




# Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg


 Ergebnisse der Untersuchung von Fließgewässern 2013 – 2021



Baden-Württemberg



# Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg

 Ergebnisse der Untersuchung von Fließgewässern 2013 – 2021

<b>HERAUSGEBER</b>	LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg Postfach 10 01 63, 76231 Karlsruhe, <a href="http://www.lubw.de">www.lubw.de</a>
<b>BEARBEITUNG</b>	TZW: DVGW-Technologiezentrum Wasser Karlsruher Straße 84, 76139 Karlsruhe Dr. Karsten Nödler, Finnian Freeling
<b>REDAKTION</b>	LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg Postfach 100163, 76231 Karlsruhe Referat 41 – Fließgewässerökologie Dr. Adrian Wagner
<b>BEZUG</b>	Kostenlos als Download im pdf-Format unter: <a href="https://pd.lubw.de/10504">https://pd.lubw.de/10504</a>
<b>STAND</b>	Februar 2023
<b>SATZ UND BARRIEREFREIHEIT</b>	Satzweiss.com Print Web Software GmbH Mainzer Straße 116, 66121 Saarbrücken
<b>TITELBILD</b>	kosmos111/stock.adobe.com (Gewässerbeprobung Symbolbild)
<b>ABBILDUNGSNACHWEIS</b>	siehe Abbildungsverzeichnis
<b>ZITIERVORSCHLAG</b>	LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (Hrsg., 2023): Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg, Ergebnisse der Untersuchung von Fließgewässern 2013 – 2021, Karlsruhe



# Vorwort



Liebe Leserinnen, liebe Leser,

synthetische organische Verbindungen begegnen uns in vielen Produkten unseres Alltages. Aufgrund ihrer nützlichen Eigenschaften werden sie in Kleidung und Reinigungsmitteln, als Imprägnierungen, Rostschutzmittel und auch als Arzneistoffe eingesetzt. Durch Gebrauch, Abrieb oder über die Luft gelangen sie in geringen Spuren in unsere Gewässer, daher spricht man von *Spurenstoffen*.

Viele der Verbindungen können Wasserorganismen bereits in geringen Konzentrationen von wenigen tausendstel Gramm beeinträchtigen.

Mehr als acht Jahre nach dem ersten *Spurenstoffinventar der Fließgewässer* ist das Thema immer noch hochaktuell. Die LUBW Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg hat in den vergangenen Jahren immer mehr Spurenstoffe in ihr regelmäßiges, landesweites Untersuchungsprogramm an Gewässern aufgenommen. Die Messungen von neunzig Substanzen der neun wichtigsten Stoffgruppen in den Jahren 2013 bis 2021 bilden die Grundlage für die hier vorliegende Auswertung zum *Spurenstoffinventar 2023* und ermöglichen somit einen einzigartigen und detaillierten Einblick in Konzentrationen und Verteilung von Spurenstoffen in den Flüssen des Landes.

Erstmalig wurden auch Trendbetrachtungen mit besonderem Blick auf die Dürresommer der letzten Jahre gemacht. Niedrige natürliche Wasserstände bedeuten auch, dass die Einleitungen aus Kläranlagen in den Flüssen weniger verdünnt werden. Die Spurenstoffe aus den Kläranlagenabläufen belasten Wasserorganismen, die bereits Sauerstoff- und Hitzestress ausgesetzt sind, zusätzlich. Als Folge des Klimawandels werden unsere Gewässer diesen Situationen zukünftig immer häufiger ausgesetzt sein.

Das *Spurenstoffinventar 2023* zeigt für verschiedene Gewässermessstellen, dass die Spurenstoffkonzentrationen im Gewässer deutlich sinken, wenn oberhalb liegende Kläranlagen mit einer sogenannten 4. Reinigungsstufe zur gezielten Spurenstoffentfernung nachgerüstet werden.

In der Schweiz ist der Ausbau von Kläranlagen mit einer Spurenstoffelimination bereits gesetzlich geregelt. Auf EU-Ebene werden derzeit im Rahmen des Green Deal und der Null-Schadstoff-Strategie mehrere Richtlinien überarbeitet, darunter die Industrieemissionsrichtlinie, die Kommunalabwasserrichtlinie sowie die Wasserrahmenrichtlinie. Diese Vorschläge enthalten neue Impulse auch für die Reduzierung von Spurenstoffen in den Gewässern. Die neuen Vorschläge für Umweltqualitätsnormen, also Gewässergrenzwerte, an denen der gute Zustand der Oberflächengewässer nach der Wasserrahmenrichtlinie bemessen wird, dienen in diesem Bericht erstmalig als Vergleichswerte.

Die Vermeidung der Einträge an der Quelle ist aber immer noch die wichtigste Vorsorge. Auch Sie als Verbraucherinnen und Verbraucher können unter anderem über die Verwendung von ökologischeren Wasch- und Reinigungsmitteln, die korrekte Entsorgung von Medikamentenresten und den Verzicht von Pestiziden rund um Ihr Zuhause einen wichtigen Beitrag zu Ihrer Gesundheit und zum Schutz unserer Umwelt leisten.



Dr. Ulrich Maurer

Präsident der Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg

## Danksagung

Wir bedanken uns beim TZW: DVGW-Technologiezentrum Wasser in Karlsruhe für die hervorragende Zusammenarbeit bei der Projektbearbeitung und dem schweizerischen Bundesamt für Umwelt (BAFU), dem Amt für Umwelt und Energie Kanton Basel-Stadt (AUE BS) sowie der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) für die Datenbereitstellung.

<b>VORWORT</b>	<b>5</b>
<b>DANKSAGUNG</b>	<b>6</b>
<b>ZUSAMMENFASSUNG</b>	<b>8</b>
<b>1 EINLEITUNG</b>	<b>11</b>
<b>2 AUSWERTUNGSUMFANG UND VORGEHENSWEISE</b>	<b>13</b>
2.1 Gewässer und Messstellen	13
2.2 Parameterumfang	13
2.2.1 Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel	13
2.2.2 Benzotriazole	17
2.2.3 Synthetische Moschusduftstoffe	17
2.2.4 Synthetische Komplexbildner	18
2.2.5 Synthetische Süßstoffe	18
2.2.6 Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)	18
2.2.7 Pestizidrückstände	19
2.2.8 Hormonell wirksame Stoffe	20
2.2.9 Weitere Spurenstoffe	20
2.3 Vorgehensweise bei der Auswertung	20
2.3.1 Aggregierung der Daten	21
2.3.2 Werte unter Bestimmungsgrenze	21
2.3.3 Trendbetrachtungen	22
2.3.4 Referenzwerte	23
2.3.5 Test auf statistische Unterschiede zwischen Gruppen	24
<b>3 ERGEBNISSE DER DATENAUSWERTUNG UND DISKUSSION</b>	<b>25</b>
3.1 Allgemeine Belastungssituation und ökotoxikologische Relevanz	25
3.2 Regionale Belastungsschwerpunkte und zeitliche Trends ausgewählter Spurenstoffe	36
3.3 Abwasseranteil und Spurenstoffbelastung	50
3.4 Weitergehende Abwasserbehandlung	52
3.5 Auswirkungen von Extremereignissen	54
3.6 Vergleich mit anderen Regionen im Bundesgebiet	56
<b>4 SCHLUSSFOLGERUNGEN</b>	<b>57</b>
<b>5 ANHANG</b>	<b>60</b>
<b>6 ABKÜRZUNGSVERZEICHNIS</b>	<b>89</b>
<b>7 ABBILDUNGEN UND TABELLEN</b>	<b>90</b>
7.1 Abbildungsverzeichnis	90
7.2 Tabellenverzeichnis	92
<b>8 LITERATUR UND QUELLEN</b>	<b>94</b>

# Zusammenfassung

Als Spurenstoffe werden hier organische anthropogene Stoffe bezeichnet, die in geringen Konzentration in Fließgewässern auftreten. Viele der abwasserbürtigen Stoffe, darunter zahlreiche Humanarzneimittel, werden nicht oder nur unvollständig in konventionellen kommunalen Kläranlagen abgebaut. Dies hat zur Folge, dass Spurenstoffe und/oder deren Transformationsprodukte über das behandelte Abwasser in die aquatische Umwelt eingetragen werden können. Neben solchen Punktquellen existieren zahlreiche diffuse Eintragsquellen von Spurenstoffen, darunter die Anwendung von Agrochemikalien oder der Eintrag aus der Atmosphäre.

Manche Stoffe können bereits in sehr geringen Konzentrationen negative Wirkungen für empfindliche Gewässerorganismen wie Fische, Muscheln oder Schnecken haben. Die Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) hat die Belastungen der Fließgewässer in Baden-Württemberg über Jahre umfassend untersucht. Im Rahmen des Spurenstoffinventars 2014 wurden 20 Fließgewässermessstellen auf das Vorkommen und die Konzentrationen von 86 Spurenstoffen aus den Stoffgruppen Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel, hormonell wirksame Stoffe, Pestizide und Biozide, synthetische Süßstoffe, per- und polyfluorierte Substanzen (PFAS), synthetische Komplexbildner, Korrosionsinhibitoren, Flammschutzmittel und Weichmacher, synthetische Moschusduftstoffe sowie weitere Stoffe analysiert. Die Daten wurden deskriptiv-statistisch ausgewertet, in Diagrammen und Karten visualisiert, mit Daten aus anderen Veröffentlichungen verglichen und anhand ökotoxikologischer und rechtlicher Kriterien bewertet.

Das Spurenstoffinventar 2023 stellt eine Fortschreibung und Erweiterung des Spurenstoffinventars 2014 dar und zeigt die Ergebnisse der Beprobung von Fließgewässern der Jahre 2013–2021. Der Datensatz umfasst 172 Messstellen an 114 Fließgewässern unterschiedlicher Größe und mit unterschiedlichen Charakteristika der Einzugsgebiete und insgesamt 90 untersuchte Spurenstoffe. Den über den Untersuchungszeitraum gemittelten Konzentrationswerten wurden Referenzwerte für Fließgewässer (Umweltqualitätsnormen, ökotoxikologische Qualitätsnormen oder andere ökotoxikologische Vergleichswerte) gegenübergestellt. Nachfolgend sind die wichtigsten Erkenntnisse zusammengefasst:

- Lediglich fünf der insgesamt neunzig untersuchten Spurenstoffe konnten nicht nachgewiesen werden.
- Der Vergleich der Ergebnisse mit Daten aus dem ersten Spurenstoffinventar 2014 deutet auf eine zeitlich relativ konstante Belastungssituation der Fließgewässer in Baden-Württemberg mit den untersuchten Spurenstoffen hin. 44 der 90 Stoffe sind häufig bis regelmäßig in den Gewässern zu finden: detaillierte Auswertungen wurden daher für dreißig der *am häufigsten nachgewiesenen* Stoffe sowie für vierzehn der *am häufigsten auftretenden* Spurenstoffe durchgeführt.
- Die Konzentrationsmittelwerte<sup>1</sup> der meisten detailliert untersuchten Spurenstoffe unterschreiten die hier verwendeten Referenzwerte für Fließgewässer deutlich. Regel-

<sup>1</sup> arithmetischer Mittelwert aller verfügbaren Konzentrationsmesswerte eines Spurenstoffs. Die Mittelwertbildung erfolgte über alle Fließgewässermessstellen in Baden-Württemberg hinweg.



mäßige Überschreitungen der Referenzwerte zeigen allerdings die Stoffe Diclofenac und Fluoranthen. Auch für Iopamidol, Iomeprol, Candesartan und PFOS werden im Mittel die Referenzwerte überschritten, jedoch können diese für die ersten drei Stoffe aufgrund des Fehlens experimentell abgeleiteter ökotoxikologischer Daten bzw. für PFOS aufgrund unzureichend sensitiver Analysemethoden noch nicht abschließend in ihrer toxikologischen Relevanz für die aquatische Umwelt beurteilt werden.

- Die Konzentrationsmittelwerte von fünf Stoffen zeigen lokale Überschreitungen der entsprechenden ökotoxikologischen Referenzwerte. Dies betrifft die Stoffe Sulfamethoxazol, Terbutryn, Carbendazim, Iopromid und Estron.
- Trifluoracetat (TFA) ist an allen beprobten Messstellen anzutreffen und weist von allen untersuchten Spurenstoffen die höchste mittlere Konzentration auf. Von den beprobten Gewässern in Baden-Württemberg ist der Neckar aufgrund von Industrieinträgen das am stärksten belastete Fließgewässer. Der ökotoxikologische Referenzwert für TFA wird dennoch fast durchweg unterschritten.
- Das Auftreten vieler Spurenstoffe in Fließgewässern ist zeitlich nicht konstant, sondern unterliegt Schwankungen. So ist beispielsweise für Clarithromycin im Neckar eine Saisonalität der Belastung erkennbar. Diese Beobachtung ist im Einklang mit dem typischen Verschreibungsmuster des Antibiotikums mit einem ausgeprägten Maximum in den Wintermonaten.
- Die Hydrologie hat Einfluss auf die Konzentration von Spurenstoffen in Fließgewässern. Ein Vergleich der mittleren Spurenstoffgehalte zweier aufeinanderfolgender Jahre an einer ausgewählten Messstelle zeigt für die Mehrzahl der betrachteten, abwasserbürtigen Stoffe statistisch signifikant höhere Konzentrationen im abflussschwachen gegenüber dem abflussstarken Jahr an. Dies ist bei der Annahme gleichbleibender Einleitmengen auf eine geringere Verdünnung der Spurenstoffe in abflussschwachen Perioden zurückzuführen.
- Für einige Spurenstoffe sind langfristige Trends in den Spurenstoffkonzentrationen zu beobachten. So zeigen sich beispielsweise für die Arzneimittel Carbamazepin und Diclofenac abnehmende Trends, die wahrscheinlich primär auf einen kontinuierlichen Rückgang der Verschreibungszahlen beider Stoffe innerhalb des Beobachtungszeitraums zurückzuführen sind. Für Lamotrigin, einen Ersatzstoff für Carbamazepin, ist dagegen eine gleichbleibende bis steigende Tendenz in den Spurenstoffkonzentrationen erkennbar.
- Die Konzentrationen vieler Spurenstoffe korrelieren positiv mit dem Abwasseranteil eines Fließgewässers. Daher sind Fließgewässer mit hohen Anteilen an kommunalen und/oder industriellen Abwässern tendenziell stärker mit abwasserbürtigen Spurenstoffen belastet.
- Die weitergehende Abwasserbehandlung ist ein wirksames Instrument zur Verminderung der Belastung der aquatischen Umwelt durch abwasserbürtige Spurenstoffe. Der Vergleich von Median-Konzentrationen und Median-Frachten in ausgewählten Fließgewässern, vor und nach Ausstattung einer oberstromig der Messstelle gelegenen Kläranlage mit einer 4. Reinigungsstufe, zeigt für viele Spurenstoffe, die nur unzureichend in konventionellen Kläranlagen entfernt werden, eine Verbesserung der Belastungssituation der jeweiligen Fließgewässer.
- Ohne Berücksichtigung der von einer 4. Reinigungsstufe beeinflussten Messstellen ist die Belastungssituation der untersuchten baden-württembergischen Oberflächen-

gewässer mit Spurenstoffen, die über kommunales Abwasser eingetragen werden, im Hinblick auf die Art *häufig nachgewiesener* und *häufig auftretender* Stoffe sowie den Spurenstoffkonzentrationen im Einklang mit Erkenntnissen aus anderen Bundesländern. Dies lässt darauf schließen, dass im Bundesgebiet weder nennenswerte Unterschiede im Konsumverhalten der Bevölkerung noch in der Verschreibungspraxis von Humanarzneimitteln bestehen.

# 1 Einleitung

Zahlreiche Spurenstoffe des täglichen Lebens – beispielsweise aus den Bereichen der Medizin und Körperpflege – wurden bereits in Oberflächengewässern nachgewiesen. Ein großer Anteil dieser Verbindungen gelangt nach ihrem bestimmungsgemäßen Gebrauch über das häusliche Abwasser in die Kläranlagen. Die üblichen, dreistufigen kommunalen Kläranlagen sind allerdings nicht auf die Entfernung dieser Substanzen ausgelegt, sodass viele Stoffe nur teilweise biologisch abgebaut oder über eine Anreicherung im Klärschlamm und dessen anschließender Abtrennung aus der Wasserphase entfernt werden. Daher gelangen sie über das behandelte Abwasser in die Oberflächengewässer. Zusätzlich zu solch eindeutig lokalisierten Punktquellen existieren diffuse Eintragsquellen, wie beispielsweise die landwirtschaftliche Anwendung oder die atmosphärische Deposition.

Es besteht die Besorgnis, dass aquatische Lebensgemeinschaften durch die ökotoxikologische Wirkung einzelner Stoffe oder komplexer Stoffgemische negativ beeinflusst werden. Dies gilt umso mehr vor dem Hintergrund des fortschreitenden Klimawandels und den daraus entstehenden zusätzlichen Stressoren für die Organismen. Manche Spurenstoffe neigen zur Akkumulation in bestimmten Medien wie Sedimenten oder Fettgewebe von Tieren, andere können z. B. aufgrund ihrer guten Löslichkeit auch bis in das Grundwasser gelangen. Über Fischerei, Trinkwassergewinnung oder landwirtschaftliche Bewässerung können Spurenstoffe aus dem Abwasser daher auch in den menschlichen Organismus gelangen und sich dort gegebenenfalls negativ auswirken.

Die Intensität von Hitzewellen und die Dauer von Trockenperioden haben infolge des menschengemachten Klimawandels bereits heute markant zugenommen. Für u. a. den Süden Deutschlands lässt sich zudem eine Zunahme von Starkregenereignissen feststellen. Während anhaltender Trockenperioden geht vor allem in kleinen Fließgewässern der natürliche Abfluss deutlich zurück, wodurch in direkter Folge der Abwasseranteil des Gewässers ansteigt. Niedrige Abflüsse im Kanalnetz begünstigen zeitgleich die Bildung stofflich belasteter Kanalablagerungen. Hydraulische Entlastungen der Kanalnetze infolge von Starkregenereignissen führen dazu, dass unbehandeltes kommunales

und ggf. industrielles Abwasser gemeinsam mit den Kanalablagerungen in die Gewässer eingetragen wird. Somit könnte die erwartete Zunahme von anhaltenden Trockenperioden, die von Starkregenereignissen unterbrochen werden, den Spurenstoffeintrag in die Gewässer stoßweise erhöhen.

Auch das in Siedlungen gesammelte Regenwasser selbst enthält in der Regel Spurenstoffe. Biozide für den Fassaden- oder Produktschutz sowie weitere Substanzen können über oberflächigen Abfluss und die Kanalisation in die Gewässer gelangen, sofern kein vorheriger Abbau der Stoffe oder hydraulischer Rückhalt des Ablaufes stattfindet. Durch die Ertüchtigung bzw. den Ausbau von Rückhalteräumen im Kanalnetz kann der Anteil des nicht entlasteten Abwassers erhöht werden, welcher nachfolgend in Kläranlagen behandelt werden kann. Durch den Ausbau von Kläranlagen mit einer weiteren Reinigungsstufe mit Aktivkohle oder Ozonung können Spurenstoffe gezielt entfernt werden.

Unabhängig von kommunalen Abwassernetzen ist ein Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in die Gewässer über den oberflächigen Abfluss von landwirtschaftlich genutzten Flächen sowie über Drift oder Drainagen möglich.

In Baden-Württemberg werden durch die Landesanstalt für Umwelt Baden-Württemberg (LUBW) seit vielen Jahren Messprogramme durchgeführt, in denen das Auftreten von Spurenstoffen in ausgewählten Fließgewässern in Baden-Württemberg untersucht wird. So werden bereits langjährig die großen Fließgewässer des Landes Rhein, Neckar, Donau, einzelne Bodenseezuflüsse sowie die Körsch, ein Zufluss des Neckars mit besonders hohem Abwasseranteil, untersucht. Darauf aufbauend wurden in den Jahren 2012 und 2013 systematische Untersuchungen in Form eines Sondermessprogramms an verschiedenen Fließgewässern sowie an ausgesuchten Kläranlagen durchgeführt und die Ergebnisse der bis zu 86 berücksichtigten Spurenstoffe und die daraus abgeleiteten Schlussfolgerungen im „*Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg*“ veröffentlicht [LUBW, 2014]. Auch nach Ende des Sondermessprogramms wurde eine Vielzahl von Spurenstoffen regelmäßig an vielen weiteren Gewässern Baden-Württembergs gemessen. Dies ist die Datengrundlage, auf deren

Basis das Spurenstoffinventar aus dem Jahr 2014 mit diesem Bericht fortgeschrieben wird.

Ziel des vorliegenden Berichtes ist die Darstellung der Ist-Situation und der Entwicklung der Spurenstoffbelastung baden-württembergischer Fließgewässer auf Grundlage einer statistischen Auswertung der chemischen Untersuchungsergebnisse. Dazu erfolgt eine Darstellung der allgemeinen Belastungssituation mit *häufig nachgewiesenen* und *häufig auftretenden* Spurenstoffen sowie eine ökotoxikologische Einordnung der Befundlage. Zudem werden zeitliche Trends sowie regionale Belastungsschwerpunkte aufgezeigt. Trendanalysen ausgewählter Spurenstoffe wer-

den für repräsentative Messstellen durchgeführt. Im Anschluss daran wird der Zusammenhang gewisser Stoffe mit dem Anteil kommunalen Abwassers in den Fließgewässern gezeigt. Einem Vergleich der Belastungssituation ausgewählter Messstellen vor und nach der Inbetriebnahme weitergehender Abwasserbehandlungstechniken folgt eine Abschätzung des Einflusses der Hydrologie auf die Belastungssituation der Gewässer mit besonderem Blick auf Niedrigwasserperioden. Ein Vergleich der Spurenstoffgehalte in den Fließgewässern Baden-Württembergs mit der Belastungssituation aus anderen Regionen schließt die Auswertung ab.

## 2 Auswertungsumfang und Vorgehensweise

Im Rahmen dieses Spurenstoffberichts sollen die Ergebnisse der chemischen Fließgewässeruntersuchungen der LUBW hinsichtlich einer Reihe von 90 relevanten Spurenstoffen ausgewertet werden. In den folgenden Unterkapiteln werden die berücksichtigten Gewässer, Messstellen und die in den Auswertungen berücksichtigten Spurenstoffe vorgestellt sowie die Vorgehensweise bei der Auswertung der Analyseergebnisse erläutert.

### 2.1 Gewässer und Messstellen

Von Mai 2013 bis Dezember 2021 wurden 172 Messstellen an 114 Fließgewässern unterschiedlicher Größe und mit unterschiedlichen Charakteristika der Einzugsgebiete beprobt. Eine Zusammenstellung der Messstellen findet sich in Tabelle 5.1 im Anhang. Abbildung 2.1 zeigt die geographische Lage der Fließgewässermessstellen. Einzelne Messstellen wurden über den gesamten Untersuchungszeitraum beprobt, andere über einzelne Jahre.

### 2.2 Parameterumfang

Es standen insgesamt 90 Stoffe im Fokus der Auswertung, wobei nicht alle Proben auf alle Stoffe analysiert wurden. Wichtige Kriterien für die Auswahl der Spurenstoffe waren die Ergebnisse des ersten Spurenstoffinventars 2012/2013 sowie im späteren Verlauf hinzugekommene Erkenntnisse von Behörden und Wissenschaft zur potenziellen Bedeutung weiterer Spurenstoffe in der Umwelt.

Alle betrachteten Stoffe sind in Tabelle 2.1 aufgelistet und nach ihren Anwendungsgebieten gruppiert. Aufgrund des technischen Fortschritts und der Beteiligung unterschiedlicher Analyzelabore änderten sich die Bestimmungsgrenzen (BG) in der Regel während des Untersuchungszeitraums. Detaillierte Informationen zu den BG sind in Tabelle 5.2 im Anhang aufgelistet.

Im Folgenden werden die Stoffgruppen und Stoffe hinsichtlich ihrer Herkunft und ihrem Eintragspfad kurz beschrieben. Vor allem für Stoffe, die besonders häufig in den Proben nachweisbar waren, werden zusätzliche Informationen wie beispielsweise zur Entfernung bei der dreistufigen kommunalen Abwasserbehandlung bereitgestellt.

### 2.2.1 Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel

In den folgenden Unterkapiteln werden die im Parameterumfang enthaltenen Arzneimittelrückstände und Röntgenkontrastmittel vorgestellt. Für eine bessere Übersicht erfolgt – sofern sinnvoll – eine Untergruppierung nach dem medizinischem Einsatzgebiet der Stoffe. Den Arzneimittelrückständen ist gemeinsam, dass sie überwiegend über kommunale Kläranlagen in die Gewässer eingetragen werden. Auch Mischwasserentlastungen sowie Direkteinleitungen aus Produktionsstätten kommen als Quellen infrage.

#### 2.2.1.1 Stoffe mit Wirkung auf das zentrale Nervensystem

Carbamazepin ist ein Wirkstoff, der vor allem gegen Epilepsie, aber auch bei psychischen Erkrankungen, eingesetzt wird. Der Stoff gelangt über die menschlichen Ausscheidungen in die kommunalen Kläranlagen. Aufgrund seiner Stabilität in der Abwasserbehandlung und in Oberflächengewässern wurde er bereits erfolgreich als Abwassermarker verwendet [NÖDLER et al., 2011; FREELING et al. 2020]. Zwar wird Carbamazepin nur zu etwa 2–3 % unverändert ausgeschieden, bei einer Tagesdosis von 1 g ist dies aber bereits ausreichend für eine weite Verbreitung des Stoffes in der aquatischen Umwelt. Carbamazepin wird in der medizinischen Anwendung stark von anderen Mitteln wie beispielsweise den im Untersuchungsumfang enthaltenen Wirkstoffen Lamotrigin und Gabapentin verdrängt. Genannte Ersatzstoffe werden bei der Abwasserbehandlung allerdings ebenfalls nur unzureichend entfernt [GURKE et al., 2015]. Gleiches gilt für den Humanmetabolit des Carbamazepins 10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin.

Venlafaxin wird zur Behandlung von Depressionen und Angststörungen eingesetzt. Der Stoff *O*-Desmethylvenlafaxin ist ein Humanmetabolit des Wirkstoffs. In der herkömmlichen Abwasserbehandlung werden beide Stoffe kaum entfernt [GURKE et al., 2015].

Oxazepam wird als angstlösender Wirkstoff eingesetzt und ist gleichzeitig ein aktiver Humanmetabolit des Wirkstoffs Diazepam.

Tabelle 2.1: Spurenstoffe im Untersuchungsumfang

<b>Arzneimittelrückstände</b>	<b>Synthetische Moschusduftstoffe</b>
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin	Galaxolid (HHCB)
4-Aminoantipyrin (4-AA)	Tonalid (AHTN)
Acetyl-Sulfamethoxazol	Synthetische Süßstoffe
Amoxicillin	Acesulfam
Azithromycin	Sucralose
Bezafibrat	<b>Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)</b>
Candesartan	Trifluoacetat (TFA)
Carbamazepin	Perfluorbutansäure (PFBA)
Cetirizin	Perfluorpentansäure (PFPeA)
Ciprofloxacin	Perfluorhexansäure (PFHxA)
Clarithromycin	Perfluorheptansäure (PFHpA)
Clindamycin	Perfluoroctansäure (PFOA)
Diclofenac	Perfluoronansäure (PFNA)
Erythromycin	Perfluordecansäure (PFDA)
Gabapentin	Perfluorundecansäure (PFUnDA)
Guanylharnstoff	Perfluordodecansäure (PFDoDA)
Hydrochlorothiazid	Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)
Ibuprofen	Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)
Irbesartan	Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)
Lamotrigin	Perfluordecansulfonsäure PFDS)
Metformin	Perfluoroctansulfonsäureamid (PFOSA)
Metoprolol	7H-Dodecafluorheptansäure (HPFHpA)
N-Acetyl-4-aminoantipyrin (4-AAA)	2H,2H-Perfluordecansäure (H2PFDA)
N-Formyl-4-aminoantipyrin (4-FAA)	2H,2H,3H,3H-Perfluorundecansäure (H4PFUnA)
O-Desmethylvenlafaxin	1H,1H,2H,2H-Perfluoroctansulfonsäure (H4PFOS)
Oxazepam	<b>Synthetische Komplexbildner</b>
Oxipurinol	Diethylentriaminpentaacetat (DTPA)
Sotalol	Ethylendinitrilotetraacetat (EDTA)
Sulfamethoxazol	Nitritotriacetat (NTA)
Trimethoprim	<b>Pestizid- und Biozidrückstände</b>
Valsartansäure	2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D)
Venlafaxin	Bentazon
<b>Röntgenkontrastmittel</b>	Carbendazim
Amidotrizoesäure	Cypermethrin, gesamt
Iohexol	Diethyltoluamid (DEET)
Iomeprol	Desethylterbutryn (Descyclopropyl-irgarol)
Iopamidol	Dichlorprop (2,4-DP)
Iopromid	Diuron
<b>Hormonell wirksame Stoffe</b>	Irgarol (Cybutryn)
17-alpha-Ethinylestradiol	Isoproturon
17-beta-Estradiol	2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure (MCPA)
4-iso-Nonylphenol	Mecoprop (MCPP)
Bisphenol A	Terbutryn
Estron	Triclosan
tert-Octylphenol	<b>Weitere Spurenstoffe</b>
<b>Benzotriazole</b>	Melamin
1H-Benzotriazol	Fluoranthren
4-Methylbenzotriazol	Triphenylphosphinoxid (TPPO)
5-Methylbenzotriazol	Tris(2-chlorpropyl)phosphat (TCPP)



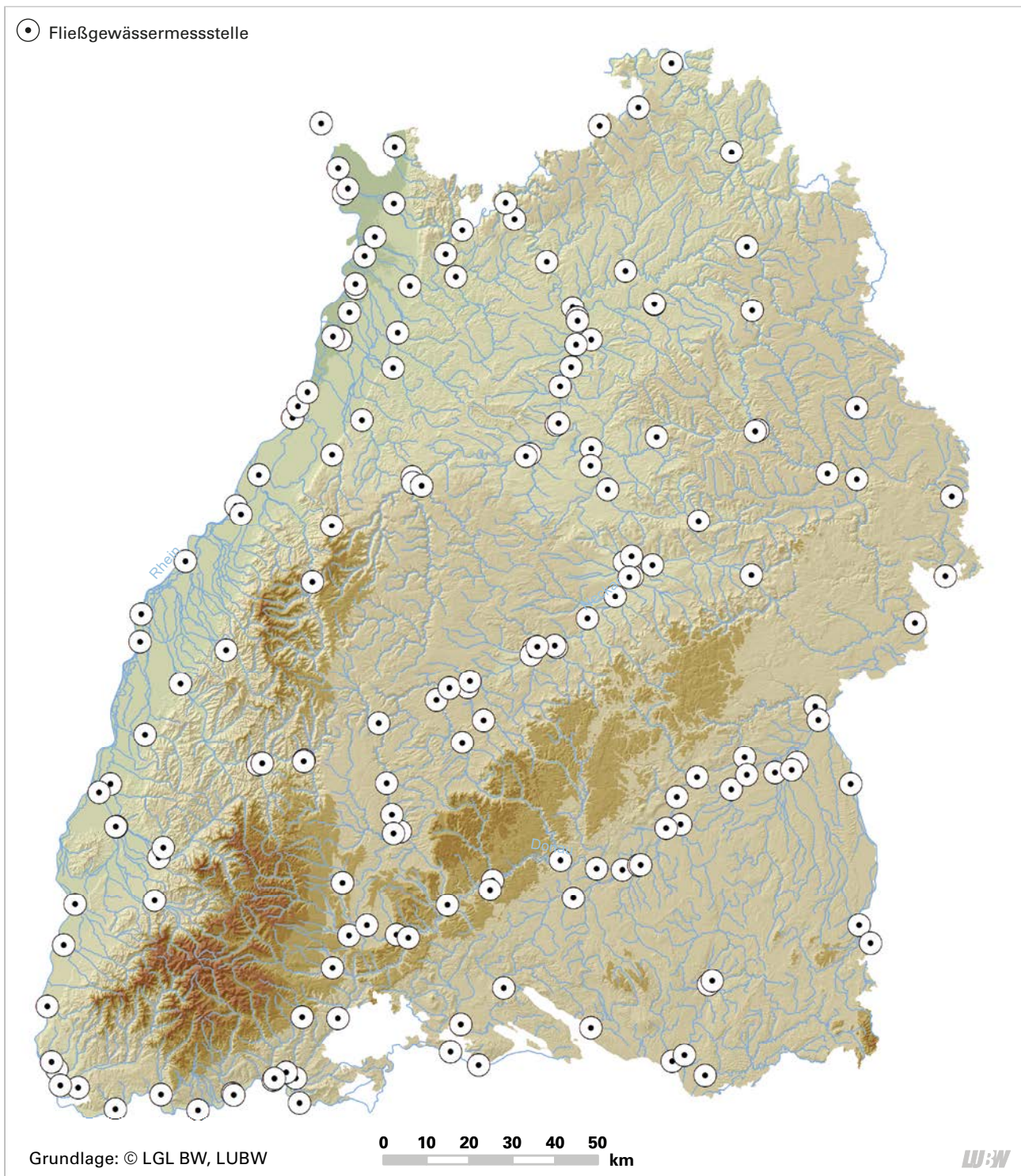


Abbildung 2.1: Lage der ausgewerteten Fließgewässermessstellen in Baden-Württemberg.

### 2.2.1.2 Stoffe mit Wirkung auf das Herz-Kreislaufsystem

Metoprolol und Sotalol gehören zu den sogenannten Beta-blockern und vor allem Metoprolol stellt einen wichtigen Vertreter dieser Wirkstoffgruppe dar. Beide Stoffe werden kaum in der herkömmlichen Abwasserbehandlung entfernt [GURKE et al., 2015].

Im Gegensatz zu den bisher beschriebenen Humanmetaboliten wird Valsartansäure beim biologischen Abbau unterschiedlicher Wirkstoffe aus der Untergruppe

der Sartane auf mikrobiellem Wege, beispielsweise bei der Abwasserbehandlung, gebildet [KERN et al., 2010]. Mögliche Vorläufersubstanzen – also Wirkstoffe, aus denen Valsartansäure gebildet werden kann – sind beispielsweise die im Untersuchungsumfang enthaltenen Blutdrucksenker Candesartan und Irbesartan. Diese Umwandlung ist aber in der Regel nicht vollständig, so dass genannte Wirkstoffe ebenfalls in behandeltem Abwasser vorkommen [GURKE et al., 2015]. Vor allem der aus-

laufende Patentschutz einiger der Sartan-Wirkstoffe hat vor gut zehn Jahren zu einem starken Anstieg der Verschreibungen geführt.

Hydrochlorothiazid gehört zur Untergruppe der sogenannten Diuretika (Entwässerungsmittel) und wird oftmals in Kombination mit anderen Blutdrucksenkern verordnet. Infolge seiner unzureichenden Entfernung bei der Abwasserbehandlung wird der Wirkstoff regelmäßig in Kläranlagenabläufen nachgewiesen [KOSTICH et al., 2014].

### 2.2.1.3 Schmerzmittel

Die Stoffe 4-Amino-Antipyrin (4-AA), 4-Acetylamino-Antipyrin (4-AAA) und 4-Formylamino-Antipyrin (4-FAA) sind Humanmetaboliten des sehr häufig eingesetzten Wirkstoffes Metamizol. Im internationalen Vergleich nimmt Deutschland eine Sonderstellung ein. Während Metamizol hierzulande hinsichtlich der Verordnungen zu den führenden Arzneimitteln gehört, ist der Wirkstoff in vielen anderen Ländern und Regionen, wie beispielsweise den USA, dem Vereinigten Königreich oder Skandinavien, aufgrund der Möglichkeit schwerwiegender Nebenwirkungen nicht zugelassen. Da Metamizol vollständig metabolisiert ausgeschieden wird, ist eine Untersuchung von Wasserproben auf den Wirkstoff nicht sinnvoll. Vor allem 4-AAA und 4-FAA stehen daher im Fokus des Abwasser- und Gewässermonitorings, da die Entfernung beider Stoffe in der herkömmlichen Abwasserbehandlung als vernachlässigbar angesehen wird [KAHLE et al., 2009]. Metamizol ist auch in der Veterinärmedizin zugelassen.

Diclofenac wird nicht nur zur akuten Schmerzunterdrückung, sondern oftmals aufgrund seiner entzündungshemmenden Eigenschaften eingesetzt. Der Stoff wird bei der herkömmlichen Abwasserbehandlung nur in unwesentlichem Maße entfernt [VIENO & SILLAANPÄÄ, 2014]. Ein aktueller Ansatz auf Anwendungsebene zur Minimierung der Diclofenac-Fracht im Abwasser ist die sogenannte *Wischen-statt-Waschen*-Strategie [BIELFELD et al., 2022; STAKEHOLDER-DIALOG SPURENSTOFFSTRATEGIE DES BUNDES, 2022a]. Nach der Auftragung Diclofenac-haltiger Salben soll die Hand, mit der das Präparat aufgetragen wurde, vor dem Waschen zunächst mit einem Papiertuch abgewischt werden. Das Papiertuch wird im Anschluss daran mit dem Hausmüll entsorgt. Damit ließe sich laut der Studie der Eintrag in das Abwasser im Vergleich um 70 % reduzieren. Diese

Vorgehensweise lässt sich prinzipiell auf alle auf die Haut aufzutragenden Arzneimittel übertragen. Der praktische Erfolg solcher Maßnahmen hängt allerdings in hohem Maße von Aufklärung und Kooperationsbereitschaft der Anwendenden ab. Die tatsächlichen Auswirkungen dieser Maßnahme müssen noch untersucht werden.

Ibuprofen verfügt über ein ähnliches Einsatzspektrum wie Diclofenac. Der Stoff wird – im Gegensatz zu Diclofenac – in der kommunalen Abwasserbehandlung üblicherweise sehr gut entfernt [BUSER et al., 1999]. Der Nachweis von Ibuprofen in der Umwelt kann somit als Hinweis auf einen Einfluss von unbehandeltem oder zumindest unzureichend behandeltem Abwasser interpretiert werden.

### 2.2.1.4 Antibiotika

Sulfamethoxazol, ein Wirkstoff aus der großen Gruppe der Sulfonamid-Antibiotika, wird vor allem zur Behandlung von Harnwegsinfekten und Lungenentzündungen eingesetzt. Acetyl-Sulfamethoxazol ist einer seiner Humanmetaboliten. Bei der herkömmlichen Abwasserbehandlung wird der Wirkstoff nicht entfernt. Beim biologischen Abbau von Acetyl-Sulfamethoxazol entsteht im Gegenteil dazu sogar der ursprünglich eingesetzte Wirkstoff [RADKE et al., 2009]. Aufgrund der schnellen Resistenzbildung bei der alleinigen Verwendung von Sulfonamid-Antibiotika wird Sulfamethoxazol oftmals in Kombination mit dem Wirkstoff Trimethoprim eingesetzt. Beide Wirkstoffe sind auch in der Veterinärmedizin zugelassen.

Azithromycin, Clarithromycin und Erythromycin sind Wirkstoffe aus der Gruppe der Makrolid-Antibiotika, die in ihrer Wirkung ein breites Spektrum an Bakterien erfassen. Clindamycin gehört nicht zu den Makroliden, wirkt aber über den gleichen Mechanismus. Clindamycin und Erythromycin sind auch in der Veterinärmedizin zugelassen. Hinsichtlich der Anwendungsmengen der genannten Stoffe in der Humanmedizin und der unzureichenden Entfernung in der dreistufigen Abwasserbehandlung ist für die Oberflächengewässer vor allem Clarithromycin von Bedeutung [MCARDELL et al., 2003].

Ciprofloxacin, ein Fluorchinolon-Antibiotikum, und das Betalactam-Antibiotikum Amoxicillin verfügen ebenfalls über ein breites Anwendungsspektrum bakteriell



hervorgerufener Infektionen. Amoxicillin ist auch in der Veterinärmedizin zugelassen.

#### 2.2.1.5 Röntgenkontrastmittel

Iodierte Röntgenkontrastmittel (IRKM) stellen bedeutende Hilfsmittel in der bildgebenden Diagnostik wie beispielsweise der Computertomographie dar. Wichtige Vertreter dieser Substanzgruppe sind Amidotrizoesäure, Iohexol, Iomeprol, Iopamidol und Iopromid. IRKM werden üblicherweise in hohen Dosen verabreicht (30–100 g pro Anwendung) und innerhalb eines Tages unverändert über den Urin ausgeschieden. Die IRKM-Fracht im Abwasserstrom ist daher im Vergleich mit anderen im medizinischen Bereich eingesetzten Stoffen relativ hoch. Ein relevanter Abbau der meisten IRKM in der kommunalen Abwasserbehandlung findet nicht statt, weshalb die Stoffe zu den am häufigsten und in den höchsten Konzentrationen nachgewiesenen Stoffen aus dem medizinischen Bereich in Kläranlagenabläufen zählen [LOOS et al., 2013].

Aufgrund der praktisch vollständigen Ausscheidung der Stoffe innerhalb von wenigen Stunden nach der Applikation besitzt die Sammlung des Patientenurins im Anschluss an die Anwendung und dessen anschließende Entsorgung über den Hausmüll ein großes Potenzial zur Minimierung der IRKM-Fracht im Abwasser. Einige Pilotstudien wurden bereits erfolgreich durchgeführt. Empfehlungen für eine Ausweitung der Pilotprojekte wurden veröffentlicht [STAKEHOLDER-DIALOG SPURENSTOFFSTRATEGIE DES BUNDES, 2022b].

#### 2.2.1.6 Sonstige Stoffe

Oxipurinol ist der wesentliche, aktive Humanmetabolit des Arzneistoffes Allopurinol zur Gichtbehandlung. Über die menschlichen Ausscheidungen gelangt Oxipurinol in das kommunale Abwasser; ausgeschiedenes, bzw. über das Abwasser entsorgtes Allopurinol wird in der Abwasserbehandlung mikrobiell ebenfalls in Oxipurinol umgewandelt [FUNKE et al., 2015]. Auf Allopurinol entfielen in Deutschland im Jahr 2020 etwa 86 % aller kassenärztlichen Verordnungen im Bereich der Gichtmittel [MÜHLBAUER, 2021]. Vergleichbar mit *Diabetes Mellitus* Typ 2 ist mit einer zunehmenden Altersverschiebung der Grunderkrankung in Richtung jüngeren Patientenalters sowie mit allgemein steigender Anzahl behandlungsbedürftiger Patienten und Oxipurinolfracht im Abwasser zu rechnen.

Metformin ist ein wichtiger Wirkstoff bei der Behandlung von *Diabetes Mellitus* Typ 2. Aufgrund der hohen Verschreibungsmengen und der daraus resultierenden hohen Frachten im unbehandelten Abwasser wird der Stoff trotz seiner guten biologischen Abbaubarkeit regelmäßig in Kläranlagenabläufen und Oberflächengewässern nachgewiesen. Letzteres gilt umso mehr für den beim Metformin-Abbau gebildeten und schwer abbaubaren Guanylharnstoff [SCHEURER et al., 2012].

Cetirizin ist ein Antihistaminikum und wird zur Behandlung allergischer Zustände, beispielsweise von Heuschnupfen, eingesetzt. Ein ausgeprägter saisonaler Verlauf der Cetirizin-Konzentration in Abwasser und Oberflächengewässern ist daher naheliegend und wurde bereits beobachtet [KOSONEN & KRONBERG, 2009].

Bezafibrat ist ein Wirkstoff zur Cholesterinsenkung. Wirkstoffe aus der Gruppe der Fibrate sind in Deutschland allerdings nur noch von untergeordneter Bedeutung und wurden hinsichtlich ihrer Verordnungen von anderen Stoffen wie beispielsweise den Statinen verdrängt.

#### 2.2.2 Benzotriazole

Benzotriazole werden beispielsweise für den Korrosionsschutz von Metallen, in Reinigungsmitteln für Geschirrspülmaschinen sowie in Enteisungsmitteln und Schmierstoffen eingesetzt. Substanzabhängig werden schlechte bis moderate Entfernungsleistungen in der herkömmlichen Abwasserbehandlung beobachtet aber nicht zuletzt aufgrund der hohen Verbrauchsmengen werden die Stoffe im Untersuchungsumfang regelmäßig in Kläranlagenabläufen nachgewiesen [REEMTSMA et al., 2010]. Maßnahmen zur Reduktion des Eintrags werden derzeit untersucht [STAKEHOLDER-DIALOG SPURENSTOFFSTRATEGIE DES BUNDES, 2022c].

#### 2.2.3 Synthetische Moschusduftstoffe

Synthetische Moschusduftstoffe werden in Wasch- und Reinigungsmitteln sowie in Kosmetikprodukten eingesetzt. Sie wurden als Ersatzstoffe für die als toxikologisch problematisch eingestufteten Nitromoschusverbindungen eingeführt. Mengenmäßig relevant in ihrer Anwendung sind vor allem HHCB (auch bekannt unter Galaxolide) und AHTN (auch bekannt unter Tonalid). Aufgrund ihrer physikochemischen Eigenschaften werden die Stoffe üblicherweise mit dem Klärschlamm aus der Wasserphase

entfernt, nennenswerte Mengen von vor allem HHCB werden dennoch in die Gewässer eingeleitet [CLARA et al., 2011].

#### 2.2.4 Synthetische Komplexbildner

Synthetische Komplexbildner werden vielfältig eingesetzt, beispielsweise in industriellen Prozessen (Papier- und Textilindustrie, Galvanik, Metallverarbeitung, Wasserbehandlung, Kautschukherstellung, Rauchgaswäsche), in Lebensmitteln (bspw. Calcium/Dinatrium-EDTA: E 385), in Körperpflegeprodukten, in Human- und Veterinärpharmaka sowie in industriellen und häuslichen Wasch- und Reinigungsmitteln. Auch in der Landwirtschaft dürfen Komplexbildner als Anwendungshilfsmittel bei der Düngung eingesetzt werden. Der mengenmäßig wichtigste Komplexbildner im Parameterumfang, EDTA, wird bei der Abwasserbehandlung nicht entfernt [ALDER et al., 1990].

#### 2.2.5 Synthetische Süßstoffe

Synthetische Süßstoffe werden Lebensmitteln als Ersatzstoff für Zucker zugesetzt (kalorienarme Produkte), aber auch Körperpflegeprodukten wie Zahnpasta. Die in der Auswertung enthaltenen Stoffe Acesulfam und Sucralose stellen mengenmäßig wichtige Vertreter dieser Stoffgruppe dar. Bis vor einigen Jahren wurde von einer hohen Stabilität von Acesulfam in der kommunalen Abwasserbehandlung ausgegangen. Neuere Ergebnisse stellen diese Einschätzung allerdings in Frage und es wird von einer Anpassung gewisser Mikroorganismen in Kläranlagen an den Stoff ausgegangen, die diesen nun verstoffwechseln können [KLEINSTEUBER et al., 2019]. Als ein weiterer Faktor für sinkende Acesulfam-Konzentrationen in Kläranlagenabläufen wird eine teilweise Marktverschiebung zugunsten des biologisch schwer abbaubaren Süßstoffs Sucralose angenommen. Dieser Süßstoff wird auch als Nebenbestandteil von oralen Veterinärpharmaka eingesetzt und kann somit auch über diffuse Quellen in die Gewässer eingetragen werden.

#### 2.2.6 Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS)

Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) sind eine sehr heterogene Stoffgruppe aus – nach aktueller Definition – mehreren tausend Einzelstoffen. In der Vergangenheit wurde diese Stoffgruppe auch als PFC oder auch PFT (perfluorierte Chemikalien/Tenside) bezeichnet und rückte spätestens 2013, dem Jahr der Entdeckung einer

flächenhaften Kontamination landwirtschaftlicher Böden im Gebiet Rastatt/Baden-Baden, in den öffentlichen Fokus der Bevölkerung Baden-Württembergs. Bei perfluorierten Verbindungen sind alle kohlenstoffgebundenen Wasserstoffatome durch Fluoratome ersetzt. Bei polyfluorierten Verbindungen wurden die Wasserstoffatome nur teilweise substituiert, das heißt, hier liegen neben Fluoratomen noch Wasserstoffatome vor.

PFAS sind sowohl wasser- als auch schmutz- sowie fettabweisend und zudem stabil gegenüber hohen Temperaturen und extremen chemischen Bedingungen. Die Stoffe sind daher in vielen Alltagsprodukten wie beispielsweise Bekleidung, Kosmetika und Papier enthalten. Aber auch in Feuerlöschmitteln und industriellen Prozessen wurden und werden zum Teil noch PFAS eingesetzt. Vertreter der PFAS können im Zuge ihrer Produktion, Verwendung und Entsorgung über zahlreiche Eintragspfade in die Umweltkompartimente Luft, Boden und Wasser eingetragen werden. Dazu zählen u. a. Schlämme und Abwässer aus kommunalen und industriellen Kläranlagen [GALLEN et al., 2018], Abflüsse aus historischen oder rezenten Anwendungsorten PFAS-haltiger wasserfilmbildender Schaummittel zur Brandbekämpfung [RUYLE et al., 2021], Abflüsse aus Deponien [MASONER et al., 2020] und der Niederschlag [CHEN et al., 2019].

Die Folge der hohen Stabilität von PFAS gegenüber chemischen und biologischen Abbauprozessen ist ihre Anreicherung in der Umwelt. Langkettige Vertreter, wie sie vor allem in der Vergangenheit zum Einsatz kamen, reichern sich nach Freisetzung in die Umwelt in der Nahrungskette an.

Die hier betrachteten PFAS decken u. a. ein breites Spektrum an kurz- und langkettigen Perfluoralkylsäuren (PFAA) ab. Dazu gehören die wohl bekanntesten Vertreter Perfluorooctansäure (PFOA) und Perfluorooctansulfonsäure (PFOS).

Der Einsatz des am häufigsten verwendeten Vertreters PFOS wurde ab 2006 europaweit sukzessive fast vollständig verboten. Für PFOS ist als einzigem PFAS-Vertreter auch eine Umweltqualitätsnorm (UQN) in Oberflächengewässern festgelegt. Der Eintrag erfolgt überwiegend über diffuse Quellen. Eine aktuelle Studie berichtet von relevanten Einträgen von PFOS mit dem Niederschlag [COUSINS et al., 2022].

Die Verwendung von PFOA wurde 2020 in der sog. POP-Verordnung (POP: Persistent Organic Pollutants) ebenfalls weitgehend beschränkt. Eine EU-weite Beschränkung für die Herstellung und Verwendung der langkettigen C9-C14 PFAS tritt am 25. Februar 2023 in Kraft.

Aufgrund neuerer Erkenntnisse zu gesundheitlich negativen Effekten von PFAS auf den Menschen wurden inzwischen Regelungen in die europäische Trinkwasser-Richtlinie aufgenommen. Vorschläge für UQN für PFAS sind in dem aktuellen Entwurf zur Novellierung der UQN-Richtlinie enthalten [EU, 2022].

Trifluoressigsäure bzw. Trifluoacetat (TFA) besitzt aufgrund seiner hohen Mobilität im Wasser eine gewisse Ausnahmestellung unter den perfluorierten Stoffen. Im Jahr 2016 wurden in Trinkwasserproben in Heidelberg erhöhte Konzentrationen des Stoffes nachgewiesen, die einer Industrieeinleitung am Neckar zugeordnet werden konnten [SCHEURER et al., 2017]. Die Einträge über diese Punktquelle konnte in den Folgejahren um über 90 % reduziert werden. Aufgrund der Befunde wurden auch Hintergrundwerte und weitere Eintragsquellen des Stoffes verstärkt untersucht. TFA wird z. B. beim mikrobiellen Abbau bestimmter Pflanzenschutzmittel und Pharmaka freigesetzt. Eine weitere wichtige diffuse Eintragsquelle ist der atmosphärische Abbau von gewissen fluorierten Treib- und Kältemitteln in der Atmosphäre und die anschließende Auswaschung des gebildeten TFA mit dem Niederschlag [FREELING et al., 2020]. TFA lässt sich aus dem (Ab-)wasser kaum entfernen und wird auch in der Umwelt nicht abgebaut [SCHEURER et al., 2017].

### 2.2.7 Pestizidrückstände

Im Parameterumfang der hier vorgestellten Untersuchungen sind verschiedene Wirkstoffe aus Pflanzenschutzmitteln (PSM) und Bioziden sowie einzelne Abbauprodukte aus diesen Anwendungsbereichen enthalten. Je nach Wirkprinzip können manche Pestizid-Wirkstoffe sowohl in PSM als auch in Biozidprodukten eingesetzt werden. Hinsichtlich der Kategorisierung und der damit verbundenen Regulierung wird allerdings zwischen der Anwendung unterschieden. PSM sind zur direkten Anwendung an Pflanzen und Pflanzenerzeugnissen bestimmt. Biozide hingegen dienen der Vorbeugung oder Bekämpfung von Organismen, die für die Gesundheit von

Mensch oder Tier schädlich sind oder natürliche oder gefertigte Materialien schädigen.

Von den untersuchten Spurenstoffen sind zum Zeitpunkt der Recherche vom Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit (BVL) folgende Stoffe als PSM-Wirkstoffe zugelassen [BVL, 2023]:

- Cypermethrin
- Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D)
- Dichlorprop (2,4-DP)
- Mecoprop (MCP)
- 2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure (MCPA).

Cypermethrin wird als Insektizid eingesetzt. Die Substanzen 2,4-D, MCP, 2,4-DP und MCPA sind Herbizidwirkstoffe. Weitere hier betrachtete Stoffe wurden ebenfalls in PSM eingesetzt, von denen allerdings aktuell (Stand: Februar 2023) kein Produkt mehr in Deutschland zugelassen ist. Im Folgenden werden diese Wirkstoffe sowie die am kürzesten zurückliegenden Aufbrauchfristen entsprechender Produkte genannt: Bentazon (07/2019), Isoproturon (09/2017), Carbendazim (09/2015), Diuron (12/2008) sowie Terbutryn (12/2003).

Als Biozide zugelassen sind in Deutschland die Stoffe Carbendazim (Beschichtungsschutzmittel, Schutzmittel für Baumaterialien), Diethyltoluamid (DEET) (Repellent) und Cypermethrin (Holzschutzmittel, Insektizid). Cypermethrin und DEET sind darüber hinaus auch als Tierarzneimittel zur Abwehr blutsaugender Parasiten zugelassen. Desethylterbutryn ist ein Abbauprodukt des nicht mehr zugelassenen Herbizids Terbutryn sowie des strukturell sehr ähnlichen, ebenfalls nicht mehr zugelassenen Biozids Irgarol. Irgarol wurde in Schiffsanstrichen angewendet, um einen Algenaufwuchs zu verhindern.

Triclosan ist ein antimikrobieller Wirkstoff, der in einer breiten Palette von Bedarfsgegenständen, kosmetischen Präparaten und Desinfektionsmitteln eingesetzt wurde und wird. Als Biozid ist der Stoff nicht mehr zugelassen und auch in kosmetischen Produkten, die auf der Haut verbleiben und die eine großflächige Anwendung erfordern, ist der Einsatz des Stoffes mittlerweile verboten. Die Anwendung von Triclosan in pharmazeutischen Cremes und Salben, Zahnpasta, Seife, Duschgel, Deorollern, Schminke

oder Nagelreinigungsprodukten ist allerdings noch zulässig. Triclosan wird daher hauptsächlich über das kommunale Abwasser in die aquatische Umwelt eingetragen.

### 2.2.8 Hormonell wirksame Stoffe

Bei den untersuchten hormonell wirksamen Verbindungen handelt es sich um Verbindungen mit östrogenen Wirkung, d. h. um Stoffe, die vergleichbare Wirkungen wie weibliche Sexualhormone haben. Die Stoffe 17-beta-Estradiol (E2) und Estron (E1) sind zwei natürliche Steroidhormone. Die Substanz 17-alpha-Ethinylestradiol hingegen ist ein synthetisches Steroidhormon, das beispielsweise als Wirkstoff in Verhütungsmitteln vorkommt. Die drei genannten Stoffe werden üblicherweise gut bei der Abwasserbehandlung entfernt, aufgrund ihrer sehr niedrigen Wirkungsschwellen in der Umwelt sind allerdings auch noch Spuren der Stoffe in Kläranlagenabläufen als bedenklich anzusehen [MES et al., 2005].

Bisphenol A (BPA) ist eine Industriechemikalie, für die in Laborversuchen eine östrogene Wirkung festgestellt wurde. Der Stoff ist ein Monomer bei der Herstellung von Epoxidharzen und findet darüber hinaus als Antioxidans in vielen Kunststoffen Anwendung.

Die Stoffgruppe der Alkylphenole, zu denen das 4-iso-Nonylphenol und *tert*-Octylphenol chemisch gehören, treten in der Umwelt auch als Abbauprodukte der entsprechenden Ethoxylate auf, welche vor allem in der Vergangenheit vielfach als Tenside in industriellen Prozessen oder auch in Pestizidformulierungen als sogenannte Netzmittel eingesetzt wurden. Nonylphenole und Nonylphenolethoxylate dürfen in der EU nur noch zu weniger als 0,1 % in entsprechenden Produkten enthalten sein. Das *tert*-Octylphenol wird hauptsächlich für die industrielle Herstellung von Phenol-Formaldehydharzen verwendet.

### 2.2.9 Weitere Spurenstoffe

Melamin ist eine wichtige Industriechemikalie und Grundstoff für die Herstellung von vielen Haushaltsgegenständen, Flammenschutz- und Imprägniermitteln, Farbstoffen und Textilien. In den Fokus der Öffentlichkeit rückte der Stoff 2008, als der sogenannte *Chinesische Milchskandal* aufgedeckt wurde. Die illegale Zugabe von Melamin sollte einen hohen Proteingehalt der damit gestreckten Milch vortäuschen. In China erkrankten und starben Säuglinge nach der Aufnahme von mit Melamin gestreckter Säuglingsnahrung. In der kon-

ventionellen Abwasserbehandlung wird Melamin nicht aus dem Abwasser entfernt [ALHELOU et al., 2019].

Fluoranthren ist ein sogenannter polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoff (PAH). Wie andere PAH entsteht auch Fluoranthren bei der unvollständigen Verbrennung von organischem Material. Der Großteil der PAH-Einträge in Gewässer erfolgt durch atmosphärische Ablagerung [UBA, 2016].

Die Stoffe Tris(2-chlorethyl)phosphat (TCEP) und Tris(2-chlorisopropyl)phosphat (TCPP) gehören zu den Trialkylphosphaten. Diese Substanzen sind Industriechemikalien, die Kunststoffen als Flammenschutzmittel und Weichmacher zugesetzt werden. Aufgrund seiner fortpflanzungsgefährdenden Eigenschaften darf TCEP seit August 2015 in der EU nicht mehr produziert und in Umlauf gebracht werden und wurde weitestgehend durch TCPP ersetzt. Wie TCEP wird auch TCPP in der Abwasserbehandlung praktisch nicht entfernt [MEYER & BESTER, 2004]. Triphenylphosphinoxid (TPPO) wird bei der Synthese von Vitamin A verwendet. Der Stoff ist aber auch ein Oxidationsprodukt des als Weichmacher eingesetzten Triphenylphosphat (TPP).

## 2.3 Vorgehensweise bei der Auswertung

Der vorliegende Datensatz wurde hinsichtlich der Nachweishäufigkeiten der im Untersuchungsumfang enthaltenen Spurenstoffe, ihren Konzentrationen und gegebenenfalls ihrer Trendentwicklung statistisch ausgewertet.

Es erfolgte zunächst eine Priorisierung der Spurenstoffe hinsichtlich ihrer Untersuchungs- und Nachweishäufigkeiten ohne weitere Berücksichtigung einer möglichen zeitlichen Entwicklung. Als *häufig nachgewiesene* Spurenstoffe wurden Substanzen definiert (Abbildung 2.2), die:

- in mindestens 10 % aller Proben gemessen wurden und
- in mindestens 50 % der untersuchten Proben die Bestimmungsgrenze überschritten.

Spurenstoffe, auf die weniger als 10 % aller Proben untersucht wurden, sind in der Regel zu einem späteren Zeitpunkt in den Untersuchungsumfang aufgenommen worden, von regionalem Interesse und/oder möglicherweise

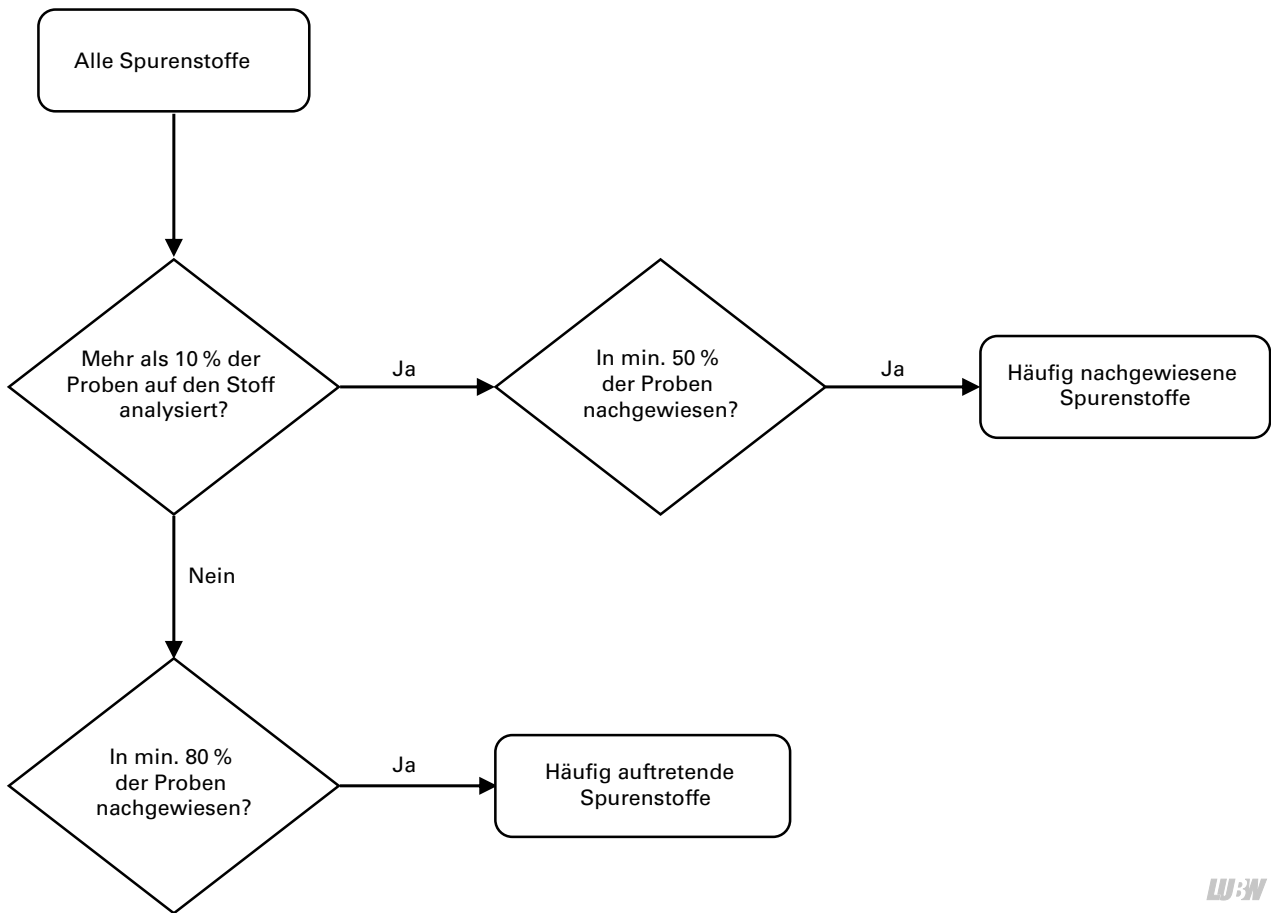


Abbildung 2.2: Angewandte Kriterien zur Priorisierung der Spurenstoffe hinsichtlich ihrer Untersuchungs- und Nachweishäufigkeit.

bereits als weniger bedeutsam identifiziert worden, weshalb zunehmend seltener dahingehend untersucht wurde. Als *häufig auftretende* Spurenstoffe wurden Substanzen definiert (Abbildung 2.2), die:

- in weniger als 10 % aller Proben gemessen wurden und
- in mindestens 80 % der untersuchten Proben die Bestimmungsgrenze überschritten.

Diese *häufig nachgewiesenen* und *häufig auftretenden* Spurenstoffe wurden hinsichtlich ihrer ökotoxikologischen Relevanz (vergl. Kapitel 2.3.4) für die Gewässer eingeordnet.

### 2.3.1 Aggregierung der Daten

Zur statistischen Auswertung und besseren Visualisierung der Konzentrationen in den untersuchten Oberflächengewässern wurden Einzelwerte der Konzentration zeitlich und räumlich aggregiert. Dabei wurden folgende aggregierende Maßzahlen abgeleitet: arithmetisches Mittel, erstes Perzentil, zweites Perzentil (Median), drittes Perzentil und Maximum der Spurenstoffkonzentrationen. Eine Aggregation erfolgte für jeden Spurenstoff sowohl auf Ebene des

Landes Baden-Württemberg (d. h. Ableitung von Maßzahlen über alle Messstellen hinweg) als auch auf Messstellenebene (d. h. Ableitung von Maßzahlen separat für jede Messstelle). Die Aggregation auf Bundeslandebene erlaubt einen allgemeinen Überblick über das Auftreten und die Konzentrationsniveaus unterschiedlicher Spurenstoffe in Fließgewässern Baden-Württembergs. Die Aggregation auf Messstellenebene ermöglicht dagegen die Identifikation und Charakterisierung räumlicher Unterschiede der Spurenstoffbelastung innerhalb von Baden-Württemberg.

### 2.3.2 Werte unter Bestimmungsgrenze

Da der verwendete Datensatz links-zensierte Datenpunkte (d. h. Konzentrationen unterhalb der BG) enthielt, wurden Mittelwerte und Perzentile mit Hilfe der *regression on order statistics*-Methode (ROS) abgeleitet [HELSEL, 2011]. Für einen links-zensierten Datenpunkt (z. B.  $< 0,05 \mu\text{g/L}$ ) ist lediglich bekannt, dass der Zahlenwert zwischen Null und der BG des Analyseverfahrens gelegen ist. Häufig in der Umweltchemie angewandte Methoden im Umgang mit zensierten Daten sind deren Substitution durch einen willkürlich ausgewählten und fixen Zahlenwert (z. B. die Hälfte der BG) oder deren Ausschluss von der Auswertung.



Die Forschung der letzten Jahre hat jedoch gezeigt, dass diese Methoden ungenügende statistische Schätzwerte (z. B. Mittelwerte, Standardabweichungen, Korrelationskoeffizienten, Steigungen von Regressionsgeraden, Hypothesentests) hervorbringen, was zu Fehlinterpretationen führen kann [HELSEL, 2006]. Bei ROS handelt es sich um ein Imputationsverfahren, bei dem die links-zensierten Datenpunkte basierend auf einem Wahrscheinlichkeitsdiagramm der unzensierten Datenpunkte (d. h. Konzentrationen oberhalb der BG) aufgefüllt werden, wodurch eine willkürliche Substitution oder Ausschluss zensierter Daten vermieden werden kann [HELSEL, 2005]. Lediglich wenn die Anwendung des ROS-Verfahrens, aufgrund einer zu geringen Anzahl an unzensierten Datenpunkten ( $\leq 1$ ) nicht möglich war, wurden Zahlenwerte unterhalb der BG durch die Hälfte der BG substituiert [HORNUNG & REED, 1990]. Die graphische Darstellung der Konzentrationen bzw. Konzentrationsverteilungen von Spurenstoffen erfolgte mit Hilfe sog. zensierter Boxplots. In einem zensierten Boxplot stellt eine horizontale Linie (in diesem Fall rot eingefärbt) die höchste im jeweiligen Datensatz vorhandene BG dar. Es ist zu beachten, dass sich die BG, während des Untersuchungszeitraums geändert haben können, etwa durch den technischen Fortschritt. Es ist also möglich, dass sich die im Boxplot eingezeichnete höchste BG nur auf einen Teil der Messwerte bezieht und übrige Werte mit einer teilweise deutlich niedrigeren BG ermittelt wurden. Werte unterhalb der jeweils gültigen BG (links-zensierte Werte) wurden mit Hilfe des ROS-Verfahrens geschätzt. Abbildung 2.3 zeigt exemplarisch die Lage der durch den zensierten Boxplot dargestellten Kennwerte:

- Minimum: Kleinster Wert im Datensatz
- Erstes Quantil: 25 % der Werte sind kleiner oder gleich diesem Kennwert
- Zweites Quantil (Median): 50 % der Werte sind kleiner oder gleich diesem Kennwert
- Drittes Quantil: 75 % der Werte sind kleiner oder gleich diesem Kennwert
- Maximum: Größter Wert im Datensatz

Das hier angewandte Imputationsverfahren weicht vom Vorgehen der aktuellen Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (OGewV) ab. Diese sieht grundsätzlich die Substitution links-zensierter Datenpunkte durch die Hälfte der BG vor [OGewV, 2020].

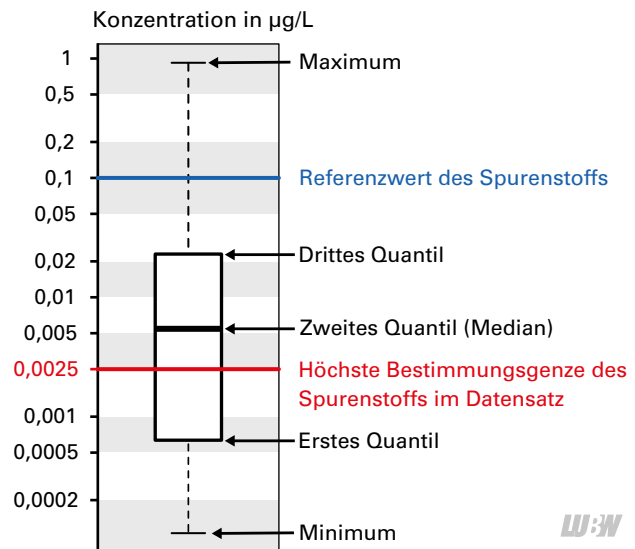


Abbildung 2.3: Erläuterung der durch einen zensierten Boxplot dargestellten statistischen Kennwerte. Die horizontale, blaue Linie entspricht der Höhe des substanzspezifischen ökotoxikologischen Referenzwertes. Die horizontale, rote Linie stellt die höchste im Datensatz vorhandene Bestimmungsgrenze (BG) für den jeweiligen Spurenstoff dar. Es ist möglich, dass sich die im Boxplot eingezeichnete höchste BG nur auf einen Teil der Messwerte bezieht und übrige Werte mit einer Messmethode mit teilweise deutlich niedrigeren BG ermittelt wurden. Konzentrationen unterhalb der BG wurden mit Hilfe der ROS-Methode geschätzt. Die y-Achse des Boxplot (Konzentrationswerte) ist logarithmisch skaliert.

### 2.3.3 Trendbetrachtungen

Die Untersuchungen zeitlicher Trends der Konzentrationen oder Frachten von Spurenstoffen in Fließgewässern ermöglichen es, zeitliche Veränderungen der Spurenstoffbelastung zu beschreiben. Zeitreihen der Konzentrationen oder Frachten können beispielsweise Informationen bezüglich zeitlicher Veränderungen der Produktion und des Gebrauchs von Spurenstoffen liefern (z. B. zu- und abnehmende Verschreibungszahlen eines Arzneimittelwirkstoffs; Auslaufen der Zulassungsfrist eines PSM-Wirkstoffs; Substitution von Industriechemikalien durch neue Stoffe). Auch der Erfolg des Ausbaus von Kläranlagen mit einer 4. Reinigungsstufe als regulatorische Maßnahme zur Verminderung der Belastung von Fließgewässern durch anthropogene Spurenstoffe kann mittels Trendbetrachtungen beschrieben und bewertet werden.

Für zeitliche Trendbetrachtungen häufig vorkommender Spurenstoffe wurden Probenahmestellen mit den am besten geeigneten Datensätzen für eine solche Untersuchung herangezogen. Diese lagen an Donau, Neckar und Rhein, da hier die meisten Untersuchungsergebnisse vorlagen. Der Abfluss eines Oberflächengewässers kann aufgrund des physikalischen Prozesses der Verdünnung einen erheblichen Einfluss auf die Konzentrationen von im Wasser

gelösten chemischen Verbindungen haben. So kann eine Verbindung einem Oberflächengewässer zwar mit einer relativ konstanten Rate zugeführt werden (z. B. infolge der Einleitung behandelten Abwassers durch eine Kläranlage), jedoch unterliegt der natürliche Abfluss des Vorfluters oft größeren Schwankungen. Daher ist ein großer Teil der Varianz in der Konzentration von gelösten Stoffen eine Funktion des Abflusses. Für eine Trendanalyse ist dies problematisch, da die dadurch verursachte erhöhte Variabilität der Konzentrationszeitreihe die Identifikation zeitlicher Trends erschwert.

Durch Anpassung eines sog. *generalized additive models* (GAM) [WOOD et al., 2016] wurden für jede betrachtete Messstelle Beziehungen zwischen dem Abfluss und den Spurenstoffkonzentrationen ermittelt. Das GAM wurde genutzt, um aus der durch Modellanpassung ermittelten Beziehung zwischen Abfluss und Spurenstoffkonzentration, den Einfluss des Abflusses aus den Konzentrationsdaten eines jeden Standorts herauszurechnen. Die eigentliche Trendbestimmung erfolgte schließlich mit den Residuen der Konzentrationen des GAM-Modells. In diesem Fall bilden die Residuen die zeitlichen Variationen der Konzentrationen ab, die nicht durch die zeitlichen Veränderungen des Abflusses erklärbar sind. Die Residuen stellen demnach die Abfluss-normalisierten Spurenstoffkonzentrationen dar.

Zur Trendermittlung wurde der Kendall-Rangkorrelationskoeffizient  $\tau$  und die Akritas-Theil-Sen-Gerade (ATS) [AKRITAS et al., 1995] berechnet. Die ATS-Methode entspricht dem Mann-Kendall-Trendtest, erlaubt jedoch die Auswertung zensierter Datenpunkte ohne deren vorangegangener Substitution. Der Kendall-Rangkorrelationskoeffizient ist ein Maß für die Stärke der monotonen Beziehung zwischen zwei Variablen (hier: Konzentration und Messzeitpunkt) und bedarf nicht der Überprüfung von Modellannahmen (z. B. Normalverteilung der Residuen, konstante Varianz der Residuen, Linearität des Zusammenhangs zwischen den Variablen) und ist robust gegenüber statistischen Ausreißern (ungewöhnlich hohe oder niedrige Konzentrationswerte). Die Steigung der ATS-Geraden gibt schließlich Auskunft über die Höhe der Konzentrationsänderung pro Zeiteinheit (in diesem Fall pro Jahr), d. h. je steiler die Gerade steigt bzw. fällt, desto zeitlich schneller ist der beobachtete Anstieg bzw. Abfall der Spurenstoffkonzentration im Fließgewässer.

In den meisten Studien werden lediglich zeitliche Trends von Spurenstofffrachten untersucht. Gegenüber von Zeitreihen Abfluss-normalisierter Spurenstoffkonzentrationen haben diese jedoch den Nachteil, dass im Zuge der Berechnung von Spurenstofffrachten keine Rückschlüsse hinsichtlich allgemeiner Unterschiede in den Konzentrationsniveaus bzw. in den zeitlichen Änderungen der Konzentrationen verschiedener Fließgewässer/Messstellen gemacht werden können, da die ursprüngliche Messgröße (Spurenstoffkonzentration) durch Multiplikation mit dem Abfluss zum Zeitpunkt der Probenahme in eine andere Messgröße (Fracht) überführt wird. Dies ist insbesondere beim Vergleich von Fließgewässern mit stärker voneinander abweichenden Abflüssen problematisch.

### 2.3.4 Referenzwerte

Als Referenzwerte wurden bevorzugt Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnormen (JD-UQN) (oberirdische Gewässer ohne Übergangsgewässer), wie sie in der aktuellen OGEWV aufgelistet sind, herangezogen [OGEWV, 2020]. Lagen solche nicht vor, wurden Vorschläge für JD-UQN (UQN-V) oder ökotoxikologisch abgeleitete und als Jahresdurchschnitts-Qualitätsstandards (AA-QS) (*freshwater, eco*) bezeichnete Referenzwerte der Europäischen Union [EU, 2022] bzw. des Umweltbundesamtes der Bundesrepublik Deutschland (UBA) [UBA, 2020a; UBA, 2020b] verwendet.

Für einige Substanzen sind in der OGEWV zusätzlich zulässige Höchstkonzentrationen (ZHK-UQNs) festgelegt, die neben den JD-UQN zur Bewertung nach Wasser-Rahmenrichtlinie genutzt werden. So haben unter anderem die auch hier betrachteten Substanzen Carbendazim, Fluoranthen, Cypermethrin, Terbutryn und Irgarol bei der letzten Wasserkörperbewertung vereinzelt Überschreitungen der ZHK-UQN gezeigt, was aus den Bewirtschaftungsplänen hervorgeht. Der vorliegende Bericht konzentriert sich auf die Betrachtung mittlerer Verhältnisse im Untersuchungszeitraum und zieht Vergleiche zu den Konzentrationsmittelwerten; die ZHK-UQN werden daher nicht als Referenzwerte herangezogen.

Das Oekotoxzentrum der Schweiz hat chronische Qualitätskriterien abgeleitet, die in Abwesenheit von JD-UQN der OGEWV oder entsprechender Vorschläge ebenfalls zur Bewertung der Untersuchungsergebnisse herangezogen wurden [OEKOTOXZENTRUM, 2022]. Lagen keine

der oben genannten Referenzwerte vor, wurden sogenannte PNEC-Werte (*predicted no-effect concentration*), aus der frei zugänglichen Datenbank des Norman-Network [NORMAN-NETWORK, 2022] herangezogen. Als PNEC wird eine aus ökotoxikologischen Versuchen abgeleitete oder über Vergleichsstudien modellierte Konzentration eines Stoffes bezeichnet, bis zu der sich keine Auswirkungen auf die Umwelt zeigen. Bei einer Unterschreitung aller herangezogenen ökotoxikologischen Referenzwerte sollten per Definition keine Effekte in der aquatischen Umwelt auftreten. Sollten nur modellierte PNEC vorliegen (oftmals im Norman-Network der Fall) – diese enthalten in der Regel hohe Sicherheitsfaktoren – und diese im Mittel überschritten worden sein, wurden weitere Informationen zu den Stoffen hinzugezogen.

Zur Bewertung der Messdaten in Fließgewässern wurden in dieser Auswertung keine Grenz-, Orientierungs- oder Zielwerte im Hinblick auf eine Trinkwassergewinnung herangezogen.

### **2.3.5 Test auf statistische Unterschiede zwischen Gruppen**

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde ein potentieller Einfluss der Hydrologie auf die Konzentrationen von Spurenstoffen, insbesondere im Kontext von Niedrigwassersituationen, untersucht. Die bei Niedrigwasser ansteigenden Abwasseranteile von Fließgewässern sollten mit höheren Konzentrationen abwasserbürtiger Spurenstoffe einhergehen.

Um zu prüfen ob in abflussschwachen Jahren tendenziell erhöhte Spurenstoffkonzentrationen auftreten, wurden an

einer zuvor ausgewählten Messstelle die Konzentrationen diverser Spurenstoffe eines abflussschwachen Jahres mit denen eines abflusstarken Jahres verglichen. Aufgrund der mit Abstand größten Anzahl an Datenpunkten wurde die Messstelle Rhein/Weil, Palmrainbrücke für einen Vergleich herangezogen. An der Messstelle wurden zahlreiche Spurenstoffe in einem täglichen Turnus beprobt. Damit bildet der Datensatz die chemische Belastungssituation unter unterschiedlichsten hydrologischen Bedingungen ab, was wichtig für einen statistischen Vergleich von Spurenstoffdaten aus verschiedenen Jahren ist.

In einem ersten Schritt wurde aus den täglichen Abflussdaten des Pegels des Schweizer Bundesamtes für Umwelt Basel-Rheinhalle nahe der Palmrainbrücke in Weil die Jahresmittel des Abflusses abgeleitet. Anschließend wurden die beiden aufeinander folgenden Jahre ermittelt, welche die größte Differenz in den mittleren Jahresabflüssen aufwiesen. Im nächsten Schritt wurde getestet, ob am Messstandort ein statistisch signifikanter ( $p < 0,05$ ) Unterschied in den Jahresmittelwerten des Abflusses beider Untersuchungsjahre vorlag. Im finalen Schritt wurde geprüft, ob signifikante ( $p < 0,05$ ) Unterschiede in den mittleren Spurenstoffkonzentrationen vorlagen. Der Test auf statistisch signifikante Unterschiede in den Mittelwerten erfolgte in allen Fällen (Abflüsse und Spurenstoffkonzentrationen) mit Hilfe eines nichtparametrischen Zweistichproben-Permutationstests. Dieser Test ist für den Vergleich von Massen oder Volumina von Gruppen geeignet, ermöglicht die Untersuchung nicht-normalverteilter Daten und lässt die Auswertung zensierter Datenpunkte zu.



# 3 Ergebnisse der Datenauswertung und Diskussion

## 3.1 Allgemeine Belastungssituation und ökotoxikologische Relevanz

Die auf Ebene des Landes Baden-Württembergs abgeleiteten Maßzahlen der Spurenstoffkonzentrationen sowie die verwendeten Referenzwerte einschließlich deren Herkunft sind in Tabelle 3.1 (*bäufig nachgewiesene Stoffe*) und Tabelle 3.2 (*bäufig auftretende Stoffe*) auf-

gelistet. In Tabelle 5.3 im Anhang sind die aggregierenden Maßzahlen für alle Spurenstoffe aufgeführt, die außerhalb der definierten Kriterien *bäufig nachgewiesener* und *bäufig auftretender* Spurenstoffe lagen. Die auf Ebene der individuellen Messstellen abgeleiteten Maßzahlen der Spurenstoffkonzentrationen sind online (digitaler Anhang) abrufbar.

*Tabelle 3.1: Gesamtauswertung Teil 1 – Stoffe, auf die mindestens 10 % aller in Baden-Württemberg entnommenen Proben im Berichtszeitraum (05/2013 – 12/2021) untersucht wurden und die in mindestens 50 % der untersuchten Proben nachgewiesen wurden (definiert als „häufig nachgewiesene Stoffe“, siehe Abbildung 2.2) – Arith. Mittelwerte, 1. Quantile, 2. Quantile (Mediane), 3. Quantile und Maxima aller analysierten Proben und der maximale arithmetische Mittelwert, der im gesamten Untersuchungszeitraum in einem einzelnen Gewässer ermittelt wurde sowie Referenzwerte der Spurenstoffe. Reihenfolge in absteigender Nachweishäufigkeit. Im Mittel bzw. im Median erreichte bzw. überschrittene ökotoxikologische Referenzwerte sind durch Fettschrift hervorgehoben. ROS: Regression on Order Statistics.*

Spurenstoff	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %	Arith. Mittelwert über alle Gewässer in µg/L	1. Quantil über alle Gewässer in µg/L	2. Quantil über alle Gewässer in µg/L	3. Quantil über alle Gewässer in µg/L	Maximum über alle Gewässer in µg/L	Maximaler arith. Mittelwert in einem einzelnen Gewässer in µg/L	Ange wandtes Imputationsverfahren	Referenzwert in µg/L
1H-Benzotriazol	2459	0	100	0,25	0,16	0,20	0,24	8,6	1,5	–	19 <sup>5</sup>
4-AAA	2459	0	100	0,089	0,058	0,076	0,093	0,9	0,38	–	100 <sup>6</sup>
Acesulfam	2093	0	100	0,33	0,21	0,29	0,39	2,4	0,75	–	72,4 <sup>6</sup>
Lamotrigin	2459	0	100	0,040	0,027	0,034	0,042	0,42	0,17	–	8,0 <sup>2</sup>
Metformin	2443	0	100	0,28	0,19	0,24	0,33	2,2	0,71	–	5,0 <sup>2</sup>
Metoprolol	2459	0	100	0,016	0,007	0,0095	0,013	0,37	0,14	–	8,6 <sup>5</sup>
TFA	2407	0	100	4,6	0,98	2,1	5,6	85	8,3	–	21 <sup>3</sup>
Gabapentin	2459	3	99,9	0,071	0,042	0,052	0,065	1,3	0,44	ROS	1000 <sup>2</sup>
Sucralose	2430	2	99,9	0,25	0,16	0,20	0,26	4,4	1,3	ROS	29,69 <sup>6</sup>
Valsartansäure	2459	2	99,9	0,076	0,046	0,059	0,077	1,1	0,43	ROS	640 <sup>2</sup>
<b>Iomeprol</b>	1550	3	99,8	<b>0,31</b>	0,12	<b>0,19</b>	0,3	4,5	<b>1,0</b>	ROS	<b>0,146<sup>6</sup></b>
Oxipurinol	1582	8	99,5	0,15	0,082	0,11	0,14	3	1,4	ROS	14 <sup>2</sup>
Venlafaxin	3898	120	96,9	0,020	0,0069	0,0099	0,02	0,34	0,16	ROS	0,88 <sup>2</sup>
DEET	6412	247	96,1	0,024	0,0068	0,011	0,024	1,4	0,13	ROS	88 <sup>5</sup>
Hydrochloro-thiazid	2459	102	95,9	0,025	0,011	0,017	0,027	0,58	0,13	ROS	8,38 <sup>6</sup>
<b>Iopamidol</b>	1552	103	93,4	<b>0,22</b>	0,095	<b>0,17</b>	0,28	2,5	<b>0,37</b>	ROS	<b>0,13<sup>6</sup></b>
Carbamazepin	5168	345	93,3	0,044	0,01	0,017	0,047	0,81	0,32	ROS	2,5 <sup>4</sup>
<b>Diclofenac</b>	5196	471	90,9	<b>0,12</b>	0,019	0,040	0,11	4,9	<b>1,2</b>	ROS	<b>0,04<sup>4</sup></b>
<b>Sulfamethoxazol</b>	5175	601	88,4	0,035	0,01	0,015	0,033	5,4	<b>0,87</b>	ROS	<b>0,60<sup>5</sup></b>
<b>Terbutryn</b>	4608	660	85,7	0,011	0,0021	0,0049	0,013	0,44	<b>0,087</b>	ROS	<b>0,065<sup>1</sup></b>
<b>Iopromid</b>	2642	558	78,9	<b>0,14</b>	0,082	0,12	0,18	0,66	<b>0,24</b>	ROS	<b>0,14<sup>6</sup></b>
PFHxA	1477	312	78,9	0,0025	0,001	0,0020	0,003	0,036	0,015	ROS	– *
<b>PFOS (alle Proben)</b>	2425	612	74,8	<b>0,0020</b>	0,00075	<b>0,0014</b>	0,002	0,058	<b>0,011</b>	ROS	<b>0,00065<sup>1</sup></b>
<b>PFOS (BG 0,001 – 0,005 µg/L)</b>	2107	582	72,4	<b>0,0020</b>	0,00087	<b>0,0020</b>	0,0020	0,058	<b>0,013</b>	ROS	
<b>PFOS (BG 0,0002 µg/L)</b>	318	30	90,6	<b>0,0016</b>	0,0004	<b>0,0009</b>	0,00014	0,03	<b>0,0091</b>	ROS	
<b>Fluoranthen</b>	4063	1031	74,5	<b>0,0087</b>	0,0019	<b>0,0038</b>	0,0068	0,92	<b>0,12</b>	ROS	<b>0,0063<sup>1</sup></b>

Spurenstoff	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweis-häufigkeit in %	Arith. Mittelwert über alle Gewässer in µg/L	1. Quantil über alle Gewässer in µg/L	2. Quantil über alle Gewässer in µg/L	3. Quantil über alle Gewässer in µg/L	Maximum über alle Gewässer in µg/L	Maximaler arith. Mittelwert in einem einzelnen Gewässer in µg/L	Ange-wandtes Imputa-tionsver-fahren	Referenz-wert in µg/L
PFBA	1477	408	72,4	0,0018	0,001	0,0020	0,002	0,018	0,0065	ROS	27,8 <sup>6</sup>
PFOA	2133	625	70,7	0,0019	0,00088	0,0020	0,002	0,024	0,0068	ROS	– *
PFBS	1477	509	65,5	0,0019	0,00087	0,0016	0,003	0,018	0,0039	ROS	– *
PFPeA	1476	545	63,1	0,0017	0,00069	0,0010	0,002	0,037	0,014	ROS	3,91 <sup>6</sup>
<b>Carbendazim</b>	6233	2454	60,6	0,0093	0,0014	0,0030	0,0054	3,8	<b>0,85</b>	ROS	<b>0,20<sup>1</sup></b>
Clarithromycin	5070	2136	57,9	0,0089	0,002	0,0040	0,008	0,4	0,12	ROS	0,13 <sup>4</sup>

1 JD-UQN [OGewV, 2020]

2 AA-QS Vorschlag [UBA, 2020a]

3 UQN-V [UBA, 2020b]

4 UQN-V [EU, 2022]

5 Chronisches Qualitätskriterium [ÖKOTOXZENTRUM, 2022]

6 PNEC [NORMAN-NETWORK, 2022]

\* Hinweis: Für Stoffe, die nach den Kriterien des Anhangs XIII der REACH-Verordnung als persistent, bioakkumulierbar und toxisch (PBT-Stoffe; Artikel 57d) oder sehr persistent und sehr bioakkumulierbar (vPvB-Stoffe; Artikel 57e) klassifiziert sind, sollten aus Vorsorgegründen keine Umweltqualitätsnormen abgeleitet werden. Sehr persistente und bioakkumulative Stoffe können Umweltkonzentrationen erreichen, die unvorhersehbare Effekte zeigen. Da keine sichere Konzentration von PBT/vPvB-Stoffen ableitbar ist, existiert folglich kein akzeptables Risiko.



*Tabelle 3.2: Gesamtauswertung Teil 2 - Stoffe, auf die weniger als 10 % aller entnommenen Proben im Berichtszeitraum (05/2013–12/2021) untersucht wurden und die in mindestens 80 % der untersuchten Proben nachgewiesen wurden (definiert als „häufig auftretende Stoffe“, siehe Abbildung 2.2) – Arith. Mittelwerte, 1. Quantile (Mediane), 3. Quantile und Maxima aller analysierten Proben und der maximale arithmetische Mittelwert, der im gesamten Untersuchungszeitraum in einem einzelnen Gewässer ermittelt wurde sowie Referenzwerte der Spurenstoffe. Reihenfolge in absteigender Nachweis-häufigkeit. Im Mittel bzw. im Median erreichte bzw. überschrittene ökotoxikologische Referenzwerte sind durch Fettschrift hervorgehoben. ROS: Regression on Order Statistics.*

Spurenstoff	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweis-häufigkeit in %	Arith. Mittelwert über alle Gewässer in µg/L	1. Quantil über alle Gewässer in µg/L	2. Quantil über alle Gewässer in µg/L	3. Quantil über alle Gewässer in µg/L	Maximum über alle Gewässer in µg/L	Maximaler arith. Mittelwert in einem einzelnen Gewässer in µg/L	Ange-wandtes Imputa-tionsver-fahren	Referenz-wert in µg/L
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxy-carbamazepin	272	0	100	0,077	0,029	0,043	0,11	0,33	0,16	–	100 <sup>5</sup>
4-FAA	273	0	100	0,25	0,079	0,16	0,41	1	0,52	–	1000 <sup>6</sup>
4-Methylbenzo-triazol	13	0	100	0,54	0,39	0,49	0,69	0,97	0,54	–	20 <sup>5</sup>
5-Methylbenzo-triazol	13	0	100	0,18	0,13	0,19	0,22	0,3	0,18	–	20 <sup>5</sup>
<b>Candesartan</b>	273	0	100	<b>0,090</b>	0,022	<b>0,046</b>	0,12	0,53	<b>0,20</b>	–	<b>0,003<sup>6</sup></b>
TCPP	117	0	100	0,11	0,05	0,08	0,15	0,59	0,20	–	120 <sup>6</sup>
EDTA	806	6	99,3	4,0	1,5	2,9	5,7	19	7,9	ROS	2200 <sup>5</sup>
Irbesartan	234	2	99,1	0,028	0,012	0,018	0,033	0,27	0,048	ROS	700 <sup>5</sup>
Melamin	128	2	98,4	0,62	0,24	0,37	0,78	2,9	1,4	ROS	360 <sup>6</sup>
Guanylarnstoff	127	7	94,5	1,4	0,55	0,91	1,6	8,6	3,1	ROS	100 <sup>2</sup>
<i>O</i> -Desmethyl-venlafaxin	195	13	93,3	0,083	0,016	0,028	0,085	0,94	0,60	ROS	0,88 <sup>2</sup>
HHCB	181	17	90,6	0,018	0,012	0,017	0,022	0,045	0,018	ROS	7,0 <sup>6</sup>
Oxazepam	273	26	90,5	0,0070	0,003	0,0053	0,009	0,052	0,010	ROS	0,372 <sup>6</sup>
<b>Estron</b>	34	6	82,4	0,00026	0,00013	0,0002	0,0003	0,0011	<b>0,00085</b>	ROS	<b>0,00036<sup>4</sup></b>

1 JD-UQN [OGewV, 2020]

2 AA-QS Vorschlag [UBA, 2020a]

3 UQN-V [UBA, 2020b]

4 UQN-V [EU, 2022]

5 Chronisches Qualitätskriterium [ÖKOTOXZENTRUM, 2022]

6 PNEC [NORMAN-NETWORK, 2022]



Folgende Substanzen wurden gemäß der in Kapitel 2.3.1 definierten Kriterien zur Priorisierung den *häufig nachgewiesenen Stoffen* zugeordnet:

- 1H-Benzotriazol
- 4-AAA
- Acesulfam
- Carbamazepin
- Carbendazim
- Clarithromycin
- DEET
- Diclofenac
- Fluoranthen
- Gabapentin
- Hydrochlorothiazid
- Iomeprol
- Iopamidol
- Iopromid
- Lamotrigin
- Metformin
- Metoprolol
- Oxipurinol
- PFBA
- PFBS
- PFHxA
- PFOA
- PFOS
- PFPeA
- Sucralose
- Sulfamethoxazol
- Terbutryn
- TFA
- Valsartansäure
- Venlafaxin

Folgende Substanzen fielen gemäß den definierten Kriterien in die Kategorie der *häufig auftretenden Stoffe*:

- 10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin
- 4-FAA
- 4-Methylbenzotriazol
- 5-Methylbenzotriazol
- Candesartan
- EDTA
- Estron
- Guanylarnstoff

- HHCB
- Irbesartan
- Melamin
- O-Desmethylvenlafaxin
- Oxazepam
- TCPP

Den gesamten Datensatz betrachtend unterschreiten die Konzentrationsmittelwerte (arithmetischer Mittelwert über alle Messstellen hinweg) der Mehrheit der *häufig nachgewiesenen* Spurenstoffe die ökotoxikologischen Referenzwerte deutlich. Von den insgesamt 30 *häufig nachgewiesenen* Spurenstoffen erreichten oder überschreiten sechs im Mittel (arithmetischer Mittelwert über alle Messstellen hinweg) den stoffspezifischen Referenzwert (Tabelle 3.1):

- Diclofenac
- Fluoranthen
- Iomeprol
- Iopamidol
- Iopromid
- PFOS

Von den insgesamt 14 *häufig auftretenden* Stoffen (Tabelle 3.2) überschreitet lediglich Candesartan im Mittel (arithmetischer Mittelwert über alle Messstellen hinweg) den ökotoxikologischen Referenzwert.

Regelmäßige Überschreitungen der experimentell abgeleiteten ökotoxikologischen Referenzwerte zeigen insbesondere die Substanzen **Diclofenac** und **Fluoranthen**. Die räumliche Verteilung der ökotoxikologischen Bewertung beider Stoffe ist in Abbildung 3.1 und Abbildung 3.2 dargestellt. Die Konzentrationsverteilungen beider Stoffe sind in Form zensierter Boxplots in Abbildung 3.3 und Abbildung 3.4 wiedergegeben.

**Diclofenac** zeigt in den untersuchten Fließgewässern in Baden-Württemberg eine praktisch flächenhafte Überschreitung des ökotoxikologischen Referenzwerts (UQN-V) von 0,04 µg/L [EU, 2022] (Abbildung 3.1; Tabelle 5.4 im Anhang). So liegt an mehr als drei Viertel aller untersuchten Messstellen (84 von insgesamt 110) der Mittelwert oberhalb des ökotoxikologischen Referenzwerts. Die höchste Belastung mit Diclofenac (bis 4,9 µg/L im Oktober 2015) wurde in der Körtsch nachgewiesen, was sich mit dem hohen Ab-

wasseranteil von mehr als 40 % erklären lässt. Standorte mit mittleren Konzentrationen kleiner als die Hälfte des ökotoxikologischen Referenzwerts (Abbildung 3.1) sind dagegen durch Abwasseranteile < 1 % unter MQ-Bedingungen geprägt (z. B. Erlös bei Berg, Steina bei Illmühle, Dreisam bei Oberau). Für eine detaillierte Betrachtung des Zusammenhangs zwischen der Diclofenac-Belastung eines Fließgewässers und des Abwasseranteils sei auf Kapitel 3.3 verwiesen.

Im Falle von **Fluoranthen** liegt an knapp einem Drittel aller untersuchten Messstellen (49 von insgesamt 155) der Mittelwert oberhalb des ökotoxikologischen Referenzwerts (JD-UQN) von 0,0063 µg/L [OGewV, 2020]. Messstellen mit mittleren Fluoranthen-Konzentrationen oberhalb des ökotoxikologischen Referenzwerts finden sich insbesondere in Fließgewässern dichtbesiedelter Landkreise, darunter Mannheim (z. B. Neckar bei Mannheim), Rhein-Neckar

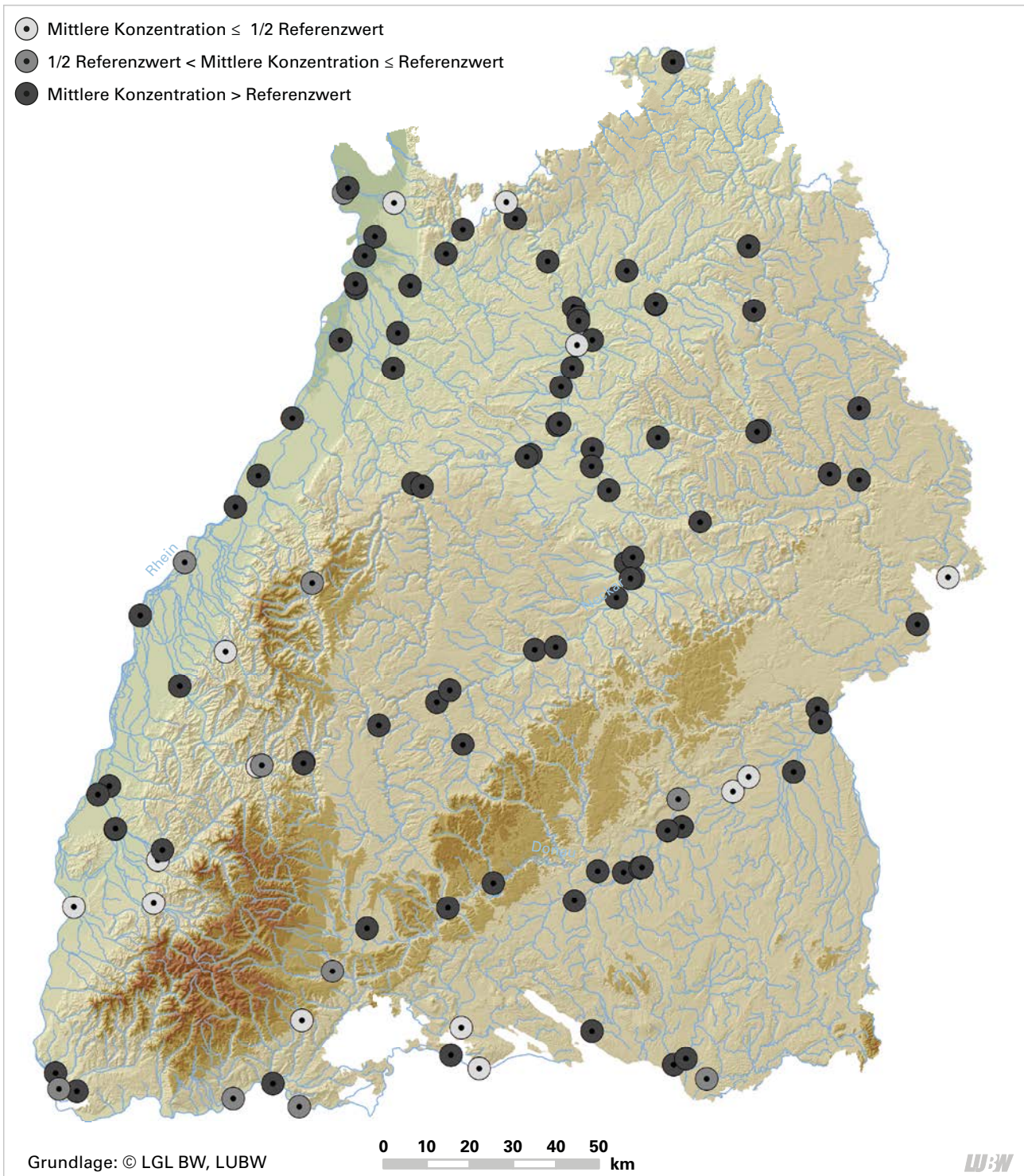


Abbildung 3.1: Konzentrationenmittelwerte von Diclofenac innerhalb des Untersuchungszeitraums von Mai 2013 bis Dezember 2021, kategorisiert in drei Konzentrationsklassen. Ökotoxikologischer Referenzwert für Diclofenac (UQN-V): 0,04 µg/L. Maßzahlen der Konzentrationen einschließlich der Nachweishäufigkeiten individueller Messstellen sind in Tabelle 5.4 im Anhang enthalten.



(z. B. Elsenz bei Meckenheim), Karlsruhe (z. B. Saalbach bei Philippsburg), Ludwigsburg (z. B. Glems bei Unterriexingen) und Heilbronn (z. B. Schozach bei Heilbronn) (Abbildung 3.2; Tabelle 5.5 im Anhang). Fluoranthen ist ein allgegenwärtiges Produkt unvollständiger Verbrennung von organischem Material und wird primär infolge atmosphärischer Deposition in Fließgewässer eingetragen. Daher ist es plausibel, dass in Regionen mit höherer Bevölkerungs-

dichte und industrieller Aktivität ein erhöhter Eintrag von Fluoranthen in die aquatische Umwelt erfolgt.

Hinsichtlich der **IRKM** ist die experimentelle ökotoxikologische Datenlage für eine UQN-Ableitung offensichtlich nicht ausreichend, so dass modellierte PNEC für die Beurteilung der Mittelwerte herangezogen wurden. Diese werden im Falle des **Iopromid** im Mittel (arithmetischer

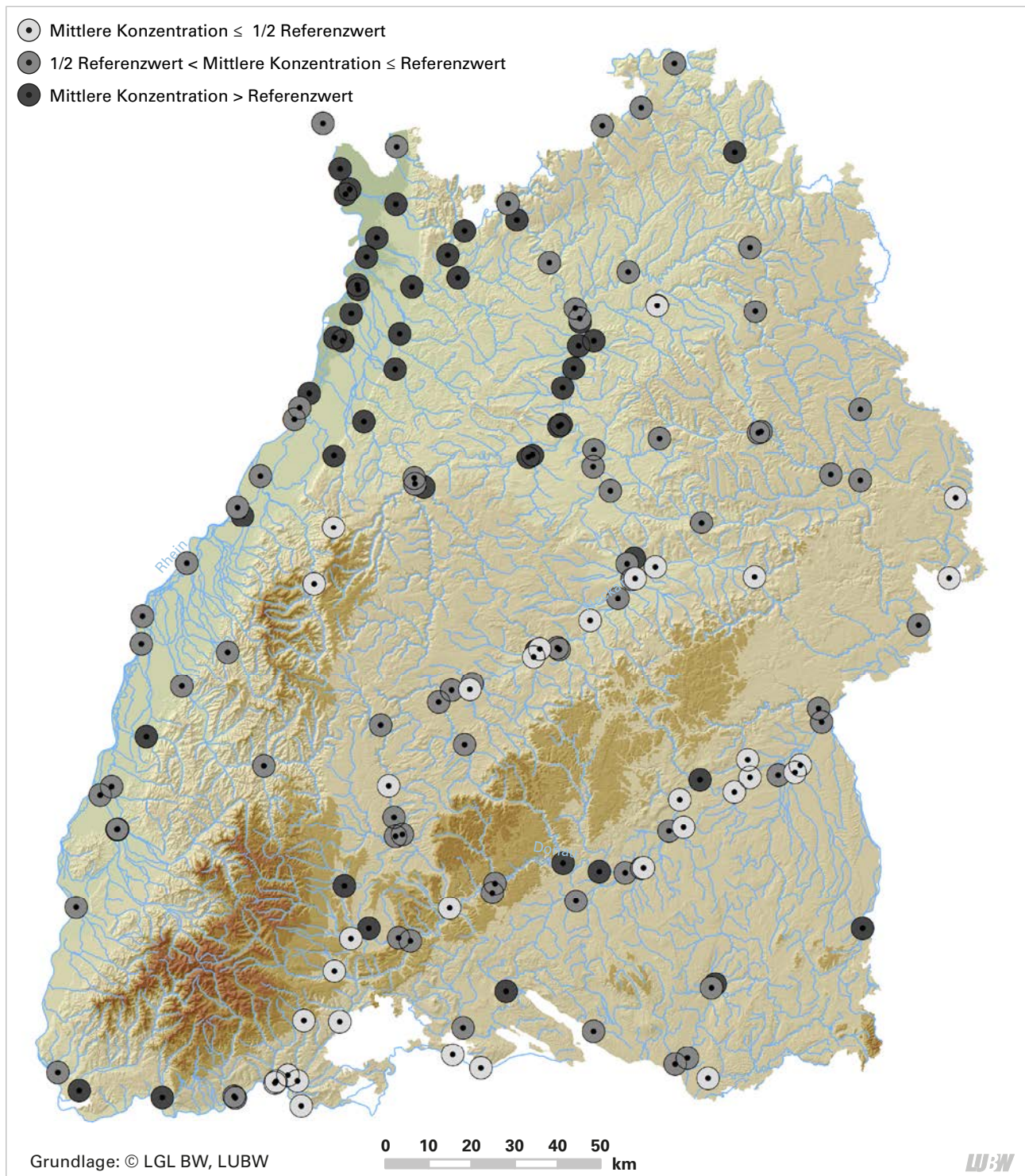


Abbildung 3.2: Konzentrationsmittelwerte von Fluoranthen innerhalb des Untersuchungszeitraums von Mai 2013 bis Dezember 2021, kategorisiert in drei Konzentrationsklassen. Ökotoxikologischer Referenzwert für Fluoranthen (JD-UQN): 0,0063 µg/L. Maßzahlen der Konzentrationen einschließlich der Nachweishäufigkeiten individueller Messstellen sind in Tabelle 5.5 im Anhang enthalten.

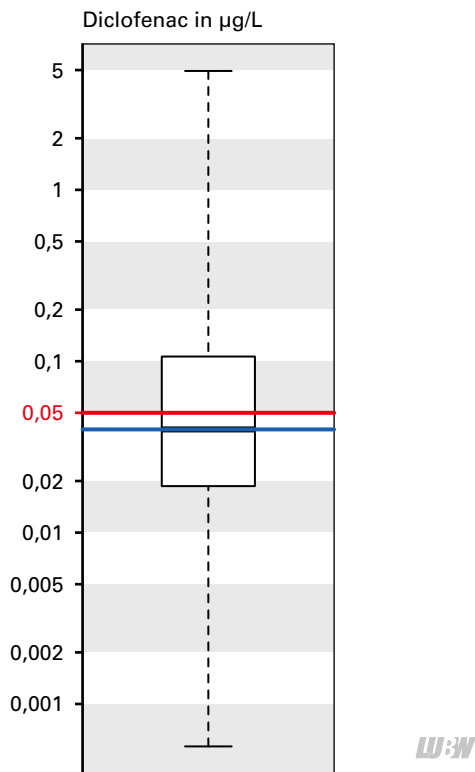


Abbildung 3.3: Konzentrationen von Diclofenac in untersuchten Fließgewässern (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021), dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensiertes Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Diclofenac (UQN-V): 0,04 µg/L. Anzahl Messwerte: 5 196. Anzahl zensierte Messwerte: 471. Nachweishäufigkeit: 91 %.

Mittelwert über alle Messstellen hinweg) erreicht, bei **Iomeprol** und **Iopamidol** überschritten. Für Iopromid liegt für zwei von sechs Messstellen der abgeleitete Mittelwert höher als der ökotoxikologische Referenzwert von 0,14 µg/L (PNEC) [NORMAN-NETWORK, 2022] (Tabelle 5.6 im Anhang). An fünf von sechs untersuchten Messstellen wird der ökotoxikologische Referenzwert für Iomeprol von 0,146 µg/L (PNEC) [NORMAN-NETWORK, 2022] im Mittel überschritten (Tabelle 5.7 im Anhang). Auch im Falle von Iopamidol übersteigt an fünf von sechs beprobten Messstellen der Mittelwert den ökotoxikologischen Referenzwert (PNEC) von 0,13 µg/L [NORMAN-NETWORK, 2022] (Tabelle 5.8 im Anhang). Auf Basis der von STEGER-HARTMANN et al. publizierten Bewertung von Iopromid wird das ökologische Risiko aufgrund des Auftretens von Iopromid und anderer IRKM unter alleiniger Verwendung des modellierten PNEC vermutlich überschätzt. Abbildung 3.5 bis Abbildung 3.7 zeigt Boxplots der Konzentrationen der drei IRKM in den untersuchten Proben.

Auch für den Wirkstoff **Candesartan** (Abbildung 3.8) musste aufgrund des Fehlens belastbarer Referenzwerte

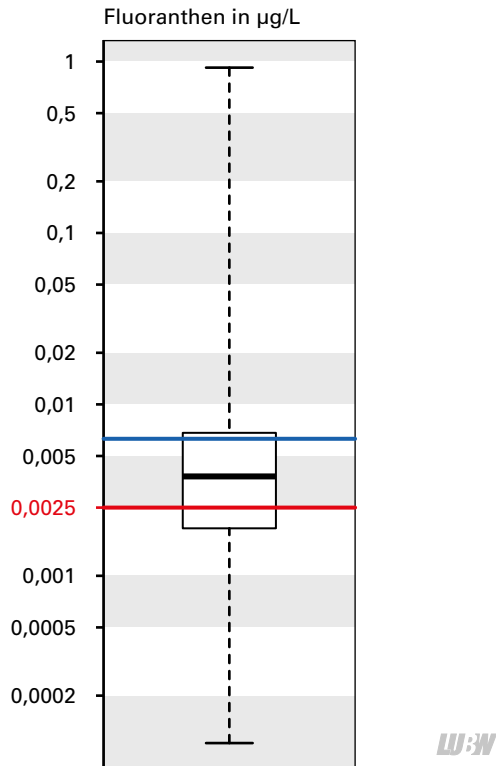


Abbildung 3.4: Konzentrationen von Fluoranthen (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensiertes Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Fluoranthen (JD-UQN): 0,0063 µg/L. Anzahl Messwerte: 4 036. Anzahl zensierte Messwerte: 1 031. Nachweishäufigkeit: 75 %.

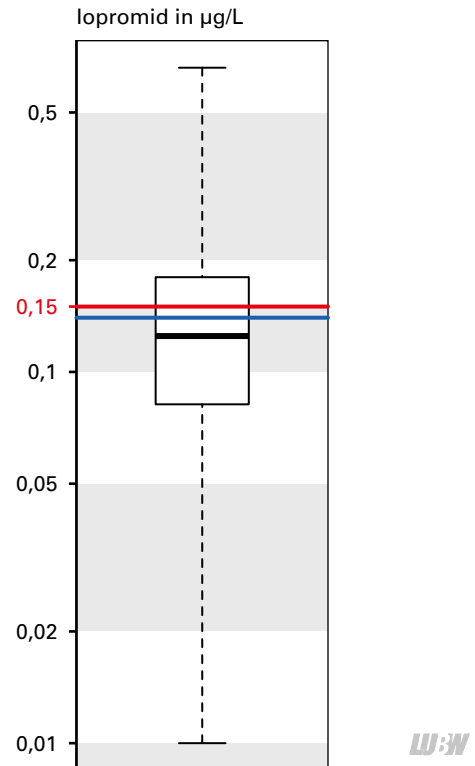


Abbildung 3.5: Konzentrationen von Iopromid (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensiertes Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Iopromid (PNEC): 0,14 µg/L. Anzahl Messwerte: 2 642. Anzahl zensierte Messwerte: 558. Nachweishäufigkeit: 79 %.

auf einen modellierten PNEC von  $0,003 \mu\text{g/L}$  [NORMAN-NETWORK, 2022] zurückgegriffen werden, welcher im baden-württembergischen Mittel (arithmetischer Mittelwert über alle Messstellen hinweg) überschritten wurde. Die Mittelwerte individueller Messstandorte ( $n = 3$ ) liegen ebenfalls stets oberhalb des ökotoxikologischen Referenzwerts (Tabelle 5.9 im Anhang). Andere Sartane wurden bereits experimentell mit PNEC oder chronischem Qualitätskriterium deutlich oberhalb  $1 \mu\text{g/L}$  bewertet [ASNER, 2013; OEKOTOXZENTRUM, 2022], so dass das auch für Candesartan das ökologische Risiko unter alleiniger Verwendung des modellierten PNEC möglicherweise überschätzt wird.

Im Falle der IRKM und Candesartan wurde aufgrund der unzureichenden ökotoxikologischen Datenbasis daher von graphischen Gegenüberstellungen der Umweltkonzentrationen und der ökotoxikologischen Referenzwerte abgesehen. Ein Risiko für aquatische Lebensgemeinschaften kann auf Grundlage dieser Abschätzungen allerdings nicht mit ausreichender Sicherheit ausgeschlossen werden und eine Verbesserung der experimentell erhobenen Datenlage ist insbesondere für die IRKM und Candesartan anzustreben.

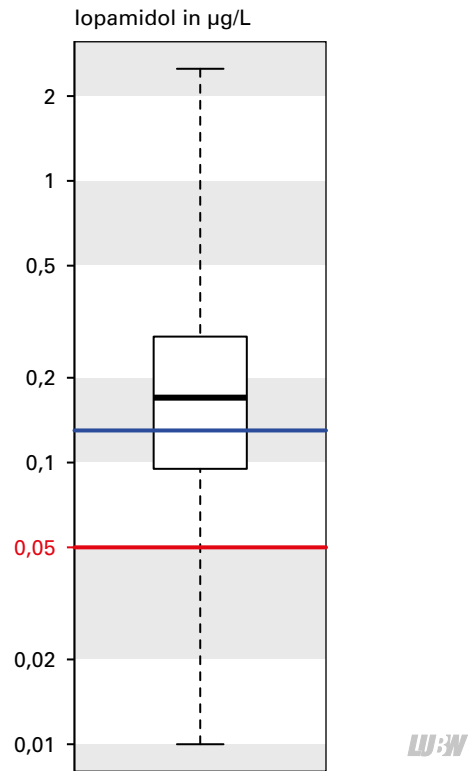


Abbildung 3.7: Konzentrationen von lopamidol (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensierter Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für lomeprol (PNEC):  $0,13 \mu\text{g/L}$ . Anzahl Messwerte: 1 552. Anzahl zensierte Messwerte: 103. Nachweishäufigkeit: 93 %.

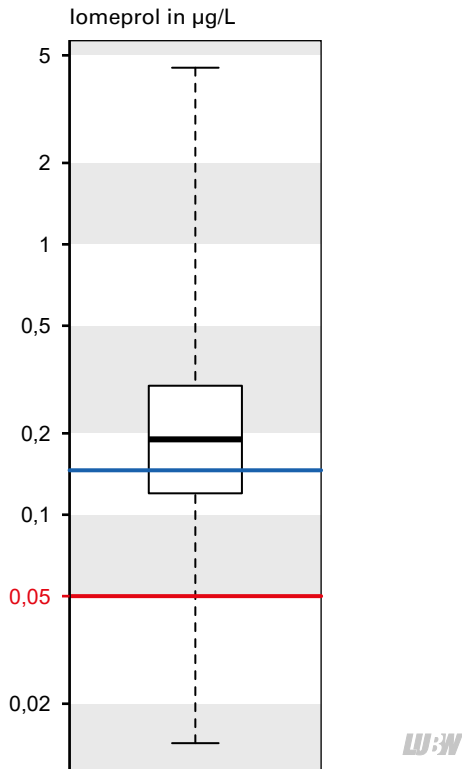


Abbildung 3.6: Konzentrationen von lomeprol (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensierter Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für lomeprol (PNEC):  $0,146 \mu\text{g/L}$ . Anzahl Messwerte: 1 550. Anzahl zensierte Messwerte: 3. Nachweishäufigkeit: 99 %.

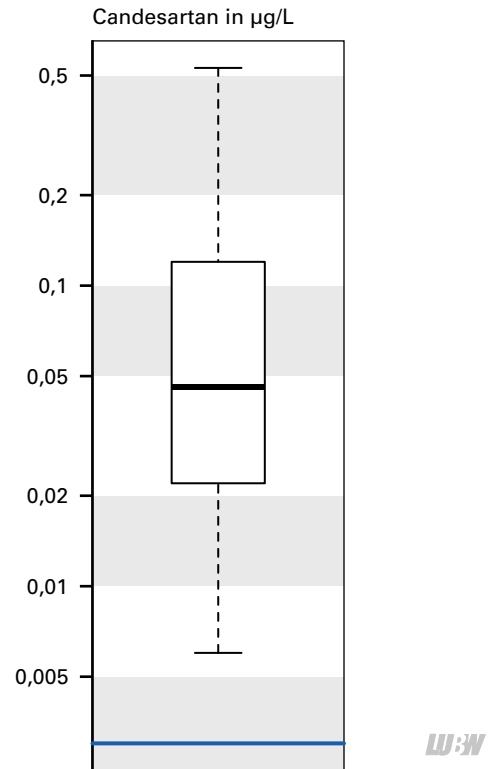


Abbildung 3.8: Konzentrationen von Candesartan (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Candesartan (PNEC):  $0,003 \mu\text{g/L}$ . Anzahl Messwerte: 273. Anzahl zensierte Messwerte: 0. Nachweishäufigkeit: 100 % (alle Messwerte über BG).

Die Besonderheit von **PFOS** hinsichtlich Bewertung und Analytik war, dass die Messempfindlichkeit der verwendeten Analysemethoden den regulatorischen Anforderungen (JD-UQN von 0,00065 µg/L; OGEWV, 2020) nicht immer gerecht werden konnte, da die BG bei vielen Analysen oberhalb des Referenzwertes liegt. Somit kann jeder Nachweis des Stoffes mittels dieser Methoden zu Überschreitungen des ökotoxikologischen Referenzwertes führen. Umgekehrt ist auch bei negativem Befund eine Unterschreitung des Referenzwertes nicht ausreichend gesichert. Aufgrund des Auftretens von PFOS und anderen Vertretern aus der Gruppe der PFAS (insbesondere PFAA) im Niederschlag [COUSINS et al., 2022] ist von einem ubiquitären Vorkommen in Fließgewässern dieser Stoffe auszugehen. Auch die OGEWV ordnet PFOS den ubiquitären Stoffen zu. Im Beobachtungszeitraum wurden insgesamt etwa 2 400 Proben mit unterschiedlich empfindlichen Analysemethoden auf PFOS analysiert, 318 davon mit einer BG von 0,0002 µg/L. In etwa einem Drittel der mittels der empfindlichsten Methode untersuchten Proben wurde der Referenzwert von 0,00065 µg/L unterschritten, in etwa 10 % wurde der Stoff nicht nachgewiesen. Die Verteilung aller erhobenen PFOS-Konzentrationen ist in Abbildung 3.9

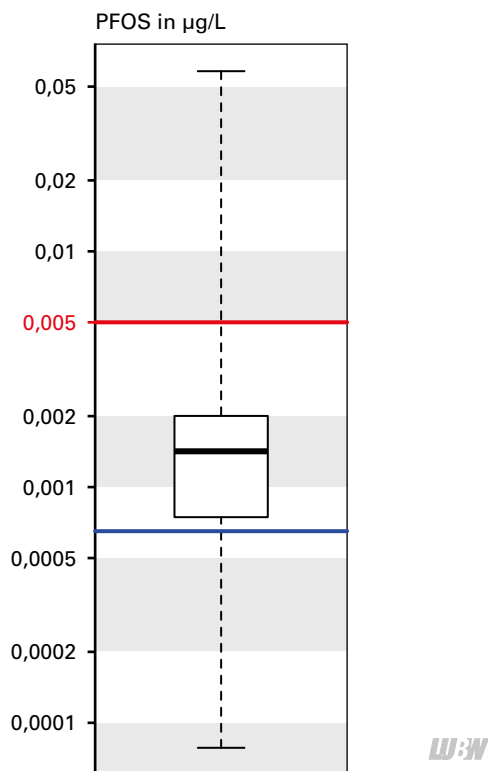


Abbildung 3.9: Konzentrationen von PFOS (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensiertes Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für PFOS (JD-UQN): 0,00065 µg/L. Anzahl Messwerte: 2 425. Anzahl zensierte Messwerte: 612. Nachweishäufigkeit: 75 %.

dargestellt. Die Befundlage unter Berücksichtigung der unterschiedlich empfindlichen Messmethoden ist in Abbildung 3.10 und Abbildung 3.11 dargestellt. Insgesamt deutet sich ein flächenhaftes Vorkommen von PFOS in Fließgewässern in Baden-Württemberg an (Tabelle 5.10 im Anhang). Hotspots des PFOS-Vorkommens z. B. erhöhte Fließgewässerkonzentrationen in städtisch/industriellen Ballungsräumen, sind nicht erkennbar, wenngleich aufgrund der bisher bestehenden Datenlage noch keine detaillierte Betrachtung der räumlichen Situation vorgenommen werden konnte.

Die mittlere Fließgewässerkonzentration (arithmetischer Mittelwert über alle Messstellen hinweg) für **TFA**, einem weiteren Vertreter aus der Gruppe der PFAS, lag unterhalb des ökotoxikologischen Referenzwertes (UQN-V) von 21 µg/L [UBA, 2020b]. Aufgrund der vergleichsweise hohen Fließgewässerkonzentrationen soll jedoch im Nachfolgenden genauer auf TFA eingegangen werden. Von den untersuchten Gewässern (Donau, Jagst, Kinzig, Kocher, Körsch, Neckar, Rhein, Schleusenkanal Kochendorf und Steina) ist der Neckar aufgrund der erwähnten Industrieleitung das am höchsten mit TFA belastete Fließgewässer (Tabelle 5.11 im Anhang). Infolge der eingeleiteten Maßnahmen zur Emissionsverminderung sind die Konzentrationen und Frachten von TFA im Neckar stromabwärts der Einleitstelle deutlich zurückgegangen. Ein Einzelbefund von 21 µg/L wurde zuletzt im August 2018 beobachtet (Abbildung 3.12). Nichtsdestotrotz liegt die TFA-Konzentration des Neckars auch im Jahr 2021 mit einer Median-Konzentration von 4,2 µg/L auf einem für Oberflächengewässer erhöhten Niveau (vgl. Median-Konzentrationen von TFA der anderen untersuchten Gewässer in BW von 0,55 µg/L (Steina) bis 2,6 µg/L (Jagst) in 2021 (Tabelle 5.11)).

Zwei Drittel der insgesamt dreißig am häufigsten nachgewiesenen Spurenstoffe haben in mindestens 80 % der untersuchten Proben die Bestimmungsgrenze überschritten. Abbildung 3.13 zeigt die Boxplots, diese sind von links nach rechts nach absteigender Mediankonzentration sortiert. Mit einem Median von 2,1 µg/L liegt TFA an erster Stelle und zudem deutlich höher als der Spurenstoff mit der zweithöchsten Mediankonzentration (Acesulfam; Median: 0,29 µg/L). Hierbei ist jedoch zu erwähnen, dass aufgrund der hohen Anzahl an TFA-Konzentrationswerten für den höherbelasteten Neckar (1 222 von insgesamt 2 408),



dieser Fluss einen überproportional großen Einfluss auf die Bildung der Maßzahlen auf Landesebene hatte. Bei Nichtberücksichtigung aller Messwerte des Neckars beträgt der Median von TFA 0,97 µg/L.

Es kann angenommen werden, dass der Niederschlag keine räumlichen Hotspots erhöhter TFA-Konzentrationen

in Gewässern in Deutschland verursacht. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass der Eintrag über nasse Deposition zu einer TFA-Hintergrundbelastung von ca. 0,3 bis 0,4 µg/L in Oberflächengewässern in Deutschland führt, da dies der aktuellen mittleren volumengewichteten TFA-Konzentration des Niederschlags in Deutschland entspricht [FREELING et al., 2020]. Im Umkehrschluss deuten TFA-Konzentrationen

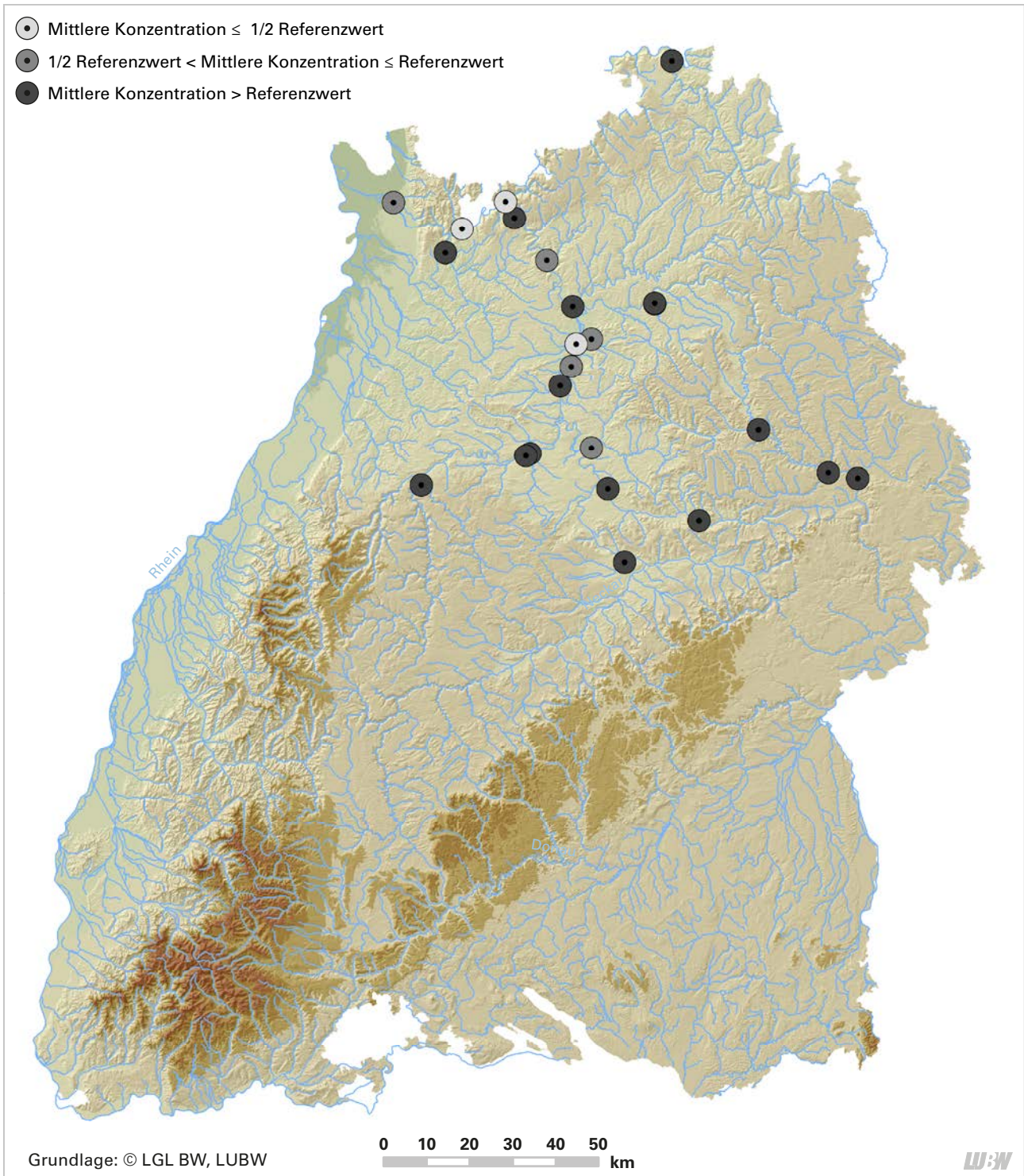


Abbildung 3.10: Konzentrationsmittelwerte von PFOS innerhalb des Untersuchungszeitraums von Mai 2013 bis Dezember 2021, kategorisiert in drei Konzentrationsklassen. Nur Messwerte mit einer Bestimmungsgrenze von 0,0002 µg/L wurden zur Mittelwertbildung herangezogen. Ökotoxikologischer Referenzwert für PFOS (JD-UQN): 0,00065 µg/L. Maßzahlen der Konzentrationen einschließlich der Nachweisfrequenzen individueller Messstellen sind in Tabelle 5.10 im Anhang enthalten.



nen in Oberflächengewässern oberhalb der mittleren TFA-Konzentration des Niederschlags auf die Existenz weiterer TFA-Quellen in den Einzugsgebieten, z. B. infolge industrieller Einleitungen von Betreibern der Fluorchemie oder Einträgen aus der Anwendung TFA-bildender Pestizide in der Landwirtschaft, hin. Aufgrund des zunehmenden Ge-

brauchs von Vorläufersubstanzen von TFA, darunter viele Kältemittel und Pestizide, kann angenommen werden, dass die TFA-Konzentrationen in Fließgewässern und vielen anderen Umweltkompartimenten in Deutschland in den kommenden Jahren und Jahrzehnten weiter ansteigen werden [FREELING et al., 2022].

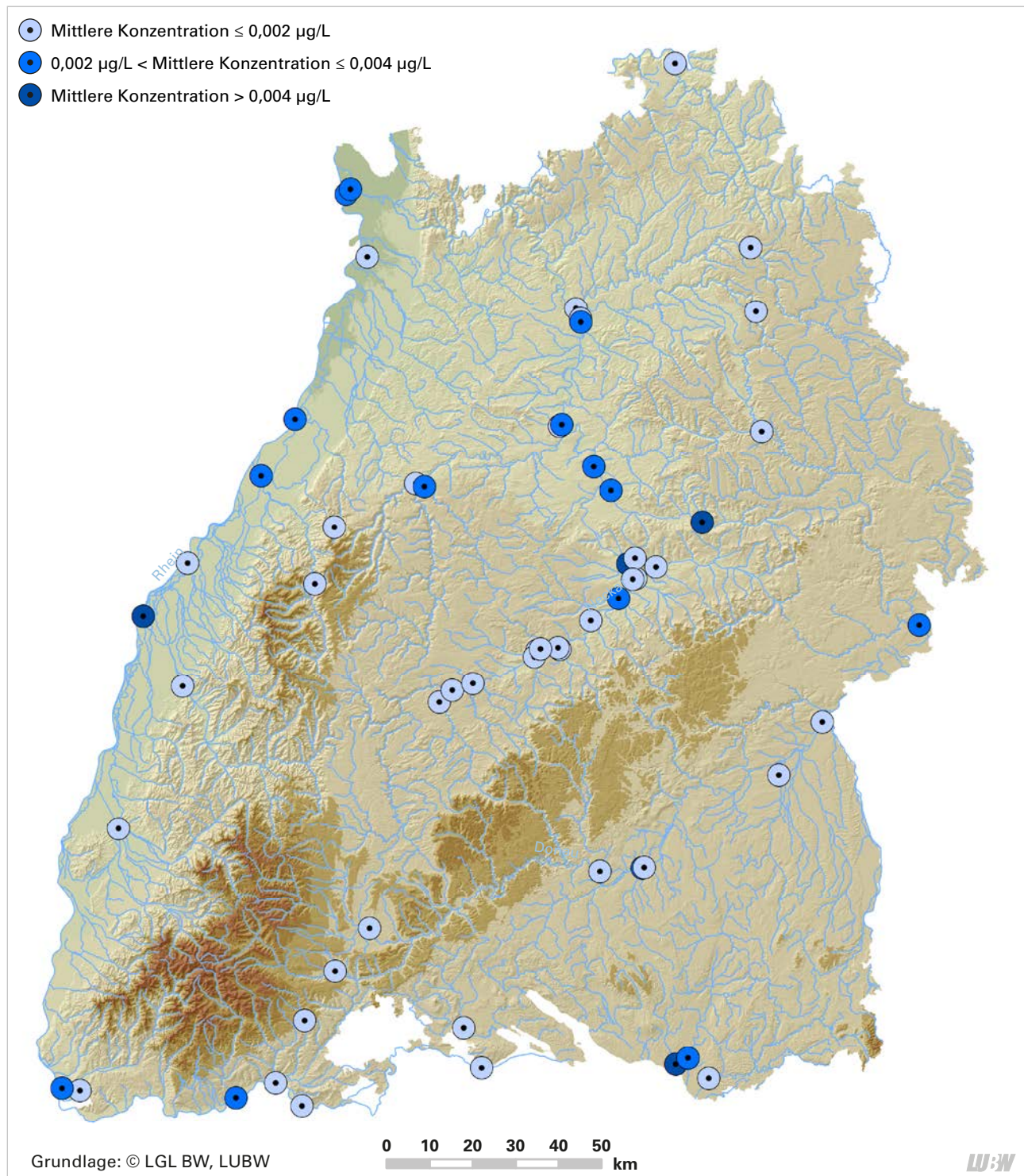


Abbildung 3.11: Konzentrationsmittelwerte von PFOS innerhalb des Untersuchungszeitraums von Mai 2013 bis Dezember 2021, kategorisiert in drei Konzentrationsklassen. Nur Messwerte mit einer Bestimmungsgrenze zwischen 0,001 und 0,005  $\mu\text{g/L}$  wurden zur Mittelwertbildung herangezogen. Maßzahlen der Konzentrationen einschließlich der Nachweishäufigkeiten individueller Messstellen sind in Tabelle 5.10 im Anhang enthalten.

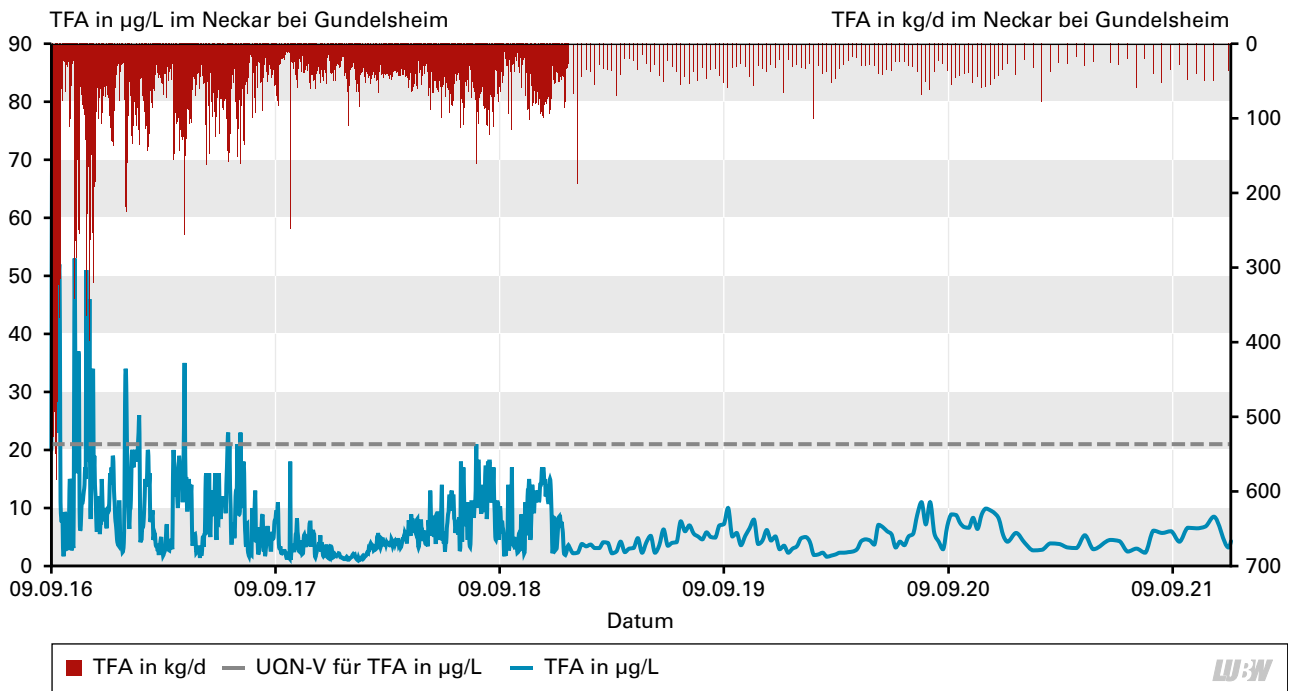


Abbildung 3.12: Zeitliche Entwicklung der TFA-Konzentration (in  $\mu\text{g/L}$ ) und TFA-Fracht (in  $\text{kg/d}$ ) im Neckar bei Gundelsheim. Der Vorschlag der Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm (UQN-V) für TFA in Oberflächengewässern liegt aktuell (Stand Februar 2023) bei  $21 \mu\text{g/L}$ .

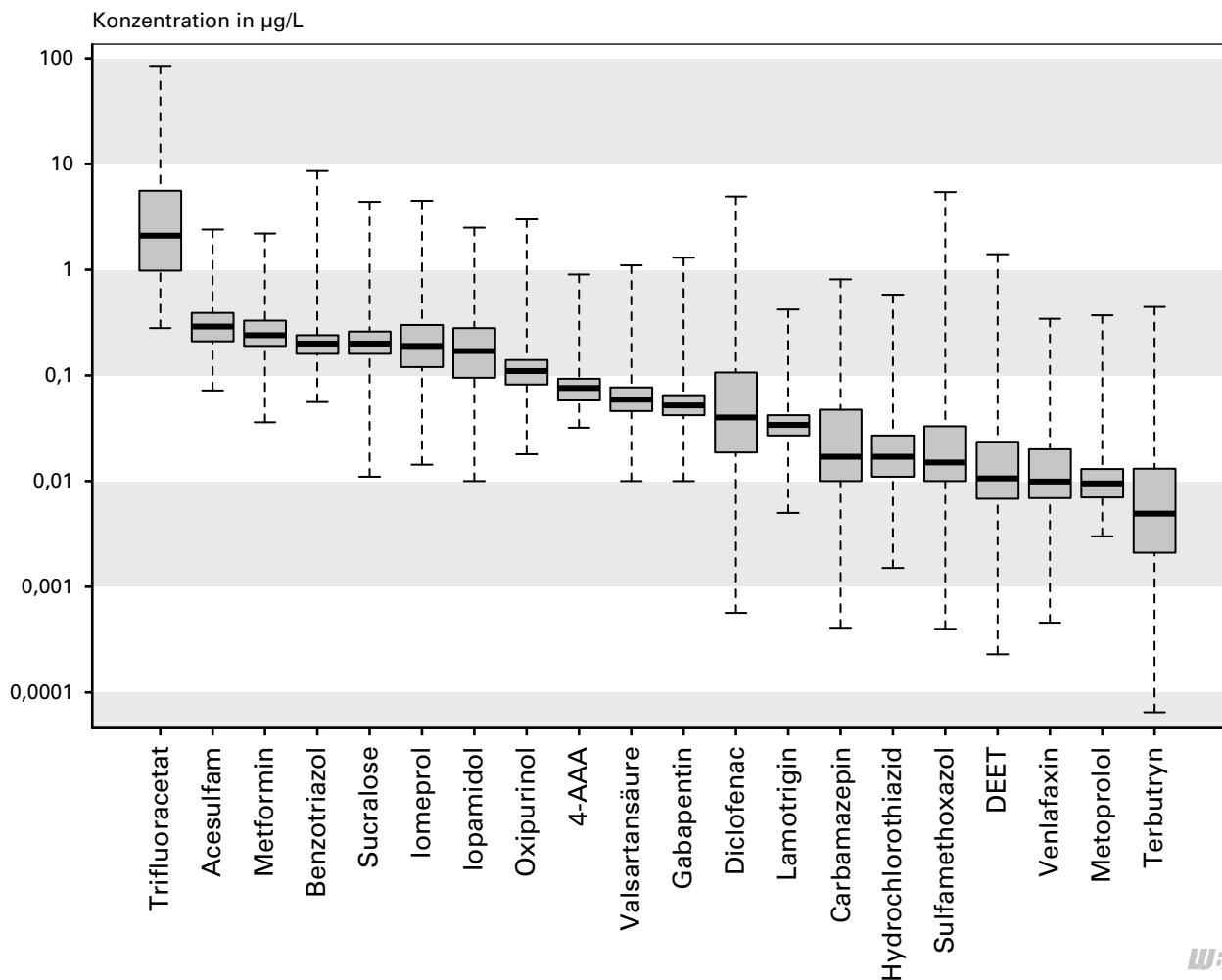


Abbildung 3.13: Zensierte Boxplots der Konzentrationen von Spurenstoffe, die in mindestens 10 % aller Proben analysiert wurden und in mindestens 80 % der untersuchten Proben die Bestimmungsgrenze überschritten. Die Boxplots sind logarithmisch skaliert und von links nach rechts nach absteigender Mediankonzentration sortiert.



### 3.2 Regionale Belastungsschwerpunkte und zeitliche Trends ausgewählter Spurenstoffe

Die Konzentrationsmittelwerte je Messstelle einiger *häufig nachgewiesener* Stoffe (Sulfamethoxazol, Terbutryn, Carben-dazim) sowie eines *häufig auftretenden* Stoffs (Estron) zeigten ausschließlich lokale Überschreitungen der ent-

sprechenden ökotoxikologischen Referenzwerte an einzelnen Messstellen, d. h. für diese Stoffe lag der Mittelwert über alle Messstellen unterhalb des jeweiligen Referenzwerts (s. Tabelle 3.1 und Tabelle 3.2).

Die räumliche Verteilung der ökotoxikologischen Bewertung für das Antibiotikums **Sulfamethoxazol** ist in

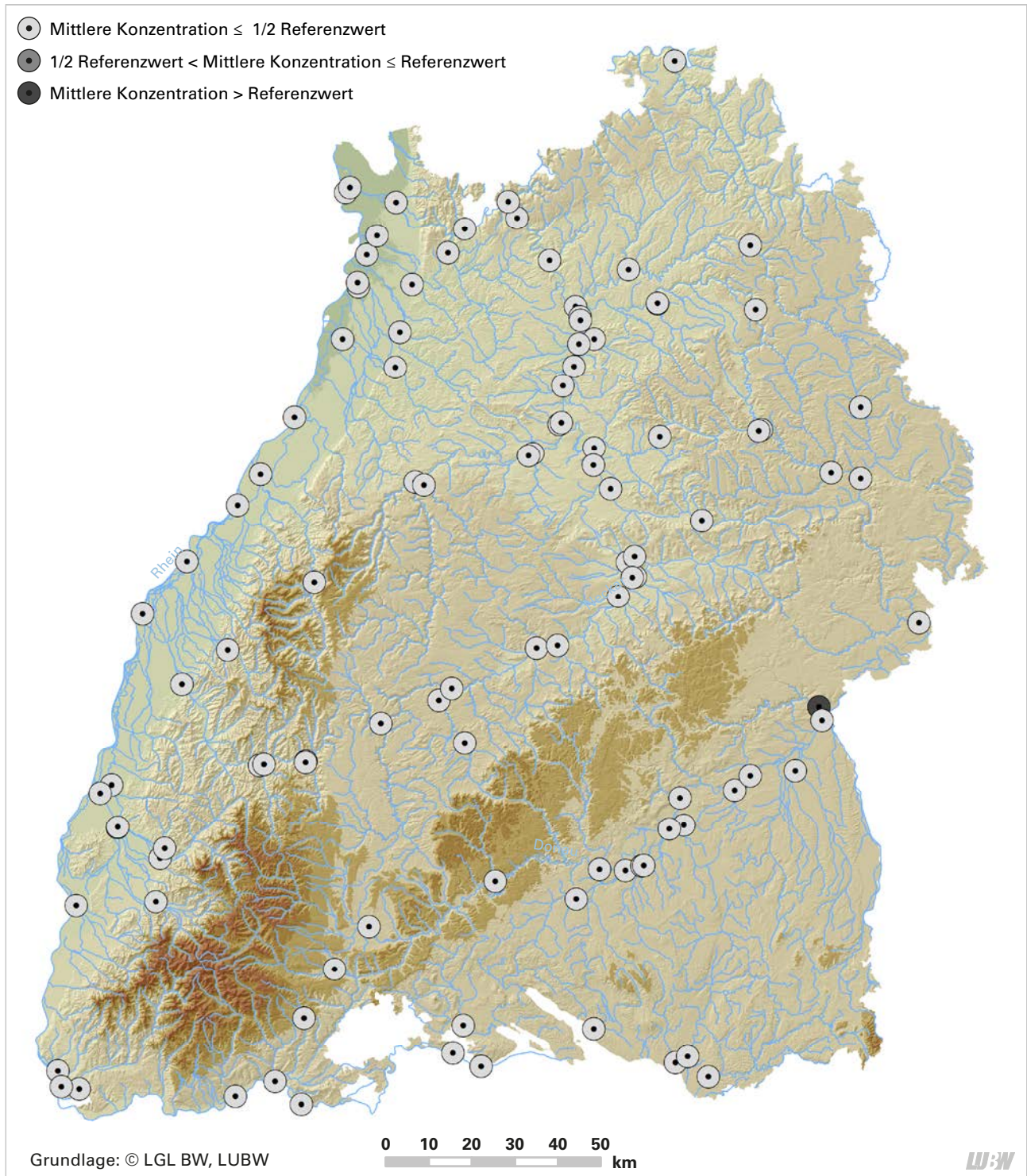


Abbildung 3.14: Konzentrationsmittelwerte von Sulfamethoxazol innerhalb des Untersuchungszeitraums von Mai 2013 bis Dezember 2021, kategorisiert in drei Konzentrationsklassen. Ökotoxikologischer Referenzwert für Sulfamethoxazol (Chronisches Qualitätskriterium): 0,6 µg/L. Maßzahlen der Konzentrationen einschließlich der Nachweishäufigkeiten individueller Messstellen sind in Tabelle 5.12 im Anhang enthalten.

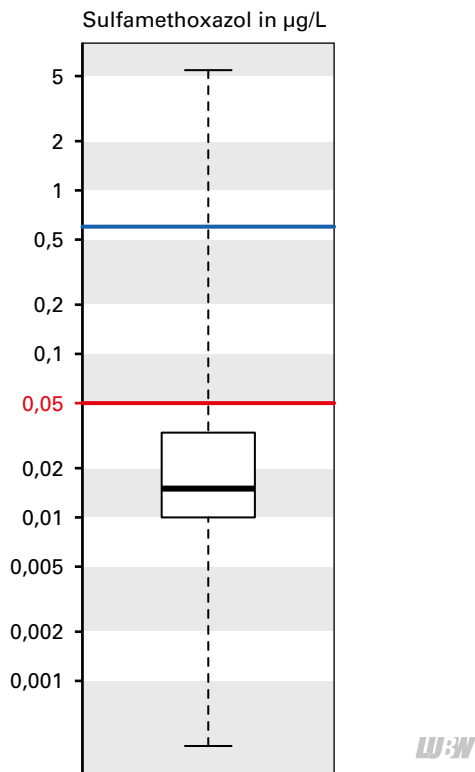


Abbildung 3.15: Konzentrationen von Sulfamethoxazol (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensierter Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Sulfamethoxazol (Chronisches Qualitätskriterium): 0,6 µg/L. Anzahl Messwerte: 5175. Anzahl zensierte Messwerte: 601. Nachweishäufigkeit: 88 %.

Abbildung 3.14 dargestellt. Die Verteilung der Konzentrationswerte ist in Abbildung 3.15 gezeigt. Der maximale gewässerspezifische Mittelwert von Sulfamethoxazol wurde an der Blau (Ulm-Söflingen) beobachtet. Die hohe Belastung

der Blau (Daten aus 2017) ist nicht über den Abwasseranteil des Gewässers (~1 % unter MQ-Bedingungen) erklärbar. Die Konzentrationen zeigen starke Schwankungen mit Höchstkonzentrationen in Januar (1,7 µg/L), August (5,4 µg/L) und September (3,9 µg/L), während alle weiteren Monate einen Messwert von 0,12 µg/L nicht überschreiten. Sulfamethoxazol-Konzentrationen von mehr als 1 µg/L wurden ausschließlich an diesem Gewässer nachgewiesen (> 5 000 Messwerte). Die Konzentrationen anderer Abwassermarker wie bspw. Carbamazepin steigen in den auffälligen Proben nicht proportional an, so dass eine industrielle Punktquelle die wahrscheinliche Ursache ist. Da die Messstelle abstromig einer Kläranlage gelegen ist, die Abwasser aus einem pharmazeutischen Betrieb behandelt, könnte ein Eintrag infolge einer chargenweisen Produktion von Sulfamethoxazol für die hohen Konzentrationen in der Blau verantwortlich sein. Mit Ausnahme der Blau bei Ulm-Söflingen liegen die mittleren Konzentrationen an anderen Messstandorten (n = 107) in Baden-Württemberg durchweg unterhalb der Hälfte des ökotoxikologischen Referenzwertes (Chronisches Qualitätskriterium) für Sulfamethoxazol von 0,6 µg/L [OEKOTOX-ZENTRUM, 2022] (Abbildung 3.14; Tabelle 5.12 im Anhang).

Abbildung 3.16 stellt mehrjährige Frachten der Antibiotika Sulfamethoxazol und **Clarithromycin** im Neckar (Mannheim) dar. Für Clarithromycin ist eine ausgeprägte Saisonalität der Belastung mit diesem Stoff erkennbar.

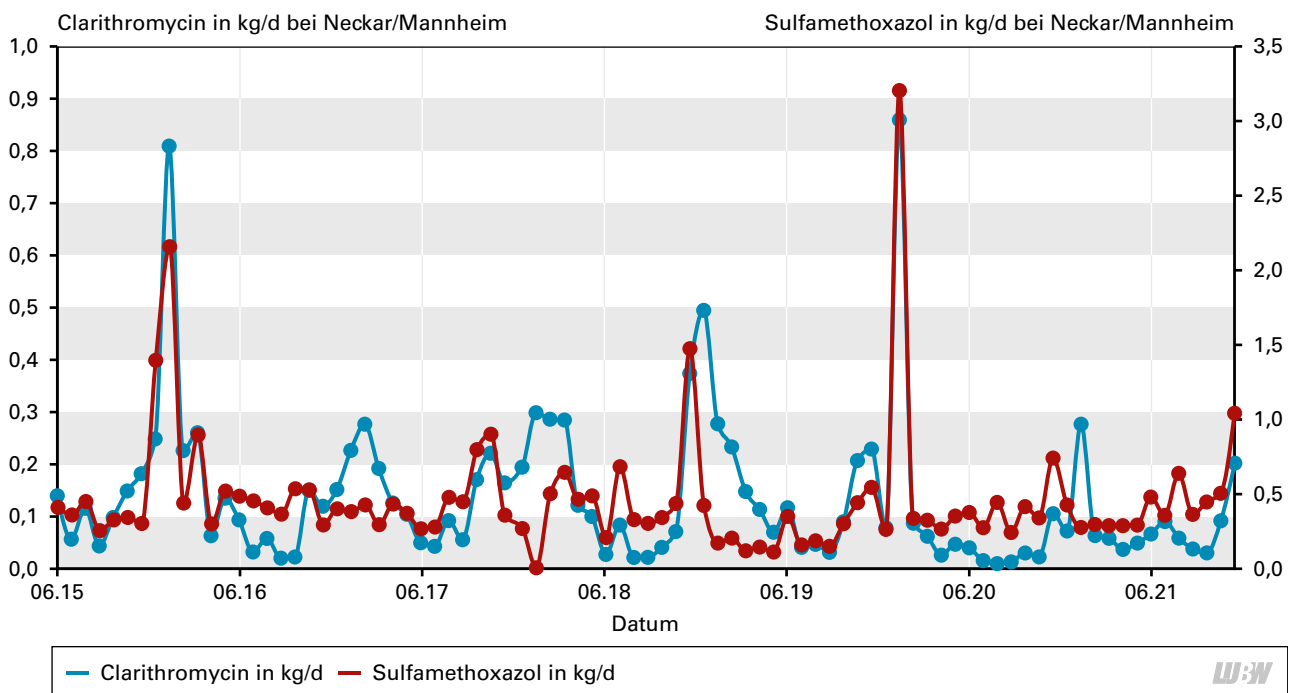


Abbildung 3.16: Frachten der Antibiotikawirkstoffe Clarithromycin und Sulfamethoxazol (in kg/d) von Juli 2015 bis Dezember 2021 im Neckar bei Mannheim.



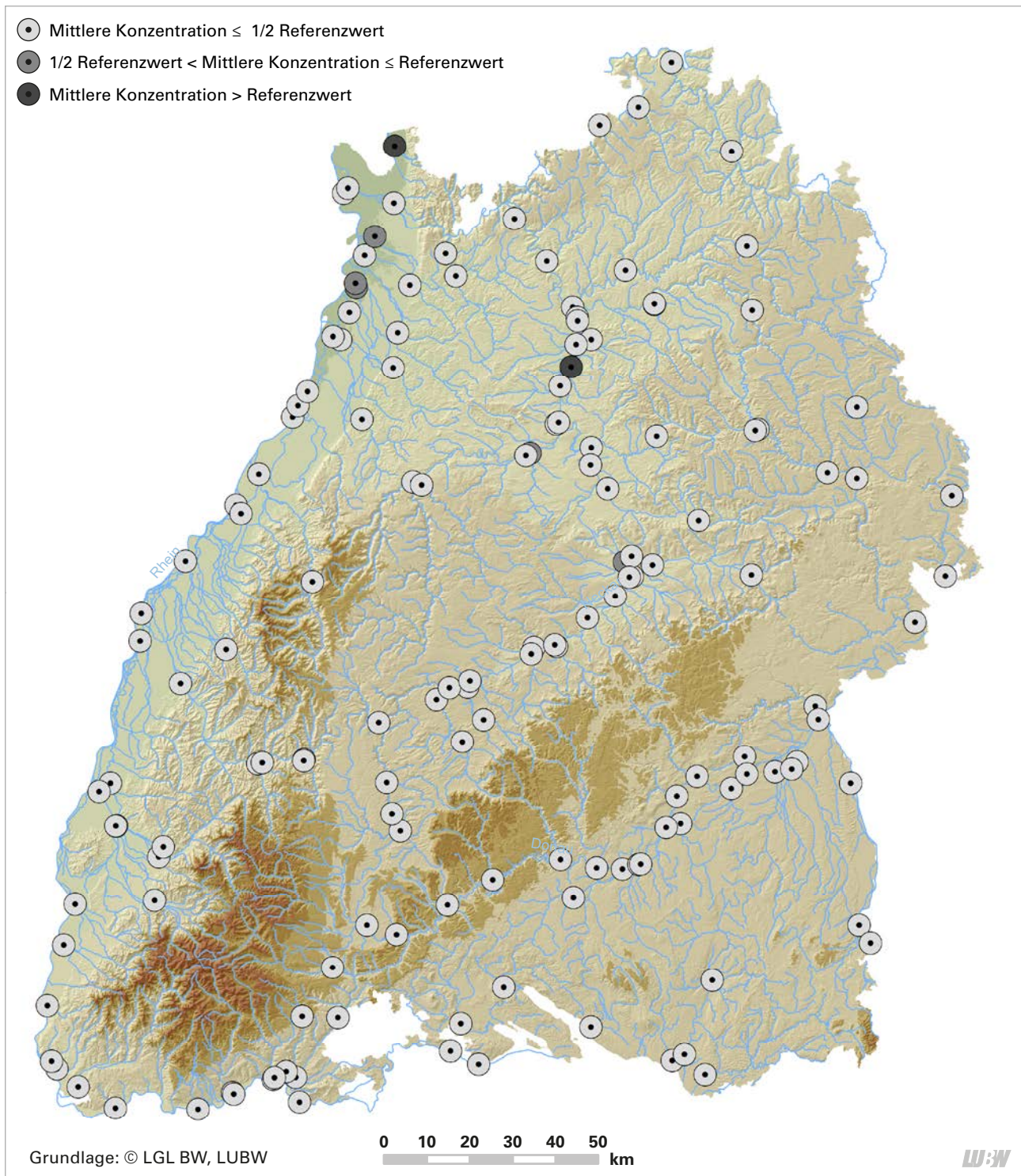


Abbildung 3.17: Konzentrationsmittelwerte von Terbutryn innerhalb des Untersuchungszeitraums von Mai 2013 bis Dezember 2021, kategorisiert in drei Konzentrationsklassen. Ökotoxikologischer Referenzwert für Terbutryn (JD-UQN):  $0,065 \mu\text{g/L}$ . Maßzahlen der Konzentrationen einschließlich der Nachweishäufigkeiten individueller Messstellen sind in Tabelle 5.13 im Anhang enthalten.

Diese Beobachtung ist im Einklang mit dem typischen Verschreibungsmuster des Antibiotikums mit einem ausgeprägten Maximum in den Wintermonaten [COUTU et al., 2013]. Im Gegensatz dazu zeigt Sulfamethoxazol eine weniger stark ausgeprägte Saisonalität der Fracht im Neckar bei Mannheim. Dies könnte der Tatsache geschuldet sein, dass Sulfamethoxazol neben dem Einsatz als Humanarzneimittel auch als Veterinärantibiotikum in der Tiermast ein-

gesetzt wird und diese Anwendung möglicherweise weniger stark saisonal ausgeprägten Schwankungen unterliegt.

An zwei von insgesamt 152 Messstellen wird der ökotoxikologische Referenzwert (JD-UQN) für **Terbutryn** von  $0,065 \mu\text{g/L}$  [OGewV, 2020] im Mittel überschritten. Dabei handelt es sich um die Messstellen Weschnitz (Weid) mit  $0,087 \mu\text{g/L}$  und Schozach (Heilbronn) mit  $0,068 \mu\text{g/L}$ . An

fünf weiteren Standorten liegen die mittleren Konzentrationen noch oberhalb der Hälfte des ökotoxikologischen Referenzwertes (Abbildung 3.17; Tabelle 5.13 im Anhang). Die Verteilung der Konzentrationswerte wird in Abbildung 3.18 ersichtlich.

Terbutryn ist derzeit weder in Pflanzenschutzmitteln, noch in Bioziden zugelassen. Der Stoff wurde in der Vergangenheit in Fassadenanstrichen verwendet und ein Eintrag über die Auswaschung bei Niederschlägen ist wahrscheinlich. Für die Probenahmestelle Weschnitz/Weid liegen ausschließlich für das Jahr 2018 Terbutryn-Messwerte vor, sodass die Daten keiner Trendanalyse unterzogen werden konnten. Verglichen mit Untersuchungen aus dem Jahre 2004 sind die ermittelten Konzentrationen aber auf einem bis zu zwei Größenordnungen niedrigeren Niveau [QUEDNOW & PÜTTMANN, 2009]. Für eine Trendanalyse von Terbutryn und anderen Spurenstoffen konnten die Messwerte an den langjährig untersuchten Probenahmestellen Besigheim/Neckar, Ulm-Wiblingen/Donau und Karlsruhe/Rhein herangezogen werden. Am Neckar ist kein zeitlicher Trend ersichtlich, an der Donau ein sehr schwacher ab-

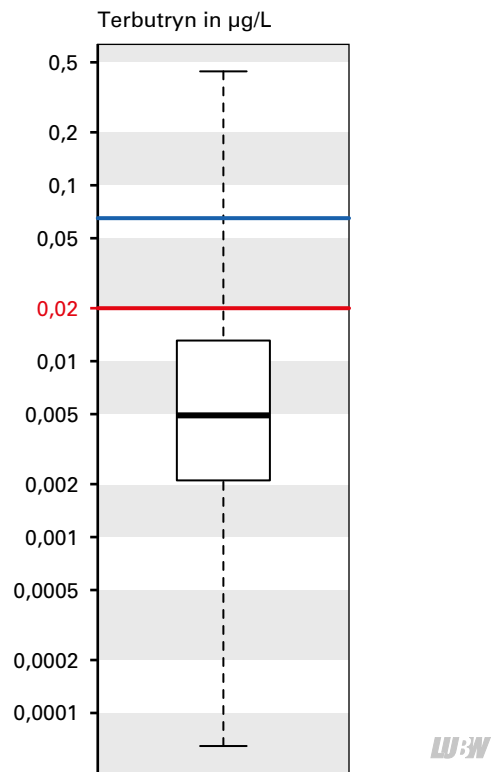


Abbildung 3.18: Konzentrationen von Terbutryn (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensierter Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Terbutryn (JD-UQN): 0,065 µg/L. Anzahl Messwerte: 4 608. Anzahl zensierte Messwerte: 660. Nachweishäufigkeit: 86 %.

Abfluss-normalisierte Terbutryn-Konzentration in µg/L in der Donau bei Ulm-Wiblingen

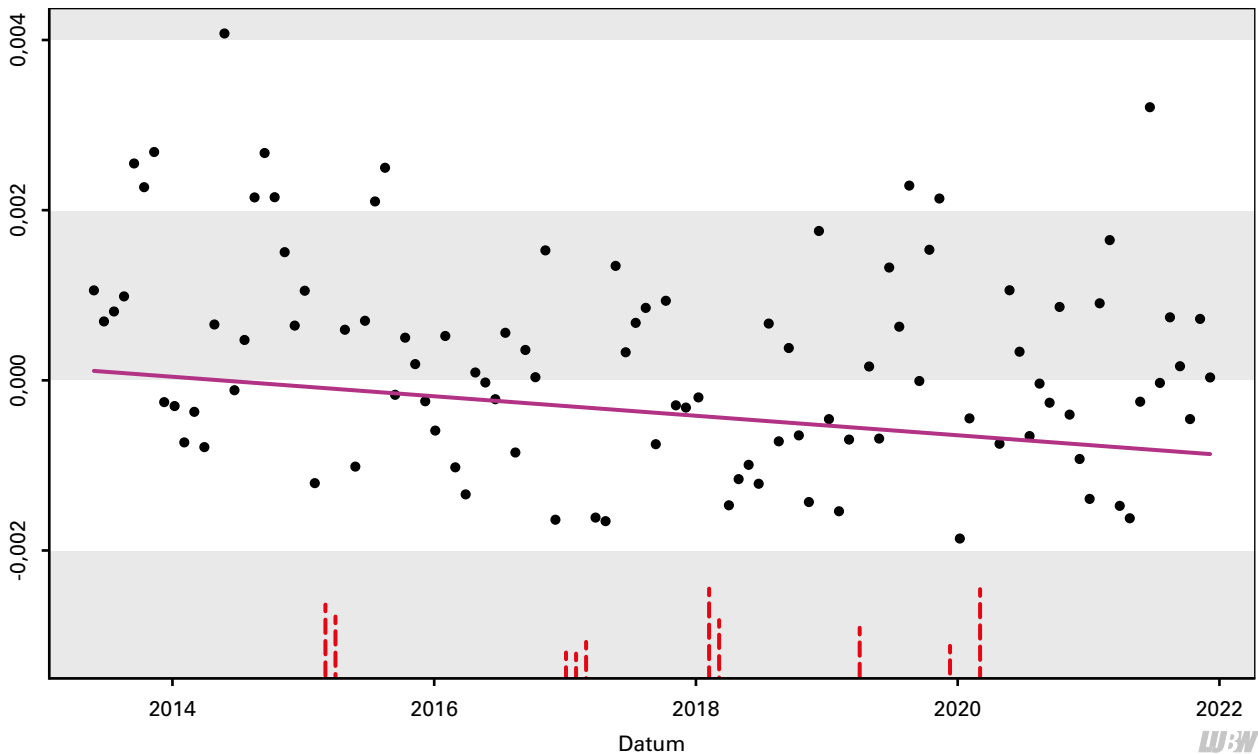


Abbildung 3.19: Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Terbutryn-Konzentration (in µg/L) in der Donau bei Ulm-Wiblingen. Die vertikalen, rot gestrichelten Linien stellen Befunde unter der Bestimmungsgrenze dar. Die Höhe der Bestimmungsgrenze wird durch die Länge der Linie gekennzeichnet. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante ( $p < 0,05$ ) Abnahme um ca. 0,0001 µg/L pro Jahr).

steigender Trend (stat. signifikante ( $p < 0,05$ ) Abnahme um ca. 0,0001  $\mu\text{g/L}$  pro Jahr; Abbildung 3.19). Ein leichter absteigender Trend (stat. signifikante ( $p < 0,001$ ) Abnahme um ca. 0,0003  $\mu\text{g/L}$  pro Jahr) wird ebenfalls an der Rhein-Probe-nahmestelle bei Karlsruhe beobachtet (Abbildung 3.20).

An der Messstelle Besigheim/Neckar wird eine leichte saisonale Komponente der Terbutryn-Fracht mit Spitzen in Sommer und Herbst deutlich (Abbildung 3.21). Diese Saisonalität wurde bereits anderenorts beobachtet [QUEDNOW & PÜTTMANN, 2009]. Ein Zusammenhang mit

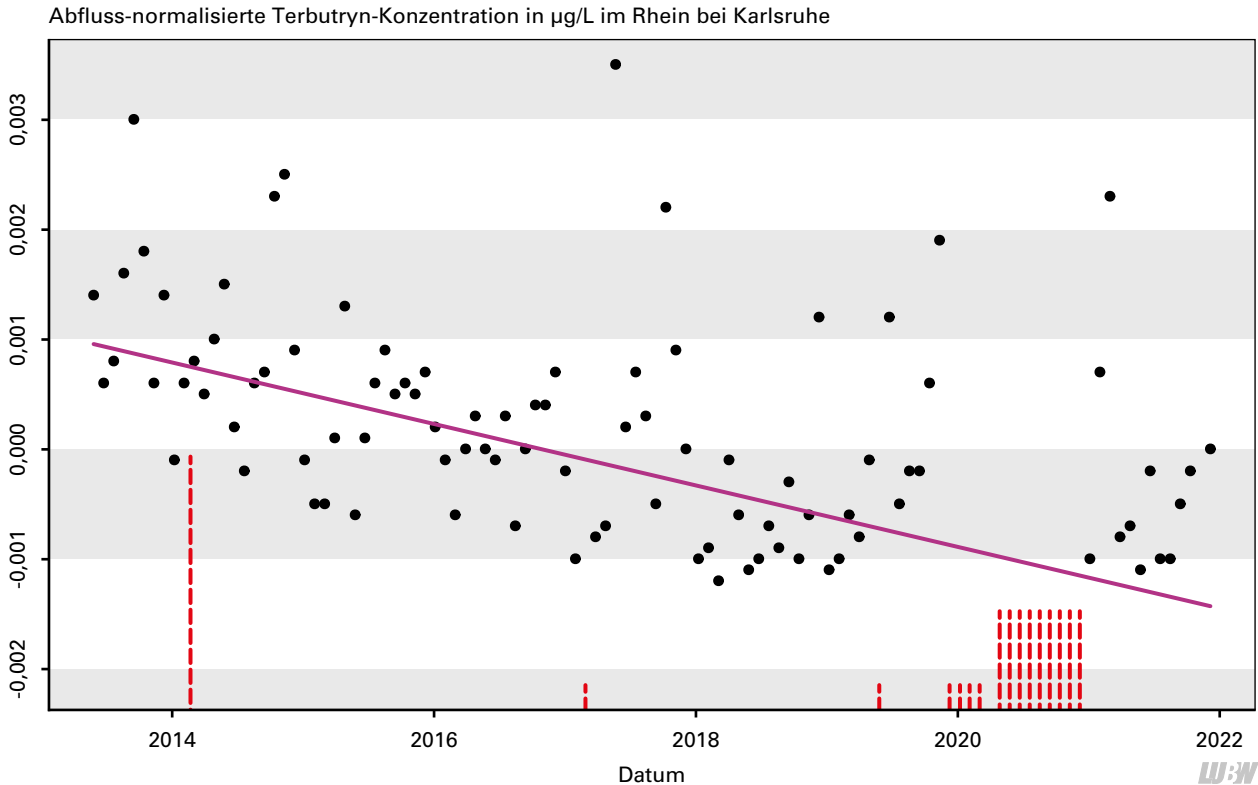


Abbildung 3.20: Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Terbutryn-Konzentration (in  $\mu\text{g/L}$ ) im Rhein bei Karlsruhe. Die vertikalen, rot gestrichelten Linien stellen Befunde unter der Bestimmungsgrenze dar. Die Höhe der Bestimmungsgrenze wird durch die Länge der Linie gekennzeichnet. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante Abnahme ( $p < 0,001$ ) um ca. 0,0003  $\mu\text{g/L}$  pro Jahr).

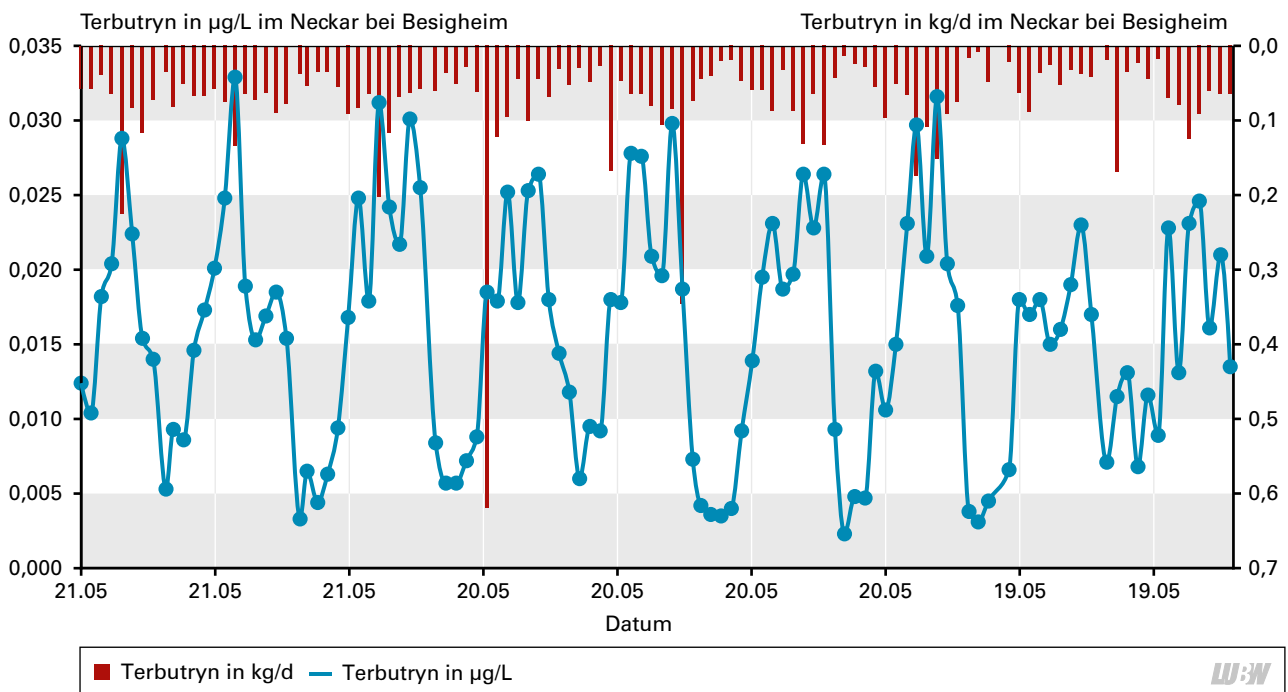


Abbildung 3.21: Zeitliche Entwicklung der Terbutryn-Fracht in  $\text{kg/d}$  im Neckar bei Besigheim.



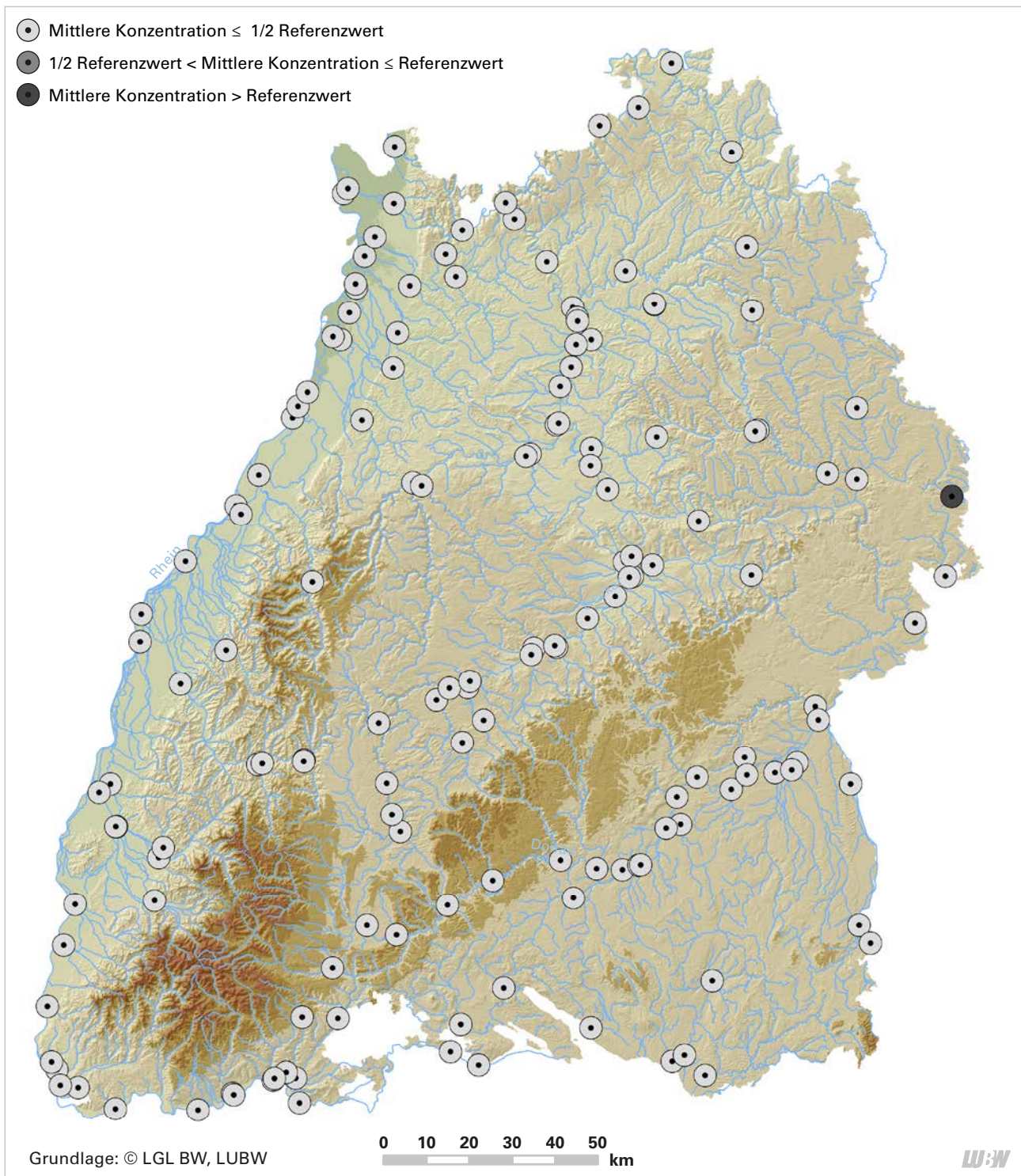


Abbildung 3.22: Konzentrationsmittelwerte von Carbazim innerhalb des Untersuchungszeitraums von Mai 2013 bis Dezember 2021, kategorisiert in drei Konzentrationsklassen. Ökotoxikologischer Referenzwert für Carbazim (JD-UQN):  $0,2 \mu\text{g/L}$ . Maßzahlen der Konzentrationen einschließlich der Nachweis Häufigkeiten individueller Messstellen sind in Tabelle 5.14 im Anhang enthalten.

vermehrten Starkregenereignissen in diesen Zeiträumen ist denkbar, wurde aber nicht speziell geprüft. Plausibel ist auch ein temperaturabhängiger, diffusionskontrollierter Transport des Wirkstoffs an die Fassadenoberfläche, der in der Folge in erhöhten Auswaschungsraten resultiert.

Die maximale Durchschnittskonzentration von **Carbazim** wurde an der Eger bei Trochtelfingen nachgewiesen.

Die Probenahmestelle Eger wurde in 2015 und 2018 an jeweils 13 Probenahmeterminen in etwa 4-wöchigem Abstand beprobt. Die Jahresdurchschnittskonzentration von Carbazim sank dabei von  $1,2 \mu\text{g/L}$  im Jahr 2015 auf  $0,47 \mu\text{g/L}$  2018 (Median von  $0,47 \mu\text{g/L}$  auf  $0,28 \mu\text{g/L}$ ), was auf die 2015 abgelaufenen Aufbrauchfrist für Carbazim-haltige PSM zurückzuführen sein könnte. Dennoch wird der Referenzwert von  $0,20 \mu\text{g/L}$  an dieser Messstelle auch

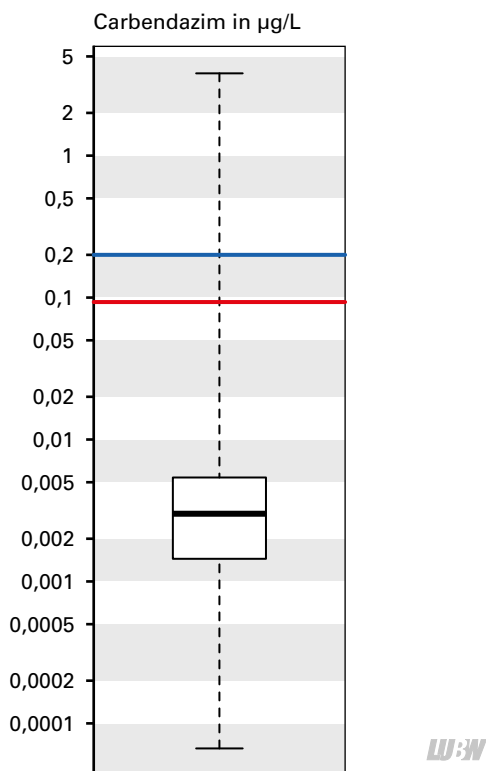


Abbildung 3.23: Konzentrationen von Carbendazim (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensierter Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Carbendazim (JD-UQN): 0,2 µg/L. Anzahl Messwerte: 6 233. Anzahl zensierte Messwerte: 2 454. Nachweishäufigkeit: 61 %.

noch 2018 überschritten. Ob die 2018 in der Eger ermittelte Belastung auf frühere landwirtschaftliche Anwendung oder eine Verwendung als Biozid zurückzuführen ist, kann anhand der vorliegenden Datenlage nicht abschließend ermittelt werden. Die sehr starke Variabilität der Belastung 2018 ( $< 0,0019$ – $1,5$  µg/L) spricht allerdings gegen ausschließlich verzögerte, kontinuierliche Einträge über landwirtschaftlich belastete Böden und Grundwasser. Weitere Untersuchungen an diesem Gewässer wären daher sinnvoll, um den weiteren Trend zu verfolgen.

Die Untersuchungen am Leimbach bei Brühl 2016 und 2019 zeigen ebenfalls eine deutliche Verbesserung der Belastungssituation mit Carbendazim. Während zwischen Juni 2012 und April 2013 der Referenzwert im Mittel überschritten wurde [LUBW, 2014], liegt die mittlere Konzentration 2016 mit  $0,15$  µg/L bereits darunter und sinkt 2019 noch einmal deutlich auf weniger als  $0,010$  µg/L. Diese Messstelle zeigte in der ersten Untersuchung auch Auffälligkeiten hinsichtlich der Belastung mit Diuron [LUBW, 2014]. Während der Referenzwert (JD-UQN) von  $0,2$  µg/L [OGewV, 2020] im Jahr 2016 im Mittel ( $0,36$  µg/L) noch überschritten wird, liegt die mittlere Konzentration 2019 darunter ( $0,11$  µg/L).

Mit Ausnahme der Eger bei Trochtelfingen liegen die mittleren Konzentrationen an anderen Messstandorten ( $n = 155$ ) in Baden-Württemberg durchweg unterhalb der Hälfte des ökotoxikologischen Referenzwertes von Carbendazim (Abbildung 3.22; Tabelle 5.14 im Anhang). Die Verteilung der Konzentrationswerte ist in Abbildung 3.23 dargestellt.

Abbildung 3.24 und Abbildung 3.25 zeigen die absteigenden zeitlichen Belastungstrends von Carbendazim und Isoproturon an der langjährig untersuchten Messstelle Besigheim/Neckar. Auch hier werden zum Ende der Aufbrauchfristen (Carbendazim: 2015, Isoproturon: 2017) entsprechender PSM vergleichsweise hohe Konzentrationen der Wirkstoffe nachgewiesen.

Bei **Estron** handelt es sich um ein wichtiges natürliches Östrogen der postmenopausalen Frau. Synthetische und natürliche Sexualhormone sind dafür bekannt, dass sie bereits im pg/L- bis niedrigen ng/L-Bereich die Reproduktion von Fischen nachhaltig beeinflussen. Von den insgesamt acht untersuchten Messstellen lagen an fünf Standorten die mittleren Konzentrationen oberhalb der Hälfte des ökotoxikologischen Referenzwertes (UQN-V) von  $0,00036$  µg/L [EU, 2022] (Abbildung 3.26; Tabelle 5.15 im Anhang). Überschreitungen des Referenzwertes werden im Mittel nur an der Körsch am Standort Friedrichsmühle (Mittelwert:  $0,00085$  µg/L) nachgewiesen, was sich mit dem hohen Abwasseranteil der Körsch von knapp 40 % (Tabelle 5.1) erklären lässt. An dieser Stelle sei jedoch erwähnt, dass für den Standort Körsch lediglich zwei Messwerte vorliegen und der abgeleitete Mittelwert damit mit einer hohen Unsicherheit behaftet ist. Auch für die anderen sieben Messstellen liegen nur wenige Messwerte ( $n \leq 7$ ) vor. Aus diesem Grund konnte keine Trendbetrachtung für Estron durchgeführt werden. Die Verteilung aller Estron-Konzentrationswerte ist in Abbildung 3.27 gezeigt.

Wie bereits erwähnt wird in den letzten Jahren der Wirkstoff **Carbamazepin** von anderen Antiepileptika, darunter den im Untersuchungsumfang enthaltenen Wirkstoffen **Lamotrigin** und **Gabapentin**, verdrängt. So sind die Verschreibungszahlen in Deutschland von Carbamazepin von ca. 41 Mio. verordneten definierten Tagesdosen (DDD) im Jahre 2013 auf ca. 31 Mio. DDD im Jahre 2020 zurückgegangen, während die Verschreibungszahlen von Lamotrigin (2013: 31 Mio. DDD; 2020: 53 Mio. DDD) und

Abfluss-normalisierte Carbendazim-Konzentration in  $\mu\text{g/L}$  im Neckar bei Besigheim

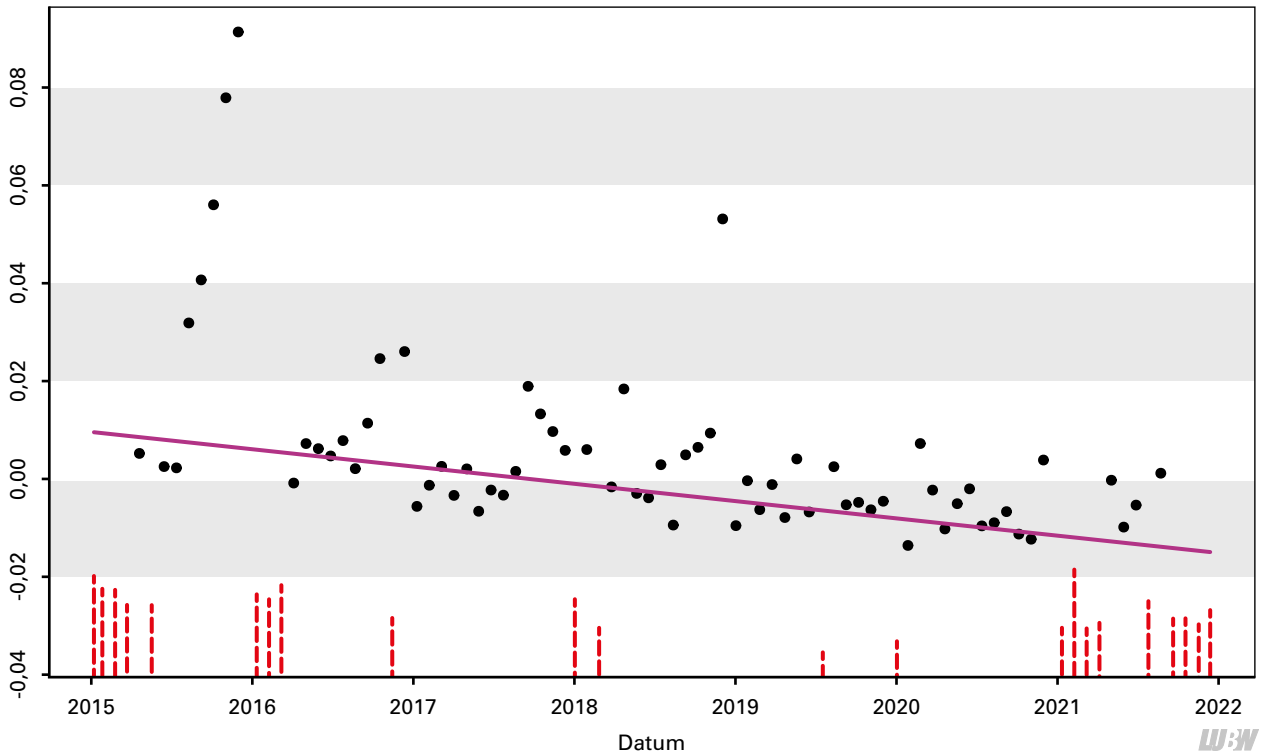


Abbildung 3.24: Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Carbendazim-Konzentration (in  $\mu\text{g/L}$ ) im Neckar bei Besigheim. Die vertikalen, rot gestrichelten Linien stellen Befunde unter der Bestimmungsgrenze dar. Die Höhe der Bestimmungsgrenze wird durch die Länge der Linie gekennzeichnet. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante ( $p < 0,001$ ) Abnahme um ca.  $0,004 \mu\text{g/L}$  pro Jahr).

Abfluss-normalisierte Isoproturon-Konzentration in  $\mu\text{g/L}$  im Neckar bei Besigheim

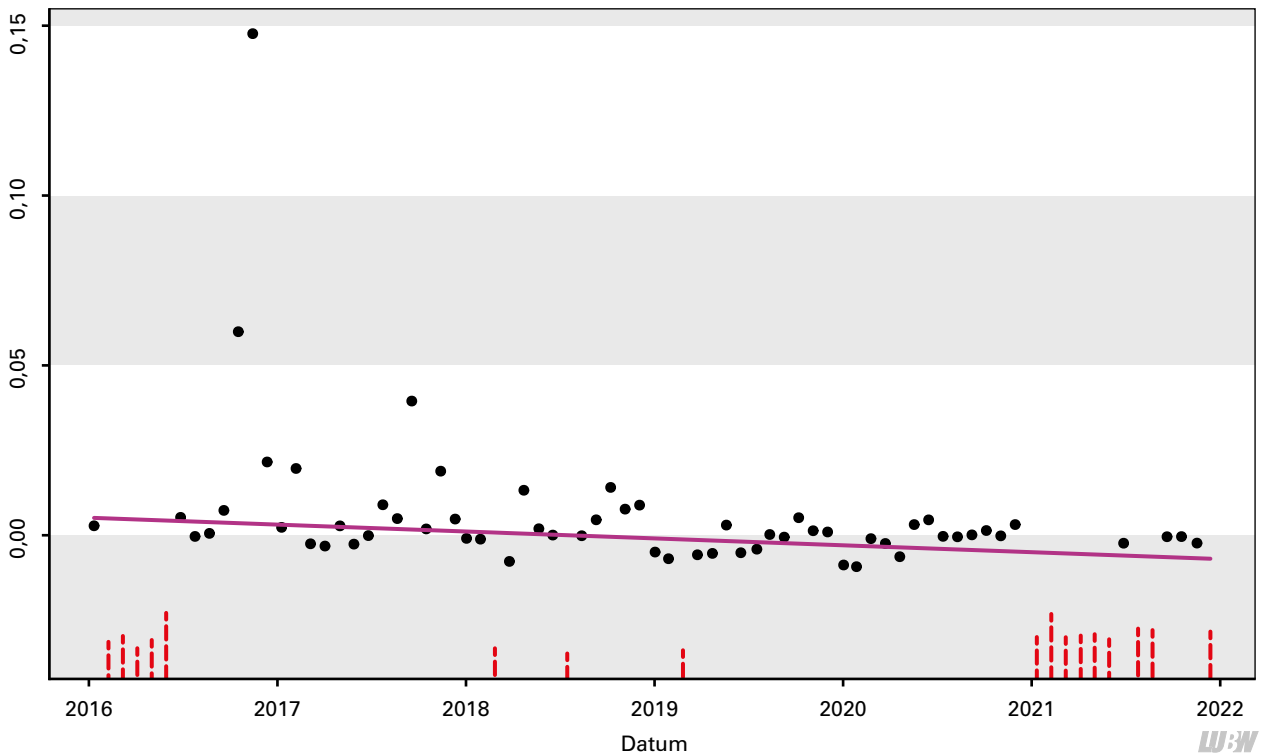


Abbildung 3.25: Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Isoproturon-Konzentration (in  $\mu\text{g/L}$ ) im Neckar bei Besigheim. Die vertikalen, rot gestrichelten Linien stellen Befunde unter der Bestimmungsgrenze dar. Die Höhe der Bestimmungsgrenze wird durch die Länge der Linie gekennzeichnet. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante Abnahme ( $p < 0,01$ ) um ca.  $0,002 \mu\text{g/L}$  pro Jahr).



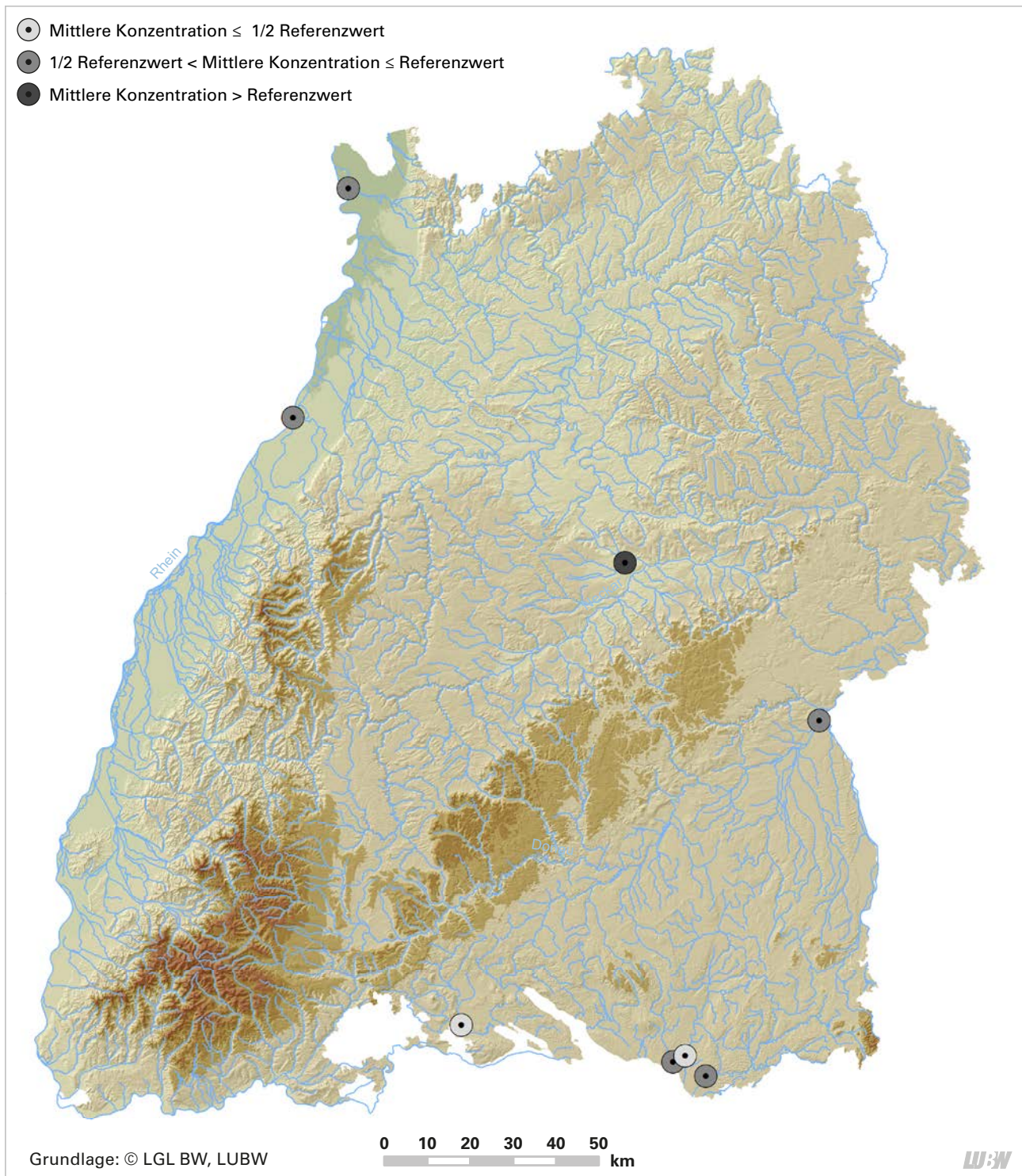


Abbildung 3.26: Konzentrationsmittelwerte von Estron innerhalb des Untersuchungszeitraums von Mai 2013 bis Dezember 2021, kategorisiert in drei Konzentrationsklassen. Ökotoxikologischer Referenzwert für Estron (UQN-V):  $0,00036 \mu\text{g/L}$ . Maßzahlen der Konzentrationen einschließlich der Nachweishäufigkeiten individueller Messstellen sind in Tabelle 5.15 im Anhang enthalten.

Gabapentin (2013: 42 Mio. DDD; 2020: 48 Mio. DDD) jeweils zugenommen haben [SCHWABE & PAFFRATH, 2014; LUDWIG et al., 2021]. Die zeitlichen Veränderungen in den Verschreibungszahlen in Deutschland sind im Falle von Carbamazepin und Lamotrigin auch in den Spurenstoffkonzentrationen bzw. -frachten in Fließgewässern teilweise zu beobachten. Abbildung 3.28 zeigt die zeitlich absteigenden Belastungstrends von Carbamazepin an der

Messstelle Mannheim/Neckar (stat. signifikante ( $p < 0,001$ ) Abnahme um ca.  $0,005 \mu\text{g/L}$  pro Jahr). Für andere Standorte konnte aufgrund einer hohen Zahl an Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze keine Trendbetrachtung für Carbamazepin durchgeführt werden.

Für **Lamotrigin** (Abbildung 3.29) ist an der Messstelle Donau bei Ulm-Wiblingen ein ansteigender Trend (stat. signifikante

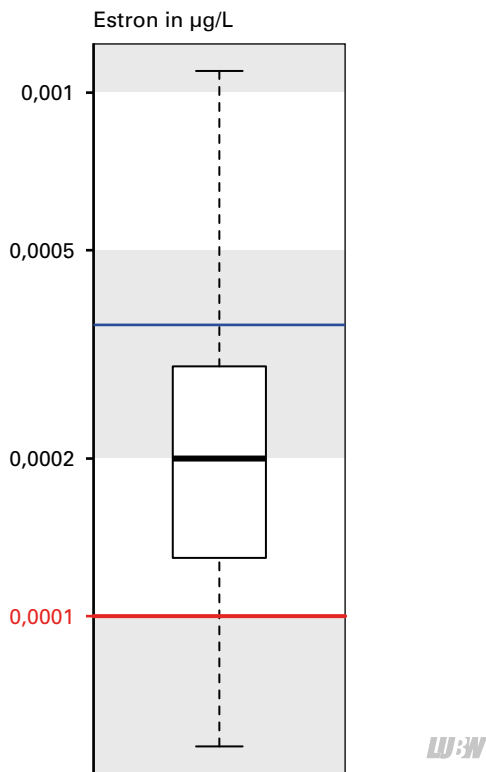


Abbildung 3.27: Konzentrationen von Estrone (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensiertes Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Estrone (UQN-V): 0,00036 µg/L. Anzahl Messwerte: 34. Anzahl zensierte Messwerte: 6. Nachweishäufigkeit: 82 %.

( $p < 0,001$ ) Zunahme um ca. 0,001 µg/L pro Jahr) erkennbar. An den Messstellen Mannheim/Neckar (Abbildung 3.30) und Rhein/Karlsruhe (Abbildung 3.31) ist dagegen kein statistisch signifikanter ( $p < 0,05$ ) Anstieg der Abfluss-normalisierten Lamotrigin-Konzentrationen innerhalb des Beobachtungszeitraums nachweisbar, auch wenn eine gewisse Tendenz zu erhöhten Werten im Jahr 2021 erkennbar war.

Entgegen der Erwartung zeigt die Substanz **Gabapentin** eine Abnahme der Abfluss-normalisierten Spurenstoffkonzentrationen an der Donau bei Ulm-Wiblingen ( $p < 0,001$ ; Abnahme um ca. 0,012 µg/L pro Jahr; Abbildung 3.32). Dieses Bild deckt sich auch mit den zeitlichen Entwicklungen an den Messstellen Rhein/Karlsruhe (stat. signifikante ( $p < 0,001$ ) Abnahme um ca. 0,007 µg/L pro Jahr; Abbildung 3.33) und Neckar/Mannheim (stat. signifikante ( $p < 0,001$ ) Abnahme um ca. 0,054 µg/L pro Jahr). Eine mögliche Erklärung hierfür könnte eine allmähliche Etablierung bzw. Adaption von Gabapentin-abbauenden Mikrokonsortien in Kläranlagen und/oder der aquatischen Umwelt sein, obgleich dies für Gabapentin bisher noch nicht in der wissenschaftlichen Literatur belegt wurde.

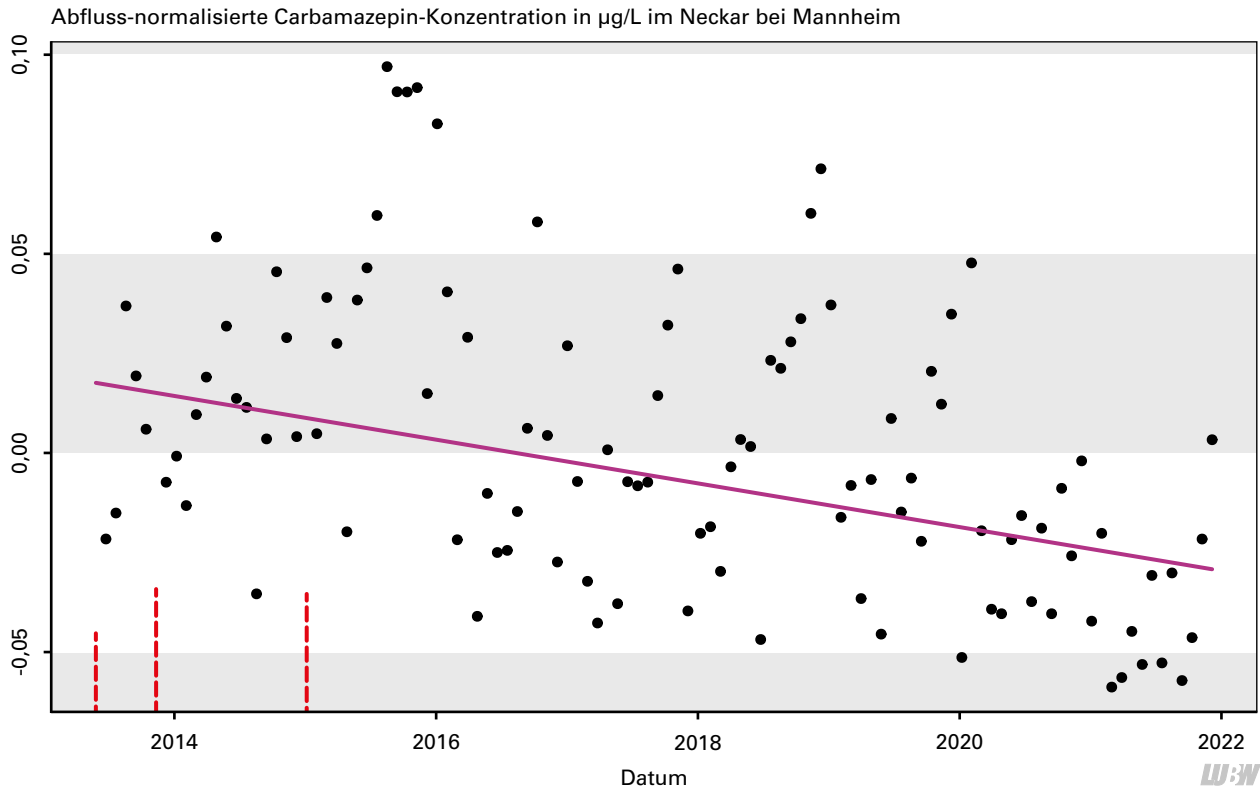


Abbildung 3.28: Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Carbamazepin-Konzentration (in µg/L) im Neckar bei Mannheim. Die vertikalen, rot gestrichelten Linien stellen Befunde unter der Bestimmungsgrenze dar. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante ( $p < 0,001$ ) Abnahme um ca. 0,005 µg/L pro Jahr).



Abfluss-normalisierte Lamotrigin-Konzentration in  $\mu\text{g/L}$  in der Donau bei Ulm-Wiblingen

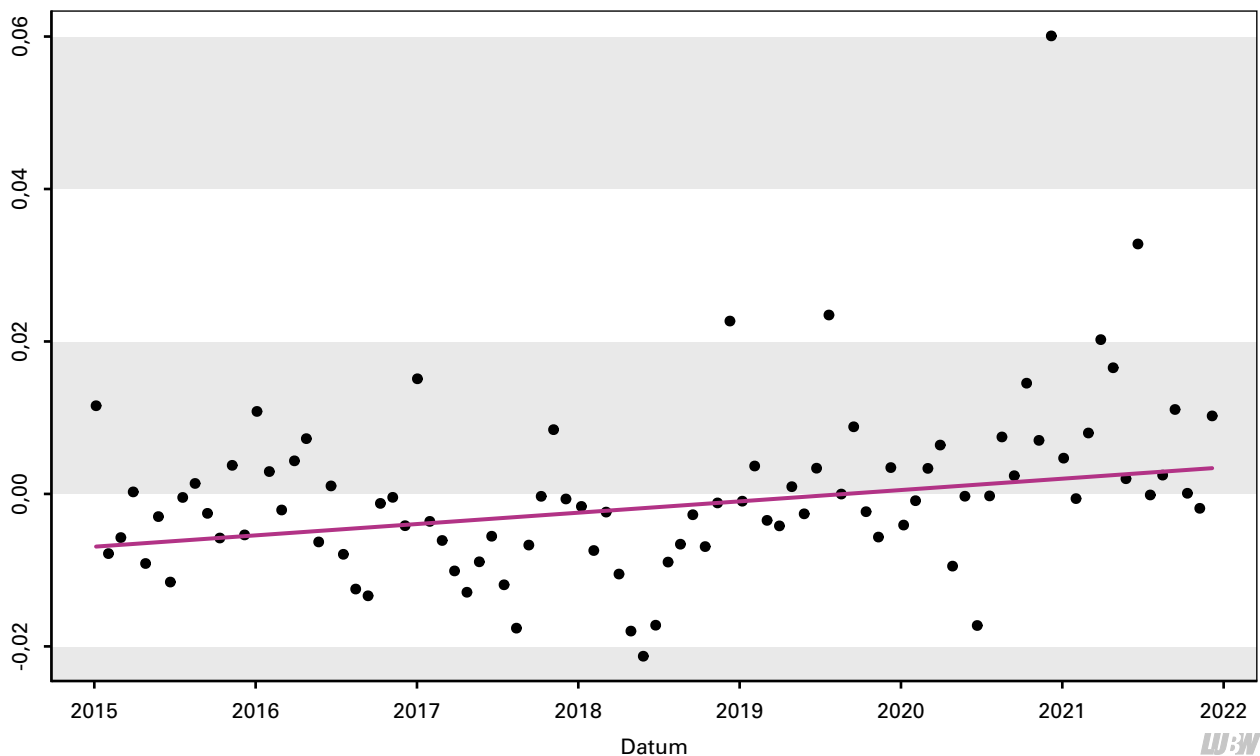


Abbildung 3.29: Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Lamotrigin-Konzentration (in  $\mu\text{g/L}$ ) in der Donau bei Ulm-Wiblingen. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante ( $p < 0,001$ ) Zunahme um ca.  $0,001 \mu\text{g/L}$  pro Jahr).

Abfluss-normalisierte Lamotrigin-Konzentration in  $\mu\text{g/L}$  im Neckar bei Besigheim

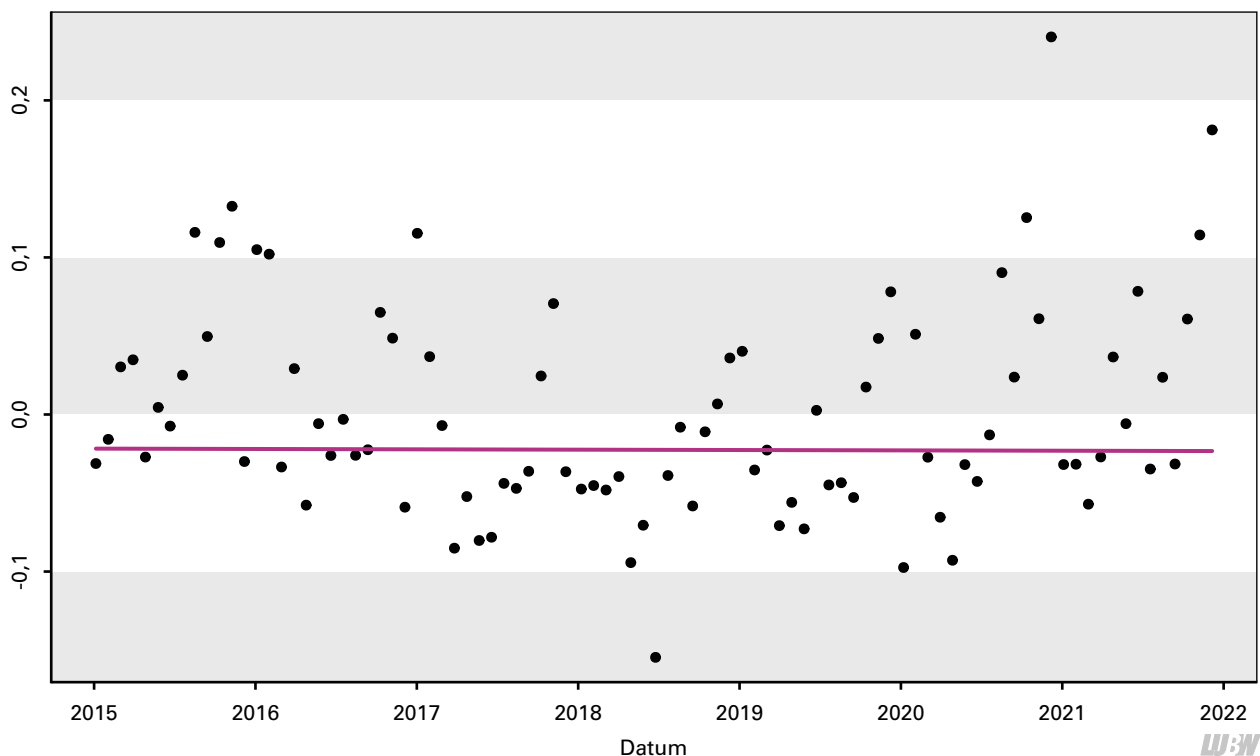


Abbildung 3.30: Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Lamotrigin-Konzentration (in  $\mu\text{g/L}$ ) im Neckar bei Mannheim. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (keine stat. signifikante Änderung der Lamotrigin-Konzentration innerhalb des Beobachtungszeitraums).

Abfluss-normalisierte Lamotrigin-Konzentration in  $\mu\text{g/L}$  im Rhein bei Karlsruhe

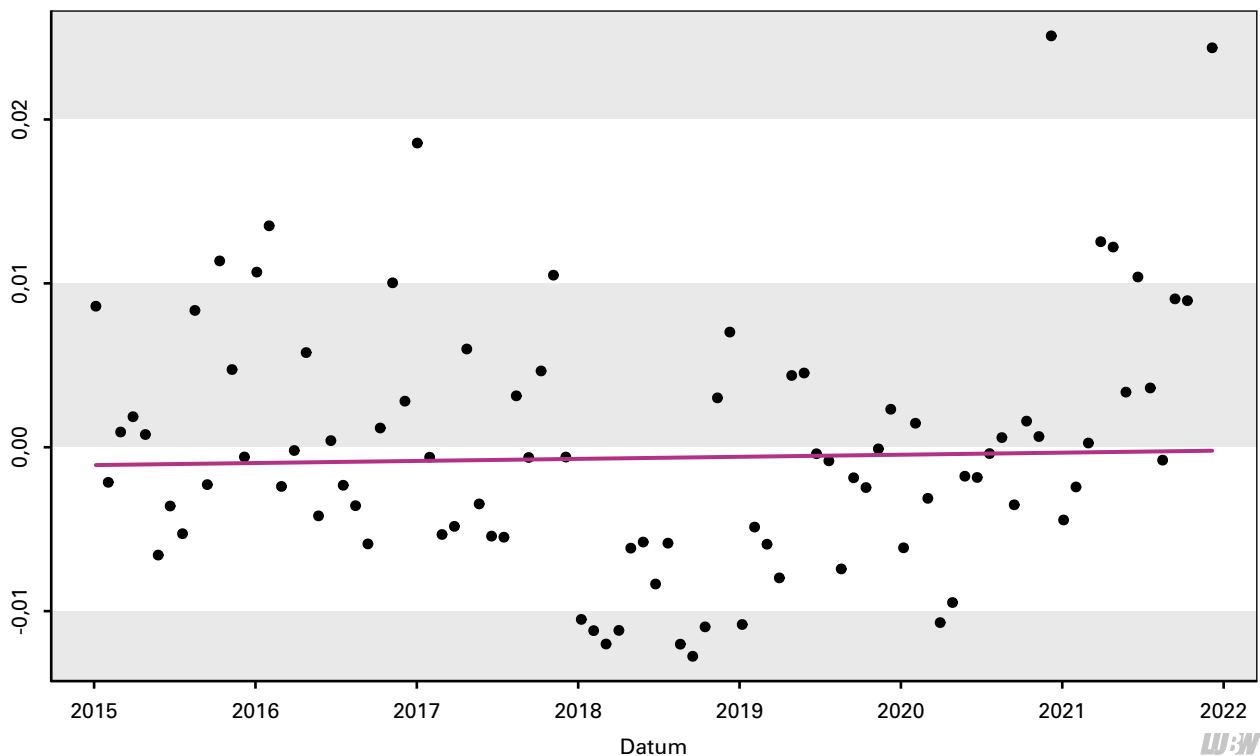


Abbildung 3.31: Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Lamotrigin-Konzentration (in  $\mu\text{g/L}$ ) im Rhein bei Karlsruhe. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (keine stat. signifikante Änderung der Lamotrigin-Konzentration innerhalb des Beobachtungszeitraums).

Abfluss-normalisierte Gabapentin-Konzentration in  $\mu\text{g/L}$  in der Donau bei Ulm-Wiblingen

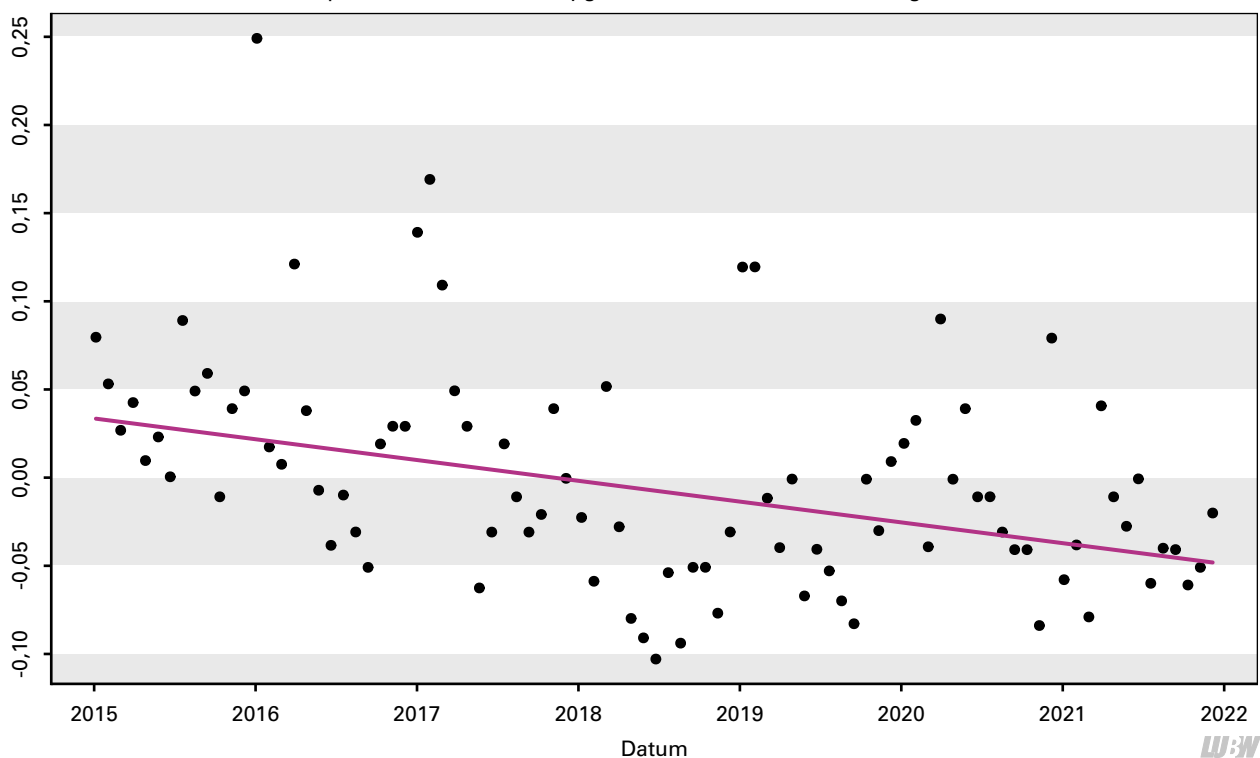


Abbildung 3.32: Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Gabapentin-Konzentration (in  $\mu\text{g/L}$ ) in der Donau bei Ulm-Wiblingen. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante ( $p < 0,001$ ) Abnahme um ca.  $0,012 \mu\text{g/L}$  pro Jahr).

Abfluss-normalisierte Gabapentin-Konzentration in  $\mu\text{g/L}$  im Rhein bei Karlsruhe

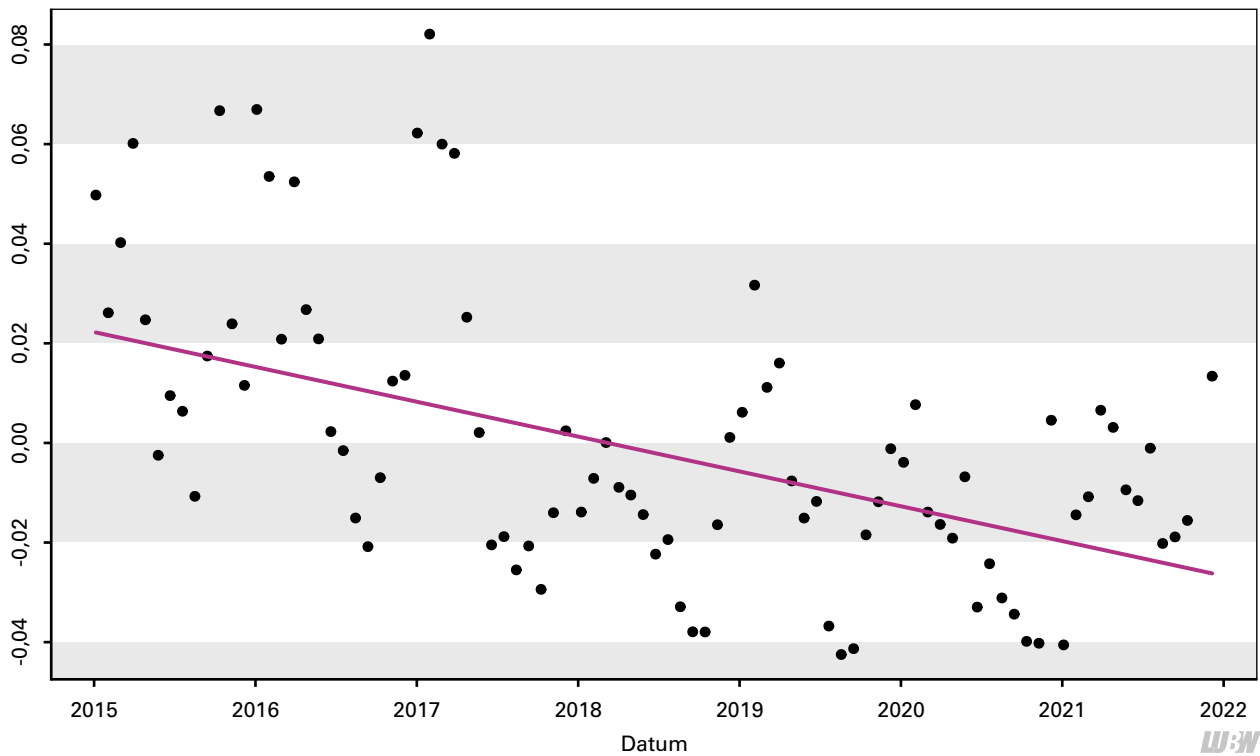


Abbildung 3.33: Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Gabapentin-Konzentration (in  $\mu\text{g/L}$ ) im Rhein bei Karlsruhe. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante ( $p < 0,001$ ); Abnahme um ca.  $0,007 \mu\text{g/L}$  pro Jahr).

Abfluss-normalisierte Diclofenac-Konzentration in  $\mu\text{g/L}$  in der Donau bei Ulm-Wiblingen

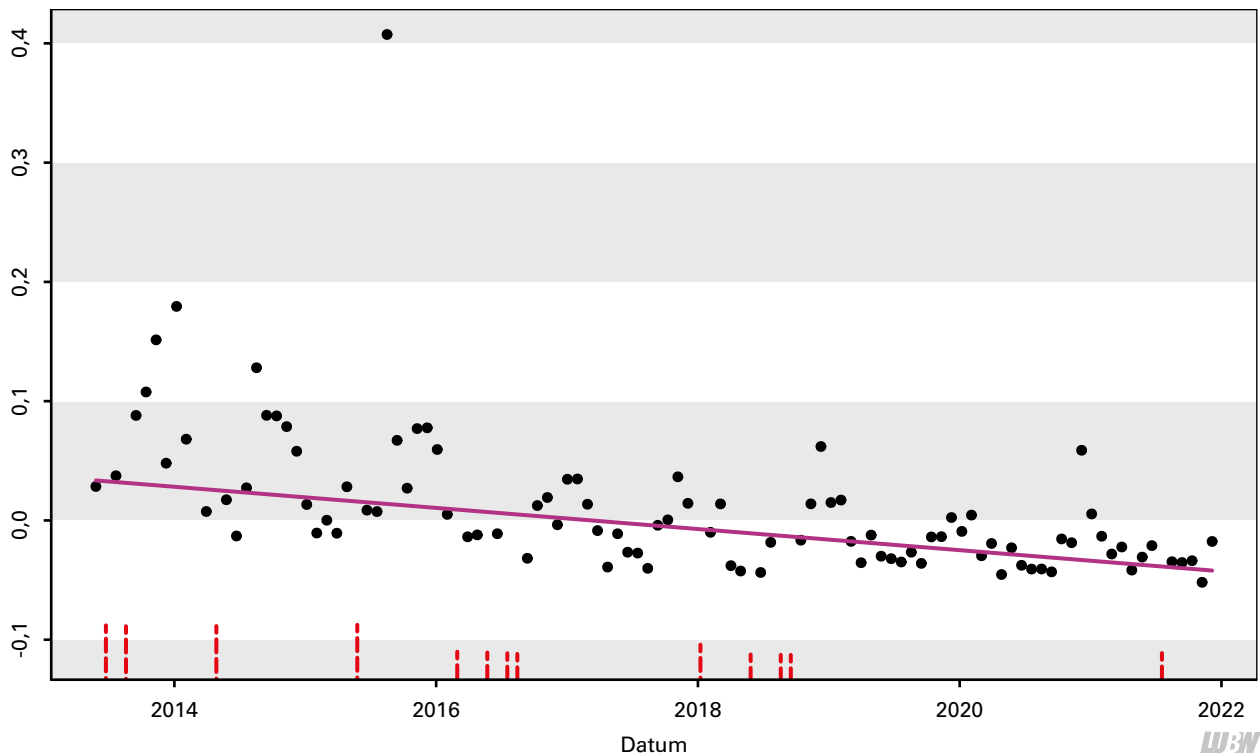


Abbildung 3.34: Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Diclofenac-Konzentration (in  $\mu\text{g/L}$ ) in der Donau bei Ulm-Wiblingen. Die vertikalen, rot gestrichelten roten Linien stellen Befunde unter der Bestimmungsgrenze dar. Die Höhe der Bestimmungsgrenze wird durch die Länge der Linie gekennzeichnet. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante ( $p < 0,001$ ) Abnahme um ca.  $0,009 \mu\text{g/L}$  pro Jahr).

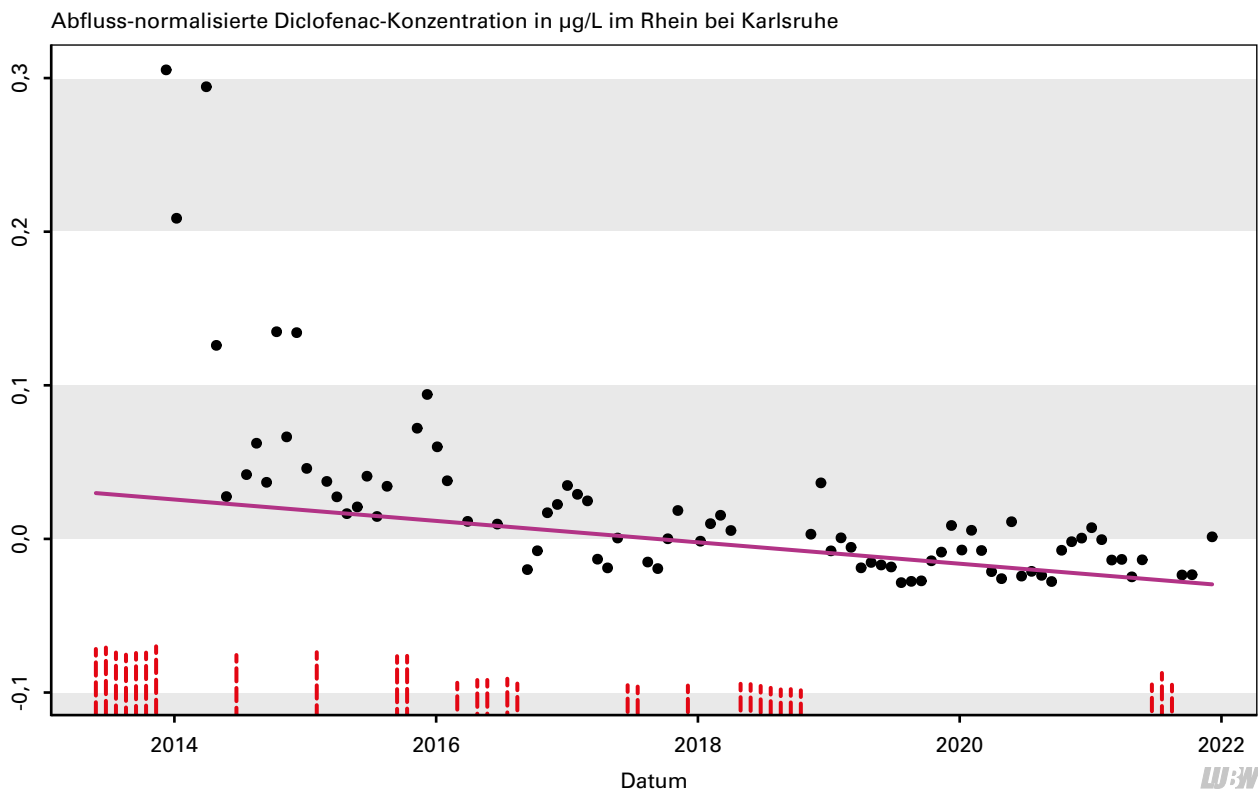


Abbildung 3.35: Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten der Diclofenac-Konzentration (in µg/L) im Rhein bei Karlsruhe. Die vertikalen, rot gestrichelten Linien stellen Befunde unter der Bestimmungsgrenze dar. Die Höhe der Bestimmungsgrenze wird durch die Länge der Linie gekennzeichnet. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante ( $p < 0,005$ ) Abnahme um ca.  $0,007 \mu\text{g/L}$  pro Jahr).

Eine abnehmende Tendenz in den Spurenstoffkonzentrationen ist auch für das weit verbreitet eingesetzte Schmerzmittel **Diclofenac** erkennbar. Abnehmende Diclofenac-Belastungen werden sowohl an der Donau bei Ulm-Wiblingen (stat. signifikante ( $p < 0,001$ ) Abnahme um ca.  $0,009 \mu\text{g/L}$  pro Jahr; Abbildung 3.34), am Rhein bei Karlsruhe (stat. signifikante ( $p < 0,005$ ) Abnahme um ca.  $0,007 \mu\text{g/L}$  pro Jahr; Abbildung 3.35) und am Neckar bei Mannheim (stat. signifikante ( $p < 0,005$ ) Abnahme um ca.  $0,011 \mu\text{g/L}$  pro Jahr) beobachtet. Dies deckt sich mit einem Rückgang der Verschreibungszahlen für Diclofenac in Deutschland (2013: 360 Mio. DDD; 2020: 190 Mio. DDD) [SCHWABE & PAFFRATH, 2014; LUDWIG et al., 2021] auch wenn die Substanz ebenfalls rezeptfrei erworben werden kann. Der tatsächliche Verbrauch wird also nur unvollständig durch die Verschreibungszahlen abgebildet. Es ist auch denkbar, dass der Gebrauch von Diclofenac in Deutschland aufgrund der öffentlichen Diskussion und verschiedenen Informationskampagnen zu Arzneistoffen in Gewässern rückläufig ist. Darüber hinaus ist festzustellen, dass viele der genannten Substanzen (z. B. Carbamazepin, Gabapentin, Diclofenac) gut durch eine Aktivkohlebehandlung entfernbar sind [KOMS BW, 2019]. Abnehmende Tendenzen in den Belastungen der Fließgewässer durch diese Stoffe in den

letzten Jahren können daher, auch auf eine zunehmende Ausrüstung von Kläranlagen mit dieser Technik zur weitergehenden Abwasserbehandlung zurückgeführt werden.

Bei Stoffen die keine Saisonalität hinsichtlich ihrer Verbrauchsmenge und ihres Verhaltens in der Abwasserbehandlung zeigen ist in Fließgewässern mit nur geringen Schwankungen der Frachten zu rechnen. Dies wurde in einer der ersten Publikationen im Themenfeld Süßstoffe auch für **Acesulfam** postuliert [BUERGE et al., 2009] und die Substanz wurde infolgedessen vielerorts als konservativer Marker für kommunales Abwasser in Fließgewässern eingesetzt. Die im Rahmen dieses Vorhabens erhobenen Spurenstoffdaten zeigen jedoch ein sich wandelndes Bild der Acesulfam-Frachten in abwasserbeeinflussten Fließgewässern. Abbildung 3.36 stellt exemplarisch die Frachten der Süßstoffe Acesulfam und **Sucralose** in der Donau bei Ulm-Wiblingen von Januar 2015 bis Dezember 2021 dar. Seit Beginn des Untersuchungszeitraums bis ca. 2018 ist eine kontinuierliche Abnahme der Acesulfam-Frachten erkennbar. Ab 2019 verbleiben die Frachten schließlich auf einem relativ gleichbleibenden Niveau. Dieses Verhalten kann neueren Untersuchungen zufolge auf eine Anpassung bzw. Etablierung Acesulfam-abbauender Mikroorganismen

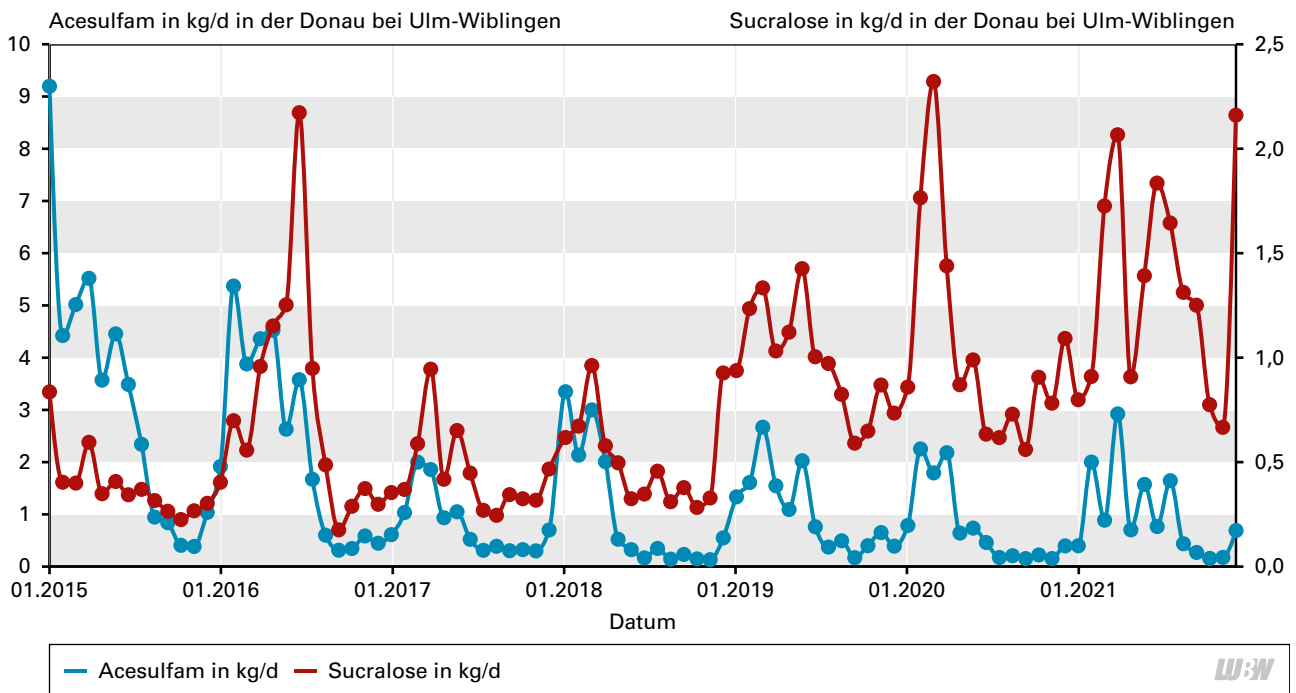


Abbildung 3.36: Frachten der künstlichen Süßstoffe Acesulfam und Sucralose (in kg/d) von Januar 2015 bis Dezember 2021 in der Donau bei Ulm-Wiblingen.

in der kommunalen Abwasserbehandlung zurückgeführt werden [KLEINSTEUBER et al., 2019]. Für Sucralose wurde dagegen solch eine Anpassung der mikrobiellen Gesellschaft bisher nicht beobachtet. In der Zeitreihe der Donau ist sogar ein Anstieg der Frachten ab 2019 erkennbar (Abbildung 3.36), was möglicherweise auf eine Zunahme des Gebrauchs des Süßstoffs in Deutschland zurückzuführen ist.

### 3.3 Abwasseranteil und Spurenstoffbelastung

Es ist bekannt, dass die Konzentrationen von Stoffen bestimmter Charakteristika mit dem Anteil des behandelten kommunalen Abwassers im Gewässer korrelieren [KAHLE et al., 2009; NÖDLER et al., 2011]. Dies trifft auf Stoffe zu, die 1. in gleichbleibenden Frachten in die kommunalen Kläranlagen eingetragen werden und 2. dort sowie in der Umwelt in konstantem Maße unzureichend entfernt werden. Bedingung 1 wird beispielsweise von pharmazeutischen Wirkstoffen – bzw. deren Metaboliten – erfüllt, die zur Behandlung chronischer Zustände wie Bluthochdruck oder zur Vorbeugung epileptischer Anfälle oder Gicht dauerhaft eingenommen werden. Konkrete Beispiele für Stoffe, die beide Kriterien erfüllen, sind Carbamazepin und Oxipurinol. Valsartansäure ist ein stabiler Stoff, der in der Abwasserbehandlung gebildet wird. Da die Frachten der Ausgangsstoffe im Kläranlagenzulauf im Tagesmittel relativ konstant sind, trifft dies für diesen Stoff auch auf den

Kläranlagenablauf zu. Pflanzenschutzmittel und Stoffe, die überwiegend über industrielle Abwässer in die Gewässer eingetragen werden, zeigen in der Regel keine Korrelation mit dem Anteil des kommunalen Abwassers.

Die Korrelation des Abwasseranteils mit der Konzentration einer Substanz kann bei der Quellzuordnung sowie zur Charakterisierung des Eliminationsverhaltens eines Stoffes genutzt werden. Korreliert ein Stoff mit dem Abwasseranteil im Gewässer, ist es sehr wahrscheinlich, dass die eingangs erwähnten Charakteristika hinsichtlich Herkunft und Verhalten des Stoffes erfüllt sind.

In Abbildung 3.37 sind exemplarisch die Median-Konzentrationen der typischerweise gut mit dem Abwasseranteil eines Gewässers korrelierenden Stoffe Carbamazepin, Diclofenac, und Sulfamethoxazol [NÖDLER et al., 2011] den Abwasseranteilen unter mittleren Abflussbedingungen (MQ) gegenübergestellt. Analog dazu sind in Abbildung 3.38 die Mediankonzentrationen gegenüber den Abwasseranteilen unter mittleren Niedrigwasserabflussbedingungen (MNQ) dargestellt. Die ausgewählten Stoffe zeigen jeweils eine signifikante ( $p < 0,001$ ) positive lineare Korrelation zwischen dem Median der Spurenstoffkonzentration und dem Abwasseranteil, obwohl die Verwendung der Abwasseranteile unter MQ-Bedingungen stets höhere Pearson-Korrelationskoeffizienten (R)



lieferte ( $R_{\text{Carbamazepin}}: 0,89$ ;  $R_{\text{Diclofenac}}: 0,87$ ;  $R_{\text{Sulfamethoxazol}}: 0,91$ ) als bei Verwendung der Abwasseranteile unter MNQ-Bedingungen ( $R_{\text{Carbamazepin}}: 0,77$ ;  $R_{\text{Diclofenac}}: 0,73$ ;  $R_{\text{Sulfamethoxazol}}: 0,83$ ). Dies ist dadurch erklärbar, dass die den Mediankonzentrationen zugrundeliegenden Probenahmen statistisch häufiger unter MQ-ähnlichen als gegenüber MNQ-ähnlichen Abflusssituationen erfolgten. Ein Beispiel für eine Substanz die eine deutlich schwä-

chere lineare Korrelation zum Abwasseranteil aufweist ist Diuron. So liegen die Pearson-Korrelationskoeffizienten für Diuron unter MQ- und MNQ-Bedingungen bei lediglich 0,38 ( $p < 0,001$ ) bzw. 0,31 ( $p < 0,001$ ). Diuron kann infolge seiner Verwendung als Biozidwirkstoff zum Zwecke des Materialschutzes von Baumaterialien (z. B. Schutz vor Algen- und Pilzbewuchs von Fassadenfarben) zwar ebenfalls über den Abwasserpfad in Oberflächen-

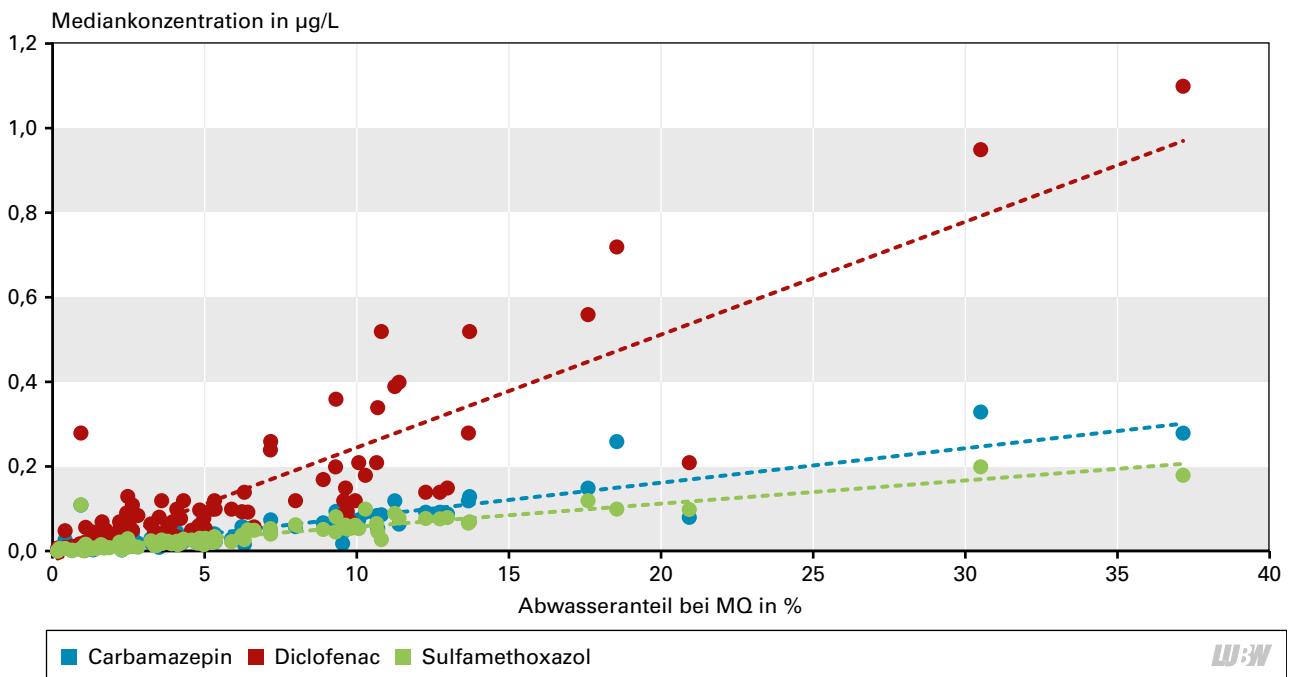


Abbildung 3.37: Lineare Korrelation der Mediankonzentration und dem Abwasseranteil bei MQ-Abflussbedingungen untersuchter Oberflächengewässer für die Abwassermarker Carbamazepin (Pearson-Korrelationskoeffizient ( $R$ )= 0,89;  $p < 0,001$ ), Diclofenac ( $R$ = 0,87;  $p < 0,001$ ) und Sulfamethoxazol ( $R$ = 0,91;  $p < 0,001$ ).

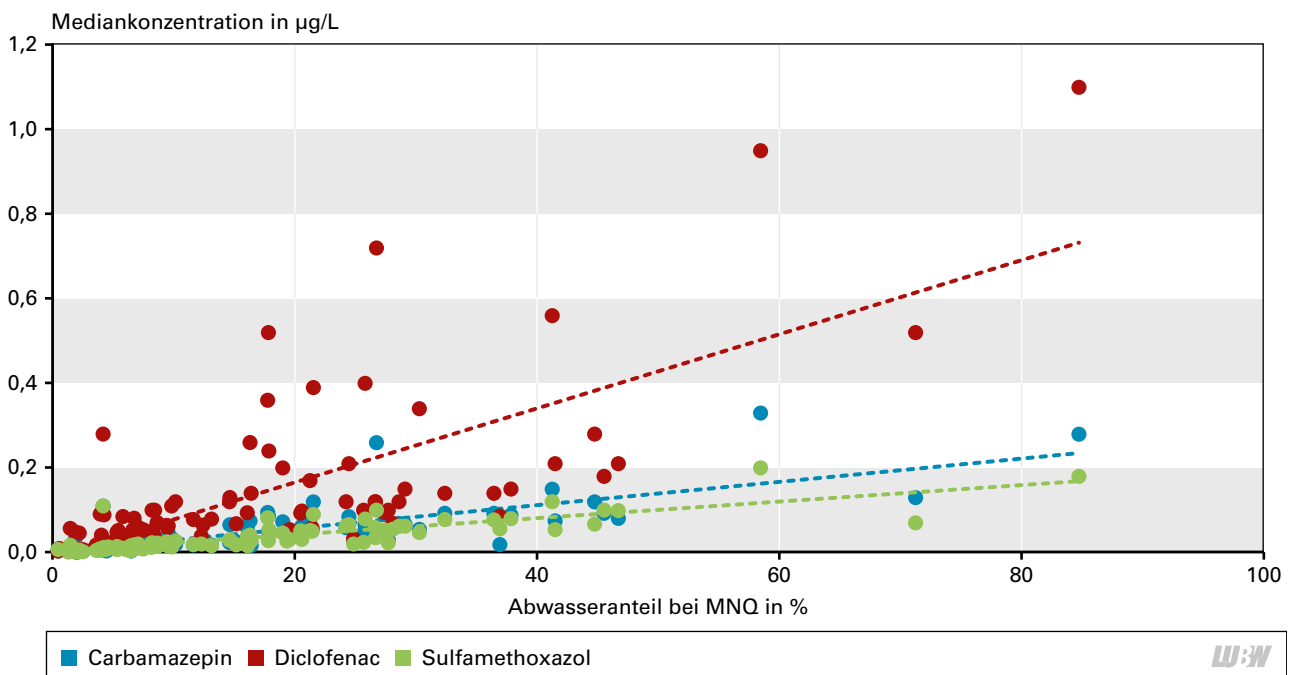


Abbildung 3.38: Lineare Korrelation der Mediankonzentration und dem Abwasseranteil bei MNQ-Abflussbedingungen untersuchter Oberflächengewässer für die Abwassermarker Carbamazepin (Pearson-Korrelationskoeffizient ( $R$ )= 0,77;  $p < 0,001$ ), Diclofenac ( $R$ = 0,73;  $p < 0,001$ ) und Sulfamethoxazol ( $R$ = 0,83;  $p < 0,001$ ).

gewässern eingetragen werden, jedoch erfolgt dessen Freisetzung zeitlich diskontinuierlicher als bei den meisten Pharmaka-Wirkstoffen. So wird die Freisetzung von Diuron aus urbanen Räumen u. a. vom Auftreten von Niederschlagsereignissen gesteuert.

### 3.4 Weitergehende Abwasserbehandlung

Vor allem Aktivkohle und Ozon haben sich bewährt, um Spurenstoffe aus dem Abwasser zu entfernen. Bei der Anwendung von Aktivkohle werden die Spurenstoffe an der Oberfläche des Materials angereichert (d. h. adsorbiert) und auf diese Weise, also rein physikalisch, aus der Wasserphase entfernt. Die weitergehende Abwasserbehandlung mittels der hochreaktiven Sauerstoffverbindung Ozon stellt im Gegensatz zur Aktivkohlebehandlung eine chemische Behandlungstechnik dar, bei der die zu entfernenden Stoffe in andere, in der Regel ökologisch unproblematischere Stoffe umgewandelt werden. Je nach Konzeption können das gesamte anfallende Abwasser (Vollstrom) oder auch nur Teile des Abwassers (Teilstrom) behandelt werden. In Baden-Württemberg ist die Dosierung von pulverisierter Aktivkohle (PAK) die derzeit am weitesten verbreitete Technik der weitergehenden Abwasserbehandlung [KOM S BW, 2020].

Um die Leistung einer Kläranlage mit einer Spurenstoffelimination zu überprüfen, werden bestimmte Indikatorstoffe im Zu- und Ablauf der Kläranlage gemessen. In Baden-Württemberg sind dies 1H-Benzotriazol,  $\Sigma$ 4- und 5-Methylbenzotriazol, Candesartan, Carbamazepin, Diclofenac, Hydrochlorothiazid, Ibuprofen, Irbesartan, Metoprolol und Sulfomethoxazol. Bei den Substanzen handelt es sich um Stoffe, die bekanntermaßen gut mit den eingesetzten Techniken entfernt werden können. Um den Einfluss einer weitergehenden Abwasserbehandlung in einer 4. Reinigungsstufe auf die Spurenstoffbelastung im

angeschlossenen Fließgewässer zu überprüfen, können zudem die Frachten sogenannter Indikatorsubstanzen nach der Einleitstelle zeitlich gesehen vor und nach Implementierung der Behandlungstechnik gegenübergestellt werden. Sind die Abflussbedingungen der beprobten Zeiträume vor und nach der Implementierung der 4. Reinigungsstufe vergleichbar, kann alternativ auch ein Vergleich von Spurenstoffkonzentrationen durchgeführt werden. Insbesondere die Verminderung der Diclofenac-Einträge ist nicht nur eine gute Indikation für die Entfernungsleistung, sondern auch hinsichtlich der ökotoxikologischen Relevanz des Stoffes von großem Interesse (s. Abschnitt 3).

Im Dezember 2022 verfügten 25 Kläranlagen in Baden-Württemberg über eine 4. Reinigungsstufe. Der verfügbare Datensatz wurde auf Messstellen geprüft, die von Kläranlagen beeinflusst sind, die innerhalb des Untersuchungszeitraums um eine 4. Reinigungsstufe erweitert wurden. Die meisten Messstandorte konnten für einen Vergleich nicht herangezogen werden. Die Ursachen hierfür waren das Fehlen einer repräsentativen Fließgewässermessstelle abstromig der Abwassereinleitung und/oder ein zu geringer Einfluss der ausgebauten Kläranlage auf die gesamte Abwassermenge des Vorfluters bei der Messstelle.

Tabelle 3.3 liefert eine Übersicht der Kläranlagen, für die eine Betrachtung durchgeführt werden konnte. Die Tabelle gibt Auskunft über die Ausbaugröße in Einwohnerwerten (EW), den Namen des Vorfluters, den Zeitpunkt der Inbetriebnahme der 4. Reinigungsstufe, die genutzte Technik zur weitergehenden Abwasserbehandlung und die Fließstrecke von der Abwassereinleitung bis zur Messstelle.

Da aus der Liste der Indikatorsubstanzen gemäß der Handlungsempfehlung des Kompetenzzentrum Spurenstoffe

*Tabelle 3.3: Basisinformationen der Kläranlagen, die zur Bewertung des Einfluss einer weitergehenden Abwasserbehandlung auf die Spurenstoffbelastung im angeschlossenen Fließgewässer herangezogen wurden.*

Kläranlage	Ausbaugröße	Vorfluter	Zeitpunkt der Ausrüstung 4. Reinigungsstufe	Technik der 4. Reinigungsstufe	Fließstrecke Einleitung bis Messstelle
SKA Pforzheim	250 000 EW	Enz	August 2020	PAK (Vollstrom), Ulmer Verfahren, Tuchfilter	Ca. 36 km (Markgröningen)
Leonberg – Mittleres Glemstal	90 000 EW	Glems	Dezember 2020	PAK (Vollstrom), Simultanverfahren, Tuchfilter	Ca. 20 km (Unterriexingen)
SKA Öhringen	49 500 EW	Ohrn	2017	PAK (Teilstrom), Ulmer Verfahren, Einschichtfilter	Ca. 8 km (Ohrnberg)
SKA Langwiese	184 000 EW	Schussen	2013	PAK (Vollstrom), Ulmer Verfahren, Mehrschichtfilter	Ca. 11 km (Gerbertshaus)



Baden-Württemberg (KomS BW) (s. o.) nur Gewässerdaten für Carbamazepin, Sulfamethoxazol und Diclofenac vorhanden waren, wurden zusätzlich alternative Spurenstoffe herangezogen. Die Auswahl basierte dabei auf den Erkenntnissen einer KomS-Studie, in der die Entfernungsleistung für über 40 Spurenstoffe in 15 Kläranlagen in Baden-Württemberg vor und nach Implementierung einer Pulveraktivkohlestufe (PAK) durch ein Monitoringvorhaben ermittelt wurde [KOM S BW, 2019]. Für die hier getätigte Auswertung wurden Spurenstoffe ausgewählt, für die zum einen Konzentrations-Messwerte an den Fließgewässermessstellen vorhanden waren und die zum anderen in der genannten KomS-Studie eine deutlich verbesserte Median-Eliminationsleistung in Kläranlagen bei Anwendung einer PAK-Stufe zeigten.

Eine Übersicht der Median-Entfernungsleistungen vor und nach Ausrüstung der Kläranlagen mit einer PAK-Stufe sind in Tabelle 5.16 im Anhang dargestellt. Es wird ersichtlich, dass auch für die aufgelisteten Antibiotika (Clarithromycin, Sulfamethoxazol, Azithromycin, Erythromycin) und Biozide (DEET, Terbutryn) durch Anwendung einer PAK-Stufe eine deutliche Verbesserung der Gesamteliminationsleistung gegenüber einer ausschließlich biologischen Reinigungsstufe erreicht werden kann. So kann z. B. die Median-Eliminationsleistung von Azithromycin von 27 % (vor Ausbau; biologische Entfernung) auf 85 % (nach Ausbau; Gesamtelimination) verbessert werden.

Tabelle 5.16 enthält zudem Informationen zu den Median-Spurenstoffkonzentrationen und Median-Frachten in den jeweiligen Fließgewässern abstromig der Kläranlagen, jeweils vor und nach Implementierung der 4. Reinigungsstufe. Insgesamt zeigen alle der untersuchten Spurenstoffe eine Abnahme der Median-Konzentrationen und Median-Frachten in den betrachteten Fließgewässern nach Ausstattung der jeweiligen Kläranlage mit einer PAK-Stufe. Dies verdeutlicht die Verminderung der Belastung der Oberflächengewässer mit abwasserbürtigen Spurenstoffen infolge der Implementierung einer 4. Reinigungsstufe zur weitergehenden Abwasserbehandlung. So verringern sich beispielsweise die Frachten von Diclofenac in der Enz bei Markgröningen auf die Hälfte (2017: 0,26 kg/d; 2021: 0,13 kg/d), während sich die Fracht von Clarithromycin sogar auf ca. ein Viertel vermindert (2017: 0,029 kg/d; 2021: 0,007 kg/d). Eine graphische Darstellung der Median-

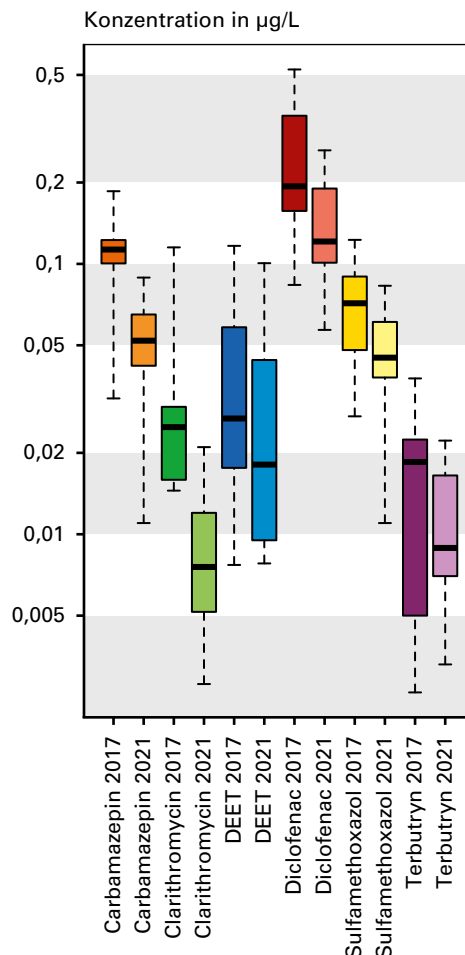
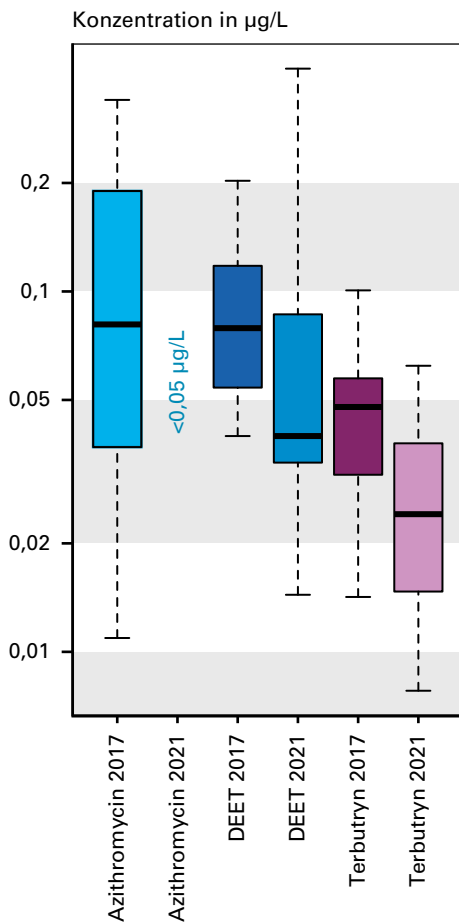


Abbildung 3.39: Logarithmisch skalierte Boxplots der Konzentrationen ausgewählter Spurenstoffe in der Enz bei Markgröningen vor und nach Ausstattung der oberstromig gelegenen Kläranlage „SKA Pforzheim“ mit einer 4. Reinigungsstufe. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenzen wurden mit dem ROS-Verfahren geschätzt. Anzahl Datenpunkte (Konzentrationswerte) je Boxplot: 13.

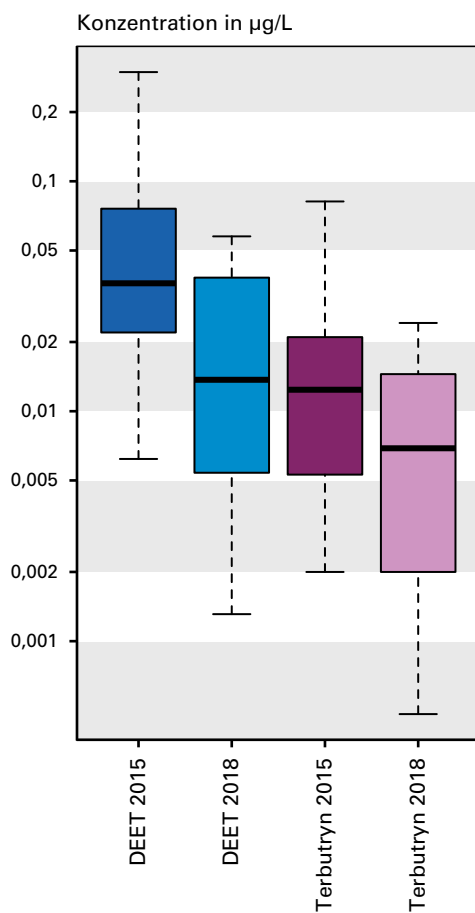
Konzentrationen in den ausgewählten Fließgewässern vor und nach Ausstattung der oberstromig gelegenen Kläranlage mit einer 4. Reinigungsstufe sind in Abbildung 3.39 bis Abbildung 3.42 in Form von Boxplots gezeigt.

Die hier abgeleiteten Median-Konzentrationen und Median-Frachten sind mit einer größeren Unsicherheit behaftet, da nur wenige Messwerte zu deren Ableitung genutzt werden konnten (Tabelle 5.16). Ferner sind die Messstellen teils in größerer Entfernung von den Einleitstellen der Kläranlagen entfernt (bis zu 36 km; siehe Tabelle 3.3). Die Fließgewässer an den jeweiligen Messpunkten sind dadurch einer Vielzahl zusätzlicher potentieller Spurenstoffquellen (insbesondere in Form weiterer einleitender Kläranlagen) im Einzugsgebiet ausgesetzt. So leiten beispielsweise zwischen der Kläranlage Pforzheim (250 000 EW) und der Messstelle Markgröningen 13 weitere Kläranlagen in die Enz ein, die in Summe eine Aus-



LUBW

Abbildung 3.40: Logarithmisch skalierte Boxplots der Konzentrationen ausgewählter Spurenstoffe in der Glems bei Unterriexingen vor und nach Ausstattung der oberstromig gelegenen Kläranlage „Leonberg-Mittleres Glemstal“ mit einer 4. Reinigungsstufe. Für Azithromycin lagen im Jahr 2021 alle Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenzen wurden mit dem ROS-Verfahren geschätzt. Anzahl Datenpunkte (Konzentrationswerte) je Boxplot: 13.



LUBW

Abbildung 3.41: Logarithmisch skalierte Boxplots der Konzentrationen ausgewählter Spurenstoffe in der Ohrn bei Ohrnberg vor und nach Ausstattung der oberstromig gelegenen Kläranlage „SKA Öhringen“ mit einer 4. Reinigungsstufe. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenzen wurden mit dem ROS-Verfahren geschätzt. Anzahl Datenpunkte (Konzentrationswerte) je Boxplot: 13.

baugröße von ca. 190 000 EW umfassen. Dies mindert die Eignung der verwendeten Messstellen zur Überprüfung der Belastungssituation der Oberflächengewässer, da ein potentieller positiver Effekt durch andere Einflussgrößen überprägt werden könnte. Nichtsdestotrotz verdeutlichen die gezeigten Ergebnisse, dass die Ertüchtigung von Kläranlagen mit einer 4. Reinigungsstufe zu einer deutlichen Verminderung des Eintrags vieler abwasserbürtiger Spurenstoffe führt, wodurch die Belastung der aquatischen Umwelt mit diesen Stoffen signifikant verringert werden kann. Dies hat ebenfalls positive Auswirkungen auf die Qualität von zur Trinkwassergewinnung genutzten Rohwasserressourcen.

### 3.5 Auswirkungen von Extremereignissen

Nachfolgend soll ein potentieller Einfluss der Hydrologie auf die Konzentrationen von Spurenstoffen, insbesondere im Kontext von Niedrigwassersituationen, untersucht wer-

den. Die hierfür angewandte Methodik ist in Kapitel 2.3.5 erläutert. Grundsätzlich deutet ein niedriger Abfluss auf eine geringere Verdünnung von Spurenstoffen hin. Es wurden Spurenstoffdaten des Jahres 2020 mit denen des Jahres 2021 verglichen. Dies hatte den Hintergrund, dass die Abflüsse vieler Fließgewässer in Baden-Württemberg im Jahr 2020 deutlich niedriger ausfielen als im Folgejahr 2021. Aufgrund der mit Abstand größten Anzahl an Datenpunkten wurde die Messstelle Rhein/Palmrainbrücke für einen Vergleich herangezogen. Die Verteilung der Abflüsse beider Jahre an der Messstelle sind in Abbildung 3.43 dargestellt. Ein Permutationstest offenbart statistisch signifikante Unterschiede ( $p < 0,001$ ) in den mittleren Abflüssen ( $MQ_{2020}$ :  $923 \text{ m}^3/\text{s}$ ;  $MQ_{2021}$ :  $1156 \text{ m}^3/\text{s}$ ) beider Untersuchungsjahre und bestätigt damit die Eignung des Messstandorts und der Beobachtungsjahre 2020/2021 für die nachfolgenden Untersuchungen.



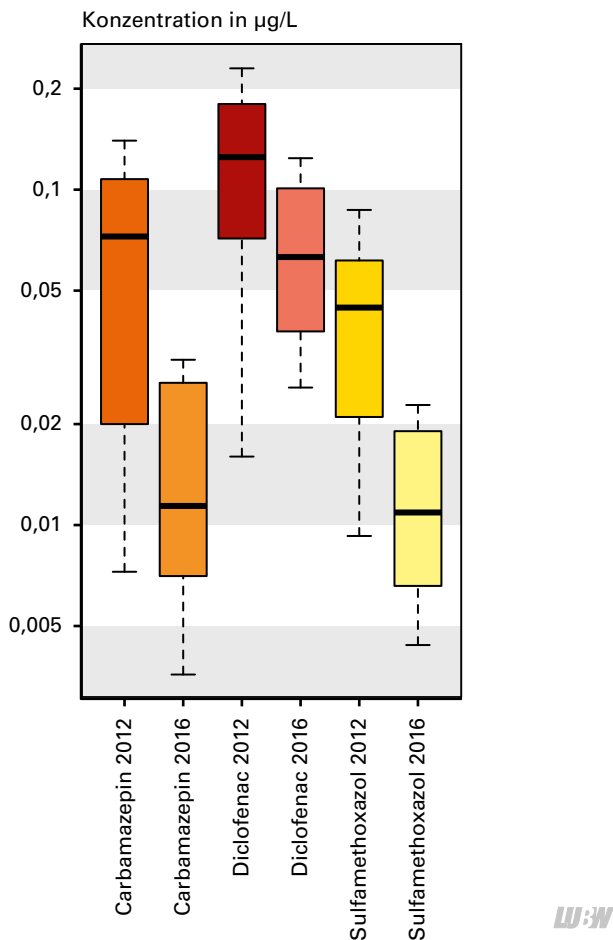


Abbildung 3.42: Logarithmisch skalierte Boxplots der Konzentrationen ausgewählter Spurenstoffe in der Schussen am Gerbertshaus vor und nach Ausstattung der oberstromig gelegenen Kläranlage „SKA Langwiese“ mit einer 4. Reinigungsstufe. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenzen wurden mit dem ROS-Verfahren geschätzt. Anzahl Datenpunkte (Konzentrationswerte) je Boxplot: 8.

Im nächsten Schritt wurden die Konzentrationen der Spurenstoffe, die in täglicher Auflösung vorliegen ( $n = 25$ ), mittels Permutationstests auf signifikante ( $p < 0,05$ ) Unterschiede in den Jahresmittelwerten untersucht (Tabelle 5.17 im Anhang). Für 14 Spurenstoffe (4-AAA, Benzotriazol, Carbamazepin, Carbendazim, Clarithromycin, DEET, Gabapentin, Iomeprol, Iopamidol, Lamotrigin, MCPP, Metoprolol, Sotalol, Valsartansäure) zeigt der Permutationstest signifikant höhere mittlere Konzentrationen im abflussschwächeren Jahr 2020 an. Für MCPA ist die mittlere Konzentration im abflussschwächeren Jahr zwar ebenfalls höher, jedoch ist der Unterschied nicht signifikant ( $p > 0,05$ ). Für sechs Spurenstoffe (Iopromid, Isoproturon, Metformin, Oxipurinol, Sucralose, Venlafaxin) sind, entgegen der Erwartung, die mittleren Konzentrationen im abflussschwachen Jahr auf einem niedrigeren Niveau. In drei weiteren Fällen (Diclofenac, Hydrochlorothiazid, Sulfamethoxazol) gibt es keine Unterschiede in den mittleren Konzentrationen beider Jahre. Für Amidotrizoesäure

konnte keine Auswertung vorgenommen werden, da in beiden Jahren die Konzentrationen mit einer Ausnahme durchweg unterhalb der Bestimmungsgrenze lagen.

Da für die meisten der betrachteten Spurenstoffe die mittleren Konzentrationen im abflussschwachen Jahr signifikant höher liegen als im darauffolgenden abflussreicheren Jahr, kann angenommen werden, dass im Falle abwasserbürtiger, kontinuierlich über Punktquellen eingetragener Stoffe (insbesondere Humanarzneimittel) unter Niedrigwasserbedingungen tendenziell höhere Konzentrationen auftreten. Abweichungen davon könnten der Tatsache geschuldet sein, dass die Spurenstoffkonzentrationen in Fließgewässern auch durch biotische und abiotische Entfernungsprozesse beeinflusst werden, die ebenfalls von den meteorologischen Bedingungen abhängig sein können. So wird in warmen Perioden ein verstärkter biologischer und photochemischer Abbau von Verbindungen in Kläranlagen und Oberflächengewässern beobachtet [KAMJUNKE et al., 2022], was dem Phänomen der geringeren Verdünnung bei Niedrigwasser entgegenwirkt. Zudem können die durch Starkregenereignisse hervorgerufenen

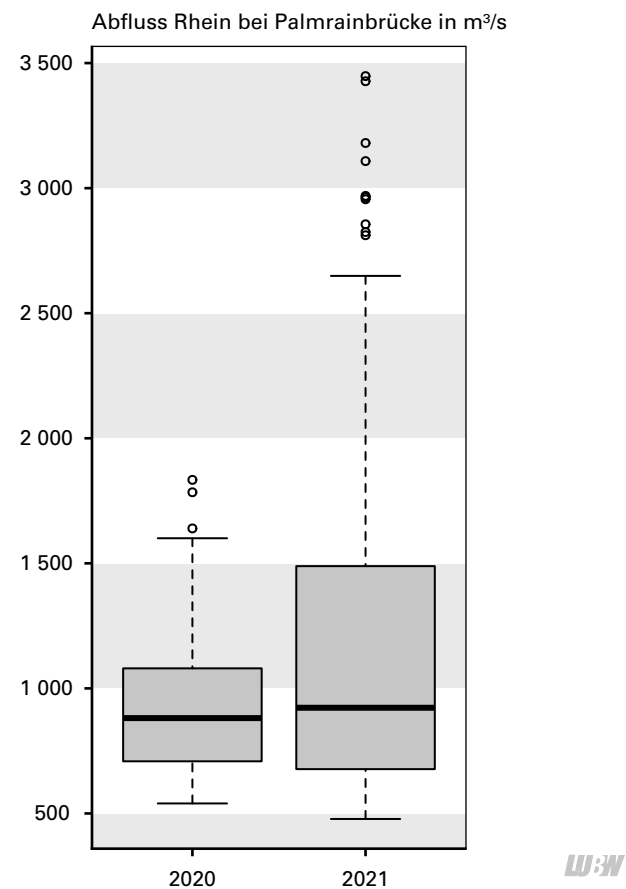


Abbildung 3.43: Boxplots der mittleren Tagesabflüsse des Rheins am Standort Basel-Rheinhalle der Jahre 2020 und 2021.

hohen Wasserfrachten die hydraulischen Verweilzeiten in Kläranlagen verkürzen, wodurch die Effizienz der Spurenstoffentfernung während der Abwasserbehandlung vermindert wird [PHILLIPS et al., 2012]. Es kann angenommen werden, dass die Auftretshäufigkeiten und Intensitäten von Starkregenereignissen mit fortschreitendem Klimawandel weiter zunehmen werden, was im Mischwassersystem zu einem vermehrten Abschlagen ungeklärten Abwassers und somit zu einem potentiell verstärkten Eintrag von Spurenstoffe in die Vorfluter führt.

Spurenstoffe, die primär über diffuse Quellen in Fließgewässer eingetragen werden (z. B. Agrochemikalien), können ein inverses Verhalten zeigen, da deren Eintrag in Fließgewässer stark durch die vorherrschenden meteorologischen Bedingungen und die Abflussbildung gesteuert werden. So wird der größte Teil der applizierten Pestizidmenge überwiegend in den ersten drei Niederschlagsereignissen nach deren Anwendung in Fließgewässer eingetragen [TOURNEBIZE et al., 2013]. Für das Herbizid MCPA wurde beispielsweise beobachtet, dass innerhalb der Applikationsperiode (Frühling und Herbst) die höchsten Konzentrationen bei hohem Abfluss auftreten [MORTON et al., 2019].

### **3.6 Vergleich mit anderen Regionen im Bundesgebiet**

Die Belastungssituation der untersuchten baden-württembergischen Oberflächengewässer mit Spurenstoffen, die über kommunales Abwasser eingetragen werden, ist im Hinblick auf die Art *häufig nachgewiesener* und *häufig auftretender* Stoffe sowie den Spurenstoffkonzentrationen im

Einklang mit Erkenntnissen aus anderen Bundesländern [bspw. ARW, 2021; BOULARD et al., 2017; NLWKN 2013; siehe Tabelle 5.18 im Anhang]. Diese Beobachtung ist zu erwarten, da auf Länderebene weder von Unterschieden im Konsumverhalten der Bevölkerung (z. B. Biozideinsatz im häuslichen Bereich, Konsum von künstlichen Süßstoffen) noch in der Verschreibungspraxis von Humanarzneimitteln auszugehen ist. Für diffus in die aquatische Umwelt eingetragene Spurenstoffe, wie gewisse Pflanzenschutzmittel und Veterinärarzneimittel, ist dagegen von stärker ausgeprägten räumlichen Unterschieden in der Belastungssituation von Fließgewässern innerhalb Deutschlands auszugehen. Insbesondere in kleinen Fließgewässern in landwirtschaftlich intensiv genutzten Einzugsgebieten können zeitweise hohe Spitzenkonzentrationen auftreten. Die Beschreibung der Umweltkonzentrationen für Stoffe aus der landwirtschaftlichen Praxis bedarf daher einer zeitlich-hochaufgelösten und/oder ereignisbezogenen Probenahme. Da diese Stoffe nicht im Fokus des hier vorliegenden Berichts stehen, kann kein Vergleich mit anderen Regionen im Bundesgebiet vorgenommen werden.

Industrieeinleitungen wie die des TFA in den Neckar stellen eine besondere Situation dar. Aus Niedersachsen liegt ein repräsentativer Vergleichsdatensatz zu TFA in Oberflächengewässern vor. Ohne Berücksichtigung des Neckars ist der in Niedersachsen nachgewiesene Konzentrationsbereich (0,16 µg/L bis 5,7 µg/L) [NLWKN, 2019] im Einklang mit der nachgewiesenen TFA-Belastung der baden-württembergischen Gewässer.

## 4 Schlussfolgerungen

Der hier vorliegende Bericht verdeutlicht das ubiquitäre Auftreten einer Vielzahl anthropogener Spurenstoffe in Fließgewässern Baden-Württembergs. Die ermittelten Spurenstoffgehalte (ng/L- bis niedriger µg/L-Bereich) lagen dabei in einem, für anthropogen beeinflusste Fließgewässer in Europa, typischen Wertebereich. Lediglich fünf der insgesamt neunzig untersuchten Spurenstoffe konnten nicht nachgewiesen werden. Knapp die Hälfte der neunzig untersuchten Substanzen sind häufig bis regelmäßig in Fließgewässern zu finden. Von den dreißig *häufig nachgewiesenen* Stoffen sind zwanzig Spurenstoffe in über 80 % der Proben zu finden. Sechs von den *häufig nachgewiesenen* und *häufig auftretenden* Stoffen (Diclofenac, Fluoranthen, Iomeprol, Iopamidol, Candesartan und PFOS) erreichten oder überschritten im baden-württembergischen Mittel den stoffspezifischen ökotoxikologischen Referenzwert. Weitere fünf Stoffe (Sulfamethoxazol, Terbutryn, Carbendazim, Iopromid, Estron) zeigten zwar nicht im baden-württembergischen Mittel, aber an einzelnen Messstellen lokale Überschreitungen der ökotoxikologischen Referenzwerte.

Besonders auffällig ist Diclofenac: an mehr als drei Viertel der 110 untersuchten Messstellen in Baden-Württemberg lag der Mittelwert oberhalb des ökotoxikologischen Referenzwerts. Erhöhte Diclofenac-Konzentrationen traten insbesondere in Fließgewässern mit hohen Anteilen an kommunalem Abwasser auf.

Auffällig ist auch Fluoranthen: an knapp einem Drittel der 155 untersuchten Messstellen lag der Mittelwert oberhalb des ökotoxikologischen Referenzwerts. Fließgewässer in dichtbesiedelten Landkreisen weisen dabei die höchsten mittleren Fluoranthen-Konzentrationen auf.

Regelmäßige Überschreitungen der ökotoxikologischen Referenzwerte zeigten auch Vertreter aus der Gruppe der IRKM (Iopromid, Iomeprol, Iopamidol) und Candesartan. Für diese Spurenstoffe liegen jedoch keine experimentell ermittelten ökotoxikologischen Daten vor, so dass modellierte PNEC für die ökotoxikologische Beurteilung herangezogen werden mussten. Das ökologische Risiko unter alleiniger Verwendung modellierter PNEC wird für diese Substanzen möglicherweise überschätzt. Dennoch fallen insbesondere Iomeprol und Iopamidol auf: der Mittelwert

liegt an fünf von sechs Messstellen über dem Referenzwert, für Iomeprol an zwei Messstellen bei 1 µg/L.

PFOS überschritt im baden-württembergischen Mittel ebenfalls den Referenzwert. Da für viele der untersuchten Proben die BG der verwendeten Analysenmethode(n) oberhalb des Referenzwerts lag, konnte für die Substanz keine detaillierte Betrachtung der räumlichen Belastungssituation vorgenommen werden. Es kann jedoch von einem flächenhaften Vorkommen in den Fließgewässern ausgegangen werden.

Im diesem Spurenstoffinventar wurde eine große Anzahl von Messdaten, die über einen Zeitraum von neun Jahren in Gewässern in Baden-Württemberg mit teilweise unterschiedlich empfindlichen Analyseverfahren ermittelt wurden, mit fortschrittlichen statistischen Methoden ausgewertet. Ziel der Auswertung war, ein besseres Verständnis zum Vorkommen und Verhalten der Spurenstoffe in den Fließgewässern in Baden-Württemberg zu erhalten. Es ist zu beachten, dass aufgrund der unterschiedlichen Zeiträume und Auswertemethoden im Vergleich zu den Vorgaben der OGeWV Aussagen und Ergebnisse zu einzelnen bereits geregelten Stoffen nicht uneingeschränkt mit denen in den Bewirtschaftungsplänen nach WRRL vergleichbar sind.

Insbesondere im Hinblick auf das Vorkommen persistenter Stoffe (z. B. IRKM, per- und fluorierte Stoffe) ist zudem zu betonen, dass keine Bewertung in Bezug auf das Schutzgut Trinkwassergewinnung vorgenommen wurde und insofern auch keine Aussage dazu in diesem Bericht enthalten ist.

Der Vergleich der Ergebnisse mit Daten aus dem ersten Spurenstoffinventar 2014 deutet auf eine zeitlich relativ konstante Belastungssituation der Fließgewässer in Baden-Württemberg mit den untersuchten Spurenstoffen hin.

Für einige Substanzen konnten abnehmende Gehalte in ausgewählten Fließgewässern festgestellt werden. Dies konnte, je nach Spurenstoff, auf unterschiedliche Ursachen zurückgeführt werden. So ist der beobachtete Rückgang für Acesulfam primär auf einen verstärkten biologischen Abbau in Kläranlagen infolge einer Adaption der mikro-

biellen Gemeinschaft erklärbar, während die abnehmende Tendenz bei Carbamazepin wahrscheinlich überwiegend auf einen Rückgang der Verschreibungszahlen für diesen Arzneimittelwirkstoff zurückzuführen ist. Andere Substanzen, wie das zunehmend an der Stelle von Carbamazepin verschriebene Lamotrigin, zeigten dagegen gleichbleibende oder sogar ansteigende Spurenstoffgehalte in den betrachteten Fließgewässern.

Die Art und Menge der in die Umwelt eingetragenen anthropogenen Stoffe sowie die regulatorischen Anforderungen sind zeitlichen Änderungen unterworfen. Daher muss die Analytik hinsichtlich des Untersuchungsumfangs und der Nachweisempfindlichkeiten kontinuierlich an sich ändernde Bedingungen angepasst werden.

Die Art der hier durchgeführten Risikoabschätzung von Einzelstoffen lässt grundsätzlich keine Aussagen zu Mischungseffekten verschiedener Spurenstoffe zu. Auch zusätzliche Stressoren wie niedrige Abflüsse, hohe Gewassertemperaturen und niedrige Sauerstoffkonzentrationen können dabei nicht berücksichtigt werden. Aufgrund des fortschreitenden Klimawandels kann, neben der Belastung der aquatischen Umwelt durch Spurenstoffe, von einer Zunahme von Stressoren ausgegangen werden. Neben stoffrechtlichen Maßnahmen zur Beschränkung oder Verboten einzelner Stoffe oder Stoffgruppen stellt die zunehmende Ausstattung von kommunalen Kläranlagen mit einer 4. Reinigungsstufe eine wirksame Maßnahme dar, um den Eintrag eines breiten Spektrums an Spurenstoffen in die aquatische Umwelt zu verringern. Eine Verminderung stofflicher Einträge wirkt sich positiv auf den ökologischen Zustand von Oberflächengewässern aus und ist daher von großer Relevanz. Zusätzlich kann damit ein wichtiger Beitrag zum Schutz der Trinkwasserressourcen in Baden-Württemberg und in anderen Regionen (Stichwort: transnationale hydrologische Einzugsgebiete) geleistet werden. Eine weitergehende Abwasserbehandlung ist auch unter dem Gesichtspunkt des Vorsorgeprinzips vorteilhaft, da bei Anwendung dieser Technik grundsätzlich auch von einer verbesserten Reinigungsleistung für neue und/oder bisher unbekannte oder noch nicht identifizierte Stoffe ausgegangen werden kann.

Im vorliegenden Bericht wurde ein Vergleich der Konzentrationen und Frachten gewisser Spurenstoffe vor und nach

Ausstattung einer oberstromig gelegenen Kläranlage mit einer PAK-Stufe vorgenommen. Dabei konnte eine Verminderung der Belastung der Oberflächengewässer durch die betrachteten Spurenstoffe gezeigt werden. Diese Ergebnisse können auch zur Diskussion des Entwurfs der neuen Kommunalabwasserrichtlinie, die im Oktober 2022 durch die Europäische Kommission vorgelegt wurde, beitragen, zumal die Belastungssituation der baden-württembergischen Oberflächengewässer – ohne Berücksichtigung der von einer 4. Reinigungsstufe beeinflussten Messstellen – im Einklang mit Erkenntnissen aus anderen Bundesländern steht.

Der Novellierungsvorschlag der Kommunalabwasserrichtlinie stellt eine umfassende Überarbeitung der über dreißig Jahre alten Richtlinie 91/271/EWG mit neuen ambitionierten Anforderungen dar und steht in einem engen Zusammenhang mit dem European Green Deal und dem sog. Null-Schadstoff-Aktionsplan für 2050. Damit soll die Verschmutzung von Luft, Wasser und Boden auf ein Niveau gesenkt werden, das als nicht mehr schädlich für die menschliche Gesundheit und die natürlichen Ökosysteme gilt. Ein wesentlicher Änderungsvorschlag der novellierten Kommunalabwasserrichtlinie ist das Erfordernis einer 4. Reinigungsstufe für Kläranlagen in bestimmten Fällen.

In Bezug auf diese Anforderung ist Baden-Württemberg mit seiner Spurenstoffstrategie gut aufgestellt. Unter Vorsorgeaspekten wird der Ausbau von Kläranlagen mit einer Anlage zur Spurenstoffelimination insbesondere an empfindlichen Gewässern, Gewässern mit einem hohen Abwasseranteil und Belastungsschwerpunkten gefördert. Im Dezember 2022 waren in Baden-Württemberg 25 Kläranlagen mit einer Stufe zur weitergehenden Abwasserbehandlung in Betrieb, 27 weitere Anlagen befanden sich in Planung oder Bau. Mit den bereits ausgebauten Anlagen kann zum Zeitpunkt der Veröffentlichung Abwasser von bis zu 3,6 Mio. Einwohnerwerten gezielt auf Spurenstoffe behandelt werden, das entspricht etwa 17 % der Ausbaupkapazität im Land. Damit übernimmt Baden-Württemberg national, aber auch international einen Spitzenplatz.

Die Implementierung der 4. Reinigungsstufe darf jedoch nicht dazu führen, dass andere Maßnahmen zur Emissionsminderung vernachlässigt werden. Manche der eingebrachten Stoffe werden auch in einer vierten



Reinigungsstufe schlecht entfernt oder gelangen auf anderem Wege in die Gewässer. Um den Schutz der Gewässer zu erreichen, müssen stets alle Maßnahmen entlang des Lebenszyklus von anthropogenen Stoffen berücksichtigt werden. Spurenstoffe sollten erst gar nicht in die Umwelt

eingetragen werden. Deshalb muss bereits bei der Produktion und der Anwendung von Produkten auf Minimierung und Vermeidung des Einsatzes von Stoffen mit problematischen Eigenschaften geachtet werden.

## 5 Anhang

Tabelle 5.1: Beprobte Gewässer, Ort/Messstellen, Kurzbezeichnungen und mittlere Abwasseranteile der Messstellen.

Gewässer	Ort/Messstelle	Messstellen-Kurzbezeichnung	Mittlerer Abwasseranteil unter MQ-Bedingungen (%)
Ablach	Ablach	CAH009	3,2
Ablach	Walke	CAH021	3,5
Acher	Iffezheim	CAC029	unbekannt
Aich	Oberensingen	CAI025	17,6
Aitrach	Aitrach	CIL810	1,9
Aitrach	Kirchen-Hausen	CQP011	0,0
Alb	Albtal-Jagdhaus	CAL001	0,0
Alb	Ettlingen	CAL010	5,4
Alb	Karlsruhe Ölhafen	CAL024	unbekannt
Ammer	Lustnau	CAM028	11,2
Argen	Gießen	CAR028	1,3
Bära	Hammerschmiede	CBA010	6,6
Biber	Hemishofen (CH)	CBI005	1,3
Blau	Ulm-Söflingen	CBL011	1,1
Breg	Hüfingen	CQQ015	1,5
Brenz	Bergenweiler	CBZ029	5,3
Brettenbach	Sexau	CEL602	0,4
Brigach	Marbach	CBR009	7,4
Donau	Fridingen	CQQ301	5,3
Donau	Hundersingen	CQQ501	3,6
Donau	Pföhren	CQQ101	4,3
Donau	Ulm-Wiblingen	CQQ803	3,4
Dreisam	Oberau	CEL815	0,2
Dreisam	Riegel	CEL840	0,2
Echaz	Kirchentellinsfurt	CYS027	16,0
Egau	Dischingen	CEU001	0,4
Eger	Trochtelfingen	CW0613	1,5
Ehrlos	Berg	CQI026	0,0
Elsenz	Bammental	CES034	9,3
Elsenz	Meckesheim	CES111	12,4
Elta	Tuttlingen	CET007	3,2
Elz	Eckartsweier	CEL921	unbekannt
Elz	Neckarelz	CEZ016	2,2
Elz	Riegel 3	CEL704	1,8
Elz	Rust	CEL904	2,6
Elz	Vordersexau	CEL505	0,6
Enz	Besigheim, Enz	CEN901	10,7
Enz	Brötzingen	CEN304	2,4
Enz	Markgröningen	CEN515	8,9
Erfa	Breitenau	CEF010	4,5
Erms	Neckartenzlingen	CYS055	6,5
Eschach	Rottweil	CYV018	3,6
Eyach	Mühringen	CEY022	10,3
Eyach	Owingen	CEY016	13,7

Gewässer	Ort/Messstelle	Messstellen-Kurzbezeichnung	Mittlerer Abwasseranteil unter MQ-Bedingungen (%)
Federbach	Karlsruhe	CAL020	unbekannt
Feuerbach	Efringen-Kirchen	CXI009	0,0
Fichtenberger Rot	Unterrot	CKO426	2,6
Fils	Plochingen	CFI129	9,9
Fils	Süssen	CFI071	4,9
Gauchach	Mündung	CWU310	2,3
Gießen	Dietenheim	CIL911	1,0
Glatt	Hopfau	CGL016	2,5
Glems	Unterriexingen	CEN629	30,5
Goldersbach	Lustnau	CAM032	0,0
Große Lauter	Lauterach	CLR008	4,9
Gutach	Gutach, Mündung	CKI409	1,0
Hauensteiner Alb	Albbruck	CAB013	0,3
Hauensteiner Murg	Hauensteiner Murg, Mündung	CXF009	1,9
Hohlebach	Steinenstadt	CKL008	0,0
Itter	Eberbach	CIT009	0,2
Jagst	Ailringen	CJA323	4,7
Jagst	Jagstfeld	CJA903	4,0
Jagst	Jagstzell	CJA129	5,9
Jagst	Möckmühl	CJA514	4,1
Kander	Eimeldingen	CKA009	1,6
Kanzach	Göffingen	CQK035	2,2
Kinzig	Kehl	CKI901	2,5
Kinzig	Kirnbach	CKI405	1,4
Kinzig	Offenburg	CKI703	1,6
Kinzig	Schiltach, Brücke	CKI195	1,3
Klingengraben	Lauchingen, Klingengraben	CWU610	1,1
Kocher	Hüttlingen	CKO116	10,7
Kocher	Kochendorf	CKO905	5,0
Kocher	Kraftwerkskanal Oedheim-2	CKO904	5,0
Kocher	Oedheim	CKO906	5,0
Kocher	Ohrnberg	CKO735	4,6
Kocher	Steinkirchen	CKO705	4,8
Kocher	Unterrot	CKO317	5,3
Körsch	Friedrichsmühle	CKS022	37,2
Kötach	Geisingen	CQP008	3,0
Kraichbach	Ketsch	CKR026	unbekannt
Kraichbach	Stettfeld	CKR017	9,9
Kriegbach	Altlußheim	CSB033	18,5
Lauchert	Sigmaringendorf	CLT017	3,4
Lauter	Wendlingen	CYR058	4,2
Lautracher Ach	Dilpersried	CIL920	unbekannt
Leimbach	Brühl	CLE021	unbekannt
Leimbach	Wiesloch	CLE012	2,4
Lein	Abtsgmünd	CKO238	4,1
Lein	Heilbronn	CLN021	0,0
Leopoldskanal	Jamborschwelle	CXL100	0,9
Losgraben	Ladenburg	CYA008	0,0

Gewässer	Ort/Messstelle	Messstellen-Kurzbezeichnung	Mittlerer Abwasseranteil unter MQ-Bedingungen (%)
Mannheimer Altrhein (Waldhofer/Sandhofer Altrhein)	Mannheim-Sandhofen	CXS001	unbekannt
Marsbach	Rippberg	CMD010	3,8
Möhlín	Oberrimsingen	CMO011	unbekannt
Mühlbach	Riegel	CEL924	0,0
Murg	Forbach (oh. Sasbach)	CMU026	1,1
Murg	Steinmauern	CMU045	2,6
Murr	Backnang	CMR062	3,6
Murr	Murr-Mündung	CMR142	7,2
Nagold	Pforzheim	CEN441	6,2
Neckar	Besigheim	CYY137	12,7
Neckar	Börstingen	CYZ501	6,4
Neckar	Deizisau	CYY200	9,6
Neckar	Gundelsheim	CYY094	9,9
Neckar	Kirchentellinsfurt	CYY247	8,0
Neckar	Mannheim, Neckar	CYY003	9,7
Neckar	Poppenweiler	CYY165	13,0
Neckar	Rockenau	CYY061	9,8
Neckar	Rottweil	CYY328	9,0
Neckar	Wendlingen	CYY208	9,6
Ohrn	Ohrnberg	CKO908	9,5
Ostrach	Hundersingen	CQK012	1,7
Pfinz	Berghausen	CPF014	13,4
Pfinz	Rußheim	CPF034	unbekannt
Prim	Rottweil, Altstadt	CYV028	12,4
Radolfzeller Aach	Rielasingen	CAZ008	0,0
Rems	Plüderhausen	CRS065	10,1
Rems	Remsmühle	CRS121	13,7
Rench	Helmlingen	CRE014	1,9
Rench	Oberkirch	CRE006	0,9
Rhein	Albbruck-Dogern	CXX113	0,0
Rhein	Karlsruhe	CXX359	0,0
Rhein	Mannheim, Rhein	CXX426	unbekannt
Rhein	Öhningen	CXX023	0,0
Rhein	Reckingen	CXX091	0,0
Rhein	Weil, Palmrainbrücke	CXX172	0,0
Rhein	Worms	CXX443	0,0
Riß	Rißtissen	CRI018	3,6
Rot	Stetten	CRT013	1,5
Rotach	Friedrichshafen	CCC010	2,2
Rottum	Achstetten	CQH011	5,3
Saalbach	Bruchsal	CSB009	10,8
Saalbach	Philippsburg	CSB020	unbekannt
Saalbachkanal	Rußheim	CSB014	unbekannt
Sandbach	Hügelsheim	CAC026	unbekannt
Schiltach	Schiltach, Mündung	CKI203	3,9
Schleusenkanal Kochendorf	Kochendorf	CYY104	12,3
Schlichem	Epfendorf	CYV029	4,0
Schlücht	Schlücht, Mündung	CWU801	5,2



Gewässer	Ort/Messstelle	Messstellen-Kurzbezeichnung	Mittlerer Abwasseranteil unter MQ-Bedingungen (%)
Schmiee	Inzigkofen	CSA012	18,5
Schmiech	Ehingen	CQI018	unbekannt
Schozach	Heilbronn	CS0013	11,4
Schussen	Gerbertshaus	CSN021	5,0
Schussen	Niederbiegen	CSN008	unbekannt
Schutter	Lahr	CKI804	0,0
Schwarzach	Riedlingen	CQK026	4,8
Seefelder Aach	Oberuhldingen	CAS014	2,8
Seltenbach	Obernau	CYT056	7,7
Starzel	Bieringen	CYT018	9,1
Starzel	Rangendingen	CYT016	unbekannt
Stehenbach	Rottenacker	CQI019	0,6
Steina	Illmühle	CWU703	0,0
Steina	Tiengen	CWU720	0,0
Steinach	Neckarsteinach	CYB012	6,3
Steinlach	Tübingen	CYT043	9,9
Stockacher Aach	Wahlwies	CCD008	0,7
Sulm	Binswangen	CSU016	9,3
Sulzbach	Bremgarten	CXK009	0,0
Tauber	Lauda	CTA707	2,9
Tauber	Wertheim	CTA913	3,8
Wagbach	Mündung-Wagbach	CSB025	unbekannt
Warmbach	Warmbach	CXG010	0,0
Wehra	Öflingen	CWE011	0,5
Weschnitz	Weid	CWZ005	10,9
Wiese	Lörrach	CWI025	1,4
Wolfegger Ach	Baienfurt	CSN014	1,1
Würm	Würm	CEN457	20,9
Wutach	Mündung-Wutach	CWU901	2,3
Wutach	Stühlingen	CWU501	2,2
Zaber	Lauffen, Zaber	CZA018	7,2
Zwiefalter Aach	Zwiefalten	CQK042	1,0

LUBW

Tabelle 5.2: Bestimmungsgrenzen und CAS-Nummern der im Untersuchungsumfang enthaltenen Stoffe.

Stoffname	CAS-Nummer	Bestimmungsgrenzen in µg/L
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin	35079-97-1	0,002 – 0,005
17-alpha-Ethinylestradiol	57-63-6	0,0001
17-beta-Estradiol	50-28-2	0,0001
1H,1H,2H,2H-Perfluorooctansulfonsäure (H4PFOS)	27619-97-2	0,001 – 0,003
1H-Benzotriazol	95-14-7	0,005 – 0,150
2,4-Dichlorphenoxyessigsäure (2,4-D)	94-75-7	0,003 – 0,050
2H,2H,3H,3H-Perfluorundecansäure (H4PFUnA)	34598-33-9	0,001
2H,2H-Perfluordecansäure (H2PFDA)	27854-31-5	0,001 – 0,003
2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure (MCPA)	94-74-6	0,001 – 0,050
4-Aminoantipyrin (4-AA)	83-07-8	0,005 – 0,050
4-iso-Nonylphenol	84852-15-3	0,050
4-Methylbenzotriazol	29878-31-7	0,010

Stoffname	CAS-Nummer	Bestimmungsgrenzen in µg/L
5-Methylbenzotriazol	136-85-6	0,010
7H-Dodecafluorheptensäure (HPFHpA)	1546-95-8	0,001
Acesulfam	55589-62-3 (Kaliumsalz)	0,003
Acetyl-Sulfamethoxazol	21312-10-7	0,002 – 0,010
Amidotrizoesäure	117-96-4	0,010 – 0,050
Amoxicillin	26787-78-0	0,020 – 0,065
Azithromycin	83905-01-5	0,003 – 0,500
Bentazon	25057-89-0	0,0005 – 0,0500
Bezafibrat	41859-67-0	0,001 – 0,050
Bisphenol A	80-05-7	0,005 – 0,050
Candesartan	139481-59-7	0,001 – 0,010
Carbamazepin	298-46-4	0,0005 – 0,0500
Carbendazim	10605-21-7	0,001 – 0,093
Cetirizin	83881-51-0	0,002 – 0,020
Ciprofloxacin	85721-33-1	0,020 – 0,065
Clarithromycin	81103-11-9	0,0008 – 0,0100
Clindamycin	18323-44-9	0,005 – 0,010
Cypermethrin, gesamt	52315-07-8	0,0025 – 0,0200
Desethylterbutryn (Descyclopropyl-irgarol)	30125-65-6	0,001
Dichlorprop (2,4-DP)	120-36-5	0,001 – 0,010
Diclofenac	15307-86-5	0,001 – 0,050
Diethylentriaminpentaacetat (DTPA)	67-43-6	0,5 – 1,0
Diethyltoluamid (DEET)	134-62-3	0,001 – 0,050
Diuron	330-54-1	0,001 – 0,050
Erythromycin	114-07-8	0,0015 – 0,0500
Estron	53-16-7	0,0001
Ethylendinitrilotetraacetat (EDTA)	60-00-4	0,5
Fluoranthren	206-44-0	0,0005 – 0,0025
Gabapentin	60142-96-3	0,005 – 0,0450
Galaxolid (HHCB)	1222-05-5	0,01
Guanylharnstoff	141-83-3	0,1 – 0,2
Hydrochlorothiazid	58-93-5	0,001 – 0,017
Ibuprofen	15687-27-1	0,0268 – 0,0500
Iohexol	66108-95-0	0,025 – 0,050
Iomeprol	78649-41-9	0,01 – 0,05
Iopamidol	60166-93-0	0,01 – 0,05
Iopromid	73334-07-3	0,01 – 0,15
Irbesartan	138402-11-6	0,002 – 0,010
Irgarol (Cybutryn)	28159-98-0	0,001
Isoproturon	34123-59-6	0,0005 – 0,0500
Lamotrigin	84057-84-1	0,001 – 0,024
Mecoprop (MCP)	93-65-2	0,0005 – 0,0500
Melamin	108-78-1	0,1
Metformin	657-24-9	0,005 – 0,170
Metoprolol	37350-58-6	0,0005 – 0,0080
N-Acetyl-4-aminoantipyrin (4-AAA)	83-15-8	0,001 – 0,044
N-Formyl-4-aminoantipyrin (4-FAA)	1672-58-8	0,002 – 0,010
Nitritotriacetat (NTA)	139-13-9	0,5

Stoffname	CAS-Nummer	Bestimmungsgrenzen in µg/L
O-Desmethylvenlafaxin	93413-62-8	0,0005 – 0,0060
Oxazepam	604-75-1	0,002 – 0,003
Oxipurinol	2465-59-0	0,020 – 0,054
Perfluorbutansäure (PFBA)	375-22-4	0,001 – 0,005
Perfluorbutansulfonsäure (PFBS)	375-73-5	0,001 – 0,005
Perfluordecansäure (PFDA)	335-76-2	0,001 – 0,005
Perfluordecansulfonsäure (PFDS)	335-77-3	0,001 – 0,003
Perfluordodecansäure (PFDoDA)	307-55-1	0,001 – 0,003
Perfluorheptansäure (PFHpA)	375-85-9	0,001 – 0,005
Perfluorhexansäure (PFHxA)	375-85-9	0,001 – 0,005
Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS)	355-46-4	0,001 – 0,005
Perfluoronansäure (PFNA)	375-95-1	0,001 – 0,005
Perfluoroctansäure (PFOA)	335-67-1	0,001 – 0,005
Perfluoroctansulfonsäure (PFOS)	1763-23-1	0,0002 – 0,0050
Perfluoroctansulfonsäureamid (PFOSA)	754-91-6	0,001
Perfluorpentansäure (PFPeA)	2706-90-3	0,001 – 0,005
Perfluorundecansäure (PFUnDA)	2058-94-8	0,001 – 0,003
Sotalol	3930-20-9	0,001 – 0,010
Sucralose	56038-13-2	0,01 – 0,11
Sulfamethoxazol	723-46-6	0,0004 – 0,0500
Terbutryn	886-50-0	0,001 – 0,020
tert-Octylphenol	140-66-9	0,005 – 0,010
Tonalid (AHTN)	21145-77-7	0,01
Triclosan	3380-34-5	0,001 – 0,006
Trifluoacetat (TFA)	76-05-1 (Säure)	0,05 – 0,50
Trimethoprim	738-70-5	0,001 – 0,100
Triphenylphosphinoxid (TPPO)	791-28-6	0,002 – 0,100
Tris(2-chlorpropyl)phosphat (TCPP)	13674-84-5	0,01
Valsartansäure	164265-78-5	0,005 – 0,017
Venlafaxin	93413-69-5	0,0005 – 0,0060

LUBW

Tabelle 5.3: Gesamtauswertung aller Stoffe, die nicht in die Definition häufig nachgewiesener oder häufig auftretender Stoffe fielen – Arith. Mittelwerte, 1. Quantile, 2. Quantile (Mediane), 3. Quantile und Maxima aller analysierten Proben und der maximale arithmetische Mittelwert, der im gesamten Untersuchungszeitraum in einem einzelnen Gewässer ermittelt wurde. Reihenfolge in absteigender Nachweishäufigkeit. ROS: Regression on Order Statistics. BG: Bestimmungsgrenze.

Stoffname	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %	Arith. Mittelwert über alle Gewässer in µg/L	1. Quantil über alle Gewässer in µg/L	2. Quantil über alle Gewässer in µg/L	3. Quantil über alle Gewässer in µg/L	Maximum über alle Gewässer in µg/L	Maximaler arith. Mittelwert in einem einzelnen Gewässer in µg/L	Angewandtes Imputationsverfahren
Cetirizin	195	50	74,4	0,0085	0,003	0,005	0,011	0,041	0,018	ROS
Iohexol	273	104	61,9	0,087	0,024	0,051	0,12	0,63	0,18	ROS
Acetyl-Sulfamethoxazol	273	105	61,5	0,008	0,003	0,005	0,011	0,053	0,016	ROS
TPPO	254	114	55,1	0,014	0,0026	0,0063	0,016	0,29	0,023	ROS
Isoproturon	7012	3519	49,8	0,0063	0,00045	0,0012	0,0042	0,69	0,05	ROS
Trimethoprim	312	160	48,7	0,0055	0,002	0,0034	0,0057	0,13	0,072	ROS
M CPP	6691	3446	48,5	0,015	0,003	0,0051	0,01	4,6	0,16	ROS
Sotalol	2459	1301	47,1	0,0037	0,001	0,002	0,003	0,14	0,011	ROS

Stoffname	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweis-häufigkeit in %	Arith. Mittelwert über alle Gewässer in µg/L	1. Quantil über alle Gewässer in µg/L	2. Quantil über alle Gewässer in µg/L	3. Quantil über alle Gewässer in µg/L	Maximum über alle Gewässer in µg/L	Maximaler arith. Mittelwert in einem einzelnen Gewässer in µg/L	Ange-wandtes Imputa-tionsver-fahren
4-Aminoantipyrin	228	125	45,2	0,015	0,0046	0,0091	0,018	0,12	0,029	ROS
Descyclopropyl-irgarol	2464	1377	44,1	0,0018	0,00041	0,00091	0,0021	0,039	0,0088	ROS
Amidotrizoesäure	1188	736	38	0,14	0,021	0,042	0,088	14	0,65	ROS
Bisphenol A	3380	2141	36,7	0,019	0,0022	0,0061	0,019	1,1	0,1	ROS
Erythromycin	2982	1891	36,6	0,0099	0,00094	0,0024	0,0065	4	0,17	ROS
PFHpA	1477	963	34,8	0,0009	0,00037	0,00064	0,001	0,011	0,0052	ROS
Diuron	4914	3454	29,7	0,0056	0,00066	0,0017	0,0042	1	0,27	ROS
Bezafibrat	3297	2359	28,5	0,011	0,00066	0,0022	0,0085	0,49	0,18	ROS
MCPA	6691	4943	26,1	0,007	0,00089	0,002	0,004	2,2	0,17	ROS
PFHxS	1514	1138	24,8	0,00067	0,00022	0,00041	0,001	0,02	0,0033	ROS
Clindamycin	117	93	20,5	0,0086	0,0024	0,0049	0,0099	0,066	0,018	ROS
Cybutryn	4607	3769	18,2	0,00068	0,00022	0,00042	0,0008	0,059	0,011	ROS
H4PFOS	1446	1200	17	0,0015	0,0000088	0,000053	0,00032	0,13	0,041	ROS
Bentazon	4505	3886	13,7	0,002	0,00013	0,00042	0,0013	0,25	0,024	ROS
17-β-Estradiol	100	87	13	0,000045	0,0000058	0,000016	0,000043	0,0006	0,00017	ROS
Iso-Nonylphenol	52	47	9,6	0,038	0,032	0,037	0,042	0,059	0,038	ROS
Ciprofloxacin	252	229	9,1	0,013	0,0023	0,0055	0,013	0,22	0,046	ROS
NTA	806	738	8,4	0,22	0,11	0,17	0,28	2	0,43	ROS
Azithromycin	3267	3030	7,3	0,0084	0,00061	0,002	0,0063	0,5	0,25	ROS
Triclosan	3729	3484	6,6	0,0021	0,00055	0,0012	0,0024	0,087	0,01	ROS
Ibuprofen	3439	3282	4,6	0,011	0,0014	0,0038	0,01	0,38	0,08	ROS
Amoxicillin	143	137	4,2	0,0097	0,0000034	0,000041	0,00051	0,59	0,046	ROS
2,4-D	4505	4349	3,5	0,0018	0,000022	0,00011	0,00055	1,1	0,044	ROS
17-alpha-Ethinylestradiol	100	97	3	0,000017	0,0000023	0,0000062	0,000016	0,0002	0,000061	ROS
PFNA	1477	1434	2,9	0,00024	0,000094	0,00017	0,0003	0,005	0,0022	ROS
2,4-DP	4505	4397	2,4	0,0013	0,0000073	0,000044	0,00027	0,36	0,036	ROS
AHTN – Tonalid	181	178	1,7	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	ROS
H2PFDA	58	57	1,7	0,0011	0,0005	0,0015	0,0015	0,006	0,0016	BG/2
Cypermethrin	4314	4243	1,6	0,00048	0,000027	0,000093	0,00032	0,042	0,0042	ROS
para-tert-Octylphenol	2450	2425	1	0,00039	0,000019	0,000068	0,00024	0,05	0,006	ROS
PFDA	1526	1513	0,9	0,000088	0,000017	0,00004	0,000093	0,005	0,0022	ROS
PFDoA	1465	1453	0,8	0,000072	0,0000046	0,000015	0,000051	0,004	0,002	ROS
PFDS	434	431	0,7	0,00013	0,000017	0,000045	0,00012	0,004	0,0015	ROS
DTPA	806	806	0	0,47	0,5	0,5	0,5	1	0,5	BG/2
H4PFUnA	26	26	0	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,001	0,0005	BG/2
HPFHpA	26	26	0	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,001	0,0005	BG/2
PFOSA	26	26	0	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,001	0,0005	BG/2
PFUnA	1473	1473	0	0,00052	0,0005	0,0005	0,0005	0,003	0,0015	BG/2
Cypermethrin	4314	4243	1,6	0,00048	0,000027	0,000093	0,00032	0,042	0,0042	ROS
para-tert-Octylphenol	2450	2425	1	0,00039	0,000019	0,000068	0,00024	0,05	0,006	ROS
PFDA	1526	1513	0,9	0,000088	0,000017	0,00004	0,000093	0,005	0,0022	ROS
PFDoA	1465	1453	0,8	0,000072	0,0000046	0,000015	0,000051	0,004	0,002	ROS
PFDS	434	431	0,7	0,00013	0,000017	0,000045	0,00012	0,004	0,0015	ROS
DTPA	806	806	0	0,47	0,5	0,5	0,5	1	0,5	BG/2



Stoffname	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %	Arith. Mittelwert über alle Gewässer in µg/L	1. Quantil über alle Gewässer in µg/L	2. Quantil über alle Gewässer in µg/L	3. Quantil über alle Gewässer in µg/L	Maximum über alle Gewässer in µg/L	Maximaler arith. Mittelwert in einem einzelnen Gewässer in µg/L	Angeordnetes Imputationsverfahren
H4PFUnA	26	26	0	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,001	0,0005	BG/2
HPFHpA	26	26	0	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,001	0,0005	BG/2
PFOSA	26	26	0	0,0005	0,0005	0,0005	0,0005	0,001	0,0005	BG/2
PFUnA	1473	1473	0	0,00052	0,0005	0,0005	0,0005	0,003	0,0015	BG/2

LUBW

Tabelle 5.4: Statistische Kennwerte für Diclofenac an den untersuchten Fließgewässermessstellen.

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Ablach/Ablach	0,067	0,064	0,16	13	3	76,9
Ablach/Walke	0,075	0,081	0,14	12	4	66,7
Acher/Iffezheim	0,064	0,061	0,17	13	0	100
Aich/Oberensingen	0,56	0,56	1,1	38	0	100
Ammer/Lustnau	0,44	0,39	1	26	0	100
Argen/Gießeln	0,023	0,015	0,12	26	11	57,7
Bära/Hammerschmiede	0,057	0,058	0,13	13	4	69,2
Biber/Hemishofen (CH)	0,065	0,046	0,17	12	3	75
Blau/Ulm-Söflingen	0,067	0,057	0,16	13	2	84,6
Brenz/Bergenweiler	0,11	0,1	0,26	26	0	100
Brettenbach/Sexau	0,064	0,049	0,21	13	0	100
Donau/Hundersingen	0,046	0,042	0,12	26	1	96,2
Donau/Pföhren	0,14	0,12	0,43	26	1	96,2
Donau/Ulm-Wiblingen	0,066	0,048	0,47	111	13	88,3
Dreisam/Oberau	0,0058	0,0058	0,012	12	12	0
Dreisam/Riegel	0,0058	0,001	0,07	25	22	12
Egau/Dischingen	0,0092	0,0068	0,039	13	12	7,7
Ehrlos/Berg	0,0083	0,0066	0,022	13	11	15,4
Elsenz/Bammental	0,22	0,2	0,47	26	1	96,2
Elta/Tuttlingen	0,078	0,065	0,27	13	2	84,6
Elz/Neckarelz	0,09	0,07	0,29	12	0	100
Elz/Riegel 3	0,07	0,05	0,29	25	6	76
Elz/Rust	0,1	0,089	0,29	13	0	100
Elz/Vordersexau	0,013	0,0068	0,064	13	7	46,2
Enz/Besigheim, Enz	0,24	0,21	0,72	39	0	100
Enz/Markgröningen	0,19	0,17	0,52	26	0	100
Eyach/Mühlingen	0,23	0,18	0,94	26	0	100
Eyach/Owingen	0,51	0,52	0,81	13	0	100
Fichtenberger Rot/Unterrot	0,078	0,05	0,16	13	0	100
Gauchach/Mündung	0,022	0,0074	0,1	13	7	46,2
Glatt/Hopfau	0,22	0,13	1,3	13	0	100
Glems/Unterriexingen	1	0,95	1,8	13	0	100
Gutach/Gutach, Mündung	0,02	0,019	0,061	13	5	61,5
Itter/Eberbach	0,017	0,0032	0,099	12	7	41,7
Jagst/Ailringen	0,045	0,033	0,17	25	0	100
Jagst/Jagstfeld	0,054	0,039	0,21	77	16	79,2

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Jagst/Jagstzell	0,16	0,1	0,7	26	0	100
Jagst/Möckmühl	0,048	0,034	0,16	26	1	96,2
Kander/Eimeldingen	0,082	0,07	0,34	13	2	84,6
Kanzach/Göffingen	0,079	0,041	0,63	26	9	65,4
Kinzig/Kehl	0,061	0,059	0,13	26	0	100
Kinzig/Kirnbach	0,032	0,028	0,082	13	2	84,6
Kinzig/Offenburg	0,054	0,045	0,14	13	0	100
Kinzig/Schiltach, Brücke	0,029	0,028	0,071	13	3	76,9
Kocher/Hüttlingen	0,38	0,34	0,8	26	0	100
Kocher/Kochendorf	0,078	0,054	0,3	78	11	85,9
Kocher/Ohrnberg	0,064	0,05	0,31	26	1	96,2
Kocher/Steinkirchen	0,11	0,098	0,38	25	0	100
Kocher/Unterrot	0,14	0,12	0,48	39	0	100
Körsch/Friedrichsmühle	1,2	1,1	4,9	99	0	100
Kraichbach/Ketsch	0,48	0,49	1,1	25	2	92
Kraichbach/Stettfeld	0,4	0,38	0,86	26	1	96,2
Kriegbach/Altlußheim	0,75	0,72	2	26	0	100
Lauchert/Sigmaringendorf	0,043	0,032	0,12	26	10	61,5
Lauter/Wendlingen	0,12	0,078	0,39	13	0	100
Leimbach/Brühl	0,7	0,74	1,1	25	1	96
Leimbach/Wiesloch	0,095	0,091	0,23	26	7	73,1
Lein/Abtsgmünd	0,13	0,1	0,42	26	0	100
Lein/Heilbronn	0,009	0,006	0,029	26	19	26,9
Leopoldskanal/Jamborschwelle	0,38	0,28	1,1	12	0	100
Losgraben/Ladenburg	0,0077	0,0064	0,022	26	22	15,4
Möhlín/Oberrimsingen	0,0068	0,0068	0,014	11	11	0
Murg/Forbach (oh. Sasbach)	0,029	0,022	0,072	26	8	69,2
Murg/Steinmauern	0,15	0,11	0,51	25	0	100
Murr/Backnang	0,11	0,12	0,24	12	0	100
Murr/Murr-Mündung	0,28	0,24	0,76	12	0	100
Nagold/Pforzheim	0,13	0,094	0,33	26	0	100
Neckar/Besigheim	0,18	0,14	0,58	78	0	100
Neckar/Börstingen	0,13	0,093	0,49	39	7	82,1
Neckar/Deizisau	0,18	0,15	0,52	78	0	100
Neckar/Gundelsheim	0,14	0,12	0,45	13	0	100
Neckar/Kirchentellinsfurt	0,13	0,12	0,44	38	0	100
Neckar/Mannheim, Neckar	0,14	0,095	0,72	111	10	91
Neckar/Poppenweiler	0,2	0,15	0,55	39	0	100
Neckar/Rockenau	0,13	0,069	0,57	13	0	100
Neckar/Wendlingen	0,13	0,12	0,29	13	0	100
Ohrn/Ohrnberg	0,091	0,086	0,2	13	0	100
Ostrach/Hundersingen	0,06	0,052	0,15	13	0	100
Pfínz/Rußheim	0,4	0,35	1,1	26	2	92,3
Radolfzeller Aach/Rielasingen	0,017	0,014	0,041	25	16	36
Rems/Plüderhausen	0,26	0,21	0,72	25	0	100
Rems/Remsmühle	0,32	0,28	0,7	25	0	100
Rench/Helmlingen	0,039	0,03	0,085	13	1	92,3
Rench/Oberkirch	0,02	0,018	0,04	12	3	75

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweis­häufigkeit in %
Rhein/Albbruck-Dogern	0,027	0,013	0,13	26	13	50
Rhein/Karlsruhe	0,042	0,024	0,34	110	30	72,7
Rhein/Mannheim, Rhein	0,034	0,026	0,093	26	5	80,8
Rhein/Öhningen	0,0057	0,0046	0,019	38	35	7,9
Rhein/Reckingen	0,022	0,014	0,086	26	10	61,5
Rhein/Weil, Palmrainbrücke	0,03	0,025	0,16	2186	2	99,9
Rotach/Friedrichshafen	0,062	0,054	0,18	25	8	68
Rottum/Achstetten	0,098	0,1	0,19	26	5	80,8
Saalbach/Bruchsal	0,6	0,52	1,2	26	1	96,2
Schiltach/Schiltach, Mündung	0,078	0,068	0,14	13	0	100
Schleusenkanal Kochendorf/Kochendorf	0,18	0,14	0,59	78	1	98,7
Schozach/Heilbronn	0,39	0,4	0,73	26	0	100
Schussen/Gerbertshaus	0,09	0,079	0,28	25	4	84
Schwarzach/Riedlingen	0,089	0,06	0,53	26	6	76,9
Seefelder Aach/Oberuhldingen	0,083	0,085	0,16	25	6	76
Stehenbach/Rottenacker	0,018	0,012	0,064	26	14	46,2
Steina/Ilmühle	0,015	0,0097	0,051	13	3	76,9
Steinach/Neckarsteinach	0,16	0,14	0,33	13	0	100
Sulm/Binswangen	0,33	0,36	0,8	25	0	100
Tauber/Wertheim	0,091	0,063	0,68	76	12	84,2
Wagbach/Mündung-Wagbach	0,95	0,9	2,1	26	0	100
Wiese/Lörrach	0,051	0,037	0,21	26	1	96,2
Würm/Würm	0,28	0,21	0,98	36	0	100
Wutach/Mündung-Wutach	0,058	0,053	0,14	26	7	73,1
Zaber/Lauffen, Zaber	0,26	0,26	0,61	26	0	100
Zwiefalter Aach/Zwiefalten	0,029	0,002	0,27	13	9	30,8

LUBW

Tabelle 5.5: Statistische Kennwerte für Fluoranthren an untersuchten Fließgewässermessstellen.

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweis­häufigkeit in %
Ablach/Ablach	0,0042	0,0043	0,0079	12	3	75
Ablach/Walke	0,0048	0,0044	0,0092	12	1	91,7
Acher/Iffezheim	0,0044	0,0043	0,0085	13	3	76,9
Aich/Oberensingen	0,0062	0,0034	0,1	51	17	66,7
Aitrach/Aitrach	0,012	0,004	0,12	13	4	69,2
Aitrach/Kirchen-Hausen	0,0039	0,0025	0,0096	13	6	53,8
Alb/Albtal-Jagdhaus	0,0016	0,0012	0,006	33	26	21,2
Alb/Ettingen	0,0073	0,0069	0,011	13	0	100
Alb/Karlsruhe Ölhafen	0,016	0,0095	0,17	25	2	92
Ammer/Lustnau	0,007	0,0054	0,026	26	7	73,1
Argen/Gießen	0,0023	0,0022	0,0039	20	14	30
Bära/Hammerschmiede	0,0039	0,0018	0,019	13	7	46,2
Biber/Hemishofen (CH)	0,0029	0,0027	0,0055	13	6	53,8
Blau/Ulm-Söflingen	0,0039	0,0037	0,0061	13	1	92,3
Breg/Hüfingen	0,0028	0,0017	0,011	13	7	46,2
Brenz/Bergenweiler	0,0034	0,0031	0,0088	13	3	76,9

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Brigach/Marbach	0,0068	0,005	0,026	13	1	92,3
Donau/Fridingen	0,0037	0,0033	0,0082	25	8	68
Donau/Hundersingen	0,0042	0,0026	0,062	50	18	64
Donau/Pföhren	0,0068	0,0054	0,024	26	5	80,8
Donau/Ulm-Wiblingen	0,0039	0,003	0,021	112	38	66,1
Dreisam/Riegel	0,012	0,0043	0,1	13	1	92,3
Echaz/Kirchentellinsfurt	0,0039	0,0031	0,014	46	16	65,2
Egau/Dischingen	0,0016	0,0013	0,0039	13	10	23,1
Eger/Trochtelfingen	0,0022	0,0021	0,0055	12	6	50
Ehrlos/Berg	0,0013	0,0006	0,0061	13	10	23,1
Elsenz/Bammental	0,011	0,0087	0,036	26	0	100
Elsenz/Meckesheim	0,01	0,0089	0,048	26	0	100
Elta/Tuttlingen	0,0028	0,0028	0,0041	13	6	53,8
Elz/Eckartsweiler	0,0047	0,0039	0,01	12	1	91,7
Elz/Neckarelz	0,0048	0,0042	0,014	25	1	96
Elz/Riegel 3	0,006	0,0037	0,04	38	6	84,2
Elz/Rust	0,0058	0,0048	0,012	13	1	92,3
Enz/Besigheim, Enz	0,009	0,0065	0,038	60	6	90
Enz/Brötzingen	0,0048	0,004	0,016	24	7	70,8
Enz/Markgröningen	0,0069	0,0058	0,021	26	4	84,6
Erfa/Breitenau	0,005	0,0041	0,013	13	3	76,9
Erms/Neckartenzlingen	0,0023	0,0018	0,0062	25	16	36
Eschach/Rottweil	0,005	0,0029	0,039	13	6	53,8
Eyach/Mühlingen	0,0047	0,003	0,033	26	10	61,5
Eyach/Owingen	0,0034	0,0029	0,0076	13	4	69,2
Federbach/Karlsruhe	0,0034	0,0031	0,0069	13	3	76,9
Fichtenberger Rot/Unterrot	0,0044	0,0038	0,012	26	0	100
Fils/Plochingen	0,0024	0,0017	0,016	39	22	43,6
Fils/Süßen	0,0029	0,0028	0,0036	13	9	30,8
Gauchach/Mündung	0,0015	0,0012	0,0038	9	8	11,1
Glatt/Hopfau	0,0047	0,004	0,014	26	3	88,5
Glems/Unterriexingen	0,0084	0,0073	0,05	47	8	83
Goldersbach/Lustnau	0,0019	0,0017	0,0047	26	22	15,4
Große Lauter/Lauterach	0,024	0,016	0,074	13	0	100
Hauensteiner Alb/Albbruck	0,0045	0,0031	0,016	13	6	53,8
Itter/Eberbach	0,0037	0,0027	0,017	25	5	80
Jagst/Ailringen	0,0035	0,002	0,018	38	12	68,4
Jagst/Jagstfeld	0,0054	0,0028	0,059	51	18	64,7
Jagst/Jagstzell	0,0034	0,0034	0,0075	26	2	92,3
Jagst/Möckmühl	0,0042	0,0026	0,02	26	3	88,5
Kander/Eimeldingen	0,006	0,004	0,029	12	2	83,3
Kanzach/Göppingen	0,0024	0,0023	0,0047	26	15	42,3
Kinzig/Kehl	0,0046	0,0033	0,019	51	10	80,4
Kinzig/Kirnbach	0,0041	0,0044	0,0072	13	2	84,6
Kinzig/Offenburg	0,0057	0,004	0,023	25	3	88
Klingengraben/Lauchingen, Klingengraben	0,0014	0,00071	0,0062	13	10	23,1



Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Kocher/Hüttlingen	0,0039	0,0034	0,012	26	2	92,3
Kocher/Kochendorf	0,0049	0,0036	0,028	60	18	70
Kocher/Ohrnberg	0,0076	0,0042	0,036	26	1	96,2
Kocher/Steinkirchen	0,0056	0,0035	0,034	51	5	90,2
Kocher/Unterrot	0,0039	0,0037	0,009	35	6	82,9
Körsch/Friedrichsmühle	0,0053	0,0042	0,043	60	12	80
Kötach/Geisingen	0,0035	0,003	0,0096	13	5	61,5
Kraichbach/Ketsch	0,02	0,011	0,18	34	0	100
Kraichbach/Stettfeld	0,013	0,011	0,031	13	0	100
Kriegbach/Altlußheim	0,012	0,0095	0,056	21	0	100
Lauchert/Sigmaringendorf	0,0079	0,0069	0,021	13	0	100
Lauter/Wendlingen	0,0024	0,0013	0,013	26	16	38,5
Leimbach/Brühl	0,03	0,024	0,1	25	0	100
Leimbach/Wiesloch	0,012	0,012	0,033	26	1	96,2
Lein/Abtsgmünd	0,005	0,0042	0,015	26	1	96,2
Lein/Heilbronn	0,012	0,0098	0,048	25	0	100
Leopoldskanal/Jamborschwelle	0,0044	0,0041	0,0065	13	4	69,2
Losgraben/Ladenburg	0,0095	0,0071	0,025	13	0	100
Mannheimer Altrhein (Waldhofer/ Sandhofer Altrhein)/Mannheim- Sandhofen	0,0099	0,0041	0,069	13	2	84,6
Marsbach/Rippberg	0,0037	0,0037	0,009	13	5	61,5
Möhlín/Oberrimsingen	0,0053	0,0052	0,0091	11	1	90,9
Mühlbach/Riegel	0,0058	0,0052	0,01	13	0	100
Murg/Forbach (oh. Sasbach)	0,0023	0,0017	0,007	25	19	24
Murg/Steinmauern	0,0039	0,0032	0,012	25	4	84
Murr/Backnang	0,0047	0,004	0,016	24	5	79,2
Murr/Murr-Mündung	0,0052	0,0038	0,034	25	8	68
Nagold/Pforzheim	0,0055	0,004	0,041	46	11	76,1
Neckar/Besigheim	0,0064	0,0044	0,07	52	9	82,7
Neckar/Börstingen	0,0044	0,0031	0,035	39	11	71,8
Neckar/Deizisau	0,008	0,0061	0,12	111	11	90,1
Neckar/Gundelsheim	0,007	0,0052	0,021	13	0	100
Neckar/Kirchentellinsfurt	0,0035	0,0029	0,011	51	17	66,7
Neckar/Mannheim, Neckar	0,055	0,01	0,92	112	6	94,6
Neckar/Poppenweiler	0,006	0,0049	0,053	52	9	82,7
Neckar/Rockenau	0,0075	0,0052	0,032	13	0	100
Neckar/Rottweil	0,006	0,004	0,019	13	3	76,9
Neckar/Wendlingen	0,0035	0,0025	0,01	25	12	52
Ohrn/Ohrnberg	0,0029	0,0024	0,0081	26	7	73,1
Ostrach/Hundersingen	0,0027	0,0028	0,0051	13	6	53,8
Pfinz/Berghausen	0,0065	0,0052	0,023	13	1	92,3
Pfinz/Rußheim	0,04	0,036	0,12	13	0	100
Prim/Rottweil, Altstadt	0,0036	0,0027	0,014	13	5	61,5
Radolfzeller Aach/Rielasingen	0,0033	0,003	0,005	9	3	66,7
Rems/Plüderhausen	0,0053	0,0025	0,086	51	19	62,7
Rems/Remsmühle	0,0051	0,0042	0,022	51	10	80,4
Rench/Helmlingen	0,0041	0,0034	0,009	22	2	90,9

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Rench/Oberkirch	0,0032	0,0033	0,012	13	5	61,5
Rhein/Albbruck-Dogern	0,0036	0,0026	0,026	39	16	59
Rhein/Karlsruhe	0,0035	0,003	0,016	112	24	78,6
Rhein/Mannheim, Rhein	0,12	0,033	0,66	48	0	100
Rhein/Öhningen	0,0011	0,00073	0,0091	49	42	14,3
Rhein/Reckingen	0,0029	0,002	0,016	39	18	53,8
Rhein/Worms	0,005	0,0048	0,011	21	1	95,2
Riß/Rißtissen	0,0035	0,0025	0,011	13	6	53,8
Rot/Stetten	0,0022	0,00088	0,009	9	6	33,3
Rotach/Friedrichshafen	0,004	0,003	0,02	21	8	61,9
Rottum/Achstetten	0,0022	0,002	0,0038	13	8	38,5
Saalbach/Bruchsal	0,011	0,0086	0,032	21	1	95,2
Saalbach/Philippensburg	0,025	0,021	0,047	13	0	100
Saalbachkanal/Rußheim	0,016	0,014	0,033	21	0	100
Sandbach/Hügelsheim	0,0098	0,0063	0,056	13	1	92,3
Schleusenkanal Kochendorf/Kochendorf	0,011	0,0092	0,049	112	7	93,8
Schlichem/Epfendorf	0,0012	0,0012	0,0025	13	13	0
Schlücht/Schlücht, Mündung	0,0029	0,0027	0,0041	13	6	53,8
Schmeie/Inzigkofen	0,0087	0,0067	0,023	12	1	91,7
Schmiech/Ehingen	0,0023	0,0018	0,0061	13	8	38,5
Schozach/Heilbronn	0,0079	0,0064	0,019	24	0	100
Schussen/Gerbertshaus	0,0041	0,0034	0,0089	21	6	71,4
Schussen/Niederbiegen	0,0033	0,0033	0,0067	13	4	69,2
Schutter/Lahr	0,015	0,0056	0,1	12	0	100
Schwarzach/Riedlingen	0,0035	0,0031	0,008	13	3	76,9
Seefelder Aach/Oberuhldingen	0,0042	0,0032	0,011	12	3	75
Seltenbach/Obernau	0,0042	0,0036	0,011	24	8	66,7
Starzel/Bieringen	0,0014	0,0012	0,0026	13	12	7,7
Stehenbach/Rottenacker	0,0028	0,0027	0,0044	13	6	53,8
Steina/Ilmmühle	0,0011	0,0006	0,0059	22	19	13,6
Steina/Tiengen	0,0028	0,0015	0,012	13	8	38,5
Steinach/Neckarsteinach	0,008	0,0068	0,027	26	0	100
Steinlach/Tübingen	0,0024	0,00048	0,026	26	19	26,9
Stockacher Aach/Wahlwies	0,015	0,0057	0,13	13	0	100
Sulm/Binswangen	0,0066	0,0052	0,016	24	1	95,8
Tauber/Lauda	0,0066	0,0051	0,013	13	1	92,3
Tauber/Wertheim	0,0053	0,004	0,035	59	12	79,7
Wagbach/Mündung-Wagbach	0,0087	0,006	0,05	21	1	95,2
Wehra/Öflingen	0,0082	0,0047	0,043	13	3	76,9
Wesnitz/Weid	0,0046	0,0048	0,0071	13	3	76,9
Wiese/Lörrach	0,0066	0,004	0,022	21	2	90,5
Wolfegger Ach/Baienfurt	0,0092	0,0027	0,098	13	6	53,8
Würm/Würm	0,007	0,0044	0,046	49	7	85,7
Wutach/Mündung-Wutach	0,0026	0,0012	0,013	9	8	11,1
Wutach/Stühlingen	0,0023	0,0019	0,0055	13	10	23,1
Zaber/Lauffen, Zaber	0,011	0,0064	0,087	26	1	96,2
Zwiefalter Aach/Zwiefalten	0,0028	0,0025	0,0049	13	6	53,8

Tabelle 5.6: Statistische Kennwerte für Iopromid an untersuchten Fließgewässermessstellen.

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Donau/Ulm-Wiblingen	0,032	0,026	0,13	112	11	90,2
Körsch/Friedrichsmühle	0,12	0,075	0,66	107	5	95,3
Neckar/Mannheim, Neckar	0,24	0,23	0,48	112	0	100
Rhein/Karlsruhe	0,12	0,11	0,29	112	0	100
Rhein/Öhningen	0,015	0,016	0,024	13	4	69,2
Rhein/Weil, Palmrainbrücke	0,15	0,13	0,55	2186	538	75,4

LUBW

Tabelle 5.7: Statistische Kennwerte für Iomeprol an untersuchten Fließgewässermessstellen.

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Donau/Ulm-Wiblingen	0,22	0,16	1,1	112	1	99,1
Körsch/Friedrichsmühle	1	0,75	4,5	109	0	100
Neckar/Mannheim, Neckar	1	1	2,3	112	0	100
Rhein/Karlsruhe	0,21	0,18	0,6	112	0	100
Rhein/Öhningen	0,044	0,04	0,063	13	0	100
Rhein/Weil, Palmrainbrücke	0,19	0,17	0,65	1092	2	99,8

LUBW

Tabelle 5.8: Statistische Kennwerte für Iopamidol an untersuchten Fließgewässermessstellen.

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Donau/Ulm-Wiblingen	0,19	0,17	0,69	112	19	83
Körsch/Friedrichsmühle	0,37	0,21	2,5	112	7	93,8
Neckar/Mannheim, Neckar	0,34	0,3	1,1	112	1	99,1
Rhein/Karlsruhe	0,18	0,16	0,62	112	0	100
Rhein/Öhningen	0,03	0,033	0,041	13	0	100
Rhein/Weil, Palmrainbrücke	0,2	0,17	1,2	1091	76	93

LUBW

Tabelle 5.9: Statistische Kennwerte für Candesartan an untersuchten Fließgewässermessstellen.

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Donau/Ulm-Wiblingen	0,051	0,048	0,17	91	0	100
Neckar/Mannheim, Neckar	0,2	0,18	0,53	91	0	100
Rhein/Karlsruhe	0,02	0,018	0,041	91	0	100

LUBW

Tabelle 5.10: Statistische Kennwerte für PFOS an untersuchten Fließgewässermessstellen.

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Aich/Oberensingen	0,0028	0,002	0,014	38	0	100
Alb/Albtal-Jagdhaus	0,0005	0,0005	0,001	12	12	0
Ammer/Lustnau	0,001	0,001	0,001	13	10	23,1
Argen/Gießeln	0,00056	0,0005	0,002	25	24	4
Brenz/Bergenweiler	0,0031	0,001	0,018	13	0	100
Donau/Hundersingen	0,0025	0,002	0,031	60	13	78,3

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Donau/Pföhren	0,002	0,002	0,004	13	2	84,6
Donau/Ulm-Wiblingen	0,0016	0,002	0,005	111	9	91,9
Echaz/Kirchentellinsfurt	0,00084	0,00063	0,003	13	7	46,2
Elsenz/Bammental	0,0012	0,001	0,0032	13	0	100
Elz/Neckarelz	0,00034	0,0003	0,0005	12	3	75
Elz/Riegel 3	0,00044	0,00029	0,002	25	21	16
Enz/Besigheim, Enz	0,0014	0,001	0,007	59	11	81,4
Enz/Markgröningen	0,0012	0,0012	0,0022	13	0	100
Erms/Neckartenzlingen	0,00088	0,00087	0,002	12	6	50
Eyach/Mühringen	0,00075	0,00058	0,002	25	17	32
Fils/Plochingen	0,0016	0,002	0,003	51	6	88,2
Gauchach/Mündung	0,0005	0,0005	0,001	13	13	0
Glems/Unterriexingen	0,0016	0,0015	0,003	13	0	100
Goldersbach/Lustnau	0,0005	0,0005	0,001	13	13	0
Itter/Eberbach	0,00017	0,00014	0,0004	12	8	33,3
Jagst/Ailringen	0,00052	0,0005	0,001	25	24	4
Jagst/Jagstfeld	0,00066	0,00058	0,0028	60	46	23,3
Kinzig/Kehl	0,0057	0,005	0,016	60	2	96,7
Kinzig/Offenburg	0,0011	0,001	0,002	25	12	52
Kocher/Hüttlingen	0,0027	0,0022	0,0063	13	0	100
Kocher/Kochendorf	0,0012	0,001	0,008	46	18	60,9
Kocher/Ohrnberg	0,00079	0,0008	0,0012	13	0	100
Kocher/Steinkirchen	0,0011	0,001	0,002	25	9	64
Kocher/Unterrot	0,0014	0,0012	0,0042	39	4	89,7
Körsch/Friedrichsmühle	0,011	0,01	0,024	26	0	100
Kraichbach/Ketsch	0,0012	0,001	0,003	13	5	61,5
Lauchert/Sigmaringendorf	0,00035	0,000056	0,004	26	24	7,7
Lauter/Wendlingen	0,0005	0,0005	0,001	13	13	0
Lein/Abtsgmünd	0,0013	0,0008	0,0064	13	0	100
Lein/Heilbronn	0,000079	0,000048	0,0003	13	11	15,4
Losgraben/Ladenburg	0,00048	0,0003	0,0012	13	2	84,6
Murg/Forbach (oh. Sasbach)	0,0016	0,002	0,003	26	9	65,4
Murg/Steinmauern	0,0025	0,002	0,006	25	1	96
Murr/Murr-Mündung	0,00065	0,0006	0,0011	12	0	100
Nagold/Pforzheim	0,00077	0,00066	0,002	25	16	36
Neckar/Besigheim	0,0027	0,003	0,008	33	0	100
Neckar/Börstingen	0,0016	0,002	0,004	25	0	100
Neckar/Deizisau	0,0017	0,002	0,009	112	4	96,4
Neckar/Gundelsheim	0,0014	0,0013	0,0022	13	0	100
Neckar/Kirchentellinsfurt	0,0015	0,001	0,004	59	4	93,2
Neckar/Mannheim, Neckar	0,0024	0,002	0,009	112	2	98,2
Neckar/Poppenweiler	0,0028	0,002	0,007	34	0	100
Neckar/Rockenau	0,0013	0,0012	0,0021	13	0	100
Neckar/Wendlingen	0,0014	0,001	0,002	13	2	84,6
Ohrn/Ohrnberg	0,00052	0,0004	0,0012	13	0	100
Ostrach/Hundersingen	0,00052	0,0005	0,001	26	25	3,8
Radolfzeller Aach/Rielasingen	0,0012	0,001	0,003	25	10	60
Rems/Plüderhausen	0,0036	0,002	0,027	38	1	97,4

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Rems/Remsmühle	0,0021	0,002	0,009	38	0	100
Rench/Helmlingen	0,00068	0,00048	0,003	25	17	32
Rhein/Albbruck-Dogern	0,0022	0,002	0,005	47	0	100
Rhein/Karlsruhe	0,0028	0,003	0,005	112	0	100
Rhein/Mannheim, Rhein	0,0029	0,003	0,005	47	0	100
Rhein/Öhningen	0,0019	0,002	0,01	49	0	100
Rhein/Reckingen	0,0017	0,002	0,002	39	2	94,9
Rhein/Weil, Palmrainbrücke	0,0036	0,003	0,012	85	53	37,6
Riß/Rißtissen	0,0005	0,0005	0,001	13	13	0
Rotach/Friedrichshafen	0,0062	0,005	0,012	24	0	100
Schleusenkanal Kochendorf/Kochendorf	0,0022	0,002	0,008	111	0	100
Schozach/Heilbronn	0,00044	0,0004	0,0011	13	2	84,6
Schussen/Gerbertshaus	0,0023	0,002	0,008	25	2	92
Seltenbach/Obernau	0,0008	0,00067	0,002	12	7	41,7
Steina/Ilmmühle	0,0005	0,0005	0,001	26	26	0
Steinach/Neckarsteinach	0,0003	0,0003	0,0004	13	2	84,6
Steinlach/Tübingen	0,0005	0,00029	0,002	13	10	23,1
Sulm/Binswangen	0,00049	0,00045	0,0011	12	2	83,3
Tauber/Wertheim	0,00078	0,0007	0,003	47	31	34
Wiese/Lörrach	0,0015	0,001	0,004	25	11	56
Würm/Würm	0,0032	0,0011	0,058	37	3	91,9
Wutach/Mündung-Wutach	0,00062	0,0005	0,002	13	12	7,7
Zaber/Lauffen, Zaber	0,0078	0,0046	0,03	13	0	100

LUBW

Tabelle 5.11: Statistische Kennwerte für TFA an untersuchten Fließgewässermessstellen.

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Donau/Ulm-Wiblingen	1,3	1,3	1,8	30	0	100
Jagst/Jagstfeld	2,7	2,6	4,4	28	0	100
Kinzig/Kehl	0,64	0,62	0,81	13	0	100
Kocher/Kraftwerkskanal Oedheim-2	1,8	1,8	2,4	26	0	100
Kocher/Oedheim	1,5	1,5	1,5	2	0	100
Körsch/Friedrichsmühle	1,3	1,2	1,9	13	0	100
Neckar/Gundelsheim	8,3	5,7	85	971	0	100
Neckar/Mannheim, Neckar	6,2	4,8	54	251	0	100
Rhein/Karlsruhe	0,67	0,63	0,98	36	0	100
Rhein/Mannheim, Rhein	0,52	0,52	0,52	1	0	100
Rhein/Öhningen	0,35	0,33	0,47	15	0	100
Rhein/Worms	1,2	0,96	7,1	966	0	100
Schleusenkanal Kochendorf/Kochendorf	1	1,1	1,4	42	0	100
Steina/Ilmmühle	0,55	0,55	0,72	13	0	100

LUBW



Tabelle 5.12: Statistische Kennwerte für Sulfamethoxazol an untersuchten Fließgewässermessstellen.

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Ablach/Ablach	0,025	0,025	0,068	13	0	100
Ablach/Walke	0,019	0,018	0,039	12	4	66,7
Acher/Iffezheim	0,014	0,013	0,022	13	0	100
Aich/Oberensingen	0,13	0,12	0,36	38	0	100
Ammer/Lustnau	0,091	0,09	0,19	26	0	100
Argen/Gießeln	0,0086	0,0076	0,024	26	10	61,5
Bära/Hammerschmiede	0,052	0,05	0,1	13	1	92,3
Biber/Hemishofen (CH)	0,011	0,0056	0,035	12	0	100
Blau/Ulm-Söflingen	0,87	0,017	5,4	13	0	100
Brenz/Bergenweiler	0,022	0,021	0,035	26	0	100
Brettenbach/Sexau	0,013	0,007	0,054	13	0	100
Donau/Hundersingen	0,019	0,019	0,032	26	0	100
Donau/Pföhren	0,037	0,029	0,17	26	4	84,6
Donau/Ulm-Wiblingen	0,014	0,014	0,05	112	45	59,8
Dreisam/Oberau	0,0015	0,0013	0,0053	12	2	83,3
Dreisam/Riegel	0,0011	0,0009	0,009	25	15	40
Ehrlos/Berg	0,0014	0,0002	0,016	13	12	7,7
Elsenz/Bammental	0,049	0,046	0,11	26	1	96,2
Elz/Neckarelz	0,026	0,022	0,11	12	4	66,7
Elz/Riegel 3	0,019	0,0097	0,071	25	7	72
Elz/Rust	0,013	0,012	0,022	13	6	53,8
Elz/Vordersexau	0,002	0,0017	0,0062	13	2	84,6
Enz/Besigheim, Enz	0,065	0,066	0,13	39	0	100
Enz/Markgröningen	0,06	0,052	0,12	26	0	100
Eyach/Mühringen	0,1	0,1	0,22	26	0	100
Eyach/Owingen	0,12	0,07	0,29	13	0	100
Fichtenberger Rot/Unterrot	0,015	0,012	0,041	13	0	100
Gauchach/Mündung	0,0062	0,0039	0,023	13	2	84,6
Glatt/Hopfau	0,043	0,03	0,19	13	0	100
Glems/Unterriexingen	0,22	0,2	0,51	13	0	100
Gutach/Gutach, Mündung	0,023	0,013	0,058	13	0	100
Itter/Eberbach	0,005	0,005	0,01	12	12	0
Jagst/Ailringen	0,023	0,02	0,06	25	2	92
Jagst/Jagstfeld	0,023	0,02	0,069	77	7	90,9
Jagst/Jagstzell	0,033	0,023	0,13	26	2	92,3
Jagst/Möckmühl	0,017	0,016	0,043	26	4	84,6
Kander/Eimeldingen	0,032	0,014	0,12	13	7	46,2
Kanzach/Göffingen	0,013	0,0083	0,05	26	10	61,5
Kinzig/Kehl	0,021	0,016	0,046	26	0	100
Kinzig/Kirnbach	0,011	0,0071	0,028	13	0	100
Kinzig/Offenburg	0,019	0,016	0,053	13	2	84,6
Kinzig/Schiltach, Brücke	0,0063	0,0067	0,013	13	0	100
Kocher/Hüttlingen	0,053	0,047	0,11	26	0	100
Kocher/Kochendorf	0,035	0,031	0,081	78	3	96,2
Kocher/Ohrnberg	0,03	0,027	0,07	26	1	96,2
Kocher/Steinkirchen	0,029	0,031	0,055	25	0	100

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Kocher/Unterrot	0,037	0,035	0,078	39	0	100
Körsch/Friedrichsmühle	0,19	0,18	0,46	99	5	94,9
Kraichbach/Ketsch	0,12	0,092	0,35	25	0	100
Kraichbach/Stettfeld	0,071	0,061	0,21	26	2	92,3
Kriegbach/Altlußheim	0,12	0,1	0,25	26	0	100
Lauchert/Sigmaringendorf	0,016	0,014	0,086	26	6	76,9
Lauter/Wendlingen	0,026	0,019	0,058	13	0	100
Leimbach/Brühl	0,17	0,16	0,31	25	0	100
Leimbach/Wiesloch	0,012	0,009	0,03	26	11	57,7
Lein/Abtsgmünd	0,032	0,024	0,12	26	1	96,2
Lein/Heilbronn	0,0009	0,000091	0,014	26	22	15,4
Leopoldskanal/Jamborschwelle	0,18	0,11	0,54	12	0	100
Losgraben/Ladenburg	0,0027	0,0034	0,01	26	25	3,8
Möhlín/Oberrimsingen	0,00048	0,0002	0,0033	11	10	9,1
Murg/Forbach (oh. Sasbach)	0,0057	0,0049	0,025	26	12	53,8
Murg/Steinmauern	0,021	0,013	0,067	25	6	76
Murr/Backnang	0,026	0,027	0,043	12	1	91,7
Murr/Murr-Mündung	0,057	0,054	0,16	12	0	100
Nagold/Pforzheim	0,047	0,038	0,1	26	0	100
Neckar/Besigheim	0,081	0,077	0,19	78	0	100
Neckar/Börstingen	0,062	0,051	0,2	39	1	97,4
Neckar/Deizisau	0,07	0,062	0,19	78	0	100
Neckar/Gundelsheim	0,058	0,062	0,12	13	0	100
Neckar/Kirchentellinsfurt	0,063	0,063	0,12	38	1	97,4
Neckar/Mannheim, Neckar	0,055	0,053	0,13	112	24	78,6
Neckar/Poppenweiler	0,079	0,08	0,17	39	0	100
Neckar/Rockenau	0,061	0,055	0,11	13	0	100
Neckar/Wendlingen	0,063	0,059	0,12	13	0	100
Ohrn/Ohrnberg	0,053	0,056	0,093	13	0	100
Ostrach/Hundersingen	0,011	0,0085	0,03	13	2	84,6
Pfinz/Rußheim	0,075	0,076	0,16	26	0	100
Radolfzeller Aach/Rielasingen	0,032	0,025	0,098	26	3	88,5
Rems/Plüderhausen	0,075	0,054	0,22	25	0	100
Rems/Remsmühle	0,07	0,067	0,18	25	0	100
Rench/Helmlingen	0,0092	0,0087	0,015	13	2	84,6
Rench/Oberkirch	0,0079	0,0048	0,017	12	0	100
Rhein/Albbruck-Dogern	0,0098	0,0094	0,022	26	7	73,1
Rhein/Karlsruhe	0,011	0,012	0,05	112	45	59,8
Rhein/Mannheim, Rhein	0,014	0,013	0,028	26	5	80,8
Rhein/Öhningen	0,0055	0,0055	0,01	38	20	47,4
Rhein/Reckingen	0,0088	0,0082	0,017	26	7	73,1
Rhein/Weil, Palmrainbrücke	0,013	0,012	0,032	2186	133	93,9
Rotach/Friedrichshafen	0,012	0,0081	0,049	25	9	64
Rottum/Achstetten	0,024	0,023	0,062	26	4	84,6
Saalbach/Bruchsal	0,04	0,028	0,1	26	2	92,3
Schiltach/Schiltach, Mündung	0,032	0,018	0,093	13	0	100
Schleusenkanal Kochendorf/Kochendorf	0,081	0,078	0,17	78	0	100
Schozach/Heilbronn	0,097	0,079	0,24	26	1	96,2

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Schussen/Gerbertshaus	0,019	0,016	0,061	25	6	76
Schwarzach/Riedlingen	0,02	0,02	0,064	26	7	73,1
Seefelder Aach/Oberuhldingen	0,013	0,01	0,044	25	8	68
Stehenbach/Rottenacker	0,0039	0,0031	0,017	26	14	46,2
Steina/Ilmühle	0,0013	0,00028	0,0091	13	11	15,4
Steinach/Neckarsteinach	0,038	0,028	0,11	13	0	100
Sulm/Binswangen	0,1	0,082	0,26	25	0	100
Tauber/Wertheim	0,025	0,024	0,058	76	6	92,1
Wagbach/Mündung-Wagbach	0,13	0,097	0,36	26	0	100
Wiese/Lörrach	0,01	0,0076	0,032	26	2	92,3
Würm/Würm	0,096	0,099	0,25	36	0	100
Wutach/Mündung-Wutach	0,016	0,012	0,046	26	6	76,9
Zaber/Lauffen, Zaber	0,054	0,041	0,17	26	2	92,3
Zwiefalter Aach/Zwiefalten	0,0023	0,0018	0,0054	13	7	46,2

LUBW

Tabelle 5.13: Statistische Kennwerte für Terbutryn an untersuchten Fließgewässermessstellen.

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Ablach/Ablach	0,0045	0,0028	0,029	22	3	86,4
Ablach/Walke	0,0039	0,0034	0,0087	12	0	100
Acher/Iffezheim	0,0043	0,0037	0,013	25	1	96
Aich/Oberensingen	0,026	0,025	0,053	16	0	100
Aitrach/Aitrach	0,0017	0,0017	0,003	13	4	69,2
Alb/Karlsruhe Ölhafen	0,0078	0,0054	0,025	12	8	33,3
Ammer/Lustnau	0,021	0,019	0,061	39	0	100
Argen/Gießen	0,0021	0,0015	0,0092	33	13	60,6
Bära/Hammerschmiede	0,0032	0,0034	0,0056	22	4	81,8
Biber/Hemishofen (CH)	0,0031	0,0027	0,0083	25	3	88
Blau/Ulm-Söflingen	0,0019	0,0015	0,0069	13	5	61,5
Brenz/Bergenweiler	0,0097	0,007	0,033	16	0	100
Brettenbach/Sexau	0,0023	0,0014	0,0078	13	6	53,8
Donau/Hundersingen	0,0036	0,0032	0,01	46	4	91,3
Donau/Pföhren	0,0043	0,0034	0,018	26	2	92,3
Donau/Ulm-Wiblingen	0,0029	0,0027	0,0071	111	10	91
Dreisam/Oberau	0,00072	0,00035	0,003	12	9	25
Dreisam/Riegel	0,0019	0,001	0,03	34	16	52,9
Echaz/Kirchentellinsfurt	0,011	0,0086	0,027	13	9	30,8
Egau/Dischingen	0,00086	0,00077	0,0018	21	16	23,8
Eger/Trochtelfingen	0,0083	0,0086	0,019	26	4	84,6
Ehrlos/Berg	0,0015	0,0012	0,0037	26	10	61,5
Elsenz/Bammental	0,015	0,016	0,045	39	0	100
Elsenz/Meckesheim	0,014	0,012	0,036	39	0	100
Elta/Tuttlingen	0,0038	0,0024	0,009	13	3	76,9
Elz/Eckartsweyer	0,0024	0,0023	0,0043	25	0	100
Elz/Neckarelz	0,0051	0,0042	0,028	37	6	83,8
Elz/Riegel 3	0,0035	0,003	0,012	34	8	76,5

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Elz/Rust	0,0034	0,0025	0,0074	13	0	100
Elz/Vordersexau	0,0016	0,0013	0,0043	13	3	76,9
Enz/Besigheim, Enz	0,014	0,013	0,039	59	0	100
Enz/Markgröningen	0,013	0,012	0,038	38	0	100
Erfa/Breitenau	0,0031	0,0024	0,0088	13	3	76,9
Erms/Neckartenzlingen	0,013	0,011	0,034	26	0	100
Eyach/Mühringen	0,012	0,0099	0,032	29	0	100
Eyach/Owingen	0,021	0,014	0,066	26	0	100
Federbach/Karlsruhe	0,0059	0,005	0,016	12	11	8,3
Feuerbach/Efringen-Kirchen	0,0064	0,005	0,022	12	11	8,3
Fichtenberger Rot/Unterrot	0,0036	0,0032	0,008	26	2	92,3
Fils/Plochingen	0,011	0,01	0,031	39	2	94,9
Fils/Süssen	0,003	0,0024	0,0071	26	1	96,2
Gauchach/Mündung	0,0005	0,0005	0,001	13	13	0
Gießen/Dietenheim	0,0015	0,0011	0,0037	13	7	46,2
Glatt/Hopfau	0,0088	0,008	0,026	26	1	96,2
Glems/Unterriexingen	0,037	0,035	0,1	38	0	100
Große Lauter/Lauterach	0,0012	0,001	0,0025	13	5	61,5
Gutach/Gutach, Mündung	0,0012	0,001	0,0037	13	6	53,8
Hauensteiner Alb/Albruck	0,005	0,005	0,01	12	12	0
Hauensteiner Murg/Hauensteiner Murg, Mündung	0,005	0,005	0,01	12	12	0
Hohlebach/Steinenstadt	0,005	0,005	0,01	10	10	0
Jagst/Ailringen	0,004	0,0032	0,018	41	4	90,2
Jagst/Jagstfeld	0,0038	0,0038	0,009	110	10	90,9
Jagst/Jagstzell	0,009	0,0069	0,034	39	0	100
Jagst/Möckmühl	0,0035	0,0032	0,0081	39	1	97,4
Kander/Eimeldingen	0,0025	0,0021	0,0068	21	3	85,7
Kanzach/Göffingen	0,0024	0,0022	0,006	26	5	80,8
Kinzig/Kehl	0,0042	0,0042	0,0087	60	2	96,7
Kinzig/Kirnbach	0,0019	0,0018	0,0053	13	4	69,2
Kinzig/Offenburg	0,0037	0,0031	0,0099	28	7	75
Kinzig/Schiltach, Brücke	0,0016	0,0011	0,0035	13	7	46,2
Klingengraben/Lauchingen, Klingengraben	0,0055	0,005	0,011	13	12	7,7
Kocher/Hüttlingen	0,012	0,011	0,03	39	1	97,4
Kocher/Kochendorf	0,0068	0,0064	0,018	111	4	96,4
Kocher/Ohrnberg	0,0062	0,0055	0,015	39	0	100
Kocher/Steinkirchen	0,0056	0,0048	0,014	15	0	100
Kocher/Unterrot	0,0087	0,0054	0,023	29	0	100
Körsch/Friedrichsmühle	0,045	0,041	0,099	67	0	100
Kötach/Geisingen	0,026	0,017	0,082	13	3	76,9
Kraichbach/Ketsch	0,029	0,023	0,096	34	0	100
Kraichbach/Stettfeld	0,017	0,017	0,042	34	0	100
Kriegbach/Altlußheim	0,038	0,035	0,11	34	0	100
Lauchert/Sigmaringendorf	0,0037	0,0032	0,017	26	0	100
Lauter/Wendlingen	0,0057	0,0047	0,014	13	0	100
Lautracher Ach/Dilpersried	0,005	0,005	0,01	13	13	0

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Leimbach/Brühl	0,041	0,036	0,092	34	0	100
Leimbach/Wiesloch	0,007	0,0052	0,028	39	1	97,4
Lein/Abtsgmünd	0,0066	0,0062	0,013	13	0	100
Lein/Heilbronn	0,0024	0,0017	0,015	25	8	68
Leopoldskanal/Jamborschwelle	0,014	0,01	0,035	12	2	83,3
Losgraben/Ladenburg	0,0014	0,0012	0,0059	26	12	53,8
Marsbach/Rippberg	0,0093	0,006	0,045	13	0	100
Möhlh/Oberrimsingen	0,0015	0,001	0,0053	11	5	54,5
Mühlbach/Riegel	0,005	0,005	0,01	12	12	0
Murg/Forbach (oh. Sasbach)	0,0017	0,0012	0,0077	26	11	57,7
Murg/Steinmauern	0,0059	0,0042	0,018	25	3	88
Murr/Backnang	0,0082	0,0055	0,072	38	4	89,5
Murr/Murr-Mündung	0,027	0,022	0,083	38	1	97,4
Nagold/Pforzheim	0,0081	0,006	0,032	26	0	100
Neckar/Besigheim	0,016	0,017	0,033	111	0	100
Neckar/Börstingen	0,0079	0,0077	0,023	47	1	97,9
Neckar/Deizisau	0,013	0,012	0,049	111	0	100
Neckar/Kirchentellinsfurt	0,0096	0,0091	0,032	50	0	100
Neckar/Mannheim, Neckar	0,013	0,012	0,028	111	0	100
Neckar/Poppenweiler	0,016	0,016	0,048	59	0	100
Neckar/Rockenau	0,013	0,014	0,031	26	1	96,2
Neckar/Rottweil	0,014	0,013	0,026	13	7	46,2
Neckar/Wendlingen	0,0095	0,0096	0,015	13	0	100
Ohrn/Ohrnberg	0,012	0,0099	0,082	39	1	97,4
Ostrach/Hundersingen	0,0025	0,0017	0,0095	29	12	58,6
Pfinz/Berghausen	0,019	0,017	0,049	13	6	53,8
Pfinz/Rußheim	0,015	0,013	0,034	34	0	100
Prim/Rottweil, Altstadt	0,024	0,022	0,041	13	7	46,2
Radolfzeller Aach/Rielasingen	0,0024	0,0022	0,0054	35	7	80
Rems/Plüderhausen	0,015	0,011	0,038	29	0	100
Rems/Remsmühle	0,019	0,022	0,045	41	0	100
Rench/Helmlingen	0,0044	0,004	0,012	28	5	82,1
Rench/Oberkirch	0,0016	0,0012	0,0038	12	5	58,3
Rhein/Albbruck-Dogern	0,0018	0,0017	0,004	47	6	87,2
Rhein/Karlsruhe	0,0022	0,0021	0,02	112	16	85,7
Rhein/Mannheim, Rhein	0,0028	0,0026	0,0066	34	0	100
Rhein/Öhningen	0,0015	0,0011	0,0052	47	16	66
Rhein/Reckingen	0,0018	0,0018	0,0047	47	3	93,6
Riß/Rißtissen	0,002	0,0019	0,0041	13	4	69,2
Rot/Stetten	0,0012	0,0013	0,0028	13	5	61,5
Rotach/Friedrichshafen	0,0054	0,0042	0,016	33	2	93,9
Rottum/Achstetten	0,003	0,0025	0,0091	26	3	88,5
Saalbach/Bruchsal	0,022	0,018	0,053	39	0	100
Saalbach/Philippensburg	0,019	0,017	0,053	26	0	100
Saalbachkanal/Rußheim	0,02	0,019	0,048	26	0	100
Sandbach/Hügelsheim	0,012	0,012	0,022	12	5	58,3
Schiltach/Schiltach, Mündung	0,0051	0,0039	0,021	13	2	84,6
Schleusenkanal Kochendorf/Kochendorf	0,016	0,016	0,043	111	0	100



Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Schlichem/Epfendorf	0,005	0,005	0,01	13	13	0
Schlücht/Schlücht, Mündung	0,005	0,005	0,01	13	13	0
Schmeie/Inzigkofen	0,0025	0,0025	0,0043	13	3	76,9
Schmiech/Ehingen	0,0021	0,00066	0,013	13	9	30,8
Schozach/Heilbronn	0,068	0,049	0,44	47	0	100
Schussen/Gerbertshaus	0,0041	0,0035	0,02	33	3	90,9
Schwarzach/Riedlingen	0,0028	0,0024	0,0079	26	6	76,9
Seefelder Aach/Oberuhldingen	0,0033	0,003	0,0071	33	7	78,8
Seltenbach/Obernau	0,017	0,015	0,044	25	6	76
Starzel/Bieringen	0,0098	0,007	0,064	26	0	100
Starzel/Rangendingen	0,0069	0,0065	0,016	13	1	92,3
Stehenbach/Rottenacker	0,0018	0,0014	0,006	39	12	69,2
Steina/Ilmühle	0,0005	0,0005	0,001	3	3	0
Steina/Tiengen	0,005	0,005	0,01	13	13	0
Steinlach/Tübingen	0,014	0,011	0,043	13	6	53,8
Stockacher Aach/Wahlwies	0,005	0,005	0,01	12	12	0
Sulm/Binswangen	0,015	0,012	0,047	34	0	100
Sulzbach/Bremgarten	0,005	0,005	0,01	7	7	0
Tauber/Lauda	0,0055	0,0046	0,015	26	1	96,2
Tauber/Wertheim	0,0054	0,0051	0,017	96	3	96,9
Wagbach/Mündung-Wagbach	0,052	0,048	0,14	34	0	100
Warmbach/Warmbach	0,005	0,005	0,01	12	12	0
Weschnitz/Weid	0,087	0,086	0,22	13	2	84,6
Wiese/Lörrach	0,0031	0,0023	0,0073	25	8	68
Wolfegger Ach/Baienfurt	0,003	0,0027	0,0066	12	1	91,7
Würm/Würm	0,015	0,016	0,038	27	0	100
Wutach/Mündung-Wutach	0,0039	0,003	0,01	26	2	92,3
Wutach/Stühlingen	0,0031	0,0024	0,01	22	13	40,9
Zaber/Lauffen, Zaber	0,013	0,01	0,039	60	1	98,3
Zwiefalter Aach/Zwiefalten	0,00043	0,00031	0,0014	13	11	15,4

LUBW

Tabelle 5.14: Statistische Kennwerte für Carbendazim an untersuchten Fließgewässermessstellen.

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Ablach/Ablach	0,0028	0,0021	0,0081	13	5	61,5
Ablach/Walke	0,0063	0,005	0,021	12	11	8,3
Acher/Iffezheim	0,0078	0,004	0,052	13	0	100
Aich/Oberensingen	0,0081	0,0068	0,028	38	17	55,3
Aitrach/Aitrach	0,0011	0,00095	0,0031	13	12	7,7
Alb/Karlsruhe Ölhafen	0,0065	0,0024	0,034	12	9	25
Ammer/Lustnau	0,0032	0,0023	0,01	26	18	30,8
Argen/Gießen	0,003	0,0034	0,01	26	25	3,8
Bära/Hammerschmiede	0,0025	0,0026	0,0058	13	5	61,5
Biber/Hemishofen (CH)	0,0048	0,0032	0,012	12	5	58,3
Blau/Ulm-Söflingen	0,00092	0,0007	0,0027	13	11	15,4
Brenz/Bergenweiler	0,0044	0,0036	0,018	26	6	76,9

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Brettenbach/Sexau	0,00095	0,00095	0,0019	13	13	0
Donau/Hundersingen	0,0019	0,0015	0,0045	26	15	42,3
Donau/Pföhren	0,0025	0,0024	0,01	26	18	30,8
Donau/Ulm-Wiblingen	0,0022	0,002	0,011	91	55	39,6
Dreisam/Oberau	0,0012	0,00095	0,0043	12	11	8,3
Dreisam/Riegel	0,0031	0,005	0,01	25	25	0
Echaz/Kirchentellinsfurt	0,0057	0,0041	0,018	13	11	15,4
Egau/Dischingen	0,00095	0,00095	0,0019	13	13	0
Eger/Trochtelfingen	0,85	0,34	3,8	26	1	96,2
Ehrlos/Berg	0,00064	0,000092	0,0048	13	11	15,4
Elsenz/Bammental	0,0049	0,003	0,019	39	25	35,9
Elsenz/Meckesheim	0,019	0,0042	0,35	26	12	53,8
Elta/Tuttlingen	0,004	0,0038	0,012	13	4	69,2
Elz/Eckartsweier	0,0012	0,0011	0,01	25	23	8
Elz/Neckarelz	0,0036	0,0025	0,012	38	28	26,3
Elz/Riegel 3	0,0031	0,005	0,01	25	25	0
Elz/Rust	0,005	0,005	0,01	13	13	0
Elz/Vordersexau	0,00095	0,00095	0,0019	13	13	0
Enz/Besigheim, Enz	0,014	0,0072	0,11	39	11	71,8
Enz/Markgröningen	0,011	0,008	0,051	26	10	61,5
Erfa/Breitenau	0,0011	0,0004	0,0059	13	10	23,1
Erms/Neckartenzlingen	0,005	0,003	0,029	26	14	46,2
Eyach/Mühlingen	0,0034	0,0014	0,033	26	14	46,2
Eyach/Owingen	0,0025	0,0018	0,0069	13	7	46,2
Federbach/Karlsruhe	0,0079	0,0023	0,049	12	8	33,3
Feuerbach/Efringen-Kirchen	0,0057	0,005	0,013	12	11	8,3
Fichtenberger Rot/Unterrot	0,0015	0,0011	0,0049	13	9	30,8
Fils/Plochingen	0,011	0,0082	0,038	26	10	61,5
Fils/Süßen	0,0025	0,0024	0,01	26	19	26,9
Gauchach/Mündung	0,00095	0,00095	0,0019	13	13	0
Gießen/Dietenheim	0,0011	0,00095	0,0027	13	12	7,7
Glatt/Hopfau	0,0034	0,002	0,015	13	6	53,8
Glems/Unterriexingen	0,0059	0,0054	0,01	13	1	92,3
Große Lauter/Lauterach	0,00095	0,00095	0,0019	13	13	0
Gutach/Gutach, Mündung	0,0011	0,00095	0,0023	13	12	7,7
Hauensteiner Alb/Albruck	0,005	0,005	0,01	12	12	0
Hauensteiner Murg/Hauensteiner Murg, Mündung	0,0097	0,0087	0,018	12	8	33,3
Hohlebach/SteinStadt	0,0078	0,0076	0,011	10	8	20
Itter/Eberbach	0,005	0,005	0,01	12	12	0
Jagst/Ailringen	0,0049	0,0042	0,015	52	31	40,4
Jagst/Jagstfeld	0,0029	0,0023	0,019	90	61	32,2
Jagst/Jagstzell	0,0036	0,0022	0,015	26	16	38,5
Jagst/Möckmühl	0,0023	0,0019	0,01	26	19	26,9
Kander/Eimeldingen	0,005	0,005	0,01	13	13	0
Kanzach/Göffingen	0,003	0,003	0,01	26	26	0
Kinzig/Kehl	0,00099	0,00095	0,0021	26	25	3,8

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Kinzig/Kirnbach	0,0013	0,0011	0,0025	13	11	15,4
Kinzig/Offenburg	0,0019	0,0015	0,01	38	30	21,1
Kinzig/Schiltach, Brücke	0,00095	0,00095	0,0019	13	13	0
Klingengraben/Lauchingen, Klingengraben	0,084	0,0059	0,48	13	8	38,5
Kocher/Hüttlingen	0,06	0,032	0,5	26	5	80,8
Kocher/Kochendorf	0,008	0,0062	0,031	91	32	64,8
Kocher/Ohrnberg	0,0063	0,0055	0,019	26	13	50
Kocher/Steinkirchen	0,0086	0,008	0,023	25	1	96
Kocher/Unterrot	0,014	0,01	0,056	39	9	76,9
Körsch/Friedrichsmühle	0,0056	0,0047	0,093	65	23	64,6
Kötach/Geisingen	0,013	0,0081	0,028	13	4	69,2
Kraichbach/Ketsch	0,0048	0,0024	0,02	25	16	36
Kraichbach/Stettfeld	0,0028	0,0013	0,013	26	18	30,8
Kriegbach/Altlußheim	0,0076	0,0038	0,06	26	13	50
Lauchert/Sigmaringendorf	0,0047	0,0042	0,093	26	25	3,8
Lauter/Wendlingen	0,0021	0,0021	0,0026	13	9	30,8
Lautracher Ach/Dilpersried	0,005	0,005	0,01	13	13	0
Leimbach/Brühl	0,082	0,032	0,46	25	1	96
Leimbach/Wiesloch	0,003	0,003	0,01	26	26	0
Lein/Abtsgmünd	0,0053	0,0027	0,03	26	15	42,3
Lein/Heilbronn	0,003	0,0036	0,01	26	25	3,8
Leopoldskanal/Jamborschwelle	0,0038	0,0033	0,0074	12	6	50
Losgraben/Ladenburg	0,003	0,0037	0,01	26	25	3,8
Marsbach/Rippberg	0,0047	0,0038	0,014	13	2	84,6
Möhlhlin/Oberriemsingen	0,0011	0,00095	0,0028	11	10	9,1
Mühlbach/Riegel	0,005	0,005	0,01	12	12	0
Murg/Forbach (oh. Sasbach)	0,0046	0,0034	0,093	26	25	3,8
Murg/Steinmauern	0,014	0,0085	0,065	25	7	72
Murr/Backnang	0,0045	0,0027	0,025	38	27	28,9
Murr/Murr-Mündung	0,034	0,015	0,19	38	10	73,7
Nagold/Pforzheim	0,0039	0,0033	0,01	26	19	26,9
Neckar/Besigheim	0,015	0,0097	0,11	91	22	75,8
Neckar/Börstingen	0,0039	0,0032	0,011	39	22	43,6
Neckar/Deizisau	0,006	0,0045	0,026	91	41	54,9
Neckar/Gundelsheim	0,0065	0,005	0,024	13	12	7,7
Neckar/Kirchentellinsfurt	0,0052	0,0043	0,017	38	15	60,5
Neckar/Mannheim, Neckar	0,011	0,009	0,038	91	23	74,7
Neckar/Poppenweiler	0,0084	0,0057	0,053	39	13	66,7
Neckar/Rockenau	0,013	0,011	0,038	39	12	69,2
Neckar/Rottweil	0,0087	0,008	0,015	13	9	30,8
Neckar/Wendlingen	0,005	0,005	0,01	13	13	0
Ohrn/Ohrnberg	0,0041	0,0024	0,021	39	28	28,2
Ostrach/Hundersingen	0,0022	0,0012	0,012	39	28	28,2
Pfinz/Berghausen	0,0054	0,0011	0,037	13	11	15,4
Pfinz/Rußheim	0,0066	0,0057	0,016	26	11	57,7
Prim/Rottweil, Altstadt	0,011	0,0064	0,038	13	8	38,5

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Radolfzeller Aach/Rielasingen	0,0038	0,00022	0,07	25	21	16
Rems/Plüderhausen	0,009	0,0045	0,043	51	24	52,9
Rems/Remsmühle	0,0091	0,006	0,047	51	24	52,9
Rench/Helmlingen	0,0039	0,0025	0,03	38	22	42,1
Rench/Oberkirch	0,0015	0,0015	0,0022	12	10	16,7
Rhein/Albbruck-Dogern	0,0016	0,0014	0,01	26	22	15,4
Rhein/Karlsruhe	0,0081	0,0044	0,087	91	36	60,4
Rhein/Mannheim, Rhein	0,009	0,0051	0,058	26	10	61,5
Rhein/Öhningen	0,0013	0,0012	0,093	43	39	9,3
Rhein/Reckingen	0,003	0,0037	0,01	26	25	3,8
Rhein/Weil, Palmrainbrücke	0,0036	0,003	0,044	2186	16	99,3
Riß/Rißtissen	0,002	0,0018	0,0035	13	9	30,8
Rot/Stetten	0,0009	0,00033	0,0049	13	11	15,4
Rotach/Friedrichshafen	0,0049	0,0022	0,022	25	15	40
Rottum/Achstetten	0,0014	0,00061	0,01	26	22	15,4
Saalbach/Bruchsal	0,01	0,0072	0,05	39	15	61,5
Saalbach/Philippsburg	0,0087	0,0064	0,028	26	12	53,8
Saalbachkanal/Rußheim	0,01	0,008	0,037	26	9	65,4
Sandbach/Hügelsheim	0,01	0,0091	0,019	12	8	33,3
Schiltach/Schiltach, Mündung	0,0024	0,0019	0,006	13	9	30,8
Schleusenkanal Kochendorf/Kochendorf	0,013	0,011	0,08	91	22	75,8
Schlichem/Epfendorf	0,005	0,005	0,01	13	13	0
Schlücht/Schlücht, Mündung	0,005	0,005	0,01	13	13	0
Schmeie/Inzigkofen	0,0014	0,0013	0,0024	13	11	15,4
Schmiech/Ehingen	0,0015	0,0014	0,0028	13	11	15,4
Schozach/Heilbronn	0,0038	0,0023	0,02	26	17	34,6
Schussen/Gerbertshaus	0,0018	0,0015	0,01	25	22	12
Schwarzach/Riedlingen	0,0012	0,00098	0,01	26	24	7,7
Seefelder Aach/Oberuhldingen	0,0033	0,0012	0,031	25	19	24
Seltenbach/Obernau	0,028	0,012	0,24	13	5	61,5
Starzel/Bieringen	0,0023	0,0022	0,01	26	20	23,1
Starzel/Rangendingen	0,005	0,005	0,01	13	13	0
Stehenbach/Rottenacker	0,003	0,003	0,01	26	26	0
Steina/Ilmmühle	0,0011	0,00095	0,0027	13	12	7,7
Steina/Tiengen	0,005	0,005	0,01	13	13	0
Steinach/Neckarsteinach	0,005	0,005	0,01	13	13	0
Steinlach/Tübingen	0,009	0,0068	0,025	13	8	38,5
Stockacher Aach/Wahlwies	0,005	0,005	0,01	12	12	0
Sulm/Binswangen	0,0062	0,0051	0,023	25	13	48
Sulzbach/Bremgarten	0,0059	0,005	0,011	7	6	14,3
Tauber/Lauda	0,0028	0,002	0,011	26	18	30,8
Tauber/Wertheim	0,0022	0,0019	0,093	91	64	29,7
Wagbach/Mündung-Wagbach	0,0097	0,0077	0,026	26	4	84,6
Warmbach/Warmbach	0,005	0,005	0,01	12	12	0
Weschnitz/Weid	0,0053	0,0025	0,025	13	11	15,4
Wiese/Lörrach	0,0012	0,00091	0,004	26	21	19,2
Wolfegger Ach/Baienfurt	0,0022	0,001	0,0088	12	7	41,7
Würm/Würm	0,029	0,011	0,39	49	12	75,5

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Wutach/Mündung-Wutach	0,0011	0,00028	0,012	26	23	11,5
Wutach/Stühlingen	0,005	0,005	0,01	13	13	0
Zaber/Lauffen, Zaber	0,0028	0,001	0,034	39	32	17,9
Zwiefalter Aach/Zwiefalten	0,00095	0,00095	0,0019	13	13	0

LUBW

Tabelle 5.15: Statistische Kennwerte für Estron an untersuchten Fließgewässermessstellen.

Messstelle	Mittelwert in µg/L	Median in µg/L	Maximum in µg/L	Anzahl Messwerte	Anzahl zensierte Messwerte	Nachweishäufigkeit in %
Argen/Gießen	0.0002	0.0002	0.0003	3	0	100
Donau/Ulm-Wiblingen	0.0003	0.0003	0.0005	7	1	85.7
Körsch/Friedrichsmühle	0.00085	0.00085	0.0011	2	0	100
Neckar/Mannheim, Neckar	0.00026	0.0003	0.0004	7	2	71.4
Radolfzeller Aach/Rielasingen	0.00012	0.00012	0.0002	2	1	50
Rhein/Karlsruhe	0.00021	0.0002	0.0003	7	1	85.7
Rotach/Friedrichshafen	0.00023	0.0002	0.0003	3	0	100
Schussen/Gerbertshaus	0.00011	0.0001	0.0002	3	1	66.7

LUBW

Tabelle 5.16: Literaturangaben zu den Median-Eliminationsleistungen ausgewählter Spurenstoffe vor und nach Ausbau von Kläranlagen um eine 4. Reinigungsstufe (Pulveraktivkohlebehandlung), sowie Median-Konzentrationen und Fracht der Spurenstoffe in Fließgewässern vor und nach Ausstattung der oberstromig gelegenen Kläranlage mit einer 4. Reinigungsstufe. Im Falle von Befunden <BG wurde die Hälfte der BG zur Frachtberechnung herangezogen. In Abbildung 3.35 bis 3.38 sind die Daten graphisch in Form von Boxplots dargestellt.

Stoffname	Median-Elimination vor Ausbau PAK-Stufe in % <sup>1</sup>	Median-Elimination nach Ausbau PAK-Stufe in % <sup>1</sup>	Median-Konzentration und -Fracht in Fließgewässer vor Ausbau 4. Reinigungsstufe	Median-Konzentration und -Fracht in Fließgewässer nach Ausbau 4. Reinigungsstufe
Carbamazepin	4	89	0,113 µg/L   0,094 kg/d (n=13) Ort: Enz/ Markgröningen Jahr: 2017	0,052 µg/L   0,043 kg/d (n=13) Ort: Enz/ Markgröningen Jahr: 2021
Clarithromycin	50	87	0,025 µg/L   0,029 kg/d (n=13) Ort: Enz/ Markgröningen Jahr 2017	0,006 µg/L <sup>2</sup>   0,007 kg/d (n=13) Ort: Enz/ Markgröningen Jahr 2021
DEET	77	95	0,027 µg/L   0,0037 kg/d (n=13) Ort: Enz/ Markgröningen Jahr 2017	0,018 µg/L   0,0015 kg/d (n=13) Ort: Enz/ Markgröningen Jahr 2021
Diclofenac	27	84	0,194 µg/L   0,26 kg/d (n=13) Ort: Enz/ Markgröningen Jahr 2017	0,121 µg/L   0,13 kg/d (n=13) Ort: Enz/ Markgröningen Jahr 2021
Sulfamethoxazol	44	66	0,071 µg/L   0,055 kg/d (n=13) Ort: Enz/ Markgröningen Jahr 2017	0,045 µg/L   0,045 kg/d (n=13) Ort: Enz/ Markgröningen Jahr 2021
Terbutryn	30	89	0,019 µg/L   0,011 kg/d (n=13) Ort: Enz/ Markgröningen Jahr 2017	0,009 µg/L   0,008 kg/d (n=13) Ort: Enz/ Markgröningen Jahr 2021
Azithromycin	27	85	0,081 µg/L   0,0035 kg/d (n=13) Ort: Glems/Unterriexingen Jahr 2017	<0,050 µg/L   0,0008 kg/d (n=13) Ort: Glems/Unterriexingen Jahr 2021
DEET	77	95	0,079 µg/L   0,0030 kg/d (n=13) Ort: Glems/Unterriexingen Jahr 2017	0,040   0,0018 kg/d (n=13) Ort: Glems/Unterriexingen Jahr 2021
Terbutryn	30	89	0,048 µg/L   0,0019 kg (n=13) Ort: Glems/Unterriexingen Jahr 2017	0,024 µg/L   0,0007 kg/d (n=13) Ort: Glems/Unterriexingen Jahr 2021
DEET	77	95	0,036 µg/L   0,0018 kg (n=13) Ort: Ohrn/Ohrnbach Jahr 2015	0,014 µg/L   0,0013 kg (n=13) Ort: Ohrn/Ohrnbach Jahr 2018



Stoffname	Median-Elimination vor Ausbau PAK-Stufe in % <sup>1</sup>	Median-Elimination nach Ausbau PAK-Stufe in % <sup>1</sup>	Median-Konzentration und -Fracht in Fließgewässer vor Ausbau 4. Reinigungsstufe	Median-Konzentration und -Fracht in Fließgewässer nach Ausbau 4. Reinigungsstufe
Terbutryn	77	95	0,012 µg/L   0,00060 kg (n=13) Ort: Ohrn/Ohrnbach Jahr 2015	0,007 µg/L   0,00026 kg (n=13) Ort: Ohrn/Ohrnbach Jahr 2018
Carbamazepin	4	89	0,073 µg/L   0,031 kg (n=8) Ort: Schussen/Gerbertshaus Jahr 2012	0,011 µg/L   0,011 kg (n=8) Ort: Schussen/Gerbertshaus Jahr 2016
Diclofenac	27	84	0,125 µg/L   0,052 kg (n=8) Ort: Schussen/Gerbertshaus Jahr 2012	0,063 µg/L   0,039 kg (n=8) Ort: Schussen/Gerbertshaus Jahr 2012
Sulfamethoxazol	44	66	0,045 µg/L   0,019 kg (n=8) Ort: Schussen/Gerbertshaus Jahr 2012	0,011 µg/L   0,009 kg (n=8) Ort: Schussen/Gerbertshaus Jahr 2012

1 Median-Elimination nach KomS BW (2019) durch alleinige biologische Reinigung (vor Ausbau) und Gesamtelimination nach Erweiterung.

Die Studie umfasst 15 Kläranlagen, die mit einer PAK-Stufe des Typs „Ulmer Verfahren“ ausgerüstet wurden.

2 ROS-modellierter Median zur Einbindung links-zensierter Datenpunkte gemäß Helsel (2011)



Tabelle 5.17: Mittlere Konzentrationen diverser Spurenstoffe im Rhein am Standort Palmrainbrücke in den Jahren 2020 und 2021. Zur Untersuchung auf statistisch signifikante Unterschiede in den mittleren Konzentrationen beider Jahre wurde jeweils ein Zwei-Stichproben Permutationstest (n=9999 Permutationen) angewandt. Substanzen mit signifikant ( $p < 0,05$ ) höheren Spurenstoffkonzentrationen im abflussschwachen Jahr 2020 gegenüber dem abflussstärkerem Jahr 2021 sind in Fettschrift hervorgehoben. Für Spurenstoffe mit Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze werden durch den Permutationstest Spannweiten der mittleren Konzentrationen und der p-Werte ausgegeben, da für diese Stoffe keine eindeutigen Zahlenwerte berechnet werden können. Für eine bessere Lesbarkeit sind in der Tabelle nur die Mittelwerte der minimalen und maximalen Werte dargestellt (z. B. für lomeprol ergab der Permutationstest einen p-Wert zwischen 0,041–0,043, in der Tabelle angegeben wurde der Mittelwert 0,042) wurde zu Für Amidotrizoesäure konnte keine Auswertung vorgenommen werden, da praktisch alle Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) lagen.

Stoffname	Mittlere Konzentration in µg/L im Jahr 2020	Mittlere Konzentration in µg/L im Jahr 2021	Relative Veränderung der mittleren Konz. von 2020 zu 2021	p-Wert des Permutationstests
Amidotrizoesäure	<BG	<BG	–	–
<b>Benzotriazol</b>	<b>0,19</b>	<b>0,15</b>	<b>-21 %</b>	<b>0,0001</b>
<b>Carbamazepin</b>	<b>0,0096</b>	<b>0,0080</b>	<b>-17 %</b>	<b>0,0001</b>
<b>Carbendazim</b>	<b>0,0026</b>	<b>0,0021</b>	<b>-19 %</b>	<b>0,0001</b>
<b>Clarithromycin</b>	<b>0,0028</b>	<b>0,0025</b>	<b>-11 %</b>	<b>0,0001</b>
Diclofenac	0,023	0,023	0 %	0,82
<b>DEET</b>	<b>0,010</b>	<b>0,008</b>	<b>-20 %</b>	<b>0,0024</b>
<b>Gabapentin</b>	<b>0,048</b>	<b>0,046</b>	<b>-4 %</b>	<b>0,047</b>
Hydrochlorothiazid	0,014	0,014	0 %	0,61
<b>lomeprol</b>	<b>0,20</b>	<b>0,18</b>	<b>-10 %</b>	<b>0,042</b>
<b>lopamidol</b>	<b>0,22</b>	<b>0,17</b>	<b>-23 %</b>	<b>0,0001</b>
Iopromid	0,13	0,14	+8 %	0,046
Isoproturon	0,00084	0,00091	+8 %	0,0055
<b>Lamotrigin</b>	<b>0,035</b>	<b>0,034</b>	<b>-3 %</b>	<b>0,022</b>
MCPA	0,0024	0,0023	-4 %	0,51
<b>MCPP</b>	<b>0,0061</b>	<b>0,0050</b>	<b>-18 %</b>	<b>0,016</b>
Metformin	0,22	0,26	+18 %	0,0001
<b>Metoprolol</b>	<b>0,0081</b>	<b>0,0076</b>	<b>-6 %</b>	<b>0,02</b>
<b>4-AAA</b>	<b>0,072</b>	<b>0,067</b>	<b>-7 %</b>	<b>0,0011</b>
Oxipurinol	0,10	0,11	+10 %	0,002
<b>Sotalol</b>	<b>0,0016</b>	<b>0,0014</b>	<b>-13 %</b>	<b>0,044</b>
Sucralose	0,25	0,27	+8 %	0,0001
Sulfamethoxazol	0,012	0,012	0 %	0,74
<b>Valsartansäure</b>	<b>0,058</b>	<b>0,050</b>	<b>-14 %</b>	<b>0,0001</b>
Venlafaxin	0,0076	0,0093	+22 %	0,0001



Tabelle 5.18: Summenparameter der Konzentration (alle Werte in µg/L) für verschiedene Spurenstoffe in Fließgewässern außerhalb von Baden-Württemberg. Hinweis: Es ist nicht bekannt, wie die Konzentrationsmittelwerte in der zitierten Literatur abgeleitet wurden.

Spurenstoff	Anzahl Proben	Mittelwert	Maximum	Probenahme	Messstelle bzw. Fließgewässer	Referenz
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin	18		< 0,06   < 0,11   < 0,12	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin	18		0,31	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
4-AAA	18	0,28	4	2016–2017	Saar, Rhein, Horloff, Usa	Boulard et al., 2017
4-FAA	18	0,51	4	2016–2017	Saar, Rhein, Horloff, Usa	Boulard et al., 2017
Acesulfam	18	0,67	1,4	2016–2017	Saar, Rhein, Horloff, Usa	Boulard et al., 2017
Acetyl-Sulfamethoxazol	13		< 0,01   < 0,01   < 0,01	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Acetyl-Sulfamethoxazol	13		0,02	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Amidotriozoesäure	13	0,05   0,11   0,13	0,08   0,17   0,19	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Amidotriozoesäure	13	0,32	0,66	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Benzotriazole	13	0,33   0,44   0,51	0,63   0,56   0,71	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Benzotriazole	13	0,96	1,4	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Bezafibrat	13		< 0,01   < 0,01   < 0,01	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Bezafibrat	13		0,02	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Candesartan	13		0,07   0,13   0,15	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Candesartan	13		0,42	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Carbamazepin	13		0,03   0,05   0,05	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Carbamazepin	13		0,13	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Carbamazepin	554		0,46	2010–2011	140 Messstellen im Binnen- und Küstenbereich	NLWKN, 2013
Cetirizin	13		< 0,01   0,02   0,03	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Cetirizin	13		0,03	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Dichlofenac	13		0,07   0,13   0,14	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Dichlofenac	13		0,34	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Diclofeac	554		1,4	2010–2011	140 Messstellen im Binnen- und Küstenbereich	NLWKN, 2013
Diuron	13		< 0,01   < 0,01   < 0,01	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Diuron	13		< 0,01	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
EDTA	13	2,2   3,7   3,3	3,7   5,5   5,5	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
EDTA	13	5,9	7,6	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Gabapentin	13		0,10   0,15   0,19	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Gabapentin	13		0,43	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Gabapentin	18	0,93	3,3	2016–2017	Saar, Rhein, Horloff, Usa	Boulard et al., 2017
Guanylharnstoff	13		0,98   1,3   1,4	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Guanylharnstoff	13		2,2	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Ibuprofen	13		< 0,01   0,03   < 0,01	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Ibuprofen	13		< 0,01	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Iohexol	13	0,04   0,12   0,17	0,06   0,21   0,32	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Iohexol	13	0,25	0,45	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021

Spurenstoff	Anzahl Proben	Mittelwert	Maximum	Probenahme	Messstelle bzw. Fließgewässer	Referenz
lomeprol	13	0,23   0,31   0,34	0,35   0,52   0,62	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
lomeprol	13	0,44	0,62	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
lopamidol	13	0,17   0,16   0,20	0,28   0,26   0,28	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
lopamidol	13	0,33	0,66	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
lopromid	13	0,08   0,12   0,16	0,17   0,19   0,25	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
lopromid	13	0,22	0,35	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Irbesartan	13		0,04   0,07   0,06	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Irbesartan	13		0,09	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Isoproturon	13		< 0,01   < 0,01   < 0,01	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Isoproturon	13		0,04	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Lamotrigin	13		0,06   0,08   0,09	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Lamotrigin	13		0,16	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Melamin	13	0,66   0,76   0,92	1,3   1,4   1,5	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Melamin	13	1,7	4,1	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Metformin	13		0,49   0,61   0,69	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Metformin	13		0,77	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Metformin	18	0,72	2,1	2016–2017	Saar, Rhein, Horloff, Usa	Boulard et al., 2017
Metoprolol	13		0,05   0,09   0,11	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Metoprolol	13		0,24	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
<i>O</i> -Desmethylvenlafaxin	13		0,04   0,07   0,07	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
<i>O</i> -Desmethylvenlafaxin	13		0,22	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Oxazepam	13		0,02   0,03   0,03	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Oxazepam	13		< 0,01	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Oxipurinol	18	1,6	5,1	2016–2017	Saar, Rhein, Horloff, Usa	Boulard et al., 2017
PFOS	13	0,003   0,003   0,003	0,006   0,004   0,004	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
PFOS	13	0,003	0,004	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Sotalol	13		< 0,01   0,02   0,02	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Sotalol	13		< 0,01	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Sulfamethoxazol	13		0,03   0,04   0,04	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Sulfamethoxazol	13		0,10	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Sulfamethoxazol	554		0,35	2010–2011	140 Messstellen im Binnen- und Küstenbereich	NLWKN, 2013
Valsartansäure	13		0,11   0,20   0,20	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Valsartansäure	13		0,45	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Venlafaxin	13		< 0,01   0,02   0,02	2020	Rhein/Mainz   Rhein/Köln   Rhein/Düsseldorf	ARW, 2021
Venlafaxin	13		0,05	2020	Main/Frankfurt	ARW, 2021
Oxipurinol	18	1,6	5,1	2016–2017	Saar, Rhein, Horloff, Usa	Boulard et al., 2017

## 6 Abkürzungsverzeichnis

Abkürzung	Bedeutung
2,4-D	2,4-Dichlorphenoxyessigsäure
2,4-DP	Dichlorprop
4-AA	4-Amino-Antipyrin
4-AAA	4-Acetylamino-Antipyrin
4-FAA	4-Formylamino-Antipyrin
AA-QS	Jahresdurchschnitts-Qualitätsstandard
ATS	Akritas-Theil-Sen
BG	Bestimmungsgrenze
BPA	Bisphenol A
BVL	Bundesamt für Verbraucherschutz und Lebensmittelsicherheit
DDD	Verordnete definierte Tagesdosen
DEET	Diethyltoluamid
E1	Estron
E2	17-beta-Estradiol
EW	Einwohnerwerte
GAM	Generalized Additive Model
IRKM	Iodierte Röntgenkontrastmittel
JD-UQN	Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm
KomS	Kompetenzzentrum Spurenstoffe Baden-Württemberg
MCPA	2-Methyl-4-chlorphenoxyessigsäure
MCPP	Mecoprop
MNQ	Mittlere Niedrigwasserabflussbedingungen
MQ	Mittlere Abflussbedingungen
OGewV	Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer
PAH	Polyzyklischer aromatischer Kohlenwasserstoff (engl. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons)
PAK	Pulverisierte Aktivkohle
PFAA	Kurz- und langkettige Perfluoralkylsäuren
PFAS	Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen
PFOA	Perfluorooctansäure
PFOS	Perfluorooctansulfonsäure
PNEC	Predicted No-Effect Concentration
POP	Persistent Organic Pollutants
PSM	Pflanzenschutzmittel
R	Pearson-Korrelationskoeffizient
ROS	Regression on Order Statistics
SZB	Spurenstoffzentrum des Bundes
TCEP	Tris(2-chlorethyl)phosphat
TCPP	Tris(2-chlorisopropyl)phosphat
TPP	Triphenylphosphat
TPPO	Triphenylphosphinoxid
TFA	Trifluoacetat
TPP	Triphenylphosphat
UBA	Umweltbundesamt der Bundesrepublik Deutschland
UQN	Umweltqualitätsnorm
UQN-V	Vorschläge für Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm
ZHK-UQN	zulässige Höchstkonzentration Umweltqualitätsnorm

# 7 Abbildungen und Tabellen

## 7.1 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2.1:	
Lage der ausgewerteten Fließgewässermessstellen in Baden-Württemberg.....	15
Abbildung 2.2:	
Angewandte Kriterien zur Priorisierung der Spurenstoffe hinsichtlich ihrer Untersuchungs- und Nachweishäufigkeit.....	21
Abbildung 2.3:	
Erläuterung der durch einen zensierten Boxplot dargestellten statistischen Kennwerte. Die horizontale, blaue Linie entspricht der Höhe des substanzspezifischen ökotoxikologischen Referenzwertes. Die horizontale, rote Linie stellt die höchste im Datensatz vorhandene Bestimmungsgrenze (BG) für den jeweiligen Spurenstoff dar. Es ist möglich, dass sich die im Boxplot eingezeichnete höchste BG nur auf einen Teil der Messwerte bezieht und übrige Werte mit einer Messmethode mit teilweise deutlich niedrigeren BG ermittelt wurden. Konzentrationen unterhalb der BG wurden mit Hilfe der ROS-Methode geschätzt. Die y-Achse des Boxplot (Konzentrationswerte) ist logarithmisch skaliert. ....	22
Abbildung 3.1:	
Konzentrationsmittelwerte von Diclofenac innerhalb des Untersuchungszeitraums von Mai 2013 bis Dezember 2021, kategorisiert in drei Konzentrationsklassen. Ökotoxikologischer Referenzwert für Diclofenac (UQN-V): 0,04 µg/L. Maßzahlen der Konzentrationen einschließlich der Nachweishäufigkeiten individueller Messstellen sind in Tabelle 5.4 im Anhang enthalten. ....	28
Abbildung 3.2:	
Konzentrationsmittelwerte von Fluoranthen innerhalb des Untersuchungszeitraums von Mai 2013 bis Dezember 2021, kategorisiert in drei Konzentrationsklassen. Ökotoxikologischer Referenzwert für Fluoranthen (JD-UQN): 0,0063 µg/L. Maßzahlen der Konzentrationen einschließlich der Nachweishäufigkeiten individueller Messstellen sind in Tabelle 5.5 im Anhang enthalten.....	29
Abbildung 3.3:	
Konzentrationen von Diclofenac in untersuchten Fließgewässern (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021), dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensiertes Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Diclofenac (UQN-V): 0,04 µg/L. Anzahl Messwerte: 5 196. Anzahl zensierte Messwerte: 471. Nachweishäufigkeit: 91 %.....	30
Abbildung 3.4:	
Konzentrationen von Fluoranthen (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensiertes Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Fluoranthen (JD-UQN): 0,0063 µg/L. Anzahl Messwerte: 4 036. Anzahl zensierte Messwerte: 1 031. Nachweishäufigkeit: 75 %.....	30
Abbildung 3.5:	
Konzentrationen von Iopromid (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensiertes Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Iopromid (PNEC): 0,14 µg/L. Anzahl Messwerte: 2 642. Anzahl zensierte Messwerte: 558. Nachweishäufigkeit: 79 %.....	30
Abbildung 3.6:	
Konzentrationen von Iomeprol (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensiertes Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Iomeprol (PNEC): 0,146 µg/L. Anzahl Messwerte: 1 550. Anzahl zensierte Messwerte: 3. Nachweishäufigkeit: 99 %.....	31
Abbildung 3.7:	
Konzentrationen von Iopamidol (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensiertes Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Iomeprol (PNEC): 0,13 µg/L. Anzahl Messwerte: 1 552. Anzahl zensierte Messwerte: 103. Nachweishäufigkeit: 93 %.....	31
Abbildung 3.8:	
Konzentrationen von Candesartan (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Candesartan (PNEC): 0,003 µg/L. Anzahl Messwerte: 273. Anzahl zensierte Messwerte: 0. Nachweishäufigkeit: 100 % (alle Messwerte über BG).....	31
Abbildung 3.9:	
Konzentrationen von PFOS (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensiertes Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für PFOS (JD-UQN): 0,00065 µg/L. Anzahl Messwerte: 2 425. Anzahl zensierte Messwerte: 612. Nachweishäufigkeit: 75 %.....	32
Abbildung 3.10:	
Konzentrationsmittelwerte von PFOS innerhalb des Untersuchungszeitraums von Mai 2013 bis Dezember 2021, kategorisiert in drei Konzentrationsklassen. Nur Messwerte mit einer Bestimmungsgrenze von 0,0002 µg/L wurden zur Mittelwertbildung herangezogen. Ökotoxikologischer Referenzwert für PFOS (JD-UQN): 0,00065 µg/L. Maßzahlen der Konzentrationen einschließlich der Nachweishäufigkeiten individueller Messstellen sind in Tabelle 5.10 im Anhang enthalten. ....	33
Abbildung 3.11:	
Konzentrationsmittelwerte von PFOS innerhalb des Untersuchungszeitraums von Mai 2013 bis Dezember 2021, kategorisiert in drei Konzentrationsklassen. Nur Messwerte mit einer Bestimmungsgrenze zwischen 0,001 und 0,005 µg/L wurden zur Mittelwertbildung herangezogen. Maßzahlen der Konzentrationen einschließlich der Nachweishäufigkeiten individueller Messstellen sind in Tabelle 5.10 im Anhang enthalten.....	34
Abbildung 3.12:	
Zeitliche Entwicklung der TFA-Konzentration (in µg/L) und TFA-Fracht (in kg/d) im Neckar bei Gundelsheim. Der Vorschlag der Jahresdurchschnitts-Umweltqualitätsnorm (UQN-V) für TFA in Oberflächengewässern liegt aktuell (Stand Februar 2023) bei 21 µg/L.....	35
Abbildung 3.13:	
Zensierte Boxplots der Konzentrationen von Spurenstoffe, die in mindestens 10 % aller Proben analysiert wurden und in mindestens 80 % der untersuchten Proben die Bestimmungsgrenze überschritten. Die Boxplots sind logarithmisch skaliert und von links nach rechts nach absteigender Mediankonzentration sortiert.....	35
Abbildung 3.14:	
Konzentrationsmittelwerte von Sulfamethoxazol innerhalb des Untersuchungszeitraums von Mai 2013 bis Dezember 2021, kategorisiert in drei Konzentrationsklassen. Ökotoxikologischer Referenzwert für Sulfamethoxazol (Chronisches Qualitätskriterium): 0,6 µg/L. Maßzahlen der Konzentrationen einschließlich der Nachweishäufigkeiten individueller Messstellen sind in Tabelle 5.12 im Anhang enthalten. ....	36



Abbildung 3.15:	Konzentrationen von Sulfamethoxazol (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensiertes Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Sulfamethoxazol (Chronisches Qualitätskriterium): 0,6 µg/L. Anzahl Messwerte: 5175. Anzahl zensierte Messwerte: 601. Nachweisshäufigkeit: 88 %.	37
Abbildung 3.16:	Frachten der Antibiotikawirkstoffe Claritromycin und Sulfamethoxazol (in kg/d) von Juli 2015 bis Dezember 2021 im Neckar bei Mannheim.	37
Abbildung 3.17:	Konzentrationsmittelwerte von Terbutryn innerhalb des Untersuchungszeitraums von Mai 2013 bis Dezember 2021, kategorisiert in drei Konzentrationsklassen. Ökotoxikologischer Referenzwert für Terbutryn (JD-UQN): 0,065 µg/L. Maßzahlen der Konzentrationen einschließlich der Nachweisshäufigkeiten individueller Messstellen sind in Tabelle 5.13 im Anhang enthalten.	38
Abbildung 3.19:	Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Terbutryn-Konzentration (in µg/L) in der Donau bei Ulm-Wiblingen. Die vertikalen, rot gestrichelten Linien stellen Befunde unter der Bestimmungsgrenze dar. Die Höhe der Bestimmungsgrenze wird durch die Länge der Linie gekennzeichnet. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante ( $p < 0,05$ ) Abnahme um ca. 0,0001 µg/L pro Jahr).	39
Abbildung 3.18:	Konzentrationen von Terbutryn (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensiertes Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Terbutryn (JD-UQN): 0,065 µg/L. Anzahl Messwerte: 4 608. Anzahl zensierte Messwerte: 660. Nachweisshäufigkeit: 86 %.	39
Abbildung 3.20:	Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Terbutryn-Konzentration (in µg/L) im Rhein bei Karlsruhe. Die vertikalen, rot gestrichelten Linien stellen Befunde unter der Bestimmungsgrenze dar. Die Höhe der Bestimmungsgrenze wird durch die Länge der Linie gekennzeichnet. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante Abnahme ( $p < 0,001$ ) um ca. 0,0003 µg/L pro Jahr).	40
Abbildung 3.21:	Zeitliche Entwicklung der Terbutryn-Fracht in kg/d im Neckar bei Besigheim.	40
Abbildung 3.22:	Konzentrationsmittelwerte von Carbendazim innerhalb des Untersuchungszeitraums von Mai 2013 bis Dezember 2021, kategorisiert in drei Konzentrationsklassen. Ökotoxikologischer Referenzwert für Carbendazim (JD-UQN): 0,2 µg/L. Maßzahlen der Konzentrationen einschließlich der Nachweisshäufigkeiten individueller Messstellen sind in Tabelle 5.14 im Anhang enthalten.	41
Abbildung 3.23:	Konzentrationen von Carbendazim (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensiertes Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Carbendazim (JD-UQN): 0,2 µg/L. Anzahl Messwerte: 6 233. Anzahl zensierte Messwerte: 2 454. Nachweisshäufigkeit: 61 %.	42
Abbildung 3.24:	Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Carbendazim-Konzentration (in µg/L) im Neckar bei Besigheim. Die vertikalen, rot gestrichelten Linien stellen Befunde unter der Bestimmungsgrenze dar. Die Höhe der Bestimmungsgrenze wird durch die Länge der Linie gekennzeichnet. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante ( $p < 0,001$ ) Abnahme um ca. 0,004 µg/L pro Jahr).	43
Abbildung 3.25:	Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Isoproturon-Konzentration (in µg/L) im Neckar bei Besigheim. Die vertikalen, rot gestrichelten Linien stellen Befunde unter der Bestimmungsgrenze dar. Die Höhe der Bestimmungsgrenze wird durch die Länge der Linie gekennzeichnet. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante Abnahme ( $p < 0,01$ ) um ca. 0,002 µg/L pro Jahr).	43
Abbildung 3.26:	Konzentrationsmittelwerte von Estron innerhalb des Untersuchungszeitraums von Mai 2013 bis Dezember 2021, kategorisiert in drei Konzentrationsklassen. Ökotoxikologischer Referenzwert für Estron (UQN-V): 0,00036 µg/L. Maßzahlen der Konzentrationen einschließlich der Nachweisshäufigkeiten individueller Messstellen sind in Tabelle 5.15 im Anhang enthalten.	44
Abbildung 3.27:	Konzentrationen von Estron (Beobachtungszeitraum: Mai 2013 bis Dezember 2021) in untersuchten Fließgewässern, dargestellt als logarithmisch skaliertes und zensiertes Boxplot. Ökotoxikologischer Referenzwert für Estron (UQN-V): 0,00036 µg/L. Anzahl Messwerte: 34. Anzahl zensierte Messwerte: 6. Nachweisshäufigkeit: 82 %.	45
Abbildung 3.28:	Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Carbamazepin-Konzentration (in µg/L) im Neckar bei Mannheim. Die vertikalen, rot gestrichelten Linien stellen Befunde unter der Bestimmungsgrenze dar. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante ( $p < 0,001$ ) Abnahme um ca. 0,005 µg/L pro Jahr).	45
Abbildung 3.29:	Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Lamotrigin-Konzentration (in µg/L) in der Donau bei Ulm-Wiblingen. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante ( $p < 0,001$ ) Zunahme um ca. 0,001 µg/L pro Jahr).	46
Abbildung 3.30:	Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Lamotrigin-Konzentration (in µg/L) im Neckar bei Mannheim. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (keine stat. signifikante Änderung der Lamotrigin-Konzentration innerhalb des Beobachtungszeitraums).	46
Abbildung 3.31:	Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Lamotrigin-Konzentration (in µg/L) im Rhein bei Karlsruhe. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (keine stat. signifikante Änderung der Lamotrigin-Konzentration innerhalb des Beobachtungszeitraums).	47
Abbildung 3.32:	Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Gabapentin-Konzentration (in µg/L) in der Donau bei Ulm-Wiblingen. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante ( $p < 0,001$ ) Abnahme um ca. 0,012 µg/L pro Jahr).	47

Abbildung 3.33: Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Gabapentin-Konzentration (in µg/L) im Rhein bei Karlsruhe. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante ( $p < 0,001$ ); Abnahme um ca. 0,007 µg/L pro Jahr).	48
Abbildung 3.34: Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten Diclofenac-Konzentration (in µg/L) in der Donau bei Ulm-Wiblingen. Die vertikalen, rot gestrichelten roten Linien stellen Befunde unter der Bestimmungsgrenze dar. Die Höhe der Bestimmungsgrenze wird durch die Länge der Linie gekennzeichnet. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante ( $p < 0,001$ ) Abnahme um ca. 0,009 µg/L pro Jahr).	48
Abbildung 3.35: Zeitliche Entwicklung der Abfluss-normalisierten der Diclofenac-Konzentration (in µg/L) im Rhein bei Karlsruhe. Die vertikalen, rot gestrichelten Linien stellen Befunde unter der Bestimmungsgrenze dar. Die Höhe der Bestimmungsgrenze wird durch die Länge der Linie gekennzeichnet. Die durchgezogene violette Linie ist die ATS-Gerade zur Kennzeichnung des zeitlichen Trends (stat. signifikante ( $p < 0,005$ ) Abnahme um ca. 0,007 µg/L pro Jahr).	49
Abbildung 3.36: Frachten der künstlichen Süßstoffe Acesulfam und Sucralose (in kg/d) von Januar 2015 bis Dezember 2021 in der Donau bei Ulm-Wiblingen.	50
Abbildung 3.37: Lineare Korrelation der Mediankonzentration und dem Abwasseranteil bei MQ-Abflussbedingungen untersuchter Oberflächengewässer für die Abwassermarker Carbamazepin (Pearson-Korrelationskoeffizient ( $R$ )= 0,89; $p < 0,001$ ), Diclofenac ( $R$ = 0,87; $p < 0,001$ ) und Sulfamethoxazol ( $R$ = 0,91; $p < 0,001$ ).	51
Abbildung 3.38: Lineare Korrelation der Mediankonzentration und dem Abwasseranteil bei MNQ-Abflussbedingungen untersuchter Oberflächengewässer für die Abwassermarker Carbamazepin (Pearson-Korrelationskoeffizient ( $R$ )= 0,77; $p < 0,001$ ), Diclofenac ( $R$ = 0,73; $p < 0,001$ ) und Sulfamethoxazol ( $R$ = 0,83; $p < 0,001$ ).	51
Abbildung 3.39: Logarithmisch skalierte Boxplots der Konzentrationen ausgewählter Spurenstoffe in der Enz bei Markgrönigen vor und nach Ausstattung der oberstromig gelegenen Kläranlage „SKA Pforzheim“ mit einer 4. Reinigungsstufe. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenzen wurden mit dem ROS-Verfahren geschätzt. Anzahl Datenpunkte (Konzentrationswerte) je Boxplot: 13.	53
Abbildung 3.40: Logarithmisch skalierte Boxplots der Konzentrationen ausgewählter Spurenstoffe in der Glems bei Unterriexingen vor und nach Ausstattung der oberstromig gelegenen Kläranlage „Leonberg–Mittleres Glemstal“ mit einer 4. Reinigungsstufe. Für Azithromycin lagen im Jahr 2021 alle Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenzen wurden mit dem ROS-Verfahren geschätzt. Anzahl Datenpunkte (Konzentrationswerte) je Boxplot: 13.	54
Abbildung 3.41: Logarithmisch skalierte Boxplots der Konzentrationen ausgewählter Spurenstoffe in der Ohrn bei Ohrnberg vor und nach Ausstattung der oberstromig gelegenen Kläranlage „SKA Öhringen“ mit einer 4. Reinigungsstufe. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenzen wurden mit dem ROS-Verfahren geschätzt. Anzahl Datenpunkte (Konzentrationswerte) je Boxplot: 13.	54
Abbildung 3.42: Logarithmisch skalierte Boxplots der Konzentrationen ausgewählter Spurenstoffe in der Schussen am Gerbertshaus vor und nach Ausstattung der oberstromig gelegenen Kläranlage „SKA Langwiese“ mit einer 4. Reinigungsstufe. Konzentrationen unterhalb der Bestimmungsgrenzen wurden mit dem ROS-Verfahren geschätzt. Anzahl Datenpunkte (Konzentrationswerte) je Boxplot: 8.	55
Abbildung 3.43: Boxplots der mittleren Tagesabflüsse des Rheins am Standort Basel-Rheinhalle der Jahre 2020 und 2021.	55

## 7.2 Tabellenverzeichnis

Tabelle 2.1: Spurenstoffe im Untersuchungsumfang	14
Tabelle 3.1: Gesamtauswertung Teil 1 – Stoffe, auf die mindestens 10 % aller in Baden-Württemberg entnommenen Proben im Berichtszeitraum (05/2013 – 12/2021) untersucht wurden und die in mindestens 50 % der untersuchten Proben nachgewiesen wurden (definiert als „häufig nachgewiesene Stoffe“, siehe Abbildung 2.2) – Arith. Mittelwerte, 1. Quantile, 2. Quantile (Mediane), 3. Quantile und Maxima aller analysierten Proben und der maximale arithmetische Mittelwert, der im gesamten Untersuchungszeitraum in einem einzelnen Gewässer ermittelt wurde sowie Referenzwerte der Spurenstoffe. Reihenfolge in absteigender Nachweishäufigkeit. Im Mittel bzw. im Median erreichte bzw. überschrittene ökotoxikologische Referenzwerte sind durch Fettschrift hervorgehoben. ROS: Regression on Order Statistics.	25
Tabelle 3.2: Gesamtauswertung Teil 2 - Stoffe, auf die weniger als 10 % aller entnommenen Proben im Berichtszeitraum (05/2013 – 12/2021) untersucht wurden und die in mindestens 80 % der untersuchten Proben nachgewiesen wurden (definiert als „häufig auftretende Stoffe“, siehe Abbildung 2.2) – Arith. Mittelwerte, 1. Quantile, 2. Quantile (Mediane), 3. Quantile und Maxima aller analysierten Proben und der maximale arithmetische Mittelwert, der im gesamten Untersuchungszeitraum in einem einzelnen Gewässer ermittelt wurde sowie Referenzwerte der Spurenstoffe. Reihenfolge in absteigender Nachweishäufigkeit. Im Mittel bzw. im Median erreichte bzw. überschrittene ökotoxikologische Referenzwerte sind durch Fettschrift hervorgehoben. ROS: Regression on Order Statistics.	26
Tabelle 3.3: Basisinformationen der Kläranlagen, die zur Bewertung des Einfluss einer weitergehenden Abwasserbehandlung auf die Spurenstoffbelastung im angeschlossenen Fließgewässer herangezogen wurden.	52
Tabelle 5.1: Beprobte Gewässer, Ort/Messstellen, Kurzbezeichnungen und mittlere Abwasseranteile der Messstellen.	60
Tabelle 5.2: Bestimmungsgrenzen und CAS-Nummern der im Untersuchungsumfang enthaltenen Stoffe.	63

Tabelle 5.3:	Gesamtauswertung aller Stoffe, die nicht in die Definition häufig nachgewiesener oder häufig auftretender Stoffe fielen – Arith. Mittelwerte, 1. Quantile, 2. Quantile (Mediane), 3. Quantile und Maxima aller analysierten Proben und der maximale arithmetische Mittelwert, der im gesamten Untersuchungszeitraum in einem einzelnen Gewässer ermittelt wurde. Reihenfolge in absteigender Nachweishäufigkeit. ROS: Regression on Order Statistics. BG: Bestimmungsgrenze. ....	65
Tabelle 5.4:	Statistische Kennwerte für Diclofenac an den untersuchten Fließgewässermessstellen. ....	67
Tabelle 5.5:	Statistische Kennwerte für Fluoranthen an untersuchten Fließgewässermessstellen. ....	69
Tabelle 5.6:	Statistische Kennwerte für Iopromid an untersuchten Fließgewässermessstellen. ....	73
Tabelle 5.7:	Statistische Kennwerte für Iomeprol an untersuchten Fließgewässermessstellen. ....	73
Tabelle 5.8:	Statistische Kennwerte für Iopamidol an untersuchten Fließgewässermessstellen. ....	73
Tabelle 5.9:	Statistische Kennwerte für Candesartan an untersuchten Fließgewässermessstellen. ....	73
Tabelle 5.10:	Statistische Kennwerte für PFOS an untersuchten Fließgewässermessstellen. ....	73
Tabelle 5.11:	Statistische Kennwerte für TFA an untersuchten Fließgewässermessstellen. ....	75
Tabelle 5.12:	Statistische Kennwerte für Sulfamethoxazol an untersuchten Fließgewässermessstellen. ....	76
Tabelle 5.13:	Statistische Kennwerte für Terbutryn an untersuchten Fließgewässermessstellen. ....	78
Tabelle 5.14:	Statistische Kennwerte für Carbendazim an untersuchten Fließgewässermessstellen. ....	81
Tabelle 5.15:	Statistische Kennwerte für Estron an untersuchten Fließgewässermessstellen. ....	85
Tabelle 5.16:	Literaturangaben zu den Median-Eliminationsleistungen ausgewählter Spurenstoffe vor und nach Ausbau von Kläranlagen um eine 4. Reinigungsstufe (Pulveraktivkohlebehandlung), sowie Median-Konzentrationen und Fracht der Spurenstoffe in Fließgewässern vor und nach Ausstattung der oberstromig gelegenen Kläranlage mit einer 4. Reinigungsstufe. Im Falle von Befunden <BG wurde die Hälfte der BG zur Frachtberechnung herangezogen. In Abbildung 3.35 bis 3.38 sind die Daten graphisch in Form von Boxplots dargestellt. ....	85
Tabelle 5.17:	Mittlere Konzentrationen diverser Spurenstoffe im Rhein am Standort Palmrainbrücke in den Jahren 2020 und 2021. Zur Untersuchung auf statistisch signifikante Unterschiede in den mittleren Konzentrationen beider Jahre wurde jeweils ein Zwei-Stichproben Permutationstest (n=9999 Permutationen) angewandt. Substanzen mit signifikant (p<0,05) höheren Spurenstoffkonzentrationen im abflussschwachen Jahr 2020 gegenüber dem abflusstärkerem Jahr 2021 sind in Fettschrift hervorgehoben. Für Spurenstoffe mit Werten unterhalb der Bestimmungsgrenze werden durch den Permutationstest Spannweiten der mittleren Konzentrationen und der p-Werte ausgegeben, da für diese Stoffe keine eindeutigen Zahlenwerte berechnet werden können. Für eine bessere Lesbarkeit sind in der Tabelle nur die Mittelwerte der minimalen und maximalen Werte dargestellt (z. B. für Iomeprol ergab der Permutationstest einen p-Wert zwischen 0,041 – 0,043, in der Tabelle angegeben wurde der Mittelwert 0,042) wurde zu Für Amidotrizesäure konnte keine Auswertung vorgenommen werden, da praktisch alle Werte unterhalb der Bestimmungsgrenze (BG) lagen. ....	86
Tabelle 5.18:	Summenparameter der Konzentration (alle Werte in µg/L) für verschiedene Spurenstoffe in Fließgewässern außerhalb von Baden-Württemberg. Hinweis: Es ist nicht bekannt, wie die Konzentrationsmittelwerte in der zitierten Literatur abgeleitet wurden. ....	87

## 8 Literatur und Quellen

- AKRITAS, M.G., MURPHY, S.A., LAVALLEY, M.P., 1995:  
The Theil-Sen Estimator With Doubly Censored Data and Applications to Astronomy. *Journal of the American Statistical Association* 90 (429), 170.
- ALDER, A.C., SIEGRIST, H., GUJER, W., GIGER, W., 1990:  
Behaviour of NTA and EDTA in biological wastewater treatment. *Water Research* 24 (6), 733–742.
- ALHELOU, R., SEIWERT, B., REEMTSMA, T., 2019:  
Hexamethoxymethylmelamine – A precursor of persistent and mobile contaminants in municipal wastewater and the water cycle. *Water Research* 165, 114973.
- ARW, 2021:  
Wesentliche Ergebnisse aus dem ARW-Untersuchungsprogramm 2020. Jahresbericht Arbeitsgemeinschaft Rhein-Wasserwerke e. V. 2020.
- ASNER, R., 2013:  
Projekt „RISK-IDENT“ – Bewertung bislang nicht identifizierter anthropogener Spurenstoffe im aquatischen System. *Mitteilungen der Fachgruppe Umweltchemie und Ökotoxikologie der GDCh*, 4, S. 89–91.
- BIELFELDT, S., URQUHART, D., BRANDT, M., HENNIGHAUSEN, N., BAZZANELLA, R., 2022:  
Reduction of residual topical diclofenac in waste water by a wiping procedure before hand washing. *Chemosphere* 292, 133350.
- BOULARD, L., DIERKES, G., TERNES, T., 2018:  
Utilization of large volume zwitterionic hydrophilic interaction liquid chromatography for the analysis of polar pharmaceuticals in aqueous environmental samples: Benefits and limitations. *Journal of chromatography. A* 1535, 27–43.
- BUERGE, I.J., BUSER, H.-R., KAHLE, M., MÜLLER, M.D., POIGER, T., 2009:  
Ubiquitous occurrence of the artificial sweetener acesulfame in the aquatic environment: An ideal chemical marker of domestic wastewater in groundwater. *Environmental science & technology* 43 (12), 4381–4385.
- BUSER, H.-R., POIGER, T., MÜLLER, M.D., 1999:  
Occurrence and Environmental Behavior of the Chiral Pharmaceutical Drug Ibuprofen in Surface Waters and in Wastewater. *Environ. Sci. Technol.* 33 (15), 2529–2535.
- BVL (BUNDESAMT FÜR VERBRAUCHERSCHUTZ UND LEBENSMITTELSICHERHEIT), 2023:  
Verzeichnis zugelassener Pflanzenschutzmittel, <https://apps2.bvl.bund.de/psm/jsp/index.jsp>, letzter Zugriff: 14.02.2023.
- CASTRONOVO, S., WICK, A., SCHEURER, M., NÖDLER, K., SCHULZ, M., TERNES, T.A., 2017:  
Biodegradation of the artificial sweetener acesulfame in biological wastewater treatment and sandfilters. *Water Research* 110, 342–353.
- CHEN, H., ZHANG, L., LI, M., YAO, Y., ZHAO, Z., MUNOZ, G., SUN, H., 2019:  
Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in precipitation from mainland China: Contributions of unknown precursors and short-chain (C2C3) perfluoroalkyl carboxylic acids. *Water Res.* 153, 169–177.
- CLARA, M., GANS, O., WINDHOFER, G., KRENN, U., HARTL, W., BRAUN, K., SCHARF, S., SCHEFFKNECHT, C., 2011:  
Occurrence of polycyclic musks in wastewater and receiving water bodies and fate during wastewater treatment. *Chemosphere* 82 (8), 1116–1123.
- COUSINS, I.T., JOHANSSON, J.H., SALTER, M.E., SHA, B., SCHERINGER, M., 2022:  
Outside the Safe Operating Space of a New Planetary Boundary for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). *Environmental science & technology* 56 (16), 11172–11179.
- COUTU, S., ROSSI, L., BARRY, D.A., RUDAZ, S., VERNAZ, N., 2013:  
Temporal variability of antibiotics fluxes in wastewater and contribution from hospitals 8, 8 pp.
- EU (EUROPÄISCHE UNION), 2018:  
Review of the 1st Watch List under the Water Framework Directive and recommendations for the 2nd Watch List, ISBN 978–92–79–81839–4.
- EU (EUROPÄISCHE UNION), 2022:  
ANNEXES to the Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council amending Directive 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy, Directive 2006/118/EC on the protection of groundwater against pollution and deterioration and Directive 2008/105/EC on environmental quality standards in the field of water policy.
- FREELING, F., BEHRINGER, D., HEYDEL, F., SCHEURER, M., TERNES, T.A., NÖDLER, K., 2020a:  
Trifluoroacetate in Precipitation: Deriving a Benchmark Data Set. *Environ. Sci. Technol.* 54 (18), 11210–11219.
- FREELING, F., SCHEURER, M., KOSCHORRECK, J., HOFFMANN, G., TERNES, T.A., NÖDLER, K., 2022:  
Levels and Temporal Trends of Trifluoroacetate (TFA) in Archived Plants: Evidence for Increasing Emissions of Gaseous TFA Precursors over the Last Decades. *Environ. Sci. Technol. Lett.* 9 (5), 400–405.
- FREELING, F., SCHEURER, M., SANDHOLZER, A., ARMBRUSTER, D., NÖDLER, K., SCHULZ, M., TERNES, T.A., WICK, A., 2020b:  
Under the radar – Exceptionally high environmental concentrations of the high production volume chemical sulfamic acid in the urban water cycle. *Water Res.* 175, 115706.
- FUNKE, J., PRASSE, C., LÜTKE EVERSLOH, C., TERNES, T.A., 2015:  
Oxypurinol – A novel marker for wastewater contamination of the aquatic environment. *Water Research* 74, 257–265.
- GALLEN, C., EAGLESHAM, G., DRAGE, D., NGUYEN, T.H., MUELLER, J.F., 2018:  
A mass estimate of perfluoroalkyl substance (PFAS) release from Australian wastewater treatment plants. *Chemosphere* 208, 975–983.
- GURKE, R., ROSSMANN, J., SCHUBERT, S., SANDMANN, T., RÖSSLER, M., OERTEL, R., FAULER, J., 2015:  
Development of a SPE-HPLC-MS/MS method for the determination of most prescribed pharmaceuticals and related metabolites in urban sewage samples. *Journal of chromatography. B, Analytical technologies in the biomedical and life sciences* 990, 23–30.
- HELSEL, D.R., 2005:  
More Than Obvious: Better Methods for Interpreting Nondetect Data. *Environ. Sci. Technol.* 39 (20), 419A–423A.
- HELSEL, D.R., 2006:  
Fabricating data: How substituting values for nondetects can ruin results, and what can be done about it. *Chemosphere* 65 (11), 2434–2439.
- HELSEL, D.R., 2011:  
Statistics for Censored Environmental Data Using Minitab® and R.

- HORNUNG, R.W., REED, L.D., 1990:  
Estimation of Average Concentration in the Presence of Nondetectable Values. *Applied Occupational and Environmental Hygiene* 5 (1), 46 – 51.
- KAHLE, M., BUERGE, I.J., MÜLLER, M.D., POIGER, T., 2009:  
Hydrophilic anthropogenic markers for quantification of wastewater contamination in ground- and surface waters. *Environmental toxicology and chemistry* 28 (12), 2528 – 2536.
- KAMJUNKE, N., BECKERS, L.-M., HERZSPRUNG, P., TÜMLING, W. VON, LECHTENFELD, O., TITTEL, J., RISSE-BUHL, U., RODE, M., WACHHOLZ, A., KALLIES, R., SCHULZE, T., KRAUSS, M., BRACK, W., COMERO, S., GAWLIK, B.M., SKEJO, H., TAVAZZI, S., MARIANI, G., BORCHARDT, D., WEITERE, M., 2022:  
Lagrangian profiles of riverine autotrophy, organic matter transformation, and micropollutants at extreme drought. *The Science of the total environment* 828, 154243.
- KERN, S., BAUMGARTNER, R., HELBLING, D.E., HOLLENDER, J., SINGER, H., LOOS, M.J., SCHWARZENBACH, R.P., FENNER, K., 2010:  
A tiered procedure for assessing the formation of biotransformation products of pharmaceuticals and biocides during activated sludge treatment. *Journal of environmental monitoring* : JEM 12 (11), 2100 – 2111.
- KLEINSTEUBER, S., ROHWERDER, T., LOHSE, U., SEIWERT, B., REEMTSMA, T., 2019:  
Sated by a Zero-Calorie Sweetener: Wastewater Bacteria Can Feed on Acesulfame. *Frontiers in microbiology* 10, 2606.
- KOMS BW (KOMPETENZZENTRUM SPURENSTOFFE BADEN-WÜRTTEMBERG), 2019:  
Durchführung von Vergleichsmessungen zur Spurenstoffelimination beim Ausbau von Kläranlagen um eine 4. Reinigungsstufe. Abschlussbericht.
- KOMS BW (KOMPETENZZENTRUM SPURENSTOFFE BADEN-WÜRTTEMBERG), 2020:  
Spurenstoffe im Abwasser – Eine Handlungsempfehlung für Kommunen. Broschüre.
- KOSONEN, J., KRONBERG, L., 2009:  
The occurrence of antihistamines in sewage waters and in recipient rivers. *Environmental science and pollution research international* 16 (5), 555 – 564.
- KOSTICH, M.S., BATT, A.L., LAZORCHAK, J.M., 2014:  
Concentrations of prioritized pharmaceuticals in effluents from 50 large wastewater treatment plants in the US and implications for risk estimation. *Environmental pollution* (Barking, Essex : 1987) 184, 354 – 359.
- LAWA (BUND/LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT WASSER), 2016:  
Mikroschadstoffe in Gewässern. LAWA-AO Geschäftsstelle Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt. #
- LOOS, R., CARVALHO, R., ANTÓNIO, D.C., COMERO, S., LOCORO, G., TAVAZZI, S., PARACCHINI, B., GHIANI, M., LETTIERI, T., BLAHA, L., JAROSOVA, B., VOORSPOELS, S., SERVAES, K., HAGLUND, P., FICK, J., LINDBERG, R.H., SCHWESIG, D., GAWLIK, B.M., 2013:  
EU-wide monitoring survey on emerging polar organic contaminants in wastewater treatment plant effluents. *Water Research* 47 (17), 6475 – 6487.
- LUBW (LANDESANSTALT FÜR UMWELT BADEN-WÜRTTEMBERG), 2014:  
Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg – Ergebnisse der Beprobung von Fließgewässern und Kläranlagen 2012/2013. Bericht.
- LUDWIG, W.-D.; MÜHLBAUER, B.; SEIFERT, R., 2021:  
Arzneiverordnungs-Report 2021. Aktuelle Daten, Kosten, Trends und Kommentare. ISBN: 978 – 3-662 – 63825 – 5.
- MASONER, J.R., KOLPIN, D.W., COZZARELLI, I.M., SMALLING, K.L., BOLYARD, S.C., FIELD, J.A., FURLONG, E.T., GRAY, J.L., LOZINSKI, D., REINHART, D., RODOWA, A., BRADLEY, P.M., 2020:  
Landfill leachate contributes per-/poly-fluoroalkyl substances (PFAS) and pharmaceuticals to municipal wastewater. *Environ. Sci.: Water Res. Technol.* 6 (5), 1300 – 1311.
- MCARDELL, C.S., MOLNAR, E., SUTER, M.J.F., GIGER, W., 2003:  
Occurrence and fate of macrolide antibiotics in wastewater treatment plants and in the Glatt Valley watershed, Switzerland. *Environmental science & technology* 37 (24), 5479 – 5486.
- MES, T. DE, ZEEMAN, G., LETTINGA, G., 2005:  
Occurrence and Fate of Estrone, 17 $\beta$ -estradiol and 17 $\alpha$ -ethynylestradiol in STPs for Domestic Wastewater. *Rev Environ Sci Biotechnol* 4 (4), 275 – 311.
- MEYER, J., BESTER, K., 2004:  
Organophosphate flame retardants and plasticisers in wastewater treatment plants. *Journal of environmental monitoring* : JEM 6 (7), 599 – 605.
- MORTON, P.A., FENNELL, C., CASSIDY, R., DOODY, D., FENTON, O., MELLANDER, P.-E., JORDAN, P., 2020:  
A review of the pesticide MCPA in the land-water environment and emerging research needs. *WIREs Water* 7 (1), 45.
- MÜHLBAUER, B., 2022:  
GICHTMITTEL, IN: LUDWIG, W.-D.; MÜHLBAUER, B.; SEIFERT, R., *Arzneiverordnungsreport 2021*, S. 455 – 460.
- NLWKN (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ), 2013:  
Untersuchung niedersächsischer Oberflächengewässer auf bestimmte Humanarzneimittel (Carbamazepin, Diclofenac und Sulfamethoxazol). Bericht.
- NLWKN (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ), 2019:  
Untersuchungen zum Vorkommen und Bildungspotential von Trifluoressigsäure (TFA) in niedersächsischen Oberflächengewässern – Landesweiter Überblick und Identifikation von Belastungsschwerpunkten. Bericht.
- NÖDLER, K., LICHA, T., FISCHER, S., WAGNER, B., SAUTER, M., 2011:  
A case study on the correlation of micro-contaminants and potassium in the Leine River (Germany). *Applied Geochemistry* 26 (12), 2172 – 2180.
- NORMAN-NETWORK, 2022:  
NORMAN Ecotoxicology Database, <https://www.norman-network.com/nds/ecotox/>, letzter Zugriff: 03.11.2022.
- OekoZENTRUM, 2022:  
Vorschläge des Oekotoxizentrums für Qualitätskriterien für Oberflächengewässer, <https://www.oekotoxizentrum.ch/expertenservice/qualitaetskriterien/qualitaetskriterienvorschlaege-oekotoxizentrum/>, letzter Zugriff: 15.08.2022.
- OGewV (OBERFLÄCHENGEWÄSSERVERORDNUNG), 2020:  
Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016, die zuletzt durch Artikel 2 Absatz 4 des Gesetzes vom 9. Dezember 2020 (BGBl. I S. 2873) geändert worden ist.



- PHILLIPS, P.J., CHALMERS, A.T., GRAY, J.L., KOLPIN, D.W., FOREMAN, W.T., WALL, G.R., 2012:  
Combined sewer overflows: An environmental source of hormones and wastewater micropollutants. *Environmental science & technology* 46 (10), 5336–5343.
- QUEDNOW, K., PÜTTMANN, W., 2009:  
Temporal concentration changes of DEET, TCEP, terbutryn, and nonylphenols in freshwater streams of Hesse, Germany: Possible influence of mandatory regulations and voluntary environmental agreements. *Environmental science and pollution research international* 16 (6), 630–640.
- RADKE, M., LAUWIG, C., HEINKELE, G., MÜRDTER, T.E., LETZEL, M., 2009:  
Fate of the antibiotic sulfamethoxazole and its two major human metabolites in a water sediment test. *Environmental science & technology* 43 (9), 3135–3141.
- REEMTSMA, T., MIEHE, U., DUENNBIER, U., JEKEL, M., 2010:  
Polar pollutants in municipal wastewater and the water cycle: Occurrence and removal of benzotriazoles. *Water Research* 44 (2), 596–604.
- RUYLE, B.J., PICKARD, H.M., LEBLANC, D.R., TOKRANOV, A.K., THACKRAY, C.P., HU, X.C., VECITIS, C.D., SUNDERLAND, E.M., 2021:  
Isolating the AFFF Signature in Coastal Watersheds Using Oxidizable PFAS Precursors and Unexplained Organofluorine. *Environ. Sci. Technol.* 55 (6), 3686–3695.
- SCHREURER, M., MICHEL, A., BRAUCH, H.-J., RUCK, W., SACHER, F., 2012:  
Occurrence and fate of the antidiabetic drug metformin and its metabolite guanyleurea in the environment and during drinking water treatment. *Water Research* 46 (15), 4790–4802.
- SCHREURER, M., NÖDLER, K., FREELING, F., JANDA, J., HAPPEL, O., RIEGEL, M., MÜLLER, U., STORCK, F.R., FLEIG, M., LANGE, F.T., BRUNSCH, A., BRAUCH, H.-J., 2017:  
Small, mobile, persistent: Trifluoroacetate in the water cycle – Overlooked sources, pathways, and consequences for drinking water supply. *Water Res.* 126, 460–471.
- SCHWABE, U.; PAFFRATH, D., 2014:  
Arzneiverordnungs-Report 2014:  
Aktuelle Daten, Kosten, Trends und Kommentare. ISBN: 978–3-662–43487–1.
- STAKEHOLDER-DIALOG SPURENSTOFFSTRATEGIE DES BUNDES, 2022a. Gemeinsame Abschlusserklärung des „Runden Tisches Diclofenac“, <https://www.dialog-spurenstoffstrategie.de/spurenstoffe-wAssets/docs/Abschlusserklaerung-des-Runden-Tisches-Diclofenac-final-22.2.pdf>, letzter Zugriff: 03.11.2022.
- STAKEHOLDER-DIALOG SPURENSTOFFSTRATEGIE DES BUNDES, 2022b. Gemeinsame Abschlusserklärung des „Runden Tisches Röntgenkontrastmittel“, [https://www.dialog-spurenstoffstrategie.de/spurenstoffe-wAssets/docs/GemeinsameErklaerung\\_RunderTischRKM\\_220321.pdf](https://www.dialog-spurenstoffstrategie.de/spurenstoffe-wAssets/docs/GemeinsameErklaerung_RunderTischRKM_220321.pdf), letzter Zugriff: 03.11.2022.
- STAKEHOLDER-DIALOG SPURENSTOFFSTRATEGIE DES BUNDES, 2022c. Informationen zum Stand der Runden Tische, [https://www.dialog-spurenstoffstrategie.de/spurenstoffe/aktuelles/meldungen/22-06-24-Runde\\_Tische.php](https://www.dialog-spurenstoffstrategie.de/spurenstoffe/aktuelles/meldungen/22-06-24-Runde_Tische.php), letzter Zugriff: 03.11.2022.
- STEGEGER-HARTMANN, T., LÄNGE, R., SCHWEINFURTH, H., 1999:  
Environmental risk assessment for the widely used iodinated X-ray contrast agent iopromide (Ultravist). *Ecotoxicology and environmental safety* 42 (3), 274–281.
- TOURNEBIZE, J., PASSEPORT, E., CHAUMONT, C., FESNEAU, C., GUENNE, A., VINCENT, B., 2013:  
Pesticide de-contamination of surface waters as a wetland ecosystem service in agricultural landscapes. *Ecological Engineering* 56 (5), 51–59.
- UBA (UMWELTBUNDESAMT), 2016:  
Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe – Umweltschädlich! Giftig! Unvermeidbar?
- UBA (UMWELTBUNDESAMT), 2020a. Umweltqualitätsnormen für Binnengewässer – Überprüfung der Gefährlichkeit neuer bzw. prioritärer Substanzen, UBA-Texte 233/2020.
- UBA (UMWELTBUNDESAMT), 2020b. Trifluoressigsäure – Vorschlag einer Umweltqualitätsnorm vom 14.09.2020.
- VIENO, N., SILLANPÄÄ, M., 2014:  
Fate of diclofenac in municipal wastewater treatment plant – a review. *Environment international* 69, 28–39.
- WOOD, S.N., PYA, N., SÄFKEN, B., 2016:  
Smoothing Parameter and Model Selection for General Smooth Models. *Journal of the American Statistical Association* 111 (516), 1548–1563.





