Standorte wurde 38 Spurenstoffe untersucht.

Im Ablauf des Standortes Dresden konnten 16 Analyten, in Chemnitz 14 und in Plauen 17 nicht detektiert werden, da sie mehrheitlich unter der Bestimmungsgrenze lagen. Die in Abschnitt 8.3.1 als UQN-relevant¹⁷⁸ eingestuften siedlungsbürtigen Spurenstoffe Carbamazepin, Diclofenac und Erythromycin, die in der mechanisch-biologischen Abwasserbehandlung schlecht eliminiert werden (s. Abschnitt 8.3.3, Tabelle 30), konnten mit Hilfe sowohl der Ozonierung als auch der PAK-Behandlung mit Wirkungsgraden von z.T. deutlich über 90 % reduziert werden. Die roten Linien in Abbildung 63 bis Abbildung 66 stehen für das Eliminationsziel von mindestens 80 % (sog. Schweizer Kriterium bzw. Definition der guten Elimination gemäß Abschnitt 8.3.3). Zudem wurde Terbutryn, das in Farben und Lacken zur Anwendung kommt und im Fließgewässer Chemnitz als beobachtungswürdig eingestuft wurde (Erfüllung von 50 % der JD-UQN im 3. Monitoring), durch beide Verfahren weitgehend eliminiert.

Für Acesulfam (in Dresden und Chemnitz (in Plauen war eine Bestimmung nicht möglich)), Naproxen und Paracetamol (Chemnitz) sowie für Ciprofloxacin (Dresden und Plauen) wurde das Eliminationsziel von mindestens 80 % knapp (Ciprofloxacin, Naproxen, Paracetamol) oder deutlich (Acesulfam) verfehlt. Diese Stoffe sind nicht UQN-relevant.

¹⁷⁸ Überschreitung der zugeordneten UQN oder Ausfüllung der 50%igen UQN (beobachtungswürdig)

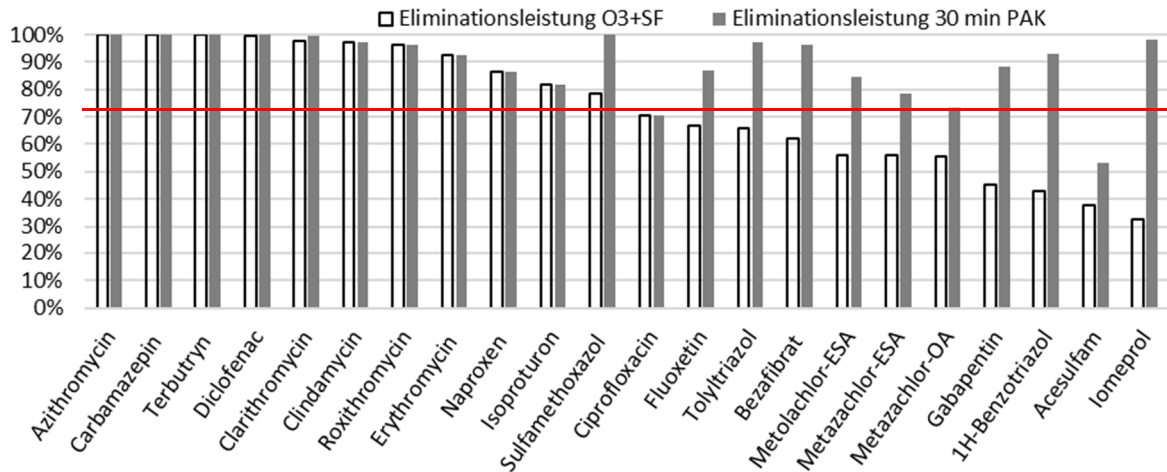


Abbildung 63: Eliminationsleistungen von Ozonierung und Pulveraktivkohle (30 min) für den Ablauf der Kläranlage Dresden (sortiert nach Eliminationsraten der Ozonierung); rote Linie = 80 % Eliminationsziel

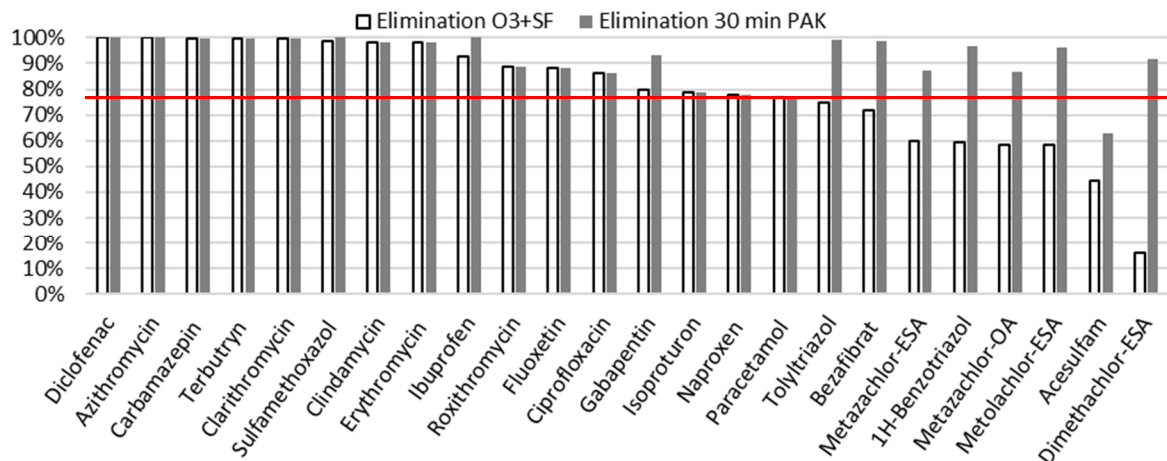


Abbildung 64: Eliminationsleistungen von Ozonierung und Pulveraktivkohle (30 min) für den Ablauf der Kläranlage Chemnitz (sortiert nach Eliminationsraten der Ozonierung); rote Linie = 80 % Eliminationsziel

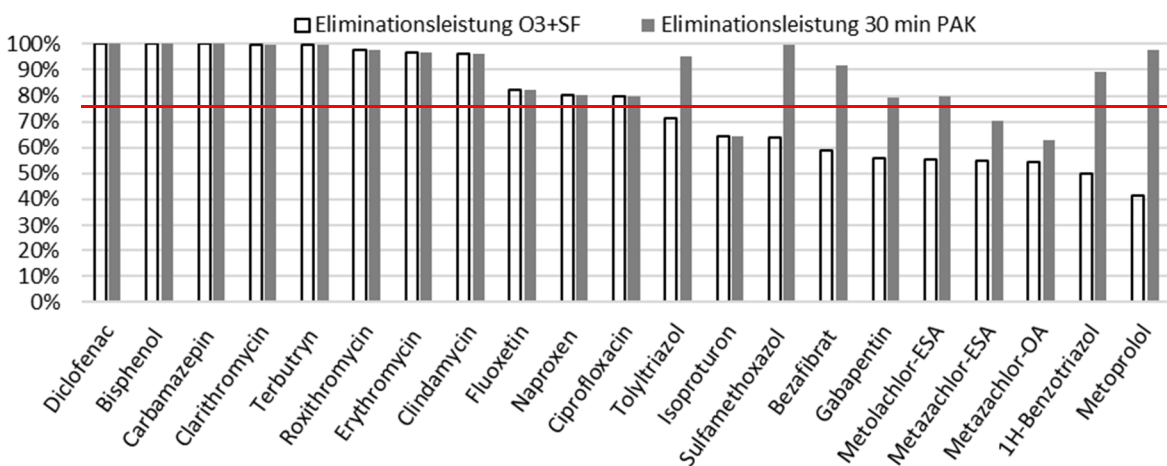


Abbildung 65: Eliminationsleistungen von Ozonierung und Pulveraktivkohle (30 min) für den Ablauf der Kläranlage Plauen (sortiert nach Eliminationsraten der Ozonierung); rote Linie = 80 % Eliminationsziel

Ein Vergleich der drei Standorte zeigt, dass für eine Vielzahl von Stoffen die Eliminationsleistungen der Ozonierung für den Ablauf der drei Kläranlagen in einem ähnlichen Bereich lagen (s. Abbildung 66). Deutliche Unterschiede waren vor allem für das Antibiotikum Sulfamethoxazol und das Antiepileptikum Gabapentin zu verzeichnen. Eine Entfernung von mehr als bzw. um die 80 % wurde für die beiden Substanzen nur mit dem Ablauf von Chemnitz erzielt.

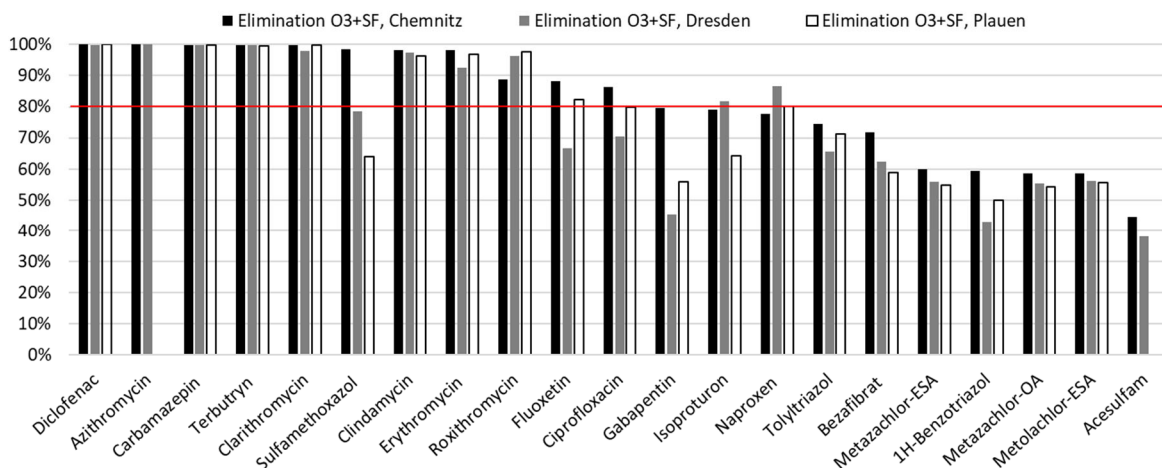


Abbildung 66: Vergleich der Eliminationsleistungen zwischen den Standorten bei Anwendung von Ozon und anschließender Filtration (sortiert nach Eliminationsrate; rote Linie = 80 % Eliminationsziel)

9.3.6 Ergebnisse der ökotoxikologischen Biotests (effektbasierte Methoden) nach den verschiedenen Abwasserbehandlungen

9.3.6.1 Ökotoxikologische Untersuchung der nativen Abwasserproben

In den Proben der drei Kläranlagenabläufe wurden bei 0,63-facher Anreicherung keine östrogenen Potentiale nachgewiesen. In den Untersuchungen zu anti-östrogenen Potentialen zeigen die Nachweise mit gleichbleibender Hemmung sowohl in den Rohabläufen als auch in den Behandlungsstufen widersprüchliche Ergebnisse, lassen sich aufgrund der Probenqualität nach Bewertung des ersten Tests aber nicht wiederholen.

Diese Erfahrung zeigt, dass eine Untersuchung und Bewertung von nativen Abwasserproben durch die Abwassermatrix erschwert wird und deshalb die Herangehensweise grundsätzlich verbessert werden muss, damit die Ursprungprobe nicht zu stark verändert wird. In Stabilitätsuntersuchungen konnte gezeigt werden, dass endokrine Potentiale in Abwasser auch bei optimaler Probenahme und Lagerung in Abhängigkeit von der Lagerungszeit deutlichen Schwankungen unterliegen (Richter 2019).

Mit den angewendeten Ames-Tests (TA98 und TA100) wurde kein mutagenes Potenzial in den nativen Abwasserproben festgestellt. Auch in allen Vorversuchen zur 4. Reinigungsstufe (PAK und Ozon) wurde keine Mutagenität in den nativen Proben nachgewiesen.

9.3.6.2 Ökotoxikologische Untersuchung der angereicherten Abwasserproben (Extrakte)

In den drei Rohabläufen wurden **östrogene Potentiale** nachgewiesen, die in Chemnitz und Dresden bei jeweils 0,38 und 0,4 ng/L E-EQ lagen, in Plauen bei 3,75 ng/L E-EQ (s. Abbildung 67).

Nach Anwendung der erweiterten Reinigungsstufen wurden in allen Abwasserproben keine östrogenen Potentiale mehr nachgewiesen. Die Behandlung von bidestilliertem Wasser mit PAK als Methodenreferenz (Blank) verursachte ebenfalls kein östrogenes Potential.

Die Untersuchungen verdeutlichen, dass die ausgewählten Reinigungsverfahren auch bei einer hohen östrogenen Belastung im Rohablauf (wie bei der Stichprobe Plauen) eine Elimination bis unterhalb der Nachweisgrenze des angewendeten Biotests erzielen können. Selbst eine PAK-Behandlung mit einer Kontaktzeit von 5 min war unter den gewählten Versuchsbedingungen geeignet, um die östrogenen Potentiale im Abwasser nachweislich zu eliminieren.

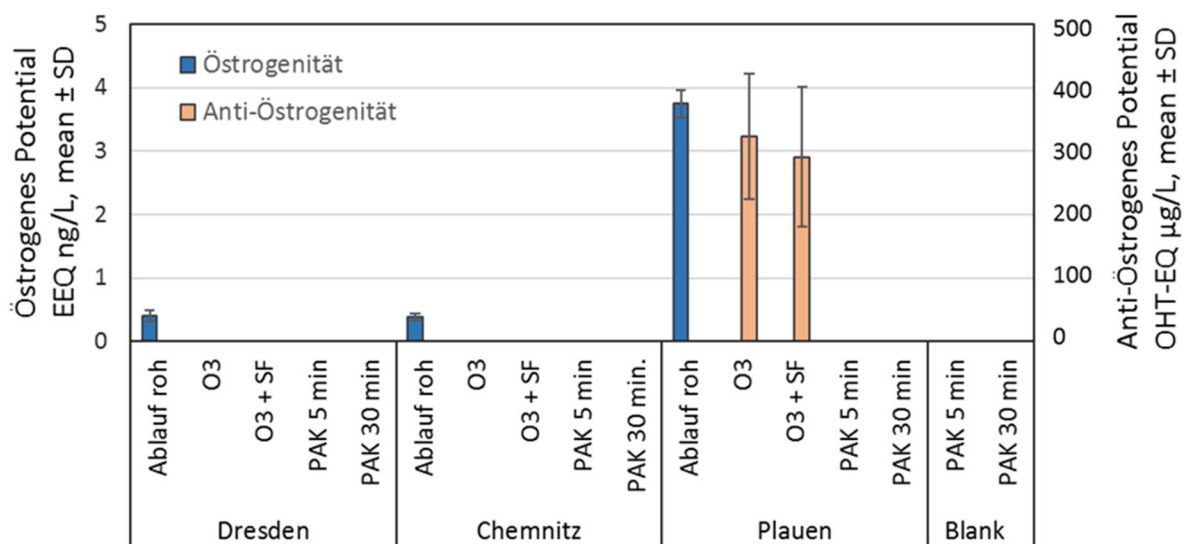


Abbildung 67: Östrogenes Potential E-EQ (17 β -Estradiol-Equivalent in ng/L) und Anti-Östrogenes Potential OHT-EQ (4-Hydroxytamoxifen-Equivalent in μ g/L) dargestellt als Mittelwert \pm Standardabweichung in angereicherten Abwasserproben; konventionell gereinigtes Abwasser (Ablauf roh) nach Behandlung mit (I) Ozon (O3) und anschließender Sandfiltration (O3 + SF) sowie (II) Pulveraktivkohle-Behandlung nach 5 min (PAK 5min) und 30 min (PAK 30min) Kontaktzeit, Blank entspricht einer Referenzprobe mit bidestilliertem Wasser

In den drei Rohabläufen wurden keine **anti-östrogenen Potentiale** nachgewiesen (s. Abbildung 67). Aufgrund der konträren Effekte bestimmter Stoffe, die im Rahmen dieser Tests auftreten können (Rezeptoraktivierung durch östrogene Substanzen z.B. aus Empfängnisverhütungsmitteln, Rezeptorhemmung durch anti-östrogene Substanzen wie bspw. das Arzneimittel Raloxifen), kann eine Auswertung erschwert sein.

Aufgrund von hohen DOC-Gehalten (s. Abbildung 59), die während der Festphasenextraktion zur Sorption von bestimmten Substanzen führen können (Neale, Escher, & Leusch, 2015), besteht bei dem untersuchten Rohablauf Plauen die Möglichkeit, dass ein anti-östrogenes Potential durch das hohe östrogene Potential (s. Abbildung 67) maskiert wird (Völker, et al., 2016). Dies könnte auch erklären, dass nach Eliminierung der hohen östrogenen Potentiale durch Ozon mit anschließender Sandfiltration deutliche anti-östrogene Potentiale nachgewiesen wurden. Nach PAK-Behandlung des Rohablaufs von Plauen konnte – unabhängig von der Kontaktzeit – kein anti-östrogenes Potential nachgewiesen werden. Die Behandlung von bidestilliertem Wasser mit PAK als Methodenreferenz (Blank) ergab ebenfalls keinen Nachweis von anti-östrogenen Potentialen.

Androgene Potentiale (T-EQ; Testosteron-Äquivalent) sowie **anti-androgene Potentiale** (Flu-EQ; Flutamid-Äquivalent) wurden in diesem Versuch nicht detektiert (Daten nicht dargestellt).

Dioxin-ähnliches Potential (β -NF-EQ; β -Naphthoflavon-Äquivalent) wurde in den Extrakten der Rohabläufe von Dresden und Chemnitz mit jeweils 0,18 und 0,24 $\mu\text{g/L}$ β -NF-EQ nachgewiesen. Der untersuchte Rohablauf der Kläranlage Plauen zeigte dagegen bei gleicher Anreicherung Zytotoxizität (d.h. das Wachstum der Testorganismen lag deutlich unterhalb der vorgegebenen Validitätsgrenze von $< 80\%$), so dass für Plauen keine Bewertung der Eliminationsrate der Behandlungsstufen erfolgen konnte (s. Abbildung 68 A).

Durch Ozon-Behandlung konnten Dioxin-ähnliche Potentiale im Vergleich zu den Rohabläufen um 44,6 % in Dresden und um 71,1 % in Chemnitz reduziert werden, nach anschließender Sandfiltration konnten keine Dioxin-ähnlichen Potentiale mehr nachgewiesen werden. Im Abwasser von Plauen wurden nach Ozon-Behandlung sowie nach anschließender Sandfiltration jeweils 0,084 sowie 0,091 $\mu\text{g/L}$ β -NF-EQ gemessen. Eine deutliche Reduktion durch die anschließende Sandfiltration, wie in Dresden und Chemnitz festgestellt, konnte in Plauen in diesem Versuch nicht gezeigt werden.

Bei allen drei Rohabläufen wurden nach PAK-Behandlung unabhängig von der Kontaktzeit keine Dioxin-ähnlichen Potentiale mehr nachgewiesen.

Auch bei der Methodenreferenz (Blank) wurde in diesem Versuch keine Aktivierung des Rezeptors festgestellt. Allerdings zeigte sich in Vorversuchen, dass bei einer 30-minütigen PAK-Behandlung von bidestilliertem Wasser teilweise eine zytotoxische Wirkung im hefebasierten Test auf Dioxin-ähnliche Potentiale auftrat.

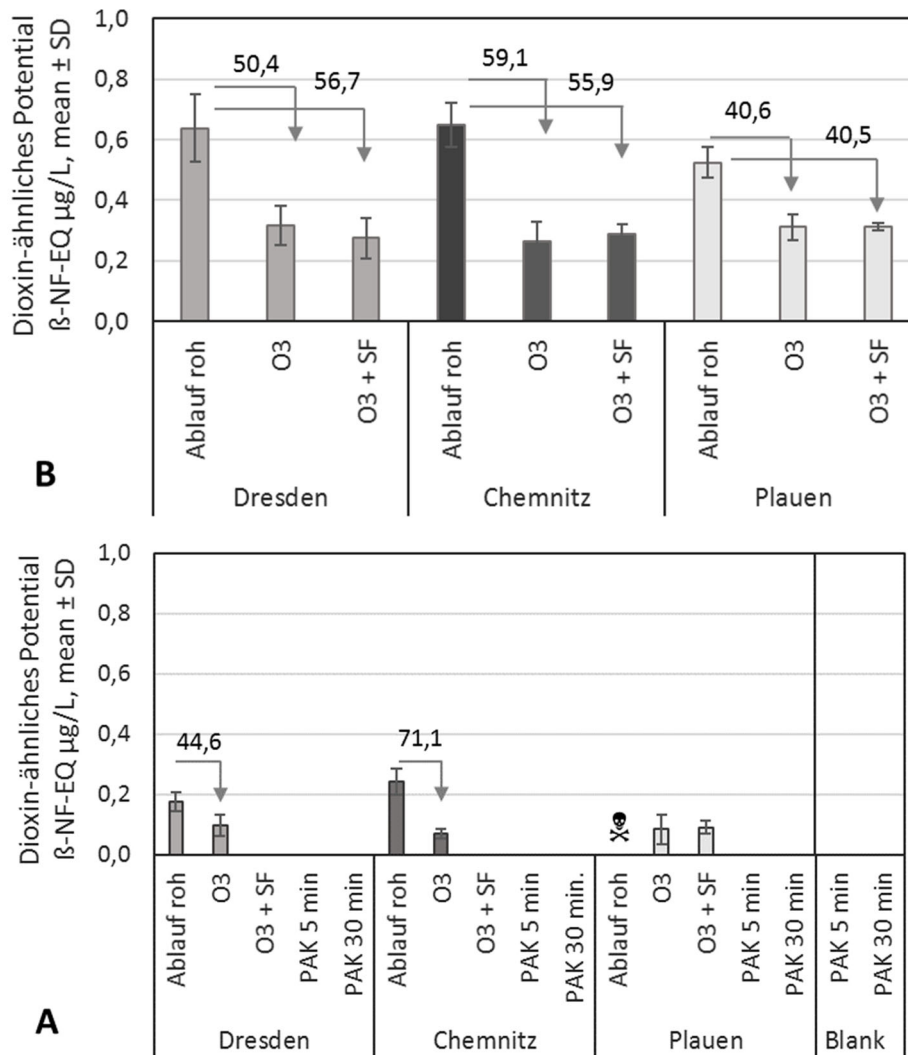


Abbildung 68: Dioxin-ähnliches Potential (β -NF-EQ; β -Naphthoflavon-Equivalent in $\mu\text{g/L}$) dargestellt als Mittelwert \pm Standardabweichung in angereicherten Abwasserproben; A: konventionell gereinigtes Abwasser (Ablauf roh) nach Behandlung mit (I) Ozon (O_3) und anschließender Sandfiltration ($\text{O}_3 + \text{SF}$) sowie (II) Pulveraktivkohle-Behandlung nach 5 min (PAK 5min) und 30 min (PAK 30min) Kontaktzeit, Blank entspricht einer Methodenreferenz der PAK Behandlung mit bidestilliertem Wasser, entspricht einer zytotoxischen Probe; B: Einzelversuch mit Ozonbehandlung, September 2017; Eliminationsrate in % im Vergleich zum Ablauf roh im Graph abgebildet

Hier lässt sich vermuten, dass die PAK in bidestilliertem Wasser beim Filtrieren keiner Konkurrenz zu aus Abwässern stammenden Partikeln unterliegt und deshalb bei der Abfiltration der PAK in bidestilliertem Wasser der Rückhalt eingeschränkt sein kann und vermehrt PAK-Partikel in der filtrierte Probe verbleiben, die im Biotest zu einem zytotoxischen Effekt führen können. Eine weitere Erklärung wäre, dass in mit PAK behandeltem Abwasser die enthaltenen Partikel mit der PAK ein Sorbat bilden, das aufgrund seiner Größe beim Abfiltrieren besser zurückgehalten wird als die reinen PAK-Partikel in bidestilliertem Wasser.

Aufgrund der Zytotoxizität im Rohablauf von Plauen wurden die Ergebnisse des ersten Versuchs mit Ozonbehandlung (keine PAK-Behandlung; September 2017) vergleichend dargestellt (s. Abbildung 68 B). In allen Rohabläufen vom September 2017 konnte ein bis zu dreifach höheres Dioxin-ähnliches Potential (Dresden 0,63 µg/L β-NF-EQ, Chemnitz 0,65 µg/L β-NF-EQ und Plauen 0,54 µg/L β-NF-EQ) im Vergleich zu den Rohabläufen im März 2018 (s. Abbildung 68 A) festgestellt werden. Nach Ozon-Behandlung wurde das Dioxin-ähnliche Potential in diesem Versuch deutlich um 40,6 bis 59,1 % reduziert, nach anschließender Sandfiltration zeigte sich kein zusätzlicher Effekt. Es wird aber deutlich, dass die Elimination durch Ozon-Behandlung in diesem Versuch deutlich niedriger ausfällt als im März 2018. Mögliche Ursachen könnten im stark Huminsäure-belasteten Abwasser der Kläranlage Plauen liegen.

Mit den angewendeten Ames-Tests (TA98 und TA100) wurde keine **Mutagenität** bei 2,5-facher Anreicherung festgestellt. Auch in allen Vorversuchen zur 4. Reinigungsstufe (PAK und Ozon) wurde keine Mutagenität mit diesen beiden Stämmen nachgewiesen.

9.3.7 Einordnung und Bewertung der Ergebnisse

9.3.7.1 Betriebsparameter (Summenparameter der organischen Belastung)

Die in den Versuchen ermittelten Eliminationsleistungen für den DOC lagen für die Behandlung mit PAK im Bereich der von Jekel & Ruhl (2016) angegebenen Spanne von 28 bis 34 % bei einer PAK-Dosis von 35 mg/L. Die mittlere Entfernung des DOC von 34 % bei einer Behandlung mit Ozon und anschließender Sandfiltration liegt hingegen höher als die von Jekel & Ruhl (2016) angegebenen Eliminationsleistungen von 14 bis 25 %. Die Eliminationsleistung der Ozonierung und Sandfiltration bezüglich CSB_{mf} liegt mit 34 % im oberen Bereich der von Jekel & Ruhl (2016) ermittelten Spanne (15 bis 36 %).

9.3.7.2 Spurenstoffelimination

Der Vergleich der beiden Verfahren zur Spurenstoffentfernung zeigt für die Behandlung mit PAK eine bessere Eliminationsleistung hinsichtlich aller betrachteter Analyten. Entgegen der Angaben von Jekel & Ruhl (2016), dass Acesulfam und Gabapentin mit PAK schlecht eliminierbar (< 50 %) sind, konnte für Gabapentin mit 80 % für Plauen, 88 % für Dresden und 92 % Chemnitz eine gute sowie für Acesulfam mit gut 50 % für Dresden und gut 60 % für Chemnitz eine mittlere Eliminationsleistung erzielt werden. Aufgrund der durchweg besseren Eliminationsleistung bei der Anwendung der PAK ist davon auszugehen, dass die konstante Dosierung (mg/L) bzw. die spezifische Dosierung (mg PAK/mg DOC) mindestens ausreichend bemessen war.

Beim Einsatz von Ozon wird nach Jekel & Ruhl (2016) die Elimination von Benzotriazol und Bezafibrat als mittelmäßig (50 bis 80 %) beschrieben. Dies konnte in unseren Versuchen

mit Eliminationsleistungen von 43 bis 59 % für Benzotriazol und 59 bis 72 % für Bezafibrat weitgehend bestätigt werden (s. Abbildung 63, Abbildung 64, Abbildung 65).

Es ist auffallend, dass Sulfamethoxazol und Gabapentin am Standort Chemnitz durch die Ozonierung besser eliminiert werden (s. Abbildung 64). Ein Vergleich des Verhältnisses CSB_{mf}/DOC zwischen Chemnitz (1,4), Dresden (2,1) und Plauen (2,5) zeigt entweder spezielle Bedingungen während der Laborversuche oder dass die Konzentration an gelöstem organischem Kohlenstoff analytisch überschätzt wurde. In den Monitoringkampagnen wurde für Chemnitz ein mittleres Verhältnis CSB_{mf}/DOC von 2,3 bestimmt (2,26 Sommermonitoring & 2,44 Wintermonitoring). Das Verhältniss CSB_{mf}/DOC in den anderen Kläranlagenabläufen liegt in der Versuchsphase im selben Bereich wie in den Monitoringkampagnen.

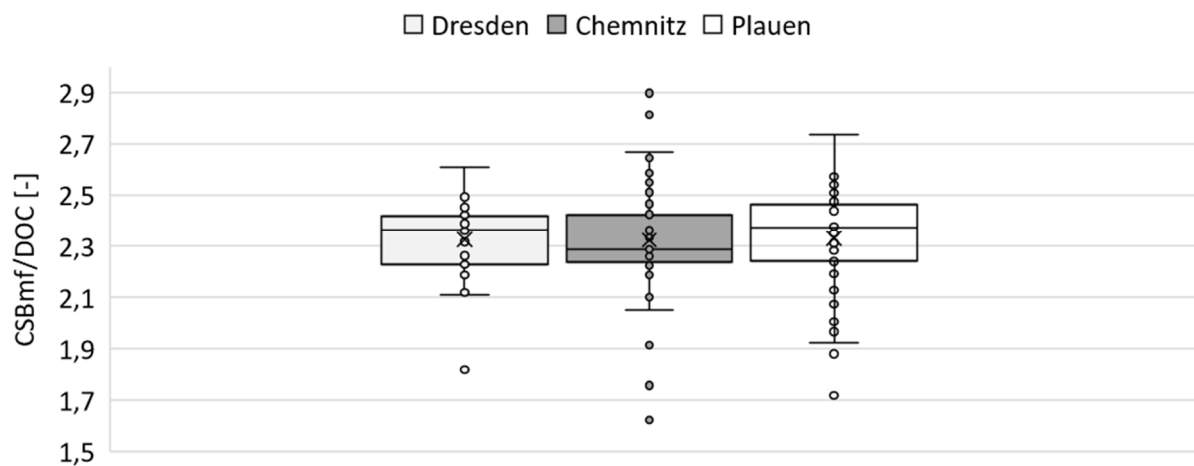


Abbildung 69: Verhältnis von membranfiltrierten CSB (CSB_{mf}) und gelöstem organischem Kohlenstoff (DOC) während der Monitoringkampagnen

9.3.7.3 Ökotoxikologische Untersuchungen

In den ersten Laborversuchen zur Reduktion von Mikroschadstoffen in den Rohabläufen der drei untersuchten Kläranlagen (Stichproben) durch PAK bzw. Ozonung mit anschließender Sandfiltration wurden nur selten geringe hormon-ähnliche und Dioxin-ähnliche Potentiale sowie Mutagenität festgestellt. Dies lässt keine eindeutige Aussage zur Eliminationsleistung der jeweiligen erweiterten Reinigungsstufen zu.

Eine mögliche Ursache hierfür könnte der generell geringere Nachweis von endokrinen Potentialen in den untersuchten Kläranlagenabläufen im Sommer sein (s. Monitoring der Kläranlagen Sommer 2016 und Sommer 2018).

Ein weiterer Unterschied besteht in der Probennahme. Während im Monitoring Zeit- und Volumenstrom-proportionale Proben über 24h gewonnen, anschließend gekühlt transportiert und taggleich für die ökotoxikologische Bewertung weiterverarbeitet wurden, konnten bei den Versuchen zur 4. Reinigungsstufe im Labor der TUD nur Stichproben der drei Kläranlagenabläufe in ungekühlten Kanistern untersucht werden.

Des Weiteren konnte die Versuchsvorbereitung und Abwasserbehandlung laborbedingt nur diskontinuierlich durchgeführt werden. Weitere Unterschiede ergaben sich bei Transport und Lagerung des entnommenen Abwassers, das ja für die Laborversuche nicht gekühlt, sondern in Betriebstemperatur in die Versuchsreaktoren zugegeben wurde. In Vorversuchen wurden Veränderungen des Abwassers hinsichtlich chemischer und ökotoxikologischer Beschaffenheit durch diese speziellen Bedingungen festgestellt, da Veränderungen bspw. durch Temperatur-abhängige Degradation oder Transformation der Substanzen zu erwarten sind (Richter, 2019). Ein direkter Bezug zu den Abwässern der einzelnen Kläranlage ließ sich deshalb nur eingeschränkt herstellen.

9.3.8 „Scale-up“ für die betrachteten Standorte (Dimensionierung)

Die beschriebenen Versuche haben gezeigt, dass die Eliminationsleistungen der Behandlung durch PAK und Ozon hinsichtlich der untersuchten Spurenstoffe für die Abläufe der untersuchten Kläranlagen im Bereich anderer Untersuchungen liegen.

Wie u.a. in Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2016) und in Jekel & Dott (2013) beschrieben, bestehen dabei Unterschiede in der Leistungsfähigkeit der eingesetzten Verfahren für einzelne Substanzen (vgl. Abschnitt 9.3.7). Zu berücksichtigen ist, dass der erreichbare Grad der Elimination von der eingesetzten Aktivkohle- bzw. Ozondosis sowie den Kontaktzeiten abhängt. Neben der unterschiedlichen Kontaktzeit-Charakteristik in durchflossenen und Batch-artigen Reaktoren verfälschen auch lange Transportwege und ggf. Lagerzeiten der Ablaufproben möglicherweise die Messergebnisse. Durch teilweisen Abbau einzelner Substanzen oder Substanzgruppen (vgl. östrogenes Potential) kann es zu einem Minderbefund in der unbehandelten Probe und in Folge dessen zu einer Überschätzung der Eliminationsleistung kommen. Aufgrund dieser Einschränkungen bei Versuchen im Labormaßstab ist ein direktes „scale-up“ und damit eine Auslegung der Spurenstoff-Eliminationsverfahren für reale Kläranlagen nicht möglich. Durch die Laborversuche wird eher ein Potential bestimmt, das in realen Kläranlagen schwierig zu erreichen sein dürfte.

Perspektivisch ließe sich durch Untersuchungen in halbtechnischen Anlagen direkt auf der zu untersuchenden Kläranlage eine kontinuierliche und kaum verfälschte Abwasser- und Prozessuntersuchung durchführen und damit die Aussagekraft der Untersuchungen für die jeweilige Kläranlage verbessern. Außerdem würden verfahrenstechnische, Saison-

bedingte Veränderungen der Prozessparameter der Kläranlage in einer im Bypass kontinuierlich durchflossenen halbtechnischen Anlage laufend abgebildet. Ohne Optimierungsmöglichkeiten können die zurzeit geltenden Empfehlungen zur Ozon- und PAK-Dosierung angewandt werden.

Unabhängig von den erforderlichen Dosierungen bzw. ohne Berücksichtigung der stofflichen Parameter ist eine Dimensionierung der notwendigen Anlagen für die Spurenstoffelimination auf Grundlage des Volumenstroms möglich. Als Bemessungsgröße wird nach dem Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2016) der maximale stündliche Trockenwetterzufluss ($Q_{T,h,max}$) vorgeschlagen. Dies wurde für die Dimensionierungsvorschläge für die Anlagen von Dresden, Chemnitz und Plauen (s. Abschnitt 9.3.9) so übernommen.

Dazu sind sowohl jahreszeitliche Schwankungen aufgrund unterschiedlichen Nutzerverhaltens und Fremdwasseranfalls (s. Abbildung 70) als auch Schwankungen im Tagesgang (vgl. Abbildung 71), die durch die Größe und Ausdehnung (Fließzeiten) des Einzugsgebietes der Kläranlage sowie abwasserintensive Industriezweige mit temporären Spitzenlasten (Brauerei, Molkerei, Mikroelektronik, etc.) verursacht werden können, als Einflussfaktoren auf die hydraulische Verweilzeit in einer 4. Reinigungsstufe zu beachten.

Bei Anlagen, die hydraulisch nicht im freien Gefälle durchflossen werden, können neben einzugsgebietsbezogenen Schwankungen im Tagesgang auch Pumpwerke und deren Schaltcharakteristik den Zulauf beeinflussen (vgl. Abbildung 68 A).

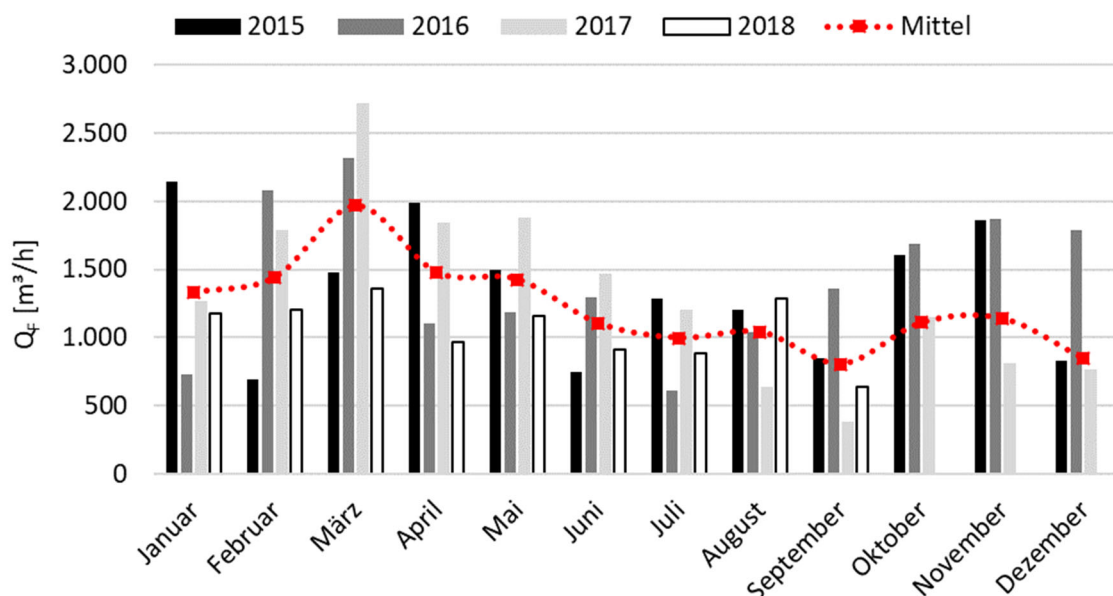


Abbildung 70: Saisonal bedingter Fremdwasseranteil Q_F für die Kläranlage Dresden-Kaditz ermittelt nach der Methode des gleitenden 21d-Tage-Miniums (DWA-A 198) mit $Q_s = \text{const}$

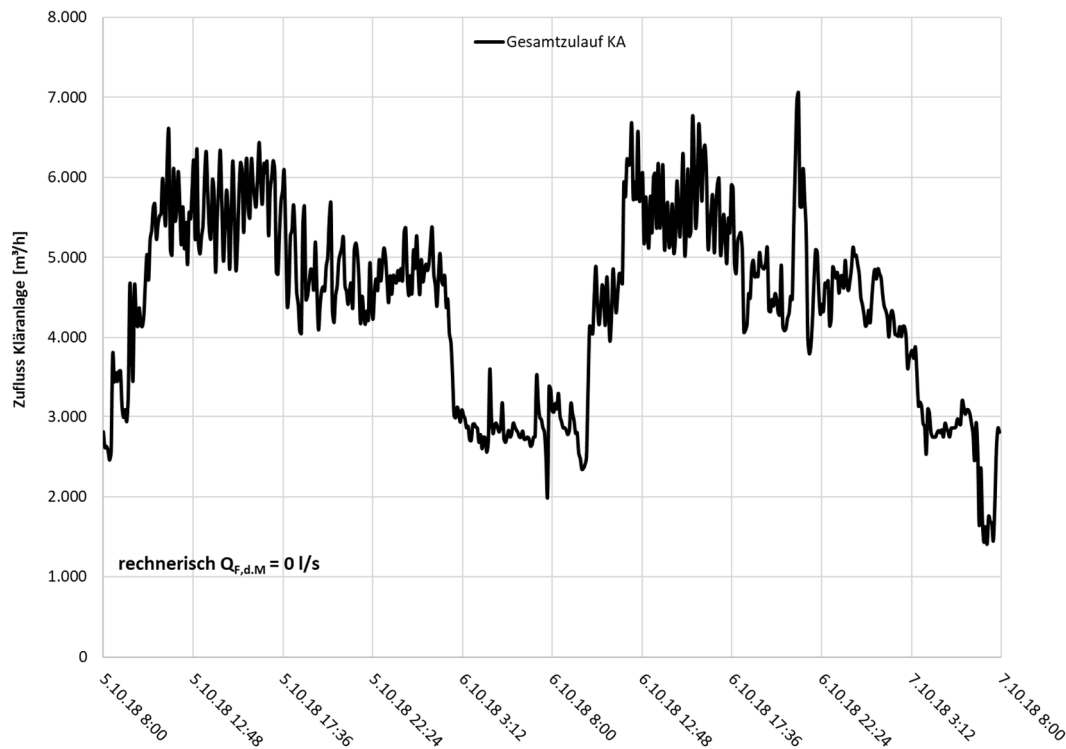


Abbildung 71: Durchflussschwankung im Zulauf der Kläranlage Dresden-Kaditz im Tagesgang bei rechnerischem Fremdwasseranteil ($Q_{F,d,M}$) von 0 l/s im Tagesmittel (Trockenwetter)

9.3.9 Dimensionierung

Zur Bestimmung des Auslegungsdurchflusses Q_A , für den der maximale Stunden-Trockenwetterzufluss $Q_{T,h,max}$ angewandt wird, wurde der Durchfluss für Trockenwettertage mit der Methode des gleitenden 21d-Minimums bestimmt (ATV-DVWK, 2003). Für drei Betrachtungsjahre¹⁷⁹ ergeben sich die Werte für $Q_{T,h,max}$ als periodisches Mittel pM – also der Mittelwert des maximalen Stunden-Trockenwetterzuflusses je Tag über eine Periode – nach Tabelle 44 (s. a. Herleitung in 12.11, Anlage 11).

Tabelle 44: Übersicht der mittleren Kenndaten zum Durchfluss

	KA Dresden		KA Chemnitz		KA Plauen	
JSM	37.450.000	[m ³ /a]	11.000.000	[m ³ /a]	2.615.000	[m ³ /a]
JAM	54.000.000	[m ³ /a]	25.000.000	[m ³ /a]	5.850.000	[m ³ /a]
$Q_{T,h,max}$	2.250	[L/s]	778	[L/s]	283	[L/s]

Unter Anwendung der Vorgaben des Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe.NRW (2016) zur Festlegung von $Q_{T,h,max}$ als Auslegungsdurchfluss Q_A wurde zudem die jährliche Schmutzwassermenge (JSM) anhand der Abrechnungen von Abwasser und Trinkwasser

¹⁷⁹ 2013 bis 2015 für die Kläranlagen Chemnitz und Plauen, 2015 bis 2017 für die Kläranlage Dresden

ermittelt (s. 12.11, Anlage 11 und 12.12, Anlage 12). Die Bestimmung der behandelten Jahresabwassermenge (JAM) erfolgte anhand der Durchflüsse der Kläranlagen (ohne Abschlag des Regenüberlaufbeckens).

Tabelle 45: Gewählte Dimensionierungsparameter für eine nachgeschaltete Pulveraktivkohlebehandlung inkl. einer Filtrationsstufe

Pulveraktivkohlebehandlung + Filtration	
Aufenthaltszeit Kontaktbecken	= 35 min
Beckentiefe Kontaktbecken	= 6 m
Aufenthaltszeit Sedimentationsbecken	= 120 min
Oberflächenbeschickung Sedimentationsbecken q_A	= 2 m/h
Filterbetthöhe	= 2 m
Filtergeschwindigkeit	= 8 m/h
Überstauhöhe	= 2 m

Auf Grundlage der Bemessungsvorgaben des Kompetenzzentrums Mikroschadstoffe NRW (2016), der Kenndatenblätter des Kompetenzzentrums Spurenstoffe Baden-Württemberg (2019) zu bestehenden Anlagen und einer Betreiberbefragung im Rahmen des Projektes (2018) wurden die in Tabelle 45 und Tabelle 46 dargestellten Bemessungsparameter für die Prozessstufen einer Spurenstoffelimination gewählt.

Die Vorgaben für die Dimensionierung der nachgeschalteten Filtration wurden im Rahmen der Betreiberbefragung ermittelt (s. Abschnitt 9.2) bzw. unter Berücksichtigung des DWA-Arbeitsblattes 203 (2016) gewählt.

Tabelle 46: Gewählte Dimensionierungsparameter für eine Ozonierung inkl. Filtrationsstufe

Ozonierung + Filtration	
Aufenthaltszeit Kontaktbecken	= 30 min
Beckentiefe Kontaktbecken	= 6 m
Filterbetthöhe	= 2 m
Filtergeschwindigkeit	= 10 m/h
Überstauhöhe	= 2 m

Die Ozonierung wurde in den Betrachtungen als Schlaufenreaktor aus Kontakt- und Abklingbereich angenommen. Für das Kontaktbecken sind laut Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2016) ca. 1/3 der Aufenthaltszeit des Abklingbeckens anzusetzen, wobei die Zeit für die Zehrung des Ozons im Abklingbecken durch Ozonzehrungsversuche bestimmt werden soll. Die PAK-Behandlung wird als der Nachklärung nachgeschaltete Prozessstufe mit Kontakt- und Sedimentationsbecken vorgesehen.

Beiden Verfahren wird obligatorisch eine Filtration (Ein- oder Mehrschichtfilter) zur biologischen Nachbehandlung (Ozonierung) bzw. zur physikalischen Abtrennung (PAK-Behandlung) zugeordnet. Dabei wird für die physikalische Abtrennung der PAK zur Sicherheit eine niedrigere Filtergeschwindigkeit angenommen als für den Filter nach der Ozonierung.

In beiden Fällen kann die Filtration zusätzlich als Flockungsfiltrationsstufe bzw. zur Flockenfiltration im Rahmen der weitergehenden Phosphorelimination genutzt werden. Erfahrungen hinsichtlich der weitergehenden Phosphorelimination bei der PAK-Behandlung können u.a. Anders (2019) entnommen werden.

Weitere Angaben zur Dimensionierung und zum Betrieb von Anlagen zur Spurenstoffelimination können z.B. in

- Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2016) für PAK & O₃
- Rödel et al. (2019) für O₃
- Maus et al. (2014) für O₃
- Hiller (2016) für PAK
- Evers et al. (2017) für PAK

nachgelesen werden.

Tabelle 47: Notwendige Beckenkubatur und Flächenbedarf für eine Spurenstoffelimination

	KA Dresden	KA Chemnitz	KA Plauen
Q_A	2.250 [l/s]	778 [l/s]	283 [l/s]
V_{PAK,Kontakt}	4.725 [m ³]	1.633 [m ³]	595 [m ³]
V_{PAK,Sediment.}	16.200 [m ³]	5.600 [m ³]	2.040 [m ³]
A_{PAK,Sediment}	4.050 [m ²]	1.400 [m ²]	510 [m ²]
V_{SF,PAK}	2.025 [m ³]	700 [m ³]	255 [m ³]
A_{SF,PAK}	1.013 [m ²]	350 [m ²]	128 [m ²]
V_{Ozon}	4.050 [m ³]	1.400 [m ³]	510 [m ³]
V_{SF,Ozon}	1.620 [m ³]	560 [m ³]	204 [m ³]
A_{SF,Ozon}	810 [m ²]	280 [m ²]	102 [m ²]

Für die Standorte Dresden, Chemnitz und Plauen ergeben sich die Beckenkubatur und der Flächenbedarf für die jeweilige Prozessstufe nach Tabelle 47. Eine detaillierte Aufschlüsselung auf die einzelnen Becken und eine Gegenüberstellung mit bereits vorhandenen bzw. in Planung befindlichen Anlagen zur Spurenstoffelimination in einer vergleichbaren Größenordnung kann Abschnitt 12.12, Anlage 12 entnommen werden.

Der in Tabelle 47 bzw. in Abschnitt 12.12, Anlage 12, dargestellte Flächenbedarf bezieht sich ausschließlich auf die Prozessstufen (Kontakt- und Sedimentationsbecken, Filtration)

zur Spurenstoffelimination. Flächen für eine Dosier- und Pumpstation sowie weitergehende Maschinen- und Anlagentechnik müssen zusätzlich berücksichtigt werden.

Eine visuelle Einschätzung der PAK-Behandlung und Filtration der Kläranlage Mannheim hat gezeigt, dass für die notwendige Anlagentechnik (Pumpen, Dosierstationen, Aktivkohlebunker) mit einem zusätzlichen Flächenbedarf von 25 % gerechnet werden muss.

9.3.10 Einordnung der angesetzten hydraulischen Verweilzeit und Bewertung der zu behandelnden Wassermenge

Der Dimensionierungsvolumenstrom $Q_{T,h,max}$ wurde entsprechend des Arbeitsblattes 198 (ATV-DVWK, 2003) als Mittelwert über eine Zeitspanne ermittelt (periodisches Mittel über drei Jahre). Dabei haben jahreszeitliche bzw. fremdwasserbedingte Schwankungen einen Einfluss sowohl auf den mittleren Trockenwetterdurchfluss Q_T als auch auf das stündliche Trockenwettermaximum ($Q_{T,h,max}$) (vgl. Abbildung 72).

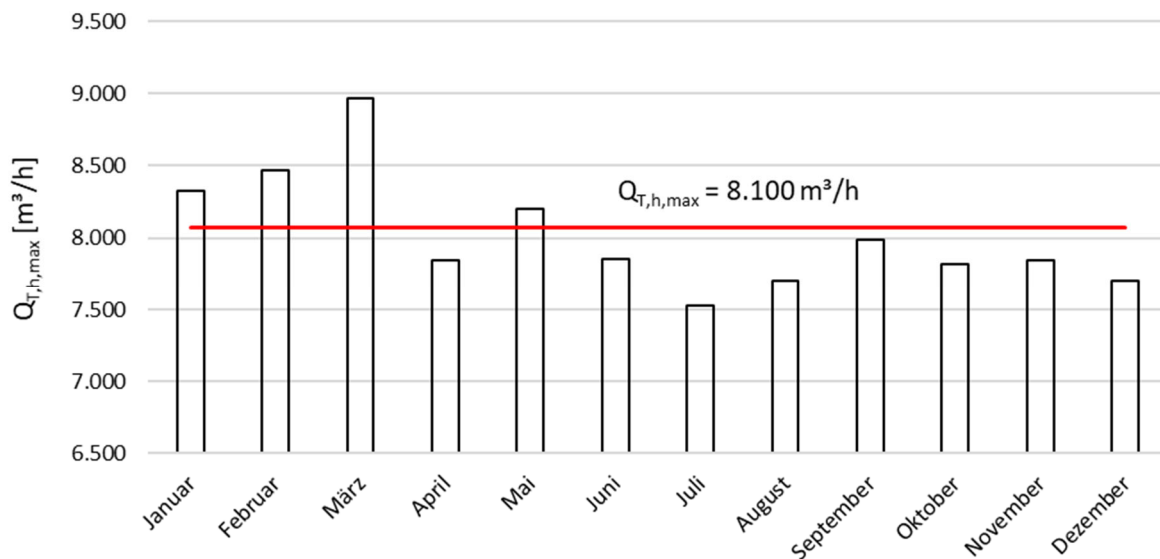


Abbildung 72: Jahreszeitliche Schwankungen des mittleren stündlichen Trockenwettermaximums ($Q_{T,h,max}$) unter Berücksichtigung der Betrachtungsjahre 2016 bis 2018 für die Kläranlage Dresden-Kaditz

Durch die fremdwasserintensive Winterperiode kann es im Mittel zu einer Erhöhung der errechneten stündlichen Trockenwetterspitze kommen. Dementsprechend werden die für die mittleren Verhältnisse von $Q_{T,h,max}$ angewendeten Verweil- und Kontaktzeiten unter realen Bedingungen größtenteils überschritten. Die tatsächliche Verweilzeitverteilung (vgl. Abbildung 73) ergibt sich anhand des in der Spurenstoffelimination tatsächlich behandelten Durchflusses.

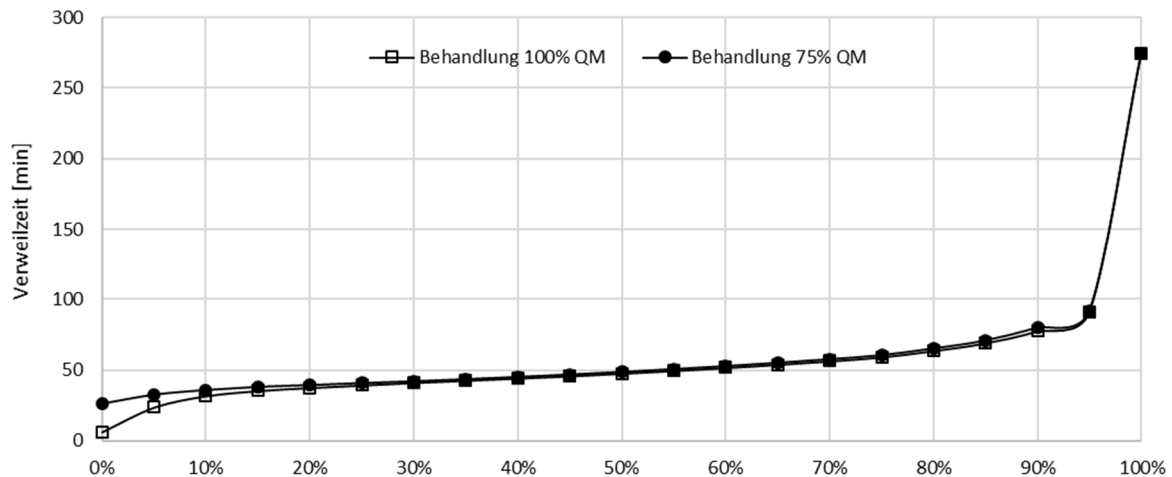


Abbildung 73: Summenganglinie für die sich einstellende Kontaktzeit einer Pulveraktivkohlebehandlung bei mittleren stündlichen Durchflüssen der Kläranlage Dresden-Kaditz (2015 – 2018) bei Behandlung des gesamten bzw. 75%igen Mischwasserdurchflusses (Q_M)

Neben einer Begrenzung auf den Dimensionierungs- ($Q_{T,h,max}$) bzw. einen anderen gewünschten Drosseldurchfluss durch eine Bypassführung ist eine Vollstrombehandlungen des kompletten Mischwasservolumenstromes (Q_M) möglich. Der gewählte Dimensionierungsvolumenstrom wird durch den zu behandelnden Mischwasserdurchfluss nicht beeinflusst.

Bei einer Vollstrombehandlung des Mischwasserzuflusses ($14.400 \text{ m}^3/\text{h}$) der Kläranlage Dresden-Kaditz in einer PAK-Stufe wird die veranschlagte mittlere Verweilzeit von 35 min (vgl. Tabelle 46) in ca. 15 % ($n = 1.314 \text{ h}$) der Fälle unterschritten (vgl. Abbildung 73), wobei eine Verweilzeit von über 20 min in 95 % der Fälle für die Kubatur von 4.725 m^3 (PAK-Kontaktbecken) garantiert werden kann.

Insbesondere vor dem Hintergrund der Verlagerung von schlecht eliminierbaren Substanzen aus der Kläranlage in den Ablauf während eines Mischwasserereignisses erscheint eine Behandlung des vollständigen Mischwasserdurchflusses (Q_M) zur Spurenstoffelimination sinnvoll. Konzentrations- und Frachtstöße, wie in Abbildung 74 anhand von Ammonium dargestellt, können so u.a. für Carbamazepin oder für das hinsichtlich der UQN relevante Diclofenac (vgl. 12.14, Anlage 14) abgeschwächt werden.

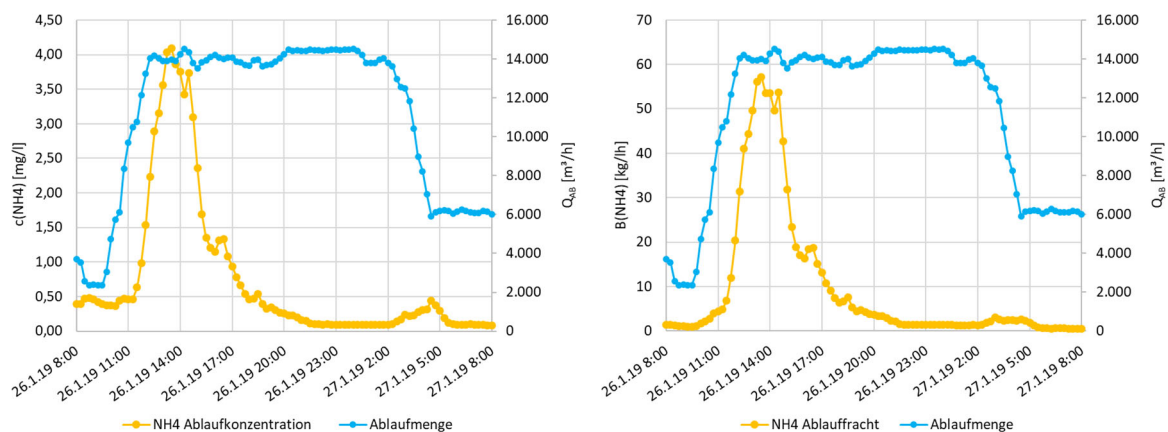


Abbildung 74: Konzentrations- $c(\text{NH}_4)$ und Frachtentwicklung $B(\text{NH}_4)$ für Ammonium während eines Mischwasserereignisses (27.02.2019) und die dabei aufgezeichnete Ablaufvolumenstrom Q_{Ab}

Bei einer mittleren Dosierung von 15 g PAK je m^3 (entspricht einer spezifischen Dosierung von $1,875 \text{ mg PAK} / \text{mg DOC}^{180}$) und 5,6 g O_3 je m^3 (entspricht einer spezifischen Dosierung von $0,7 \text{ mg O}_3 / \text{mg DOC}^{10}$) ergibt sich für den Dimensionierungsvolumenstrom ($Q_{\text{T,h,max}}$) und eine volumenproportionale Dosierung ein jährlicher Bedarf von 619 Tonnen PAK bzw. 29 Tonnen Ozon für die Kläranlage Dresden-Kaditz (vgl. Tabelle 48, Mittelwert der drei Betrachtungsjahre). Durch die Behandlung des vollständigen Mischwasservolumenstroms erhöht sich der jährliche Bedarf an PAK und Ozon im Mittel um rund 36 %.

Tabelle 48: Jährlicher Pulveraktivkohle- oder Ozonbedarf einer 4. Reinigungsstufe auf der KA Dresden-Kaditz bei einer betrieblich genutzten Behandlungskapazität von $Q_{\text{T,h,max}}$ (56 % Q_{M} , 75 % Q_{M} und 100 % Q_{M})

	56 % Q_{M}	75 % Q_{M}	100 % Q_{M}	56 % Q_{M}	75 % Q_{M}	100 % Q_{M}
	PAK Menge	PAK Menge	PAK Menge	O_3 Menge	O_3 Menge	O_3 Menge
	[t]	[t]	[t]	[t]	[t]	[t]
2016	613	718	878	29	34	41
2017	609	738	882	28	34	41
2018	634	684	775	30	32	36

Zur Minimierung des Betriebsmitteleinsatzes ist u.a. im halbertechnischen Versuch zu prüfen, ob durch eine auf den Dimensionierungsvolumenstrom begrenzte Dosierung (bei volumenproportionaler Zugabe) eine ausreichende Elimination gewährleistet werden kann.

¹⁸⁰ Berücksichtigung einer mittleren Ablaufkonzentration des DOC von 8 mg/L (gewählt nach 12.14, Anlage 14).

9.4 Eintragungspfade der betrachteten Substanzen in die Kanalnetze der Modellregionen

9.4.1 Einführung

Für die Bewertung der Wirksamkeit von Maßnahmen an der Quelle zur Verminderung des Eintrags von Mikroschadstoffen in die Kanalisation ist die Klärung des Einflusses von Indirekteinleitern auf die Abwasserbeschaffenheit im Kläranlagenzulauf eine wesentliche Voraussetzung. Prinzipiell kann der Einfluss von Indirekteinleitern wie folgt ermittelt werden:

1. Bestimmung des Frachtanteils an Mikroschadstoffen auf Grundlage vorliegender Messungen im Kläranlagenzulauf und durch Nutzung von Betriebsunterlagen (Einsatzmengen der verwendeten und in das Abwasser gelangenden Chemikalien),
2. Bestimmung des Frachtanteils an Mikroschadstoffen durch Messungen beim Indirekteinleiter und ggf. im Kläranlagenzulauf.

Die erste Methode setzt voraus, dass es sich um bilanzfähige Parameter handelt (z.B. Einzelsubstanzen), für die aktuelle Messungen im Zulauf der Kläranlage vorliegen, und dass bei den Unternehmen Zusammensetzung, Verbrauch und Verbleib der eingesetzten Chemikalien bekannt sind. Prinzipiell kann dies auf Grundlage vorliegender Gefahrstoffkataloge und im Rahmen der REACH-Verordnung erfolgen.

Für die Bestimmung des ökotoxikologischen Potentials ist die erste Methode nicht geeignet, da Einzelsubstanzen nicht die Effekte eines Stoffgemisches erklären können, das neben bekannten und unbekanntem Einzelsubstanzen Metabolite und Transformationsprodukte enthält. In diesem Fall sind Messungen beim Indirekteinleiter und ggf. im Kläranlagenzulauf unumgänglich.

Beide Methoden wurden im Rahmen des Projektes untersucht, die Ergebnisse werden im Folgenden vorgestellt. Zunächst erfolgte eine Charakterisierung und Auswertung der Indirekteinleiterkataster der drei Modellgebiete zur Auswahl von relevanten Betrieben (Abschnitt 9.4.2). Anschließend werden Vorgehensweise und Ergebnisse eines detaillierten Monitorings an einem ausgewählten Indirekteinleiter dargestellt (s. Abschnitt 9.4.3).

Neben industriellen und gewerblichen Quellen gelten Krankenhäuser als mögliche Quelle für Mikroverunreinigungen. Die Untersuchung entsprechender Einrichtungen war nicht Bestandteil dieses Projektes, da diese Thematik bereits Gegenstand verschiedener anderer Fördermaßnahmen war. Die dabei erzielten Ergebnisse werden am Beispiel des durch das BMBF geförderten Projektes 'Innovative Konzepte und Technologien für die separate Behandlung von Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens – Sauber+' zusammenfassend dargestellt.

9.4.2 Bewertung von industriellen und gewerblichen Einleitungen anhand des Indirekteinleiterkatasters

9.4.2.1 Datengrundlage

Zur Identifizierung problematischer Einleitungen und zur Bewertung möglicher Maßnahmen an der Quelle wurden die Indirekteinleiterkataster der drei Modellgebiete ausgewertet. Für Chemnitz und Dresden lagen entsprechende Daten vor, für Plauen wurde eine Indirekteinleiterauswahl getroffen, da sich das dortige Kataster im Aufbau befindet.

Im Chemnitzer Indirekteinleiterkataster sind 624 Firmen erfasst, im Dresdner ca. 2.100 Firmen und in der Plauener Auswahl 119 Firmen. In den Katastern ist nur ein Teil der in den untersuchten Gebieten ansässigen Firmen enthalten. Eine von der Wirtschaftsförderung Sachsen GmbH (WFS) betriebene Datenbank¹⁸¹ weist für Chemnitz rd. 3.000 Firmeneinträge aus, für Dresden und die angeschlossenen Gebiete (Bad Gottscheuba, Berggießhübel, Pirna, Heidenau, Klipphausen, Wilsdruff, Freital, Tharandt) rd. 9.700 Einträge, für Plauen weniger als 700.

Damit ergibt sich ein Erfassungsgrad für Dresden von ca. 22 % und für Chemnitz von ca. 21 %. Bei der Auswertung des Dresdner Indirekteinleiterkatasters wurden ausschließlich aktive Stammdatensätze mit regelmäßig frequentierten Probenahmestellen berücksichtigt. Dadurch wurde die Anzahl der betrachteten Einleiter auf 782 reduziert.

Die in den Katastern erfassten Firmen wurden unter verschiedenen branchenübergreifenden Schlagwörtern gruppiert:

- Gastronomie (Restaurants, Cafés, Großküchen, Bäckereien, Fast-Food-Ketten),
- Fahrzeug (Kfz-Werkstätten, Autohändler, Kfz-Waschanlagen, Tankstellen),
- Metall- und Elektrotechnik (Galvanikbetriebe, Stahlveredlungsbetriebe, Maschinenbau, Elektrotechnik),
- Mikroelektronik
- Arzneimittel (Produktion, Krankenhäuser, Kliniken, Arztpraxen, Pflegeheime),
- Abfallwirtschaft (Schrotthändler, Wertstoffhöfe, Recyclingunternehmen),
- Chemie (Chemiebetriebe, Kunststoffherstellung und -verarbeitung, Herstellung von Lacken und Farben, Herstellung von kosmetischen Produkten),
- Textilien (Textilherstellung und -bearbeitung, Textildruckbetriebe, Färbereien),
- Sonstiges (Kleingewerbe, Öffentliche Einrichtungen, Bildungseinrichtungen, Dienstleistungsunternehmen, lebensmittelverarbeitende Betriebe, Handelsbetriebe, Hotels, Pensionen).

¹⁸¹ <https://firmen.standort-sachsen.de/company/de/>

Die sich aus den erfassten Firmen ergebende Branchenstruktur weist in Chemnitz (vgl. Abbildung 75) und Dresden (vgl. Abbildung 76) einige Gemeinsamkeiten auf, während sie in Plauen (vgl. Abbildung 77) aufgrund des unvollendeten Katasters deutlich davon abweicht.

Grundlage für die Gruppierung der Branchen bilden Gemeinsamkeiten der erfassten Betriebe bei den erwarteten Mikroschadstoffen. Die infrage kommenden Substanzen wurden auf abgrenzbare industrielle Punktquellen eingeschränkt:

- Benzotriazol (Cas-Nr. 95-14-7),
- Bisphenol A – BPA (Cas-Nr. 80-05-7),
- Nonylphenol (Cas-Nr. 25154-52-3),
- Perfluorooctanat – PFOA (Cas-Nr. 335-57-1),
- Perfluorooctansulfonat – PFOS (Cas-Nr. 1763-23-1),
- Tolyltriazol (Cas-Nr. 29385-43-1).

Für die Erstbewertung kommen vor allem Betriebe der Kategorien 'Metall- und Elektrotechnik' sowie 'Mikroelektronik' in Betracht. Es entfallen diffus eingetragene Substanzen wie Herbizide sowie Arzneimittel.

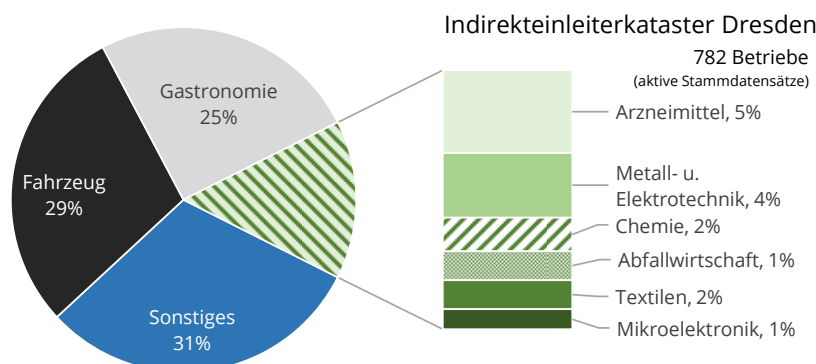


Abbildung 75: Gruppierung der im Indirekteinleiterkataster von Chemnitz erfassten Betriebe (aktive Stammdatensätze)

Für die Indirekteinleiterbefragung wurde ein Fragebogen entwickelt (s. 12.15, Anlage 15), in dem die produktionsbedingte Einsatzmenge für Benzotriazol, Bisphenol A, Nonylphenol, PFOA, PFOS und Tolyltriazol abgefragt wurde sowie die davon in das Abwasser gelangende Fracht. Für eine übersichtliche Darstellung wurde für die Einzelsubstanzen jeweils ein separater Fragebogen genutzt. Aufbau und Inhalt des Fragebogens wurden mit den Projektbeteiligten abgestimmt. Die Auswahl der Unternehmen auf Grundlage der Indirekteinleiterkataster sowie der Versand der Fragebögen und eines Anschreibens erfolgte durch die Entwässerungsbetriebe.

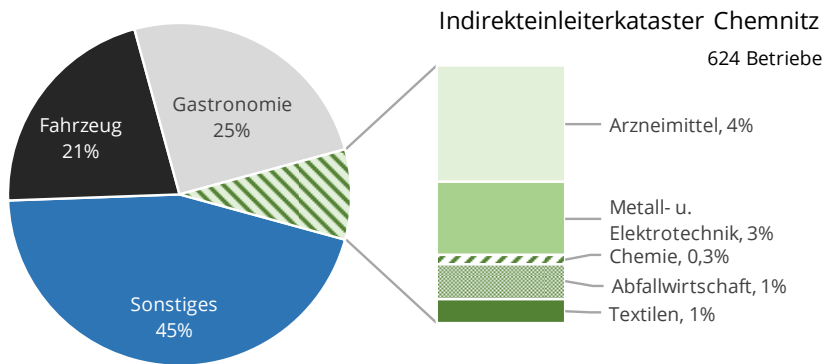


Abbildung 76: Gruppierung der im Indirekteinleiterkataster von Dresden erfassten Betriebe (aktive Stammdatensätze)

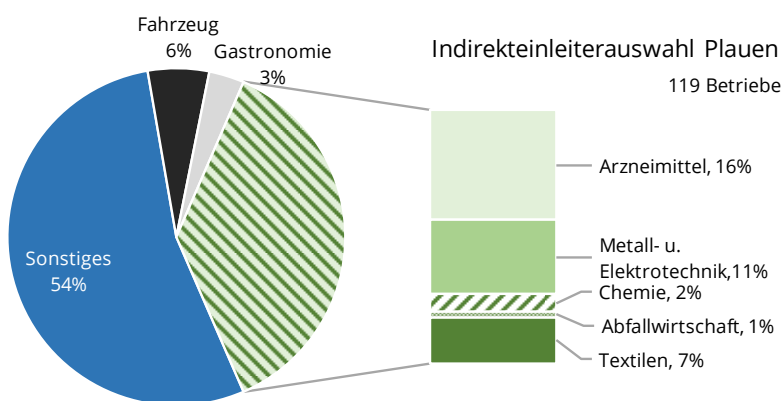


Abbildung 77: Gruppierung der in Plauen ausgewählten Betriebe

9.4.2.2 Auswertung

Die Auswertung der Umfrage erfolgt ausschließlich für Dresden, da bei den anderen Betreibern keine Antworten eingingen, die auf die Verwendung oder den Eintrag der betreffenden Mikroschadstoffe in die Kanalisation schließen ließen. Die Anzahl der angeschriebenen Betriebe, deren Antworten sowie die ausgefüllten Fragebögen wurden von der Stadtentwässerung Dresden GmbH zur Verfügung gestellt.

Die 36 in Dresden ausgewählten Betriebe sind größtenteils der Metall- und Elektroindustrie (Metallveredlung, Halbleiterproduktion, Elektroindustrie) sowie dem Maschinenbau (allg. Maschinenbau, Zulieferindustrie für Automobilbau, Luftfahrttechnik) zuzuordnen (s. Abbildung 78). Die restlichen Unternehmen setzen sich u. a. aus Chemiebetrieben, Papierherstellern und Großwäschereien zusammen.

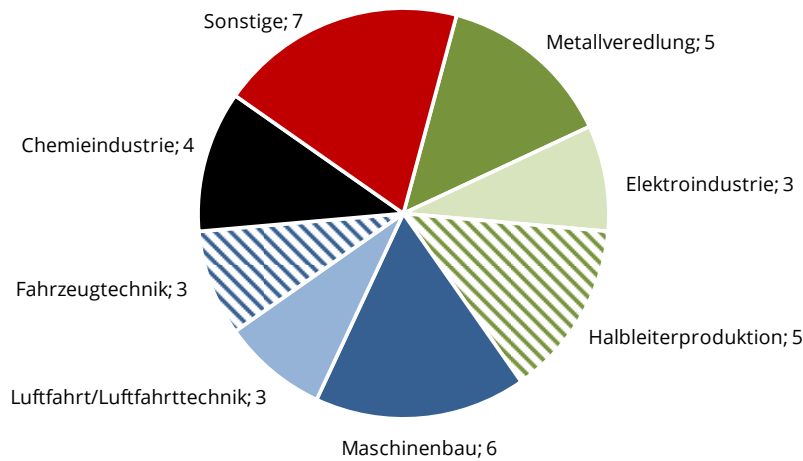


Abbildung 78: Brancheneinteilung und Anzahl der in Dresden angeschriebenen Betriebe

Ein wesentliches Problem bestand darin, dass der überwiegende Teil der Unternehmen den Fragebogen nicht beantwortete (s. Abbildung 79), obwohl den Betrieben zugesichert wurde, dass die Daten anonymisiert und ausschließlich im Forschungsprojekt verwendet werden und dass aus der Teilnahme an der Umfrage keine Verpflichtungen erwachsen.

Fünfzehn Unternehmen beantworteten den Fragebogen. In sechs Unternehmen wurden die betreffenden Chemikalien eingesetzt. Als Einzelsubstanzen wurden Benzotriazol und Tolyltriazol in jeweils einem Betrieb verwendet. Ansonsten waren die beiden Chemikalien, wie auch Bisphenol A und Nonylphenol, Bestandteil von Gemischen. PFOS und PFOA wurden nicht eingesetzt. In vier Betrieben, in denen die betreffenden Chemikalien zum Einsatz kommen, wurde unternehmensseitig ein Eintrag der Chemikalien in das Abwasser ausgeschlossen. Letztlich kommen zwei Betriebe als Eintragsquelle in Betracht.

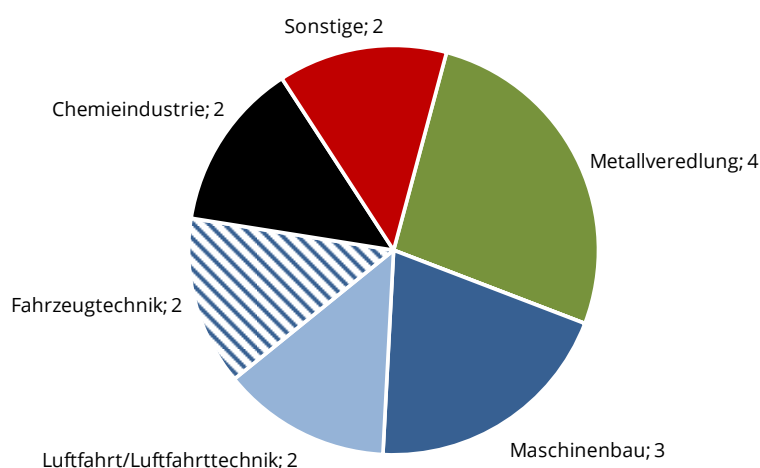


Abbildung 79: Brancheneinteilung und Anzahl der in Dresden antwortenden Betriebe

In einem Betrieb können Bisphenol-A-haltige Stäube infolge von Reinigungsarbeiten in das Abwasser gelangen. Das Unternehmen schätzt, dass es sich dabei allenfalls um Spuren handeln könne. Eine weitere Einleitung stammt von einem Automobilzulieferer, bei dem Benzotriazol-, Bisphenol-A-, Nonylphenol- und Tolyltriazolgemische eingesetzt werden, von denen aber ausschließlich Tolyltriazol ins Abwasser gelangt.

Ausgehend vom Tolyltriazolanteil im Gemisch liegt die eingeleitete Tolyltriazolfracht in dem betreffenden Betrieb rechnerisch zwischen 5,4 und 27 kg/a. Im Zulauf zur Kläranlage Dresden-Kaditz lag die Tolyltriazolfracht während des dritten und vierten Monitorings im Mittel bei 2,1 bzw. 2,2 kg/d, folglich beträgt die daraus hochgerechnete Jahresfracht zwischen 770 kg/a und 800 kg/a. Der Anteil der durch den betrachteten Automobilzulieferer eingeleiteten Tolyltriazolfracht an der Zulauffracht zur Kläranlage Dresden-Kaditz liegt damit zwischen 0,7 % und 3,5 %. Der Betrieb ist damit zwar eine Quelle für Tolyltriazol im Dresdner Abwasser, allerdings nicht die maßgebende, sondern eine neben anderen bisher nicht identifizierten Quellen.

9.4.2.3 Fazit

Grundsätzlich ist es möglich, auf Basis von Katasterdaten und vorhandenen Mikroschadstoffmessungen im Kläranlagenzulauf sowie mit Hilfe von Erhebungen über den Chemikalieneinsatz in den Unternehmen den Anteil eines Unternehmens an der eingeleiteten Mikroschadstofffracht überschläglich zu ermitteln. Eine Voraussetzung dafür ist die Bereitschaft der Unternehmen, diese Daten zur Verfügung zu stellen.

Bedauerlicherweise nahmen nur wenige Unternehmen an der Umfrage teil. Damit ist es nicht möglich, Maßnahmen an der Quelle in ihrer Gesamtheit zu bewerten. Die weitgehende Erfassung der industriellen/gewerblichen Einträge ist aber eine Bedingung dafür und bietet darüber hinaus die Möglichkeit zur Überprüfung der Plausibilität der Messwerte. Für den idealen Fall, dass Messwerte und Unternehmensangaben sich weitgehend entsprechen, können Maßnahmen an der Quelle konkretisiert werden. I.d.R. wird aber nur ein Teil der Einleiter identifiziert werden können, so dass entweder von einem diffusen Eintrag auszugehen ist oder von noch nicht identifizierten Punktquellen.

9.4.3 Bewertung von industriellen Indirekteinleitungen durch Messkampagnen

9.4.3.1 Veranlassung und orientierende Untersuchungen

Im Zulauf der Kläranlage Plauen wurden während des Monitorings mittels ökotoxikologischer Tests vergleichsweise hohe östrogene Potentiale festgestellt, die starken Schwankungen unterlagen und die nicht auf Änderungen in der Zulaufdynamik zurückgeführt werden konnten. Es zeigte sich auch im Ablauf der Kläranlage Plauen, dass östrogene Potentiale deutlich schlechter eliminiert wurden als in den beiden anderen untersuchten

Kläranlagen. Da das Einzugsgebiet der Kläranlage Plauen durch einen hohen Industrieanteil (s. Datenkennblatt in 12.6, Anlage 6) geprägt ist, wurden industrielle bzw. gewerbliche Einleitungen als Quelle östrogen wirksamer Substanzen in Betracht gezogen. Bekannte östrogen wirksame Substanzen werden in verschiedenen Industriebereichen eingesetzt:

- Pharmaindustrie (Herstellung von human- und veterinärmedizinischen Wirkstoffen wie Ethinylestradiol EE2, Clomifen; Medizinprodukte wie Insekten-Repellent Diethyltoluamid DEET),
- Lebensmittelindustrie (in Hopfen, Sojabohnen und Rotklee enthaltene sekundäre Pflanzenstoffe bzw. Phytoöstrogene wie 8-Prenylnaringenin oder Isoflavone),
- Verpackungsindustrie (Plastik-Weichmacher Bisphenol-A BPA, Diethylhexylphthalat DEHP),
- Inhaltsstoffe von Reinigungsmitteln, Farbstoffen, Pestiziden, Kosmetik (Alkylphenole Nonylphenol, Octylphenol).

Industriechemikalien können sich aufgrund ihrer physikalisch-chemischen Eigenschaften im Abwasser und in konventionellen Kläranlagen stabiler verhalten als natürliche Östrogene wie Estron E1, Estradiol E2 oder Phytoöstrogene. In Kooperation mit dem Kläranlagenbetreiber wurden daraufhin mögliche Indirekteinleiter im Hinblick auf ihre Relevanz überprüft. Im Ergebnis wurden eine Brauerei und eine Molkerei näher untersucht.

Als Quellen für östrogen wirksame Substanzen aus diesen beiden Industriebetrieben werden sowohl (Phyto-)Östrogene (bspw. in Hopfen, in Futterpflanzen, in Milch) als auch Industriechemikalien aus Produktion und Verpackung (BPA, Nonylphenol) vermutet.

In beiden Betrieben wurden daraufhin im Rahmen des 3. Monitorings im Sommer 2018 jeweils drei zeitproportionale 24-h-Mischproben entnommen und in den Laboren der TUD chemisch und ökotoxikologisch untersucht. Die chemische Spurenstoffanalytik wurde mit der im Monitoring angewendeten LC-MS/MS-Methode durchgeführt (s. Abschnitt 8.3.3). In den ökotoxikologischen Biotests wurden die östrogenen Potentiale in angereicherten Abwasserproben bestimmt. Um die Vergleichbarkeit zu den untersuchten Abwasserproben während des Monitorings zu gewährleisten, wurden auch die ökotoxikologischen Methoden nicht verändert.

Aufgrund des hohen Fett- und Proteingehalts der Abwasserproben aus der Molkerei ergaben sich Schwierigkeiten bei der Probenvorbereitung (Filtration und Festphasenextraktion). Es ist davon auszugehen, dass lipophile Substanzen wie Östrogene oder BPA durch die Filtration zusammen mit Fettbestandteilen ebenfalls zurückgehalten wurden. Die Entwicklung einer modifizierten Probenvorbereitung (bspw. mit einer Eiweißfällung) kam aus Gründen der Vergleichbarkeit zur Methode des Monitorings nicht in Frage. Des Weiteren ist bei den Molkereiprobe davon auszugehen, dass östrogene Substanzen über Festphasenextraktion deutlich schlechter angereichert wurden, da die Bindungskapazität des Adsorbens durch Lipide und Proteine gestört werden kann.

Die ökotoxikologischen Daten der Molkereiprüfungen sind deshalb als kritisch zu betrachten und sind in Tabelle 49 nicht aufgeführt. Die im Brauereiabwasser festgestellten östrogenen Potentiale schwanken stark von < LOQ (Limit of Quantification, Test-spezifische Bestimmungsgrenze) bis zu 10,6 E-EQ ng/L. Die Höchstkonzentration liegt im Bereich der in den drei Tagen der Messung im Kläranlagenzulauf ermittelten Werte (s. Tabelle 49).

Tabelle 49: Östrogenes Potential E-EQ (17 β -Estradiol Equivalent) in angereicherten Abwasserproben (24h-Mischproben)

Datum	Östrogenes Potential E-EQ [ng/L]	
	im Brauereiabwasser	im Kläranlagenzulauf
29.08.2018	10,6	15,7
04.09.2018	< LOQ	11,5
07.09.2018	4,0	12,6

Die chemische Spurenstoffanalytik ergab im Brauereiabwasser eine BPA-Konzentration von 548,8 ng/L und im Molkereiabwasser BPA-Konzentrationen von 532,7 bis 723,9 ng/L. Im Kläranlagenzulauf wurden während des Monitorings BPA-Konzentrationen von 541,3 bis 1.454,4 ng/L nachgewiesen. Im Kläranlagenablauf wurde einmalig 168,5 ng/L BPA nachgewiesen, andere Ablaufproben lagen unterhalb der Bestimmungsgrenze (100 ng/L). BPA ist eine östrogen wirksame Substanz mit geringem Potential im Vergleich zu 17 β -Estradiol (1,0 μ g/L BPA entspricht $2,43 \cdot 10^{-5}$ μ g/L E-EQ) (Céspedes et al., 2004). Die nachgewiesene BPA-Konzentration im Abwasser der Brauerei kommt nicht als alleinige Ursache für das im Kläranlagenzulauf ermittelte östrogene Potential in Frage. Weitere östrogen wirksame Substanzen, die in der chemischen Analytik nicht untersucht wurden, müssen zu dem nachgewiesenen östrogenen Potential in den unbehandelten Abwässern beitragen.

Zur Verifizierung der Ergebnisse wurde in Kooperation mit der Brauerei und dem ZWAV eine erweiterte Messkampagne durchgeführt, bei der der eingeleitete Abwasservolumenstrom bestimmt und durchflussproportionale Proben entnommen wurden. Ziel der Messkampagne war eine prozessspezifische Probenahme.

9.4.3.2 Messkampagne

9.4.3.2.1 Durchführung der Probenahme

Die erweiterte Messkampagne fand im Mai 2019 statt. Dabei wurden an vier aufeinanderfolgenden Tagen durchflussproportionale 24-h-Mischproben aus dem Brauereiabwasser entnommen. Zusätzlich wurden zur Abbildung des Schwankungsbereiches und zur Identifizierung prozessspezifischer Quellen für östrogen wirksame Substanzen an zwei Tagen jeweils vier zulaufproportionale 6-h-Mischproben zur Durchführung von Verdichtungsmessungen entnommen (s. Tabelle 50). Parallel dazu wurden 24-h-Mischproben aus dem Zulauf der Kläranlage Plauen entnommen. Die Abwasserproben für die Verdichtungsmessungen wurden mit chemischen und ökotoxikologischen Methoden untersucht.

Die Brauereiabwasserproben wurden mit einem automatischen Probenehmer (Liquiport 2000 Ex, 24 Flaschen, Endress+Hauser Messtechnik GmbH+Co.KG) aus einem Schacht auf dem Brauereigelände entnommen, in den der überwiegende Teil der Betriebswässer eingeleitet wurde. Eine Probenahme im Übergabeschacht war technisch bedingt nicht möglich. Im Gegensatz zu den Produktionsabwässern (Sudhaus, Gärkeller, Filtration, Abfüllung) sind dadurch einige Oberflächenabflüsse, z. B. aus dem Lagerbereich, nicht in den Proben erfasst.

Während der Probenahme befand sich die Brauerei in einem normalen Betriebszyklus. Abfüllprozesse wurden tagsüber durchgeführt, Reinigungsarbeiten zum Teil parallel dazu (s. auch Tabelle 50).

Tabelle 50: Brauereiprozesse zum Zeitpunkt der Probenahme

Lfd. Nr.	Tag	Datum	Probenahme Uhrzeit [hh:min]	Brauereiprozesse	
				Abfüllung	Reinigung
1	So/Mo	19.05./20.05.	10:00 – 10:00	Abfüllung KEG, Flasche (Bier)	Reinigung + Sterilisation Füller, KEG, CIP (u. a. ZKT, Drucktank, Hefetank, Sudhaus, etc.)
2	Mo/Di	20.05./21.05.	10:00 – 10:00	Abfüllung KEG, Flasche (Bier)	CIP (u. a. Drucktanks, etc.), Sterilisation KEG
2.1	Mo		10:00 – 16:00		
2.2	Mo		16:00 – 22:00	Abfüllung Flasche (Bier)	CIP (u. a. ZKTs, Drucktanks, Sudhaus, etc.)
2.3	Mo/Di		22:00 – 04:00	-	Reinigung + Sterilisation Füller, CIP (ZKTs, Sudhaus)
2.4	Di		04:00 – 10:00	Abfüllung KEG, Flasche (Bier)	Reinigung + Sterilisation KEG, CIP (u. a. ZKT, Drucktank, Hefetank, Sudhaus, etc.)
3	Di/Mi	21.05./22.05.	10:00 – 10:00	Abfüllung KEG, Flasche (Bier, Mischgetränke)	CIP (u. a. ZKTs, Drucktanks, Filtration, etc.)
3.1	Di		10:00 – 16:00		
3.2	Di		16:00 – 22:00	Abfüllung Flasche (Bier, Mischgetränke)	CIP (u. a. Drucktanks, Filtration, Hefetank, Sudhaus, etc.)
3.3	Di/Mi		22:00 – 04:00	-	Reinigung + Sterilisation Füller, CIP (u. a. Sudhaus)
3.4	Mi		04:00 – 10:00	Abfüllung KEG, Flasche (Bier)	CIP (u. a. Sudhaus)
4	Mi/Do	22.05./23.05.	10:00 – 10:00	Abfüllung KEG, Flasche (Bier)	Reinigung + Sterilisation Füller, KEG, CIP (u. a. ZKT, Drucktank, Hefetank, Sudhaus, etc.)

Die Nutzung zeitproportionaler 24-h-Mischproben führt bei chargenweise arbeitenden Betrieben wie Brauereien zu Fehlinterpretationen, da Frachtänderungen infolge von

Schwankungen des Konzentrationsniveaus und der hydraulischen Belastung nicht vollständig erfasst werden. Zur Bildung durchflussproportionaler Proben wurde eine vereinfachte, auf Stundenmittelwerten basierende Methode genutzt.

Die Bestimmung des Abwasseranfalls erfolgte durch den zuständigen Entwässerungsbetrieb durch Installation eines Durchflussmessgerätes im Anschlusskanal. Alle Proben wurden zunächst als zeitproportionale 1-h-Mischproben entnommen (Probenahmeintervall: 10 min, 6 Einzelproben pro 1-h-Mischprobe, 144 Einzelproben pro Tag, 24 1-h-Mischproben pro Tag, s. Abbildung 80).



Abbildung 80: 24 1-h-Mischproben aus der Brauerei

Aus jeweils 24 1-h-Mischproben wurde eine mengenproportionale Probe gebildet, gemäß dem Anteil der vom Durchflussmessgerät aufgezeichneten stündlichen Durchflüsse am Tagesdurchfluss. Den Bezug für die Frachtberechnung bilden die von 10:00 Uhr bis 10:00 Uhr des Folgetags entnommenen Proben. Infolge von am 24.05. aufgetretenen Schaumproblemen wurden sowohl die Abflussmessung als auch die entnommenen Proben dieses Tages nicht berücksichtigt.

Die abwassertechnischen Standardparameter wurden am Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft analysiert, die Einzelsubstanzen am Institut für Wasserchemie. Die ökotoxikologischen Untersuchungen wurden am Institut für Hydrobiologie durchgeführt. Die Probenahme erfolgte in Kooperation zwischen dem Institut für Siedlungs- und Industrierwasserwirtschaft und dem Kläranlagenbetreiber.

9.4.3.2.2 Hydraulischer Einfluss der Brauerei auf den Kläranlagenzulauf

Der Abwasseranfall der Brauerei unterliegt einem Tages- und einem Wochengang (Abbildung 81). In der Messphase schwankten die Tageswerte zwischen 16 und 282 m³/d (Bezug: 0:00 – 24:00 h). Der Trinkwasserbedarf lag zwischen 62 und 639 m³/d (Bezug: 0:00 – 24:00 h).

Ca. 50 % des eingesetzten Brauwassers gelangen in das Produkt, rd. 40 % in das Abwasser. Die verbleibende Bilanzlücke wird verursacht durch Messungenauigkeiten sowie durch in den entsorgten bzw. verkauften Reststoffen (Treber, Kieselgur, Althefe) enthaltenem Wasser, nicht abflusswirksame Tropfverluste sowie den Einfluss von Zwischenspeichern.

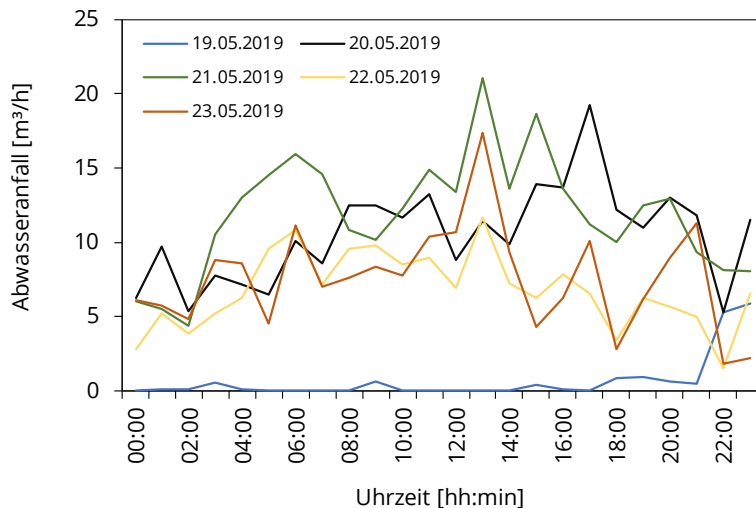


Abbildung 81: Tagesgänge Brauereiabwasser während der Messkampagne 2019

Der produktionsspezifische Abwasseranfall ist mit $0,1 \text{ m}^3 \text{ Abwasser/hL VB}$ (Verkaufsbier) im Vergleich zu anderen Brauereien und zum DWA-Vergleichswert sehr gering ($0,25 - 0,6 \text{ m}^3/\text{hL VB}$, DWA-M 732, 2010).

Allerdings weicht der während kurzer Messkampagnen (1 – 2 Wochen) bestimmte spezifische Abwasseranfall erfahrungsgemäß vom Jahresmittelwert ab. Der spezifische Wasserverbrauch liegt bei $0,2 \text{ m}^3/\text{hL VB}$.

Der hydraulische Einfluss der Brauerei auf die Kläranlage ist gering. An den untersuchten Tagen lag der Anteil der Brauerei am Zufluss zur Kläranlage bei maximal 1,5 % (s. Tabelle 51). Die hydraulische Belastung der Kläranlage lag im Untersuchungszeitraum zwischen 15.000 und $35.000 \text{ m}^3/\text{d}$.

Tabelle 51: Anteil der Brauerei an der Kläranlagenbelastung

Datum	Brauerei		Kläranlage Plauen		Anteil Brauerei/Kläranlage	
	Q_d	CSB-Konz.	Q_d	CSB-Konz.	Hydr. Anteil	Frachtanteil
	$[\text{m}^3/\text{d}]$	$[\text{mg}/\text{L}]$	$[\text{m}^3/\text{d}]$	$[\text{mg}/\text{L}]$	$[\%]$	$[\%]$
19.05./20.05.	101	1.814	17.666	669	0,6	1,6
20.05./21.05.	272	4.996	34.737	903	0,8	4,3
21.05./22.05.	250	4.273	16.296	478	1,5	13,7
22.05./23.05.	165	4.767	14.892	645	1,1	8,2

9.4.3.2.3 Einfluss der Brauerei auf die stoffliche Belastung der Kläranlage

Die Beschaffenheit des Abwassers in den Mischproben liegt in einem für Brauereien typischen Bereich (s. Tabelle 52). Das Abwasser ist gut abbaubar ($\text{CSB}_{\text{hom.}}/\text{BSB}_5 = 1,9$), enthält überwiegend gelöste Substanzen ($\text{CSB}_{\text{mf}}/\text{CSB}_{\text{hom.}} = 0,9$) und im Vergleich zu kommunalem Abwasser weniger Stickstoff und Phosphor.

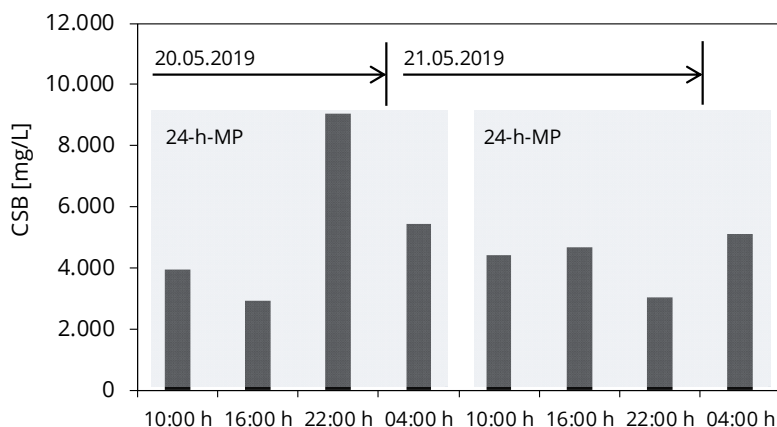
Tabelle 52: CSB_{hom.}- und Nährstoffverhältnisse im Brauereiabwasser

Parameter	Mittelwert	Bereich	Vergleichswerte*
CSB _{hom.} /BSB ₅	1,9	1,6 – 2,1	1,5 – 2,2
CSB _{mf} /CSB _{hom.}	0,9	0,9 – 0,9	0,8 – 0,9
BSB ₅ /P _{ges.}	100 : 0,5	100 : 0,4 – 100 : 0,6	100 : 0,4 – 100 : 0,8
BSB ₅ /TKN	100 : 3	100 : 2 – 100 : 4	100 : 2 – 100 : 5

*Eigene Messungen an zwei Brauereien mit einer Jahresproduktion von 1,8 Mio. hL/a und 0,8 Mio. hL/a

Der überwiegende Teil des Stickstoffs liegt organisch gebunden vor, etwa 5 % kommt in gelöster Form als NH₄-N im Abwasser vor. Die mittleren CSB_{hom.}- und BSB₅-Konzentrationen sind mit 3.963 mg CSB_{hom.}/L (vgl. Tabelle 51) bzw. 2.123 mg BSB₅/L deutlich höher als im kommunalen Abwasser, mit Abwässern anderer Brauereien aber vergleichbar.

Das Konzentrationsniveau im Abwasser ist von den Produktionsprozessen abhängig und zeigt deutliche Unterschiede im Wochen- und Tagesverlauf. Das Maximum lag in den 6-h-Mischproben bei rd. 9,1 g CSB_{hom.}/L (s. Abbildung 82). Aufgrund des Konzentrationsausgleiches in den Mischproben ist kurzzeitig mit höheren Konzentrationen zu rechnen, insbesondere bei hefehaltigen und bierhaltigen Ableitungen.

**Abbildung 82: CSB_{hom.}-Konzentrationen in den entnommenen 6-h-Mischproben**

Infolge der hohen CSB_{hom.}- und BSB₅-Konzentrationen im Brauereiabwasser ist der frachtbezogene Einfluss auf den Kläranlagenzulauf höher als der hydraulische Einfluss. Die aus der Brauerei in die Kläranlage eingeleitete Fracht erreichte einen Anteil von bis zu 14 % an der Gesamtfracht (s. Tabelle 51), wobei der Anteil vom Frachtaufkommen anderer Indirekteinleiter, von den Produktionsprozessen in der Brauerei und vom Tag der Probenahme abhängig ist.

Die während der Messkampagne ermittelte spezifische CSB-Fracht ist im Vergleich zu anderen Brauereien mit 0,34 kg CSB_{hom.}/hL VB sehr niedrig. Literaturwerte liegen im Regelfall bei mindestens rd. 1 kg CSB_{hom.}/hL VB (Glas und Schmaus, 1998; Bischofsberger et al., 2005).

Während eigener Untersuchungen in zwei Großbrauereien erhobene Werte bestätigen diese Größenordnung. Da im DWA-M 732 keine Vergleichswerte für die spezifische CSB-Fracht enthalten sind, sondern nur Angaben für die BSB₅-Fracht, wird die Vergleichs-CSB-Fracht mit Hilfe des im DWA-M 732 angegebenen mittleren CSB/BSB₅-Verhältnisses von 1,7 berechnet. Die sich daraus ergebende CSB-Fracht ist mit 0,5 – 1,0 kg CSB_{hom}/hL VB zwar niedriger als in anderen Quellen genannte Werte, liegt aber dennoch über dem in der Brauerei ermittelten Wert.

Die während der Messkampagne erhobenen Daten legen einen optimierten Betrieb mit geringem Wasserverbrauch sowie einen geringen Frachteintrag in das Abwasser nahe.

9.4.3.2.4 Einfluss der Brauerei auf den Gehalt an Mikroschadstoffen im Zulauf der Kläranlage

Einzelsubstanzen und ökotoxikologisches Potential wurden ausschließlich aus den 6-h-Mischproben und den entsprechenden 24-h-Mischproben bestimmt (s. Tabelle 53).

Tabelle 53: Während des Brauereimonitorings untersuchte Einzelsubstanzen

Substanz	Brauereiabwasser	Zulauf Kläranlage	Bemerkung
Diclofenac	< LOQ	nachweisbar	Arzneimittelwirkstoff
Bisphenol A *	nachweisbar	nachweisbar	Industriechemikalie
1H-Benzotriazol	nachweisbar	nachweisbar	Korrosionsschutzmittel
Terbutryn	nachweisbar	nachweisbar	Herbizid
DEET *	< LOQ	nachweisbar	Insekten-Repellent
Dimethachlor-ESA	< LOQ	< LOQ	-
Dimethachlor-OA	< LOQ	< LOQ	-
Ibuprofen	nachweisbar	nachweisbar	Arzneimittelwirkstoff
Naproxen	< LOQ	nachweisbar	Arzneimittelwirkstoff
Bezafibrat	< LOQ	nachweisbar	Arzneimittelwirkstoff -
CBZ	< LOQ	nachweisbar	Arzneimittelwirkstoff
Clindamycin	< LOQ	< LOQ	Arzneimittelwirkstoff, Antibiotikum
Coffein	nachweisbar	nachweisbar	-
Cotinin	nachweisbar	nachweisbar	Abbauprodukt von Nikotin
Diuron	< LOQ	nachweisbar	-
Erythromycin	< LOQ	nachweisbar	Arzneimittelwirkstoff, Antibiotikum
Imidacloprid	< LOQ	< LOQ	-
Irgarol	< LOQ	< LOQ	-
Isoproturon	< LOQ	< LOQ	-
Metoprolol	< LOQ	nachweisbar	Arzneimittelwirkstoff
Paracetamol	< LOQ	nachweisbar	Arzneimittelwirkstoff
Sulfamethoxazol	< LOQ	nachweisbar	Arzneimittelwirkstoff, Antibiotikum
Tolyltriazol	< LOQ	nachweisbar	-
* östrogene Wirksamkeit nachgewiesen			

Die Proben wurden am Tag ihrer Entnahme nach Dresden transportiert und aufbereitet. Parallel dazu wurden die an den betreffenden Tagen aus dem Kläranlagenzulauf entnommenen 24-h-Mischproben analysiert.

In den Brauereiprobe waren 6 der 23 analysierten Einzelsubstanzen nachweisbar (vgl. Abbildung 83), allerdings nicht in allen Proben. Substanzen, die in keinem Fall im Brauereiabwasser nachweisbar waren, werden nicht betrachtet. Das Herbizid Terbutryn war in einer 6-h-Mischprobe nachweisbar (s. Abbildung 84).

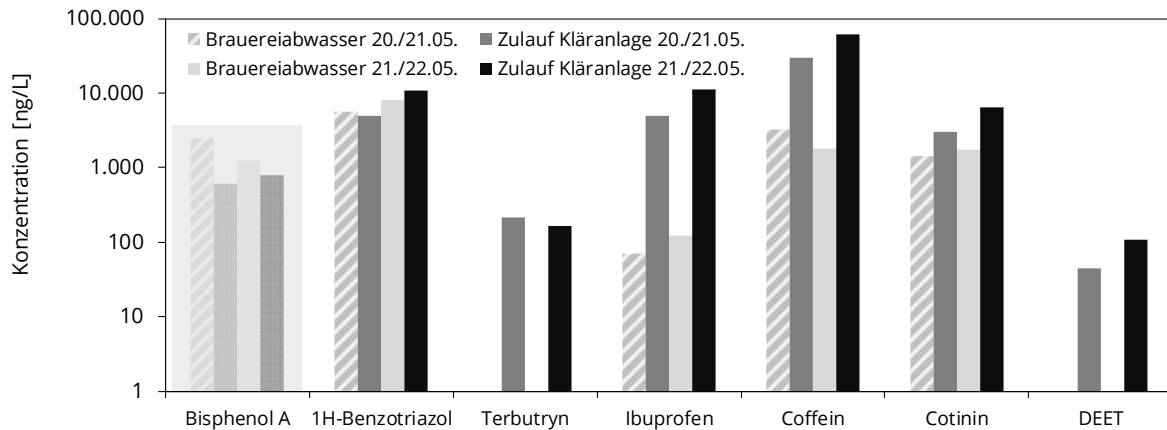


Abbildung 83: Konzentrationsniveau der Einzelsubstanzen im Abwasser der Brauerei und im Kläranlagenzulauf (24-h-Mischproben), grau hinterlegt: BPA-Gehalt durch Probenahme beeinflusst

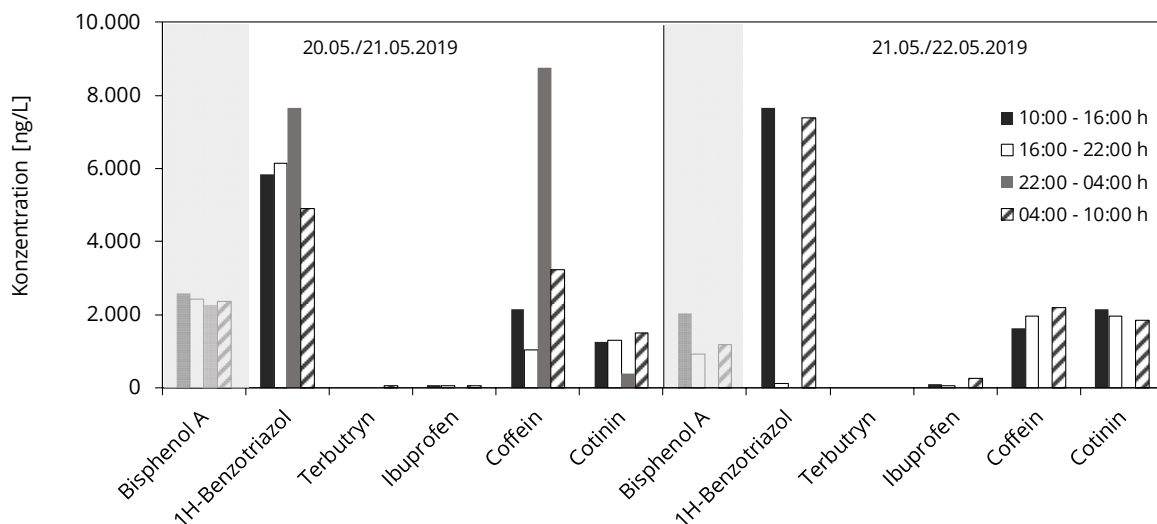


Abbildung 84: Konzentrationsniveau der Einzelsubstanzen im Brauereiabwasser (6-h-Mischproben), grau hinterlegt: BPA-Gehalt durch Probenahme beeinflusst

Mit Ausnahme von Benzotriazol und Bisphenol A lagen die anderen vier nachweisbaren Substanzen in den 24-h-Mischproben unter den im Kläranlagenzulauf festgestellten Konzentrationen (s. Abbildung 83). Die vergleichsweise hohen Bisphenol-A-Konzentrationen wurden durch die Verwendung eines PVC-Schlauchs zur Probenahme beeinflusst. Dies

wurde durch eine Vergleichsprobe, die mit Trinkwasser unter ähnlichen Temperaturbedingungen durchgeführt wurde, bestätigt. Die in den Brauereiprüfungen gemessenen Bisphenol-A-Konzentrationen sind daher nicht repräsentativ.

Zur Prüfung der Plausibilität wurden die 6-h-Mischproben zu einer 24-h-Mischprobe hochgerechnet und mit der korrespondierenden 24-h-Mischprobe verglichen. Die Werte stimmen im Wesentlichen gut überein, mit Ausnahme der Benzotriazol-Konzentration der ersten 24-h-Mischprobe. Die Ursache dafür ist aller Wahrscheinlichkeit nach eine bestimmte 6-h-Mischprobe (21.05./22.05., 2. Probe bzw. Nr. 3.2 in Tabelle 50), in der eine deutlich geringere Konzentration als in den übrigen 6-h-Mischproben bestimmt wurde. Die im Abwasser der Brauerei enthaltenen Frachten sind im Vergleich zur gesamten Zulauffracht zur Kläranlage gering (s. Abbildung 85).

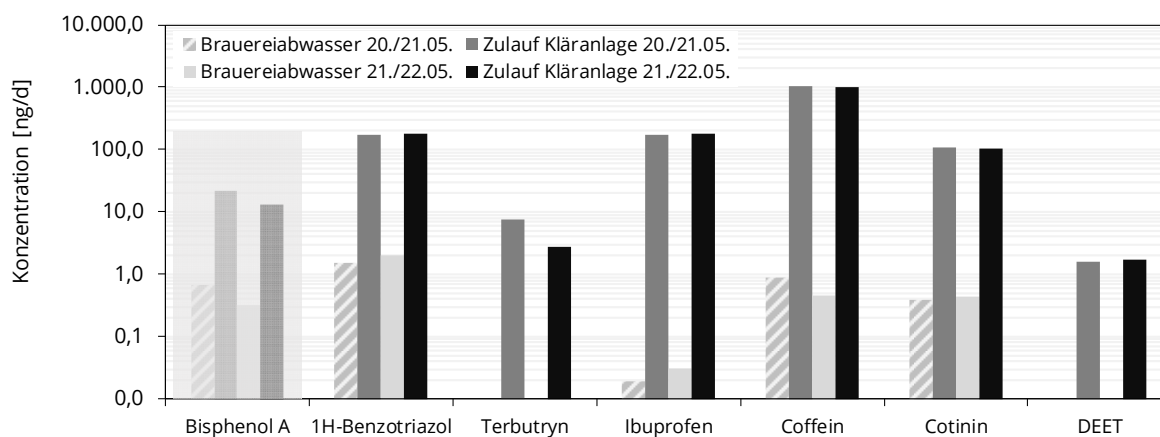


Abbildung 85: Tagesfrachten der Einzelsubstanzen im Brauereiabwasser und im Kläranlagenzulauf (24-h-Mischproben), grau hinterlegt: BPA-Gehalt durch Probenahme beeinflusst

Die Anteile liegen für Terbutryn, Ibuprofen, Coffein und Cotinin deutlich unterhalb von 0,5 % (s. Abbildung 86). Benzotriazol erreichte einen Anteil von rd. 1 % an der Zulauffracht. Bisphenol A wird aufgrund des Einflusses der Probenahme nicht betrachtet.

Ein erheblicher Einfluss des Brauereiabwassers auf Menge und Zusammensetzung der im Zulauf der Kläranlage enthaltenen Mikroschadstoffe ist in Anbetracht der erzielten Resultate unwahrscheinlich. Allerdings wurde nur ein geringes Spektrum an Mikroschadstoffen erfasst und nur zwei der analysierten Substanzen zeigen östrogene Aktivität.

Die Untersuchung der östrogenen Potentiale (s. Abbildung 87) ergab, dass in den 6-h-Mischproben von 22:00 bis 04:00 Uhr Zytotoxizität nachweisbar war (hefebasierte Reporter-Gen-Assays). Zu dieser Zeit wurden vor allem Reinigungs- und Sterilisationsprozesse in der Brauerei durchgeführt (s. Tabelle 50), die sich in den Ergebnissen widerspiegeln.

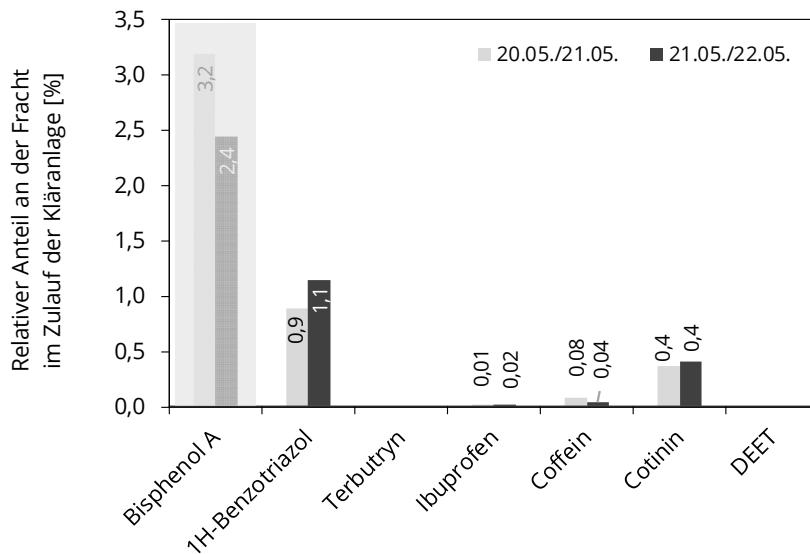


Abbildung 86: Relativer Anteil der im Brauereiabwasser enthaltenen Einzelsubstanzen an deren Gesamt-Konzentration im Zulauf zur Kläranlage, grau hinterlegt: BPA-Gehalt durch Probenahme beeinflusst

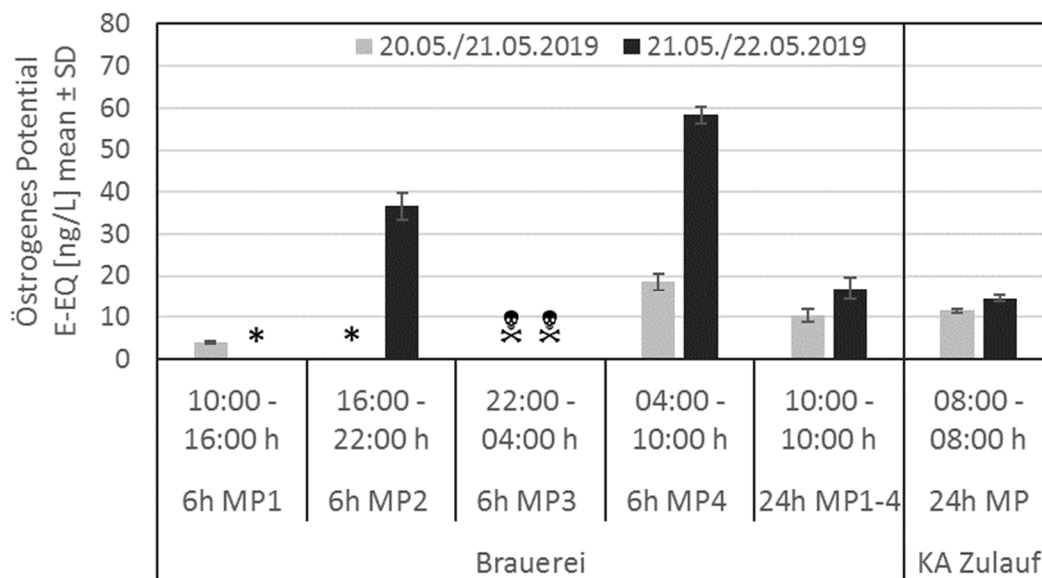


Abbildung 87: Östrogene Potentiale E-EQ (17β-Estradiol) in angereicherten Abwasserproben der Brauerei (6h- und 24h-Mischproben) und des Kläranlagen-Zulaufes (24h-Mischprobe); mean ± SD entspricht Mittelwert ± Standardabweichung, ☠ entspricht zytotoxischen Proben, * entspricht Messung < Bestimmungsgrenze

Die östrogenen Potentiale in den untersuchten 6-h-Mischproben verdeutlichen, dass es starke prozessabhängige Quellen östrogen wirksamer Substanzen gibt, die sich in einer 24-h-Mischprobe relativieren. Insbesondere die 6-h-Mischproben vom 21.05. von 16:00 bis 22:00 Uhr und vom 22.05. von 04:00 bis 10:00 Uhr zeigen ein hohes östrogenes Potential. In diesen Zeiten wurden jeweils Bier und/oder Mischgetränke abgefüllt und gleichzeitig keine Reinigungs- und Sterilisationsprozesse wie in anderen untersuchten Zeiträumen durchgeführt (s. Tabelle 50). BPA und DEET werden als Ursache ausgeschlossen.

DEET lag unterhalb der Nachweisgrenze. BPA war zwar nachweisbar, hat aber wie in Abschnitt 9.4.3.1 beschrieben, ein geringes östrogenes Potential bei Konzentrationen im unteren µg/L-Bereich. Andere in Brauereien vermutete östrogene Substanzen wie Phytoöstrogene aus Hopfen oder eingesetzte Industriechemikalien wie Nonylphenole könnten zu den teilweise sehr hohen östrogenen Potentialen geführt haben.

9.4.3.3 Fazit der Messkampagne

Die Konzentrationen an der Einleitstelle und im Kläranlagenzulauf sind zwar z. T. ähnlich hoch, die aus der Brauerei eingeleitete Fracht ist aber für eine Beeinflussung des östrogenen Potentials und der Mikroschadstoffkonzentrationen im Kläranlagenzulauf zu gering.

Das östrogene Potential der Kläranlagenzuläufe und des Brauereiabwassers wurde auf Grundlage derselben Anreicherungsstufe ermittelt, so dass die Analysedaten miteinander vergleichbar sind.

Ein Einfluss aus industriellen und gewerblichen Einleitungen ist aufgrund des hohen Industrieabwasseranteils im Zulauf der Kläranlage Plauen naheliegend, konnte aber im Rahmen des Projektes nicht nachgewiesen werden, da die dafür notwendigen Untersuchungen zu umfangreich sind. Es wird bei weiteren Messungen empfohlen, das Substanzspektrum der chemischen Analytik gezielt um östrogen wirksame Substanzen zu erweitern. Auf dieser Grundlage kann bewertet werden, ob und wie der Einsatz dieser Substanzen vermieden werden kann. Welche Substanzen zu den bestimmten östrogenen Potentialen beitragen, konnte innerhalb der Untersuchung nicht geklärt werden. Ebenso ist unklar, ob diese Substanzen besonders stabil sind und deshalb ein hohes östrogenes Potential im Abwasser auch nach der Abwasserbehandlung bewirken.

Schlussendlich war die Ursache für das höhere östrogene Potential im Ablauf der Kläranlage Plauen nicht aufzuklären, allerdings wurden potentielle Verursacher ausgeschlossen. Für den konkreten Standort ist es sinnvoll, zunächst das Indirekteinleiterkataster weiter zu entwickeln und auf dieser Basis eine tiefergehende Bewertung von infrage kommenden Einleitern vorzunehmen. Die beschriebene Herangehensweise ist aber grundsätzlich übertragbar.

9.4.4 Minderungsstrategien für Medikamentenwirkstoffe – Zusammenfassung des Projektes SAUBER+

Wesentliche Ziele des Projektes 'Innovative Konzepte und Technologien für die separate Behandlung von Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens (Saubert+)' bestanden in der Charakterisierung von Arzneimittelmissionen aus Einrichtungen des Gesundheitswesens sowie in der Darstellung von Möglichkeiten zu deren Minderung. In diesem Rahmen wurden u. a. die Arzneimittelverbräuche einer psychiatrischen Fachklinik, eines

Pflege- und Betreuungsheimen sowie von drei Standorten eines allgemeinen Krankenhauses (Klinik mit orthopädischem Schwerpunkt, Klinik mit chirurgischem Schwerpunkt, Klinik mit Schwerpunkt Onkologie und Augenheilkunde) untersucht (Palmowski et al., 2015).

In den untersuchten Einrichtungen wurde der Verbrauch relevanter Substanzen erfasst. Für zwanzig Substanzen (Pantoprazol, Metformin, Metoprolol, Valsartan, Cefuroxim, Sulfamethoxazol, Diclofenac, Ibuprofen, Allopurinol, Metamizol-Metaboliten, Tramadol, Carbamazepin, Gabapentin, Levetiracetam, Pregabalin, Levodopa, Amisulprid, Quetiapin, Bupropion, Doxepin) wurden die sich anhand der Ausscheidungsdaten ergebenden Abwasserkonzentrationen berechnet und anschließend den tatsächlich im Ablauf der Einrichtungen gemessenen Werten gegenübergestellt (jeweils drei zeitproportionale 24-h-Mischproben, Probenahmeintervall: 2 h). Es wurde festgestellt, dass die berechneten Erwartungskonzentrationen und die gemessenen Werte für die meisten Medikamente tendenziell übereinstimmten.

Allopurinol, Ibuprofen und Pantoprazol zeigten sehr gute Übereinstimmungsdaten, während die Berechnungen für Metformin und Metamizol-Metaboliten zu hoch, für Pregabalin dagegen zu niedrig lagen. Grundsätzlich unterscheiden sich die Art und die Menge der eingesetzten Medikamente zwischen den Einrichtungen. Die zwischen berechneten und gemessenen Konzentrationen festgestellten Unterschiede wurden u. a. auf die geringe Anzahl der Proben zurückgeführt. Abbauvorgänge wurden aufgrund der Stabilität der Substanzen dagegen als unwahrscheinlich eingeschätzt. Prinzipiell wurde die genutzte Berechnungsmethode als geeignetes Werkzeug zur Abbildung von Medikamentenkonzentrationen im Ablauf von Einrichtungen des Gesundheitswesens bewertet (Kümmerer et al., 2013; Herrmann et al., 2015a).

Ein wesentliches Ergebnis bestand in der Erkenntnis, dass der überwiegende Teil der Medikamentenrückstände im kommunalen Abwasser nicht auf Einleitungen aus Einrichtungen des Gesundheitswesens zurückzuführen ist, sondern auf die Haushalte (Herrmann et al., 2015b). Diese Verteilung hat auch vor dem Hintergrund des demografischen Wandels und dem damit verbundenen zunehmenden Medikamentengebrauch Bestand (Herrmann et al., 2015b). Abweichungen können sich in Einzelfällen für Gebiete mit einer höheren Dichte an Einrichtungen des Gesundheitswesens ergeben (Herrmann et al., 2015b).

Darüber hinaus wurden nur geringe Unterschiede in der Konzentration resistenter Bakterien und im Resistenzspektrum zwischen kommunalen und aus Gesundheitseinrichtungen eingeleiteten Abwässern festgestellt (Bäumlisberger und Jonas, 2015). Aufgrund dessen stellt die separate Behandlung von Abwässern aus Gesundheitseinrichtungen gegenwärtig keine Vorzugslösung dar. Einerseits fehlen Zielvorgaben, auf deren Grundlage eine Bewertung von infrage kommenden Behandlungsverfahren stattfinden kann (Moussel et al., 2015a), andererseits wird bei der Behandlung der Abwässer an der Quelle kein

höherer Wirkungsgrad erreicht als bei der gemeinsamen Behandlung mit kommunalem Abwasser (Mousel et al., 2015b).

Dabei ist davon auszugehen, dass die separate Behandlung, auch wenn es sich um vergleichsweise kleine Teilströme handelt, wesentlich teurer ist als die Behandlung auf kommunalen Kläranlagen (Mousel et al., 2015a). Die separate Behandlung kann in Einzelfällen sinnvoll sein (Mousel et al., 2015b). Neben finanziellen und rechtlichen Aspekten, die aus der Übernahme von Aufgaben des eigentlich Abwasserbeseitigungspflichtigen erwachsen, stehen dabei auch organisatorische Fragen bezüglich Anlagenerrichtung, -wartung und -betrieb im Vordergrund (Mousel et al., 2015b).

Grundsätzlich haben sich zur Elimination von Medikamentenrückständen Verfahrenskombinationen unter Einsatz des Membranbelebungsverfahrens mit nachgeschalteter Ozonung, UV-Behandlung sowie Filtration über gekörnte Aktivkohle als geeignet erwiesen (Mousel et al., 2015a).

Die erfolgreiche Umsetzung von Maßnahmen zur Elimination von Medikamentenrückständen aus Abwasser ist auf die gegenwärtige Situation begrenzt (Wirkstoffe, Medikation). Künftige Entwicklungen bei Wirkstoffeinsatz und Medikamentenverschreibung können dazu führen, dass die eingesetzten Verfahren weniger wirksam sind. Deshalb erfordert ein wirksames Management von Pharmazeutika im Abwasser und Wasser integrierte Strategien und die Vernetzung diverser Akteure und ist dementsprechend anspruchsvoll in der Umsetzung (Kerber et al., 2015).

9.4.5 Zusammenfassung

Die Eintragspfade für Mikroschadstoffe in das Kanalnetz setzen sich aus diffusen und punktförmigen Quellen zusammen. Punktquellen sind fassbar, diffuse Quellen über Substitutionsmaßnahmen oder Anwendungsbeschränkungen reduzierbar. Im Vordergrund der durchgeführten Untersuchungen standen punktförmige Einleitungen gewerblicher und industrieller Abwässer. Krankenhäuser und damit verbundene Einrichtungen spielen im Regelfall eine untergeordnete Rolle, da der Eintrag von Medikamentenrückständen durch den flächenhaften Eintrag über die Haushalte geprägt wird (Herrmann et al., 2015b). Maßnahmen an der Quelle verhindern den Eintrag problematischer Substanzen in das Kanalnetz und die Gefahr ihres unbehandelten Austrags über Mischwasserabflüsse. Die Wirksamkeit der Umsetzung von Maßnahmen an der Quelle ist u. a. davon abhängig, wie hoch der Frachtanteil aus der betreffenden Quelle an der Zulauffracht zur Kläranlage ist. Daher ist als erste Maßnahme eine Identifikation maßgebender Quellen im Kanalnetz erforderlich.

Die Eintragspfade in das Kanalnetz können auf verschiedene Arten beschrieben werden. Zum einen können Einzelsubstanzen und die sie einleitenden Einrichtungen durch Messkampagnen identifiziert werden, zum anderen können vorhandene Daten (Betriebsdaten

der Unternehmen) ausgewertet werden. Während die erste Methode zeitaufwändig und kostenintensiv ist, erfordert die zweite Variante die Bereitschaft der betroffenen Unternehmen zur Mitarbeit. Ist diese nicht gegeben, ist eine Identifikation von Quellen auf diese Weise nicht möglich.

Zum einen fehlt derzeit die rechtliche Handhabe zur Forderung der Übergabe der im Betrieb erhobenen Daten, zum anderen fehlt ein rechtlicher Rahmen für die flexible Anpassung der benötigten Daten und Informationen an sich verändernde Überwachungswerte. Generell besteht das Problem darin, dass es gegenwärtig keine Grenzwerte für die Indirekteinleitung von Mikroschadstoffen gibt. Ebenso wenig ist eine Überwachung des ökotoxikologischen Potentials dieser Indirekteinleitungen vorgesehen. Eine detaillierte Beschreibung der Einträge ins Kanalnetz ist zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht möglich. Die Durchführung von Messkampagnen für Einzelsubstanzen ist zu aufwändig und die Auswertung von Betriebsdaten scheitert an der Umsetzung.

Nach Einschätzung der Praxispartner eröffnet die Aufnahme der Forderung nach einer Schadstoffreduzierung nach dem Stand der Technik **vor** der Indirekteinleitung, bspw. in die Indirekteinleitersatzung, die Möglichkeit einer Einflussnahme. Inwieweit diese Forderung umsetzbar ist, welche Voraussetzungen dafür gegeben sein müssen, welcher Aufwand beim Einleiter dadurch entsteht bzw. ob dies zumutbar ist, muss geklärt werden. Dasselbe gilt auch für den Fall der Verschärfung der Satzung als Folge einer potentiellen Störung des Abwasserbehandlungsprozesses durch bestimmte Substanzen. Es stellt sich die Frage, ob die diskutierten Mikroschadstoffe, die durch die Abwasserbehandlung nicht oder nicht vollständig eliminiert werden, bereits als Störung des Prozesses zu interpretieren sind.

Sollen relevante Punktquellen über Messkampagnen identifiziert werden, ist die Probenahme und -aufbereitung ausschlaggebend. Die Proben sollten als 24-h-Mischproben entnommen werden, dabei in chargenweise arbeitenden Betrieben sowie bei Einleitungen mit ausgeprägter Ganglinie als abflussproportionale Proben. Allerdings erfassen nicht alle Indirekteinleiter die eingeleiteten Abwasserströme bzw. häufig nicht in einer Weise, die zur Erstellung einer Abflussganglinie geeignet ist. Bei vor-Ort-Untersuchungen ist daher die Messung des Durchflusses einzuplanen.

Zur Einschätzung der Relevanz einer Punktquelle ist einerseits die Konzentration im eingeleiteten Abwasser ein wichtiges Indiz, andererseits sollte der Anteil der eingeleiteten Fracht zur gesamten Fracht im Zulauf der Kläranlage ins Verhältnis gesetzt werden. Daraus kann eine abgestufte Methode zur Identifizierung von potentiellen industriellen/gewerblichen Quellen für die Einleitung von Mikroschadstoffen abgeleitet werden:

1. Recherche infrage kommender Betriebe auf Grundlage des Indirekteinleiterkatasters,
2. Stichprobenartige Untersuchung von Verdachtsfällen,
3. Detailuntersuchung von bestätigten Verdachtsfällen durch Entnahme von abflussproportionalen 24-h-Mischproben am betreffenden Betrieb sowie im Kläranlagenzulauf.

In den untersuchten Einzugsgebieten konnte bei Unternehmen aus dem Indirekteinleiterkataster aufgrund mangelnder Kooperationsbereitschaft wenig Information gewonnen werden. Dies zeigt, dass der erste Schritt der vorgeschlagenen Methode kritisch ist und unterstreicht die Notwendigkeit, das Problembewusstsein von Indirekteinleitern zu schärfen, bspw. über verstärkte Öffentlichkeitsarbeit. Führt der auf Freiwilligkeit basierende Ansatz nicht zum Erfolg, sollte der rechtliche Rahmen angepasst werden.

9.5 Bewertung von Reduktions- und Vermeidungsmaßnahmen

9.5.1 Einführung

Neben den Kosten, die für die Implementierung und den Betrieb von Verfahren und Technologien der 4. Reinigungsstufe für Kläranlagen entstehen, sollten auch Kosten für alternative Maßnahmen des Handelns bei weiteren Akteuren in der Gesellschaft betrachtet werden. Deswegen wurden auch Maßnahmen an der Quelle untersucht, die zur Vermeidung, Verminderung und Substitution des Eintrages von Mikroschadstoffen beitragen können.

Diese Quellen werden durch Akteure, wie z.B. die Pharmaindustrie, Ärzte, Apotheken oder die Bevölkerung repräsentiert. Vordergründig bestand das Ziel in einer Abschätzung der Maßnahmen sowie Ermittlung der Aktionskosten für diese Akteure. Dabei wurden fehlende Daten aus anderen Quellen ermittelt, u.a. über weiterführende Experteninterviews.

9.5.2 Datengrundlage – Literaturrecherche, Identifikation relevanter Akteure und Experteninterviews

In Bezug auf die systematische Bewertung von Reduktions- und Vermeidungsmaßnahmen bilden diverse Literaturrecherchen die Grundlage für das weitere Vorgehen. In Absprache mit den Projektpartnern wurde die weitergehende Bewertung exemplarisch für Arzneimittel vorgenommen.

Dafür wurden zunächst 17 Arzneimittel in neun Stoffgruppen systematisiert, welche nach vorherigen Arbeitsschritten im Projekt als relevant bewertet wurden (vgl. Abschnitt 8.2). Eine Übersicht der Visitenkarten für die ausgewählten Arzneimittel findet sich in Abschnitt 12.16, Anlage 16. Diese können helfen, die Vermeidungs- und Reduktionspotentiale für Einträge von Arzneimitteln in das Abwasser besser zu erkennen und zu beurteilen.

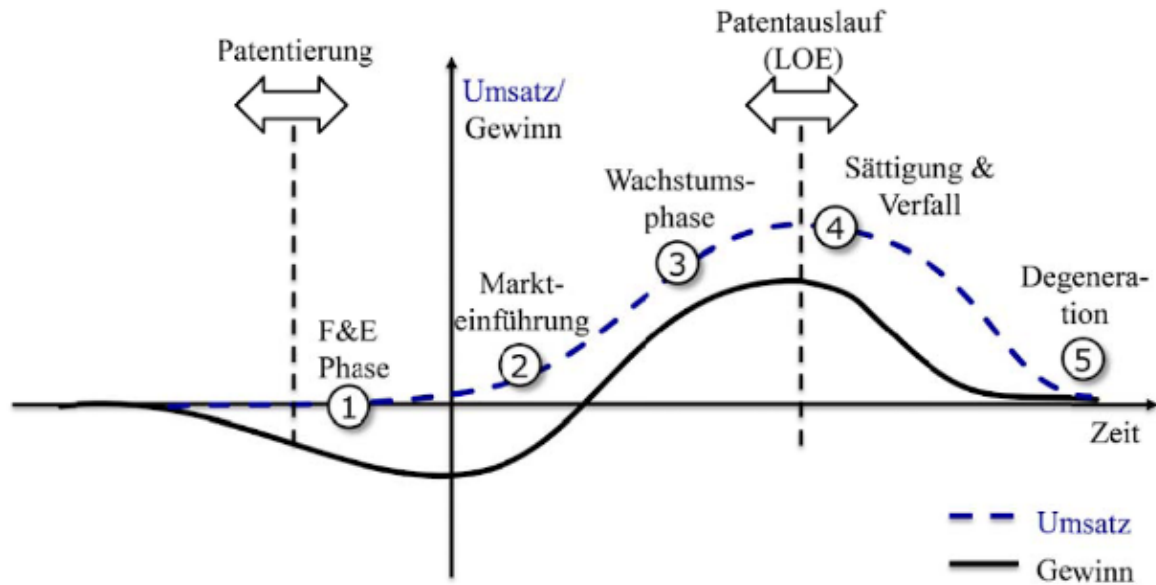


Abbildung 88: Produktlebenszyklus eines Medikamentes (Drerup, 2013)

Mit Hilfe von Literaturrecherchen sowie Gesprächen mit den Projektpartnern wurden die relevanten Akteure identifiziert, die einen Bezug zu den Arzneimitteln haben und näher untersucht werden sollten. Anschließend wurde der Beitrag einzelner Akteure anhand der Phasen des pharmazeutischen Lebensweges (s. Abbildung 88 sowie 12.17, Anlage 17 und 12.18, Anlage 18) genauer identifiziert und exemplarisch anhand des Lebenszyklus' des Stoffes Metformin untersucht (s. Abbildung 89).

In der Regel wurde bei der Untersuchung der Akteure das folgende Vorgehen verfolgt:

- Identifikation von Maßnahmen für ausgewählte Akteure
- Allgemeine Informationsrecherche zu der jeweiligen Maßnahme
- Spezifische Literaturrecherche zu den Kosten der jeweiligen Maßnahme
- Ableiten von Wissens-Lücken
- ggf. Konzeption und Durchführung einer eigenen empirischen Untersuchung, i.d.R. Interviews (telefonisch, schriftlich oder persönlich), inklusive
 - Entwicklung eines Leitfadens,
 - Abstimmung mit den Projektpartnern,
 - Recherche von Kontaktdaten, Fokussierung dabei auf sächsische Vertreter und ggf. auf die Regionen um Dresden, Chemnitz und Plauen
 - Anschreiben der Experten und Expertinnen; wenn nötig weitere Kontaktaufnahme,
 - Durchführung der Interviews,
 - Transkription/ Protokollierung der Interviews
 - Systematisierung der Ergebnisse

- Auswertung und Vergleich der literaturbasierten und empirischen Ergebnisse
- Aggregierte Darstellung der Ergebnisse in Visitenkarten für die Akteure und ihre potenziellen Maßnahmen

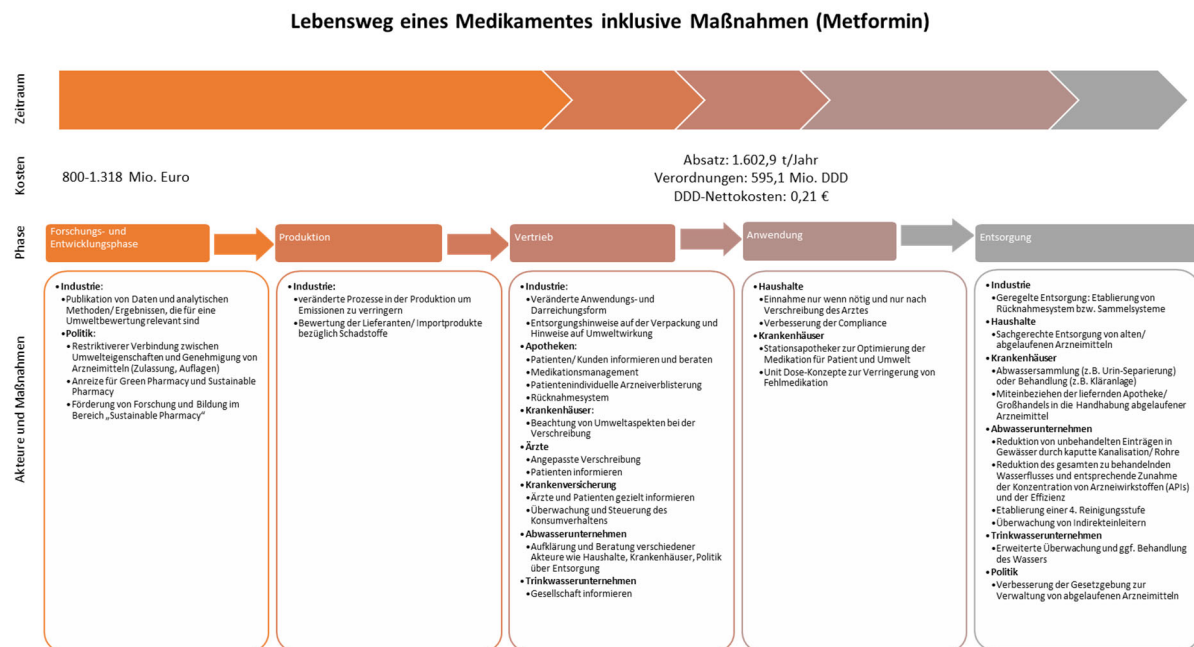


Abbildung 89: Lebensweg eines Medikaments inklusive Maßnahmen (für Metformin)

Dabei stellen insbesondere Experteninterviews ein geeignetes Mittel zur Generierung von Spezialwissen dar. Im Rahmen der durchgeführten Interviews wurden Möglichkeiten zur Vermeidung und Verminderung von Arzneimittelrückständen in Abwässern erörtert.

Informationen zu den jeweiligen Interviews – wie zur Auswahl der Befragten, zu Vorgehen oder Leitfäden – finden sich in den Anlagen (s. *Ergänzendes Material EM_Anlage 2* zu den Pharmaunternehmen, *EM_Anlage 3 und 4* zu den Krankenhäusern, *EM_Anlage 5 bis 7* zu den Apotheken, *EM_Anlage 8* zu den Abwasserunternehmen, *EM_Anlage 9* zur Aufklärung und Kommunikation und *EM_Anlage 10* zur Umweltklassifikation). Es wurden Interviews mit verschiedenen Akteuren der Gesellschaft geführt, wie zum Beispiel Apothekern oder Krankenhausvertretern. Dabei handelte es sich um Interviews, für die halbstandardisierte Fragebögen mit offenen Antwortkategorien verwendet wurden. Diese wurden inhaltsanalytisch qualitativ ausgewertet.

9.5.3 Ergebnisse der empirischen Datenerhebung

Erste Informationen zu Kosten von Alternativen zu einer 4. Reinigungsstufe konnten in Publikationen in Fachzeitschriften und in Berichten bisheriger Forschungsprojekte identifiziert werden, ebenso wurden anschließend eigene empirische Untersuchungen durchgeführt.

Tabelle 54 zeigt, welche Akteure und Maßnahmen bezüglich ihrer Handlungsspielräume im Rahmen des Arbeitspaketes näher untersucht wurden. Dabei werden sie ansatzweise nach dem Zeitpunkt ihres Kontaktes mit Arzneimitteln in deren Lebensweg sortiert.

Für alle Akteure wurden Steckbriefe erstellt, die einen Überblick über ihre Aktivitäten und über potenzielle Maßnahmen vermitteln. Im *ergänzenden Material, EM-Anlagen 11 bis 23*, können die Steckbriefe eingesehen werden. Darin werden folgende Inhalte dargestellt:

- Definitionen,
- *Key Facts* zu diesem Akteur für Deutschland und Sachsen,
- der Status Quo bezüglich des Themas Mikroschadstoffe sowie
- eine Auflistung potenzieller Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen.

Die Reihenfolge der *EM-Anlagen 11 bis 23* orientiert sich an der Auflistung in Tabelle 54. Zusätzlich wurden Steckbriefe für 17 Pharmazeutika in 9 Gruppen erstellt (s. *EM-Anlage 24*). Für einen Großteil der potenziellen Maßnahmen wurden zusätzliche vertiefende Visitenkarten erstellt. Auf diesen Visitenkarten werden die betreffenden Akteure vermerkt, die Maßnahme definiert und das angestrebte Ziel sowie damit verbundene Vor- und Nachteile genannt. Auch hier wird der derzeitige Stand der Umsetzung angesprochen. Anschließend werden die literaturbasierten Kosten(arten) genannt sowie Forschungsprojekte gelistet.

Für letztere werden Beteiligte, Zeitraum sowie Ergebnisse benannt, wodurch ein schneller Überblick über existierendes und möglicherweise zu vertiefendes Wissen ermöglicht wird. Für einige Maßnahmen wurden anschließend eigens für MikroModell empirische Daten anhand von Experteninterviews erhoben. Diese werden in den Visitenkarten kurz vorgestellt, jedoch im Wesentlichen in den entsprechenden Anlagen ausführlich beschrieben, z.B. bezüglich des methodischen Vorgehens und der Ergebnisse.

Tabelle 54: Übersicht untersuchter Akteure (s. auch *Steckbriefe, EM_Anlagen 11 bis 23*)

Akteur	Maßnahme	Visitenkarte	basiert auf (Methode)		
			Literaturrecherche	Empirische Unters.	Stichprobe
Pharmaunternehmen	Entwicklung umweltfreundlicher Arzneimittel / Green Pharmacy	X	X	X	Fallbeispiel Sachsen und Deutschland
Ärzte		X	X		
	Fortbildung		X	X	Fallbeispiel in Dresden
Krankenhäuser		X	X	X	Interviews mit 23 Krankenhäusern (SN)
	Stationsapotheker	X	X		
	Unit-Dose-Konzept	X	X	X	Interviews mit 5 Krankenhaus-Apotheken
	Abwassersammlung	X	X		
	Abwasserabscheidung	X	X		
	Abwasserbehandlung in eigener Kläranlage	X	X		
Radiologen		X	X		
Reha-Einricht.		X	X		
Apotheke		X	X	X	Interviews mit 20 Apotheken (6 DD, 9 C, 5 P)
	Medikationsmanagement	X			
	Patientenindividuelle Arzneiverblisterung	X	X	X	Interviews mit 7 Apotheken (SN) und 1 Blisterzentrum
	Berufliche Fortbildung und Diskursangebote	X	X	X	Fallbeispiel in Dresden
	Rücknahmesystem für Patienten/ Kunden	X	X	X	Fallbeispiel ASR Chemnitz
Haushalte		X	X		
Krankenversich.		X	X		
Abwasserunternehmen		X	X		
	4. Reinigungsstufe	X	X	X	Interviews mit 15 Kläranlagen (BW/ NRW)
Wasserversorgungsuntern.	(s. auch <i>EM_Anlage 20</i>)	X			
begleitende Maßnahmen	Aufklärungs- und Kommunikationsmaßnahmen	X	X	X	Fallbeispiel SEDD/ Interview
	Umweltklassifizierung	X	X	X	Experteninterviews & Fallbeispiel Schweden
Industrie-Unternehmen		X	X	X	gesamt = 8 (4 Dresden, 3 Chemnitz, 1 Plauen) + Projektpartner

Im Wesentlichen lassen sich folgende übergeordnete Erkenntnisse aus den empirischen Untersuchungen ableiten:

- Die befragten Akteure empfinden Abwasser-Themen als nachgeordnet relevant in ihrem Alltagsgeschäft.
- Sie haben ein lückenhaftes Wissen zum Spezial-Thema Mikroschadstoffe und zu potenziellen Wirkungen in der Umwelt.
- Sie empfinden nur bedingt eine individuelle Verantwortung für Maßnahmen zur Vermeidung und Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen. Andere Akteure sehen sie jedoch teilweise in der Pflicht.
- Zur Umsetzung von freiwilligen Maßnahmen fehlen i.d.R. zeitliche und personelle Ressourcen im Alltagsgeschäft.

Im Folgenden wird eine kurze Zusammenfassung zu ausgewählten Akteuren und Maßnahmen präsentiert, die einen potenziellen Beitrag zur Vermeidung und Verminderung von Mikroschadstoffen im Abwasser leisten können.

Pharma-Unternehmen: Sie sind sowohl als Unternehmen durch ihre Forschungs- und Produktionsprozesse als auch als Vertreiber von Medikamenten relevante Akteure.

Beitrag zur Vermeidung: Die Entwicklung umweltfreundlicherer, d.h. leichter abbaubarer Medikamente durch Pharma-Unternehmen ist eine weit verbreitete Forderung in der Gesellschaft. Auch eine weitere Beteiligung der Unternehmen, z.B. an der Rücknahme von Altmedikamenten oder einer Mit-Finanzierung eines solchen Systems ist immer wieder im Gespräch. Es liegen jedoch nur wenige Informationen zu den Perspektiven der betroffenen Unternehmen bezüglich solcher Maßnahmen vor.

Die geplante empirische Untersuchung konnte aufgrund mangelnden Rücklaufs leider nicht durchgeführt werden. Eine ausführliche Darstellung der Möglichkeiten der Einflussnahme auf Mikroschadstoffeinträge wird im *ergänzenden Material EM_Anlage 2* dargelegt.

Krankenhaus, Ärzte, Radiologen und Reha-Einrichtungen: In den Einrichtungen werden viele Patienten behandelt, welche Medikamente einnehmen und ausscheiden. Ärzte können durch die Verschreibung von Medikamenten und den direkten Kontakt zu Patienten deren Konsum und Verhalten präventiv beeinflussen. Außerdem können Krankenhäuser auch Abwasser sammeln und/oder aufbereiten.

Beitrag zur Vermeidung: Insgesamt werden im Alltag Umweltauswirkungen als nachrangig relevant betrachtet. Eine eigene Abwasserbehandlungsanlage oder Abwasser-Trennung ist technisch und finanziell für solche Institutionen oft sehr aufwändig. Dies gilt insbesondere für Einrichtungen, die historisch gewachsen sind. Die Urin-Sammlung in Beuteln wird teilweise praktiziert, ist jedoch i.d.R. für bestimmte Krankheiten/ Medikamente und Bereiche in einem Krankenhaus praktikabler als für andere. Eine Studie in Berlin zur getrennten

Sammlung und Entsorgung von Röntgenkontrastmitteln zeigt die Machbarkeit und den positiven Effekt auf (Pineau *et al.*, 2005; Schuster *et al.*, 2006). Die Studie ist in *EM_Anlage 26 des ergänzenden Materials* zusammengefasst. Konzepte für das Medikationsmanagement wie Unit-Dose und Stationsapotheker können durch die Optimierung der Medikamenten-Einnahme ggf. zu einer verringerten Belastung der Abwässer mit Arzneimittelrückständen beitragen. Diese Maßnahmen sind finanziell zunächst herausfordernd, haben aber weitere Vorteile wie die Erhöhung der Therapiesicherheit für Patienten oder die Reduktion der Belastung des Pflegepersonals. Es gibt bereits erfolgreich Anwendungen.

Apotheken: Apotheker geben Arzneimittel an Kunden aus und können Altmedikamente zurücknehmen. Durch Beratung bei der Ausgabe von Medikamenten und den direkten Kontakt zu Patienten können sie das Kunden-Verhalten beeinflussen. Apotheken sind in der Regel kein wesentlicher Eintragsort für Arzneimittelrückstände in das Abwasser.

Beitrag zur Vermeidung: Das Verhalten von Patienten kann durch Aufklärung sowohl bezüglich des sinnvollen Konsums von Medikamenten als auch der sachgemäßen Entsorgung von Altmedikamenten beeinflusst werden. Bei Beratungsgesprächen stehen nicht potenzielle Umweltauswirkungen, sondern die Rahmenbedingungen für die Einnahme und Wechselwirkungen der Medikamente im Mittelpunkt. Dennoch kann eine Sensibilisierung der Apotheken für Umweltauswirkungen von Medikamenten sinnvoll sein, z.B. durch Schulungen und Fortbildung. Diese müssen jedoch ausreichend konkrete Informationen an Patienten vermitteln können, z.B. zu Umweltauswirkungen.

Die Rücknahme von Altmedikamenten in Apotheken, d.h. am Kauf-Ort, kann sinnvoll sein, wenn der Restmüll nicht über Verbrennungsanlagen entsorgt wird. Für Apotheken und Patienten sind es akzeptierte Lösungen, wenn die Finanzierung nicht allein zu Lasten der Apotheken geht. Die patientenindividuelle Verblisterung und das Medikationsmanagement sind zeitaufwändig, können aber dazu beitragen, unnötige Medikation zu identifizieren und zu reduzieren sowie die Compliance-Rate von und Therapie-Sicherheit für Patienten zu verbessern.

Haushalte: Sie tragen durch den Konsum von Medikamenten und die Ausscheidung von Medikamentenrückständen sowie ggf. durch eine unsachgemäße Entsorgung von Alt-Medikamenten in Sanitäreinrichtungen zum Eintrag in das Abwasser bei.

Beitrag zur Vermeidung: Das Verhalten von Individuen und Haushalten kann durch Aufklärung (z.B. über Medien, Ärzte, Apotheken) sowohl bezüglich des sinnvollen Konsums als auch der sachgemäßen Entsorgung beeinflusst werden. Die Kosten für die korrekte Entsorgung durch die Haushalte, z.B. über den Restmüll, sind vergleichbar gering.

Abwasserbeseitigung: Dies sind Umwelt-Dienstleistungs-Unternehmen, welche ausgehend von gesetzlichen Vorgaben Abwasser behandeln und die Einhaltung von Grenzwerten für die Abwasserqualität sicherstellen.

Beitrag zur Vermeidung: Eine 4. Reinigungsstufe vermindert in Kläranlagen die zufließende Schadstoff-Fracht, selbstverständlich nur der abwasserbürtigen Stoffe. Weiteren Einfluss können Betreiber durch Information, Diskussion, Aufklärung oder Schulung verschiedener Akteure in der Gesellschaft nehmen. Die Reichweite solcher Maßnahmen und die tatsächliche Wirkung auf den Eintrag von Mikroschadstoffen ist allerdings nicht eindeutig zu beziffern.

Industrie-Unternehmen: Sie sind durch ihre Produktionsprozesse potenzielle Einleiter von Mikroschadstoffen.

Beitrag zur Vermeidung: Aus Sicht der Akteure werden die gesetzlichen Anforderungen zur Separierung und Behandlung von Abwässern eingehalten. Weiteres Fachwissen zu potentiell schädlichen Prozessen ist nötig, ebenso Einblicke in die tatsächlichen Prozesse verschiedener Branchen, um beurteilen zu können, ob die bisherigen regulatorischen Rahmenbedingungen ausreichend sind.

Politik und Behörden: Sie geben übergeordnete Zielstellungen für Umwelt und Gesellschaft sowie Rahmenbedingungen vor und stellen deren Einhaltung sicher.

Beitrag zur Vermeidung: Regularien schaffen klare Vorgaben für alle Akteure. Es können Grenzwerte bzw. Überprüfungen der Wasserqualität festgelegt werden. Neben dem Erlass von Abwasser-Grenzwerten können Regularien auch indirekt auf die Mikroschadstoff-Einträge einwirken. Die eindeutigere Kennzeichnung von Umweltauswirkungen könnte vorgeschrieben werden, z. B. könnten Packungsbeilagen mit einem Hinweis auf die Umweltverträglichkeit der Wirkstoffe versehen werden. Weiterhin könnten Vorgaben über den korrekten Entsorgungsweg erlassen werden.

Die Initiierung einer Klassifizierung von Medikamenten nach ihren Umweltauswirkungen analog zum schwedischen System oder eine Datenbank für Ärzte, die alle medizinischen Studien im Zuge der Zulassung eines Medikaments offenlegt und detailliert über patientenindividuelle Dosis-Wirkungs-Verhältnisse informiert, wäre ebenfalls eine zentral zu initiiierende Maßnahme.

Bildungseinrichtungen: Schulen und Universitäten können über Aus- und Weiterbildung Fachwissen vermitteln. Außerdem tragen Forschungseinrichtungen zu neuen Erkenntnissen bei und verbreiten diese über diverse Kanäle (z.B. Publikationen, Tagungen, Weiterbildungsveranstaltungen).

Beitrag zur Vermeidung: Die tiefere Erforschung von Wirkungen der Mikroschadstoffe auf Mensch und Umwelt (d.h. z.B. Experimente und Befragungen) trägt zu einem besseren Verständnis der Thematik bei und kann die Relevanz von Maßnahmen bewerten. Weiterhin können Umwelt-Themen, z.B. Umweltauswirkungen von Pharmazeutika und Abwägung von Alternativen, in Studiengänge für Medizin aufgenommen werden, so

dass ein langfristiges Umdenken in der Verschreibungs- und Beratungspraxis stattfinden kann. Aber auch schon in Schulen kann der korrekte Umgang mit Medikamenten (von Einkauf und Konsum bis zur Entsorgung) gelehrt werden.

9.5.4 Ausblick

Die Einschätzungen von Experten und Akteuren zu den Vor- und Nachteilen sowie Kosten (s. Abschnitt 9.2 und Abschnitt 9.5.3) einzelner Maßnahmen sind aussagekräftig. Einige Befragte haben Abwägungen von Maßnahmen gegeneinander vorgenommen. Dabei wird jedoch nicht zwingend eine optimale Lösung ersichtlich (vgl. z.B. Apotheken in *ergänzendem Material EM_Anlage 5*).

Es wurde deutlich, dass objektive Aussagen einzelner Akteure zu verschiedenen alternativen Maßnahmen, insbesondere zu solchen, welche sie nicht selber durchgeführt haben, schwierig zu erhalten sind. In der Regel favorisieren die untersuchten Akteure Maßnahmen, die vorteilhaft für sie selbst erscheinen, z.B. mit einem hohen Nutzen und/oder wenig Aufwand für sie selbst verbunden sind. Daraus ergibt sich, dass eine objektive Abwägung zwischen mehreren Maßnahmen, die auf einen maximalen Nutzen für Umwelt und Gesellschaft abzielt, nicht von einzelnen Akteuren erwartet werden kann, sondern durch Moderation unter Beteiligung aller Akteure gefunden werden muss.

Es kann festgehalten werden, dass momentan insgesamt die Kosten des Nicht-Handelns für viele Akteure deutlich geringer sind als die Kosten des potenziellen Handelns. Ausgehend von dem Modell des ökonomisch-ökologischen Nettoeffektes präferieren sie deshalb das Nicht-Handeln. Die Kosten des Nicht-Handelns müssten deutlich höher werden, wenn eine aktivere Strategie dieser Akteure erreicht werden soll.

Einzelne Maßnahmen tragen meist nur stoffspezifisch zu einer signifikanten Verminderung oder Vermeidung von Mikroschadstoffen im Abwasser bei. Eine Bündelung verschiedener Maßnahmen zur Prävention von vermeidbaren Einträgen zusammen mit Maßnahmen zur Behandlung und zum Management der unvermeidbaren Einträge erscheint erstrebenswert. Diese sollten grundlegend begleitet werden durch die Klarstellung der Relevanz des Themas sowie durch die Kommunikation einer deutlichen Erwartungshaltung an die Akteure, ihren konkreten Beitrag zur Vermeidung und Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in Gewässer zu leisten.

Bezüglich der oben diskutierten Maßnahmen sind offene Fragen zu klären, wovon einige im Folgenden kurz exemplarisch aufgegriffen werden.

Der Medikamenten-Konsum und die Entsorgung von Medikamenten-Resten wird als eine wesentliche Komponente für den Eintrag von Pharmazeutika gesehen. Die Medikamenten-Einnahme ist jedoch ein hochspezialisiertes Thema, bei dem nicht in erster Linie die Patienten anzusprechen sind. Vielmehr gilt es Ärzte und Apotheker zu sensibilisieren.

Der Erfolg von Maßnahmen, wie zum Beispiel dem Medikationsmanagement durch Stationsapotheker, hängt zum einen von der Bereitstellung ausreichender Ressourcen (finanziell, personell und zeitlich) und technischer Unterstützung ab. Zum anderen muss zunächst auch identifiziert werden, welche Medikamente überhaupt reduziert oder durch gleich wirkungsvolle Alternativen substituiert werden können. Hierbei liegt es an der Forschung und an Pharma-Unternehmen, konkrete Alternativen zu entwickeln. Begleitend ist zu untersuchen, wie die Akzeptanz erhöht und der Nutzen optimiert werden kann.

Weiterhin gilt es, gesetzliche und organisatorische Rahmenbedingungen zu schaffen. Beispielsweise könnte die Etablierung eines Umweltklassifikationssystems für Arzneimittel, welches in anderen Ländern bereits umgesetzt ist, Verschreibende mit Umweltdaten unterstützen. Es könnte beispielsweise auf Daten der bereits durchgeführten Umweltverträglichkeitsprüfung aufbauen. Hier wäre vertiefend zu prüfen, welche Akteure aktiv einzubinden und welche regulatorischen Rahmenbedingungen zu schaffen sind, um ein solches System erfolgreich zu implementieren und auch zu nutzen.

Ein weiteres Beispiel ist der einheitlich zu regelnde Umgang mit Alt-Arzneimitteln. Die Rücknahme von Altmedikamenten in Apotheken wurde viele Jahre praktiziert und akzeptiert. Es ist anzunehmen, dass dieses Vorgehen auch heute noch von Apothekern und Kunden akzeptiert werden würde, jedoch in Zeiten des online-Handels nicht effizient praktiziert werden kann. Ob das Angebot der Rücknahme in Bezug auf die Reduktion von Mikroschadstoffen im Abwasser effektiv ist hängt erstens davon ab, ob sich dadurch die direkte Entsorgung ins Abwasser reduzieren ließe, und zweitens davon, wie der Restmüll entsorgt wird. Bei einer Müllverbrennung ist die Entsorgung in den Restmüll dem Rücknahmesystem ebenbürtig, da zurückgenommene Medikamente auch der Verbrennung zugeführt werden.

Insgesamt zeigte sich, dass viele gesellschaftliche Akteure die Relevanz des Themas Mikroschadstoffe als eher gering empfinden und nur bedingt bereit sind, Maßnahmen zu ergreifen, welche über die bestehenden gesetzlichen Anforderungen hinausgehen. Dies wird teilweise verstärkt durch unzureichende Erkenntnisse zu Umweltauswirkungen oder aber deren fehlende Kommunikation an die betreffenden Akteure.

Im Zuge einer solchen Kommunikation ist auch zu diskutieren, wer welche Verantwortung übernehmen soll. Untersuchungen zum Verursacher-Prinzip zeigten jedoch, dass Verursacher nicht immer eindeutig zu benennen sind. Dies sind einerseits die Patienten, die Medikamente einnehmen und ausscheiden, andererseits aber auch Ärzte und Apotheker, die verschreibend und beratend in ihren Institutionen tätig sind. Ein Dialog mit allen beteiligten Akteuren kann dazu beitragen, gesamtgesellschaftlich akzeptierte Lösungen zu erarbeiten.

Ein Werkzeug zur Begleitung von Entscheidungen ist die Ökobilanzierung (s. Abschnitt 9.1.3 und *EM_Anlage 25 im ergänzenden Material*), die den Nutzen den Umweltauswirkungen einer 4. Reinigungsstufe gegenüberstellt. So können die CO₂-Produktion bei der Herstellung von Aktivkohle und der Energieverbrauch des Betriebs einer Ozonung bewertet und dem ökologischen Nutzen gegenübergestellt werden. Die Literaturrecherche zeigt aber, dass eine Quantifizierung des ökologischen Nutzens zur Schießung der Bilanz immer noch schwerfällt.

10 Stoffflussmodellierung

10.1 Erstellung und Kalibrierung des Stoffflussmodells

10.1.1 Herangehensweise

Seit der Einführung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Jahr 2000 ist der „gute ökologische und chemische Zustand“ das Bewirtschaftungsziel für Fließgewässer in Europa. Die Verbauung von Flüssen und der Eintrag von Schadstoffen im Allgemeinen verursachen dabei die häufigsten Defizite (Statisches Bundesamt, 2016). Darüber hinaus wurden kommunale Kläranlagen als punktuelle Haupteintragsquelle von Mikroschadstoffen in Fließgewässer identifiziert (Fuchs et al., 2010).

Emissionen von Nähr- und Schadstoffen aus Kläranlagen konnten in den vergangenen Jahrzehnten durch verbesserte Abwasserreinigung weitgehend vermindert werden (Fuchs et al., 2010). Mikroschadstoffe werden dagegen, auf Grund ihrer Stoffeigenschaften und geringen Konzentrationen, mit herkömmlichen Abwasserbehandlungsverfahren häufig nicht gezielt entfernt (STMUG-Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit, 2009). Der steigende Verbrauch von synthetischen chemischen Verbindungen, wie beispielsweise Medikamenten, Weichmachern, Süßstoffen sowie Industrie- und Haushaltschemikalien, führen zu einer zunehmenden Belastung in Fließgewässern. Die Verschreibung von Arzneimitteln hat in Deutschland von 2008 bis 2017 um neun Prozent zugenommen (AOK-Bundesverband, 2018).

In diesem Projektteil werden ausgewählte Arzneistoffe von der Medikamentenverschreibung über Konsum und Ausscheidung bis zum Transport in den Abwasser- und Gewässersystemen bilanziert (vgl. vereinfachte Abbildung 90). Dabei sollen insbesondere der Einfluss räumlicher und zeitlicher Auflösung sowie stoffspezifischer Eigenschaften bewertet werden. Für diese Aufgabe wurde ein Stoffflussmodell der sächsischen Einzugsgebiete für Mikroschadstoffe erstellt und kalibriert.

Bestehende Stoffflussmodelle für die Beschreibung von Spurenstoffen in Einzugsgebieten (Fuchs et al. 2010) basieren auf weitgehend empirischen Ansätzen zur Beschreibung der Transportpfade in den Umweltsystemen. Die Parametrisierung erfolgt teilweise auf Basis von Literaturwerten (Fuchs et al. 2010, Klasmeier et al. 2011, Ort et al. 2007). In früheren Arbeiten zu Bilanz-basierten Stoffflussmodellen (Helm et al. 2013) wird auf die eingeschränkte Identifizierbarkeit der Modellparameter hingewiesen, die auch die Möglichkeiten zur Validierung der getroffenen Annahmen einschränkt.

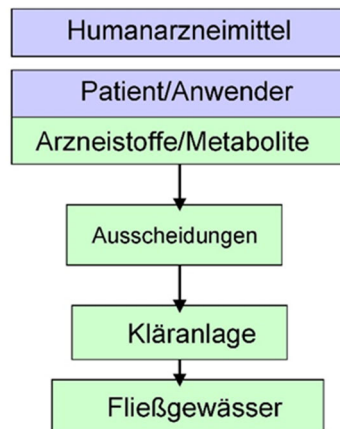


Abbildung 90: Ablaufschema für Humanarzneimittel vom Patienten zum Gewässer (vereinfacht)

Für das erstellte Modell wurde daher der konzeptionelle Rahmen des *parsimonious modelling* (Wagener et al. 2001) genutzt, so dass die implementierten Modellparameter regional optimiert werden können und eine Unsicherheitsbetrachtung der getroffenen Annahmen mit statistischen Methoden möglich ist.

Die etablierten Modelle nutzen mittlere jährliche Durchflüsse (Fuchs et al. 2010) oder hydrologische Abflusskenngrößen (Klasmeier et al. 2011, Ort et al. 2007). In Klasmeier et al. (2011) und dem UBA-Text 85/2014 (UBA 2014) werden deutliche Abweichungen zwischen simulierten und gemessenen Konzentrationen mit den unterschiedlichen Referenzperioden und Messintervallen für die Durchflussermittlung und Mikroschadstoffbeprobung begründet. Mit einem zeitlich besser auflösenden Modell könnten Spitzen abgebildet, Messung und Simulation zur Validierung aufeinander abgestimmt und damit Unsicherheiten reduziert werden.

Für einen Teil der Mikroschadstoffe bestehen deutliche saisonale und ereignisbezogene Nutzungsmuster. So werden Pflanzenschutzmittel z.T. nur in sensitiven Wachstumsphasen verwendet und die Einnahme bestimmter Medikamente ist in Folge epidemischer Infektionskrankheiten ereignisspezifisch erhöht. Durch die Nutzung von räumlich verorteten, ambulanten Verschreibungs- und stationären Verbrauchsdaten in Kombination mit den korrespondierenden täglichen Durchflusswerten in Gewässern ist es erstmals möglich, die Einträge räumlich und zeitlich differenziert als Eingangsgrößen in die Stoffflussmodellierung zu verwenden. Somit werden Modellunsicherheiten und Aussageungenauigkeiten umgangen, die sich aus der pauschalen Verwendung von einwohnerspezifischen Medikamentenverbräuchen ergeben. Auch eine saisonal oder ereignisspezifisch erhöhte Einnahme von bestimmten Medikamenten ist abbildbar und kann in ihren Auswirkungen auf die Gewässerkonzentrationen bewertet werden. Die prognosefähige Lokalisierung und Bilanzierung der einzelnen Emissionspfade und des Verbleibs der Stoffe in Fließgewässern dient der Risikobewertung und bildet damit die Grundlage zur Entwicklung und Kontrolle effektiver Managementstrategien.

Dafür wurde das von der EAWAG im Rahmen des BAFU Projekts „Strategie Micropoll“ entwickelte Bilanzmodell (Ort et al. 2007) durch die Integration von zusätzlichen Daten ergänzt und erweitert. Zu den ergänzenden Daten gehören wöchentliche/tägliche Mikroschadstoffeinträge von Kläranlagen und tägliche Durchflussdaten entlang der Flussnetzwerke. Wasserqualitätsmessstellen mit Mikroschadstoffkonzentrationen, die oberhalb von Kläranlagen liegen, wurden auch betrachtet. Das Modell wurde für die Flusseinzugsgebiete Sachsens kalibriert und validiert und ermöglicht die Bewertung von Entwicklungsszenarien und Managementoptionen zur Reduzierung der Gewässerbelastung.

10.1.2 Untersuchungsgebiet

Das Bundesland Sachsen erstreckt sich über eine Fläche von 18.450 km² (Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen, 2018). Es beinhaltet acht Flusshaupt Einzugsgebiete mit ca. 12.700 km Gewässrlänge. Der Durchfluss in den Gewässern wird an insgesamt 241 Pegeln gemessen und dokumentiert. An 2.215 Messstellen wird die Wasserqualität beprobt (LfULG, 2016b).

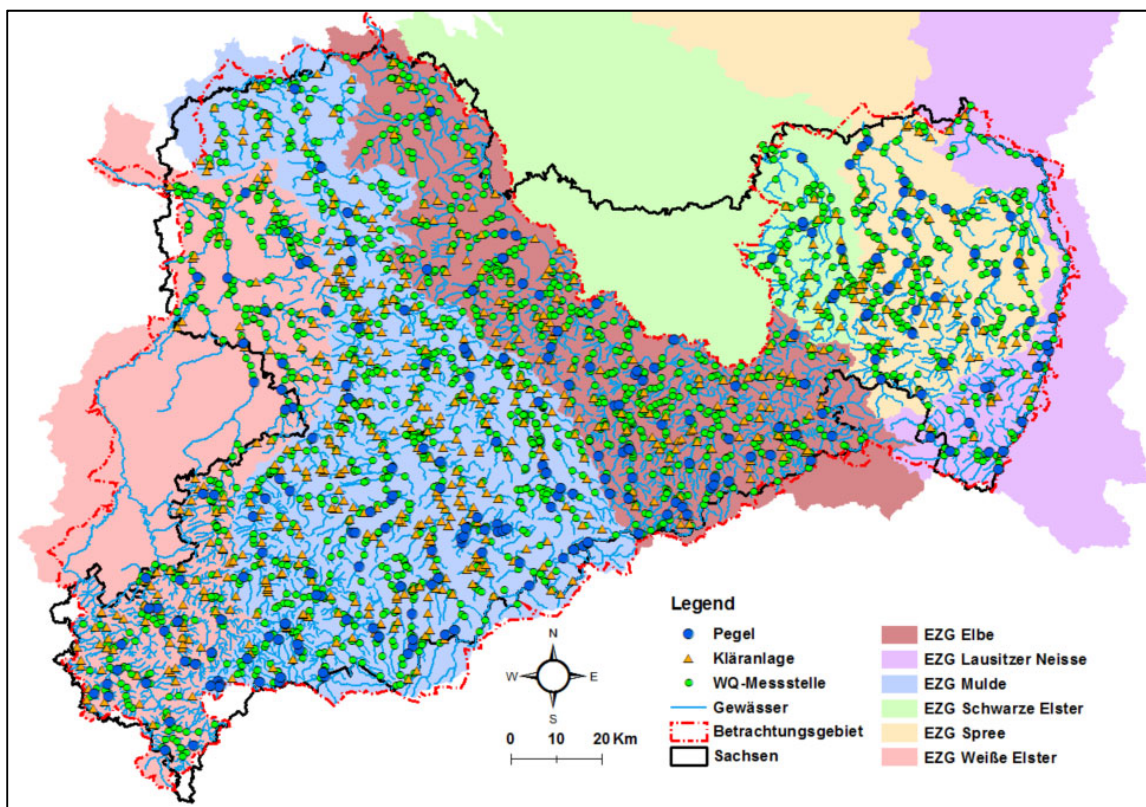


Abbildung 91: Freistaat Sachsen mit den auf das Betrachtungsgebiet zugeschnittenen Geodaten (LfULG, 2016a)

Für jedes Haupteinzugsgebiet gibt es einen Gewässerpunkt, an dem das Hauptgewässer das Bundesland Sachsen endgültig verlässt. Da im Einzugsgebiet (EZG) der Schwarzen Elster nicht alle Gewässer innerhalb Sachsens in das Hauptgewässer münden, gibt es dort

mehrere Gebietsauslässe. Die vorliegende Untersuchung beschränkt sich auf die sechs Auslässe der Hauptgewässer. Das bedeutet, dass alle Gewässer, die außerhalb Sachsens der Schwarzen Elster zufließen, nicht betrachtet werden. Nach dieser Eingrenzung hat das Gewässernetz eine Länge von ca. 12.000 km mit 233 Pegel- und 2.047 Wasserqualitätsmessstellen sowie 623 Kläranlagen (vgl. Betrachtungsgebiet in Abbildung 91).

10.1.3 Geodaten

Amtliche Geodaten (LfULG, 2016b) bildeten die Wasser- und Gewässerbezogene Datengrundlage. Dazu gehören die Gewässernetzwerke, Einzugsgebiete, Durchflusspegel, Wasserqualitätsmessstellen, kommunale Kläranlagen sowie Höhenmodelle. Außerdem wurden die Postleitzahlen (PLZ)-Gebiete (BKG, 2017) und die Gemeindegrenzen Sachsens verwendet (Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2017). Eine Überlagerung von Gemeinde- und Postleitzahlen-Gebieten ist in Abbildung 92 dargestellt.

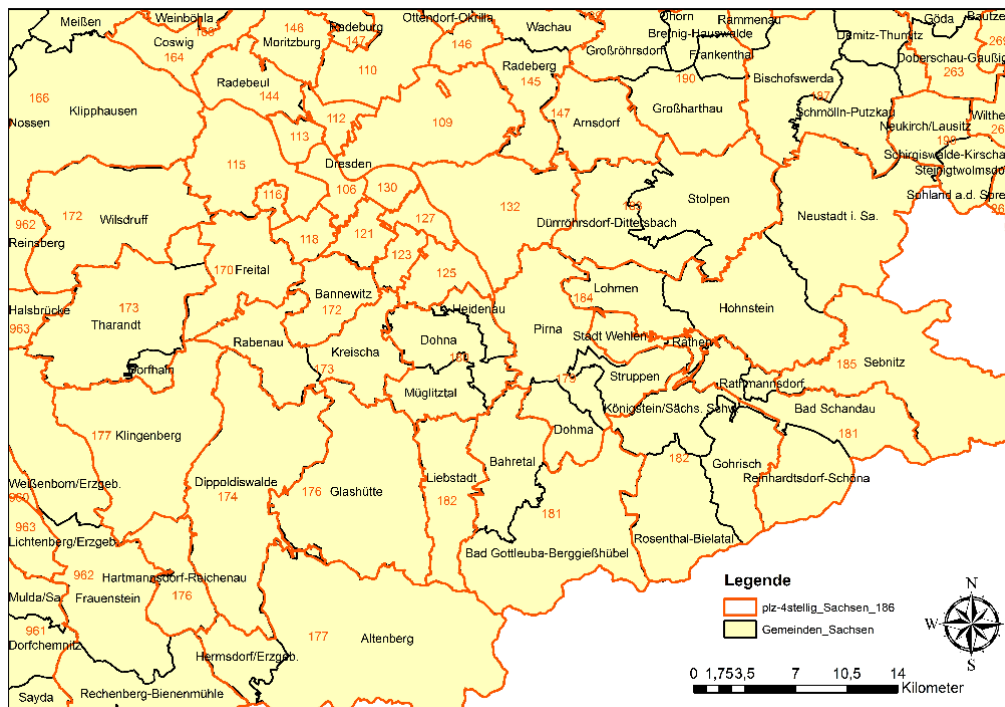


Abbildung 92: PLZ-Gebiete (4-stellig) und Gemeinden in Sachsen (Ausschnitt) (BKG / Open Street-Map contributors / Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2017)

10.1.4 Durchflussdaten

Für den Untersuchungszeitraum von 2008 bis einschließlich 2014 wurden vom Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG), von der Landestalsperrenverwaltung Sachsens (LTV) und der Lausitzer und Mitteldeutschen Bergbau-Verwaltungsgesellschaft (LMBV) die täglich an den Pegeln gemessenen Durchflüsse bereitgestellt (LfULG, 2016b; LMBV, 2018; LTV, 2018).

10.1.5 Wasserqualitätsdaten und Mikroschadstoffauswahl zum Aufbau des Stoffflussmodells

Innerhalb des Projekts wurde eine Liste mit prioritären Stoffen festgelegt (s. Abschnitt 8.2, Anlage 1). Sie umfasst verschiedene Stoffgruppen, wie z. B. Pflanzenschutzmittel, polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Arzneimittel und den Süßstoff Acesulfam. An den Wassergütemessstellen gemessene Stoffkonzentrationen befanden sich ursprünglich in einer Access-Datenbank (LfULG, 2016b), die während der Projektlaufzeit auf eine Online-Datendank umgestellt wurde. Aus diesen Datenbanken wurden Daten für die relevanten Stoffe ausgelesen und ausgewertet. In diesem Zusammenhang wurden die Konzentrationsdaten der Antiepileptika Carbamazepin (CBZ) und Gabapentin (GBP) zum Modellaufbau und zur Kalibrierung genutzt (s. Tabelle 55).

Tabelle 55: Übersicht der zum Modellaufbau betrachteten Mikroschadstoffe Carbamazepin und Gabapentin

Beschreibung	Carbamazepin	Gabapentin	Quelle
Gruppe	Antiepileptikum	Antiepileptikum	
Summenformel	$C_{15}H_{12}N_2O$	$C_9H_{17}NO_2$	
Anzahl gemessener Werte	11.763	3.585	LfULG, 2016a, LfULG, 2018b
Zeitraum	2008-2014	2010-2014	LfULG, 2016a, LfULG, 2018b
PNEC ($\mu\text{g/L}$)	2,5	44,0	Umweltbundesamt, 2011; Bergmann et al., 2011 Sacher et al., 2014
JD-UQN ($\mu\text{g/L}$)	0,5	-	Wenzel, A. et al., 2015 Umweltbundesamt, 2018 Sacher et al., 2014

Die Gründe dafür sind die relativ hohe Messhäufigkeit innerhalb des Untersuchungszeitraums (2008-2014), hohe Persistenz beim Transport in Fließgewässern und die potenzielle Möglichkeit, eine weitergehende künftige Substitution von Carbamazepin durch Gabapentin bewerten zu können. Für beide Mikroschadstoffe existieren Vorschläge für Grenzwerte auf Grundlage von PNEC (*Predicted No-Effect Concentration*) und JD-UQN. Bei der PNEC handelt es sich um die Grenzkonzentration, bis zu der keine negative Auswirkung auf die Umwelt erwartet wird.

10.1.6 Charakterisierung der ausgewählten Arzneistoffe

Carbamazepin und Gabapentin sind Antiepileptika, wobei letzteres auch gegen biopolare Störungen, neuropathischen Schmerzen sowie Alkoholentzugserscheinungen eingesetzt wird (LfULG, 2011). Nach Information des Umweltbundesamtes gehören beide zu den 1.200 potenziell umweltrelevanten Humanarzneimittelwirkstoffen, weil sie toxisch und nicht leicht abbaubar sind. Davon wurden im Jahr 2012 in Deutschland insgesamt 8.120 t

verbraucht, wovon ca. 0,64 % auf Carbamazepin und ca. 1,0% auf Gabapentin entfallen (Umweltbundesamt, 2014).

Tabelle 56: Ausscheidungsraten der untersuchten Arzneistoffe

Arzneistoff	Ausscheidungsrate	Quelle
Carbamazepin	1-3 %	Nieber, 2004; Tegretol® retard, 2018; Kuch et al., 2003; Johannessen, 1990; Scharf et al., 2002; Strenn et al., 2004; Reincke, 2003; Universitätsklinikum Essen Zentrallabor, 2009; LAWA-AO, 2016
	10 %	Gälli et al., 2009; Ort et al., 2010
	10-15 %	LANUV, 2007
Gabapentin	>80 %	Kasprzyk-Hordern et al., 2008; Herrmann et al., 2015; Herrmann, 2016; Henning et al., 2018; Rose et al., 2002; Kasprzyk-Hordern et al., 2009; Ketter, et al., 1999; Beydoun et al., 1995; FDA, 2017; Pfizer Canada Inc., 2018; Wang et al., 2006; Goa et al., 1993; Kümmerer et al., 2009; Blum et al., 1994; Zand et al., 2010; Bockbrader et al., 2010; Cundy et al., 2008; FDA, 2011; Gurke, 2015; Crawford et al., 1987; Schachter, 2011.
	76-81 %	Taiwan Clinical Pharmacy Association, 2019; Liu et al., 2015
	75-80 %	Vollmer et al., 1986
	80 %	Moffat, 2011
	55,9 %	Boyd et al., 1999

Ausscheidungsraten und Eliminationsraten von herkömmlichen Kläranlagen und weitergehenden Reinigungsverfahren gehen in die Frachtbilanzierung des Stoffstrommodells ein und dienen als Modellkalibrierungsparameter.

Dabei bilden Literaturreferenzen dieser Parameter die Anfangsspannbreiten. Carbamazepin wird im Körper metabolisiert, zwischen 1 und 15 % der Einnahmemenge werden unverändert im Urin und Fäzes ausgeschieden. Im Gegensatz dazu wird Gabapentin viel weniger metabolisiert und die Exkretionsrate liegt höher als 50 % (vgl. Tabelle 56).

Die tatsächliche Einnahme der Medikamente entsprechend der Verschreibung wird als *Compliance* bezeichnet. Für die Ableitung des Compliance-Faktors liegen je nach Arzneimittel unterschiedliche Angaben vor (Hillenbrand et al., 2014; Pinnekamp et al., 2008). Im Folgenden wird ein Compliance-Faktor von 0,6 bis 1,0 verwendet und zur Kalibrierung genutzt.

In Abwasserbehandlungsanlagen sind beide Stoffe weitgehend persistent und werden in konventionellen dreistufigen Kläranlagen kaum abgebaut. In einer Literaturrecherche zu den Eliminationsraten konventioneller Kläranlagen in Deutschland und in anderen Staaten wurden typische Eliminationsraten niedriger als 10 % für Carbamazepin und niedriger als 40% für Gabapentin ermittelt (vgl. Tabelle 57).

Tabelle 57: Eliminationsraten untersuchter Arzneistoffe in konventionellen Kläranlagen

Arzneistoff	Eliminationsrate	Standort	Quelle
Carbamazepin	< 10%	Weltweit	Zhang et al., 2008; Zhang & Geißen, 2010
	< 10%	Deutschland	Zühlke, 2004; Nöthe et al., 2003; T. A. Ternes, 1998; Heberer et al., 2002; Thomas Heberer, 2002; LUBW, 2014
	< 10%	Österreich	Clara et al., 2004; Strenn et al., 2004; Clara et al., 2005; Ternes et al., 2004; Kreuzinger et al., 2004
	< 10%	Schweiz	Hollender et al., 2009; Margot et al., 2011; Margot et al., 2013; Joss et al., 2006
	< 10 %	Kanada	A. Lajeunesse et al., 2012
Gabapentin	5 - 40 %	Deutschland	Gurke, 2015; LUBW, 2014
	8 - 23 %	Schweiz	Margot et al., 2011; Margot et al., 2013; Kovalova et al., 2012

10.1.7 Bevölkerung und Verschreibungsmengen

Einwohnerzahlen (EW) liegen in Sachsen auf Gemeindeebene halbjahresweise vor (SLDFS, 2016). Sie wurden auf Grundlage der Gemeindegrenzen mit den Postleitzahlen-Gebieten verschnitten und so flächenproportional aufgeteilt.

Für beide untersuchten Arzneimittel (Carbamazepin und Gabapentin) liegen Verschreibungsmengen der AOK von 2008 bis 2014 vor, die nach PLZ-Gebieten und Kalenderwochen aufgeschlüsselt sind. Aus Datenschutzgründen wurden Einnahmemengen kleiner als 40 g pro PLZ und Kalenderwoche zensiert und durch Fehlwertkennungen ersetzt. Da der Anteil der Fehlwerte mit zunehmender räumlicher Aggregation abnimmt, werden die Daten für die Einzugsgebiete der Kläranlagen Plauen, Chemnitz und Dresden für fünfstelligen Postleitzahlen ausgegeben, für die anderen Gebiete auf vierstelligen Postleitzahlen aggregiert. Durch zeitliche Aufteilung oder Summenbildung kann damit die tägliche bis jährliche Verbrauchsmenge für Sachsen berechnet werden. Aus den 55,7 % der Einwohner Sachsens, die bei der AOK versichert sind (AOK+, 2018), muss eine Hochrechnung erfolgen. Die eingeführte Unsicherheit von hochgerechneten Verschreibungsmengen wurde mit einem Verschreibungsfaktor ($VF = \pm 20\%$) und als Kalibrierungsparameter umgesetzt.

Des Weiteren sind im gleichen Zeitraum monatliche Ausgabemengen von Carbamazepin und Gabapentin aus verschiedenen Krankenhäusern in Plauen (HELIOS, Bethanien), Chemnitz (Klinikum, Rabenstein und Bethanien) und Dresden (Uniklinikum, Friedrichstadt und Neustadt) verfügbar. Nach einer Datenaufbereitung und -auswertung war es möglich,

Korrelationen zwischen monatlichen Ausgabemengen in Krankenhäusern und der entsprechenden Bettenanzahl zu bestimmen (s. Abbildung 93). Die abgeleitete lineare Beziehung zwischen Bettenzahl und Ausgabemenge wurde genutzt, um die Verschreibungsmengen für andere Sächsische Krankenhäuser zu regionalisieren.

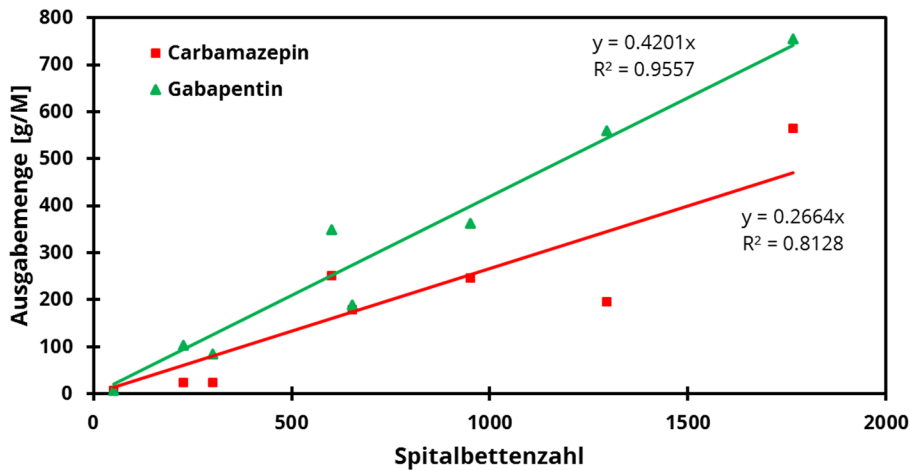


Abbildung 93: Korrelationen zwischen Ausgabemengen von Antiepileptika und Krankenhausbetten-Anzahl

10.1.8 Kläranlagen

Im Jahr 2014 wurden im Betrachtungsgebiet 623 Kläranlagen betrieben. Zu jeder Kläranlage sind die Ausbaugröße, die einleitenden Gemeinden, angeschlossene EW und Anzahl der Krankenhausbetten hinterlegt. Zur Ermittlung des Anschlussgrades wird die EW-Zahl pro Gemeinde zu den angeschlossenen EW ins Verhältnis gesetzt.

10.1.8.1 Kläranlagen-spezifische Arzneistofffrachten

Zur Erweiterung des ursprünglichen Bilanzmodells wurden tägliche Kläranlagen-spezifische Arzneistofffrachten als Eingangsdaten implementiert. Zu diesem Zweck erfolgte eine Aufteilung der Verbrauchsmengen auf die einzelnen Kläranlagen (KA) proportional zu den angeschlossenen EW. Die Berechnungsverfahren beginnen mit der Bestimmung folgender Faktoren:

„Faktor 1“ bestimmt den Anteil der EW in einer Gemeinde an den Gesamt-EW einer PLZ.

$$\text{Faktor 1} = \frac{EW_{Gem}}{EW_{PLZ}} = \text{Anteil}_{EW,Gem} \quad (\text{Formel 1})$$

mit: EW_{Gem} = Gesamt-EW einer Gemeinde
 EW_{PLZ} = Gesamt-EW der PLZ, der die Gemeinde zugeordnet ist

„Faktor 2“ enthält den Anteil der pro Gemeinde an eine Kläranlage angeschlossenen EW. Dieser ergibt sich aus den an eine Kläranlage angeschlossenen EW geteilt durch die Gesamt-EW der Gemeinde, die an die Kläranlage angeschlossen ist.

$$Faktor\ 2 = \frac{EW_{KA,angeschl}}{EW_{Gem}} = Anteil_{EW,KA} \quad (\text{Formel 2})$$

mit: $EW_{KA,angeschl}$ = Angeschlossene EW einer KA

Nach der Kombination von Faktor 1 und Faktor 2 ist es möglich, Kläranlagen-spezifisch Arzneistofffrachten aus dem EW-Verbrauch zu bestimmen (vgl. Formel 3). Durch die vorgenannten Hochrechnungs- und Verschreibungsfaktoren werden die Daten zur Verschreibungsmenge auf die Gesamt-Bevölkerung hochgerechnet, da AOK-Versicherte nur rund 55,7 % der Einwohner Sachsens ausmachen.

$$Arznfracht_{KA(EW)} = VerschMenge_{PLZ} \cdot Anteil_{EW,Gem} \cdot Anteil_{EW,KA} \cdot \frac{1}{7} \cdot \frac{1}{0,557} \cdot VF \quad (\text{Formel 3})$$

mit: $Arznfracht_{KA(EW)}$ = tägliche Arzneistofffracht pro KA (g/d)
 $VerschMenge_{PLZ}$ = wöchentliche Verschreibungsmenge pro PLZ-Bereich (g/Wo)
 $1/7$ = Umrechnung von wöchentlichen auf tägliche Mengen (d/Wo)
 $1/0,557$ = Hochrechnungsfaktor für den Versichertenanteil (-)
 VF = Verschreibungsfaktor, Kalibrierungsparameter (0,80 – 1,20)

Falls zusätzlich die Ausgabenmengen in Krankenhäusern berücksichtigt werden, ist folgende Formel anzuwenden:

$$Arznfracht_{KA(EW+KH)} = Arznfracht_{KA(EW)} + \frac{1}{30} \cdot Anz_{KH.Bett} \cdot AusMenge_{KH.Bett} \quad (\text{Formel 4})$$

mit: $Arznfracht_{KA(EW+KH)}$ = tägliche Arzneistofffracht aus EW und KH pro KA (g/d)
 $Anz_{KH.Bett}$ = Anzahl von Krankenhausbetten pro KA
 $AusMenge_{KH.Bett}$ = monatlich Ausgabemenge von Arzneistoffe pro Bett (g/Mo)
 $1/30$ = Umrechnung von monatlichen auf tägliche Mengen (d/Mo)

10.1.8.2 Arzneimittelfrachten aus Konzentrationsmessungen als Randbedingungen

Zur Erweiterung des originalen Bilanzmodells wurden WQ-Messstellen, die oberhalb von Kläranlagen liegen, integriert und als Randbedingungen eingeführt. Die mittleren Jahresstofffrachten wurden aus vorhandenen Terminkonzentrationen und räumlich interpolierten Durchflusswerten berechnet. Die so ermittelten Frachten sind für alle Jahre im Untersuchungszeitraum (2008-2014) und für alle Einzugsgebiete aufgeschlüsselt.

Die Integration von Arzneimittelmengen in den Kläranlagen-Gebieten und an den Randbedingungen ermöglicht es, die Gesamtmenge für jeden Punkt im Gewässernetz zu bestimmen und in das Stoffflussmodell zu überführen.

10.1.9 Modellansatz

Mit Hilfe von Pegeln und Qualitätsmessstellen können Durchfluss und Konzentration von Wasserinhaltsstoffen nur punktuell bestimmt werden. Durch eine Modellierung des Gewässernetzwerkes ist es möglich, räumlich und zeitlich kontinuierliche Vorhersagen über physikalische, chemische und biologische Eigenschaften des gesamten Gewässers zu treffen. Um das Gewässernetzwerk in Sachsen nachzubilden, kamen drei Modelle zum Einsatz, die in den folgenden Abschnitten erläutert werden.

10.1.10 Datenaufbereitung bezüglich des Gewässernetzes

Um eine weitgehende Übertragbarkeit der entwickelten Verfahren zur Datenaufbereitung und Auswertung auf andere Regionen zu gewährleisten, wurde das Modell soweit möglich mit amtlich verfügbaren Daten erstellt. Da die Daten zuweilen von unterschiedlichen Institutionen stammen und auf unterschiedlichen Ausgangsinformationen beruhen, sind sie teilweise inkonsistent.

Das STARS ArcGIS-Toolset wurde von der NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) entwickelt. Es ermöglicht die Datenaufbereitung topologischer und räumlicher Attributinformationen von Gewässernetz, Pegeln, Messstellen, Kläranlagen und weiteren Punkten am Gewässer. Zunächst werden topologische und räumliche Fehler der Eingangsdaten entfernt (Pre-Processing).

Im Anschluss werden verschiedene Berechnungen durchgeführt, z. B. Bestimmung der Einzugsgebietsfläche oder Distanz entlang des Gewässers bis zum Auslass. Abschließend werden die aufbereiteten Daten in ein SSN (*Spatial Stream Network*) Objekt konvertiert (Peterson und Hoef, 2014).

Um die Eingangsdaten für die ArcGIS-Toolbox STARS aufzubereiten, wurden zunächst die Gewässer- und Stations-Vektordaten und Digitale Geländemodelle eingelesen. Gewässer unter 1 km Länge sowie Gewässer außerhalb der Ländergrenzen von Sachsen wurden entfernt.

Danach erfolgte eine Kontrolle der Lage aller Stations-Punkte zum Gewässer. Bei der Topologiekontrolle wird überprüft, ob alle Gewässer korrekt miteinander verbunden sind und ob fehlerhafte Strukturen auftreten (vgl. Abbildung 94).



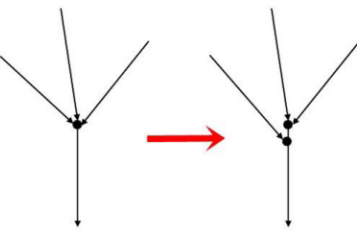
Converging Streams	Zwei Gewässerstücke fließen zusammen, aber haben keine Verbindung zum Gewässer flussabwärts.	
Braided Channels	Ein Gewässer teilt sich in zwei oder mehrere Gewässerstücke auf.	
Complex Confluences	Mehr als zwei Gewässerstücke fließen in einem Knoten zusammen.	

Abbildung 94: Mögliche Fehler im Gewässernetzwerk

Im weiteren Verlauf wird mit Hilfe des Höhenmodells für jeden Gewässerabschnitt die RCA (*Reach contributing areas*) bzw. Teileinzugsgebietsfläche berechnet. Im Anschluss werden akkumulierte Flächen auf unterstrom liegende Knoten aufsummiert und die Anteile der jeweiligen RCA-Fläche nach der Formel in Abbildung 95 bestimmt.

Im nächsten Berechnungsschritt werden alle Anteile der einzelnen Flächen entlang des Fließweges bis zum Gebietsauslass akkumuliert und Abstände zum Auslass berechnet, um die Position aller Elemente berücksichtigen zu können. Abschließend wird durch die Export-Funktion das SSN-Objekt generiert. Das SSN-Objekt enthält die räumlichen, attributiven und topologischen Informationen des *Landscape Network* (LSN).

Zur besseren räumlichen Auflösung der Berechnungsergebnisse wurden Stützstellen mit einem Kilometer Abstand generiert. Diesen Punkten können regionalisierte Abflüsse, z.B. mittlere Niedrigwasserabflüsse (vgl. Teil A, Abschnitt 1.3), oder zusätzliche diffuse Stoffeintragsquellen zugeordnet werden.

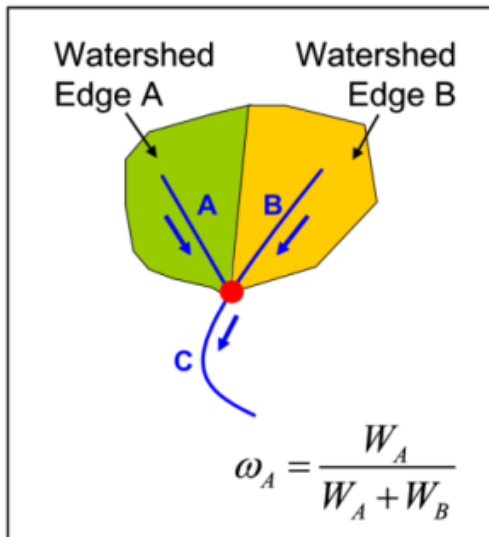


Abbildung 95: Berechnung der Anteile der jeweiligen RCA-Fläche (Peterson, 2019)

10.1.11 Interpolation von Durchflussprofilen

Ein wesentliches Merkmal von Fließgewässernetzen ist die räumliche Autokorrelation. Der Zusammenhang zwischen Wassereigenschaften (Abfluss, Qualität) an zwei Messpunkten hängt von Ihrer räumlichen Entfernung entlang des Fließpfades ab. Ersetzt man die euklidische Distanz durch den Fließpfad, sind viele der in geostatistischen Modellen genutzten Autokovarianzfunktionen ungültig (Peterson & Hoef, 2010). Das SSN-Paket für R ermöglicht es, geostatistische Methoden für Gewässernetzwerke zu nutzen, die auf hydrologischen Beziehungen basieren. Zusätzlich werden traditionelle Modelle, die euklidische Distanz und einfache zufällige Effekte verwendet, was insgesamt das *Spatial linear mixed model* ergibt:

$$Y = X\beta + z_u + z_d + z_e + \varepsilon \quad (\text{Formel 5})$$

Y steht dabei für einen Vektor von gemessenen Werten, X ist eine Matrix aus festen Effekten, β enthält Koeffizienten für die festen Effekte, z steht für räumlich-autokorrelierte Variablen aus den jeweiligen Modellen (u-Tail-Up, d-Tail-Down, e-Euklidische Distanz) und mit ε werden unabhängige zufällige Effekte beschrieben. Die drei Kategorien der in SSN verfügbaren Modelle verwenden Funktionen des gleitenden Durchschnitts. Wird dabei an der Mündung gestartet und flussaufwärts vorgegangen, bezeichnet man sie als Tail-Up-Modelle, flussabwärts als Tail-Down-Modelle. Für die Euklidischen Distanzmodelle wird die euklidische Entfernung verwendet und nicht die Distanz entlang des Gewässers. Eine Übersicht aller in SSN implementierten Modelle ist in Tabelle 58 zu finden (Hoef et al., 2014).

Um die Qualität der vorhergesagten Daten zu bewerten, werden Gütemaße der Anpassung verwendet. Dazu gehören das *Akaike Information Criterion* (AIC), der *Root Mean Square Prediction Error* (RMSPE) und das Bestimmtheitsmaß (R^2). AIC und RMSPE sollten möglichst klein und das Bestimmtheitsmaß möglichst groß sein.

Tabelle 58: Übersicht aller Korrelationsmodelle in SSN (Hoef et al., 2014)

	Tail-Up-Modelle	Tail-Down-Modelle	Euklidische Distanzmodelle
Wahlmöglichkeiten	ohne	Ohne	Ohne
	"Exponential.tailup" (Std.)	"Exponential.tailedown" (Std.)	"Exponential.Euclid" (Std.)
	"LinearSill.tailup"	"LinearSill.tailedown"	"Spherical.Euclid"
	"Spherical.tailup"	"Spherical.tailedown"	"Gaussian.Euclid"
	"Mariah.tailup"	"Mariah.tailedown"	"Cauchy.Euclid"
	"Epanech.tailup"	"Epanech.tailedown"	

10.1.12 Stoffflussmodell

Von 2006 bis 2010 wurde das Projekt „Strategie Micropoll“ vom Schweizerischen Bundesamt für Umwelt durchgeführt (BAFU). Ziel des Projektes war die Entwicklung einer Strategie zur Reduktion von Mikroverunreinigungen, die über das Abwasser in die Umwelt gelangen. Ein wesentlicher Bestandteil davon war die Modellstudie Schweiz, in der ein GIS-basiertes Stoffflussmodell zur Vorhersage von Mikroschadstofffrachten entwickelt wurde (Ort et al., 2018a; Ort et al., 2018b).

Die Kernberechnung von Mikroschadstofffrachten wurde von Christoph Ort (Eawag) mit dem Statistikprogramm R programmiert. Es ist möglich, anhand von Gewässer- und Kläranlagendaten sowie Verschreibungsmengen die Frachten von Substanzen in den Fließgewässern unterhalb der Kläranlagen abzuschätzen. Bezieht man den Abfluss mit ein, ist auch das Angeben von Konzentrationen möglich (Schär, 2007; Ort et al., 2018a).

Das Stoffflussmodell wurde mit den beschriebenen Eingangsdaten und Eigenschaften von sächsischen Einzugsgebieten erweitert und angepasst. Die im Rahmen dieses Teilprojekts berücksichtigten Informationen finden sich in Tabelle 59.

Tabelle 59: Inputdaten Stoffflussmodell

Austauschtabelle	
Spalte	Inhalt
SITE	Bezeichnung der KA, WQMST oder Extrapunkt
SITENR	Nummer der KA, WQMST oder Extrapunkt
SITENAME	Name der KA, WQMST oder Extrapunkt
EINWOHNER	Angeschlossene EW an die KA
EWG_DIM	Ausbaugröße der KA bzw. maximale Kapazität
QREF	Täglicher Durchfluss oder Mindestrestwassermenge
SITENEXTNR	Nachfolgende KA, WQMST oder Extrapunkt
SITENEXTDIST	Abstand bis nachfolgende KA, WQMST oder Extrapunkt
SITESPITALBETTEN	Angeschlossene Spitalbettenanzahl an die KA
SITEKAT	Beschreibung von KA, WQMST oder Extrapunkt
DIST_NEXT_GEWISSNR	Abstand bis nächste Mündung
Parameterinformationen über Einzugsgebiete	
Spalte	Inhalt
EzgName	Name des Einzugsgebiets
Jahr	Jahr in Betrachtung
SubsName	Substanzname
MinMessTag	Anzahl der Mindestmessungen pro Tag (Filterung für Kalibrierung)
VFaktor_Kali	Kalibrierter Verschreibungsfaktor (für Szenarienanalyse)
Compliance_Kali	Kalibrierter Compliance-Faktor (für Szenarienanalyse)
EliARA_Kali	Kalibrierte Eliminationsrate in der KA (für Szenarienanalyse)
AusRate_Kali	Kalibrierte Ausscheidungsrate der Originalsubstanz (für Szenarienanalyse)
VFaktor_Ber	Wertebereich von Verschreibungsfaktor (für Kalibrierung)
Compliance_Ber	Wertebereich von Compliance-Faktor (für Kalibrierung)
EliARA_Ber	Wertebereich von Eliminationsrate in der KA (für Kalibrierung)
AusRate_Ber	Wertebereich von Ausscheidungsrate der Originalsubstanz (für Kalibrierung)
EliARA_Ausbau	Eliminationsrate der KA mit 4. Reinigungsstufe (Ozonung oder PAK)
Grenzw	Konzentrationsgrenze von Substanz nach Umweltqualitätsnorm

Nach dem Einlesen der Inputfiles wird die Netzwerkstruktur abgeleitet. Alle Gewässerpunkte werden in einer Matrix zusammengefasst, in der jeweils die unterstrom liegenden Punkte aufgeführt sind. Diese Matrix wird mit der Einheitsmatrix multipliziert und invertiert (vgl. Abbildung 96); dadurch werden in Strömungsrichtung zusammenhängende Punkte akkumuliert.

$$\text{adjacency-matrix } W = \begin{matrix} & \text{WWTP} & 1 & 2 & 3 & 4 & 5 \\ \begin{matrix} 1 \\ 2 \\ 3 \\ 4 \\ 5 \end{matrix} & & \begin{pmatrix} 0 & 0 & 1 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 \end{pmatrix} \end{matrix} \Rightarrow \text{topology-matrix } T = (I - W)^{-1} = \begin{pmatrix} 1 & 0 & 1 & 1 & 1 \\ 0 & 1 & 0 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 1 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 1 & 1 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 1 \end{pmatrix}$$

Abbildung 96: Matrix für ein Beispielszenario mit fünf Kläranlagen (Ort et al. 2010)

Im Anschluss erfolgt die lokale und kumulative Berechnung der Frachten durch Formel 6 und Formel 7. Mit der Summierung der Frachten ($C \cdot Q$) können Konzentrationen C entlang des Fließgewässers berechnet werden.

Lokal: $(C \cdot Q)_{ij} = (VF_{Subs} \cdot Fracht_{Subs,KA})_{ij} \cdot AR_{Subs} \cdot (1 - EA_{Subs}) \cdot FC_{Subs} + (VF_{Subs} \cdot Fracht_{Subs,KA})_{ij} \cdot (1 - EA_{Subs}) \cdot (1 - FC_{Subs})$ (Formel 6)

Kumulativ: $(C \cdot Q)_{ij} = \sum_i (VF_{Subs} \cdot Fracht_{Subs,KA} \cdot T_{ij}) \cdot AR_{Subs} \cdot (1 - EA_{Subs}) \cdot FC_{Subs} + \sum_i (VF_{Subs} \cdot Fracht_{Subs,KA} \cdot T_{ij}) \cdot (1 - EA_{Subs}) \cdot (1 - FC_{Subs})$ (Formel 7)

mit:

- $Fracht_{Subs,KA}$ = tägliche SITE-spezifisch Arzneistofffracht (g/d)
- EA_{Subs} = Eliminationsrate nach Substanz in der KA (-)
- AR_{Subs} = menschliche Ausscheidungsrate nach Substanz (-)
- FC_{Subs} = Compliance-Faktor nach Substanz (-)
- VF_{Subs} = Verschreibungsfaktor nach Substanz (-)

10.1.13 Kalibrierung und Validierung

10.1.13.1 Durchfluss Q

Nach der oben beschriebenen Interpolationsmethode wird allen Gewässerpunkten ein Durchfluss zugeordnet. Dies kann für einzelne oder mehrere Tage durchgeführt werden. Man benötigt dazu die Durchflussdaten aufgeschlüsselt nach Tagen und Pegeln. Innerhalb einer Schleife wird an die Attributtabelle der Gewässerpunkte der Durchfluss am jeweiligen Tag angefügt und ausgehend davon der Durchfluss an ebendiesem Tag an den „Preds“ berechnet. Die so bestimmten Durchflüsse werden in einer Tabelle gesammelt.

Bei der Berechnung innerhalb der Schleife wird die Funktion *chooseModel.R* aufgerufen. Diese wählt anhand von Anpassungsgüte aus allen 180 Modellkombinationsmöglichkeiten ein Modell aus. Zur räumlichen Auswertung der Kalibrierung wurden mittlere relative Fehler zwischen beobachteten und modellierten Durchflusswerten an Pegeln berechnet.

10.1.13.2 Arzneistofffrachten – Stoffflussmodell

Zur Kalibrierung des Stoffflussmodells werden die gemessenen Arzneistoffkonzentrationen an WQ-Messstellen verwendet. Da diese Konzentrationen für einzelne Probenahmetage vorliegen, kommt die für das Stoffflussmodell entworfene Erweiterung zum Einsatz. Sie ermöglicht das Zuweisen der wöchentlichen bzw. täglichen Verschreibungsmengen pro PLZ zu den Kläranlagen.

Als Output werden die Konzentrationen der kumulierten Frachten des gewählten Stoffes, am Beispiel von Carbamazepin und Gabapentin, für jeden Punkt (z.B. Kläranlage, WQ-Messstelle) entlang des Gewässers berechnet und mit den gemessenen Arzneistoffkonzentrationen an den WQ-Messstellen verglichen.

Da meist nur wenige Messwerte für Arzneistoffkonzentrationen pro Tag im Gewässernetzwerk vorliegen, wurden zunächst nur Tage mit einer Mindestanzahl von Messungen („MinMessTag“ aus Austausch Tabellen) berücksichtigt. Diese Tage werden als Referenz zusammengefasst und das Modell wird auf dieser Grundlage jahresweise kalibriert. Beobachtete und modellierte Werte der Stofffrachten werden in Jahresintervallen für jedes Einzugsgebiet verglichen. Diese zeitliche Untergliederung führt ein Kalibrierungs- und Validierungsverfahren ähnlich wie beim „maschinellen Lernen“ als eine k-fache Kreuzvalidierung ($k = 5$) durch (vgl. Abbildung 97).

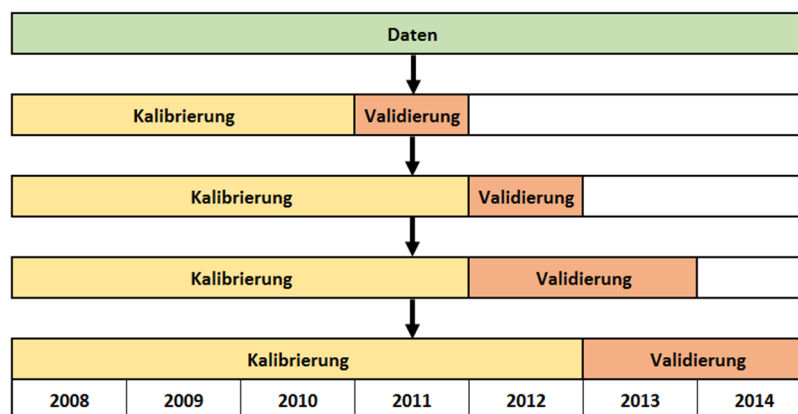


Abbildung 97: Zeitraumuntergliederung für Kalibrierung und Validierung

Zur Kalibrierung wurden die Parameter Verschreibungsfaktor (VF), Compliance-Faktor (FC), menschliche Ausscheidungsrate (AR) und Eliminationsrate in der Kläranlage (EA) verwendet. Tabelle 60 stellt die Parameterbereiche für die untersuchten Arzneistoffe (Carbamazepin und Gabapentin) dar. Die Bereiche von Eliminationsraten in Kläranlagen,

menschliche Ausscheidungsrate und Compliance-Faktor sind aus den in Tabelle 60 aufgeführten Literaturwerten abgeleitet. Der Parameter Verschreibungsfaktor steht für den eingeführten Unsicherheitsfaktor der Verschreibungsmenge.

Tabelle 60: Bereiche der Kalibrierungsparameter für Carbamazepin und Gabapentin

Parameter	Carbamazepin	Gabapentin
Verschreibungsfaktor	0,80 – 1,20 (0,80 0,90 1,00 1,10 1,20)	0,80 – 1,20 (0,80 0,90 1,00 1,10 1,20)
Compliance-Faktor	0,60 – 1,00 (0,60 0,70 0,80 0,90 1,00)	0,60 – 1,00 (0,60 0,70 0,80 0,90 1,00)
Eliminationsrate (KA)	0,00 – 0,10 (0,00 0,02 0,04 0,06 0,08 0,10)	0,05 – 0,40 (0,05 0,10 0,20 0,30 0,40)
Ausscheidungsrate (Mensch)	0,01 – 0,15 (0,01 0,03 0,06 0,09 0,12 0,15)	0,50 – 0,90 (0,50 0,60 0,70 0,80 0,90)

Die quantitative Bewertung der Kalibrierung des Stoffflussmodells erfolgte in Bezug auf die nach Moriasi et al. (2007) empfohlenen Gütekriterien. Hierfür können die Wasserqualitätssimulationen als zufriedenstellend beurteilt werden, wenn der Nash-Sutcliffe-Effizienzkoeffizient (NSE) größer als 0,50, die RMSE-Ratio (RSR) kleiner als 0,70 und der absolute Fehler (%PBIAS) bei $\leq \pm 70$ % liegen.

10.1.14 Plausibilisierung von Durchflusswerten

Die täglichen interpolierten Durchflusswerte entlang des Fließgewässers bilden die Grundlage für die Konzentrationsberechnung. Um das Interpolationsverfahren zu optimieren, wurden für den Zeitraum 2008-2014 an allen Pegelpunkten beobachtete und modellierte Durchflusswerte verglichen.

Nach Auswertung aller 180 Modellkombinationsmöglichkeiten der SSN-Modelle wurde das Korrelationsmodell *Epanech.tailup* mit angepassten Parametern ausgewählt und weiter zur Durchflussinterpolation verwendet. Für den gesamten Untersuchungszeitraum (2008-2014) wurde der mittlere relative Fehler von Durchflusswerten an allen Pegeln berechnet (s. Abbildung 98). Höhere Fehler traten dabei vor allem an Bergbaubeeinflussten Gewässern, wie der Spree, und im Umfeld von Talsperren im Erzgebirge auf.

Insgesamt weisen 55 % der Pegel einen mittleren relativen Fehler kleiner als 0,2 bzw. 85 % der Pegel einen mittleren relativen Fehler kleiner 0,4 auf. Große relative Abweichungen treten hauptsächlich bei kleinen Durchflüssen auf (vgl. Abbildung 99). Darüber hinaus wurden interpolierte Durchflüsse mit Durchflusswerten aus hydrologischen Modellen (z.B. KliWES) in bestimmten Einzugsgebieten verglichen.

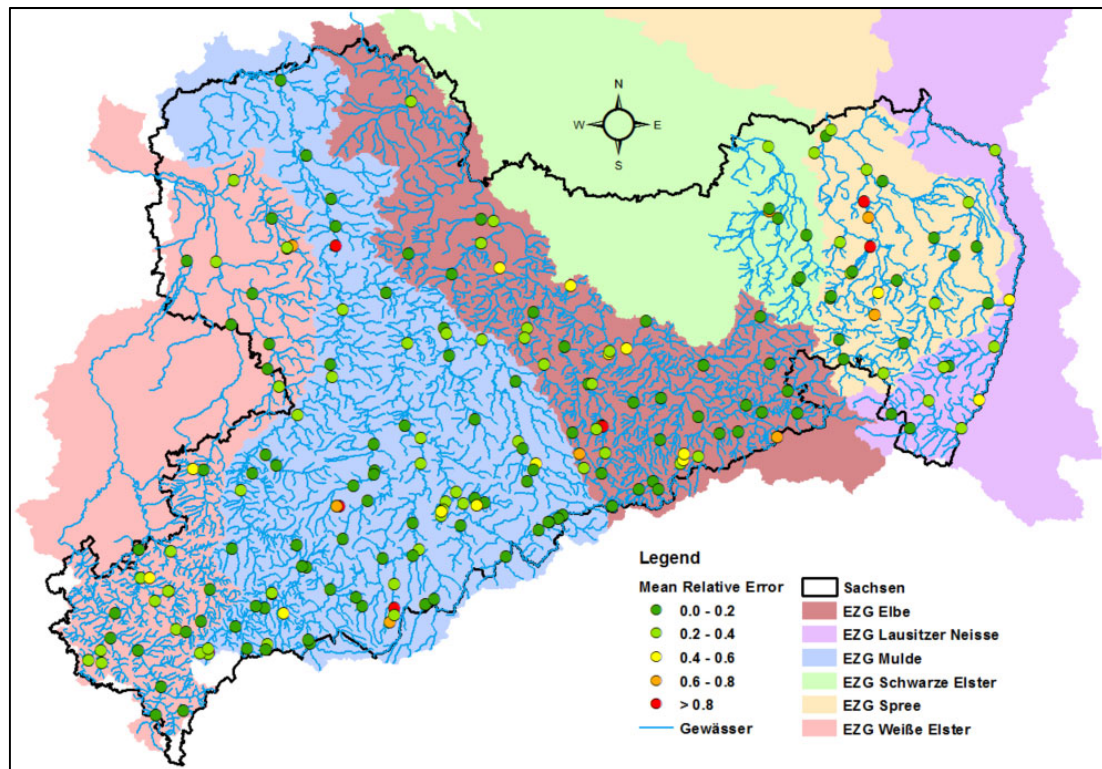


Abbildung 98: Durchflussschätzung durch räumliche Interpolation

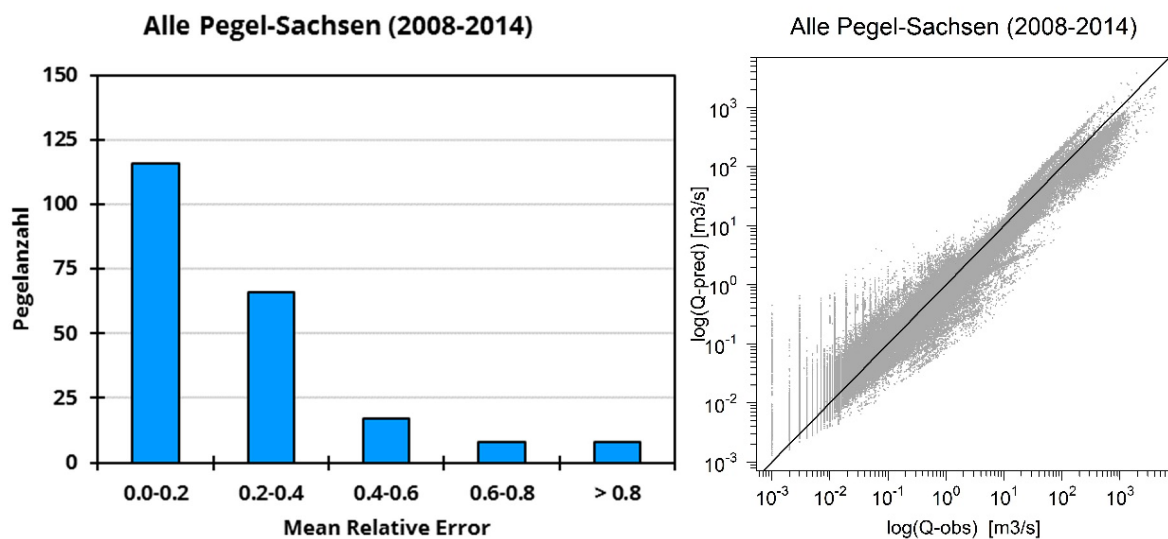


Abbildung 99: Pegelanzahl mit mittlerem relativem Fehler (links); Vergleich von beobachteten und modellierten Durchflusswerten aller Pegel in Sachsen (rechts)

Die Abweichungen liegen bei ähnlichen Werten. Da der Aufwand für die Datenaufbereitung und die Übertragbarkeit der Methode für die Interpolationsverfahren als verhältnismäßig bzw. vorteilhaft eingeschätzt werden, wurden zur weiteren Frachtberechnung interpolierte Durchflusswerte verwendet.

10.1.14.1 Frachtkalibrierung und -validierung des Stoffflussmodells

Das Stoffflussmodell wurde nach dem Verfahren der kumulierten Jahreszeiträume (vgl. Abbildung 99) und unter Verwendung von Parameterbereichen (vgl. Tabelle 61) auf allen sächsischen Einzugsgebieten simuliert und kalibriert. In diesem Kapitel sind beispielhaft Ergebnisse für das Einzugsgebiet der Elbe und für die untersuchten Arzneistoffe Carbamazepin und Gabapentin dargestellt. Die Kalibrierungs- und Validierungszeiträume und die endgültigen kalibrierten Parameter für die Stoffflussmodellierung sind in Tabelle 61 zusammengefasst.

Tabelle 61: Kalibrierungszeiträume und finale Parameter für das Elbe-Einzugsgebiet

Parameter	Carbamazepin	Gabapentin
Kalibrierungszeitraum	2008-2012 (5J)	2010-2013 (4J)
Validierungszeitraum	2013-2014 (2J)	2014 (1J)
Verschreibungsfaktor (VF)	0,80	1,20
Compliance-Faktor (FC)	0,60	0,60
Eliminationsrate (EA)	0,00	0,05
Ausscheidungsrate (AR)	0,06	0,90

Die Ergebnisse der Frachtkalibrierung und Frachtvalidierung sowie die Ermittlung von Anpassungsgüteindizes für Carbamazepin und Gabapentin sind in Abbildung 100 und Abbildung 101 dargestellt. Der prozentuale absolute Fehler (%PBIAS-Index) beträgt für beide Arzneistoffe deutlich weniger als $\pm 50\%$. Die R²- und RSR-Indizes erfüllten die von Moriasi et al. (2017) empfohlenen Mindestkriterien für die Gewässergütemodellierung.

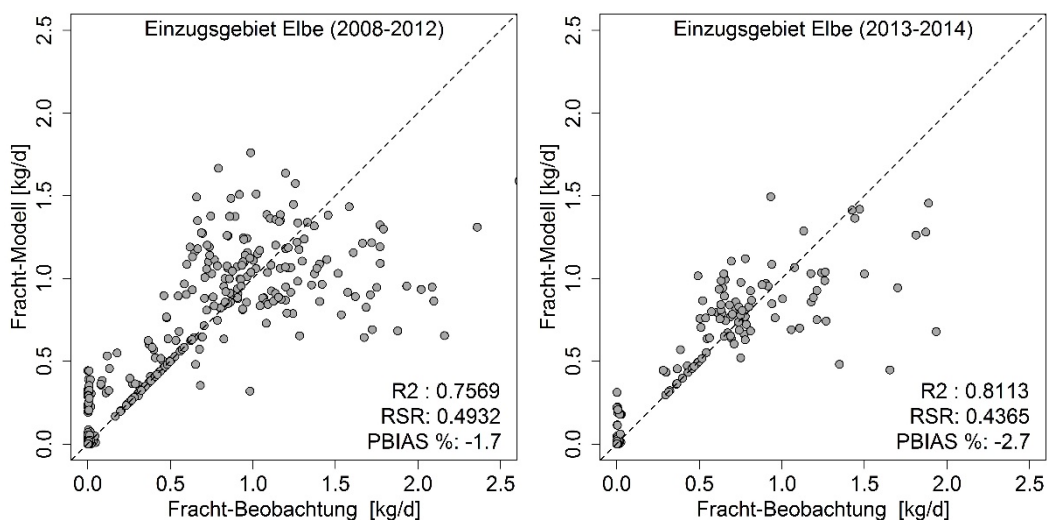


Abbildung 100: Carbamazepin-Frachtkalibrierung (links) und -validierung (rechts) für das Einzugsgebiet der Elbe

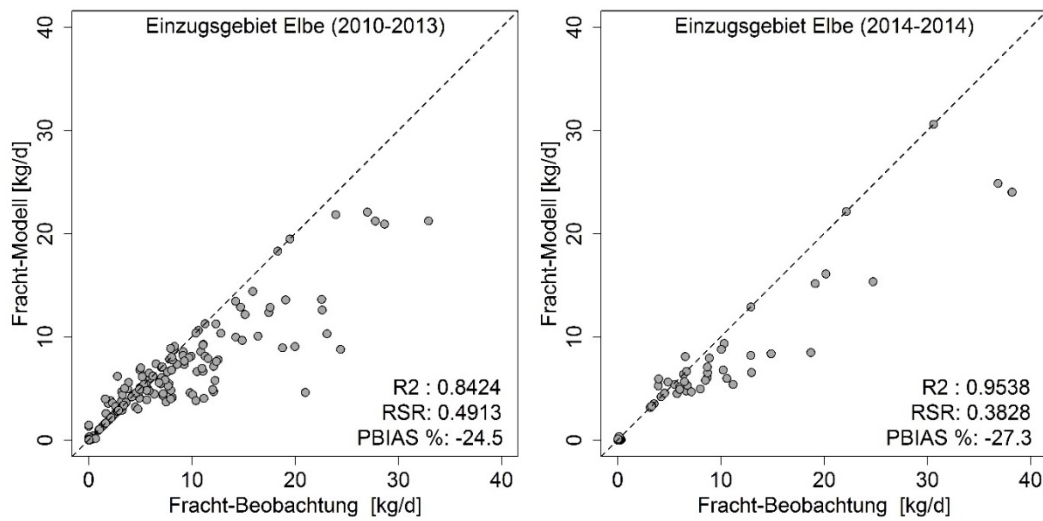


Abbildung 101: Gabapentin-Frachtkalibrierung (links) und -validierung (rechts) für das Einzugsgebiet der Elbe

Darüber hinaus konnte das Stoffflussmodell den zeitlichen Trend von Carbamazepin- und Gabapentin-Konzentrationen an standortspezifischen Messstellen sehr gut abbilden. Beispielhaft sind die Konzentrationsganglinien für die WQ-Messstelle „Dommitzsch“ (die letzte stromabwärts gelegene Messstelle am Elbe-Hauptfluss in Sachsen) in Abbildung 102 und Abbildung 103 dargestellt.

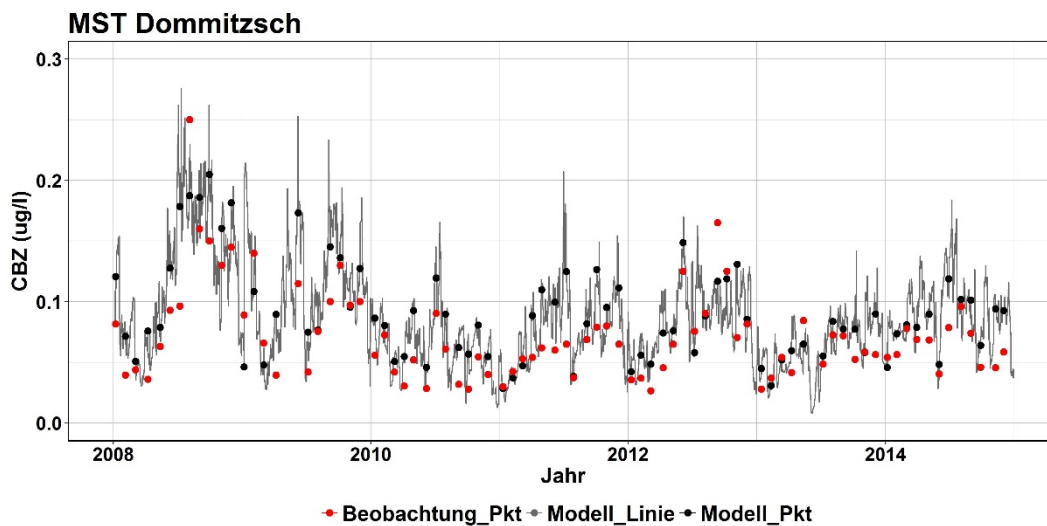


Abbildung 102: Carbamazepin-Konzentrationsganglinie an der Messstelle „Dommitzsch“

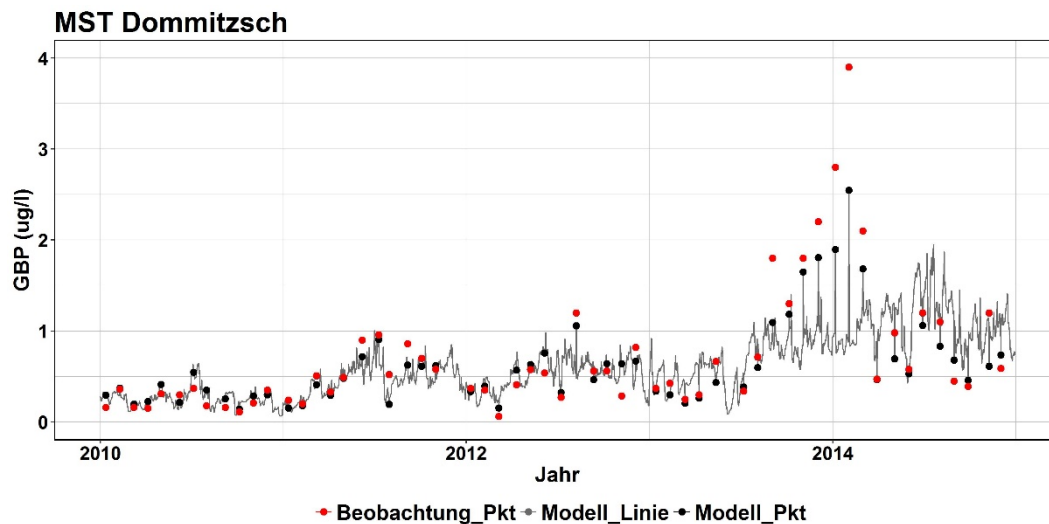


Abbildung 103: Gabapentin-Konzentrationsganglinie an der Messstelle „Dommitzsch“

Auf der anderen Seite wurde eine räumliche Beurteilung der Modellanpassung an WQ-Messstellen für das Einzugsgebiet Elbe durchgeführt (Abbildung 104 und Abbildung 105).

Aufgrund der geringen Anzahl von gemessenen Arzneistoffkonzentrationen an einzelnen WQ-Messstellen, insbesondere an kleinen Nebenflüssen, wird die Übereinstimmung mit modellierten Daten nach absoluten Gütekriterien (z.B. RMSE, %PBIAS) bewertet. Der prozentuale absolute Fehler (%PBIAS) beträgt an den meisten Messstellen weniger als $\pm 50\%$. Die signifikanten Abweichungen treten vor allem für WQ-Messstellen an kleinen Nebenflüssen auf.

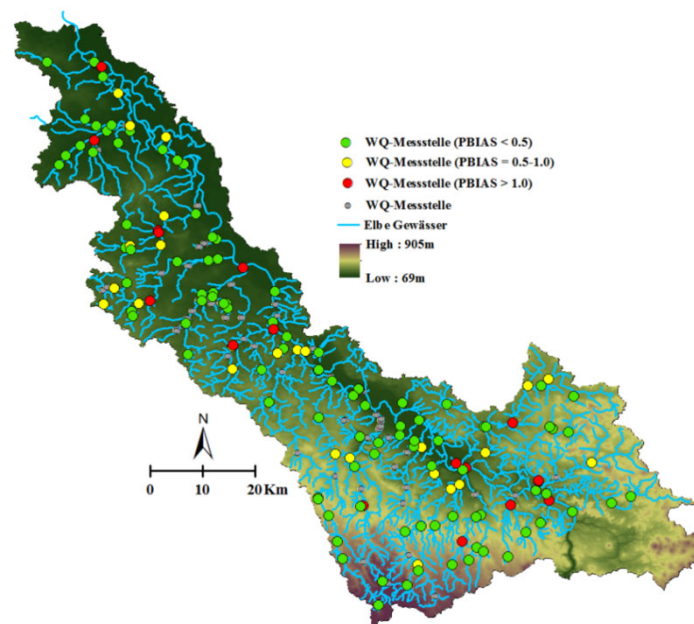


Abbildung 104: Räumliche Verteilung der prozentualen Abweichungen (%PBIAS) zwischen modellierten und gemessenen Konzentrationen für Carbamazepin an Messstellen im Einzugsgebiet der Elbe

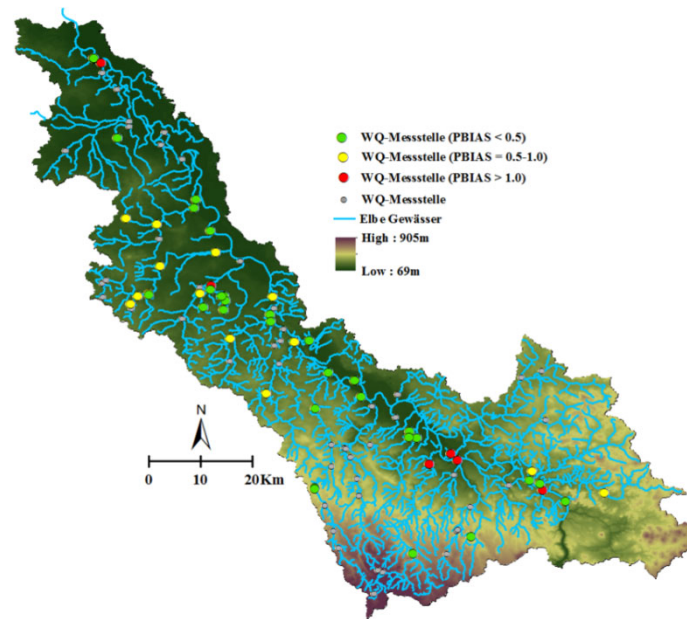


Abbildung 105: Räumliche Verteilung der prozentualen Abweichungen (%PBIAS) zwischen modellierten und gemessenen Konzentrationen für Gabapentin an Messstellen im Einzugsgebiet der Elbe

Neben der geringeren Verfügbarkeit von Messwerten an einzelnen WQ-Messstellen könnte ein weiterer Grund darin liegen, dass die Kalibrierung auf Einzugsgebietskala erfolgt und das Stoffflussmodell die Variabilität der regionalen Bedingungen in kleinen Teileinzugsgebieten nicht ausreichend berücksichtigt.

10.1.15 Ciprofloxacin als zusätzliches Arzneimittel

Zusätzlich zu Carbamazepin und Gabapentin, auf die in der Methodenentwicklung stets Bezug genommen wird, wurden Kalibrierung, Validierung und Simulationen für das Antibiotikum Ciprofloxacin ausgeführt. Aufgrund seines von Carbamazepin und Gabapentin abweichenden Verschreibungs- und Konsummusters war dies im Hinblick auf die Bewertung von Maßnahmen eine wichtige Erweiterung. Die Ergebnisse der Simulationen aller drei Wirkstoffe werden in Teil A, Abschnitt 3.3, diskutiert.

10.1.16 Ausblick

Die in dieser Arbeit vorgestellten Modelle bieten erstmals die Möglichkeit, die Ausbreitung von Mikroschadstoffen in großräumigen Gewässernetzen mit täglicher Auflösung abzubilden. Die verwendeten Modelle bieten vielfältige Möglichkeiten zur Simulation von Arzneistoffen entlang der sächsischen Gewässer. Das entwickelte Stoffflussmodell hat noch Potential zur weiteren Verbesserung und Optimierung. Einträge aus dezentralen Abwasserbehandlungsanlagen und aus Mischwasserentlastungen konnten bisher nicht berücksichtigt werden.

Im Rahmen der Bearbeitung wurde deutlich, dass die räumlich und zeitlich lückenhafte Gewässerprobenahme die Kalibrierung und Validierung der Modelle einschränkte. Um die Unsicherheit von Kläranlagen-spezifischen Arzneistofffrachten besser abzugrenzen, ist eine höhere Verfügbarkeit von Verschreibungsmengen (z.B. mit Daten anderer Krankenversicherungen) erforderlich. Zur fortlaufenden Modellerweiterung ist es möglich, Umsatzraten und Rückhaltkoeffizienten für nicht persistente Arzneimittel zu implementieren.

10.2 Erstellung von Entwicklungsszenarien zur exemplarischen Anwendung des Stoffflussmodells

Bei Arzneistoffen sind Herstellung, Verkauf, Verschreibung, Einnahme und Entsorgung als Ansatzpunkte zur Eintragsreduktion zu nennen (UBA, 2015; Jaeckel et al., 2018). Um finanzielle Mittel angemessen einzusetzen, müssen die aktuelle Belastung von Fließgewässern und die Veränderungen durch potentielle Entwicklungsszenarien bewertet werden. Mit dem Stoffflussmodell lassen sich Konzentrationen und Frachten von Arzneistoffen entlang des sächsischen Fließgewässernetzwerks abschätzen.

Der Aufbau sowie die Kalibrierung und Validierung des Modells sind in Abschnitt 10.1 beschrieben. Hier werden die Auswirkungen verschiedener Entwicklungsszenarien wie selektiver Kläranlagenausbau mit der 4. Reinigungsstufe und Handlungsmaßnahmen an der Quelle implementiert und ihre Auswirkungen bei unterschiedlichen Abflusssituationen bewertet.

Die Simulationsergebnisse ermöglichen es, die Auswirkungen der Entwicklungsszenarien in verschiedenen Fließgewässerabschnitten zu prognostizieren sowie die Zielerreichung anhand eines Vergleichs mit Umweltqualitätsnormen (UQN) zu quantifizieren. Die UQN bezüglich des chemischen Zustands berücksichtigen den Schutz der aquatischen Ökosysteme und der menschlichen Gesundheit (UBA, 2012).

Im vorliegenden Abschnitt erfolgt der Vergleich von modellierten Arzneistoffkonzentrationen mit der JD-UQN (zulässiger Jahresdurchschnitt nach UQN) des jeweiligen Arzneistoffs, auf Basis der täglichen Modellauflösung ist aber auch die ZHK-UQN (zulässige Höchstkonzentration nach UQN) bewertbar.

Die räumlich-zeitliche Beschreibung der Arzneistoffdynamik entlang des Fließgewässernetzes für verschiedene Entwicklungsszenarien erlaubt eine ständige Nachführung von veränderten Stoffeintragungssituationen. In Kooperation mit den beteiligten Behörden ist das Modell aktualisierbar, so dass geplante Maßnahme implementiert und im Monitoring erfasste Veränderungen zur Validierung verwendet werden können.

10.2.1 Gebietsbeschreibung

Das Bundesland Sachsen (Abschnitt 10.1.2) dient als Untersuchungsgebiet zur Entwicklung und Bewertung verschiedener Szenarien mit der Anwendung des kalibrierten Stoffflussmodells. Die nachfolgenden Auswertungen werden beispielhaft für das Einzugsgebiet der Elbe dargestellt.

10.2.2 Datengrundlage und weitere Datenaufbereitung

Neben den endgültigen kalibrierten Parametern (Verschreibungsfaktor, Compliance-Faktor, Ausscheidungsrate, Eliminationsrate), die bei der Kalibrierung des Stoffflussmodells ermittelt wurden (vgl. Abschnitt 10.1), erfordert dieses Teilprojekt auch die im Folgenden beschriebenen Informationen.

10.2.2.1 MNQ-Durchflussdaten

Die Stoffdynamik bei geringen Abflüssen in den Gewässern führt auf Grund der geringen Verdünnung zu potentiell hohen Stoffkonzentrationen. Um für Sachsen einen realistischen Lastfall zu charakterisieren, wurden vom Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie regionalisierte MNQ für 6.394 Gewässerabschnitte bereitgestellt (vgl. Abbildung 106), die auf die Gewässerkilometrierung des Stoffbilanzmodells übertragen wurden.

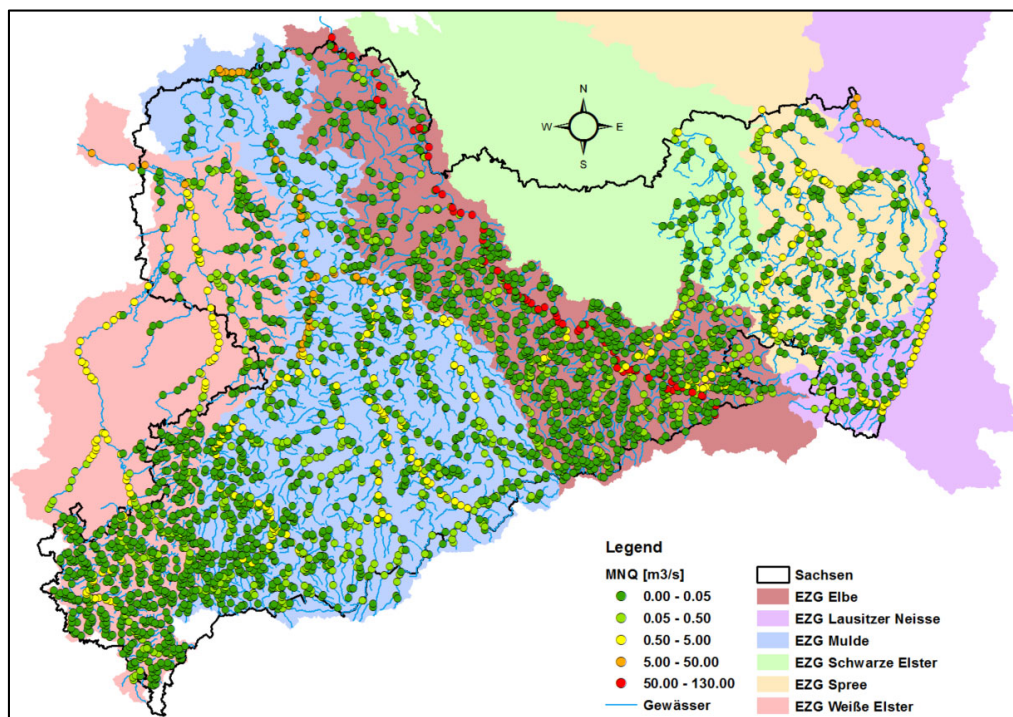


Abbildung 106: MNQ-Werte, Stand: 01.04.2016 (LfULG, 2018)

10.2.2.2 Eintragsverminderung bei Arzneistoffen

In den letzten Jahren hat sich Gabapentin zunehmend als therapeutische Alternative zu Carbamazepin etabliert. In der Folge wird auch in Sachsen ein zunehmender Gabapentin-Verbrauch und ein abnehmender Trend beim Carbamazepin-Verbrauch beobachtet (vgl. Abschnitt 8.1). Auch eine Co-Verabreichung dieser beiden Antiepileptika ist möglich. Kontrollmaßnahmen an der Quelle durch Substitution bzw. Verringerung des Eintrags können beispielhaft anhand dieser beiden Wirkstoffe untersucht werden. Dabei wird das Verhältnis der DDD beider Stoffe berücksichtigt. Es entspricht $DDD_{GBP} / DDD_{CBZ} = 1,80$ (WHOCC, 2018).

Für Carbamazepin und Gabapentin existieren Vorschläge für JD-UQN, bei deren Überschreitung die Erreichung der Umweltziele „guter ökologischer Zustand“ bzw. „gutes ökologisches Potential“ als gefährdet angesehen wird (UBA, 2012). Die JD-UQN-Werte betragen 0,5 µg/L für Carbamazepin und 44,0 µg/L für Gabapentin. Für Carbamazepin wird zusätzlich eine zulässige Höchstkonzentration (ZHK_UQN) von 1990 µg/l vorgeschlagen, die aber in keinem Fall erreicht wird und daher keine weitere Betrachtung findet. Unter Verwendung dieser Grenzwerte werden die Veränderungen des Gewässerzustandes bei unten beschriebenen Entwicklungsszenarien bewertet.

Zu den im Stoffflussmodell implementierten Entwicklungsszenarien gehört der Ausbau von Kläranlagen mit Ozonung oder PAK als potenzielle Verfahren zur Elimination von Mikroschadstoffen. Literaturwerte für entsprechende Eliminationsraten sind in Tabelle 62 und Tabelle 63 zusammengefasst.

Tabelle 62: Eliminationsraten der untersuchten Arzneistoffe bei der Ozonung

Arzneistoff	Eliminationsrate	Standort	Quelle
Carbamazepin	> 97%	Deutschland	Nöthe et al., 2005; Grünebaum, 2011; Ternes et al., 2003
	> 90%	Schweiz	Abegglen et al., 2012; Margot et al., 2013; Götz et al., 2010; Hollender et al., 2009; Kovalova et al., 2013; Abegglen et al., 2009; Eawag et al., 2009; Jekel et al., 2016
	> 90%	Österreich	Ternes et al., 2004
	> 98%	Kanada	Lajeunesse et al., 2013
Gabapentin	49-74 %	Schweiz	Margot et al., 2011; Kovalova et al., 2013
	55 %	Österreich	Reungoat et al., 2010

Die Erweiterung der kommunalen Kläranlagen um eine 4. Reinigungsstufe wird durch Anpassung der Eliminationsraten simuliert. Unter Berücksichtigung beider Ausbaualternati-

ven werden zu Modellierungszwecken minimale und maximale Eliminationsraten angewendet. Diese entsprechen 90 % und 97 % für Carbamazepin sowie 50 % und 70 % für Gabapentin.

Tabelle 63: Eliminationsraten der untersuchten Arzneistoffe beim Einsatz von PAK

Arzneistoff	Eliminationsrate	Standort	Quelle
Carbamazepin	95 %	Deutschland	Grünebaum, 2011
	> 88 %	Schweiz	Abegglen et al., 2012; Margot et al., 2013; Gunten, 2005; Kovalova et al., 2013; Zwickenpflug et al., 2010; Thomann, 2013
	> 90 %	Österreich	Ternes et al., 2004
	> 95 %	Weltweit	Luo et al., 2014
Gabapentin	42 - 47 %	Schweiz	Kovalova et al., 2013
	53 %	Österreich	Reungoat et al., 2010

10.2.3 Bewertung des Gewässerzustands und der Entwicklungsszenarien

Ausgehend von einem zufriedenstellend kalibrierten Stoffflussmodell für Mikroschadstoffe (Beschreibung s. Abschnitt 10.1) kann die Bewertung des Gewässerzustands nach Grenzwerten (z.B. JD_UQN) auch für nicht beprobte Gewässerabschnitte und Zeitpunkte durchgeführt werden. Zusätzlich besteht die Möglichkeit, mit dem Stoffflussmodell den IST-Zustand und auch verschiedene Entwicklungsszenarien zu implementieren.

Mit Hilfe der Entwicklungsszenarien für den Kläranlagenausbau kann die Steigerung der Eliminationsraten für Arzneistoffe in kommunalen Kläranlagen nach Einführung einer 4. Reinigungsstufe bewertet werden. Bei den Ausbauszenarien wird jeweils die minimale Reinigungsleistung durch Ozonung oder PAK angesetzt: 90% für Carbamazepin und 50% für Gabapentin.

Dabei kommen unterschiedliche Priorisierungsstrategien zur Anwendung: Ausbau nach Größenklasse der Kläranlagen, nach hydraulischer Belastung der Vorfluter (über das Verhältnis von Trockenwetterabfluss QT24 zu MNQ), sowie nach qualitativer Belastung bei Überschreitung der UQN. Als Maßnahmen an der Quelle werden Vermeidung durch Substitution von Carbamazepin mit Gabapentin für 50% der verschriebenen Dosen angesetzt.

Alternativ wird die Vermeidung durch Entsorgung von Medikamentenresten über den häuslichen Abfall betrachtet. *Worst-Case-Szenarien* untersuchen die Gewässerkonzentrationen durch Eintrag der mittleren Fracht oder des 90-Perzentilwertes der Fracht bei mittlerem Niedrigwasserabfluss MNQ.

In Tabelle 64 wird eine Übersicht über die Szenarien gegeben. Unabhängig davon, welches genutzt wird, erfolgt zunächst die Ausgabe der Arzneistoffkonzentrationen lokal und kumuliert im „IST-Zustand“ bei Anwendung täglicher Durchfluss- bzw. MNQ-Werte.

Tabelle 64: Übersicht der Entwicklungsszenarien im Stoffflussmodell

Ausbauszenarien (mit Ozonung oder PAK) – Größenklasse Kläranlagen	
Kriterium	Definition
AusGK4b	Ausbau aller Kläranlagen über 50.000 EW (GK4b – inoffiziell)
AusGK5	Ausbau aller Kläranlagen über 100.000 EW (GK5)
Ausbauszenarien (mit Ozonung oder PAK) – quantitative Vorflutbelastung QT24/MNQ	
Kriterium	Definition
AusQT24MNQ100	Ausbau von Kläranlagen bei QT24/MNQ ≥ 1.0
AusQT24MNQ50	Ausbau von Kläranlagen bei QT24/MNQ ≥ 0.5
Ausbauszenarien (mit Ozonung oder PAK) – qualitative Gewässersituation bei MNQ-Bed.	
Kriterium	Definition
AusGrenzw200-MNQ	Ausbau von Kläranlagen bei Überschreitung der 2·JD-UQN im Gewässer
AusGrenzw50-MNQ	Ausbau von Kläranlagen bei Überschreitung der 0,5·JD-UQN im Gewässer
Vermeidungsszenarien	
Vermeidung an der Quelle durch Substitution (Carbamazepin & Gabapentin)	
Vermeidung an der Quelle durch Steigerung der Entsorgungs-Compliance	
Worstcase-Szenarien bei Belastung mittlerer Fracht unter MNQ Bedingungen	
Veränderung der Überschreitungen in Hinblick auf 2·JD-UQN im Gewässer	
Veränderung der Überschreitungen in Hinblick auf 0,5·JD-UQN im Gewässer	
Worstcase-Szenarien bei Belastung 90%-Fracht unter MNQ Bedingungen	
Veränderung der Überschreitungen in Hinblick auf 2·JD-UQN im Gewässer	
Veränderung der Überschreitungen in Hinblick auf 0,5·JD-UQN im Gewässer	

Das Stoffflussmodell berechnet die lokalen und kumulierten Carbamazepin- und Gabapentin -Frachten und Konzentrationen entlang des Gewässers. Die Bewertung erfolgt durch Vergleich mit den Referenzwerten der vorgeschlagenen UQN. Gewässerabschnitte, für welche die JD_UQN mehr als zweifach überschritten wird, gelten dabei als stark belastet. Abschnitte mit einer Belastung zwischen der halben und doppelten JD_UQN werden als kritisch belastet eingestuft.

Wie oben bereits erwähnt wird die Maximalkonzentration für die beiden Stoffe nicht separat ausgewertet. Für die Entwicklungsszenarien werden die Anzahl ausgebauter Kläranlagen und der Flusskilometer mit Überschreitungen, kritischer und starker Belastung vor und nach dem Ausbau zusammengefasst.

Bei Vermeidungs- und *Worst-Case*-Szenarien werden als Ergebnis die Reduzierung von kritisch und stark belasteten Flusskilometern und die Anzahl der Kläranlagen, bei denen eine starke Belastung vorhanden ist, ausgegeben.

Die Berechnungen wurden für alle sächsischen Einzugsgebiete durchgeführt, beispielhaft sind hier die Ergebnisse für das Einzugsgebiet der Elbe dargestellt. Es umfasst 133 Kläranlagen, 267 Messstellen der Wasserqualität und 2434 Flusskilometer, von denen 742 unterhalb von Kläranlagen oder Gewässermessstellen liegen.

10.2.3.1 Ergebnisse für den Ist-Zustand

Im Vergleich der Überschreitungshäufigkeiten der JD_UQN erweist sich Carbamazepin als kritischer als Gabapentin für die Wasserqualität in der Elbe und ihren Nebengewässern. Bei jährlichem mittlerem Abfluss (J-MQ) überschreiten insgesamt 20 Flusskilometer die zweifache JD_UQN für Carbamazepin und 113 Flusskilometer liegen mit 0,5 bis 2,0 JD_UQN in einem kritischen Bereich. Im Gegensatz dazu wird die zweifache JD_UQN für Gabapentin nicht überschritten und nur acht Flusskilometer weisen eine kritische Belastung auf.

Bei niedrigen Durchflüssen treten höhere Carbamazepin- und Gabapentin-Konzentrationen in Folge geringer Verdünnung auf. Für den MNQ erhöht sich die Gewässerlänge mit starker Belastung für Carbamazepin auf 129 Flusskilometer und für Gabapentin von null auf zwei Flusskilometer. Entsprechend nimmt auch die Anzahl der Kläranlagen und WQMST-Punkte mit Überschreitung zu (vgl. Abbildung 107 und Abbildung 108).

Die Überschreitungen treten insbesondere an Nebenflüssen sowie Kläranlagen an den stromaufwärts gelegenen Gewässerabschnitten auf. Im Gegensatz dazu liegen die Konzentrationen beider Arzneimittelrückstände entlang der Elbe in Sachsen zu 95 % unter der halben JD-UQN und können somit als unkritisch betrachtet werden (vgl. Abbildung 109 und Abbildung 110).

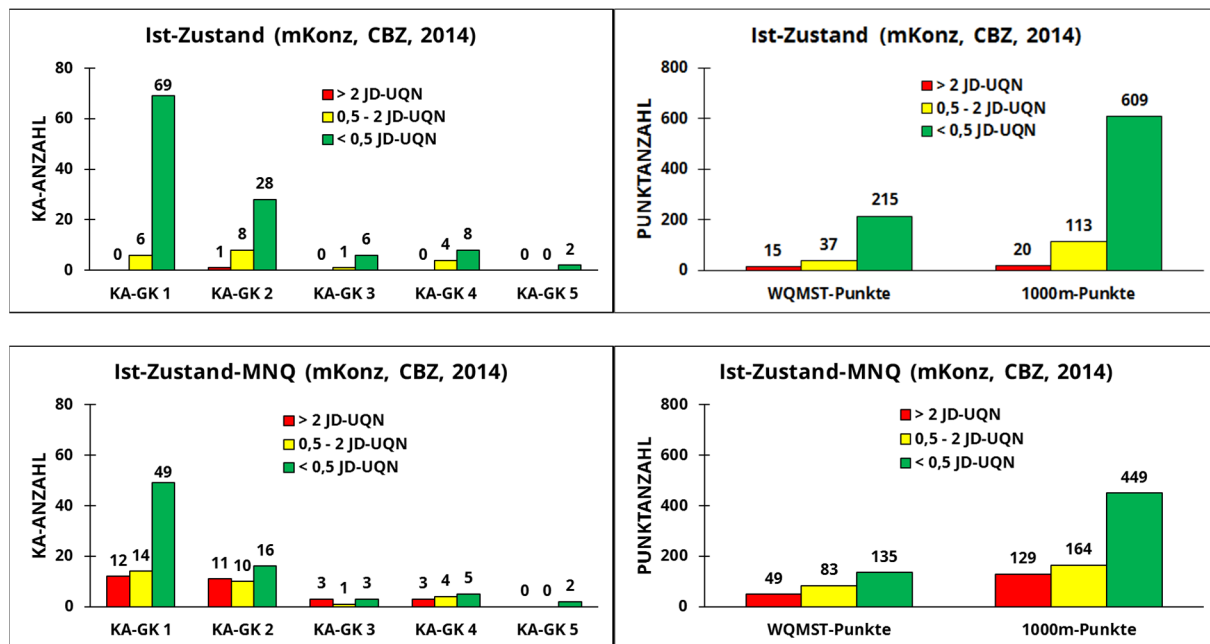


Abbildung 107: Ist-Zustand für Carbamazepin: Anzahlverteilung von Kläranlagen-, WQMST und 1000m-Punkten im Elbe-Einzugsgebiet anhand von mittlerer Konzentration und JD-UQN im Jahr 2014 mit J-MQ (oben) und MNQ (unten)

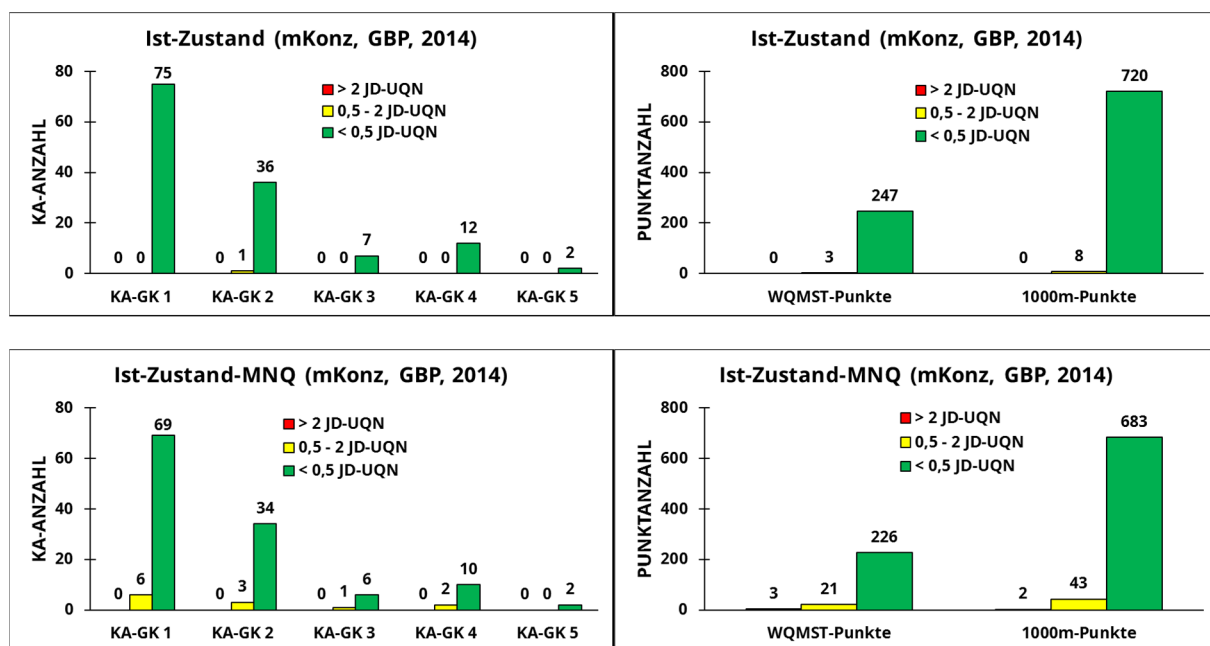


Abbildung 108: Ist-Zustand für Gabapentin : Anzahlverteilung von Kläranlagen-, WQMST und 1000m-Punkten im Elbe-Einzugsgebiet anhand von mittlerer Konzentration und PNEC im Jahr 2014 mit J-MQ (oben) und MNQ (unten)

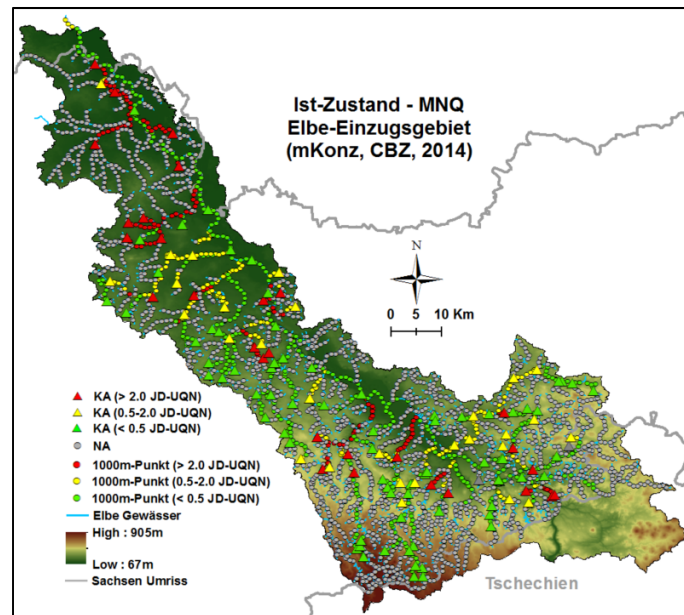


Abbildung 109: Ist-Zustand für Carbamazepin: räumlicher Gewässerzustand im Elbe-Einzugsgebiet anhand von MNQ-Bedingungen, mittlerer Konzentration und JD-UQN (2014)

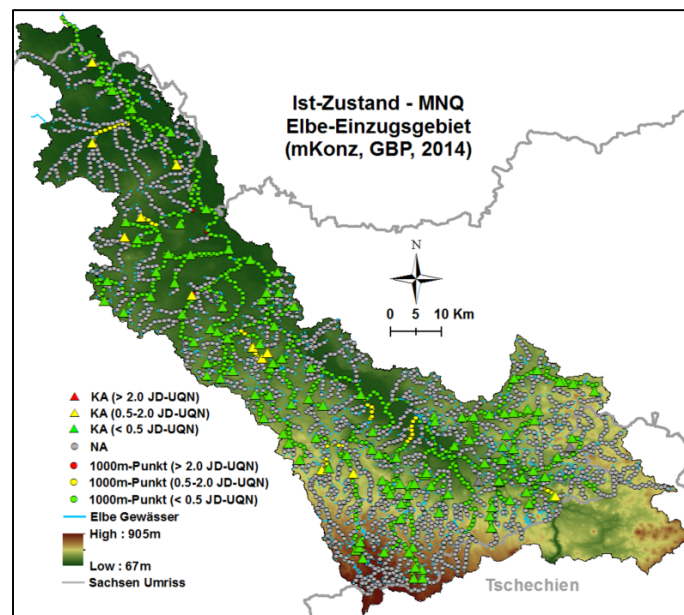


Abbildung 110: Ist-Zustand für Gabapentin: räumlicher Gewässerzustand im Elbe-Einzugsgebiet anhand von MNQ-Bedingungen, mittlerer Konzentration und JD-UQN (2014)

10.2.3.2 Szenarienanalyse

Die Auswertung der Szenarien erfolgt analog zum Ist-Zustand in Tabelle 64. Um die Wirksamkeit der Maßnahmen unter ungünstigen Randbedingungen zu vergleichen, werden im Folgenden die mittleren Konzentrationen bei MNQ-Durchflussbedingungen gegenübergestellt. Die Veränderungen des Gewässerzustandes werden für die folgenden Maßnahmen beispielhaft für das Elbe-Einzugsgebiet ausgewertet:

- AusGK4b-MNQ: Ausbau aller Kläranlagen über 50.000 EW (GK4b)
- AusQT24MNQ100-MNQ: Ausbau von Kläranlagen mit $QT24/MNQ \geq 1.0$
- AusGrenzw200-MNQ: Ausbau von Kläranlagen bei Überschreitung der 2·JD-UQN (starke Belastung)
- VerSubs50%-MNQ: Vermeidung an der Quelle durch Substitution. 50% eines Wirkstoff-Verbrauchs sind durch äquivalenten Verbrauch des anderen Wirkstoffs ersetzt.

Die Ergebnisse der Entwicklungsszenarien sind in Abbildung 111 und Abbildung 112 zusammengefasst. Die Häufigkeit der Überschreitung starker und kritischer Belastung wird für alle Varianten verglichen. Darüber hinaus ist die Anzahl der Kläranlagen, die nach den oben genannten Kriterien ausgebaut werden sollen, mit dem grauen Balken dargestellt.

Die geringfügig abweichende Zahl der gesamten betrachteten Flusskilometer für die beiden Substanzen wird durch die geringere Anzahl von Stationen mit Gabapentin-Messung verursacht. Nur Gewässerabschnitte unterhalb einer Messstation oder Kläranlage wurden in den Vergleich einbezogen.

Ausbauszenarien bei Größenklasse (GK4b) und bei $QT24/MNQ \geq 1,0$ erfordern den Ausbau von drei Kläranlagen. Dies zeigte kaum Einfluss auf kritisch und stark belastete Gewässerabschnitte. Der Ausbau von 29 Kläranlagen für stark mit Carbamazepin belastete Gewässerabschnitte erzielt die umfänglichste Verbesserung des Gewässerzustandes.

Dabei werden vor allem Kläranlagen der ersten und zweiten Größenklasse ausgebaut. Im Vergleich zum Ist-Zustand verringert diese Maßnahme die starke Gewässerbelastung mit Carbamazepin um 100 Flusskilometer. Da keine Kläranlagen in stark mit Gabapentin belasteten Gewässerabschnitten liegen, ist der Ausbau für Gabapentin nicht erforderlich.

Im Vergleich der drei Ausbauszenarien wird deutlich, dass in der Variante nach Größenklassen zwar nur drei Anlagen betroffen sind, aber dabei das Abwasser von über 900.000 Einwohnern weitergehend behandelt wird. Im Gegensatz dazu behandeln die 29 Anlagen bei Wasserqualitäts-orientiertem Ausbau das Abwasser von weniger als 60.000 Einwohnern. Ein erheblicher Teil der Gesamtkosten der weitergehenden Abwasserreinigung wird durch den Betriebsaufwand verursacht und ist damit von der behandelten Abwassermenge abhängig.

Auf Grund der Entlastungswirkung und des geringeren Behandlungsaufwands erscheint daher die Ausbaustrategie nach Wasserqualitätskriterien vorteilhaft. Das Vermeidungsszenario durch Substitution von 50 % des Carbamazepin-Verbrauchs durch Gabapentin führt ebenfalls zu einer signifikanten Verbesserung des Gewässerzustands. 48 stark belastete und 39 kritisch belastete Flusskilometer werden in Bezug auf Carbamazepin entlastet.

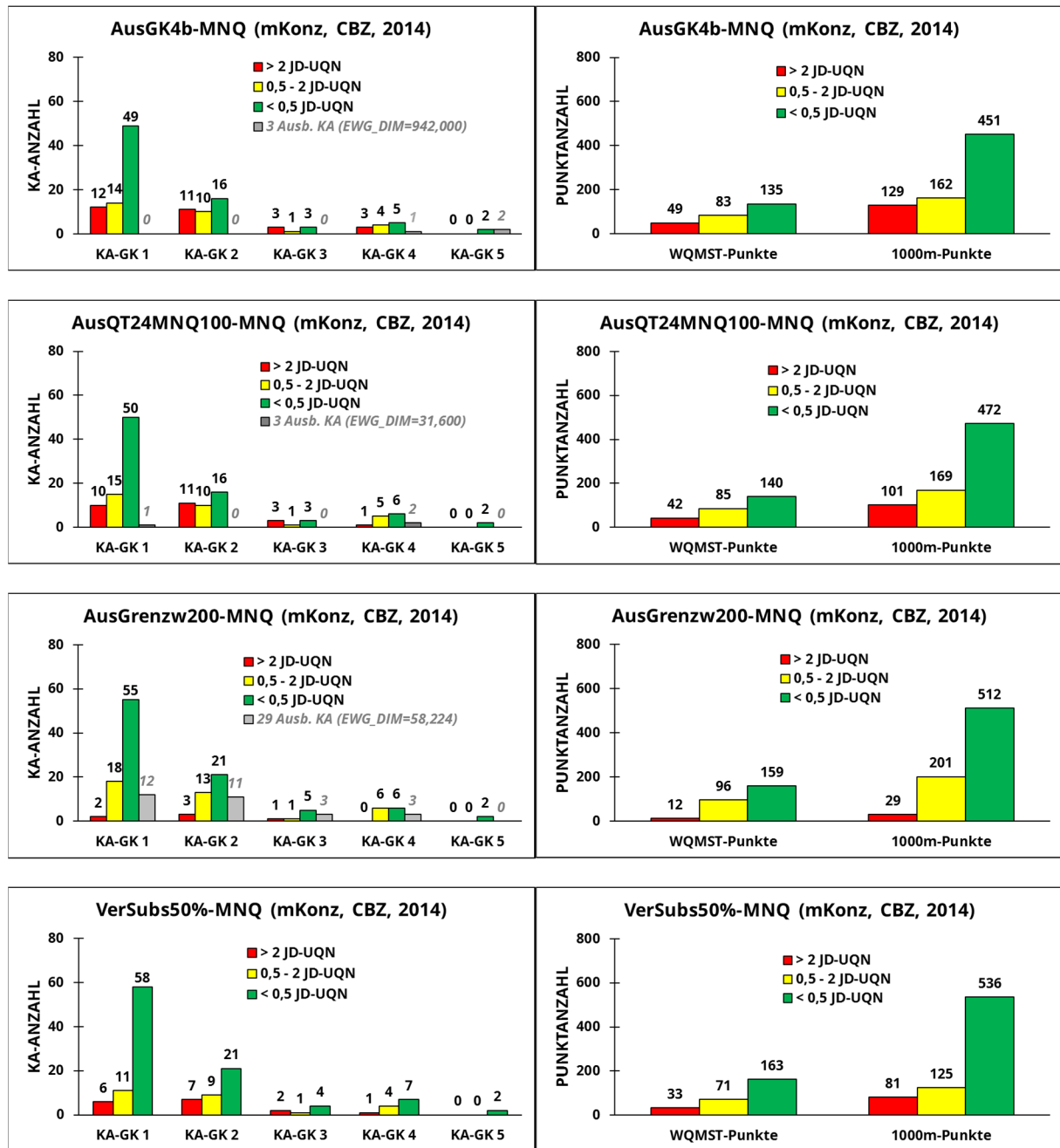


Abbildung 111: Entwicklungsszenarien für Carbamazepin: Anzahlverteilung von Kläranlagen, WQMST und Flusskilometern (1000 m-Punkte) im Elbe-Einzugsgebiet nach Überschreitungsgrad der JD-UQN durch die mittlere Konzentration im Jahr 2014

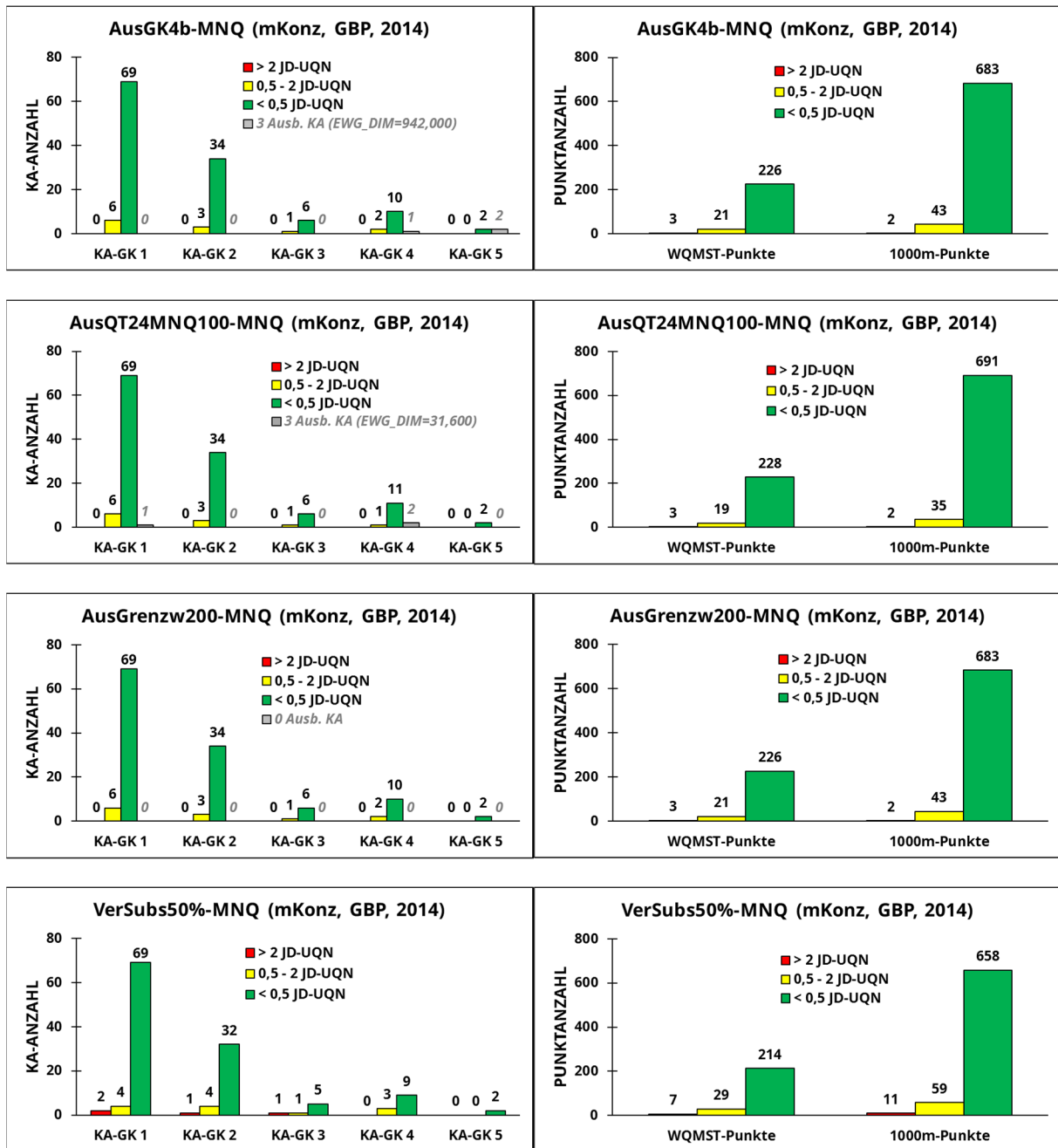


Abbildung 112: Entwicklungsszenarien für Gabapentin: Anzahlverteilung von Kläranlagen, WQMST und Flusskilometern (1000 m-Punkte) im Elbe-Einzugsgebiet nach Überschreitungsgrad der JD-UQN durch die mittlere Konzentration im Jahr 2014

Als Konsequenz daraus ist eine geringe Mehrbelastung mit Gabapentin zu verzeichnen, mit zusätzlich neun stark belasteten und 16 kritisch belasteten Flusskilometern. Dies verdeutlicht, dass eine Vermeidung von kritischen Arzneistoffen durch Substitution bzw. Reduzierung an der Quelle eine kosteneffiziente Möglichkeit bietet, um die Belastung des Fließgewässers zu verringern (vgl. Abbildung 113 und Abbildung 114).

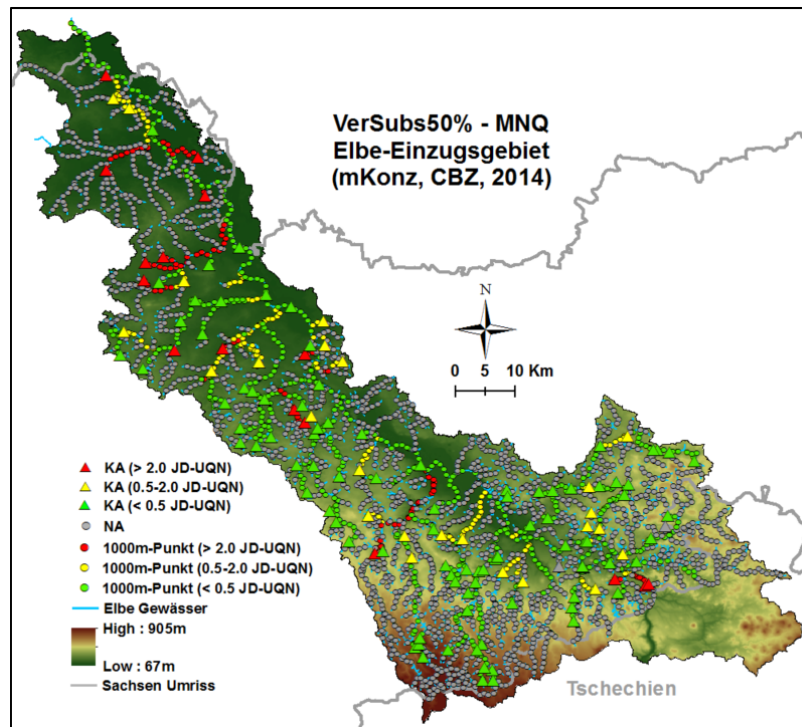


Abbildung 113: Gewässerzustand im Elbe-EZG anhand von mittlerer Konzentration und JD_UQN für Carbamazepin im Jahr 2014 bei Vermeidung an der Quelle durch Substitution (hier 50 % des Carbamazepin-Verbrauchs durch Gabapentin ersetzt)

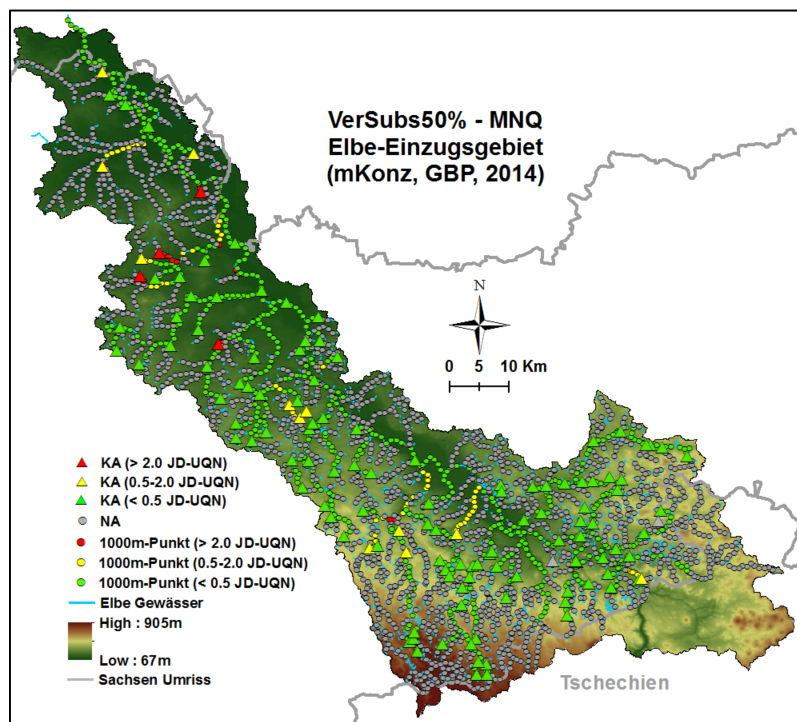


Abbildung 114: Gewässerzustand im Elbe-Einzugsgebiet anhand von mittlerer Konzentration und JD_UQN für Gabapentin im Jahr 2014 bei Vermeidung an der Quelle durch Substitution (hier 50 % des Carbamazepin-Verbrauchs durch Gabapentin ersetzt)

10.2.4 Ausblick

Die vorliegenden Ergebnisse dokumentieren den Einsatz und Auswertungsmöglichkeiten eines räumlich und zeitlich hoch aufgelösten Stoffflussmodells für Mikroschadstoffe. Die Auswahl ökotoxikologischer Wasserqualitätskriterien in Bezug auf Stoffkonzentrationen (Mittelwert, Maximalkonzentration) unter Anwendung der verschiedenen Abflussbedingungen oder des MNQ stellt eine objektive Entscheidungsgrundlage für künftige Maßnahmen und Investitionen in der Gewässerbewirtschaftung dar. Die räumliche und zeitliche Auflösung ermöglicht es dabei, für ganz Sachsen Prognosen für einzelne Gewässerabschnitte und für spezifische Belastungsbedingungen zu erstellen.

Neben den hier vorgestellten Szenarien sollte die zukünftige Modellentwicklung Einträge aus Kleinkläranlagen sowie Misch- und Regenwassereinleitungen berücksichtigen, da sie bedeutsame Einträge aus dem Siedlungsraum darstellen und zu kurzfristigen Spitzenbelastungen führen können. Die zusätzliche Implementation weiterer Arzneimittel und anderer Mikroschadstoffe ist auf Grund der Modellstruktur gut umsetzbar.

Wie die Ergebnisse der Entwicklungsszenarien zeigen, ist die Konzentration von Arzneistoffen im Gewässer von vielen Faktoren beeinflusst. Bereits an der Quelle können Maßnahmen ergriffen werden, um den Eintrag bedeutend zu verringern. Darüber hinaus sollte die Abbaubarkeit und der Rückhalt im Wassersystem als Zielstellung bei der Entwicklung neuer Wirkstoffe Berücksichtigung finden. Auch Informationen auf Verpackungen und in Beipackzetteln über eine etwaige Umweltgefährdung können die irreguläre Entsorgung von Medikamentenresten über das Abwasser verringern. Durch eine umfangreichere Aufklärung von Ärzten und Apothekern kann bei der Verschreibung eine Substitution hin zu umweltverträglichen Wirkstoffen abgestrebt werden. Darüber hinaus müssen auch Patienten und Verbraucher informiert werden, wie alte und nicht mehr gebrauchte Medikamente entsorgt werden sollen (Jaeckel et al., 2018).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass sowohl Maßnahmen an der Quelle als auch die Elimination in den Kläranlagen effiziente Möglichkeiten bieten, den Eintrag von Arzneistoffen zu reduzieren. Die genaue Kenntnis belasteter Gewässerabschnitte und die darauf begründete Priorisierung von Ausbaumaßnahmen führt im Vergleich zu pauschal festgelegten Ausbauszenarien nach Anlagengröße oder hydraulischer Belastung zu einer weitreichenden Gewässerentlastung. In diesem Sinne kann das Stoffflussmodell genutzt werden, um integrale Entwicklungsszenarien zu entwickeln und Belastungsschwerpunkte zu identifizieren, an denen der Erfolg von Maßnahmen überprüft werden kann.

11 Literatur – Teil B

falls angegeben abschnittsweise zugeordnet

zu Abschnitt 1.1

Holstiege J, Schulz M, Akmatov MK, Steffen A, Bätzing J. (2019). Update: Die ambulante Anwendung systemischer Antibiotika in Deutschland im Zeitraum 2010 bis 2018 – Eine populationsbasierte Studie. Zentralinstitut für die kassenärztliche Versorgung in Deutschland (Zi). Versorgungsatlas-Bericht Nr. 19/07. Berlin 2019. <https://doi.org/10.20364/VA-19.07>

zu Abschnitt 1.2

DB 2015/495 (2015): Durchführungsbeschluss (EU) 2015/495, Europäische Kommission.

IKSE (2015): Internationales Messprogramm Elbe, Internationale Kommission zum Schutz der Elbe.

Jekel, M. & Dott, W. (2013): RiSKWa-Leitfaden – polare organische Spurenstoffe als Indikatoren im anthropogen beeinflussten Wasserkreislauf, Frankfurt am Main: DECHEMA e.V.

OGewV. (2015): Drucksache 627/15, Bundesrat.

2008/105/EG (2008): Richtlinie 2008/105/EG Das europäische Parlament und der Rat der Europäischen Union.

2013/39/EU (2013): Richtlinie 2013/39/EU Das europäische Parlament und der Rat der Europäischen Union.

zu Abschnitt 1.3

Bai, X., Lutz, A., Carroll, R., Keteles, K., Dahlin, K., Murphy, M., Nguyen, D. (2018): Occurrence, distribution, and seasonality of emerging contaminants in urban watersheds. *Chemosphere* 200, 133-142.

ISO 11350:2012: Water quality - Determination of the genotoxicity of water and waste water – *Salmonella*/microsome fluctuation test (Ames fluctuation test).

ISO 19040-1:2018: Water quality - Determination of the estrogenic potential of water and waste water - Part 1: Yeast estrogen screen (*Saccharomyces cerevisiae*).

ISO 21427-2:2006: Water quality – Evaluation of genotoxicity by measurement of the induction of micronuclei (Micronucleus test).

Könemann, S., Kase, R., Simon, E., Swart, K., Buchinger, S., Schlüsener, M., Hollert, H., Escher, B.I., Werner, I., Ait-Aïssa, S., Vermeirssen, E., Dulio, V., Valsecchi, S., Polesello, S., Behnisch, P., Javurkova, B., Perceval, O., Di Paolo, C., Olbrich, D., Sychrova, E., Schlichting, R., Leborgne, L., Clara, M., Scheffknecht, C., Marneffe, Y., Chalon, C., Tušil, P., Soldà, P., von Danwitz, B., Schwaiger, J., San Martín Becares, M.I., Bersani, F., Hilscherová, K., Reifferscheid, G., Ternes, T., Carere, M. (2018): Effect-based and chemical analytical methods to monitor estrogens under the European Water Framework Directive, *TrAC Trends in Analytical Chemistry* 102, 225-235.

Kunz, P.Y., Simon, E., Creusot, N., Sumith Jayasinghe, B., Kienle, C., Maletz, S., Schifferli, A., Schönlau, C., Ait-Aïssa, S., Denslow, N.D., Hollert, H., Werner, I., Vermeirssen, E.L.M (2017): Effect-based tools for monitoring estrogenic mixtures: Evaluation of five in vitro bioassays. *Water Research* 110, 378-388.

- Labadie, P. & Chevreuil M. (2011): Biogeochemical dynamics of perfluorinated alkyl acids and sulfonates in the River Seine (Paris, France) under contrasting hydrological conditions. *Environmental Pollution* 159, 3634-3639.
- Müller, A., Österlund, H., Marsalek, J., Viklander, M. (2020): The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources. *Science of The Total Environment* 709, 136125.
- OECD 471 (1997): Guideline for testing chemicals, section 4: health effects – Bacterial Reverse Mutation Test (Ames fluctuation test).
- OECD 487 (2012): Guideline for testing chemicals, section 4: health effects – *In Vitro* Mammalian Cell Micronucleus Test.
- Petrie, B., Proctor, K., Youdan, J., Barden, R., Kasprzyk-Hordern, B. (2017): Critical evaluation of monitoring strategy for the multi-residue determination of 90 chiral and achiral micropollutants in effluent wastewater. *Science of The Total Environment* 579, 569-578.
- Schubert, S. (2014): Identifikation von Antibiotika im urbanen Abwassersystem: Akkumulation an Sediment und Klärschlamm. *Prävention und Gesundheitsförderung* 9, 171-174.
- Völker, J., Castronovo, S., Wick, A., Ternes, T. A., Joss, A., Oehlmann, J., & Wagner, M. (2016). Advancing Biological Wastewater Treatment: Extended Anaerobic Conditions Enhance the Removal of Endocrine and Dioxin-like Activities. *Environmental Science & Technology* 50, 10606-10615.
- Wagner, S., Hüffer, T., Klöckner, P., Wehrhahn, M., Hofmann, T., Reemtsma, T. (2018): Tire wear particles in the aquatic environment - A review on generation, analysis, occurrence, fate and effects. *Water Research* 139, 83-100.
- Wik, A., Dave, G. (2009): Occurrence and effects of tire wear particles in the environment – A critical review and an initial risk assessment. *Environmental Pollution* 157, Issue 1, 1-11.
- Yu, Y., Wu, L., Chang, A.C. (2013): Seasonal variation of endocrine disrupting compounds, pharmaceuticals and personal care products in wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment* 442, 310-316.

zu Abschnitt 1.4

- Abegglen, C., & Siegrist, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Alt, K., Kuhlmann, S., Sikorski, D., Austermann-Haun, U., Meier, J., & Nahrstedt, A. (2017): Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Detmold mittels der Kombination von Ozon mit nachgeschalteter Aktivkohlefiltration. Detmold: Stadt Detmold.
- Anders, G. (2019): Pulveraktivkohle - Über 3 Jahre Betriebserfahrung. Schriftenreihe IWAR 255, 90. Darmstädter Seminar am 31.01.2019, Trends und Herausforderungen der weitergehenden Abwasserbehandlung (pp. 46 - 53). Darmstadt: Verein zur Förderung des Instituts IWAR der TU Darmstadt e.V.
- ATV (1992): ATV-A 128 Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen. Hennef: Abwassertechnische Vereinigung e.V.
- ATV-DVWK (2003): ATV-DVWK-A 198 Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. Hennef: ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- ATV-DVWK (2003): ATV-DVWK-A 198 Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. Hennef: ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.

- BAFU (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Barjenbruch, M., Firk, W. (2014): Möglichkeiten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. *KA Korrespondenz Abwasser*, 61(Nr.: 10), pp. 861 - 875.
- Bitterwolf, S., Böhler, M., Bourgin, M., Fleiner, J., McArdeell, C., Joss, A., Siegrist, H. (2017): Elimination von Spurenstoffen durch granulierten Aktivkohle (GAK) Filtration: Grosstechnische Untersuchungen auf der ARA Bülach-Furt (Zwischenbericht Kurzfassung). Dübendorf: eawag.
- Böhler, M., Wittmer, A., Heisele, A., Wohlhauser, A., Salhi, L., von Gunten, U., Beck, B. (2012): Ergänzende Untersuchungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf der Ara Neugut. Dübendorf: eawag.
- Böhler, M., Zwickenpflug, B., Hollender, J., Ternes, T., Joss, A., Siegrist, H. (2012): Removal of micropollutants in municipal wastewater treatment plants by powder-activated carbon. *Water Science & Technology*, 66.10, pp. 2115-2121.
- Bundesamt für Umwelt (BAFU). (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU.
- DWA (2016): Arbeitsblatt DWA-A 203 (Gelbdruck) Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung (Gelbdruck). Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- Evers, M., Lange, R.-L., Jagemann, P., Teichgräber, B., Heinz, E., Lübken, M., Wichern, M. (2017): Vergleichende Untersuchungen zur Direktdosierung und nachgeschalteten Dosierung von Pulveraktivkohle. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 64(Nr. 12).
- Götz, C., Kase, R., Ort, C., Singer, H., Bergmann, S. (2012): Mikroschadstoffe aus kommunalem Abwasser. Zofingen: ENILAB.
- Hiller, C. (2016). Pulveraktivkohlestufe zur Entfernung von Mikroverunreinigungen Praxisbeispiel „Klärwerk Steinhäule“ in Ulm/Neu-Ulm. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 63(Nr. 2).
- Jekel, M., Dott, W. (2013): RiSKWa Leitfaden – polare organische Spurenstoffe als Indikatoren im anthropogen beeinflussten Wasserkreislauf. Frankfurt am Main: DECHEMA e.V.
- Jekel, M., Ruhl, A. (2016): Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken. Berlin: Universitätsverlag der TU Berlin.
- Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2015): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Köln: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW.
- Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2016): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination 2. überarbeitete und erweiterte Auflage. Köln: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW.
- Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg (2019, August 19): Projektmappe Baden-Württemberg. Retrieved from www.koms-bw.de.
- LANUV (2012): Reduktion von Kohlenwasserstoffen und anderen organischen Spurenstoffen durch ein dezentrales Behandlungssystem für Verkehrsflächenabflüsse. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Magdeburg A, S. D. (2012): Whole effluent toxicity assessment at a wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation using aquatic key species. *Chemosphere*, Vol 88, Issue 8, 1008-1014.

- Maus, C., Herbst, H., Ante, S., Becker, H.-P., Glathe, W., Börgers, A., Türk, J. (2014): Hinweise zu Auslegung und Design von Ozonanlagen zur Mikroschadstoffelimination. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 61(Nr. 11).
- Neale, P. A., Escher, B. I., Leusch, F. D. (2015): Understanding the implications of dissolved organic carbon when assessing antagonism in vitro: An example with an estrogen receptor assay. *Chemosphere* 135, 341–346.
- Richter, G. (2019). Untersuchung der Stabilität von Pharmaka in Abwasser bei Transport und Lagerung durch in vitro Tests mit *Saccharomyces cerevisiae* unter unterschiedlichen Bedingungen. Bachelorarbeit, Universität Mainz und Technische Universität Dresden.
- Rödel, S., Günthert, W., Christ, O., Miller, E., Schatz, R., Zech, T., Bleisteiner, S., Eßlinger, M., Sengl, M., Rehbein, V., und Steinle, E. (2019): Erfahrungen und Ergebnisse aus dem Betrieb der vierten Reinigungsstufe in Weißenburg Teil 1: Untersuchungsprogramm und Ergebnisse. *KA Korrespondenz Abwasser*, 66(Nr. 3), pp. 200 - 209.
- Stadtentwässerung Dresden GmbH. (2018): Jahresbericht 2017 Kläranlage Dresden-Kaditz und ihr Einzugsgebiet. Dresden: Stadtentwässerung Dresden GmbH.
- Völker, J., Castronovo, S., Wick, A., Ternes, T. A., Joss, A., Oehlmann, J., Wagner, M. (2016): Advancing Biological Wastewater Treatment: Extended Anaerobic Conditions Enhance the Removal of Endocrine and Dioxin-like Activities. *Environmental Science & Technology* 50, 10606-10615.
- Schubert, S, Peter, A, Schönenberger, R, Suter, MJF, Segner, H, Burkhardt-Holm, P (2014): Transient exposure to environmental estrogen affects embryonic development of brown trout (*Salmo trutta fario*). *Aquatic Toxicology* 157, pp 141-149. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.10.007>

zu Abschnitt 2.1

- Abegglen, Christian; Siegrist, Hansruedi (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Hg. v. Bundesamt für Umwelt BAFU der Schweiz. Bern (Umwelt-Wissen Nr. 1214).
- Bolle, F.-W., (2011): Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen - Phase 1. Abschlussbericht ENVELO Phase 1. Unter Mitarbeit von H. Riße, S. Gredig-Hoffmann, L. Palmowski, K. Veltmann, D. Mousel, C. Mauer et al. Aachen.
- Dohmann et. al, (2005): Kosten der gezielten Elimination organischer Spurenstoffe aus Abwässern - in 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Aachen.
- Fink, A. (2010): Conducting research literature reviews: from the Internet to paper (3rd ed). Los Angeles: SAGE.
- Günther, E. (2008): Ökologieorientiertes Management: um-(weltorientiert) Denken in der BWL ; mit 104 Tabellen. Stuttgart: Lucius & Lucius.
- Hillenbrand (2015): UBA (2015): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer, Umweltbundesamt (Hrsg.), unter Mitarbeit von: T. Hillenbrand, F. Tettborn, E. Menger-Krug, F. Marscheider-Weidemann, S., S. Toshovski, S. Kittlaus, S. Metzger, I. Tjoeng, P. I Wermter, M. Kersting, C. Abegglen, UBA Texte 86/2104.
- Ivashechkin, P. (2006): Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser - in GWA Band 205, Aachen.
- Margot, J.; Kienle, C.; Magnet, A.; Weil, M.; Rossi, L.; De Alencastro, L. F. & Barry, D. A. (2013). Treatment of micropollutants in municipal wastewater: ozone or powdered activated carbon? *Science of The Total Environment*, 461, 480-498.

- Mauer, C. und Alt, K. (2012): Kläranlage Bad Oeynhausen Einsatz von Aktivkohle/ alternative Verfahrenstechniken, Auftraggeber: Stadtwerke Bad Oeynhausen; Erläuterungsbericht aufgestellt durch: Hydro-Ingenieure Planungsgesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH Beratende Ingenieure.
- Molinos-Senante, M.; Reif, R.; Garrido-Baserba, M.; Hernández-Sancho, F.; Omil, F.; Poch, M.; & Salagarrido, R. (2013): Economic valuation of environmental benefits of removing pharmaceutical and personal care products from WWTP effluents by ozonation. *Science of the Total Environment*, 461, 409-415.
- Schmitt, T. G.; Knerr, H.; Gretzschel, O.; Kolisch, G. und Taudien, Y. (2016): „Relevanz, Möglichkeiten und Kosten einer Elimination von Mikroschadstoffen auf kommunalen Kläranlagen in Rheinland-Pfalz, aufgezeigt am Beispiel der Nahe - Mikro_N“, Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten (MULEWF) des Landes Rheinland-Pfalz, Deutschland.
- Spiteller, M. et al. (2008): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen, Phase 3 (MUNLV NRW, 2006-2008).
- Tranfield, D.; Denyer, D.; & Smart, P. (2003): Towards a methodology for developing evidence-informed management knowledge by means of systematic review. *British Journal of Management*, 14(3), 207-222.
- Türk, J.; Nafu, I., Lyko, S.; Wermter, P.; Palm, N.; Reinders, M. et al. (2013): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)“, Duisburg.

zu Abschnitt 2.2

- Abegglen, C., Siegrist, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Alt, K., Kuhlmann, S., Sikorski, D., Austermann-Haun, U., Meier, J., Nahrstedt, A. (2017): Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Detmold mittels der Kombination von Ozon mit nachgeschalteter Aktivkohlefiltration. Detmold: Stadt Detmold.
- Anders, G. (2019): Pulveraktivkohle – Über 3 Jahre Betriebserfahrung. Schriftenreihe IWAR 255, 90. Darmstädter Seminar am 31.01.2019, Trends und Herausforderungen der weitergehenden Abwasserbehandlung (S. 46 - 53). Darmstadt: Verein zur Förderung des Instituts IWAR der TU Darmstadt e.V.
- ATV-DVWK (2003): ATV-DVWK-A 198 Vereinheitlichung und Herleitung von Bemessungswerten für Abwasseranlagen. Hennef: ATV-DVWK Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- Barjenbruch, M., Firk, W. (2014): Möglichkeiten der Elimination von Spurenstoffen auf kommunalen Kläranlagen. *KA Korrespondenz Abwasser*, 61(Nr.: 10), S. 861 - 875.
- Bitterwolf, S., Böhler, M., Bourgin, M., Fleiner, J., Mc Ardell, C., Joss, A., Siegrist, H. (2017): Elimination von Spurenstoffen durch granuliert Aktivkohle (GAK) Filtration: Grosstechnische Untersuchungen auf der ARA Bülach-Furt (Zwischenbericht Kurzfassung). Dübendorf: eawag.

- Böhler, M., Wittmer, A., Heisele, A., Wohlhauser, A., Salhi, L., von Gunten, U., Siegrist, H., McArdell, C., Longrée, P., und Beck, B. (2012): Ergänzende Untersuchungen zur Elimination von Mikroverunreinigungen auf der Ara Neugut. Dübendorf: eawag.
- Böhler, M., Zwickenpflug, B., Hollender, J., Ternes, T., Joss, A., Siegrist, H. (2012): Removal of micropollutants in municipal wastewater treatment plants by powder-activated carbon. *Water Science & Technology*, 66.10, S. 2115-2121.
- Bundeamt für Umwelt (BAFU – 2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Bern: Bundesamt für Umwelt BAFU.
- DWA (2016): Arbeitsblatt DWA-A 203 (Gelbdruck) Abwasserfiltration durch Raumfilter nach biologischer Reinigung (Gelbdruck). Hennef: DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
- Evers, M., Lange, R.-L., Jagemann, P., Teichgräber, B., Heinz, E., Lübken, M., Wichern, M. (2017): Vergleichende Untersuchungen zur Direktdosierung und nachgeschalteten Dosierung von Pulveraktivkohle. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 64(Nr. 12).
- Hiller, C. (2016): Pulveraktivkohlestufe zur Entfernung von Mikroverunreinigungen Praxisbeispiel „Klärwerk Steinhäule“ in Ulm/Neu-Ulm. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 63 (Nr. 2).
- Jekel, M., Dott, W. (2013): RiskWa Leitfaden – Polare organische Spurenstoffe als Indikatoren im anthropogen beeinflussten Wasserkreislauf. Frankfurt am Main: Dechema e.V.
- Jekel, M., Ruhl, A. (2016): Integration der Spurenstoffentfernung in Technologieansätze der 4. Reinigungsstufe bei Klärwerken. Berlin: Universitätsverlag der TU Berlin.
- Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2015): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination. Köln: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW.
- Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2016): Anleitung zur Planung und Dimensionierung von Anlagen zur Mikroschadstoffelimination 2. überarbeitete und erweiterte Auflage. Köln: ARGE Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW.
- Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg (19. August 2019): Projektmappe Baden-Württemberg. Von www.koms-bw.de abgerufen
- Magdeburg A, S. D. (2012): Whole effluent toxicity assessment at a wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation using aquatic key species. *Chemosphere*, Vol 88, Issue 8, 1008-1014.
- Maus, C., Herbst, H., Ante, S., Becker, H.-P., Glathe, W., Börgers, A., Türk, J. (2014): Hinweise zu Auslegung und Design von Ozonanlagen zur Mikroschadstoffelimination. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 61(Nr. 11).
- Neale, P. A., Escher, B. I., Leusch, F. D. (2015): Understanding the implications of dissolved organic carbon when assessing antagonism in vitro: An example with an estrogen receptor assay. *Chemosphere* 135, 341–346.
- Richter, G. (2019): Untersuchung der Stabilität von Pharmaka in Abwasser bei Transport und Lagerung durch in vitro Tests mit *Saccharomyces cerevisiae* unter unterschiedlichen Bedingungen. Bachelorarbeit, Universität Mainz und Technische Universität Dresden.
- Rödel, S., Günthert, W., Christ, O., Miller, E., Schatz, R., Zech, T., Bleisteiner, S., Eßlinger, M., Sengl, M., Rehbein, V., und Steinle, E. (2019): Erfahrungen und Ergebnisse aus dem Betrieb der vierten Reinigungsstufe in Weißenburg Teil 1: Untersuchungsprogramm und Ergebnisse. *KA Korrespondenz Abwasser*, 66(Nr. 3), pp. 200 - 209.

Völker, J., Castronovo, S., Wick, A., Ternes, T. A., Joss, A., Oehlmann, J., Wagner, M. (2016): Advancing Biological Wastewater Treatment: Extended Anaerobic Conditions Enhance the Removal of Endocrine and Dioxin-like Activities. *Environmental Science & Technology* 50, 10606-10615.

zu Abschnitt 2.3

Bäumlisberger M., Jonas D. (2015): Antibiotikaresistenzen im Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens. Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens – Charakterisierung, Technologien, Kommunikation und Konzepte. Abschlussbericht zum BMBF-Vorhaben Sauber+. RWTH Aachen, Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 238, 67-82.

Bischofsberger W., Dichtl N., Rosenwinkel K.H., Seyfried C.F., Böhnke B. (2005): Anaerobtechnik. 2., vollständig überarbeitete Auflage. Springer-Verlag Berlin Heidelberg.

Céspedes R., Petrovic M., Raldúa D., Saura Ú., Piña B., Lacorte S., Barceló D. (2004): Integrated procedure for determination of endocrine-disrupting activity in surface waters and sediments by use of the biological technique recombinant yeast assay and chemical analysis by LC-ESI-MS. *Analytical and Bioanalytical Chemistry* 378(3), 697-708.

DWA-M 732 (2010): Merkblatt-M 732: Abwasser aus Brauereien. DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V., Hennef, September 2010.

Glas K. und Schmaus B. (1998): Abwassersituation in der Brauwirtschaft – Teil 1: Anfallende Abwassermengen und deren Zusammensetzung. *Brauindustrie* (12) 856-861.

Herrmann M., Olsson O., Fiehn R., Herrel M., Gebhardt W., Kümmerer K. (2015a): Bilanzierung von Arzneimittelverbräuchen in ausgewählten Einrichtungen des Gesundheitswesens und Vergleich berechneter mit analytisch bestimmten Abwasserkonzentrationen. Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens – Charakterisierung, Technologien, Kommunikation und Konzepte. Abschlussbericht zum BMBF-Vorhaben Sauber+. RWTH Aachen, Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 238, 29-50.

Herrmann M., Olsson O., Kümmerer K. (2015b): Bedeutung ausgewählter Einrichtungen des Gesundheitswesens am Eintrag von Arzneistoffen in das kommunale Abwasser. Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens – Charakterisierung, Technologien, Kommunikation und Konzepte. Abschlussbericht zum BMBF-Vorhaben Sauber+. RWTH Aachen, Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 238, 51-65.

Kerber H., Brandmayr C., Schramm E., Winker M. (2015): Handlungsempfehlungen zur Minderung von Einträgen und ihre sozial-ökologische Wirkungsabschätzung. Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens – Charakterisierung, Technologien, Kommunikation und Konzepte. Abschlussbericht zum BMBF-Vorhaben Sauber+. RWTH Aachen, Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 238, 333-343.

Kümmerer K., Olsson O., Herrmann M. (2013). Sauber+ – Innovative Konzepte und Technologien für die separate Behandlung von Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens. Bericht zum Teilergebnis AP.1.1: Stoffliche und einrichtungsspezifische Belastungen.

Mousel D., Bastian D., Firk, J., Olsson O., Herrmann M., Menz J., Bäumlisberger M., Lyko S., Nafu I., Scheele S., Steube T., Johné S., Meyer A. (2015a): Beurteilung der Technologien zur Behandlung von Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens. Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens – Charakterisierung, Technologien, Kommunikation und Konzepte. Abschlussbericht zum BMBF-Vorhaben Sauber+. RWTH Aachen, Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 238, 223-241.

- Mousel D., Bastian D., Firk J., Lyko S., Nafu I., Schramm E. (2015b): Technologiekonzepte für Einrichtungen des Gesundheitswesens (Kosten und Organisationsmodelle für Finanzierung und Betrieb). Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens – Charakterisierung, Technologien, Kommunikation und Konzepte. Abschlussbericht zum BMBF-Vorhaben Sauber+. RWTH Aachen, Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 238, 243-264.
- Palmowski L., Herrel M., Firk., Everding W., Mousel D. (2015): Einrichtungen des Gesundheitswesens in Deutschland – Überblick und Auswahl einer Beispielregion. Abwasser aus Einrichtungen des Gesundheitswesens – Charakterisierung, Technologien, Kommunikation und Konzepte. Abschlussbericht zum BMBF-Vorhaben Sauber+. RWTH Aachen, Gewässerschutz Wasser Abwasser, Band 238, 15-28.

zu Abschnitt 2.4

- Abegglen, C., Siegrist, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. Verfahren zur weitergehenden Elimination auf Kläranlagen. Hg. v. Bundesamt für Umwelt BAFU der Schweiz. Bern (Umwelt-Wissen Nr. 1214).
- Bolle, F.-W., (2011): Energiebedarf von Verfahren zur Elimination von organischen Spurenstoffen - Phase 1. Abschlussbericht ENVELO Phase 1. Unter Mitarbeit von H. Riße, S. Gredig-Hoffmann, L. Palmowski, K. Veltmann, D. Mousel, C. Mauer et al. Aachen.
- Dohmann M., Herbst H., Schilling S. (2005). Kosten der gezielten Elimination organischer Spurenstoffe aus Abwässern. *Gewässerschutz – Wasser – Abwasser*, 34/1 – 34/10, 38. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, Aachen.
- Fink, A. (2010): Conducting research literature reviews: from the Internet to paper (3rd ed). Los Angeles: SAGE.
- Günther, E. (2008): Ökologieorientiertes Management: um-(weltorientiert) Denken in der BWL; mit 104 Tabellen. Stuttgart: Lucius & Lucius.
- Hillenbrand T., Tettenborn F., Menger-Krug E., Marscheider-Weidemann F., Fuchs S., Toshovski S., Kittlaus S., Metzger S., Tjoeng I., Wermter P., Kersting M., Abegglen C. (2015): Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer. Umweltbundesamt (Hrsg.), UBA Texte 86/2104.
- Ivashechkin, P. (2006): Elimination organischer Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser - in GWABand 205, Aachen.
- Margot, J., Kienle, C., Magnet, A., Weil, M., Rossi, L., De Alencastro, L. F., Barry, D. A. (2013): Treatment of micropollutants in municipal wastewater: ozone or powdered activated carbon? *Science of the Total Environment*, 461, 480-498.
- Mauer, C., Alt, K. (2012): Kläranlage Bad Oeynhausen Einsatz von Aktivkohle/ alternative Verfahrenstechniken, Auftraggeber: Stadtwerke Bad Oeynhausen; Erläuterungsbericht aufgestellt durch: Hydro-Ingenieure Planungsgesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH Beratende Ingenieure.
- Molinos-Senante, M., Reif, R., Garrido-Baserba, M., Hernández-Sancho, F., Omil, F., Poch, M., Sala-Garrido, R. (2013): Economic valuation of environmental benefits of removing pharmaceutical and personal care products from WWTP effluents by ozonation. *Science of the Total Environment*, 461, 409-415.
- Schmitt, T. G., Knerr, H., Gretzschel, O., Kolisch, G., Taudien, Y. (2016): „Relevanz, Möglichkeiten und Kosten einer Elimination von Mikroschadstoffen auf kommunalen Kläranlagen in Rheinland-

Pfalz, aufgezeigt am Beispiel der Nahe - Mikro_N“, Studie im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten (MULEWF) des Landes Rheinland-Pfalz, Deutschland.

Spiteller, M. et al. (2008): Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen, Phase 3 (MUNLV NRW, 2006-2008).

Tranfield, D., Denyer, D., Smart, P. (2003): Towards a methodology for developing evidence-informed management knowledge by means of systematic review. *British Journal of Management*, 14(3), 207-222.

Türk, J., Nafo, I., Lyko, S., Wermter, P., Palm, N., Reinders, M. et al. (2013): Abschlussbericht zum Forschungsvorhaben „Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)“, Duisburg.

zu Abschnitt 2.5

Pineau, C., Heinzmann, B., Schwarz, R.-J., Wiemann, M., und Schulz, C. (2005). „Getrennte Erfassung von iodorganischen Röntgenkontrastmitteln in Krankenhäusern“. *Abschlussbericht der Phase 1: Machbarkeitsstudie des Kompetenzzentrum Wasser Berlin (KWB)*.

Schuster, P., Heinzmann, B., Schwarz, R.-J., Wiemann, M., und Schulz, C. (2006). „Getrennte Erfassung von jodorganischen Röntgenkontrastmitteln in Krankenhäusern“. *Abschlussbericht der Phase 2: Praktische Durchführung. Kompetenzzentrum Wasser Berlin (KWB)*.

zu Abschnitt 3.1

Abegglen, Christian, & Siegrist, H. (2012): Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. *GWA*, 90(7), 575–585. <https://doi.org/uw-1214-d>

AOK+, 2018. Verschreibungsdaten Sachsen der AOK

Bergmann, A., Fohrmann, R., & Weber, F. A. (2011). Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Umweltbundesamt.

Beydoun, A., Uthman, Basim M, & Sackellares, J. Chris. (1995). Gabapentin: Pharmacokinetics, Efficacy, and Safety. *Clinical Neuropharmacology*, 18(6), 469–481

BKG (2017). Bundesamt für Kartographie und Geodäsie - Verwaltungsgebiete und Verwaltungsgrenzen. [aufgerufen am: 10/11/2017] URL: <http://www.bkg.bund.de>

Blum, R. A., Comstock, T. J., Sica, D. A., Schultz, R. W., Keller, E., Reetze, P., ... Sedman, A. J. (1994). Pharmacokinetics of gabapentin in subjects with various degrees of renal function. *Clinical Pharmacology & Therapeutics*, 56(2), 154–159. <https://doi.org/10.1038/clpt.1994.118>

Bockbrader, H. N., Wesche, D., Miller, R., Chapel, S., Janiczek, N., & Burger, P. (2010). A comparison of the pharmacokinetics and pharmacodynamics of pregabalin and gabapentin. *Clinical Pharmacokinetics*, 49(10), 661–669. <https://doi.org/10.2165/11536200-000000000-00000>

Boyd, R. A., Türck, D., Abel, R. B., Sedman, A. J., & Bockbrader, H. N. (1999). Effects of age and gender on single-dose pharmacokinetics of gabapentin. *Epilepsia*, 40(4), 474–479. <https://doi.org/10.1111/j.1528-1157.1999.tb00743.x>

Clara, M., Strenn, B., Ausserleitner, M., & Kreuzinger, N. (2004). Comparison of the behaviour of selected micropollutants in a membrane bioreactor and a conventional wastewater treatment plant. *Water Science and Technology*, 50(5), 29–36.

- Clara, M., Strenn, B., & Kreuzinger, N. (2004). Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in the aquatic environment: Investigations on the behaviour of Carbamazepine in wastewater treatment and during groundwater infiltration. *Water Research*, 38(4), 947–954. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.058>
- Clara, M., Kreuzinger, N., Strenn, B., Gans, O., & Kroiss, H. (2005). The solids retention time – A suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants. *Water Research*, 39(1), 97–106. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.08.036>
- Crawford, P., Ghadiali, E., Lane, R., Blumhardt, L., & Chadwick, D. (1987). Gabapentin as an antiepileptic drug in man. *Journal of Neurology, Neurosurgery and Psychiatry*, 50(6), 682–686. <https://doi.org/10.1136/jnnp.50.6.682>
- Cundy, K. C., Sastry, S., Luo, W., Zou, J., Moors, T. L., & Canafax, D. M. (2008). Clinical pharmacokinetics of XP13512, a novel transported prodrug of gabapentin. *Journal of Clinical Pharmacology*, 48(12), 1378–1388. <https://doi.org/10.1177/0091270008322909>
- Eawag, Bafu, AWEL ZH, BMG Engineering, Hunziker Betatech AG (2009). Ozonung von gereinigtem Abwasser - Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf. Phi Delta Kappan, 90:470–476
DOI: 10.1177/0964663912467814
- Eawag (2018). Modellstudie Schweiz. [aufgerufen am: 06/03/2018] URL: <https://www.eawag.ch/de/abteilung/eng/projekte/abwasser/strategie-micropoll/modellstudieschweiz/>
- FDA. (2011). Neurontin Neurontin Neurontin, 1–36.
- FDA. (2017). NEURONTIN® (gabapentin), (October). Retrieved from https://www.accessdata.fda.gov/drugsatfda_docs/label/2017/020235s064_020882s047_021129s046lbl.pdf
- Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrendt, H., Venohr, M., Opitz, D., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F., Götz, T., & Umweltbundesamt (2010). Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS. Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe.
- Gälli, R., Ort, C., & Schärer, M. (2009). Mikroverunreinigungen in der Gewässern-Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung. *UmweltWissen, Gewässerschutz*, 17, 105.
- Goa, K. L., & Sorkin, E. M. (1993). Gabapentin - A review of its pharmacological properties and clinical efficacy in epilepsy. *Drugs*, 46(3), 409–427. Retrieved from <http://www.embase.com/search/results?subaction=viewrecord&from=export&id=L23232410%5Cnhttp://cy7sh3vq3t.search.serialssolutions.com?sid=EMBASE&sid=EMBASE&issn=00126667&id=doi:&atitle=Lamotrigine+-+A+review+of+its+pharmacological+properties+and+clinical+ef>
- Götz, W. C., Abegglen, C., McArde, C. S., Koller, M., Siegrist, H., Hollender, J., & Schärer, M. (2010). Mikroverunreinigungen-Beurteilung weitergehender Abwasserreinigungsverfahren anhand Indikatortsubstanzen. *GWA*, (4), 1–9
- Gurke, R. (2015). Untersuchung von Arzneimittelrückständen im Abwasser der Stadt Dresden.
- Heberer, T., Reddersen, K., & Mechlinski, A. (2002). From municipal sewage to drinking water: Fate and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment in urban areas. *Water Science and Technology*, 46(3), 81–88.
- Heberer, Thomas. (2002). Occurrence, fate, and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicology Letters*, (131), 5–17. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0388.1936.tb00094.x>

- Henning, N., Kunkel, U., Wick, A., & Ternes, T. A. (2018). Biotransformation of gabapentin in surface water matrices under different redox conditions and the occurrence of one major TP in the aquatic environment. *Water Research*, 137, 290–300.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.027>
- Herrmann, M., Menz, J., Olsson, O., & Kümmerer, K. (2015). Identification of phototransformation products of the antiepileptic drug gabapentin: Biodegradability and initial assessment of toxicity. *Water Research*, 85, 11–21. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.08.004>
- Herrmann, M. (2016). Neurologika in der aquatischen Umwelt: Identifizierung relevanter Arzneistoffe, ihr Verbleib und ihr Verhalten am Beispiel von Gabapentin und Quetiapin.
- Hillenbrand, T., Tettenborn, F., Menger-Krug, E., Marscheider-Weidemann, F., Fuchs, S., Toshovski, S., & Abegglen, C. (2014). Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer. Umweltbundesamt Texte 85.
- Hoef J.M., Peterson E.E., Clifford D., Shah R., 2014. SSN: An R Package for Spatial Statistical Modeling on Stream Networks. *J Stat Softw*, 56(3) DOI: 10.18637Literaturverzeichnis 69/jss.v056.i03
- Hollender, J., Zimmermann, S. G., Koepke, S., Krauss, M., McArdell, C. S., Ort, C., Singer H., von Gunten U., Siegrist, H. (2009). Supplementary Information Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full scale post-ozonation followed by sand filtration. *Environmental Science & Technology*, 43(20), 7862–7869.
<https://doi.org/10.1021/es9014629>
- Johannessen, S. (1990). Pharmacokinetics of Antiepileptic Drugs and their Clinical Significance.
- Joss, A., Zabczynski, S., Göbel, A., Hoffmann, B., Löffler, D., McArdell, C. S., Ternes T. A., Thomsen A., Siegrist, H. (2006). Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme. *Water Research*, 40(8), 1686–1696.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2006.02.014>
- Kasprzyk-Hordern, B., Dinsdale, R. M., & Guwy, A. J. (2008). The occurrence of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs in surface water in South Wales, UK. *Water Research*, 42(13), 3498–3518. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.04.026>
- Kasprzyk-Hordern, B., Dinsdale, R. M., & Guwy, A. J. (2009). The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. *Water Research*, 43(2), 363–380.
<https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.10.047>
- Ketter, T. A., Frye, M. A., Corá-Locatelli, G., Kimbrell, T. A., & Post, R. M. (1999). Metabolism and excretion of mood stabilizers and new anticonvulsants. *Cellular and Molecular Neurobiology*, 19(4), 511–532. <https://doi.org/10.1023/A:1006990925122>
- Kovalova, L., Siegrist, H., Singer, H., Wittmer, A., & McArdell, C. S. (2012). Hospital wastewater treatment by membrane bioreactor: Performance and efficiency for organic micropollutant elimination. *Environmental Science and Technology*, 46(3), 1536–1545.
<https://doi.org/10.1021/es203495d>
- Kuch, B., & Schneider, C. (2003). Pharmaka und Hormone in der aquatischen Umwelt, (11246), 212. Retrieved from http://www.fachdokumente.lubw.badenwuerttemberg.de/servlet/is/40154/wb_u3300_01.pdf?command=downloadContent&file-name=wb_u3300_01.pdf

- Kümmerer, K., Schuster, A., & Längin, A. (2009). Projektbericht - Identifizierung und Bewertung ausgewählter Arzneimittel und ihrer Metaboliten (Ab- und Umbauprodukte) im Wasserkreislauf Freiburg.
- Kreuzinger, N., Clara, M., Strenn, B., & Vogel, B. (2004). Investigation on the behaviour of selected pharmaceuticals in the groundwater after infiltration of treated wastewater. *Water Science and Technology*, 50(2).
- Lajeunesse, A., Smyth, S. A., Barclay, K., Sauvé, S., & Gagnon, C. (2012). Distribution of antidepressant residues in wastewater and biosolids following different treatment processes by municipal wastewater treatment plants in Canada. *Water Research*, 46(17), 5600–5612. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.042>
- LANUV (2007). Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt, Literaturstudie: Fachbericht 2
- LAWA-AO (2016). Mikroschadstoffe in Gewässern. 151. LAWA- VV Am 17./18. März 2016 in Stuttgart. <https://doi.org/10.3242/kae2017.03.004>
- LfULG (2011). Arzneistoffbericht 2011 – Arzneimittelwirkstoffe, Antibiotika und Röntgenkontrastmittel in Abwasserleitungen und Fließgewässern in Sachsen.
- LfULG (2016a). Darstellung auf der Grundlage von Daten des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie.
- LfULG (2016b). Daten des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
- LfULG (2018). Daten des Sächsischen Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
URL: <https://sidas11.extranet.sachsen.de/#/public/shares-downloads/dNON19X7wb0xOjJSklo-zzgnCQYr8hQH7>
- LfULG (2018b). Datenportal iDA. URL:
<https://www.umwelt.sachsen.de/umwelt/infosysteme/ida/pages/map/default/index.xhtmll>
- Liu, C.-J., Hung, Y.-J., & Lin, M.-F. (2015). Precautions for the Use of Antiepileptic Drugs in Adults. *THE JOURNAL OF TAIWAN PHARMACY*, 31(1), 130–134.
- LUBW. (2014). Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg. August 2014. Retrieved from <http://www.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/243039/>
- Margot, J., Magnet, A., Thonney, D., Chèvre, N., Felipe de Alencastro, & Rossi, L. (2011). Traitement des micropolluants dans les eaux usées-Rapport final sur les essais pilotes à la STEP de Vidy (Lausanne). Ville de Lausanne.
- Margot, J., Kienle, C., Magnet, A., Weil, M., Rossi, L., de Alencastro, L. F., ... Barry, D. A. (2013). Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon? *Science of the Total Environment*, 461–462, 480–498. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.034>
- Merkel, I. W. (2008) Senkung des Anteils organischer Spurenstoffe in der Ruhr durch zusätzliche Behandlungsstufen auf kommunalen Kläranlagen-Gütebetrachtungen.
- Moffat, A. C. (2011). Clarke's Analysis of Drugs and Poisons. *Clarke's Analysis and Poisons*, 323–333. https://doi.org/10.1300/J123v27n02_07
- Nieber, K. (2004). Carbamazepine. *Deutsche Medizinische Wochenschrift*, 627–629. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511841378.073>
- Nöthe, T., Nowotny, N., & Launer, M. (2003). Abschlussbericht and das MUNLV NRW zum Forschungsvorhaben Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen Phase 3, (September), 255.

- Ort C. (2009a). R-Skripte des Stoffflussmodells "Strategie MicroPoll."
- Ort C. (2009b). Stoffflussmodell "Strategie MicroPoll" Dokumentation.
- Ort C., Hollender J., Siegrist H. (2010). Model-based evaluation of reduction strategies for micropollutants from wastewater treatment plants in complex river networks. , 61(0):0–14.
- Ort C., Siegrist H. (2018a). Modellstudie Schweiz. Eawag [aufgerufen am: 06/03/2018] URL: <https://www.eawag.ch/de/abteilung/eng/projekte/abwasser/strategie-micro-poll/modellstudie-schweiz/>
- Ort C., Siegrist H. (2018b). Strategie Micropoll. Eawag [aufgerufen am: 06/03/2018] URL: <https://www.eawag.ch/de/abteilung/eng/projekte/abwasser/strategie-micropoll/>.
- Peterson, E. E., & Hoef, J. M. V. (2010). A mixed-model moving-average approach to geostatistical modeling in stream networks. *Ecology*, 91(3), 644-651.
- Peterson E.E., Ver Hoef J.M. (2014). STARS: An ArcGIS Toolset Used to Calculate the Spatial Information Needed to Fit Spatial Statistical Models to Stream Network Data. *J Stat Softw*, 56(2):1–17 DOI: 10.18637/jss.v056.i02
- Peterson, E. E. (2019). STARS: SPATIAL TOOLS FOR THE ANALYSIS OF RIVER SYSTEMS – A TUTORIAL
- Pfizer Canada Inc. (2018). NEURONTIN® (gabapentin) Product Monograph. Pfizer Canada Inc. Retrieved from <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:Product+monograph#2>
- Reincke, H. (2003). Arzneistoffe in Elbe und Saale.
- Rose, M. A., & Kam, P. C. A. (2002). Gabapentin: pharmacology and its use in pain management. *Anaesthesia*, 57(5), 451–462. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/11966555>
- Sacher, F., Thomas, A., Lehmann, M., Scherer, I., Stier, K., Maier, U. (2014): Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg. Ergebnisse der Beprobung von Fließgewässern und Kläranlagen 2012/2013, Hrsg. v. Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg und LUBW Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe, 2014
- Schachter, S. C. (2011). Pharmacology of antiepileptic drugs. Retrieved from <https://somepomed.org/articulos/contents/mobipreview.htm?40/29/41425/contributors>
- Schär, P. (2007). Projektdokumentation Modellstudie Schweiz (GIS-Teil).
- Scharf, S., Gans, O., & Sattelberger, R. (2002). Arzneimittelwirkstoffe im Zu- und Ablauf von Kläranlagen. Umweltbundesamt Österreich.
- Statistisches Bundesamt (2016). Ökologischer Zustand der Fließgewässer. [aufgerufen am: 03/30/2017] URL: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/gewaesserbelastung/fliess-gewaesser/okkologischer-zustand-der-fliesssgewaesser#textpart-1>
- Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (SLdFS) (2016). Bevölkerungsentwicklung im Freistaat Sachsen nach Gemeinden 2. Halbjahr 2015. Statistischer Bericht. [aufgerufen am: 11.09.2016] URL: <https://www.statistik.sachsen.de/html/426.htm>
- Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen (2018). sachsen.de. [aufgerufen am: 02/08/2018] URL: <https://www.statistik.sachsen.de/html/426.htm>
- STMUG (Bayerisches Staatsministerium für Umwelt und Gesundheit) (2009). Bewirtschaftungsplan für den bayerischen Anteil der Flussgebietseinheit Rhein. München.

- Strenn, B., Clara, M., Gans, O., & Kreuzinger, N. (2004). Carbamazepine, diclofenac, ibuprofen and bezafibrate - investigations on the behaviour of selected pharmaceuticals during wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 50(5), 269–276.
<https://doi.org/10.2166/wst.2004.0337>
- Taiwan Clinical Pharmacy Association, Taiwan Orphan Drug Formulary (2019).
- Tegretol® retard. (2018). Zusammenfassung der Merkmale des Arzneimittels Tegretol® retard
- Ternes, T. A. (1998). Occurrence of drugs in German sewage treatment plants and rivers.
- Ternes, T. a, Janex-Habibi, M.-L., Knacker, T., Kreuzinger, N., & Siegrist, H. (2004). Assessment of Technologies for the Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Sewage and Drinking Water Facilities to Improve the Indirect Potable Water Reuse (POSEIDON), 61.
- Umweltbundesamt (2011). Identifizierung und Bewertung ausgewählter Arzneimittel und ihrer Metaboliten (Ab und Umbauprodukte) im Wasserkreislauf. Havnicae Typis N Mollerii.
- Umweltbundesamt (2012). Bestimmung von stoffbezogenen Umweltqualitätskriterien.
- Umweltbundesamt (2014). Arzneimittel in der Umwelt – Vermeiden, reduzieren, überwachen. Umweltbundesamt (April), 1-24.
- Umweltbundesamt, 2018. Empfehlungen zur Reduzierung von Mikroverunreinigungen in den Gewässern
- Universitätsklinikum Essen Zentrallabor (2009). Carbamazepin.
- Wenzel, A. et al. (2015): Revision der Umweltqualitätsnormen der Bundes-Oberflächengewässerverordnung nach Ende der Übergangsfrist für Richtlinie 2006/11/EG und Fortschreibung der europäischen Umweltqualitätsziele für prioritäre Stoffe. Im Auftrag des Umweltbundesamtes. Texte 47/2015. Dessau Roßlau.
- Vollmer, K., von Hodenberg, A., & Kölle, E. (1986). Pharmacokinetics and metabolism of gabapentin in rat, dog and man. *Arzneimittelforschung*, 36(5), 830–839.
- Wang, C.-M., & Wang, Y.-H. (2006). Gabapentin for Treatment of Neuropathic Pain in Patients with Spinal Cord Injury. *台灣復健醫誌*, 34(4), 197–208.
- Zand, L., McKian, K. P., & Qian, Q. (2010). Gabapentin Toxicity in Patients with Chronic Kidney Disease: A Preventable Cause of Morbidity. *American Journal of Medicine*, 123(4), 367–373.
<https://doi.org/10.1016/j.amjmed.2009.09.030>
- Zhang, Y., Geißen, S. U., & Gal, C. (2008). Carbamazepine and diclofenac: Removal in wastewater treatment plants and occurrence in water bodies. *Chemosphere*, 73(8), 1151–1161.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.07.086>
- Zhang, Y., & Geißen, S. U. (2010). Prediction of carbamazepine in sewage treatment plant effluents and its implications for control strategies of pharmaceutical aquatic contamination. *Chemosphere*, 80(11), 1345–1352. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.06.030>
- Zühlke, S. (2004). Verhalten von Phenazonderivaten, Carbamazepin und estrogenen Steroiden während verschiedener Verfahren der Wasseraufbereitung. Grundwasser.
<https://doi.org/http://doi.acm.org/10.1145 /1007730.1007733>

zu Abschnitt 3.2

- Abegglen, C, Escher, B., Hollender, J., Koepke, S., Ort, C., Peter, A., Siegrist, H., von Gunten, U., Zimmermann S. G., Koch, M., Niederhauser, P., Schärer, M., Braun, C., Gälli, R., Junghans, M., Brocker, S., Rensch D. (2009). Ozonung von gereinigtem Abwasser. Ozonung von Gereinigtem Abwasser. *Schlussbericht* Pilotversuch Regensdorf.
- Abegglen, C., & Siegrist, H. (2012). Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser. *GWA*, 90(7), 575–585. <https://doi.org/uw-1214-d>
- AbwV (2017). Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer - Anlage 1 Häusliches und kommunales Abwasser. URL: www.gesetze-iminternet.de/abwv/
- Barjenbruch, M. (2015). Abwassertechnik. In: Lecher K, Lühr H-P, Zanke UCE (eds) Taschenbuch der Wasserwirtschaft. Springer Fachmedien Wiesbaden, Wiesbaden
DOI: 10.1007/978-3-8348-8216-5
- Bertling, R. (2018). Vierte Reinigungsstufe: Stand und Ausblick. [aufgerufen am : 07/26/2018] URL: <https://www.initiative-mikroplastik.de/index.php/themen/4-reinigungsstufe>
- Eawag, Bafu, AWEL ZH, BMG Engineering, Hunziker Betatech AG (2009). Ozonung von gereinigtem Abwasser - Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf. *Phi Delta Kappan*, 90:470–476
DOI: 10.1177/0964663912467814
- Götz, W. C., Abegglen, C., McArdell, C. S., Koller, M., Siegrist, H., Hollender, J., & Schärer, M. (2010). Mikroverunreinigungen-Beurteilung weitergehender Abwasserreinigungsverfahren anhand Indikatormoleküle. *GWA*, (4), 1–9
- Grünebaum, T. (2011). Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren. *Schlussbericht Phase 1: Elimination von Arzneimittelrückständen in kommunalen Kläranlagen*.
- Hollender, J., Zimmermann, S. G., Koepke, S., Krauss, M., McArdell, C. S., Ort, C., Singer, H., von Gunten, U., Siegrist, H. (2009). Supplementary Information Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full scale post-ozonation followed by sand filtration. *Environmental Science & Technology*, 43(20), 7862–7869. <https://doi.org/10.1021/es9014629>
- Jaekel L., Knoth H., Kümmerer K., Eckardt A., Albrecht M., Krebs P., Sundheim A.-K. (2018). Medizin trifft Kläranlage. *Tagung*.
- van Baar P., Baur N., Böckelmann U., Dünnbier U., Eckhardt A., Gnirß R., Grummt T., Hummelt D., Lucke T., Meinel F., Miehe U., Mutz D., Pflugmacher Lima S., Reemstma T., Remy C., Ruhl A. S., Schlittenhauer L., Schulz W., Seiwert B., Sperlich A., Stapf M., Wenzel M., Zietzschmann F., Jekel M. (2016). Anthropogene Spurenstoffe und Krankheitserreger im urbanen Wasserkreislauf. Hrsg. Jekel M. und Ruhl A. S., *Schlussbericht* ASKURIS, Open Access. <https://DOI.org/10.14279/depositonce-4979>
- Kovalova, L., Siegrist, H., Von Gunten, U., Eugster, J., Hagenbuch, M., Wittmer, A., Moser, R., McArdell, C. S. (2013). Elimination of micropollutants during post-treatment of hospital wastewater with powdered activated carbon, ozone, and UV. *Environmental Science and Technology*, 47(14), 7899–7908. <https://doi.org/10.1021/es400708w>
- Lajeunesse, André, Blais, M., Barbeau, B., Sauvé, S., & Gagnon, C. (2013). Ozone oxidation of antidepressants in wastewater – Treatment evaluation and characterization of new byproducts LC-QToFMS, 1–11. <https://doi.org/10.1186/1752-153X-7-15>

- Margot, J., Magnet, A., Thonney, D., Chèvre, N., Felipe de Alencastro, & Rossi, L. (2011). Traitement des micropolluants dans les eaux usées-Rapport final sur les essais pilotes à la STEP de Vidy (Lausanne). Ville de Lausanne.
- Margot, J., Kienle, C., Magnet, A., Weil, M., Rossi, L., de Alencastro, L. F., Abegglen, C., Thonney, D., Chièvre, N., Schärner, M., Barry, D. A. (2013). Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon? *Science of the Total Environment*, 461–462, 480–498. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.034>
- Nöthe, Tobias, Fahlenkamp, H., Sonntag, C. von, Golloch, A., Ries, T., & Hannich, C. B. (2005). Einsatz und Wirkungsweise oxidativer Verfahren zur Nachbehandlung von Abwasser aus kommunalen Kläranlagen, Teil 2a - Versuche zur Elimination relevanter Spurenschadstoffe.
- OpenStreetMap contributors, Statistische Ämter des Bundes und der Länder, 2017. PLZGebiete als Shapefile. [aufgerufen am: 10/11/2017] URL: <https://www.suchepostleitzahl.org/downloads>.
- Ort C. (2009a). R-Skripte des Stoffflussmodells "Strategie MicroPoll."
- Ort C., Hollender J., Siegrist H. (2010). Model-based evaluation of reduction strategies for micropollutants from wastewater treatment plants in complex river networks. , 61(0):0–14.
- Reungoat, J., Macova, M., Escher, B. I., Carswell, S., Mueller, J. F., & Keller, J. (2010). Removal of micropollutants and reduction of biological activity in a full scale reclamation plant using ozonation and activated carbon filtration. *Water Research*, 44(2), 625–637. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.09.048>
- Schwarzenbach, R. P.; Escher, B. I.; Fenner, K.; Hofstetter, T. B.; Johnson, C. A.; von Gunten, U.; Wehrli, B. (2006). The challenge of micropollutants in aquatic systems. *Science*, 313, 1072–1077.
- Ternes, T. A., Stüber, J., Herrmann, N., McDowell, D., Ried, A., Kampmann, M., & Teiser, B. (2003). Ozonation: A tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater? *Water Research*, 37(8), 1976–1982. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00570-5](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00570-5)
- Ternes, T. a, Janex-Habibi, M.-L., Knacker, T., Kreuzinger, N., & Siegrist, H. (2004). Assessment of Technologies for the Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Sewage and Drinking Water Facilities to Improve the Indirect Potable Water Reuse (EU-Projekt POSEIDON). Final Report, https://iwr.tuwien.ac.at/fileadmin/mediapool-wasserguete/Projekte/ARCEM/200605_Final-Report-POSEIDON.pdf
- Umweltbundesamt (2012). Bestimmung von stoffbezogenen Umweltqualitätskriterien.
- Umweltbundesamt (2015). Organische Mikroverunreinigungen in Gewässern Vierte Reinigungsstufe für weniger Einträge. :26.
- van Wezel, A. P., Ter Laak, T. L., Fischer, A., Bäuerlein, P. S., Munthe, J., & Posthuma, L. (2017). Mitigation options for chemicals of emerging concern in surface waters; operationalising solutions-focused risk assessment. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 3(3), 403-414.
- WHOCC. World Health Organization Collaborating Centre for Drug Statistics Methodology (2018). [aufgerufen am: 12/13/2018] URL: https://www.whooc.no/atc_ddd_index/

12 Anhang – Teil B

zu Abschnitt 1.2

12.1 Anlage 1: Liste der betrachteten Substanzen

Nr.	Stoffgruppe	potenziell problematische Stoffe	CAS-Nummer	JD_UQN [ng/l]	ZHK_UQN [ng/l]	Chemnitz	Weißer Elster	Elbe
1	Schwermetall	Cadmium	7440-43-9	150.00	900.00	O		
2	Schwermetall	Quecksilber	7439-97-6		70.00	XX	XX	
3	Schwermetall	Nickel	7440-02-0	4000.00	34000.00	OOXX	OOX	O
4	Insektizid (PSM)	p,p-DDT	50-29-3	10.00		OO	OO	OO
5	Fungizid (PSM)	Hexachlorbenzen	118-74-1	10.00	50.00			X
6	Akarizid (PSM)	Dicofol	115-32-2	1.30		OO		
7	Insektizid (PSM)	Dimethoat	60-51-5	70.00	977.00	OO		
8	Insektizid (PSM)	Imidacloprid	105827-78-9	9.00	100.00	OO		
9	Biozid/Fungizid	Irgarol	28159-98-0	2.50	16.00	OO	O	OOXX
10	Insektizid (PSM) - DDT	p,p-DDE	72-55-9	1.00		OO	OO	OO
11	Insektizid (PSM) - DDT	o,p-DDD (o,p TDE)	53-19-0	1.00		OO	OO	
12	Insektizid (PSM) - DDT	p,p-DDD (p,p TDE)	72-54-8	1.00		OO	OO	OO
13	Herbizid (PSM)	Metazachlorsäure	1231244-60-2	400.00		O	O	
14	Herbizid (PSM)	Metazachlorsulfonsäure	172960-62-2	400.00		OO	OO	O
15	Herbizid (PSM)	Metolachlorsulfonsäure	171118-09-5	200.00		O		
16	Herbizid (PSM)	Dimethachlorsäure	-	50.00	350.00	O	O	
17	Herbizid (PSM)	Dimethachlorsulfonsäure	30-74-8	50.00	350.00	OOX	OOXX	OO
18	Herbizid (PSM)	Terbutylazin, 2-Hydroxy	66753-07-9	1.00			OO	
19	Herbizid (PSM)	Nicosulfuron	111991-09-4	8.70	85.00	OO	OOX	OOXX
20	Perfluorierte Tenside	Perfluorooctansulfonat	1763-23-1	0.65	36000.00	OO	OO	OO
21	Perfluorierte Tenside	Perfluorooctanat	335-57-1	0.65	36000.00	OO	OO	OO
22	PAK	Fluoranthen	206-44-0	6.30	120.00	OOXX	OOX	OOX
23	PAK	Benzo(a)pyren	50-32-8	0.17	270.00	OO	OO	OO
24	PAK	Benzo(b)fluoranthen	205-99-2		17.00	XX	XX	XX
25	PAK	Benzo(ghi)perylene	191-24-2		8.20	XX	XX	XX
26	PAK	Indeno(1.2.3-cd)pyren	193-39-5	2.00		OO	OO	OO
27	PAK	Benzo(k)fluoranthen	207-08-9		17.00	XX	X	XX
28	PAK	Benzo(a)anthracen	56-55-3	2.00	18.00	OOXX	OOXX	OOXX
29	PAK	Pyren	129-00-0	2.30	23.00	OOXX	OOXX	OOXX
30	Arzneimittel	Ibuprofen	15687-27-1	300	23000			
31	Arzneimittel	Diclofenac	15307-86-5	50	100	OOXX	OOXX	
32	Arzneimittel	Paracetamol	103-90-2	1000				
33	Arzneimittel	Naproxen	22204-53-1	1700	370000			
34	Arzneimittel	Metoprolol	37350-58-6	64000	76000			
35	Arzneimittel	Sulfamethoxazol	723-46-6	600	2700			
36	Arzneimittel	Erythromycin	114-07-8	40	2300	OO		
37	Arzneimittel	Clarithromycin	81103-11-9	60	110	OOXX		
38	Arzneimittel	Ciprofloxacin	85721-33-1	89	363	OOXX	O	
39	Arzneimittel	Bezafibrat	41859-67-0	460	76000			
40	Arzneimittel	Gabapentin	60142-96-3	10000				
41	Arzneimittel	Carbamazepin	298-46-4	500	2550000	OO		O
42	Arzneimittel	Metformin	657-24-9	1000000	9100000			
43	Arzneimittel	lomeprol	78649-41-9	-	-			
44	Arzneimittel	Fluoxetin	54910-89-3	32				
45	Lebensmittelzusatzst. (E 950)	Acesulfam	55589-62-3					Tracersubstanz zur Modellierung
46	Arzneimittel	17β-Estradiol*	221093-45-4	0,4**	-			messtechnisch nicht zu erfassen
47	Arzneimittel	17α-Ethinylestradiol*	57-63-6	0,037**	-			messtechnisch nicht zu erfassen
Stoffe mit hoher Frachtrelevanz für die drei Kläranlagen (ohne Überschreitung der UQN)								
Ausnutzung der vorhandenen UQN in den Gewässern								
48	Herbizid (PSM)	Diuron	330-54-1	200	1800	3,5 % JD	< 1 %	
49	Herbizid (PSM)	Isoproturon	34123-59-6	300	1000	2,4 % JD	< 1 %	
50	Herbizid (PSM)	Terbutryn	886-50-0	65	340	22,3 % JD; 4,3 % ZHK	1,29 % JD	3 % JD; < 1 % ZHK
51	Korrosionsschutzmittel	Benzotriazol	95-14-7	30000	120000	< 1 %	< 1 %	< 1 %
52	Korrosionsschutzmittel	Tolytriazol	29385-43-1	75000	200000	< 1 %	< 1 %	< 1 %
53	chem. Grundstoff	Nonylphenol	25154-52-3	300	2000	32 % JD; 4,9 % ZHK	3,38 % JD	8 % JD; 1 % ZHK

Legende

O Überschreitung 50 % JD_UQN

OO Überschreitung 100 % JD_UQN

X Überschreitung 50 % ZHK_UQN

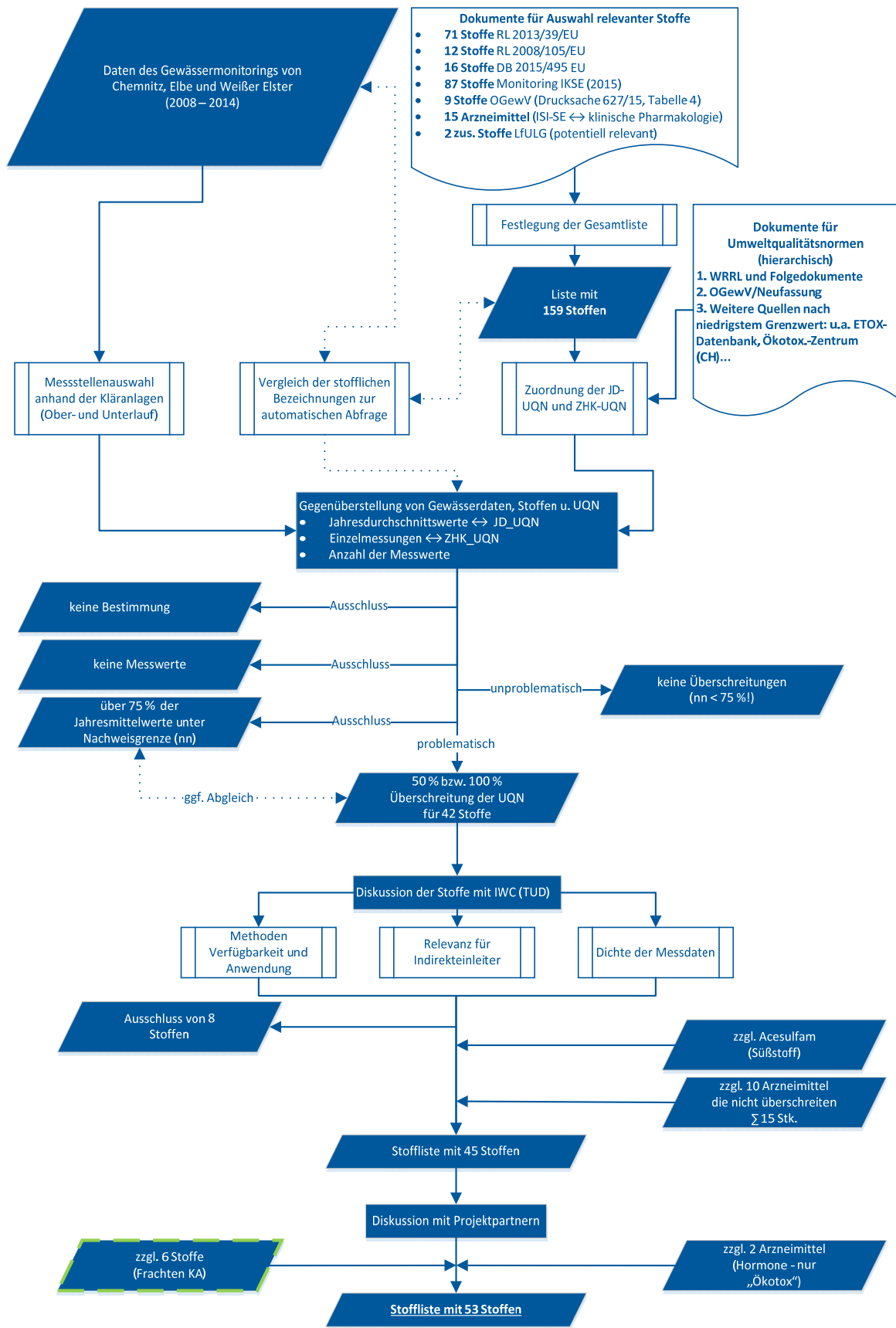
XX Überschreitung 100 % ZHK_UQN

schlechte Datengrundlage (Σ Anzahl, nn, etc.)

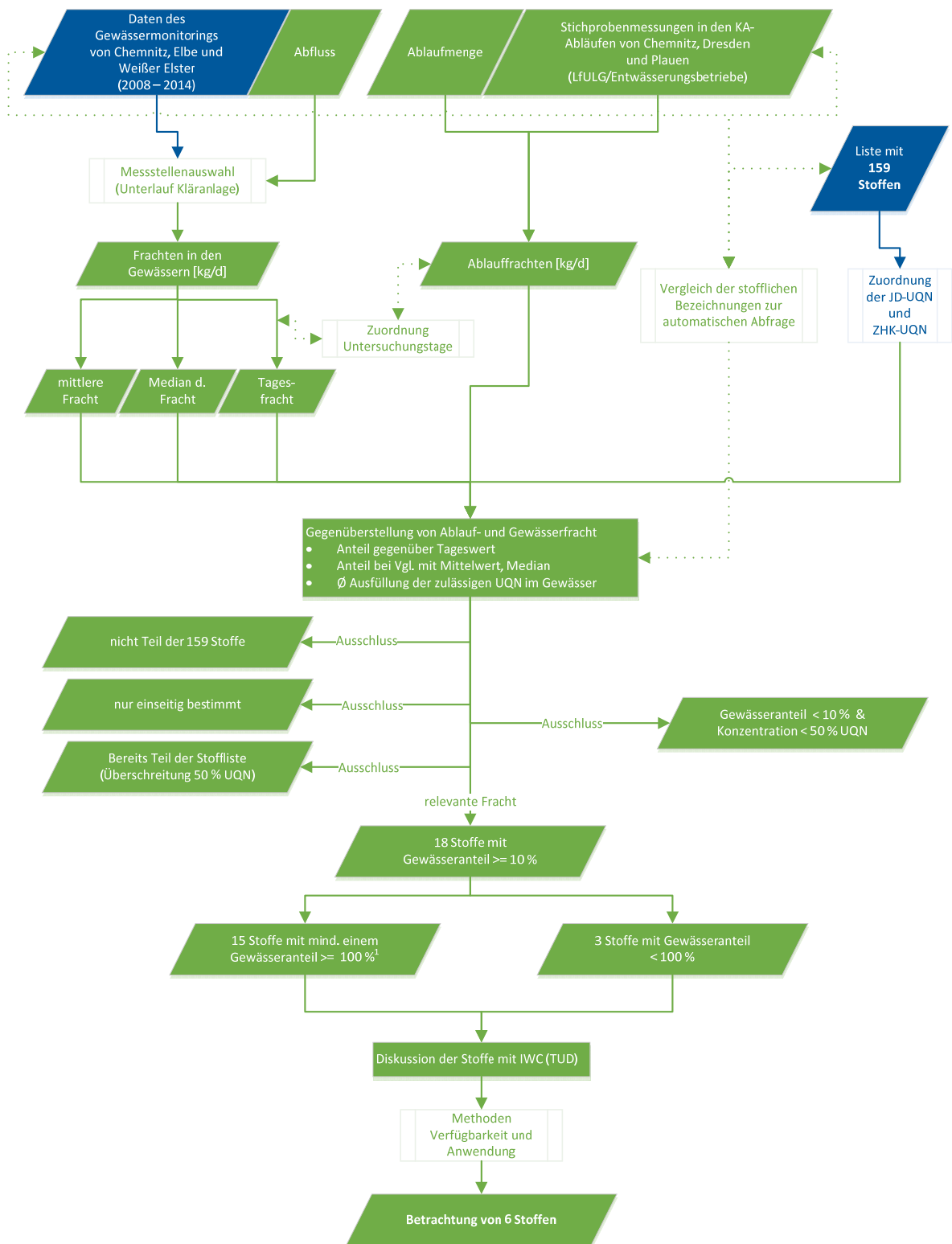
* ausschließlich Ökotox., keine Analytik und Modellierung

** Ökotoxenzentrum der Schweiz

12.2 Anlage 2: Auswahl der Stoffe hinsichtlich einer Überschreitung der UQN



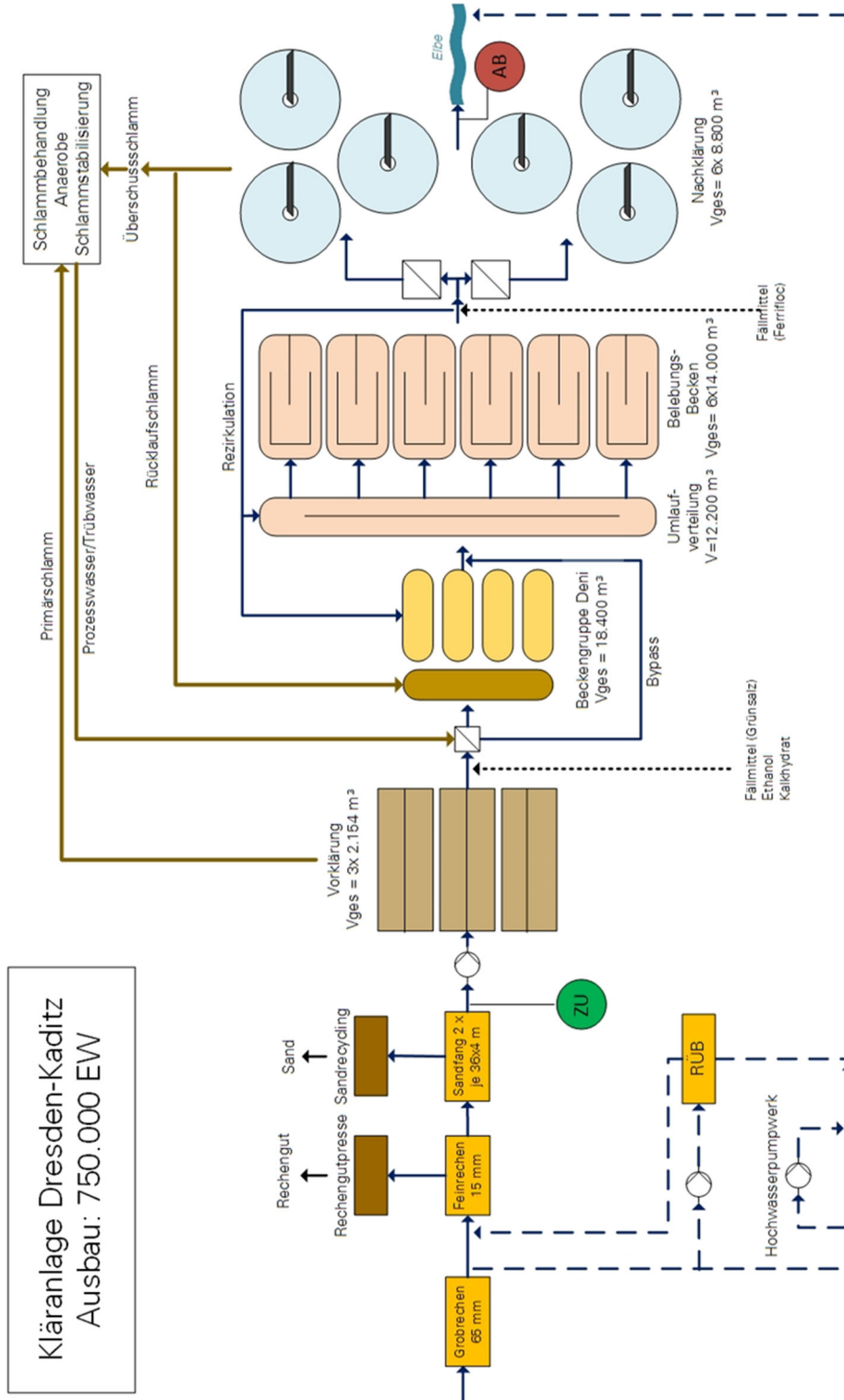
12.3 Anlage 3: Auswahl der Stoffe, deren Kläranlagenablauffracht für das Gewässer relevant ist



¹Frachtvergleich Kläranlage/Gewässer rechnerisch > 100% möglich

zu Abschnitt 1.3.2

12.4 Anlage 4: Verfahrensskizzen¹ und Kenndatenblätter der Kläranlage Dresden-Kaditz



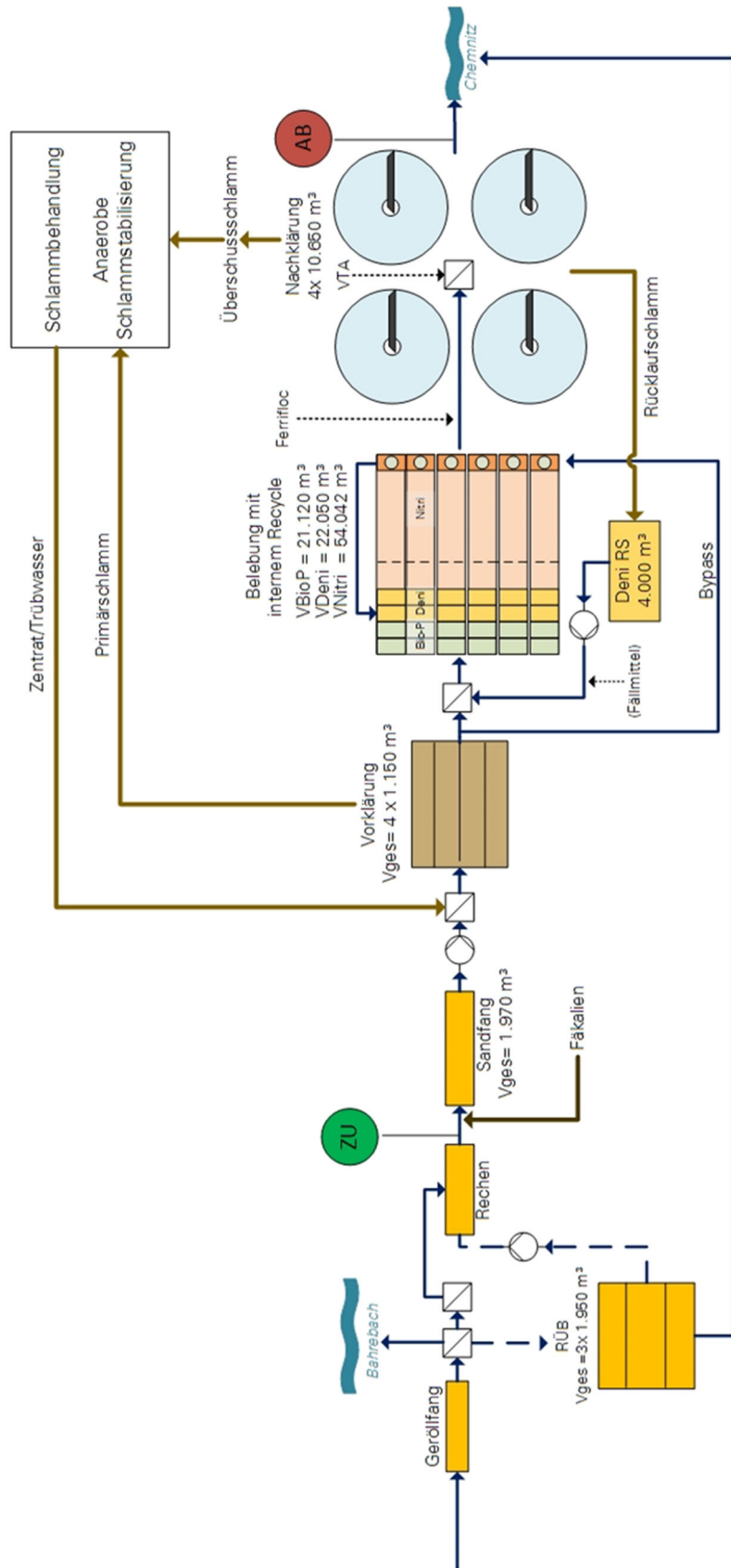
Kläranlage Dresden-Kaditz
 Ausbau: 750.000 EW

¹Ausbau- bzw. Betriebszustand bis Oktober 2018

Kläranlage Dresden-Kaditz						
Dimensionierungskennwerte						
Ausbaugröße	750.000 EW	Erweiterung auf 787.000 EW				
Mischwasserzufluss Q_M (Bemessung)	4.000 l/s					
Kanalisation	Überwiegend Mischsystem					
Mechanische Vorreinigung						
Grobrechen	65 mm					
Feinrechen	15 mm					
Sandfang	400 m ³	2 Straßen				
Vorklärung	6.463 m ³	3 Becken				
Biologische Stufe						
Denitrifikation	18.400 m ³	Mischbecken 3.400 m ³ , Umlaufbecken 15.000 m ³				
Umlaufverteiler (belüftbar)	12.200 m ³					
Umlaufbecken (simultane NI+DN)	86.400 m ³	6 x 14.000 m ³ , Belüftungsgitter variabel				
Nachklärbecken	52.800 m ³	6x 8800				
Anforderung an die Abwassereinleitung						
CSB	75 mg/l					
BSB ₅	15 mg/l					
NH ₄ -N	10 mg/l					
N _{ges}	13 mg/l					
P _{ges}	1 mg/l					
Kennwerte des Anlagenbetriebs (2013 - 2015) ¹						
Abwassermenge/Anschlusswerte						
Jährliche Abwassermenge Q_a	53 Mio. m ³	im Mittel				
Tägliche Abwassermenge Q_d	153.033 m ³ /d	im Mittel				
Trockenwetterzufluss Q_T	1.580 l/s	Ermittlung nach ATV-DVWK-A (2003)				
Angeschlossene Einwohner (berechnet)	773.702 EW (CSB)					
Angeschlossene Einwohner (physisch) ²	664.000 EW					
Indirekteinleiteranteil (bilanziert)	109.702 EW					
Zulaufmengen/Klärschlammmenge						
CSB (85%-Perzentil)	92.852 kg/d					
BSB ₅ (85%-Perzentil)	39.588 kg/d					
TKN (85%-Perzentil)	10.185 kg/d					
NH ₄ -N (85%-Perzentil)	7.162 kg/d					
P _{ges} (85%-Perzentil)	1.666 kg/d					
Klärschlamm (Mittelwert)	34.145 kg _{TS} /d					
Ablauf						
<i>Konzentrationen</i>	85%	Mittelwert	Messungen	Erfüllt Anforderung		Leistung
CSB [mg/l]	43,00	37,06	1032	1032	100,00%	92,46%
BSB ₅ [mg/l]	7,00	4,58	1029	1021	99,22%	96,86%
NH ₄ -N [mg/l]	1,60	0,96	1042	1036	99,42%	97,37%
P _{ges} [mg/l]	0,89	0,78	1045	1042	99,71%	91,47%
Betriebsparameter biologische Stufe						
Trockensubstanzgehalt BB	3,3 g/l					
Aerobes Schlammalter	- d					
Gesamtes Schlammalter	18 d					
Hydraulische Verweilzeit bei Q_d	1,15 d					
Hydraulische Verweilzeit bei Q_M	0,51 d					
Betriebsparameter Schlammbehandlung						
Faultemperatur	36,5 °C					
Faulraumvolumen	2 x 10.500 m ³					
Verweilzeit	18-20 d					
Potentiell relevante Parameter für 4. RGS						
Ablauf PO ₄ -P (85%-Perzentil)	0,48 mg/l	Reinigungsleistung				92,50%
Ablauf NO ₂ -N (85%-Perzentil)	0,43 mg/l					
Ablauf NO ₂ -N (Mittelwert)	0,27 mg/l	Werte über 0,1 mg/l nur im Winter bzw. Frühjahr				
Ablaufparameter	Sommer 01.04 - 30.09			Winter 01.10 - 31.03		
	Mittelwert	Median	85%	Mittelwert	Median	85%
AFS [mg/l]	10,76	10,50	13,80	13,78	13,50	16,49
pH [-]	6,60	6,61	6,65	6,60	6,59	6,67
Temperatur [°C]	16,00	16,60	18,20	12,20	11,60	14,60
Fällmitteleinsatz Fe ²⁺ [kg/d] (Grünsalz)	1.311,36	1.339,76	1.555,12	1.188,53	1.180,39	1.281,12
Fällmitteleinsatz Fe ³⁺ [kg/d] (Ferrifloc)	284,53	272,38	386,90	364,43	345,30	481,42
Fällmitteleinsatz Al ³⁺ (AlCl ₃)	-	-	-	-	-	-
Abwasser-Vorflutverhältnis						
Q_{KA}/Q_{Vor} (Mittelwert)	0,73%	Q_{KA}/Q_{Vor} (Median)	0,68%	Q_{KA}/Q_{Vor} (85%-Perzentil)	1,09%	
$Q_{T,KA}/Q_{MNQ}$	1,49%					

12.5 Anlage 5: Verfahrensskizzen und Kenndatenblätter der Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf

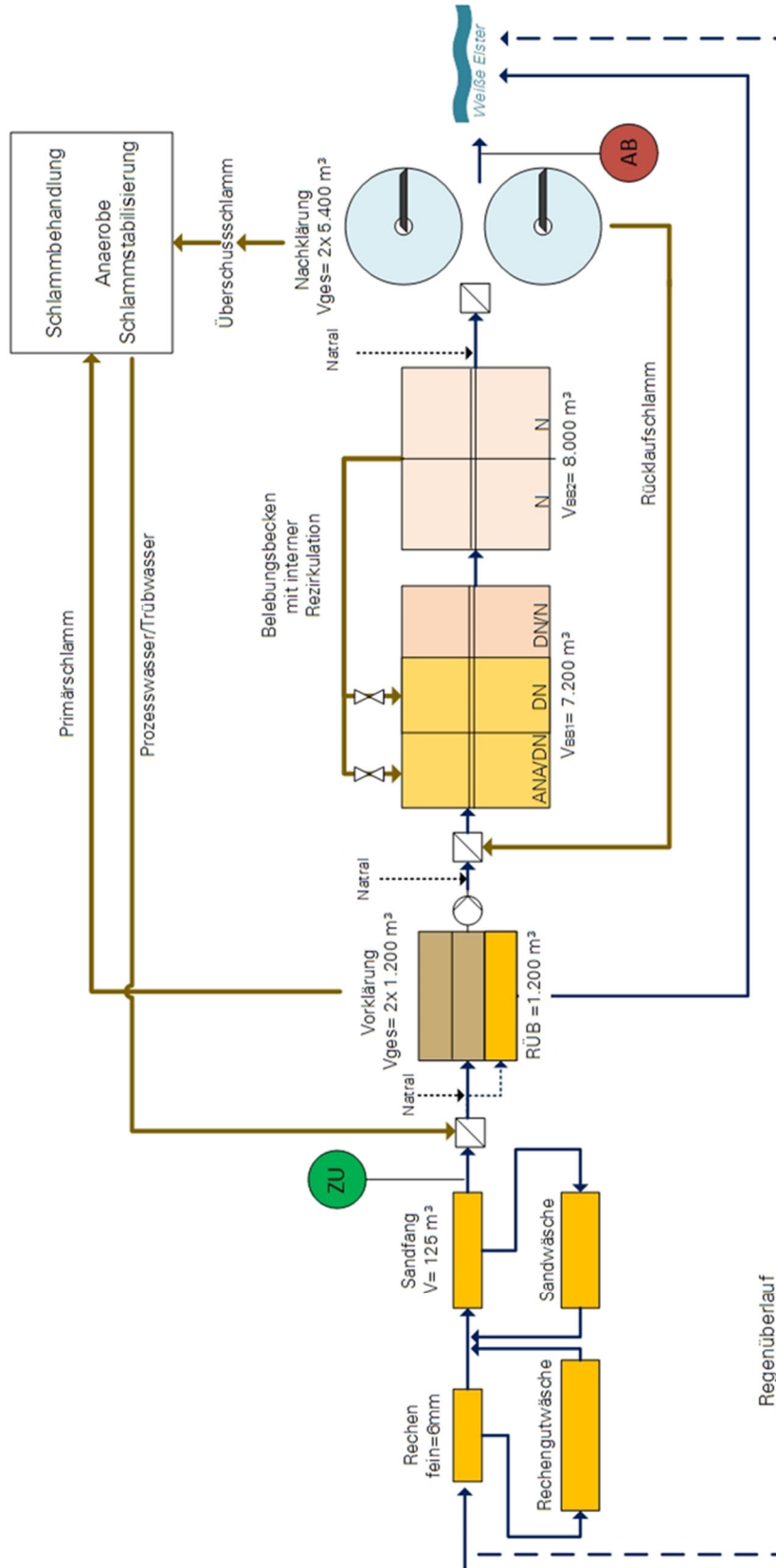
Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf
 Ausbau: 400.000 EW



Kläranlage Chemnitz-Heinersdorf							
Dimensionierungskennwerte							
Ausbaugröße	400.000 EW						
Mischwasserzufluss Q_M (Bemessung)	2.625 l/s						
Kanalisation	Überwiegend Mischsystem						
Mechanische Vorreinigung							
Grobrechen	50 mm						
Feinrechen	6 mm						
Sandfang (belüftet)	1.978 m ³	vierstrahlig, max. drei eingesetzt, zuflussabhängiger Betrieb					
Vorklärung	4 x 1.150 m ³	max. drei Straßen in Betrieb, zuflussabhängiger Betrieb					
Biologische Stufe							
Bio-P	0 m ³						
Denitrifikation	43.170 m ³	12 x 1.225 m ³ , 6 x 1.225 m ³ Vario, 12 x 1.760 m ³ Bio-P					
Nitrifikation	54.042 m ³	6 x 7.022 m ³ , 6 x 1.985 m ³ Vario					
Zehrungsvolumen	2.898 m ³	6 x 483 m ³ , weder als Nitrifikation noch Denitrifikation					
Nachklärbecken	42.420 m ³	4 x 10.605 m ³					
Anforderung an die Abwassereinleitung							
CSB	60 mg/l	behördlich angepasst					
BSB ₅	10 mg/l	behördlich angepasst					
NH ₄ -N	5 mg/l	behördlich angepasst					
N _{ges}	15 mg/l	behördlich angepasst, 70 % Nachweis nach AbwV					
P _{ges}	1 mg/l						
Kennwerte des Anlagenbetriebs (2013 - 2015) ¹							
Abwassermenge/Anschlusswerte							
Jährliche Abwassermenge Q_a	25 Mio. m ³	im Mittel					
Tägliche Abwassermenge Q_d	71.419 m ³ /d	im Mittel					
Trockenwetterzufluss $Q_{T,PM}$	595 l/s	Ermittlung nach ATV-DVWK-A 198 (2003)					
Angeschlossene Einwohner (berechnet)	277.948 EW (CSB)						
Angeschlossene Einwohner (physisch) ²	253.000 EW						
Indirekteinleiteranteil (bilanziert)	24.948 EW						
Zulaufsrachten/Klärschlammmenge							
CSB (85%-Perzentil)	33.354 kg/d						
BSB ₅ (85%-Perzentil)	14.115 kg/d						
TKN (85%-Perzentil)	3.242 kg/d						
NH ₄ -N (85%-Perzentil)	2.107 kg/d						
P _{ges} (85%-Perzentil)	411 kg/d						
Klärschlamm (Mittelwert)	13.146 kg _{TS} /d						
Ablauf							
	Konzentrationen	85%	Mittelwert	Messungen	Erfüllt Anforderung		Leistung
CSB [mg/l]		31,00	25,91	524	523	99,81%	92,18%
BSB ₅ [mg/l]		3,00	3,03	524	524	100,00%	97,91%
NH ₄ -N [mg/l]		0,30	0,22	568	568	100,00%	98,67%
P _{ges} [mg/l]		0,69	0,59	524	523	99,81%	85,68%
Betriebsparameter biologische Stufe							
Trockensubstanzgehalt BB	3,0 g/l						
Aerobes Schlammalter	15 d						
Gesamtes Schlammalter	28 d						
Hydraulische Verweilzeit bei Q_d	2 d						
Hydraulische Verweilzeit bei Q_M	0,63 d						
Betriebsparameter Schlammbehandlung							
Faultemperatur	37 °C						
Faulraumvolumen	2 x 7.000 m ³						
Verweilzeit	32 d						
Potentiell relevante Parameter für 4. RGS							
Ablauf PO ₄ -P (85%-Perzentil)	0,47 mg/l	Reinigungsleistung				84,01%	
Ablauf NO ₂ -N (50% & 85%-Perzentil)	0,10 mg/l	Bestimmungsgrenze					
Ablauf NO ₂ -N (Mittelwert)	0,26 mg/l	Werte über 0,1 mg/l nur im Winter bzw. Frühjahr					
Ablaufparameter	Sommer 01.04 - 30.09				Winter 01.10 - 31.03		
	Mittelwert	Median	85%	Mittelwert	Median	85%	
AFS [mg/l]	5,83	5,00	5,54	5,74	5,00	5,00	5,00
pH [-]	7,67	7,70	7,80	7,59	7,58	7,73	7,73
Temperatur [°C]	16,0	16,6	18,2	12,2	11,6	14,6	14,6
Fällmitteleinsatz Fe ³⁺ [kg/d] (Ferrifloc)	386,09	349,22	617,62	472,99	466,64	667,84	667,84
Fällmitteleinsatz Al ³⁺ [kg/d] (VTA)	136,15	140,71	180,36	97,60	90,67	133,67	133,67
Abwasser-Vorflutverhältnis							
Q_{KA}/Q_{Vor} (Mittelwert)	37,28%	Q_{KA}/Q_{Vor} (Median)	35,91%	Q_{KA}/Q_{Vor} (85%-Perzentil)	53,85%		
$Q_{T,KA}/Q_{MNQ}$	88,81%						

12.6 Anlage 6: Verfahrensskizzen und Kenndatenblätter der Kläranlage Plauen

Kläranlage Plauen
 Ausbau: 140.000 EW



Kläranlage Plauen								
Dimensionierungskennwerte								
Ausbaugröße	140.000 EW							
Mischwasserzufluss Q_M (Bemessung)	750 l/s							
Kanalisation	Überwiegend Mischsystem							
Mechanische Vorreinigung								
Feinrechen	6 mm							
Sandfang	125 m ³							
Vorklärung	2400 m ³ 2x je 1.200 m ³							
Biologische Stufe								
Bio-P	0 m ³							
Denitrifikation	5.000 m ³ Belebungsbeckenvolumen gesamt 15.200 m ³							
Nitrifikation	8.000 m ³							
Variable Zonen	2.200 m ³ variables Deni-Volumen, ca. 2.200 m ³ als Nitri genutzt							
Nachklärbecken	10.800 m ³ 2 x je 5.400 m ³							
Anforderung an die Abwassereinleitung								
CSB	70 mg/l behördlich angepasst							
BSB ₅	15 mg/l							
NH ₄ -N	10 mg/l							
N _{ges}	13 mg/l							
P _{ges}	1 mg/l							
Kennwerte des Anlagenbetriebs (2013 - 2015)¹								
Abwassermenge/Anschlusswerte								
Jährliche Abwassermenge Q_a	6 Mio. m ³ im Mittel							
Tägliche Abwassermenge Q_d	16.693 m ³ /d im Mittel							
Trockenwetterzufluss $Q_{T,pM}$	145 l/s Ermittlung nach ATV-DVWK-A 198 (2003)							
Angeschlossene Einwohner (berechnet)	109.825 EW (CSB)							
Angeschlossene Einwohner (physisch) ²	60.280 EW							
Indirekteinleiteranteil (bilanziert)	49.545 EW							
Zulauffrachten/Klärschlammengen								
CSB (85%-Perzentil)	13.204 kg/d							
BSB ₅ (85%-Perzentil)	6.106 kg/d							
TKN (85%-Perzentil)	918 kg/d							
NH ₄ -N (85%-Perzentil)	615 kg/d							
P _{ges} (85%-Perzentil)	148 kg/d							
Klärschlamm (Mittelwert)	4.386 kg _{TS} /d							
Ablauf								
<i>Konzentrationen</i>	<i>85%</i>	<i>Mittelwert</i>	<i>Messungen</i>	<i>Erfüllt Anforderung</i>		<i>Leistung</i>		
CSB (mg/l)	44,00	36,28	1046	1046	100,00%	94,13%		
BSB ₅ (mg/l)	4,00	2,77	1019	1018	99,90%	98,86%		
NH ₄ -N (mg/l)	3,51	2,06	1045	929	88,90%	90,15%		
P _{ges} (mg/l)	0,76	0,51	1043	989	94,82%	91,60%		
Betriebsparameter biologische Stufe								
Trockensubstanzgehalt BB	2,9 g/l							
Aerobes Schlammalter	8 d							
Gesamtes Schlammalter	12 d							
Hydraulische Verweilzeit bei Q_d	1,70 d							
Hydraulische Verweilzeit bei Q_M	0,44 d							
Betriebsparameter Schlammbehandlung								
Faultemperatur	38,6 °C							
Faulraumvolumen	3000 m ³ 2x je 1500 m ³							
Verweilzeit	19 d							
Potentiell relevante Parameter für 4. RGS								
Ablauf PO ₄ -P (85%-Perzentil)	0,47 mg/l Reinigungsleistung							
Ablauf NO ₂ -N (85%-Perzentil)	0,28 mg/l							
Ablauf NO ₂ -N (Mittelwert)	0,16 mg/l Werte über 0,1 mg/l nur im Winter bzw. Frühjahr							
<i>Ablaufparameter</i>	<i>Sommer 01.04 - 30.09</i>			<i>Winter 01.10 - 31.03</i>				
	<i>Mittelwert</i>	<i>Median</i>	<i>85%</i>	<i>Mittelwert</i>	<i>Median</i>	<i>85%</i>		
AFS [mg/l]	4,4	4,1	6,3	4,3	4,1		6,0	
pH [-]	7,8	7,8	7,9	7,7	7,7		7,8	
Temperatur [°C]	16,0	16,6	18,2	12,2	11,6		14,6	
Fällmitteleinsatz Al ³⁺ [kg/d] (Al ₂ O ₃)	162,4	133,1	307,4	136,9	128,1		244,7	
Abwasser-Vorflutverhältnis								
Q_{KA}/Q_{Vor} (Mittelwert)	8,06%			Q_{KA}/Q_{Vor} (Median)	7,14%		Q_{KA}/Q_{Vor} (85%-Perzentil)	12,17%
$Q_{T,KA}/Q_{MNQ}$	8,03%							

zu Abschnitt 1.3.3

12.7 Anlage 7: Übersicht der Anreicherungsfaktoren der in *in vitro*-Biotests eingesetzten Proben

Biotest	Extrahiert		Nativ	
	Zulauf	Ablauf	Zulauf	Ablauf
YES, YAES	1,0-fach	10,4-fach	0,6-fach	0,6-fach
YAS, YAAS	0,7-fach	10,4-fach	0,6-fach	0,6-fach
YDS	0,5-fach	10,4-fach	0,6-fach	0,6-fach
Ames TA98, TA100	2,5-fach	2,5-fach	0,8-fach	0,8-fach
	1,3-fach	1,3-fach	0,5-fach	0,5-fach
	0,6-fach	0,6-fach	0,3-fach	0,3-fach
Mikrokern	5-fach	5-fach	-	-
	2,5-fach	2,5-fach		
	1,25-fach	1,25-fach		

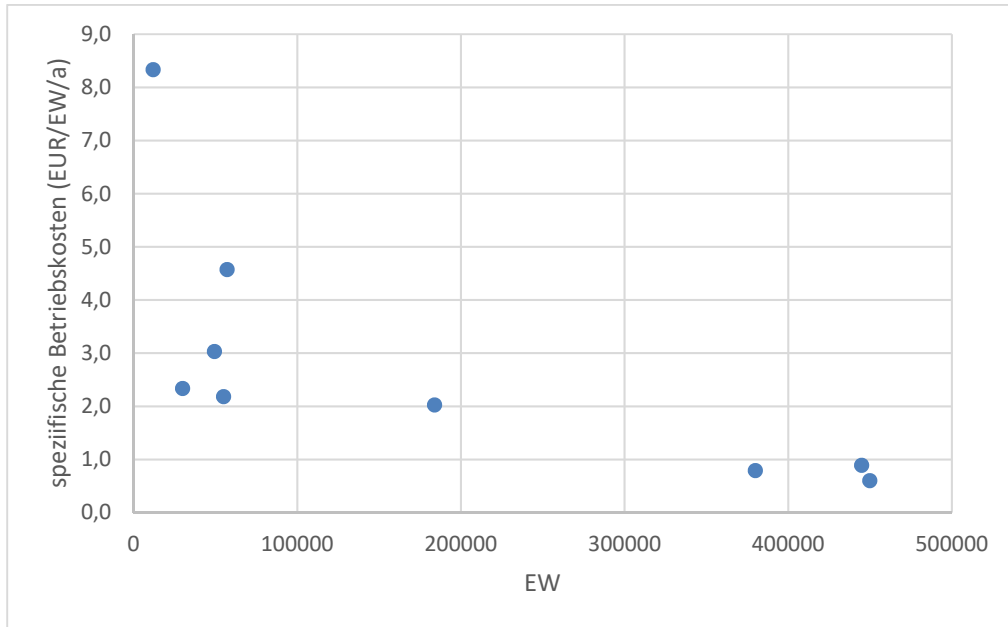
zu Abschnitt 2.1

12.8 Anlage 8: Forschungsberichte und wissenschaftliche Artikel mit Kosten für die 4. Reinigungsstufe

Name des Forschungsprojektes Titel wissenschaftlicher Artikel	Autoren	Nr	Land	Zeitraum		Angabe Kosten 4. RS			
				von	bis	Allg.	Ozonung	PAK	GAK
Maßnahmen zur Verminderung des Eintrages von Mikroschadstoffen in die Gewässer	Hillenbrand, Thomas; Tettenborn, Felix; Menger-Krug, Eve; Marscheider-Weidemann, Frank et al.	1	Deutschland	2012	2014	x			
Studie zur Relevanz, Möglichkeiten und Kosten einer Elimination von Mikroschadstoffen auf kommunalen Kläranlagen in Rheinland-Pfalz (MIKRO_N)	Schmitt, Theo G.; Knerr, Henning; Gretzschel, Oliver; Kolisch, Gerd; Taudien, Yannick	2	Deutschland (Rheinland-Pfalz)	2012	2014	x			
Volkswirtschaftlicher Nutzen der Ertüchtigung kommunaler Kläranlagen zur Elimination von organischen Spurenstoffen, Arzneimitteln, Industriechemikalien, bakteriologisch relevanten Keimen und Viren (TP 9)	Türk, Jochen (IUTA), Ebben, Thomas, Hecht, Dieter (RUFIS), Madzielewski, Veronika, Schaefer, Sigrid, Werbeck, Nicola, Wermter, Paul et al.	3	Deutschland (NRW)	2012	2013		x	x	x
Einbindung einer Anlage zur Spurenstoffelimination mittels Aktivkohle in die Abwasserfiltration der Kläranlage Neuss Ost	Herbst, Heinrich und Hilbig, Ralf	4	Deutschland (NRW)	?	2013			x	x
Einsatz und Wirkungsweise oxidativer Verfahren zur Nachbehandlung von Abwasser aus kommunalen Kläranlagen Teil 2b und 3	Fahlenkamp, Hans; Nöthe, Tobias; Hannich, Christoph; von Sonntag, Clemens; Golloch, Alfred; Myint Sein, Myint et al.	5	Deutschland (NRW)	?	2013		x		
Mikroverunreinigung aus kommunalem Abwasser (Strategie Mikropoll)	Abegglen, Christian und Siegrist, Hansruedi (Eawag, BAFU)	6	Schweiz	2006	2012		x	x	x
Elimination von Arzneimitteln und organischen Spurenstoffen: Entwicklung von Konzeptionen und innovativen, kostengünstigen Reinigungsverfahren (MIKROFlock)	Pinnekamp, J.; Bornemann, C.; Taudien, Y.	7	Deutschland (NRW)	?	2012			x	x
Kosten der Elimination von Mikroverunreinigungen im Abwasser	Haltmeier, Thomas und Pazhepurackel, Vinitha; BG Ingenieure und Berater AG, Auftrag: Schweizer Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt. Wasser	8	Schweiz	?	2012		x	x	
Maßnahmen in ARA zur weitergehenden Elimination von Mikroverunreinigungen - Kostenstudie	Hunziker (2008) Auftrag: Schweizer Bundesamt für Umwelt (BAFU)	9	Schweiz	2006	2012		x	x	
Kläranlage Bad Oeynhausen. Einsatz von Aktivkohle/alternative Verfahrenstechniken	Mauer, Christian und Alt, Mauer	10	Deutschland (NRW)	?	2012		x	x	x
Life cycle assessment and costing of urine source separation: Focus on nonsteroidal anti-inflammatory drug removal	Landry, Kelly A. and Boyer, Treavor H.	11	USA		2016		x		
Sustainability assessment of tertiary wastewater treatment technologies: a multi-criteria analysis	Plakas, K. V., Georgiadis, A. A. and Karabelas, A. J	12	Griechenland		2016		x	x	
Treatment of micropollutants in municipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon?	Margot, Jonas, Kienleb, Cornelia, Anoy's Magnetc, Mirco Weild, Luca Rossia, Luiz Felipe de Alencastro, Christian Abegglen, Denis Thonney, Nathalie Chèvref, Michael Schärer, D. A. Barrya	13	Schweiz		2013		x	x	
The Potential Use of Ozone in Municipal Wastewater	Ried, A., Mielcke, J., and Wieland, A.	14	Deutschland		2009		x		
Sustainability assessment of advanced wastewater treatment technologies	Høibye, L., Clauson-Kaas, J., Wenzel, H., Larsen, H. F., Jacobsen, B. N. and Dalgaard, O	15	Dänemark		2008		x		
Questioning the Excessive Use of Advanced Treatment to Remove Organic Micropollutants from Wastewater	Jones, Oliver A.H., Green, Pat G., Voulvoulis, Nikolaos and Lester, John N.	16	Großbritannien		2007				x

wissenschaftliche Artikel sind grau hinterlegt

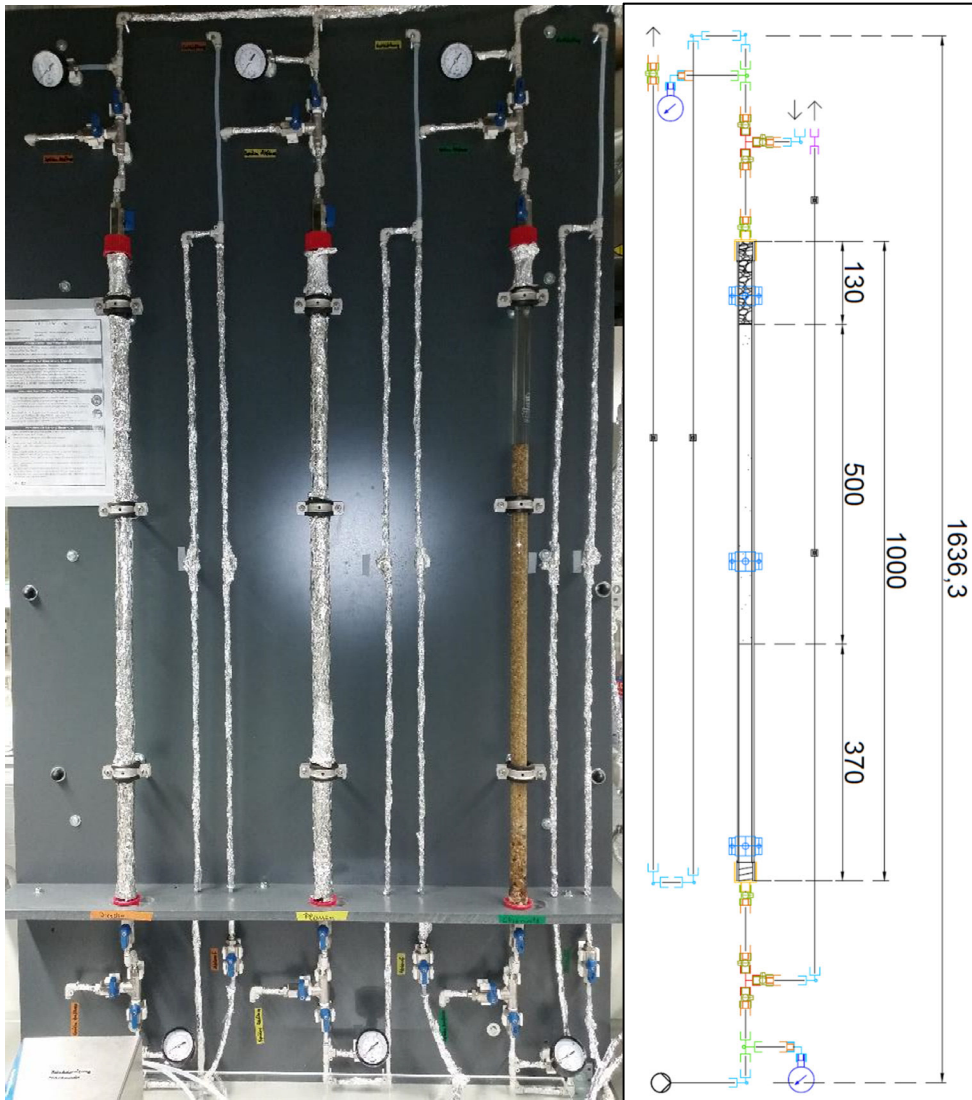
12.9 Anlage 9: Jährliche Betriebskosten pro EW für 4. Stufen bei den befragten Kläranlagenbetreibern



Es zeigt sich eine Tendenz zu geringeren Betriebskosten für größere Anlagen („Economy of Scale“)

zu Abschnitt 2.2

12.10 Anlage 10: Laborexperiment: Sandfiltration zur biologischen Nachbehandlung nach Ozonierung



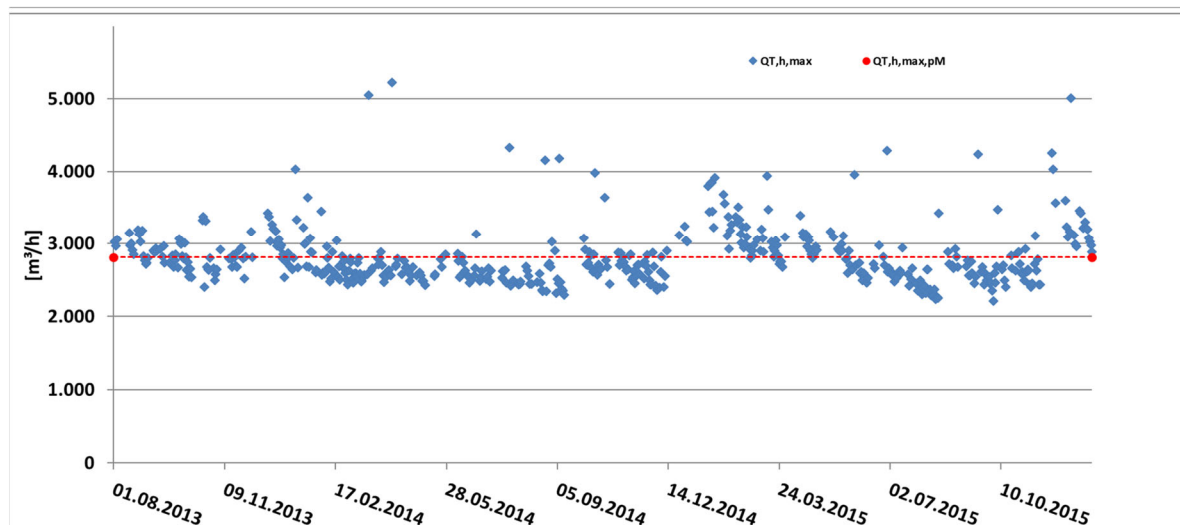
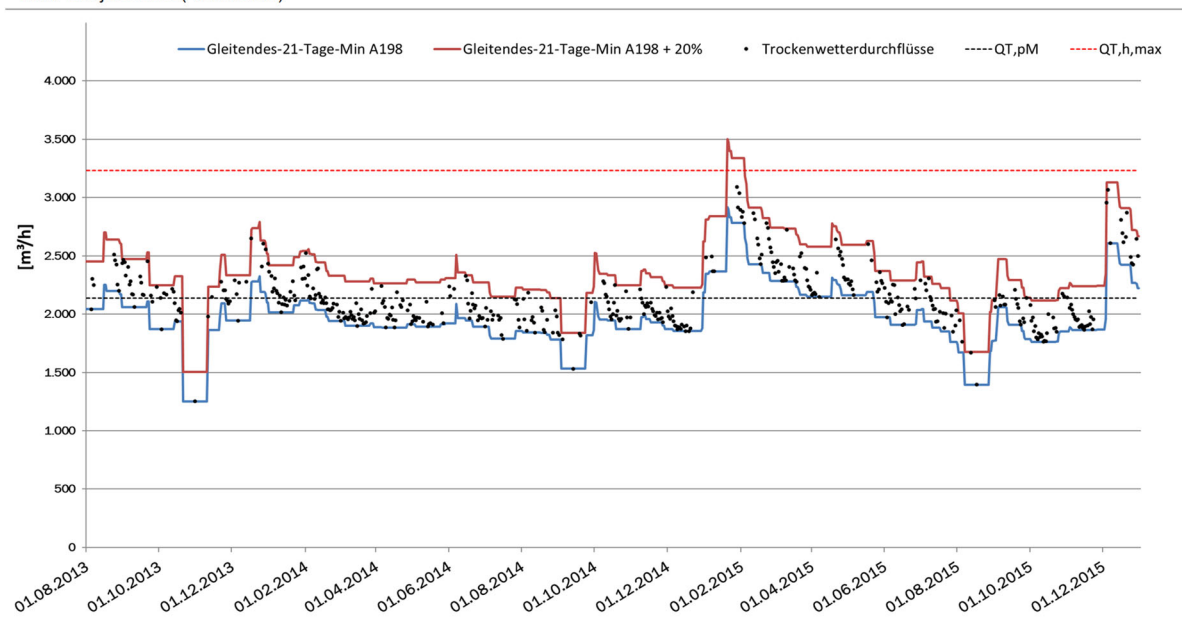
Parameter	Wert	Einheit
Durchmesser	20,4	mm
Filterbett	50	cm
Säulenhöhe	100	cm
Korndurchmesser	1,4 – 2,2 (1,8)	mm
Verhältnis $d_F/d_{m,K}$	11,3	-
Filtergeschwindigkeit	1,2	m/ h
EBCT	30	min
Durchfluss	ca. 400	mL/ h
Volumen pro Woche und Kläranlage	22	L

12.11 Anlage 11: Ermittlung der Kennwerte für Trockenwetter

KA Chemnitz (Durchsatz KA)

Zeitraum	d_T [-]	$Q_{T,pM} / Q_{T,aM}$ [m³/h]	$Q_{T,85\%}$ [m³/h]	$Q_{T,h,max}$ [m³/h]	$Q_{T,h,max,85\%}$ [m³/h]	$Q_{S,aM}$ [m³/a]	$Q_{F,aM}$ [m³/h]	$Q_{F,aM}$ [%]
01.01.2013 31.12.2013	134	2.697	3.299	3.364	4.112	11.000.000	1.441	53%
01.01.2014 31.12.2014	220	2.037	2.168	2.717	2.868	11.000.000	782	38%
01.01.2015 31.12.2015	197	2.224	2.818	2.881	3.232	11.000.000	968	44%
* 01.08.2013 31.12.2015	481	2.138	2.393	2.810	3.098	11.000.000	882	41%

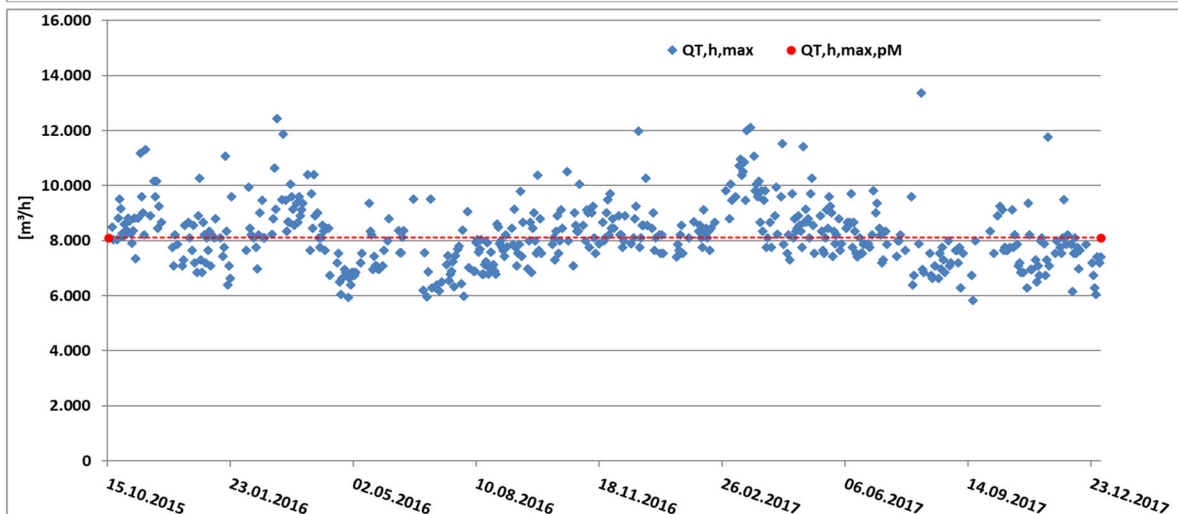
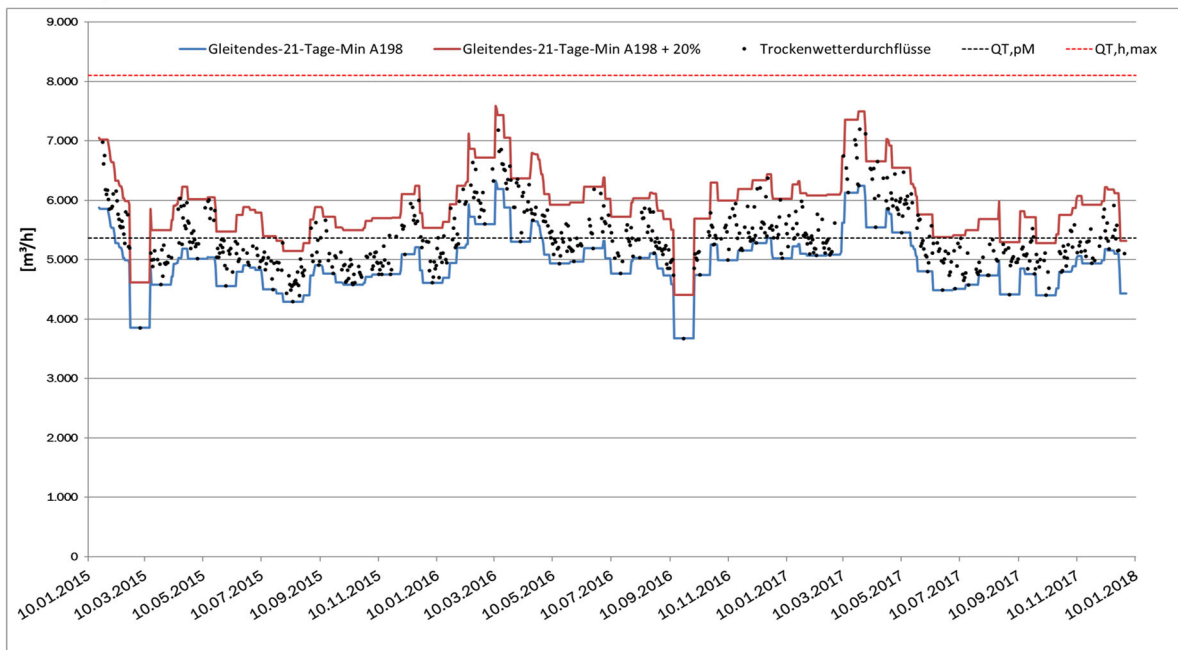
* Ohne Frühjahr 2013 (Hochwasser)



KA Dresden (Durchsatz KA)

Zeitraum	d_T [-]	$Q_{T,pM} / Q_{T,aM}$ [m³/h]	$Q_{T,85\%}$ [m³/h]	$Q_{T,h,max}$ [m³/h]	$Q_{T,h,max,85\%}$ [m³/h]	$Q_{S,aM}$ [m³/a]	$Q_{F,aM}$ [m³/h]	$Q_{F,aM}$ [%]
* 01.01.2015 31.12.2015	217	5.177	5.674	8.531	9.494	37.200.000	902	17%
01.01.2016 31.12.2016	228	5.542	6.008	8.037	9.129	36.900.000	1.267	23%
01.01.2017 31.12.2017	218	5.375	6.481	8.081	9.454	38.200.000	1.100	20%
* 01.01.2015 31.12.2017	665	5.367	5.893	8.107	9.243	37.450.000	1.092	20%

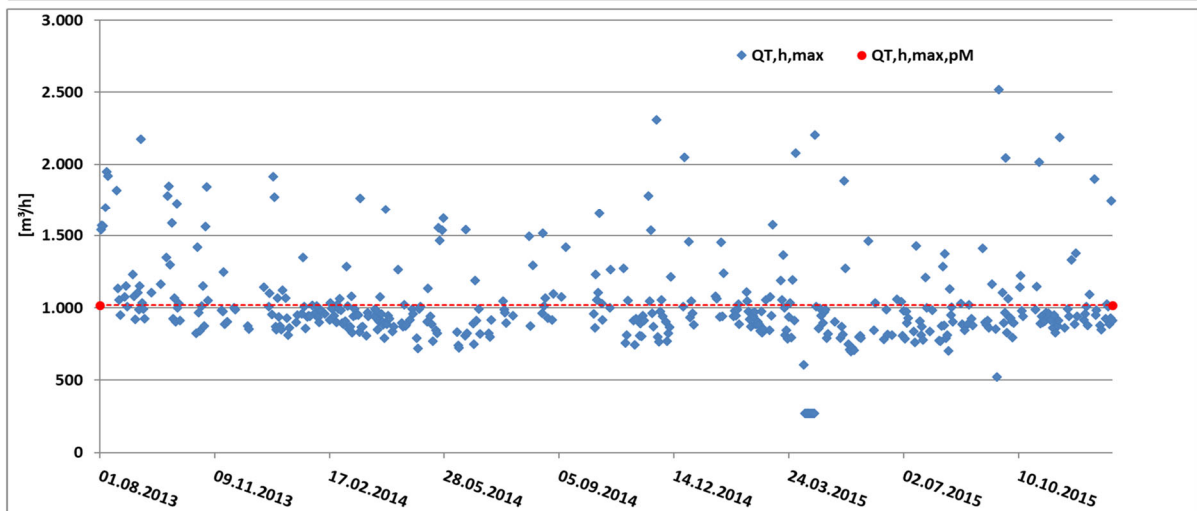
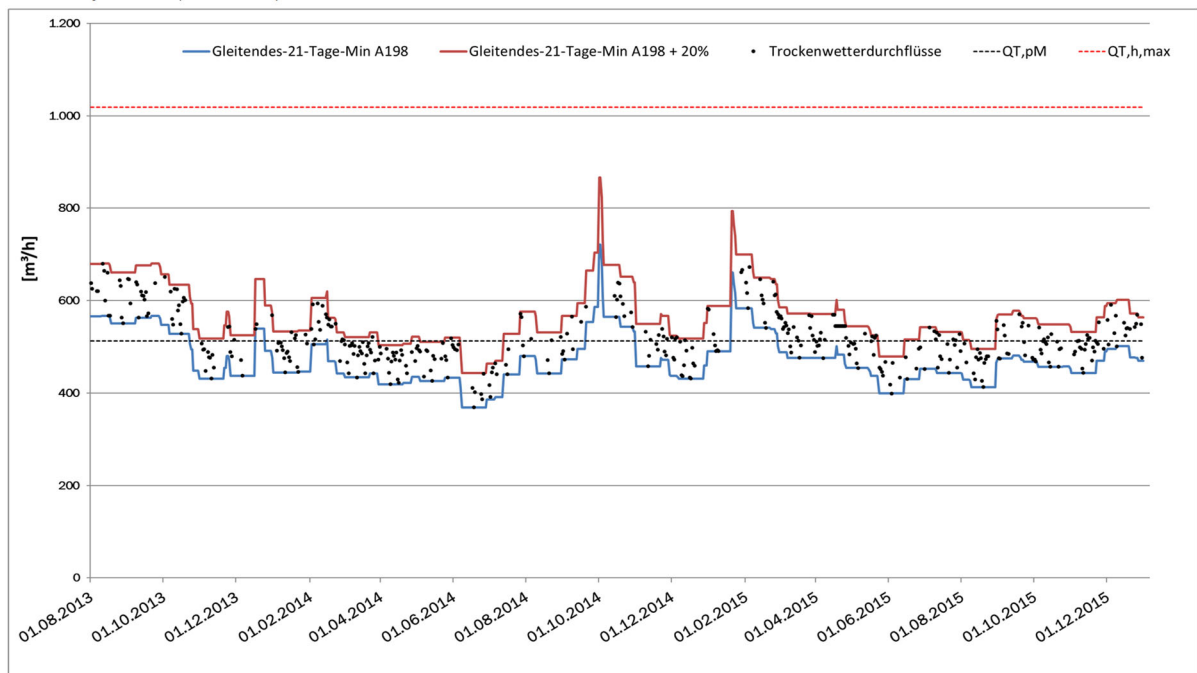
*Berechnung von $Q_{T,h,max}$ ab dem 16.10.2015



KA Plauen (Durchsatz KA)

Zeitraum	d_T [-]	$Q_{T,pM} / Q_{T,aM}$ [m ³ /h]	$Q_{T,85\%}$ [m ³ /h]	$Q_{T,h,max}$ [m ³ /h]	$Q_{T,h,max,85\%}$ [m ³ /h]	$Q_{S,aM}$ [m ³ /a]	$Q_{F,aM}$ [m ³ /h]	$Q_{F,aM}$ [%]
01.01.2013 31.12.2013	136	593	655	1.213	1.571	2.545.000	294	50%
01.01.2014 31.12.2014	175	496	544	1.008	1.121	2.600.000	197	40%
01.01.2015 31.12.2015	197	514	604	964	1.110	2.700.000	215	42%
* 01.08.2013 31.12.2015	435	513	567	1.019	1.221	2.615.000	215	42%

* Ohne Frühjahr 2013 (Hochwasser)



12.12 Anlage 12: Ermittlung der Dimensionierungswassermenge (QA)

Zielstellung Q_A 4. Reinigungsstufe	
1. Bedingung	$Q_A \geq Q_{T,h,max}$
2. Bedingung	$Q_A \geq$ Jahresschmutzwassermenge (JSM)
3. Bedingung	$Q_A \geq 70\%$ der Jahresabwassermenge (JAM)
KA Chemnitz	
$Q_{T,h,max}$	2.800 m ³ /h 778 l/s
Q_A	2.800 m ³ /h 778 l/s
JSM	11.000.000 m ³
JAM	25.000.000 m ³
2. Bedingung	Q_A 24.528.000 m ³ > 11.000.000 m ³ JSM
3. Bedingung	Q_A 24.528.000 m ³ > 17.500.000 m ³ 70 % JAM

Zielstellung Q_A 4. Reinigungsstufe	
1. Bedingung	$Q_A \geq Q_{T,h,max}$
2. Bedingung	$Q_A \geq$ Jahresschmutzwassermenge (JSM)
3. Bedingung	$Q_A \geq 70\%$ der Jahresabwassermenge (JAM)
KA Plauen	
$Q_{T,h,max}$	1.020 m ³ /h 283 l/s
Q_A	1.020 m ³ /h 283 l/s
JSM	2.615.000 m ³
JAM	5.850.000 m ³
2. Bedingung	Q_A 8.935.200 m ³ > 2.615.000 m ³ JSM
3. Bedingung	Q_A 8.935.200 m ³ > 4.095.000 m ³ 70 % JAM

Zielstellung Q_A 4. Reinigungsstufe	
1. Bedingung	$Q_A \geq Q_{T,h,max}$
2. Bedingung	$Q_A \geq$ Jahresschmutzwassermenge (JSM)
3. Bedingung	$Q_A \geq 70\%$ der Jahresabwassermenge (JAM)
KA Dresden	
$Q_{T,h,max}$	8.100 m ³ /h 2.250 l/s
Q_A	8.100 m ³ /h 2.250 l/s
JSM	37.450.000 m ³
JAM	54.000.000 m ³
2. Bedingung	Q_A 70.956.000 m ³ > 37.450.000 m ³ JSM ²
3. Bedingung	Q_A 70.956.000 m ³ > 37.800.000 m ³ 70 % JAM

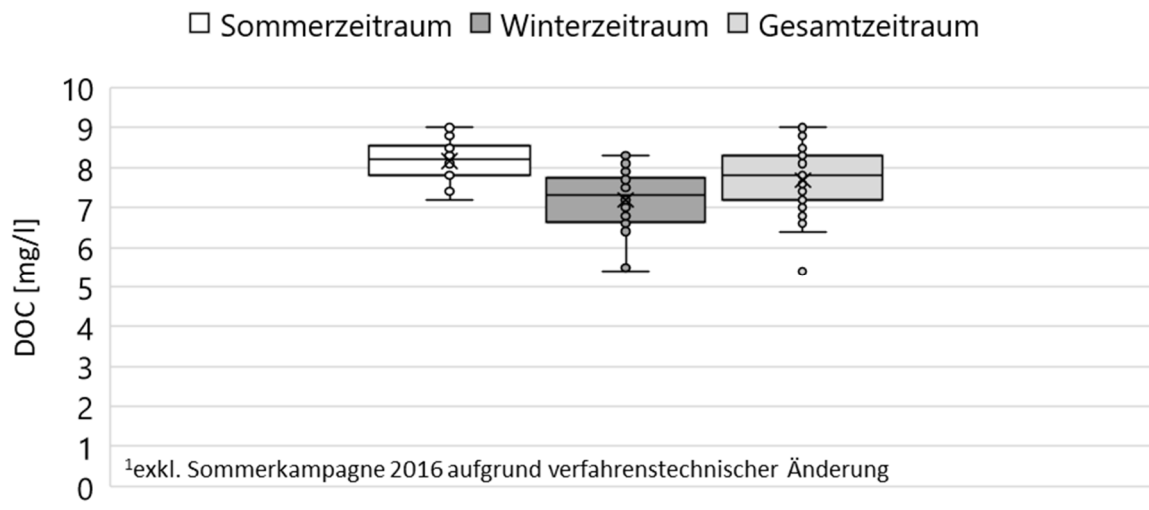
12.13 Anlage 13: Dimensionierungsübersicht zur 4. Reinigungsstufe

	KA Dresden	KA Chemnitz	KA Plauen
JSM	37.450.000 [m ³]	11.000.000 [m ³]	2.615.000 [m ³]
JAM	54.000.000 [m ³]	25.000.000 [m ³]	5.850.000 [m ³]
Q _{T,h,max}	2.250 [l/s]	778 [l/s]	283 [l/s]
4. Reinigungsstufe			
Q _A	2.250 [l/s]	778 [l/s]	283 [l/s]
V _{PAK,Kontakt}	4.725 [m ³]	1.633 [m ³]	595 [m ³]
V _{PAK,Sediment}	16.200 [m ³]	5.600 [m ³]	2.040 [m ³]
A _{PAK,Sediment}	4.050 [m ²]	1.400 [m ²]	510 [m ²]
V _{SF,PAK}	2.025 [m ³]	700 [m ³]	255 [m ³]
A _{SF,PAK}	1.013 [m ²]	350 [m ²]	128 [m ²]
V _{Ozon}	4.050 [m ³]	1.400 [m ³]	510 [m ³]
V _{SF,Ozon}	1.620 [m ³]	560 [m ³]	204 [m ³]
A _{SF,Ozon}	810 [m ²]	280 [m ²]	102 [m ²]
Vergleichsanlagen der 4. RGS (Planung, Bau oder Betrieb)			

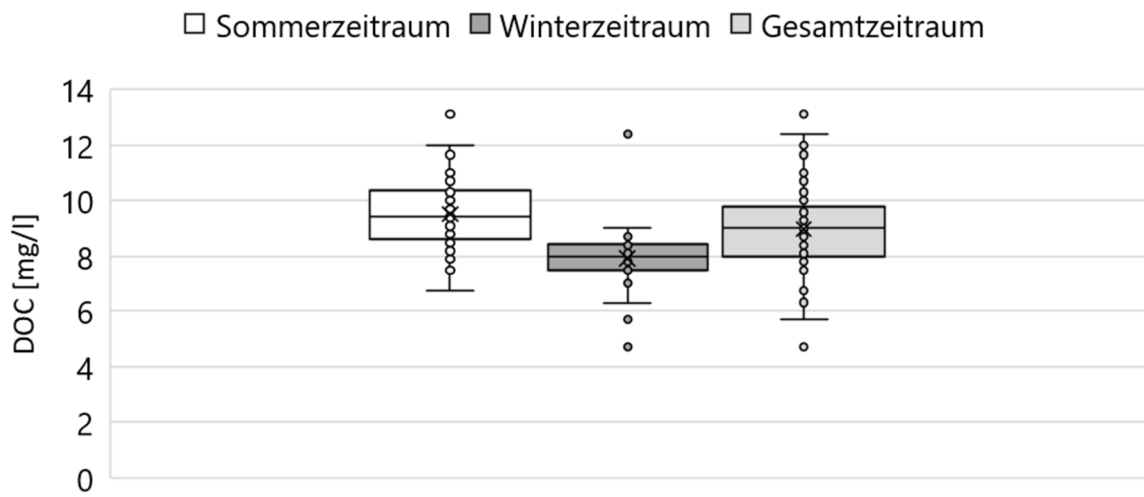
PAK	KA Mannheim	KA Wendlingen	KA Kressbronn
Q _A	1.500 [l/s]	700 [l/s]	252 [l/s]
Q _{max}	1.500 [l/s]	700 [l/s]	265 [l/s]
Anteil Q _M	37,5 [%]	49 [%]	105 [%]
Anteil Q _a ^a	67 [%]	90 [%]	89 [%]
V _{PAK,Kontakt}	3.700 [m ³]	1.260 [m ³]	552 [m ³]
V _{PAK,Sediment}	11.750 [m ³]	5.100 [m ³]	2.540 [m ³]
A _{PAK,Sediment}	4.725 [m ²]	1.257 [m ²]	615 [m ²]
A _{SF,PAK}	2.784 [m ²]	300 [m ²] ^c	- [m ²]
Investitionskosten	10.000.000 [€]	8.400.000 [€] ^b	3.000.000 [€]
Betriebskosten	770.000 [€]	400.000 [€] ^b	- [€]
	// Umbau bereits vorhandener Becken	// Tuchfiltration	// Filtration bereits vorhanden
O ₃	KA Aachen Soers	KA Brühl	KA Rheda Wiedenbrück
Q _A	1.200 [l/s]	540 [l/s]	278 [l/s]
Q _{max}	2.988 [l/s]	540 [l/s]	278 [l/s]
Anteil Q _M	100 [%]	100 [%]	44 [%]
Anteil Q _A ^a	53 [%]	69 [%]	98 [%]
V _{Ozon}	2.160 [m ³]	243 [m ³]	500 [m ³]
Investitionskosten	13.000.000 [€]	4.450.000 [€] ^d	4.740.000 [€] ^d
Betriebskosten	600.000 [€/a]	278.000 [€/a] ^d	360.000 [€/a] ^d
	// Filtration bereits vorhanden	//inkl. Kosten DynaSandfilter	// Sandfilter eingeplant

^a je Spalte bezogen auf Dresden, Chemnitz oder Plauen^d Schätzung in der Machbarkeitsstudie^b Schätzung in der Planung^c Tuchfiltration

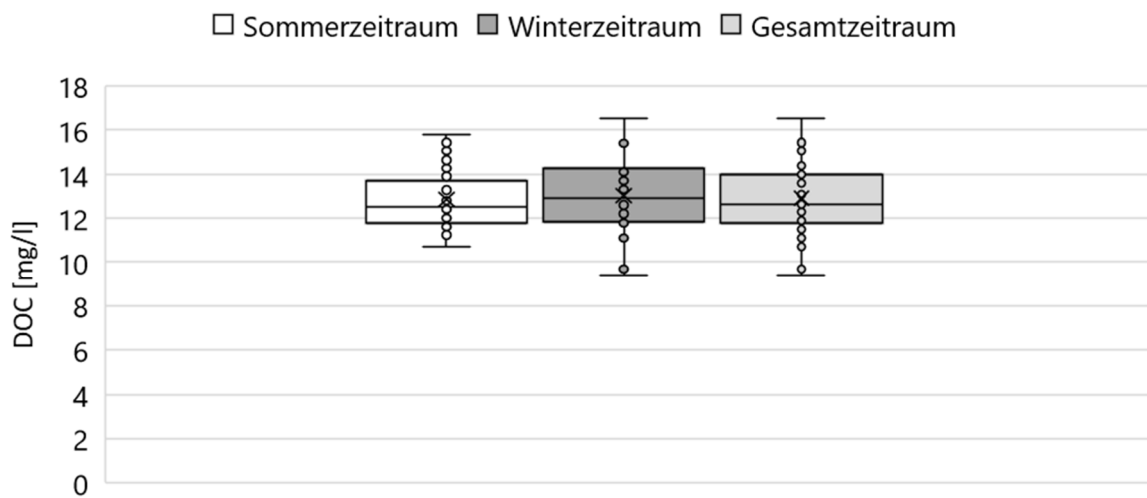
12.14 Anlage 14: DOC-Ablaufkonzentrationen während der Monitoringkampagnen



Dresden¹




Chemnitz



Plauen

zu Abschnitt 2.3

12.15 Anlage 15: Fragebogen



Stoffe im Fluss

Entwicklung eines Stoffflussmodells und Leitfadens zur Emissionsminderung von Mikroschadstoffen im Hinblick auf die Gewässerqualität

Rückantwort an:

Entwässerungsbetrieb

Fax:

Email:

Absender

Firma:

Ansprechpartner:

Telefonnummer:

E-Mail:

Fragebogen zur Evaluierung von Mikroschadstoffen

Benzotriazol

Cas-Nr. 95-14-7

Wird Benzotriazol als Reinsubstanz eingesetzt?

ja nein

wenn ja:

Lfd. Nr.	Wie hoch ist der Jahresverbrauch der Reinsubstanz?	Wie hoch ist die Konzentration von Benzotriazol?	Wieviel der Reinsubstanz gelangt in das Abwasser?
1			

Ist Benzotriazol Bestandteil von Stoffgemischen?

ja nein

wenn ja:

Lfd. Nr.	Wie hoch ist der Jahresverbrauch des Stoffgemischs?	Wie hoch ist die Konzentration von Benzotriazol im Stoffgemisch?	Wieviel des Stoffgemischs gelangt in das Abwasser?
1			
2			
3			
4			
5			

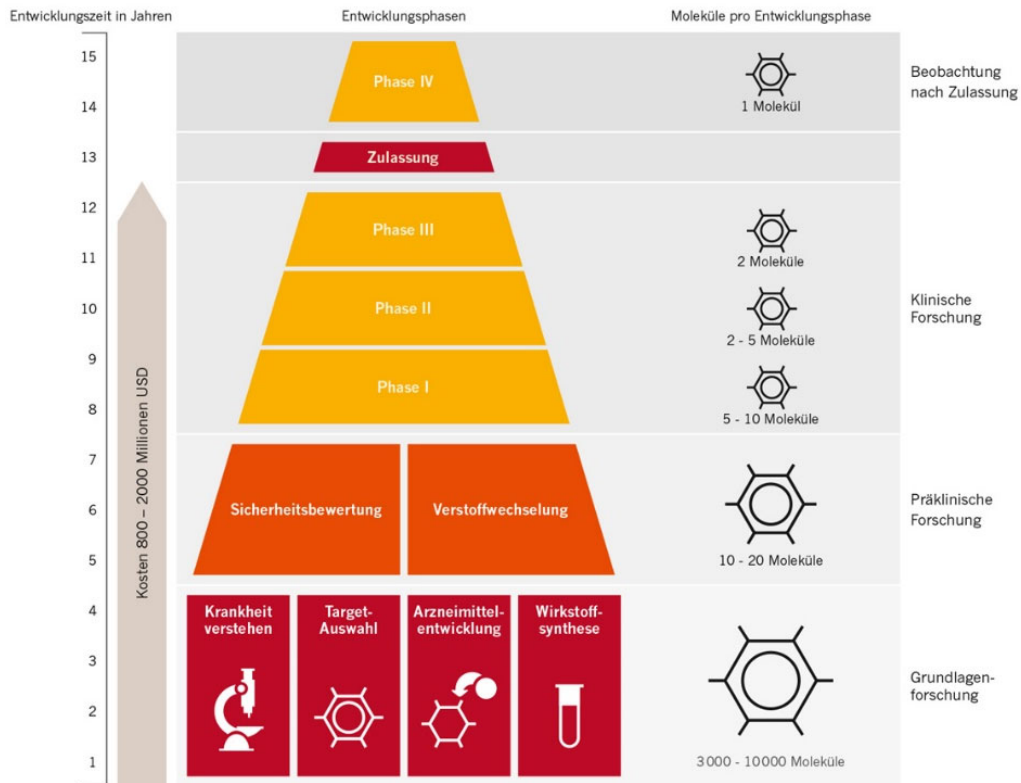
Bemerkungen:

zu Abschnitt 2.4

12.16 Anlage 16: Übersicht der Visitenkarten für ausgewählte Arzneimittel (9 Stoffgruppen mit 17 Arzneimitteln)

Antidiabetika (S.3) <ul style="list-style-type: none">▪ Metformin	Betablocker (S. 14) <ul style="list-style-type: none">▪ Metoprolol	Antibiotika (S. 20) <ul style="list-style-type: none">▪ Sulfamethoxazol▪ Erythromycin▪ Clarithromycin▪ Ciprofloxacin
Analgetika (S. 6) <ul style="list-style-type: none">▪ Ibuprofen▪ Diclofenac▪ Paracetamol▪ Naproxen	Röntgenkontrastmittel (S. 16) <ul style="list-style-type: none">▪ Iomeprol	Lipidsenker (S. 25) <ul style="list-style-type: none">▪ Bezafibrat
Antiepileptika (S. 11) <ul style="list-style-type: none">▪ Gabapentin▪ Carbamezepin	Antidepressiva (S. 18) <ul style="list-style-type: none">▪ Fluoxetin	Hormone (S. 27) <ul style="list-style-type: none">▪ 17β-Estradiol▪ 17α-Ethinylestradiol

12.17 Anlage 17: Ablauf der F&E-Phase (Quelle: Novartis)



12.18 Anlage 18: Phasen der Medikamentenentwicklung durch pharmazeutische Unternehmen (mit Zeit- und Ressourcenbedarf)

1. Forschungs- und Entwicklungsphase¹⁸²

- Dauer: ca. 12 Jahre
- Kosten: ca. 800-1.318 Mio. Euro
- Reine Forschungsdauer: 2-4 Jahren (40 % der Kosten), Entwicklungsphase: 4-10 Jahre (60 % der Kosten)

1.1. Forschungsphase¹⁸³

- Auswahl des Therapiegebietes: ungelöstes medizinisches Problem, Kenntnisse Ursachen der Krankheit
- „Target“ (Ziel): Festlegung Schwerpunkt - Molekül (Rezeptoren, Enzyme oder andere Proteine)
- „Screening“: Test der Wirkung verschiedener Substanzen auf „Target“
- „Treffer“ und „Hits“: chemische Tests und Modifikationen (Optimierung)
- Bearbeitung durch fachübergreifende Teams: Ärzte und Wissenschaftler Entwicklungsphase

1.1.1. Prä-Klinikphase

- 1,5 – 2 Jahre
- Labortests und Untersuchungen bei Tieren (Tierversuche)
- Test des Wirkstoffes auf Toxizität
- Test auf Aufnahmefähigkeit, Verteilung im Körper, Ausscheidung
- Patentierung des Wirkstoffes

1.1.2. Klinikphase (klinische Forschung)

- 3 - 8 Jahre
- Untersuchung am Menschen
 - Phase I – Erprobung mit wenigen Gesunden (freiwillige Probanden)

¹⁸² Drerup, *Patentauslauf und Markteintritt generischer Arzneimittel*; Novartis, „Entwicklung von Medikamenten“.

¹⁸³ Drerup, *Patentauslauf und Markteintritt generischer Arzneimittel*; Novartis, „Entwicklung von Medikamenten“.

- Phase II – Erprobung mit wenigen Kranken (erstmalig Patienten, 100-500 Patienten)
- Phase III – Erprobung mit vielen Kranken (tausende Patienten)

1.1.3. Zulassung

- Erstellung Zulassungsdokumentation
- Erstellung Dokument: "Zusammenfassung der Merkmale des Arzneimittels" (später: Gebrauchsinformationen)
- Einreichung bei Zulassungsbehörde
- Prüfung der Daten (1-2 Jahre)
- Hauptzulassungskriterium: Nutzen-Risiko-Verhältnis (wird auch nach Zulassung überprüft)
- Zulassungsdauer: 5 Jahre (danach Verlängerung notwendig)

1.1.4. Phase IV

- Forschung nach Zulassung

2. Markteinführung

- Marketingmaßnahmen bei allen relevanten Zielgruppen (Ärzte)
- Direktansprache der Ärzte durch medizinischen Außendienst (für verschreibungspflichtige Medikamente in Deutschland nicht zulässig)
- Werbung in medizinischen Fachzeitschriften

3. Wachstumsphase

- Idealfall: Wachstum des Umsatzes

4. Marktsättigung und Beginn Verfall

- Ca. 5-10 Jahre nach Markteinführung
- Erreichung der Marktsättigung/ Reifephase
- „Produktpalette“ (Darreichungsform) fast ausgeschöpft
- Kein Ansteigen der Umsätze, Gewinn für Pharmahersteller/ Originalhersteller (bevor Wettbewerber in Markt eintreten)
- 2 Arten von Wettbewerb:
 - Markteintritt von anderen Originalherstellern
 - Markteintritt von Generikaherstellern

5. Degeneration/Niedergang

- Verlust von Marktanteilen, Umsätzen
- Einstellung von Marketingaktivitäten

Gesamtkosten

- pro Medikament mit neuem Wirkstoff bis zur Zulassung: ca. 1,0-1,6 Mrd. US-Dollar (eingerechnet: fehlgeschlagene Projekte und Kapitalisierungskosten)

Patente und Patentauslauf

- wichtigstes Schutzrecht in der pharmazeutischen Industrie
- vorrangiges Ziel: Belohnung von Innovationen
- ohne Patentschutz wäre kostenintensive Erforschung neuer Wirkstoffe nicht rentabel
- Laufzeit: 20 Jahre
- Patentschutz ist Ländersache (nur im jeweiligen Land gültig)
- Anmeldung erfolgt in Prä-Klinikphase (siehe 1.1.1)
- nur ca. 10 Jahre, um vorhergehende Ausgaben auszugleichen

