

Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen im Grundwasser

GZÜV-Sondermessprogramm 2021/22

Wien, 2023

Impressum

Medieninhaber und Herausgeber:

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft,
Stubenring 1, 1010 Wien

Autorinnen und Autoren: Christina Formanek, Heike Brielmann, Franko Humer, Irene
Zieritz (alle: Umweltbundesamt)

Gesamtumsetzung: Franko Humer, Umweltbundesamt
Wien, 2023.

Copyright und Haftung:

Auszugsweiser Abdruck ist nur mit Quellenangabe gestattet, alle sonstigen Rechte sind
ohne schriftliche Zustimmung des Medieninhabers unzulässig.

Es wird darauf verwiesen, dass alle Angaben in dieser Publikation trotz sorgfältiger
Bearbeitung ohne Gewähr erfolgen und eine Haftung des Bundesministeriums für Land-
und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft und der Autorin / des Autors
ausgeschlossen ist. Rechtausführungen stellen die unverbindliche Meinung der Autorin /
des Autors dar und können der Rechtsprechung der unabhängigen Gerichte keinesfalls

Inhalt

Zusammenfassung	5
1 Einleitung	7
2 Indikatortest für kommunale Verunreinigungen	8
2.1 Substanzauswahl	8
2.2 Indikatorsubstanzen	9
2.2.1 Acesulfam K.....	10
2.2.2 Carbamazepin (CBZ).....	11
2.2.3 10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxycarbamazepin (CBZ-DiOH)	12
2.2.4 Diclofenac	13
2.2.5 Metoprolol	14
2.2.6 Sotalol	15
2.2.7 1H-Benzotriazol.....	16
2.2.8 Tolyltriazole (Summe 4- und 5-Methyl-1H-benzotriazol).....	17
2.3 Umweltverhalten	18
2.3.1 Persistenz	18
2.3.2 Mobilität	19
2.4 Kommunale Abwasserentsorgung in Österreich.....	20
2.5 Rückhalt in Kläranlagen	21
3 Probenahme und Analytik	23
3.1 Probenahme	23
3.2 Analytik	24
4 Bewertung der Messergebnisse	25
4.1 Abgeleitete Toleranzwerte für Trinkwasser und Vorschlag Grundwasserqualitätsnorm	25
4.2 Beeinflussung durch kommunale Abwässer.....	27
5 Ergebnisse	30
5.1 Nachweishäufigkeiten	30
5.1.1 Indikatorsubstanzen	30
5.1.2 Indikatorkombinationen	31
5.1.3 Verteilung nach Grundwasserleitertyp.....	34
5.2 Stoffkonzentrationen.....	37
5.2.1 Indikatorsubstanzen	37
5.2.2 Summenkonzentrationen	38
5.2.3 Verteilung nach Grundwasserleitertyp.....	40

5.2.4 Bewertung der gemessenen Konzentrationen.....	41
5.3 Beurteilung der Beeinflussung von Grundwassermessstellen durch kommunale Verunreinigungen.....	43
6 Fazit	53
Tabellenverzeichnis.....	56
Abbildungsverzeichnis.....	58
Literaturverzeichnis	59

Zusammenfassung

Mit der Analyse der Indikatorsubstanzen sollte eine Grundlage für die Bewertung von Eintragspfaden für Spurenstoffe ins Grundwasser geschaffen werden. Acht ausgewählte Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen (Acesulfam K, Carbamazepin, 10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxycarbamazepin, Metoprolol, Diclofenac, Sotalol, 1H-Benzotriazol, Tolyltriazole (Summe 4- und 5 -Methyl-1H-benzotriazol)) wurden daher im Rahmen eines Sondermessprogramms der Gewässerzustandsüberwachung in Österreich erstmals großräumig untersucht. An insgesamt 1.485 Grundwassermessstellen wurden dazu im 2. Quartal 2021 in den Bundesländern Salzburg und Steiermark und im 2. Quartal 2022 in den Bundesländern Burgenland, Kärnten, Oberösterreich, Tirol, Vorarlberg und Wien Grundwasserproben genommen.

An 44 % der Messstellen (657 von 1.485) wurden eine oder mehrere der untersuchten Indikatorsubstanzen in Spuren über den sehr niedrigen (0,005–0,010 µg/l) Bestimmungsgrenzen gefunden. 9,7 % der Grundwassermessstellen (141 von 1.485) wiesen Indikatorkonzentrationen auf, aufgrund derer eine deutliche Beeinflussung der Messstellen durch kommunale Abwässer bzw. entsprechende messstellenspezifische Beeinflussungen abgeleitet wurden. Für weitere 73 Grundwassermessstellen ist ebenfalls eine Beeinflussung durch kommunale Abwässer nachweisbar, jedoch mit deutlich geringeren Konzentrationen.

Die im Zuge des Sondermessprogramms untersuchten Indikatorsubstanzen unterliegen derzeit keinen gesetzlichen Grenzwerten. Für eine vorläufige Bewertung der Konzentrationen wurden deshalb für Trinkwasser (als Lebensmittel) „abgeleitete Toleranzwerte“ gemäß Leitlinie „Umgang mit nicht geregelten Fremdstoffen im Trinkwasser“ (BMG 2014) herangezogen. Die Gehalte der untersuchten Indikatorsubstanzen im Grundwasser liegen bis auf wenige Ausnahmen deutlich unter den abgeleiteten Trinkwassertoleranzwerten und damit unterhalb gesicherter humantoxikologischer Relevanz. In den Grundwasserproben von sieben Messstellen wurden Toleranzwerte jedoch überschritten. In diesen Fällen wurde aus Gründen der vorsorgenden Sicherung des Grundwassers als Trinkwasserquelle eine Klärung der Ursache der Verschmutzung und das Setzen von entsprechenden Maßnahmen empfohlen.

Grundwassermessstellen, für die auf Basis der Indikatorsubstanzen eine Beeinflussung durch kommunale Verunreinigungen abgeleitet werden konnte, liegen häufig im urbanen

Bereich, in Siedlungs-, Industrie- und Gewerbegebieten. Hier ist zu vermuten, dass undichte Kanalisationen einen relevanten Eintragspfad für Spurenstoffe in das Grundwasser darstellen.

Eine weitere Gruppe von Grundwassermessstellen mit Beeinflussung durch kommunale Verunreinigungen liegt im direkten Einflussbereich von größeren Flüssen. Bei diesen Messstellen können die Spurenstoffe in Abhängigkeit vom Abfluss und den jeweiligen Verdünnungsbedingungen im Fließgewässer über den Eintragspfad Kläranlagenablauf – Gewässer – hyporheische Zone ins Grundwasser gelangt sein.

Generell liefern die ausgewählten Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen in Zusammenschau mit weiteren Informationen zum Umfeld der Grundwassermessstellen wertvolle Hinweise auf den Eintragspfad von Spurenstoffen in das Grundwasser und den Grad einer entsprechenden Belastung.

1 Einleitung

In Österreich wird Trinkwasser aus Grundwasser (Brunnen und Quellen) gewonnen. Grundwasser stellt daher eine besonders wertvolle Ressource dar. Der gute chemische Zustand des Grundwassers wird im Rahmen der Gewässerzustandsüberwachung (GZÜV, BGBl. 479/2006 idgF) regelmäßig überprüft. Um das Auftreten von bisher nicht geregelten Stoffen im Grundwasser zu detektieren und neue Erkenntnisse zu gewinnen sowie Entscheidungsgrundlagen zu schaffen, werden laufende Überwachungsprogramme der GZÜV in regelmäßigen Abständen durch sogenannte Sondermessprogramme ergänzt. In diesen wird auch geprüft, ob Anpassungsbedarf bei der Überwachung des Grundwassers in Hinblick auf neue Schadstoffe oder Schadstoffgruppen besteht.

Durch menschliche Aktivitäten und technischen Fortschritt gelangen zahlreiche Stoffe, wie z. B. Arzneimittel, Pflanzenschutzmittel und deren Abbauprodukte, Grund- und Zusatzstoffe in Lebensmitteln, Industrie- und Haushaltschemikalien sowie Inhaltsstoffe aus Kosmetika und Körperpflegemitteln in die aquatische Umwelt und werden dort als Spurenstoffe oder Mikroverunreinigungen in geringen Konzentrationen nachgewiesen. Die Eintragspfade für Spurenstoffe sind vielfältig: Neben flächenhaften Einträgen — etwa aus der Landwirtschaft — können auch Austritte aus Senkgruben, undichten Kanalnetzen oder Kläranlagen sowie Mischwasser- oder Regenwasserableitungen und Kläranlagenabläufe von Relevanz sein, ebenso belastete Oberflächengewässer, die in das Grundwasser infiltrieren.

Werden etwaige Verunreinigungen oder Verschmutzungen des Grundwassers festgestellt, müssen geeignete Maßnahmen getroffen werden, um den guten Zustand wiederherzustellen. Außerdem stellt sich die Frage nach Herkunft bzw. Eintragspfad der betreffenden Stoffe in das Grundwasser, um gezielte Maßnahmen ergreifen zu können.

Mit Hilfe des am Umweltbundesamt entwickelten „Indikatorentests für kommunale Verunreinigungen“, können allfällige Einflüsse von (gereinigtem) kommunalem Abwasser auf Grund- und Oberflächengewässer festgestellt und die Intensität einer entsprechenden Belastung abgeleitet werden. Die Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen können als Grundlage für die Bewertung von Eintragspfaden für Spurenstoffe ins Grundwasser genutzt werden. Sie können zudem unterstützend für die Risikobeurteilung von Grundwasserkörpern in Bezug auf Spurenstoffe sowie für die Klassifikation von Messstellen hinsichtlich spezifischer Belastungen herangezogen werden.

2 Indikatorentest für kommunale Verunreinigungen

2.1 Substanzauswahl

Kommunales Abwasser ist Abwasser aus Siedlungsgebieten wozu sowohl Abwasser zählt, das im Haushalt anfällt, als auch Abwasser aus öffentlichen Einrichtungen, Industrie- und Gewerbebetrieben (BMLRT, 2022).

Der am Umweltbundesamt entwickelte „Indikatorentest für kommunale Verunreinigungen“ umfasst acht anthropogene Substanzen, die verbreitet in Abläufen kommunaler Kläranlagen nachgewiesen werden.

Diese Indikatorsubstanzen sind:

- der Süßstoff Acesulfam K,
- die Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin, Diclofenac, Metoprolol und Sotalol, der Carbamazepin-Metabolit 10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxycarbamazepin (CBZ-DiOH) und
- die überwiegend als Korrosionshemmer eingesetzten Industriechemikalien 1H-Benzotriazol und Tolyltriazole.

Tabelle 1: Indikatorsubstanzen des Indikatorentests für kommunale Verunreinigungen

Indikatorsubstanz	Gruppe
Acesulfam K	Süßstoff
Carbamazepin	Antiepileptikum
10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxycarbamazepin	Carbamazepin-Metabolit
Diclofenac	Antirheumatikum
Metoprolol	Betablocker
Sotalol	Betablocker

Indikatorsubstanz	Gruppe
1H-Benzotriazol	Korrosionshemmer
Tolyltriazole (Summe 4- und 5-Methyl-1-benzotriazol)	Korrosionshemmer

Quelle: Umweltbundesamt

Die Bezeichnung Tolyltriazole steht dabei für ein Gemisch aus 4- und 5-Methyl-1H-benzotriazol (Tabelle 1). Analytisch können die gewählten Indikatorsubstanzen in geringsten Spuren, d. h. in Konzentrationen von wenigen Nanogramm je Liter (ng/l) nachgewiesen werden.

2.2 Indikatorsubstanzen

Generell können Indikatorsubstanzen genutzt werden, um die Relevanz bestimmter Eintragspfade und Stoffgruppen in definierten Untersuchungsprogrammen effizient herauszuarbeiten und zu priorisieren. Indikatorsubstanzen repräsentieren dabei aufgrund ihrer Eigenschaften und ihres Umweltverhaltens entweder spezifische Stoffgruppen, spezifische Eintragspfade oder spezifische Flächen (Lamastra et al., 2016). Zu diesem Zweck sollten Indikatorsubstanzen möglichst viele der nachfolgend genannten Kriterien erfüllen (Jekel et al., 2015):

- Die Eintragsquelle der Indikatorsubstanz ist bekannt und spezifisch.
- Der Eintrag der Indikatorsubstanz erfolgt kontinuierlich oder zeitliche Änderungen können berücksichtigt werden.
- Die Indikatorsubstanz ist mit verfügbaren analytischen Methoden häufig in Konzentrationen über der Bestimmungsgrenze nachweisbar (trotz Verdünnung in der Umwelt).
- Das Verhalten der Indikatorsubstanz im Wasserkreislauf (Transport, Abbau, Adsorption, Photolyse) ist weitestgehend bekannt.
- Der Grad des Rückhalts in Kläranlagen ist weitestgehend bekannt.
- Für die Rückverfolgung von anthropogenen Eintragsquellen werden Indikatorsubstanzen benötigt, die eine hohe Polarität (und damit Mobilität), eine geringe Sorptionsneigung und hohe Persistenz in Bezug auf Abbauprozesse aufweisen.

Wenn derartige Indikatorsubstanzen gleichzeitig geeignet sind, hydraulische Interaktionen zwischen Oberflächengewässern und Grundwasser nachzuverfolgen oder die Bedeutung spezifischer Fließwege herauszuarbeiten, bezeichnet man sie als **Umwelttracer**. Erfolgen

auf Basis der Tracermessungen quantitative Abschätzungen (Bilanzierungen), ist Voraussetzung, dass sich die gewählten Tracer **konservativ** verhalten. Das heißt, sie sind unbeeinflusst von Sorptions- und Abbauprozessen und ihre Konzentration wird auf ihrem Fließweg nur durch Verdünnung verringert.

Die im gegenständlichen Sondermessprogramm verwendeten Indikatorsubstanzen sind nachfolgend beschrieben.

2.2.1 Acesulfam K

Acesulfam K ist ein synthetischer, hitzebeständiger Süßstoff („low and no-calorie sweetener, LNCS“) mit hohen Produktionsmengen. Als Lebensmittelzusatzstoff wird es als E 950 deklariert. Der Süßstoff wird beispielsweise für Getränke verwendet, meist in Kombination mit Aspartam. Wegen seiner Hitzebeständigkeit kann Acesulfam K auch zum Kochen und Backen verwendet werden.

Acesulfam K wird vom Körper unverändert wieder ausgeschieden und in konventionellen Kläranlagen (drei Reinigungsstufen) meist nicht abgebaut (Marazuela et al., 2023b, Marazuela et al., 2023a), so dass die Substanz über Kläranlagenabläufe, undichte Kanalisationen und Klärgruben in die Umwelt gelangt. Entfernungsraten von Acesulfam K in konventionellen Kläranlagen werden generell als niedrig angegeben, häufig mit weniger als 20 % der Zulaufkonzentration (Margot et al., 2015). Die Schwankungsbreiten der Entfernungsraten im Vergleich einzelner Kläranlagen sind jedoch hoch – Entfernungsraten bis zu 60 % (Marazuela et al., 2023a) – und zeigen aufgrund einer Temperaturabhängigkeit zudem saisonale Muster. 2012 wurden in Abläufen von fünf Testkläranlagen in Österreich im Rahmen einer internen Untersuchung des Umweltbundesamtes eine Mediankonzentration von 14 µg/l Acesulfam K bestimmt (Tabelle 4).

Acesulfam K ist stark wasserlöslich (237 g/l bei 20 °C) und aufgrund seiner hohen Polarität in der aquatischen Umwelt sehr mobil (v_M , $\log K_{OC}$ 1,35) (Tabelle 3). Es weist eine geringe Neigung zur Sorption und Bioakkumulation auf. In Oberflächengewässern und im Grundwasser wird Acesulfam K aufgrund seiner hohen Verbrauchsmengen, seines geringen Abbaus und seiner Persistenz (P) (Tabelle 2) häufig nachgewiesen und ist deshalb eine geeignete Indikatorsubstanz für den Eintragspfad Abwasser. Obwohl sich Acesulfam K sowohl unter aeroben als auch unter anaeroben oder anoxischen Bedingungen als persistent erwiesen hat (Jekel et al., 2015), verweisen einzelne Studien auf einen potenziellen Abbau unter oxischen Bedingungen bzw. physikochemischen Rückhalt (Bichler et al., 2016).

Im Grundwasser und in Oberflächengewässern ist Acesulfam K in der Regel der am häufigsten vorkommende Süßstoff (Schödl et al., 2021) und wird verbreitet nachgewiesen. In Österreich wurde Acesulfam K bei belastungsorientierten Untersuchungen im Jahr 2014 an rund 67 % aller ausgewählten Grundwassermessstellen (n=50) über der Bestimmungsgrenze von 0,005 µg/l quantifiziert. Die gemessene Maximalkonzentration betrug 2,1 µg/l Acesulfam K (BMG, 2015). In parallel durchgeführten Untersuchungen an Trinkwassermessstellen (n=50) wurde Acesulfam K in rund 42 % aller untersuchten Messstellen über der Bestimmungsgrenze von 0,005 µg/l quantifiziert. Die Maximalkonzentration an den Trinkwassermessstellen betrug 0,35 µg/l Acesulfam K (BMG, 2015).

Im Jahr 2018 wurde Acesulfam K an 57 % aller belastungsorientiert ausgewählten Grundwassermessstellen (n=84) mit einer Maximalkonzentration von 7,4 µg/l über der Bestimmungsgrenze von 0,005 µg/l quantifiziert (BMLRT, 2020a).

2.2.2 Carbamazepin (CBZ)

Carbamazepin ist ein häufig eingesetzter Arzneimittelwirkstoff aus der Gruppe der Antiepileptika und wird auch als Antidepressivum bzw. gegen Trigeminusneuralgie (Gesichtsschmerz) eingesetzt. Im Jahr 2014 lag der Carbamazepinverbrauch in Österreich bei 3.983 kg (IMS-Health, 2015).

Der Wirkstoff wird im Körper enzymatisch umgewandelt. Ein Hauptabbauweg führt über den noch biologisch aktiven Primärmetaboliten Carbamazepin-10,11-epoxid zum inaktiven Trans-10,11-Dihydro-10,11-dihydroxycarbamazepin (Mersmann, 2003). Zwischen 2–10 % des Wirkstoffes werden je nach Studie unverändert im Harn ausgeschieden (Chèvre et al., 2013, Doummar et al., 2014, Hai et al., 2018). Carbamazepin wird in konventionellen Kläranlagen kaum zurückgehalten (Hai et al., 2018; Margot et al., 2015). In Abläufen von neun Testkläranlagen wurde es in Österreich verbreitet mit einer Mediankonzentration von 0,42 µg/l nachgewiesen (vgl. Tabelle 4) (BMLRT, 2020b). Unter Lichteinwirkung wird Carbamazepin photochemisch abgebaut (Mersmann, 2003).

Carbamazepin ist gut wasserlöslich (17,7 g/l bei 25 °C) und als polare Substanz sehr mobil (vM, log K_{oc} 2,74) (Tabelle 3). Carbamazepin zeigt eine schwache Sorptionsneigung, die stark vom Vorhandensein organischen Materials abhängig ist (Mersmann, 2003). Der Stoff wird als persistent (P), d. h. langlebig eingestuft (Tabelle 2), kann aber unter anaeroben Bedingungen z. B. während der Uferfiltration teilweise abgebaut werden (Jekel et al., 2015).

In einer europaweiten Auswertung von Messdaten zu Carbamazepin im Grundwasser wurde die Substanz in 42 % aller untersuchten Messstellen nachgewiesen (Loos et al., 2010). In Österreich wurde Carbamazepin bei belastungsorientierten Untersuchungen im Jahr 2014 an rund 29 % aller ausgewählten Grundwassermessstellen (n=50) über der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/l quantifiziert. Die gemessene Maximalkonzentration betrug 0,12 µg/l Carbamazepin (BMG, 2015). In parallel durchgeführten Untersuchungen an Trinkwassermessstellen (n=50) wurde Carbamazepin an rund 20 % aller untersuchten Messstellen über der Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/l quantifiziert. Die Maximalkonzentration im Trinkwasser betrug 0,017 µg/l Carbamazepin (BMG, 2015).

Im Jahr 2018 wurde Carbamazepin an 54,7 % aller belastungsorientiert in Österreich ausgewählten Grundwassermessstellen (n=84) mit einer 10-fach niedrigeren Bestimmungsgrenze von 0,00010 µg/l mit einer Maximalkonzentration von 0,56 µg/l quantifiziert (BMLRT, 2020a).

In Fließgewässern wurde Carbamazepin 2017/2018 an allen 20 österreichweit untersuchten Messstellen der überblicksweisen Überwachung nachgewiesen. Die in den Fließgewässerproben detektierten Konzentrationen lagen im Bereich von 0,0013 - 0,26 µg/l Carbamazepin unter Berücksichtigung der Messunsicherheit und bei einer Bestimmungsgrenze von 0,0001 µg/l (BMNT, 2019).

2.2.3 10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxycarbamazepin (CBZ-DiOH)

10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxycarbamazepin (CBZ-DiOH) ist einer von mehreren Hauptmetaboliten von Carbamazepin.

CBZ-DiOH wird in konventionellen Kläranlagen kaum zurückgehalten (Bahlmann et al., 2014). In Abläufen von neun Testkläranlagen wurde CBZ-DiOH in Österreich mit einer Mediankonzentration von 0,93 µg/l nachgewiesen (Tabelle 4) (BMLRT, 2020b).

CBZ-DiOH weist eine höhere Polarität und geringere Sorptionsneigung als die Ausgangssubstanz Carbamazepin auf. Es ist sehr mobil (vM , $\log K_{oc}$ 2,37) und wird als potenziell persistent bis sehr persist (Huang et al., 2021a) (P/vP) bewertet (Tabelle 2).

In Österreich wurde CBZ-DiOH bei belastungsorientierten Untersuchungen im Jahr 2014 an nur 3 % aller ausgewählten Grundwassermessstellen (n=50) über der Bestimmungsgrenze von 0,004 µg/l quantifiziert. Die gemessene Maximalkonzentration betrug 0,013 µg/l CBZ-

DiOH (BMG, 2015). In parallel durchgeführten Untersuchungen an Trinkwassermessstellen (n=50) wurde CBZ-DiOH an keiner der untersuchten Messstellen über der Bestimmungsgrenze von 0,004 µg/l quantifiziert (BMG, 2015).

Im Jahr 2018 wurde CBZ-DiOH bei einer 10-fach niedrigeren Bestimmungsgrenze von 0,0001 µg/l in 27 % aller belastungsorientiert ausgewählten Grundwassermessstellen in Österreich mit einer Maximalkonzentration von 0,049 µg/l nachgewiesen (BMLRT, 2020a).

In Fließgewässern wurde CBZ-DiOH in den Jahren 2017/2018 an allen 20 österreichweit zweimalig untersuchten Messstellen der überblicksweisen Überwachung nachgewiesen. Die in den Fließgewässerproben detektierten Konzentrationen lagen im Bereich von minimal 0,0046 bis maximal 0,43 µg/l CBZ-DiOH unter Berücksichtigung der Messunsicherheiten und bei einer Bestimmungsgrenze von 0,0001 µg/l (BMNT, 2019).

2.2.4 Diclofenac

Diclofenac ist ein häufig eingesetzter Humanarzneimittelwirkstoff aus der Gruppe der Antiphlogistika und Antirheumatika und wirkt gegen Schmerzen und Entzündungen. Die Verbrauchsmengen von Diclofenac erreichten 2014 in Österreich rund 5.600 kg. Weltweit werden jährlich etwa 940 t verbraucht (Lonappan et al., 2016). Damit zählt Diclofenac in Österreich und weltweit zu den zehn Humanarzneimitteln mit den höchsten Verbräuchen. Ein großer Anteil des Wirkstoffs wird unverändert über den Urin oder in Form von Metaboliten über die Galle ausgeschieden.

Diclofenac wird hauptsächlich über kommunale Kläranlagen in die aquatische Umwelt eingetragen. Die Entfernungsraten in konventionellen Kläranlagen liegen häufig unter 30 % der Zulaufkonzentration (Margot et al. 2015). In Österreich wurde in neun Testkläranlagen eine Mediankonzentration von 1,8 µg/l Diclofenac bestimmt (Tabelle 4) (BMLRT, 2020b).

Diclofenac wird als mobil (M, log K_{oc} 3,76) und als potenziell persistent (P) bzw. sehr persistent (vP) eingestuft (Huang et al., 2021b). Trotz seiner Langlebigkeit gibt es Hinweise auf den Abbau von Diclofenac unter aeroben Bedingungen (Jekel et al., 2015). Zudem ist Diclofenac photolytisch gut abbaubar (Kunkel et al., 2012) und gilt deshalb als instabil in Oberflächengewässern, wo es Halbwertszeiten im Bereich von Stunden bis Tagen aufweisen kann (Jekel et al., 2015).

Diclofenac zählt neben Carbamazepin und Ibuprofen zu den weltweit am häufigsten in aquatischen Kompartimenten nachgewiesenen Arzneimittelwirkstoffen (Reyes et al., 2021). In Österreich wurde Diclofenac im Jahr 2018 an 51 von 86 (59,3 %) der belastungsorientiert ausgewählten Grundwassermessstellen in niedrigen Spurenstoffkonzentrationen nachgewiesen. Bei den Untersuchungen kam eine Bestimmungsgrenze von 0,0001 µg/l zur Anwendung. Die gemessene Maximalkonzentration betrug 0,026 µg/l in den untersuchten Grundwasserproben (BMLRT, 2020a).

In Fließgewässern wurde Diclofenac an allen 20 österreichweit 2017/2018 zweimalig untersuchten Messstellen der überblicksweisen Überwachung nachgewiesen. Die Konzentrationen lagen im Bereich von 0,00042 bis 1,1 µg/l unter Berücksichtigung der Messunsicherheiten und bei einer Bestimmungsgrenze von 0,0001 µg/l (BMNT, 2019).

2.2.5 Metoprolol

Metoprolol ist ein Arzneimittelwirkstoff aus der Gruppe der Betablocker und wird zur Behandlung von Bluthochdruck, koronarer Herzkrankheit, Herzrhythmusstörungen und zur Akutbehandlung bei Herzinfarkt verwendet. Auch in der Migräneprophylaxe wird es verwendet. Es war im Jahr 2014 der in Österreich verbrauchsstärkste Wirkstoff innerhalb der Gruppe der Betablocker mit 3.662 kg (IMS-Health, 2015).

Entfernungsraten von Metoprolol liegen in konventionellen Kläranlagen in einem mittleren Bereich (häufig <30 % der Zulaufkonzentration (Margot et al., 2015), können aber Spannen bis zu 70 % aufweisen (Sundstol Eriksen et al., 2009). In Abläufen von neun Testkläranlagen wurde Metoprolol in Österreich mit einer Mediankonzentration von 0,3 µg/l nachgewiesen (Tabelle 4) (BMLRT, 2020b).

Metoprolol wird als mobil (M, log K_{oc} 3,11) und als potenziell persistent (P) bis sehr persistent (vP) (Huang et al., 2021a) bewertet (Tabelle 2, Tabelle 3). Metoprolol verbleibt überwiegend in der Wasserphase. Die hyporheische Zone weist hohes Potential für Rückhalt (Kunkel et al., 2012) bzw. mikrobiellen Abbau von Metoprolol auf (Rutere et al., 2021).

Metoprolol wurde bei belastungsorientierten Untersuchungen im Jahr 2014 nur in einer der ausgewählten Grundwassermessstellen (n=50) über der Bestimmungsgrenze von 0,005 µg/l quantifiziert. Die gemessene Maximalkonzentration betrug 0,013 µg/l Metoprolol (BMG, 2015). In den untersuchten Trinkwassermessstellen (n=50) wurde Metoprolol nicht nachgewiesen (BMG, 2015).

Bei einer 10-fach niedrigeren Bestimmungsgrenze (0,0005 µg/l) wurde Metoprolol im Jahr 2018 an 5,8 % der 86 belastungsorientiert ausgewählten Grundwassermessstellen in Österreich nachgewiesen. Die gemessene Maximalkonzentration betrug 0,0033 µg/l Metoprolol (BMLRT, 2020a).

In Fließgewässern wurde Metoprolol an allen 20 österreichweit 2017/2018 zweimalig untersuchten Messstellen der überblicksweisen Überwachung nachgewiesen. Die Metoprolol-Konzentrationen lagen im Bereich von 0,0015–0,48 µg/l unter Berücksichtigung der Messunsicherheiten und bei einer Bestimmungsgrenze von 0,0005 µg/l (BMNT, 2019).

2.2.6 Sotalol

Sotalol ist ein Arzneimittelwirkstoff aus der Gruppe der Betablocker der zur Behandlung von Herzrhythmusstörungen (Antiarrhythmikum) eingesetzt wird. Die Verbrauchsmenge von Sotalol in Österreich lag 2014 bei 319 kg (IMS-Health, 2015).

Sotalol wird in konventionellen Kläranlagen kaum zurückgehalten. Die Entfernungsraten liegen in einem mittleren Bereich (häufig <30 % der Zulaufkonzentration) (Margot et al., 2015). In neun Testkläranlagen wurde in Österreich ein Median der Ablaufkonzentrationen von 0,054 µg/l bestimmt (Tabelle 4) (BMLRT, 2020b).

Sotalol ist als polare Substanz sehr mobil (vM, log K_{OC} 1,99) (Tabelle 3). Der Stoff wird als potenziell persistent (P) bzw. sehr persistent (vP) (Huang et al., 2021a) eingestuft (Tabelle 2).

Sotalol wurde bei belastungsorientierten Untersuchungen im Jahr 2014 und bei einer Bestimmungsgrenze von 0,004 µg/l in keiner der ausgewählten Grund- und Trinkwassermessstellen (jeweils n=50) quantifiziert (BMG, 2015).

Bei einer 4-fach niedrigeren Bestimmungsgrenze (0,001 µg/l) wurde Sotalol 2018 an drei der 86 belastungsorientiert ausgewählten Grundwassermessstellen (3,5 %) nachgewiesen. Die gemessene Maximalkonzentration betrug 0,0068 µg/l Sotalol (BMLRT, 2020a).

Im Fließgewässer wurde Sotalol an 15 von 20 österreichweit in den Jahren 2017/2018 zweimalig untersuchten Messstellen der überblicksweisen Überwachung mindestens einmal nachgewiesen. Die Maximalkonzentration betrug 0,091 µg/l Sotalol bei einer Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/l (BMNT, 2019).

2.2.7 1H-Benzotriazol

1H-Benzotriazol (BTR) ist eine Industrie- und Haushaltschemikalie und ein Komplexbildner. Es wird als Korrosionsschutzmittel in Farben und Lacken, Kühlflüssigkeiten und Schmierstoffen von Motoren, Wärmeträgerflüssigkeiten (WTF) von Erdwärmesonden, Frostschutzmitteln und Enteisungsmitteln (z. B. an Flughäfen) eingesetzt. In Geschirrspül- und Reinigungsmitteln dient es als Silberschutz und gelangt so in häusliche und kommunale Abwässer. In der Metallbearbeitung wird es in Kühlschmiermitteln eingesetzt. In fotografischen Entwicklern dient es zur Verminderung von Schleierbildung auf dem Film, in Kunststoffen wird es als UV-Lichtstabilisator eingesetzt (Illieva et al., 2012; Weber et al., 2009).

In konventionellen Kläranlagen wird 1H-Benzotriazol nur zu einem geringen Teil eliminiert. Entfernungsraten in konventionellen Kläranlagen betragen häufig weniger als 30 % der Zulaufkonzentration (Margot et al., 2015) und liegen damit in einem mittleren Bereich. Die Bandbreite der Entfernungsraten in konventionellen Kläranlagen wird mit 9–85 % angegeben (Jekel et al., 2015). In Abläufen von fünf Testkläranlagen wurde in Österreich 2012 eine Mediankonzentration von 6,6 µg/l 1H-Benzotriazol bestimmt (Tabelle 4).

1H-Benzotriazol ist relativ gut wasserlöslich (28 g/l bei 25 °C) und eine sehr mobile, polare Substanz (v_M , $\log K_{OC}$ 1,69–1,80) (Tabelle 3). 1H-Benzotriazol zeigt eine eingeschränkte biologische Abbaubarkeit und niedrige Sorptionsneigung. Unter moderatem UV-Einfluss ist 1H-Benzotriazol relativ stabil. 1H-Benzotriazol ist nach derzeitigem Kenntnisstand als potenziell persistent (P) bzw. sehr persistent (vP) einzustufen (Neumann et al., 2019a).

Im Grundwasser und in Oberflächengewässern ist 1H-Benzotriazol eine häufig nachgewiesene Mikroverunreinigung. Bei belastungsorientierten Untersuchungen im Jahr 2014 wurde 1H-Benzotriazol an rund 29 % aller in Österreich ausgewählten Grundwassermessstellen (n=50) über der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l quantifiziert. Die gemessene Maximalkonzentration betrug 0,75 µg/l (BMG, 2015). In parallel durchgeführten Untersuchungen an Trinkwassermessstellen (n=50) wurde 1H-Benzotriazol an rund 26 % aller untersuchten Messstellen über der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l quantifiziert. Die Maximalkonzentration an den Trinkwassermessstellen betrug 0,73 µg/l (BMG, 2015).

Im Jahr 2018 wurde 1H-Benzotriazol in gleicher Größenordnung an 29 % aller belastungsorientiert ausgewählter Grundwassermessstellen (n=84) über der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l quantifiziert (BMLRT, 2020a). Die Maximalkonzentration lag mit 0,38 µg/l etwa um die Hälfte niedriger als bei den Untersuchungen im Jahr 2014.

2.2.8 Tolyltriazole (Summe 4- und 5-Methyl-1H-benzotriazol)

Tolyltriazole (TTR) sind ein Gemisch aus den Tolyltriazol-Isomeren 4-Methyl-1H-benzotriazol und 5-Methyl-1H-benzotriazol. Tolyltriazole werden als Korrosionsschutz in Farben und Lacken, Kühlflüssigkeiten und Schmierstoffen von Motoren, Wärmeträgerflüssigkeiten (WTF) von Erdwärmesonden, Frostschutzmitteln und Enteisungsmitteln (z. B. an Flughäfen) eingesetzt. In Geschirrspül- und Reinigungsmitteln dienen sie als Silberschutz und gelangen so in häusliche und kommunale Abwässer. In der Metallbearbeitung werden sie in Kühlschmiermitteln verwendet.

In konventionellen Kläranlagen werden Tolyltriazole nur zu einem geringen Teil eliminiert. Entfernungsraten liegen häufig in einem mittleren Bereich von 30 % der Zulaufkonzentration (Margot et al., 2015). In Abläufen von fünf Testkläranlagen wurde in Österreich im Jahr 2012 eine Mediankonzentration von 3,3 µg/l Tolyltriazole bestimmt (Tabelle 4).

Tolyltriazole sind sehr mobile Substanzen (vM , $\log K_{OC}$ 1,44 für 4-Methyl-1H-benzotriazol, bzw. $\log K_{OC}$ 1,80 für 5-Methyl-1H-benzotriazol) (Tabelle 3). Tolyltriazole werden als nicht ohne weiteres biologisch abbaubar eingestuft (Tabelle 2).

In Grundwasser und Oberflächengewässern sind Tolyltriazole häufig nachgewiesene Mikroverunreinigungen. Bei belastungsorientierten Untersuchungen im Jahr 2014 wurden an rund 20 % aller in Österreich ausgewählten Grundwassermessstellen ($n=50$) Tolyltriazole über der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l quantifiziert. Die gemessene Maximalkonzentration betrug 0,083 µg/l (BMG, 2015). In parallel durchgeführten Untersuchungen an Trinkwassermessstellen ($n=50$) wurden Tolyltriazole in rund 9 % aller untersuchten Messstellen über der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l quantifiziert. Die Maximalkonzentration in den Trinkwassermessstellen betrug 0,019 µg/l (BMG, 2015).

Im Jahr 2018 wurden Tolyltriazole an 23 % ($n=20$) aller belastungsorientiert ausgewählter Grundwassermessstellen ($n=86$) mit einer Maximalkonzentration von 0,98 µg/l über der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l quantifiziert (BMLRT, 2020a).

2.3 Umweltverhalten

2.3.1 Persistenz

Für die Bewertung der Persistenz bzw. Langlebigkeit von Substanzen werden in der Regel Ergebnisse aus Abbaubersuchen herangezogen. Ein Stoff gilt als persistent (P) oder sehr persistent (vP), wenn mindestens eines der folgenden Kriterien erfüllt ist (Neumann et al., 2019a):

- die Abbau-Halbwertszeit in Meerwasser bei 9 °C beträgt mehr als 60 Tage;
- die Abbau-Halbwertszeit in Süß- oder Ästuarwasser bei 12 °C beträgt mehr als 40 Tage;
- die Abbau-Halbwertszeit in Meeressediment bei 9 °C beträgt mehr als 180 Tage;
- die Abbau-Halbwertszeit in Süß- oder Ästuarwassersediment bei 12 °C beträgt mehr als 120 Tage;
- die Abbau-Halbwertszeit im Boden bei 12 °C beträgt mehr als 120 Tage.

Alternativ können Substanzen auch auf Basis ihrer Struktur in mathematischen Modellen (z. B. Modelle der quantitativen Struktur-Wirkungs-Beziehung (QSAR, quantitative structure-activity relationship) hinsichtlich der von ihnen ausgehenden Gefahren und Risiken und ihrer Persistenz bewertet werden.¹ Die Methoden können zu abweichenden Einschätzungen hinsichtlich der Langlebigkeit von Stoffen führen (Tabelle 1, Tabelle 2).

Tabelle 2: Persistenz der Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen.

Parameter	Persistenz	Erläuterung
Acesulfam K	P ¹⁾	persistent
Carbamazepin	P ²⁾	persistent oder sehr persistent, Halbwertszeit bei Abbaubersuchen = 63 Tage
CBZ-DiOH	potenziell P/vP ²⁾	geschätzte Halbwertszeit = 42 Tage, konsistente Hinweise auf P/vP durch QSARs
Diclofenac	potenziell P/vP ²⁾	geschätzte Halbwertszeit = 93 Tage, konsistente Hinweise auf P/vP durch QSARs

¹ echa.europa.eu/de/support/registration/assessing-hazard-and-risk

Parameter	Persistenz	Erläuterung
Metoprolol	potenziell P/vP ²⁾	geschätzte Halbwertszeit = 22 Tage, QSAR Vorhersage = potenziell persistent oder sehr persistent
Sotalol	potenziell P/vP ²⁾	geschätzte Halbwertszeit = 21 Tage, QSAR Vorhersage = persistent
1H-Benzotriazol	potenziell P/vP ³⁾	geschätzte Halbwertszeit = 18 Tage, QSAR Vorhersage = potenziell persistent oder sehr persistent
Tolyltriazole	–	nicht ohne weiteres biologisch abbaubar ⁴⁾
CBZ-DiOH...10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxycarbamazepin, P...persistent, vP...sehr persistent		

Quellen: ¹⁾ Schulze et al. (2019), ²⁾ Huang et al. (2021b), ³⁾ Neumann et al. (2019b), ⁴⁾ ECHA (2022)

Alle gewählten Indikatorsubstanzen weisen (potenziell) persistente (*persistent*, P) bzw. sehr persistente (*very persistent*, vP) Eigenschaften oder eine geringe biologische Abbaubarkeit auf (Tabelle 2). Für die Indikatorsubstanzen ist demzufolge mit einer hohen Verweildauer und Langlebigkeit in der aquatischen Umwelt zu rechnen. Redoxbedingungen und der Gehalt an organischer Substanz in Sediment und Boden können Auswirkungen auf das Abbauverhalten der Indikatorsubstanzen haben.

Ob die Indikatorsubstanzen nach ihrem Eintrag in die aquatische Umwelt letztendlich auch an Grundwassermessstellen nachweisbar sind, hängt neben ihren Einsatzmengen, ihrem Rückhalt in Kläranlagen und ihrer Langlebigkeit in der aquatischen Umwelt im Wesentlichen von ihrer Mobilität und Sorptionsneigung in Boden und Sediment ab.

2.3.2 Mobilität

Die Mobilität einer Substanz kann aus dem logarithmierten Kohlenstoff-Wasser-Verteilungskoeffizienten $\log K_{OC}$ abgelesen werden. Dieser kann als Maß für die Mobilität einer Substanz im Boden, standardisiert um den Gehalt an organischem Material, herangezogen werden. Je höher der Wert, je stärker adsorbiert die Substanz an Boden und organisches Material.

Stoffe werden entsprechend der PMT- bzw. vPvM-Kriterien unter REACH (Neumann et al., 2019a) als mobil (*mobile*, M) eingestuft, wenn der niedrigste organische Kohlenstoff-Wasser-Koeffizient $\log K_{OC}$ über den pH-Bereich von 4–9 kleiner als 4,0 ist. Ist der $\log K_{OC} < 3,0$ erfüllt die Substanz das Kriterium sehr mobil (*very mobile*, vM). Eine entsprechende Bewer-

tung der Indikatorsubstanzen ist in Tabelle 3 dargestellt. Ebenfalls angegeben ist der logarithmierte Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient ($\log K_{ow}$) als Maß für die Wasser- bzw. Fettlöslichkeit einer Substanz. Bei Werten größer 1 ist die Substanz lipophil (fettliebend/-löslich), bei Werten kleiner 1 hydrophil (wasserliebend/-löslich).

Tabelle 3: Mobilität der Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen.

Parameter	Mobilität	$\log K_{oc}$ (l/kg)	$\log K_{ow}$ (l/kg)
Acesulfam K	vM	1,35	-1,63
Carbamazepin	vM	2,74	2,45
CBZ-DiOH	vM	2,37	-0,28
Diclofenac	M	3,76	4,51
Metoprolol	M	3,11	1,88
Sotalol	vM	1,99	0,24
1H-Benzotriazol	vM	1,69-1,80	1,44
Tolyltriazole (Summe aus:			
4-Methyl-1H-benzotriazol	vM	1,44	0,91
5-Methyl-1H-benzotriazol)	vM	1,80	1,03

CBZ-DiOH...10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxycarbamazepin, M...mobil, vM...sehr mobil ;
 $\log K_{oc}$...Kohlenstoff-Wasser-Koeffizient, $\log K_{ow}$... Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient

Quelle: CompTox Chemicals Dashboard (comptox.epa.gov/dashboard/)

Sechs der acht Indikatorsubstanzen werden als sehr mobil (vM) bewertet. Dazu zählen der Süßstoff Acesulfam K, die Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin und Sotalol, der Carbamazepin-Metabolit CBZ-DiOH, 1H-Benzotriazol und die Tolyltriazole. Metoprolol und Diclofenac werden als mobil (M) bewertet.

2.4 Kommunale Abwasserentsorgung in Österreich

In Österreich sind etwa 96 % aller Haushalte über Schmutz- und Mischwasserkänone an ein Kanalnetz und kommunale Kläranlagen angeschlossen (BMLRT, 2022). In der überwiegenden Anzahl der kommunalen Kläranlagen >2000 EW₆₀ erfolgt die Abwasserreinigung in drei

Reinigungsstufen: mechanisch (1. Reinigungsstufe), biologisch (2. Reinigungsstufe) und chemisch (3. Reinigungsstufe). 5 % der Haushaltsabwässer werden über private Einzelanlagen, Senkgruben etc. entsorgt. Was den Zustand der Kanäle in Österreich betrifft, liegt für etwa 3 % der Kanäle sofortiger Sanierungsbedarf, für etwa 7 % kurzfristiger Handlungsbedarf in Bezug auf Sanierungstätigkeiten vor. Für insgesamt 32 % der Kanalleitungen besteht sofortiger bis langfristiger Handlungsbedarf, bei 68 % aller Kanalleitungen besteht kein Sanierungsbedarf (ÖWAV, 2019).

2.5 Rückhalt in Kläranlagen

Die für den „Indikatortest für kommunale Verunreinigungen“ ausgewählten acht Substanzen werden in konventionellen Kläranlagen (drei Reinigungsstufen) nicht oder nur in geringem Umfang zurückgehalten. Wie in Kapitel 2.5 ausgeführt, kann der Rückhalt in der Kläranlage substanzabhängig und in Abhängigkeit vom Ausbau und der Reinigungsleistung der Kläranlage schwanken.

In Tabelle 4 sind die Bandbreiten der Konzentrationen und die Mediankonzentrationen der Indikatorsubstanzen in Kläranlagenabläufen von ausgewählten österreichischen Kläranlagen angegeben. Es wurden Messdaten von Kläranlagen mit einem Indirekteinleiteranteil von 25–75 % und einer Ausbaugröße >5.000 EW₆₀ herangezogen. Diese Kategorie spiegelt den maßgeblichen Anteil der österreichischen Kläranlagen wider. Während Acesulfam K jeweils im zweistelligen µg-Bereich in den Kläranlagenabläufen gemessen wurde, lagen die Ablaufkonzentrationen der anderen gewählten Indikatorsubstanzen deutlich niedriger. Die niedrigste Mediankonzentration wurden für Sotalol mit 0,054 µg/l bestimmt.

Tabelle 4: Ablaufkonzentrationen der Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen an österreichischen Testkläranlagen.

Indikatorsubstanz	Jahr	Anzahl	Mediankonzentration im Ablauf (µg/l)	minimale – maximale Konzentration im Ablauf (µg/l)
Acesulfam K	2012	5	14	11–24
Carbamazepin	2019	9	0,42	0,034–0,83
CBZ-DiOH	2019	9	0,93	0,35–2,9

Indikatorsubstanz	Jahr	Anzahl	Median- konzentration im Ablauf (µg/l)	minimale – maximale Konzentration im Ablauf (µg/l)
Diclofenac	2019	9	1,8	0,01–4,5
Metoprolol	2019	9	0,3	0,068–0,89
Sotalol	2019	9	0,054	0,0 –0,27
1H-Benzotriazol	2012	5	6,6	2,3–7,7
Tolyltriazole	2012	5	3,3	2,8–5,1
Tolyltriazole (Summe 4- und 5-Methyl-1-benzotriazol)				

Quelle: Umweltbundesamt, BMLRT (2020)

Aktuelle Untersuchungen an 25 ausgewählten Kläranlagen in Österreich bestätigen weitgehend die in Tabelle 4 angeführten Ablaufkonzentrationen der untersuchten Indikatorsubstanzen aus den Jahren 2012 und 2019. Lediglich bei Acesulfam K zeigt sich, dass es erhebliche Differenzen in den Konzentrationen geben kann (2012: 5 Kläranlagen, Median 14 µg/l zu 2023: 25 Kläranlagen, Median 0,33 µg/l). Da es sich bei der gegenwärtigen Untersuchung ebenfalls um Einzelwerte einer Einmalbeprobung handelt, könnte dies neben der unterschiedlichen Messstellen(anzahl) auch auf die unterschiedlichen Beprobungszeitpunkte zurückzuführen sein. Saisonale Schwankungen in den Konzentrationen von Acesulfam K in Kläranlagenabläufen werden auch bei Marazuela et al., 2023b beschrieben. Dort werden unterschiedliche Konzentrationen im Jahresverlauf auf temperaturabhängige Zersetzungsraten von Acesulfam K zurückgeführt. Ob die Konzentrationen der Indikatorsubstanzen auch im Kläranlagenablauf im Jahresverlauf tatsächlich derart schwanken, wäre nur über hoch aufgelöste (z. B. monatliche) Beprobungsreihen festzustellen.

3 Probenahme und Analytik

3.1 Probenahme

Die Probenahmen erfolgten im Rahmen der GZÜV entsprechend der dort festgelegten Methoden, Verfahren und Qualitätssicherungsmaßnahmen, um die Repräsentativität der entnommenen Proben zu gewährleisten. In Abhängigkeit vom Ausbau der jeweiligen Grundwassermessstellen wurden von den GZÜV-Probenahmeteams Hahn- bzw. Pumpproben entnommen. Der Probenahmezeitraum umfasste das 2. Quartal 2021 für die Bundesländer Steiermark und Salzburg. In den anderen Bundesländern (ausgenommen Niederösterreich) erfolgte die Probenahme ein Jahr später, im 2. Quartal 2022. Insgesamt wurden 1.485 Messstellen einmalig beprobt. Diese lassen sich wie in Tabelle 5 ersichtlich in Poren-, Karst- und Kluft- sowie Tiefengrundwassermessstellen unterteilen.

Tabelle 5: Anzahl der beprobten Messstellen je Bundesland (inkl. Aufteilung in Poren-, Karst- und Kluft- sowie Tiefengrundwassermessstellen).

Bundesland	Anzahl Messstellen gesamt	Anzahl Porengrundwassermessstellen	Anzahl Karst- und Kluftgrundwassermessstellen	Anzahl Tiefengrundwassermessstellen
Burgenland	115	108	1	6
Kärnten	212	182	30	–
Oberösterreich	280	239	41	–
Salzburg	163	122	41	–
Steiermark	362	287	65	10
Tirol	233	109	124	–
Vorarlberg	75	60	15	–
Wien	45	45	–	–
Summe	1.485	1.152	317	16

Quelle: Umweltbundesamt

3.2 Analytik

Die Analytik der Grundwasserproben wurde in der akkreditierten Prüfstelle des Umweltbundesamtes durchgeführt. Dazu wurden die Proben nach Zugabe einer isotopenmarkierten Surrogatstandardmischung mittels Direktinjektion in einem Flüssigchromatographie-Tandem-Massenspektrometrie-System (LC-MS/MS) im positiven und negativen Ionisierungsmodus analysiert. Acesulfam K wurde im Negativmodus und 1H-Benzotriazol, Carbamazepin, 10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxycarbamazepin (CBZ-DiOH), Diclofenac, Metoprolol, Sotalol und Tolyltriazole wurden im Positivmodus gemessen. Bei Carbamazepin, 10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxycarbamazepin (CBZ-DiOH), Acesulfam K und 1H-Benzotriazol wurde der isotopenmarkierte Surrogatstandard zur Korrektur von Matrixeffekten der jeweiligen Probe herangezogen.

In der Tabelle 6 sind die CAS-Nummern sowie die Nachweis- und Bestimmungsgrenzen der Substanzen des Indikatortests angegeben. Eine Indikatorsubstanz ist nachgewiesen, wenn sie über der analytischen Nachweisgrenze detektiert wurde. Die Nachweisgrenze entspricht in der Regel der halben Bestimmungsgrenze. Quantitative Daten für Indikatorsubstanzen liegen vor, wenn ihre Konzentration über der analytischen Bestimmungsgrenze liegt.

Tabelle 6: Analytische Bestimmungs- und Nachweisgrenzen der untersuchten Parameter.

Parameter	CAS-Nummer	Einheit	Nachweisgrenze	Bestimmungsgrenze
Acesulfam K	55589-62-3	µg/l	0,0025	0,0050
Carbamazepin	298-46-4	µg/l	0,0005	0,0010
CBZ-DiOH	58955-93-4	µg/l	0,0050	0,0100
Diclofenac	15307-86-5	µg/l	0,0050	0,0100
Metoprolol	37350-58-6	µg/l	0,0025	0,0050
Sotalol	3930-20-9	µg/l	0,0020	0,0040
1H-Benzotriazol	95-14-7	µg/l	0,0050	0,0100
Tolyltriazole	29385-43-1	µg/l	0,0050	0,0100
CBZ-DiOH.....10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxycarbamazepin; Tolyltriazole (Summe 4- und 5-Tolyltriazol)				

Quelle: Umweltbundesamt

4 Bewertung der Messergebnisse

Die Messdaten wurden einerseits qualitativ hinsichtlich einer Beeinflussung der Grundwassermessstellen durch kommunale Verunreinigungen bewertet. Zum anderen wurden die Messwerte den abgeleiteten Toleranzwerten für Trinkwasser gegenübergestellt. Damit liegt auch eine gesundheitliche Bewertung der Konzentrationen bei einer etwaigen Nutzung des Grundwassers als Trinkwasser vor. Im Folgenden werden beide Vorgangsweisen beschrieben.

4.1 Abgeleitete Toleranzwerte für Trinkwasser und Vorschlag Grundwasserqualitätsnorm

Für die Bewertung von Arzneimittelwirkstoffen, Süßstoffen und den im Rahmen des Projekts gemessenen Industriechemikalien gibt es in Österreich derzeit keine gesetzlich festgelegten Grenzwerte im Grund- oder Trinkwasser. Diese Verbindungen fallen daher in die Gruppe der nicht geregelten Fremdstoffe. Aus diesem Grund wurde in einer Leitlinie des Bundesministeriums für Gesundheit (BMG 2014) für diese Substanzen Toleranzwerte im Trinkwasser abgeleitet, die in Tabelle 7 aufgelistet sind. Unter einem „abgeleiteten Toleranzwert“ ist die maximale tolerierbare Konzentration eines nicht geregelten Fremdstoffs im Trinkwasser zu verstehen. In Zusammenarbeit von Umweltbundesamt und Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES) wurden ferner weitere Toleranzwerte für Substanzen erarbeitet, die in der Leitlinie des BMG nicht berücksichtigt waren (Hartmann 2017).

Für Carbamazepin als Einzelsubstanz und die „Summe der Pharmazeutika“ wurden im Zusammenhang mit der Überarbeitung der Anhänge der Grundwasserrichtlinie (Europäische Kommission 2022) Grundwasserqualitätsnormen von 0,25 µg/l vorgeschlagen, die ebenfalls für eine vorläufige Bewertung der Konzentrationen herangezogen wurden.

Tabelle 7: Abgeleitete Toleranzwerte für Trinkwasser und Vorschlag Grundwasserqualitätsnorm.

Parameter	CAS- Nummer	abgeleiteter Toleranzwert bei 20 % Auslastung – Erwachsene µg/l	abgeleiteter Toleranzwert bei 20 % Auslastung – Säuglinge µg/l	Vorschlag Grundwasserqualitätsnorm µg/l
Acesulfam K	55589-62-3	54.000	12.000	–
Carbamazepin	298-46-4	9	2	0,25
CBZ-DiOH	58955-93-4	9	2	–
Diclofenac	15307-86-5	3	0,7	–
Metoprolol	37350-58-6	9	2	–
Sotalol	3930-20-9	9	2	–
1H-Benzotriazol	95-14-7	9	2	–
Tolyltriazole	29385-43-1	9	2	–
Summe Pharmazeutika		–	–	0,25

Quelle: BMG (2014), Hartmann (2017), EK (2022)

Kommt es bei Messstellen zu Überschreitungen der oben angeführten Toleranzwerte bzw. des Vorschlages der Grundwasserqualitätsnorm, so ist in einem ersten Schritt zu prüfen, ob eine Trinkwassernutzung vorliegt bzw. ob im Umfeld der untersuchten Messstelle Trinkwassernutzungen vorliegen. Es wird in diesem Fall empfohlen, eine Ursachenerhebung und eine Identifikation der Kontaminationsquelle durchzuführen, um entsprechende Maßnahmen für die Wiederherstellung einer einwandfreien Wasserqualität setzen zu können (BMG 2014).

4.2 Beeinflussung durch kommunale Abwässer

Wie eingangs beschrieben, können die Ablaufkonzentrationen der Indikatorsubstanzen in Kläranlagen in Abhängigkeit von den jeweiligen Stoffeigenschaften und dem entsprechenden Rückhalt in Kläranlagen schwanken. Zudem variiert der Grad des Abbaus der Substanzen in der aquatischen Umwelt und der Grad der Sorption der Stoffe an die Bodenmatrix, also ihr Umweltverhalten.

Um eine Einschätzung des untersuchten Grundwassers hinsichtlich einer potenziellen Beeinflussung durch (gereinigte) kommunale Abwässer vorzunehmen, wurden die Befunde der Indikatorsubstanzen in den Grundwasserproben anhand von mehreren Kriterien klassifiziert. Diese pragmatische Vorgehensweise wurde aus dem Forschungsprojekt des Bundesministeriums für Gesundheit „Monitoringprogramm von Pharmazeutika und Abwasserindikatoren in Grund- und Trinkwasser“ übernommen (BMG 2015) und um ein weiteres Kriterium, die Überschreitung der Summenkonzentration von 0,1 µg/l, ergänzt. Auch im zeitgleich durchgeführten ÖAW-Forschungsprojekt „Integrative Groundwater Assessment“ (Universität Graz) wurden Grund- und Oberflächengewässermessstellen entlang der Mur mit einem ähnlichen Ansatz in Hinblick auf ihre Beeinflussung durch kommunale Abwässer bewertet (Umweltbundesamt, in Veröffentlichung).

Im Folgenden sind die drei für die Klassifizierung im gegenständlichen GZÜV-Sondermessprogramm angewendeten Kriterien beschrieben:

1. Anzahl der gemessenen Substanzen:

In Abhängigkeit von der Anzahl der gefundenen Indikatorsubstanzen und der gemessenen Konzentrationen wird zunächst qualitativ beurteilt, wie wahrscheinlich eine Beeinflussung durch kommunale Abwässer ist (siehe Tabelle 8). Werden **drei oder mehr Indikatorsubstanzen über der Bestimmungsgrenze** gemessen (entspricht Klasse 3 in Tabelle 8) wird eine **Beeinflussung durch kommunale Abwässer** angenommen. Wurden zwei oder weniger Indikatorsubstanzen mit den verwendeten Bestimmungsgrenzen nachgewiesen, ist eine relevante Beeinflussung durch kommunale Abwässer oder andere anthropogene Beeinflussungen möglicherweise gegeben und lässt sich in diesem Fall über die **Höhe** der Indikatorkonzentrationen ausweisen.

Tabelle 8: Semiquantitative Beurteilung der Beeinflussung durch kommunale Abwässer auf Basis der Anzahl quantifizierter Indikatorsubstanzen.

Klasse	Interpretation	Kriterien
0	keine Beeinflussung durch kommunale Abwässer	alle Indikatorsubstanzen <BG
1	anthropogene Beeinflussung; Beeinflussung durch kommunale Abwässer unwahrscheinlich	eine Indikatorsubstanz >BG
2	wahrscheinliche Beeinflussung durch kommunale Abwässer	zwei Indikatorsubstanzen >BG
3	Beeinflussung durch kommunale Abwässer	≥ drei Indikatorsubstanzen >BG

Quelle: Umweltbundesamt

2. Abgleich der Einzelmessungen mit Konzentrationen des kommunalen Abwassers:

Um die Größenordnung der Beeinflussung durch kommunale Abwässer einordnen zu können, wird auf übliche Konzentrationen der jeweiligen Substanzen in Kläranlagenabläufen zurückgegriffen.

Die zu diesem Zweck verwendeten Mediankonzentrationen der Indikatorsubstanzen aus Kläranlagenabläufen in Österreich sind in Tabelle 9 angegeben. Liegt die Konzentration einzelner Indikatorsubstanzen in einer Probe über der Konzentration, die einem 5 %-igen Anteil von kommunalem Abwasser entspricht, gilt diese Messstelle als *auffällig* im Hinblick auf eine Abwasserbeeinflussung.

Tabelle 9: Konzentrationen der Indikatorsubstanzen in Abläufen von Testkläranlagen in Österreich.

Parameter	NG (µg/l)	BG (µg/l)	Median Konzentration im Ablauf (µg/l)	Konzentration bei 5 % – Anteil kommunales Abwasser (µg/l)
Acesulfam K	0,0025	0,0050	14	0,7
Carbamazepin	0,0005	0,0010	0,42	0,021
CBZ-DiOH	0,0050	0,0100	0,93	0,0465
Diclofenac	0,0050	0,0100	1,8	0,09

Parameter	NG (µg/l)	BG (µg/l)	Median Konzentration im Ablauf (µg/l)	Konzentration bei 5 % – Anteil kommunales Abwasser (µg/l)
Metoprolol	0,0025	0,0050	0,3	0,015
Sotalol	0,0020	0,0040	0,054	0,0027
1H-Benzotriazol	0,0050	0,0100	6,6	0,33
Tolyltriazole	0,0050	0,0100	3,3	0,165

CBZ-DiOH ...10,11-Dihydro-10,11-Dihydroxycarbamazepin; Tolyltriazole (Summe 4- und 5-Tolyltriazol);
NG...Nachweisgrenze; BG...Bestimmungsgrenze

Quelle: Umweltbundesamt

3. Summenkonzentrationen:

Auch die Summenkonzentration der acht Indikatorsubstanzen kann für eine vorläufige Ausweisung *auffälliger* Grundwassermessstellen herangezogen werden. Dabei werden Messstellen mit einer Summenkonzentration $>0,1 \mu\text{g/l}$ als *auffällig* im Hinblick auf eine Abwasserbeeinflussung gekennzeichnet.

Da die Ansprüche an Grund- und Trinkwasser sehr hoch sind, aber nicht jeder Stoff in jeder Konzentration gesundheitsschädlich ist, wurden diese drei pragmatischen Ansätze zur Ausweisung einer *Beeinflussung* und einer *auffälligen Beeinflussung* durch (kommunales) Abwasser gewählt. Die gewählten Konzentrationen sind mit Ausnahme von Sotalol analytisch abgesichert messbar und zugleich deutlich niedriger als die abgeleiteten Toleranzwerte (Tabelle 9).

Vor allem bei als *auffällig* ausgewiesenen Messstellen, die mit Trinkwassernutzung in Verbindung stehen könnten, sollten ergänzende Untersuchungen mit einem breiteren Parameterspektrum und gegebenenfalls eine Befundaufklärung durchgeführt werden, da mit dem Auftreten weiterer Mikroverunreinigungen in den untersuchten Wässern zu rechnen ist.

Indikatorsubstanzen können lokal aufgrund von undichten Kanälen, durch Interaktion mit belasteten Oberflächengewässern oder andere anthropogene Beeinflussungen ins Grundwasser gelangen. Die Unterscheidung des tatsächlichen Eintragspfades erfordert dann im Zweifelsfall weitere Tracer, wie beispielsweise die Messung der stabilen Isotope des Wassermoleküls ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$).

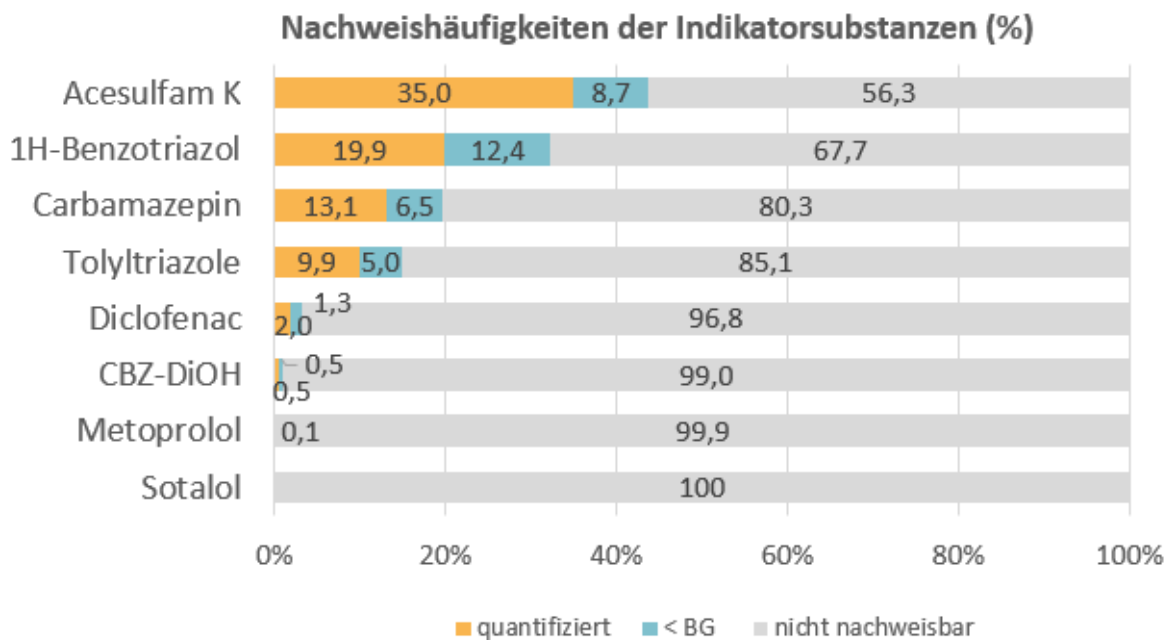
5 Ergebnisse

5.1 Nachweishäufigkeiten

5.1.1 Indikatorsubstanzen

Die ausgewählten Indikatorsubstanzen wurden in den untersuchten Grundwasserproben unterschiedlich häufig nachgewiesen² bzw. quantifiziert³ (Abbildung 1, Tabelle 10).

Abbildung 1: Nachweishäufigkeiten der untersuchten Indikatorsubstanzen (in %) in absteigender Reihenfolge.



Quellen: GZÜV, BML, Ämter der Landesregierungen

Auswertung: Umweltbundesamt

² über der analytischen Nachweisgrenze (NG)

³ über der analytischen Bestimmungsgrenze (BG)

Acesulfam K wurde an 35 % aller Grundwassermessstellen – und damit am häufigsten von allen gewählten Indikatorsubstanzen – quantifiziert. An rund 20 % der Messstellen wurde die Industriechemikalie 1H-Benzotriazol in Gehalten über der Bestimmungsgrenze gemessen, sie war die im Grundwasser am zweithäufigsten verbreitete Indikatorsubstanz. An dritter Stelle folgte das Arzneimittel Carbamazepin mit quantifizierten Messungen an 13 % aller Messstellen. Tolyltriazole wurden an rund 10 % der Messstellen quantifiziert. Der Arzneimittelwirkstoff Diclofenac wurde an 2 % (n=29) Grundwassermessstellen quantifiziert und der Metabolit von Carbamazepin, CBZ-DiOH, an sieben Messstellen (0,5 %). Metoprolol konnte in zwei der untersuchten Grundwasserproben nachgewiesen aber nicht quantifiziert werden. Sotalol wurde in keiner Grundwasserprobe nachgewiesen (Abbildung 1, Tabelle 10).

Tabelle 10: Nachweishäufigkeiten der Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen in den untersuchten Grundwasserproben (Anzahl der Messstellen).

Parameter	NG (µg/l)	BG (µg/l)	Anzahl < NG	Anzahl > NG und < BG	Anzahl > BG	Anzahl Gesamt
Acesulfam K	0,0025	0,0050	836	129	520	1.485
Carbamazepin	0,0005	0,0010	1.193	97	195	1.485
CBZ-DiOH	0,0050	0,0100	1.470	8	7	1.485
Diclofenac	0,0050	0,0100	1.437	19	29	1.485
Metoprolol	0,0025	0,0050	1.483	2	0	1.485
Sotalol	0,0020	0,0040	1.485	0	0	1.485
1H-Benzotriazol	0,0050	0,0100	1.005	184	296	1.485
Tolyltriazole	0,0050	0,0100	1.264	74	147	1.485

Quellen: GZÜV, BML, Ämter der Landesregierungen

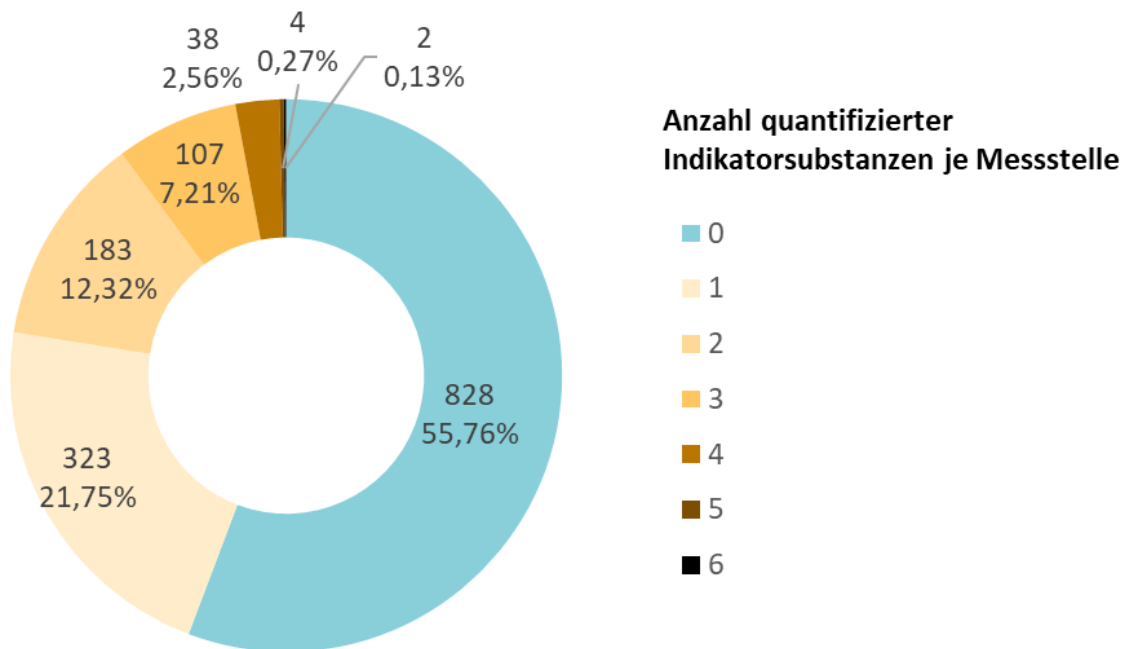
Auswertung: Umweltbundesamt

5.1.2 Indikatorkombinationen

An 55,8 % (828 von 1.485) aller Grundwassermessstellen wurde keine Indikatorsubstanz über der Bestimmungsgrenze gefunden (Abbildung 2), während in 44,2 % (657 von 1.485) aller Messstellen ein quantitativer Nachweis mindestens eines Indikators für kommunale Verunreinigungen erfolgte.

Einzel vorkommende Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen wurden an 22 % der Grundwassermessstellen über der jeweiligen Bestimmungsgrenze gemessen. Der Süßstoff Acesulfam K war hierbei die an Grundwassermessstellen (n=202) am häufigsten allein quantifizierte Indikatorsubstanz (Abbildung 3).

Abbildung 2: Anzahl der Grundwassermessstellen je Anzahl quantifizierter Indikators-substanzen.



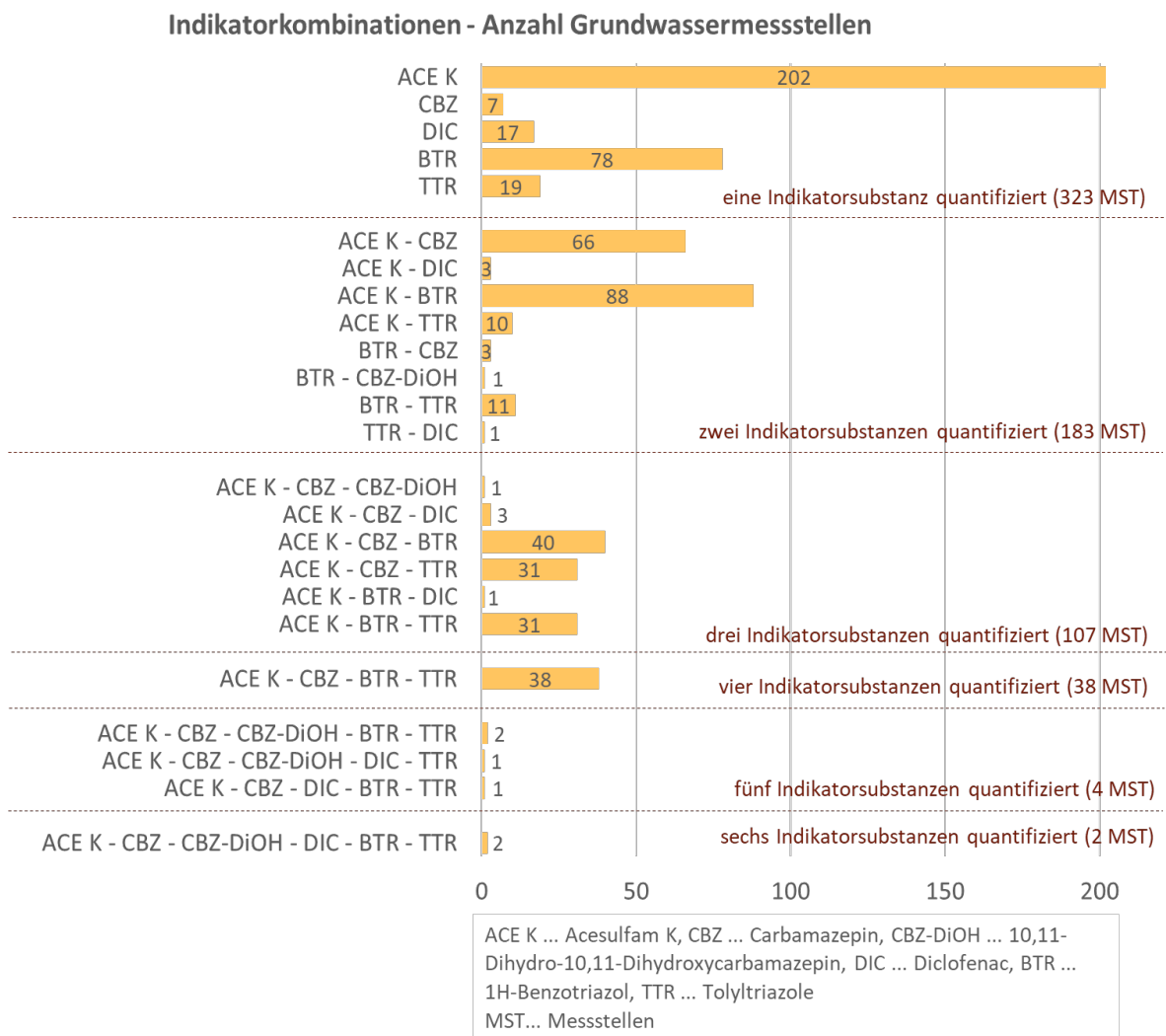
Quellen: GZÜV, BML, Ämter der Landesregierungen
Auswertung: Umweltbundesamt

1H-Benzotriazol trat als einzeln quantifizierte Indikatorsubstanz am zweithäufigsten (n=78) auf. Tolyltriazole und Diclofenac wurden in den Grundwassermessstellen jeweils 19- bzw. 17-mal einzeln quantifiziert. Carbamazepin kam an sieben Messstellen als einzige über der Bestimmungsgrenze gemessene Indikatorsubstanz vor (Abbildung 3), während CBZ-DiOH, ein Metabolit von Carbamazepin, nur in Kombination mit anderen Substanzen auftrat.

Zwei gleichzeitig auftretende Indikatorsubstanzen wurden an 12,3 % aller untersuchten Grundwassermessstellen quantifiziert (Abbildung 2). Dabei kam die Kombination von Acesulfam K und 1H-Benzotriazol am häufigsten (n=88) vor (Abbildung 3). Acesulfam K und

Carbamazin wurden in 66 Grundwassermessstellen am zweithäufigsten gemeinsam quantifiziert. Die Kombinationen Acesulfam K–Tolyltriazole und 1H-Benzotriazol–Tolyltriazole wurden in 10 bzw. 11 Grundwassermessstellen gefunden. Andere Zweierkombinationen traten nur vereinzelt auf (Abbildung 3).

Abbildung 3: Anzahl der Grundwassermessstellen je Kombination von Indikatorsubstanzen.



Quellen: GZÜV, BML, Ämter der Landesregierungen

Auswertung: Umweltbundesamt

An rund 10,2 % aller Grundwassermessstellen wurden **drei oder mehr Indikatorsubstanzen** über der Bestimmungsgrenze quantifiziert (Abbildung 2, Abbildung 3). An 107 Messstellen wurden drei Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen in Kombination gemessen, wobei Acesulfam K jedenfalls vorkam, am häufigsten zusammen mit Carbamazepin und 1H-Benzotriazol (40 Messstellen, vgl. Abbildung 3). An jeweils 31 Messstellen kam Acesulfam K in Kombination mit 1H-Benzotriazol und den Tolyltriazolen sowie mit Carbamazepin und den Tolyltriazolen vor.

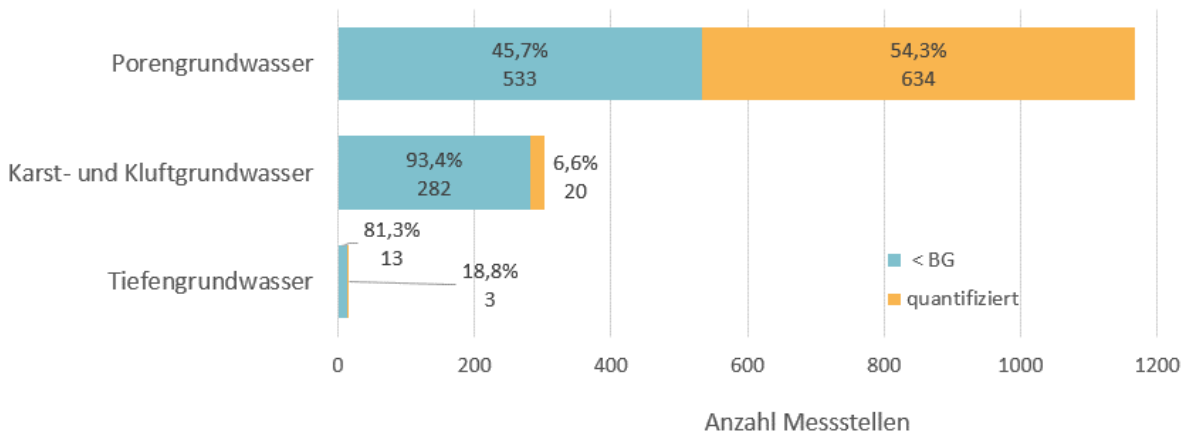
Die Kombination von vier quantifizierten Indikatoren kam an insgesamt 38 Grundwassermessstellen vor und umfasst jeweils die Substanzen Acesulfam K, Carbamazepin, 1H-Benzotriazol und Tolyltriazole. Vier Grundwassermessstellen weisen 5er-Kombinationen und zwei Grundwassermessstellen wiesen 6er-Kombinationen von Indikatorsubstanzen >BG auf (Abbildung 3).

5.1.3 Verteilung nach Grundwasserleitertyp

An den Messstellen der verschiedenen Grundwasserleitertypen (Porengrundwasser, Karst- und Kluftgrundwasser sowie Tiefengrundwasser) wurden die Indikatorsubstanzen unterschiedlich häufig quantifiziert. Lediglich 3 % der Messstellen (20 von 657) mit quantifizierten Indikatorkonzentrationen sind Karst- und Kluftgrundwassermessstellen, 0,5 % (3 von 657) waren Tiefengrundwassermessstellen. 96,5 % (634 von 657) aller Grundwassermessstellen mit quantifizierten Indikatorsubstanzen waren Porengrundwassermessstellen (Abbildung 4).

Bezogen auf die Messstellenanzahl je Grundwasserleitertyp wurden bei 54,3 % der Porengrundwassermessstellen und bei 6,6 % der Karst- und Kluftgrundwassermessstellen Indikatorsubstanzen quantifiziert. Bei den untersuchten 16 Tiefengrundwassermessstellen wurden an drei Messstellen (18,8 %) Indikatorsubstanzen über der Bestimmungsgrenze gemessen (Abbildung 4). Die substanzspezifischen Nachweishäufigkeiten je Grundwasserleitertyp sind in Tabelle 11 angegeben.

Abbildung 4: Anzahl und Anteil von Messstellen mit quantifizierten Werten (>BG) je Grundwasserleitertyp.



Quellen: GZÜV, BML, Ämter der Landesregierungen
Auswertung: Umweltbundesamt

Tabelle 11: Anzahl von Grundwasserproben mit quantifizierten Werten (>BG) an den Messstellen der verschiedenen Grundwasserleitertypen.

Parameter	PG-MST			KK-MST			TG-MST		
	n	>BG	>BG (%)	n	>BG	>BG (%)	n	>BG	>BG (%)
Acesulfam K	1.167	505	43,3	302	14	4,6	16	1	6,3
Carbamazepin	1.167	193	16,5	302	1	0,3	16	1	6,3
CBZ-DiOH	1.167	13	1,1	302	–	–	16	–	–
Diclofenac	1.167	25	2,1	302	4	1,3	16	–	–
Metoprolol	1.167	0	0,0	302	–	–	16	–	–
Sotalol	1.167	0	0,0	302	–	–	16	–	–
1H-Benzotriazol	1.167	291	24,9	302	3	1,0	16	2	12,5
Tolyltriazole	1.167	145	12,4	302	1	0,3	16	–	–

PG ... Porengrundwasser, KK ... Karst- und Kluftgrundwasser, TG ... Tiefengrundwasser, MST ... Messstelle

Quellen: GZÜV, BML, Ämter der Landesregierungen
Auswertung: Umweltbundesamt

5.1.3.1 Porengrundwasser

Im Porengrundwasser wurde an 634 Messstellen jeweils mindestens eine Indikatorsubstanz quantifiziert, am häufigsten Acesulfam K mit 43,3 % der Messstellen. 1H-Benzotriazol wurde an einem Viertel aller Porengrundwassermessstellen über der Bestimmungsgrenze gemessen, Carbamazepin und Tolyltriazole an jeweils 16,5 bzw. 12,4 % der Messstellen. CBZ-DiOH und Diclofenac wurden an 1,1 bzw. 2,1 % der Porengrundwassermessstellen quantifiziert. Sowohl Acesulfam K, als auch Carbamazepin, 1H-Benzotriazol und Tolyltriazole treten in urbanen Bereichen und im Umfeld großer Fließgewässer häufiger auf.

Im Grundwasserkörper Seewinkel wurde eine räumliche Häufung von Diclofenac-Konzentrationen >BG festgestellt. Dieser Arzneimittelwirkstoff wird in Österreich im Fließgewässer häufig, im Grundwasser aber eher vereinzelt gefunden. Diese Besonderheit lässt sich möglicherweise darauf zurückführen, dass im Grundwasserkörper Seewinkel derzeit für zwei Kläranlagen (Halbturn, Frauenkirchen) – mangels Vorfluter – die Versickerung von gereinigtem Abwasser ins Grundwasser bewilligt ist.

5.1.3.2 Karst- und Kluftgrundwasser

In Karst- und Kluftgrundwasser wurde an 20 Messstellen jeweils mindestens eine Indikatorsubstanz quantifiziert, wobei es sich bei den meisten Messstellen um Acesulfam K handelt. Der quantitative Nachweis ist ein Hinweis auf eine entsprechende Belastung im Einzugsgebiet der jeweiligen Messstellen. An einer Karstgrundwassermessstelle (KK60632072), einer Quelle mit bekannter Beeinflussung durch ein versickerndes Oberflächengewässer, wurden drei Substanzen (Acesulfam K, Carbamazepin und Diclofenac) quantifiziert, an einer Messstelle (KK60641012) zwei Substanzen (Acesulfam K und 1H-Benzotriazol).

5.1.3.3 Tiefengrundwasser

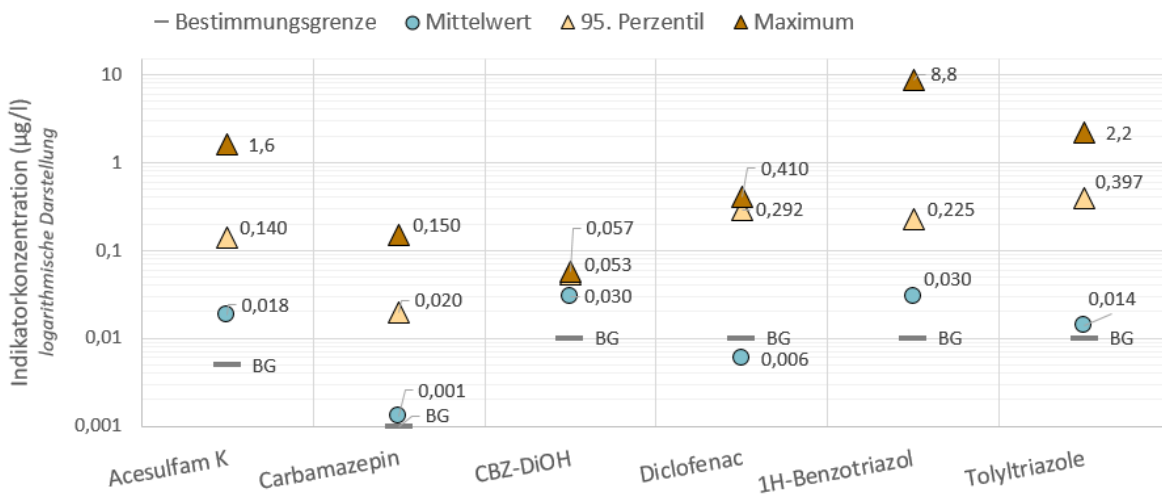
Im Tiefengrundwasser wurden an insgesamt drei Messstellen (TG60702052, TG61746102, TG10003902) Indikatorsubstanzen quantifiziert. TG61746102 wies Spuren von 1H-Benzotriazol auf, TG10003902 Spuren von Acesulfam K und 1H-Benzotriazol. TG60702052 wies neben Spuren von 1H-Benzotriazol eine auffällige Konzentration der Tolyltriazole auf (siehe dazu Kapitel 5.2.4).

5.2 Stoffkonzentrationen

5.2.1 Indikatorsubstanzen

In Abbildung 5 sind Konzentrationsbereiche jener sechs der acht Indikatorsubstanzen dargestellt, für die Werte über der Bestimmungsgrenze gemessen wurden. Metoprolol und Sotalol sind daher in der Abbildung nicht enthalten. Neben den unterschiedlichen Bestimmungsgrenzen der einzelnen Substanzen, sind maximale Konzentrationen und das 95. Perzentil der Konzentration angeführt. Das 95. Perzentil der Konzentration gibt an, dass die Messwerte von 95 % aller Proben unter dieser Konzentration bzw. 5 % darüber liegen. Im Vergleich mit der maximalen Konzentration ist ersichtlich, ob das Maximum einen Ausreißer darstellt oder ob es nahe an der Verteilung der Mehrheit (95 %) der Messwerte liegt. Ebenfalls angegeben ist der jeweilige Mittelwert, für dessen Berechnung Werte unter der Bestimmungsgrenze mit der halben Bestimmungsgrenze (BG/2) ersetzt wurden (Abbildung 5).

Abbildung 5: Konzentrationsbereiche der Indikatorsubstanzen.



Quellen: GZÜV, BML, Ämter der Landesregierungen

Auswertung: Umweltbundesamt

Aus Abbildung 5 und Tabelle 12 ist anhand der Differenz zwischen der substanzspezifischen Maximalkonzentration und dem jeweiligen 95. Perzentil ersichtlich, dass einige wenige Grundwassermessstellen hohe Konzentrationen für Acesulfam K (maximal 1,6 µg/l), Carbamazepin (maximal 0,15 µg/l), 1H-Benzotriazol (maximal 8,8 µg/l) und Tolyltriazole

(maximal 2,2 µg/l) aufwiesen. Der überwiegende Anteil der Grundwassermessstellen weist jedoch deutlich niedrigere substanzspezifische Indikatorkonzentrationen auf. So liegen aufgrund des hohen Anteils von Werten unterhalb der Bestimmungsgrenzen, die berechneten arithmetischen Mittelwerte für Diclofenac unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,01 µg/l und die für Carbamazepin und die Tolytriazole knapp über der jeweiligen Bestimmungsgrenze von 0,001 µg/l bzw. 0,01 µg/l. Die Mittelwertkonzentrationen von Acesulfam K, CBZ-DiOH und 1H-Benzotriazol liegen um den Faktor 3,6 bzw. 3 über der Bestimmungsgrenzen. Eine Bewertung der Konzentrationen erfolgt in Kapitel 5.2.4.

Tabelle 12: Konzentrationsbereiche der Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen in den untersuchten Grundwasserproben.

Parameter	NG (µg/l)	BG (µg/l)	Mittelwert (µg/l)*	σ (µg/l)*	95. Perzentil (µg/l)	Maximum (µg/l)
Acesulfam K	0,0025	0,0050	0,0184	0,0704	0,14	1,60
Carbamazepin	0,0005	0,0010	0,0013	0,0054	0,02	0,15
CBZ-DiOH	0,0050	0,0100	0,0300	0,0157	0,05	0,06
Diclofenac	0,0050	0,0100	0,0059	0,0151	0,29	0,41
Metoprolol	0,0025	0,0050	BG/2	–	–	–
Sotalol	0,0020	0,0040	BG/2	–	–	–
1H-Benzotriazol	0,0050	0,0100	0,0297	0,2983	0,23	8,80
Tolytriazole	0,0050	0,0100	0,0141	0,0901	0,40	2,20

*für die Berechnung von Mittelwert und Standardabweichung (σ) wurden Werte <BG durch die halbe Bestimmungsgrenze (BG/2) ersetzt.

Quellen: GZÜV, BML, Ämter der Landesregierungen

Auswertung: Umweltbundesamt

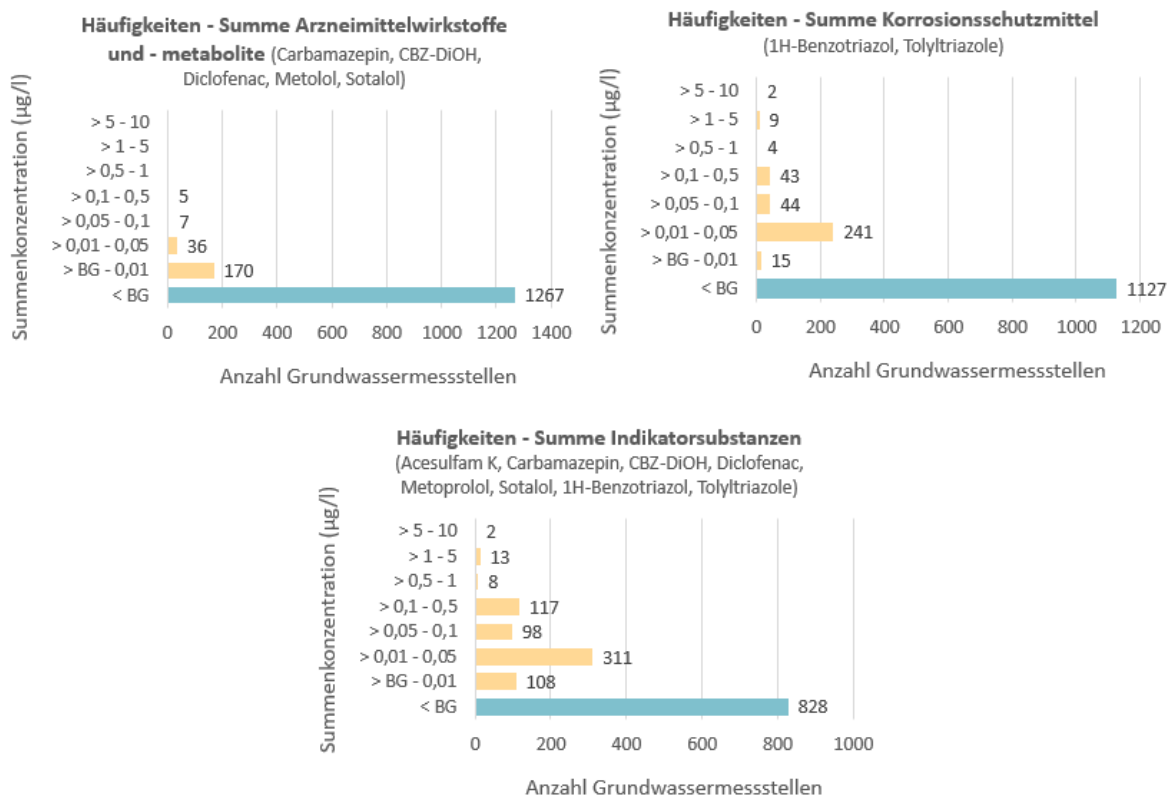
5.2.2 Summenkonzentrationen

Es wurden Summenkonzentrationen für die Summe aller Indikatorsubstanzen, aller Arzneimittelwirkstoffe und -metabolite sowie aller Korrosionsschutzmittel ermittelt und in Konzentrationsklassen dargestellt (Abbildung 6). Für die Berechnung wurden Messwerte unterhalb der Bestimmungsgrenze (<BG) mit „0“ berücksichtigt.

Aus Abbildung 6 ist ersichtlich, dass bei der überwiegenden Anzahl der Grundwassermessstellen auf Grund der verwendeten niedrigen Bestimmungsgrenzen keine Summenkonzentration bestimmt und eine Belastung mit den untersuchten Spurenstoffen ausgeschlossen werden konnte.

In Bezug auf die untersuchten **Arzneimittelwirkstoffe und -metabolite** wiesen die meisten Messstellen mit quantifizierten Werten Summenkonzentrationen im Bereich von >BG bis 0,01 µg/l (n=170) bzw. im Bereich von >0,01 bis 0,05 µg/l (n=36) auf. Summenkonzentrationen über 0,05 µg/l wurden für die untersuchten Arzneimittel und -metabolite an sieben Grundwassermessstellen, über 0,1 µg/l an 5 Messstellen festgestellt (Abbildung 6).

Abbildung 6: Häufigkeiten von Summenkonzentrationen untersuchter Arzneimittelwirkstoffe- und metabolite, untersuchter Korrosionsschutzmittel und aller untersuchten Indikatorsubstanzen.



Quellen: GZÜV, BML, Ämter der Landesregierungen
Auswertung: Umweltbundesamt

Summenkonzentrationen für die Korrosionsschutzmittel 1H-Benzotriazol und die Tolyltriazole lagen häufig im Bereich von >0,01 bis 0,05 µg/l (n=241) aber auch im Bereich von >0,05 bis 0,01 µg/l (n=44) und >0,1 bis 0,5 µg/l (n=43). Vereinzelt (n=15) wurden Summenkonzentrationen von mehr als 0,5 µg/l Korrosionsschutzmittel festgestellt (Abbildung 6).

In die Summenkonzentration für **alle Indikatorsubstanzen** fließt auch der häufig quantifizierte Süßstoff Acesulfam K mit ein. Die Summenkonzentration aller Indikatoren liegt an den untersuchten Grundwassermessstellen häufig im Bereich über der Bestimmungsgrenze bis 0,01 µg/l (n=108), von >0,01 bis 0,05 µg/l (n=311), von >0,05 bis 0,1 µg/l (n=98) und im Bereich von >0,1 bis 0,5 µg/l (n=117). Darüber liegende Summenkonzentrationen der Indikatorkonzentrationen wurden vereinzelt festgestellt (n=23). Eine Bewertung der Konzentrationen erfolgt in Kapitel 5.2.4.

5.2.3 Verteilung nach Grundwasserleitertyp

Tabelle 13: Maximale Konzentration der Indikatorsubstanzen (Max) an den Messstellen der verschiedenen Grundwasserleitertypen.

Parameter	PG-MST – Max (µg/l)	KK-MST – Max (µg/l)	TG-MST – Max (µg/l)
Acesulfam K	1,4	0,027	0,028
Carbamazepin	0,15	0,0017	0,0038
CBZ-DiOH	0,057	–	–
Diclofenac	0,41	0,024	–
Metoprolol	–	–	–
Sotalol	–	–	–
1H-Benzotriazol	8,8	0,07	0,01
Tolyltriazole	1,4	0,025	2,2

PG ... Porengrundwasser, KK ... Karst- und Kluftgrundwasser, TG ... Tiefengrundwasser, MST ... Messstelle

Quellen: GZÜV, BML, Ämter der Landesregierungen

Auswertung: Umweltbundesamt

Bezogen auf den Grundwasserleitertyp wiesen Karst- und Kluf Grundwassermessstellen die niedrigsten und Porengrundwassermessstellen die höchsten Maximalkonzentrationen auf (Tabelle 13). Eine Ausnahme stellen hier die Tolytriazole dar, deren Maximalkonzentration in einer Tiefengrundwassermessstelle (TG60702052) festgestellt wurde (vgl. Kapitel 5.2.4).

5.2.4 Bewertung der gemessenen Konzentrationen

Die gemessenen Konzentrationen der einzelnen Substanzen des Indikatorentests wurden für eine Bewertung den abgeleiteten Toleranzwerten für Trinkwasser bei 20 % Auslastung für Säuglinge gemäß Leitlinie „Umgang mit nicht geregelten Stoffen im Trinkwasser“ (BMG 2014) sowie den Vorschlägen zur Grundwasserqualitätsnorm gemäß dem Vorschlag der Europäischen Kommission (Europäische Kommission 2022) gegenübergestellt. In Tabelle 14 sind auch die substanzspezifischen maximalen Konzentrationen sowie die Anzahl der Überschreitungen angegeben. Insgesamt liegen für 1H-Benzotriazol an sechs Messstellen Überschreitungen des abgeleiteten Trinkwassertoleranzwertes von 2 µg/l für Säuglinge bei einer angenommenen 20%-igen Auslastung der toxikologischen Kennzahl (TTC, engl. *threshold of toxicological concern*) über den Konsum von Trinkwasser vor (Tabelle 14, Tabelle 15). Der Maximalwert von 1H-Benzotriazol liegt mit 8,8 µg/l deutlich über diesem Toleranzwert.

Tabelle 14: Anzahl der Messstellen mit Überschreitungen des abgeleiteten Toleranzwertes für Trinkwasser (Säuglinge; 20 % Auslastung der toxikologischen Kennzahl über den Konsum von Trinkwasser) und Anzahl der Messstellen mit Überschreitungen der vorgeschlagenen Grundwasserqualitätsnorm.

Parameter	Maximale Konzentration (µg/l)	abgeleiteter Toleranzwert – Säuglinge (µg/l) ¹⁾	Anzahl Messstellen >Toleranzwert Säuglinge ¹⁾	Vorschlag Grundwasserqualitätsnorm (µg/l) ²⁾	Anzahl Messstellen >Vorschlag Grundwasserqualitätsnorm ²⁾
Acesulfam K	1,6	54.000	0	–	–
Carbamazepin	0,15	2	0	0,25	0
CBZ–DiOH	0,06	2	0	–	–
Diclofenac	0,41	0,7	0	–	–
Metoprolol	<BG	2	0	–	–
Sotalol	n.n.	2	0	–	–

Parameter	Maximale Konzentration (µg/l)	abgeleiteter Toleranzwert – Säuglinge (µg/l) ¹⁾	Anzahl Messstellen >Toleranzwert Säuglinge ¹⁾	Vorschlag Grundwasserqualitätsnorm (µg/l) ²⁾	Anzahl Messstellen >Vorschlag Grundwasserqualitätsnorm ²⁾
1H-Benzotriazol	8,8	2	6	–	–
Tolyltriazole	2,2	2	1	–	–
Summe Pharmazeutika	0,41	–	–	0,25	2

Quelle: Umweltbundesamt, ¹⁾ BMG (2014), ²⁾ EK (2022)

An einer Messstelle weisen die Tolyltriazole einen Wert von 2,2 µg/l auf, eine Konzentration, die ebenfalls den Trinkwassertoleranzwert für Säuglinge bei 20 % Auslastung übersteigt. An zwei Messstellen wird die vorgeschlagene Grundwasserqualitätsnorm für die „Summe der Pharmazeutika“ von 0,25 µg/l überschritten (Tabelle 15). Für die Summe der Pharmazeutika werden im gegenständlichen Fall die Indikatorsubstanzen Diclofenac, Carbamazepin, CBZ-DiOH, Sotalol und Metoprolol berücksichtigt (vgl. Abbildung 6). Die maximale Summenkonzentration liegt mit 0,41 µg/l ebenfalls deutlich über der für eine Beurteilung herangezogenen, vorgeschlagenen Grundwasserqualitätsnorm.

Tabelle 15: Grundwassermessstellen mit Überschreitungen von Prüfwerten.

GZÜV-ID	Parameter	Prüfwert (µg/l)	Art des Prüfwertes	Probenkonzentration (µg/l)
PG10002932	Summe Pharmazeutika	0,25	Vorschlag QN	0,38
PG10003272	Summe Pharmazeutika	0,25	Vorschlag QN	0,41
PG40442012	1H-Benzotriazol	2,0	TTW (Säuglinge)	8,8
PG40506072	1H-Benzotriazol	2,0	TTW (Säuglinge)	2,2
PG41515042	1H-Benzotriazol	2,0	TTW (Säuglinge)	2,1
PG60728012	1H-Benzotriazol	2,0	TTW (Säuglinge)	5,5
PG60750042	1H-Benzotriazol	2,0	TTW (Säuglinge)	2,1

GZÜV-ID	Parameter	Prüfwert (µg/l)	Art des Prüfwertes	Probenkonzentration (µg/l)
PG61221082	1H-Benzotriazol	2,0	TTW (Säuglinge)	2,3
TG60702052	Tolyltriazole	2,0	TTW (Säuglinge)	2,2

QN...Qualitätsnorm, TTW...Trinkwassertoleranzwert

Quellen: GZÜV, BML, Ämter der Landesregierungen

Auswertung: Umweltbundesamt

Aus Sicht der „Reinhaltung“ des Schutzgutes Grundwasser sind entsprechend den rechtlichen Vorgaben Einträge von Fremdstoffen zu minimieren. Bei Auftreten von Fremdstoffen ist eine Ursachenerhebung und eine Identifikation der Kontaminationsquelle durchzuführen, um insbesondere bei Nutzung des Grundwassers als Trinkwasser Maßnahmen zur Wiederherstellung einer einwandfreien Wasserqualität ergreifen zu können (BMG 2014).

5.3 Beurteilung der Beeinflussung von Grundwassermessstellen durch kommunale Verunreinigungen

Um eine Beeinflussung einer Messstelle durch kommunale Abwässer festzustellen, wurden wie in Kapitel 4.2 beschrieben, verschiedene Kriterien herangezogen.

Zunächst werden die Messstellen nach der Anzahl der gemessenen Substanzen in Klassen eingeteilt, um die Wahrscheinlichkeit einer Beeinflussung durch kommunale Abwässer abzuleiten.

Tabelle 16: Klassifikation der Messstellen nach Anzahl der gemessenen Indikators-
substanzen je Messstelle

Klasse	Interpretation	Kriterien	Anzahl Messstellen (% aller MST)
0	keine Beeinflussung durch kommunale Abwässer	alle Indikatorsubstanzen <BG	828 (56 %)
1	anthropogene Beeinflussung; Beeinflussung durch kommunale Abwässer unwahrscheinlich	eine Indikatorsubstanz >BG	323 (22 %)
2	wahrscheinliche Beeinflussung durch kommunale Abwässer	zwei Indikatorsubstanzen >BG	183 (12 %)
3	Beeinflussung durch kommunale Abwässer	≥ drei Indikatorsubstanzen >BG	151 (10 %)

Quellen: GZÜV, BML, Ämter der Landesregierungen
Auswertung: Umweltbundesamt

Unter Berücksichtigung dieser Kriterien gelten 10 % aller untersuchten Grundwassermessstellen als „durch kommunale Abwässer beeinflusst“ und 12 % aller Messstellen als „wahrscheinlich durch kommunale Abwässer beeinflusst“. Für 22 % der Messstellen liegt jedenfalls eine anthropogene Beeinflussung – jedoch nicht zwangsläufig durch *kommunale* Abwässer – vor. An 56 % aller Messstellen konnten mit der verwendeten niedrigen Bestimmungsgrenze keine Indikatorsubstanzen quantifiziert werden, eine Beeinflussung durch kommunale Abwässer liegt nicht vor (vgl. auch Tabelle 18).

In einem weiteren Schritt wurden die Einzelmessungen mit durchschnittlichen Konzentrationen der Indikatorsubstanzen in Abläufen von Kläranlagen (vgl. Kapitel 2.5) abgeglichen, um **hinsichtlich einer Beeinflussung durch gereinigte (kommunale) Abwässer** auffällige Messstellen zu identifizieren. Die in den Grundwasserproben untersuchten Indikatorsubstanzen müssen dazu Konzentrationen überschreiten, die einem Anteil von 5 % kommunalem Abwasser im Grundwasser entsprechen.

Tabelle 17: Indikatorkonzentrationen bei 5 %-Anteil kommunalem Abwasser aus Kläranlagenabläufen im Vergleich zu den maximalen Konzentrationen der Indikatorsubstanzen in den untersuchten Grundwassermessstellen sowie Anzahl der Messstellen mit Indikatorkonzentrationen >5 % Anteil kommunales Abwasser.

Parameter	Konzentration bei 5 %-Anteil kommunalem Abwasser (µg/l)	Maximale Konzentration (µg/l) in den untersuchten Messstellen	Anzahl Messstellen >5 % Anteil kommunales Abwasser
Acesulfam K	0,7	1,6	4
Carbamazepin	0,021	0,15	10
CBZ-DiOH	0,0465	0,06	1
Diclofenac	0,09	0,41	3
Metoprolol	0,015	< BG	0
Sotalol	0,0027*	n.n.	0
1H-Benzotriazol	0,33	8,8	12
Tolyltriazole	0,165	2,2	12

* Hinweis: Konzentration bei 5 %- Anteil kommunalem Abwasser liegt hier unter der BG von 0,004 µg/l

Quellen: GZÜV, BML, Ämter der Landesregierungen

Auswertung: Umweltbundesamt

Für die Industrie- und Haushaltschemikalien 1H-Benzotriazol und die Tolyltriazole wird diese Konzentration an jeweils 12 Messstellen, für Carbamazepin an 10, für Acesulfam K an vier, Diclofenac an drei und CBZ-DiOH an einer Messstelle überschritten (Tabelle 17). Diese Überschreitungen stellen keine gesundheitlich bedenklichen Konzentrationen dar, solange die Toleranzwerte für Trinkwasser (vgl. Kapitel 5.2.4) nicht überschritten werden. Insgesamt wurden an 37 Messstellen Gehalte von Indikatorsubstanzen über dem 5%-Anteil aus Abwasser festgestellt. An fünf Messstellen davon wurden zwei Indikatorsubstanzen über diesem Anteil gemessen.

In einem dritten Schritt wurden die Messwerte auf eine Überschreitung der Summenkonzentration von 0,1 µg/l aller Indikatorsubstanzen überprüft. Dieser Wert wurde an 140 Grundwassermessstellen überschritten (Abbildung 6, Tabelle 18).

Tabelle 18: Anzahl von Grundwassermessstellen nach der Wahrscheinlichkeit einer Beeinflussung durch kommunale Abwässer bzw. hinsichtlich einer Beeinflussung durch kommunale Abwässer auffällig.

Wahrscheinlichkeit der Beeinflussung durch kommunale Abwässer	Kriterium 1	Kriterium 2	Kriterium 3	Anzahl auffälliger Messstellen gesamt
	Anzahl Messstellen	Anzahl auffälliger Messstellen aufgrund von Gehalten >5 %-Anteil Abwasser	Anzahl auffälliger Messstellen aufgrund von Summgehalten >0,1 µg/l	
keine	828	–	–	–
unwahrscheinlich	323	7	23	24
wahrscheinlich	183	12	39	39
vorhanden	151	17	78	78
Σ Messstellen	1.485	36	140	141

Quellen: GZÜV, BML, Ämter der Landesregierungen

Auswertung: Umweltbundesamt

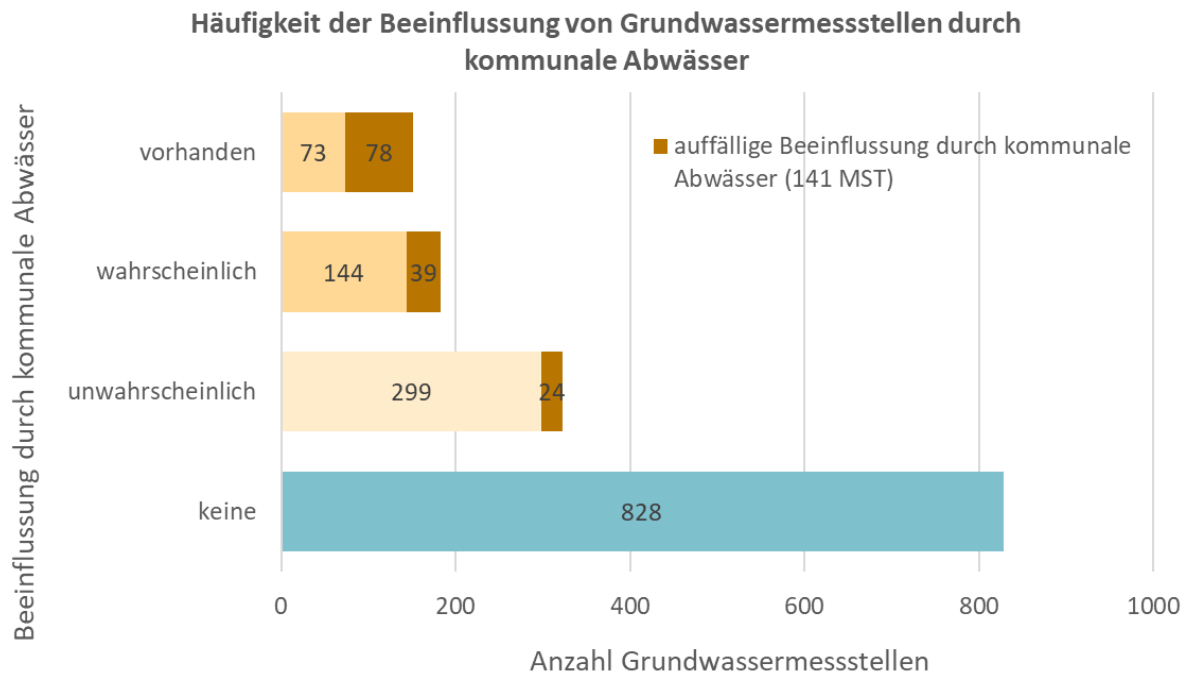
55,7 % (828) aller Grundwassermessstellen weisen keine Beeinflussung durch (kommunale) Abwässer oder ähnliche anthropogene Beeinflussungen (Senkgruben etc.) auf (Tabelle 18).

An 323 Grundwassermessstellen wurde eine einzelne Indikatorsubstanz quantifiziert. An 24 dieser Messstellen wird entweder eine Konzentration von 0,1 µg/l Indikatorsubstanz oder eine – einem 5 %-igen Abwasseranteil entsprechende – Konzentration überschritten (Tabelle 18). Sie gelten hinsichtlich einer Beeinflussung durch (kommunale) Abwässer als auffällig.

Für 183 (12,3 %) Grundwassermessstellen liegt aufgrund des quantifizierten Nachweises zweier Indikatorsubstanzen eine wahrscheinliche Beeinflussung durch (kommunale) Abwässer vor. 39 dieser Messstellen gelten hinsichtlich einer Beeinflussung durch (kommunale) Abwässer als auffällig (Tabelle 18).

Für 151 (10,2 %) Grundwassermessstellen ist aufgrund des quantifizierten Nachweises von mindestens drei Indikatorsubstanzen eine Beeinflussung durch (kommunale) Abwässer anzunehmen. Von diesen gelten etwas mehr als die Hälfte der Messstellen (n=78) als auffällig durch (kommunale) Abwässer beeinflusst (Tabelle 18).

Abbildung 7: Häufigkeit der Beeinflussung von Grundwassermessstellen durch (kommunale) Abwässer.



Quellen: GZÜV, BML, Ämter der Landesregierungen
 Auswertung: Umweltbundesamt

In einigen Fällen führt hauptsächlich die hohe Konzentration einer einzelnen Indikatorsubstanz zur Überschreitung von 0,1 µg/l für die Summenkonzentration. Deshalb kann nicht in jedem Fall automatisch von einer Beeinflussung durch **kommunale** Abwässer ausgegangen werden. Im Einzelfall können auch individuelle Beeinflussungen im Messstellenumfeld zu hohen Werten spezifischer Indikatorsubstanzen führen, denen weiter nachzugehen wäre.

Auf Basis der angewendeten Beurteilungskriterien für eine Beeinflussung von Grundwassermessstellen durch kommunale Abwässer bzw. Verunreinigungen:

- ≥ 3 von 8 Indikatorsubstanzen in der Grundwasserprobe quantifiziert
- Indikatorkonzentration in Grundwasserprobe >Indikatorkonzentration bei 5 % Anteil kommunalem Abwasser
- Summenkonzentration aller Indikatorsubstanzen >0,1 µg/l

wurde für 151 Grundwassermessstellen (10,4 % aller untersuchten Messstellen) eine Beeinflussung durch kommunale Abwässer aufgrund von 3 oder mehr quantifizierten Indikatorsubstanzen in einer Probe abgeleitet. Von diesen Messstellen gelten 78 als auffällig

durch (kommunale) Abwässer beeinflusst. Diese Beeinflussung kann durch verschiedene Quellen und Eintragspfade verursacht sein:

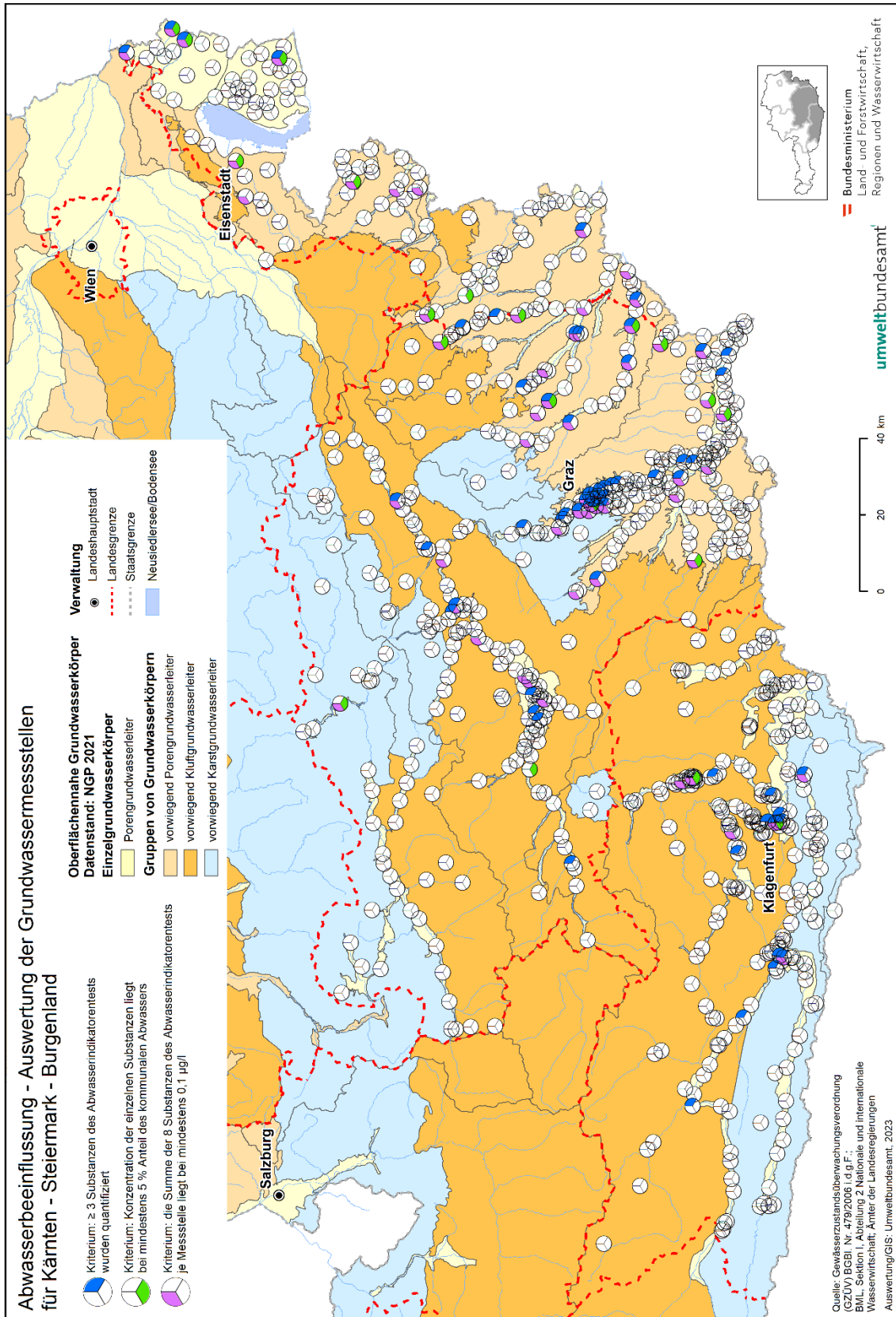
- undichte Kanalisation und Senkgruben – Infiltration in das Grundwasser,
- Kläranlagenablauf – Fließgewässer – Dotation des Grundwassers,
- weitere messtellenspezifische Quellen.

Weitere 39 Grundwassermessstellen mit zwei nachgewiesenen Indikatorsubstanzen und 24 Grundwassermessstellen mit einer nachgewiesenen Indikatorsubstanz wiesen entweder eine auffällige individuelle Indikatorkonzentration (>5 % Abwasseranteil bzw. $0,1 \mu\text{g/l}$) oder eine Summenkonzentration $>0,1 \mu\text{g/l}$ auf.

Insgesamt wurden 141 Grundwassermessstellen (9,7 % aller untersuchten Messstellen) identifiziert, an denen auffällige Konzentrationen der Indikatorsubstanzen vorlagen und eine Beeinflussung durch (kommunale) Abwässer bzw. andere messtellenspezifische Beeinflussungen abgeleitet wird und zusätzlich 73 Grundwassermessstellen (5 % aller untersuchten Messstellen) an denen mehr als 3 Indikatorsubstanzen nachgewiesen wurden, die Konzentrationen jedoch $<0,1 \mu\text{g/l}$ bzw <5 % Abwasseranteil liegen.

Die Lage der Grundwassermessstellen mit (kommunaler) Abwasserbeeinflussung spiegelt die entsprechenden potenziellen Haupteintragspfade (Grundwasserdotation aus – durch Kläranlagenabläufe beeinflussten – Fließgewässern sowie undichter Kanalisation bzw. Kleinkläranlagen/Senkgruben) wider. Abwasserbeeinflusste Grundwassermessstellen sind überwiegend Porengrundwassermessstellen. Sie liegen zum einen häufig in Ballungszentren und urbanen Siedlungs- und Industriegebieten, wo eine undichte Kanalisation zum Eintrag der untersuchten Indikatorsubstanzen in das Grundwasser führen kann. Zum anderen finden sich abwasserbeeinflusste Grundwassermessstellen häufig entlang großer aber auch einiger kleinerer Flüsse. Hier kann bei Vorliegen entsprechend hoher Belastungen im Fließgewässer eine Interaktion des Grundwassers mit den Fließgewässern angenommen werden. Vereinzelt gibt es Messstellen, die nicht in diesen Bereichen liegen. In diesen Fällen gilt es lokale Ursachen zu finden und geeignete Maßnahmen zu setzen, um den Eintrag anthropogener Substanzen einzuschränken.

Abbildung 8: Beeinflussung von Grundwassermessstellen durch kommunale Abwässer in den Bundesländern Burgenland, Kärnten und Steiermark.



In Abbildung 8 sind die Messstellen mit Beeinflussung durch (kommunale) Abwässer für die Bundesländer Burgenland, Kärnten und Steiermark, farblich nach den drei Kriterien der Abwasserbeeinflussung getrennt abgebildet. Messstellen, die als beeinflusst durch (kommunale) Abwässer ausgewiesen wurden, liegen vor allen im Bereich der großen Städte Graz und Klagenfurt, entlang der Drau, der Mur und weiterer großer Flüsse.

Ein ähnliches Bild zeigt sich in den Bundesländern Salzburg, Tirol und Vorarlberg (Abbildung 9). Auch hier sind die Messstellen, die gemäß der Auswertung einer Beeinflussung durch (kommunale) Abwässer entsprechen, im Wesentlichen im Bereich der großen Städte Bregenz, Innsbruck, Lienz und Salzburg sowie entlang der Flüsse Ill, Inn, Salzach und Drau situiert.

Abbildung 10 zeigt den Grad der Beeinflussung durch kommunale Abwässer für die Bundesländer Oberösterreich und Wien. Speziell in Wien gibt es eine hohe Dichte an Messstellen, bei denen Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen im Grundwasser nachgewiesen wurden. In Oberösterreich finden sich die entsprechenden Messstellen ebenfalls vorwiegend in den vom Oberflächengewässer geprägten Grundwasservorkommen des Linzer und Eferdinger Beckens sowie entlang der zur Donau hin entwässernden Flüsse südlich der Donau (Abbildung 10).

Abbildung 9: Grad der Beeinflussung durch kommunale Abwässer von Grundwassermessstellen in den Bundesländern Salzburg, Tirol und Vorarlberg.

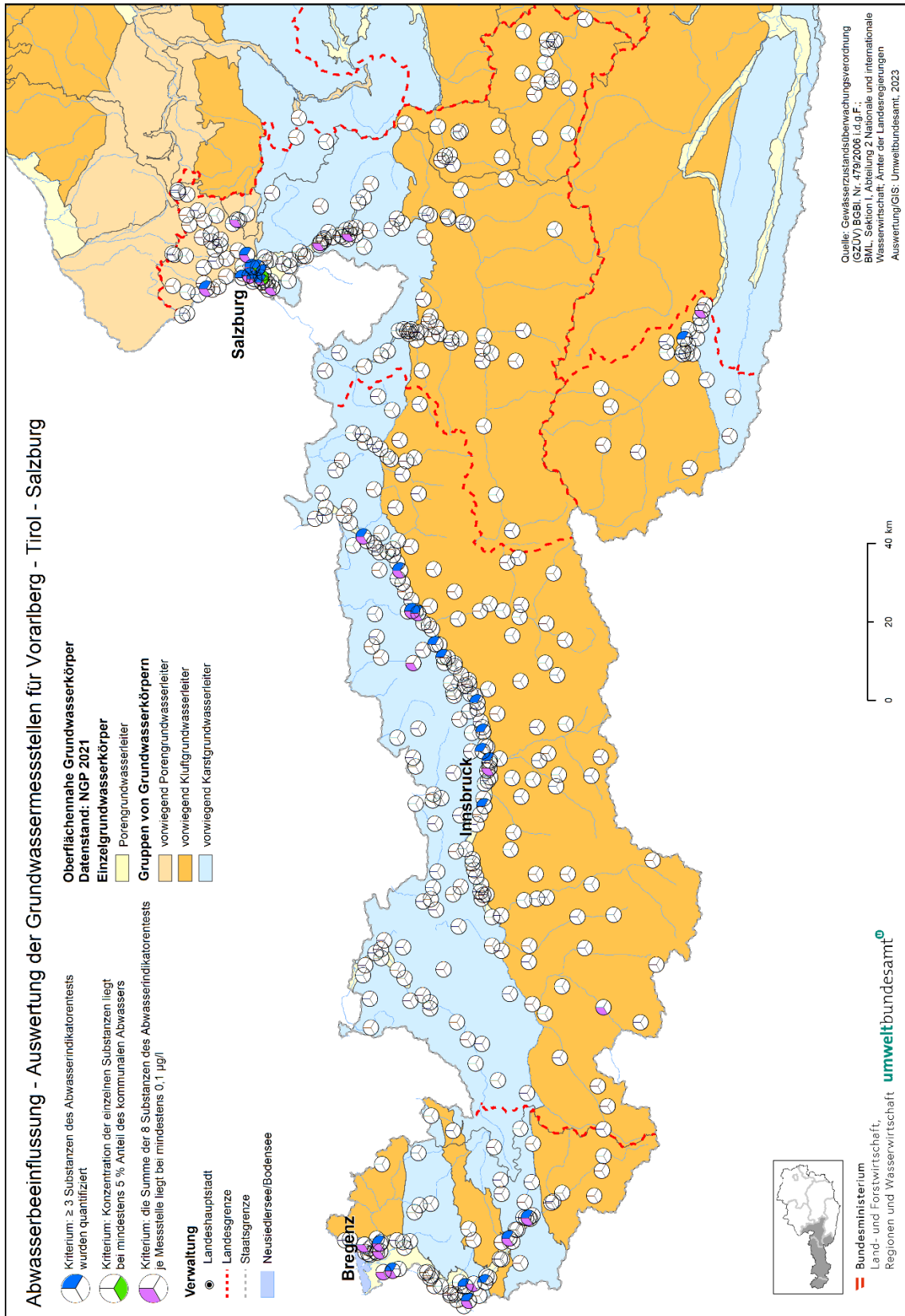
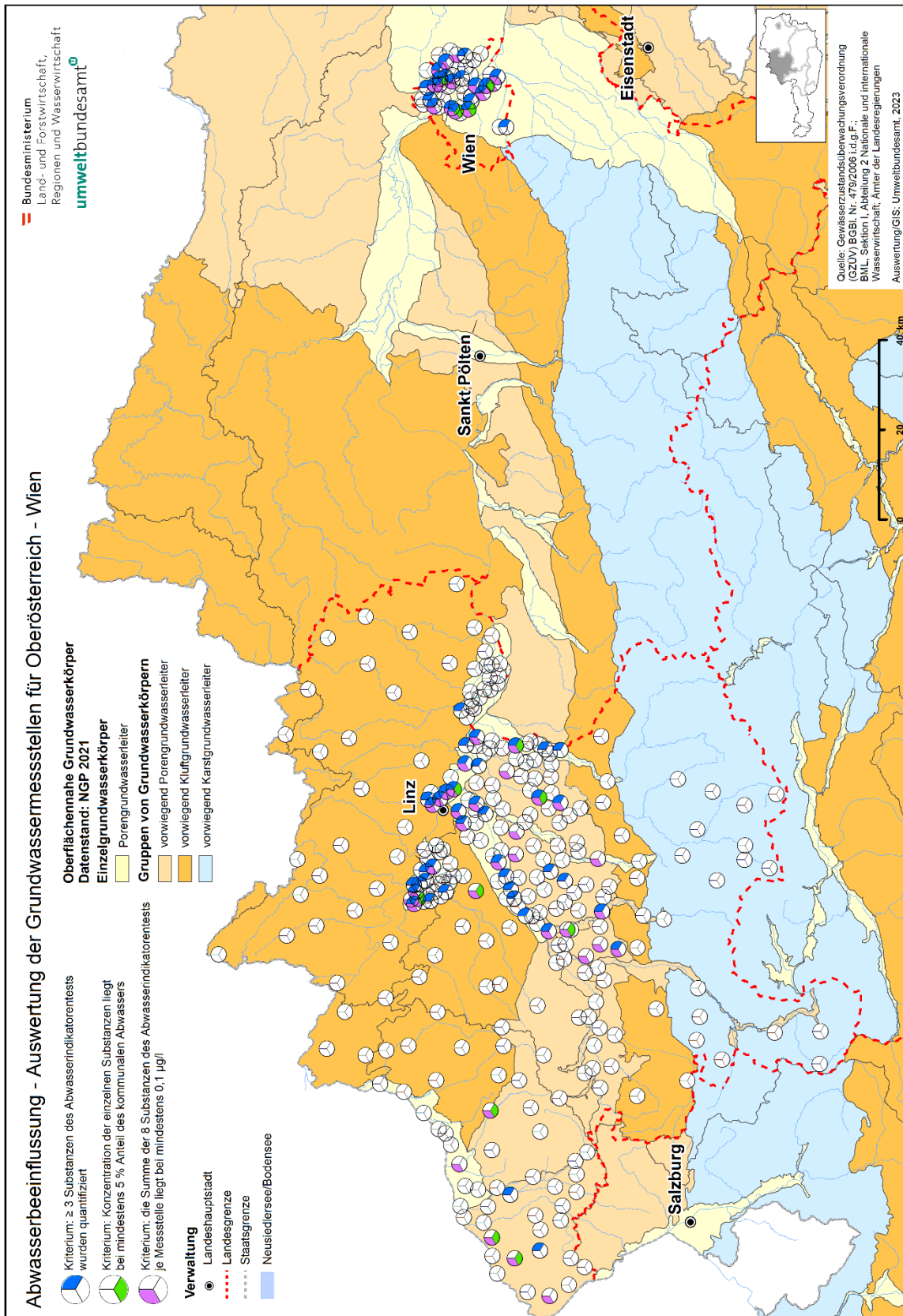


Abbildung 10: Grad der Beeinflussung durch kommunale Abwässer von Grundwassermessstellen in den Bundesländern Oberösterreich und Wien.



6 Fazit

Im GZÜV-Sondermessprogramm „Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen im Grundwasser“ wurden in acht von neun Bundesländern (ausgenommen Niederösterreich) 1.485 Grundwassermessstellen im 2. Quartal 2021 bzw. 2022 einmalig flächendeckend in Hinblick auf ausgewählte Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen untersucht. Damit sollte eine Datengrundlage geschaffen werden, die es erlaubt, Eintragspfade von Spurenstoffen in das Grundwasser spezifischer bewerten zu können. Ein besonderer Schwerpunkt lag auf dem Eintragspfad „Kläranlagenablauf – Fließgewässer – Dotation Grundwasser“ und dem Eintragspfad „undichte Kanalisation/Senkgruben/Kleinkläranlagen – Versickerung Grundwasser“ und der Identifizierung entsprechender Bereiche.

Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen sollen zudem zukünftig unterstützend für die Risikobeurteilung von Grundwasserkörpern herangezogen werden, um die potenzielle Verbreitung neu auftretender Schadstoffe aus den genannten Eintragspfaden abzuschätzen. Zudem liefern die erhobenen Daten wichtige Grundlagen für die Klassifikation von Messstellen in Bezug auf eine Interaktion mit Oberflächengewässern oder hinsichtlich urbaner Belastungsfaktoren.

Insgesamt wurden 141 Grundwassermessstellen (9,7 % aller untersuchten Messstellen) mit auffälligen Konzentrationen der Indikatorsubstanzen identifiziert, für die eine Beeinflussung durch kommunale Abwässer bzw. entsprechende messstellenspezifische Beeinflussungen abgeleitet wird. Für weitere 73 Grundwassermessstellen, an denen drei oder mehr Indikatorsubstanzen nachgewiesen wurden, ist ebenfalls eine Beeinflussung durch kommunale Abwässer nachweisbar, jedoch mit deutlich geringeren Konzentrationen.

An sieben Grundwassermessstellen wird der substanzspezifische, abgeleitete Toleranzwert für eine etwaige Trinkwassernutzung (Säuglinge) überschritten. Zwei Grundwassermessstellen wiesen Summenkonzentrationen von Arzneimitteln über der im Jahr 2023 durch die Europäische Kommission vorgeschlagenen Grundwasserqualitätsnorm (Europäische Kommission 2022) auf. Für diese Grundwassermessstellen wird zum einen eine Erhebung der Nutzungen des Grundwassers und eine Wiederholungsbeobachtung zur Verifizierung der Ergebnisse des Sondermessprogramms empfohlen. Überschreiten die Messwerte erneut

die empfohlenen Bewertungskriterien, sollte eine Befundaufklärung als Grundlage für Maßnahmen zur Vermeidung oder Verminderung des Eintrags unerwünschter Stoffe in die entsprechenden Grundwasserbereiche erfolgen.

In Bezug auf die einzelnen, ausgewählten Indikatorsubstanzen lässt sich feststellen:

- Der Süßstoff **Acesulfam K** wird an 35 % der Grundwassermessstellen (n=520) und damit am häufigsten quantifiziert, jedoch durchwegs in sehr niedrigen Konzentrationen in Bezug auf die Toleranzwerte für Trinkwasser. In flußbegleitenden Grundwasserkörpern liefert Acesulfam K aufgrund seiner hohen Persistenz und Mobilität im Grundwasserleiter, aber auch aufgrund vergleichsweise hoher Fließgewässerfrachten, gute Hinweise auf Grundwasserbereiche, die durch Oberflächengewässer mit Anteilen gereinigter kommunaler Abwässer gespeist werden. Vorausgesetzt andere Einflüsse wie die direkte Versickerung von Abwässern aus undichter Kanalisation oder Senkgruben in das Grundwasser können ausgeschlossen werden.
- Der Arzneimittelwirkstoff **Carbamazepin** wird an 13 % der Grundwassermessstellen über der Bestimmungsgrenze gemessen. Carbamazepin ist die am zweithäufigsten auftretende Indikatorsubstanz, was sich ebenfalls auf die relativ hohe Persistenz und Mobilität des Spurenstoffes zurückführen lässt. Die festgestellten Grundwasserkonzentrationen von Carbamazepin liegen bei maximal 0,15 µg/l.
- Der Carbamazepin-Metabolit **CBZ-DiOH** kommt ausschließlich in Kombination mit anderen Abwasserindikatoren vor – alle anderen quantifizierten Substanzen kommen auch als Einzelnachweise vor.
- Die Arzneimittelwirkstoffe **Sotalol** und **Metoprolol** wurden an keiner der untersuchten Grundwassermessstellen quantifiziert. Zum einen sind bereits die Ablaufkonzentrationen kommunaler Kläranlagen von Sotalol und Metoprolol relativ niedrig, zum anderen gibt es Hinweise auf einen vergleichsweise höheren Rückhalt und Abbau der Stoffe in der aquatischen Umwelt. Die Eignung von Sotalol und Metoprolol als Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen ist auf Basis der im gegenständlichen Projekt verwendeten Bestimmungsgrenze für die hier durchgeführten flächendeckenden Untersuchungen nicht gegeben.
- **Diclofenac** wird an 29 Messstellen (2 %) quantifiziert und tritt dabei zu 60 % als Einzelnachweis auf. Diclofenac wurde gehäuft in sehr niedrigen Spuren an Messstellen des Grundwasserkörpers Seewinkel quantifiziert, wo mangels Vorfluter eine Versickerung von gereinigtem Abwasser aus Kläranlagen in das Grundwasser erfolgt und ein entsprechender Zusammenhang bestehen könnte.

- Die in Industrie- und Haushaltschemikalien eingesetzten Korrosionsschutzmittel **1H-Benzotriazol** und die **Tolyltriazole** wurden an 20 % (1H-Benzotriazol) bzw. an 10 % (Tolyltriazole) der Messstellen quantifiziert. In Einzelfällen wurden Konzentrationen bis 8,8 µg/l (1H-Benzotriazol) bzw. 2,2 µg/l (Tolyltriazole) gemessen. In früheren Messprogrammen (BMG, 2015, BMLRT, 2020) wurden diese beiden Substanzen ebenfalls im Grundwasser gefunden, jedoch lagen die Maximalkonzentrationen in den Untersuchungen durchwegs unter einem Wert von 1 µg/l. In der gegenständlichen Untersuchung weisen 95 % aller Grundwassermessstellen 1H-Benzotriazol-Konzentrationen unter 0,225 µg/l und Konzentrationen der Tolyltriazole unter 0,397 µg/l auf.

In Bezug auf die räumliche Verteilung abwasserbeeinflusster Grundwassermessstellen und den Einfluss des Grundwasserleitertyps lässt sich zusammenfassen:

- Die meisten Grundwassermessstellen mit quantifizierten Nachweisen der Indikatorsubstanzen liegen in Porengrundwasserleitern. Insbesondere die flußbegleitenden Porengrundwasserkörper stehen am ehesten im Austausch mit den Fließgewässern, die bei entsprechender Belastung einen Eintragspfad darstellen können. Zudem sind in diesen Tälern und Beckenlagen mit Zugang zu Grund- und Oberflächengewässerressourcen auch häufig urbane Bereiche sowie Industrie- und Gewerbegebiete angesiedelt, die ebenfalls zu erhöhten Werten der Indikatorensubstanzen führen können.
- Vereinzelt wurden die Indikatorensubstanzen auch im Tiefengrundwasser gefunden, im Einzelfall auch in Werten über der Toleranzwerte für Trinkwasser. Eine Befundaufklärung wird empfohlen.

Das GZÜV-Sondermessprogramm „Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen im Grundwasser“ ergänzt die bisherigen Wissensgrundlagen, die zur Erhaltung des guten Zustands der Grundwasserqualität beitragen. Eine Zusammenschau mit weiteren, geeigneten Grundwasserqualitätsdaten für die Abgrenzung von Interaktionsbereichen zwischen Grund- und Oberflächengewässern wird empfohlen, da die Wechselwirkungen zwischen den Abflüssen und Stofffrachten der Fließgewässer und dem Grundwasser insbesondere vor den zunehmenden Auswirkungen des Klimawandels an Bedeutung gewinnen.

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Indikatorsubstanzen des Indikatorentests für kommunale Verunreinigungen ..	8
Tabelle 2: Persistenz der Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen.	18
Tabelle 3: Mobilität der Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen.....	20
Tabelle 4: Ablaufkonzentrationen der Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen an österreichischen Testkläranlagen.....	21
Tabelle 5: Anzahl der beprobten Messstellen je Bundesland (inkl. Aufteilung in Poren-, Karst- und Kluft- sowie Tiefengrundwassermessstellen).....	23
Tabelle 6: Analytische Bestimmungs- und Nachweisgrenzen der untersuchten Parameter.....	24
Tabelle 7: Abgeleitete Toleranzwerte für Trinkwasser und Vorschlag Grundwasserqualitätsnorm.....	26
Tabelle 8: Semiquantitative Beurteilung der Beeinflussung durch kommunale Abwässer auf Basis der Anzahl quantifizierter Indikatorsubstanzen.....	28
Tabelle 9: Konzentrationen der Indikatorsubstanzen in Abläufen von Testkläranlagen in Österreich.	28
Tabelle 10: Nachweishäufigkeiten der Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen in den untersuchten Grundwasserproben (Anzahl der Messstellen).....	31
Tabelle 11: Anzahl von Grundwasserproben mit quantifizierten Werten (>BG) an den Messstellen der verschiedenen Grundwasserleitertypen.	35
Tabelle 12: Konzentrationsbereiche der Indikatorsubstanzen für kommunale Verunreinigungen in den untersuchten Grundwasserproben.....	38
Tabelle 13: Maximale Konzentration der Indikatorsubstanzen (Max) an den Messstellen der verschiedenen Grundwasserleitertypen.....	40
Tabelle 14: Anzahl der Messstellen mit Überschreitungen des abgeleiteten Toleranzwertes für Trinkwasser (Säuglinge; 20 % Auslastung der toxikologischen Kennzahl über den Konsum von Trinkwasser) und Anzahl der Messstellen mit Überschreitungen der vorgeschlagenen Grundwasserqualitätsnorm.....	41
Tabelle 15: Grundwassermessstellen mit Überschreitungen von Prüfwerten.....	42
Tabelle 16: Klassifikation der Messstellen nach Anzahl der gemessenen Indikatorsubstanzen je Messstelle	44

Tabelle 17: Indikatorkonzentrationen bei 5 %-Anteil kommunalem Abwasser aus Kläranlagenabläufen im Vergleich zu den maximalen Konzentrationen der Indikatorsubstanzen in den untersuchten Grundwassermessstellen sowie Anzahl der Messstellen mit Indikatorkonzentrationen >5 % Anteil kommunales Abwasser.	45
Tabelle 18: Anzahl von Grundwassermessstellen nach der Wahrscheinlichkeit einer Beeinflussung durch kommunale Abwässer bzw. hinsichtlich einer Beeinflussung durch kommunale Abwässer auffällig.	46

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Nachweishäufigkeiten der untersuchten Indikatorsubstanzen (in %) in absteigender Reihenfolge.....	30
Abbildung 2: Anzahl der Grundwassermessstellen je Anzahl quantifizierter Indikatorsubstanzen.	32
Abbildung 3: Anzahl der Grundwassermessstellen je Kombination von Indikatorsubstanzen.	33
Abbildung 4: Anzahl und Anteil von Messstellen mit quantifizierten Werten (>BG) je Grundwasserleitertyp.	35
Abbildung 5: Konzentrationsbereiche der Indikatorsubstanzen.	37
Abbildung 6: Häufigkeiten von Summenkonzentrationen untersuchter Arzneimittelwirkstoffe- und metabolite, untersuchter Korrosionsschutzmittel und aller untersuchten Indikatorsubstanzen.	39
Abbildung 7: Häufigkeit der Beeinflussung von Grundwassermessstellen durch (kommunale) Abwässer.	47
Abbildung 8: Beeinflussung von Grundwassermessstellen durch kommunale Abwässer in den Bundesländern Burgenland, Kärnten und Steiermark.	49
Abbildung 9: Grad der Beeinflussung durch kommunale Abwässer von Grundwassermessstellen in den Bundesländern Salzburg, Tirol und Vorarlberg.	51
Abbildung 10: Grad der Beeinflussung durch kommunale Abwässer von Grundwassermessstellen in den Bundesländern Oberösterreich und Wien.	52

Literaturverzeichnis

Bahlmann, A.; Brack, W.; Schneider, R. J.; Krauss, M. (2014): Carbamazepine and its metabolites in wastewater: Analytical pitfalls and occurrence in Germany and Portugal. *Water research*, 57, 104–114. doi.org/10.1016/j.watres.2014.03.022.

Bichler, A.; Muellegger, C.; Brünjes, R.; Hofmann, T. (2016): Quantification of river water infiltration in shallow aquifers using acesulfame and anthropogenic gadolinium. *Hydrological Processes*, 30 (11), 1742–1756. doi.org/10.1002/hyp.10735.

BMG (2014): Leitlinie Umgang mit nicht geregelten Fremdstoffen im Trinkwasser. Veröffentlicht mit Geschäftszahl: BMG-75210/0023-II/B/13/2014 vom 14.7.2014. Wien. [LL Trinkwasser nicht geregelte Fremdstoffe.pdf \(verbraucher.gesundheit.gv.at\)](https://www.verbraucher.gesundheit.gv.at/LL_Trinkwasser_nicht_geregelte_Fremdstoffe.pdf), abgerufen am 29.06.2023.

BMG (2015): Monitoringprogramm von Pharmazeutika und Abwasserindikatoren in Grund- und Trinkwasser. Forschungsprojekt - Endbericht. Wien: Bundesministerium für Gesundheit. [Monitoringprogramm von Pharmazeutika und Abwasserindikatoren in Grund- und Trinkwasser \(verbraucher.gesundheit.gv.at\)](https://www.verbraucher.gesundheit.gv.at/Monitoringprogramm_von_Pharmazeutika_und_Abwasserindikatoren_in_Grund-_und_Trinkwasser), abgerufen am 29.06.2023.

BMLRT (2020a): Arzneimittelwirkstoffe im Grundwasser – Anwendung einer LC-MS-Multimethode. GZÜV-Sondermessprogramm 2018. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, Wien. [Arzneimittelwirkstoffe im Grundwasser – \(bml.gv.at\)](https://www.bml.gv.at/Arzneimittelwirkstoffe_im_Grundwasser), abgerufen am 29.06.2023.

BMLRT (2020b): Untersuchung von Abwässern und Gewässern auf unterschiedliche toxikologische Endpunkte. Biologische Wirktests mittels in-vitro-Verfahren. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, Wien. [Untersuchung von Abwässern und Gewässern auf unterschiedliche toxikologische Endpunkte \(bml.gv.at\)](https://www.bml.gv.at/Untersuchung_von_Abwässern_und_Gewässern_auf_unterschiedliche_toxikologische_Endpunkte), abgerufen am 29.06.2023.

BMLRT (2022): Kommunales Abwasser. Lagebericht 2022. Bundesministerium für Landwirtschaft, Regionen und Tourismus, Wien. [Kommunales Abwasser \(bml.gv.at\)](https://www.bml.gv.at/Kommunales_Abwasser), abgerufen am 29.06.2023.

BMNT (2019): Arzneimittelwirkstoffe und Hormone in Fließgewässern. GZÜV Sondermessprogramm 2017/2018. Bundesministerium für Nachhaltigkeit und Tourismus,

Wien. [Arzneimittelwirkstoffe und Hormone in Fließgewässern \(bml.gv.at\)](https://www.bml.gv.at), abgerufen am 29.06.2023.

Chèvre, N., S. Coutu, J. Margot, H.K. Wynn, H.-P. Bader, R. Scheidegger und L. Rossi (2013): Substance flow analysis as a tool for mitigating the impact of pharmaceuticals on the aquatic system [online]. *Water research*, 47(9), 2995-3005. *Water research*. Verfügbar unter: [doi:10.1016/j.watres.2013.03.004](https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.03.004)

Doummar, J.; Geyer, T.; Baierl, M.; Nödler, K.; Licha, T.; & Sauter, M. (2014): Carbamazepine breakthrough as indicator for specific vulnerability of karst springs: Application on the Jeita spring, Lebanon. *Applied geochemistry*, 47, 150-156. doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.06.004.

ECHA (2022): Substance Information Sodium 4(or 5)-methyl-1H-benzotriazolide. - European Chemicals Agency. [Registration Dossier - ECHA \(europa.eu\)](https://www.echa.europa.eu), abgerufen am 29.06.2023.

EK (2022): COM (2022) 540 final: Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik, der Richtlinie 2006/118/EG zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung und der Richtlinie 2008/105/EG über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik. Europäische Kommission, 2022/0344 (COD), Brüssel. eur-lex.europa.eu/legal-content/DE/TXT/HTML/?uri=CELEX:52022PC0540, abgerufen am 30.05.2023.

Hai, F.; Yang, S.; Asif, M.; Sencadas, V.; Shawkat, S.; Sanderson-Smith, M.; Gorman, J.; Xu, Z.-Q.; Yamamoto, K. (2018): Carbamazepine as a Possible Anthropogenic Marker in Water: Occurrences, Toxicological Effects, Regulations and Removal by Wastewater Treatment Technologies. *Water*, 10 (2), S. 107. doi.org/10.3390/w10020107.

Huang, C.; Jin, B.; Han, M.; Yu, Y.; Zhang, G.; Arp, H. P. H. (2021a): The distribution of persistent, mobile and toxic (PMT) pharmaceuticals and personal care products monitored across Chinese water resources. *Journal of Hazardous Materials Letters*, 2, 100026. doi.org/10.1016/j.hazl.2021.100026.

Huang, C.; Jin, B.; Han, M.; Yu, Y.; Zhang, G.; Arp, H. P. H. (2021b): The distribution of persistent, mobile and toxic (PMT) pharmaceuticals and personal care products monitored across Chinese water resources. *Journal of Hazardous Materials Letters*, 2, 100026. doi.org/10.1016/j.hazl.2021.100026.

Illieva, D.; Morasch, B.; Haderlein, S. (2012): Risikominimierung beim Einsatz von Wärmeträgerflüssigkeiten: Einfluss von Additiven auf Umweltverhalten und Abbaubarkeit im Untergrund. Abschlussbericht, Förderkennzeichen ZO4E 28006, Tübingen.
Risikominimierung beim Einsatz von Wärmeträgerflüssigkeiten: Einfluss von Additiven auf Umweltverhalten und Abbaubarkeit im Untergrund (lubw.de), abgerufen am 29.06.2023.

IMS-Health (2015): DPMÖ/DPMÖK Sonderstudie für das Umweltbundesamt: Arzneimittelverbrauch 2014, Wien.

Jekel, M.; Dott, W.; Bergmann, A.; Dünnbier, U.; Gnirß, R.; Haist-Gulde, B.; Hamscher, G.; Letzel, M.; Licha, T.; Lyko, S.; Miehe, U.; Sacher, F.; Scheurer, M.; Schmidt, C. K.; Reemtsma, T.; Ruhl, A. S. (2015): Selection of organic process and source indicator substances for the anthropogenically influenced water cycle. *Chemosphere*, 125, 155–167. doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.025.

Kahl, S.; Kleinstüber, S.; Nivala, J.; van Afferden, M.; Reemtsma, T. (2018): Emerging Biodegradation of the Previously Persistent Artificial Sweetener Acesulfame in Biological Wastewater Treatment. *Environmental science & technology*, 52 (5), 2717–2725. doi.org/10.1021/acs.est.7b05619.

Kunkel, U.; Radke, M. (2012): Fate of pharmaceuticals in rivers: Deriving a benchmark dataset at favorable attenuation conditions. *Water research*, 46 (17), 5551–5565. doi.org/10.1016/j.watres.2012.07.033.

Lamastra, L.; Balderacchi, M.; Trevisan, M. (2016): Inclusion of emerging organic contaminants in groundwater monitoring plans. *MethodsX*, 3, 459–476. doi.org/10.1016/j.mex.2016.05.008.

Lonappan, L.; Brar, S. K.; Das, R. K.; Verma, M.; Surampalli, R. Y. (2016): Diclofenac and its transformation products: Environmental occurrence and toxicity - A review. *Environment International*, 96, 127–138. doi.org/10.1016/j.envint.2016.09.014.

Loos, R.; Locoro, G.; Comero, S.; Contini, S.; Schwesig, D.; Werres, F.; Balsaa, P.; Gans, O.; Weiss, S.; Blaha, L.; Bolchi, M.; Gawlik, B. M. (2010): Pan-European survey on the occurrence of selected polar organic persistent pollutants in ground water. *Water research*, 44 (14), 4115–4126. doi.org/10.1016/j.watres.2010.05.032.

Marazuela, M.A., G. Formentin, K. Erlmeier und T. Hofmann, 2023a: Acesulfame allows the tracing of multiple sources of wastewater and riverbank filtration [online]. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*, 323, 121223. *Environmental pollution (Barking, Essex : 1987)*. Verfügbar unter: [doi:10.1016/j.envpol.2023.121223](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.121223)

Marazuela, M.A., G. Formentin, K. Erlmeier und T. Hofmann, 2023b: Seasonal biodegradation of the artificial sweetener acesulfame enhances its use as a transient wastewater tracer [online]. *Water research*, 232, 119670. *Water research*. Verfügbar unter: [doi:10.1016/j.watres.2023.119670](https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.119670)

Margot, J.; Rossi, L.; Barry, D. A.; Holliger, C. (2015): A review of the fate of micropollutants in wastewater treatment plants. *WIREs Water*, 2 (5), 457–487. doi.org/10.1002/wat2.1090.

Mersmann, P. (2003): Transport- und Sorptionsverhalten der Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin, Clofibrinsäure, Diclofenac, Ibuprofen und Propyphenazon in der wassergesättigten und - ungesättigten Zone. Doctoral Thesis, Technische Universität Berlin, Berlin. [Transport- und Sorptionsverhalten der Arzneimittelwirkstoffe Carbamazepin, Clofibrinsäure, Diclofenac, Ibuprofen und Propyphenazon in der wassergesättigten und ungesättigten Zone \(tu-berlin.de\)](https://tu-berlin.de); abgerufen am 29.06.2023.

Neumann, M.; Schliebner, I. (2019a): Protecting the sources of our drinking water: The criteria for identifying persistent, mobile and toxic (PMT) substances, and very persistent and very mobile (vPvM) substances under EU REACH Regulation (EC) No 1907/2006. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

Neumann, M.; Schliebner, I. (2019b): Protecting the sources of our drinking water: The criteria for identifying persistent, mobile and toxic (PMT) substances, and very persistent and very mobile (vPvM) substances under EU REACH Regulation (EC) No 1907/2006. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.

ÖWAV (Hrsg.) (2019): Branchenbild der österreichischen Abwasserwirtschaft 2020. Wien: Österreichischer Wasser- und Abfallwirtschaftsverband. Online verfügbar unter www.oewav.at/upload/medialibrary/oewav_bb_2020_gesamt_DL.pdf, zuletzt geprüft am 21.07.2022.

Reyes, N. J.; Geronimo, F. K.; Yano, K. A.; Guerra, H. B.; Kim, L. H. (2021): Pharmaceutical and Personal Care Products in Different Matrices: Occurrence, Pathways, and Treatment Processes. *Water*, (13).

Rutere, C.; Posselt, M.; Ho, A.; Horn, M. A. (2021): Biodegradation of metoprolol in oxic and anoxic hyporheic zone sediments: unexpected effects on microbial communities. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 105 (14-15), 6103–6115. doi.org/10.1007/s00253-021-11466-w.

Schödl, I.; Hilliges, F. (2021): Vorkommen künstlicher Süßstoffe in deutschen Grundwässern. *Grundwasser*, 26 (4), 357–365. doi.org/10.1007/s00767-021-00489-9.

Schulze, S.; Zahn, D.; Montes, R.; Rodil, R.; Quintana, J. B.; Knepper, T. P.; Reemtsma, T.; Berger, U. (2019): Occurrence of emerging persistent and mobile organic contaminants in European water samples. *Water research*, 153, 80–90. doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.008.

Sundstol Eriksen, G.; Amundsen, C. E.; Bernhoft, A.; Eggen, T.; Grave, K.; Halling-Sorensen, B.; Källqvist, T.; Sogn, T.; Sverdrup, L. (2009): Risk assessment of contaminants in sewage sludge applied on Norwegian soils. Opinion of the Panel on Contaminants in the Norwegian Scientific Committee for Food Safety.

Umweltbundesamt (2017): Hartmann, C.: Abgeleitete Toleranzwerte für ausgewählte Arzneimittelwirkstoffe in Trinkwasser. REP-0623, Wien. [rep0623.pdf](https://www.umweltbundesamt.at/medien/veroeffentlichungen/2017/06/23/rep0623.pdf) (umweltbundesamt.at), abgerufen am 29.06.2023.

Umweltbundesamt (in Veröffentlichung): Brielmann, H.; Haas, J.; Birk, S.; Roll, M.; Kulscar, S.; Zieritz, I.; Eisenkölb, G.; Rosmann, T. (in Veröffentlichung): Integrative Groundwater Assessment. Ergebnisse des Indikatorentests für kommunale Verunreinigung in der Mur und den Grundwasserkörpern entlang der Mur, Endbericht. Umweltbundesamt, Wien.

Weber, W. H.; Müller, A.; Weiss, S.; Seitz, W.; Schulz, W. (2009): 1H-Benzotriazol und Tolyltriazole in der aquatischen Umwelt: Vorkommen in Grund-, Oberflächen- und Abwasser im Gebiet Donauried-Hürbe. *Vom Wasser*, (107), 3–34.

Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Regionen und Wasserwirtschaft

Stubenring 1, 1010 Wien

bml.gv.at